LEUPHANA
UNIVERSITÄT LÜNEBURG

Die CBD, ‚Biopiraterie' und Gerechtigkeit

Stumpf, Klara Helene

Published in:
Treffpunkt Biologische Vielfalt XI

Publication date:
2012

Document Version
Verlags-PDF (auch: Version of Record)

Link to publication

Citation for pulished version (APA):
Stumpf, K. H. (2012). Die CBD, ‚Biopiraterie' und Gerechtigkeit: Eine gerechtigkeitstheoretische Rekonstruktion der ‚Biopiraterie'-Debatte. In U. Feit, & H. Korn (Hrsg.), *Treffpunkt Biologische Vielfalt XI: Interdisziplinärer Forschungsaustausch im Rahmen des Übereinkommens über die biologische Vielfalt* (S. 95-100). (BfN-Skripten; Band 309). Bundesamt für Naturschutz.

General rights
Copyright and moral rights for the publications made accessible in the public portal are retained by the authors and/or other copyright owners and it is a condition of accessing publications that users recognise and abide by the legal requirements associated with these rights.

- Users may download and print one copy of any publication from the public portal for the purpose of private study or research.
- You may not further distribute the material or use it for any profit-making activity or commercial gain
- You may freely distribute the URL identifying the publication in the public portal ?

Take down policy
If you believe that this document breaches copyright please contact us providing details, and we will remove access to the work immediately and investigate your claim.

Download date: 12. Juli. 2025

Ute Feit und Horst Korn (Bearb.)

Treffpunkt Biologische Vielfalt XI

Interdisziplinärer Forschungsaustausch im Rahmen des Übereinkommens über die biologische Vielfalt

Forschung für das Leben

BfN-Skripten 309

2012

Treffpunkt Biologische Vielfalt XI

Interdisziplinärer Forschungsaustausch im Rahmen des Übereinkommens über die biologische Vielfalt

Bearbeitung

Ute Feit
Horst Korn

Bundesamt für Naturschutz

Titelbild: Annette Pahl, Ute Feit
Fotos: Horst Korn

Konzeption und Redaktion:

Ass. iur. Ute Feit
Dr. habil. Horst Korn
Bundesamt für Naturschutz
INA Insel Vilm
18581 Putbus

Fachbetreuung des F+E-Vorhabens durch das BfN: Ass. iur Ute Feit

Die Beiträge der Skripten werden aufgenommen in die Literaturdatenbank ***„DNL-online“*** (www.dnl-online.de).

BfN-Skripten sind nicht im Buchhandel erhältlich. Eine pdf-Version dieser Ausgabe kann unter http://www.bfn.de/0502_skriptliste.html?&no_cache=1 heruntergeladen werden.

Herausgeber: Bundesamt für Naturschutz
Konstantinstr. 110
53179 Bonn
Telefon: 0228/8491-0
Fax: 0228/8491-9999
URL: www.bfn.de

Der Herausgeber übernimmt keine Gewähr für die Richtigkeit, die Genauigkeit und Vollständigkeit der Angaben sowie für die Beachtung privater Rechte Dritter. Die in den Beiträgen geäußerten Ansichten und Meinungen müssen nicht mit denen des Herausgebers übereinstimmen.

Nachdruck, auch in Auszügen, nur mit Genehmigung des BfN.

Druck: BMU-Druckerei

Gedruckt auf 100% Altpapier

ISBN 978-3-89624-043-9

Bonn – Bad Godesberg 2012

Inhaltsverzeichnis

Vorwort 7

RÜDIGER HAUM
Die Rolle der Forschung in einer großen Transformation 9

Agrobiodiversität

BIRTE BREDEMEIER
Abschätzung der Auswirkungen unterschiedlicher landwirtschaftlicher Anbauverfahren auf die Natur 13

MANUELA MONZKA
Ökologische Untersuchung der Libellenzönose an einer fischereilichen Versuchsteichanlage im Oberlausitzer Heide- und Teichgebiet, unter besonderer Berücksichtigung der Bewirtschaftungsintensität 19

SYLVI BIANCHIN; MARCO NEUBERT
Lücken im Netz – GIS basierte Bestandsaufnahme ökologischer Netzwerke in ausgewählten Grenzregionen Mitteleuropas 25

Wälder

SITI NURLEILY MARLIANA; FERDINAND RÜHE
Biodiversity of the Dieng mountains ecosystem, Java, Indonesia: Floristic composition of the vegetation and species richness of the mammalian and avifauna communities 31

MATTHIAS JANTSCH; ANTON FISCHER
Änderungen in der pflanzlichen Biodiversität von Buchenwäldern in Bayern unter dem Aspekt von Global Change 39

SEBASTIAN DITTRICH; MASCHA JACOB
Auswirkungen der natürlichen Altersdynamik naturnaher Fichtenwälder auf die Pflanzendiversität im Nationalpark Harz 45

Taxonomie, Indikatorenentwicklung, Monitoring

CARSTEN MEYER
Globale Biodiversität – Analyse and Quantifizierung von Geografischen und Taxonomischen Wissenslücken für den Naturschutz 51

AXEL DRECHSLER
Einfluss anthropogener Maßnahmen auf die Populationen von FFH-Arten – Artenschutz am Beispiel des Kammmolches (*Triturus cristatus*) in Krefeld 55

LAURA LUFT
Konzepterstellung und -bewertung für ein naturschutzfachliches Monitoring in der Döberitzer Heide durch den Vergleich internationaler Monitoringkonzepte 61

Biodiversität und Klima

CHRISTINA VON ZINGLER
Anpassung an die Folgen des Klimawandels – Flexibilisierung des Gebietsschutzrechtes? 65

JANINE SYBERTZ; MICHAEL REICH
Artenpoolvergleiche klimaanaloger Räume als Methode zur Abschätzung von klimawandelbedingten Veränderungen in der Zusammensetzung von Vogellebensgemeinschaften 71

Genetische Ressourcen, Zugang und Vorteilsausgleich

BEVIS FEDDER
Biologische Datenbanken als Instrument für ein verbessertes Nutzungsregime von meeresgenetischen Ressourcen 77

CLAUDIA FRICKE; PETER H. FEINDT, MARTIN FÜHR, & LEO DEMPFLE
Biopatente in der Tierzucht 83

MANUELA NAGEL
Erhaltung von pflanzengenetischen Ressourcen in der Bundeszentralen Ex Situ-Genbank Gatersleben 89

KLARA HELENE STUMPF
Die CBD, ‚Biopiraterie' und Gerechtigkeit. Eine gerechtigkeitstheoretische Rekonstruktion der ‚Biopiraterie'-Debatte 95

SARAH WINANDS
Welchen Einfluss hat die Heterogenität von Ökosystemen und Wohlstand auf die Stabilität internationaler Biodiversitätsabkommen? 101

In-situ Erhaltung / gebietsfremde Arten

PHILIP SCHMITZ; KLAUDIA WITTE
E+E-Vorhaben "Wisente im Rothaargebirge" 107

NORA-PHOEBE ERLER
Invasive Tier- und Pflanzenarten und der völkerrechtliche Schutz der marinen Artenvielfalt 113

SABINE SCHÜCKEL; ANNE F. SELL, INGRID KRÖNCKE & HENNING REISS
Nahrungskonkurrenz zwischen kommerziellen und nichtkommerziellen Plattfischarten in der südlichen Nordsee 119

Biodiversität der Städte, Landschaftsplanung

DIANA GOERTZEN
Biodiversität im städtischen Raum: Analyse und Entwicklung von Managementkonzepten für städtische Stillgewässer am Beispiel der Libellenfauna von Großstädten 125

CHRISTOF JANKO
Urbanisation von Wildtieren – Veränderungen der Verhaltensbiologie des Rotfuchses (*Vulpes vulpes*) in urbanen Räumen in Verbindung zur Dimension der Alveolären Echinokokkose beim Menschen 131

Biodiversität und Wirtschaft

NICO HEITEPRIEM
Unternehmen & Biodiversität – Biodiversität im unternehmerischen Immobilien- und Liegenschaftsmanagement 137

YELVA LARSEN
Bioökonomie - Gefahr oder Chance? Eine kritische Anmerkung zu den Prioritäten der Bioökonomieforschung in Bezug auf den Erhalt der biologischen Vielfalt 145

Biodiversität und Ethik

KATRIN REUTER
Der intrinsische Wert der Biodiversität und das gute Leben 149

Biodiversität und Bildung

PETER STURM; TANJA BERTHOLD
Das Projekt „Tiere live“ – ein Beitrag zur Umsetzung der Bayerischen Biodiversitätsstrategie in der schulischen und außerschulischen Umweltbildung 157

JAN MÖLLER, ULRIKE RITTER & DORIS ELSTER
Forschungsbasierte Lehrerbildung für eine nachhaltige Zukunft – das EU-Projekt INQUIRE 167

Ökonomische Bewertung und Finanzierung ökosystemarer Dienstleistungen/ Anreizmaßnahmen

OLIVER THOMSEN
Ökonomische Bewertung von Natur mittels indirekter, marktnaher Methoden (hedonische Modellierung) 173

NORA VOGT
Lock-in Effekte und die Bedeutung von Sozialkapital in Naturschutzauktionen 179

Biodiversität und Bewusstseinsbildung / Akzeptanzförderung

THIEMEN BOLL
Anbau und Nutzung von Dendromasse – veränderte Landnutzung und Akzeptanzprobleme 185

SEBASTIAN BECKER
Beschäftigung im Grünen – welche Wirkungsweise der Permakulturgarten auf die Persönlichkeit der dort aktiven Menschen hat 193

Vorwort

Übernutzung, Habitatverluste, Klimawandel, Raubbau. Die Welt ist verwundbarer geworden. Auch die kommenden 10 Jahre werden wesentlich im Zeichen der Biodiversität stehen. Nachdem die letzte Vertragsstaatenkonferenz des Übereinkommens über die Biologische Vielfalt (CBD) in Nagoya die neuen strategischen Biodiversitätsziele (Strategic Plan 2020) verabschiedet hatte, haben die Vereinten Nationen eine Dekade der Biodiversität ausgerufen. Damit sollen die vielfältigen Bemühungen zur Erreichung der in hohem Maße integrativen Ziele der CBD auch in den nächsten Jahren fortgesetzt und sogar weiter verstärkt werden. Dies ist auch dringend geboten. Laut dem Strategischen Plan der internationalen Gemeinschaft ist sich die Wissenschaft heute einig, dass bei einer Fortdauer der derzeitigen Einwirkungen von einem weiter anhaltenden Verlust an Biodiversität in diesem Jahrhundert auszugehen ist und dass mit zunehmendem Überschreiten verschiedener Schwellen oder „Kipppunkte“ die Gefahr drastischer Konsequenzen für die menschlichen Gesellschaften besteht. Wenn nicht dringend Maßnahmen ergriffen werden, um die derzeitigen Trends umzukehren, könnte auch der Verlust einer Vielzahl von Dienstleistungen, die von den Ökosystemen erbracht und von der biologischen Vielfalt unterstützt werden, noch schneller voranschreiten.

Die im Strategischen Plan aufgeführten Eckpfeiler für eine Trendwende identifizieren vor allem einen erheblichen Bedarf an geeigneter Biodiversitätsforschung als Grundlagen insbesondere für eine globale Überwachung und eine regelmäßige Bewertung des Zustandes der biologischen Vielfalt sowie eine entsprechende Politikberatung. Eine integrative Forschungsperspektive, die neben ökologisch- naturwissenschaftlichen auch soziale und ökonomische Aspekte berücksichtigt, ist dafür unverzichtbar.

Das Bundesamt für Naturschutz (BfN) setzt sich seit Jahren für eine Stärkung der Biodiversitätsforschung in Deutschland ein. Dem bundesweiten Aufruf des BfN folgend, trafen sich auch 2011 wieder 35 Nachwuchswissenschaftlerinnen und Nachwuchswissenschaftler aus den unterschiedlichsten Fachbereichen und Universitäten an der Außenstelle, der Internationalen Naturschutzakademie Insel Vilm, um eine Auswahl an aktueller Biodiversitätsforschung vorzustellen. Der vorliegende Tagungsband gibt in Kurzform die in zwölf Themenblöcken präsentierten wissenschaftlichen Beiträge wieder.

Die Bandbreite der behandelten Forschung reicht unter anderem von Themen wie Agrobiodiversität, Monitoring und In-Situ Erhaltung bis hin zur Biodiversität im Zusammenhang mit Städten, Wirtschaft, Ethik und Klima. Dabei wird immer deutlicher, dass der Erhalt von Biodiversität eine Grundvoraussetzung für Lebensqualität und globale Gerechtigkeit ist.

Die Zusammenarbeit zwischen BfN und den Universitäten im Rahmen der Nachwuchsförderung hat sich erneut bewährt: Die Wissenschaftlerinnen und Wissenschaftler nehmen den drängenden Forschungsbedarf und die Fragen aus der Praxis wahr und werden so motiviert. Sie erfahren, dass der Einsatz für interdisziplinäre und problemorientierte Forschung durch das BfN aktiv gefördert wird. Gleichzeitig gewinnt das Bundesamt einen Überblick über Ergebnisse der aktuellen Biodiversitätsforschung und kann Kontakte zu Wissenschaftlerinnen und Wissenschaftlern disziplinübergreifend aufbauen bzw. pflegen.

Die UN-Dekade zur biologischen Vielfalt hat neue Zeithorizonte für die Biodiversitätsziele bis zum Jahr 2020 gesetzt. Damit die Bilanz am Ende der Dekade besser ausfällt als heute, sind enorme Anstrengungen notwendig. Die Wissenschaft ist hier ein Schlüssel. Wir brauchen heute mehr denn je exzellente, aber auch kreative und mutige Wissenschaftlerinnen und Wissenschaftler, die bereit sind auch disziplinüber-

greifend und problemorientiert zu forschen. Dass es solche gibt, beweist dieser Tagungsband einmal mehr!

Prof. Dr. Beate Jessel

Präsidentin des Bundesamtes für Naturschutz

Treffpunkt Biologische Vielfalt 11	2012	9 - 11	Hrsg.: Bundesamt für Naturschutz, Bonn

Die Rolle der Forschung in einer großen Transformation

RÜDIGER HAUM

Der Mensch hat sich, in den Worten des Wissenschaftlers Paul Crutzen, ein eigenes Zeitalter geschaffen: Das Anthropozän. Seit Mitte des 18. Jahrhunderts hat er sich auf 7 Milliarden Exemplare vermehrt, etwa die Hälfte der Erdoberfläche bebaut oder gepflügt, die Zusammensetzung der Erdatmosphäre dramatisch verändert, einen Großteil der Urwälder abgeholzt und dafür gesorgt, dass Tier- und Pflanzarten schneller aussterben als je zuvor. Er ist, um bei den Worten Crutzens zu bleiben, eine bestimmende Einflussgröße seiner Umwelt geworden.

Der Wissenschaftliche Beirat der Bundesregierung geht davon aus, dass die Art und Weise wie ein Großteil der Menschen lebt, produziert und konsumiert die natürlichen Lebensgrundlagen ernsthaft gefährdet. Um langfristige, schädliche und eventuell unumkehrbare Veränderungen des Erdsystems zu vermeiden, ist eine große Transformation von Nöten. In seinem jüngsten Gutachten hat der Beirat eine solche Transformation zur Nachhaltigkeit am Beispiel Klimaschutz beschrieben.

Die grundlegende Annahme ist, dass die Menschheit ihre Kohlendioxidemissionen bis 2015 auf fast null reduzieren muss und bis zu diesem Zeitpunkt insgesamt nur noch 750 Milliarden Tonnen Kohlendioxid ausstoßen darf. Sind beide Bedingungen erfüllt, lässt sich die bereits im Gang befindliche Klimaerwärmung mit einer Wahrscheinlichkeit von 67 Prozent auf 2°C begrenzen. Soll die Chance auf 75 Prozent erhöht werden, reduziert sicht die erlaubte Gesamtmenge an Emissionen auf 600 Milliarden Tonnen. In der Praxis heißt das, dass fast alle Industrie- und Schwellenländer ihre Treibhausgasemissionen ab sofort viel radikaler reduzieren müssen als bisher und auch Entwicklungsländer langfristig nicht um emissionsfreies Leben herum kommen. Eine große Transformation wird also fast keinem Land der Erde erspart bleiben.

Was am Ende einer großen Transformation steht, ist trotz der Eindeutigkeit des abstrakten Ziels zu großen Teilen offen. So ist beispielweise mit hoher Wahrscheinlichkeit anzunehmen, dass die Energieversorgung aus erneuerbaren Energiequellen geschehen wird. Welche Technologien dies zu wie vielen Teilen übernehmen, wie sie genau aussehen, wie sie organisiert sind oder wie viel Energie Verbraucher einsparen müssen, ist bisher nicht genau absehbar. Technologische aber auch gesellschaftliche Entwicklung lässt sich schwer vorhersagen und noch schlechter bestimmen. Transformationen sind letztendlich gesellschaftliche Such- und demokratische Entscheidungsprozesse.

Gerade aus diesem Grund hat die Forschung nach Ansicht des WBGU eine zentrale Rolle im Transformationsprozess. Sie sollte tun, was sie schon immer getan hat: Das Erdsystem sowie menschliche Gesellschaften verstehen, Probleme aufwerfen und Lösungen entwickeln. Auf die Forschung kommen aber im Angesicht der notwendigen Transformation eine Reihe von neuen Herausforderungen hinzu, derer sie sich zusätzlich annehmen sollte. Dazu gehören auf der einen Seite die Aspekte der Transformation an sich. Transformationen sind Prozesse komplexer Umorganisation von Gesellschaften. Wissenschaft sollte, unter dem Überbegriff Transformationsforschung, historische Transformationsprozesse besser verstehen und zukünftige Transformationen besser entwerfen lernen. Gleichzeitig sollte Forschung stärker als

bisher sich ihrer gesellschaftlichen Verantwortung bewusst werden und Ihre Forschungsziele vermehrt auf von der Gesellschaft bestimmte Probleme richten und interdisziplinär Lösungen entwickeln.

Auf der anderen Seite muss sich die Forschung den Anforderungen an die Vermittlung ihrer Ergebnisse in die Gesellschaft stellen. Voraussetzung für die Unterstützung und Identifikation mit dem Transformationsprozess sind ein Verständnis der zu Grunde liegenden Probleme und Einsicht in die Notwendigkeit zur Veränderung. Aus dieser Anforderung ergeben sich neue Herausforderungen für Wissensvermittlung – auch für Wissenschaftler. Das Wissen über natürliche und soziale Systeme ist sehr komplex und nimmt ständig zu. Es beruht auf empirisch fundierten, komplexen, wahrscheinlichkeitsbasierten Modellen, deren Inhalte und Aussagekraft Laien nur schwer zu vermitteln sind. Die möglicherweise schädlichen Folgen globaler Umweltveränderungen sind noch kaum direkt erfahrbar und lassen sich mit abstrakten Modellen nur schwer vermitteln. Auch die Forschung muss darüber nachdenken, wie sie ein gewisses Grundverständnis über komplexe Systeme, globale Umweltprobleme und Transformationsprozesse in die Bevölkerung vermitteln kann.

Empirisch gesichertes Wissen ist die Voraussetzung, aber kein Garant für die gesellschaftliche Lösung komplexer (Umwelt)Probleme. Am durchwachsenen Resultat der bisherigen globalen Klimapolitik wird besonders anschaulich, dass fundiertes Expertenwissen, wie in den Sachstandsberichten des IPCC dargestellt, allein nicht ausreicht, um Einsichten direkt oder über die Mobilisierung einer ausreichend großen Öffentlichkeit in global wirksame Handlungen umzuwandeln.

Die Wissensaneignung ist eine notwendige, aber längst nicht hinreichende Bedingung für Handlungen zur Unterstützung der Transformation. Partizipation ist ein Schritt in Richtung Handeln. Der WBGU geht davon aus, dass latente bzw. immanente Akzeptanzhemmnisse – insbesondere bezüglich Ergebnissen der Klimaforschung, der Biodiversitätsforschung oder der Agrartechnikforschung – durch Bildung und hierbei insbesondere durch die direkte Beteiligung der Gesellschaft am Forschungsprozess gemindert werden können. Partizipation der Bürgergesellschaft sowie die Bedeutung von Akzeptanz und Legitimität sind nach Ansicht des WBGU ein wesentliches Element für die Transformation in eine klimaverträgliche, nachhaltige Gesellschaft. Dementsprechend ist breite gesellschaftliche Partizipation auch im Forschungsprozess wesentlich. Aber Partizipation muss gewollt und organisiert werden- von der Politik, von der Gesellschaft aber eben auch von Wissenschaftlern und Wissenschaftlerinnen.

Zur gesellschaftlichen Partizipation gehört auch die verständliche, fundierte und differenzierte Wissenschafts- und Forschungskommunikation. Sie zeichnet sich durch eine für Laien transparente, logisch nachvollziehbare und allgemein verständliche Aufbereitung der Herleitungen, Begründungen, Annahmen und eventueller Empfehlungen aus. Auch hier liegt eine besondere Herausforderung für Forscher und Forscherinnen.

Möchte Forschung zum Gelingen einer Transformation zu einer nachhaltigen Gesellschaft beitragen, sollte sie sich (noch) stärker den Herausforderungen einer Transformation stellen. Für Forscherinnen und Forscherinnen heißt das im ersten Schritte, dass sie sich der Frage stellen müssen, wie sich ihre Forschung zu den oben skizzierten Anforderungen verhält. Im zweiten Schritt sollten sie dann, möglichst im Sinne der Transformation, handeln.

Rüdiger Haum, PhD.
Wissenschaftlicher Beirat der Bundesregierung Globale Umweltveränderungen (WBGU)
Luisenstr. 46
10117 Berlin
rhaum@wbgu.de

Treffpunkt Biologische Vielfalt 11	2012	13 - 18	Hrsg.: Bundesamt für Naturschutz, Bonn

Abschätzung der Auswirkungen unterschiedlicher landwirtschaftlicher Anbauverfahren auf die Natur

BIRTE BREDEMEIER

Schlagwörter: Agrobiodiversität, konventionelle Landwirtschaft, Ökologischer Landbau, Ökobilanz, GVO

1 Einführung

Vor dem Hintergrund eines zunehmenden politischen und gesellschaftlichen Interesses an den Umweltwirkungen der Landwirtschaft (DEIKE et al. 2009) kommt auch der Förderung des Ökolandbaus und anderer Agrarumweltmaßnahmen eine wachsende Bedeutung zu. In Deutschland wurden im Jahr 2010 etwa 7,3 % der landwirtschaftlichen Betriebe und 5,9 % der landwirtschaftlichen Nutzfläche ökologisch bewirtschaftet (BMELV 2011). Die Anforderungen an eine nachhaltige Nutzung und Landwirtschaft im Sinne des Übereinkommens über die biologische Vielfalt werden im ökologischen Landbau nach landläufiger Meinung bereits in hohem Maße berücksichtigt (vgl. BMU 2007). Diese Auffassung lässt sich unter anderem mit Hinweisen auf die Bedeutung ökologischer Anbauverfahren für den Naturschutz im Rahmen der Produktwerbung sowie mit inhaltlichen Vorgaben in den Richtlinien der Anbauverbände begründen, die eine entsprechende Erwartungshaltung bezüglich ökologischer Leistungen im Sinne des Arten- und Biotopschutzes bewirken (FRIEBEN 1998). Das Ausmaß und die Rahmenbedingungen dieses Vorteils im Vergleich zu konventioneller Bewirtschaftung sind bisher jedoch unklar. Darüber hinaus stellt der Einsatz von gentechnisch veränderten Pflanzen im konventionellen Anbau eine Sonderproblematik dar. Der GVO-Anbau kann zu Umweltauswirkungen führen, die mit den Zielen der nationalen Strategie zur biologischen Vielfalt nicht übereinstimmen. Unerwünschte schädliche Auswirkungen von gentechnisch veränderten Organismen auf Mensch und Natur können nach derzeitigem Wissensstand nicht ausgeschlossen werden, da durch die Gentechnik Gen- und Eigenschaftskonstruktionen entstehen, die unter natürlichen Bedingungen nicht vorkommen (ZELLER et al. 2010). Um ihre Wirkung auf die Natur abschätzen zu können, werden Effekte des GVO-Anbaus im Allgemeinen mit denen eines praxisüblichen, konventionellen Anbaus verglichen. Dass bei der Bewertung der Umweltverträglichkeit jedoch die Wahl des Vergleichsstandards eine wesentliche Rolle spielt, machen u. a. die Arbeiten von MARVIER et al. (2007) deutlich. So sind negative Effekte des Anbaus von Bt-Mais auf Nicht-Zielorganismen unterschiedlich stark ausgeprägt, je nachdem, ob mit einem ökologischen oder einem intensiven Anbausystem verglichen wird.

Ansätze, um einen angemessenen, umfassenden Vergleich von Anbausystemen durchzuführen, stehen methodisch noch am Anfang. Zwar wurden bisher in zahlreichen Studien Vergleiche der Vegetation und Fauna konventionell und ökologisch bewirtschafteter Äcker sowie der Vegetation des Grünlands durchgeführt (u. a. FRIEBEN 1998, BENGTSSON et al. 2005, FULLER et al. 2005, CLOUGH et al. 2007, RUNDLÖF et al. 2010). Weitere Studien analysieren die Bedeutung der Landschaftsstruktur für die Biodiversität. In einigen Untersuchungen erweist sich in diesem Zusammenhang die Landschaftsstruktur als entscheidender Einflussfaktor für die Biodiversität im Vergleich zu Anbauweisen (WEIBULL et al. 2000, 2003). Demgegenüber stellen andere Studien einen signifikanten Zusammenhang von Landschaftsstruktur und

Anbauweise heraus und lassen vermuten, dass die Effekte einer reduzierten Bewirtschaftungsintensität im Ökolandbau immer auch landschaftsstrukturabhängig sind (ROSCHEWITZ et al. 2005, RUNDLÖF & SMITH 2006, DÄNHARDT et al. 2010). Aufgrund einer fehlenden Standardisierung von Untersuchungsdesigns und -bedingungen sind diese Ergebnisse jedoch nur in begrenztem Maße vergleichbar. Im Rahmen des BfN-geförderten F+E-Vorhabens „Abschätzung der Auswirkungen unterschiedlicher landwirtschaftlicher Anbauverfahren auf die Natur“ soll dementsprechend ein ökobilanzartiger Ansatz zum Tragen kommen, um die Effekte verschiedener Anbauweisen auf die Biodiversität (Schwerpunkt Arten und Biotope) abzuschätzen. Ökobilanzen dienen der Analyse von potentiellen Umweltwirkungen einzelner Produkte während deren gesamten Lebenswegs (vgl. DIN EN ISO 14040). Insbesondere im Zusammenhang mit Richtungsentscheidungen in der Agrar-Umweltpolitik erlangen sie als Entscheidungsgrundlage zunehmend an Bedeutung, da sie auf Bundesebene die Entscheidungsbasis angemessen aufbereiten können - beispielsweise im Hinblick auf den Umgang mit GVO, Bioenergie oder Entscheidungen über Förderungen für den Ökolandbau. Aufgrund eines Methoden- und Wissensdefizits wurden Aspekte der Erhaltung der Leistungsfähigkeit des Naturhaushalts und der Biodiversität bisher jedoch nur unzureichend in die Ökobilanz und damit auch in politische Entscheidungen einbezogen (URBAN et al. 2011). Für das vorliegende Projekt soll die Ökobilanzierung als standardisiertes Instrument zur Abschätzung von Produktwirkungen auf die Umwelt dementsprechend an die Erfordernisse der Bilanzierung von Anbauwirkungen angepasst werden. Am Beispiel ausgewählter Modellregionen sollen unterschiedliche Anbauoptionen anhand von Szenarien mittels eines GIS modelliert sowie aus naturschutzfachlicher Sicht bewertet werden und so der Politik zur Folgenabschätzung dienen. Dabei berücksichtigte Anbauweisen sind die konventionelle Bewirtschaftung mit und ohne Einsatz von gentechnisch veränderten Organismen sowie der ökologische Landbau.

Fragestellungen, die im Rahmen des Projektes beantwortet werden sollen, sind u. a.

a) Hat der ökologische Landbau in Summation Auswirkungen auf die Biodiversität innerhalb eines betrachteten Raums? Liegen Koinzidenzen zwischen naturschutzfachlich wertvollen Bereichen und dem Ökolandbau vor?

b) Welche anderen Faktoren gehen regelmäßig mit dem ökologischen Landbau einher?

c) Welche Bewirtschaftungsmaßnahmen/Standort-Kombinationen wirken positiv bzw. negativ auf die Biodiversität?

2 Methodik

Literaturrecherche

Als Grundlage einer zu entwickelnden Methodik wird der derzeitige Wissensstand zu Wirkungen des ökologischen Landbaus und des Einsatzes von GVO systematisiert sowie die Qualität dieser Daten bewertet. Hieraus werden Aussagen zur Wirkung der jeweiligen Anbauweise unter definierten Rahmenbedingungen abgeleitet. Dabei werden neben den naturräumlichen und standörtlichen vor allem verfahrenstechnische Bedingungen berücksichtigt, wie beispielsweise die Bodenbearbeitung und Fruchtfolge als wesentliche Elemente einer ökologischen Bewirtschaftung. Dieser Schritt dient der Ableitung von Empfehlungen für Anbauweisen und -verfahren im jeweiligen standörtlichen Kontext.

Empirische Untersuchung von Koinzidenzen

Ein Kernstück der Untersuchung des ökologischen Landbaus stellt eine GIS-Analyse dar, mittels derer auf verschiedenen Skalenebenen Aussagen zur Wirkung ökologischer Bewirtschaftung anhand möglicher Koinzidenzen im Raum gemacht werden sollen. Damit wird berücksichtigt, dass Naturräume regional sehr unterschiedlich ausgestattet sein können, und diese verschiedenen Standorteigenschaften unterschiedliche Auswirkungen im Bewertungsverfahren haben können. Auf Bundes- und Regionsebene erfolgt dies anhand eines Vergleichs ausgewählter Teilräume mit einem hohen bzw. niedrigen Anteil von Ökolandbau (vgl. SCALE 2010). Abb. 1 veranschaulicht die räumliche Verteilung sog. *hotspots* und *coldspots* des ökologischen Landbaus in einer bundesweiten Betrachtung auf Grundlage von Daten der Landkreisebene (NUTS 3). Als *hotspots* werden Landkreise bezeichnet, deren Ökolandbauanteil an der landwirtschaftlichen Nutzfläche mehr als 10,5 % beträgt (Max. 88,3 %, kreisfreie Stadt Neubrandenburg).

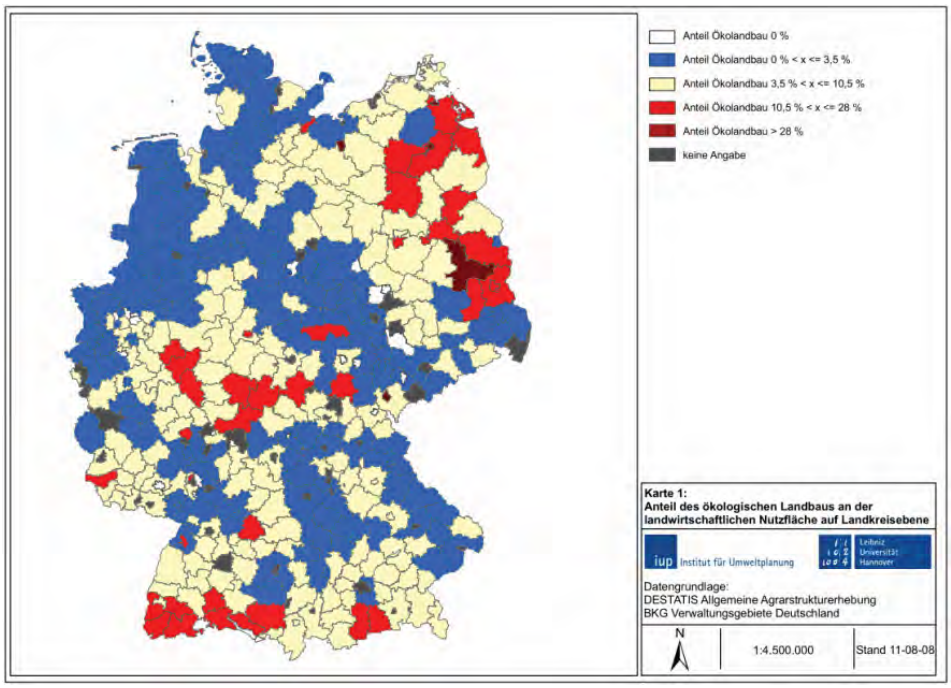


Abb. 1: Anteil des ökologischen Landbaus an der landwirtschaftlichen Nutzfläche auf NUTS 3-Ebene in Deutschland (eigene Darstellung)

Die Existenz von Koinzidenzen zwischen Ökolandbau und naturschutzfachlich bedeutsamen Flächen auf der Bundesebene soll im GIS u. a. durch Verschneidung mit der Selektiven Biotopkartierung der Länder, dem Verzeichnis regionalisierter Kleinstrukturanteile (JKI 2004) sowie den Verbreitungsdaten definierter Pflanzenarten (FloraWeb) überprüft werden. Gleichzeitig werden Randbedingungen, wie beispielsweise der Anteil von Wäldern oder Schutzgebieten, ermittelt, um diese als mögliche Einflussfaktoren der Biodiversität berücksichtigen zu können.

Auf Ebene der Bundesländer stellt sich trotz geringerer Unterschiede in den Ökolandbauanteilen der Kreise (Max. 11,1 %, ohne Abb.) eine ähnliche Verteilung dar. Auf dieser räumlichen Ebene wurden aufgrund des Vorhandenseins nutzbarer Daten die Länder Brandenburg und Bayern als Testregionen ausgewählt, womit auch hier annähernd ein bundesweiter *hotspot* (Brandenburg: 10,1 %) und ein Bereich mit einem durchschnittlich geringen Ökolandbauanteil (Bayern: 4,6 %) abgedeckt werden.

Als Testgebiete auf regionaler Ebene wurden die Freie Hansestadt Bremen, die Region Hannover sowie die Biosphärenreservate Rhön und Schorfheide-Chorin ausgewählt. Letztere eignen sich insbesondere aufgrund der dort vorherrschenden extensiven Wirtschaftsweisen und naturschutz-orientierten Bewirtschaftung.

Ökobilanzierung

Für die ökobilanzartige Analyse der verschiedenen Anbauweisen wird aufbauend auf dem Forschungsvorhaben „Entwicklung einer Methode zur Bewertung der Arten- und Biotopvielfalt in Ökobilanzen am Beispiel biogener Kraftstoffe“ (vgl. URBAN et al. 2011) nach einem Ansatz gesucht, die Wirkungsabschätzung ortsspezifisch durchzuführen, d. h. die Anbauflächen auf der jeweiligen räumlichen Ebene hinsichtlich ihrer Bedeutung für den Arten- und Biotopschutz zu differenzieren. Um die Risiken des Anbaus von gentechnisch veränderten Pflanzen für die Wirkungsabschätzung zu operationalisieren, soll der Vorschlag von KLÖPFFER et al. (2001) zur Charakterisierung der Risikokategorien von gentechnisch veränderten Pflanzen aufgegriffen werden. Dabei wird berücksichtigt, dass es zwischen Emission und (potentiellen) Immissionen keinen quasilinearen, quantifizierbaren Zusammenhang gibt, weil die Möglichkeit der Auskreuzung von gv-Pflanzen und der Ausbreitung eigenständiger Populationen besteht. Für die Toxizitätsermittlung gentechnisch veränderter Pflanzen soll dementsprechend die Möglichkeit einer Schnittstelle zur sog. *Fault Tree/Event Tree Analysis* (vgl. AMMANN et al. 2007) untersucht werden. Diese versucht, über definierte Kriterien - wie beispielsweise das Hybridisierungspotential - einzelne Risiken systematisch zu quantifizieren und dadurch dem Vorsorgeprinzip Rechnung zu tragen. Entscheidend ist in diesem Zusammenhang die Definition ökologischer Schäden, die durch die Ausbringung von GVO auftreten können. So kommt es durch die Ausbringung von gentechnisch veränderten Pflanzen zwar zu Verschiebungen auf Ebene der Pflanzengesellschaft, andere Taxa werden davon jedoch nicht notwendigerweise beeinträchtigt (BARTZ et al. 2010). Die Operationalisierung des Schadbegriffs soll aufbauend auf einem methodischen Ansatz zur Bewertung der Erheblichkeit von Beeinträchtigungen durch GVO erfolgen (vgl. u. a. KOWARIK et al. 2006). Dieser Ansatz berücksichtigt zum Einen das Ausmaß einer eingetretenen Beeinträchtigung - beispielsweise den Verlust von Lebensraumfunktionen -, zum Anderen die naturschutzfachliche Bedeutung der betroffenen Schutzgüter. Es ist zu prüfen, inwiefern sich die vorgeschlagenen Kriterien und Indikatoren in eine ökobilanzartige Analyse integrieren lassen.

3 Denkbare Ergebnisse

Im Ergebnis soll eine Methode entstehen, die unter Verwendung geoanalytischer und regionaler Ansätze die Abschätzung von Schädigungen der Funktionsfähigkeit des Naturhaushalts und der Biodiversität erlaubt; die Wirkungen des Einsatzes von GVO werden dabei besonders berücksichtigt. Es soll erörtert werden, unter welchen Bedingungen welche Anbauoption vorteilhaft bzw. am wenigsten schädlich für den Naturhaushalt und die biologische Vielfalt ist, um daraus Empfehlungen für Anbauweisen und Anbauverfahren im naturräumlichen, ökosystemaren bzw. standörtlichen Kontext abzuleiten. Damit könnte u. a. auch ein Beitrag zum Umgang mit der Koexistenzproblematik im Anbau von gentechnisch veränderten und nicht gentechnisch veränderten Nutzpflanzen geleistet werden, die trotz ihrer gesellschaftlichen Relevanz wissenschaftlich bisher nur eingeschränkt untersucht wurde (WISSENSCHAFTLICHER BEIRAT AGRARPOLITIK 2010).

4 Literatur

AMMANN, D., HILBECK, A., LANZREIN, B., HÜBNER, P. & OEHEN, B. (2007): Procedure of the Implementation of the Precautionary Principle in Biosafety Commissions. - Journal of Risk Research 10 (4): 487-501

BARTZ, R., HEINK, U. & KOWARIK, I. (2009): Proposed Definition of Environmental Damage Illustrated by the Cases of Genetically Modified Crops and Invasive Species. - Conservation Biology 24 (3): 675-681

BENGTSSON, J., AHNSTRÖM, J. & WEIBULL, A.-C. (2005): The effects of organic agriculture on biodiversity and abundance: a meta-analysis. - Journal of Applied Ecology 42 (2): 261-269

BMELV (2011): Ökologischer Landbau in Deutschland. Stand: 11-08-18 http://www.bmelv.de/SharedDocs/Standardartikel/Landwirtschaft/Oekolandbau/OekologischerLandbauDeutschland.html#doc377838bodyText6.

BMU (Hrsg.) (2007): Nationale Strategie zur biologischen Vielfalt. – Paderborn (Bonifatius GmbH)

CLOUGH, Y., HOLZSCHUH, A., GABRIEL, D., PURTAUF, D., KLEIJN, D., KRUESS, A., STEFFAN-DEWENTER, I. & TSCHARNTKE, T. (2007): Alpha and beta diversity of arthropods and plants in organically and conventionally managed wheat fields. - Journal of Applied Ecology 44: 804-812

DÄNHARDT, J., GREEN, M., LINDSTRÖM, Å, RUNDLÖF, M. & SMITH, H. G. (2010): Farmland as stopover habitat for migrating birds – effects of organic farming and landscape structure. - Oikos 119: 1114-1125

DEIKE, S., PALLUTT, B. & CHRISTEN, O. (2009): Energiebilanzierung in unterschiedlichen Anbausystemen. - In: GRIMM, C. & HÜLSBERGEN, K.-J. (Hrsg.): Nachhaltige Landwirtschaft - Indikatoren, Bilanzierungsansätze, Modelle. – Berlin (Erich Schmidt Verlag)

DIN EN ISO 14040 (2006): Umweltmanagement - Ökobilanz - Grundsätze und Rahmenbedingungen. Deutsche Fassung EN ISO 14040: 2006. – Berlin (Deutsches Institut für Normung)

FRIEBEN, B. (1998): Untersuchungen zur Förderung Arten- und Biotopschutz-gerechter Nutzung und ökologischer Strukturvielfalt im Ökologischen Landbau. – Bonn (Universität Bonn) (Forschungsberichte des Instituts für Organischen Landbau; 60)

Fuller, R.J., Norton, L.R., Feber, R.E., Johnson, P.J., Chamberlain, D.E., Joys, A.C., Mathews, F., Stuart, R.C., Townsend, M.C., Manley, W.J., Wolfe, M.S., Macdonald, D.W. & Firbank, L.G. (2005): Benefits of organic farming vary among taxa. - Biology Letters 1: 431-434

GUIDELINES 2003/556/EG: Empfehlung der Kommission vom 23.07.2003 mit Leitlinien für die Erarbeitung einzelstaatlicher Strategien und geeigneter Verfahren für die Koexistenz gentechnisch veränderter, konventioneller und ökologischer Kulturen. – Brüssel (Kommission der Europäischen Gemeinschaften). Stand: 11-08-10, http://ec.europa.eu/agriculture/publi/ reports/coexistence2/guide_de.pdf.

JULIUS-KÜHN-INSTITUT (Hrsg.). (2004): Verzeichnis der regionalisierten Kleinstrukturanteile. - Stand: 11-08-11. http://www.jki.bund.de/de/startseite/fachinformationen/pflanzenschutz/pflanzenschutzverfahren/ kleinstrukturen.html.

KLÖPFFER, W., RENNER, I., SCHMIDT, E., TAPPESER, B., GENSCH, C. O. & GAUGITSCH, H. (2001): Methodische Weiterentwicklung der Wirkungsabschätzung in Ökobilanzen (LCA) gentechnisch veränderter Pflanzen. – Wien (Umweltbundesamt Österreich) (Band 143)

KOWARIK, I., HEINK, U. & BARTZ, R. (2006): Ökologische Schäden in Folge der Ausbringung gentechnisch veränderter Organismen im Freiland: Entwicklung einer Begriffsdefinition und eines Konzepts zur Operationalisierung. – Bonn (Bundesamt für Naturschutz) (BfN-Skripten; 166)

MARVIER, M., MCCREEDY, C., REGETZ, J. & KAREIVA, P. (2007): A Meta-Analysis of Effects of Bt Cotton and Maize on Nontarget Invertebrates. - Science 316: 1475-1477

ROSCHEWITZ, I., GABRIEL, D., TSCHARNTKE, T. & THIES C. (2005): The effects of landscape complexity on arable weed species diversity in organic and conventional farming. - Journal of Applied Ecology 42: 873-882

RUNDLÖF, M. & SMITH, H.G. (2006): The effect of organic farming on butterfly diversity depends on landscape context. - Journal of Applied Ecology 43: 1121-1127

RUNDLÖF, M., EDLUND, M. & SMITH, H. G. (2010): Organic farming at local and landscape scales benefits plant diversity. - Ecography 33: 514-522

SCALE (2010): An Integrated Analysis of Scale Effects in Alternative Agricultural Systems. Summary of Research Findings. Stand: 11-07-11. http://www.macaulay.ac.uk/publications/26489.pdf.

URBAN, B., HAAREN, C. V., KANNING, H., KRAHL, J. & MUNACK, A. (2011): Methode zur Bewertung der Biodiversität in Ökobilanzen am Beispiel biogener Kraftstoffe. – Göttingen (Cuvillier) (Schriftenreihe Institut für Umweltplanung, Leibniz Universität Hannover; 3)

WEIBULL, A.-C., BENGTSSON, J. & NOHLGREN, E. (2000): Diversity of butterflies in the agricultural landscape: the role of farming system and landscape heterogeneity. - Ecography 23: 743-750

WEIBULL, A.-C., ÖSTMAN, Ö. & GRANQVIST, Å. (2003): Species richness in agroecosystems: the effect of landscape, habitat and farm management. - Biodiversity and Conservation 12: 1335-1355

WISSENSCHAFTLICHER BEIRAT AGRARPOLITIK (2010): Koexistenz Gentechnik in der Land- und Ernährungswirtschaft. Stellungnahme Mai 2011. Berichte über Landwirtschaft 88 (3): 365-386

ZELLER, S., KALININA, O., BRUNNER, S., KELLER, B. & SCHMID, B. (2010): Transgene x Environment Interactions in Genetically Modified Wheat. - PLoSOne 5 (7): e11405

Birte Bredemeier
Leibniz Universität Hannover
Institut für Umweltplanung
Herrenhäuser Str. 2
30419 Hannover
bredemeier@umwelt.uni-hannover.de

Treffpunkt Biologische Vielfalt 11	2012	19 - 24	Hrsg.: Bundesamt für Naturschutz, Bonn

Ökologische Untersuchung der Libellenzönose an einer fischereilichen Versuchsteichanlage im Oberlausitzer Heide- und Teichgebiet, unter besonderer Berücksichtigung der Bewirtschaftungsintensität

MANUELA MONZKA

Schlagwörter: Libellen, Fischteiche, Karpfenzucht, Oberlausitz

1 Einleitung

In der Oberlausitz hat die Teichwirtschaft eine lange Tradition. Schon im 13. und 14. Jahrhundert wurden in natürlichen Senken Karpfenteiche angelegt, um trotz der sandigen und nährstoffarmen Böden Nahrungsmittel produzieren zu können. Heute bilden die mehr als 1.000 Teiche der Oberlausitz die größte bewirtschaftete Teichlandschaft Deutschlands (BIOSPHÄRENRESERVAT OBERLAUSITZER HEIDE- UND TEICHLANDSCHAFT 1996). Die Teiche sind eingebettet in eine agrarwirtschaftlich intensiv genutzte Kulturlandschaft und ein wichtiger Wirtschaftsfaktor in der strukturschwachen Region. Doch trotz ihrer meist ertragsorientierten Nutzung tragen sie zur biologischen Vielfalt in der Landschaft bei, da die großflächigen Biotope der Stillgewässer und Verlandungszonen wichtige Lebensräume für viele Tiere und Pflanzen darstellen (BIOSPHÄRENRESERVAT OBERLAUSITZER HEIDE- UND TEICHLANDSCHAFT 1996).

Insbesondere Libellen sind gute Indikatororganismen für den Zustand eines Biotops, da ihre Larvenentwicklung sich in Gewässern vollzieht, während sich die Imaginallebensräume dieser hemimetabolen Insekten im Gewässerumfeld befinden. Im Rahmen einer Abschlussarbeit für den Masterstudiengang „Raumentwicklung und Naturressourcenmanagement“ an der Technischen Universität Dresden erfolgt daher eine Erfassung der Libellenzönose an der fischereiwirtschaftlichen Versuchsteichanlage des Sächsischen Landesamtes für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie (LfULG) in Königswartha, Kreis Bautzen. Ein Schwerpunkt liegt dabei auf der Untersuchung der Wechselwirkungen zwischen den unterschiedlichen Bewirtschaftungsweisen der Fischteiche und deren Einfluss auf die Artenvielfalt der Libellen. Zusätzlich werden Vorschläge für Maßnahmen entwickelt, die im Rahmen der guten fachlichen Praxis in die Karpfenteichwirtschaft integriert werden können. Damit soll ein Beitrag zum Erhalt und zur Steigerung der Artenvielfalt in der Kulturlandschaft, unter Beibehaltung der traditionellen und nachhaltigen Nutzung, geleistet werden, wie es Ziel der Nationalen Strategie zur biologischen Vielfalt ist (BMU 2007). Die Auswertung der hier vorgestellten Daten ist vorläufig, da die Erfassung der Libellen noch bis in den Herbst 2011 andauern wird.

2 Untersuchungsgebiet

Die Versuchsteichanlage (VTA) Königswartha liegt zwischen Bautzen und Kamenz im Oberlausitzer Heide- und Teichgebiet. Das Biosphärenreservat „Oberlausitzer Heide- und Teichlandschaft“ ist ca. 4 km entfernt. Der Naturraum ist topographisch und standörtlich geprägt durch das saalekaltzeitliche Urstromtal, welches nährstoffarme Sande und stellenweise tonige Verwitterungsprodukte des Grundgesteins, sowie einen hohen Grundwasserstand hervorgebracht hat. Dadurch entstanden staunasse Niederungen, die sich natürlicherweise gut für die Anlage von Teichen eignen (BROCKHAUS & FISCHER 2005). Das Klima

ist kontinental geprägt, mit Jahresniederschlägen zwischen 630 - 650 mm (SMUL 2008). Die Teiche der VTA werden durch einen Zulaufgraben aus dem Schwarzwasser, welches im Lausitzer Bergland entspringt, versorgt.

3 Erfassungsmethodik

Für die Erfassung der Libellenzönose an der VTA Königswartha wurden neun der 32 Teiche ausgewählt, welche repräsentativ für die unterschiedlichen Bewirtschaftungsmaßnahmen stehen, die im Jahr 2011 an den Teichen durchgeführt werden (s. Tab. 1). Zusätzlich wurde ein kleinerer Teich mit in die Erfassung einbezogen, der sog. Sonnenteich. Dieser war seit mehreren Jahren nicht bzw. nur kurzzeitig mit Fischen besetzt, aber ebenso wie die anderen Teiche, im Winter abgelassen.

Tab. 1: Für die Erfassung der Libellenzönose ausgewählte Teiche der VTA Königswartha. K: Karpfen (*Cyprinus carpio*), Gr: Graskarpfen (*Ctenopharygodon idella*), K_0: Brut, K_1/Gr_1: einsömmrige Karpfen/Graskarpfen, Voll-Fütterung: 500 kg Getreide, Spar-Fütterung: 250 kg Getreide

Teich	Teichfläche	Besatz	Stück	Fütterung	Düngung	Kalkung
3	2500 m²	K_0	5 000	-	Stalldung	ja
7	2500 m²	K_1/Gr_1	750/50	Spar	-	nein
11	2500 m²	K_1/Gr_1	200/100	Voll	-	nein
13	2500 m²	K_1/Gr_1	200/100	Voll	-	nein
18	2500 m²	K_1/Gr_1	750/50	Voll	-	ja
19	2500 m²	Gr_1/K_1	750/100	-	-	ja
24	2500 m²	K_1/Gr_1	200/100	Spar	-	ja
28	1500 m²	Gr_1	500	-	-	ja
Sonnenteich	500 m²	-	-	-	-	nein

Bis einschließlich Juli 2011 erfolgten 15 Begehungen, bei denen die Imagines an den einzelnen Gewässern mit Hilfe eines Monokulars (*Minox Macroscope* 8x25) oder durch Kescherfang bis zur Art determiniert und gezählt wurden. Sporadisch wurden auch die Zulauf- und Ablaufgräben der Versuchsteichanlage untersucht. Besonderheiten wie frisch geschlüpfte Individuen, Paarungsverhalten und Eiablagen wurden zusätzlich notiert. An fünf Tagen wurde die Ufervegetation für jeweils 30 Minuten pro Teich nach Exuvien abgesucht. Die Bestimmung der Exuvien erfolgte anschließend mit Hilfe eines Binokulars.

Um den Libellenlebensraum möglichst komplett zu erfassen, wurde die Gewässertypologie der Teiche nach POTT & REMY (2000) bestimmt. Dazu wurde die Vegetationsstruktur erfasst, sowie regelmäßige Messungen von pH-Wert, Leitfähigkeit und Wassertemperatur vorgenommen. Um den Aktionsradius von Libellen zu berücksichtigen, erfolgte im weiteren Umfeld eine Biotopkartierung auf Grundlage der Methode für die Biotoptypen- und Landnutzungskartierung des SMUL von 2005. Die Biotopbewertung soll in Hinblick auf die Naturnähe und die Eignung als Teil eines Libellenlebensraums vorgenommen werden.

4 Ergebnisse

Bisher konnten an der VTA 23 Libellenarten aus sieben Familien nachgewiesen werden (s. Tab. 2). Darunter befinden sich neun Arten der Roten Liste Deutschlands (OTT & PIEPER 1998), sowie vier Arten der Roten Liste Sachsens (LFULG 2006): Keilfleck-Mosaikjungfer (*Aeshna isoceles*), Fledermaus-Azurjungfer (*Coenagrion pulchellum*), Sumpf-Heidelibelle (*Sympetrum depressiusculum*) und Gebänderte Heidelibelle (*Sympetrum pedemontanum*). Als Besonderheit ist die wiederholte Beobachtung der Kleinen

Königslibelle (*Anax parthenope*) anzusehen, die in Sachsen selten und deren bundesweiter Gefährdungsstatus aufgrund eines defizitären Datenstandes unbekannt ist. Die 23 nachgewiesenen Arten stellen 42 % der im Naturraum Oberlausitzer Heide- und Teichgebiet und 28 % der in Deutschland vorkommenden Libellenarten dar.

Tab. 2: An der Versuchsteichanlage Königswartha vorgefundene Libellenarten und ihr Gefährdungsstatus. RL SN: Rote Liste der Libellen Sachsens (LFULG 2006); RL D: Rote Liste der Libellen Deutschlands (OTT & PIEPER 1998); - : keine Gefährdung, G: Gefährdung anzunehmen, V: Vorwarnliste, 2: stark gefährdet, 3: gefährdet.

Wissenschaftlicher Name	Deutscher Name	Nachweis VTA		RL SN	RL D
		Imago	Exuvie		
Familie Calopterygidae (Prachtlibellen)					
Calopteryx splendens (Harris, 1780)	Gebänderte Prachtlibelle	x	-	-	V
Lestidae (Teichjungfern)					
Lestes sponsa (Hansemann, 1823)	Gemeine Binsenjungfer	x	x	-	-
Lestes viridis (Vander Linden, 1825)	Gemeine Weidenjungfer	x	x	-	-
Sympecma fusca (Vander Linden, 1820)	Gemeine Winterlibelle	x	x	-	3
Platycnemididae (Federlibellen)					
Platycnemis pennipes (Pallas, 1771)	Blaue Federlibelle	x	-	-	-
Coenagrionidae (Schlanklibellen)					
Coenagrion puella (Linnaeus, 1758)	Hufeisen-Azurjungfer	x	-	-	-
Coenagrion pulchellum (Vander Linden, 1825)	Fledermaus-Azurjungfer	x	-	2	3
Enallagma cyathigerum (Charpentier, 1840)	Gemeine Becherjungfer	x	-	-	-
Erythromma najas (Hansemann, 1823)	Großes Granatauge	x	x	-	V
Ischnura elegans (Vander Linden, 1820)	Große Pechlibelle	x	x	-	-
Pyrrhosoma nymphula (Sulzer, 1776)	Frühe Adonislibelle	x	-	-	-
Aeshnidae (Edellibellen)					
Aeshna isoceles (O.F. Müller, 1767)	Keilfleck-Mosaikjungfer	x	-	3	2
Aeshna mixta (Latreille, 1805)	Herbst-Mosaikjungfer	x	x	-	-
Anax imperator (Leach, 1815)	Große Königslibelle	x	-	-	-
Anax parthenope (Selys, 1839)	Kleine Königslibelle	x	-	-	G
Brachytron pratense (O.F. Müller, 1764)	Früher Schilfjäger	x	x	-	3
Corduliidae (Falkenlibellen)					
Cordulia aenea (Linnaeus, 1758)	Falkenlibelle	x	x	-	V
Libellulidae (Segellibellen)					
Libellula quadrimaculata (Linnaeus, 1758)	Vierfleck	x	x	-	-
Orthetrum cancellatum (Linnaeus, 1758)	Großer Blaupfeil	x	-	-	-
Sympetrum depressiusculum (Selys, 1841)	Sumpf-Heidelibelle	x	x	2	2
Sympetrum pedemontanum (O.F. Müller, 1766)	Gebänderte Heidelibelle	x	-	3	3
Sympetrum sanguineum (O.F. Müller, 1764)	Blutrote Heidelibelle	x	x	-	-
Sympetrum vulgatum (Linnaeus, 1758)	Gemeine Heidelibelle	x	x	-	-

An der VTA wurden bisher etwa 11.500 Imagines beobachtet, davon gerundet 10.900 Kleinlibellen und 600 Großlibellen. Die Anzahl der gesammelten Exuvien beträgt ebenfalls etwa 600. Von zwölf der 23 nachgewiesenen Libellenarten wurden auch Exuvien gefunden (s. Tab. 2). Die höchste Dominanz bei den Imagines der Kleinlibellen erreichen die Arten Gemeine Binsenjungfer (*Lestes sponsa*), Große Pechlibelle (*Ischnura elegans*) und Großes Granatauge (*Erythromma najas*). Bei den Großlibellen dominieren Großer Blaupfeil (*Orthetrum cancellatum*), Gemeine Heidelibelle (*Sympetrum vulgatum*) und Keilfleck-

Mosaikjungfer (*Aeshna isoceles*). Die meisten Imagines wurden an den Teichen 13, 24 und 28 festgestellt. Die meisten Exuvien konnten ebenfalls an diesen Teichen, sowie an Teich 19, gesammelt werden. Diese Gewässer zeichnen sich durch eine vergleichsweise dichte und strukturreiche Ufervegetation mit Schilfrohr (*Phragmites australis*), Rohrkolben (*Typha* spec.) und Wasser-Schwaden (*Glyceria maxima*) sowie eine ausgeprägte submerse Vegetation aus Laichkräutern (*Potamogeton* spec.) aus. Die Mahd der Dämme zwischen diesen Teichen erfolgte vergleichsweise spät. Bis Anfang Juli waren sie mit einer blütenreichen Hochstaudenflur bewachsen, in der zahlreiche Kleinlibellen und Heidelibellen beobachtet werden konnten. Die wenigsten Imagines und Exuvien wurden an Teich 3 gefunden. Dieser Teich weist zwar stellenweise einen dichten Schilfrohrbestand auf, lag allerdings im Frühjahr etwa vier Wochen nahezu trocken und wurde erst im Mai nach einer Behandlung des Teichbodens mit Branntkalk wieder als Brutteich angestaut. Am fischfreien Sonnenteich wurden ebenfalls vergleichsweise wenige Libellenimagines und Exuvien gefunden, doch war die komplette Umrundung des Teichs aufgrund seines ausgeprägten Schilfgürtels nicht möglich.

Alle untersuchten Teiche sind nach POTT & REMY (2000) als eutroph zu bezeichnen und erwärmen sich aufgrund ihrer sonnenexponierten Lage und geringen Tiefe schnell.

5 Diskussion

Die Bodenständigkeit konnte bisher nicht für alle an der VTA beobachteten Arten geklärt werden. Die Arten, von denen auch Exuvien gefunden wurden, sind nach HÖPPNER (1999) mit hoher Wahrscheinlichkeit in den untersuchten Teichen bodenständig. Bei einigen Arten kann die Bodenständigkeit durch die Beobachtung frisch geschlüpfter Exemplare (Blaue Federlibelle, Gebänderte Heidelibelle) oder eine hohe Stetigkeit bei den Begehungen (Großer Blaupfeil) zumindest vermutet werden (HÖPPNER 1999).

Unter Berücksichtigung der intensiven Bewirtschaftung und der hohen Fischerträge, die die VTA regelmäßig hervorbringt (LFULG 2010) kann die dortige Libellenzönose als arten- und individuenreich sowie typisch für vegetationsreiche Teiche bezeichnet werden. Besonders Arten mit Anpassungsstrategien an austrocknende Gewässer, wie Gemeine Binsenjungfer (*Lestes sponsa*), Sumpf-Heidelibelle (*Sympetrum depressiusculum*) oder Herbst-Mosaikjungfer (*Aeshna mixta*), finden geeignete Bedingungen vor.

Da in der Oberlausitz keine großen natürlichen Stillgewässer vorhanden sind (SMUL 2008), sind die Fischteiche ein wichtiger Lebensraum für wassergebundene Organismen wie Libellen. Zum Erhalt der Teiche sind allerdings regelmäßige Unterhaltungsmaßnahmen der Gewässer notwendig, da sie aufgrund ihrer geringen Tiefe zu Verlandung neigen. Eine vollständige Nutzungsaufgabe der Fischwirtschaft würde also mittelfristig mit einem Verlust der Stillgewässerbiotope einhergehen. Daher wäre es sinnvoll, ein Mosaik verschiedener Nutzungsintensitäten von Gewässern in der Landschaft herzustellen. Im nahe gelegenen Biosphärenreservat nehmen bereits alle Besitzer großer Fischteiche an verschiedenen Maßnahmen des Vertragsnaturschutzes teil (SCHNABEL, mdl. Mitteilung) und sichern so die Vielfalt der Lebensräume von Stillgewässern und Verlandungszonen, ohne dabei komplett auf eine rentable Bewirtschaftung zu verzichten.

Die bisherigen Ergebnisse der vorliegenden Untersuchung deuten darauf hin, dass ein wirtschaftlicher Fischertrag und Libellenschutz sich nicht grundsätzlich ausschließen. Voraussetzungen dafür sind eine strukturreiche Submersvegetation im Teich als Versteck für die Larven, ein Verzicht auf den Besatz mit Graskarpfen, eine Zufütterung der Fische um den Prädationsdruck auf die Larven zu verringern sowie der Verzicht auf die Entfernung des Schilfs im Sommerhalbjahr (SCHNABEL 2009). Des Weiteren sollten

Teichdämme höchstens einmal jährlich im Spätsommer gemäht werden, um den Libellen ein Reife-, Ruhe-, und Jagdhabitat in Gewässernähe anzubieten.

Um die Teichwirtschaft in der Oberlausitz auch in Zukunft wirtschaftlich betreiben zu können und dadurch zu erhalten, sind neben der Stärkung der regionalen Marke „Karpfenteichregion Oberlausitz“ zur Absatzförderung des Karpfens weitere Forschungen auf dem Gebiet der Koi-Herpes-Virose (KHV) notwendig. Die Ursachen, Wirkungsweisen und Verbreitungsmechanismen dieser Fischseuche sind bisher nur unzureichend bekannt. Zurzeit erfolgt die Behandlung mit hochreaktivem Branntkalk, um den feuchten Teichboden bei einem Ziel-pH-Wert von elf zu desinfizieren. Negative Auswirkungen sind dabei nicht nur auf aquatische Entwicklungsstadien der Libellen zu erwarten, die sich im Teichschlamm befinden, sondern auch auf Amphibien und andere Teichlebewesen (LFULG 2007). Um Aussagen darüber machen zu können, wie genau und in welchem Ausmaß sich die Behandlung des Teichbodens mit Branntkalk auf die Libellenzönose von Fischteichen auswirkt, sind mehrjährige vergleichende Untersuchungen notwendig.

Zusammenfassend ist die traditionelle Teichwirtschaft in der Oberlausitz unbedingt erhaltenswert. Durch sie wurden schützenswerte Biotope und Strukturen geschaffen, die die Kulturlandschaft prägen, zu ihrem Erholungswert, zur Biotopvernetzung und zur Artenvielfalt in der Agrarlandschaft beitragen. Gleichzeitig wird mit dem Karpfen ein Produkt angeboten, welches den modernen Ansprüchen an ein regionales, hochwertiges und nachhaltig produziertes Nahrungsmittel entspricht.

6 Literaturverzeichnis

BIOSPHÄRENRESERVAT OBERLAUSITZER HEIDE- UND TEICHLANDSCHAFT (Hrsg.) (1996): Biosphärenreservatsplan - Teil 1- Grundlagen für Schutz, Pflege und Entwicklung. – Mücka.

BROCKHAUS, T. & FISCHER, U. (Hrsg.) (2005): Die Libellenfauna Sachsens. – Rangsdorf (Natur & Text)

BUNDESMINISTERIUM FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ UND REAKTORSICHERHEIT (Hrsg.) (2007): Nationale Strategie zur biologischen Vielfalt. – Bonn.

HÖPPNER, B. (1999): Datenauswertung. - In: STERNBERG, K. & BUCHWALD, R. (1999): Die Libellen Baden-Württembergs: Band 1. – Stuttgart (Ulmer): 35-36

LFULG / SÄCHSISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT, LANDWIRTSCHAFT UND GEOLOGIE (Hrsg.) (2006): Rote Liste Libellen Sachsens. – Dresden.

LFULG / SÄCHSISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT, LANDWIRTSCHAFT UND GEOLOGIE (Hrsg.) (2007): Karpfenteichwirtschaft.: Gute fachliche Praxis. – Dresden.

LFULG / SÄCHSISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT, LANDWIRTSCHAFT UND GEOLOGIE (2010): Abfischung der VTA 2010. - Unveröffentlicht.

OTT, J. & PIPER, W. (1998): Rote Liste der Libellen (Odonata). - In: BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ (Hrsg.) (1998): Rote Liste gefährdeter Tiere Deutschlands. – Bonn (Bundesamt für Naturschutz). (Schriftenreihe Landschaftspflege und Naturschutz; 55): 260-263

POTT, R. & REMY, D. (2000): Gewässer des Binnenlandes. – Stuttgart (Ulmer)

SCHNABEL, H. (2009): Untersuchungen zur Libellenfauna an unterschiedlich bewirtschafteten Fischteichen im Oberlausitzer Heide- und Teichgebiet. - Berichte der naturforschenden Gesellschaft der Oberlausitz 17: 37-48

SMUL / SÄCHSISCHES STAATSMINISTERIUM FÜR UMWELT UND LANDWIRTSCHAFT (Hrsg.) (2008): Naturschutzgebiete in Sachsen. - Dresden

SMUL / SÄCHSISCHES STAATSMINISTERIUM FÜR UMWELT UND LANDWIRTSCHAFT (2009): Richtlinie zur Förderung von flächenbezogenen Agrarumweltmaßnahmen und der ökologischen Waldmehrung im Freistaat Sachsen-RL AuW/2007. Online im Internet unter:
http://www.smul.sachsen.de/foerderung/download/Lesefassung_AuW_13012010.pdf (Zugriff am 01.08.2011).

Manuela Monzka
Burgkstraße 41
01159 Dresden
m.monzka@gmx.net

Treffpunkt Biologische Vielfalt 11	2012	25 - 30	Hrsg.: Bundesamt für Naturschutz, Bonn

Lücken im Netz – GIS basierte Bestandsaufnahme ökologischer Netzwerke in ausgewählten Grenzregionen Mitteleuropas

SYLVI BIANCHIN & MARCO NEUBERT

Schlagwörter: transnationale ökologische Netzwerke, Lückenanalyse, mitteleuropäische Grenzregionen, Konnektivität, GIS Analysen

Einleitung

Mit Hilfe der Übereinkunft über die Biologische Vielfalt, kurz CBD (Convention on Biological Diversity) soll der weltweite Biodiversitätsverlust aufgehalten werden. Von den Vereinten Nationen wurde eine Strategie beschlossen, um die CBD umzusetzen. Sie unterstreicht die zentrale Bedeutung von Großschutzgebieten und deren Vernetzung zu funktional zusammenhängenden Biotopverbundsystemen für die biologische Vielfalt. Umgesetzt wird diese Strategie durch das Arbeitsprogramm Schutzgebiete (Programme of Work on Protected Areas, kurz PoWPA). Ziel ist dabei, alle Schutzgebiete weltweit bis 2015 in ein Konzept für ökologische Netzwerke zu integrieren.

Außerhalb des Alpenraumes sind in Mitteleuropa transnationale Kooperationen zur Umsetzung von ökologischen Netzwerken über nationale Grenzen hinweg nur unzureichend entwickelt. Die meisten Konzepte und Pläne zur Umsetzung ökologischer Netzwerke wurden auf nationaler oder regionaler Ebene erstellt (MACKOVČIN 2000; JONGMAN et al. 2004; FUCHS et al. 2010; LEIBENATH et al. 2010).

Im EU-Projekt TransEcoNet (Transnational Ecological Networks), umgesetzt durch das CENTRAL EUROPE Programm, kofinanziert aus dem Europäischen Fond für regionale Entwicklung, werden transnationale ökologische Netzwerke in mitteleuropäischen Grenzregionen untersucht und Strategien zu deren Management entwickelt. Ziel ist es, aufzuzeigen, wie stark die vorhandenen Schutzgebiete miteinander vernetzt sind und in welchen Regionen die Erweiterung von Schutzgebieten oder der Schutz von Trittsteinen und Korridoren die Konnektivität des Schutzgebietsnetzwerkes verbessern kann (NEUBERT & BIANCHIN 2010). Die Ergebnisse der Untersuchungen können dazu beitragen, ein internationales Biotopverbundsystem zu verwirklichen.

Ergebnisse der GIS-gestützten Lückenanalyse (BIANCHIN & NEUBERT 2010) des Schutzgebietsnetzes liegen für die im Untersuchungsgebiet des Projektes liegenden Grenzräume Polens, Deutschlands, Tschechiens, der Slowakei, Österreichs, Ungarns, Sloweniens und Kroatiens vor. Sie zeigen mögliche Korridore und Trittsteine auf und klassifizieren sie nach Prioritäten und Habitattypen. Zudem werden Handlungsempfehlungen zu deren Erhalt und Entwicklung abgeleitet (NEUBERT et al. 2011).

Untersuchungsgebiet

Das Untersuchungsgebiet des Projektes TransEcoNet liegt zwischen den weiträumigen ökologischen Netzwerken der Alpen, der Karpaten und dem sogenannten Grünen Band. Es erstreckt sich von der Ostsee entlang der Grenzregionen von neun Ländern Mitteleuropas auf Grundlage der im Grenzbereich gelegenen NUTS 3 Regionen (Nomenclature of Territorial Units for Statistics, Level 3) (s. Abb. 1). Gerade in

diesen weitgehend peripheren Grenzräumen befinden sich viele Schutzgebiete und ökologisch wertvolle Bereiche, welche mehr oder weniger stark miteinander vernetzt sind.

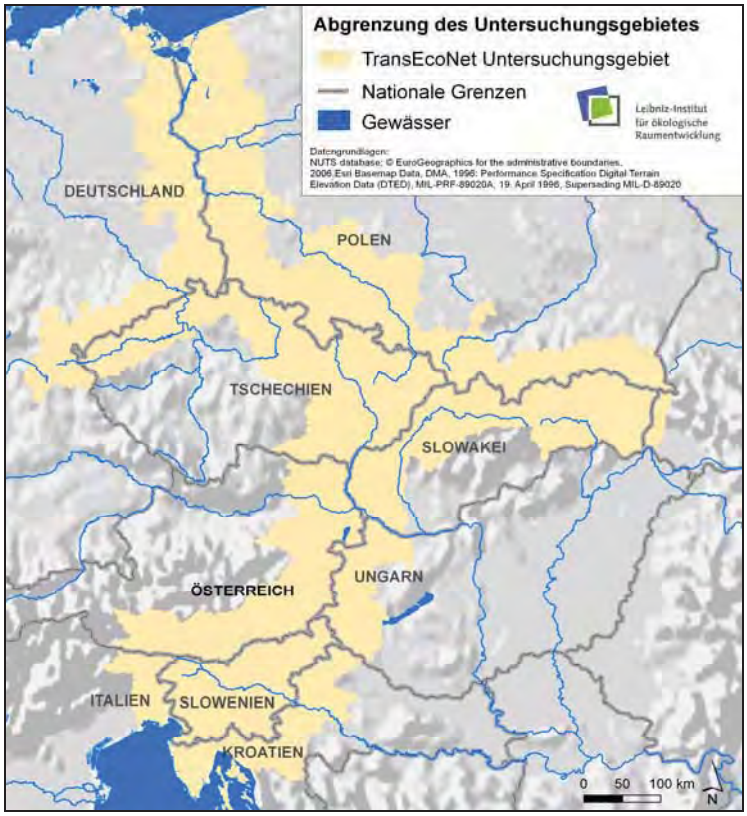


Abb. 1: Untersuchungsgebiet von TransEcoNet (eigener Entwurf)

Methodik

Der Schwerpunkt der Untersuchung lag auf der Analyse von Lücken im Verbund zwischen bestehenden Schutzgebieten. Damit konnten Gebiete mit hoher Biodiversität (Arten und Ökosystem) identifiziert werden, welche derzeit nicht ausreichend geschützt werden, da sie außerhalb des bestehenden Schutzgebietsnetzwerkes liegen. Mit Hilfe von GIS-gestützten Pufferungs-, Klassifizierungs- und Überlagerungsverfahren wurden Korridore und Trittsteine ausgewiesen.

Die Lückenanalyse bestand aus vier grundlegenden Arbeitsschritten (angelehnt an DUDLEY & PARISH 2006, s. Abb. 2):

1. Ausweisung von bestehenden und potenziellen Habitatkorridoren für Wälder, Offenlandbereiche, Feuchtgebiete und Festlegung eines Schutzgebietskorridors durch einen Pufferungsprozess und anschließende Kombination der Korridore
2. Selektion von naturnahen CORINE Landnutzungstypen nach Hemerobiestufen (oligohemerobe und 2 ausgewählte mesohemerobe Landnutzungen) in Anlehnung an Steinhardt et al. (1999)
3. Priorisierungsprozess durch Datenüberlagerung zum Vorkommen gefährdeter Tierarten unter Berücksichtigung des Habitattyps für die jeweilige Tierart
4. Ableitung von Managementstrategien und Maßnahmen

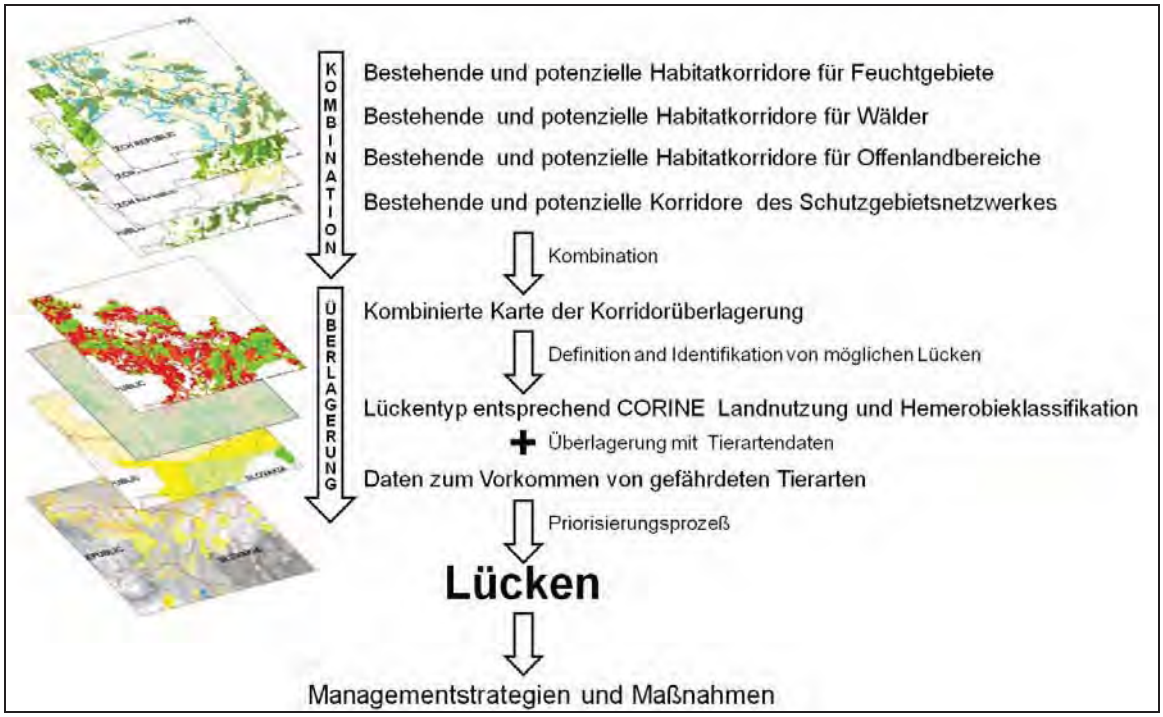


Abb. 2: Methodische Vorgehensweise bei der Lückenanalyse (eigener Entwurf)

Als Datengrundlage wurden folgende Daten verwendet:

- im Projekt erarbeitete homogenisierte Daten der Schutzgebiete der untersuchten Staaten, auf Basis von nationalen und europäischen Daten,
- die frei verfügbaren CORINE Landnutzungsdaten (2000),
- Daten zum Vorkommen von gefährdeten Arten auf der europäischen Roten Liste
  - Amphibien (TEMPLE & COX 2009), frei verfügbare Datenbank der IUCN
  - Reptilien (COX & TEMPLE 2009), frei verfügbare Datenbank der IUCN
  - Vögel (BIRDLIFE INTERNATIONAL 2010), Datenbank von BirdLife International
  - Säugetiere (TEMPLE & TERRY 2007), frei verfügbare Datenbank der IUCN

Basierend auf Angaben zu Aktionsradien bestimmter Tierarten in PAN (2006) und Bastian & Schreiber (1999) wurde für den Pufferungsprozess (nach HÄNEL 2007, Abb. 3) zur Ausweisung von potenziellen Habitatkorridoren und der Festlegung des Schutzgebietskorridors eine Distanz von 2.000 m verwendet.

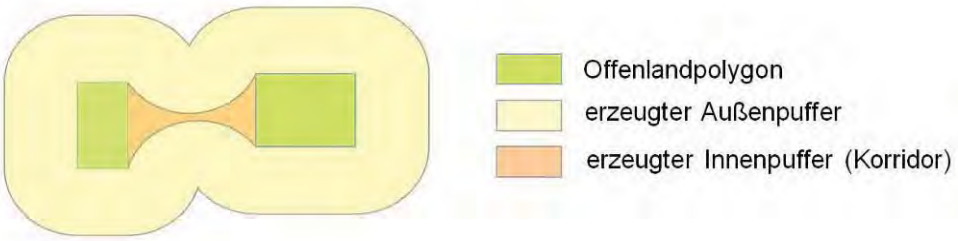


Abb. 3: Schema des Pufferungsprozesses für die Ausweisung von potenziellen Habitatkorridoren für Offenlandbereiche (nach HÄNEL 2007)

Die Auswahl der naturschutzfachlich wertvollen Bereiche durch eine Selektion von bestimmten Landnutzungstypen auf der Grundlage der Einordnung nach Hemerobiestufen und die Priorisierung beziehen sich nur noch auf Gebiete, die innerhalb der erzeugten potenziellen Habitatkorridore liegen.

Im anschließenden Priorisierungsprozess fanden sowohl die Lage innerhalb oder außerhalb des potenziellen Schutzgebietskorridors als auch die Anzahl an Korridorüberlagerungen und das Vorkommen von gefährdeten Tierarten nach Anzahl Berücksichtigung. Insgesamt wurden fünf Priorisierungsklassen festgelegt, wobei die höchste Priorität für Flächen vergeben wurde, die im Schutzgebietskorridor liegen, innerhalb dessen sich potenziell viele Habitatkorridore überlagern und gleichzeitig eine hohe Anzahl von gefährdeten Arten vorkommen

Ergebnisse

Im gesamten Untersuchungsgebiet wurden nur sehr wenige Lücken mit einer sehr hohen Priorität (0,4 %) oder hohen Priorität (8,4 %) bewertet. Die meisten Lücken haben eine geringe Priorität (70,1 %) (Abb. 4).

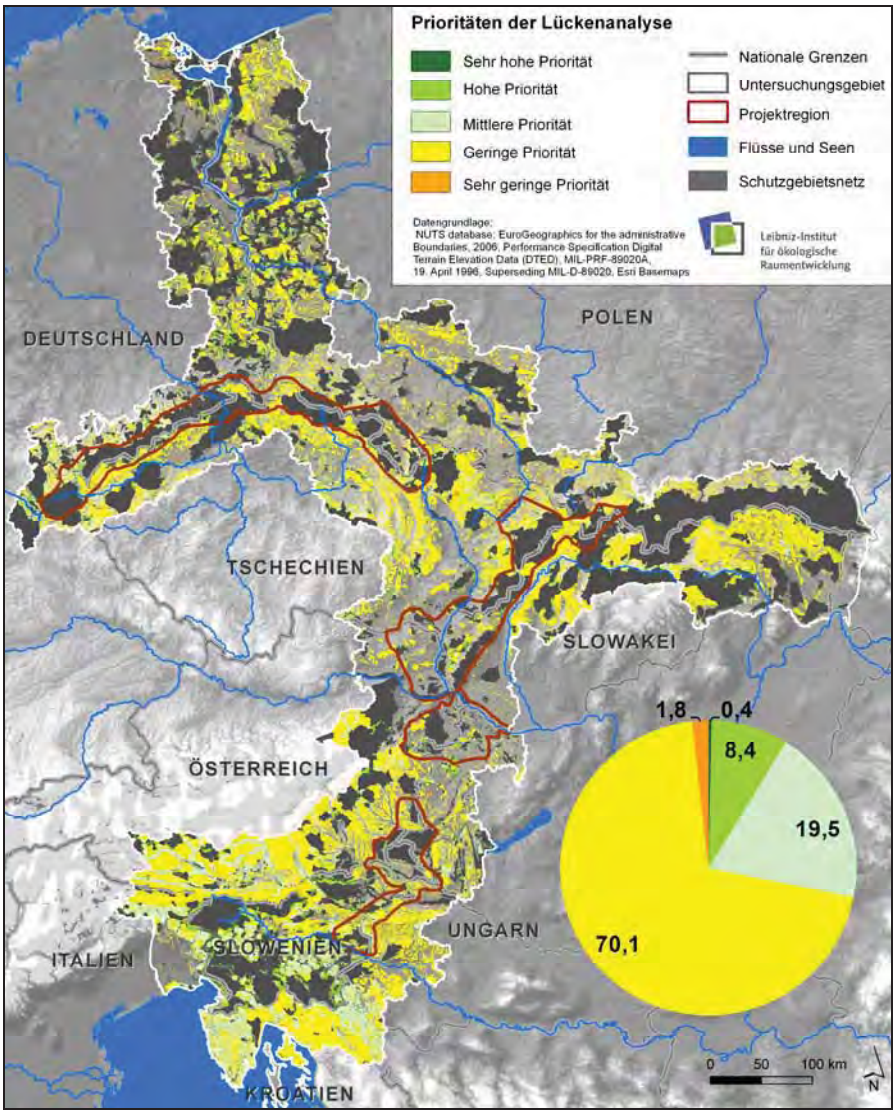


Abb. 4: Lage und Flächenanteile der ausgewiesenen Lücken im Untersuchungsgebiet und Lage der Projektregionen für detaillierte Analysen

Im Süden des Untersuchungsgebietes (Kroatien, Italien, Österreich) gibt es nur eine geringe Anzahl an Schutzgebieten, es wurden dementsprechend viele Lücken mit einer hohen Priorität ausgewiesen.

Um nähere Informationen zu Lückengröße, derzeitiger Landnutzung, dem Abstand der ausgewiesenen Lücken zum nächst gelegenen Schutzgebiet, der Transnationalität und der Kongruenz zu bestehenden Planungen ökologischer Netzwerke zu erhalten, wurden detaillierte Analysen in vier Projektregionen durchgeführt (NEUBERT et al. 2011). Dabei zeigten sich vor allem hinsichtlich der Transnationalität und der Übereinstimmung mit bestehenden Netzwerkplanungen deutliche Unterschiede zwischen den einzelnen Projektregionen.

Fazit und Ausblick

Die Untersuchung gibt einen Überblick über die Lücken im mitteleuropäischen Schutzgebietsnetz. Sie zeigt auf, wo besonderer Handlungsbedarf besteht beziehungsweise weitere detaillierte Untersuchungen notwendig sind, um nicht geschützte naturschutzfachlich wertvolle Gebiete zu sichern und die funktionale Verknüpfung des Schutzgebietsnetzwerkes zu verbessern. Auf Grundlage der Ergebnisse wurden Managementstrategien für verschiedene Schwerpunktbereiche entwickelt. Dabei ist der Erhalt von naturschutzfachlich wertvollen Bereichen besonders vordringlich. Weitere Maßnahmen umfassen zum Beispiel den Waldumbau und die Schaffung von Landschaftsstrukturelementen.

Die Ergebnisse der Untersuchung können genutzt werden, um ein internationales Biotopverbundsystem zu verwirklichen, so wie es ein Schwerpunkt der Nationalen Strategie zur Biologischen Vielfalt der Bundesrepublik Deutschlands und die Richtlinie 92/43/EWG des Europäischen Rates zur Entwicklung eines europäischen ökologischen Netzwerkes Natura 2000 fordern. Dabei muss ein besonderes Augenmerk auf die Migrationswege von Arten in grenzüberschreitenden und zusammenhängenden Ökosystemen gelegt werden.

Im Rahmen einer weiterführenden Arbeit wurde die gleiche Methodik der Lückenanalyse auf das Gebiet des Freistaates Sachsen angewendet, um die Übertragbarkeit der Methodik auch auf kleinere Untersuchungsgebiete zu testen. Dabei zeigte sich, dass die Methodik unter Nutzung hochauflösender Datengrundlagen sehr gut auf kleinere Untersuchungsgebiete anwendbar ist.

Fragestellungen zur Wirkung von Barrieren und zur Fragmentierung der Korridore durch Infrastruktur- und Siedlungsbereiche sollen in weiterführenden Studien untersucht werden.

Referenzen

BIANCHIN, S.; NEUBERT, M. (2010): Management and development of gaps in the ecological network of european border regions. - In: OSTAPOWICZ, K.; KOZAK, J. (Eds.): Integrating Nature and Society Towards Sustainability. The 1st Forum Carpaticum, 15th-18th September 2010, Kraków, Poland. Conference Proceedings. – Kraków (Institute of Geography and Spatial Management, Jagiellonian University): 83-85

BIRDLIFE INTERNATIONAL (2010): Spatial data of threatened bird species and list of threatened bird species in Europe. - http://www.birdlife.org/datazone/index.html, downloaded on 19 Mar 2010

COX, N.A.; TEMPLE, H.J. (2009): European Red List of Reptiles. – Luxembourg (Office for Official Publications of the European Communities) (http://ec.europa.eu/environment/nature/conservation/species/redlist/index_en.htm)

DUDLEY, N.; PARISH, J. (2006): Closing the Gap. Creating Ecologically Representative Protected Area Systems: A Guide to Conducting the Gap Assessments of Protected Area Systems for the Convention on Biological Diversity. - Montreal (Secretariat of the Convention on Biological Diversity) (Technical Series no. 24) (http://www.cbd.int/doc/book.aspx?id=22752)

FUCHS, D.; HÄNEL, K.; LIPSKI, A.; REICH, M.; FINCK, P.; RIECKEN, U. (2010): Länderübergreifender Biotopverbund in Deutschland: Grundlagen und Fachkonzept. – Bonn (Bundesamt für Naturschutz) (Naturschutz und biologische Vielfalt; 96)

HÄNEL, K. (2007): Methodische Grundlagen zur Bewahrung und Wiederherstellung großräumiger funktionsfähiger ökologischer Beziehungen in der räumlichen Umweltplanung - Lebensraumnetzwerke für Deutschland: Dissertation. – Kassel (Uni Kassel)

JONGMAN, R.H.; KÜLVIK, M.; KRISTIANSEN, I. (2004): European ecological networks and greenways. - Landscape and Urban Planning 68: 305-319

LEIBENATH, M.; BLUM, A.; STUTZRIEMER, S. (2010): Transboundary cooperation in establishing ecological networks: The case of Germany's external borders. - Landscape and Urban Planning 94: 84-93

NEUBERT, M.; BIANCHIN, S. (2010): Network of protected areas in Central European border regions. - In: 2010 IENE International Conference on Ecology and Transportation: Improving connections in a changing environment, 27th September - 1st October, 2010, Velence, Hungary. Programme and Book of Abstracts. – Velence: 70-71

NEUBERT, M.; BIANCHIN, S.; SYRBE, R.; STÖCKER, C. (2011): Report - Gaps in ecological networks. - http://www.central2013.eu/fileadmin/user_upload/Downloads/outputlib/gaps_in_eclogical_networks.pdf).

MACKOVČIN, P. (2000): A multi-level ecological network in the Czech Republic: Implementating the Territorial System of Ecological Stability. - GeoJournal 51(3): 211-220

PAN PLANUNGSBÜRO FÜR ANGEWANDTEN NATURSCHUTZ GMBH (2006): Übersicht zur Abschätzung von maximalen Entfernungen zwischen Biotoptypen für Tierpopulationen in Bayern: Stand: Dezember 2006. - http:/www.pan-gmbh.com/dload/TabEntfernungen.pdf.

STEINHARDT, U.; HERZOG, F.; LAUSCH, A.; MÜLLER, E.; LEHMANN, S. (1999): Hemeroby index for landscape monitoring and evaluation. – In: PYKH, Y.A., HYATT, D.E., LENZ, R.J. (eds): Environmental Indices – System Analysis Approach. – Oxford (EOLSS Publ.): 237-254

TEMPLE, H.J.; COX, N.A. (2009): European Red List of Amphibians. – Luxembourg (Office for Official Publications of the European Communities) (http://ec.europa.eu/environment/nature/conservation/species/redlist/index_en.htm)

TEMPLE, H.J.; TERRY, A. (Compilers) (2007): The Status and Distribution of European Mammals. - Luxembourg (Office for Official Publications of the European Communities) (http://ec.europa.eu/environment/nature/conservation/species/redlist/index_en.htm)

Sylvi Bianchin
Leibniz-Institut für ökologische Raumentwicklung
Weberplatz 1
01217 Dresden
s.bianchin@ioer.de

Marco Neubert
Leibniz-Institut für ökologische Raumentwicklung
Weberplatz 1
01217 Dresden
m.neubert@ioer.de

Treffpunkt Biologische Vielfalt 11	2012	31 - 37	Hrsg.: Bundesamt für Naturschutz, Bonn

Biodiversity of the Dieng Mountains Ecosystem, Java, Indonesia: Floristic Composition of the Vegetation and Species Richness of the Mammalian and Avifauna Communities

SITI NURLEILY MARLIANA; FERDINAND RÜHE

keywords: *Bird, Dieng Mountains, mammal, montane forest, species diversity*

1 Introduction

Habitat modification with land use change as the major cause of biodiversity change (SALA et al. 2000) is also a widespread phenomenon in Indonesia. In its 4th Report on the Convention of Biological Diversity, the Indonesian government indicates that the main threats to the long-term survival of Indonesian biodiversity are rapid population growth, deforestation, forest fires, habitat fragmentation, and overexploitation (INDONESIAN MINISTRY OF FORESTRY 2009). In Java, where the centuries-long forest exploitation has been aggravated by the pressure from population growth, severe forest degradation left only 8.2 percent of forest cover remaining in 2006 (LAVIGNE & GUNNELL 2006). Even when the remaining natural forests can only be found on relatively remote mountains, they still suffer from exploitation by local people in search of firewood, timber, and fodder (SMIET 1990, 1992), causing the degradation of montane forests to accelerate at an unprecedented rate.

These problems also occur in the Dieng Mountains region, one of the few remaining tropical forest ecosystems in Java. Shifting cultivation in this region leaves behind plenty of abandoned land, fragmenting the landscape and endangering the ecosystem. The abandoned land eventually regenerates into regrowth forests, which can be found all over the mountain slopes, including protection forest areas that had been encroached on and cultivated with crops. Regrowth forests have become the major vegetation type surrounding the Dieng Plateau, and with current farming practices, their formation will persist into the future. So far, little has been done to deal with regrowth forests in the Dieng Mountains, and their value in terms of biodiversity preservation is not yet recognized. Because Dieng montane forests are known to harbour many endemic and rare wildlife species (NIJMAN & VAN BALEN 1998; NIJMAN & SETIAWAN 2001; WIKRAMANAYAKE et al. 2002), understanding how wildlife species in this area cope with the habitat change is important. Thus, we aim at studying the current floristic composition of vegetation and the species richness of bird and mammalian communities related to landscape change in the Dieng Mountains.

2 Methods

2.1 Study Area

The study was conducted in the slopes surrounding the Dieng Plateau (07°07’ S, 110°00’ E), which lies mostly within the administrative border of Kejajar Subdistrict, Wonosobo District, Central Java Province, Indonesia. The temperature ranges from 14.3 to 26.5°C and the annual rainfall ranges from 1713 to 4255 mm. The montane forests on the southern and southeastern slopes suffer from ecosystem degradation caused by timber looting, land encroachment, and shifting cultivation. Natural forests can only be found in patches at the tops of the mountains surrounding the plateau. Poor farming practices increase the fragil-

ity of the ecosystem. As a result, severe soil erosion, sedimentation of lakes and reservoirs, landslides, mud floods, and pesticide pollution have become common occurrences in this area.

2.2 Data Collection

Three natural vegetation types were chosen for this study: woodland, shrubland, and grassland. The woodland, estimated to be around 35-40 years old, was regenerating forests that grew on abandoned crop fields. The shrubland was a younger form of woodland, estimated to have been developing since 6-8 years ago. The grassland was a permanent feature of the Dieng Mountains, whose formation is believed to be caused by either human-induced or natural disturbances; the exact age is unknown, but it is much older than the woodland habitat. Vegetation data were collected from ten stands located in three mountain complexes: Mt. Prahu (5 stands), Mt. Bismo (3 stands), and Mt. Telerejo (2 stands). Sampling was conducted systematically. Circular plots of 400 m^2 each were used to collect data of trees with a diameter at breast height (dbh) of 5 cm and above from woodland and shrubland habitats; circular subplots of 25 m^2 size for saplings data (i.e. trees with dbh less than 5 cm); and subplots of 1 m^2 size to collect undergrowth vegetation data (seedlings, shrubs, and herbs). Data on each plant species (species name, number of individuals, diameter at breast height and height – both only for trees and saplings) and visual estimates of undergrowth ground coverage were recorded. Tree data were not collected from the grassland habitat.

Observation points or stations in each habitat type were placed at intervals of 200 m to collect data on bird communities. Each station was visited during a ca. 4-hour period after sunrise on clear days with no or little wind and mist. Bird observation at each station lasted 15 minutes, with a 1-minute resting period upon arrival at each station. Birds were detected visually or aurally. Species identification was conducted with the help of two local guides, who were trained in bird observation and familiar with the avifauna situation in the research area. Specifically for bird surveys, data were also collected from agricultural lands.

An indirect method was used to collect data on mammal communities. Survey transects were established, crisscrossing the habitats at a random direction. Animal signs within 1 m distance of each side of transects were recorded and were identified for the species producing them with help from experienced local guides. Additional information was also gathered through interviewing local people who were familiar with the existence of wildlife in their vicinity.

3 Results

3.1 Vegetation Structure and Floristic Composition

A total of 82 species belonging to 44 families was recorded in the study area. Overall plant species richness is highest in shrubland with 68 species, followed by grassland and woodland with 53 and 47 species, respectively (Fig. 1). Poor tree species richnesses are observed both in woodland (10 species) and shrubland (13 species), and in the sapling class the diversity is even lower, ranging from 2 species in grassland, 3 in woodland, and 6 in shrubland. No sampling of the tree size class in grassland was conducted, as grassland is mostly void of large tree species. In general, shrubland, which represents an early successional stage, is the most diverse habitat in terms of plant species for each growthform, followed by grassland and woodland.

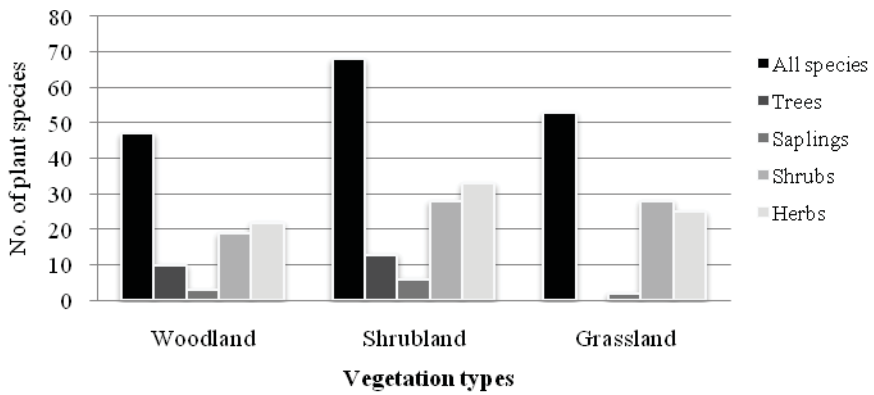


Fig. 1. Number of plant species found in the three vegetation types under study. Refer to the text for the size and number of sample plots.

Tab. 1: Plant density of different growthform size classes in hectare and the average undergrowth cover of various vegetation types in the Dieng Mountains

Growthform	Vegetation Type		
	Woodland	Shrubland	Grassland
Tree (dbh > 10 cm)	159.6	95.0	-
Small tree (dbh 5-10 cm)	10.7	55.2	-
Sapling (dbh 2-5 cm)	36.1	239.1	4.07
Shrub	3371.9	3649.7	3698.26
Herb	548763.1	566923.1	635290.7
Average undergrowth cover (%)	87.3	74.5	93.8

Based on the density value (Tab 1), shrubland was discovered to have the most abundant small-sized trees and saplings, whereas woodland was richer in trees. In comparison with woodland and shrubland, the grassland habitat showed a low density of saplings, but a high density of herbs and graminoids, resulting in the highest undergrowth coverage among the three vegetation types with 93.8 percent (Tab. 1). The densities of the shrub class (which included tree seedlings) in all habitats were relatively similar. Both the woodland and shrubland habitats were dominated by three tree species, namely Italian cypress *Cupressus sempervirens* L., schima *Schima wallichii* (DC.) Korth., and acacia bark *Acacia decurens* (Wendl.) Willd. Cypress dominated the tree class in the woodland habitat, while acacia dominated the sapling class. In shrubland, cypress and schima shared domination in both the tree and sapling classes.

3.2 Avian Communities

In total, 48 bird species from 29 families were recorded from all vegetation types. This excludes 2 species of raptors that migrated during the research period. Most of these bird species (46 species) were encountered in woodland, while shrubland and agricultural land had lower diversity with 33 and 27 species, respectively, and grassland came last with only 7 bird species. Only 11 species were unique to a particular habitat, i.e. 10 species were present only in woodland, and one species was present only in agricultural land. The rest were encountered in at least two different habitats. Insectivorous species constituted half of the bird species. Only one granivorous species was recorded, and was encountered only in woodland and agricultural land. The other guilds had a somewhat equal number of species. Nectarivores were absent in grassland, while omnivorous species had a relatively equivalent presence in all habitats.

3.3 Mammal Communities

In total, signs left by five mammal species were recorded during the field research from the entire area. The species were common palm civet *Paradoxurus hermaphroditus*, Javan mongoose *Herpestes javanicus*, Sunda porcupine *Hystrix javanica*, wild boar *Sus scrofa*, and Indian muntjac *Muntiacus muntjak*. These findings were confirmed by the interview results. The interviews also revealed the existence of eight additional mammal species: black rat *Rattus rattus,* common treeshrew *Tupaia glis,* intermediate roundleaf bat *Hipposideros larvatus*, Javan langur *Trachypithecus auratus*, Javan stink badger *Mydaus javanensis,* Javan leopard *Pantherea pardus melas*, leopard cat *Prionailurus bengalensis*, and long-tailed macaque *Macaca fascicularis*. The most recent sightings or discovery of signs took place less than one month before the interviews, except for three species, i.e. Javan langur, long-tailed macaque, and leopard cat. The most recent encounters with them were reported to have happened between 6 to 12 months before the interviews. The combination of results from field data and interviews showed that the species richness of shrubland, woodland, and agricultural land were slightly equal, with 11, 10, and 9 species, respectively. The grassland habitat had the lowest species richness with 5 species.

4 Discussion

4.1 Floristic composition and vegetation structure

Natural vegetation development in the Dieng Plateau was influenced by two reforestation events that took place in the 1980s and around 2004 in an effort to restore the forests. The dominant tree species found in woodland, shrubland, and tree saplings in grassland were species planted during reforestations. These species - cypress, acacia, and schima - are not native to the area, and the reason for planting them was presumably because of their timber value. In all vegetation types, shrubs and herbs are the dominant growthform. Compared with other similar studies in Indonesia (SUKARDJO 1990; SMIET 1992) and elsewhere (e.g. RAMÍREZ-MARCIAL 2001; BANIYA et al. 2009), the total number of plant species found in the entire classes was considerably lower, especially that of woody plants. However, our results correspond to those of SMIET (1992) from a few disturbed locations. Contrary to the results of several studies (e.g. BANIYA et al. 2009), the species richness decreased with the age class. Assuming that grassland reflects the early stage of succession, results of our study confirm the intermediate disturbance hypothesis (Connell 1978). The results from grassland did not suggest that the vegetation did ever or will develop into a forest, indicated by the minor presence of saplings and lack of trees. Visual observation revealed that the canopy covers were negligible both in shrubland and woodland, which explains the presence of abundant undergrowth. The lack of canopy cover may not only be detrimental to the structure and functioning of vegetation, but also to wildlife species that rely on dense canopy as their habitat. The density of woody plants was notably higher in shrubland, with the sapling class contributing most to the value. In comparison with other studies (e.g. SUKARDJO 1990; SMIET 1992; RUIZ et al. 2005), the density values of woody species in the study area were much lower. The poor regeneration in woodland may indicate that the habitat will not develop into a montane forest similar to that found on the tops of the Dieng Mountains, but stays as open woodland. In the case of the shrubland habitat, the regeneration seems to be more promising. Thus, there is hope that the land will return to its original condition. However, SMIET (1992) suggests that the influence of altitude and other site factors on the development of plant communities in disturbed Javan montane forests is obscured by human impact. Therefore, vegetation recovery in the Dieng Mountains will depend on further human interference.

4.2 Bird and Mammal Species Diversity

The number of bird species encountered (48 species) was far less than the bird list compiled by NIJMAN & SETIAWAN (2001), who reported that 142 bird species existed in the Dieng Mountains. The trend of species richness in different habitats suggests that vegetation structure is important for most bird species. In this case, the grassland habitat appears to have the least value for bird communities. Agroforestry was not practiced by many farmers in the area, thus the presence of trees in agricultural lands serving as 'buffer zones' (CULLEN et al. 2001) between fragmented habitats was negligible. The results suggest that there might be a shift in habitat preference, since we recorded many forest species that were found in different habitat types. The domination of carnivores (including insectivorous species) in the feeding guilds may indicate the scarcity of plant-based food sources. All bird species recorded are categorized as least concern under the IUCN Red List of Threatened Species. However, six of them (brown-throated barbet, Sunda minivet, pink-headed fruit-dove, rufous-tailed fantail, olive-backed tailorbird, flame-fronted barbet, and crescent-chested babbler) are endemic or near-endemic to the western Java montane rain forest ecoregion (WIKRAMANAYAKE et al. 2002).

The recorded mammal signs and sightings revealed that most species used multiple habitats concurrently. This result supports the importance of regrowth forests in maintaining wildlife populations in fragmented agricultural landscapes (BOWEN et al. 2007). Similar to the bird survey results, grassland turns out to have the least value in the maintenance of species diversity. Based on the interview results, Javan langur and long-tailed macaque were only encountered in woodland habitats, specifically in the Mt. Bismo region, where forests in relatively good condition can still be found on the southwest slope. However, encounters with both of the species, as well as with leopard cat were reported to be more infrequent in recent times, and the most encounters were 6 to 12 months before the interviews were conducted. The rarity of these mammals in the study area is expected because they are forest-dependent species, although primates have been reported to be present in regrowth forests as well (GREEN 1978). Eleven out of the 13 mammal species recorded or reported to exist are categorized as least concern in the IUCN Red List. Two of them, Javan langur and Javan leopard *Pathera pardus melas*, are classified as vulnerable and critically endangered, respectively. Nevertheless, leopard tracks and signs were still frequently found in woodland and shrubland. Wild boar was the only species reported to cause repeated disturbance by feeding on and trampling crops. Other than that, conflict between wildlife and humans has never been an issue in this region.

5 Conclusions and management implications

Even though we cannot find prior research concerning our study area that is comprehensive enough to substantiate our results, we believe that our results provide enough evidence of the human-caused biodiversity decline in the Dieng Mountains ecosystem. This condition calls for immediate measures to prevent further degradation of the ecosystem. Environmental awareness education and the availability of alternative employment to make people less dependent on the natural resources should be crucial parts of the measures. In addition, for the preservation effort to succeed, the locals should be provided with incentives and benefit directly from the effort.

6 References

BANIYA, C.B., SOLHOY, T., VETAAS, O.R. (2009): Temporal changes in species diversity and composition in abandoned fields in a trans-Himalayan landscape, Nepal. - Plant Ecology 201(2): 383-399

BOWEN, M.E., MCALPINE, C.A., HOUSE, A.P., SMITH, G.C. (2007): Regrowth forests on abandoned agricultural land: A review of their habitat values for recovering forest fauna. - Biological Conservation 140(3-4): 273-296

CONNELL, J.H. (1978): Diversity in tropical rain forests and coral reefs - High diversity of trees and corals is maintained only in a non-equilibrium state. - Science 199(4335): 1302-1310

CULLEN, L., SCHMINK, M., PADUA, C.V., MORATO, M.I. (2001): Agroforestry benefit zones: A tool for the conservation and management of Atlantic forest fragments, Sao Paulo, Brazil. - Natural Areas Journal 21(4): 346-356

GREEN, K. (1978): Primate censusing in northern Colombia: a comparison of two techniques. - Primates 19: 537-550

INDONESIAN MINISTRY OF ENVIRONMENT (2009): Fourth national report - The convention on biological diversity. - Jakarta (Ministry of Environment)

LAVIGNE, F., GUNNELL, Y. (2006): Land cover change and abrupt environmental impacts on Javan volcanoes, Indonesia: a long-term perspective on recent events. - Regional Environmental Change 6(1-2): 86-100

NIJMAN, V., VAN BALEN, S.B. (1998):. A faunal survey of the Dieng Mountains, Central Java, Indonesia: distribution and conservation of endemic primate taxa. - Oryx 32(2): 145-156

NIJMAN, V., SETIAWAN, I. (2001): Rapid assessment of faunal diversity in Dieng Mountains. http://catalogue.nla.gov.au/Record/2639662?lookfor=author:%22Setiawan,%20Iwan%22&offset=2&max=2 Penilaian sepintas keragaman fauna di Pegunungan Dieng. Bandung (Indonesia): Yayasan Pribumi Alam Lestari/YPAL.

RAMIREZ-MARCIAL, N., GONZALEZ-ESPINOSA, M., WILLIAMS-LINERA, G. (2001): Anthropogenic disturbance and tree diversity in Montane Rain Forests in Chiapas, Mexico. - Forest Ecology and Management 154(1-2): 311-326

Sala, O.E., Chapin, F.S., Armesto, J.J., Berlow, E., Bloomfield, J., Dirzo, R., Huber-Sanwald, E., Huenneke, L.F., Jackson, R.B., Kinzig, A. et al. (2000): Biodiversity - Global biodiversity scenarios for the year 2100. - Science 287(5459): 1770-1774

SMIET, A.C. (1990): Forest ecology on Java: Conversion and usage in a historical perspective. - Journal of Tropical Forest Science 2(4): 286-302

SMIET, A.C. (1992): Forest ecology on Java - Human impact and vegetation of montane forest. - Journal of Tropical Ecology 8: 129-152

WIKRAMANAYAKE, E.D., DINERSTEIN, E., LOUCKS, C., OLSON, D., MORRISON, J., LAMOREUX, J., MCKNIGHT, M., HEDAO, P. (2002): Terrestrial ecoregions of the Indo-Pacific: A conservation assessment. - Washington D.C. (Island Press)

Siti Nurleily Marliana
Universität Göttingen
Büsgen-Institut
Büsgenweg 3
37077 Göttingen
s.marliana1@stud.uni-goettingen.de

Treffpunkt Biologische Vielfalt 11	2012	39 - 44	Hrsg.: Bundesamt für Naturschutz, Bonn

Änderungen in der pflanzlichen Biodiversität von Buchenwäldern in Bayern unter dem Aspekt von Global Change

MATTHIAS JANTSCH & ANTON FISCHER

Schlagwörter: Temperaturanstieg, Stickstoffeintrag, Vegetationsaufnahmen, Klimawandel, Walnuss, Gehölzverjüngung

Einleitung

Buchenwälder würden ohne menschlichen Einfluss große Teile Deutschlands und auch Bayerns bedecken (WALENTOWSKI et al. 2004; KNAPP et al. 2008). Sie besitzen eine weite ökologische Amplitude und können so sehr unterschiedliche Standorte von sauer bis basisch besiedeln. Nichtsdestotrotz werden „Global Change"-Effekte auch die Buchenwälder in Deutschland beeinflussen. Zum „Global Change" zählen bspw.: Änderungen in der Landnutzung (Degradierung, Fragmentierung und Zerstörung von natürlichen Lebensräumen), der Klimawandel (steigende Temperaturen und Änderungen in der Niederschlagsverteilung), invasive Arten (Neophyten), Verschmutzung von Luft und Wasser (einschließlich erhöhtem CO_2-Gehalt und erhöhtem Stickstoff-Eintrag in die Atmosphäre) und die Übernutzung der Ökosysteme (MATESANZ et al. 2010). Erste Änderungen in der Artenzusammensetzung von Buchenwäldern durch den Klimawandel sind vereinzelt beschrieben worden. In Spanien wird das Vorrücken der Buche in höhere Höhenstufen verbunden mit der Ersetzung von niedriger gelegenen Buchenwäldern durch Steineiche (*Quercus ilex*) beobachtet (PENUELAS & BOADA 2003). In der Schweiz werden die Zunahme von immergrünen wärmeliebenden Arten und die Abnahme der Stetigkeit von montanen Arten beobachtet (WALTER 1997; CARRARO et al. 1999). Am besten dokumentiert sind für Wälder in Mitteleuropa bis jetzt Änderungen in der Artenzusammensetzung, die durch den angestiegenen Eintrag von Stickstoff aufgrund menschlicher Aktivität verursacht wurden (RÖDER et al. 1996; WALTHER 1997; FISCHER 1999). Die Jahresdurchschnittstemperatur hat in Bayern im Zeitraum 1931-2000 je nach Region um 0,6-1,2 °C zugenommen (KLIWA 2011). Es ist deshalb damit zu rechnen, dass sich der Temperaturanstieg auch auf die Artenzusammensetzung von Buchenwäldern in Bayern auswirkt. Bis jetzt konnten solche Effekte allerdings nicht nachgewiesen werden. Im Rahmen eines Forschungsprojektes haben wir die Auswirkungen von Global Change und im Besonderen die des Klimawandels auf die Biodiversität von Buchenwäldern in Bayern untersucht.

Methodik

Entlang eines kontinuierlichen Temperaturgradienten von warm nach kalt wurden 140 Vegetationsaufnahmen in Buchenwäldern Bayerns durchgeführt. Die Hälfte der Aufnahmen fand auf basischem *(Aposerido-, Carici und Hordelymo-Fagetum)*, die andere Hälfte auf saurem Ausgangssubstrat *(Luzulo-Fagetum)* statt. Auf 196 m² wurden alle Gefäßpflanzen und Moose mit genauen Deckungsgraden erfasst, auf 900 m² die Präsenz aller weiteren Gefäßpflanzen. Ziel war es, auftretende Änderungen in der Artenzusammensetzung entlang des Gradienten für Zukunftsprognosen zu benutzen.

Zusätzlich haben wir 227 historische Vegetationserhebungen in fünf unterschiedlichen Regionen Bayerns wiederholt, um bereits eingetretene Veränderungen auch zeitlich zu erfassen. Erfasst wurden dabei alle vier wichtigen Buchenwaldgesellschaften (*Carici-, Hordelymo, Galio-* und *Luzulo-Fagetum*) in Deutschland. Die untersuchten Gebiete waren:

- Sinngrund im Nordspessart (Erstaufnahme 1950, Wiederholung 1990)
- Steigerwald (Erstaufnahmen 1978-1981)
- Fränkische Alb (Erstaufnahmen 1964-1967)
- Starnberger See (Erstaufnahme 1949, Wiederholung 1997)
- Inngletscher-Moräne (Erstaufnahme 1985)

Alle neuen Wiederholungen erfolgten 2010. Außer im Sinngrund und den Wäldern um den Starnberger See hatten wir jeweils zwei verschiedene Waldgesellschaften pro Untersuchungsgebiet erfasst, so dass sich insgesamt acht Gruppen bilden ließen. Für die Wiederholung wurden ausschließlich von Buche dominierte Bestände ausgewählt. Karten mit Markierungen der Originalaufnahmeorte wurden im GIS georeferenziert, um die Flächen mittels GPS im Gelände wieder zu finden. Da von einer gewissen Abweichung der geographischen Koordinaten von der tatsächlichen Fläche im Gelände ausgegangen wurde, wurden als zusätzliche Suchkriterien Exposition, Baummischung und Bestandesalter verwendet. Es wurde in allen Fällen die gleiche Aufnahmegröße wie bei den alten Aufnahmen gewählt. Die Baumschicht wurde bei der Analyse der Daten nicht verwendet, da diese auch Auswahlkriterium war. Arten der Strauch- und Krautschicht wurden zusammengefasst und doppelte Nennungen aus beiden Schichten gelöscht. Es wurden nur Präsenz/Absenz-Werte verwendet, da unterschiedliche Deckungsgradskalen von den verschiedenen Erstaufnehmern benutzt worden waren.

Wir verglichen für jedes Aufnahmepaar alt/neu jeder Waldgesellschaft aus den fünf Untersuchungsgebieten die absolute Artenzahl und die durchschnittliche Artenzahl pro Aufnahme.

Es wurde die Quadrierte Euklidische Distanz (WILDI 1986) für die alten und neuen Aufnahmen berechnet. Mit Hilfe der Quadrierten Euklidischen Distanz lässt sich ermitteln, ob sich Unterschiede in der Diversität der Artenzusammensetzung der alten und neuen Aufnahmen ergeben haben.

Nach der Liste der Waldgefäßpflanzen von SCHMIDT et al. (2003) wurden die Arten nach ihrer Lebensform in folgende Gruppen aufgeteilt: Arten der Baumschicht (B), Arten der Strauchschicht (S) und Arten der Krautschicht (K).

Auch die Ellenberg-Zeigerwerte (ELLENBERG et al. 2001) wurden für alle acht Gruppen berechnet, um eingetretene Änderungen von Umweltparametern indirekt zu verifizieren. Ellenberg-Zeigerwerte erklären die ökologische Einnischung einer Art anhand der sechs wesentlichen Umweltvariablen (Licht, Temperatur, Kontinentalität, Feuchtigkeit, Reaktion und Stickstoff). Der Gradient jedes Umweltfaktors ist durch jeweils neun Ziffern festgelegt (1 = sehr wenig, 9 = sehr viel).

Ermittelt wurde zudem die Anzahl der Neophyten (= fremdländische, nicht heimische Pflanzenarten) und deren Stetigkeit, sowie die Zunahme der Stetigkeit verglichen mit den alten Aufnahmen.

Im Rahmen des Temperaturgradienten wurden für ausgewählte Pflanzenarten Präsenz/Absenz-Kurven entlang des gesamten untersuchten Temperaturbereichs gebildet. Als Einheiten wurden Temperaturbereiche von jeweils einem halben Grad Celsius gewählt. Die Präsenz einer Art für jeden Temperaturbereich

berechnet sich aus der Anzahl der Aufnahmen, in denen die Art vorkommt, geteilt durch die gesamte Anzahl der Aufnahmen in diesem Temperaturbereich.

Ergebnisse

In 75 % der acht untersuchten Gruppen stellten wir einen Artenrückgang in der Gesamtartenzahl fest, nur in den zwei vorkommenden Waldmeister-Buchenwäldern nahm die Gesamtartenzahl zu. Für die durchschnittliche Artenzahl stellten wir keinen einheitlichen Trend fest: in 50 % der Gruppen nahm die Artenzahl zu (in 37,5 % signifikant), in 50 % der Gruppen (in 37,5 % signifikant) nahm sie ab.

In 50 % der Gruppen nahm die Diversität der Artenzusammensetzung in den Aufnahmen ab. Die Abnahme war dabei immer signifikant, die Zunahme hingegen nie. Betrachtete man die Diversität in der Artenzusammensetzung, getrennt nach den Lebensformen aus der Liste der Waldgefäßpflanzen (SCHMIDT et al. 2003), so ergab sich ein klareres Bild. In 62,5 % aller Gruppen fanden wir eine signifikante Abnahme in der Diversität in der Zusammensetzung von Arten der Krautschicht zwischen alten und neuen Aufnahmen. Auf der anderen Seite sah man in 50 % der Gruppen der Arten der Baumschicht und in 37,5 % der Gruppen der Arten der Strauchschicht eine signifikante Zunahme der Diversität in der Zusammensetzung von diesen Arten verglichen mit den alten Aufnahmen. Eine gleichzeitig signifikante Abnahme von Arten der Krautschicht und eine signifikante Zunahme von Arten der Baum- oder Strauchschicht waren jedoch nur in zwei Gruppen beobachtbar.

Betrachtete man die absoluten Änderungen der Arten nach der Liste der Waldgefäßpflanzen (SCHMIDT et al. 2003), so ergab sich ein ganz klarer Trend. Arten der Baumschicht nahmen in allen Gruppen zu, in 87,5 % der Fälle signifikant, Arten der Krautschicht hingegen nahmen in allen Gruppen ab, in 50 % signifikant. Von dem Artenrückgang waren also größtenteils krautige Pflanzen betroffen.

Wir beobachteten eine signifikante Zunahme des Ellenberg-Zeigerwertes für Stickstoff in 62,5 % der Gruppen, die absolute Zunahme betrug +0,2 bis +0,9 Ellenberg-Werte. Eine signifikante Zunahme des Ellenberg-Zeigerwertes für Temperatur beobachteten wir nur in 25 % aller Gruppen, die absolute Zunahme betrug aber nur +0,1 Ellenberg-Werte. Von einer deutlichen Zunahme des Temperaturwertes kann man also nicht sprechen.

Im gesamten Datensatz der alten Aufnahmen fanden wir drei Neophyten: Rosskastanie (*Aesculus hippocastanum)*, Kleinblütiges Springkraut (*Impatiens parviflora*) und die Walnuss (*Juglans regia*) in drei unterschiedlichen Untersuchungsgebieten, aber nie mehr als zwei Neophyten pro Untersuchungsgebiet. Keine Aufnahme hatte mehr als einen Neophyten und nur 5 % aller alten Aufnahmen enthielten Neophyten. Im Jahr 2010 dagegen fanden wir elf Neophyten und mindestens einen Neophyten in jedem Untersuchungsgebiet. 29 % aller neuen Aufnahmen enthielten Neophyten und 4 % der Aufnahmen mehr als einen Neophyten. Die häufigsten Neophyten waren: Kleinblütiges Springkraut (13 % Stetigkeit), Walnuss (11 % Stetigkeit) und Drüsiges Springkraut (*Impatiens glandulifera* mit 4 % Stetigkeit). Die stärkste Zunahme in der Stetigkeit wurde von der Walnuss erreicht (11 %), gefolgt vom Kleinblütigen Springkraut (9 %) und dem Drüsigen Springkraut (4 %). Die Zunahme der Walnuss war je nach Untersuchungsgebiet sehr unterschiedlich, betrug aber bis zu 23 %. Alle vorgefundenen Walnusspflanzen waren jünger als fünf Jahre und nicht höher als 1,4 m. Die meisten Individuen hatten ein Alter von 1-3 Jahren.

Es konnten deutliche Unterschiede in der Änderung der Präsenz von Arten entlang des Temperaturgradienten erarbeitet werden. Im Rahmen der fortschreitenden Temperaturerhöhung ist damit zu rechnen,

dass sich das Areal der Esskastanie (*Castanea sativa*, Vorkommen erst ab ca. 9 °C Jahresdurchschnittstemperatur) deutlich vergrößert, da ein Großteil Bayerns im Jahr 2100 voraussichtlich diese Jahresdurchschnittstemperatur hat. Auch die Walnuss (*Juglans regia*, Vorkommen erst ab ca. 7 °C Jahresdurchschnittstemperatur) wird in der Zukunft neue Areale in den Mittelgebirgen erschließen können. Zwei Arten, die vermutlich einen großen Teil ihres Areals bis auf die Alpen und die höheren Lagen der Mittelgebirge einbüßen könnten, sind der Hasenlattich (*Prenanthes purpurea*) und die Quirl-Weißwurz (*Polygonatum verticillatum)*, die beide nur unter einer Jahresdurchschnittstemperatur von 8,2 °C vorgefunden wurden.

Diskussion

Der gestiegene Eintrag von Stickstoff aus der Atmosphäre durch die Verbrennung fossiler Brennstoffe sowie durch die Düngerausbringung in der Landwirtschaft scheint eine wichtige Ursache für den Verlust in der Diversität der Zusammensetzung von krautigen Pflanzen zu sein. Sehr stickstoffarme Waldausprägungen sind in den letzten Jahrzehnten fast ganz verschwunden (RÖDER et al. 1996; BERNHARDT 2005). Ähnliche Ergebnisse, die Zunahme von Stickstoffzeigenden Arten und den Verlust in der Gesamtartenzahl betreffend, wurden durch den Vergleich von alten und neuen Aufnahmen bereits von verschiedenen Autoren festgestellt (CARRARO et al. 1999).

Für die signifikante Zunahme von Baumarten in der Kraut- und Strauchschicht gibt es mehrere Erklärungsmöglichkeiten. Eine grundsätzliche Änderung in der Waldbewirtschaftung hin zu mehr Naturverjüngung anstelle von der Verwendung von teurem Pflanzmaterial verbunden mit einer stärken Bejagung von Rehwild (*Capreolus capreolus*) ist sicher ein Grund. Die Verbissintensität hat an allen, im Rahmen des Verbissgutachtens untersuchten Baumarten in Bayern, seit 1991 abgenommen (STMELF 2009), das heißt immer mehr Bäume können sich erfolgreich von der Kraut- zur Strauchschicht entwickeln. Nach der offiziellen Abschussstatistik (mündliche Mitteilung des StMELF) ist der Abschuss von Rehwild in Bayern in den letzten 50 Jahren um ca. 50 % angestiegen, von etwa 200.000 auf fast 300.000 Tiere pro Jahr.

Aber auch Global Change scheint eine wichtige Rolle zu spielen. In einem Wald der gemäßigten Zone in den USA zeigte man in einem Feldexperiment, dass sowohl ein angehobener Stickstoffgehalt, als auch ein angehobener Kohlenstoffdioxidgehalt in der Luft zu einem besseren Aufwachsen von Baumsämlingen führte (SEFCIK et al. 2007). In einem anderen Feldexperiment in einem montanen Bergmischwald in Österreich wurde gezeigt, dass das Wachstum von jungen Bergahorn- und Buchenbäumen signifikant durch die Zunahme von Ammonium (NH_4) und der Bruttomineralisierungsrate gesteigert wird (PRÖLL et al. 2011).

GILLIAM (2006) berichtet, dass ein Überschuss von Stickstoff zu einem Rückgang in der Artendiversität führt und dass stickstoffreiche Wälder anfälliger für die Einwanderung nicht heimischer Arten sind. Damit ließe sich auch die Zunahme von Neophyten erklären.

Die floristische Vielfalt je untersuchter Pflanzengesellschaft hat sich im Vergleich von alten zu rezenten Aufnahmen stark verändert. Durch den Schwund der krautigen Pflanzen verlieren sich zunehmend Unterschiede in der Ausprägung von Buchenwaldgesellschaften.

Das vermehrte Auftreten von jungen Walnussbäumen ist eines der wesentlichen Merkmale, das sich mit steigenden Temperaturen durch den Klimawandel begründen lässt und in Übereinstimmung mit den Prognosen aus dem Temperaturgradienten steht. Eine starke Zunahme von jungen Walnussbäumen wurde

ebenfalls in den letzten Jahren in den Wäldern im Ruhrgebiet beobachtet (HETZEL 2009). In einem österreichischen Tal wurde die zunehmende Stetigkeit der Walnuss mit steigenden Frühjahrstemperaturen korreliert (LOACKER et al. 2007). Eine generelle Zunahme von wärmeliebenden Arten in Buchenwäldern Bayerns konnten wir hingegen bisher nicht feststellen.

Die Veränderungen in der Artenzusammensetzung im Vergleich zu den Erstaufnahmen sind somit überwiegend auf Änderungen in der Waldbewirtschaftung und steigende Stickstoffeinträge zurückzuführen.

Die Auswirkungen des gestiegenen Stickstoffeintrages der letzten Jahrzehnte auf die Artenzusammensetzung der Buchenwälder sind momentan stärker festzustellen als die Einflüsse der anhaltenden Temperaturerhöhung. Buchenwälder sind zudem eher konservative Ökosysteme; vermutlich braucht es längere Zeit, bis sich signifikante Veränderungen im Bezug auf die Temperaturerhöhung zeigen.

Literatur

BERNHARDT, M. (2005): Reaktionen der Waldbodenvegetation auf erhöhte Stickstoffeinträge, Analyse und Vorhersage von Vegetationsveränderungen anhand von funktionellen Merkmalen. – Berlin (Bornträger. – (Dissertationes Botanicae Band 397*)*

CARRARO, G.; KLÖTZLI, F.; WALTHER, G.R.; GIANONI, P; MOSSI, R. (1999): Observed Changes in Vegetation in Relation to Climate Warming: *Final Report* NRP 31. – Zürich (vdf Hochschulverlag)

ELLENBERG, H.; WEBER, H.E.; DÜLL, R.; WIRTH, V.; WERNER, W. (2001): Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. - 3., durchges. Aufl. – (Scripta Geobotanica 18)

FISCHER, A. (1999): Floristical changes in Central European forest ecosystems during the past decades as an expression of changing site conditions. – In: KARJALEINEN, T.; SPIECKER, H.; LAVOUSSINIE, O. (eds): Causes and consequences of accelerating tree growth in Europe. – (EFI-Proceedings 27): 53-64

GILLIAM, F.S. (2006): Response of the herbaceous layer of forest ecosystems to excess nitrogen deposition. - Journal of Ecology 94: 1176-1191

HETZEL, I. (2009): Zur spontanen Ausbreitung von Walnuss (*Juglans regia*) und Esskastanie (*Castanea sativa*) in Wäldern und Forsten im mittleren Ruhrgebiet. - Floristische Rundbriefe 43: 24-43

KNAPP, H.D.; NICKEL, E.; PLACHTER, H. (2008): Beech forests – a European contribution to the CBD's Expanded Programme of Work on Forest Biological Diversity. – In: Knapp, H.D. (ed): Beech Forests – a German contribution to the global forest biodiversity. – *Bonn (*Bundesamt für Naturschutz): 7-14 (BfN-Skripten 233)

KLIWA (KLIMAVERÄNDERUNG UND KONSEQUENZEN FÜR DIE WASSERWIRTSCHAFT) (2011): Ein Kooperationsvorhaben der Länder Baden-Württemberg, Bayern, Rheinland-Pfalz und des Deutschen Wetterdienstes (DWD). - http://www.kliwa.de/index.php?pos=ergebnisse/projerg/temperatur/ (besucht am 9. Mai 2011)

LOACKER, K.; KOFLER, W.; PAGITZ, K.; OBERHUBER, W. (2007): Spread of walnut *(Juglans regia L.*) in an Alpine valley is correlated with climate warming. - Flora 202: 70-78

MATESANZ, S.; GIANOLI, E.; VALLADARES, F. (2010): Global change and the evolution of phenotypic plasticity in plants. - Annals of the New York Academy of Science Issue: The Year in Evolutionary Biology: 35-55

PENUELAS, J.; BOADA, M. (2003): A global change-induced biome shift in the Montseny mountains (NE Spain). - Global Change Biology 9: 131-140

PRÖLL, G.; DULLINGER, S.; DIRNBÖCK, T.; KAISER, C.; RICHTER, A. (2011): Effects of nitrogen on tree recruitment in a temperate montane forest as analysed by measured variables and Ellenberg indicator values. - Preslia 83: 111–127

RÖDER, H.; FISCHER, A.; KLÖCK, W. (1996): Waldentwicklung auf Quasi-Dauerflächen im Luzulo-Fagetum der Buntsandsteinrhön (Forstamt Mittelsinn) zwischen 1950 und 1990. - Forstwissenschaftliches Centralblatt 115: 321-335

SCHMIDT, M.; EWALD, J.; FISCHER, A.; OHEIMB, G.V.; KRIEBITZSCH, W.U.; ELLENBERG, H.; SCHMIDT, W. (2003): Liste der in Deutschland typischen Waldgefäßpflanzen. - Mitteilungen der Bundesforschungsanstalt für Forst- und Holzwirtschaft 212.

SEFCIK, L.T.; ZAK, D.R.; ELLSWORTH, D.S. (2007): Seedling survival in a northern temperate forest understory is increased by elevated atmospheric carbon dioxide and atmospheric nitrogen deposition. - Global Change Biology 13: 132-146

STMELF (=Bayerisches Staatsministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten) (2009): Forstliche Gutachten zur Situation der Waldverjüngung 2009. - München http://www.forst.bayern.de/jagd/verbissgutachten/34336/linkurl_2.pdf (besucht am 13. Juli 2011)

WALENTOWSKI, H.; EWALD, J.; FISCHER, A.; KÖLLING, C.; TÜRK, W. (2004): Handbuch der natürlichen Waldgesellschaften Bayerns. – Freising (Geobotanica)

WALTHER, G.R. (1997): Longterm changes in species composition of Swiss Beech forests. - Annali di Botanica 55: 77-84

WILDI, O. (1986): Analyse vegetationskundlicher Daten, Theorie und Einsatz statistischer Methoden. – Zürich (Stiftung Rübel) (Veröffentlichungen des Geobotanischen Institutes der ETH; 90)

Danksagung: Dieses Forschungsprojekt wird im Rahmen des Klimaprogramms Bayern 2020 durch das Bayerische Staatsministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten (StMELF) gefördert.

Matthias Jantsch & Anton Fischer
Technische Universität München
Fachgebiet Geobotanik
Department für Ökologie und Ökosystemmanagement
Hans-Carl-von-Carlowitz-Platz 2
85354 Freising
matthias.jantsch@wzw.tum.de

Treffpunkt Biologische Vielfalt 11	2012	45 - 49	Hrsg.: Bundesamt für Naturschutz, Bonn

Auswirkungen der natürlichen Altersdynamik auf die Pflanzendiversität in naturnahen Fichtenwäldern im Nationalpark Harz

SEBASTIAN DITTRICH & MASCHA JACOB

Einleitung

Wälder sind flächenmäßig große globale Ökosysteme und haben im Zusammenhang mit der *Convention on Biological Diversity* eine besondere Bedeutung. Ein Schwerpunkt des Wald-Naturschutzes liegt heute auf der natürlichen Waldentwicklung, bei der menschliche Eingriffe gering gehalten oder vermieden werden sollen. Mögliche Leitbilder sind „Urwälder", die seit mehreren Jahrhunderten nicht oder wenig bewirtschaftet wurden (z. B. KORPEL 1995). Solche Waldökosysteme zeigen kleinräumige Mosaike verschiedener Entwicklungsstadien von Bäumen. So entstehen in natürlichen Wäldern charakteristische Bestandesstrukturen, wie z. B. in der Kronendeckung, dem Totholzanteil oder der Verjüngung (STÖCKER 2001, 2002, HOLEKSA & CYBULSKI 2001).

Ein zunehmender Anteil an Kronenlücken (HEINRICHS & SCHMIDT 2009) kann zu mikroklimatischen Unterschieden zwischen den Entwicklungsstufen führen, die sich neben einer Veränderung der Bodennährstoffgehalte und -umsätze auch auf die Diversität von Pflanzen auswirkt. Es bestehen aber nach wie vor noch Wissenslücken, zumal Ergebnisse aus Wirtschaftswäldern nur eingeschränkt auf Naturwälder übertragbar sind.

Studien zu einzelnen Pflanzengruppen (Gefäßpflanzen, Flechten, Laub- und Lebermoose) legen nahe, dass die Pflanzendiversität im Wald vom Bestandesalter, aber auch der Bestandesentwicklung und den damit verbundenen strukturellen Veränderungen (FENTON et al. 2007, FENTON & BERGERON 2008) abhängt. Die Bindung von Epiphyten an große, alte Bäume und Totholz-Objekte ist bedeutend (z. B. MCMULLIN et al. 2008, HAUCK 2011). Die Bodenvegetation hat in bisherigen Studien nur geringe Einflüsse der Waldaltersdynamik und struktureller Veränderungen gezeigt (z. B. KUKLA et al. 2003).

Unterschiedliche Reaktionen verschiedener Pflanzengruppen auf Waldaltersdynamik und strukturelle Veränderungen müssten auch bei Artenschutzmaßnahmen in Wäldern berücksichtigt werden.

In der vorliegenden Studie, die in einem naturnahen Fichtenwald durchgeführt wurde, soll die Hypothese überprüft werden, dass die Bodenvegetation in Wäldern durch die Waldaltersdynamik nur wenig beeinflusst wird, während Epiphyten von strukturellen Veränderungen stärker betroffen sind. Aus den Ergebnissen sollen Artenschutzmaßnahmen für Pflanzen in bewirtschafteten Wäldern abgeleitet werden.

Material und Methoden

Die Untersuchungen wurden in der Kernzone des Nationalparks Harz auf dem Brocken (1.142 m) durchgeführt. In einem forstwirtschaftlich seit Jahrhunderten unberührten *Wollreitgras-Fichtenwald* wurden in Anlehnung an STÖCKER (1997) fünf Entwicklungsstadien des Waldes unterschieden (s. Tab. 1), die durch je fünf Untersuchungsflächen (100 m²) repliziert wurden. Innerhalb der Untersuchungsflächen wurden Vegetationsaufnahmen der Bodenvegetation sowie der Epiphyten auf Bäumen und Totholz-Objekten angefertigt. Zusätzlich wurden der Kronenschlussgrad in der Umgebung mittels hemisphärischer Fotos

(*Fish eye*-Linse) und der Zerfallsgrad der Totholzobjekte bestimmt (nach HOLEKSA 2001). Alle Bäume und Totholzobjekte (Bäume, Stümpfe, liegende Stämme) wurden vermessen und nach dem Durchmesser in Größenklassen differenziert.

Die Diversität der Pflanzengemeinschaften (Boden, Epiphyten) wird mit dem Shannon-Wiener-Index angegeben, der neben den Artenzahlen auch Dominanz-Muster abbildet (z. B. KRATOCHWIL & SCHWABE 2001).

Tab. 1: Strukturelle Merkmale der Entwicklungsstadien des Fichtenwaldes (nach STÖCKER 1997, verändert)

	Aufwuchs-stadium	**Wachstums-stadium**	**Optimalstadium**	**Altersstadium**	**Zerfallsstadium**
Individuenzahl	niedrig-hoch, zunehmend	sehr hoch, abnehmend	hoch, stagnierend	hoch, abnehmend	mittel-niedrig, abnehmend
Kronendeckung	niedrig, stetig zunehmend	mittel Kronenlücken	hoch, Lücken schließen sich	abnehmend, Auflichtung	mittel-niedrig, abnehmend
Mortalität	Niedrig	Mittel	Niedrig	mittel-hoch	hoch
Totholz-Anteile	Überreste aus Zerfallsphase	gering, kleine Teile	zunehmend	zunehmend auch in Kronenschicht	tote Bäume dominieren
Höhenstruktur	wenige große Bäume	unregelmäßig	geringe Varianz der Baumhöhen	geringe Varianz der Baumhöhen	Auflösung der Kronenschicht
Altersstruktur	Jungbäume dominieren	mittelgroße Bäume, geringe Varianz	große Bäume, geringe Varianz	große Bäume, geringe Varianz	große, absterb. Bäume, Gruppen junger Bäume
Baum-Vitalität	sehr hoch	hoch	stagnierend, abnehmend	gering	gering, absterbend
Verjüngung	aspektbestimmend	wenig, teilweise unterdrückt	gering, unterdrückt	gering, unterdrückt	in Gruppen einsetzend

Ergebnisse

Die Diversität (Shannon-Wiener-Index) der Bodenvegetation zeigt keine signifikanten Unterschiede zwischen den verschiedenen Entwicklungsstadien. Der Shannon-Wiener-Index der Epiphytengemeinschaften unterliegt erheblichen Schwankungen, wobei sich die höchsten Werte bei lebenden Bäumen im Optimal- und Altersstadium zeigen, im Zerfalls-Stadium auf 0 sinken und auch in dem Wachstumsstadium niedrig sind. Bei abgestorbenen Bäumen werden die höchsten Werte im Alters- und Zerfallsstadium erreicht und sinken im Wachstumsstadium ebenfalls deutlich ab. Insgesamt sind auf liegendem Totholz höhere Shannon-Wiener-Werte zu finden als auf lebenden Bäumen. In der Ordination zeigt sich besonders an lebenden Bäumen eine Bindung von Flechten an große Bäume (bzw. höhere Größenklassen), während einige Moose stärker an eine hohe Kronendeckung gebunden sind. Diese Tendenzen sind bei abgestorbenen Bäumen weniger deutlich erkennbar. Die Epiphyten auf liegendem Totholz zeigen bei den meisten Flechten und einigen Lebermoosen eine Bindung an die Größenklasse der bewachsenen Stämme, während Gefäßpflanzen und einige Laubmoose eher zu hohen Zersetzungsklassen tendieren.

Ähnliche Tendenzen sind auch bei dem Bewuchs abgestorbener Bäume und hoher Stümpfe zu beobachten. Auf niedrigen Stümpfen wachsen nur sehr wenige Arten, die hier auch keine besondere Bindung an Größen-, Zerfallsklasse oder Kronendeckung zeigen.

Schlussfolgerungen

Zunächst zeigen sich deutliche Unterschiede in der Reaktion von Epiphyten und Bodenvegetation auf die Waldaltersdynamik. In der Ordination zeigt sich weiterhin, dass bei Epiphyten Habitateigenschaften (d. h. Größenklasse, Kronendeckung, Zerfallsklasse) offenbar einen größeren Einfluss als das Entwicklungsstadium haben. Hierbei ist aber zu berücksichtigen, dass sich Baum-Größen und Totholzvolumina in den einzelnen Stadien deutlich unterscheiden und im Alters- und Zerfallsstadium am höchsten sind (s. a. DESPONTS et al. 2002). Gerade diese Stadien werden in bewirtschafteten Wäldern nicht erreicht.

Bemerkenswert sind die unterschiedlichen Reaktionen verschiedener Pflanzengruppen: Epiphytische Flechten sind stärker an alte, große Bäume gebunden, während viele epiphytische Moose deutlich häufiger in geschlossenen Beständen vorkommen. Hier dürften auch das Mikroklima eine Rolle spielen, denn nicht alle gefundenen Moose sind schattenbedürftig (ELLENBERG 2001). Die Bindung einiger Gefäßpflanzen an große Bäume lässt sich damit erklären, dass nur hier mit Rindenspalten u. ä. geeignete Mikro-Habitate vorhanden sind, die kleinen Bäumen fehlen. Bei liegendem Totholz ist für Gefäßpflanzen die Durchwurzelbarkeit des Substrates wichtig, was bei hohen Zerfallsklassen eher gegeben sein dürfte. Die Bindung anderer Epiphyten, insbesondere der Moose, an die Größenklasse liegender Stämme wird auch in der Literatur bestätigt (z. B. ANDERSSON & HYTTEBORN 1991). Die Kronendeckung scheint für den Totholz-Bewuchs eine geringere Rolle zu spielen.

Im Hinblick auf großflächige, naturnahe Waldgebiete muss die Bedeutung alter Bäume und großer Totholzobjekte (Stämme, hohe Stümpfe) für die Epiphyten deutlich betont werden. Der Wert abgestorbener Bäume wird auch durch meist niedrigere Diversitäts-Werte nicht gemindert, da sie bei einem Fehlen großer lebender Bäume ein wichtiges Refugium für Epiphyten darstellen und so die jüngeren Entwicklungsstadien (Aufwuchs, Wachstum) teilweise überbrücken. Kleinere Totholz-Objekte (Zweige, niedrige Stümpfe) stellen hingegen für die meisten Epiphyten kein geeignetes Substrat dar. Die Bodenvegetation wird von der Waldaltersdynamik nur wenig beeinflusst. Selbst drastische strukturelle Veränderungen scheinen viele Waldpflanzen nur wenig zu beeinflussen (s. EWALD et al. 2011). Hiervon ausgenommen sind Bodenstörungen durch entwurzelte Bäume (JONSSON & ESSEEN 1990), die in den Untersuchungsflächen aber kaum vorkamen.

Wo eine ungestörte Walddynamik auf Landschaftsebene nicht verwirklicht werden kann, erscheinen für Epiphyten Einzelmaßnahmen sinnvoll: So sollten insbesondere für Flechten einzelne große Bäume vom Einschlag ausgenommen werden. Um Moose zu sichern, sollten großflächige Kahlschläge vermieden werden, während Einzelstamm-Entnahme (s. a. "*pre-commercial thinning*", COLE et al. 2008) der Erhaltung von Moosen und Flechten wohl nicht entgegen steht. Der Bodenvegetation kann beim Waldnaturschutz eine geringere Priorität eingeräumt werden, da sie offenbar nur wenig vom Waldentwicklungsstadium, der Bestandesstruktur oder den Bodenverhältnissen beeinflusst wird.

Grundsätzlich müssen auch in Wirtschaftswäldern größere Mengen von Totholz verbleiben, hier insbesondere stehende tote Bäume und Hochstämme sowie Stämme mit einem größeren Durchmesser. Kleine Stümpfe und der übliche "Abschnitt" sind keinesfalls ausreichend für einen effektiven Artenschutz von Moosen und Flechten.

Literatur

ANDERSSON, L.I., HYTTEBORN, H. (1991): Bryophytes and decaying wood – a comparison between managed and natural forest. – Holarctic Ecology 14: 121-130

COLE, H.A., NEWMASTER, S.G., LANTEIGNE, L., PITT, D. (2008): Long-term outcome of precommercial thinning on floristic diversity in north western New Brunswick, Canada. – iForest 1: 145-156

DESPONTS, M., DESROCHERS, A., BELANGER, L., HUOT, J. (2002): Structure de sapinières amenagees et anciennes du massif des Laurentides (Québec) et diversite des plantes invasculaires. – Canandian Journal of Forestry Research 32: 2077–2093

ELLENBERG, H. (2001): Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. - 3., durchges. Aufl. – (Scripta Geobotanica 18)

EWALD, J., JEHL, H., BRAUN, L., LOHBERGER, E. (2011): Die Vegetation des Nationalparks Bayerischer Wald als Ausdruck von Standort und Walddynamik. – Tuexenia 31: 9-38

FENTON, N.J., BELAND, C., DE BLOIS, S., BERGERON, Y. (2007): *Sphagnum* establishment and expansion in black spruce (*Picea mariana*) boreal forests. – Canadian Journal of Botany 85: 43-50

FENTON, N.J., YVES BERGERON, Y. (2008): Does time or habitat make old-growth forests species rich? Bryophyte richness in boreal Picea mariana forests. – Biological Conservation 141: 1389-1399

HAUCK, M. (2011): Site factors controlling epiphytic lichen abundance in northern coniferous forests – A review. – Flora, 206 (2): 81-90

HEINRICHS, S., SCHMIDT, W. (2009): Short-term effects of selection and clear cutting on the shrub and herb layer vegetation during the conversion of even-aged Norway spruce stands into mixed stands. - Forest Ecology and Management 258: 667–678

HOLEKSA, J. (2001): Coarse woody debris in a Carpathian subalpine spruce forest. - Forstwissenschaftliches Centralblatt 120: 256–270

HOLEKSA, J., CYBULSKI, M. (2001): Canopy gaps in a Carpathian subalpine spruce forest. - Forstwissenschaftliches Centralblatt 120: 331–348

JONSSON, B.G., ESSEEN, P.-A. (1990): Treefall disturbance maintains high Bryophyte Diversity in a Boreal Spruce Forest. – Journal of Ecology 78: 924-936

KORPEL, S. (1995): Die Urwälder der Westkarpaten. – Stuttgart (Fischer)

KRATOCHWIL, A, SCHWABE, A, (2001): Ökologie der Lebensgemeinschaften. – Stuttgart (Ulmer)

KUKLA, J., KOVACOVA, M., SCHIEBER, B. (2003): Bioparameters of selected herb species in High Tatra Mts. spruce ecosystems. - Polish Journal of Ecology, 51 (3): 369-376

MCMULLIN, R.T., DUINKER, P.N., CAMERON, R. (2008): Lichens of coniferous old-growth forests of southwestern Nova Scotia, Canada: diversity and present status. - The Bryologist 111(4): 620–637

STÖCKER, G. (1997): Struktur und Dynamik der Berg-Fichtenwälder im Hochharz. - Berichte der Naturhistorischen Gesellschaft zu Hannover 139: 31-60

STÖCKER, G. (2001): Growth dynamics of Norway spruce (*Picea abies* (L.) Karst.) in natural spruce forest ecosystems of the National Park Hochharz. 1. Regeneration phase and initial phase. - Forstwissenschaftliches Centralblatt 120: 187–202

STÖCKER, G. (2002): Growth dynamics of Norway spruce (*Picea abies* (L.) Karst.) in natural spruce forest ecosystems of the National Park Hochharz. 2. Climax, ageing and decay phases. - Forstwissenschaftliches Centralblatt 121: 109–127

Danksagung

Diese Studie wurde ermöglicht durch die Förderung der Stemmler Stiftung im Stifterverband der deutschen Wissenschaft. Sie ist Teil des Sifterverband-Programmes „*Biodiversity and Ecology in National Parks (BEN)*“. Wir danken dem Nationalpark Harz, im Besonderen Herrn Dr. H.-U. Kison und Herrn A. Rommerskirchen für die Genehmigung der Feldarbeiten und vielfache Unterstützung unserer Arbeit.

Sebastian Dittrich
Dr. Mascha Jacob
Universität Göttingen
Albrecht-von-Haller-Institut für Pflanzenwissenschaften
Abteilung Ökologie und Ökosystemforschung
Untere Karspüle 2
37073 Göttingen
sdittri@gwdg.de

Treffpunkt Biologische Vielfalt 11	2012	51 - 54	Hrsg.: Bundesamt für Naturschutz, Bonn

Globale Biodiversität – Analyse and Quantifizierung von Geografischen und Taxonomischen Wissenslücken für den Naturschutz

CARSTEN MEYER

Schlagwörter: Global Biodiversity Information Facility, biodiversity informatics, Linnean shortfall, Wallacean shortfall, inventory completeness, taxonomic effort, undescribed species

250 Jahre nachdem Linné den Grundstein der modernen Taxonomie gelegt hat, begrenzt immer noch der Mangel an detailliertem Wissen über die räumliche und taxonomische Verteilung von Biodiversität die Möglichkeiten zur Erarbeitung von wissenschaftlich fundierten globalen Naturschutzstrategien (BROOKS, 2006; BOAKES, 2010; GRAND, 2007). Diese Wissensrückstände sind als die Linné'schen und Wallace'schen Rückstände bekannt (WHITTAKER, 2005). Die Wissenslücken sind jedoch nicht gleichmäßig verteilt, stattdessen gibt es große Unterschiede in der Qualität von Biodiversitätsdaten je nach betrachteter Zeitspanne, Region oder taxonomischer Einheit. Durch die gleichzeitige Nutzung von sehr guten und sehr unvollständigen Daten entstehen in allen Analysen von großräumigen Biodiversitätsmustern schwerwiegende systematische Fehler (BOAKES, 2010), dies gilt für Grundlagenforschung ebenso wie für angewandte Biodiversitätsforschung wie z. B. Prioritätensetzungen in der Naturschutzplanung (REDDY & DÁVALOS, 2003).

Obwohl wünschenswert, ist eine umfassende Vervollständigung der Biodiversitätsdaten, die dieses Problem beheben könnte (WILLIAMS, 2002), in absehbarer Zeit unwahrscheinlich, da entsprechende Programme zur Inventarisierung von Biodiversität mit immer geringer werdenden Budgets zu kämpfen haben (VOLLMAR, 2010; GODFRAY & KNAPP, 2004; WHEELER, 2004) und sich zunehmend gegenüber direkten Naturschutzaktivitäten (wie z. B. Landkauf) rechtfertigen müssen (GRAND, 2007; COWLING, 2010; GRANTHAM, 2008). Daher ist es notwendig, sowohl Aufbereitung und Bereitstellung vorhandener Daten (in Form von Online-Datenbanken) als auch das Sammeln weiterer Daten (Biodiversitätssurveys) so zu gestalten, dass der Gewinn an für den Naturschutz nutzbaren Informationen pro investierter Zeit und investierten Geldes maximiert wird (GODFRAY & KNAPP, 2004; BEHRENDSOHN, 2010; YESSON, 2007). Entsprechend sollten auf der einen Seite Prioritäten für die Verbesserung der Datenlage gesetzt werden, und andererseits Möglichkeiten, bereits vorhandene Daten umfassend zu nutzen, ausgeschöpft werden (PYKE & EHRLICH, 2010).

Bis vor wenigen Jahren beruhten Abschätzungen über die Vollständigkeit von globalen Biodiversitätsinventuren praktisch ausschließlich auf Expertenmeinungen (KIER, 2005). In dem Maße, wie immer größere Mengen an Primärdaten zur Biodiversität (v. a. sogenannte Belegdaten) durch Internet-Plattformen wie die Global Biodiversity Information Facility (GBIF) nutzbar werden, und die taxonomische Revision für mehr und mehr Organismengruppen fortschreitet, haben Wissenschaftler vor Kurzem begonnen, komplexe statistische Modelle anzuwenden, um im großen Maßstab Anzahl und Verbreitung von unbeschriebenen Arten abzuschätzen und die regional unterschiedliche Datenqualität zu quantifizieren (BINI, 2006; TITTENSOR, 2010; GIAM, 2011; JOPPA, 2011). Ergebnisse solcher Arbeiten ermöglichen es, die systemati-

schen Fehler in großräumigen Biodiversitätsanalysen zu verhindern und Qualitätsunterschiede der Daten zu berücksichtigen.

Im Rahmen meiner Dissertation widme ich mich verschiedenen Aspekten von Datenqualität und -vollständigkeit sowie deren Implikationen für Erforschung und Schutz der globalen Biodiversität, wobei sich meine Forschungsarbeit in einen vorrangig methodischen und einen eher angewandten Bereich unterteilt. Als Modellgruppen dienen mir etwa 110.000 Gefäßpflanzenarten (~ 1/3 aller weltweiten Pflanzenarten) und für einige Analysen auch terrestrische Vertebraten. Der Maßstab aller Analysen ist global, wobei je nach Fragestellungen und zugrundeliegender Datenlage verschiedene Auflösungen sinnvoll sind (Gridzellen verschiedener Größe, TDWG-Regionen, Ökoregionen). Es werden für makroökologische Untersuchungen typische Methoden angewandt (Auswertung umfangreicher Datenbanken, GIS, computerintensive statistische Modellierungen, etc.)

Da ich erst vor wenigen Monaten mit der Dissertation begonnen habe, gibt es bisher kaum Ergebnisse zu präsentieren. Momentan untersuche ich globale Datensätze verschiedener Datentypen auf ihre Eignung für die Bildung neuartiger Indizes, die den Forschungsaufwand beschreiben. Der regional sehr unterschiedliche Forschungsaufwand beeinflusst maßgeblich die Vollständigkeit von Biodiversitätsinventuren, daher ist es wichtig, ihn durch die Verwendung robuster Indizes zu berücksichtigen. Bisherige Indizes können nur in geringem Maße regional-spezifisch sein und berücksichtigen vor allem zeitliche Unterschiede im taxonomischen Aufwand, nämlich die sich verändernde Anzahl von Autoren, die aktiv neue Arten beschreiben (GIAM, 2011; JOPPA, 2011). Unter Verwendung dieser Indizes kam es bisher je nach angewandter räumlicher Auflösung zu sehr widersprüchlichen Abschätzungen von Zahlen unbeschriebener Arten[18]. Die Entwicklung von robusteren Indizes, die verschiedene Aspekte taxonomischen Aufwandes berücksichtigen, scheint daher sinnvoll.

Die in Betracht gezogenen Datentypen reichen von digitalisierten Belegdaten aus weltweit verteilten naturhistorischen Sammlungen (v. a. via GBIF), über Checklists von ausgesuchten Pflanzenfamilien bis hin zu Roten Listen, Verbreitungskarten und Statistiken über die Größe von Herbarien, die Anzahl von Botanikern und den Umfang von regionalen Florenwerken.

Ein weiterer Aspekt der Arbeit wird es als nächstes sein, zu untersuchen, ob GBIF-Daten bekannte Diversitätsmuster belegen und wo und wie man sie für Biodiversitätsanalysen nutzen kann. Interessant ist hier besonders, welche räumlichen Auflösungen für verschiedene Regionen der Welt realistisch sind. Hierzu werden anhand von Verbreitungskarten für geeignete Taxa (v. a. verschiedene Klassen von Vertebraten) Artenlisten für verschieden große Gridzellen erstellt und es wird überprüft, in wieweit diese Artenzahlen durch *Species Richness Estimation* ausgehend von GBIF-Daten modelliert werden können.

Die angewandteren Fragestellungen werden etwa ab Anfang 2013 bearbeitet. Zum einen werde ich regional-spezifische Zusammenhänge zwischen Datenqualität und sozioökonomischen Faktoren (wie Bruttoinlandsprodukt, Infrastrukturdichte, Sprache, politischer Stabilität, bewaffneten Konflikten, etc.) erforschen, um mögliche Ursachen für Datenlücken zu ergründen.

Zum anderen werde ich untersuchen, ob und in wieweit die Abgrenzungen von Prioritätsgebieten im Naturschutz (Biodiversity Hotspots, Global 200 Ecoregions) durch regionale Unterschiede in der Vollständigkeit der zugrundeliegenden Daten beeinflusst sind, und wie gut bestehende Schutzgebiete und Prioritätsansätze Regionen abdecken, die wahrscheinlich viele unbeschriebene Arten beherbergen.

Schließlich werde ich unter Berücksichtigung von kurz- bis mittelfristig zu erwartenden Gefahren für die Biodiversität globale Prioritäten für eine zielgerichtete und kosteneffektive Verbesserung der Datenlage (durch Belegdigitalisierungen und Biodiversitätssurveys) setzen.

Literatur

BEHRENDSOHN, W. et al. (2010): Recommendations of the GBIF Task Group on Global Strategy and Action Plan for the mobilization of natural history collections data. - Biodiversity Informatics 7: 67-71

BINI, L.M. et al. (2006): Challenging Wallacean and Linnean shortfalls: knowledge gradients and conservation planning in a biodiversity hotspot. - Diversity and Distributions 12: 475-482

BROOKS, T.M. et al. (2006): Global biodiversity conservation priorities. - Science 313: 58-61

BOAKES, E.H. et al. (2010): Distorted Views of Biodiversity: Spatial and Temporal Bias in Species Occurrence Data. - PLoS Biology 8: e1000385

COWLING, R. et al. (2010): Invest in opportunity, not inventory of hotspots. - Conserv. Biol. 24: 633-635

GIAM, X. et al. (2011): Reservoirs of richness: least disturbed tropical forests are centres of undescribed species diversity. - Proc. R. Soc. B: published online 18 May 2011, doi: 10.1098/rspb.2011.0433.

GODFRAY, H. & KNAPP, S. (2004): Introduction. Taxonomy for the twenty-first century. - Philos Trans R Soc London *B* 359, 559.

GRAND, J. et al. (2007): Biased data reduce efficiency and effectiveness of conservation reserve networks. - Ecol. Lett. 10: 364-374

GRANTHAM, H. et al. (1998): Diminishing return on investment for biodiversity data in conservation planning. - Conserv Lett 1: 190-198

JOPPA, L. et al. (2011): Biodiversity hotspots house most undiscovered plant species. - *PNAS* published online before print July 5, 2011, doi: 10.1073/pnas.1109389108.

KIER, G. et al. (2006): Global patterns of plant diversity and floristic knowledge. - J Biogeography 32: 1107-1116

PYKE, G.H. & EHRLICH, P. 2010): Biological collections and ecological / environmental research: a review, some observations and a look to the future. - Biological Reviews 85:247-266

REDDY, S. & DÁVALOS, L.M. (2003): Geographical sampling bias and its implications for conservation priorities in Africa. - J Biogeography 30: 1719-1727

TITTENSOR, D.P. et al. (2010): Global patterns and predictors of marine biodiversity across taxa. - Nature 466: 1098-1101

VOLLMAR, A. et al. (2010): Natural history specimen digitization: challenges and concerns. - Biodiversity Informatics 7: 93-112

WHEELER, Q. (2004): What if GBIF? . - BioScience 54: 718

WHITTAKER, R.J. et al. (2005): Conservation Biogeography: assessment and prospect. - Diversity and Distributions; 11: 3–23

WILLIAMS, P. et al. (2002): Data requirements and data sources for biodiversity priority area selection. - J Biosci 27: 327-338

YESSON, C. et al. (2007): How Global Is the Global Biodiversity Information Facility? - *PLoS ONE* 2, e1124. doi:10.1371/journal.pone.0001124

Carsten Meyer
University of Göttingen
Biodiversity, Macroecology & Conservation Biogeography Group,
Büsgenweg 2
37077 Göttingen
carsten.meyer1@stud.uni-goettingen.de

Treffpunkt Biologische Vielfalt 11	2012	55 - 59	Hrsg.: Bundesamt für Naturschutz, Bonn

Einfluss anthropogener Maßnahmen auf die Populationen von FFH-Arten – Artenschutz am Beispiel des Kammmolches (*Triturus cristatus*) in Krefeld

AXEL DRECHSLER

Schlagwörter: Triturus cristatus, Monitoring, Populations-Genetik, Amphibien, FFH-Richtlinie, Mikrosatelliten

Einleitung

Amphibien gehören weltweit zu der am stärksten bedrohten und am schnellsten schwindenden Wirbeltierklasse überhaupt. Obwohl die Gründe für den z. T. katastrophalen Rückgang sehr unterschiedlich sein können, sind Habitatzerstörung und -fragmentierung, klimatische Veränderungen im Zuge der globalen Erwärmung, die Ausbreitung invasiver Arten und die Ausbreitung von Infektionskrankheiten wie z. B. einer Pilzerkrankung, der Chytridiomykose, die wichtigsten Ursachen für den rapiden Rückgang (SODHI et al. 2008, SKELLY et al. 2003, MARSH & TRENHAM 2001, POUNDS 2001, POUNDS et al. 2006). Diese Bedrohung trifft auch auf viele unserer einheimischen Amphibien zu. Der Kammmolch (*Triturus cristatus*) in Deutschland ist eine besonders stark gefährdete Art und wird daher auch in Anhang II und IV der Flora-Fauna-Habitatrichtlinie (FFH) gelistet. Er hat somit eine Indikatorfunktion für die biologische Vielfalt eines Amphibienhabitats. Trotz seines hohen Schutzstatus und seiner allgemeinen Gefährdung wurden im Jahre 2001 Bau- und Umstrukturierungsmaßnahmen im Krefelder Greiffenhorstpark durchgeführt. Das dort in einem Altarmgebiet des Rheines in unmittelbarer Nähe der Stadt Krefeld liegende Gewässer wurde während dieser Umbaumaßnahmen entschlammt und anschließend mit einer wasserundurchlässigen Bentonitmatte abgedichtet. Im Zuge dieser Umstrukturierung des Gewässers wurde das bis dahin größte bekannte Vorkommen des Kammmolches im gesamten Verbreitungsgebiet der Art nachgewiesen. Das Gebiet des Greiffenhorstparks sowie das südlich angrenzende Latumer Bruch wurden daraufhin als FFH-Gebiet („Latumer Bruch“ DE-4605-301) gemeldet, die Umbaumaßnahmen im Greiffenhorstpark jedoch fortgesetzt. Durch ein Bestandsmonitoring in den Jahren 2004 bis 2006 konnte nachgewiesen werden, dass die entstandenen Habitatveränderungen im Krefelder Greiffenhorstpark so drastisch waren, dass die große zentrale Subpopulation des Gesamtvorkommens mit ehemals mehr als 8.000 Tieren auf unter 100 Tiere im Jahr 2006 geschrumpft war (ORTMANN 2009).

Ziele

Die langfristigen Folgen dieses massiven Eingriffes für die Gesamtpopulation der Kammmolche in Krefeld werden in einer seit 2008 durchgeführten zweiten Studie untersucht. Ziel soll es sein zum einen die Beobachtungsansätze (Monitoring der Habitatqualität und Bestimmung der ökologischen Populationsgröße einzelner Subpopulationen) aus der Vorgängerstudie fortzusetzen (ORTMANN 2009), zum anderen soll die Populationsstruktur der Kammmolche mittels genetischer Ansätze genauer untersucht werden. Hierbei ist es vor allem wichtig, die effektive Populationsgröße, also die Anzahl der sich reproduzierenden Individuen, der einzelnen Vorkommen zu bestimmen und die Richtung und Größe der Migration zwischen den einzelnen Subpopulationen im Gebiet zu bestimmen. Nur so wird es möglich sein, den Einfluss des

Populationszusammenbruches der großen, zentralen Population auf das Gesamtvorkommen abzuschätzen und andere für das Gesamtvorkommen wichtige Subpopulationen zu identifizieren um diese gezielt schützen bzw. managen zu können. Die einzelnen Ziele des Projektes sind:

- Abschätzung der ökologischen Populationsgröße (N_c) distinkter Kammmolchvorkommen innerhalb des FFH-Gebietes „Latumer Bruch“ in Krefeld
- Parallele Aufnahme von Habitatparametern in den jeweiligen Kammmolchvorkommen und Evaluation der Habitatqualität
- Abschätzung der effektiven Populationsgröße (N_e) distinkter Kammmolchvorkommen innerhalb des FFH-Gebietes „Latumer Bruch“ in Krefeld
- Bestimmung von so genannten „source“ und „sink“ Populationen als Managementkriterium für das FFH-Gebiet „Latumer Bruch“.
- Bestimmung der Migrationsraten zwischen den Subpopulationen des Kammmolches mittels direkter (Fang-Wiederfang) und indirekter (genetischer) Methoden

Die effektive Populationsgröße (N_e) basiert im Gegensatz zur ökologischen Populationsgröße (census Populationsgröße, N_c), die sich auf alle vorhandenen Individuen bezieht, nur auf den sich reproduzierenden Individuen. Sie kann aus verschiedenen Gründen (z. B. ungleiches Geschlechterverhältnis, polyandrische Fortpflanzungssysteme, Variation im Reproduktionserfolg, starke Schwankungen von N_c) meist deutlich unter N_c liegen. Rückschlüsse auf die effektive Populationsgröße einer Population können am besten gezogen werden, wenn man die genetische Diversität von Individuen verschiedener Generationen dieser Population miteinander vergleicht (so genannter Zeit-Serien Vergleich bzw. *temporal variance measurement*, s. WAPLES 1989). Neuere Methoden, wie z. B. implementiert in den Programmen ONeSAMP (TALLMON et al. 2008) oder LDNE (WAPLES & DO 2008), benötigen sogar nur einen Beprobungszeitpunkt für die Abschätzung von N_e. Hoch polymorphe Marker, wie z. B. Mikrosatelliten-Loci, können ein Absinken der effektiven Populationsgröße (z. B. von $N_e < 50$) bereits nach einer Generation anzeigen und somit als ein Frühwarnsystem eines Populationszusammenbruchs gelten (LUIKART et al. 1998). Durch genetische Zufallsprozesse (so genannte genetische Drift) kommt es in Abwesenheit des Austausches von Individuen (Migrationsereignissen) zu einem Verlust von genetischer Diversität in kleinen Populationen und zu einer genetischen Differenzierung zwischen diesen Populationen. Dadurch ist diese Differenzierung ein indirektes Maß für Migration (s. Review von WAPLES & GAGGIOTTI 2006). So konnten beispielsweise JEHLE et al. (2001, 2005) aufgrund der genetischen Differenzierung Migrationsraten am Kammmolch in Frankreich abschätzen und LESBARRES et al. (2006) und VOS et al. (2001) die Isolierung von Moorfrosch- und Springfroschpopulationen durch Verkehrswege nachweisen. Entscheidend für den praktischen Naturschutz ist hierbei die Kenntnis über den Grad der Konnektivität der verschiedenen Populationen/Metapopulationen (HANSKI 1999; VEITH & KLEIN 1996) untereinander. WAPLES & GAGGIOTTI (2006) zeigten in diesem Zusammenhang auf, dass die Definition von so genannten „source“ und „sink“ Populationen nur mittels molekularer Marker möglich ist und deutlich effektiver zum Naturschutz beitragen kann, als eine rein ökologische Methode.

Methoden

Im Rahmen der vorliegenden Studie wurden zwischen 2008 und 2011 insgesamt 2.400 adulte Individuen des Kammmolches in 28 Gewässern des Untersuchungsgebietes (FFH-Gebiet „Latumer Bruch“) mithilfe

der Ortmann-Reusenfalle (DRECHSLER et al. 2010) gefangen, fotografisch erfasst und per Gewebeentnahme am Schwanzhautkamm beprobt. Durch die fotografische Erfassung der individuellen Ventralseite aller gefangener Kammmolche kann - zur Identifizierung einzelner Individuen nach BEGON (1979) - die ökologische Populationsgröße mit dem Programm AmphIdent abgeschätzt werden (MATTHÉ et al. 2008). Die dazu parallel durchgeführte Evaluierung der einzelnen Kammmolch-Habitate (OLDHAM et al. 2000) trägt dabei zusätzlich zum Ökosystem-Management des Untersuchungsgebiets bei, indem es wichtige Informationen für die Anlage neuer und die Verbesserungen bestehender Gewässer bietet. Durch den Vergleich mit den Ergebnissen der Habitatqualität der Vorgängerstudie (ORTMANN 2009) bietet sich damit die Möglichkeit, die Qualität einzelner Kammmolch-Habitate langfristig zu evaluieren. Mithilfe von bereits sechs vorliegenden Mikrosatelliten (KRUPA et al. 2002) und der Isolierung von weiteren Mikrosatelliten erfolgt die Genotypisierung der einzelnen Kammmolche. Durch diese Genotypisierung kann mithilfe der Software ONeSAMP die effektive Populationsgröße der einzelnen Subpopulationen berechnet werden. Die Software Structure (PRITCHARD et al. 2000) dient dazu, die Migration zwischen den einzelnen Gewässern aufzuklären. Die dadurch gewonnenen Informationen über die Populationsstruktur der Kammmolche in Krefeld erlaubt dann die Identifikation von „source“ und „sink“ Populationen und die Erstellung eines Managementplans für das FFH-Gebiet.

Ergebnisse

Die Fangzahlen der Kammmolche in den einzelnen Gewässern des FFH-Gebietes „Latumer Bruch“ in Krefeld und die dadurch ermittelten ökologischen Populationsgrößen zeigen deutliche Schwankungen auf. Die Populationsgrößen in den als Ausgleichsmaßnahme neu angelegten Gewässern des Untersuchungsgebiets zeugen teilweise von großen Vorkommen an Kammmolchen und damit von einer gelungenen Maßnahme zum Artenschutz. Viele der restlichen Kammmolch-Habitate zeigen jedoch stark rückläufige Fangzahlen auf. Der im Jahr 2001 umstrukturierte Greiffenhorstpark zeigt dabei einen dramatischen Rückgang an Kammmolchen auf. Während die Kammmolch-Population vor dem Umbau auf ca. 8.000 Individuen geschätzt wurde und bereits im Jahr 2006 ein Rückgang auf unter 100 Tiere nachgewiesen wurde, sank die Zahl an nachgewiesenen Kammmolchen erneut. Im Jahr 2009 und 2010 konnten jeweils nur 4 Individuen dieser in Anhang II und IV der FFH-Richtlinie aufgeführten Art nachgewiesen werden. Auch die Evaluierung der Habitatqualität offenbart für einen großen Teil der Gewässer im FFH-Gebiet „Latumer Bruch“ eine schlechte Eignung für den Kammmolch. Dabei stellen sich vor allem die großen Fischvorkommen in einzelnen Gewässern als problematisch für den Kammmolch heraus. Neben Neozoen wie dem Blaubandbärbling (*Pseudorasbora parva*) und dem Sonnenbarsch (*Lepomis gibbosus*) sind dies auch Stichlinge (*Gasterosteus aculeatus*) und Flussbarsche (*Perca fluviatilis*), welche eine Fortpflanzung der Kammmolche oder ihr generelles Vorkommen in einzelnen Habitaten verhindern. Des Weiteren hat das Wasserregime im Untersuchungsgebiet Konsequenzen für die Kammmolch-Population in Krefeld. Die Flutung einzelner Gewässer während der Laichzeit und die fehlenden Austrocknungsmöglichkeiten durch die in die Gewässer eingebrachten Bentonitmatten führen zusätzlich zu Einbrüchen der Populationsgrößen. Die durch die genetische Analyse ermittelte effektive Populationsgröße der einzelnen Subpopulationen zeigte ebenfalls große Unterschiede zwischen den einzelnen Gewässern auf und unterschied sich wie erwartet auch von der mit ökologischen Methoden festgestellten Größe. Die mithilfe der Software Structure nachgewiesene genetische Strukturierung der Kammmolch-Population zeigt für das Untersuchungsgebiet eine Unterteilung in zwei unterschiedliche genetische Muster auf. Während sich die Indi-

viduen in den nördlichen Gewässern in diese zwei Muster aufteilen zeigt sich für die südlichen Gewässer eine Besiedlung mit Individuen beider genetischen Muster.

Die zurzeit noch laufende Studie zum Einfluss anthropogener Maßnahmen auf die ehemals größte Population des Kammmolches im gesamten Verbreitungsgebiet zeigt somit in einer Langzeitstudie die Konsequenzen der Umstrukturierung des Kammmolch-Habitats im FFH-Gebiet „Latumer Bruch“ auf. In einer Kombination aus ökologischen und genetischen Untersuchungsansätzen können Populationsgrößen ermittelt und Migration zwischen einzelnen Subpopulationen aufgedeckt werden. Dadurch ermöglicht diese Studie die Erstellung eines Managementplans für das Untersuchungsgebiet, welcher zum Schutz dieses einzigartigen - jedoch stark gefährdeten - Kammmolch-Vorkommens beitragen kann. Aufgrund der generellen Anwendbarkeit der verwendeten genetischen und ökologischen Ansätze und Konzepte ist auch eine sehr gute Übertragbarkeit der Untersuchungsansätze und Ergebnisse als Erhaltungsmaßnahme für andere FFH-Arten in ähnlich gelagerten Konfliktsituationen zu erwarten.

Literaturverzeichnis

BEGON, M. (1979): Investigating animal abundance - capture-recapture for biologists. – London (Edward Arnold)

DRECHSLER, A.; BOCK, D.; ORTMANN, D.; STEINFARTZ, S. (2010): Ortmann`s funnel trap – a highly efficient tool for monitoring amphibian species. - Herpetology Notes, 3.

HANSKI, I. (1999): Metapopulation Ecology. - Oxford (University Press)

JEHLE, R.; ARNTZEN, J.W.; BURKE, T.; KRUPA, P.; HÖDL, W. (2001): The annual number of breeding adults and the effective population size of syntopic newts (*Triturus cristatus, T. marmoratus*). - Molecular Ecology 10: 839-850

JEHLE, R.; WILSON, G.A.; ARNTZEN, J.W.; BURKE, T. (2005): Contemporary gene flow and the spatio-temporal genetic structure of subdivided newt populations (*Triturus cristatus, T. marmoratus*). - J Evol Biol 18: 619-628

KRUPA, A.P.; JEHLE, R.; DAWSON, D.A.; GENTLE, L.K.; GIBBS, M.; ARNTZEN, J.W.; BURKE, T. (2002): Microsatellite loci in the crested newt (*Triturus cristatus*) and their utility in other newt taxa. - Conservation Genetics 3: 87-89

LESBARRES, D.; PRIMMER, C.R.; LODE, T.; MERILA, J. (2006): The effects of 20 years of highway presence on the genetic structure of Rana dalmatina populations. - Ecoscience 13: 531- 538

LUIKART, G.; SHERWIN, W.B.; STEELE, B.M.; ALLENDORF, F.W. (1998): Usefulness of molecular markers for detecting population bottlenecks via monitoring genetic change. - Mol. Ecol. 7: 963-974

MARSH, D.M.; TRENHAM, P.C. (2001): Metapopulation dynamics and amphibian conservation. - Conservation Biology 15 (1): 40-49

MATTHÉ, M.; SCHÖNBRODT, T.; BERGER, G. (2008): Computergestützte Bildanalyse von Bauchfleckenmustern des Kammmolchs (*Triturus cristatus*). - Zeitschrift für Feldherpetologie 15: 89-94

OLDHAM, R.S.; KEEBLE, J.; SWAN, M.J.; JEFFCOTE, M. (2000): Evaluating the suitability of habitat for the great crested newt (*Triturus cristatus*). - In: CUMMINS, C.P.; GRIFFITH, R.A. (Hrsg.): Scientific Studies of the Great Crested Newt: Its Ecology and Management. - The Herpetological journal 10(4): 143-155

ORTMANN, D. (2009): Kammmolch-Monitoring-Krefeld – Populationsökologie einer europaweit bedeutsamen Population des Kammmolches (*Triturus cristatus*) unter besonderer Berücksichtigung naturschutzrelevanter Fragestellungen: Promotionsarbeit. – Bonn (Rheinische Friedrich-Wilhelms-Universität)

POUNDS, J.A. (2001): Climate and amphibian declines. _ Nature 410: 639-640

POUNDS, J.A.; BUSTAMANTE, M.R.; COLOMA, L.A.; CONSUEGRA, J.A.; FOGDEN, M.P.; FOSTER, P.N.; LA MARCA, E.; MASTERS, K.L.; MERINO-VITERI, A.; PUSCHENDORF, R.; RON, S.R.; SANCHEZ-AZOFEIFA, G.A.; STILL, C.J.; YOUNG, B.E. (2006): Widespread amphibian extinctions from epidemic disease driven by global warming. - Nature 439:161-167

PRITCHARD, J.K.; STEPHENS, M.; DONNELLY, P. (2000): Inference of population structure using multilocus genotype data. - Genetics 155: 945–959

SKELLY, D.K.; YUREWICZ, K.L.; WERNER, E.E.; RELYEA, R.A. (2003): Estimating decline and distributional change in Amphibians. - Conservation Biology 17(3): 744-751

SODHI, N.S.; BICKFORD, D.; DIESMOS, A.C.; LEE, T.M.; KOH, L.P. et al (2008): Measuring the Meltdown: Drivers of Global Amphibian Extinction and Decline. - PLoSONE 3(2): e1636. doi:10.1371/journal.pone.0001636.

TALLMON, D.A.; KOYUK, A.; LUIKART, G.; BEAUMONT, M.A. (2008): ONeSAMP: a program to estimate effective population size using approximate Bayesian computation. - Molecular Ecology Resources 8: 299-301

VEITH, M.; KLEIN, M. (1996): Zur Anwendung des Metapopulationskonzeptes auf Amphibienpopulationen. - Zeitschrift für Ökologie und Naturschutz 5: 217–228

VOS, C.C.; ANTONISSE-DE JONG, A.G.; GOEDHART, P.W.; SMULDERS, M.J. (2001): Genetic similarity as a measure for connectivity between fragmented populations of the moor frog. - Heredity 86: 598-608

WAPLES, R.S. (1989): A generalized approach for estimating effective population size from temporal changes in allele frequency. - Genetics, 121: 379–391

WAPLES, R.S.; GIAGGIOTTI, O. (2006): What is a population? An empirical evaluation of some genetic methods for identifying the number of gene pools and their degree of connectivity. - Molecular Ecology 15: 1419-1439

WAPLES, R.S.; DO, C. (2008): LDNE: A program for estimating effective population size from data on linkage disequilibrium. - Mol. Ecol. Resources 8:753-756

Axel Drechsler
Universität Bielefeld
Molekulare Ökologie und Verhalten
Morgenbreede 45
33615 Bielefeld
drechsler@uni-bielefeld.de

Treffpunkt Biologische Vielfalt 11	2012	61 - 63	Hrsg.: Bundesamt für Naturschutz, Bonn

Konzepterstellung und -bewertung für ein naturschutzfachliches Monitoring in der Döberitzer Heide durch den Vergleich internationaler Monitoringkonzepte

LAURA LUFT

Schlagwörter: Wildnis, Truppenübungsplatz, Monitoring, Fernerkundung, Indikatorarten

Die Bedeutung von Wildnis für die Biodiversität am Beispiel der Döberitzer Heide, Brandenburg

Die Forderung des Europäischen Parlaments nach Schutz, Förderung und Entwicklung von Wildnisgebieten (Entschließung des Europäischen Parlaments vom 3. Februar 2009 zu der Wildnis in Europa), sowie das Ziel der Bundesregierung, bis zum Jahr 2020 auf 2 % der Landesfläche Wildnisgebiete entstehen zu lassen (NATIONALE STRATEGIE ÜBER DIE BIOLOGISCHE VIELFALT 2007), sind repräsentativ für die zunehmende Realisierung der Bedeutung von Wildnisgebieten für den Naturschutz.

Von großer Relevanz für die Umsetzung dieser Ziele sind in Deutschland die ehemaligen Truppenübungsplätze. Schon früh erregte der bis 1991 genutzte Truppenübungsplatz „Döberitzer Heide“ mit seiner reichhaltigen naturräumlichen Vielfalt die Aufmerksamkeit der Naturschützer (KÜHN et al. 2000). Durch eine nahezu 100-jährige militärische Nutzung entstanden wertvolle Offenlandlebensräume, die sich mosaikartig mit Wald- und Moorgebieten abwechseln (vgl. KÜHN et al. 2000). Andernorts um sich greifende Zerschneidungen und Zersiedlungen der Landschaft durch Verkehrstrassen und Siedlungen, sowie intensive Einwirkungen von Land- und Forstwirtschaft fanden hier nicht statt (FÜRSTENOW 2000), wodurch das Schutzgebiet nach EU-Recht nicht nur ein Refugium für seltene Arten, sondern auch ein wesentliches Element für den großräumigen Biotopverbund darstellt. Nach dem Ausbleiben der militärischen Nutzungen setzte eine fortschreitende Gehölzsukzession ein und die artenreichen wertvollen Offenflächen verschwanden zusehends.

Mit dem Kauf von 3.442 ha des Gebiets machte die Heinz Sielmann Stiftung 2004 schließlich den wesentlichen Schritt zur Bewahrung der Biodiversität dieser Landschaft. Mit dem gleichermaßen ehrgeizigen wie faszinierenden Ziel, vor den Toren Berlins eine Wildnis entstehen zu lassen, in der Megaherbivoren die Offenhaltung der Landschaft bewirken sollen, schufen sie ein deutschlandweit einzigartiges Projekt.

Heute befinden sich Wisente, Przewalskipferde und Rotwild in einer fast 2.000 ha großen Wildniskernzone. In dieser Zone leben die Tiere nahezu unbeeinflusst von jeglichen anthropogenen Einflussnahmen. Die Entwicklung dieses Bereichs wird zunächst ergebnisoffen erfolgen.

Wildnismonitoring per Fernerkundung

Elementare Aufgabe projektbegleitender Forschungsarbeiten muss es sein, die Entwicklung des Wildnisgebiets und die Auswirkungen der Anwesenheit der Megaherbivoren auf die Landschaftsentwicklung zu überwachen. Die großflächige Munitionsbelastung, die Anwesenheit der Megaherbivoren und nicht zu-

letzt die beachtliche Größe des Schutzgebiets machen ein umfassendes terrestrisches Monitoring jedoch unmöglich.

In dem seit 2008 von der Deutschen Bundesstiftung Umwelt (DBU) geförderten Projekt wird in Kooperation des GeoForschungsZentrums (GFZ) Potsdam, der Universität Potsdam und der Sielmanns Naturlandschaft Döberitzer Heide gGmbH daher der Einsatz von Fernerkundungsmethoden im Monitoring getestet („Entwicklung und Erprobung eines innovativen, naturschutzfachlichen Monitoringverfahrens auf der Basis von Fernerkundungsdaten am Beispiel der Döberitzer Heide, Brandenburg"). Auf der Grundlage hyperspektraler Daten sollen Aussagen bezüglich der Landschaftsentwicklung ermöglicht werden. Die Rückstrahleigenschaften verschiedener Vegetationseinheiten und homogener Pflanzenbestände liefern charakteristische Spektralkurven, die durch Methoden der Klassifikation und Ordination in Informationen bezüglich der Zustände von Lebensraumtypen transformiert werden können. Durch die Anpassung der Methodik an die Bewertungsparameter nach Flora-Fauna-Habitat-Richtlinie (RL 92/43/EWG) ist sie eine wertvolle Hilfe im Hinblick auf die FFH-Berichterstattungspflicht.

Die internationale Herausforderung des Monitorings von Wildnisgebieten

Als die Heinz Sielmann Stiftung die Döberitzer Heide 2004 kaufen konnte, gehörte diese bereits zu den am besten floristisch und faunistisch untersuchten Truppenübungsplätzen Brandenburgs (BEIER & FÜRSTENOW 2001). Diese umfassenden Datengrundlagen sollen in Kombination mit dem im DBU-Projekt entwickelten Verfahren zur Nutzung von Fernerkundung im Monitoring die Möglichkeit geben, die Dynamik von Populationen und Lebensgemeinschaften als Folgen der Sukzessionsprozesse zu dokumentieren (vgl. KÜHLING 2003). Die Abschichtung zwischen Forschung und Naturschutzpraxis soll dabei so hergestellt werden, dass ein beeindruckendes Naturschutzprojekt resultiert, welches durch gleichermaßen innovative wie qualitativ hochwertige Methoden das Monitoring der Landschaftsentwicklung ermöglicht.

Als Ausgangsbasis wurde zunächst ermittelt, wie in internationalen Wildnisgebieten der Herausforderung des Monitorings von großen und meist unwegbaren Gebieten begegnet wird. Zur Ermittlung des Status quo wurden weltweit Wildnisgebiete von mindestens 1.000 ha Größe untersucht, die keinem oder nur sehr geringem anthropogenem Einfluss unterliegen und deren landschaftliche Entwicklung durch ein naturschutzfachliches Monitoring überwacht wird. Literaturrecherchen und intensive Kontaktaufnahmen über Botschaften zu Umweltämtern, Wissenschaftlern und Organisationen lieferten die Grundlagen, um schließlich sowohl geographische Schwerpunkte gemonitorter Wildnisgebiete zu ermitteln, als auch Trends hinsichtlich im Monitoring beachteter biotischer und abiotischer Segmente herauszustellen.

Basierend auf diesen umfassenden Datensätzen wurden einige Wildnisgebiete, die beispielhafte und/ oder innovative Monitoringverfahren aufwiesen, gezielter untersucht und teilweise besichtigt (z. B. Oostvaardersplassen in den Niederlanden, der Nationalpark Hohe Tauern in Österreich oder der Oulanka National Park in Finnland). Konkrete Methodenvergleiche sollen hier Hinweise für das Monitoring in der Döberitzer Heide liefern und internationale Standards mit einbeziehen.

Zur weiteren Verknüpfung der Forschungsergebnisse des Fernerkundungs-Projekts und terrestrischer Feldstudien wurden für die Vegetationsperiode 2010 erstmalig Analysen zur Habitatpräferenz faunistischer Indikatorarten durchgeführt. Der Eisenfarbige Samtfalter (Hipparchia *statilinus*) gehört zu den am stärksten bedrohten Tagfalterarten Brandenburgs (BArtSchV: streng geschützt). Aus der Döberitzer Heide liegen wertvolle Datensätze zu Vorkommen der Art aus den Jahren 1993-2010 (u. a. DÖRBANDT &

SCHULZE) vor. Seine starke Habitatbindung an große, offene Sandtrockenrasen mit Silbergras-Pionierfluren macht ihn zu einem geeigneten Indikator für die Zustandsbewertung des FFH-LRT 2330 (Dünen mit offenen Grasflächen mit Cornyphorus und Agrostis), der im Zuge des DBU-Projekts verstärkt untersucht wird. Für erste Untersuchungen in der Vegetationsperiode 2011 wurden aktuelle Fernerkundungsdaten verwendet. Aus der Habitatmodellierung resultierten schließlich Rasterzellen von 100x100 m Größe, die unterschiedliche Vorkommenswahrscheinlichkeiten der Indikatorart als Werte enthielten (in Abhängigkeit von der Dichte potentieller Habitate). Die Übereinstimmung dieser theoretischen Annahmen mit tatsächlichen Vorkommen des Samtfalters wurde in der Vegetationsperiode 2011 durch Geländebegehungen praktisch überprüft. Auf der Basis dieser Validierung wird die Methodik angepasst und für die Anwendung in der Vegetationsperiode 2012 verbessert werden. Die angewandte Methode der Habitatmodellierung von Indikatorarten ermöglicht somit gleichzeitig einen Erkenntnisgewinn hinsichtlich bedrohter Tierarten sowie der Erhaltungszustände von FFH-Lebensraumtypen rechtzeitig zur Erfüllung der nächsten Nationalen Berichterstattung nach FFH-Richtlinie.

Die Forschungen im DBU-Projekt sowie der Promotion ermöglichen den Einsatz innovativer und international anerkannter Methoden in einem Schutzgebiet von immenser Bedeutung für den Erhalt der Biodiversiät und sollen einen Beitrag dazu leisten, internationalen Naturschutz vergleichbar zu machen.

Literatur

FÜRSTENOW, J. (2000): „Bunker als Habitat“: Döberitzer Heide mit Ferbitzer Bruch. - Naturschutz Förderverein Döberitzer Heide e.V. (10): 38-39, 38

KÜHN, M., NEUMANN, C. & STRIPP, D. (2000): „Die Vögel der Naturschutzgebiete „Döberitzer Heide“ und „Ferbitzer Bruch“, Hrsg. Naturschutz Förderverein Döberitzer Heide e.V., 1

BEIER, W. & FÜRSTENOW, J. (2001): „Übersicht zu den bisher nachgewiesenen Pflanzen- und Tierarten auf dem ehemaligen Truppenübungsplatz Döberitz“, Döberitzer Heide mit Ferbitzer Bruch. - Naturschutz Förderverein Döberitzer Heide e.V. (11): 5-44, 5

KÜHLING, M. (2003):„Vom Umgang mit floristischen und faunistischen Daten“, Döberitzer Heide mit Ferbitzer Bruch. - Naturschutz Förderverein Döberitzer Heide e.V. (13): 3-10, 5

DÖRBANDT, K. & SCHULZE, B. (1995-2010): Auszug aus den Datenreihen der Tagfalter der Döberitzer Heide.

BMU (2007): Nationale Strategie zur Biologischen Vielfalt. vom Bundeskabinett am 7.November 2007 beschlossen

Entschließung des Europäischen Parlaments vom 3.Februar 2009 zu der Wildnis in Europa (2008/2210 (INI))

Laura Luft
Claudiusstr. 13 A
10557 Berlin
lluft@uni-potsdam.de

Treffpunkt Biologische Vielfalt 11	2012	65 - 69	Hrsg.: Bundesamt für Naturschutz, Bonn

Anpassung an die Folgen des Klimawandels – Flexibilisierung des Gebietsschutzrechts?

CHRISTINA VON ZINGLER

Schlagwörter: Klimawandel, Arealverschiebung, Gebietsschutz, Flexible Schutzgebiete, Art. 8, 2 CBD, Natura 2000, gesetzlicher Biotopschutz, Bestimmtheitsgebot

Die Temperaturen auf der Erde sind in den letzten 100 Jahren im Mittel um 0,7 °C gestiegen und werden noch weiter ansteigen (IPCC, 2007). Je nach Klimaszenario wird ein Anstieg von 1,1 °C bis zu 6,4 °C bis zum Jahr 2100 prognostiziert. Dies bleibt nicht ohne Folgen für Arten, Ökosysteme und den Biodiversitätsschutz im Allgemeinen. Bereits heute zu beobachten sind beispielsweise Veränderungen der Menge und Verteilung der Niederschläge sowie frühere und längere Vegetationsperioden (BALZER 2007). Auswirkungen zeigen sich auch auf die Zusammensetzung von Lebensräumen und das Verbreitungsgebiet von Arten (ROOT et al., 2003). Erwartet werden zunehmende Arealverschiebungen in nordöstlicher Richtung oder in höhere Lagen (PARMESAN, RYRHOLM et al., 1999). Zum Schutz der biologischen Vielfalt wurden und werden weltweit aufgrund nationaler und internationaler Bestimmungen Schutzgebiete ausgewiesen. Der Klimawandel und die dadurch verstärkte Dynamik der Natur setzen diese bestehenden Regelungen erheblich unter Druck. Verlagern sich die Verbreitungsgebiete geschützter Arten auf Flächen außerhalb der ausgewiesenen Schutzgebiete, bedeutet dies eine Bedrohung für deren Existenz und die Gefahr, dass die bestehende Schutzgebiete zu „leeren Hüllen“ ohne schützenswerten Inhalt werden (ELLWANGER, 2009).

Kritik am bestehenden Gebietsschutz

Vielfach wird kritisiert, dass die existierenden Vorschriften des Gebietsschutzes zu starr seien, um der Dynamik der Natur – insbesondere im Zusammenhang mit den Klimaveränderungen – Rechnung zu tragen (MÖCKEL, 2010). Betrachtet man die Vorschriften des nationalen, europäischen und internationalen Gebietsschutzes zeigt sich, dass diese nicht ausgestaltet sind, um „im Fluss“ zu sein.

In Deutschland erfolgt die Unterschutzstellung von Schutzgebieten gemäß § 22 Abs. 1 BNatSchG[1] durch Erklärung – zumeist durch Rechtsverordnung –, die den Schutzgegenstand, Schutzzweck und die notwendigen Ge- und Verbote bestimmt. Notwendig sind eine konkrete Abgrenzung des geographischen Gebietes und die Festlegung der inhaltlich zu schützenden Merkmale. Das Erfordernis der „Erklärung“ zeigt, dass der Schutzstatus durch administrativen Akt im Rahmen eines Verwaltungsverfahrens entsteht. Dabei sind die Öffentlichkeit und die betroffenen Behörden zu beteiligen, was mitunter einige Zeit in Anspruch nimmt.

Einen Mechanismus zur Anpassung von Schutzgebieten an veränderte natürliche Bedingungen sehen die nationalen Regelungen nicht vor. Es besteht jedoch die Möglichkeit, neue Gebiete nach §§ 22 ff. BNatSchG unter Schutz zu stellen. Außerdem ist die Aufhebung des Schutzstatus grundsätzlich möglich, wenn der Schutzzweck nicht erreicht wurde oder eine weitere Unterschutzstellung nicht geboten ist (AP-

[1] Gesetz über Naturschutz und Landschaftspflege (Bundesnaturschutzgesetz ─ BNatSchG) vom 29.07.2009 (BGBl. I S. 2542).

PEL, 2011), auch wenn dies nicht ausdrücklich im Gesetz geregelt ist. Die Deklassifizierung hat in derselben Rechtsform zu erfolgen, wie die Unterschutzstellung, also durch Rechtsverordnung im Rahmen eines Verwaltungsverfahrens (MEßERSCHMIDT, 2003). In Ausnahmefällen kann eine Schutzanordnung auch ohne förmlichen Akt wegen Funktionslosigkeit, also wenn und soweit sämtliche mit der Schutzverordnung verfolgten Zwecke offenkundig auf unabsehbare Zeit nicht mehr erreicht werden können, entfallen (APPEL, 2011).

Als starr erweist sich auch das europäische kohärente Schutzgebietsnetz „Natura 2000", das aus Vogelschutzgebieten im Sinne der Vogelschutzrichtlinie[2] und FFH-Gebieten nach der Flora-Fauna-Habitat-Richtlinie[3] besteht. Keine der Richtlinien sieht ausdrücklich die Anpassung des Gebietsbestandes an veränderte Gegebenheiten in der Natur vor. Während bei Vogelschutzgebieten, die anhand der Richtlinienvorgaben von den Mitgliedstaaten ausgewählt und geschützt werden, nicht bezweifelt wird, dass Gebiete, die ihren Zweck nicht mehr erfüllen, aufgehoben[4] und künftig neue Gebiete ausgewiesen werden können[5], ist dies bei FFH-Gebieten problematisch. Hier ist nicht abschließend geklärt, ob strukturelle Veränderungen der Natur – sofern denn die Folgen des Klimawandels in diesem Zusammenhang als solche zu werten sind – „natürliche Entwicklungen" nach Art. 9 FFH-RL darstellen, die eine Aufhebung des Schutzstatus rechtfertigen[6] oder eine Aufhebung nach Art. 6 Abs. 3 oder Art. 4 Abs. 1 Uabs. 2 FFH-RL in Betracht kommt (HENDLER et al., 2010). Auch die Möglichkeit zur Ausweisung neuer FFH-Gebiete wird aufgrund der Ausgestaltung der Richtlinie und aufgrund von Erwägungsgründen der Kommission teilweise bezweifelt (FRENZ, 2011).

Der konservierende Charakter des Gebietsschutzes zeigt sich ebenfalls im Übereinkommen über die Biologische Vielfalt (CBD).[7] Art. 8 lit. a) CBD sieht die Errichtung eines Systems von Schutzgebieten vor. Laut Art. 2 CBD ist ein „Schutzgebiet" ein geographisch festgelegtes Gebiet, das zur Verwirklichung bestimmter Erhaltungsziele ausgewiesen ist. Die Definition zeigt, dass auch diese Schutzgebiete im Rahmen eines Verwaltungsverfahrens „ausgewiesen" werden und konkrete Festsetzungen zu geographischem Umfang und Schutzzweck enthalten sollen. Die CBD wird in Deutschland durch Vorschriften des Bundesnaturschutzgesetzes umgesetzt. Es gilt also das zu den §§ 22 ff. BNatSchG Gesagte.

Die Überlegungen zeigen, dass das bestehende Gebietsschutzssystem gleich in mehrfacher Hinsicht starr ist. Es lässt keine flexible Anpassung der geographischen Abgrenzung und keine flexible Anpassung des Schutzzwecks bei Veränderungen der Zusammensetzung innerhalb von Schutzgebieten vor. Die Aufhebung bzw. Neuausweisung von Schutzgebieten oder die Änderung von Schutzgebietsverordnungen ist zwar, jedenfalls national, möglich, aber bürokratisch und langwierig.

---

2 Richtlinie 2009/147/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 30.11.2009 über die Erhaltung der wildlebenden Vogelarten, ABl. L 20/7 vom 26.01.2010, kodifizierte Fassung der Richtlinie 79/409/EWG des Rates vom 02.04.1979 über die Erhaltung der wildlebenden Vogelarten.

3 Richtlinie 92/43/EWG des Rates vom 21.05.1992 zur Erhaltung der natürlichen Lebensräume sowie der wildlebenden Tiere und Pflanzen (sog. FFH-Richtlinie), ABl. L 206 vom 22.07.1992, S. 7.

4 EuGH, Urteil vom 13.07.2006 – C-191/05, Slg. 2006 S. I-06853 (Kommission gegen Portugal).

5 EuGH, Urteil vom 23.03.2006 – C-209/04, Slg. 2006 S. I-02755 (Kommission gegen Österreich); BVerwG, Beschluss vom 13.03.2008 – Az. 9 VR 10/07, NuR 2008, 495.

6 Generalanwältin *Kokott*, Schlussanträge vom 08.07.2004 − EuGH Verfahren C-117/03 Slg. 2005 S. I 00167.

7 Gesetz zu dem Übereinkommen vom 5. Juni 1992 über die biologische Vielfalt - Convention on Biological Diversity (CBD) -, BGBl. 1993 II S. 1742 ff.

Flexible Elemente des bestehende Gebietsschutzes

Dass durch die förmliche Unterschutzstellung nicht in allen Fällen ein hinreichender Schutz gewährt werden kann, hat der Gesetzgeber erkannt und 1986 den gesetzlichen Biotopschutz in das BNatSchG aufgenommen. Er reagierte damit darauf, dass dem fortschreitenden Verlust wertvoller Tier- und Pflanzenarten durch das Instrument der Einzelunterschutzstellung nicht ausreichend beizukommen ist. Der gesetzliche Biotopschutz zeichnet sich dadurch aus, dass er unmittelbar kraft Gesetzes, also ohne förmlichen Ausweisungsakt, den Schutzstatus auf denjenigen Flächen gewährt, die die in § 30 Abs. 2 BNatSchG beschriebenen Merkmale aufweisen. Der Schutz gilt sobald und solange die Merkmale vorliegen.

Trotz der flexiblen Elemente stellt der Biotopschutz nicht die Lösung des Problems dar. Er bietet zwar zeitlich und geographisch flexiblen Schutz, ist inhaltlich aber nicht weitgehend genug. Wie schon der Begriff des *Biotop*schutzes ausdrückt, dient er nur dem Schutz von Lebensräumen. Durch den Habitatschutz bewirkt er damit zwar auch den Schutz dort vorkommender Arten; werden Lebensstätten zu schützender Arten jedoch auf einer Fläche festgestellt, die nicht die Merkmale eines gesetzlich geschützten Biotops erfüllt, kann § 30 BNatSchG den Schutz der Art nicht gewähren.[8] Darüber hinaus kann der gesetzliche Biotopschutz auch die Vorgaben von Natura 2000 und der CBD nicht erfüllen und ist für deren Umsetzung in nationales Recht ungeeignet. So bestehen Unterschiede beim Schutzzweck, da der Schutz zugunsten ausgewählter Arten nicht erfasst ist. FFH-RL und CBD fordern eine genaue Festlegung der Grenzen von Schutzgebieten und die Festlegung des Schutzzweckes (Art. 1 lit. j FFH-RL; Art. 4 Abs. 1 Uabs. 2, Abs. 4 FFH-RL). Biotope sind zwar gemäß § 30 Abs. 7 BNatSchG zu registrieren bzw. kartieren, die Kartierung ist allerdings nur deklaratorisch, also keine Voraussetzung für das Bestehen des Biotopschutzes (MEßERSCHMIDT, 2003). Die FFH-RL schreibt zudem ausdrücklich ein dreistufiges Ausweisungsverfahren sowie die Beteiligung der Europäischen Kommission bei der Auswahl der Gebiete vor (Art. 4 Abs. 2 FFH-RL).

Theoretische Verfassungsmäßigkeit „flexibler Schutzgebiete“

Da es derzeit für terrestrische Flächen keinen flexiblen Gebietsschutz gibt, drängt sich die Frage auf, ob die Vorschriften dahingehend geändert werden könnten. Ansatzpunkt könnte dabei die Schaffung einer nationalen Regelung sein, die flexible Schutzgebiete ermöglicht und gleichzeitig geeignet ist, die internationalen Vorgaben des Gebietsschutzes umzusetzen. Sie sollte dazu einerseits zeitlich und geographisch flexibel sein, andererseits aber auch deren Anforderungen an die Abgrenzung und inhaltliche Ausgestaltung erfüllen. Der Schutzumfang darf unter der Flexibilität nicht leiden, er muss gegenüber jedermann gelten und durchsetzbar sein.

Im Zusammenhang mit einem flexiblen Gebietsschutzsystem könnten unter anderem Bedenken im Hinblick auf die Vereinbarkeit mit dem Rechtsstaatsprinzip, insbesondere mit dem Bestimmtheitsgebot, vorliegen. Wie alle Rechtsnormen muss eine entsprechende nationale Regelung mit der Verfassung in Einklang stehen. Eine wesentliche Forderung des deutschen Grundgesetzes ist die, nach Rechtssicherheit und der Berechenbarkeit staatlichen Handelns.

---

[8] Dies folgt auch daraus, dass das BNatSchG den Begriff der „Lebensstätte“ nicht in die Definition des Begriffs Biotop in § 7 Abs. 2 Nr. 4 aufnimmt, sondern ihn eigens in § 7 Abs. 2 Nr. 5 definiert.

Nach dem Bestimmtheitsgebot müssen Normen grundsätzlich so gefasst sein, dass sie verständlich sind, der Betroffene seine Normunterworfenheit erkennen und sein Verhalten danach ausrichten kann.[9] Dies bedeutet aber nicht, dass der Gesetzgeber alle erdenklichen Sachverhalte durchnormieren muss. Es reicht, wenn er eine Regelung so bestimmt fasst, wie dies nach der Eigenart des zu regelnden Sachverhaltes mit Rücksicht auf den Zweck der Norm möglich ist.[10] Im Umweltrecht ist es dem Gesetzgeber von Verfassung wegen durchaus erlaubt, bis zu einem gewissen Grad unflexible Regelungen zu treffen. Dies zeigt die Rechtsprechung zum ebenfalls zeitlich und örtlich flexiblen gesetzlichen Biotopschutz, dessen Verfassungsmäßigkeit umstritten war, vom Bundesverfassungsgericht aber bejaht wurde.[11] Es könnte darüber nachgedacht werden am Beispiel des gesetzlichen Biotopschutzes eine Schutzgebietskategorie nach nationalem Recht zu entwickeln, die – zusätzlich zum Lebensraumschutz – ausgewählte, besonders schützenswerte Arten bestimmt, deren Vorkommen den Schutzstatus begründet. Die Anforderungen der europäischen und internationalen Regelungen nach einer Festlegung von geographischer Lage und inhaltlichem Schutzumfang könnten dabei, dank der heutigen technischen Möglichkeiten, erfüllt werden. So könnten Geodaten mit entsprechenden Informationen im Internet veröffentlicht werden. Damit könnte sich jedermann darüber informieren, welcher Schutzumfang in welchem geographischen Gebiet besteht und welche Nutzungsbeschränkungen dort gelten.[12] Dem Betroffenen aufzuerlegen, die entsprechenden Kenntnisse zu beschaffen, ist nicht unzumutbar. Dies folgt ebenfalls aus dem zitierten Urteil des Bundesverfassungsgerichts, das es für zumutbar hält, vor der Beeinträchtigung von Biotopeigenschaften Auslegungshilfen, wie Biotopkarten, umschreibende Verordnungen oder Fachauskünfte, zu Rate zu ziehen.

Ergebnis und Ausblick

Der Ansatz zeigt, dass die rechtliche Umsetzbarkeit eines flexiblen Gebietsschutzsystems nicht unmöglich erscheint. Sie ist jedoch schwierig, da zwei völlig konträre Grundkonstellationen aufeinandertreffen, die nur schwerlich in Einklang zu bringen sind. Zum einen die dynamische, sich ständig verändernde Natur, zum anderen ein auf Rechtssicherheit und dauerhaften Bestand ausgelegtes Rechtssystem.

Über die Frage der rechtlichen Umsetzbarkeit hinaus ist wohl auch die praktische Umsetzbarkeit problematisch. Die Vielzahl konkurrierender Raumansprüche und Nutzungskonflikte würde durch eine fortwährende Verschiebung von Schutzgebieten bzw. Schutzgebietsgrenzen noch verschärft. Die langen Verfahrensdauern bei der Ausweisung von nationalen und europäischen Schutzgebieten zeigen, dass bereits die einmalige Etablierung von Schutzgebieten auf viel Widerstand stößt.

Vor diesem Hintergrund stellt sich also die Frage, ob nicht andere Instrumente eher geeignet sind, den Arealverschiebungen Rechnung zu tragen, die dabei konstant, aber nicht konservierend wirken. In diesem Zusammenhang könnten beispielsweise die Förderung der Durchlässigkeit der Landschaft durch verstärkte Vernetzung von Lebensräumen, die Schaffung von Verbindungselementen oder die Stärkung der Landschaftsplanung eine vielversprechende Lösung sein (JESSEL, 2008). Darüber hinaus könnte auch daran gedacht werden, Flächen, die zwar aktuell noch keine wichtige Bedeutung für den Biodiversitätsschutz

---

9 Ständige Rechtsprechung u. a. BVerfG, Beschluss vom 02.06.2008 – Az. 1 BvR 349/04 bzw. 378/04.

10 Ständige Rechtsprechung, u. a. BVerfG, Beschluss vom 26.09.1972 – Az. 1 BvR 525/77.

11 BVerfG, Beschluss vom 07.05.2001 – Az. 2 BvK 1/00 = NuR 2002, 27, zu § 15 a der alten Fassung des Landesnaturschutzgesetzes Schleswig Holstein.

12 Das Seefischereirecht kennt die Bekanntmachung aktueller geographischer Daten vorübergehender Fangbeschränkungen über das Internet (VO (EG) Nr. 1224/2009 vom 20.11.2009, ABl. L 343/1; VO (EG) 724/2010 vom 12.08.2010, ABl. L 213/1).

haben, diese aber aufgrund naturwissenschaftlicher Erkenntnisse in absehbarer Zeit bekommen können, als Ausweichhabitate freizuhalten.

Literatur

APPEL, M. (2011): In: FRENZ, W. & MÜGGEBORG, H.-J.: Bundesnaturschutzgesetz – Kommentar. – Berlin.

BALZER, S. (2007): Natura 2000 und Klimaveränderungen – eine Einführung in das Tagesthema. - In: BALZER, S., DIETRICH, M. & BEINLICH, B. (Bearb.): Natura 2000 und Klimaveränderungen – Tagungsband zur gleichnamigen Tagung vom 28.-31. August 2006 auf der Insel Vilm. BfN. – Bonn (Bundesamt für Naturschutz) (Naturschutz und Biologische Vielfalt, 46)

ELLWANGER, G. (2008): Das Schutzgebietsnetz Natura 2000 im Klimawandel – Risiken und Handlungsoptionen, - In: KORN, H., SCHLIEP R. & STADLER, J. (Red.): Biodiversität und Klima – Vernetzung der Akteure in Deutschland V. – Bonn (Bundesamt für Naturschutz) (BfN-Skripten, 252)

FRENZ, W. (2011): Die Abgrenzungen eines FFH-Gebietes nach dem A 44-Urteil des BVerwG. - Natur und Recht 33: 405–413

HENDLER, R., RÖDDER, D., VEITH, M.(2010):, Flexibilisierung des Schutzgebietsnetzes Natura 2000 vor dem Hintergrund des Klimawandels, - Natur und Recht 32: 685-692

IPCC (2007): Vierter Sachstandsbericht des IPCC. Klimaveränderung 2007 – Synthesebericht- <http://www.de-ipcc.de/de/128.php>

JESSEL, B. (2008): Zukunftsaufgabe Klimawandel – der Beitrag der Landschaftsplanung. – Natur und Landschaft 83: 311-317

KLAGES, C. (2011): In: FRENZ, W. & MÜGGEBORG, H.-J.: Bundesnaturschutzgesetz – Kommentar. – Berlin.

MÖCKEL, S. (2010): Rechtliche Herausforderung für den Biodiversitätsschutz in Zeiten des Klimawandels. – In: KORN, H., SCHLIEP R. & STADLER, J. (Red.): Biodiversität und Klima – Vernetzung der Akteure in Deutschland VI. –. Bonn (Bundesamt für Naturschutz) (BfN-Skripten 263)

PARMESAN, C., RYRHOLM, N. et al. (1999): Poleward shifts in geographical ranges of butterfly species associated with regional warming. – Nature 399: 579-583

ROOT, T.L., PRICE, J.T., et al. (2003): Fingerprints of global warming on wild animals and plants. – Nature 421: 57-60

Christina von Zingler
Institut für Umwelt- und Technikrecht (IUTR)
Universität Trier – Campus II
54286 Trier
c.vonzingler@gmx.de

Treffpunkt Biologische Vielfalt 11	2012	71 - 76	Hrsg.: Bundesamt für Naturschutz, Bonn

Artenpoolvergleiche klimaanaloger Räume als Methode zur Abschätzung von klimawandelbedingten Veränderungen in der Zusammensetzung von Vogellebensgemeinschaften

JANINE SYBERTZ & MICHAEL REICH

Schlagwörter: Klimawandel, Vögel, Klimaanaloge Räume, Lüneburger Heide

1 Einleitung

Vögel stehen wie keine andere faunistische Artengruppe im Mittelpunkt der Klimafolgenforschung. Als hochmobile Arten mit einer vom Klima beeinflussten Verbreitung (BÖHNING-GAESE & LEMOINE 2004, LUOTO et al. 2007) wird bei ihnen eine schnellere Reaktion auf klimatische Veränderungen vermutet als bei weniger mobilen oder sesshaften Arten (PULIDO & BERTHOLD 2004). Tatsächlich belegen Studien der letzten Jahre, dass die globale Erwärmung von etwa 0,6°C im 20. Jahrhundert (IPCC 2007) bereits Auswirkungen auf eine Reihe von Vogelarten hatte. Diese zeigen sich sowohl in phänologischen Veränderungen, wie z. B. einer zeitlichen Verschiebung der Rückkehr aus den Überwinterungsgebieten (SPARKS et al. 2005), als auch in der Verschiebung von Verbreitungsgrenzen (THOMAS & LENNON 1999, PARMESAN & YOHE 2003). Bei einer vom IPCC projizierten globalen Erwärmung von bis zu 4,0°C im 21. Jahrhundert sowie veränderten Niederschlagsmustern (IPCC 2007) ist es wahrscheinlich, dass sich diese Entwicklungen fortsetzen.

HUNTLEY et al. (2007) zeigen über entsprechende Modelle, dass für viele Brutvogelarten mit erheblichen Arealverschiebungen in Europa bis zum Ende des 21. Jahrhunderts zu rechnen ist. Wie sich diese auf die regionale Zusammensetzung von Vogellebensgemeinschaften auswirken könnten, ist bisher weitgehend unklar. Dabei ist die Betrachtung der regionalen Ebene wichtig, um den Handlungsbedarf zur Anpassung an den Klimawandel aus naturschutzfachlicher Sicht zu identifizieren, Ziele bei Bedarf anzupassen und geeignete Managementstrategien zu entwickeln. Ziel dieser Arbeit war es deshalb eine geeignete Methode zu entwickeln, um sowohl den möglichen Turnover in der Avifauna einer Region oder eines Naturraumes insgesamt zu quantifizieren als auch Prognosen über einzelne Arten zu treffen.

2 Methoden

Um klimawandelbedingte Veränderungen in der Avizönose eines Naturraums abzuschätzen, haben wir einen Ansatz aus der Klimafolgenforschung an Pflanzenarten weiterentwickelt, nämlich den Vergleich von Artenpools so genannter zukünftig klimaanaloger Räume (BERGMANN et al. 2010, vgl. auch OHLEMÜLLER et al. 2006). Darunter sind geographische Räume zu verstehen, die bereits heute klimatische Bedingungen aufweisen, wie sie für das betrachtete Untersuchungsgebiet erst gegen Ende des 21. Jahrhunderts projiziert werden. Durch den Vergleich der Artenpools dieser Räume mit dem des Untersuchungsgebietes sind Rückschlüsse auf mögliche zukünftige Veränderungen in Folge des Klimawandels möglich. Im Unterschied zur ausschließlichen Modellierung von Klimaparametern können hier weitere relevante Faktoren wie z. B. Topographie, Geologie, Biotopausstattung und Landnutzung in den Artenpoolvergleich einbezogen werden. Als Untersuchungsgebiet wurde der Naturraum Lüneburger Heide ausgewählt. Er beherbergt eine Vielzahl naturschutzfachlich wertvoller Gebiete mit Vorkommen vieler gefährdeter

Vogelarten. In klimatischer und topographischer Hinsicht ist er relativ homogen, was für einen Vergleich mit anderen Regionen ein wichtiges Kriterium ist.

Europaweite GIS-Daten zur Verbreitung von Vogelarten wurden vom EBCC (European Bird Census Council) mit einer Auflösung von ca. 50x50 km zur Verfügung gestellt (HAGEMEIJER & BLAIR 1997). Daten für die gegenwärtigen Klimabedingungen in Europa liegen aus der Worldclim Datenbank (www.worldclim.org, HIJMANS et al. 2005) in einer Auflösung von 30''(~1x1 km) vor. Die regionalen Klimamodelle REMO (JACOB 2005, JACOB et al. 2009) und CLM (LAUTENSCHLAGER et al. 2009) wurden als Datengrundlage für die zukünftigen Klimabedingungen herangezogen. Da keine Klima-Simulation wahrscheinlicher ist als die andere, wird empfohlen, möglichst viele Klimamodelle, Szenarien und Läufe zu berücksichtigen, um so einen Korridor an möglichen zukünftigen klimatischen Entwicklungen abdecken zu können (NATIONALES KOMITEE FÜR GLOBAL CHANGE FORSCHUNG 2010). Daher wurden in dieser Studie insgesamt sieben verschiedene Simulationen der zukünftigen Klimaentwicklung betrachtet (CLM A1B Run 1, CLM A1B Run 2, CLM B1 Run 1, REMO A1B Run UBA, REMO A1B Run BFG, REMO A2 Run UBA, REMO B1 Run UBA).

Um die Klimaparameter auszuwählen, die die Verbreitung der Vogelarten des Untersuchungsgebiets in Europa am besten beschreiben, wurden verschiedene Parametersets in Abhängigkeit von der Verbreitung der Arten des Naturraums Lüneburger Heide in Europa gegeneinander getestet. Die dabei betrachteten Klimaparameter wurden im Hinblick auf die Ökologie der Vogelarten und unter Berücksichtigung von Studien und Modellierungen im Themengebiet Vögel und Klimawandel ausgewählt (u. a. HARRISON et al. 2003, LEMOINE & BÖHNING-GAESE 2003, LUOTO et al. 2007). Das Parameterset „Niederschlagssumme April-Juni, Durchschnittstemperatur April-Juni, Niederschlagssumme Dezember-Februar, Durchschnittstemperatur Dezember-Februar, Maximumtemperatur Juli“ zeigte dabei die höchste Korrelation zwischen Klima und Verbreitung.

Das Klima im Untersuchungsgebiet für den Zeitraum 2071-2100 wurde ermittelt, indem die Differenz der Zeiträume 1971-2000 und 2071-2100 für jede betrachtete Klima-Simulation berechnet und die Änderungsrate mit den Werten des gegenwärtigen Klimas (www.worldclim.org) verrechnet wurde. Damit liegen sowohl die gegenwärtigen als auch die zukünftigen Klimadaten in einer miteinander kompatiblen Auflösung von 30'' vor. Anhand der so errechneten Werte für den Zeitraum 2071-2100 im Naturraum Lüneburger Heide wurden nun im gegenwärtigen Klima Europas GIS-gestützt geographische Räume gesucht, die diese klimatischen Bedingungen bereits aufweisen. Als klimaanalog wurde dabei jede Rasterzelle betrachtet, deren Werte für jeden der fünf betrachteten Klimaparameter innerhalb der zukünftigen klimatischen Spanne des Naturraums Lüneburger Heide liegen.

Aus diesen Rasterzellen wurden für jede betrachtete Klima-Simulation Regionen abgegrenzt, deren Artenpools im nächsten Arbeitsschritt mit dem Artenpool der Lüneburger Heide verglichen werden, um so potenziell einwandernde und potenziell abwandernde Arten zu identifizieren und den insgesamt zu erwartenden Turnover in der Artengemeinschaft zu quantifizieren.

3 Ergebnisse

Bei der Berechnung des Klimas im Naturraum Lüneburger Heide für den Zeitraum 2071-2100 zeigen sich sowohl jahreszeitliche Unterschiede hinsichtlich des Ausmaßes der zukünftigen klimatischen Änderungen als auch Unterschiede zwischen den verschiedenen Modellen, Szenarien und Läufen (Abb. 1). So wird die Durchschnittstemperatur in der Brutzeit (April-Juni) je nach betrachteter Klima-Simulation um 1,1 bis

2,6°C steigen, während die Durchschnittstemperaturen im Winter (Dezember-Februar) um 2,6 bis 4,1°C höhere Werte erreichen. Im Hinblick auf die Niederschlagssumme in der Brutzeit zeigen sich zwischen den einzelnen Klima-Simulationen Unterschiede bezüglich der Trends der zukünftigen Entwicklungen. Während fünf Simulationen von einem leichten Rückgang der Niederschläge ausgehen (-1,4 bis -5,5 %), zeigen zwei Simulationen eine leichte Zunahme (0,6 bzw. 5,8 %). Die Niederschläge im Winter zeigen hingegen bei allen sieben Simulationen Zunahmen, die von 9,7 bis 23,3% reichen.

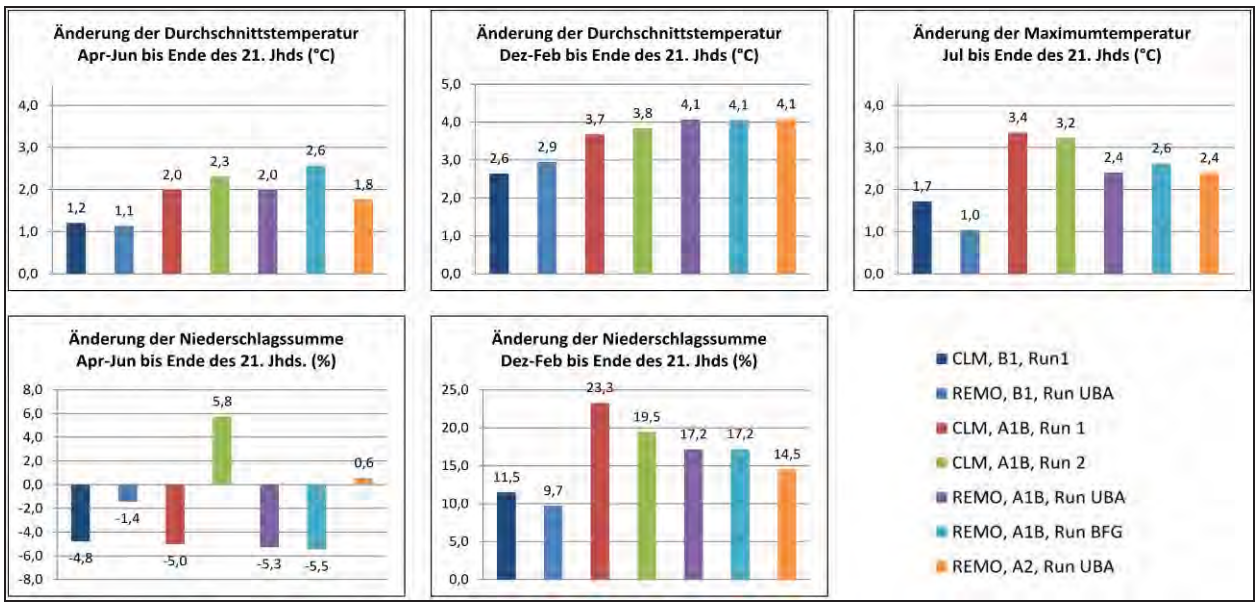


Abb. 1: Änderung ausgewählter Klimaparameter im Zeitraum 2071-2100 im Vergleich zum gegenwärtigen Klima auf der Grundlage verschiedener Klima-Simulationen und den Daten der Worldclim-Datenbank

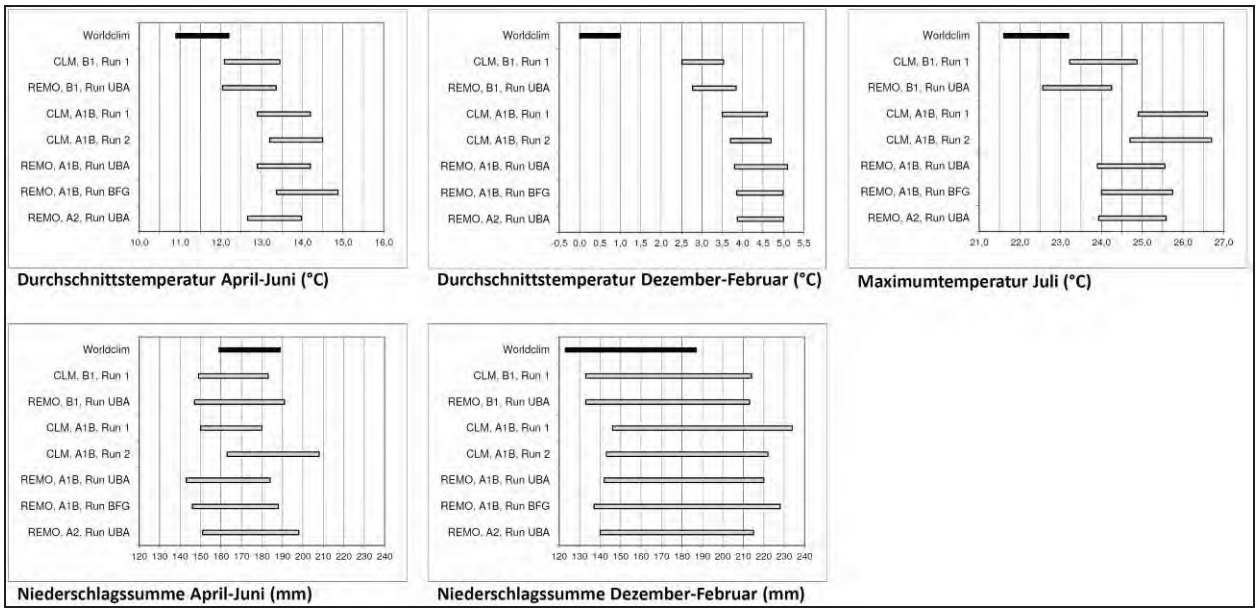


Abb. 2: Spannbreite ausgewählter Klimaparameter im Naturraum Lüneburger Heide (n= 13944 Rasterzellen) gegenwärtig (Worldclim) und 2071-2100 (CLM, REMO) auf Grundlage verschiedener Klima-Simulationen

Vergleicht man die klimatischen Spannbreiten, d. h. niedrigsten und höchsten Wert innerhalb des Naturraums Lüneburger Heide, gegenwärtig und im Zeitraum 2071-2100, treten Unterschiede hinsichtlich des Ausmaßes der zu erwartenden Änderungen bei Niederschlag und Temperatur zu Tage (Abb. 2). Während die Spannbreite der Niederschlagssummen für jede Klima-Simulation noch teilweise innerhalb der ge-

genwärtigen klimatischen Spannbreite des Naturraums Lüneburger Heide liegt, werden bei den Temperaturen Werte erreicht, die die gegenwärtige klimatische Spanne in der Regel übersteigen. Besonders deutlich wird dies bei den Durchschnittstemperaturen im Winter, deren Werte für jede Klima-Simulation außerhalb der gegenwärtigen im Naturraum Lüneburger Heide zu findenden Spannbreite sind.

Die geographischen Räume, die bereits heute den Klimabedingungen für die ausgewählten Parameter entsprechen, die für den Naturraum Lüneburger Heide für den Zeitraum 2071-2100 projiziert werden (=zukünftig klimaanaloge Räume), liegen im Südwesten des Untersuchungsgebiets (Abb. 3). Während die zukünftig klimaanalogen Räume für die beiden B1-Läufe eher in Nordfrankreich zu finden sind, liegen die Räume für die A1B- und A2-Läufe vor allem in West- und Zentralfrankreich. Die Räume für die A1B- und A2-Läufe weisen bei REMO eine größere Ausdehnung auf als bei CLM, überschneiden sich aber in ihrer Lage deutlich. Bei den B1-Läufen führen beide Modelle zu ähnlichen Ergebnissen.

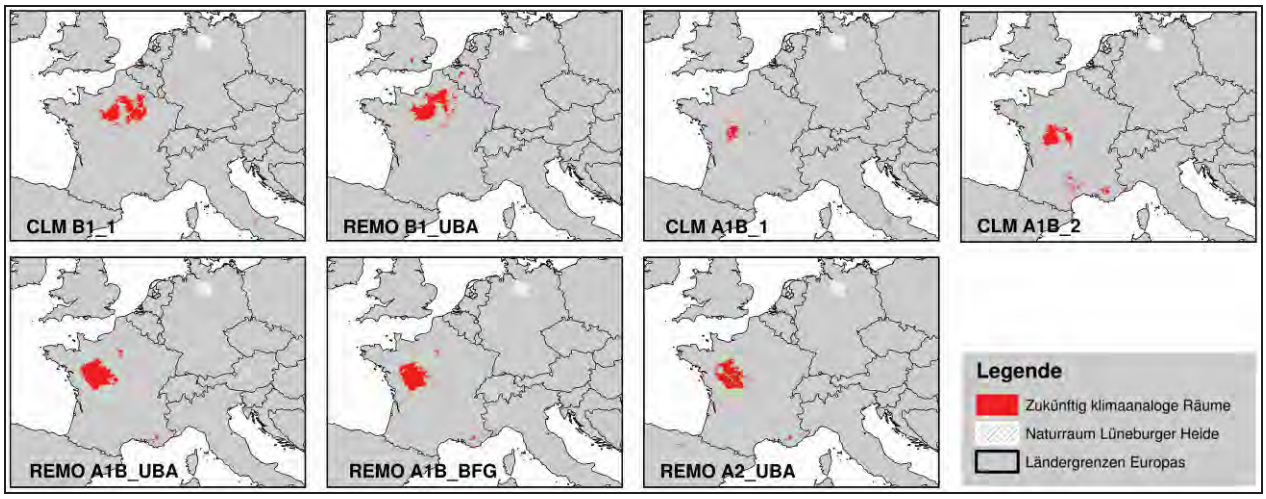


Abb. 3: Zukünftig klimaanaloge Räume für den Naturraum Lüneburger Heide (2071-2100), unterteilt nach verschiedenen Klima-Simulationen

4 Diskussion und Ausblick

Die Ergebnisse aus der Auswertung der Klima-Simulationen für den Zeitraum 2071-2100 im Naturraum Lüneburger Heide unterstreichen die Wichtigkeit, für die Abschätzung von Folgen des Klimawandels einen Multi-Modell-Ansatz zu wählen und eine möglichst breite Spanne an Klima-Simulationen zu betrachten (vgl. NATIONALES KOMITEE FÜR GLOBAL CHANGE FORSCHUNG 2010). Die einzelnen Simulationen unterscheiden sich nicht nur in Bezug auf das Ausmaß der zu erwartenden klimatischen Veränderungen, sondern im Falle der Niederschlagssumme in der Brutzeit sogar hinsichtlich des Trends. Sowohl Ausdehnung als auch Lage der zukünftig klimaanalogen Räume sind dementsprechend je nach betrachteter Klima-Simulation unterschiedlich, was wiederum Folgen für den Vergleich der Artenpools nach sich zieht. Je mehr Klima-Simulationen also betrachtet werden, desto robustere Aussagen können über die Folgen des Klimawandels für Arten und Lebensgemeinschaften getroffen werden. Auf dieser Grundlage sollen im weiteren Verlauf der Studie die Auswirkungen des Klimawandels auf die Vogellebensgemeinschaften des Naturraums Lüneburger Heide anhand des Artenpoolvergleichs ermittelt werden.

Der von uns gewählte Ansatz zur Abschätzung der zukünftigen Entwicklung der Vogellebensgemeinschaften im Naturraum Lüneburger Heide ist zunächst auf die Beschreibung der Auswirkungen des Klimawandels begrenzt. Darüber hinaus beeinflussen natürlich auch andere Faktoren die zukünftige Zusammensetzung der Avifauna, wie z. B. die Entwicklung der Landnutzung. Auch hier kann die Betrachtung

der zukünftig klimaanalogen Räume Hinweise auf mögliche Entwicklungen geben. Im Hinblick auf den Handlungsbedarf des Naturschutzes vor dem Hintergrund des Klimawandels können die Ergebnisse der Studie deshalb dazu beitragen, angepasste Ziele und Maßnahmen zu entwickeln und Prioritäten hinsichtlich des Schutzes von Arten und Lebensgemeinschaften zu setzen.

Literatur

BERGMANN, J.; POMPE, S.; OHLEMÜLLER, R.; FREIBERG, M.; KLOTZ, S. & KÜHN, I. (2010): The Iberian Peninsula as a potential source for the plant species pool in Germany under projected climate change. - Plant Ecology (207): 191-201

BÖHNING-GAESE, K. & LEMOINE, N. (2004): Importance of Climate Change for the Ranges, Communities and Conservation of Birds. - In: MØLLER, A.P. (Hrsg.): Birds and climate change. - Amsterdam (Elsevier): 211-236

HAGEMEIJER, W.J. & BLAIR, M.J. (1997): The EBCC atlas of European breeding birds: their distribution and abundance. – London (Poyser)

HARRISON, P.A., VANHINSBERGH, D.P.; FULLER, R.J. & BERRY, P.M. (2003): Modelling climate change impacts on the distribution of breeding birds in Britain and Ireland. - Journal for Nature Conservation (11): 31-42

HIJMANS, R.J.; CAMERON, S.E.; PARRA, J.L.; JONES, P.G. & JARVIS, A. (2005): Very high resolution interpolated climate surfaces for global land areas. - International Journal of Climatology (25): 1965–1978

HUNTLEY, B., GREEN, R.E., COLLINGHAM, Y.C. & WILLIS, S.G. (2007): A climatic atlas of European breeding birds. – Barcelona Lynx)

IPCC (2007): Summary for Policymakers. - In: SOLOMON, S., QIN, D., MANNING, M., CHEN, Z., MARQUIS, M., AVERYT, K.B., TIGNOR, M., MILLER, H.L. (eds): Climate Change 2007: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. - Cambridge (Cambridge University Press)

JACOB, D. (2005): REMO C20+A1B+B1+A2 SCENARIO RUN, UBA PROJECT , 0.088 DEGREE RESOLUTION, RUN NO. 006210, 006211, 006212 & 006213, 1H DATA. WDCC. CERA-DB "REMO_UBA_C20_1_R006210_1H","REMO_UBA_A1B_1_R006211_1H","REMO_UBA_B1_1_R006212_1H", "REMO_UBA_A2_1_ R006213_1H".

JACOB, D.; NILSON, E.; TOMASSINI, L.; BÜLOW, K. (2009): REMO CLIMATE OF THE 20th CENTURY RUN , REMO A1B SCENARIO RUN, BFG PROJECT, 0.088 DEGREE RESOLUTION, 1H values. WDCC. CERA-DB "REMO_BFG_C20_1H", "REMO_BFG_A1B_1H".

LAUTENSCHLAGER, M.; KEULER, K.; WUNRAM, C.; KEUP-THIEL, E.; SCHUBERT, M.; WILL, A.; ROCKEL, B. & BOEHM, U. (2009): Climate Simulation with CLM, Climate of the 20th Century run no.1 & no.2, Scenario A1B run no.1 & no. 2, Scenario B1 run no.1, Data Stream 2: European region MPI-M/MaD. WDCC. [doi:10.1594/WDCC/CLM_C20_1_D2, CLM_C20_2_D2, CLM_A1B_1_D2, CLM_A1B_2_D2, CLM_B1_1_D2].

LEMOINE, N. & BÖHNING-GAESE, K. (2003): Potential Impact of Global Climate Change on Species Richness of Long-Distance Migrants. - Conservation Biology (17): 577-586

LUOTO, M.; VIRKKALA, R. & HEIKKINEN, R.K. (2007): The role of land cover in bioclimatic models depends on spatial resolution. - Global Ecology and Biogeography (16): 34–42

NATIONALES KOMITEE FÜR GLOBAL CHANGE FORSCHUNG (Hrsg.) (2010): Regionale Klimamodelle – Potentiale, Grenzen und Perspektiven. - Kiel.

OHLEMÜLLER, R., GRITTI, E.S., SYKES, M.T., THOMAS, C.D., (2006): Towards European climate risk surfaces: the extent and distribution of analogous and non-analogous climates 1931–2100. - Global Ecology and Biogeography (15): 395-405

PARMESAN, C. & YOHE, G. (2003): A globally coherent fingerprint of climate change impacts across natural systems. - Nature (421): 37-42

PULIDO, F., BERTHOLD, P. (2004): Microevolutionary Response to Climate Change. - MØLLER, A.P. (Hrsg.): Birds and climate change. – Amsterdam (Elsevier): 151-184

SPARKS, T.H., BAIRLEIN, F., BOJARINOVA, J.G., HÜPPOP, O., LEHIKOINEN, E.A., RAINOS, K., SOKOLOV, L.V., WALKER, D. (2005): Examining the total arrival distribution of migratory birds. - Global Change Biology (11): 22-30

THOMAS, C.D. & LENNON, J.J. (1999): Birds extend their ranges northwards. - Nature (399): 213

Danksagung

Die Studie wird im Rahmen des Forschungsverbunds KLIFF, Klimafolgenforschung in Niedersachsen, vom Niedersächsischen Ministerium für Wissenschaft und Kultur gefördert. Für die Bereitstellung der Daten aus dem Atlas of European Breeding Birds danken wir dem EBCC und SOVON, vor allem Richard Gregory und Henk Sierdsema. Daniel Gerhard vom Institut für Biostatistik unterstützte uns bei der statistischen Auswertung der Daten. René Hertwig, Rüdiger Prasse und Michael Rode (Institut für Umweltplanung) danken wir für wertvolle Hinweise und anregende Diskussionen.

Janine Sybertz, Prof. Dr. Michael Reich
Leibniz-Universität Hannover
Institut für Umweltplanung
Herrenhäuser Str. 2
30419 Hannover
sybertz@umwelt.uni-hannover.de

Treffpunkt Biologische Vielfalt 11	2012	77 - 81	Hrsg.: Bundesamt für Naturschutz, Bonn

Biologische Datenbanken als Instrument für ein verbessertes Nutzungsregime von meeresgenetischen Ressourcen

BEVIS FEDDER

Schlagwörter: (meeres-)genetische Ressourcen, Übereinkommen über die biologische Vielfalt, biologische Datenbanken, Common Pools

1 Einleitung

Meeresgenetische Ressourcen sind eine wichtige Quelle für die Entwicklung von Produkten. So wurden z. B. bereits über 30.000 biochemische Stoffe aus marinen Organismen isoliert (BLUNT et al, 2010). Die Vermarktung von Produkten, die aus der Weiterentwicklung dieser Stoffe entstehen, erzielte weltweit einen Wert von über 2,2 Milliarden US Dollar (PISUPATI et al, 2008). Die Regulierung des Zugangs zu meeresgenetischen Ressourcen und der Nutzung unterliegt völkerrechtlich dem Übereinkommen über die biologische Vielfalt (CBD), sofern die Ressourcen innerhalb nationaler Hoheitsgewässer oder auf dem Festlandsockel vorkommen. Das Übereinkommen reguliert solche Aktivitäten im Regime über Zugang zu genetischen Ressourcen und Vorteilsausgleich (access and benefit sharing, ABS). Unter dem ABS-Regime haben Ressourcenstaaten in deren Gewässern meeresgenetische Ressourcen vorkommen das Recht den Zugang zu regeln und Beteiligung an den Vorteilen, die aus der Nutzung entstehen, einzufordern.

2 Probleme

Einer der größten Schwachstellen des ABS-Regime ist, dass der Tausch von genetischen Ressourcen gegen Vorteile fast immer bilateral umgesetzt wird (KAMAU, 2011; WINTER, 2009). Das heißt nur *ein* Lieferstaat gewährt *einem* Nutzer Zugang, während der Nutzer einen Teil der Vorteile nur dem *einen* Lieferstaat zurückgibt. Solche Konstellationen sind ungerecht, da alle anderen Ressourcenstaaten, die die gleiche genetische Ressource teilen, unfreiwillig auf einen Anteil der Vorteile verzichten müssen. Dabei mögen andere Staaten genau soviel in den Schutz ihrer Umwelt investieren; letztendlich gehen sie leer aus. Das mag auch dazu führen, dass der finanzielle Anreiz, der ABS als Umweltschutzgedanke zugrunde liegt, für Ressourcenstaaten an Bedeutung verliert (WG-ABS, 2005a). Andere, mehr umweltschädigende Aktivitäten scheinen lukrativer, als der Erhalt der Umwelt und somit der Erhalt von potentiellen genetischen Ressourcen. Verschiedene regionale Abkommen, wie der Anden Pakt, versuchen durch grenzüberschreitende Kooperation die Vorteile gerechter zu verteilen. Jedoch fehlen solchen Abkommen die Instrumente die Verteilung der genetischen Ressource und somit die Ressourcenstaaten einer bestimmten Ressource zu identifizieren.

Des Weiteren ist der bilaterale Tausch ungleichgewichtig, da sowohl der Lieferstaat als auch der Nutzer oder Nutzerstaat kaum in der Lage sein werden den ganzen Entwicklungsprozess einer genetischen Ressource vom Rohmaterial bis zum Endprodukt zu überwachen. Eine solche Aufgabe ist illusorisch, da die Ressource über Jahre hinweg beforscht und entwickelt wird. In dieser Zeit wird die Ressource frei zwischen Forschungsgruppen in unterschiedlichen Staaten getauscht und dort verändert. Letztendlich mag

die Entwicklung in einem Produkt resultieren, das nur geringe Ähnlichkeit mit dem ursprünglich gesammelten Rohmaterial aufweist (GTLE, 2008).

Als letztes behindert der Tausch den freien Forschungs- und Entwicklungsprozess. Angesichts oftmals fehlender ABS-Maßnahmen in Nutzerstaaten und dem Risiko der Biopiraterie zum Opfer zu fallen, sehen viele Ressourcenstaaten umfangreiche Zugangsbeschränkungen als einzige Möglichkeit rechtswidriger Nutzung vorzubeugen und Vorteilsausgleich durchzusetzen. Zu starke Zugangsbeschränkungen haben jedoch eine doppelte Abschreckungswirkung auf den Forschungs- und Entwicklungsprozess. Zum einem werden viele Forschungsprojekte vor allem aus der Grundlagenforschung an den hohen Anforderungen scheitern. Zum anderem werden viele Forscher davon absehen, ihr Material anderen Forschungsgruppen frei zur Verfügung zu stellen, aus der Unsicherheit, sie könnten rechtswidrig handeln. Als Ergebnis würden zu rigorose Zugangsbeschränkungen genau die Art von Forschung erschweren, welche die CBD eigentlich fördern möchte (BIBER-KLEMM & MARTINEZ, 2009; JEFFERY, 2002; WG-ABS, 2005b)

3 Lösungsansätze

Diese Probleme wurden von der Vertragsstaatenkonferenz der CBD erkannt, und erste Lösungsansätze sind im Nagoya Protokoll über den Zugang zu genetischen Ressourcen und Vorteilsausgleich enthalten. So obliegt Mitgliedsstaaten nach Artikel 11 eine, wenn auch schwache, Verpflichtung grenzüberschreitend zu kooperieren, sobald die gleiche genetische Ressource in ihrem Territorium vorkommt. Des Weiteren sollen Nutzerstaaten nach Artikel 17 sogenannte „checkpoints“ zur besseren Überwachung der Nutzung einrichten. Ungeachtet dieser Maßnahmen, haben die Mitgliedstaaten jedoch versäumt den wichtigen Beitrag anzuerkennen, den biologische Datenbanken für ein verbessertes ABS-System leisten können.

3.1 Biologische Datenbanken

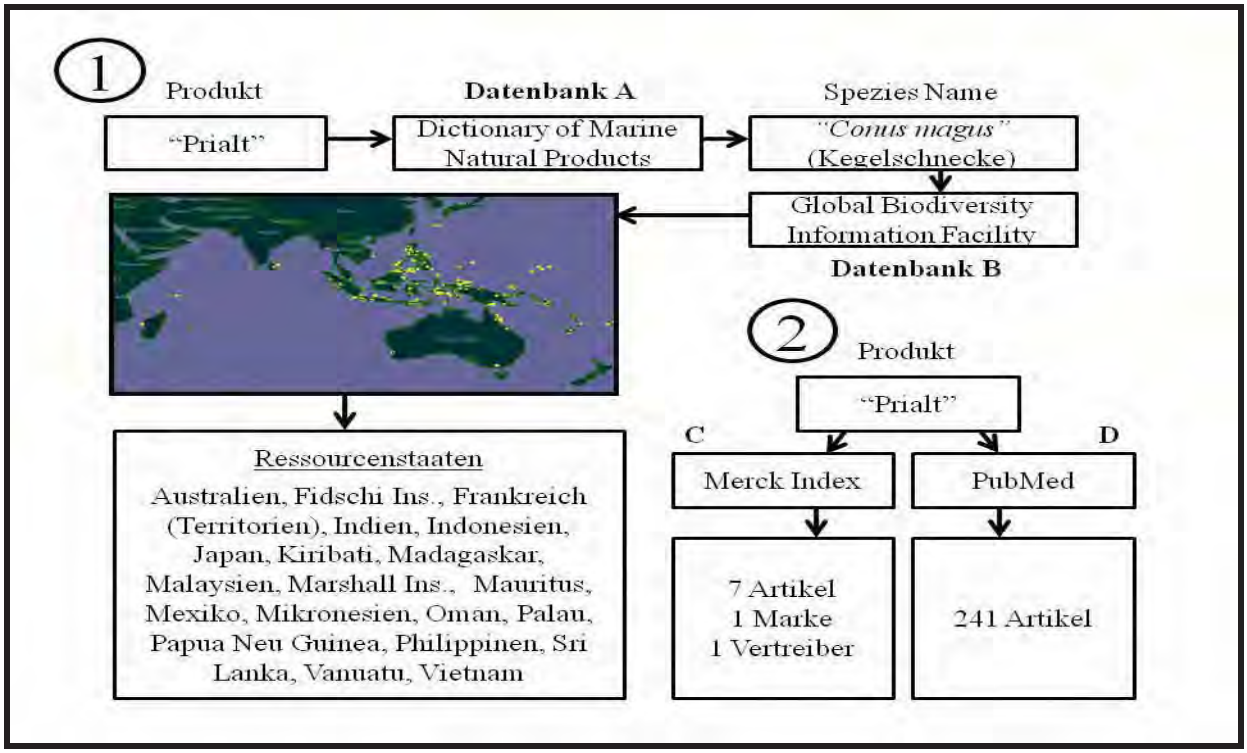
Unmengen an Daten werden weltweit durch biologische Forschung produziert. Diese Daten werden oft nicht in Fachzeitschriften veröffentlicht, sondern in Datenbanken abgelegt. Dazu gehören Daten über Sequenzen und Struktur von Nukleinsäuren, Proteinen und anderen biochemischen Stoffen sowie deren Interaktion, als auch Informationen über Taxonomie und geographische Verteilung von Spezies (BENOÎT & COLLEGE, 2006). Zurzeit existieren über 1.300 Datenbanken und jährlich entstehen 100 neue (GALPERIN & COCHRANE, 2011). Obwohl die Eigenschaften dieser Datenbanken sowie deren Bandbreite an Informationen und Dienstleistungen höchst vielfältig und komplex sind, reicht es für ein verbessertes ABS-System aus, wenn diese a) ein Produkt, das aus der Nutzung genetischer Ressourcen entstanden ist (z. B. ein isoliertes Gen, Protein, etc.), mit der Quellspezies verbinden, b) die Quellspezies mit ihrer geographischen Verteilung verbinden und c) die Nutzer und Nutzungen der Ressource aufführen.

Da keine Datenbank all diese Voraussetzungen erfüllt, müssen verschiedene Datenbanken miteinander kombiniert werden (FEDDER, in Vorb.). So enthalten manche Gen-, Protein-, und biochemische Datenbanken oft den lateinischen Namen der Quellspezies, nicht aber die Verteilung der Spezies. Die Verteilung kann dann durch eigens dafür entwickelte biogeographische Datenbanken, wie die Initiative „Global Biodiversity Information Facility“, herausgefunden werden, indem der lateinische Name als Suchbegriff benutzt wird. Die Nutzer können entweder durch die Literaturverzeichnisse der Datenbanken ermittelt werden oder durch reine Literaturdatenbanken, wie PubMed.

Tab. 1: Auflistung ausgewählter Gen-, Protein- und biochemischen Datenbanken, sowie einer Literaturdatenbank.

Datenbank	Typ	Spezies Name	Information über Nutzer
GenBank	Gene	Immer	wissenschaftliche Artikel (wenige)
UniProt	Protein	Immer	wissenschaftliche Artikel (wenige)
NCBI Protein	Protein	Immer	wissenschaftliche Artikel (wenige)
Dictionary of Marine Natural Products	biochemische Stoffe	Immer	wissenschaftliche Artikel (wenige) Markenname (gelegentlich)
RÖMPP	biochemische Stoffe	Gelegentlich	wissenschaftliche Artikel (wenige) Markenname (gelegentlich)
Merck Index	biochemische Stoffe	Gelegentlich	wissenschaftliche Artikel (wenige) Patente (gelegentlich) Markenname (oft) Vertreiber (oft)
NAPRALERT	biochemische Stoffe	Gelegentlich	wissenschaftliche Artikel (wenige) Patente (gelegentlich)
PubChem	biochemische Stoffe	Gelegentlich	wissenschaftliche Artikel (wenige)
PubMed	Literatur	n/a	wissenschaftliche Artikel (viele)

Box illustriert den oben beschriebenen Rückführungsprozess (vom Produkt zu den Ressourcenstaaten) und die Nutzeridentifikation am Beispiel des Schmerzmittels „Prialt“.



Box 1: Identifikation der Ressourcenstaaten und Nutzer des Schmerzmittels “Prialt”. Im ersten Schritt lieferte Datenbank A anhand des Stichworts „Prialt“ den Namen der Spezies. Anhand des Namens lieferte Datenbank B die Verteilung. Im zweiten Schritt lieferten Datenbanken C und D wieder anhand des Stichworts „Prialt“ Informationen über die Nutzer, wie z. B. wissenschaftliche Artikel aber auch den Markennamen und Vertreiber des Produkts.

4 Evaluation

Obwohl biologische Datenbanken nicht eigens für das ABS-Regime entwickelt wurden, besitzen sie großes Potential dieses Regime zu verbessern. So fördern Datenbanken den Vorteilsausgleich, wenn Forscher ihre Daten und Artikel in frei-zugänglichen Online-Datenbanken ablegen. Ressourcenstaaten hätten somit die Möglichkeit auf einfachem Wege an wichtige, nicht-monetäre Vorteile zu gelangen.

Außerdem fördern biologische Datenbanken die Gerechtigkeit, weil durch sie die Pluralität aller Ressourcenstaaten für eine genetische Ressource identifiziert werden kann. Dies eröffnet regionalen Abkommen die Möglichkeit, sofern sie gewillt sind, die Vorteile mit den „wahren" Ressourcenstaaten zu teilen. Solche Datenbanken liefern außerdem verschiedene Instrumente, durch welche der Entwicklungsprozess besser zu überwachen ist. Zu diesen Instrumenten gehören wissenschaftliche Artikel und Angaben zu Patenten, Markennamen und Vertreibern. So sind Ressourcenstaaten nicht nur in der Lage den nicht-kommerziellen Forschungsverlauf zu überwachen, sondern sie können auch Nutzer mit kommerziellen Absichten identifizieren und monetären Vorteilsausgleich einfordern. Dies fördert indirekt den freien Forschungs- und Entwicklungsprozess, da Ressourcenstaaten nicht mehr nur auf übermäßig restriktive Zugangsmaßnahmen angewiesen sind, um rechtsmäßige Nutzung zu garantieren. Durch Datenbanken können Ressourcenstaaten die rechtsmäßige Nutzung überwachen und im Falle von rechtswidrigen Nutzungen einen Rechtsanspruch erheben. Dies erfordert natürlich die vertragliche Definition von rechtswidriger Handlung als auch Maßnahmen im Nutzerstaat.

Aber auch grade weil biologische Datenbanken nicht für ABS entwickelt wurden, weisen sie noch viele Schwachstellen auf. So können einzelne Lieferstaaten nicht identifiziert werden, was auf Widerstand bei solchen Staaten trifft, die vorzugsweise den vollen Anteil an möglichen Vorteilen einstreichen wollen. Man muss sich jedoch fragen, ob eine solche bilaterale Denkweise langfristig haltbar ist oder, ob die Zeichen nicht doch auf Multilateralismus stehen, wie sie bereits in Artikel 10 (multilateraler Vorteilsausgleich) und 11 (grenzüberschreitende Kooperation) des Nagoya Protokolls angedeutet sind. Ein weiterer Nachteil ist, dass man oft verschiedene Datenbanken miteinander kombinieren muss, um alle gewünschten Ergebnisse zu bekommen (s. Box 1). Dazu kommt, dass keine Datenbank je komplett sein kann. So ist z. B. der Aufwand, der nötig wäre die Verteilung aller Arten zu dokumentieren, gewaltig. Außerdem existiert noch viel Wissen fragmentiert und isoliert in kleineren Datenbanken überall auf der Welt. Letztendlich sind viele Datenbanken noch zu technisch, als dass sie problemlos von Nutzern, die keinen akademischen Hintergrund haben, benutzt werden können.

5 Ausblick

Damit biologische Datenbanken dem ABS-Regime nützen, muss noch viel getan werden. So sollten Lieferstaaten und Nutzer von genetischen Ressourcen bereits jetzt beginnen, sich auf Datenbanken als ein Instrument zum Vorteilsausgleich zu einigen. Staaten sollten den wichtigen Beitrag, den Datenbanken leisten können, anerkennen und ihre Entwicklung fördern. Zudem sollten Staaten ihre Biodiversitätsforschung verstärken und die Daten in globale Datenbanken füttern. Datenbanken sollten ihre Brauchbarkeit für das ABS-Regime erkennen. Sie sollten ihre Datengrundlage ausweiten und nutzer-freundlicher werden. Nutzer von genetischen Ressourcen sollten ihre Daten stets in Datenbanken füttern. Sofern sie nicht den Lieferstaat nennen, sollten in den Daten zumindest die Quellspezies angeführt sein.

Letztendlich wird sich die Brauchbarkeit von Datenbanken erst durch erfolgreiche Anwendung zeigen. Es ist deswegen empfehlenswert Datenbanken bereits jetzt anzuwenden und damit nicht länger zu warten.

6 Literaturverzeichnis

BENOÎT, G.; COLLEGE, S. (2006): Bioinformatics. - Annual Review of Information Science and Technology 39(1): 180–187

BIBER-KLEMM, S.; MARTINEZ, S.I. (2009): Access and benefit sharing. Good practice for academic research on genetic resources. - Bern: Swiss Academy of Sciences: 17

BLUNT, J.W.; COPP, B.R.; MUNRO, M.H.; NORTHCOTE, P.T.; PRINSEP, M.R. (2010): Marine Natural Products. - Natural Products Report 27: 165

FEDDER, G.D. (in Vorb.): Access and benefit sharing in the marine realm – challenges to justice, effectiveness, and research and development).

Galperin, M.Y.; Cochrane, G.R. (2011): The 2011 Nucleic Acids Research database issue and the online molecular biology database collection. - Nucleic Acids Research 39: D1

GTLE Informationsdokument UNEP/CBD/ABS/GTLE/1/INF/1, Good business practices and case-studies on biodiversity (2008): 10

KAMAU, E.C. (2011): Common pools of genetic resources – a potential approach in resolving inefficiency and injustice in ABS. – In: FEIT, H.; KORN, H. (eds): Treffpunkt biologische Vielfalt X. – Bonn (BfN): 178–181

JEFFERY, M.I. (2002): Bioprospecting: access to genetic resources and benefit-sharing under the Convention on Biodiversity and the Bonn Guidelines. - Singapore Journal of International & Comparative Law 6: 750

PISUPATI, B.; LEARY, D; ARICO, S. (2008): Access and benefit sharing: issues related to marine genetic resources. - Asian Biotechnology and Development Review 10(3): 52

WINTER, G. (2009): Towards regional common pools on GRs – improving the effectiveness and justice of ABS. – In: Kamau, E.C.; Winter, G. (eds): Genetic resources, traditional knowledge, and the law. Solutions for access and benefit sharing. – London (Earthscan): 19

WG-ABS Informationsdokument UNEP/CBD/WG-ABS/4/INF/10, Access and benefit-sharing of genetic resources (2005a): 23

WG-ABS Informationsdokument UNEP/CBD/WG-ABS/4/INF/5, The commercial use of biodiversity: an update on current trends in demand for access to genetic resources and benefit-sharing, and industry perspectives on ABS policy and implementation (2005b): 38

Bevis Fedder
Universität Bremen
Universitätsalle GW1
28359 Bremen
bevis.fedder@uni-bremen.de

Treffpunkt Biologische Vielfalt 11	2012	83 - 88	Hrsg.: Bundesamt für Naturschutz, Bonn

Biopatente in der Tierzucht

CLAUDIA FRICKE, PETER H. FEINDT, MARTIN FÜHR, & LEO DEMPFLE

Schlagwörter: Biopatente, tiergenetische Ressourcen, Patentrecht, Zucht, Institutionenanalyse

Einleitung

In der Diskussion um die Änderung der Biopatentrichtlinie 98/44/EG geht es vor allem darum, möglichen negativen Effekten von Patenten im Bereich der Landwirtschaft entgegenzuwirken. Vor diesem Hintergrund wurde 2010 vom Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz ein Forschungsvorhaben zu Biopatenten in der Tierzucht ausgeschrieben. Das von der Hochschule Darmstadt, der Cardiff University und der TU München durchgeführte Projekt beschäftigt sich mit den Auswirkungen der Patentierung von Züchtungsverfahren und tiergenetischen Ressourcen auf die Tierzucht. Der Schwerpunkt liegt hierbei auf der Biopatentrichtlinie 98/44/EG, welche durch das deutsche Patentgesetz in nationales Recht umgesetzt wurde.

Der Begriff der Biopatentierung beschreibt die Patentierung von Erzeugnissen, die aus biologischem Material bestehen, sowie von Verfahren, mit denen biologisches Material hergestellt oder bearbeitet wird oder bei denen biologisches Material verwendet wird.[1] Der Patentschutz wird im Patentrecht generell erteilt für Erfindungen, die neu sind, auf einer erfinderischen Tätigkeit beruhen und gewerblich anwendbar sind. Der Patentinhaber erhält das Recht, die Benutzung der patentierten Erfindung anderen Personen und Unternehmen zu untersagen oder eine Lizenzgebühr zu verlangen. Nicht patentierbar sind nach §2 (1) PatG und Art. 53 (a) EPÜ „Erfindungen, deren Veröffentlichung oder Verwertung gegen die öffentliche Ordnung“ verstößt, Pflanzen- und Tierrassen (§2a (1) PatG. i. V. m. Art. 4 (1) (a) Biopatentrichtlinie und Art. 53 (b) EPÜ, im Wesentlichen Biologische Verfahren (§2a (1) PatG. i. V. m. Art. 4 (1) Biopatentrichtlinie und Art. 53 EPÜ) sowie Tierqualzüchtungsverfahren.

Um die Struktur des Patentrechts zu erfassen, müssen verschiedene Rechtsebenen betrachtet werden. Die Biopatentierung ist in ein Mehrebenensystem eingebettet. Auf nationaler Ebene ist das Patentgesetz maßgeblich. Im Hinblick auf biologische Patente wurde das nationale Patentrecht der Mitgliedsstaaten der Europäischen Union durch die Richtlinie 98/44/EG über den Schutz von biotechnologischen Erfindungen (Biopatentrichtlinie)[2] harmonisiert. Maßgeblich auf europäischer Ebene ist ebenfalls das Europäische Patentübereinkommen (EPÜ), welches in den Vertragsstaaten ein einheitliches Recht für das Verfahren der Patenterteilung begründert. Auf globaler Ebene sind das Übereinkommen über handelsbezogene Aspekte für Geistige Eigentumsrechte (TRIPS) und die Konvention über biologische Vielfalt (CBD) einschlägig für die Biopatentierung.[3]

---

1 Feindt, 2009, S.10.

2 Verabschiedet am 6.Juli 1998 durch das europäische Parlament und den europäischen Rat; ABl. EG Nr. L213/13.

3 Zur Problematik der Vereinbarkeit der internationalen Patentrechtlichen Regelungen mit der CBD vgl. Fricke 2011, S. 23ff.

Bezug zur CBD

Die Biopatentrichtlinie 98/44/EG nimmt in Erwägungsgrund 55 ausdrücklich Bezug auf die CBD. Die Mitgliedsländer der EU müssen demnach bei der Implementierung der Richtlinie insbesondere den Artikeln 3 (Recht der Mitgliedstaaten, ihre natürlichen Ressourcen zu nutzen), 8(j) (Erhalt der biologischen Vielfalt und nachhaltige Nutzung ihrer Bestandteile), dem zweiten Satz von Artikel 16 Abs. 2 (effektiver Schutz des geistigen Eigentums bei Zugang zu und Transfer von Technologie) sowie Artikel 16 Abs. 5 der Konvention (wechselseitige Unterstützung beim Schutz geistigen Eigentums) besonderes Gewicht verleihen Für die Thematik der Biopatentierung ist die CBD einschlägig, weil sie die genetischen Bestandteile von Lebewesen erstmals als international handelbare Ressourcen behandelt[4] und weil die Mitgliedstaaten – zu denen u. a. nicht die USA zählen – einander Vorbehaltsrechte für die Nutzung genetischer Ressourcen aus ihrem jeweiligen Territorium einräumen. Dies ist für die Tierzüchtung, die für die Neu- und Weiterentwicklung von Rassen z.T. auf den Zugang zu neuem genetischem Material angewiesen ist, von gewisser Bedeutung. Unter der Konvention gilt als genetische Ressource „jedes Material pflanzlichen, tierischen, mikrobiellen oder sonstigen Ursprungs, das funktionale Erbeinheiten enthält“[5].

Angesichts des Umstands, dass die Regelungen unter der CBD sich auf Fragen des grenzübergreifenden Handels beziehen, steht eine Klärung des Verhältnisses zwischen den Bestimmungen von TRIPS und CBD aus. Die Problematik liegt u. a. in Art. 27 III des TRIPS Abkommen, welcher besagt, dass es den Mitgliedsstaaten freigestellt ist, Pflanzen und Tiere von der Patentierbarkeit auszuschließen.[6] Gemäß Art. 27 III lit. b Satz 2 TRIPS wird festgelegt, dass die Vertragsstaaten sich zur Einführung eines Schutzes von Pflanzensorten durch Patente, durch ein wirksames System sui generis oder durch eine Kombination beider verpflichten.[7] Eine äquivalente Regelung für den Schutz von Tierrassen ist in diesem Artikel nicht erwähnt.

Beispielfälle für Biopatente in der Tierzucht

A „Milchkuh-Patent“ (EP 1330552)

Das Patent EP 1330552 umfasst ein Verfahren zur Züchtung von Kühen, die mehr Milch oder Milch mit veränderten Inhaltsstoffen geben. Dies wird erreicht durch konventionelle Zucht oder den Einbau zusätzlicher Gene in das Genom der Tiere. Die Reichweite des Patentes steht besonders in der Kritik und wird sogar seitens des BMELV kritisiert.[8] Der Einspruch von Greenpeace, mehreren Bauernverbänden und Misereor wurde aufgrund mangelnder Belege für die behauptete Tierqual vom EPA zurückgewiesen. Die dagegen eingelegte Beschwerde ist mit Stand September 2011 noch anhängig. Das Patent bezieht sich hier nicht auf eine bestimmte Rinderrasse, sondern umfasst die gesamte Tierart Rind, woraus sich ableiten lässt, dass das Verbot für Tierrassen hier nicht wirksam wird. Das Verfahrenspatent erstreckt sich mittels

---

4 Wolfrum et al. 2001, S. 17.

5 Art. 2 Konvention über die biologische Vielfalt.

6 Kewitz 2008, S. 118.

7 Dabei ist fraglich, was unter einem wirksamen System sui generis verstanden wird. Aus Sicht der Industrieländer sollte es sich um ein System handeln, welches den Prinzipien des Internatinalen Verbands zum Schutz von Pflanzenzüchtungen Vereinigung (UPOV) folgt. In der UPOV von 1991 sind jedoch keine Farmers’ Rights vorgesehen. Die Entwicklungsländer weisen darauf hin, dass das TRIPS-Abkommen die UPOV nicht nennt und somit ein weiterer Auslegungsspielraum vorhanden ist, welcher auch die Farmers’ Rights berücksichtigen kann. Vgl. zu dieser Problematik Fricke 2011, S. #.

8 BMELV 2010.

des abgeleiteten Sachschutzes auch auf die mit dem Verfahren behandelten bzw. erzeugten Tiere und ihre Nachkommen.[9]

B „Schweine-Patent“ (EP 1651777)

Das bereits 2004 angemeldete Patent (EP1651777) bezieht sich auf ein Zuchtverfahren, welches die Auswahl von Zuchtschweinen auf der Grundlage von natürlich vorkommenden Genvarianten beschreibt. Die Schweine werden mit Hilfe eines Tests auf das Vorkommen des Leptin-Rezeptor-Gens untersucht, welches für eine schnelle Gewichtszunahme und bessere Fleischqualität verantwortlich ist. Der Patentanspruch bezog sich ebenfalls auf die aus dem Zuchtverfahren hervorgegangenen Schweine und die Gensequenz. Das Patent wurde im Jahr 2008 zunächt erteilt, nach einem Einspruch von mehr als 50 Verbänden, 5000 Privatpersonen sowie der Hessischen Landesregierung aber im Jahr 2010 aufgrund magelnder Neuheit und unzureichender Offenbarung der Erfindung vom EPA widerrufen.

Die beiden Fälle verdeutlichen die Problematik der Patentanmeldung im Bereich der Tierzucht, wenn konventionelle Züchtungsverfahren Teil von Patentanträgen werden und sehr weit gefasste Patentansprüche sich vom Zuchtverfahren über das Zuchtmaterial bis zu den Nachkommen der erzeugten Tiere erstrecken. Die Analyse verschiedener Patentrechtsfälle im Projekt hat gezeigt, dass in der Tat natürliche Züchtungsverfahren vielfach zum Patent angemeldet werden und somit der Versuch unternommen wird, diese der allgemeinen Verfügbarkeit zu entziehen.

Auswirkungen der Biopatentierung auf die Biodiversität

Die oben beschriebene Problematik (3b) wird in einem Gutachten des Beirats für Biodiversität und Genetische Ressourcen beim BMELV[10] aufgegriffen. Die Stellungnahme hat zum Ziel, die Auswirkungen der Biopatentierung aus Sicht der Erhaltung und Nutzung der Agrobiodiversität aufzuzeigen. Der Beirat befürchtet unter anderem,

- „die Aneignung von Ausschließlichkeitsrechten an Züchtungsverfahren und genetischen Ressourcen aus dem Bereich der ’Urproduktion,; denn Verfahrenspatente ermöglichen es, Ursprungs-Biodiversität von Allmende- in Privateigentum zu überführen“;[11]
- „dass traditionelle Züchtungsmethoden der allgemeinen Verfügbarkeit entzogen und privat angeeignet werden, und dass ein einmal erreichtes Monopol durch Folgepatente auf Dauer gestellt wird“ (‚evergreening’)“[12].

In den anschließend folgenden Handlungsempfehlungen für das BMELV hebt der Beirat die Notwendigkeit hervor, „juristische Expertise zur Unterstützung der Interessen der deutschen Landwirte und Züchter“ bereitzustellen.[13]

Das Projekt „Biopatente in der Tierzucht“

Das Projekt „Biopatente in der Tierzucht“ wird in einem Forschungsverbund der Hochschule Darmstadt zusammen mit der Cardiff University und der TU München durchgeführt. Die Förderung des Vorhabens

---

9 Tippe/Then 2009.
10 Feindt et al. 2010.
11 Feindt et al. 2010, S.25ff.
12 Feindt et al. 2010, S.25ff.
13 Feindt et al 2010, S. 28.

erfolgt aus Mitteln des Bundesministeriums für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz (BMELV) über die Bundesanstalt für Landwirtschaft und Ernährung (BLE), Förderkennzeichen 2809HS021. Das Forschungsprojekt Biopatente in der Tierzucht wird voraussichtlich Anfang 2013 abgeschlossen sein. Es wird angestrebt, abschließend eine Stellungnahme zusammen mit dem Friedrich-Löffler- Institut (FLI), dem Bundesforschungsinstitut für Tiergesundheit, zu veröffentlichen.

A Ziele und Fragestellungen

Im Rahmen des Forschungsprojektes soll eine wissenschaftliche Entscheidungshilfe erarbeitet werden, die sich mit der Frage beschäftigt, inwiefern das Patentrecht auf die Tierzucht anwendbar ist. Dabei werden die folgenden Ziele verfolgt:

- Diskussion über Änderung der Biopatentrichtlinie anstoßen; Schwerpunkt: landwirtschaftliche Nutztiere;
- Identifizierung möglicher Konfliktpunkte zwischen patentrechtlichen Rechtsbegriffen und den Arbeitsmethoden in der Tierzucht;
- Entwicklung von Vorschlägen für die Anpassung des Patent- und/oder Tierzuchtrechts, um auf die Belange der Tierzucht einzugehen;
- Regelungsbedarf herausstellen;
- mögliche Lösungsempfehlungen darstellen.

B Methoden

Mittels einer juristischen Analyse und des Modells der interdisziplinären Institutionenanalyse[14] werden mögliche Konfliktpunkte zwischen patentrechtlichen Begriffen und der Tierzucht herausgearbeitet.

Die wesentlichen Arbeitsschritte sind die Folgenden:

1 Analyse der juristischen, tierzüchterischen und sozialwissenschaftlichen Literatur zum Thema „Biopatente in der Tierzucht“;

2. Analyse abgeschlossener, zurückgezogener, abgelehnter und anhängiger patentrechtlicher Verfahren mit Relevanz für den Bereich Tierzucht;

3. Befragung von Experten in Deutschland, den Niederlanden, Großbritannien und den USA zu Problemwahrnehmungen und Lösungsvorstellungen;

4. Entwicklung und Bewertung von Handlungsptionen.

Alle Zwischenergebnisse werden mit einem Projektbeirat diskutiert, dem Experten aus der Tierzucht und des BMELV angehören.

Schlussfolgerung

Die bereits vom Beirat für genetische Resssourcen angesprochenenen Bedenken bezüglich der Auswirkung der Biopatentierung sind in Anbetracht der analysierten Patentfälle im Forschungsvorhaben vor allem im Bezug auf konventionelle Züchtungsverfahren zu unterstreichen. Es wurde bereits in verschiedenen Patentfällen aufgezeigt, dass die Biopatentierung in der Tierzucht an Relevanz gewonnen hat. In der Entwicklung und Bewertung von Handlungsoptionen sollten Lösungen herausgearbeitet werden,

[14] Bizer, Kilian/Martin Führ/Christoph Hüttig, 2002.

die einerseits den Zuchterfolg der Züchters schützen und andererseits die Verfügbarkeit von genetischen Ressourcen gewährleisten, die notwendig für die Weiterzüchtung in der Landwirtschaft sind. Einen weiteren Schwerpunkt bei der Lösungsfindung sollte die Ausgestaltung einer möglichen Änderung der Biopatentrichtlinie einnehmen.

Da das Forschungsvorhaben noch nicht abgeschlossen und die Patentanalyse noch in der Bearbeitung ist, können an dieser Stelle noch keine Forschungsergebnisse vorgestellt werden.

Literatur

BIZER, K.; FÜHR, M.; HÜTTIG, C. (2002): Responsive Regulierung. Beiträge zur interdisziplinären Institutionenanalyse und Gesetzesfolgenabschätzung. - Tübingen.

BMELV (2010): Keine Patentierung von Tierrassen und Pflanzensorten. http://www.bmelv.de/SharedDocs/Standardartikel/Landwirtschaft/Tier/Tierhaltung/BiopatenteHintergrund.html, 10.06.2011.

DEUTSCHE GESELLSCHAFT FÜR ZÜCHTUNGSKUNDE E.V. (2009): Patente in der Tierzucht, www.dgfz-bonn.de, 25. Februar 2010.

FEINDT, P.H. (2009*):* Politische Aspekte der Biopatentierung. - In: Schriftenreihe der Rentenbank, Bd. 25. Frankfurt a.M.: 7–48

FEINDT, P.H.; BEIRAT FÜR BIODIVERSITÄT UND GENETISCHE RESSOURCEN BEIM BMELV (2010): Biopatente – eine Gefährdung für Nutzung und Erhaltung der Agrobiodiversität? Stellungnahme des Beirats für Biodiversität und genetische Ressourcen beim Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz.

FRICKE, C. (2011): Intellectual Property versus soziale Interessen von Entwicklungsländern: Das Patenrecht und seine Auswirkung auf die Ernährungssicherheit. Diplomarbeit. – Darmstadt (sofia-Studien 11-2)

KEWITZ, P. (2008): Der gemeinschaftsrechtliche Patentschutz für biotechnologische Erfindungen. Die RL 98/44/EG im System des europäischen Erfindungsschutzes. Univ., Diss. - Göttingen (V & R unipress) (Schriften zum europäischen und internationalen Recht, 17): 118

TIPPE, R.; THEN, C. (2009*):* Neue Runde im Tiermonopoly: Patente auf Kuh, Schwein, Milch und Schnitzel? Greenpeace. http://www.greenpeace.de/fileadmin/gpd/user_upload/themen/patente_auf_leben/Report_Tier-Patente_FINAL.pdf, 25. März 2010.

WOLFRUM, R.; KLEPPER, G.; STOLL, P.-T.; FRANCK, S.L. (2001): Genetische Ressourcen, traditionelles Wissen und geistiges Eigentum im Rahmen des Übereinkommens über die biologische Vielfalt: Schlussbericht des F+E-Vorhabens "Rechtliche Analyse des Übereinkommens über die biologische Vielfalt unter besonderer Berücksichtigung der Fragen des geistigen Eigentums". – Münster (Landwirtschaftsverl.): 17

Claudia Fricke
Sonderforschungsgruppe Institutionenanalyse - sofia
Fachbereich GS
Hochschule Darmstadt
Haardtring 100
64295 Darmstadt
fricke@sofia-darmstadt.de

Treffpunkt Biologische Vielfalt 11	2012	89 - 94	Hrsg.: Bundesamt für Naturschutz, Bonn

Erhaltung von pflanzengenetischen Ressourcen in der bundeszentralen *ex situ* Genbank Gatersleben

MANUELA NAGEL

Schlagwörter: Genetische Unterschiede, Keimfähigkeit, Saatgutlanglebigkeit, Quantitativer Trait Locus (QTL), Glutathion

Die Geschichte der Genbanken und die Convention on Biological Diversity

Mit Beginn der Landwirtschaft vor etwa 10.000 Jahren begannen Neolithische Bauern den ersten Selektionsdruck auf unsere heutigen Kulturpflanzen auszuüben womit sie den Grundstein der Pflanzendomestikation und unsere heutige Sortenvielfalt legten. Vor dem Hintergrund von Klimawandel, Bevölkerungswachstum, Veränderung landwirtschaftlicher Produktionssysteme und der dringenden Notwendigkeit der Nahrungssicherung der Weltbevölkerung wurde die genetische Basis unserer Kulturpflanzen im Verlauf der letzten zwei Jahrhunderte stark eingeengt und gefährdet. Um einzigartige pflanzengenetische Ressourcen zu schützen, initiierte Nicolai I. Vavilov am Anfang des 20. Jahrhunderts eine weltweite Konservierungsbewegung, die im Aufbau von Saatgutkollektionen mündete (TANKSLEY & MCCOUCH, 1997). Bis heute wurden über 1.750 Genbanken gegründet, welche FAO (2010) Erhebungen zufolge rund 7,4 Mio. Pflanzenmuster (Akzessionen) einlagern. Vorwiegend handelt es sich hierbei um Saatgutmuster, aber auch Pflanzenmaterial in Feldkollektionen und Gewebekultur sind darunter aufgeführt.

Die Gründung des International Board for Plant Genetic Resources (IBPGR) im Jahre 1974, seit 2006 namentlich Bioversity International, hatte dabei entscheidenden Einfluss auf die Koordination von Sammelmissionen und den Ausbau von regionalen, nationalen sowie internationalen Genbanken (BIOVERSITY, 2011). Die Convention on Biological Diversity knüpft an diese Arbeit durch die Übernahme der Global Strategy for Plant Conservation im Jahre 1992 an. Priorität wird insbesondere gefährdeten Regionen und Arten eingeräumt, wobei Kulturpflanzen und Wildpflanzen gleichermaßen berücksichtigt und deren Erhaltung durch neue Forschungserkenntnisse gefördert werden. Mit dem Target 9 der Objectives II (Plant diversity is urgently and effectively conserved) ist das Ziel 70 % der Kulturpflanzendiversität zu erhalten, klar definiert worden (CBD, 2011).

Die bundeszentrale *ex situ* Genbank des IPK Gatersleben

In Übereinstimmung mit den Zielen der Global Strategy for Plant Conserveration widmet sich die *ex situ* Genbank in Gatersleben der Konservierung von Kulturpflanzen und deren verwandten Wildarten. Mit rund 150.000 Akzessionen aus 801 Gattungen und 3.049 Arten verfügt die Gaterslebener Genbank über eine der größten und artenreichsten Kulturpflanzensammlungen der Welt (Tab. 1). Über 90 % dieses Materials wird dabei als Saatgut in Kühllagerräumen bei geringen Saatgutfeuchtegehalten (< 10 %) und -18°C erhalten (BÖRNER, 2006). Trotz turnusmäßiger Reproduktion von ca. 10.000 Akzessionen pro Jahr steht die Genbank vor der Gefahr, wertvolle Genotypen während der Saatgutlagerung zu verlieren. Zusätzlich sind weltweit wenige Daten über die Lebensfähigkeitszustände der Samenkollektionen (Kultur-

als auch Wildpflanzen) verfügbar (FAO, 2010). Um den Verlust dieser wertvollen Genotypen zu verhindern, geben die folgenden Untersuchungen Einblick in das Lagerungsverhalten von Samen.

Tab. 1: Die 10 weltgrößten *ex situ* Genbanken für landwirtschaftliche Kulturpflanzen inklusive Anzahl eingelagerter Gattungen, Arten und Akzessionen (FAO, 2010)

Rang	Genbank	Standort	Gattungen	Arten	Akzessionen
1	NPGS	USA	2.128	11.815	508.994
2	ICGR-CAAS	China	-	-	391.919
3	NBPGR	Indien	723	1.495	366.333
4	VIR	Russland	256	2.025	322.238
5	NIAS	Japan	341	1.409	243.463
6	CIMMYT	Mexiko	12	48	173.571
7	IPK Gatersleben	Deutschland	801	3.049	148.128
8	ICARDA	Syrien	86	570	132.793
9	ICRISAT	Indien	16	180	118.882
10	IRRI	Philippinen	11	23	109.161

CIMMYT: Centro Internacional de Mejoramiento de Maíz y Trigo, ICARDA: International Centre for Agricultural Research in the Dry Areas, ICGR-CAAS: Institute of Crop Germplasm Resources, Chinese Academy of Agricultural Sciences, ICRISAT: International Crops Research Institute for the Semi-Arid Tropics, IPK: Leibniz Institute of Plant Genetics and Crop Plant Research, IRRI: International Rice Research Institute, NBPGR: National Bureau of Plant Genetic Resources, NIAS: National Institute of Agrobiological Sciences, NPGS: National Plant Germplasm System, VIR: N.I. Vavilov All-Russian Scientific Research Institute of Plant Industry

Langlebigkeit von Saatgut

Die Langlebigkeit von Samen unterscheidet sich zwischen den Arten als auch zwischen den Genotypen innerhalb einer Art (NAGEL & BÖRNER, 2010; PRIESTLEY et al., 1985; WALTERS et al., 2005). Die Identifikation der unterschiedlich langlebigen Akzessionen ist dabei von größter Bedeutung damit wertvolles Material nicht verloren geht bzw. nicht verfrüht den Risiken einer Reproduktion ausgesetzt wird.

Genbankinterne Saatgutuntersuchungen von ambienten (20°C, 50 % relative Luftfeuchte), langzeitgelagerten Genbankakzessionen zugehörig zu 18 Kulturpflanzenarten ergaben eine Reduktion der Keimfähigkeit während der Lagerung entlang einer sigmoidalen Kurve, die nach ROBERTS (1972) als Samenüberlebenskurve definiert wird. Die Kurvenparameter unterschieden sich signifikant zwischen den einzelnen Arten. Der P50 Wert, welcher den Zeitraum beschreibt nachdem die Hälfte der Samen nicht mehr keimfähig ist, betrug für Gerste (*Hordeum vulgare* L., Abb. 1a) 9,2 Jahre, für Weizen (*Triticum aestivum* L., Abb. 1b) 7,2 Jahre und für Roggen (*Secale cereale* L., Abb. 1c) 5,9 Jahre. Als die langlebigsten Arten innerhalb der durchgeführten Untersuchung wurden die Erbse (*Pisum sativum* L.) mit einem P50 von 13,9 Jahren und die Lupine (*Lupinus albus* L.) mit einem P50 von 13,7 Jahren ermittelt. Hingegen erzielte der Schnittlauch (*Allium schoenoprasum* L.) lediglich einen P50 von 2 Jahre (NAGEL & BÖRNER, 2010).

Neben den artspezifischen Langlebigkeiten wurden auch innerartliche Unterschiede beobachtet, die an kühlgelagerten (0°C, 13 % relativer Luftfeuchte) Akzessionen bestätigt werden konnten (NAGEL et al., 2010). Obwohl die Gerstenakzessionen in Abb. 1d hohe Anfangskeimfähigkeiten besaßen, aus demselben Erntejahr (1974) stammten, gleiche Aufbereitungs- und Lagerungsbedingungen erfuhren, bewegten sich die Keimungsergebnisse nach 34-jähriger Lagerung stark auseinander. Eine stärkere Aufspaltung der prozentualen Keimfähigkeiten ergab sich für Weizen- und Roggenakzessionen, welche im Hinblick auf den P50 wesentlich kurzlebiger sind. Dieses Verhalten deutet auf einen genetischen Hintergrund der Unterschiede in der Langlebigkeit hin.

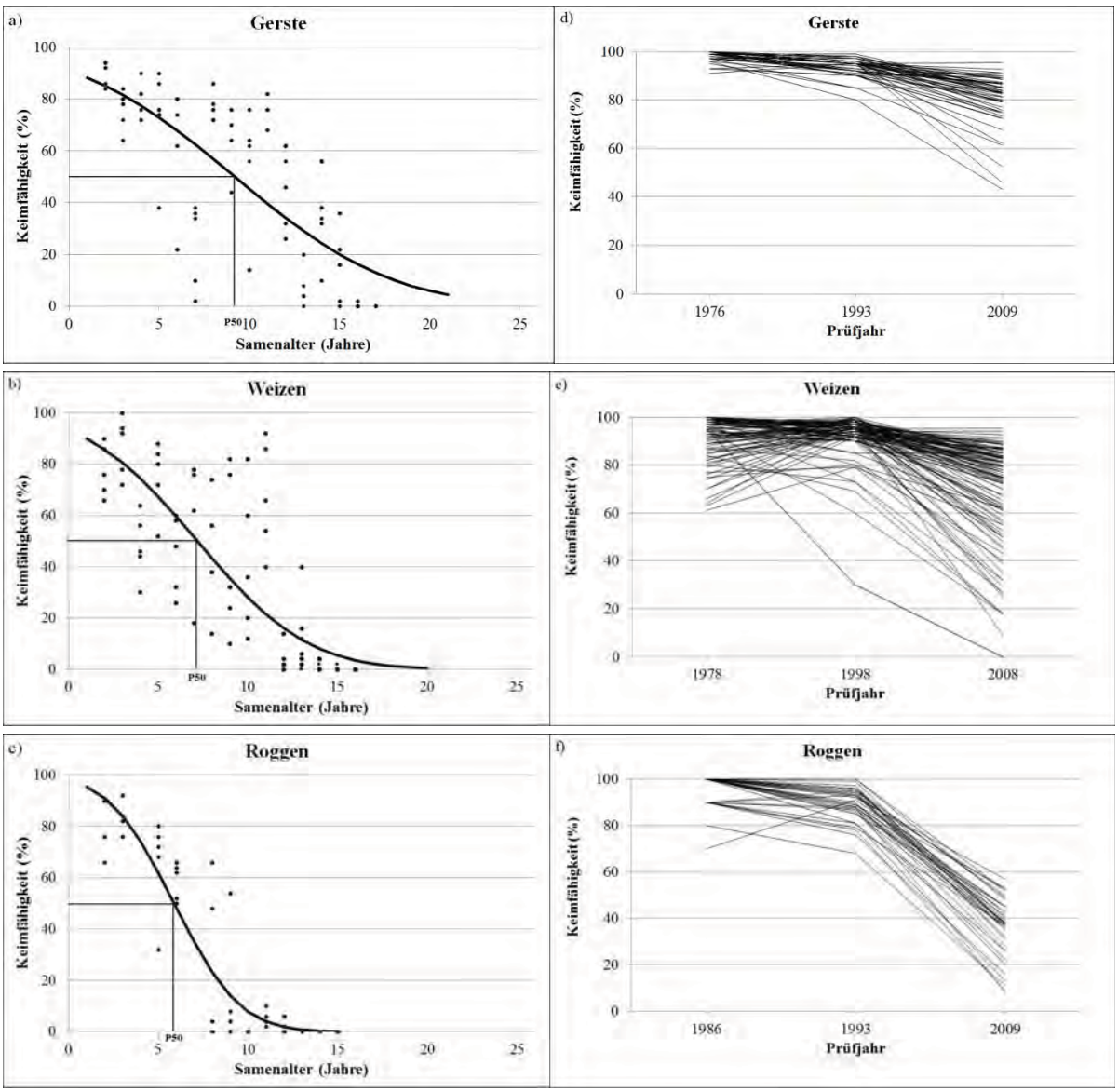


Abb. 1: Dargestellt sind artspezifische Unterschiede der Samenlanglebigkeit nach ambienter Lagerung von a) Gerste, b) Weizen, c) Roggen sowie die genotypischen Unterschiede nach Kühllagerung von d) Gerste, e) Weizen, f) Roggen (NAGEL et al., 2010; NAGEL & BÖRNER, 2010).

Genetische Einflüsse auf die Langlebigkeit von Saatgut

Um die genetischen Ursachen der Langlebigkeit von Gerstensamen näher zu untersuchen, wurde die Kartierungspopulation OWB (Oregon Wolfe Barley) künstlich mit dem Artificial Ageing (AA) Test und dem Controlled Deterioration (CD) Test gealtert (ISTA, 2008) und eine Quantitative Trait Locus (QTL) Analyse mit Hilfe der Software QGene (NELSON, 1997) durchgeführt. Insgesamt konnten dabei drei QTLs für Langlebigkeit auf den Gerstenchromosomen 2H, 5H und 7H detektiert werden. Obwohl das Saatgut genetisch identisch war, ergab die Gewächshausvermehrung mit Hilfe des AA Tests nur einen QTL auf 2H, wohingegen die Feldvermehrung mit der CD Test zwei weitere QTLs hervorbrachte (Abb. 2), die den Einfluss der Herkunft der Samen auf die Langlebigkeit verdeutlichen (NAGEL et al., 2009). Der QTL auf 2H ist dabei eng verbunden mit dem *Zeo1* Gen, welches bei dominanter Anwesenheit eine Veränderung in der Ährenarchitektur und verschlechterte Fertilität nach sich zieht (LUNDQVIST et al., 1997). Weiterhin sind die genetischen Marker GBM1498 auf 2H, GBR1478 auf 7H und GBS0800 auf 5H mit der APE-

TALA2 Protein Familie assoziiert, die eine wichtige Rolle in der Regulation von abiotischen und biotischen Stressreaktionen sowie Einflüsse auf die Pflanzenentwicklung selber besitzen (SUN et al., 2008).

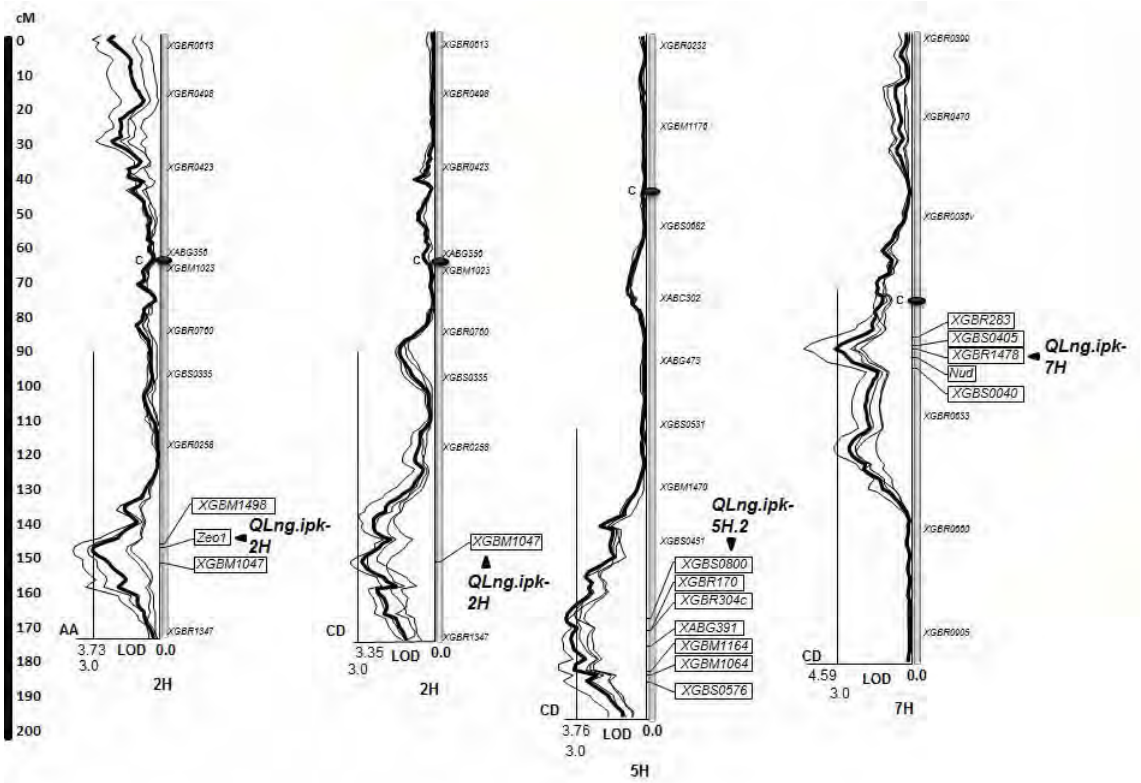


Abb. 2: QTL Intervallkartierung von relativen Keimfähigkeiten aus den Behandlungen Artificial Aging (AA) bzw. Controlled Deterioration (CD) und der Kontrollkeimfähigkeit der OWB Population (NAGEL et al., 2009)

Biochemische Einflüsse auf die Langlebigkeit von Saatgut

Veränderungen der Samen nach Langzeitlagerung konnten auch durch biochemische Untersuchungen nachgewiesen werden. Im Besonderen ergab sich ein Zusammenhang zwischen dem Antioxidans Glutathion (γ-glutamyl-cysteinyl-glycine), dessen Redoxpotential $E_{GSSG/2GSH}$ und unterschiedlich langzeitgelagertem bzw. künstlich gealtertem Weizen- und Gerstensaatgut.

Mit sinkendem Gehalt an Gesamtglutathion nahm auch die absolute Keimfähigkeit ab. Dabei unterschieden sich langzeitgelagerte und künstlich gealterte Samen im oxidierten Glutathion deutlich. Die Keimfähigkeiten verschiedener Lagerungsformen korrelierten signifikant mit dem Redoxpotential, wodurch dieser Wert als Indikator für die Keimfähigkeit verwendet werden könnte (KRANNER et al., 2006).

Zusammenfassung

Weltweit wird ein großer Teil gefährdeter pflanzengenetischer Ressourcen als Saatgut in Genbanken erhalten. Um den weiteren Verlust dieser wertvollen Genotypen zu verhindern, geben die durchgeführten Untersuchungen Einblicke in das Lagerungsverhalten von Samen. Weiterhin ermöglicht die Erforschung von Grundlagenprozessen die Entwicklung von zerstörungsfreien und/oder schnellen Lebensfähigkeitsuntersuchungen in Zukunft, die bedeutsam für den Erhalt der pflanzlichen Biodiversität in Genbanken sein können.

Quellen

BIOVERSITY (2011): History of Bioversity, Bioversity International. - http://www.bioversityinternational.org/about_us/history_of_bioversity.html, Rome, visited at 04th April 2011.

BÖRNER, A. (2006): Preservation of plant genetic resources in the biotechnology era. - Biotechnology Journal 1: 1393-1404

CBD (2011): Global Strategy for Plant Conservation 2011-2010. - http://www.cbd.int/gspc/strategy.shtml, Montreal, Canada, visited on 10th August 2011.

FAO (2010): The second report on the state of the world's plant genetic resources for food and agriculture. - Rome.

ISTA (2008): International Rules for Seed Testing International Seed Testing Association. - Bassersdorf, Switzerland.

KRANNER, I., BIRTIC, S., ANDERSON, K.M., PRITCHARD, H.W. (2006): Glutathione half-cell reduction potential: A universal stress marker and modulator of programmed cell death? - Free Radical Biology and Medicine 40:2155-2165. DOI: 10.1016/j.freeradbiomed.2006.02.013

LUNDQVIST, U., FRANCKOWIAK, D., KONISHI, T. (1997): New and revised descriptions of barley genes. - Barley Genetic Newsletter 26: 22-516

NAGEL, M., ABDUR REHMAN ARIF, M., ROSENHAUER, M., BÖRNER, A. (2010): Longevity of seeds - intraspecific differences in the Gatersleben genebank collections: Proceedings of the 60th conference of plant breeders and seed traders association in Austria 2009. - Raumberg-Gumpenstein: 179-181

NAGEL, M., BÖRNER, A. (2010): The longevity of crop seeds stored under ambient conditions. - Seed Science Research 20:1-12. DOI: Doi 10.1017/S0960258509990213.

NAGEL, M., VOGEL, H., LANDJEVA, S., BUCK-SORLIN, G., LOHWASSER, U., SCHOLZ, U., BÖRNER, A. (2009): Seed conservation in ex-situ genebanks - genetic studies on longevity in barley. - Euphytica 170: 1-10

NELSON, J.C. (1997): QGene: software for marker-based genomic analysis and breeding. - Molecular Breeding 3: 239-245

PRIESTLEY, D.A., CULLINAN, V.I., WOLFE, J. (1985): Differences in seed longevity at the species level. - Plant Cell and Environment 8: 557-562

ROBERTS, E.H. (1972) Viability of seeds. - London (Chapman & Hall)

SUN, S., YU, J.-P., CHEN, F., ZHAO, T.-J., FANG, X.-H., LI, Y.-Q., SUI, S.-F. (2008): TINY, a dehydration-responsive element (DRE)-binding protein-like transcription factor connecting the DRE- and Ethylene-responsive element-mediated signaling pathways in *Arabidopsis*. - Journal of Biological Chemistry 283: 6261-6271. DOI: 10.1074/jbc.M706800200.

TANKSLEY, S.D., MCCOUCH, S.R. (1997): Seed banks and molecular maps: Unlocking genetic potential from the wild. - Science 277: 1063-1066

WALTERS, C., WHEELER, L.M., GROTENHUIS, J.M. (2005): Longevity of seeds stored in a genebank: Species characteristics. - Seed Science Research 15: 1-20. DOI: Doi 10.1079/Ssr2004195.

Manuela Nagel
IPK Gatersleben
Genbank/ Ressourcengenetik und Reproduktion
Corrensstraße 3
06466 Gatersleben
nagel@ipk-gatersleben.de

Treffpunkt Biologische Vielfalt 11	2012	95 - 100	Hrsg.: Bundesamt für Naturschutz, Bonn

Die CBD, ‚Biopiraterie' und Gerechtigkeit. Eine gerechtigkeitstheoretische Rekonstruktion der ‚Biopiraterie'-Debatte[1]

KLARA HELENE STUMPF

Schlagwörter: access and benefit-sharing (ABS), Biopiraterie, Gerechtigkeit, Biodiversität, CBD

1 Einleitung

Die internationale Konvention über die biologische Vielfalt (*Convention on Biological Diversity, CBD*) unterscheidet sich von anderen Umweltabkommen in einer bemerkenswerten Art und Weise: Fragen der Gerechtigkeit spielen hier eine explizite Rolle. Das durch die Konvention und das zugehörige Nagoya-Protokoll geschaffene Rahmenwerk zum *Access and Benefit-Sharing (ABS)* legt fest, dass im Gegenzug für den Zugang (*access*) zu genetischen Ressourcen und traditionellem Wissen ein „gerechter Vorteilsausgleich" (*benefit-sharing*) erfolgen soll. Die ABS-Bestimmungen basieren also auf einer *Tausch-Perspektive*. Aber reicht diese Perspektive aus?

Das ABS-Rahmenwerk kann als Reaktion auf die Praxis der Bioprospektion und damit verbundener Vorwürfe der „Biopiraterie" gesehen werden. Bioprospektion ist die Suche nach biologischem und genetischem Material für praktische Anwendungen in Wissenschaft und Industrie (vgl. LÖßNER 2005: 36). Traditionelles Wissen indigener und lokaler Gemeinschaften kann bei dieser Suche eine wichtige Rolle spielen und die Trefferwahrscheinlichkeit bis um das Vierfache erhöhen (SHIVA 2002: 85). Der Begriff „Biopiraterie" beschreibt nach Federle eine „Interessenverletzung der Entwicklungsländer bzw. indigenen oder lokalen Gemeinschaften durch die Patentierung von Erfindungen auf der Grundlage pflanzengenetischer Ressourcen und damit verbundenen traditionellen Wissens" (FEDERLE 2005: 25). Es existiert jedoch keine einheitliche Definition, stattdessen werden unter dieser Überschrift verschiedene Probleme von der Patentierung und Monopolrechten auf Biodiversität, über Nicht-Anerkennung traditionellen Wissens bis zu ausbleibendem *benefit-sharing* und Nicht-Einhaltung der CBD-Standards problematisiert.

Diese Studie rekonstruiert die „Biopiraterie"-Debatte auf gerechtigkeitstheoretischer Grundlage und fragt: Welche Gerechtigkeits-Probleme stellen sich bei der Nutzung traditionellen Wissens und genetischer Ressourcen, insbesondere wenn sie mit einer Patentierung verbunden ist?[2]

Im Folgenden erfolgt zunächst eine philosophische Fundierung des Konzepts der Gerechtigkeit (Abschnitt 2). Hierauf aufbauend, untersuche ich in Abschnitt 3 einige der Gerechtigkeits-Ansprüche aus der „Biopiraterie"-Debatte. In Abschnitt 4 präsentiere ich einige Ergebnisse und Schlussfolgerungen, disku-

---

[1] Dieser Text ist eine Zusammenfassung des Artikels „Reconstructing the ‚biopiracy' debate from the perspective of the concept of justice", der in einem Sammelband des Deutschen Referenzzentrums für Ethik in den Biowissenschaften (DRZE) erscheinen wird. Beide Texte stellen Weiterentwicklungen meiner Diplomarbeit „Gerechtigkeit in der Biodiversitäts-Konvention – Eine gerechtigkeitstheoretische Rekonstruktion der ‚Biopiraterie'-Debatte" (Leuphana Universität Lüneburg, 2010) dar.

[2] Aus Gründen der Abgrenzung werden nur Ansprüche betrachtet, die sich auf das Verhältnis zwischen Menschen beziehen. Gerechtigkeit gegenüber der Natur bleibt aus Gründen der Bearbeitbarkeit ausgeklammert.

tiere offene Fragen und schlage eine Heuristik vor, um mit Gerechtigkeits-Problemen bei der Nutzung der Biodiversität umzugehen.

2 Philosophische Fundierung: Gerechtigkeit

Gerechtigkeit ist ein sehr umstrittenes Konzept (vgl. MAZOUZ 2006: 371), als „Minimum-Definition" kann aber gelten, dass sich das Konzept auf die *wechselseitigen Ansprüche der Mitglieder der Gerechtigkeitsgemeinschaft* bezieht (vgl. GOSEPATH 2007: 82). Um einen Anspruch der Gerechtigkeit zu beschreiben („Syntax"), müssen drei Elemente spezifiziert werden: Erstens der *Anspruchsinhalt*, der zweitens von einem *Anspruchsberechtigten* an (drittens) einen *Anspruchsadressaten* gerichtet werden kann.[3]

Seit Aristoteles' Nikomachischer Ethik werden Gerechtigkeits-Ansprüche inhaltlich in verschiedene Domänen (POGGE 2006), also Anwendungsbereiche, eingeteilt. In dieser Arbeit unterscheide ich auf der Grundlage von Aristoteles, Pogge (2006), Koller (2007) und Faber und Petersen (2008) zwischen vier Domänen, die sich jeweils auf unterschiedliche Typen sozialen Handelns beziehen und verschiedene Prinzipien bzw. Kriterien nötig machen:

- Verteilungs-Gerechtigkeit (*iustitia distributiva*) bezieht sich auf Gemeinschaftsverhältnisse (bezogen auf Gemeinschaftsgüter) und wird mit den Prinzipien der Gleichheit sowie der Proportionalität (zu Verdienst, Bedürfnis, etc.) verbunden.
- Tausch-Gerechtigkeit (*iustitia commutativa*), eine Form der ausgleichenden Gerechtigkeit *iustitia directiva*, bezieht sich auf Austauschverhältnisse bezüglich privater Güter und erfordert die Prinzipien der Äquivalenz (vor allem in der Ergebnis-Dimension) und der Fairness (in der Verfahrens-Dimension).
- Korrektive Gerechtigkeit (*iustitia correctiva*) ist bei Unrechtsverhältnissen erforderlich und erfordert als zweite Form der ausgleichenden Gerechtigkeit ebenfalls das Prinzip der Äquivalenz (allerdings kennt das moderne Strafrecht viele weitere Funktionen und Prinzipien).
- Ordnungs-Gerechtigkeit, eine von Faber und Petersen (2008) im Anschluss an Aristoteles' Begriff der allgemeinen Gerechtigkeit (vgl. PETERSEN 2009: 25) geprägte Kategorie, beschreibt das Verhältnis zwischen einer Ordnung (oder ihren Verantwortlichen) und den von ihr Betroffenen. Sie bemisst sich danach, inwieweit sie ihre Mitglieder in die Lage versetzt, ein gutes Leben zu führen. Als Minimum gilt das „*no harm*"-Prinzip.

3 Analyse ausgewählter Ansprüche aus der „Biopiraterie"-Debatte

Die dargestellte (Teil-)Syntax und die Domänen können nun genutzt werden, um einige ausgewählte, im Kontext der „Biopiraterie"-Debatte erhobene (bzw. denkbare) Ansprüche zu analysieren und so die Forschungsfrage aus der Einleitung zu beantworten.

3.1 Ansprüche aus den Mindeststandards der CBD

Beschreibung. Eine häufig erhobene Forderung in der „Biopiraterie"-Debatte ist es, die Regelungen der CBD zu respektieren (vgl. etwa FUE 2002: 16 zitiert in LÖßNER 2005: 36, BAUMGARTNER & MIETH

[3] Diese Elemente sind Teil der in meiner Arbeitsgruppe entwickelten Syntax der Gerechtigkeit, die alle Elemente aufzählt, die spezifiziert werden müssen, um eine *Konzeption* der Gerechtigkeit vollständig zu beschreiben. Für eine Erläuterung dieser Syntax siehe den oben (Fußnote 1) genannten Text im DRZE-Sammelband. Eine ausführlichere Diskussion einer früheren Version findet sich in meiner Diplomarbeit (siehe Fußnote 1).

2003: 319), also eine vorherige informierte Zustimmung (*prior informed consent, PIC*) einzuholen, einvernehmlich festgelegte Bedingungen (*mutually agreed terms, MAT*) zu vereinbaren und die Erträge gerecht zu teilen (*benefit-sharing*). Diese Forderungen (als Anspruchsinhalt) richten sich an die bioprospektierenden Firmen (als Anspruchsadressaten), Anspruchsberechtigte sind Ursprungsländer der Ressourcen oder indigene und lokale Gemeinschaften. Diese Ansprüche gehören in die Domäne der Tausch-Gerechtigkeit, wobei sich *PIC* und *MAT* auf die Verfahrens-Dimension, und *benefit-sharing* auf die Ergebnis-Dimension beziehen.

Diskussion. Findet ein Zugang zu genetischen Ressourcen oder traditionellem Wissen statt, so sind Ansprüche der Tausch-Gerechtigkeit legitim[4] – wobei damit noch nichts über die genaue Spezifikation der Ansprüche gesagt ist (etwa die Höhe des *benefit-sharings*). Auch mögen PIC und MAT nicht ausreichen, um faire Verhandlungspositionen zu erreichen, so dass außerdem ein substantieller Kapazitätsaufbau notwendig ist. Die häufig vorgebrachte Sorge darum, was mit nicht direkt am Tausch beteiligten Dritten geschieht, die ebenfalls potentielle Anbieter dieser Informations-Ressourcen sind (vgl. z. B. BYSTRÖM et al. 1999: 61, MULLIGAN 1999: 39ff.) wie auch die Feststellung, dass der Nutzen genetischer Ressourcen nicht nur in ihrer direkten, kommerziellen Verwendbarkeit liegt (vgl. z. B. BYSTRÖM et al. 1999: 58), zeigen, dass „Biopiraterie" nicht rein aus Sicht der Tausch-Gerechtigkeit gesehen werden kann und verweisen auf Aspekte der korrektiven, Verteilungs- und Ordnungs-Gerechtigkeit, von denen einige im Folgenden betrachtet werden.

3.2 Korrektive Ansprüche gegen „bad patents"

Beschreibung. Der Begriff „*bad patents*" (FEDERLE, 2005, s. a. HAMILTON 2006: 170) wird verwendet, um auf genetischen Ressourcen oder traditionellem Wissen basierende Patente zu beschreiben, welche die Patent-Kriterien des erfinderischen Schritts bzw. der Neuheit nicht erfüllen. Gegen diese richten sich korrektive Ansprüche.[5] Der Anspruchsinhalt dieser korrektiven Ansprüche kann restitutiv sein (z. B. Aufgabe des Patents, Kompensation der Geschädigten) oder retributiv (Strafe für falsche Patentanmeldungen). Die korrektiven Ansprüche richten sich gegen die bioprospektierenden Firmen (als Anspruchsadressaten), oder – als Anspruchsadressaten zweiter Ordnung – gegen die Judikative. Gestellt werden diese Ansprüche entweder von der Allgemeinheit oder von stärker direkt durch das Patent Geschädigten (als Anspruchsberechtigte).

Diskussion. Dutfield sieht die Verantwortung bzw. Ursache für *bad patents* einerseits bei der Ausgestaltung des Patentsystems, andererseits bei seinen „skrupellosen" Nutzern (DUTFIELD 2004: 50f.). Die korrektiven Ansprüche gegen diese illegitimen Patente werden durch den verursachten Schaden begründet, andererseits aber auch durch die Illegitimität selbst. Die Ansprüche gegen *bad patents* weisen auch auf weitreichendere „Gerechtigkeits-Effekte" des Patentsystems hin: Wenn dieses existierende Ungleichheiten verstärkt, stellt sich ein Problem der Ordnungs-Gerechtigkeit.

---

[4] Dies gilt unter der Voraussetzung, dass Rechte der Ursprungsländer oder indigenen und lokalen Gemeinschaften an diesen Ressourcen etabliert sind. Insofern hier also zunächst Rechte verteilt werden müssen, bevor getauscht werden kann, ist die Verteilungs-Gerechtigkeit der Tausch-Gerechtigkeit vorgelagert.

[5] Gleichzeitig stellen die Patente selbst (illegitime) Ansprüche der bioprospektierenden Firmen gegenüber der Allgemeinheit dar. Es sind also Fragen der Verteilungsgerechtigkeit ebenso wie die der korrektiven Gerechtigkeit angesprochen, wobei hier die korrektiven Ansprüche genauer betrachtet werden sollen.

3.3 Reziprozitäts-Argumente

Beschreibung. Die Benutzung traditionellen Wissens oder genetischer Ressourcen für die Bioprospektion und Biotechnologie kann als Beleg dafür gelten, dass eine soziale Kooperationsgemeinschaft (*sensu* Rawls) zwischen den Trägern dieses Wissens (oder Eigentümern dieser Ressourcen) und den Nutzern dieser Ressourcen besteht. Aus der Existenz einer solchen Kooperationsgemeinschaft können indigene und lokale Gemeinschaften (als Anspruchsberechtigte) Ansprüche auf einen Teil der „Früchte der Kooperation" (vgl. HINSCH 2005: 59) ableiten. Hierbei handelt es sich um Ansprüche der Verteilungsgerechtigkeit.

Diskussion. Castle und Gold argumentieren, dass der Nutzen und Wert traditionellen Wissens sich gerade darin zeigt, dass Bioprospektoren Interesse an ihm haben (s. CASTLE & GOLD 2008: 73), und dies zeigt, so lässt sich hinzufügen, dass eine Kooperationsgemeinschaft tatsächlich existiert. Reziprozität-Argumente sind also durchaus plausibel, auch wenn sie nicht sehr spezifisch in Hinblick auf den Anspruchsinhalt sind: Welchen Anteil der „Früchte der Kooperation" kann wer beanspruchen?

3.4 Nicht-moralische „legitime Erwartungen": Anreize

Beschreibung. Eine weitere mögliche Argumentationslinie bezieht sich nicht auf moralische Ansprüche, sondern auf Anreize (oder „legitime Erwartungen" *sensu* Rawls, als Anspruchsinhalt), etwa Anreize für lokale Gemeinschaften (als Anspruchsberechtigte), traditionelles Wissen zu offenbaren, solches Wissen zu produzieren, oder die Biodiversität zu schützen (s. z. B. DE JONGE & KORTHALS 2006: 147).

Diskussion. Ob (monetäre) Anreize tatsächlich die erwünschten Handlungen hervorbringen, ist zumindest in einigen Fällen fraglich und hängt wohl von der Art der erwünschten Handlung ab. Funktionieren könnten Anreize, wenn es um den Schutz der Biodiversität geht (insofern dieser eine Frage der Wahl zwischen alternativen Landnutzungen ist); nicht funktionieren werden wohl Anreize für die Produktion traditionellen Wissens, welche in soziale Praktiken eingebettet ist, die nicht auf diese Anreize reagieren oder sogar von ihnen gestört werden könnten (zum letzten Punkt siehe z. B. MULLIGAN 1999: 47, aber s. a. BYSTRÖM et al. 1999: 51, die darauf hinweisen, dass Bioprospektions-Abkommen der *International Cooperative Biodiversity Group* (ICGB) in Nigeria und Surinam „are said to have reinforced cultural values related to traditional use of medicinal plants"). Der Erfolg von Anreizen für den Biodiversitäts-Schutz hängt zudem davon ab, dass lokale Gemeinschaften tatsächlich die vollständige Kontrolle über ihre Territorien ausüben und keine externen Akteure wie z. B. Öl- oder Goldfirmen in die Natur vor Ort eingreifen und sie zerstören.

4 Ergebnisse und Schlussfolgerungen

Die in Abschnitt 3 beschriebenen und diskutierten Ansprüche bilden nur einen Bruchteil der Ansprüche, die sich aus der „Biopiraterie"-Debatte ableiten lassen.[6] Sie zeigen jedoch bereits, dass Tausch-Gerechtigkeit nicht alle Vorwürfe der Ungerechtigkeit in Bezug auf die Nutzung genetischer Ressourcen und traditionellen Wissens abdeckt, sondern dass hier weitere, rational rekonstruierbare Ansprüche aus

[6] Etwa Ansprüche des moralischen Verdienstes (Erhaltung und Entwicklung genetischer Ressourcen; Produktion nützlichen Wissens durch lokale und indigene Gemeinschaften), Menschenrechts-Argumente, *benefit-sharing* als Mittel zur Finanzierung des Biodiversitäts-Schutzes, sowie Ordnungs-Gerechtigkeit des Patentsystems. Diese konnten aus Platzgründen hier nicht ausführlich erörtert werden.

den Domänen der Verteilungs-Gerechtigkeit, der korrektiven Gerechtigkeit und der Ordnungs-Gerechtigkeit eine Rolle spielen.

Um mehr Gerechtigkeit bei der Nutzung der Biodiversität, genetischer Ressourcen und traditionellen Wissens zu erreichen, sollten also nicht nur die Vorgaben der CBD und des Nagoya Protokolls tatsächlich umgesetzt werden (verbunden mit einem Kapazitätsaufbau); zudem sollte das internationale Patentsystem im Sinne der Ordnungs-Gerechtigkeit reformiert werden (erste Schritte könnten eine strikte Trennung zwischen Entdeckung und Erfindung und ein absoluter Neuheitsstandard sein) und der Gerechtigkeits-Auftrag der CBD sollte breiter verstanden werden, bezogen auf alle Ebenen der Biodiversität inklusive lokaler und globaler Ökosystemdienstleistungen. Bei der internationalen Finanzierung des Naturschutzes ist eine gerechte Verteilung der Kosten ebenso zu bedenken wie Verdienst-Aspekte und Menschenrechte.

Eine wichtige offene Forschungsfrage ist, wie (Eigentums-) Rechte auf genetische Ressourcen, aber auch Biodiversität generell definiert werden können bzw. sollen. Hier kommt auch die Frage der Landrechte ins Spiel, die für indigene Gemeinschaften so wichtig ist, in der „Biopiraterie"-Debatte jedoch kaum erwähnt wird. Welche Rolle spielen hier lokale Vorstellungen von Gerechtigkeit und dem Verhältnis des Menschen zur Biodiversität?

Einen ersten Versuch, eine generelle Schlussfolgerung für Gerechtigkeitskonzeptionen zur gerechten Erhaltung und Nutzung der Biodiversität zu ziehen, stellt die folgende Heuristik dar:

1. Identifikation der Art des Gutes oder des Bestandteils der Biodiversität, um welches es geht (Ist es ein Gemeinschaftsgut? Ein privates Gut? etc.).
2. Identifikation des Typs sozialen Handelns.
3. Ableitung der entsprechenden Gerechtigkeits-Domäne.
4. Reflektion über die angemessenen Gerechtigkeits-Prinzipien (Spielt z. B. Verdienst eine Rolle, oder geht es um ein Gemeinschaftsgut, das gleiche Berücksichtigung verlangt?).
5. Entwicklung von angemessenen, transparenten und durchsetzbaren Mechanismen.

Die Entwicklung und Implementation solch gerechter Regulierungen ist eine der großen Aufgaben der Nachhaltigkeitspolitik auf lokaler, nationaler und internationaler Ebene, von Regierungen, sozialen Bewegungen, Individuen und Organisationen.

Literatur[7]

BAUMGARTNER, C. & MIETH, D. (Hrsg.) (2003): Patente am Leben? Ethische, rechtliche und politische Aspekte der Biopatentierung. - Paderborn (Mentis-Verlag)

BYSTRÖM, M., EINARSSON, P. & NYCANDER, G. A. (1999): Fair and equitable: Sharing the benefits from the use of genetic resources and traditional knowledge. - Uppsala (Swedish Scientific Council on Biological Diversity). http://www.grain.org/docs/fairandequitable.pdf [19.03.2011].

2CASTLE, D. & GOLD, E.R. (2008): Traditional knowledge and benefit sharing: from compensation to transaction. – In: PETER, W.B. & ONWUEKWE, C.B. (Hrsg.): Accessing and Sharing the Benefits of the Genomics Revolution. – Dordrecht (Springer): 65–79

[CBD] CONVENTION ON BIOLOGICAL DIVERSITY (1992): http://www.cbd.int/convention/text/ [15.03.2011].

[7] Weitere Literaturverweise finden sich in den in Fußnote 1 genannten Texten.

DUTFIELD, G. (2004): Intellectual property, biogenetic resources, and traditional knowledge. – London (Earthscan)

FABER, M. & PETERSEN, T. (2008): Gerechtigkeit und Marktwirtschaft – das Problem der Arbeitslosigkeit. - Perspektiven der Wirtschaftspolitik, 9 (4): 405-423

FEDERLE, C. (2005): Biopiraterie und Patentrecht. - Baden-Baden (Nomos)

GOSEPATH, S. (2007): Gerechtigkeit. – In: FUCHS, D. & ROLLER, E. (Hrsg.), Lexikon Politik. Hundert Grundbegriffe. – Stuttgart (Reclam): 82–85

HAMILTON, C. (2006): Biodiversity, Biopiracy and Benefits: What Allegations of Biopiracy tell us about Intellectual Property. - Developing World Bioethics, 6 (3): 158-173

HINSCH, W. (2005): Global Distributive Justice. – In: POGGE, T.W. (Hrsg.): Global justice. – Malden (Blackwell): 55–75

JONGE, B. DE & KORTHALS, M. (2006): Vicissitudes of Benefit Sharing of Crop Genetic Resources: Downstream and Upstream. - Developing World Bioethics, 6 (3): 144-157

KOLLER, P. (2007): Der Begriff der Gerechtigkeit. Generationengerechtigkeit! (Jetzt: Journal für Generationengerechtigkeit) (4): 7-11. http://www.generationengerechtigkeit.de/images/stories/ Publikationen/gg_25!_web.pdf [4.8.2010].

LÖßNER, M. (2005): Nutzung der Biodiversität: Eine Analyse struktureller Umsetzungsmodelle der CBD. - Aachen (Shaker).

MAZOUZ, N. (2006): Gerechtigkeit. – In: DÜWELL, M., HÜBENTHAL, C. & WERNER, M.H. (Hrsg.): Handbuch Ethik. 2. Ausg. – Stuttgart (Metzler): 371–376

MULLIGAN, S. (1999): For Whose Benefit? Limits to Sharing in the Bioprospecting "Regime". - Environmental Politics, 8 (4): 35-65

NAGOYA PROTOCOL on Access to Genetic Resources and the Fair and Equitable Sharing of Benefits Arising from their Utilization to the Convention on Biological Diversity (2010): http://www.cbd.int/abs/text/ [15.03.2011].

PETERSEN, T. (2009): Der Gerechtigkeitsbegriff in der philosophischen Diskussion. – In: SCHMIDT, M., BESCHORNER, T., SCHANK, C. & VORBOHLE, K. (Hrsg.): Diversität und Gerechtigkeit. - München (Hampp): 23–35

POGGE, T.W. (2006): Justice. – In: BORCHERT, D.M. (Hrsg.): Encyclopedia of philosophy. - 2. Ausg. - Detroit (Macmillan): 862–870

SHIVA, V. (2002): Biopiraterie: Kolonialismus des 21. Jahrhunderts - Eine Einführung. - Münster (Unrast)

Klara Helene Stumpf
Leuphana Universität Lüneburg
Lehrstuhl für Nachhaltigkeitsökonomie
Scharnhorststraße 1, C4.201
21335 Lüneburg
stumpf@uni.leuphana.de

Treffpunkt Biologische Vielfalt 11	2012	101 - 105	Hrsg.: Bundesamt für Naturschutz, Bonn

Welchen Einfluss hat die Heterogenität von Ökosystemen und Wohlstand auf die Stabilität internationaler Biodiversitätsabkommen?

SARAH WINANDS

Schlagwörter: CBD, Koalitionsanalyse, Stackelberg Spiel, Heterogene Spieler, Imperfekte Ökosystem Substitution

Verdienst und Potential des „Übereinkommens über die biologische Vielfalt“

Biodiversität ist eine essentielle Ressource, da ihr marginaler Nutzen mit zunehmender Erschöpfung ins Unendliche steigt. Im Folgenden wird Biodiversität als konditional-erneuerbar klassifiziert. Biodiversität ist das Rückgrat menschlichen Lebens. Deshalb stimmen Menschen und Nationen weltweit über dessen (teilweisen) Schutz überein. Doch sind guter Wille und mit steigender Erschöpfung wachsende Kosten kein ausreichender Anreiz für einen wirksamen Biodiversitätsschutz: Hindernisse sind oftmals eine Kombination aus unvollständig definierten Eigentumsrechten, Trittbrettfahrern, die nicht von den Vorteilen des Schutzes ausgeschlossen werden können, und fehlenden verbindlichen Durchsetzungsmöglichkeiten auf internationaler Ebene. Internationale Umweltabkommen versuchen letztere Schwierigkeit zu überwinden, wobei eine vollständige Beteiligung der Staaten das Trittbrettfahrerproblem verhindert. Das „Übereinkommen über die biologische Vielfalt“ der Vereinten Nationen von 1992 (CBD) ist ein solches internationales Abkommen, genießt höchste Beteiligung der Staatenwelt und löst das erste Problem: es schreibt die Souveränität der Staaten über ihre biologischen Ressourcen fest. Zudem ist es das erste Abkommen, das biologische Ressourcen in ihrer Gänze umfasst. Andererseits mehren sich Stimmen, es sei zu geringer Wirkung verurteilt.

Spieltheoretische Modellergebnisse von Barretts (1994) „Biodiversity Supergame“ scheinen diesen Eindruck zu bestätigen: Die CBD kann die globale Wohlfahrt im Vergleich zu dem nicht-kooperativen Szenario kaum erhöhen. Der kausale Zusammenhang ist jedoch unter Umständen nicht gegeben. Es gibt Anhaltspunkte für die Vermutung, dass der moderate Schutzerfolg der CBD auf ihren zentralen Mechanismus des „Zugangs- und Vorteilsausgleichs“ (ABS) und Barretts ernüchterndes Ergebnis auf seine restriktiven Modellannahmen zurückzuführen ist. Kamau et al. (2010, S. 248) bescheinigen dem ABS-Mechanismus eine schlechte Leistung hinsichtlich seiner Umsetzung und Arbeitsweise. Zudem werden mit dem ABS-Instrument nur die privaten Vorteile berücksichtigt. Biodiversität stellt jedoch lokale und globale Leistungen auf dem gesamten Kontinuum von privaten bis öffentlichen Gütern bereit. Weikard (2009, S. 578) folgert aus einer von ihm vorgenommenen Koalitions-Stabilitätsanalyse, dass „Barrets Ergebnisse sich nicht für Fälle verallgemeinern lassen, in denen sich Spieler hinsichtlich ihres marginalen Nutzens eines öffentlichen Guts unterscheiden“. Zweifelsohne profitieren die Länder nicht in gleichem Umfang vom Schutz der Biodiversität.

Im Folgenden soll daher der Einfluss von Heterogenität in Ökosystemen und Wohlstand verschiedener Länder auf die Stabilität internationaler Biodiversitätsabkommen untersucht werden. Dabei werden Vorgehensweise und Ergebnisse aus Winands (2011) vorgestellt, die ein spieltheoretisches Modell für internationalen Biodiversitätsschutz entwickelt, das auf die spezifische Natur des ökonomischen Guts Biodi-

versität zugeschnitten ist. Insbesondere analysiert diese Arbeit auch den Effekt des Substitutionsgrades verschiedner Ökosysteme.

Internationaler Biodiversitätsschutz als Spiel

In der Umweltökonomie werden internationale Umweltabkommen häufig mit Hilfe der Spieltheorie untersucht. Die Spieltheorie modelliert den komplexen Verhandlungsprozess als mathematisch-formal beschriebenes Spiel mit den Ländern als Spielern. Der sequentielle Ablauf des Spiels und die Entscheidungsoptionen der Spieler in den jeweiligen Spielstufen sind dabei genau bestimmt. Die Spieler maximieren ihre Zielfunktion, welche Kosten und Nutzen von Biodiversität misst. Eine Auszahlungsfunktion ordnet jedem Spielausgang einen Auszahlungsvektor zu. Mit Hilfe spieltheoretischer Lösungskonzepte lassen sich die optimalen Strategien für jeden Spieler und das aus deren Kombination resultierende Ergebnis berechnen.

Für internationale Klimaabkommen wurden bereits fundierte spieltheoretische Modelle entwickelt u. a. Carraro (1999); Barrett (2003); Weikard et al. (2006)). Diese können allerdings nicht ohne Weiteres auf internationale Biodiversitätsabkommen übertragen werden. Denn Biodiversität stiftet zum einen neben dem globalen auch lokalen Nutzen. Außerdem kann der Biodiversitätsschutz verschiedener Länder nicht perfekt substituiert werden kann. Das einzig bekannte Modell eines Biodiversitätsspiels ist das bereits erwähnte „Biodiversity Supergame“ von Barrett (1994).

Das in Winands (2011) entwickelte Biodiversitätsspiel baut auf dem Klimaspiel und dem Biodiversity Supergame auf, unterscheidet sich jedoch in der Forschungsfrage und zentralen Modellannahmen. Barrett (1994) untersucht, wie viele Länder ein `self-enforcing` Abkommen identisch zur CBD tragen kann. Er modelliert ein Abkommen, in dem sich die entwickelten, biodiversitätsarmen Länder verpflichten, biodiversitätsreichen Entwicklungsländern die Grenzkosten des Biodiversitätsschutzes zu erstatten. Die Entwicklungsländer beteiligen sich finanziell nicht am Biodiversitätsschutz. Sie sind völlig identisch und die Ausgleichszahlung wird gleichmäßig auf diese aufgeteilt. In Winands (2011) wird hingegen erforscht, wie sich die Heterogenität von Ländern bezüglich ihrer Ökosysteme und ihres Wohlstands auf den internationalen Biodiversitätsschutz auswirkt. Formale Unterschiede zum Biodiversity Supergame sind: die Berücksichtigung von Kippschalter-Dynamiken des Biodiverstiätsstocks (logistische Wachstumsdynamiken); imperfekte Subsituierbarkeit der Biodiversitäts-Dienstleistungen; Möglichkeit der Kooperation zwischen entwickelten Ländern und Entwicklungsländern; nicht-identische Länder; expliziter Einbezug von lokalem Nutzen.

Wegen der Heterogenität der Länder bezüglich Ökosystemen und Wohlstand werden vier Ländertypen modelliert: reiche biodiversitätsreiche Länder, reiche biodiversitätsarme Länder, arme biodiversiätsreiche Länder und arme biodiversitätsarme Länder. Die Ökosysteme stellen einen zwei-dimensionalen Vektor aus Biodiversitätsqualität (beeinflusst den Nutzen des Biodiversitätsschutzes) und Bodenqualität (beeinflusst die Opportunitätskosten) dar. Da jedes Ökosystem durch eine spezifische Biodiversitäts- und Bodenqualität gekennzeichnet ist, ist die Substitution von Ökosystemen nur eingeschränkt möglich. So kann etwa, um dies zu verdeutlichen, der Schutz von 100 ha borealen Wald nicht die Abholzung von 100 ha Regenwald kompensieren. Während sich die Unterschiede in den Ökosystemen auf die Angebotsseite auswirken, betreffen die Unterschiede im Wohlstand der Länder die Nachfrageseite. Reiche Länder, so die Annahme, messen der Biodiversität einen höheren Nutzen bei, da sie der Natur einen Existenzwert zuschreiben und direkten und indirekten Nutzen der Natur höher bewerten. Wohlhabende Länder schrei-

ben der Natur beispielsweise höhere Erholungswerte zu. Zudem können sie die Biodiversität durch ihr beträchtliches Finanz- und Humankapital besser nutzen. Jedes Land hat eine kontinuierliche Wahlmöglichkeit der Ökosystemfläche, die es in Anbetracht der Schutzbemühungen anderer Länder, seiner eigenen Ökosysteme und seines Wohlstands optimalerweise unter Schutz stellt. Ein Fonds verteilt den Gewinn der Koalition der Unterzeichnerstaaten gemäß einer Verteilungsregel um.

Das Biodiversitätsspiel wird sequentiell in drei Stufen gelöst. In der ersten Spielstufe treffen die Spieler die binare Entscheidung Abkommenunterzeichnung oder keine Unterzeichnung. Anschließend entscheidet die Koalition der Unterzeichnerstaaten in der zweiten Spielstufe gemeinsam, welchen Anteil an Landfläche sie zusammen unter Schutz stellen möchte. In der dritten Spielstufe legen die Nicht-Unterzeichner individuell ihren optimalen Schutzanteil fest. Es liegt somit ein „Stackelberg-Spiel“ vor, das rückwärts beginnend mit der dritten Spielstufe gelöst wird. Der sequentielle Spielverlauf ist plausibel, weil die Biodiversitätsschutz-Koalition per Definition ein Vorreiter im Biodiversitätsschutz ist. Als Stackelberg-Führer berücksichtigt die Koalition die Schutzanstrengungen der Nicht-Unterzeichnerstaaten in ihrem Optimierungsproblem. Daher wird zunächst die optimale Strategie der Nicht-Unterzeichner errechnet (Stufe 3) und anschließend mit Hilfe einer Reaktionsfunktion der optimale Schutzanteil der Koalition (Stufe 2). Schließlich wird die interne und externe Stabilität dieser ermittelten Koalition geprüft (Stufe 1).

Numerische Abschätzung

Für die numerische Evaluierung des formalen Modells werden verschiedene Parametrisierungen betrachtet: Als Ausgangsszenario dient ein „Real world scenario“, das die Verteilung von Biodiversität und Wohlstand in der Realität wieder spiegelt. Daneben wird ein „Barrett scenario“ reproduziert, das das Modell an Barretts (1994) Annahmen so weit wie möglich annähert. Zudem werden verschiedene Parameter variiert, um den Einfluss der Biodiversitätsqualität, der Ökosystem-Substituierbarkeit und des Wohlstands besser zu verstehen.

Zur Vereinfachung beschränkt sich die Spielerzahl auf vier verschiedene Spieler mit jeweils einem Ökosystem. Somit sind an dem Spiel Spieler jeder der vier Landtypen beteiligt. Als lokale Nutzenfunktion dient eine Wurzelfunktion. Diese ermöglicht es, die Reproduktionsdynamik des Biodiversitätsstocks elegant in das spieltheoretische Modell zu integrieren. Damit erwirkt sie indirekt die Berücksichtigung der Zukunft in der statischen Analyse. Nicht-myopisches Verhalten der Länder verlangt eine Restriktion in der statischen Nutzenfunktion, sodass Lösungen unterhalb des exogen gegebenen, biologischen Minimum-Biodiversitätsstocks unzulässig sind. Bei der Wurzelfunktion steigt der Grenznutzen ins Unendliche, wenn sich die Größe des Ökoystems einem bestimmten Minimum annähert. Dieses Minimum wird identisch zum biologischen Minimum gewählt. Die lokalen Nutzenfunktionen werden mit einer „Constant Elasticity of Substitution“-Funktion aggregiert. Somit kann die unterschiedliche Substitutionselastizität der verschiedenen Ökosysteme berücksichtigt werden. Die Opportunitätskosten werden durch eine lineare Funktion abgebildet. Dabei wird angenommen, dass der Nutzen aus der Landnutzung proportional mit der genutzten Fläche steigt.

Das sequentielle Spiel wurde mit Hilfe der algebraischen Modellierungssoftware GAMS „General Algebraic Modeling System“ (BROOKE et al. 2010) gelöst. Hierfür wurde das Modell entsprechend in GAMS programmiert. Das Optimierungsproblem der dritten Spielstufe - der Nicht-Unterzeichner - wurde zuvor analytisch berechnet. GAMS löste das Optimierungsproblem der Koalition, die zweite Spielstufe,

und berechnete die numerische Lösung für die zweite und dritte Spielstufe. Die Stabilitätsanalyse der ersten Spielstufe wurde mit Excel durchgeführt.

Ergebnisse und Ausblick

Die Anwendung dieses numerischen Modells führt zu dem Hauptergebnis, dass die große Koalition mit Transfers immer stabil ist. Optimale Transfers sind in der Realität jedoch schwer festzulegen, da asymmetrische Information über die Kosten und den Gewinn des Biodiversitätsschutzes der Länder vorliegt. Ohne Transfers destabilisiert die Heterogenität von Ökosystemen und Wohlstand verschiedener Länder die große Koalition. Der destabilisierende Effekt ist umso stärker, je größer die Substituierbarkeit der Ökosysteme ist. Heterogenität in Ökosystemen generiert einen komparativen Vorteil bezüglich der Biodiversitätsqualität auf der Angebotsseite und Heterogenität im Wohlstand einen komparativen Vorteil bezüglich des Biodiversitätsnutzen auf der Nachfrageseite. Hohe lokale Gewinne haben einen schmälernden Effekt auf die Größe der stabilen Koalition ohne Transfers, weil sie den Anreiz für einseitiges Handeln erhöhen.

Diese Ergebnisse zeigen zum ersten Mal die Bedeutung asymmetrischer Länder sowie unterschiedlicher und imperfekt substituierbarer Ökosysteme für das Biodiversitätsspiel auf. Außerdem zeichnen sie ein zuversichtlicheres Bild für zukünftige Abkommen zum Schutz der Biodiversität als Barretts (1994) Modellergebnisse. Die Ergebnisse zeigen insbesondere, dass eine Reduktion der Ökosystem- und Wohlstandsungleichheit zu einem effektiven globalen Biodiversitätsschutz beitragen kann. Da die Umverteilung von Ökosystemqualität unmöglich ist, kann gerade die Wohlstandsumverteilung eine wichtige Maßnahme sein, um die Größe der stabilen Koalition der Biodiversitätsschützer-Staaten zu erhöhen.

Die CBD ist ein Meilenstein in der Bemühung, Biodiversität auf globaler Ebene zu schützen. Die erweiterte spieltheoretische Analyse in Winands (2011) zeigt, dass ein Zusatzprotokoll zur CBD zu effektivem Biodiversitätsschutz und vollständiger Kooperation der Staatenwelt führen könnte – sofern es eine Gewinnbeteiligung vorsieht und die Heterogenität in Ökosystemen und im Wohlstand explizit berücksichtigt. Anstelle des ABS-Mechanismus wird in der spieltheoretischen Analyse ein Fonds verwendet, der als finanzieller Mechanismus fungiert und den Koalitionsgewinn den Koalitionsmitgliedern so zuweist, dass die Koalition stabilisiert wird. Im Gegensatz zum ABS wird dadurch nicht nur der national abschöpfbare Nutzen eingefangen, sondern auch der globale Nutzen berücksichtigt, den sich ein einzelner Staat nicht aneignen kann. Die Einrichtung eines (zusätzlichen) multilateralen Fonds kann daher die Defizite des ABS-Mechanismus überwinden und die CBD zu einem „starken“ Abkommen zum Schutz globaler Biodiversität machen.

Literatur

BARRETT, S. (1994): The Biodiversity Supergame. - Environmental and Resource Economics 4 (1): 111-122

BARRETT, S. (2003): Environment and Statecraft: The Strategy of EnvironmentalTreaty-Making. - New York (Oxford University Press)

BROOKE, A.; KENDRICK, D.; MEERAUS, A.; RAMAN, R. (2010): GAMS. A User's Guide. - Washington (GAMS Development Corporation)

CARRARO, C. (1999): International Environmental Agreements on Climate Change. – Dordrecht (Kluwer Academic Publishers)

CBD (1992): Convention on Biological Diversity. – Montreal (Secretariat of the Convention on Biological Diversity / UNEP)

KAMAU, E.; FEDDER, B.; WINTER, G. (2010): The Nagoya Protocol on Access to Genetic Resources and Benefit Sharing: What is new and what are the implications for provider and user countries and the scientific community? - Law, Environment and Development Journal 6, 246-262

WEIKARD, H.-P. (2009): Cartel stability under an optimal sharing rule. - The Manchester School 77 (5), 575-593

WEIKARD, H.-P.; FINUS, M.; ALTAMIRANO-CABRERA, J.-C. (2006): The impact of surplus sharing on the stability of international climate agreements. - Oxford Economic Papers 58 (2): 209-232

WINANDS, S. (2011): How does heterogeneity in ecosystems and wealth impact the stability of international biodiversity conservation agreements?: Diplomarbeit Agrarwissenschaften Universität Bonn und Masterarbeit Economics, Environment and Policy Universität Wageningen (noch unveröffentlicht).

Sarah Winands
Friedrichstraße 22
53111 Bonn
swinands@uni-bonn.de

Treffpunkt Biologische Vielfalt 11	2012	107 - 111	Hrsg.: Bundesamt für Naturschutz, Bonn

E+E-Vorhaben „Wisente im Rothaargebirge“

PHILIP SCHMITZ & KLAUDIA WITTE

Schlagwörter: Bison bonasus, E+E-Vorhaben, Freilebend, Verhaltensbiologie, Ökologie

Einleitung

Der Wisent oder Europäischer Bison (*Bison bonasus* L. 1758) ist Europas größtes einheimisches Säugetier, das die nacheiszeitliche Aussterbewelle überlebt hat (BUNZEL-DRÜKE, 2000). Noch in historischer Zeit besiedelte der Wisent weite Teile Europas und Asiens. Durch Lebensraumzerschneidung, intensive Jagd, den Verlust von geeigneten Habitaten und durch Wilderei ist die Tierart jedoch in den 20er Jahren des letzten Jahrhunderts in freier Wildbahn ausgestorben. Der letzte (bekannte) Wisent wurde 1927 im Kaukasus gewildert (KRASINSKA & KRASINSKI, 2008).

Durch rasche Zuchtanstrengungen gelang es jedoch, aus wenigen Tieren, die sich in Zoo- und Gehegehaltungen fanden, ein Erhaltungszuchtprogramm ins Leben zu rufen. Heute liegt die Populationsgröße bei etwa 4.000 Tieren, von denen mehr als die Hälfte in freilebenden Populationen zu finden ist, vornehmlich in Osteuropa (OLECH, 2008). Die IUCN (International Union for the Conservation of Nature and Natural Resources) klassifiziert den Wisent jedoch immer noch als „Vulnerable“ und die Gefahr für die Tierart ist zwar geringer, aber noch nicht gebannt.

Die Wisentpopulation teilt sich in zwei getrennte Zuchtlinien: den reinblütigen Flachlandwisent *Bison bison bison*, der auf nur sieben Gründerindividuen zurückgeht, und die Flachland-Kaukasus-Mischform *Bison b. caucasicus*, der von 12 Gründerindividuen abstammt. Reinblütige Kaukasuswisente sind ausgestorben (OLECH, 2008).

Projektidee, Ziel und Umsetzung

Im Jahre 2003 trafen sich die Prinzen zu Sayn-Wittgenstein-Berleburg, der Forstdirektor der Sayn-Wittgenstein'schen Rentkammer und Vertreter von Taurus Naturentwicklung e.V., um die Möglichkeit einer Wiederansiedlung von Wisenten im Kreis Siegen-Wittgenstein (NRW, Deutschland) zu diskutieren. Als weitere Kooperationspartner kamen später das Bundesamt für Naturschutz und die Zoologische Gesellschaft Frankfurt hinzu (LINDNER et al., 2006).

Die Initiatoren und Kooperationspartner haben sich zum Ziel gesetzt, eine kleine Population (bis zu 25 Tiere) von Wisenten frei lebend im Rothaargebirge anzusiedeln.

Die Tiere gehörten bis zu ihrer Ausrottung zur einheimischen Fauna. Als große Gras- und Rauhfutterfresser nahmen sie eine Nische im Ökosystem ein, die seit ihrer Ausrottung unbesetzt geblieben ist. Noch immer gilt der Wisent als eine weltweit bedrohte Tierart, dessen Bestand durch gezielte Zuchtbemühungen gesichert werden muss. Ein solches Projekt wäre einzigartig für Westeuropa. Einerseits ergibt sich daraus ein Alleinstellungsmerkmal für die Region, was sich auf Tourismus und Regionalentwicklung auswirken wird, andererseits hätte das Projekt, wenn es im am dichtest besiedelten Bundesland Deutschlands erfolgreich verläuft, eine Vorbildfunktion für ähnliche Vorhaben europaweit.

Zur Umsetzung des Projektes wurde im Jahre 2009 der Trägerverein „Wisent-Wildnis-Wittgenstein e.V.“ gegründet, der 2011 in „Wisent-Welt-Wittgenstein e.V.“ umbenannt wurde. Weiterhin entstanden eine Projektsteuerungsgruppe, die sich aus Vertretern verschiedener Interessensgemeinschaften zusammensetzt (Land-/ Forstwirtschaft, Jagd, Naturschutz, Tourismus, etc.) sowie eine projektbegleitende Arbeitsgruppe (LINDNER et al., 2010).

Das Projektgebiet liegt nördlich von Bad Berleburg. Beinahe das gesamte Gebiet befindet sich im Besitz des Fürstenhauses zu Sayn-Wittgenstein-Berleburg und wird von bewirtschafteten Altersklassenwäldern dominiert. Es umfasst ca. 4.000 ha zusammenhängende Waldfläche.

In einem mit dem Land NRW geschlossenen öffentlich-rechtlichen Vertrag sind die Rahmenbedingungen definiert, welche vor einer Freisetzung der Herde erfüllt sein müssen.

Durchführung

Die Umsetzung des Projektes gliedert sich in verschiedene Stufen. Als erstes wurde in den Jahren 2005 und 2006 eine Machbarkeitsstudie (E+E-Voruntersuchung) durchgeführt, um die Eignung des Gebietes, die Finanzierungsmöglichkeiten und die Akzeptanz in der Bevölkerung zu prüfen.

Als zweiter Schritt folgte die Ankunft und Eingewöhnung der Tiere (2010 bis heute). Es wurden am 24. März 2010 in einem ersten Schritt acht Wisente (3 ♂, 5 ♀) in das ca. 88 ha große Auswilderungsgehege transportiert. Ein neuntes Tier (♀) folgte am 01. April 2010. Das Auswilderungsgehege ist umzäunt und liegt in einem für die Öffentlichkeit gesperrten ruhigen Tal. Die Eingewöhnung der Herde dauert noch an, da noch einige Aspekte des öffentlich-rechtlichen Vertrages geprüft werden müssen.

Als dritter Schritt ist die Freisetzung der Wisente in das über 4.000 ha messende Projektgebiet geplant.

Schließlich folgt nach Abschluss der Hauptförderphase im Jahr 2013 die selbständige Projektfortführung und Erfolgskontrolle durch den Trägerverein.

Wissenschaftliche Begleitung

In die wissenschaftliche Begleitung des Projektes sind sechs verschiedene Arbeitsgruppen eingebunden. Folgende Themenbereiche werden bearbeitet:

- Verhaltensökologische Untersuchungen (Universität Siegen)
- Pflanzensoziologische Auswirkungen-FFH-Problematik (J.W.v.Goethe Universität Frankfurt)
- Forstökonomische Auswirkungen (Georg-August Universität Göttingen)
- Sozio-Ökonomische Auswirkungen (Universität Siegen)
- Auswirkungen auf Avifauna und Fledermäuse (Biologische Station Siegen-Wittgenstein)
- Betrachtung Coprophagenfauna (Heiko Menz)

Verhaltensbiologische und ökologische Untersuchungen

Die verhaltensbiologischen und ökologischen Studien sind die einzigen, die sich direkt mit den Wisenten befassen. Im Moment ist der Zugang zu den Tieren auf ein Minimum beschränkt, um diese vom Menschen zu entwöhnen und ihnen Gelegenheit zu geben, eine wildtiertypische Fluchtdistanz zu entwickeln.

Es konnte bereits kurze Zeit nach der Ankunft der Tiere gezeigt werden, dass diese einen stabilen und typischen Sozialverband bilden. Normalerweise herrscht eine lineare Rangfolge vor, wobei eine alte und

erfahrene Leitkuh an der Spitze der Hierarchie steht. Diese Rangfolge ist gewissen Schwankungen unterworfen.

Zur Untersuchung des räumlich-zeitlichen Verhaltens der Tiere ist die Leitkuh der Herde mit einem GPS-Halsband besendert worden. Ergänzt werden diese automatisch gesammelten Raumnutzungsdaten durch Verhaltensbeobachtungen im Feld und Ganztags-Aktivitätsbudgets. Eine im Projektgebiet installierte Wetterstation liefert ortsbezogene Witterungsdaten, die mit den Verhaltensdaten verschnitten werden können. Schließlich wurden zu verschiedenen Jahreszeiten kleinräumig Vegetations- und Geländeparameter für das gesamte Auswilderungsgehege erfasst. Somit ergibt sich bei der Betrachtung dieser Daten in ihrer Gesamtheit ein umfassendes Bild, aus dem sich ablesen lässt, auf welche Weise die Tiere zu welcher Zeit welchen Ort des Gebietes nutzen und wie dieser Ort beschaffen ist. Eine detaillierte Auswertung dieser Untersuchung steht noch aus, da noch nicht alle Daten vorliegen. Es zeigt sich jedoch schon jetzt, dass die Tiere der Untersuchungsgruppe bevorzugt die gras- und krautreichen lichten Fichtenforste neben Offenlandbereichen und Schlagfluren nutzen.

Welche Nahrung die Wisente im Mittelgebirge zu sich nehmen, ist Thema verschiedener Abschlussarbeiten, die im Zuge dieser Arbeit betreut werden. Methodisch erstrecken sich diese von direkten Beobachtungen der Futteraufnahme über eine mikroskopische Analyse der Pflanzenreste im Kot bis hin zu der Erfassung der großräumigen Biomassenproduktion im gesamten Projektgebiet. Auch hier stehen die meisten Ergebnisse noch aus. Es zeigt sich jedoch, dass der Wisent einen gewissen Anteil an holzigen Pflanzen in der Nahrung aufnimmt und offenbar auch benötigt. Den Hauptanteil der Nahrung gewinnen die Tiere jedoch über das Beweiden von Kräutern und Gräsern. Zu diesen Befunden finden sich auch Belege in der Literatur, obwohl die Angaben oft stark voneinander abweichen können (GEBCZYNSKA & KRASINSKA, 1972; KALUGIN, 1968; KHOLODOVA & BELOUSOVA, 1993).

Ebenfalls aus Kotproben lassen sich über Messungen von Cortisol-Abbauprodukten Aussagen zum Stresslevel der Tiere machen. Gemessen werden diese unter Zuhilfenahme von 11-Oxoaetiocholanolon EIA, einem Enzym-Immunoassay. Hierzu besteht eine Kooperation mit der Abteilung für Biologie und Biotechnologie der Ruhr-Universität Bochum. Diese Methodik ist unseres Wissens zum ersten Mal an Wisenten zur Anwendung gekommen und zeigt gute Ergebnisse.

Eine für das Projekt essenzielle Fragestellung ist die nach dem Verhalten der Tiere dem Menschen gegenüber. Alle Tiere des Projektes stammen aus verschiedenen Gehegen und sind an den Kontakt zum Menschen gewöhnt. Solchen ein Verhalten, das sich in Gehegehaltungen regelmäßig findet, kann sich jedoch in Situationen, in denen die Tiere unbedarften Fremden gegenüberstehen, zum Problem entwickeln.

Zur Messung der Fluchtdistanz kommt ein experimentelles Versuchsdesign zum Einsatz. In kontrollierten und standardisierten Situationen werden die Tiere ca. einmal pro Monat mit einer simulierten Touristengruppe konfrontiert. Die Versuchsteilnehmer sind den Tieren unbekannt und nähern sich der Herde auf vorgeschriebene Weise. Das Experiment wird auf Video aufgezeichnet und so für jedes Tier die fluchtauslösende Distanz individuell erfasst. In einer zweiten Messreihe werden die präsentierten Stressoren modifiziert und die Tiere mit typischen Situationen konfrontiert, die man am Rothaarsteig erwarten kann: Dies sind etwa Ski-Langläufer, Hundeführer, Tierfotografen, Zelter, Fahrradfahrer und streunende Hunde.

Als letzter großer Aspekt der Untersuchungen wird ein Langzeittest verschiedener Zaunsysteme durchgeführt. Eine experimentelle Zauntrasse durchschneidet auf einer Länge von genau 500 m die fünf häufig-

sten Habitattypen des Projektgebietes und die Übergangszonen dazwischen: Offenland, Fichtenschonung, Buchenforst, Buchen-Naturverjüngung und Schlagflur. Durch Wildkameras (SpyPoint IR6) wird dieser Zaun rund um die Uhr für mehrere Wochen unabhängig von der Präsenz eines Beobachters überwacht. Somit kann gewährleistet werden, dass die vorkommenden Wildtierarten (häufig anzutreffende Wildarten sind: Rotwild *Cervus elaphus*, Rehwild *Capreolus capreolus*, Muffelwild *Ovis orientalis musimon*, Europäischer Dachs *Meles meles*, Rotfuchs *Vulpes vulpes*, Feldhase *Lepus europaeus*) nicht in ihrem Verhalten beeinflusst werden. Ein möglicher Zaun sollte die Wisente zurückhalten, auf andere Wildtierarten jedoch einen geringeren oder keinen Effekt haben. Derzeit werden verschiedene Modifikationen eines gebräuchlichen Weidezaunes getestet.

Fazit

Durch das E+E-Vorhaben „Wisente im Rothaargebirge“ wird direkt zum Erhalt einer bedrohten genetischen Ressource beigetragen. Durch die Haltung der Herde im Rothaargebirge wird einerseits direkt, andererseits indirekt (durch Schaffung von geeigneten Habitaten und ökologischen Nischen durch die Wisente für andere Tier- und Pflanzenarten) die Biodiversität vor Ort gesteigert. Der Beweidungsdruck fördert die Offenhaltung geschützter Wiesenbereiche.

Weiterhin sind positive Auswirkungen auf die Regionalentwicklung (Marketing, Tourismus) zu erwarten. Der Wisent ist für Touristen ein hochattraktives Tier und durch geeignete Informationsveranstaltungen, Ausstellungen etc. kann eine Bewusstseinsschaffung und -schärfung in der Bevölkerung bezüglich Naturschutz, ökologischer Zusammenhänge, Bedrohung und Erhalt von Arten u. v. m. erreicht werden.

Schließlich hat das Projekt im dicht besiedelten Deutschland eine Vorreiterrolle für ähnliche Vorhaben inne.

Die verhaltensbiologischen Forschungen zielen auf eine Einschätzung und Modellierung des Verhaltens und der Lebensraumnutzung, sowie der Interaktionen mit anderen Arten ab. Die gewonnenen Erkenntnisse können direkt im Projekt sowie in anderen derartigen Vorhaben genutzt werden.

Ausblick

Sollte die Freisetzung von Wisenten im Rothaargebirge erfolgreich verlaufen, so kann das Projekt eine Vorbildfunktion für ähnliche Projekte in ganz Europa einnehmen. Darüber hinaus und unabhängig davon lassen sich schon jetzt in vielerlei Erkenntnisse zur Ethologie und Ökologie des Wisents gewinnen. Frei lebende Populationen sind immer noch sehr selten (weltweit gibt es 32 Populationen), und man hätte hier die Möglichkeit, in einer typischen Mittelgebirgsregion die Erschließung und darauf folgende Nutzung des Lebensraumes durch den Wisent intensiv zu beobachten.

Gefördert wird das Vorhaben mit Mitteln des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, mit Mitteln des Ministeriums für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen, der deutschen Umwelthilfe, der HIT Umwelt und Naturschutzstiftung-GmbH und der Large Herbivore Foundation.

Literatur

BUNZEL-DRÜKE, M. (2000): Artenschwund durch Eiszeitjäger? Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft: Großtiere als Landschaftsgestalter - Wunsch oder Wirklichkeit? - Berichte aus der LWF, Nummer 27 (Aug. 2000) Freising.

GEBCZYNSKA, Z. & KRASINSKA, M. (1972): Food preferences and requirements of the European bison. - Acta Theriologica 27 (10): 105-116

KALUGIN, S.G. (1968): Vosstanovlenie zubra na severo-zapadnom Kavkaze. - Trudy Kavkaz.gos.Zap. 10: 3-94

KHOLODOVA, M.W. & BELOUSOVA I.P. (1993): The study of fooder's assimilation effectiveness and energy by European and American Bison in main breeding centre of Priokskoterrasny Biosphere Reserve. - In: BELOUSOVA I.P. (ed.): Kvoprosu o vozmozhnosti sokhraneniya zubra v Rossii. – Pushchino (Russian Academy of Sciences): 85-90 + 117.

KRASINSKA, M. & KRASINSKI, Z.A. (2008): Der Wisent. *Bison bonasus L.* – Hohenwartsleben (Westarp) (Die Neue Brehm-Bücherei; 74)

LINDNER, U., BUNZEL-DRÜKE, M. & REISINGER, E. (2006): Vorstudie zum E+E-Vorhaben „Wiederansiedlung von Wisenten im Rothaargebirge“. - Taurus Naturentwicklung e.V.

LINDNER, U., BUNZEL-DRÜKE, M., REISINGER, E. & TILLMANN, J. (2006): „Die Rückkehr des Königs“ - die Freisetzung von Europäischen Wisenten (*Bison bonasus* LINNAEUS, 1758) im Rothaargebirge. - Natur und Landschaft 85: 532-537

OLECH, W. (2008): Bison bonasus. - In: IUCN: IUCN Red List of Threatened Species. Version 2011.1. - <www.iucnredlist.org>. Downloaded on 18 August 2011.

Philip Schmitz
Universität Siegen
Fakultät IV Chemie und Biologie
Fachgruppe Ökologie und Verhaltensbiologie
Adolf-Reichwein-Strasse 2
57068 Siegen
schmitz@biologie.uni-siegen.de

Treffpunkt Biologische Vielfalt 11	2012	113 - 118	Hrsg.: Bundesamt für Naturschutz, Bonn

Invasive Tier- und Pflanzenarten und der völkerrechtliche Schutz der marinen Artenvielfalt

NORA-PHOEBE ERLER

Schlagwörter: Invasive gebietsfremde Spezies, Biodiversitätsschutz, völkerrechtliche Vorgaben

Invasive Spezies sind ein weltweit wachsendes Problem, da sie eine zunehmende Gefahr für die heimische Biodiversität darstellen, gesundheitliche Schäden hervorrufen können und hohe wirtschaftliche Kosten verursachen. Die Wege, auf denen invasive Spezies in fremde Ökosysteme gelangen, sind vielfältig. Gemeinsam ist ihnen jedoch, dass sie mittelbar oder unmittelbar mit menschlichem Handeln in Zusammenhang stehen.

Zum einem erfolgt die Ansiedlung invasiver Spezies absichtlich. Neue Spezies werden oft aus ökonomischen Gründen in einem anderen Lebensraum angesiedelt, etwa im Rahmen von Aquakultur. Darüber hinaus werden neue Arten im Rahmen einer biologischen Schädlingsbekämpfung oder für den Sportfischfang angesiedelt. Invasiv werden solche Spezies dann, wenn sie außer Kontrolle geraten, überhand nehmen und andere Arten verdrängen. Auch besteht die Gefahr, dass sie auf das benachbarte Ökosystem übergreifen.[1] Durch die Ansiedlung einer invasiven Spezies in einem Land wird ein Risiko dafür geschaffen, dass sie sich auch auf andere Länder ausbreitet.[2] Problematisch ist, dass im Vorhinein schwer abzuschätzen ist, ob eine neue Spezies invasiv werden kann. Daher müssen Regelungsmechanismen, die sich mit der beabsichtigten Ansiedlung invasiver Spezies befassen, den richtigen Ausgleich finden. Auf der einen Seite ist der Nutzen neuer Spezies in Betracht zu ziehen, auf der anderen Seite aber auch das ihnen innewohnende Risiko.[3] Besondere, noch nicht in ihrem Ausmaß abschätzbare Gefahren, können sich auch durch das Einbringen genetisch modifizierter Spezies in ein Ökosystem ergeben. Zum anderen werden invasive Spezies auch unbeabsichtigt eingeführt. Eine der Hauptursachen für den Import invasiver Spezies ist das Ballastwasser von Schiffen sowie das Einschleppen durch den Schiffsbewuchs. Weiterhin sind allerdings noch nicht alle Wege erforscht, auf denen invasive Spezies in andere Ökosysteme gelangen können.

Definition: „invasive gebietsfremde Spezies“

Mangels eines rechtlich verbindlichen internationalen Regelwerks für invasive Spezies gibt es im Moment keine allgemeinverbindliche Definition. Die International Union for Conservation of Nature (IUCN) definiert sie in ihren „Guidelines for the Prevention of Biodiversity Loss caused by Alien Species“ als nicht einheimische Arten, die in natürlichen oder halbnatürlichen Ökosystemen oder Habitaten etabliert

---

1 MCGEE (2001): Proposals for Ballast Water Regulation: Biosecurity in an insecure world. - Colorado Journal of International Environmental Law and Policy: 141, 144

2 PERRAULT/MUFFETT (2002): Turning off the Tap: A Strategy to Address International Aspects of Invasive Alien Species. - Review of European Community & International Environmental Law 11: 211,218

3 BÖCKENFÖRDE (2002): The Introduction of Alien or New Species into the Marine Environment: A Challenge for Standard Setting and Enforcement. – In: EHLERS, MANN-BORGESE & WOLFRUM (ed): Marine Issues, From a Scientific, Political and Legal Perspective: 241, 249

sind, Veränderungen verursachen und die heimische Biodiversität bedrohen. Wobei nicht einheimische Spezies solche sind, die außerhalb ihres natürlichen Lebensraums und unabhängig von natürlichen Ausbreitungsmechanismen auftreten[4]. Auch die "CBD Guiding Principles for the Prevention, Introduction and Mitigation of Impacts of Alien Species that Threaten Ecosystems, Habitats or Species" enthalten eine, in weiten Teilen identische, Definition.[5] Allerdings ist die Definition der IUCN, was den menschlichen Einfluss angeht, weiter gefasst, da sie neben „movement by human agency" auch „care" gelten lässt, um eine Spezies als nicht heimisch zu klassifizieren. Die beiden Definitionen kommen dann zu unterschiedlichen Ergebnissen, wenn eine Spezies ein neues Ökosystem ohne menschliches Zutun erreicht, aber erst der menschliche Einfluss dazu führt, dass sie sich dauerhaft etablieren kann.[6] Darüber hinaus stellt sich die Frage, wie mittelbar menschlicher Einfluss einwirken kann, um eine Spezies als nicht heimisch einzuordnen. In Betracht kommen dabei der Bau von Kanälen[7] oder der Einfluss des Klimawandels.

Völkerrechtliches Regelwerk

Das Regelwerk für invasive Spezies auf internationaler Ebene ist stückhaft und es fehlt an verbindlichen Regelungen. Die wichtigsten internationalen Konventionen, die sich auch mit invasiven Spezies befassen, sind das Seerechtsübereinkommen der Vereinten Nationen (UNCLOS), die Biodiversitätskonvention (CBD), das Übereinkommen zur Erhaltung wandernder wild lebender Tierarten (Bonner Konvention) und das Übereinkommen über Feuchtgebiete, insbesondere als Lebensraum für Wasser- und Wattvögel (Ramsar Konvention). Außerdem wird das internationale Übereinkommen von 2004 zur Überwachung und Behandlung von Ballastwasser und Sedimenten von Schiffen (Ballastwasser-Übereinkommen), das die Internationale Schifffahrtskommission (IMO) auf der internationalen Konferenz vom 9. bis 13. Februar 2004 verabschiedet hat, falls es in Kraft tritt, einen wichtigen Beitrag zu den Problemen leisten, die mit der Einschleppung invasiver Spezies durch Ballastwasseraustausch zusammenhängen.

Das Seerechtsübereinkommen der Vereinten Nationen (UNCLOS)

UNCLOS gibt einen Rahmen vor, der von anderen Verträgen ausgefüllt werden muss, enthält aber nur eine Vorschrift, die sich ausdrücklich mit invasiven Spezies befasst.

Art. 196 I UNCLOS bezeichnet ausdrücklich invasive Spezies als „Zuführung fremder oder neuer Arten in einen bestimmten Teil der Meeresumwelt, die dort beträchtliche und schädliche Veränderungen hervorrufen können". Dabei bezieht sich die Vorschrift auf beide Formen, nämlich „absichtlich oder zufällig", wie neue Arten in ein Ökosystem gelangen können. Fraglich ist, ob Art. 196 I UNCLOS so auszulegen ist, dass es sich bei invasiven Spezies um eine Form der Verschmutzung handelt. Dies ist insofern von Bedeutung, da nur, wenn sie als Verschmutzung anzusehen sind, der rechtliche Rahmen der von Art. 196 I UNCLOS geschaffen wird, über Art. 211 in Verbindung mit Art. 237 UNCLOS ausgefüllt werden kann.

---

4 IUCN Guidelines For the Prevention of Biodiversity Loss Caused by Alien Invasive Species. - abrufbar unter: http://www.iucn.org/themes/ssc/pubs/policy/invasivesEng.htm.

5 CBD Guiding Principles for the Prevention, Introduction and Mitigation of Impacts of Alien Species that Threaten Ecosystems, Habitats or Species. - abrufbar unter: www.cbd.int/doc/meetings/cop/cop-06/official/cop-06-18-add1-en.doc

6 RILEY (2005): Invasive Alien Species and the Protection of Biodiversity: The Role of Quarantine Laws in the Resolving Inadequacies in the International Legal Regime. - (3) *Journal of Environmental Law 17(3):* 323, 327

7 BOUDOURESQUE (1999): The Red Sea- Mediterranean link: unwanted effects of canals. – In: SANDLUND, SCHEI & VIKEN (ed): Invasive Species and Biodiversity Management: 214

Handelt es sich bei invasiven Spezies dagegen nicht um Verschmutzung, kann dies nur über Art. 197 UNCLOS geschehen.[8] Dies ist insofern von Bedeutung, als dass die Vorschriften unterschiedliche Voraussetzungen haben. Außerdem könnte es zur Folge haben, dass das Ballastwasser-Übereinkommen, wenn es in Kraft tritt, über 211 (2) UNCLOS für alle UNCLOS Vertragsstaaten bindend wäre, unabhängig davon, ob sie das Ballastwasser-Übereinkommen ratifiziert haben.

Weiterhin wären, wenn man invasive Spezies als eine Form der Verschmutzung ansehen könnte, auch andere Vorschriften der UNCLOS anwendbar. Dies wäre der Fall für Art. 194 (2) UNCLOS, der die Vertragsstaaten verpflichtet, alle notwendigen Maßnahmen zu ergreifen, damit ihrer Kontrolle unterstehende Tätigkeiten keine Verschmutzung anderer Staaten verursachen oder Art. 198 UNCLOS, der die Pflicht zur Benachrichtigung anderer Staaten und der zuständigen internationalen Organisationen über unmittelbar bevorstehende oder tatsächliche Verschmutzungsschäden enthält. Ob invasive Spezies als Verschmutzung betrachtet werden können, ist umstritten. Dafür lässt sich argumentieren, dass die Spezies in ein Gebiet gelangen, in das sie nicht gehören und dort schädliche Wirkungen entfalten.[9] Dagegen, invasive Spezies als eine Form der Verschmutzung anzusehen, spricht, dass sie selbst ein natürlicher Teil eines Ökosystems sind. Darüber hinaus spricht der Wortlaut von Art. 196 (1) in Zusammenhang mit Art. 1 (4) UNCLOS und die Systematik der UNCLOS eher dafür, invasive Spezies nicht als Form der Verschmutzung zu betrachten.

Die Biodiversitätskonvention (CBD)

Art. 8 h CBD der Konvention enthält eine Vorschrift invasive Spezies betreffend. Alle Vertragsparteien sollen soweit als möglich und angebracht die Einführung nicht heimischer Arten verhindern und sollen die nicht einheimischen Arten, welche Ökosysteme, Habitate oder Spezies bedrohen, kontrollieren oder ausmerzen. Die Vorschrift ist vage in ihrer Formulierung und beinhaltet keine Verpflichtung für die Vertragsparteien. Sie bietet einen rechtlichen Rahmen, der zum Beispiel durch ein Protokoll ausgefüllt werden kann. Dies ist der Weg, den die Mitgliedstaaten im Hinblick auf die Erfüllung ihrer Verpflichtung aus Art. 8 g CBD mit dem Cartagena-Protokoll on Biosafety gewählt haben, das den grenzüberschreitenden Handel, Transport und Umgang mit gentechnisch veränderten Organismen regelt und das auch ein Beispiel für den Umgang mit absichtlich eingeführten invasiven Spezies darstellen kann.

Auf der Konferenz der Vertragsparteien in Den Haag 2002 war die Umsetzung von Art. 8 h CBD Thema, und es wurden Richtlinien über den Umgang mit invasiven Spezies beschlossen (Guiding Principles for the Prevention, Introduction and Mitigation of Impacts of Alien Species that Threaten Ecosystems, Habitats or Species).[10] Die Guiding Principles nehmen Bezug auf das Vorsorgeprinzip und den Ökosystemansatz. Das 1. Guiding Principle verweist auf die Rio Deklaration von 1992 und die Präambel der Biodiversitätskonvention und das dort formulierte Vorsorgeprinzip. Diese beinhaltet, dass, wenn schwere oder

---

8 BÖCKENFÖRDE (2002): The Introduction of Alien or New Species into the Marine Environment: A Challenge for Standard Setting and Enforcement. – In: Ehlers, MANN-BORGESE & WOLFRUM (ed): Marine Issues, From a Scientific, Political and Legal Perspective: 241, 244, 258

9 PERRAULT/CARROLL (2000): Review of European Community & International Environmental Law 11: 211, 214; IUDICELLO/LYTLE (1994): Marine Biodiversity and International: Instruments and Institutions that can be used to conserve Marine Biological Biodiversity Internationally. - Tulane Environmental Law Journal 8: 123, 145; FOSTER (2000): Pollutants without Half-lives: The Role of Federal Environmental Laws in Controlling Ballast Water Discharges of Exotic Species. - Environmental Law 33: 99, 101

10 Conference of the Parties to the Convention on Biological Diversity, The Hague, 7-19 Apr. 2002, Decision VI/23, abrufbar unter: http://www.cbd.int/decision/?id=7197=

bleibende Schäden drohen, ein Mangel an vollständiger wissenschaftlicher Gewissheit kein Grund dafür sein darf, Maßnahmen zur Vermeidung von Umweltschäden aufzuschieben. Das 3. Guiding Principle nimmt Bezug auf den Ökosystemansatz. Bei diesem Ansatz handelt es sich um eine Strategie für das integrierte Management von Land, Wasser und lebenden Ressourcen[11]. Diese Guiding Principles sind nicht rechtlich bindend, könnten aber Anhaltspunkte bei der Schaffung eines bindenden Vertragswerks bieten.

Das Ballastwasser-Übereinkommen

Das Ballastwasser-Übereinkommen der IMO ist noch nicht in Kraft getreten. Bisher wurde es von 28 Staaten ratifiziert, deren Handelsflotten zusammen 25,43 % des Bruttoraumgehalts der Welthandelsflotte ausmachen.[12] Das Übereinkommen tritt 12 Monate nach Ratifizierung durch 30 Staaten, deren Handelsflotten zusammen mindestens 35 % des Bruttoraumgehalts der Welthandelsflotte ausmachen, in Kraft (Art. 18 Ballastwasser-Übereinkommen). Es ist das erste Übereinkommen auf internationaler Ebene, das bindende Standards für die Behandlung von Ballastwasser setzt. Es kann insofern Vorreiter sein für die die Entwicklung eines Übereinkommens bezüglich Schiffsbewuchs auf der Grundlage internationaler[13] und nationaler Guidelines und Standards.

Das Übereinkommen findet Anwendung auf Schiffe, welche die Flagge einer Vertragspartei zu führen berechtigt sind oder unter der Hoheitsgewalt einer Vertragspartei betrieben werden (Art. 3 I). Auch auf Schiffe von Nichtvertragsparteien kann das Übereinkommen Anwendung finden (Art. 3 III). Kontrollkompetenzen und Möglichkeiten der Sanktionierung bei Zuwiderhandlung kommen sowohl dem Flaggenstaat als auch dem Vertragsstaat zu, an dessen Küste oder Hafen sich das Schiff befindet (Art. 8-10). Das Ballastwasserübereinkommen legt Regeln für das Ballastwassermanagement fest.

Problematisch am Ballastwasser-Übereinkommen sind die Ausnahmen, z. B. in Regel B-4 die Ausnahme, dass ein Schiff seinen Reiseablauf nicht verzögern muss, um seinen Verpflichtungen, den Ballastwasseraustausch betreffend, nachzukommen. Trotzdem stellt das Ballastwasser-Übereinkommen einen Schritt in die richtige Richtung dar, falls es in Kraft tritt.

Im Zusammenhang mit dem Ballastwasser-Übereinkommen stellt sich auch die Frage nach seinem Verhältnis zur UNCLOS. Wenn man invasive Spezies unter den Begriff „Verschmutzung“ subsumiert, dann entstehen Widersprüche zwischen einzelnen Vorschriften der beiden Regelwerke. So billigt das Ballastwasserübereinkommen Hafenstaaten weitreichendere Kompetenzen zu als es im Zusammenhang mit UNCLOS der Fall ist. Des Weiteren erlaubt Art. 2 (3) des Ballastwasser-Übereinkommens Maßnahmen zu treffen, die über die im Übereinkommen übernommenen Verpflichtungen hinausgehen und die keinen geographischen Beschränkungen unterliegen, also in der gesamten ausschließlichen Wirtschaftszone eines Staates Anwendung finden könnten. Art. 211 (6) UNCLOS legt dagegen fest, dass weitergehende Maßnahmen nur in einem klar definierten Gebiet der ausschließlichen Wirtschaftszone ergriffen werden dürfen.

---

[11] COP 5 Decision V/6, Nairobi, 15-26 Mai 2000, abrufbar unter: http://www.cbd.int/decisions/?m=COP-05&id=7148&ig=0

[12] Stand 31. Juli 2011, Convention Status, abrufbar unter: http://www.imo.org/

[13] IMO Guidelines for the Control and Management of Ships' Biofouling to Minimise the Transfer of Invasive Aquatic Species

Übereinkommen über Feuchtgebiete, insbesondere als Lebensraum für Wasser- und Wattvögel (Ramsar Konvention)

Die Ramsar Konvention selbst enthält keine Regelungen bezüglich invasiver Spezies. Im Rahmen der Ramsar Konvention hat die Conference of the Parties (COP) zwei Resolutionen verabschiedet, die invasive Spezies betreffen sowie die Bedeutung von Prävention und Kooperation betonen. Weiterhin hat sie die Erstellung von Guidelines, die sich mit invasiven Spezies in Feuchtgebieten befassen, beschlossen. Der Vorteil, das Problem im Rahmen der Ramsar Konvention anzugehen, liegt darin, dass sich Besonderheiten von Feuchtgebieten besser einbeziehen lassen, der Nachteil ist allerdings, dass dies zur stückhaften Regelung beiträgt und Kooperation mit anderen Regelungswerken unerlässlich macht.

Übereinkommen zur Erhaltung wandernder wild lebender Tierarten (Bonner Konvention)

Wandernde Tierarten sind aufgrund ihres weiten Verbreitungsgebiets mehr Gefahren ausgesetzt als nicht wandernde Tierarten.[14] Dies macht sie auch besonders verwundbar für den Einfluss invasiver Spezies. Die Bonner Konvention enthält zwei Vorschriften, die sich mit invasiven Spezies befassen. Art. III (4)(c) Bonner Konvention verpflichtet die Vertragsstaaten gegen Einflüsse vorzugehen, welche die in Anhang I genannte wandernde Arten gefährden oder zu gefährden drohen und nennt ausdrücklich nicht heimische Arten. Der Wortlaut der Vorschrift ist allgemein gehalten und enthält keine Kriterien oder Mechanismen, wie das Ziel erreicht werden kann. Art. V Bonner Konvention enthält Leitlinien für Abkommen, die für die in Anhang II genannte Arten geschlossen werden können, und die zum Ziel haben, die betreffende wandernde Art in einen günstigen Erhaltungszustand zu bringen und in diesem zu erhalten. Art. V (5)(e) Bonner Konvention bezieht sich ausdrücklich auf nichtheimische Arten, die sich nachteilig auf wandernde Arten auswirken können.

Ein Beispiel für ein solches Abkommen, das auch Vorschriften bezüglich des Umgang mit invasiven Spezies enthält, ist das Abkommen zur Erhaltung der afrikanisch-eurasischen wandernden Wasservögel (Den Haag 1995), das einen Rahmen für internationale Kooperation entlang der Flugrouten schafft. Im Hinblick auf Meeresspezies, könnte Art. V (5)(e) Bonner Konvention das Instrument sein, um zum Beispiel gegen negative Einflüsse invasiver Meeresalgen auf geschützte, wandernde wild lebende Tierarten vorzugehen.[15]

Zusammenfassende Bemerkungen

Die Einschleppung invasiver Arten hat Auswirkungen auf der nationalen und regionalen Ebene, gleichzeitig sind die Gründe internationaler Natur, so dass daher ein effektives völkerrechtliches Regelwerk und internationale Kooperation erforderlich ist. Der Umgang mit dem Problem invasiver gebietsfremder Arten ist auf völkerrechtlicher Ebene derzeit noch lückenhaft. Während das Ballastwasser-Übereinkommen in Kürze in Kraft treten wird, sind andere Wege der Einschleppung invasiver Arten wie der Schiffsbewuchs noch kaum rechtlich geregelt. Darüber hinaus finden sich keine detaillierten Regelungen bezüglich Haftungsfragen und Wiederherstellungsmaßnahmen, wirtschaftliche Instrumente (z. B. Pathway user fees oder Haftungsfonds) und Regelungen zum Schutz von besonders gefährdeten Regionen. Auch gibt es

---

[14] Convention on Migratory Species: Ninth meeting of the Conference of the Parties, *CMS Capacity Building Strategy,* abrufbar unter: www.cms.int/bodies/COP/cop9/documents/meeting_docs/English/Doc_30_Rev2_CapacityBuildingStrategy_E.pdf+invasive+species&hl=en&sig=AHIEtbQiKsUnsk2aWHFevUde_gOiLcZsaw.

[15] DOELLE, MCCONNELL & VANDERZWAAG (2007): Invasive Seaweeds: global and regional law and policy responses. - *Botanica Marina 50:* 441

keine allgemeinverbindliche Definition für „invasive gebietsfremde Arten“. Um dies zu ändern, sollte kein völlig neues Instrument geschaffen werden, sondern an bereits bestehende Regime angeknüpft werden. In dieser Hinsicht bieten sich UNCLOS und CBD als geeignete Instrumente an. Allerdings ist das Seerechtsübereinkommen insofern limitiert, als die Anwendbarkeit vieler Vorschriften daran scheitern wird, dass es problematisch ist, invasive Arten als eine Form der „Verschmutzung“ im Sinne des UNCLOS anzusehen. Die CBD stellt mit ihrem weiten Anwendungsbereich und unter dem Gesichtspunkt, dass dem Vorsorgeprinzip und dem Ökosystemansatz größtmögliche Bedeutung zugemessen werden sollte, einen geeigneten Rahmen dar, um dem Problem zu begegnen.

Literatur

BÖCKENFÖRDE, M. 2002): The Introduction of Alien or New Species into the Marine Environment: A Challenge for Standard Setting and Enforcement. – In: EHLERS, P.; MANN-BORGESE, E.; WOLFRUM, R. (eds): Marine Issues, From a Scientific, Political and Legal Perspective

BOUDOURESQUE, C.F. (1999): The Red Sea- Mediterranean link: unwanted effects of canals. – In: SANDLUND, O.T., SCHEI, P J. & VIKEN, A. (eds): Invasive Species and Biodiversity Management.

DOELLE, M., MCCONNELL, M.L. & VANDERZWAAG, D.L. (2007): Invasive Seaweeds: global and regional law and policy responses. - Botanica Marina 50*:* 441

FOSTER, B.C. (2002): Pollutants without Half-lives: The Role of Federal Environmental Laws in Controlling Ballast Water Discharges of Exotic Species. - Environmental Law *30:* 99

IUDICELLO, S., LYTLE, M. (1994): Marine Biodiversity and International: Instruments and Institutions that can be used to conserve Marine Biological Biodiversity Internationally. - Tulane Environmental Law Journal 8: 123

MCGEE, S. (2001): Proposals for Ballast Water Regulation: Biosecurity in an insecure world. - Colorado Journal of International Environmental Law and Policy: 141

PERRAULT, A.M., MUFFETT, W.C. (2002): Turning off the Tap: A Strategy to Address International Aspects of Invasive Alien Species. - Review of European Community & International Environmental Law 11: 211

RILEY, S. (2005): Invasive Alien Species and the Protection of Biodiversity: The Role of Quarantine Laws in the Resolving Inadequacies in the International Legal Regime. - Journal of Environmental Law 17(3)*:* 323

Nora-Phoebe Erler
Justus-Liebig-Universität Gießen
Professur für öffentliches Recht, Völkerrecht und Europarecht
Licher Str. 76
35394 Gießen
nora-phoebe.erler@recht.uni-giessen.de

Treffpunkt Biologische Vielfalt 11	2012	119 - 123	Hrsg.: Bundesamt für Naturschutz, Bonn

Nahrungskonkurrenz zwischen kommerziellen und nichtkommerziellen Plattfischarten in der südlichen Nordsee

SABINE SCHÜCKEL, ANNE F. SELL, INGRID KRÖNCKE & HENNING REISS

Schlagwörter: Beute-Ressourcen Trennung, Zwergzunge, Lammzunge, Scholle, Kliesche, südliche Nordsee, AWZ

Die Nutzung unterschiedlicher Ressourcen verringert inter- und intraspezifische Konkurrenz und ermöglicht Arten im selben Habitat zu koexistieren. Basierend auf Schoener (1974) wird eine Ressourcentrennung bei koexistierenden Fischarten vorwiegend durch Beute, Lebensraum und Zeit geprägt, wobei die trophische Trennung den größten Stellenwert einnimmt.

Plattfische als benthivore Prädatoren werden durch das Sediment im Habitat beeinflusst, welches ihre benthische Lebensweise wiederspiegelt (GIBSON & ROBB, 1992). Durch ihre gleichen Ansprüche an den benthischen Lebensraum sind Plattfische in ihren Lebensraum- und Umweltansprüchen ähnlicher als andere Fischarten und konkurrierende Interaktionen wirken stärker innerhalb ihrer Populationsgemeinschaften (GIBSON, 1994; PIET et al., 1998).

In der südlichen Nordsee sind Plattfische ein wichtiger Bestandteil der Fischgemeinschaften (DAAN et al., 1990). Für die Deutsche Bucht sind zehn Plattfischarten verzeichnet. Arten wie Scholle *Pleuronectes platessa* (LINNAEUS 1758), Kliesche *Limanda limanda* (LINNAEUS 1758) und Seezunge *Solea solea* (LINNAEUS 1758) stellen die dominantesten kommerziellen Arten dar, wohingegen Zwergzunge *Buglossidium luteum* (RISSO 1810) und Lammzunge *Arnoglossus laterna* (WALBAUM 1792) die häufigsten nichtkommerziellen Arten sind.

Seit Ende der 80er Jahren wird in der südlichen Nordsee ein stetiger Anstieg in den Abundanzen der beiden kleineren nichtkommerziellen Plattfischarten Zwergzunge und Lammzunge beobachtet (VAN HAL et al., 2010). Vor allem intensive Fischerei (insbesondere Baumkurrenfischerei) und klimatische Veränderungen in der südlichen Nordsee werden als Ursache für diesen Anstieg angenommen (DAAN et al., 2005). Aber auch zunehmende interspezifischer Nahrungskonkurrenzen zwischen kommerziellen und nichtkommerziellen Plattfischarten könnten die Folge des Abundanzanstieges kleiner Fischarten sein (BURKE et al., 1991; GIBSON, 1994). Die gleichzeitige Zerstörung des benthischen Lebensraumes und damit folglich die Nahrungsgrundlage dieser Fischarten durch intensive Grundfischerei, intensivieren die inter- und intraspezifischen Konkurrenzen zusätzlich. Zukünftige Veränderungen des gesamten Nahrungsnetzes innerhalb dieses marinen Ökosystems sind zu erwarten.

Ziel des Forschungsprojektes ist es die kleinräumige Verteilung und saisonale Variabilität des Nahrungsspektrums von kommerziellen (Kliesche, Scholle) und nichtkommerziellen Bodenfischarten (Zwergzunge, Lammzunge, Grundel und Leierfisch) mit den parallel erhobenen Benthosproben (Makro- und Meiofauna) in Bezug auf Abundanzen, Diversität und Gemeinschaftsstruktur in einem Gebiet der Deutschen Bucht („Box A“) auf gleicher zeitlicher und räumlicher Skala zu vergleichen. Hinweise auf bestehende Nahrungsüberlappungen und -konkurrenzen zwischen kommerziellen und nichtkommerziellen Plattfi-

schen in direkten Vergleich zur Nahrungsverfügbarkeit im Habitat sollen aufgezeigt werden. Neben der Makrofauna ist auch die Rolle der Meiofauna als Beuteressource ein weiterer Untersuchungsaspekt.

Im folgenden Vortrag soll der Fokus auf dem Vergleich der Nahrungsspektren von kommerziellen und nichtkommerziellen Plattfischen im Vergleich zu ihrer Nahrungsverfügbarkeit im Habitat liegen.

Zu diesem Zweck wurden zwischen Januar 2009 und Januar 2010 saisonale Probennahmen des Benthos im 1. (Januar 2009 und 2010) und 3. Quartal (Juli/August) im Rahmen des jährlich durchgeführten „Monitorings der Bodenfischbestände" (GERMAN SMALL SCALE BOTTOM TRAWL SURVEY, EHRICH et al., 2007) und im 2. (Mai) und 4. Quartal (Oktober) im Rahmen zweier Ausfahrten mit dem Forschungskutter Senckenberg an insgesamt 48 Stationen durchgeführt. Orts- und zeitgleich wurden an insgesamt 12 Stationen im Januar (2009) und jeweils 9 Stationen im Mai, Juli, Oktober und Januar (2010) insgesamt 1342 Klieschen, 714 Schollen, 3450 Zwergzungen, 723 Lammzungen für Mageninhaltsanalysen gesammelt.

Die Probennahme der kommerziellen Fischarten (Scholle, Kliesche) erfolgte mit einem GOV Grundschleppnetz, wohingegen die kleineren Fischarten (Zwergzunge, Lammzunge) mit einer 2 m Baumkurre beprobt wurden (für Details der Schleppnetze, siehe ICES, 2009). Die Schleppzeit jedes GOV Fanges betrug 30 Minuten bei einer Schleppgeschwindigkeit von 4 Knoten über Grund. Für die 2 m Baumkurrenfänge wurde eine Schleppzeit von 5 Minuten bei einer Geschwindigkeit von 2 Knoten über Grund gewählt. Aus jedem Fang wurden alle Individuen von Scholle, Kliesche, Zwerg- und Lammzunge herausgesammelt, einzeln auf den unteren cm (L_T cm below) vermessen und gewogen. Für die späteren Mageninhaltsanalysen wurden jeweils 35 Tiere von Scholle und Kliesche in 5 cm Fischlängen (L_T) und jeweils 35 Tiere von Zwergzunge und Lammzunge in 2 cm Fischlängen (L_T) sortiert. Die Mägen der beiden kommerziellen Arten wurden direkt an Bord entnommen und bei -20 C eingefroren. Tiere der nichtkommerziellen Arten wurden komplett weggefroren und die Mägen später im Labor entfernt.

Im Labor wurden nach Auftauen der Mägen die Mageninhalte in Wasser überführt und darin enthaltene Beuteorganismen soweit möglich auf Artniveau bestimmt und gezählt. Für Biomassebestimmung wurde Fischbeute direkt gewogen, wohingegen die Biomasse der benthischen Beutetiere über parallel genommen Infauna- und Epifaunaproben ermittelt wurden.

Die Infauna wurde zeit- und ortsnah zu den Fischfängen mit einen Van Veen Greifer (0,1 m^2) beprobt. Alle Proben wurden an Bord über 0,5 mm Maschenweite gesiebt und zur späteren Analyse im Labor fixiert. Im Labor wurden alle Proben erneut über eine Siebkaskade (2 mm und 1 mm Maschenweite) gesiebt, um Infauna-Größendaten zu erhalten, sortiert, auf Artniveau bestimmt und gezählt. Die Epifauna wurde aus dem 2 m Baumkurrenfang beprobt. Jede Probe wurde an Bord über 5 mm Maschenweite gesiebt, auf Artniveau bestimmt und gewogen.

Die Mägen von insgesamt 1.557 Zwergzungen, 672 Lammzungen, 1402 Klieschen und 698 Schollen wurden analysiert (leere Mägen wurden nicht in die Analyse integriert). Für jedes Beutetier in den Mägen wurde die prozentuale Häufigkeit, Abundanz und Biomasse ermittelt und daraus ihre relative Wichtigkeit (R_i) errechnet (s. HYSLOP, 1980). Um Nahrungsunterschiede in Abhängigkeit der Fischgröße zu ermitteln, wurden die Mageninhaltsdaten basierend auf den gesammelten Längen in sechs L_T-Klassen (Scholle, Kliesche) und in vier L_T-Klassen (Zwerg- und Lammzunge) unterteilt. Die relative Wichtigkeit (R_i) des Beutetieres pro Längenklasse wurde bestimmt. Mit unterschiedlichen statistischen Verfahren (u. a. One Way ANOVA, SIMPER) wurden signifikante Unterschiede und Gemeinsamkeiten in den Nahrungsspektren zwischen den vier Fischarten analysiert. Mit Hilfe des Schoener Index (SCHOENER, 1974) wurde eine

signifikante Nahrungsüberlappung zwischen kommerziellen und nichtkommerziellen Fischarten in Abhängigkeit ihrer Fischgröße errechnet.

Die Nahrungszusammensetzung von Zwerg- und Lammzunge setzte sich vorwiegend aus verschiedenen Krebstieren zusammen. Während Ruderfußkrebse (harpacticoide Copepoden), Flohkrebse (Amphipoden) und Cumacea die wichtigsten Beutegruppen in der Nahrung der Zwergzunge waren, bildeten die Zehnfußkrebse (Decapoda) die wichtigste Beutetiergruppe in der Nahrung der Lammzunge. Juvenile Muscheln (Bivalvia) und Stachelhäuter (Echinodermata) ergänzten die Nahrung der Zwergzunge, Fischbeute (kleine Plattfische, Grundeln) die Nahrung der Lammzunge. Borstenwürmer (Polychaeta) dominierten die Nahrungszusammensetzung von Kliesche und Scholle. Zehnfußkrebse und Flohkrebse wurden als weitere Beutetiere in den Mägen der Kliesche gefunden, wohingegen Muscheln die Nahrungszusammensetzung der Scholle ergänzten.

Trotz der generellen unterschiedlichen Nahrungspräferenzen zwischen beiden kommerziellen und nichtkommerziellen Fischarten, zeigte der Vergleich der Nahungszusammensetzungen in Abhängigkeit der Fischlänge (L_T) eine deutliche Nahrungsüberlappung zwischen kleineren Individuen beider kommerziellen Arten Scholle und Kliesche (L_T < 16 cm) mit beiden nichtkommerziellen Arten Zwerg- und Lammzunge.

In Anlehnung an morphologischen Studien von Piet et al. (1998), limitiert die Größe der Maulspalte als wichtigster morphologischer Faktor die Größe der Beute und damit folglich die hohe Nahrungsüberlappung. Die hohe Wichtigkeit kleinerer Beutetiere (wie Ruderfußkrebse, Flohkrebse, juvenile Muscheln) in der Nahrung kleiner Schollen und Klieschen mit kleinerer Maulöffnung erhöht die Ressourcenkonkurrenz mit Zwerg- und Lammzunge. Gleiche diurnale Fressaktivitätszeiten von Scholle, Kliesche und Lammzunge als Tagprädatoren können die bestehende Ressourcenkonkurrenz zusätzlich verstärken.

Eine Zunahme von Maulspaltengröße und Maulspaltenweite mit zunehmender Fischgröße, zusammen mit höherer Schwimmschnelligkeit und Sehweite ermöglicht das Fressen größerer und mobilerer Beute. Basierend auf unseren Ergebnissen, zeigen größere Schollen und Klieschen (L_T > 16 cm) eine Bevorzugung an größerer Beute, vor allem Borstenwürmer, Krebse (wie Schwimmkrabben) und Fisch (wie Grundeln). Auf Basis von Kosten-Nutzen Strategien tendieren größere Schollen und Klieschen zu energetisch wertvollerer Beute, die gleichzeitig eine trophische Trennung mit den beiden kleineren Arten Zwerg- und Lammzunge ermöglicht (SCHOENER, 1974).

Interessanterweise zeigten sich zwischen den Nahrungsspektren beider nichtkommerziellen Arten geringe Nahrungsüberlappungen. Vor allem die Dominanz an Ruderfußkrebsen in der Nahrung der Zwergzunge, entgegen der Dominanz an Zehnfußkrebsen in der Nahrung der Lammzunge deuteten eher abweichende Beutepräferenzen und folglich, eine erfolgreiche Koexistenz im selben Habitat an (siehe SCHÜCKEL et al., 2011).

Generell zeigen Plattfische ein opportunistisches Fressverhalten in Abhängigkeit der häufigsten Beuteressource im Feld und bestehende Nahrungsüberlappungen reflektieren eine hohe Verfügbarkeit dieser Nahrung im Feld (KNUST, 1986; BEYST et al., 1999). In der vorliegenden Studie traf jedoch eine hohe Beuteverfügbarkeit im Feld und ein gleichzeitiges häufiges Vorkommen dieser Beute auch in den Mägen nur für größere Krebstiere, wie Garnelen und Strandkrabben zu. Kleinere Beutetiere, vor allem die im Untersuchungsgebiet dominierenden Arten an röhrenbauenden (*Spiophanes bombyx*, *Owenia fusiformis*) und

im Sediment grabenden Borstenwürmern (*Magelona filiformis, M. johnstoni*, *Scoloplos armiger*) traten nur selten in den Mägen der vier untersuchten Fischarten auf.

Steigenden Abundanzen dieser opportunistischen und schnell regenerierenden Borstenwürmerarten (vor allem nach Befischung schnelle Nischenbesetzung) ist bereits in den letzten Jahren beobachtet worden (RIIJNSDORP & VINGERHOED, 2001; REISS et al., 2009) Die intensive Fischerei, hauptsächlich Baumkurrenfischerei in der südlichen Nordsee bilden hierfür einen der wichtigsten Einflussfaktoren. Im Gegensatz zu unserer Studie, begünstigt das erneute schnelle Nahrungsangebot an opportunistischen Beutearten nach Befischung das Fressverhalten vieler Fische (RIIJNSDORP & VINGERHOED, 2001). Die dominanten Borstenwürmer im Untersuchungsgebiet wurden jedoch nur selten gefressen, wohingegen wichtige Beutearten der Fische (wie große Muscheln) selten im Feld auftraten.

In diesem Kontext könnte der steigende Fischereidruck negative Effekte auf die Nahrungsgrundlage, vor allem junger kommerzieller Fischpopulationen nach sich ziehen. Zusammen mit anhaltend steigenden Abundanzen von Zwerg- und Lammzunge (VAN HAL et al., 2010) wächst der Nahrungskonkurrenzdruck bei gleichzeitiger Nahrungsknappheit. Veränderungen in der Fitness und Kondition bestehender Jungschollen- und Jungklieschenpopulationen in der Deutschen Bucht sowie Veränderungen im gesamten Nahrungsnetzgefüge sind die Folge.

Zukünftige Maßnahmestrategien und Managementprogramme sind notwendig, um die wirtschaftlich bedeutsame Schollen- und Klieschenbestände auch in Zukunft in der südlichen Nordsee zu sichern und zu erhalten.

Literaturverzeichnis

BEYST, B., CATTRIJSSE, A. & MEES, J. (1999): Feeding ecology of juvenile flatfishes of the surf zone of a sandy beach. - Journal of Fish Biology 55: 1171-1186

BURKE, J.S., MILLER, J.M. & HOSS, D.E. (1991): Immigration and settlement pattern of *Paralichthys dentatus* and *P. lethostigma* in an estuarine nursery ground, North Carolina, USO. - Netherlands Journal of Sea Research 27: 393-405

DAAN, N., BROMLEY, P.J., HISLOP, J.R.G. & NIELSEN, N.A. (1990): Ecology of North Sea fish. - Netherlands Journal of Sea Research 26: 343-386

DAAN, N., GISLASON, H., POPE, J.G. & RICE, J.C. (2005): Changes in the North Sea fish community: evidence of indirect effects of fishing? - ICES Journal of Marine Science 62: 177-188

EHRICH, S. ADLERSTEIN, S., BROCKMANN, U., FLOETER, J., GARTHE, S., KRÖNCKE, I., NEUMANN, H., REISS, H., SELL, A.F., STEIN, M., STELZENMÜLLER, V., STRANSKY, C., TEMMING, A., WEGNER, G. & ZAUCKE, G.P. (2007): 20 years of the German small-scale bottom trawl survey (GSBTS): a review. - Senckenbergiana maritima 37(1): 13-82

GIBSON, R.N. & ROBB, L. (1992): The relationship between body size, sediment grain size and the burying ability of juvenile plaice *Pleuronectes platessa* L. - Journal of Fish Biology 40: 771-778

GIBSON, R.N. (1994): Impact of habitat quality and quantity on the recruitment of juvenile flatfishes. - Journal of Sea Research 32: 191-206

HYSLOP, E.J. (1980): Stomach contents analysis: a review of methods and their application. - Journal of Fish Biology 17: 415-429

ICES (2009): Manual for the Offshore Beam trawl Surveys, Revision 1.2, June 2009, Working group on Beam Trawl Surveys. 30p. - Available at http://www.ices.dk/Documents/Manuals/WGBEAM_Manual.pdf.

KNUST, R. (1986): Food selection of dab (*Limanda limanda* (L.)): Diel and seasonal changes. - ICES *C.M.*1986/G:63.

PIET, G.J., PFISTERER, A.B. & RIJNSDORP, A.D. (1998): On factors structuring the flatfish assemblage in the southern North Sea. - Journal of Sea Research 40: 143-152

REISS, H., GREENSTREET, S.P., SIEBEN, K., EHRICH, S., PIET, G.J., QUIRIJNS, F., ROBINSON, L., WOLFF, W.J. & KRÖNCKE, I. (2009): Effects of fishing disturbance on benthic communities and secondary production within an intensively fished area. - Marine Ecology Progress Series 394: 201-213

RIJNSDORP, A.D. & VINGERHOED, B. (2001): Feeding of plaice *Pleuronectes platessa* L. and sole *Solea solea* (L.) in relation to the effects of bottom trawling. - Journal of Sea Research 45: 219-229

SCHÜCKEL, S., SELL, A.F., KRÖNCKE, I., REISS, H. (2011): Diet composition and resource partitioning in two small flatfish species in the German Bight. - Journal of Sea Research 66: 195-204.

SCHÜCKEL, S., SELL, A.F., KRÖNCKE, I., REISS, H. (eingereicht): Diet overlap between commercial and non-commercial flatfish species in the southern North Sea. - Journal of Fish Biology.

SCHOENER, T.W. (1974): Resource portioning in ecological communities. - Science 185: 27-39

VAN HAL, R., SMITS, K. & RIJNSDORP, A.D. (2010): How climate warming impacts the distribution and abundance of two small flatfish species in the North Sea. - Journal of Sea Research 64: 76-84

Sabine Schückel
Senckenberg am Meer
Department Marine Research
Südstrand 40
26382 Wilhelmshaven
sschueckel@senckenberg.de

Treffpunkt Biologische Vielfalt 11	2012	125 - 129	Hrsg.: Bundesamt für Naturschutz, Bonn

Biodiversität im städtischen Raum: Analyse und Entwicklung von Managementkonzepten für städtische Stillgewässer am Beispiel der Libellenfauna von Großstädten

DIANA GOERTZEN

Schlagwörter: Libellen, städtische Stillgewässer, Biodiversität, Stadtpark

Einleitung

Die zunehmende Urbanisierung führt dazu, dass natürliche Lebensräume durch vom Menschen geprägte Landschaften ersetzt werden. Dies hat vielfältige Auswirkungen auf die Biodiversität, wie zahlreiche Studien zur Artenvielfalt von Städten und zur Veränderung der Diversität entlang von Stadt-Umland-Gradienten belegen (s. Übersicht in WERNER & ZAHNER 2009). Die Auswirkungen der Urbanisierung auf verschiedene Taxa sind vielfältig und häufig wurde ein Anstieg der Biodiversität bei geringem Urbanisierungsgrad festgestellt (MCKINNEY 2008). Untersucht wurden bisher vornehmlich terrestrische Lebensräume wie Parks und Stadtwälder (z. B. CORNELIS & HERMY 2004) oder Fließgewässer (URBAN et al. 2006). Studien zu urbanen Stillgewässern dagegen fehlen weitgehend, obwohl gerade diese in großer Zahl in Städten vorkommen und einen besonders hohen Wert für den Erhalt aquatischer Biodiversität besitzen können (WOOD et al. 2003, CÉRÉGHINO et al. 2008). Trotz des guten Kenntnisstandes der urbanen Biodiversität fehlen noch immer Studien, die sich mit Kausalbeziehungen zwischen dem städtischen Wirkungsgefüge und der Biodiversität befassen (WERNER 2011). Es ist aber essentiell diese Zusammenhänge zu verstehen, wenn Biodiversität besonders in dicht besiedelten Regionen wie Mitteleuropa nachhaltig erhalten werden soll, wie es auch das Übereinkommen über die biologische Vielfalt fordert.

Fragestellung und Zielsetzung

Das Ziel dieser Untersuchung ist es, am Beispiel der Libellenfauna die Artenvielfalt städtischer Stillgewässer zu untersuchen und generelle Muster zum Vorkommen von Libellen in Städten herauszuarbeiten. Zudem sollen die Haupteinflussfaktoren auf die Diversität identifiziert und abschließend Managementkonzepte entwickelt werden, mit denen sich Biodiversität an städtischen Stillgewässern fördern lässt. Damit soll einerseits ein Beitrag zum Grundlagenwissen der Biodiversitätsforschung in urbanen Lebensräumen geleistet und andererseits eine praxisnahe Umsetzung der Erkenntnisse ermöglicht werden.

Methoden

In einem ersten Schritt wurde in der Stadt Dortmund an 33 Stillgewässern eine Erfassung von Libellenlarven sowie 29 Umweltvariablen (einschließl. Größe und Struktur der Gewässer, Vegetation, Umgebung und potentielle Störfaktoren) durchgeführt. Eine statistische Auswertung erfolgte mittels multivariater Methoden (Hauptkomponentenanalyse (PCA), Kanonische Korrespondenzanalyse (CCA)), mit dem Ziel die Haupteinflussfaktoren auf die Diversität sowie charakteristische städtische Libellenzönosen zu identifizieren. Zusätzlich wurden diese Einflussfaktoren mit verschiedenen Biodiversitätsindices und den Libellenvorkommen korreliert, um Zusammenhänge festzustellen.

Erste Ergebnisse

Da die Untersuchung derzeit noch nicht abgeschlossen ist, können nur erste Ergebnisse präsentiert und die Fragestellung nur auf dieser Basis beantwortet werden.

Welche Faktoren beeinflussen die Biodiversität an Stadtgewässern?

Als Einflussfaktoren auf die Diversität von städtischen Stillgewässern ließen sich besonders die Uferstruktur und -vegetation sowie die Wasservegetation identifizieren. Diese Faktoren waren signifikant mit verschiedenen Diversitätsindices korreliert. So stieg mit der Natürlichkeit des Uferbereichs und der Diversität der Ufervegetation die Individuenzahl der Libellen. Eine erhöhte Diversität der Wasservegetation führte zu einem Anstieg der Artenzahl und des Shannon-Index' sowie zur Abnahme der Dominanz einzelner Arten. Vegetation wird oftmals als Haupteinflussfaktor auf Biodiversität diskutiert. Für Libellen spielen Vegetationsstrukturen in allen Lebensstadien eine wichtige Rolle, z. B. als Versteck, beim Schlupf oder als Eiablagesubstrat. Dieser Zusammenhang von Vegetation und Biodiversität ist für verschiedene Lebensräume und Taxa belegt (BUCHWALD 1992, HAZELL 2004), so auch für Städte (DE TOLEDO et al. 2011).

Somit wirken auch an Stadtgewässern die natürlichen Einflussfaktoren. Allerdings zeigte auch ein Faktor Einfluss auf die Diversität, der für Teiche in Stadtparks charakteristisch ist: Störungen vornehmlich durch Wasservögel und Entenfüttern sowie durch hohen Fischbesatz, die zu einer Abnahme der Evenness, aber auch zu einem Anstieg der Individuenzahl führten. Der durch das Entenfüttern verstärkte Nährstoffeintrag führt zu verminderter Wasserqualität und wird als ein Grund für das Fehlen vieler Arten vermutet. Zwar sind Libellen relativ unempfindlich gegenüber schlechten hydrochemischen Verhältnissen (SCHLÜPMANN 1995), Sauerstoffmangel und hohe Nährstoffgehalte können Libellenlarven aber beeinträchtigen (STEINER et al. 2000, CARCHINI et al. 2007). Als weiterer Grund wird eine verstärkte Prädation angenommen. Dass Libellenlarven zum Nahrungsspektrum vieler Fische gehören, ist gut belegt (WOHLFAHRT et al. 2005, WITTWER et al. 2010), für Wasservögel ist allerdings wenig bekannt. Die Große Pechlibelle (*Ischnura elegans*) profitiert dagegen von diesen Verhältnissen. Ihr Vorkommen war sogar positiv mit der Störung korreliert. Sie ist die dominante Art an Parkteichen und besitzt dort auch den Schwerpunkt ihrer Vorkommen (85 % der Individuen). Wahrscheinlich erklärt dies auch, dass mit der Störung trotz der negativen Einflüsse an Parkteichen die Individuenzahl ansteigt. Denn 51,8 % aller Individuen an Parkteichen werden von dieser einen Art gestellt. Mit nur drei weiteren Arten sind 84,5 % des Artenspektrums von Parkteichen abgedeckt. Zu diesen Arten gehören die Weidenjungfer (*Lestes viridis*), die Becherjungfer (*Enallagma cyathigerum*) und die Blaue Federlibelle (*Platycnemis pennipes*).

Auf Ebene der gesamten Stadt wirken noch weitere Faktoren, die die Gamma-Diversität beeinflussen. Die Vielfalt der Gewässer führt zum Vorkommen eigenständiger Artengemeinschaften, die zum einen durch einen Gradienten in der Wasserführung und zum anderen durch einen Gradienten der Sukzession geprägt werden. Dadurch entsteht eine hohe Heterogenität der Habitate, die eine große Artenvielfalt der Stadt erst möglich macht. Ein solcher Zusammenhang wurde schon häufig beschrieben, beispielweise für landwirtschaftliche Flächen (POGGIO et al. 2010).

Wie artenreich sind Stadtgewässer?

Im Rahmen der Libellenerfassung wurden 30 bodenständige Libellenarten an den Untersuchungsgewässern nachgewiesen sowie sechs weitere Arten beobachtet, für die kein Entwicklungsnachweis erbracht

werden konnte. Diese Arten bilden fünf verschiedene Libellenzönosen an den Stadtgewässern: Artengemeinschaften (1) perennierender und (2) temporärer Gewässer auf ruderalen oder landwirtschaftlich extensiv genutzten Flächen, (3) von Waldgewässern, (4) von Pioniergewässern auf intensiv landwirtschaftlich genutzten Flächen und (5) von Parkteichen. Die Artengemeinschaften von Gewässern ruderaler oder extensiv genutzter Standorte, die eine vielfältige Vegetationsstruktur aufwiesen und z. T. in direkter Nähe zu bebauten Flächen lagen, waren die artenreichsten. An Parkteichen war die Libellenzönose besonders artenarm. Überwiegend sind weit verbreitete, euryöke Arten vertreten. An einigen Gewässern treten aber auch spezialisierte Arten auf, wie die Kleine Pechlibelle (*Ischnura pumilio*) an Pioniergewässern oder die Südliche und die Glänzende Binsenjungfer (*Lestes barbarus* und *L. dryas*) an temporären Tümpeln. Viele Spezialisten, besonders typische Moorarten, konnten in Dortmund nicht nachgewiesen werden. Auf dem Stadtgebiet fehlen aber auch entsprechend geeignete Habitate. Artengemeinschaften von Fließgewässern tauchen aus methodischen Gründen nicht auf, wurden zum Teil aber im Rahmen anderer Kartierungen nachgewiesen. Für das gesamte Stadtgebiet sind bisher 44 Arten bekannt, 34 davon mit Entwicklungsnachweis (eigene Daten, unpubl.). Bei einem Vergleich mit der Stadt Braunschweig (51 Arten; SUHLING et al. 2010) sowie einer Datenübersicht aus WILLIGALLA & FARTMANN (2010) (deutschlandweit 67 Arten in Städten) ließ sich feststellen, dass etwa 80 % der regional vorkommenden Arten auch in Städten vertreten sind. Dies deutet darauf hin, dass es nicht generell stadtbesiedelnde bzw. stadtmeidende Arten gibt, sondern dass regionale Eigenschaften des Umlandes sowohl das Besiedlungspotential durch Libellen als auch die Habitatausstattung einer Stadt beeinflussen. Die Ergebnisse einer tiefergehenden Analyse müssen aber noch abgewartet werden, um von einem generellen Muster zum Vorkommen von Libellen in Städten sprechen zu können.

Wie lässt sich Biodiversität an Stadtgewässern fördern?

Auf Basis dieser ersten Erkenntnisse lässt sich schlussfolgern, dass schon mit einer naturnahen Gestaltung von Stadtgewässern ein wesentlicher Beitrag zur Förderung von Biodiversität geleistet werden kann. Dabei ist zu beachten, dass nicht einzelne seltene bzw. gefährdete Arten im Fokus der Maßnahmen stehen sollten, da diese – je nach Umland – eventuell nur eingeschränkt in Städten vorkommen, sondern eine generelle Verbesserung der städtischen Landschaft anzustreben ist. Eine natürliche Uferstruktur mit strukturreicher Ufervegetation sowie eine gut ausgeprägte Wasservegetation fördern Artenvielfalt, hohe Individuenzahlen und artenreiche Libellenzönosen. Strukturarme Gewässer, wie man sie häufig in städtischen Parkanlagen findet, sollten aufgewertet und besonders das Entenfüttern wegen Verminderung der Wasserqualität verhindert werden. Eventuell kann eine Anreicherung mit Wasser- und Uferpflanzen die Situation an Parkteichen schon verbessern, hier müssen weitere Ergebnisse allerdings noch abgewartet werden (siehe unten). Zusätzlich sollte auch darauf geachtet werden, dass in der Stadt eine Vielfalt von Gewässern existiert, da verschiedene Gewässertypen von verschiedenen Artengemeinschaften besiedelt werden. Besonders Pioniergewässer oder temporäre Tümpel können Lebensraum auch für spezialisierte Arten bieten.

Ausblick

Ergänzend zu dieser ersten Untersuchung soll eine umfassendere Analyse durchgeführt werden, die einerseits grundlegende Muster zum Vorkommen von Libellen in Städten und andererseits großräumigere Einflussfaktoren auf die Diversität in Städten aufzeigen soll. Als Basis sollen hier Daten aus der vorhandenen Literatur zu Libellen in mitteleuropäischen Großstädten sowie Daten zu regionalen und stadtspezi-

fischen Eigenschaften wie Größe, Struktur, Klima und Umgebung dienen, sowie der in Vorbereitung befindliche Atlas der Libellen Deutschlands der Gesellschaft deutschsprachiger Odonatologen als Basis für die regionale Libellendiversität.

In weiterführenden Untersuchungen sollen zusätzlich weitere Erkenntnisse darüber gewonnen werden, wie insbesondere die Biodiversität an Parkteichen gefördert werden kann. Da sich gezeigt hat, dass natürliche Uferstrukturen im Gegensatz zu künstlichen die Abundanz von Libellen fördert, soll nun in einem Experiment geklärt werden, wie unterschiedliche Uferbereiche von Libellen frequentiert und genutzt werden und welchen Effekt ein experimenteller Eingriff in die Uferstruktur in Form einer Habitatverbesserung bewirkt. Zudem wird der Einfluss von Wasservögeln und Entenfüttern auf Libellen genauer durch Vergleich des Sauerstoffgehaltes an verschiedenen Teichen sowie durch en- und exclosure-Versuche untersucht. Mit diesen Erkenntnissen können dann gezielt Maßnahmen und Konzepte erarbeitet werden. Denn besonders Parkteiche besitzen ein großes Potential sowohl zur gärtnerischen als auch biodiversitätsfördernden Gestaltung und durch die starke Freizeit- und Erholungsnutzung besteht hier ein Berührungspunkt zwischen Stadtbewohnern und Natur. Mit geeigneten Maßnahmen lassen sich hier verschiedene Ziele wie Landschaftsgestaltung, Naturschutz und Naturerleben vereinen und umsetzen.

Abschließend werden auf der gesamten Datenbasis die Erkenntnisse zusammengefasst und daraus Managementkonzepte für Stadtgewässer erstellt. Neben einer wissenschaftlichen Publikation wird angestrebt, die Ergebnisse so zu veröffentlichen, dass sie für entsprechende Institutionen zugänglich sind und eine praxisnahe Umsetzung ermöglicht wird.

Literaturverzeichnis

BUCHWALD, R. (1992): Vegetation and dragonfly fauna – characteristics and examples of biocenological field studies. - Plant Ecology 101: 99–107

CARCHINI, G., DELLA BELLA, V., SOLIMINI, A. G. & BAZZANTI, M. (2007): Relationships between the presence of odonate species and environmental characteristics in lowland ponds of central Italy. - Annales de Limnologie 43: 81–87

CÉRÉGHINO, R., BIGGS, J., OERTLI, B. & DECLERCK, S. (2008): The ecology of European ponds: Defining the characteristics of a neglected freshwater habitat. - Hydrobiologia 597: 1–6

CORNELIS, J. & HERMY, M. (2004): Biodiversity relationships in urban and suburban parks in Flanders. - Landscape and Urban Planning 69: 385–401

HAZELL, D. (2004): A comparison of constructed and natural habitat for frog conservation in an Australian agricultural landscape. - Biological Conservation 119: 61–71

MCKINNEY, M.L. (2008): Effects of urbanization on species richness: A review of plants and animals. - Urban Ecosystems 11: 161–176

POGGIO, S. L., CHANETON, E.J. & GHERSA, C.M. (2010): Landscape complexity differentially affects alpha, beta, and gamma diversities of plants occurring in fencerows and crop fields. - Biological Conservation 143: 2477–2486

SCHLÜPMANN, M. (1995): Zur Bedeutung hydrochemischer Parameter stehender Kleingewässer des Hagener Raumes für die Libellenfauna. - Libellula 14: 157–194

STEINER, C., SIEGERT, B., SCHULZ, S. & SUHLING, F. (2000): Habitat selection in the larvae of two species of Zygoptera (Odonata): biotic interactions and abiotic limitation. - Hydrobiologia 427: 167–176

SUHLING, F., MARTENS, A., LEIPELT, K. G., SCHÜTTE, C. & HOPPE-DOMINIK, B. (2009): Libellen Braunschweigs - Verbreitungsmuster und Bestandstrends der Libellenfauna einer Großstadt (Odonata). - Braunschweiger Naturkundliche Schriften 8: 449–476

TOLEDO, M. C. B. DE, DONATELLI, R. J. & BATISTA, G. T. (2011): Relation between green spaces and bird community structure in an urban area in Southeast Brazil. - Urban Ecosystems (in press).

URBAN, M. C., SKELLY, D. K., BURCHSTED, D., PRICE, W. & LOWRY, S. (2006): Stream communities across a rural-urban landscape gradient. - Diversity and Distribution 12: 337–350

WERNER, P. (2011): The ecology of urban areas and their functions for species diversity. - Landscape and Ecological Engineering 7: 231–240

WERNER, P. & ZAHNER, R. (2009): Biologische Vielfalt und Städte. Eine Übersicht und Bibliographie. - BfN-Skripten 245.

WILLIGALLA, C. & FARTMANN, T. (2010): Libellen-Diversität und -Zönosen in mitteleuropäischen Städten: Ein Überblick. - Naturschutz und Landschaftsplanung 42: 341–350

WITTWER, T., SAHLÉN, G. & SUHLING, F. (2010): Does one community shape the other? Dragonflies and fish in Swedish lakes. - Insect Conservation and Diversity 3: 124–133

WOHLFAHRT B., MIKOLAJEWSKI D.J., JOOP G. & SUHLING F. (2005): Are behavioural traits in prey sensitive to the risk imposed by predatory fish? - Freshwater Biology 51: 76–84

WOOD, P. J., GREENWOOD, M. T. & AGNEW, M. D. (2003): Pond biodiversity and habitat loss in the UK. - *Area* 35: 206–216.

Diana Goertzen
Institut für Geoökologie
Technische Universität Braunschweig
Langer Kamp 19c
38106 Braunschweig
diana.goertzen@industrielibellen.de

Treffpunkt Biologische Vielfalt 11	2012	131 - 135	Hrsg.: Bundesamt für Naturschutz, Bonn

Urbanisation von Wildtieren – Veränderungen der Verhaltensbiologie des Rotfuchses (*Vulpes vulpes*) in Verbindung zur Dimension der Alveolären Echinokokkose beim Menschen

Christof Janko

Schlagwörter: Stadtökologie, Rotfuchs, Fuchsbandwurm, Zoonose

Einleitung

Urbane Lebensräume stellen heute für eine Reihe von Tier- und Pflanzenarten lukrative Lebensräume dar. Der Verstädterungsprozess wird auch zukünftig signifikant voranschreiten und ist daher in Bezug auf mögliche Effekte auf Biodiversität, Artenreichtum und Konflikten zwischen Menschen und Wildtieren von erheblichem Interesse (MCKINNEY 2008, ADAMS & LINDSEY 2010). Die Adaption von Wildtieren an Siedlungsräume ist für zahlreiche Spezies dokumentiert (DESTEFANO & DEGRAAF 2003, ATWOOD et al. 2004). Das Wissen um die Verhaltensbiologie des Rotfuchses im Stadtraum ist von biologischem und epidemiologischem Interesse. Die Rolle des Fuchses als Vektor von Krankheiten wie Tollwut oder Alveoläre Echinokokkose, verursacht durch den Kleinen Fuchsbandwurm (*Echinococcus multilocularis*), bilden einen gesellschaftsrelevanten Hintergrund. Die Erkrankung des Menschen mit dem Kleinen Fuchsbandwurm, die „alveoläre Echinokokkose", stellt heute die gefährlichste Zoonose in Mitteleuropa dar. Der Infektionsdruck, welcher auf Stadtbewohnern lastet, ist aufgrund der Nähe der Füchse zum Menschen (und dessen Haustiere, v. a. Hunde) und der erhöhten Populationsdichte der Füchse höher einzuschätzen als außerhalb des Siedlungsraumes (JANKO et al. 2011). Die Anstiege der *E. multilocularis* Prävalenz in den Fuchspopulationen Mitteleuropas verstärken die Problematik. Menschen und Füchse leben heute eng beieinander, daher sind Untersuchungen zur Einstellung des Menschen und deren Ängste gegenüber Füchsen notwendig. Sie haben gezeigt, dass Füchse von der Stadtbevölkerung als positive Tierart wahrgenommen werden, und dass radikale Lösungen heute aus moralischen Gründen keine Akzeptanz finden (KÖNIG 2008). Vielmehr müssen Maßnahmen abgeleitet werden, welche präventiv wirken, aber gleichzeitig innerhalb der Bevölkerung Akzeptanz finden. Eine dieser Ansatzmöglichkeiten liegt in der Auslage praziquantelhaltiger Köder, welche eine künstliche Entwurmung bewirken, den Fuchs körperlich aber nicht schädigen (KÖNIG et al. 2008, KÖNIG & JANKO 2009). Effektive Präventivmaßnahmen basieren auf dem ökologischen Wissen der entsprechenden Spezies. Daher wird nachfolgend auf die Verhaltensbiologie des Rotfuchses im urbanen Räumen im Detail eingegangen.

Material und Methoden

Verhaltensbiologische Untersuchungen zum Rotfuchs wurden mittels Radiotelemetrie durchgeführt. Hierzu wurden 47 Füchse lebend gefangen und mit VHF-Halsbandsendern ausgestattet (Abb. 1). Diese Funkortungstechnik erlaubt es, den Aufenthaltsort der Tiere zu bestimmen. Basierend auf den gewonnenen Telemetriedaten können Homeranges (*… das Areal, welches ein Tier während seiner normalen Aktivitäten wie Nahrungssuche, Fortpflanzung und Aufzucht der Nachkommen durchstreift*), Tagesschlafplätze und Habitatpräferenzen (*Compositional Analysis*) analysiert werden.

Um die Prävalenz der Füchse mit *E. multilocularis* festzustellen, wurde die Darmabstrichmethode angewandt. Hierbei wurden Abstriche der Dünndarmschleimhaut angefertigt, wodurch der direkte makroskopische Nachweis von *E. multilocularis* am toten Fuchs möglich ist.

Im Zuge der künstlichen Entwurmung der Füchse wurden in verschiedenen zeitlichen Intervallen praziquantelhaltige Köder ausgelegt. Das Mittel Praziquantel bewirkt ein Absterben der Bandwürmer im Darm des Fuchses. Entwurmungsköder wurden innerhalb der Siedlungen per Hand durch Mitarbeiter der TU München und außerhalb der bebauten Bereiche per Flugzeug ausgebracht.

Abb. 1: In urbanen Räumen leben Füchse und Menschen heute nah beieinander

Ergebnisse

Füchse leben heute mitten unter uns - in Großstädten (>10.000 Einwohner) und auch in Dörfern und Kleinstädten (<10.000 Einwohner). Innerhalb von Großstädten bilden sich autochthone Populationsstrukturen. Füchse leben hier permanent innerhalb des besiedelten Raumes und verlassen diesen z. T. niemals. Im Bereich der Dörfer und Kleinstädte partizipieren die Tiere präferiert den besiedelten Raum, leben aber nicht dauerhaft innerhalb der Siedlung. Ob Stadt oder Dorf, stets fungieren locker bebaute Wohnareale als die attraktivsten Fuchshabitate. Hier finden Füchse ihre Tagesschlafplätze unter Gartenhütten und Fertiggaragen. Verwilderte Grundstücke mit hohem Vegetationsgrad oder verbuschte Areale werden ebenfalls präferiert. Nahrung anthropogenen Ursprungs bildet den Hauptanteil in der Ernährung. Essensreste, welche in Mülleimern oder auf Komposten „entsorgt“ werden, stellen für den Fuchs lukrative Nahrungsquellen dar. Fallobst, Beeren sowie Tierfütterungen im Garten ergänzen die opportunistische Ernährungsstrategie des Fuchses positiv. Die Anwesenheit des Menschen oder deren Haustiere (z. B. Hunde) stört Füchse nicht, da weder Mensch noch Tier als Gefahr wahrgenommen werden. Die Radiotelemetriestudien haben gezeigt, dass die Fluchtdistanz des Fuchses im Stadtraum weitaus geringer ist als vergleichsweise im ländlichen Raum. Dieser Umstand zeigt sich besonders bei der Reproduktion, da Wurfbaue (*Orte, an denen die Jungen geboren werden*) Orte der höchsten Sicherheit darstellen. Stadtfüchse gebären ihre Jungen im Siedlungsraum unter Terrassen, Garagen oder Gartenhütten und somit in unmittelbarer Nähe zum Menschen. Die Größe der Fuchs-Homeranges in Großstädten, Kleinstädten und Dörfern variieren zwischen 40 und 75 ha und sind signifikant kleiner als Homeranges von Füchsen der Offenlandschaft

(>200ha). Die Populationsdichte des Fuchses im urbanen Raum ist somit 10-15mal höher als im ländlichen Raum (Abb. 2).

Die Nähe der Füchse zum Menschen bzw. deren Anwesenheit im unmittelbaren Lebensbereich des Menschen ist von epidemiologischem Interesse, da Füchse als Vektoren des Kleinen Fuchsbandwurmes (*Echinococcus multilocularis*) fungieren. Die größere Nähe zum Menschen, die höherer Fuchsdichte und die ansteigende Prävalenz der Füchse mit *E. multilocularis* resultieren in einer gesteigerten Ansteckungsgefahr für den Menschen. Die künstliche Entwurmung der Füchse mit Ködern (Wirkstoff: Praziquantel) stellt eine Präventivmaßnahme zum Schutz der Bevölkerung dar. Im Landkreis Starnberg konnte mithilfe dieser Technik die Befallsrate der Füchse mit *E. multilocularis* von 52 % (Jahr 2002/2003) dauerhaft auf unter 3 % (2007-2010) reduziert werden.

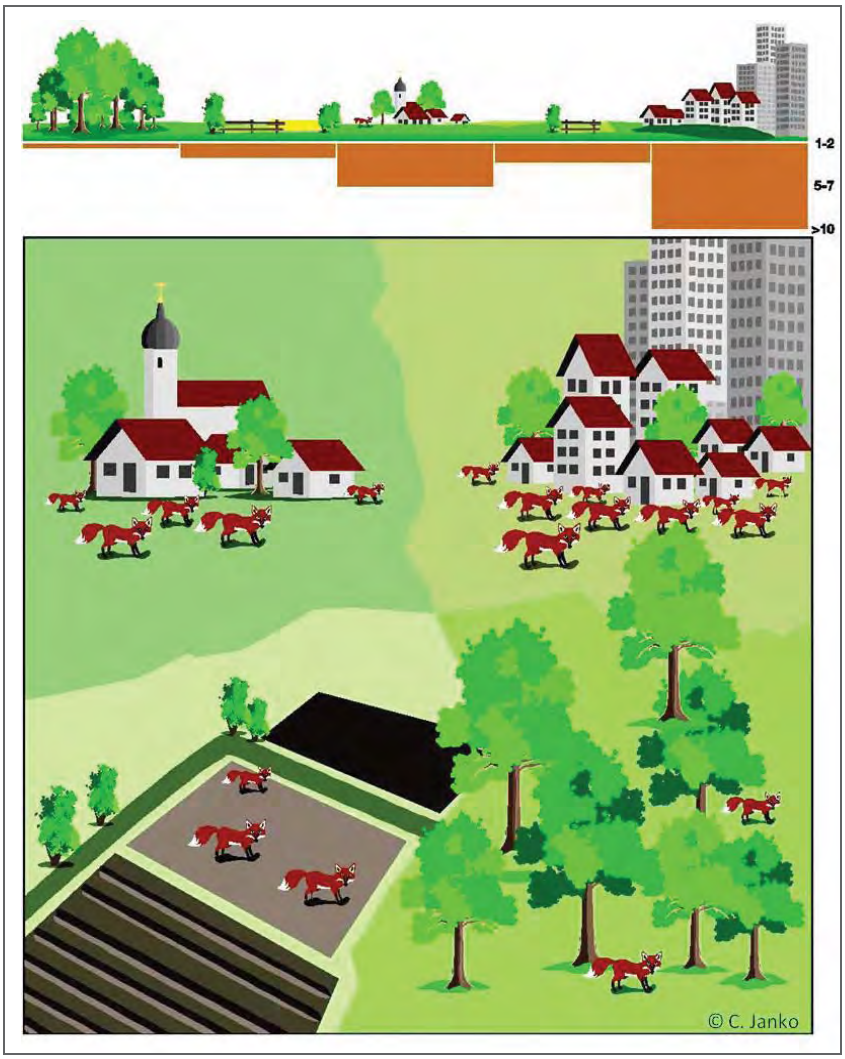


Abb. 2: Fuchsdichte in verschiedenen Lebensräumen (Einheit obere Grafik= Füchse pro km^2)

Diskussion

Der Umstand, dass Füchse in höheren Populationsdichten innerhalb urbaner Räume leben als außerhalb klingt paradox, – ist aber erklärbar. Die Raum- und Habitatnutzung des Rotfuchses wird in seinen Grundzügen durch das Angebot und die räumliche Verteilung von drei Schlüsselressourcen gesteuert: Nahrung,

Schlafplätze und Wurfbaue (Abb. 3). Hierbei wird die Größe der Homerange stark durch die vorhandenen Ressourcen bzw. deren energetische und/oder biophysikalische Limitationen abgegrenzt (KELT & VAN VUREN 2001). Die Anpassungsfähigkeit des Fuchses an den Menschen und die optimale Ressourcenausstattung innerhalb urbaner Räume bewirken hohe Populationsdichten. Der Faktor Nahrung ist in urbanen Räumen kein limitierendes Element, da Nahrung ganzjährig in hohem Ausmaß zur Verfügung steht (JANKO 2003). Da der Verstädterungsprozess nicht stoppt, sondern in der Zukunft weiter voranschreiten wird, ist eine Verstärkung des Stadtfuchsphänomens zu erwarten. Somit stellen die gewonnenen Ergebnisse einen wichtigen Baustein für den Präventivschutz des Menschen vor Zoonosen dar. Zudem verweisen sie auf die Schnittstelle des modernen Umgangs mit Wildtieren in unserer heutigen Industriegesellschaft.

Abb. 3: Verteilung und Angebot von drei essentiellen Ressourcen steuern die Homerange- als auch Populationsgröße des Rotfuchses

Detailliertes Wissen über die Lebensweise von Füchsen und den Wirt- Parasit Zyklus sind die Determinanten eines funktionalen Beköderungssystems (KÖNIG et al. 2008, JANKO & KÖNIG 2011). Die im Landkreis Starnberg getestete Entwurmung der Fuchspopulation beweist, dass das Ziel einer Risikominimierung für Bewohner erreicht wurde, da sich die *E. multilocularis* Prävalenz über vier Jahre hinweg dauerhaft unter 3 % reduzierte (KÖNIG & JANKO 2009, KÖNIG & JANKO 2010). Somit konnte das Infektionsrisiko des Menschen im Vergleich zum bayerischen Durchschnitt um 89% abgesenkt werden (KÖNIG & ROMIG 2010).

Literatur

ADAMS, C.E., LINDSEY, K.J. (2010): Urban wildlife management. – Boca Raton (CRC Press)

ATWOOD, T.C., WEEKS, H.P., GEHRING, T.M. (2004): Spatial ecology of coyotes along a suburban-to-rural gradient. - J Wildl Manage, 68:1000-1009

DESTEFANO, S., DEGRAAF, R. (2003): Exploring the ecology of suburban wildlife. - Front Ecol Environ, 1:95-101

MCKINNEY, M.L. (2008): Effects of urbanization on species richness: A review of plants and animals. - Urban Ecosyst, 11:161-176

JANKO, C. (2003): Habitatnutzung des Rotfuchses (*Vulpes vulpes*) in Dörfern und Kleinstädten, Universität Hohenheim. - *free download*: http://www.wzw.tum.de/wildbio/hp

JANKO, C., KÖNIG, A. (2011): Disappearance rate of praziquantel- containing baits around villages and small towns in southern Bavaria, Germany. - J Wildlife Diseases, 47:373-380

JANKO, C., LINKE, S., ROMIG, T., THOMA, D., SCHRÖDER, W., KÖNIG, A. (2011): Infection pressure of human alveolar echinococcosis due to village and small town foxes (*Vuples vulpes*) living in close proximity to residents. - Eur J Wildl Res, DOI: 10.1007/s10344-011-0515-0

KELT, D.A., VAN VUREN, D.H. (2001): The ecology and macroecology of mammalian home range area. - the American Naturalist, 156:637-645

KÖNIG, A. (2008): Fears, attitudes and opinions of suburban residents with regards to their urban foxes. - Eur J Wildl Res, 54:101-109

KÖNIG, A., ROMIG, T., JANKO, C., HILDENBRAND, R., HOLZHOFER, E., KOTULSKI, Y., LUDT, C., MERLI, M., EGGENHOFER, S., THOMA, D., VILSMEIER, J., ZANNANTONIO, D. (2008): Integrated-baiting concept against *Echinococcus multilocularis* in foxes is successful in southern Bavaria, Germany. - Eur J Wildl Res, 54:439-447

KÖNIG, A., JANKO, C. (2009): Erfolgreiche Entwurmung von Füchsen (*Vulpes vulpes*) im südlichen Oberbayern gegen den Kleinen Fuchsbandwurm (*Echinococcus multilocularis*). - Beiträge zur Jagd- und Wildtierforschung, 34:263-267

KÖNIG, A., ROMIG, T. (2010): Model for estimating the infection risk of people with the fox tapeworm (*Echinococcus multilocularis*). - Wildlife Biology, 16: *accepted 09.2010*

KÖNIG, A., JANKO, C. (2010): Kleiner Fuchsbandwurm im Bereich der Gemeinden im Landkreis Starnberg sowie den Gemeinden Neuried und Planegg im Landkreis München, Zwischenbericht 2010. - *free download*: http://www.wzw.tum.de/wildbio/hp

Christof Janko
Technische Universität München
Lehrstuhl für Tierökologie
Arbeitsgruppe Wildbiologie und Wildtiermanagement
Hans Carl von Carlowitz- Platz 2
85354 Freising-Weihenstephan
janko@wzw.tum.de

Treffpunkt Biologische Vielfalt 11	2012	137 - 143	Hrsg.: Bundesamt für Naturschutz, Bonn

Unternehmen & Biodiversität – Biodiversität im unternehmerischen Immobilien- und Liegenschaftsmanagement

NICO HEITEPRIEM

Schlagwörter: Biodiversität, Biodiversitätsmanagement, Liegenschaftsmanagement, Immobilienmanagement, Facility Management, Corporate Real Estate Management

Biodiversität ist ein Treiber ökologischer Funktionen im Naturhaushalt (vgl. HOOPER et al. 2005) und damit eine wichtige Voraussetzung für funktionierende Ökosysteme (z. B. einen stabilen Nährstoffkreislauf) und Dienstleistungen (z. B. als Rohstofflieferant) (MEA 2005a/2005b; BfN 2007, 24). Obwohl sie der Gesellschaft und Unternehmen oft kostenlos zur Verfügung gestellt werden (NEIDLEIN & WALSER 2005), stehen dennoch eher Themen wie Öko-Effizienz, Emissionsvermeidung oder CO_2-Bilanzierung im Vordergrund der Praxis des unternehmerischen Nachhaltigkeitsmanagements. Immer öfter wird aber auch das Thema Biodiversität, d. h. die Vielfalt an Genen, Arten und Ökosystemen – und damit zusammenhängend das Biodiversitätsmanagement – von Unternehmen als wichtige Nachhaltigkeitsherausforderung erkannt (MCKINSEY 2010). Einige betreiben z. B. bereits heute ein aktives Biodiversitätsmanagement (vgl. z. B. SCHALTEGGER & BESTÄNDIG 2010; BMU 2011).

Unternehmen beeinflussen die Biodiversität auf unterschiedliche Weise (PARR & SIMONS 2007). Daher können auch die Gründe für Unternehmen, sich mit Umwelt- und insbesondere mit Biodiversitätsthemen zu beschäftigen, sehr vielfältig sein. Einerseits können unternehmerische Risiken mit der Vernachlässigung von Umwelt- und Biodiversitätsaspekten verbunden sein. Ein Verlust an gesellschaftlicher Akzeptanz (der sog. License to operate; vgl. EARTHWATCH 2002, 7), Ausfall von Zulieferern, Imageschäden oder Konsumentenboykotte sind einige mögliche Folgen, die sich sowohl auf die Marktposition als auch auf die Ertragsfähigkeit von Unternehmen nachteilig auswirken können (vgl. ISIS 2004; WRI 2008).

Andererseits sind die mit einem aktiven unternehmerischen Umwelt- und Biodiversitätsmanagement verbunden Chancen hervorzuheben. Bessere Beziehungen zu unternehmerischen Anspruchsgruppen (z. B. Kunden, NGOs, Behörden oder Investoren), eine Steigerung der Reputation, die Sicherung von Zugriffsrechten auf Ländereien und Kapital sowie direkte Einsparpotentiale durch geringeren Bewirtschaftungsaufwand (z. B. für das Betriebsgelände) sind nur einige Beispiele für mögliche positive Beiträge eines aktiven Umwelt- und Biodiversitätsmanagements zum Unternehmenserfolg (vgl. z. B. SCHALTEGGER & BESTÄNDIG 2011, BOGGIA et al. 2004).

Unternehmerisches Biodiversitätsmanagement findet auf zwei Ebenen statt. Auf der Ebene der Gesamtunternehmung werden z. B. Visionen und strategische Ziele hinsichtlich des Biodiversitätsmanagements festgelegt. Mit der operativen Umsetzung des Biodiversitätsmanagements sind die Funktionsbereiche (Abteilungen) eines Unternehmens betraut (SCHALTEGGER & BESTÄNDIG 2010, 10). Derzeit mangelt es vor allem auf der Ebene der Funktionsbereiche an konkreten Ansatzpunkten, die ein proaktives Biodiversitätsmanagement und damit eine operative Umsetzung effizienter biodiversitätsbezogener Maßnahmen ermöglichen.

Die vorgestellte Arbeit fokussiert auf den unternehmerischen Funktionsbereich des Immobilien- und Liegenschaftsmanagements (ILM). Die Immobilien und Liegenschaften eines Unternehmens sind ein wesentlicher Ausgangspunkt zur Integration eines zielgerichteten Biodiversitätsmanagements im Rahmen wirtschaftlicher Tätigkeiten. Das insbesondere aus zweierlei Hinsicht: zum einen werden für Bau und Konstruktion von Immobilien und deren Bewirtschaftung mehr als die Hälfte der weltweit zur Verfügung stehenden (auch natürlichen) Ressourcen und rund 45 % der weltweit genutzten Energie verbraucht (WWF 2005); zum anderen geht durch Bestandsimmobilien und zukünftige Neubauten oft unwiderruflich Fläche zum Erhalt der Biodiversität verloren. Wissenschaftliche Beiträge, die sich mit dem Thema Biodiversität im Immobilien- und Liegenschaftsmanagement befassen, sind dem Verfasser nicht bekannt und auch in der Praxis wird das Thema immer noch eher vernachlässigt (HEITEPRIEM 2010).

Im Folgenden wird genauer darauf eingegangen, in welchen Handlungsfeldern des unternehmerischen ILMs das Thema Biodiversität stärker berücksichtigt werden kann und welche Vorteile für Biodiversität und Unternehmen mit einem aktiven Biodiversitätsmanagement verbunden sind. Der zweite Teil dieser Arbeit gibt einen Einblick in die unternehmerische Praxis und zeigt erste Ergebnisse einer Studie, die das Thema Biodiversitätsmanagement für das Betriebsgelände anhand 10 großer deutscher Unternehmen genauer untersucht.

Biodiversitätsbezogene Handlungsfelder des Immobilien- und Liegenschaftsmanagements

Die Handlungsfelder des ILMs weisen direkte und indirekte Ansatzpunkte für ein funktionsbereichsbezogenes Management von Biodiversitätsaspekten auf. Direkte Bezüge zur Biodiversität besitzen insbesondere das Gebäudemanagement, das Flächenmanagement, das Management von Außenanlagen, das Standortmanagement, das Katastrophen- und Notfallmanagement sowie die Ver- und Entsorgung (in Tab. 1 unten fett dargestellt). Die Tab. 1 fasst diese sowie weitere relevante Handlungsfelder für ein biodiversitätsbezogenes ILM zusammen (HEITEPRIEM 2010, 15 f./34 f.). Die in der zweiten Spalte dargestellten Aufgabenfelder sind weitestgehend auch als wichtige Einflussgrößen auf die Biodiversität zu verstehen. Die dritte Spalte verdeutlicht konkrete Ansatzpunkte zum Management von Biodiversität im Rahmen der jeweiligen Handlungsfelder.

Die Einteilung der Handlungsfelder in Tab. 1 erfolgt nach ihrer räumlichen Ausdehnung. So ist das Gebäude- und Raummanagement vor allem auf der Ebene der Gebäude als kleinste Bezugsgröße relevant. Das Flächenmanagement und das Management von Außenanlagen – genauer des Betriebsgeländes – sind räumlich weiter gefasst und befassen sich lokal auch mit Flächen außerhalb von Gebäuden (vgl. betriebsflächenbezogene Handlungsfelder in Tab. 1). Sie werden durch die Unternehmensgrenzen räumlich festgelegt. Standortbezogene Handlungsfelder stehen oft in direktem Zusammenhang mit Biodiversität über die Unternehmensgrenzen hinaus (regional). Eine genaue Abgrenzung eines Unternehmensstandortes bezüglich seiner Biodiversitätswirkung über die regionale Skala hinaus (bis global) wird nicht vorgenommen.

Die in Tab. 1 vorgestellten Ansätze stellen die direkten Bezüge des ILMs zum Biodiversitätsmanagement in den Vordergrund (für indirekte Bezüge und weitere Informationen zu den Handlungsfeldern s. HEITEPRIEM 2010). Sie zeigen, dass das ILM unter Berücksichtigung zentraler unternehmerischer Managementprozesse viele Möglichkeiten bietet Biodiversität zu schützen.

Tab. 1: Handlungsfelder des Immobilien- und Liegenschaftsmanagements und mögliche Ansatzpunkte zum Management von Biodiversität

Handlungsfeld	**Aufgabenfelder**	**Ansatzpunkte** (Beispiele)
Gebäudebezogene Handlungsfelder		
Gebäudemanagement	• technisches Gebäudemanagement • Infrastrukturelles Gebäudemanagement etc. • Gebäudekonstruktion/-gestaltung etc.	**Konstruktion und Bau:** **- Dach-/Fassadenbegrünung** **- Nistmöglichkeiten** **Design:** **- Vogelfreundliches Design** (v. a. bzgl. Glasfassaden und Lichtwirkung) etc.
Raummanagement	• Raumplanung/-gestaltung (Innenraum) etc.	(Kaum direkte Wirkungen/Ansätze)
Betriebsflächenbezogene Handlungsfelder (lokal)		
Flächenmanagement (der Umsetzung direkter Maßnahmen vorgeschaltet)	• Sammeln und Verwalten von Flächeninformationen • Flächenplanung (intern/extern) • Flächenoptimierung etc.	**Informationen und Daten:** **- biodiversitätsrelevante Informationsbereitstellung** (flächenbezogene Informationen, z. B. Umweltkennzahlen) **Flächenplanung**/-optimierung**:** **- Renaturierungsmaßnahmen** **- Biodiversitätsaktionspläne (BAPs)** **- Verringerung des Gesamtflächenverbrauchs** etc.
Management von Außen anlagen	• Geländeflächen • befestigte Flächen • Baukonstruktionen in Außenanlagen • Einbauten in Außenanlagen • Wasserflächen • Pflanz- und Saatflächen etc.	**Geländeflächen:** **- Extensive Pflege von Freiflächen** **Befestigte Flächen:** **- Rückbau unnötig versiegelter Flächen** **Baukonstruktionen:** **- Einbindung von Konstruktionen bei der Naturraumgestaltung** etc.
Standortbezogene Handlungsfelder (regional)		
Standortmanagement	• Verkehrsplanung • Raumplanung (extern) etc.	**Verkehr:** **- Berücksichtigung von Biodiversität bei Verkehrs(flächen)planung** **Raum:** **- Effiziente Betriebsgröße** - **Standortwahl** etc.
Infrastrukturmanagement & Services	• Besuchermanagement • Winterdienste • Waren/Logistik • Hausmeisterdienste • Reisemanagement etc.	**Besucherlenkung:** **- z. B. gelenkter Tourismus** **Verpflegung:** **- Verpflegung mit biodiversitätsfördernden Bioprodukten** (z. B. alte Sorten) etc.
Technisches Management	• Gebäudetechnik • Technik im Außenbereich • Rechtliche Vorgaben etc.	**Techn. Außenanlagen:** **- Maßnahmen zur umweltbezogenen Anlagensicherheit** etc.
Katastrophen- und Notfallmanagement	• Havariemanagement etc.	**Havarien:** **- Umweltrelevante Vorsorgemaßnahmen (z. B. Auffangvorrichtungen für Gefahrenstoffe); Aufklärung** etc.
Ver- und Entsorgungs management	• Energieversorgung • Wasserversorgung • Abfallmanagement • Recycling etc.	**Wasser:** **- Verbrauchsreduzierung zur Grundwasserschonung** **Abfall:** **- Vermeidung unkontrollierter Entsorgungen (in Ökosysteme)**

Ein sehr wichtiger Ansatz des ILMs ist weiterhin das Lebenszykluskonzept (vgl. z. B. NÄVY 2006, 5). Immobilien und Liegenschaften müssen „geplant, gebaut, bewirtschaftet und verwertet [bzw. umgenutzt] werden“(KÜßNER 2007, 14) – d. h. ein umfassendes biodiversitätsbezogenes ILM erfordert eine Lebenszyklusorientierung. Es ist insbesondere zu bedenken, dass Flexibilität (z. B. bezüglich ihrer Gestaltung) und Funktionalität einer Immobilie im Verlauf ihres Lebenszyklus abnehmen (z. B. bzgl. Entscheidungen über Standort, Bauweise oder Baumaterialien) (vgl. PIERSCHKE 1998, 284 ff). Die bereits frühzeitige Berücksichtigung von Biodiversitätsaspekten schon während der Konzeptions- und Planungsphase einer Immobilie bietet den Vorteil einer maximalen Vielfalt an Handlungsoptionen. Kurz-, mittel- und langfristige Faktoren (z. B. politische und technische Entwicklungen), die bei der operativen Umsetzung des ILMs im Lebenszyklus zu berücksichtigen sind, können so rechtzeitig abgebildet werden (HEITEPRIEM 2010).

Der folgende Abschnitt umreißt die Ergebnisse einer Studie zum biodiversitätsbezogenen Management mit Fokus auf das Betriebsgelände. Sie untersucht die angesprochenen organisatorischen und operativen Rahmenbedingungen zur Umsetzung eines biodiversitätsbezogenen ILMs am Beispiel zehn deutscher Unternehmen.

Fallstudienanalyse Umwelt- und Biodiversitätsmanagement auf dem Betriebsgelände

Durch seinen starken Bezug zur Fläche sticht das Management von Außenanlagen (des Betriebsgeländes) in seiner Bedeutung für das unternehmerische Biodiversitätsmanagement hervor. Praktische Erfahrungen wurden bisher jedoch kaum aufgearbeitet und wissenschaftliche Auseinandersetzungen mit diesem Thema liegen nur unzureichend vor. Das Fallstudienprojekt Umwelt- und Biodiversitätsmanagement auf dem Betriebsgelände versucht diese Lücke zu schließen.

Dazu wurden zehn große deutsche Unternehmen, die bereits erste Erfahrungen im Biodiversitätsmanagement besitzen, im Rahmen einer explorativen Fallstudienanalyse genauer untersucht. Neben der Auswertung von Geländebegehungen sowie Daten und Informationen aus Unternehmensarchiven und externen Quellen waren Experteninterviews mit Managern – u. a. tätig in den Bereichen Umwelt- und Nachhaltigkeitsmanagement – die wichtigsten Informationsquellen für die Fallstudienanalyse (vgl. z. B. HONER, 1994). Die zentralen Forschungsfragen der Untersuchung lauten:

- Welche Maßnahmen zur Förderung von Biodiversität auf dem Betriebsgelände werden in der Praxis umgesetzt?
- Welche organisatorischen und operativen Rahmenbedingungen erschweren bzw. fördern die Umsetzung dieser Maßnahmen?

Die betrachteten Unternehmen stammen aus 7 Branchen: Logistik (2), Druckindustrie (1), Chemische Industrie (1), Lebensmittelindustrie (1), Automobilindustrie (1), Luftfahrt (2) und Bergbau (2). Die Auswahl der Unternehmen orientierte sich an den bereits gesammelten Erfahrungen im Bereich Biodiversitätsmanagement und ihrem konkreten Bezug zur biologischen Vielfalt (insbesondere Flächeninanspruchnahme).

Die ersten Ergebnisse der Studie zeigen, dass die betrachteten Unternehmen Maßnahmen zum Schutz der Biodiversität auf ihrem Betriebsgelände unterschiedlich umsetzen (z. B. Extensivierung von Grünflächen, Insektenhotels, Nistmöglichkeiten, Dach-/Fassadenbegrünung, Streuobstwiesen etc.). Insbesondere bezüglich Umfang (Maßnahmenvielfalt) und Art der Umsetzung. So besitzen einige der untersuchten Unternehmen vielfältige Managementinstrumente und -methoden, die dem Biodiversitätsschutz dienen (z. B.

Biodiversitätsmanagementpläne, spezielle Biodiversitätsindikatoren, Monitoring, Strategiekonzepte, Datenbanken, Handbücher etc.). Andere wiederum wenden nur wenige dieser Instrumente an oder nutzen die vorhandenen Potentiale nicht.

Neben diesen Instrumenten, die für die operative Umsetzung des Biodiversitätsmanagements auf dem Betriebsgelände wichtig sind, wurden auch organisatorische und strategische Rahmenbedingungen untersucht. Dazu wurden die Manager beispielsweise befragt, wer für die Planung, Durchführung und Kontrolle des Biodiversitätsmanagements verantwortlich ist und welche strategische Bedeutung das Thema Biodiversität für das jeweilige Unternehmen hat. Die ersten Erkenntnisse aus der Analyse deuten darauf hin, dass die strategischen und organisatorischen Rahmenbedingungen für den Erfolg oder Misserfolg eines Biodiversitätsmanagements auf dem Betriebsgelände von besonderer Bedeutung sind. Folgende Aspekte erwiesen sich als besonders kritisch für eine erfolgreiche Umsetzung:

- Neuheit des Themas Biodiversität in der Wirtschaft bzw. für Unternehmen
- Mangel an Verständnis bzw. Know-how (Komplexität des Themas)
- Fehlende rechtliche/politische Rahmenbedingungen
- Konkurrenz zu anderen wichtigen (Umwelt-)Themen
- Bedarf an Kooperationen/Zusammenarbeit und externem Know-how etc.

Die hier angeführten Beispiele verdeutlichen einige wichtige Hemmnisse für die Integration von Biodiversität in das unternehmerische Management. In umgekehrter Weise werden auch Potentiale ersichtlich, die sowohl von Unternehmen als auch von Politik und Wissenschaft aufgegriffen werden sollten.

Die Konvention über die Biologische Vielfalt (CBD) ist ein erster Schritt in die richtige Richtung, da globale Richtlinien für die konkrete Umsetzung von Maßnahmen zum Schutz und Erhalt der Biodiversität bereitgestellt werden. Die eigentliche Umsetzung findet v. a. auf der regionalen bzw. lokalen Ebene statt. Diese Tatsache rückt eine der wichtigsten Aufgaben für die Vereinten Nationen in den kommenden Jahren – ja Jahrzehnten – in den Vordergrund: Die Übersetzung der strategischen Zielsetzungen der CBD in konkrete Initiativen, Projekte und Maßnahmen bis auf die lokale Ebene in Zusammenarbeit mit Wirtschaft und Wissenschaft.

Literaturverzeichnis:

BFN (Hrsg.) (2007): Die Lage der biologischen Vielfalt. 2. Globaler Ausblick. – Bonn (Bundesamt für Naturschutz)

BMU (BUNDESMINISTERIUMS FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ UND REAKTORSICHERHEIT) (o.J.): Ohne Vielfalt der Natur keine Vielfalt der Wirtschaft. http://www.business-and-biodiversity.de/index.php?eID=tx_nawsecuredl&u=0&file=fileadmin/user_upload/documents/Die_Initiative/B_B_Informationen/B_B_Initiative_dt.pdf&t=1311849882&hash=5dd091f5dfc5ac00bd8732a890a3c0a2 (27.07.2011).

BOGGIA, S.; MOSIMANN, A. & GHEZZI, R. (2008): Biodiversity a GRI Reporting Resource. Economics in Nature Conservation. - Zürich (Eidgenössische Technische Hochschule Zürich)

EARTHWATCH (2002): Business & Biodiversity – The Handbook for Corporate Action, Co-Editor: International Union for Conservation of Nature and Natural Resources World Business Council for Sustainable Development (WBCSD). – Schweiz (ATAR Roto Presse SA)

HEITEPRIEM, N. (2010): Biodiversität im Immobilien- und Liegenschaftsmanagement. Diskussionspapier. - Lüneburg (Centre for Sustainability Management)

HONER, A. (1994): Das explorative Interview. - Schweiz. Z. Soziol., 20 (3): 623-640

HOOPER, D.U.; CHAPIN, F.III.; EWEL, J.J.; HECTOR, A.; INCHAUSTI, P.; LAVOREL, S; LAWTON, J.H.; LODGE, D.M.; LOREAU, M.; NAEEM, S.; SCHMID, B.; SETÄLÄ, H.; SYMSTAD, A.J.; VANDERMEER, J. & WARDLE, D.A. (2005): Effects of Biodiversity on Ecosystem Functioning: A Consensus of Current Knowledge. - Ecological Monographs 75 (1): 3-35

ISIS (ASSET MANAGEMENT) (2004): Is biodiversity a material risk for companies? An assessment of the exposure of FTSE sectors to biodiversity risk. - http://www.businessandbiodiversity.org/publication html (10.08.2009).

KÜßNER, S. (2007): Organisationskonzepte für das Immobilien- und Liegenschaftsmanagement: Diss. – Speyer (Hochschule für Verwaltungswissenschaften)

MCKINSEY (2010): McKinsey Global Survey results: The next environmental issue for business. - London. http://www.gibs.ac.za/SiteResources/documents/Biodiversity%20and%20Business%20Aug2010%20-%20Mckinsey%20&%20Company.pdf (10.10.2010).

MEA (MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT) (2005a): Ecosystems and Human Well-being: Synthesis. Washington DC (Island Press)

MEA (MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT) (2005b): Ecosystems and Human Well-being: Biodiversity Synthesis. – Washington DC (World Resources Institute)

NÄVY, J. (2006): Facility Management – Grundlagen, Computerstützung, Systemeinführung, Anwendungsbeispiele. – 4.Aufl. - Heidelberg (Springer)

NEIDLEIN, H.-C. & WALSER, M. (2005): Natur ist Mehr-Wert, Ökonomische Argumente zum Schutz der Natur. - Bonn (Bundesamt für Naturschutz) (BfN-Skripten 154)

PARR, M. & SIMONS, H. (2007): Business & Biodiversity. A guide for Netherlands based enterprises operating internationally. – Amsterdam (IUCN)

PIERSCHKE, B. (1998): "Facilities Management". - In: ALLENDORF, G. J. & SCHULTE, K.-W. (Hrsg.): Immobilienökonomie. – München (Oldenbourg): 276-316

SCHALTEGGER, S. & BESTÄNDIG, U. (2010): Corporate Biodiversity Management Handbook, A guide for practical implementation. – Berlin (Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit)

SCHALTEGGER, S. & BESTÄNDIG, U. (2011): Unternehmerisches Biodiversitätsmanagement. - UmweltWirtschaftsForum; 19 (1-2): 59-66

WRI (WORLD RESOURCES INSTITUTE) (2008): Guidelines for Identifying Business Risks and Opportunities Arising from Ecosystem Change – Version 1, USA.

WWF (WORLD WILDLIFE FUND) (2005): The Green Buck. Using economic tools to deliver conservation goals: a WWF field guide. http://www.biodiversityeconomics.org/document.rm?id=715 (12.07.2011).

Nico Heitepriem
Centre for Sustainability Management (CSM)
Leuphana Universität Lüneburg
Scharnhorststr. 1
21335 Lüneburg
nico.heitepriem@uni.leuphana.de

Treffpunkt Biologische Vielfalt 11	2012	145 - 148	Hrsg.: Bundesamt für Naturschutz, Bonn

Bioökonomie - Gefahr oder Chance?
Eine kritische Anmerkung zu den Prioritäten der Bioökonomieforschung in Bezug auf den Erhalt der biologischen Vielfalt

YELVA LARSEN

Einleitung

Der Begriff Bioökonomie ist eine Bezeichnung für den ökonomischen Wert lebender Organismen. Biobasiertes Wirtschaften ist somit ein neuartiges Konzept zur Nutzung natürlicher Ressourcen (Pflanzen, Tiere und Mikroorganismen) mittels moderner biotechnologischer Methoden. Es umfasst alle wirtschaftlichen Sektoren und ihre dazugehörigen Dienstleistungen, die biologische Ressourcen produzieren, be- und verarbeiten oder in irgendeiner Form nutzen (NATIONALE FORSCHUNGSSTRATEGIE BIOÖKONOMIE 2030, 2011). Im angloamerikanischen Raum wurde der Begriff „Bioeconomy“ erstmalig von J. Enriquez definiert. Enriquez beschränkt sich dabei vornehmlich auf die industrielle Anwendung biologischer Prozesse auf genetischer und molekularer Ebene (ENRIQUEZ-CABOT, 1998).

Angesichts des ökonomischen Faktors besteht jedoch auch immer die Gefahr der Ausbeutung biologischer Ressourcen, besonders in Bezug auf genetische Information als Kapitalanlage. Das „Biokapital“ als wirtschaftlicher Wert kann dabei aber auch zum Schutz der biologischen Vielfalt eingesetzt werden (Vergl. TEEB, 2010).

Im Folgenden werden daher die Prioritäten in der Bioökonomieforschung in Deutschland, welche vom BioÖkonomieRat (BÖR) publiziert wurden (BIOÖKONOMIERAT, 2011), unter dem Aspekt der Nachhaltigkeit und des Schutzes der biologischen Vielfalt beleuchtet. Dabei werden sowohl Gefährdungen als auch Möglichkeiten zum Erhalt der natürlichen Biodiversität genannt.

Tätigkeiten des BioÖkonomieRats

Bioökonomie umfasst die Bereiche Boden- und Landnutzung, Pflanzen- und Tierzüchtung sowie Agrarökonomie, aber auch Gebiete der Biotechnologie und Energiebereitstellung (NATIONALE FORSCHUNGSSTRATEGIE BIOÖKONOMIE 2030, 2011). In Deutschland trägt die Bioökonomie zu einer jährlichen Wertschöpfung von mehr als 300 Milliarden Euro bei. Der BÖR wurde 2008 als unabhängiges Beratungsgremium von der Deutschen Bundesregierung berufen, um die Weiterentwicklung bioökonomischer Forschung und Entwicklung in Deutschland sicherzustellen. Die Deutsche Akademie der Technikwissenschaften (acatech) benannte die Mitglieder des BÖRs. Die Arbeitsweise des Acatech charakterisiert eine enge Verbindung von Wissenschaft und Wirtschaft. Im 88-köpfigen Senat sind daher auch einflussreiche, technologieorientierte Wirtschaftskonzerne vertreten. BÖR vereint dabei Kompetenzen aus universitären und privatwirtschaftlichen Forschungseinrichtungen sowie Ressortforschung (z.B. BASF-AG, Dow Agro Science, KWS Saat AG, RWE-Innogy, Brain AG, MPI, FZ-Jülich, Frauenhofer-G., CeBiTech, deutscher Bauernverband).

Prioritäten in der Bioökonomieforschung

Der BÖR nimmt in seiner aktuellsten Veröffentlichung (BIOÖKONOMIERAT, 2011) Bezug auf die Forschungsstrategie Bioökonomie 2030 der Bundesregierung (NATIONALE FORSCHUNGSSTRATEGIE BIOÖKONOMIE 2030, 2011). Konkret werden dabei Maßnahmen nach Relevanz bewertet sowie Vorschläge zu deren zeitlicher Umsetzung und Finanzierung gemacht und somit die Weichen für die Weiterentwicklung von bioökonomischer Forschung und Entwicklung in Deutschland gestellt.

Inhaltlich beschäftigt sich das Dokument mit dem Ziel, die verfügbare Biomasse für ernährungsgebundene, stofflich-industrielle und energetische Verwendungszwecke zu steigern sowie die begrenzten natürlichen Ressourcen effizienter zu nutzen. Neue Technologien stimulieren dabei das Wachstum an Biomasse. Langfristig soll damit auch ein Strukturwandel von einer erdöl- zu einer biobasierten Industrie erleichtert werden. Mit einer Verbesserung der Qualität, Produktivität, Ertragsstabilität und Resistenzeigenschaften von Nutzpflanzen und Nutztieren wird hierbei eine eindeutige Einbindung von bio- und gentechnologischen Ansätzen verfolgt. Diese züchterischen Maßnahmen werden mit einer Entschärfung der Ressourcenkonkurrenz („Tank oder Teller") legitimiert und sollen einen unverzichtbaren Beitrag zur weltweiten Ernährungssicherheit leisten. Ein weiterer wichtiger Punkt stellt die Entwicklung neuartiger biologischer Systeme dar, die natürlicherweise nicht vorkommen. Es handelt sich dabei zum Beispiel um Mikroorganismen mit neuen Eigenschaften, die Schadstoffe ab- oder Wertstoffe aufbauen sollen und bei der Herstellung von Biokraftstoffen, Biopolymeren, Enzymen etc. Verwendung finden (SERRANO, 2007).

Im Rahmen der synthetischen Biologie werden nicht nur einzelne Gene zwischen verschiedenen Organismen transferiert, sondern künstliche biologische Systeme neu erzeugt (EUROPEAN COMMISSION, 2005) (ENDY, 2005). Die synthetische Biologie stellt somit eine bedeutende Säule der Bioökonomie dar.

Finanzierung der Bioökonomieforschung

Die Bundesregierung stellt insgesamt 2,4 Mrd. Euro Fördermittel für die nächsten sechs Jahre zur Verfügung, um die Forschungsziele zu erreichen.

Die Forschungsinstitute Helmholtz, Max-Planck, Leibniz und Fraunhofer teilen sich einen Betrag von 977 Mio. Euro, weitere 1,458 Mrd. werden projektbezogen vergeben. Die Aufteilung der Fördergelder gliedert sich wie folgt: 46% werden für den Bereich der Ernährungsforschung, 33% für die industriell-stoffliche Nutzung und 21% für die energetische Nutzung zur Verfügung gestellt. 41% des Gesamtbudgets soll dabei der „weißen" industriellen Biotechnologie zu Gute kommen, auf deren Grundlage biotechnologische Methoden für industrielle Produktionsverfahren entwickelt werden (ÜBERSICHT ÜBER DIE FINANZMITTEL FÜR DIE „NATIONALE FORSCHUNGSSTRATEGIE BIOÖKONOMIE 2030, 2011).

Maßnahmen zum Erhalt der biologischen Vielfalt im Rahmen der Prioritäten in der Bioökonomieforschung

1. Die Empfehlungen des BÖRs nehmen bisher keinen konkreten Bezug zu Nachhaltigkeitsaspekten zum Schutz der Biodiversität, auch werden keine Maßnahmen zu übergeordneten Naturschutzzielen genannt.

Der Begriff Nachhaltigkeit wird zwar wiederholt verwendet, allerdings in einen Kontext gesetzt, der sich nicht auf den Schutz der Umwelt bezieht, so z. B. im Rahmen der nachhaltigen Ernährung der Weltbevölkerung.

Der ökonomische Wert lebender Systeme, besonders im Zusammenhang mit genetischen Ressourcen für Natur- und Wirkstoffe, ist vielfältig. Jedoch sollte die wirtschaftliche Nutzung lebender Organismen auch immer zu ihrem Schutz verpflichten. Die TEEB-Studie, die auch die Bundesregierung unterstützt, fordert die Anerkennung und Honorierung der von der natürlichen Umwelt der Gesellschaft zur Verfügung gestellten Werte (TEEB, 2010). Dieser Anspruch sollte auch innerhalb der Forschungsansätze im Bereich der Bioökonomie verfolgt werden. Richtlinien in der Bioökonomieforschung stellen somit eine einmalige Möglichkeit dar, die Ziele der TEEB-Studie ebenfalls wirtschaftlich zu verankern. Dies ist eine Chance, die in diesem Zusammenhang auch im Rahmen der Biodiversitäts-Konvention und der Nationalen Biodiversitätsstrategie (BMU, 2007) nicht verpasst werden sollte (VBIO, 2011)!

Um die Ziele zum Schutz der biologischen Vielfalt auch innerhalb der Bioökonomie umzusetzen, sollten daher sowohl Experten für Biodiversität, als auch Vertreter von Natur- und Umweltschutzverbänden in den BÖR berufen werden, die bisher nur beratende Funktionen inne haben (VBIO, 2011).

2. Die Forschungsprioritäten des BÖRs heben die Sicherung und effiziente Nutzung genetischer Ressourcen hervor (BIOÖKONOMIERAT, 2011). Der Schutz der Biodiversität kann jedoch auch im Bereich der Bioökonomie nicht auf den Erhalt der Gene von Pflanzen, Tieren und Mikroorganismen beschränkt bleiben. Es sollte demzufolge ebenfalls die Art- und die Ökosystemebene miteinbezogen werden, da eine intakte Umwelt langfristig auch für die Bewahrung genetischer Ressourcen unabdingbar ist. Die Forschungsprioritäten legen besonderen Wert auf die eindeutige Einbindung bio- und gentechnologischer Ansätze (BIOÖKONOMIERAT, 2011). Obwohl gentechnisch verändertes Saatgut 2010 weltweit einen Marktanteil von 33% vorweisen konnte, hat sich in der EU die landwirtschaftliche Nutzung der Pflanzenbiotechnologie verringert und vom weltweiten Trend abgekoppelt (CLIVE, 2011). Dies ist ein Aspekt, der insbesondere unter dem Gesichtspunkt, dass Bioökonomieforschung durch Steuergelder finanziert wird, Beachtung finden sollte. Im Bereich der „weißen“ industriellen Biotechnologie wird, speziell im Kontext der synthetischen Biologie, die Entwicklung künstlicher Mikroorganismen zu Konfliktpotenzial innerhalb der Zivilgesellschaft führen.

Nicht nur auf Grundlage ethischer Grenzen, sondern ebenfalls unter dem Aspekt des Erhalts der biologischen Vielfalt, stellt die synthetische Biologie jedoch auch ein Gefahrenpotential für die Umwelt dar. Die Nationale Forschungsstrategie BioÖkonomie 2030 der Bundesregierung beschränkt sich auf die Formulierung „Rechtliche Unsicherheiten, die wirtschaftliche Anwendung von neuen Forschungsergebnissen behindern, sind zu klären“ (NATIONALE FORSCHUNGSSTRATEGIE BIOÖKONOMIE 2030, 2011). Es bleibt neben entsprechenden rechtlichen Rahmenbedingungen (s. Cartagena-Protokoll; DE GREEF, 2004) die Frage offen, inwieweit es der Wissenschaft möglich ist, potenzielle Risiken der Agrogentechnik und unbeabsichtigte Auswirkungen auf die Gesundheit und Umwelt ausreichend zu erfassen (NABU, 2011).

Abschließend ist der Legitimationsanspruch zu klären: Ist die Verwendung von Gentechnik und die ausschließliche Ausrichtung auf Wachstumssteigerung mittels technischen Fortschritts mit der Begründung der Ernährungssicherheit legitim? Lässt sich der Hunger in Entwicklungs- und Schwellenländern durch deutsche Hightech-Innovationen bekämpfen? Oder ist Hunger nicht auch immer ein Problem der Umverteilung und eine Folge des Lebensstils der Industrieländer? Sind einer Wirtschaft, die auf ständigem Wachstum basiert, nicht auch im Bezug auf das ökologische Gleichgewichts Grenzen gesetzt (RAJAN, 2009)? Innerhalb der Bioökonomie werden biologische Organismen zur Ware und die Umwelt auf ihre Wirtschaftlichkeit reduziert. Wirtschaftliche Interessen bringen auch immer die Gefahr des Missbrauchs

mit sich (Stichwort: Biopiraterie), somit ist auch im Bereich der Bioökonomie der Schritt vom Biokapital zum Biokapitalismus nicht mehr weit (RAJAN, 2009).

Nur durch den verantwortungsvollen Umgang mit der Umwelt werden auch langfristig Ökosystemfunktionen aufrechterhalten und stehen die Dienstleistungen der Natur dem Menschen dauerhaft zur Verfügung. Hierauf sollte im Zusammenhang mit den Prioritäten in der Bioökonomieforschung entsprechend eingegangen werden, um den Erhalt der Biodiversität sicherzustellen und somit letztendlich auch eine breite Zustimmung der Bevölkerung zu erhalten.

Literatur

BIOÖKONOMIERAT (2011): Prioritäten in der Bioökonomie-Forschung (Empfehlungen des BioÖkonomieRats Nr. 02, 2011). Verfügbar unter: www.biooekonomierat.de (10.10.2011).

BMU (2007): Nationale Strategie zur biologischen Vielfalt. - Verfügbar unter www.bmu.de (10.10.2011)

CLIVE, J. (2011): ISAAA's Annual Report on the Global Status of Commercialized Biotech/GM Crops. - Verfügbar unter: www.isaaa.org (10.10.2011).

DE GREEF, W. (2004): The Cartagena Protocol and the future of agbiotech. - Nature Biotechnology 22: 811-812

ENDY, D. (2005): Foundations for engineering biology. - Nature. 438: 449-453

ENRIQUEZ-CABOT, J. (1998): Genomics and the World's Economy. - Science Magazine 281: 925-926

EUROPEAN COMMISSION (2005): Synthetic Biology: Applying Engineering to Biology Report of a NEST High-Level Expert Group; European Commission.

NABU (2011): Bioökonomie, Können neue Technologien die Energieversorgung und die Welternährung sichern? - Verfügbar unter: www.nabu.de (10.10.2011)

NATIONALE FORSCHUNGSSTRATEGIE BIOÖKONOMIE 2030. - Verfügbar unter: www.bmbf.de (10.10.2011).

RAJAN, KAUSHIK SUNDER (2009): Biokapitalismus. Werte im postgenomischen Zeitalter. – Frankfurt/M. (Suhrkamp)

SERRANO, L. (2007): Synthetic biology: promises and challenges. - Molecular Systems Biology 3:158

TEEB (2010): The Economics of Ecosystems and Biodiversity: Mainstreaming the Economics of Nature: A synthesis of the approach, conclusions and recommendations of TEEB. - Verfügbar unter: www.teebweb.org (10.10.2011).

ÜBERSICHT ÜBER DIE FINANZMITTEL FÜR DIE „NATIONALE FORSCHUNGSSTRATEGIE BIOÖKONOMIE 2030“. - Verfügbar unter: www.biotechnologie.de (10.10.2011).

VBIO: Neun Thesen zur Bioökonomie. - Voraussichtlich ab 01.12.2011 verfügbar unter: www.vbio.de.

Yelva Larsen
Universität Bayreuth
Z-MNU, Lehrstuhl Didaktik Biologie (Prof. Dr. F. X. Bogner)
95447 Bayreuth
yelva.larsen@uni-bayreuth.de

Treffpunkt Biologische Vielfalt 11	2012	149 - 156	Hrsg.: Bundesamt für Naturschutz, Bonn

Der intrinsische Wert der Biodiversität und das gute Leben

KATRIN REUTER

Schlagwörter: Ethik, Werte, Intrinsischer Wert, gutes Leben

1 Problemstellung

Spätestens seit Verabschiedung der Convention on Biological Diversity (CBD) im Jahr 1992 ist „Biodiversität" ein Schlagwort der politischen Agenda. Sowohl in CBD als auch in der im Anschluss an diese im Jahr 2007 verabschiedeten deutschen Nationalen Strategie zur biologischen Vielfalt (NBS) und seit 2002 im deutschen Bundesnaturschutzgesetz (BNatSchG) ist vom intrinsischen bzw. vom Eigenwert biologischer Vielfalt und vom „Eigenwert von Natur und Landschaft" die Rede (vgl. CBD Präambel; BMU 2007, S. 9; BNatSchG §1)[1]. Darüber hinaus wird in der von der Europäischen Kommission verabschiedeten Biodiversitäts-Strategie bis zum Jahr 2020 unter der Überschrift „2050 vision" ebenfalls vom intrinsischen Wert biologischer Vielfalt gesprochen (COM(2011)244).

Der Inhalt der Rede von einem „intrinsischen Wert" biologischer Vielfalt bleibt jedoch weitgehend unklar. Zum einen ist der Begriff selbst nicht spezifiziert, zum anderen ist zu fragen, ob und inwiefern solche Werte, insbesondere vor dem Hintergrund möglicher Zielkonflikte mit anderen Werten, so etwas wie eine moralische Verpflichtung zum Schutz von Biodiversität generieren können, und, darüber hinaus, wem gegenüber diese Verpflichtung bestehen soll.

Dass der intrinsische Wert biologischer Vielfalt ihren Schutz begründen soll, belegen die genannten Dokumente. *Wie* dieser Wert konkrete Schutzabsichten jedoch begründen soll und *worin* er überhaupt besteht, bedarf allerdings der weiteren Begründung. Dies gilt insbesondere, da Fragen danach, inwiefern ein intrinsischer oder Eigenwert bestimmter Gegenstände der (belebten) Natur ihren Schutz überhaupt begründen kann, erst vor dem Hintergrund möglicher und tatsächlicher Zielkonflikte virulent werden. So kann bspw. durchaus gefragt werden, warum gegenwärtig lebende Menschen zugunsten zukünftiger Generationen Einschränkungen ihrer Lebensweise in Kauf nehmen sollten bzw., konkreter, inwiefern es bspw. gerechtfertigt ist, bestimmte Gebiete zugunsten nachfolgender Generationen unter Naturschutz zu stellen statt dort Nahrungsmittel oder Energiepflanzen anzubauen oder die entsprechende Fläche anderweitig zu nutzen.

Solange nicht geklärt ist, was der Begriff des intrinsischen oder Eigenwertes biologischer Vielfalt genau beinhaltet, ist es im Konfliktfall schwierig, mit ihm zu argumentieren und ihn gegen anthropozentrische oder utilitaristische Interessen anzubringen. Genau darauf zielt jedoch die Statuierung dieses Wertes in den entsprechenden Dokumenten, dass es offenbar Gründe gibt, biologische Vielfalt auch um ihrer selbst willen zu schützen, und dass diese Gründe auch als *Gründe* gegen anthropozentrische Interessen geltend gemacht werden können sollen.

[1] Die Begriffe „Biodiversität" und „biologische Vielfalt" sind synonym zu verstehen.

Ich werde dafür argumentieren, dass biologische Vielfalt bzw. ein bestimmter Umgang mit ihr Bestandteil eines guten bzw. gelingenden menschlichen Lebens ist.

2 Terminus

Die sowohl in biologischen als auch in politischen und ethischen Kontexten am häufigsten zitierte Version dessen, was der Begriff der Biodiversität umfasst, ist die Definition der CBD. Biodiversität wird hiernach definiert als „the variability among living organisms from all sources (...); this includes diversity within species, between species and of ecosystems"(CBD Art. 2). In der NBS wird konstatiert, dass „Biodiversität (...) letztlich alles das [ist], was zur Vielfalt der belebten Natur beiträgt" (BMU 2007, S. 9). Vor dem Hintergrund des statuierten intrinsischen Wertes biologischer Vielfalt und der Begriffsgeschichte (vgl. dazu bspw. TAKACS 1996) spricht Thomas Potthast von einem „epistemisch-moralischen Hybridbegriff" (POTTHAST 2007, S. 57), der sowohl eine wissenschaftliche Tatsache als auch einen Wert bezeichnen soll. Der Begriff der Biodiversität ist mithin kein rein deskriptiver, der Schutzgedanke bzw. die Schutzverpflichtung sind ihm immer schon implizit (vgl. ebd.). Offenbar handelt es sich also nicht nur um einen Begriff aus der Sphäre der Biologie, sondern auch um einen der Ethik, wobei als wertvoll bzw. schützenswert erachtet wird, was mit Leben bzw. der belebten Natur zu tun hat.

3 Zwei Bedeutungen von „intrinsisch"

Der Gebrauch und Inhalt des Begriffes des intrinsischen Wertes wird in der umweltethischen Literatur nur selten expliziert und spezifiziert. Zudem ist seine Verwendungsweise höchst uneinheitlich, was zum Teil durch die unterschiedlichen ethischen Theorien, welche im Hintergrund der jeweiligen Texte stehen, bedingt ist.

Grundlegend müssen zwei verschiedene Bedeutungen des Terminus „intrinsisch" voneinander unterschieden werden, welche in der Debatte jedoch häufig miteinander vermischt werden (vgl. dazu und für die folgenden Bemerkungen in diesem Abschnitt SARKAR 2005, bes. S. 53ff.): Zum einen kann „intrinsisch" als Kontrastbegriff zu „extrinsisch" verwendet werden, zum anderen kann es aber auch dem Terminus „instrumentell" gegenübergestellt werden. Versteht man „intrinsisch" als Kontrastbegriff zu „extrinsisch", bezieht man sich auf nicht-relationale Eigenschaften der entsprechenden Entitäten, d. h. auf Eigenschaften, die angegeben werden können, ohne auf andere, dem entsprechenden Gegenstand äußere Entitäten oder Gegebenheiten Bezug nehmen zu müssen. Sarkar nennt als Beispiel für eine solche nicht-relationale Eigenschaft im Zusammenhang mit Biodiversität die Eigenschaft, bedroht (endangered) zu sein (ebd. S. 54). Auch wenn die Gefährdung einer Spezies auf externe Ursachen zurückgeführt werden kann, bedarf es zur Angabe der Eigenschaft keines Bezuges auf andere Entitäten. Demgegenüber stellt bspw. „Seltenheit" eine relationale Eigenschaft dar, da hier Parameter angegeben werden müssen, im Vergleich zu oder in Bezug auf was etwas selten ist (vgl. ebd. S. 54). Als weiteres Beispiel für eine nicht-relationale Eigenschaft nennt Sarkar Bilateralsymmetrie (ebd.). Dies verdeutlicht, dass der Begriff „intrinsisch" nicht notwendigerweise mit dem des Wertes, also auch nicht mit dem der moralischen Verpflichtung, in Verbindung gebracht werden muss.

Wird demgegenüber „intrinsisch" als Kontrastbegriff zu „instrumentell" verwendet, geht es um nicht-instrumentelle oder so genannte non-use values. Diese zeichnen sich dadurch aus, dass sie nicht Mittel zu etwas anderem, sondern Zwecke sind. Soll etwas also aufgrund eines intrinsischen Wertes geschützt werden, soll es offenbar um seiner selbst willen geschützt werden. Fraglich ist nun, was es bedeuten soll,

etwas „um seiner selbst willen“ zu schützen, worin der intrinsische Wert der entsprechenden Gegenstände genau bestehen soll, ob er notwendig aus einer intrinsischen Eigenschaft resultieren muss, und ob aus diesem Wert so etwas wie eine moralische Verpflichtung, die entsprechenden Gegenstände zu schützen, abgeleitet werden kann[2].

4 Werte von Biodiversität

Im Zusammenhang mit der Uneinigkeit darüber, ob die in Rede stehenden Entitäten selbst intrinsisch wertvoll sind oder ob ihr intrinsischer Wert – ebenso wie die verschiedenen instrumentellen Werte, die biologischer Vielfalt zukommen können – von einem wertenden Subjekt abhängig ist, wurde die Unterscheidung von Selbst- und Eigenwerten eingeführt (wobei auch diese weder immer, noch immer explizit, noch einheitlich verwendet wird[3]). Beide werden instrumentellen bzw. Nutz- und Gebrauchswerten gegenübergestellt.

Zentrales Kriterium von Nutz- und Gebrauchswerten ist ihre Ersetzbarkeit und die Tatsache, dass es sich um Werte handelt, die explizit von einem wertenden Subjekt abhängig sind. Instrumentelle Werte sind Mittel zu Zwecken, entsprechend verliert etwas an Wert, wenn die Zwecke auch durch andere Mittel realisiert werden können (vgl. bspw. ESER et al. 2011, S. 79f.). Der in vieler Hinsicht instrumentelle Wert der biologischen Vielfalt ist unbestreitbar und soll hier nicht näher thematisiert werden. Das Kriterium der – wenigstens prinzipiellen – Ersetzbarkeit zeigt aber auch, dass die Argumentation mit instrumentellen Werten nicht geeignet ist, einen umfassenden Schutz von Biodiversität zu begründen (vgl. dazu bspw. GORKE 1999). *Dass* biologische Vielfalt jedoch nicht nur aufgrund instrumenteller Werte geschützt werden soll bzw. dass viele Menschen die Intuition teilen, dass biologischer Vielfalt neben ihrem Wert für den Menschen auch noch eine andere Art von Wert(en) zukommt, wird auch durch die Verankerung des intrinsischen oder Eigenwertes in CBD und BNatSchG belegt.

Eine Art nicht-instrumenteller Werte stellen so genannte inhärente oder Eigenwerte dar, welche von intrinsischen bzw. Selbstwerten unterschieden werden. Der Begriff des inhärenten oder Eigenwertes wird von Eser et al. so bestimmt, dass ein Gut dann einen Eigenwert hat, wenn es um seiner selbst willen, d. h. als Zweck und nicht als Mittel zur Realisierung eines Zweckes erstrebt wird (vgl. ESER et al. 2011, S. 80). Das paradigmatische Beispiel für diese Art von Werten sind ästhetische Werte. Die (positive) Erfahrung ästhetischer Werte wird normalerweise um ihrer selbst willen angestrebt. So verstandene Eigenwerte sind mithin von einem, die Erfahrung machenden und diese als wertvoll bestimmenden, Subjekt abhängig. Entsprechend handelt es sich bei Eigenwerten um relationale Werte.

Demgegenüber wird der Selbst- oder intrinsische Wert eines Gegenstandes als vom Menschen unabhängig und *in* diesem Gegenstand liegend verstanden; es handelt sich also um nicht-relationale Werte. Inhärente bzw. Eigenwerte verschwinden, wenn es keine sie wertschätzenden Individuen (mehr) gibt, während es intrinsische bzw. Selbstwerte auszeichnet, dass sie keines wertschätzenden Subjektes bedürfen, also unabhängig von einer (Be-)Wertung existieren.

---

[2] Wie das Beispiel der Bilateralsymmetrie zeigt, muss, wenn intrinsische Werte (nur) aus intrinsischen Eigenschaften resultieren können, dies nicht notwendigerweise bedeuten, dass *jede* intrinsische Eigenschaft den entsprechenden Gegenstand intrinsisch wertvoll sein lässt. Entsprechend würde sich die Frage anschließen, *welche* Art intrinsischer Eigenschaften einen Gegenstand intrinsisch wertvoll sein lassen.

[3] Dass diese Unterscheidung nicht immer getroffen wird bzw. die Verwendung des Begriffes „intrinsisch“ uneinheitlich ist, wird auch daran deutlich, dass im englischen Text der CBD vom „intrinsic value“ die Rede ist, während in der deutschen Übersetzung von „Eigenwerten“ gesprochen wird.

Eser et al. spezifizieren (im Gegensatz bspw. zu Potthast) die Begriffe des Eigen- und Selbstwertes durch die Zusätze „eudaimonistisch“ und „moralisch“, sprechen also von eudaimonistischen Eigen- und moralischen Selbstwerten (vgl. ESER et al. 2011, S. 80). Der Zusatz „eudaimonistisch“ verweist darauf, dass Eigenwerte als Bestandteil eines guten oder gelingenden menschlichen Lebens aufgefasst werden, während der Zusatz „moralisch“ darauf verweist, dass durch diese Werte offenbar so etwas wie eine moralische Verpflichtung den diese Werte verkörpernden Gegenständen gegenüber besteht bzw. dass der intrinsische Wert dieser Gegenstände eine solche moralische Verpflichtung begründet. Die Antwort auf die Frage, welchen Gegenständen gegenüber genau eine solche moralische Verpflichtung besteht, d. h. welche Gegenstände intrinsisch wertvoll sind (und wie der Begriff „intrinsisch“ selbst verstanden wird), ist wiederum durch die jeweilige im Hintergrund stehende ethische Theorie bedingt.

Wie im Folgenden, wenigstens andeutungsweise, zu skizzieren ist, kann jedoch keine der gängigen Natur- oder Umweltethiken unter Rekurs auf intrinsische oder inhärente Werte einen umfassenden Schutz biologischer Vielfalt sinnvoll begründen.

5 Intrinsische und inhärente Werte in Natur- und Umweltethik

In der Natur- und Umweltethik werden üblicherweise drei verschiedene Hauptströmungen voneinander unterschieden: Anthropozentrismus, Biozentrismus und Holismus bzw. Physiozentrismus[4].

In anthropozentrischen Positionen existieren Werte nur innerhalb der Sphäre des Menschen; das bedeutet, dass es ohne Menschen keine Werte in der Welt gäbe, mit dem letzten wertschätzenden und wertsetzenden Individuum also auch alle Werte aus der Welt verschwinden würden. Mithin kann es innerhalb anthropozentrischer Positionen zwar eudaimonistische Eigenwerte, jedoch keine moralischen Selbstwerte über den Bereich des Zwischenmenschlichen hinaus geben. Moralische Verpflichtungen können nur zwischen Menschen bestehen, nicht jedoch gegenüber nicht-menschlichem begründet werden. Entsprechend ist eine anthropozentrische Position nicht in der Lage, den Schutz biologischer Vielfalt umfassend, d. h. über relationale Werte hinaus, zu begründen. Wenn Werte nur innerhalb der Sphäre des Menschen existieren und es nicht-instrumentelle Werte nur im Sinne eudaimonistischer Eigenwerte gibt, gibt es keinen Grund, biologische Vielfalt bzw. bestimmte Aspekte biologischer Vielfalt (wie bspw. Artenvielfalt) zu schützen, wenn es nicht auch Menschen gibt, die diese Aspekte wertschätzen.

Demgegenüber geht der Biozentrismus von einem intrinsischen Wert aller Lebewesen aus. In der Position Paul W. Taylors, welcher ein prominenter Vertreter dieses Ansatzes ist, wird dieser intrinsische Wert durch die Tatsache begründet, dass Lebewesen „teleologische Zentren von Leben“ (teleological centers of life) sind (vgl. TAYLOR 2011 [1986], S. 121). Lebewesen als teleologische (d. h. auf einen Zweck oder auf ein Ziel ausgerichtete) Zentren von Leben zu verstehen, bedeutet erst einmal, anzuerkennen, dass sie danach streben, sich selbst in ihrer Form zu realisieren und aufrechtzuerhalten, d. h. ein ihrer Art entsprechendes Leben zu führen und am Leben zu bleiben. Dieses Streben, welches mit dem Begriff des Wohls

---

[4] Der Pathozentrismus wird hier nicht betrachtet, da es sich nicht um eine Natur- oder Umweltethik im strengen Sinne handelt. Da er auf das Leiden leidensfähiger Lebewesen rekurriert, handelt es sich eigentlich um eine Art Tierschutzethik.
Die Unterscheidung zwischen Naturethik und Umweltethik besteht darin, dass sich Umweltethiken auf die Umwelt des Menschen beziehen und Naturethiken die Natur als Ganze bzw. einen bestimmten Bereich der Natur (bspw. belebte Natur) im Blick haben, welcher jedoch umfassender als die *Umwelt* einer Spezies (des Menschen) ist. In diesem Sinne ist der Anthropozentrismus eine Umweltethik, während Biozentrismus und Holismus als Naturethiken zu verstehen sind.

(engl. the good) in Verbindung gebracht werden kann, darf dabei nicht mit dem Begriff des (bewussten) Interesses verwechselt werden. Lebewesen, indem sie danach streben, ein ihrer Art entsprechendes Leben zu führen, haben so etwas wie ein Wohl; dies impliziert jedoch nicht notwendigerweise, dass sie auch (bewusste) Interessen haben. Hier wird deutlich, inwiefern die beiden oben unterschiedenen Bedeutungen von „intrinsisch" miteinander vermischt werden können: Danach zu streben, ein seiner Art entsprechendes Leben zu führen, ist einem Lebewesen intrinsisch; sein Wohl kann definiert werden, ohne auf andere Entitäten Bezug nehmen zu müssen[5]. In diesem Sinne, indem nämlich Lebewesen ihnen intrinsische Zwecke realisieren und ein Wohl haben, kann durchaus davon gesprochen werden, dass sie so etwas wie intrinsische Werte darstellen oder realisieren. Taylor folgert aus dieser Tatsache, dass Lebewesen gegenüber, weil sie intrinsische Werte realisieren, eine moralische Verpflichtung besteht, dass also in der hier vorgeschlagenen Terminologie Lebewesen einen moralischen Selbstwert haben. Es ist jedoch nicht ersichtlich, wie aus der Tatsache, dass Lebewesen intrinsische Zwecke realisieren, eine moralische Verpflichtung diesen gegenüber begründet werden soll. Der intrinsische Wert eines Lebewesens besteht in der Realisierung seines Wohls und dieses kann definiert werden, ohne auf andere Entitäten Bezug nehmen zu müssen. Allerdings ist ohne die Einführung weiterer Prämissen nicht ersichtlich, wie aus diesem intrinsischen Wert eine moralische Verpflichtung jedem einzelnen Lebewesen gegenüber abgeleitet werden soll.

Darüber hinaus handelt es sich beim Biozentrismus – ebenso wie beim Anthropozentrismus – um eine individuen- bzw. lebewesenzentrierte Ethik, d. h. die Übertragung der entsprechenden Argumente auf den Schutz von Arten, Genen und Ökosystemen, also Biodiversität im Sinne der CBD-Definition, ist nicht ohne weiteres möglich.

Im Gegensatz dazu wird in holistischen Positionen allem „natürlich Gewordenen" ein intrinsischer Wert zugesprochen und „alles natürlich Gewordene in den Kreis der Moral" (GORKE 1999, S. 246) einbezogen, d. h. auch Arten, Gene und Ökosysteme verkörpern intrinsische Werte. Da jedoch nicht spezifiziert wird, worin genau der intrinsische Wert einer „natürlich gewordenen" Entität besteht und nicht ersichtlich ist, wie sinnvoll bspw. vom Wohl von Arten, Genen oder Ökosystemen gesprochen werden kann, kann „intrinsisch" hier nur als Kontrastbegriff zu „instrumentell" verstanden werden (dies legt auch die Lektüre Gorkes nahe; vgl. ebd.). Es ist allerdings unklar, worin der nicht-instrumentelle Wert *alles* natürlich Gewordenen bestehen soll und wie daraus eine moralische Verpflichtung abgeleitet werden kann. Der Verweis darauf, dass etwas „natürlich geworden" ist, reicht weder aus, um moralische Selbstwerte, noch um eudaimonistische Eigenwerte zu begründen.

---

[5] Mit der Formulierung, dass ein Lebewesen danach strebt, „ein seiner Art entsprechendes Leben zu führen" ist gemeint, dass es bestimmte Verhaltensweisen gibt, die bspw. für Katzen normal sind, d. h. zum Leben oder zur Art einer Katze gehören, jedoch nicht zur Lebensweise oder zur Artform von bspw. Bibern (vgl. HENNIG 2009, S. 140). Man könnte versucht sein, hier einzuwenden, dass Lebewesen durchaus bestimmter äußerer Bedingungen bedürfen, um ihr Wohl zu realisieren und aufrechterhalten zu können. Das Erfülltsein dieser Bedingungen ist jedoch noch kein Garant für das Wohl eines Lebewesens. Darüber hinaus bestimmt die Art, der das Lebewesen angehört, welche Bedingungen zur Realisierung seines Wohls erforderlich sind, was wiederum bedeutet, dass das, was das Wohl eines Lebewesen definiert, diesem (bzw. seiner Art) intrinsisch ist.

Wie gezeigt, ist die Übertragung naturethischer Argumente auf das Problem des Schutzes biologischer Vielfalt nicht unproblematisch[6]. Keine der genannten Ethiken vermag es, sinnvoll und umfassend zu begründen, warum biologische Vielfalt aufgrund intrinsischer Werte zu schützen ist.

6 Zugang der Tugendethik

Einen ganz anderen Zugang zum Problem des Schutzes von Biodiversität, für den ich im Anschluss an und in Weiterführung der Position von Eser et al. plädieren werde, bietet die Tugendethik.

Wenn es um das gute, das gelingende oder das glückliche Leben – Eser et al. sprechen auch von „glücksethischen Argumenten" (vgl. ESER et al 2011, S. 71) – geht, beziehen sich die Begriffe des „Guten", des „Gelingens" und des „Glücks" nicht auf hedonistische Werte bzw. Vergnügen, sondern auf bestimmte objektive Standards, die zu einem guten menschlichen Leben gehören bzw. Bedingungen eines solchen darstellen[7]. Der Begriff des „objektiven Standards eines guten menschlichen Lebens" ist selbstverständlich nicht unproblematisch (vgl. dazu ebd. S. 76f.). Allerdings muss, sollen eudaimonistische Eigenwerte nicht nur als eine Art hedonistischer Werte verstanden werden, d. h. soll es bei ihnen um mehr als um Vergnügen oder dergl. generierende Erfahrungen gehen, auf Aspekte des guten Lebens in einem objektiven Sinne referiert werden. Denn, spricht man von Erfahrungen, die Menschen bereichern (können) und die nicht nur mit Lust oder Vergnügen zu tun haben, muss angegeben werden, was bereichert wird und wie wir zu dem Urteil kommen, dass eine bestimmte (bspw. ästhetische) Erfahrung (potentiell) bereichernd wirkt.

Bezieht man in die Debatte neuere Ansätze innerhalb der Tugendethik, bspw. den Ansatz Philippa Foots (vgl. FOOT 2004), mit ein, kann argumentiert werden, dass Lebewesen im oben, ersten explizierten Sinne von „intrinsisch" (als Kontrastbegriff zu „extrinsisch") ein Wohl haben, dass Menschen, weil sie ebenfalls Lebewesen sind, ebenso ein Wohl haben, und dass es zur Realisierung ihres Wohls gehört, bestimmte (moralische) Haltungen einzunehmen. Dazu gehört auch die Haltung, biologische Vielfalt einerseits für zukünftige Generationen zu bewahren, damit diese ebenfalls die Möglichkeit bekommen, eudaimonistische Eigenwerte erfahren zu können; andererseits gehört zu einem guten Leben aber auch die Fähigkeit, intrinsische Werte in der Natur anzuerkennen und nicht-menschlichen Lebewesen, weil diese ein Wohl haben, nicht ohne guten Grund zu schaden[8].

Eine Schwierigkeit besteht freilich darin, anzugeben, was bei Zielkonflikten als „guter Grund" gelten kann und was nicht. Dem Problem der Güterabwägung müssen sich jedoch auch die genannten pflichtethischen Positionen stellen[9]. Ein tugendethischer Ansatz bietet ihnen gegenüber allerdings den Vorteil,

---

6 Dies ist nicht zuletzt auch durch Unschärfen des Biodiversitäts-Begriffes selbst, auf welche hier nicht eingegangen werden konnte, bedingt. Dazu sei nur angedeutet, dass weitgehend unklar ist, inwiefern der Begriff tatsächlich auf *alle* Arten, Gene und Ökosysteme zielt, oder ob es nicht um eine bestimmte Form oder Zusammensetzung biologischer Vielfalt geht.

7 Die Begriffe des „guten", des „gelingenden" oder des „glücklichen" Lebens sind im Folgenden erst einmal synonym gemeint, weshalb ich mich auf die Rede von einem „guten Leben" beschränken werde.

8 Denn es liegt im Begriff des „Schadens", dass es sich um eine Handlung handelt, die schlecht ist.

9 Ebenso wie dem Problem, dass sie, wie eine tugendethische Position auch, die Einnahme eines moralischen Standpunktes schon voraussetzen. Gorke weist im Zusammenhang mit der Rechfertigung seiner Position darauf hin, dass eine Diskussion über die Reichweite der Moral müßig ist, wenn man sich gegen den moralischen Standpunkt entschieden hat (vgl. GORKE 2007, S. 132). Zwar ist es immer möglich, dass einzelne Menschen sich dagegen entscheiden, einen moralischen Standpunkt einzunehmen oder ein gutes Leben führen zu wollen, das

dass ihr Adressatenkreis insofern weiter ist, als er nicht nur auf (gegenwärtige und zukünftige) Menschen oder bereits existierende Naturgegenstände beschränkt ist, sondern alle der im Text genannten Aspekte, d. h. sowohl Argumente intra- versus intergenerationeller Gerechtigkeit als auch die etwaige moralische Berücksichtigungswürdigkeit nicht-menschlicher Lebewesen berücksichtigen kann. Ein tugend- bzw. haltungsethischer Ansatz ermöglicht es mithin, Fragen, die im Zusammenhang mit dem Schutz von Biodiversität auftauchen, wenn er über instrumentelle Werte hinausgehen soll, innerhalb *derselben* Ethik zu thematisieren.

Ein weiterer Vorteil der Tugendethik besteht in ihrem Bezug zu Praxisformen. Die Liste der Tugenden, d. h. derjenigen Verhaltensweisen, die zur Realisierung eines guten menschlichen Lebens gehören, ist offen bzw. erweiterungsfähig. Da sich Tugendethik nicht an starren Prinzipien ausrichten bzw. im Gegensatz zu den aufgezählten pflichtethischen Ansätzen keine Pflichten begründen oder diesen nachkommen muss, kann sie historische und kulturelle Unterschiede berücksichtigen und Fragen des moralisch Gebotenen vor dem Hintergrund der jeweiligen historischen und kulturellen Gegebenheiten thematisieren.

Inwiefern biologische Vielfalt genau Bestanteil eines guten menschlichen Lebens ist, und inwiefern die Haltung, nicht-menschlichen Lebewesen nicht zu schaden und biologische Vielfalt für zukünftige Generationen zu bewahren zum Wohl des Menschen gehört, ist eine der zentralen Fragen, die ich in meinem Projekt bearbeite. Darüber hinaus konstatieren Eser at al., dass „speziell im Hinblick auf die Umweltethik (...) eine konkrete Ausarbeitung der Bezüge zwischen pflichtenethischen und tugendethischen Ansätzen (...) ein Desiderat [darstellt], das einen drängenden Forschungsbedarf für die ethische Fundierung der Umweltethik markiert“ (ESER et al. 2011, S. 76). Diesem Forschungsbedarf soll mit meinem Projekt ebenfalls nachgekommen werden.

7 Literatur

BUNDESMINISTERIUM FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ UND REAKTORSICHERHEIT (BMU) (Hrsg.): Nationale Strategie zur biologischen Vielfalt. – Berlin.

BUNDESNATURSCHUTZGESETZ (BNatSchG), Stand 1.03.2010: http://dejure.org/gesetze/BNatSchG

CONVENTION ON BIOLOGICAL DIVERSITY (CBD): http://www.cbd.int/convention/text/

ESER, U., NEUREUTHER, A.-K., MÜLLER, A. (2011): Klugheit, Glück, Gerechtigkeit. Ethische Argumentationslinien in der Nationalen Strategie zur biologischen Vielfalt. – Bonn (Bundesamt für Naturschutz)

EUROPEAN COMMISSION (2011): Communication from the Commission to the European Parliament, the Council, the Economic and Social Committee and the Committee of Regions, http://ec.europa.eu/environment/nature/biodiversity/comm2006/2020.htm,

FOOT, P (2004): Die Natur des Guten. - Frankfurt/Main (Suhrkamp)

GORKE, M. (1999): Artensterben. Von der ökologischen Theorie zum Eigenwert der Natur. - Stuttgart (Klett-Cotta)

Leben in Gemeinschaften und Gesellschaften scheint jedoch nur möglich, wenn die in ihnen lebenden Menschen wenigstens ein Mindestmaß moralischer Standards erfüllen.

GORKE, M (2007): Bewahrung der Biodiversität vom Standpunkt einer holistischen Ethik. - In: POTTHAST, T. (Bearb.): Biodiversität – Schlüsselbegriff des Naturschutzes im 21. Jahrhundert? – Bonn (Bundesamt für Naturschutz): 125-144

HENNIG, B. (2009): The four causes. - The journal of philosophy 106(3): 137-160

PIECHOCKI, R- (2007): „Biodiversität" – Zur Entstehung und Tragweite eines neuen Schlüsselbegriffs. - In: POTTHAST, T. (Hrsg.) : Biodiversität – Schlüsselbegriff des Naturschutzes im 21. Jahrhundert? – Bonn (Bundesamt für Naturschutz): 11-24

OTT, K. (2007): Zur ethischen Begründung des Schutzes von Biodiversität. - In: POTTHAST, T. (Bearb.): Biodiversität – Schlüsselbegriff des Naturschutzes im 21. Jahrhundert? – Bonn (Bundesamt für Naturschutz): 89-124

POTTHAST, T. (2007): Biodiversität, Ökologie, Evolution – Epistemisch-moralische Hybride und Biologietheorie. - In: POTTHAST, T. (Hrsg.): Biodiversität – Schlüsselbegriff des Naturschutzes im 21. Jahrhundert? – Bonn (Bundesamt für Naturschutz): 57-88

SARKAR, S. (2005): Biodiversity and Environmental Philosophy. – Cambridge (Cambridge University Press)

TAKACS, D. (1996): The idea of Biodiversity: Philosophies of Paradise. – Baltimore (The John Hopkins University Press)

TAYLOR, P.W. (2011): Respect for Nature. A Theory of Environmental Ethics, 25th Anniversary Edition. – Princeton (Princeton University Press)

Katrin Reuter
Universität Göttingen
Philosophisches Seminar
Humboldtallee 19
37073 Göttingen
katrin.reuter@phil.uni-goettingen.de

Treffpunkt Biologische Vielfalt 11	2012	157 - 165	Hrsg.: Bundesamt für Naturschutz, Bonn

Das Projekt „Tiere live“ – ein Beitrag zur Umsetzung der Bayerischen Biodiversitätsstrategie in der schulischen und außerschulischen Umweltbildung

PETER STURM & TANJA BERTHOLD

Schlagwörter: Biodiversität, Tiere, Umweltbildung

1 Einleitung

Schulische wie außerschulische Umweltbildung stehen heute vor derselben Herausforderung: Der Naturbezug von Kindern und Jugendlichen geht zunehmend verloren und Naturerfahrungen konkurrieren mit den Parallelwelten der Medien. Biodiversität als Thema der Umweltbildung muss aus diesem Grund auf neuen Wegen und mit effektiveren Methoden als bisher vermittelt werden. Der Schutz der Biodiversität erfordert weit mehr als reine Wissensvermittlung. Eine Sensibilisierung von Kindern und Jugendlichen für Naturthemen, der Aufbau von Werthaltungen sowie die Förderung einer Handlungsbereitschaft sind elementare Voraussetzungen, damit sich junge Menschen auch später im Erwachsenenalter für die Erhaltung der Biodiversität einsetzen.

Der zentrale Ansatz des Projekts „Tiere live“ ist es, durch die Einbindung lebender Tiere einen emotionalen Zugang zur Biodiversität zu schaffen und diesen für die Bildungsarbeit zu nutzen. Lebende Tiere bieten vieles, was Unterricht bereichern kann: Spannung, Interesse, Faszination, Identifikation - Biodiversität wird lebendig und „begreifbar“ im doppelten Sinne.

2 Fachliche Hintergründe des Projektes

Der Schutz der Biodiversität bewegt sich innerhalb komplexer sozialer, ökonomischer und rechtlicher Zusammenhänge und benötigt breite gesellschaftliche Akzeptanz und Unterstützung. Schulischer wie außerschulischer Umweltbildung kommt hierbei eine Schlüsselrolle bei der Verankerung des Biodiversitätsschutzes in unserer Gesellschaft zu. Dabei ist zu berücksichtigen, dass Umweltwissen – wie Wissen aus anderen Bereichen auch - „träges Wissen“ sein kann. Das heißt, ein Wissen, das von Schülern isoliert angehäuft, aber in alltäglichen, realen Situationen nicht angewendet wird.

Der oft implizit angenommene Kausalzusammenhang Umweltwissen-Umweltbewusstsein-Umweltverhalten trifft vermutlich nur bei 15-20 % der Varianz des tatsächlichen Umweltverhaltens zu (GEBHARD 2009, 254). Dabei ist unbestritten, dass für die Bereitschaft zu umweltschützenden Handlungen Kenntnisse und fachliches Wissen gehören, aber entscheidend ist der Kontext dieses Wissens. Das alleinige Wissen um Umweltzerstörung hat nicht notwendiger Weise eine entsprechende emotionale Besorgnis zur Folge, die zu einer Handlungsbereitschaft beitragen könnte. Demgegenüber beeinflusst eine ökologische Werteorientierung die Handlungsbereitschaft wesentlich effektiver.

Umweltbildung trägt zwar zum Aufbau von biologischem und ökologischem Wissen bei, aber noch zu wenig zu einer emotionalen Orientierung, einem Aufbau von Werthaltungen und einer daraus folgenden Handlungsbereitschaft. Gebhard empfiehlt, „ (…) dass Wissen nicht isoliert bleibt, sondern die Chance

hat, sich mit Emotionen und Phantasien zu verbinden. Nur Wissen, das gleichsam nicht emotional gesäubert ist, könnte auch handlungsleitend sein.“ (GEBHARD 2009, S. 254)

Das gesellschaftliche Phänomen des Wahrnehmens einer ökologischen Krise auf der einen Seite und des erstaunlich gelassenen Umgehens damit auf der anderen Seite, erklärt Gebhard mit psychischen Abwehrmechanismen und Verdrängungsreaktionen (GEBHARD 2009, S. 246 ff.). Das Gefühl, die bedrohliche Situation der Umweltzerstörung als Individuum nicht beeinflussen zu können, führt dazu, dass sie auf die eigene Person bezogen verharmlost wird. Das gesamtgesellschaftlich viel beschworene Umweltbewusstsein verliert damit subjektiv seine betroffen machende Interpretation. Dieser Abwehrmechanismus ist auch als „unrealistischer Optimismus“ oder „it won’t happen to me“ - Phänomen bekannt. Er dürfte ein wesentlicher Grund für die geringe Wirksamkeit von im schulischen Kontext vermitteltem Wissen für das tatsächliche Umweltverhalten sein. Hinzu kommt häufig eine sachliche, rationalisierende Herangehensweise. Diese lässt zwar Umweltgefährdungen erkennen und analysieren, zieht aber nur wenig subjektive Konsequenzen im Handeln nach sich, „weil die beziehungsmäßige, identifikatorische, emotionale Seite abgespalten ist“ (GEBHARD2009, S. 252).

Vor diesem Hintergrund wird die Bedeutung der Identifikation von Kindern und Jugendlichen mit Tieren sichtbar. Unmittelbares Erleben von heimischen Tieren im eigenen Lebensumfeld macht biologische Vielfalt sichtbar und begreifbar. Die Bedrohung der Umwelt wird erfahrbar, indem Tiere zu Identifikationsfiguren werden, an denen sich positive wie negative Umweltveränderungen im Denken und Fühlen von Kindern und Jugendlichen fest machen lassen. „Exkursionen, Experimente, direkte Beobachtungen, Hegen und Pflegen, eben die Natur erleben, all diese Annäherungsformen an Natur (…) (sind) zweifellos eine Bedingung dafür, dass Naturphänomene auch emotional „begriffen“ werden können.“ (GEBHARD2009, S. 191). Systematisch durchgeführte erkundende und ökologische Naturerfahrungen fördern emotionales Interesse an der Natur sowie ein Bewusstsein für die Gefährdung der Natur (BÖGEHOLZ 2008, 1999 und 2006).

Abb. 1: Live-Erlebnisse bei einer Amphibien-Rettungsaktion

Ein Ziel von Umweltbildung muss es daher sein, Umweltwissen und ethische Reflexionen mit einer Handlungsorientierung zu verknüpfen. Eine besondere Bedeutung erhält dabei das Wissen um die komplexen ökologischen Zusammenhänge, ebenso wie die Förderung einer diskursiven, ethischen Reflexionsfähigkeit ökologischer Themen. Auch das Anknüpfen an die Vorstellungen der Schüler, die Benennung und Diskussion ihrer subjektiven Theorien, fördern umweltrelevantes Handeln. Dabei kommt es nicht nur auf die fachliche Korrektheit des Wissens der Schüler an, sondern darauf, wie das Wissen mental abgelegt ist und ob das Wissen mit intuitiven Vorstellungen und Emotionen verknüpft ist.

2.1 Bezüge zu den KMK-Bildungsstandards

Die Einführung der KMK-Bildungsstandards (für das Fach Biologie im Dezember 2004 von der Kultusministerkonferenz beschlossen) hat im Bildungssystem viele Wandlungsprozesse in Gang gebracht. So findet im Rahmen der Implementierung und Anwendung der Bildungsstandards in Bayern derzeit eine Weiterentwicklung des Lehrplanmodells statt (SACHSENRÖDER 2011). Ein wesentlicher Punkt des Konzeptes ist die verstärkte Ausrichtung der Lehrpläne auf Kompetenzen, mit dem Ziel, Wissen und Können der Schüler zu verbinden, um ihnen einen verantwortungsvollen Umgang beim Lösen von Problemen zu ermöglichen. Der veränderte Perspektivwechsel von einer Input-Steuerung des Bildungssystems hin zu einer mehr outputorientierten Sichtweise zeigt sich in der Ergebnisorientierung des neuen Lehrplanmodells. Nach dem Prinzip des kumulativen Kompetenzerwerbs wird der Unterricht vom Lernergebnis der Schüler aus geplant und entwickelt. Bei der Konzeption von Unterricht steht nicht das, was als „Input" hineingegeben werden soll, sondern die Frage, welche Kompetenzen der Schüler durch den Unterricht entwickelt und gefördert werden im Mittelpunkt – der „Output" des Unterrichts steht im Fokus. Zur Verdeutlichung dieses Perspektivwechsels mag die Gegenüberstellung der Formulierungen aus dem inzwischen nicht mehr gültigen Fachlehrplan Biologie des neunjährigen Gymnasiums (Fachlehrplan Biologie, 1990), dem gültigen Lehrplan des achtjährigen Gymnasiums (Lehrplan Natur und Technik, 5.2.3, 2004) und den Bildungsstandards dienen: In dem damaligen Fachlehrplan werden die zu unterrichtenden Inhalte aus der Sicht des Faches und aus der Sicht des Lehrens in zwei Spalten dargestellt. Es heißt zum Beispiel beim Thema „Säugetiere als Haustiere": „Züchtung, Nutzung und artgerechte Haltung" sowie „Eingehen auf Tierschutz, Tierversuche und Massentierhaltung". Im Lehrplan des achtjährigen Gymnasiums heißt es: „Durch die Beschäftigung mit verschiedenen Tieren, die ausreichend Raum lässt für eine altersgemäße emotionale Zuwendung, erwerben sie (die Schüler) die Fähigkeit und die Bereitschaft zu verantwortlicher, tiergerechter Haltung und Pflege." Und in dem Standard B 4 der Bildungsstandards wird das Thema wie folgt formuliert: „Die Schülerinnen und Schüler beschreiben und beurteilen die Haltung von Heim- und Nutztieren."

Die Bildungsstandards für das Fach Biologie stellen bei der Beschreibung des spezifischen Beitrages des Faches zur Welterschließung die Beschäftigung mit dem Lebendigen und die Betrachtung des Menschen im Systemgefüge der Natur in den Mittelpunkt (KMK 2004). Biologieunterricht fördert damit ein umweltverträgliches Handeln im Sinne einer individuellen und gesellschaftlichen Verantwortung.

Die vier Kompetenzbereiche des Faches Biologie sind Fachwissen, Erkenntnisgewinnung, Kommunikation und Bewertung. In den Zielsetzungen des Kompetenzbereichs Bewertung wird von „der Wertschätzung (der Schüler) für eine intakte Natur", von „Verständnis für Entscheidungen im Sinne einer nachhaltigen Entwicklung" und von einem „verantwortungsbewussten Verhalten (…) gegenüber der Umwelt" gesprochen (KMK 2004, S. 12). Beim Bewerten von Handlungsoptionen setzen Schüler diese mit ethischen Werten in Beziehung und ergänzen dadurch die naturwissenschaftliche Perspektive. Das Projekt

„Tiere live“ zeigt eine Möglichkeit auf, wie diese notwendigerweise abstrakte Beschreibung der Bildungsstandards im Unterricht konkret umgesetzt werden kann.

Nach dem Kompetenzmodell von REITSCHERT et al. 2007 lassen sich beim Bewerten folgende Teilkompetenzen definieren: Wahrnehmen und Bewusstmachen moralisch-ethischer Relevanz, Wahrnehmen der eigenen Einstellung, Beurteilen, Perspektivenwechsel, Folgenreflexion, Argumentieren, ethisches Basiswissen, Urteilen/ Schlussfolgern. Zu allen genannten Teilkompetenzen können Tiere in der Umweltbildung in Verbindung mit aktivem Handeln der Schüler einen wesentlichen Beitrag leisten. Dies umfasst nicht nur ästhetisch schöne Tiere wie Schmetterlinge und Singvögel als Sympathieträger, sondern auch weniger beliebte wie Schnecken und gesellschaftlich kontrovers diskutierte „Problemtiere“ wie Wolf und Biber. Gerade im Fall der weniger beliebten Tiere stellt sich oft die Frage, ob dieses Leben weniger schützenswert oder gar weniger lebenswert ist. Ein elementares und wichtiges Bildungsziel wird hierbei berührt: Die Achtung vor dem Leben und der sorgsame Umgang mit Leben.

Die vier Kompetenzbereiche Fachwissen, Erkenntnisgewinnung, Kommunikation und Bewertung werden durch einzelne Standards konkretisiert. Im Rahmen des Projektes „Tiere live“ werden aus dem Bereich Bewertung beispielsweise die Standards B 4 „Die Schülerinnen und Schüler beschreiben und beurteilen die Haltung von Heim- und Nutztieren.“, B 5 „Die Schülerinnen und Schüler beschreiben und beurteilen die Auswirkungen menschlicher Eingriffe in einem Ökosystem.“ und B 7 „Die Schülerinnen und Schüler erörtern Handlungsoptionen einer umwelt- und naturverträglichen Teilhabe im Sinne der Nachhaltigkeit.“ angesprochen.

Weitere Bezugspunkte zum Projekt aus den anderen Kompetenzbereichen zeigen die folgenden Standards: F 1.8 „Die Schülerinnen und Schüler kennen und verstehen die grundlegenden Kriterien von nachhaltiger Entwicklung.“, F 2.6 „Die Schülerinnen und Schüler beschrieben und erklären die Angepasstheit ausgewählter Organismen an die Umwelt.“, F 3.8 „Die Schülerinnen und Schüler kennen und erörtern Eingriffe den Menschen in die Natur und Kriterien für solche Entscheidungen.“, E 4 „Die Schülerinnen und Schüler ermitteln mithilfe geeigneter Bestimmungsliteratur im Ökosystem häufig vorkommende Arten.“, E 12 „Die Schülerinnen und Schüler erklären dynamische Prozesse in Ökosystemen mithilfe von Modellvorstellungen.“

Die bisherigen Erfahrungen bei der Implementierung der Bildungsstandards zeigen, dass insbesondere bei dem Kompetenzbereich Bewertung ein hoher Fortbildungsbedarf bei Lehrkräften besteht. Die unterrichtliche Umsetzung dieser Standards stellt diese vor große Herausforderungen bezüglich praxistauglicher didaktischer Konzepte, geeigneter Methoden sowie Unterrichtsmaterialien. Zu den genannten Punkten kann das Projekt „Tiere live“ einen konkreten Beitrag zur Umsetzung leisten, die im Folgenden näher erläutert werden.

2.2 Methodische Aspekte

Das Projekt „Tiere live“ konzentriert sich auf die Methode, Kindern und Jugendlichen durch den originalen Kontakt mit lebenden Tieren einen emotionalen Zugang zur Natur zu eröffnen. Die Begegnung und der Umgang mit Tieren bieten ein Potenzial für gelingende Umweltbildung, das nicht ungenutzt bleiben sollte.

Stützende Belege für diesen Ansatz sind zum Beispiel die Ausführungen von Gebhard (GEBHARD 2009), der die Bedeutung der Identifikation von Kindern und Jugendlichen mit Tieren aufgreift. Die Bedrohung der Umwelt wird erfahrbar, indem Tiere zu Identifikationsfiguren werden, an denen sich ökologische

Themen im Denken und Fühlen von Kindern und Jugendlichen fest machen lassen. Weiterhin merkt Gebhard an, dass *„Exkursionen, Experimente, direkte Beobachtungen, Hegen und Pflegen, eben die Natur erleben, all diese Annäherungsformen an Natur (…) zweifellos eine Bedingung dafür* (sind), *dass Naturphänomene auch emotional „begriffen" werden können."* (GEBHARD 2009, S. 191)

Die emotionale Betroffenheit beim Verlust einer persönlichen Naturerfahrung wird auch als Schlüssel zur Verhaltensänderung gesehen. So spricht Zahner in seiner Studie von der Traurigkeit, wenn die bekannte Wachtel in der Wiese nicht mehr ruft oder von der Freude über den Gesang der ersten Feldlerche oder den ersten Star, der im Frühjahr zurückkehrt (ZAHNER 2007).

Sowohl der direkte Kontakt, als auch das unmittelbare Erleben mit Tieren beeinflussen Wissen und Einstellungen positiv (KLINGENBERG 2008, GEBHARD 2009). Systematisch durchgeführte erkundende und ökologische Naturerfahrungen, in diesem Fall mit Tieren, sollen emotionales Interesse an der Natur fördern sowie ein Bewusstsein für die Gefährdung der Natur schaffen (BÖGEHOLZ 2008 und 1999, LESKE & BÖGEHOLZ 2008). Lebende Tiere bieten in diesem Zusammenhang ideale Voraussetzungen. Weitere Studienergebnisse zeigen, dass eine emotionale, fürsorgliche Beziehung zu Tieren auch zu einer fürsorglichen Einstellung zu Naturphänomenen im Allgemeinen führen kann (MYERS & SAUNDERS 2002).

Besondere Vorteile bei der Einbindung lebender Tiere in die Umweltbildung sind:

- Das unmittelbare Erleben von Tieren verbindet Emotionen und handlungsorientierte Erfahrungen und bietet den Schülern eine aktive Teilnahme und Identifikation.
- Das genaue Beobachten kann geübt und Entwicklungsabläufe können visualisiert werden.
- Der Zusammenhang Gefährdung, Schutz und positive Wirkungen (Erfolge) kann mit Tieren besonders augenfällig gezeigt werden (z. B. Amphibienschutz an Straßen).
- Der Verantwortliche Umgang mit Leben beeinflusst Einstellungen und Werthaltungen sowie die Empathiefähigkeit positiv.
- Aktionen mit lebenden Tieren schaffen einen persönlichen Bezug zur umgebenden Natur.

Abb. 2: Ein Igel im Klassenzimmer ist ein emotionales Erlebnis für die Schüler.

3 Das Konzept des Projektes „Tiere live“

Das Projektkonzept gliedert sich in vier Arbeitsphasen:

1. Erarbeitung des Aktionshandbuches „Tiere live“
2. Vernetzung und Implementierung des Projektes
3. Evaluation und wissenschaftliche Begleitung des Projektes
4. Weiterentwicklung der Materialien auf Basis der Ergebnisse

3.1 Das Aktionshandbuch „Tiere live“

In Zusammenarbeit zwischen der Bayerischen Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege (ANL) mit der Akademie für Lehrerfortbildung und Personalführung (ALP) wurde als Herzstück des Projektes ein Aktionshandbuch „Tiere live“ erarbeitet. Das Handbuch enthält eine umfangreiche Sammlung an Aktionsvorschlägen für die Umweltbildung. In die Erarbeitung wurden Lehrkräfte verschiedener Schularten, außerschulische Umweltbildner, Experten für die jeweilige Tierart bzw. -gruppe sowie Juristen eingebunden.

Das Aktionshandbuch enthält erprobte Aktionen für den Unterricht in allen Schularten und die außerschulische Umweltbildung, in deren Mittelpunkt die unmittelbare Begegnung mit lebenden Tieren steht. In einem Ordner sind 64 konkrete Vorschläge zu zwölf Tiergruppen bzw. -vertretern sowie zwei weitere Themen (Tierhaltung und Tierspuren) auf rund 500 Seiten dargestellt.

Den Kapiteln geht eine Gesamtübersicht aller Aktionen der Publikation voraus. Die Übersicht enthält Tiergruppen, Titel, Kurzbeschreibungen und Schwierigkeitsgrad der einzelnen Aktionen. Sie wird ergänzt durch Empfehlungen zur Schulstufe und Hinweise zur geeigneten Jahreszeit für die Durchführung.

In den einzelnen Kapiteln werden fachliche Hintergrundinformationen und eine kommentierte Auswahl an Literatur, Internetadressen sowie Kontaktadressen von externen Ansprechpartnern dargestellt. Weiterhin werden Hinweise zu rechtlichen Aspekten sowie zum Umgang mit den Tieren gegeben.

Im Aktionsteil werden der genaue Ablauf und die Durchführung der Aktion erläutert und die erforderlichen Materialien aufgelistet. Jede Aktion wird durch günstige jahreszeitliche Termine zur Durchführung und den Schwierigkeitsgrad (einfach, mittel, anspruchsvoll) charakterisiert.

Die ausgewählten Aktionen wurden nach folgenden Leitlinien konzipiert und erarbeitet:

- **Die Vielfalt im eigenen Umfeld entdecken.** Mit Aktionen, die diesen Schwerpunkt beinhalten, kann Artenkenntnis geschult und ein Bewusstsein für die heimische Vielfalt gefördert werden. Dazu sind Bestimmungsseiten speziell für Bayern entwickelt worden, die ein einfaches und schnelles Bestimmen der Tiere zulassen.
- **Verantwortung für Leben übernehmen.** Durch Aktionen mit kurzfristiger oder dauerhafter Tierhaltung wird das Verantwortungsbewusstsein der Schüler gefördert. Tiere im Klassenzimmer oder in der Schule ermöglichen einen anschaulichen und lebensnahen Wissenserwerb.
- **„Sympathietiere“ UND „Antipathietiere“.** Neben Aktionen mit den Sympathieträgern werden bewusst auch Tiergruppen vorgeschlagen, die meist mit geringer Wertschätzung oder negativen Bildern belegt sind (z. B. Schnecken, Regenwürmer, Fledermäuse). Diese Aktionen geben den

Schülern die Möglichkeit, mit Angst und Ekel umgehen zu lernen, das eigene Handeln zu reflektieren und Werthaltungen aufzubauen.

- **„Problemtiere“ unserer Gesellschaft.** Einige Aktionen greifen gesellschaftlich kontrovers diskutierte Tiere auf (z. B. Biber, Rabenvögel, Wolf). Vorurteile und Interessenskonflikte verschiedener Gruppen können thematisiert, objektive naturwissenschaftliche Daten dargestellt werden. Diese Aktionen schaffen für Schüler Möglichkeiten der Meinungsbildung und Bewertung.
- **Umsetzbarkeit in der (Schul-) Praxis.** Letztlich muss sich das Projekt an der leichten Umsetzbarkeit in der Praxis messen lassen. Deshalb sind kurze Aktionen für das Klassenzimmer ebenso im Angebot enthalten wie zeitlich umfangreichere Aktionen, die sich für Unterrichtsgänge oder Exkursionen in die freie Natur eignen. Auf die Anbindung an die Lehrpläne wurde ebenso geachtet wie auf unterstützenden Materialien für den Lehrer oder Umweltbildner. Alle Aktionen wurden auf rechtliche sowie gesundheitliche Unbedenklichkeit geprüft.

3.2 Vernetzung und Implementierung des Projektes

Mit dem Projekt wird auf Systemebene auch das Ziel verfolgt, außerschulische Fachkompetenzen mit Bezug zum Biodiversitätsschutz besser in die Umweltbildung einzubinden und zu vernetzen. Hier liegt ein großes, in Bayern noch unzureichend genutztes Potential. So gibt es beispielsweise über 1.000 betreute Amphibienübergänge, ein ehrenamtliches Betreuernetzwerk für Fledermausschutz, über hundert sogenannte Biberberater u. v. m. Die Vernetzung der Naturschutzaktivitäten und -akteure vor Ort mit Aktivitäten in der schulischen Umweltbildung verbessert auch die Akzeptanz und Unterstützung von Naturschutzmaßnahmen vor Ort.

Um eine weite Verbreitung des Projektes in der schulischen wie außerschulischen Umweltbildung sicherzustellen, wurden in den Jahren 2010 und 2011 Multiplikatorenschulungen mit insgesamt über 600 Teilnehmern durchgeführt. Die Fortbildungsveranstaltungen wurden von den beiden beteiligten Akademien gemeinsam organisiert und durchgeführt. Bei den Schulungen wurden sowohl wichtige Gruppen des Schulsystems wie z. B. Seminarlehrer, Mitarbeiter der Ministerialbeauftragten als auch Vertreter außerschulischer Netzwerke z. B. Umweltbildungsstätten oder Schullandheime berücksichtigt.

3.3 Evaluation und wissenschaftliche Begleitung des Projektes „Tiere live“

Bildungsforschung kann als der interdisziplinäre Blick auf Themen der Erziehungswissenschaft bzw. Pädagogik betrachtet werden (vgl. u. a. TIPPELT 2002). Betrachtet man das Thema Biodiversität, so spielen neben den rein naturwissenschaftlichen Aspekten viele weitere Disziplinen wie Pädagogik und Psychologie, Philosophie, Ethik oder Soziologie eine wichtige Rolle und kann aus der jeweils spezifischen Perspektive der genannten Disziplinen betrachtet werden. Darüber hinaus sind Inhalte aus der Bildungsforschung in weiteren Wissenschaften - wie zum Beispiel der Politologie relevant, was eine interdisziplinäre Ausrichtung einer mit dem Thema befassten Forschung unabdingbar macht. Um das ganze Themenspektrum der Bildungsforschung im Zusammenhang mit Biodiversität abzudecken, ist breiter inter- und multidisziplinärer Austausch erforderlich. Dies betritt in vielfacher Hinsicht Neuland.

Ausgehend von dem Projekt „Tiere live“ soll verschiedenen, bildungsrelevanten Fragestellungen nachgegangen werden. Dazu soll eine wissenschaftliche Analyse im Rahmen eines Forschungsprojektes erfolgen. Es sollen das Wissen, die Kompetenzen und die Erfahrungen verschiedener Kooperationspartner vereinigt und das Potenzial einer interdisziplinären Zusammenarbeit genutzt werden. Vorbereitende Ar-

beiten finden bereits statt. So gibt es auf der Webseite http:dozenten.alp.dillingen.de/tiere-live Informationen zum Projekt und die Möglichkeit einer Online-Bewertung. Mit dem online zur Verfügung stehenden Fragebogen wird vor allem der Einsatz und die Anwendung des Handbuches erfasst und evaluiert.

Ein weiteres Anliegen des Projektes ist es, die förderlichen Bedingungen, Prozesse und Einflussfaktoren einer erfolgreichen Projektumsetzung zu evaluieren und wissenschaftlich zu untersuchen. Dadurch können die bestehenden Praxismaterialien und Konzepte verbessert und eine Übertragung auf verschiedene Bildungssysteme gewährleistet werden.

4 Zusammenfassung

Ausgehend von dem aktuellen Handlungsbedarf wird der theoretischen Ansatz und das Konzept des Bildungsprojektes "Tiere live" dargestellt. Dabei stehen die Möglichkeiten und Chancen, die sich durch die Einbindung von lebenden Tieren in der schulischen und außerschulischen Umweltbildung ergeben im Mittelpunkt.

Unmittelbar einsetzbare Praxismaterialien in Form eines Aktionshandbuches sollen Lehrkräfte und Umweltbildner ermutigen, lebende Tiere vermehrt in den Unterricht und in die außerschulische Bildungsarbeit zu integrieren.

Kinder und Jugendliche können durch das Projekt den achtsamen Umgang mit Leben lernen, ein Bewusstsein für die Bedeutung der biologischen Vielfalt entwickeln und beim Aufbau einer ökologisch orientierten Werthaltung unterstützt werden.

Ein weiteres Anliegen des Projektes ist es, die förderlichen Bedingungen, Prozesse und Einflussfaktoren einer erfolgreichen Projektumsetzung zu evaluieren und wissenschaftlich zu untersuchen. Dadurch können die bestehenden Praxismaterialien und Konzepte verbessert und eine Übertragung auf verschiedene Bildungssysteme gewährleistet werden.

5 Literatur

BAYERISCHES STAATSMINISTERIUM FÜR UMWELT UND GESUNDHEIT (Hrsg.) (2009): Strategie zum Erhalt der biologischen Vielfalt in Bayern (Bayerische Biodiversitätsstrategie). - München. http://www.stmug.bayern.de/umwelt/naturschutz/biodiversitaet/doc/biodiv_strategie_endfass_ba1.pdf

BÖGEHOLZ, S. (2008): Biologische Vielfalt regional und weltweit erhalten – Zur Bedeutung von Naturerfahrung, Interesse an der Natur, Bewusstsein über deren Gefährdung und Verantwortung. - Zeitschrift für Didaktik der Naturwissenschaften, 14: 167-184

BÖGEHOLZ, S. (2004): Bewerten – Urteilen – Entscheiden im biologischen Kontext. - Zeitschrift für Didaktik der Naturwissenschaften, 10: 89-116

BÖGEHOLZ, S. (1999): Qualitäten primärer Naturerfahrung und ihr Zusammenhang mit Umweltwissen und Umwelthandeln. – Opladen (Leske und Budrich)

BRÄMER, R. (2007): Natur obskur: Wie Jugendliche heute Natur erfahren. – München (oekom)

GEBHARD, U. (2009): Kind und Natur. Die Bedeutung der Natur für die psychische Entwicklung. - 3. Aufl. – Wiesbaden (Verlag für Sozialwissenschaften)

KLINGENBERG, K. (2008): Effects of „Primärerfahrung“ on Interests, Learning Climate and Attitudes: A comparative study with living animals and educational videos. ESERA-Summerschool; York (GB).

KULTUSMINISTERKONFERENZ (2004): Bildungsstandards der Kultusministerkonferenz (Stand: 16.12.2004). http://www.kmk.org/schul/Bildungsstandards/Biologie_MSA_16-12-04.pdf

Lehrplan für das Gymnasium in Bayern, Natur und Technik, München 2004

Fachlehrplan für Biologie, Lehrplan für das bayerische Gymnasium (KWMBl I 1990 So.- Nr. 3 S. 125 ff.), München. Online-Version: www.isb.bayern.de

LESKE ,S., BÖGEHOLZ, S. (2008): Biologische Vielfalt regional und weltweit erhalten – Zur Bedeutung von Naturerfahrung, Interesse an Natur, Bewusstsein über deren Gefährdung und Verantwortung. - Zeitschrift für Didaktik der Naturwissenschaften 14: 167-184

MYERS, O., SAUNDERS, C.D. (2002): Animals as Links toward Developing Caring Relationships with the Natural World. - In: KAHN, P.H., KELLERT, J.R., KELLERT, S.R. (2002): Children and Nature. Psychological, Sociocultural, and Evolutionary Investigations. - Cambridge, London.

REITSCHERT, K. (2007): „Ich wünsche mir ein Tier...“- Urteilskompetenz in der Grundschule fördern am Beispiel Haustierhaltung. - In: PFEIFFER, S., (Hrsg.): Sachunterricht im 21. Jahrhundert – Bestandsaufnahmen – Herausforderungen – Visionen. Oldenburger Vordrucke 564: 38-48

SACHSENRÖDER, T. (2011): Lehrplan Plus - Das neue Konzept. - In: Lehrerinfo 01/2011. Bayerisches Staatsministerium für Unterricht und Kultus (Hrsg.), München.

SHELL DEUTSCHLAND HOLDING (Hrsg.) (2006): Jugend 2006. 15. Shell Jugendstudie. – Frankfurt (Fischer)

TIPPELT, R.: Einleitung des Herausgebers. - In: TIPPELT, R (Hrsg.)(2002): Handbuch Bildungsforschung. - Opladen (Leske+Budrich): 9-20

ZAHNER, V., S. BLASCHKE, P. FEHR, S. HERLEIN S, K. KRAUSE, B. LANG & C. SCHWAB (2007):Eine Studie zur Artenkenntnis bei Vögeln, durchgeführt mit bayerischen Schülern. - Vogelwelt 128.

Peter Sturm
Bayerische Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege
Seethalerstr 6
83410 Laufen
peter.sturm@anl.bayern.de

Tanja Berthold
Akademie für Lehrerfortbildung und Personalführung
Kardinal-von-Waldburgstr. 6-7
89407 Dillingen a.d. Donau
t.berthold@alp.dillingen.de

Treffpunkt Biologische Vielfalt 11	2012	167 - 172	Hrsg.: Bundesamt für Naturschutz, Bonn

Forschungsbasierte Lehrerbildung für eine nachhaltige Zukunft – das EU-Projekt INQUIRE

JAN MÖLLER[12], ULRIKE RITTER[1] & DORIS ELSTER[1]

Schlagwörter: Forschungsbasiertes Lernen, forschungsbasierte Lehrerbildung, Biodiversität, Klimawandel, botanische Gärten, e-Learning

Einleitung

INQUIRE (Inquiry-based teacher training for a sustainable future) ist ein im 7. Rahmenprogramm der Europäischen Kommission gefördertes Projekt mit einer Laufzeit von drei Jahren. 17 Partner aus Universitäten und Botanischen Gärten aus 11 Ländern entwickeln gemeinsam einjährige Lehrerfortbildungskurse zum Schutz der Biodiversität. Diese Kurse sollen in den 14 beteiligten Botanischen Gärten durchgeführt werden und etwa 250 Lehrkräfte und ihre Schülerinnen und Schüler (im Alter von neun bis vierzehn Jahren) aus elf europäischen Ländern erreichen. In Deutschland beteiligen sich die Grüne Schule der botanika GmbH Bremen sowie das Schulbiologiezentrum Hannover am Projekt. Die botanika GmbH wird unterstützt durch das Institut für Biologiedidaktik der Universität Bremen, das auch gemeinsam mit dem Kings College in London für die wissenschaftliche Begleitung und Gesamtevaluation des EU Projektes verantwortlich ist (VERGOU et al. 2011).

INQUIRE in Europa

Ziel des EU-Projektes INQUIRE ist die europaweite Förderung forschungsbasierten Lernens an schulischen und außerschulischen Lernorten wie Botanischen Gärten und Science Centern. Dabei ist die Entwicklung eines europaweiten gemeinsamen Verständnisses für Inquiry Based Science Education (IBSE) im Kontext von Biodiversitätsverlust und Klimawandel ein zentrales Anliegen. Bei den IBSE Methoden handeln Schülerinnen und Schüler wie forschende Wissenschaftler. Ihnen wird ein naturwissenschaftlich biologisches Problem so dargestellt, dass sie neue fachbezogene Kenntnisse gewinnen müssen, um das Problem lösen zu können. Dabei suchen sie nicht nach einer einzigen korrekten Antwort, sondern sammeln die benötigten Informationen, ermitteln mögliche Lösungen, bewerten Optionen und erarbeiten daraus ihre Schlussfolgerungen.

Ein weiteres Ziel ist die Einrichtung eines Netzwerkes von Forschern, Lehrerbildnern und Praktikern zur Verbreitung von IBSE-Methoden an schulischen und außerschulischen Bildungseinrichtungen. Dadurch soll erreicht werden, dass auch Kinder und Jugendliche möglichst früh in den wissenschaftlichen Diskurs um Biodiversität, Biodiversitätsverlust und Klimawandel mit einbezogen werden. Studien belegen, dass ein Interesse an den Naturwissenschaften überwiegend im Alter bis zu 13 Jahren geprägt wird, die Begeisterung für die Naturwissenschaften zu einem späteren Zeitpunkt zu wecken, ist deutlich schwieriger (LINDAHL, 2007). Durch den Einsatz von IBSE-Methoden sollen Motivation und Interesse, sich mit na-

[1] Universität Bremen
[2] botanika GmbH Bremen

turwissenschaftlichen Phänomenen zu befassen, gefördert werden. Ergebnisse aus dem EU Vorgängerprojekt PLASCIGARDEN (PLANTSCAFE, 2007) unterstützen die Annahme, dass die Verknüpfung von IBSE Methoden mit Botanischen Gärten als authentische, außerschulische Lernorte, naturwissenschaftliche Erkenntnisprozesse und Interesse an den Naturwissenschaften maßgeblich beeinflussen (KAPELARI et al. 2006).

Das INQUIRE Lehrerbildungskonzept

Die Verbreitung von IBSE Methoden soll durch eine Internetplattform und durch Lehrerfortbildungskurse erreicht werden.

Die INQUIRE-Internetplattform dient dem Austausch von Unterrichtsmaterialien, Fachwissen über Biodiversität und Klimawandel sowie Konzepte über IBSE.

Die Inhalte der Lehrerfortbildungskurse beziehen sich auf die globalen Herausforderungen des 21. Jahrhundert, dem weltweiten Verlust der botanischen Vielfalt im Zusammenhang mit dem Klimawandel (ICSU 2002). Entsprechend Artikel 13 der CBD (Convention on Biological Diversity) wird besonderes Augenmerk darauf gelegt, dass der Kurs das Bewusstsein der beteiligten Akteure (Lehrkräfte, Schülerinnen und Schüler, Forscher, Pädagogen Botanischer Gärten) für die Bedeutung des Erhalts der biologischen Vielfalt schärft und das Verständnis für die dazu notwendigen Maßnahmen fördert.

Viele Lehrkräfte suchen nach innovativen Wegen, CBD-Themen in ihrem Unterricht zu behandeln. Sie suchen nach Ideen, Ansätzen und konkreten Materialien, wie sie diese komplexen Problemstellungen im Unterricht umsetzen können. Hier möchte INQUIRE unterstützen. Im Projekt arbeiten Pädagogen Botanischer Gärten und Lehrkräfte aus Schulen, unterstützt durch Fachdidaktiker in sogenannten „Communities of Learning“ (ELSTER 2010), eng zusammen. Die „grünen Pädagogen“ werden als fachliche Experten angesehen, die im engen Austausch mit den „schulischen Pädagogen“ sogenannte IBSE-Module entwickeln. Botanische Gärten bieten dazu authentische Lernumgebungen (VERGOU et al. 2011)

Die Lehrerfortbildungskurse bestehen aus drei aufeinander aufbauenden Modulen und umfassen 60 Credit Points. Die Module sind nach den Richtlinien des moderaten Konstruktivismus (RIEMEIER, 2007) aufgebaut und setzten an den Vorerfahrungen und der Lebenswelt der Schülerinnen und Schülern an. Man geht davon aus, dass durch die Konfrontation mit einem naturwissenschaftlichen Phänomen mit Bezug zur Alltagswelt die intrinsische Motivation, das Problem zu lösen, angesprochen wird. Aufgrund von Vorerfahrungen (Präkonzepte) der Schülerinnen und Schüler, werden die Phänomene zunächst untersucht und beschrieben. Die Phänomene lassen sich jedoch nicht mit den Vorerfahrungen gänzlich erklären und die Schülerinnen und Schüler müssen neue fachbezogene Kenntnisse gewinnen und gegebenenfalls vorhandene Vorstellungen ändern, um das Problem lösen zu können (konzeptuelle Rekonstruktion).

Die ländervergleichende Evaluation der 14 INQUIRE-Fortbildungskurse erfolgt an der Universität Bremen. Dazu wird eine Wirkanalyse der Fortbildungsangebote bezogen auf die Einstellungen erhoben. Dabei wird das Interesse und das Fachwissen der Lehrkräfte und Pädagogen an Botanischen Gärten betrachtet und ermittelt, wie dies die Umsetzung von IBSE-Methoden im Kontext von Biodiversität und Klimawandel beeinflusst. Auf Schülerebene wird der Kompetenzgewinn bezogen auf forschendes Lernen und das Fachwissen bezogen auf CBD erhoben. Die Datenerhebung erfolgt mit online Fragebögen, Telefoninterviews und der Häufigkeit der Nutzung der INQUIRE-Plattform und des E-Learning-Angebots (siehe Abb. 2).

INQUIRE-Kurs in Bremen

Der Fokus der INQUIRE-Kurse in Bremen liegt auf Forschung zu (1) den Veränderungen des Pädagogischen Inhaltswissens (PCK- "Pedagogical Content Knowledge") der beteiligten Lehrkräfte in Bezug auf CBD-Themen (Lehrerstudie), (2) dem Kompetenzgewinn der Schülerinnen und Schüler (Schülerstudie), (3) der Implementation von IBSE Methoden an schulischen und außerschulischen Lernorten (Implementationsstudie), (4) der Effektivität der INQUIRE-Fortbildung (Wirkanalyse).

Der INQUIRE-Fortbildungskurs Bremen (Pilot INQUIRE Course - PIC) ist über einen Zeitraum von einem Jahr festgelegt (s. Abb. 1) und wird in einem darauf folgenden zweiten Jahr vertieft und erweitert (Final INQUIRE Course).

PIC Bremen umfasst drei Module (Präsenztreffen), in denen CBD-Themen und methodische Inhalte vermittelt sowie Beispielaufgaben zu IBSE Unterricht vorgestellt werden. Im weiteren Verlauf der Fortbildung wechselt das Angebot von kompletten Unterrichtseinheiten zu Unterrichtsideen, die von den Teilnehmern verwendet werden können, um eigene Unterrichtseinheiten zu entwickeln, bis hin zu einem unterstützenden Angebot eigene Unterrichtseinheiten zu erstellen. Zwischen den Präsenztreffen wird in etwa sechswöchigen Abständen ein „Runder Tisch“ angeboten, der optional genutzt werden kann, um sich mit anderen Kolleginnen und Kollegen auszutauschen. Der Fortbildungskurs wird über die gesamte Zeit von einer E-Learning-Plattform begleitet.

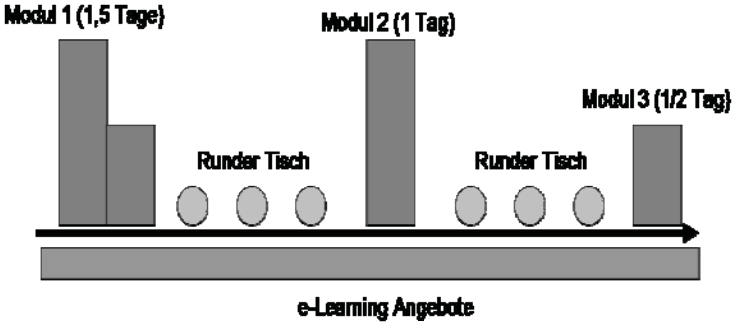


Abb. 1: Dargestellt ist der schematische Aufbau des INQUIRE-Fortbildungskurses. Verteilt über einen Zeitraum von einem Jahr werden drei Präsenzzeiten (Module) veranstaltet, in denen Fachwissen und Methoden zu CBD und IBSE vermittelt werden. Zwischen den Treffen werden Gelegenheiten geschaffen, sich an sogenannten „Runden Tischen“ mit schulischen und grünen Pädagogen sowie Wissenschaftlern zu treffen, um sich über Themen und Gestaltungsmöglichkeiten des eigenen Unterrichts auszutauschen. Begleitet wird der gesamte Fortbildungskurs von einem E-Learning-Angebot auf der INQUIRE-Webseite.

Die Effektivität der Fortbildung ergibt sich aus der Veränderung des PCK der schulischen und grünen Pädagogen und die Veränderung der Einstellungen gegenüber der IBSE Methode.

Forschungsdesign

Am INQUIRE-Kurs in Bremen werden etwa 30 Lehrerinnen und Lehrer der Biologie aller Schultypen und etwa 750 Schülerinnen und Schülern der Sekundarstufe I teilnehmen. Der Beginn des Kurses ist für November 2011 geplant.

Zur Datenerhebung werden qualitative und quantitative Methoden eingesetzt (s. Abb. 2).

Fragebögen: Über einen Pretest werden zunächst die Einstellungen und Kenntnisse der Lehrerinnnen und Lehrern, sowie die aktuelle Schulsituation ermittelt. Ein Posttest zeichnet zum einen die Entwicklung und die Umsetzung der IBSE Methoden nach der Fortbildung auf, als auch die Zusammenarbeit und den Austausch zwischen den schulischen und den grünen Pädagogen. Die Erhebungsinstrumente umfassen offene

und geschlossene Fragen. Es werden die schulischen sowie die grünen Pädagogen, die Schulleitung und die beteiligten Schülerinnen und Schüler befragt.

Portfolio: Zusätzlich zu den Fragebogenerhebungen erstellen die beteiligten Lehrkräfte Portfolios (Portfolio of Evidences) über die im Unterricht erprobten IBSE-Unterrichtseinheiten, deren Weiterentwicklung und die gemachten Erfahrungen. Zusätzlich wird die Aktivität auf der dafür eingerichteten Internetplattform gemessen und analysiert.

Gruppeninterviews: Interviews mit Lehrerteams während und nach den Präsenzterminen ermöglichen eine Datentriangulation.

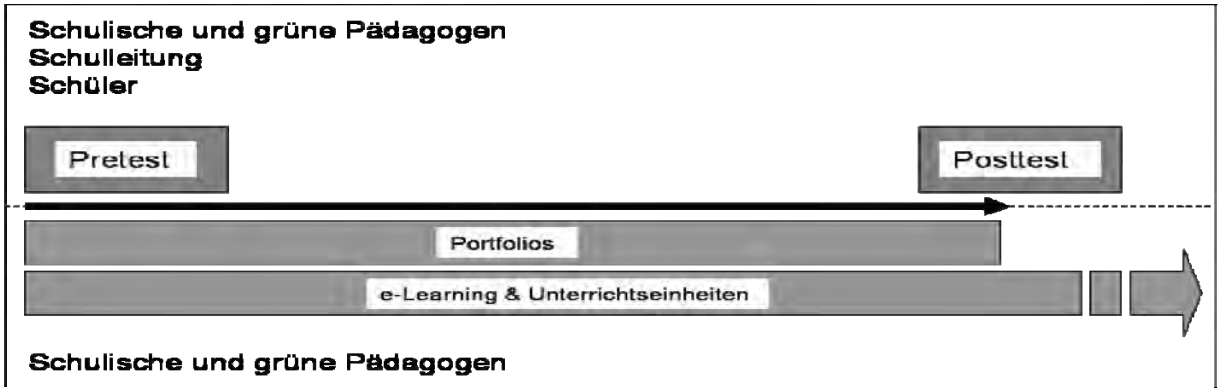


Abb. 2: Die eingesetzten Methoden zur Datenerhebung unterscheiden sich zwischen den schulischen und grünen Pädagogen, der Schulleitung und den Schülern. An der Erhebung mittels Fragebögen nehmen die beteiligten Lehrkräfte, grünen Pädagogen, Schulleiter, Schülerinnen und Schüler teil. Zusätzlich beteiligen sich die Teilnehmer der Lehrerfortbildung aktiv an der E-Learning-Plattform und erstellen ein E-Portfolio.

Das E-Learning-Angebot bietet die Möglichkeit kollaborativ an Unterrichtseinheiten zu arbeiten und in Form eines E-Portfolios ihre Erfahrungen und Ergebnisse mit anderen auszutauschen. Zudem bietet die Plattform die Möglichkeit, die komplexen Lerninhalte des CBD in Unterrichtseinheiten einzubinden. Aufgebaut nach dem 4C/ID Modell (MERRIËNBOER, 2005) werden Lernaufgaben gestellt und unterstützende Informationen für die Erstellung der Unterrichtseinheiten bereitgestellt. Außerdem werden prozedurale Informationen und somit Wissen, wie die Unterrichtseinheiten umgesetzt werden können, angeboten und die Unterrichtseinheiten in Zusammenarbeit mit den grünen Pädagogen erprobt. Dokumentiert wird hierbei der Entwicklungsprozess einer Unterrichtseinheit und der e-Portfolios. Über die Plattform wird die Verweildauer der teilnehmenden Pädagogen und die Änderungen an den Unterrichtseinheiten aufgenommen sowie mit dem Verlauf der Fortbildung verglichen. Dadurch ist es möglich zu erkennen, welche Maßnahme sich innerhalb der Fortbildung in die Planung und Durchführung von Unterrichtseinheiten widerspiegelt.

Erste Ergebnisse

Im ersten Halbjahr des INQUIRE-Projektes haben Treffen in den Botanischen Gärten Meise bei Brüssel (Belgien), Kew Gardens in London (UK) und Obergurgl in Tirol stattgefunden. Im Rahmen dieser Treffen wurden u. a. (1) eine gemeinsame Definition des IBSE Begriffs festgelegt, (2) landestypische IBSE Unterrichtseinheiten entwickelt und vorgestellt, (3) die landestypischen Pilot INQUIRE Courses entwickelt und (4) zentrale fachliche Inhalte zu Biodiversitätsverlust und Klimawandel in Expertenvorträgen vorgestellt und diskutiert.

Das INQUIRE-Konsortium versteht IBSE als einen vielschichtigen innovativen Ansatz des Lehrens und Lernens, der sowohl Faktenwissen als auch Prozesswissen der Lernenden fördert. Der Ansatz unterstützt das wissenschaftliche Denken und Argumentieren. Er fördert das Verstehen von naturwissenschaftlichen Konzepten und Mechanismen (Pflanze-Tier, Pflanze-Boden).

Wissenschaft wird als einen aktiven Prozess verstanden, der schon früh als solcher vermittelt werden sollte. Der Schwerpunkt der Vermittlung von wissenschaftlichen Inhalten sollte dabei nicht auf das Auswendiglernen von Inhalten, sondern auf das gemeinsame Erforschen von naturwissenschaftlichen Phänomenen, dem Bilden von Hypothesen und dem Diskutieren liegen. Das Fördern von wissenschaftlichem Denken durch die Einbeziehung von Botanischen Gärten als außerschulische Lernorte, so die Zusammenfassung, ermöglicht den Schülerinnen und Schülern an wissenschaftlichen Diskursen über Biodiversität, Biodiversitätsverlust und Klimawandel teilzunehmen. Durch das Lernen über die Natur in der Natur werden die Schülerinnen und Schüler sensibilisiert, über die Bedeutung der biologischen Vielfalt nachzudenken.

Die unterschiedlichen Ansätze IBSE zu praktizieren, spiegeln sich in den von den Projektpartnern erstellten Unterrichtsmaterialien wider. Hervorzuheben sei hier nur die Unterrichtseinheit „CO_2 In the World: Production and Absorption“ vom Projektpartner *Agencia Estatal Consejo Superior de Investigaciones Cientificas* in Spanien.

In kleineren Gruppen erarbeiten die Schülerinnen und Schüler Karten über die CO_2 freisetzenden und fixierenden Gebiete der Erde und die Bedeutung der Pflanzen bei der CO_2 Fixierung. Die Ziele der Unterrichtseinheit sind:

- Eigenschaften von CO_2 experimentell erlernen
- Die Bedeutung der Pflanzen bei der CO_2 Fixierung erkennen
- Bedeutung der CO_2 Fixierung und den Schutz der Regenwälder für das Klima beschreiben
- Geographische Kenntnisse erweitern

Auch in Bremen werden IBSE Unterrichtsmaterialien entwickelt. Sie umfassen folgende Themengebiete:

- Aufbau und Biodiversität im Wald
- Bedeutung des Waldes als CO2 Speicher
- Abiotische Faktoren und Toleranzen
- Blüten und Bestäuber
- Insekten als Bestäuber
- Züchtung

Beispiele dieser Materialien sowie die E-Learning-Plattform werden in Vilm vorgestellt.

Literatur

ELSTER, D. (2010): Learning Communities in Teacher Education: The Impact of e-Competence. - International Journal of Science Education, 32 (16): 2185-2216

ICSU (2002): Annual Report, International Council for Science, http://www.icsu.org/ (April 15, 2011)

LINDAHL, B. (2007). A longitudinal study of students’ attitudes towards science and choice of career, Paper presented at the annual meeting of the National Association of Research in Science Teaching, New Orleans, LA.

MERRIËNBOER, J.J. (2005): The Four-Component Instructional Design Model: Multimedia Principles in Environments for Complex Learning. – In: MAYER, R.E. (Ed.): The Cambridge Handbook of Multimedia Learning: 71-96

PLANTSCAFE (2007). - http://www.plantscafe.net/ (August 4, 2011)

RIEMEIER, T. (2007): Moderate Constructivism. – In: KRÜGER, D. & VOGT, H. (Eds.): Theorien in der biologiedidaktischen Forschung. – Berlin (Springer): 69-81

VERGOU, A., WILLISON, J., ELSTER, D., DILLON, J., KAPELARI, S. (2011). Reinvigorating inquiry-based science education in Europe: the INQUIRE-Project. Proceedings of the SCIENTIX conference, 7th-8th May, 2011, Brussels.

Jan Möller (mail@jan-moeller.eu)
Ulrike Ritter (ulrike.ritter@waldschule-schwanewede.net)
Doris Elster (doris.elster@uni-bremen.de)

Institut für Didaktik der Naturwissenschaften
Abt. Biologiedidaktik
Leobener Str. Gebäude NW2
Universität Bremen
Postfach 330 440
D-28334 Bremen

Treffpunkt Biologische Vielfalt 11	2012	173 - 178	Hrsg.: Bundesamt für Naturschutz, Bonn

Ökonomische Bewertung von Natur mittels indirekter, marktnaher Methoden (hedonische Modellierung)

OLIVER THOMSEN

Einleitung

Vielfach wird Naturschutz mit dem Zweck der Erhaltung von Biodiversität und Lebensräumen von politischen Entscheidern als teuer beurteilt. Dass aber eine intakte Natur gerade im städtischen Bereich durch positive externe Effekte auch monetär wertvoll ist, wird dabei übersehen, da diese in Abwägungsprozessen nicht berücksichtigt werden.

In diesem Kontext wurde die These untersucht, dass für Immobilien mit einer räumlichen Nähe zu Bereichen mit einer besonderen Vielfalt, Eigenart und Schönheit der Landschaft, neben dem Wert der Natur als öffentliches Gut, eine erhöhte Zahlungsbereitschaft vorhanden ist.

Damit die Art der Untersuchung einfach reproduzierbar und robust ist, sollte dabei möglichst auf flächendeckend vorhandene Attribute zurückgegriffen werden. Dadurch soll es möglich sein, die positiven externen Effekte für das gesamte Stadtgebiet auszuweisen und Szenarien wie den Erhalt einer Natur von besonderer Vielfalt Eigenart und Schönheit in besiedelten Räumen politisch zu berücksichtigen.

Untersuchungsgebiet

Die Untersuchung fand in den Jahren 2008 und 2009 in der Stadt Freiburg i. Brsg. statt. Die Stadt hat rund 210.000 Einwohner, gilt als green city und ist für traditionell hohe Immobilienpreise bekannt. Freiburg liegt im Südwesten Deutschlands. Das Gebiet der Stadt Freiburg, das eine Fläche von rund 153 km² umfasst, liegt innerhalb der naturräumlichen Haupteinheit „Grundgebirgsschwarzwald“ und der Einheit „Südliches Oberrheintiefland“. Die Stadt hat Anteil an den beiden Untereinheiten „Markgräfler Rheinebene“ und „Freiburger Bucht“ im südlichen Oberrheintiefland; die Einheit „Schwarzwald“ lässt sich in die beiden Untereinheiten „Mittlerer Talschwarzwald“ und „Hochschwarzwald“ untergliedern. Klima und Niederschlagsmenge schwanken innerhalb des Stadtgebietes je nach Lage und Höhe über NN erheblich.

Daten und Methoden

Mit Hilfe einer hedonischen Modellierung wurden die Einflussgrößen auf Bodenpreise von Wohnbauflächen und gemischten Bauflächen außerhalb der Innenstadt in Freiburg i. Brsg. untersucht.

Die hedonische Modellierung, von COURT (1939) entwickelt, versucht, das Problem der Vergleichbarkeit heterogener Güter wie Grundstücke dadurch zu lösen, dass die impliziten wertrelevanten Qualitätseigenschaften mit der jeweiligen Zahlungsbereitschaft für diese Eigenschaft durch eine „hedonische“ Regression ermittelt werden (vgl. ROSEN 1974). Das erfolgt in der Regel mittels OLS[1]-Schätzung.

Die hedonische Modellierung ist als Methode zur Messung von externen Effekten vom UMWELTBUNDESAMT (Hrsg.)(2007) als eine mögliche indirekte Bewertungsmethode zur Schätzung der Zahlungsbe-

[1] ordinary least squares

reitschaft für Umweltgüter anerkannt, gleichzeitig handelt es sich um eine mögliche Methode zur Ermittlung des Verkehrswertes nach § 194 BauGB[2] auf Basis des Vergleichswertverfahrens nach ImmoWertV[3] (vgl. u. a. KLEIBER, 2010).

Um die Einflüsse von negativen externen Effekten auf Immobilien zu ermitteln, findet das Verfahren, besonders in den USA, seit vielen Jahren Anwendung. Einen Überblick über die hedonischen Untersuchungen bezüglich der Auswirkungen von Luftverschmutzung auf Immobilienwerte geben SMITH & HUANG (1993), die Auswirkungen von Lärm untersuchten u. a. ANDERSSON et al. (2010) und NELSON (2008).

Neuere europäische Forschungen, die die Attraktivität der Mikrolage unter Verwendung des hedonischen Ansatzes untersuchen, kommen von KUBLI et al. (2007) und LEUPP et al. (2011), die die Einflussgrößen auf dem Immobilienmarkt des Großraumes Zürich messen, und von HOFFMANN & GRUEHN (2010), die den Bodenrichtwert anhand von sehr ausdifferenzierten Freiraumqualitäten erklären.

Die empirische Untersuchung fand in Freiburg im Breisgau statt (Stichprobengröße n=1.158). Die Stichprobe wurde mittels reinem random-sampling aus den zu untersuchenden Grundstücken laut Flächennutzungsplan ausgewählt. Der Bodenwert[4] der ausgewählten Grundstücke wurde vom Gutachterausschuss für Grundstückswerte und von der Geschäftsstelle des Gutachterausschusses unabhängig ermittelt. Angaben, die mehr als 5 % voneinander abwichen, wurden aus der Stichprobe verworfen. Auf dieses Verfahren wurde zurückgegriffen, da Transaktionsdaten nur begrenzt aussagefähig sind und nicht die Anforderungen an eine wissenschaftliche Probeziehung erfüllen.

Als erklärende Variablen wurden die in der einschlägigen Wertermittlungsliteratur (u. a. KLEIBER, 2010; KAUKO, 2006) als wertrelevant für unbebaute Grundstücke angegebenen Eigenschaften mittels Geoinformationssystem quantifiziert und den Flächen als Attribute zugeordnet. Insgesamt wurden 130 verschiedene Variablen untersucht.

Hierbei wurden in Anlehnung an § 1 (1) 3. BNatSchG[5] Orte von besonderer Vielfalt, Eigenart und Schönheit von Natur und Landschaft dahingehend berücksichtigt, dass geschützte Biotoptypen, FFH-Gebiete, Naturschutzgebiete, Naturdenkmale und Landschaftsschutzgebiete als Indikatoren für eine „grüne“ Wohnumgebung mit „optischer Ruhe“ (vgl. GURSKI, 2003) genutzt werden. Die Darstellung in der Regression erfolgte als Dummyvariable, von den untersuchten Umkreisen von 0 m, 50 m, 100 m, 200 m, 300 m und 500 m zeigte sich ein besonders hoher Erklärungsgehalt bei Verwendung eines 300 m-Buffers um die geschützten Gebiete.

---

[2] Baugesetzbuch in der Fassung der Bekanntmachung vom 23. September 2004 (BGBl. I S.2414), das zuletzt durch Artikel 1 des Gesetzes vom 22. Juli 2011 (BGBl. I S. 1509) geändert worden ist.

[3] Immobilienwertermittlungsverordnung vom 19. Mai 2010 (BGBl. I S. 639)

[4] Da in der Literatur Dissens bezüglich der zu berücksichtigenden Charakteristika von bebauten Grundstücken herrscht (vgl. MÖBERT et al., 2008) und eine unbefriedigende Situation bezüglich der Datenerfassung kritisiert wird (vgl. FRANCKE, 2004), erfolgt eine Bewertung des Grundstücks entsprechend der Bodenrichtwertdefinition in § 196 BauGB, “als wäre es unbebaut“.

[5] Bundesnaturschutzgesetz vom 29. Juli 2009 (BGBl. I S. 2542), das durch Artikel 3 des Gesetzes vom 28. Juli 2011 (BGBl. I S. 1690) geändert worden ist

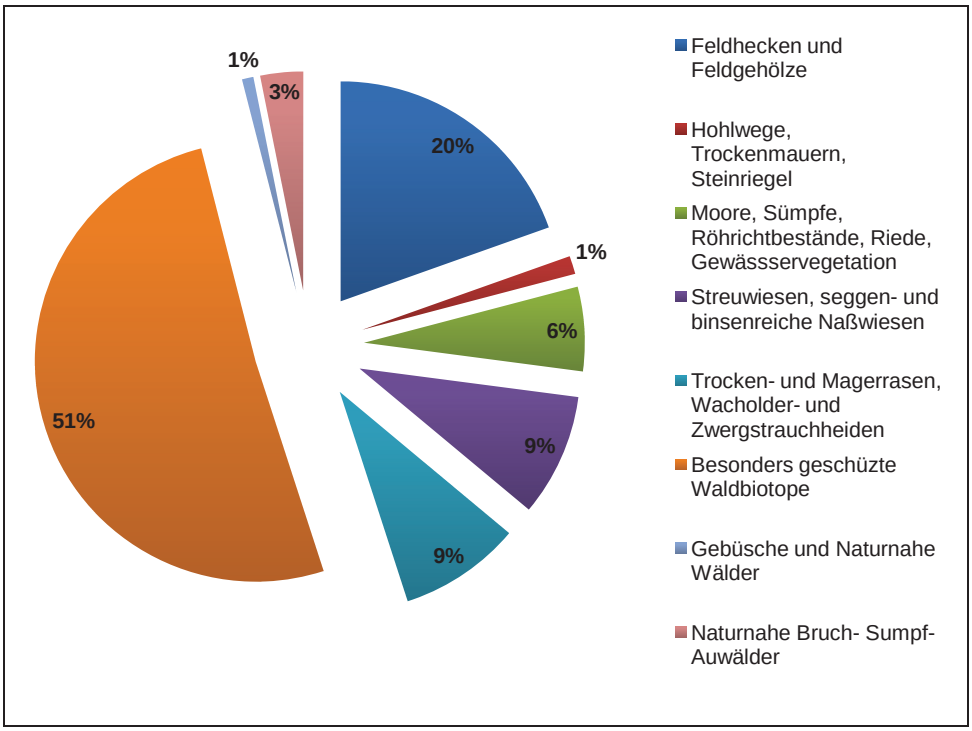


Abb. 3: Flächenanteile der in der Modellierung berücksichtigten besonders geschützten Biotoptypen im Stadtgebiet von Freiburg. Die Aufspaltung in besonders geschützte Waldbiotope und differenziert aufgeführte Offenlandbiotoptypen resultiert aus den getrennten Kartierverfahren von Biotopen innerhalb von geschlossenen Wäldern durch die Forstbehörden und die übrigen Biotoptypen durch die unteren Naturschutzbehörden in Baden-Württemberg (Eigene Darstellung auf Basis der Biotopkartierungen für die Stadt Freiburg).

Ergebnisse

Bei der Verwendung von 11 Variablen zur Erklärung des Bodenwertes der Freiburger Wohn- und Mischgebiete konnte ein R^2 von 0.85109 erzielt werden. Neben der Zentralität, beschrieben durch die Entfernung zur Innenstadt und die Entfernung zum nächstgelegenen Nahversorgungszentrum, zeigte sich die Höhe als Maß für eine Panoramalage wertrelevant, eine bestimmte Exposition hatte aber keinen Werteinfluss. Hinzu kommt die Anbindung an den ÖPNV, die durch die Gehminuten zur nächsten Straßenbahnhaltestelle beschrieben wird; die Gehminuten zur nächsten Bushaltestelle hatten keinen erkennbaren Einfluss. Lärm wurde zum einen mit einer Dummyvariable für eine Straßenverkehrslärmbelastung (L_{den}) von > 55 dB(A) beschrieben, das Eisenbahnbundesamt konnte aus organisatorischen Gründen keine vektorisierte Lärmkartierung zur Verfügung stellen. Zum anderen wurde die Entfernung zu Hauptstraßen und Bahntrassen in Metern berücksichtigt. Hinzu kommen als signifikante erklärende Variable die Kaufkraft, die durch die Abweichung von der durchschnittlichen Arbeitslosenquote in Freiburg beschrieben wird, und ein Stadtteil-/Imagefaktor. Im Bezug auf die Ausgangsthese zeigt sich ein signifikanter Zusammenhang von Immobilien, die innerhalb eines 300 m-Radius um ein Gebiet von besonderer Vielfalt, Eigenart und Schönheit liegen, und dem Bodenwert dieser Grundstücke. Diese Grundstücke erfahren am Freiburger Immobilienmarkt einen Aufschlag von 27,65 € je m² Grundstücksfläche gegenüber dem Grundstückswert von nicht „im Grünen“ gelegenen Parzellen in Freiburg. Damit ist der positive externe Effekt von naturnahen, geschützten Bereichen, die sich durch besondere Vielfalt, Eigenart und Schönheit auszeichnen, für Immobilien in Freiburg monetär quantifizierbar.

Tab. 2: Signifikante wertrelevante Attribute für Freiburger Immobilien am Beispiel von zwei Grundstücken und dem Freiburger Durchschnittswert (verändert nach THOMSEN & NITSCH, 2010).

Erklärende Variable	Beispiel 1 FR-Wiehre	Beispiel 2 FR-Mooswald	Freiburg im Durchschnitt
Nähe/Entfernung zum Zentraum	1.270 m	3.433 m	4.247,17 m
Nähe/Entf. lokales Zentraum	418 m	728 m	653 m
Abweichung durchschn. ALQ	5,73%	1,83%	0%
Stadteilprämie/Image	45,79	-1,35	0
Besondere Vielfalt, Eigenart, und Schönheit der Natur	ja	nein	66,84%
> 55 db/A Straßenverkehrslärm	nein	nein	18,74%
Entf. gr. Straße o. Bahntrasse	311 m	416 m	1062 m
Gehminuten zum StraBa-Halt	1,7 min	4,3 min	13,2 min
Panorama, Höhe	276 m ü. NN	244 m ü. NN	259 m ü. NN
Grundflächenzahl	0,1	0,23	0,18
Anzahl der Geschosse	4	2	1,86

Tab. 3: Anhand der Regressionsformel errechnete Wertanteile der Qualitätseigenschaften. Der Zuschlag für Grundstücke innerhalb eines 300 m-Radius um einen Bereich von besonderer Vielfalt, Eigenart und Naturschönheit erhält auf dem Freiburger Grundstücksmarkt einen Zuschlag von 27,65 €/m² (verändert nach THOMSEN & NITSCH, 2010).

Erklärende Variable	Beispiel 1 FR-Wiehre	Beispiel 2 FR-Mooswald	Freiburg im Durchschnitt
Konstante/Basiswert	230,65 €	230,65 €	230,65 €
Nähe/Entfernung zum Zentraum	134,40 €	49,73 €	40,20 €
Nähe/Entf. lokales Zentraum	3,29 €	1,89 €	2,11 €
Abweichung durchschn. ALQ	-2,38 €	-7,57 €	-10,08 €
Stadteilprämie/Image	45,79 €	-1,35 €	0,00 €
Besondere Vielfalt, Eigenart, und Schönheit der Natur	**27,65 €**	0,00 €	18,48 €
> 55 db/A Straßenverkehrslärm	0,00 €	0,00 €	5,00 €
Entf. gr. Straße o. Bahntrasse	-0,05 €	-0,03 €	0,00 €
Gehminuten zum StraBa-Halt	-1,54 €	-3,81 €	-11,71 €
Panorama, Höhe	57,58 €	44,35 €	50,71 €
Grundflächenzahl	1,18 €	2,78 €	2,16 €
Anzahl der Geschosse	12,76 €	6,38 €	5,95 €

Diskussion und Fazit

Intakte Naturflächen von besonderer Vielfalt, Eigenart und Schönheit erbringen auch in urbanen Räumen Ökosystemdienstleistungen. Klassischerweise handelt es sich dabei zum Großteil um öffentliche Güter, für die per Definition kein Markt vorhanden ist. Diese Untersuchung gibt Hinweise darauf, dass beispielsweise „optische Ruhe“ (vgl. GURSKI, 2003) und saubere Luft von Immobilieneigentümern durchaus nachgefragt werden.

Als indirektes Bewertungsverfahren leitet die hedonische Modellierung Präferenzen der Marktteilnehmer an Preisen für Immobilien ab und vermeidet damit die zahlreichen systematischen Probleme der kontin-

genten Bewertung, die auf Basis von Befragungen Zahlungsbereitschaften für eine hohe Vielfalt an Arten und Lebensräumen ermittelt. Damit wird ein konkreter Ansatz zur monetären Bewertung von Biodiversität entwickelt.

Da bei der Modellierung mit bundesweit flächig verfügbaren oder automatisiert erhebbaren, reproduzierbaren und robusten Geodaten gearbeitet wird, ist es möglich, diesen Ansatz standardisiert auf breiter Linie anzuwenden. Anhand der Ergebnisse können Szenarien aus dem Bereich der Stadt- und Freiraumplanung simuliert und monetär bewertet werden. Der Verlust von ökologisch wertvollen Flächen in urbanen und semiurbanen Räumen wird durch diesen Ansatz ökonomisch messbar und bilanzierbar (vgl. u. a. TEEB, 2010). Es bleibt jedoch zu beachten, dass der monetäre Wert der Landschaft, besonders außerhalb urbaner Räume, oft höher liegen wird, da mit der hedonischen Modellierung nur ein Teil der Gebrauchswerte erfasst wird.

Literatur

ANDERSSON, H.; JONSSON, L. & ÖGREN, M. (2010): Property Prices and Exposure to Multiple Noise Sources: Hedonic Regression with Road and Railway Noise. - Environmental & Resource Economics, European Association of Environmental and Resource Economists, 45(1): 73-89

COURT A.T. (1939): Hedonic price Indices - With Automotive Examples, the Dynamic of Automotive Demand. – New York (General Motors Corporation)

FRANCKE, H.-H. (2004): Immobilienbewertung im Lichte rationaler Kapitalanlageentscheidungen. - In: FRANCKE, H.-H. & REHKUGLER, H.: Immobilienmärkte und Immobilienbewertung: 288-301

GURSKI, R. (2003): Lärmwirkungsforschung zu Beginn des 21. Jahrhunderts. Teil 2: Neue Tendenzen der Lärmwirkungsforschung. - UVP-Report 17: 15-19

HOFFMANN, A. & GRUEHN, D. (2010): Bedeutung von Freiräumen und Grünflächen in deutschen Groß- und Mittelstädten für den Wert von Grundstücken und Immobilien. - LLP-report 010.

KAUKO, T. (2006): What makes a location attractive for the housing consumer? Preliminary findings from metropolitan Helsinki and Randstat Holland using the analytical hierarchy process. - J Housing Built Environ 21: 159-176

KLEIBER, W. (2010): Verkehrswertermittlung von Grundstücken – Kommentar und Handbuch zur Ermittlung von Marktwerten (Verkehrswerten), Versicherungs- und Beleihungswerten unter Berücksichtigung der ImmoWertV

KUBLI, U.; LÜSCHER, A. SALVI, M.; SCHELLENBAUER, P.; SCHELLENBERG, J.; MOSER, P.; REY, U. & BISCHOFF, C. (2008): Wertvoller Boden – Die Funktion des Bodenmarktes im Kanton Zürich. - Züricher Kantonalbank Studien

LEUPP, R. M.; RAPPL, I.; BRÖHL, A.; WALKER, U.; FISCHER, F. & INGOLD, K. (2011): Ruhe bitte! – Wie Lage und Umweltqualität die Schweizer Mieten bestimmen. - Züricher Kantonalbank Studien.

ROSEN, S. (1974): Hedonic Prices and Implicit Markets: Product Differentiation in Pure Competition. - Journal of Political Economy: 34-55

SMITH, V.K. & HUANG, J.C. (1993): Hedonic models and air pollution: twenty-five years and counting. - Environmental and Resource Economics, 3: 381-394

THOMSEN, O. & NITSCH, H. (2010): Hedonische Modellierung von Bodenrichtwerten. GuG 2/2010: 82-86

TEEB (Hrsg.) (2010): TEEB - The Economics of Ecosystems and Biodiversity for Local and Regional Policy Makers
Http://www.teebweb.org/ForLocalandRegionalPolicy/localandRegionalPolicyMakersChapterDrafts/tabid/29433/Default.aspx

UBA UMWELTBUNDESAMT (Hrsg.) 2007: Ökonomische Bewertung von Umweltschäden – Methodenkonvention zur Schätzung externer Umweltkosten. http://www.umweltdaten.de/publikationen/fpdf-l/3193.pdf

Oliver Thomsen
Universität Freiburg/Universität Oldenburg
oliver.thomsen@uni-oldenburg.de

Treffpunkt Biologische Vielfalt 11	2012	179 - 184	Hrsg.: Bundesamt für Naturschutz, Bonn

Lock-in Effekte und die Bedeutung von Sozialkapital in Naturschutzauktionen

NORA VOGT

Schlagwörter: PES, Naturschutzauktion, Sozialkapital, Fundamentale Transformation

Einleitung

Die nationale Biodiversitätsstrategie aus dem Jahr 2007 sieht vor, dass 2020 bzw. 2015 bedeutende Fortschritte im Schutz der Biodiversität in Agrarökosystemen zu erzielen sind. Konkret heißt es dort, dass der Flächenanteil naturschutzfachlich wertvoller Agrarbiotope bis 2015 um 10 % gegenüber 2005 zu steigern ist (NBS, S.47). Neben einer Steigerung der Mittel für den Vertragsnaturschutz ist zur Umsetzung dieses Ziels auch eine Überprüfung agrar- und umweltpolitischer Maßnahmen im Rahmen der EU-Agrarförderung vorgesehen (S.73). Das im Mai 2011 veröffentlichte EU-Kommissionsdokument „Our life insurance, our natural capital: an EU biodiversity strategy to 2020 (COM [2011] 244)“ mit dem Ziel den Verlust von Biodiversität und die Zerstörung ökosystemarer Dienstleistungen bis 2020 zu stoppen, stellt nun einen weiteren Meilenstein im Zuge der nationalen und internationalen Ansätze zum Schutz und Erhalt der biologischen Vielfalt dar. Erneut[1] wurde in diesem Zusammenhang bekräftigt, dass speziell markt- und anreizbasierte Instrumente und Maßnahmen geeignet sind, um eine vermehrte Bereitstellung öffentlicher Güter durch die Landwirtschaft zu erreichen.

Im Hinblick darauf argumentieren Ökonomen schon seit Längerem für die Einführung kompetitiver Ausschreibungen von vertraglich definierten Naturschutzleistungen, für deren Erbringung Landwirte in Höhe ihrer tatsächlichen Opportunitätskosten finanziell entschädigt werden sollen (z. B. LATACZ-LOHMANN & VAN DER HAMSVOORT 1997). Diese „minimale Entschädigungsforderung“ kann mittels eines inversen Auktionsverfahrens aufgedeckt werden, im Rahmen dessen jeder Interessent ein verdecktes Gebot darüber abgibt. Da das vorhandene Budget naturgemäß begrenzt ist, entsteht ein Preiswettbewerb und damit gleichzeitig ein Anreiz zur wahrheitsgemäßen Aussage, wodurch Informationsrenten der Programmteilnehmer reduziert werden. Kompetitive Vergabeverfahren, speziell im Bereich staatlicher Agrarumweltprogramme, gelten dadurch einheitlichen Prämiensystemen hinsichtlich ihrer Kosteneffizienz als überlegen und sollen verstärkt in diesem Politikfeld Anwendung finden (OECD 2010; IUCN 2009; EC REG 1698/2005[2]). Praktische Beispiele für den Einsatz solcher „Naturschutzauktionen“ gibt es, neben einigen kleineren Pilotprojekten in Deutschland (z. B. Northeimer Modell), bislang hauptsächlich in den USA (USDA Conservation Reserve Program) und Australien (u. a. BushTender).

---

[1] Art. 11 CBD: "Each Contracting Party shall, as far as possible and as appropriate, adopt economically and socially sound measures that act as incentives for the conservation and sustainable use of components of biological diversity."

[2] Die Ausgestaltung und Vergabe von Naturschutzverträgen und Zahlungen für Agrarumweltmaßnahmen sollte gemäß Art. 39 EU Verordnung 1698/2005 nach Effizienzaspekten, und wenn möglich auf der Basis von kompetitiven Vergabeverfahren, erfolgen.

Problemstellung

Obgleich der zahlreichen, in den letzten Jahren publizierten ökonomischen Forschungsarbeiten zum optimalen Auktionsdesign, sowie den darüber hinaus existierenden ökologischen Studien zur Effektivität der vertraglich vereinbarten Maßnahmen, ist ein Aspekt mit unmittelbarer Relevanz für beide Themenfelder bislang nicht hinreichend beforscht worden: Wenn Ausschreibungen als alternative Allokationsmechanismen von Agrarumweltverträgen und damit verbundenen Zahlungen eingesetzt werden sollen, dann müssen analog zur Praxis der bisherigen Agrarumweltprogramme auch regelmäßige Ausschreibungsrunden stattfinden. Konkret hieße das, dass Landwirte, zum Beispiel, einmal jährlich Gebote abgeben könnten und ihnen somit regelmäßig die Möglichkeit zum Vertragsschluss gegeben würde. Aus Sicht der ökonomischen Theorie verändert sich damit allerdings der Bezugsrahmen, da die einmalige Auktion (*one-shot auction*) somit zu einem Szenario unendlich vieler zeitlich versetzter Auktionen (*indefinite sequence of separate auctions*) wird. Da ein Vertrag nur für eine bestimmte Laufzeit geschlossen werden kann, und unter Annahme der angestrebten Vertragsverlängerung zumindest eines Teils der Landwirte, kommt es im Zuge wiederholter Auktionen mit hoher Wahrscheinlichkeit zu Bieterkonstellationen, in denen programmerfahrene Landwirte und neue Bieter um das Budget konkurrieren. Unklar ist bislang, welche Auswirkungen eine derartige Bieterasymmetrie auf die einzelnen Gewinnwahrscheinlichkeiten hat, und welche Konsequenzen etwaige Unterschiede für die ökologische Qualität der bereitgestellten Güter und die Kosteneffizienz des Instruments herbeiführen. Wie im Folgenden noch zu begründen ist, besteht die Hypothese dieser Forschungsarbeit darin, dass sich im Zuge wiederholt stattfindender Naturschutzauktionen längerfristig ein begrenzter Kreis von Bietern herausbilden wird, die aufgrund bestimmter Leistungsmerkmale mit zunehmend höherer Wahrscheinlichkeit einen Zuschlag erhalten.

Bisherige Erkenntnisse

Um der Beantwortung der oben aufgeworfenen Fragen ein Stück näher zu kommen, soll zunächst klar werden, worin der ökonomische Unterschied zwischen einmaligen Auktionen und wiederholten Auktionen besteht. Traditionellerweise geht die Auktionstheorie von rationalen, symmetrischen Akteuren aus, welche im Rahmen spieltheoretischer Modelle interagieren (z. B. MILGROM 2004). Derartige Modelle funktionieren in einer Zeitperiode, sind jedoch für das Wiederholungsszenario ungeeignet, da sie die folgenden drei Einflussfaktoren nur unzureichend abbilden können:

1. Lerneffekte
2. Spezifische Investitionen
3. Sozialkapital

Verschiedene experimentelle Studien weisen darauf hin, dass Auktionsteilnehmer von Verlauf und Ergebnis vorheriger Auktionsrunden lernen. Dies kann zu zwei gegenläufigen Effekten führen. Einerseits können unerfahrene Bieter ihre Opportunitätskosten anfänglich falsch einschätzen und berechnen, und somit ihr Gebot durch wiederholte Teilnahme anpassen. ROLFE et al. (2009) weisen darauf hin, dass ein derartiger Lerneffekt den Effizienzgrad der Auktion verbessert. Andererseits bietet eine wiederholte Auktion auch nachweislich mehr Spielraum für strategisches Verhalten, Kollusion und bewusst überhöhte Gebote, welche die Bilanz der Auktion sichtbar verschlechtern (REESON et al. 2011; ROLFE et al. 2009; CASON & GANGADHARAN 2004; SCHILIZZI & LATACZ-LOHMANN 2007; HAILU & SCHILIZZI 2004).

Darüber hinaus bergen wiederholte marktbasierte Transaktionen das Risiko von Lock-in Effekten, falls die Vertragserfüllung an das Vorhandensein spezifischer Investitionen geknüpft ist, welche ex-post Vorteile für den ersten erfolgreichen Bieter im Vergleich zu allen nachfolgenden Wettbewerbern generieren (JOSKOW 2005; WILLIAMSON 1985). Faktorspezifizität ist ein Konzept aus der Transaktionskostenökonomik, welches die Wiederverwendbarkeit einer Investition in einem anderen als ursprünglich intendierten Nutzungszusammenhang beschreibt. Sind transaktionsspezifische Investitionen einmal im Hinblick auf die Abwicklung eines Geschäfts getätigt, ergeben sich einerseits Abhängigkeiten (sog. Hold-up Problematik) und andererseits Wettbewerbsvorteile, die zum einvernehmlichen bilateralen Lock-in, sozusagen dem „Einrasten" der Geschäftsbeziehung, führen können. Eine ursprüngliche Wettbewerbsbeziehung kann sich somit ex-post zu einem bilateralen Monopol wandeln; ein Zusammenhang, der von Williamson als „fundamentale Transformation" bezeichnet wurde (1985). Während empirische Studien nachweisen, dass Faktorspezifität bei wiederholten Agrarumweltprogrammen (mit Einheitsprämien) die Entscheidung zum Vertragsschluss beeinflusst (PEERLINGS & POLMAN 2009; DUCOS & DUPRAZ 2007), wurde der Einfluss von spezifischen Investitionen auf wiederholte Naturschutzauktionen bislang noch nicht ausreichend berücksichtigt und erforscht (Vgl. GROTH 2010). Transaktionsspezifische Investitionen können theoretisch bei Behörde und Landwirten auftreten und zum bilateralen Lock-in führen, womit es sich für keine Seite lohnt von der Konstellation abzuweichen. Übertragen auf den Fall der Naturschutzauktion hieße dies, dass stets dieselben Bieter bei der Auktion gewännen. Dies könnte einerseits negative Auswirkungen auf den Wettbewerb und die generelle Maßnahmenakzeptanz haben, andererseits ließe sich aufgrund der längerfristigen Ausübung von Naturschutzleistungen mitunter ein vergleichsweise höherer naturschutzfachlicher Nutzen realisieren.

Eine weitere Einflussgröße, die bei wiederholten Naturschutzauktionen im Gegenzug zur einmaligen Durchführung verstärkt in Erscheinung tritt, ist Sozialkapital in Form von Vertrauen, Reziprozitätsnormen und sozialem Tausch (Vgl. PRETTY & WARD 2001, S. 211). Vertrauen zwischen Transaktionspartnern, d. h. die Bereitschaft den eigenen Nutzen von den Entscheidungen anderer abhängig zu machen, reduziert vor- und nachvertragliche Unsicherheit und wirkt so transaktionskostensenkend sowie kooperationsfördernd (OSTROM & WALKER 2003). Vertrauen entsteht durch wiederholte Interaktion, da Transaktionspartner Erwartungen über zukünftige Handlungen aufgrund beobachteter Handlungen, Motivation und Fähigkeiten treffen können. Sozialkapital hat einen nachweisbar positiven Effekt auf die individuelle Einstellung gegenüber Naturschutzmaßnahmen (z. B. JONES 2010, PRETTY & WARD 2001). BARREIRO-HURLÉ et al. (2010) argumentieren, dass soziales Vertrauen und die Einbettung in Netzwerken auch die Bereitschaft zur Teilnahme an Agrarumweltmaßnahmen positiv beeinflusst. DUCOS & DUPRAZ (2007) weisen nach, dass „Vertrauen in die Regierung" zu einer signifikant erhöhten Risikobereitschaft von Landwirten hinsichtlich der Tätigung spezifischer Investitionen im Rahmen von Agrarumweltmaßnahmen führt. Bezüglich der Transaktionskosten auf Behördenseite finden METTEPENNINGEN et al. (2011), dass „Vertrauen in den Landwirt" einen positiven Effekt auf den Verwaltungsaufwand von Agrarumweltprogrammen hat. Bislang ist der Effekt von Sozialkapital auf die Abwicklung, Ergebnis und Performance von Naturschutzauktionen noch nicht untersucht worden.

Experimenteller Ansatz

Zusammenfassend ist festzuhalten, dass es drei wesentliche Aspekte gibt, die die Erfolgsaussichten von Landwirten bei einer wiederholten Teilnahme an einer Naturschutzauktion potentiell beeinflussen. Insbesondere das durch wiederholte Interaktion entstehende Verhältnis zwischen Behörde und Landwirten ist

von ökonomischem Interesse, da der Einfluss von Vertrauen auf die Auktion nicht unmittelbar einsichtig ist. In einer einfachen Auktion, in der der Käufer außer dem Preissignal meist keine weitere Information zu den Anbietern hat, besteht ein erhöhtes Risiko der adversen Selektion[3]. Darüber hinaus ist auch das *moral hazard*-Risiko[4] besonders ausgeprägt, da die Bereitstellung von ökologischen Gütern erst mit zeitlicher Verzögerung nach Vertragsschluss eintritt und auch nicht vollständig beobachtbar ist. Bei regelmäßig stattfindenden Auktionen verändert sich die Informationslage, da die Behörde durch vergangene Transaktionen besser über den potentiellen Bieterkreis und die Qualität der erbrachten Naturschutzleistung informiert ist. Angelehnt an das Konzept der fundamentalen Transformation ist nun zu überlegen, ob die durch erfolgreiche Interaktion in der Vergangenheit entstandene Beziehung zwischen Behörde und Landwirt eine spezifische Investition in Form von Vertrauen (*relational asset*) darstellt, welche das Potential zum bilateralen Lock-in hat. Oder, ob im Rahmen einer Naturschutzauktion die Bildung einer solchen Vertrauensbeziehung *per se* durch den Preiswettbewerb verhindert wird.

Der Beantwortung dieser Frage wird mittels experimenteller Methoden nachgegangen. Die experimentelle Ökonomik beschäftigt sich intensiv mit dem Einfluss von Vertrauen und Reziprozität von Vertrauen auf soziale Interaktion und Kooperation (Vgl. OSTROM & WALKER 2003). Mittels eines zweistufigen Laborexperiments, welches Elemente eines Vertrauensspiels und Auktionsspiels vereint, soll untersucht werden, ob Vertrauen in wiederholten Auktionen entstehen kann und welche Auswirkungen dies auf Kosteneffizienz und das bereitgestellte Gut hat.

Fazit

Der Einsatz markt- und anreizbasierter Mechanismen zur erhöhten Bereitstellung von Umweltgütern durch die Landwirtschaft ist derzeit wichtiger Bestandteil der globalen und nationalen Strategien zum Schutz und Erhalt der biologischen Vielfalt. Mithilfe von Konzepten aus der Transaktionskosten- und Organisationsökonomik lassen sich Probleme beschreiben, die bei der Bereitstellung von Umweltgütern durch die *wiederholte* Ausschreibung von Naturschutzleistungen auftreten. Fraglich ist, ob es im Zuge regelmäßig wiederholter Naturschutzauktionen zu einer fundamentalen Transformation, d. h. dem Wandel der kompetitiven Auktion zu einem bilateralen Monopol mit immer gleichen Vertragspartnern kommt. Eine Dimension, die in diesem Konzept bislang unberücksichtigt blieb, ist der Einfluss sozialen Kapitals. In Form von Vertrauen könnte Sozialkapital die vor- und nachvertragliche Unsicherheit reduzieren. Daraus resultierende Reputationseffekte könnten den Lock-in verstärken. Unklar ist jedoch, ob die wiederholte Teilnahme an Naturschutzauktionen zur Bildung von Sozialkapital führt, bzw. wie es den Auktionsausgang beeinflussen kann. Zukünftige Forschungsaktivitäten werden daher auf die Durchführung von ökonomischen Experimenten gerichtet sein, aus deren Ergebnissen sich Empfehlungen für die institutionelle Ausgestaltung von wiederholten Naturschutzauktionen ableiten werden.

Literatur

BARREIRO-HURLE, J.; ESPINOSA-GODED, M.; DUPRAZ, P. (2009): Estrategias para incrementar la participación en programas agroambientales: el papel del capital social. - Economía Agraria y Recursos Naturales 9 (2): 3–26

[3] Marktversagen aufgrund von asymmetrischer Information vor Vertragsschluss.

[4] Marktversagen aufgrund von asymmetrischer Information nach Vertragsschluss.

CASON, T.N.; GANGADHARAN, L. (2004): Auction Design for Voluntary Conservation Programs. - American Journal of Agricultural Economics 86 (5): 1211–1217

CBD SECRETARIAT (1992): Convention on Biological Diversity (with annexes) Concluded at Rio de Janeiro on 5 June 1992. - In: United Nations Treaty Series

Council regulation on support for rural development by the European Agricultural Fund for Rural Development (EAFRD) 1698/2005

DUCOS, G.; DUPRAZ, P. (2007): What determines the choice over asset specificity - An empirical test with agro-environmental contracts. - INRA Arbeitspapier, Rennes

GROTH M. (2010): Biodiversitätsschutz durch Ausschreibungen und eine ergebnisorientierte Honorierung: Grundlagen, Ausgestaltungsmöglichkeiten und praktische Erfahrungen. – Marburg (Metropolis)

HAILU, A., SCHILIZZI, S. (2004): Are auctions more effective than fixed price schemes when bidders learn? - Australian Journal of Management, 29: 147–168

IUCN (2009): Payments for Ecosystem Services. - Legal and Institutional Frameworks, Gland

JONES, N. (2010): Investigating the influence of social costs and benefits of environmental policies through social capital theory. - Policy Sci, 43(3): 229–244

JOSKOW, P.L. (2005): Vertical Integration. - In: MÉNARD, C. & SHIRLEY, M.M. (Hrsg.): Handbook of New Institutional Economics. – Berlin (Springer): 319–348

LATACZ-LOHMANN, U., VAN DER HAMSVOORT, C. (1997) Auctioning Conservation Contracts: A Theoretical Analysis and an Application. - American Journal of Agricultural Economics, 79(2): 407–418

METTEPENNINGEN, E.; BECKMANN, V.; EGGERS, J. (2011): Public transaction costs of agri-environmental schemes and their determinants--Analysing stakeholders' involvement and perceptions. - Ecological Economics 70: 641–650

MILGROM, P. (2004): Putting auction theory to work. - Cambridge (Cambridge University Press).

OECD (2010): Paying for Biodiversity; Enhancing the Cost-Effectiveness of Payment for Economic Services. - Paris (OECD)

OSTROM, E., WALKER, J. (Hrsg.) (2003): Trust and Reciprocity. Interdisciplinary Lessons From Experimental Research. – New York (Russell Sage Foundation)

PEERLINGS, J.; POLMAN, N. (2008): Agri-environmental contracting of Dutch dairy farms: the role of manure policies and the occurrence of lock-in. - European Review of Agricultural Economics 35 (2): 167–191

PRETTY, J., WARD, H. (2001): Social Capital and the Environment. - World Development, 29(2): 209–227

REESON, A. F.; RODRIGUEZ, L. C.; WHITTEN, S. M.; WILLIAMS, K.; NOLLES, K.; WINDLE, J.; ROLFE, J. (2011): Adapting auctions for the provision of ecosystem services at the landscape scale. - Ecological Economics 70: 1621–1627

ROLFE, J., WINDLE, J., MCCOSKER, J. (2009): Testing and implementing the use of multiple bidding rounds in conservation auctions: a case study application, - Canadian Journal of Agricultural Economics, 57: 287-303

SCHILIZZI S., LATACZ-LOHMANN, U. (2007): Assessing the Performance of Conservation Auctions: An Experimental Study. - Land Economics, 83(4): 497–515

WILLIAMSON, O.E. (1985): The economic institutions of capitalism. - New York

Nora Vogt
Georg-August-Universität Göttingen
Volkswirtschaftliches Seminar
Wirtschaftspolitik und Mittelstandsforschung
Platz der Göttinger Sieben 3
37073 Göttingen
nora.vogt@wiwi.uni-goettingen.de

Treffpunkt Biologische Vielfalt 11	2012	185 - 191	Hrsg.: Bundesamt für Naturschutz, Bonn

Anbau und Nutzung von Dendromasse – veränderte Landnutzung und Akzeptanzprobleme

THIEMEN BOLL

Schlagwörter: erneuerbare Energien, Dendromasse, Landnutzungsänderung, Kurzumtriebsplantagen, Akzeptanz, Landschaftsbild, Biodiversität

1 Einleitung und Hintergrund

Angesichts des Klimawandels und schwindender fossiler Energieressourcen ist eine Umstellung des Energiesystems auf regenerative Energieträger unausweichlich. Unter den erneuerbaren Energien nimmt die energetische Nutzung von Biomasse mit einem Anteil von 70 % am Endenergieverbrauch derzeit mit Abstand die bedeutendste Rolle ein (FNR 2010a). Seit der Einführung des Bonus für Strom aus nachwachsenden Rohstoffen (Nawaro-Bonus) im EEG im Jahr 2004 verändert sich durch den zunehmenden Energiepflanzenanbau die Zusammensetzung der angebauten Kulturen in der Agrarlandschaft (SCHÜTTE 2009; WIEHE et al. 2009). So wurden 2010 in Deutschland auf mehr als 1,8 Mio. ha Fläche Pflanzen für die energetische Nutzung angebaut (FNR 2010b). Das entspricht mehr als 15 % der gesamten landwirtschaftlichen Ackerfläche von 12 Mio. ha (ebd.). Dabei können sich insbesondere durch den intensiven und regional monotonisierenden Anbau von Energiepflanzen negative Effekte nicht nur aus naturschutzfachlicher Sicht ergeben. Einerseits geht der Energiepflanzenabbau mit Auswirkungen auf die biologische Vielfalt einher, andererseits führt er zu einem Wandel des Landschaftsbildes.

Bisher hat insbesondere der Anbau von hochwüchsigen Maiskulturen zu einer beträchtlichen Veränderung des Landschaftsbildes geführt und damit den Erlebniswert der Landschaft stark beeinflusst. Mittlerweile sind die Auswirkungen des Biomasseanbaus in hohem Maße Gegenstand der öffentlichen Diskussion. Bürgerinitiativen aus verschiedenen Regionen Deutschlands mit einem Schwerpunkt in Niedersachsen haben auf dieses Problem hingewiesen (vgl. STECHMESSER 2011, www). Gerade in Regionen mit hohem Touristenaufkommen, in Naherholungsgebieten im Einzugsbereich eines Ballungsraums oder in ländlichen (Auspendler-) Gemeinden mit hoher landschaftlicher Wohnqualität haben Veränderungen der Erlebnisqualität der Landschaft auch starke wirtschaftliche Relevanz.

In Zukunft ist weiterhin von einer dynamischen Entwicklung des Energiepflanzenmarktes auszugehen, in dem auch neue Kulturarten und Anbausysteme wie Kurzumtriebsplantagen eine Rolle spielen werden. Das Deutsche Biomasse Forschungszentrum rechnet im Jahr 2020 mit einer Holzlücke von jährlich 271 PJ in Deutschland, die mit einheimischem Waldholz nicht gedeckt werden kann (THRÄN et al 2011).

2 Kurzumtriebsplantagen als neue Elemente in der Landschaft

Kurzumtriebsplantagen sind eine neue Form der Produktion von holziger Biomasse (Dendromasse) auf landwirtschaftlichen Flächen, die sich an der Schnittstelle zwischen Land- und Forstwirtschaft befindet. Bei den Anbaumethoden wird größtenteils auf landwirtschaftliche Maschinen und Produktionstechniken zurückgegriffen, um durch Automatisierungsprozesse in Kombination mit schnellwachsenden Baumarten eine höhere Dendromasseproduktion als in der Forstwirtschaft zu erreichen. In Deutschland werden

größtenteils Weiden- und Pappelhybride verwendet; auf sehr armen oder trockenen Standorten wird auch die Robinie gepflanzt. Bei der Verwendung der Dendromasse als Energieträger sind Umtriebszeiten von 2-4 Jahren die Regel (SKODAWESSELY 2010). Die Stockausschlagfähigkeit der Gehölze in Kurzumtriebsplantagen macht eine Neupflanzung erst nach ca. 20 Jahren erforderlich.

Abb. 1: Kurzumtriebsplantagen verschiedener Altersstufen

Insbesondere im Vergleich mit einjährigen Biomassepflanzen wie Mais haben Kurzumtriebsplantagen deutlich positivere Auswirkungen auf die verschiedenen Landschaftsfunktionen. Aufgrund der Nutzung als Dauerkultur und damit ausbleibender Bodenbearbeitung ist ein höherer Schutz gegenüber Wind- und Wassererosion gegeben. Dadurch ergeben sich auch positive Auswirkungen auf das Bodenleben, das von der Festlegung des Bodens und einer Humusanreicherung profitiert (BAUM et al. 2009). Die Dünge- und Pflanzenschutzmittelverwendung ist deutlich niedriger als bei annuellen Kulturen, da eine Unkrautbekämpfung und eine Düngung nur bei Bedarf und in der Regel nur im Pflanzjahr nötig sind. Insgesamt ergibt sich durch den viel geringeren Arbeitsaufwand im Vergleich zu einjährigen Kulturen eine Extensivierung der Bewirtschaftung und damit weniger Störungen durch Nutzung. Kurzumtriebsplantagen stellen ein neues Element in der Agrarlandschaft dar und können deshalb den Strukturreichtum der Landschaft erhöhen.

Das Landschaftsbild kann sich durch einen vermehrten Anbau von Kurzumtriebsplantagen stark verändern. Die Plantagen erreichen bei einer durchschnittlichen Umtriebszeit von 3 Jahren Höhen von 6-8 m, wobei die Wuchsleistung je nach Standortbedingungen allerdings stark variieren kann. Die visuellen Landschaftsveränderungen beruhen zu einem großen Teil auf Sichtverschattungen durch die Gehölze. Bei einer nahen Bepflanzung entlang von Wegen kann eine Art Tunneleffekt entstehen, der die freie Sicht in die Landschaft nicht mehr zulässt. Durch die langen Ernteintervalle ergibt sich im Gegensatz zur jährlichen Ernte einjähriger Ackerkulturen ein stärkerer und abrupter Wechsel des Landschaftsbildes. Insgesamt können die visuellen Eindrücke von Kurzumtriebsplantagen stark variieren. Es ergeben sich, wie bei allen Laubgehölzen, starke jahreszeitliche Wechsel durch Blattaustrieb im Frühjahr, starkes Wachstum während der Vegetationsphase, Verfärbung und Abwurf der Blätter im Herbst und einer blattlosen Ruhephase im Winter. Zusätzlich zu den jährlichen Wechseln ergeben sich mehrjährige Intervalle in der Länge der jeweiligen Umtriebszeit. Das führt dazu, dass Kurzumtriebsplantagen in jedem Jahr der Umtriebszeit eine andere Höhe und Dichte aufweisen (s. Abb. 1).

3 Forschungsansatz und Vorgehen

Als Gesamtziel der Dissertation soll eine Methode entwickelt werden, mit der die Auswirkungen des Anbaus von Dendromasse in Kurzumtriebsplantagen auf das Landschaftsbild erfasst und bewertet werden können. Dazu soll untersucht werden, inwieweit Landschaften unterschiedliche Empfindlichkeiten gegenüber dem Anbau von Dendromasse aufweisen bzw. welche Räume durch Kurzumtriebsplantagen beeinträchtigt werden und welche Räume ästhetisch aufgewertet oder strukturreicher gestaltet werden

können. Die Empfindlichkeit der Landschaft wird durch die aktuelle Ausprägung der Landschaft bzw. der Bewertung des Landschaftsbildes bestimmt. Ein weiteres Kriterium der Empfindlichkeit ist die aktuelle Bedeutung für die Erholung, u a. die Häufigkeit der Nutzung durch Erholungssuchende. Neben der Empfindlichkeit unterschiedlicher Landschaften ist die Ausprägung der Kurzumtriebsplantagen an sich von Bedeutung, insbesondere die Größe und Form, das Anbausystem, die angebauten Gehölzarten, die Umtriebszeit und die Randgestaltung der Plantage. Die Ausprägung der Kurzumtriebsplantage und der Landschaftsraum, in dem diese angebaut wird, beeinflussen sich dabei gegenseitig.

Das Gesamtforschungskonzept beruht auf einem nutzerabhängigen und einem nutzerunabhängigen Teil. In dem nutzerabhängigen Teil wird durch empirische Befragungen festgestellt wie Landschaftsveränderungen durch den Anbau von Dendromasse ästhetisch bewertet werden. Von Interesse ist dabei, welche Bewertungsunterschiede sich in unterschiedlichen landschaftlichen Kontexten ergeben, ob es Unterschiede in der Bewertung einzelner Personengruppen gibt und ob es einen Unterschied in der Bewertung zwischen städtischen Erholungssuchenden und lokaler Bevölkerung ergibt. Neben rein visuellen Gründen der Akzeptanz bzw. Ablehnung von landschaftlichen Veränderungen durch den vermehrten Anbau von Dendromasse auf landwirtschaftlichen Flächen sollen Korrelationen mit vorhandenem Wissen der Befragten über Biomasse und deren Einstellungen gegenüber der Biomassenutzung untersucht werden. Dabei soll überprüft werden, ob Wissen über die Nutzung und Verwertung von Dendromasse die Akzeptanz und Bewertung von Kurzumtriebsplantagen beeinflusst. Zusätzlich sollen Unterschiede zwischen Einstellungen und Bewertungen durch die urbane auf der einen und die ländliche Bevölkerung auf der anderen Seite erfasst und berücksichtigt werden.

In dem nutzerunabhängigen Teil sollen Landschaften in Bezug auf ihre Eignung zum Anbau von Kurzumtriebsplantagen aus landschaftsästhetischer Sicht untersucht werden. Es soll flächendeckend eine Aussage getroffen werden, inwieweit ein Landschaftsraum für den Anbau von Kurzumtriebsplantagen geeignet ist und welche Auswirkungen ein potenzieller Anbau auf das Landschaftsbild hat. Die nutzerunabhängige Bewertungsmethode soll GIS-basiert und automatisiert erfolgen. Die Ergebnisse der empirischen Befragungen sollen anschließend in die nutzerunabhängige Bewertungsmethode integriert werden, um die Auswirkungen des Dendromasseanbaus in Kurzumtriebsplantagen auf das ästhetische Potenzial und den Erlebniswert der Landschaft umfassend bewerten zu können. Der nutzerabhängige Teil dient dazu, das stark subjektive Landschaftsempfinden auf eine breite empirische Grundlage zu stellen, während der nutzerunabhängige Teil das Grundgerüst der Bewertungsmethode bereitstellt. Anwendung kann die Bewertungsmethode sowohl in Naturschutz- und Planungsbehörden finden, um die Auswirkungen des Energiepflanzenanbaus auf regionaler Ebene zu analysieren als auch bei individuellen Landwirten, die ihren Betrieb in Bezug auf das Landschaftsbild optimieren wollen.

In einem ersten Schritt wurde in einer standardisierten Befragung die Hamburger Bevölkerung über die Nutzung des Umlandes zu Erholungszwecken befragt. Durch die Untersuchung von Stadt-Land-Beziehungen, die durch eine starke Erholungsnutzung des Umlandes durch die Stadtbevölkerung gekennzeichnet sind, sollen Gebiete identifiziert werden, die aufgrund ihrer Ausprägung und hohen Bedeutung für die Erholungsnutzung als besonders empfindlich gegenüber Landschaftsveränderungen einzustufen sind. Dazu sollen die qualitativen Ansprüche an die Erholungslandschaften bestimmt werden sowie die Auswirkungen von Veränderungen der Landschaftsqualitäten auf das Freizeitverhalten festgestellt werden. Die Befragung wurde im Frühjahr 2011 in verschiedenen Hamburger Stadtteilen durchgeführt. Die Auswahl der Befragten erfolge zunächst nach dem Zufallsprinzip und wurde im Verlauf der Befragung ge-

zielter auf unterrepräsentierte Bevölkerungsgruppen ausgerichtet um eine möglichst repräsentative Stichprobe für die Bevölkerung der Stadt Hamburg zu erreichen. Die Größe der Stichprobe beträgt 400 Personen von denen 193 männlich (48,3 %) und 207 weiblich (51,7 %) sind. Die Befragten wohnen in Hamburg oder dem Hamburger Umland, welches die direkt angrenzenden Landkreise in der Metropolregion Hamburg umfasst.

4 Potenzielle Konfliktgebiete für den Anbau von Kurzumtriebsplantagen in der Modellregion Hamburg

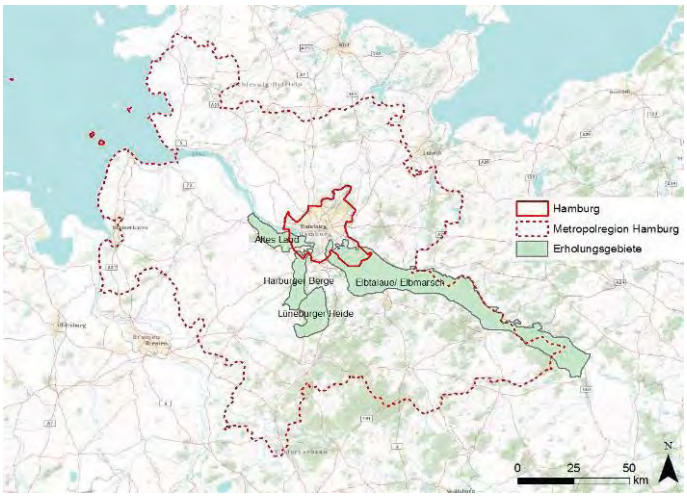


Abb. 2: Lage der wichtigsten Erholungsgebiete in der südlichen Metropolregion Hamburg

Die Modellregion südliche Metropolregion Hamburg (Landkreise Harburg, Lüneburg, Soltau-Fallingbostel und Uelzen) ist durch starkes Bevölkerungswachstum gekennzeichnet, was in Kombination mit hohem Landverbrauch und gesteigertem Energiepflanzenanbau zu Zielkonflikten bei der Flächennutzung führt. Eine wichtige wirtschaftliche Bedeutung für das Umland hat die Naherholungsnutzung durch die Hamburger Bevölkerung. Die wichtigsten Erholungsgebiete in der südlichen Metropolregion Hamburg sind die Lüneburger Heide, die Harburger Berge, die Elbtalaue/Elbmarsch und das Alte Land (s. Abb. 2), wobei die Lüneburger Heide und das Alte Land eine deutlich höhere Bekanntheit und Beliebtheit in der Hamburger Bevölkerung erreichen als die Harburger Berge und die Elbtal-aue/Elbmarsch.

Zur Beurteilung der Auswirkungen von Kurzumtriebsplantagen auf das Landschaftsbild ist entscheidend, wie der Verlust von Offenlandschaft und die Zunahme von gehölzbestandenen Flächen beurteilt wird. Dabei werden Kurzumtriebsplantagen je nach Alter und Anbauform eher als Wald, Hecke oder kleinflächige Gehölze wahrgenommen oder im Pflanzjahr bzw. nach der Ernte als konventionelle Ackerkultur. In Bezug auf mögliche Veränderungen in den jeweils bevorzugten Erholungsgebieten wurden in der Befragung deutliche Unterschiede festgestellt. Eine Waldzunahme zu Lasten von Offenland und eine Zunahme von Hecken und kleinflächigen Gehölzen wird zwar in allen Gebieten von der Mehrheit der Befragten nicht als Einschränkung der Erholungseignung gesehen. Bei der Beurteilung einer Waldzunahme ergeben sich für die einzelnen Erholungsgebiete jedoch signifikante Unterschiede. In der Lüneburger Heide wird eine Zunahme des Waldanteils zu Lasten des Offenlandanteils z. B. deutlich kritischer gesehen als in den Harburger Bergen (s. Abb. 3).

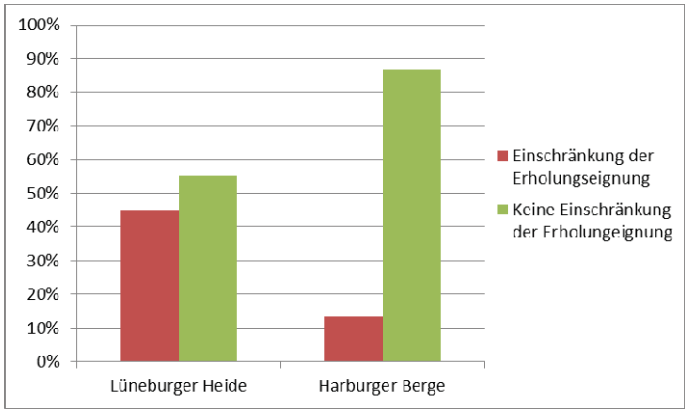


Abb. 3: Beurteilung einer Waldzunahme zu Lasten von Offenlandschaft in der Lüneburger Heide und den Harburger Bergen

Auch bei der Beurteilung einer Zunahme von Hecken und kleinflächigen Gehölzen ergeben sich zwischen den Erholungsgebieten signifikante Unterschiede; eine Heckenzunahme wird allerdings anders als eine Waldzunahme beurteilt. In der Elbtalaue/Elbmarsch z. B., in der eine Waldzunahme relativ gesehen negativ bewertet wird, stößt eine Zunahme von Hecken und Gehölzen hingegen auf die geringsten Widerstände.

5 Synergien und Konflikte zwischen Erholungseignung und Naturschutz

Nach der naturschutzfachlichen Bewertung der Landschaften in Deutschland (BfN 2007) wird die Lüneburger Heide als besonders schutzwürdige Landschaft und die Elbtalaue/Elbmarsch als schutzwürdige Landschaft bewertet; die Harburger Berge und das Alte Land stellen dagegen Landschaften mit geringer naturschutzfachlicher Bedeutung dar. Es zeigt sich, dass durch den Anbau von Kurzumtriebsplantagen sowohl aus Sicht des Arten- und Biotopschutzes als auch in der Beurteilung durch die Erholungssuchenden positive Auswirkungen möglich sind und Synergien entstehen können. Ein Beispiel ist die Elbtalaue/ Elbmarsch, für die als Zielvorstellung für naturschutzfachliche Landschaftsleitbilder u. a. die Anlage von Hecken, Gebüschgruppen und Feldgehölzen in den landwirtschaftlich genutzten Teilen empfohlen wird (vgl. FINCK 1997, 2002). In diesem Gebiet sehen über 80 % der Erholungssuchenden keine Einschränkung der Erholungseignung des Gebietes durch die Anlage von Hecken und kleinflächigen Gehölzen. Da eine Etablierung von Waldbeständen allerdings deutlich negativer bewertet wird, bedeutet das gleichzeitig, dass bei einer möglichen Etablierung von Kurzumtriebsplantagen in der Elbtalaue/Elbmarsch besonders auf die Größe und Form der Plantagen geachtet werden sollte und eine Anlage im Hinblick auf das Landschaftsbild und den Erholungswert der Landschaft kleinflächig und streifenförmig erfolgen sollte. Aus naturschutzfachlicher Sicht wird für den extrem waldarmen Naturraum allerdings auch eine Neubegründung von Wäldern durch Sukzession, insbesondere von Au- und Bruchwäldern, vorgeschlagen (ebd.).

In der Lüneburger Heide, in der sowohl eine Waldzunahme als auch die Erhöhung des Heckenanteils im Vergleich mit den anderen Erholungsgebieten am negativsten beurteilt wird, ergeben sich Synergien mit dem Naturschutz, da es im Hinblick auf die biologische Vielfalt von hoher Bedeutung ist, die Heide- und Magerrasenbiotope von Gehölzen freizuhalten. Konflikte zwischen dem Erholungswert der Landschaft und dem Naturschutz könnten sich allerdings in waldreichen Gebieten wie den Harburger Bergen ergeben, in denen der Waldanteil schon jetzt über 50 % liegt. Hier spricht aus Sicht der Erholungssuchenden nichts gegen eine Erhöhung des Waldanteils. Der Naturschutz tendiert in waldreichen Gebieten allerdings eher dazu, die noch vorhandenen Offenlandflächen zu erhalten.

6 Weiteres Vorgehen

Nach der ersten Befragung, die eine grobe Abschätzung der Akzeptanz von Landschaftsveränderungen in Erholungsgebieten durch Kurzumtriebsplantagen erlaubt, ist es notwendig, in einem weiteren Schritt die Reaktionen der Bevölkerung auf verschiedene Formen des Dendromasseanbaus in unterschiedlichen Ausmaßen, Verteilungen und räumlichen Kontexten zu untersuchen. Die Meinungen und Interessen von Bürgern und Tourismusstakeholdern werden in Befragungen und Interviews erfasst. Dabei müssen der Bevölkerung potenzielle Landschaftsveränderungen möglichst verständlich und realitätsnah visualisiert werden, da Kurzumtriebsplantagen als neues Element in der Landschaft den meisten Leuten nicht bekannt sind. Dazu werden 3D-Visualisierungen verschiedener Szenarien des Dendromasseanbaus erstellt und in

anschließenden empirischen Befragungen verwendet. Die Visualisierungen sollen auf unterschiedlichen räumlichen Skalenebenen von der Schlagebene bis zu Landschaftseindrücken auf regionaler Ebene erstellt werden.

Die Untersuchungen sind Teil des Verbundprojektes AGROFORNET (‚Nachhaltige Entwicklung ländlicher Regionen durch Vernetzung von Produzenten und Verwertern von Dendromasse für die energetische Nutzung'), das durch das Bundesministerium für Bildung und Forschung in dem Förderschwerpunkt ‚Nachhaltiges Landmanagement' gefördert wird.

7 Literatur

BAUM, C., LEINWEBER, P., WEIH, M., LAMERSDORF, N., DIMITRIOU, I. (2009): Effects of short rotation coppice with willows and poplar on soil ecology. - Landbauforschung vTI Agriculture and Forestry Research 59 (3) 09.2009

BFN (2007): Schutzwürdige Landschaften. Ergebnis des F+E-Vorhabens "Verbreitung und Gefährdung schutzwürdiger Landschaften in Deutschland". - Online verfügbar unter: http://www.bfn.de/0311_schutzw_landsch.html

BLUMENTRATH, S. (2009): Das ästhetische Betriebsinventar. Entwicklung und Erprobung einer EDV-gestützten Methode zur Erfassung und Bewertung der Beiträge landwirtschaftlicher Betriebe zum ästhetischen Wert der Landschaft.

SCHÜPBACH, B., JUNGE, X., BRIEGEL, R., LINDEMANN-MATTHIES, P., WALTER, T. (2009): Ästhetische Bewertung landwirtschaftlicher Kulturen durch die Bevölkerung. - Ettenhausen (ART)

FINCK, P. (1997): Naturschutzfachliche Landschafts-Leitbilder. Rahmenvorstellungen für das Nordwestdeutsche Tiefland aus bundesweiter Sicht. - Münster (Landwirtschaftsverlag) (Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz; 50/1)

FINCK, P. (2002): Naturschutzfachliche Landschafts-Leitbilder. Rahmenvorstellungen für das Nordostdeutsche Tiefland aus bundesweiter Sicht. - Bonn (Bundesamt für Naturschutz) (Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz; 50/2).

FNR (FACHAGENTUR NACHWACHSENDE ROHSTOFFE) (Hrsg.) (2010a): Biokraftstoffe Basisdaten Deutschland. Stand: Juni 2010. Online verfügbar unter: http://www.fnr-server.de/ftp/pdf/literatur/pdf_174-basisdaten_biokraftstoffe_v10.pdf

FNR (2010b): Anbau nachwachsender Rohstoffe in Deutschland. Stand: 2010. Online verfügbar unter: http://www.bio-energie.de/daten-und-fakten

SCHÜTTE, R., 2009: Biogasanlagen haben sich auf die Fruchtfolgen ausgewirkt. – Oldenburg (Landwirtschaftskammer Niedersachsen)

SKODAWESSELY, C. (Hrsg.) (2010): Beratungshandbuch zu Kurzumtriebsplantagen. Entscheidungsgrundlagen zur Etablierung von Kurzumtriebsplantagen in Deutschland. - 1. Aufl. - Dresden.

STECHMESSER, G. (2011): Initiativen mit Weitblick. - http://initiativen-mit-weitblick.de

THRÄN, D., EDEL, M., PFEIFER, J., PONITKA, J., RODE, M., KNISPEL, S., (2011): Identifizierung strategischer Hemmnisse und Entwicklung von Lösungsansätzen zur Reduzierung der Nutzungskonkurrenzen beim weiteren Ausbau der energetischen Biomassenutzung. - Report Nr. 4.

WIEHE, J., VON RUSCHKOWSKI, E., RODE, M., KANNING, H. & VON HAAREN, C. (2009): Auswirkungen des Energiepflanzenanbaus auf die Landschaft- Am Bespiel des Maisanbaus für die Biogasproduktion in Niedersachsen. - Naturschutz und Landschaftsplanung 41: 107-113

Thiemen Boll
Institut für Umweltplanung
Leibniz Universität Hannover
Herrenhäuser Str. 2
D-30419 Hannover
boll@umwelt.uni-hannover.de

Treffpunkt Biologische Vielfalt 11	2012	193 - 196	Hrsg.: Bundesamt für Naturschutz, Bonn

Beschäftigung im Grünen – welche Wirkungsweise der Permakulturgarten auf die Persönlichkeit der dort aktiven Menschen hat

SEBASTIAN BECKER

Schlagwörter: Biodiversität, Lernprozesse, Permakultur, Wissensmanagement, Selbstwirksamkeit, Offenheit, urban-ökologisches Konzept, Kreislaufwirtschaft, Transition Town, Nachhaltigkeit

Zusammenfassung

Die im schulischen und universitären Bereichen etablierten Lernprozesse sind hierarchisch strukturiert und basieren auf dem Rollenverständnis der Beteiligten. Durch die Vermittlung des Lernstoffes von den Lehrenden an die Lernenden besteht ein Austausch nur in eine Richtung („Nürnberger Trichter"). In dem urbanen-ökologischen Projekt „PermaKulturRaum" an der Universität Göttingen sollen Lernprozesse umgestaltet und durch die Prinzipien der Permakultur gelebt werden. Mithilfe des revolutionären Gestaltungsansatzes für zukunftsfähige Lebensräume, sowie weiterer unterschiedlicher Konzepte aus dem gesamten Nachhaltigkeitsset wie Kreislaufwirtschaft durch Terra Preta, wird es möglich werden, selbstständig und in Gemeinschaft einen Weg zu finden, um das Nutzungspotential in urbanen Systemen nachhaltiger im Sinne der Konsistenz zu gestalten.

Einleitung

Seit dem Bericht an den Club of Rome 1972 (MEADOWS et al., 1972) ist es auch in der Gesellschaft und Politik angekommen, dass die Menschen mit der Verwendung der natürlichen Ressourcen im Ungleichgewicht leben. In der Studie „Zukunftsfähiges Deutschland in einer globalisierten Welt" (BUND et al., 2008) ist dieses Verhalten bezogen auf Deutschland weiterhin Thema, weil die grundlegende Veränderung der Deutschen im nachhaltigen Umgang mit der Natur weiterhin aussteht. Es werden mögliche Lösungswege aufgezeigt, wie diese Veränderung herbeigeführt werden kann, z. B. das Aktivieren der zivilgesellschaftlichen Partizipation und die Entwicklung von Verantwortungsbereitschaft. Für die Umsetzung eines nachhaltigen Lebensstils kann das Verständnis vom Konzept des „ökologischen Fußabdrucks" unterstützend und eine mögliche Grundlage für die Initiation nötiger Maßnahmen für den Schutz der Biodiversität sein. Sich in der Natur regelmäßig aufhalten, fördert im Generellen eine Verbundenheit mit ihr (MAYER et al., 2009). Neue Bewegungen von „bottom up" treten in Erscheinung, wie die der „Transition Towns" mit Konzepten aus dem Landschaftsgestaltungsansatz der Permakultur (CONNORS et al., 2010). Die darin thematisierte Beschäftigung mit der Natur und der nachhaltigen Raumnutzung, wie dem eigenen Anbau von Lebensmitteln auf unterschiedlichen Flächen (vertikale Gärten an der Hauswand oder der Solidarischen Landwirtschaft in Kooperation mit regionalen Landwirten), dem Guerilla Gardening auf tristen, urbanen Grünflächen, bis zum Urban Gardening auf gemeinschaftlich bewirtschafteten Flächen (Hochbeete wie „Prinzessinnengärten Berlin" (PRGÄBE, 2011) oder KüGäLi Hannover (KÜGÄLI, 2011)), erlangt immer mehr Anhänger und erfreut sich zunehmender Aufmerksamkeit der Wirtschaft (Tegut mit dem Projekt der „Saisongärten" (TEGUT, 2011); Stiftungsgemeinschaft Anstiftung/Ertomis mit u. a. den

„Interkulturellen Gärten“ (STAE, 2011)). Forschungsthema ist, in wie weit durch die gestalterische Betätigung in der eigenen Umgebung, verbunden mit dem Reflektieren der ökologischen Systeme nach den Permakulturprinzipien, das Bewusstsein für sich selber und seine Umwelt geschärft wird und ob es einen psychologischen Prozess in Gang setzt, der eine nachhaltige Lebensweise fördert.

Einführung zum Projekt „PermaKulturRaum“

Auf mehreren unterschiedlich großen Flächen des universitären Nordgeländes in Göttingen sind Gestaltungsräume für experimentelle Lernprozesse geplant. Es werden bis zu 20 Personen auf einem Standort täglich bis zu 2 h tätig werden, wobei etwa 10 Personen davon direkt auf jedem der 3 Basisareale in Wagen wohnen werden. Für die Teilnahme an dem Projekt ist es für Studierende im Rahmen eines Moduls auch möglich, ECTS Credit Points zu sammeln. Dabei können Studierende aller Fachrichtungen diese Möglichkeit nutzen, wodurch jeweils eine interdisziplinäre Gruppenzusammenstellung ermöglicht wird. Insgesamt ist das Projekt auf 20 Jahre angelegt und legt ein Hauptaugenmerk auf die Permakultur als Gestaltungsansatz zur Planung und Schaffung von naturnahen Systemen zwischen Mensch und Umwelt.

Lernen und Erleben mal anders

Das Konzept des hierarchischen Lernens, wie es derzeit in Bildungseinrichtungen wie Schulen und Universitäten verfolgt wird, ist im Hinblick auf die Gewährleistung des gesellschaftlichen Handelns im Sinne der ökologischen Nachhaltigkeit derzeit nicht befriedigend. Das einfache Reproduzieren von Lehrbuchwissen lässt die Vermutung zu, dass es zu keinem ausreichenden Erfolg führt, um die fortschreitende Zerstörung unseres Lebensraumes abzuwenden, was rascher Verbesserung bedarf. Um eine Kultur der kreativen und verantwortungsvollen Partizipation zu ermöglichen, geht das Projekt „PermaKulturRaum“ einen neuen Weg. Dabei gewinnt das Rollenverständnis der Teilnehmenden eine andere Bedeutung, wodurch ein Wandel des Umgangs mit neu angeeignetem Wissen begünstigt wird. Für diesen Prozess werden bei dem Projekt einige Flächen der universitären Bereiche für das kollektive Arbeiten und Wohnen von der Universität zur Verfügung gestellt. Ziel ist ein partnerschaftliches Lernen, wo Lehrende eine höhere Prozessverantwortung haben. Er sorgt also dafür, dass der Prozess so gestaltet wird, das Lernende sich in das Thema als Person einfinden und somit konstruktiv einbringen können. Durch diese Offenheit empfinden sich alle Beteiligten als gleichberechtigt und können durch ihren individuellen Erfahrungshintergrund eigenes Wissen beisteuern (vgl. Open Space). Es finden nur kollektive Entscheidungen statt, die auf Konsens basieren und basisdemokratisch legitimiert sind. Wichtig ist, dass die allgemeine Kommunikation als offenes System gehandhabt wird. Informationen sollen zu allen gelangen, wodurch kein Herrschaftswissen entsteht, wenn nur einige wenige den ganzen Überblick besitzen. Auf diese Weise erhalten alle Beteiligten die Möglichkeit, sich unter Einbeziehung aller bekannten Informationen bei der Entscheidungsfindung eine eigene Meinung bilden zu können. Demnach basieren die Lernprozesse nicht mehr auf Hierarchie sondern auf Funktionen, die die Teilnehmenden situativ ausfüllen.

Zielsetzung des Projektes „PermaKulturRaum“

Teilnehmende erhalten den nötigen Freiraum, um eigene Ideen auszutesten. Ihre Erfahrungen können sie dann kollektiv zur Verfügung stellen. Das in der Gemeinschaft gesammelte Wissen soll so die eigene Offenheit fördern, wodurch das Konzept ökologischer Fußabdruck erfahrbar wird. Diese Sensibilisierung soll die Möglichkeit bieten, eigenes Denken und Handeln in Richtung Nachhaltigkeit zu verändern. So

wird die Umwelt erlebbarer, sinnhafter und sinnlicher. Es ist also nicht nur der Raum, der die Menschen beeinflusst, sondern die Menschen erkennen, dass sie ihn auch direkt gestalten können.

Erfolgreich wäre diese Entwicklung dann, wenn Studierende z. B. für die Anreise zur nächsten Tagung den Zug anstatt ein Flugzeug nähmen oder anstelle der persönlichen Teilnahme ein Poster oder einen Podcast schickten. Als Nebenerscheinung soll auch der Stellenwert des Geldes im eigenen Leben, oder der eigene Bezug zur Thematik Lebensmittel oder Versorgung im Allgemeinen (z. B. Brennholz, Baustoffe, etc.), reflektiert werden.

Mit den erzielten Erkenntnissen kann weiteres urbanes Gebiet innerhalb Göttingens umgestaltet bzw. genutzt werden und so auf die Situation der Stadt einen positiven Einfluss bewirken. Dabei kann es später auch zu Ausgründungen kommen und sich so verselbständigen. Durch den langen Zeithorizont (20 Jahre) besteht die Möglichkeit für die aktuell Aktiven, Erfahrungen aus dem Ehemaligen-Pool durch die Anfrage an das Alumni-Netzwerk zu nutzen. Durch dieses Netzwerk lässt sich auch verfolgen, in welcher Weise die Teilnahme an dem Projekt Einfluss auf Lebensweg und berufliche Tätigkeit der Ehemaligen ausgeübt hat.

Zielsetzung der Promotionsarbeit

Die Hypothese, dass die Bewusstwerdung von den Kreisläufen in den natürlichen Systemen durch die Permakultur, z. B. die Nutzung der Bioabfälle zur Herstellung von Terra Preta, einen positiven Effekt auf die eigene Einstellung zum Umweltschutz besitzt, soll überprüft werden. Zum Ermitteln der psychologischen Wirkung sollen Fragebögen erstellt, sowie Interviews geführt werden. Wirkt sich die Beschäftigung mit den Gestaltungsansätzen der Permakultur auf die Selbstwirksamkeit und die Offenheit der Teilnehmenden aus? Durch den Einsatz dieser Fragebögen in bestimmten Zeitintervallen soll eine Entwicklung erkennbar gemacht werden, z. B. Berechnung des ökologischen Fußabdrucks vor, während und nach dem Projekt. Auch ist geplant eine Analyse von „Kontrollgruppen“, also von nicht ökologisch aktiven Studierenden, durchzuführen. Des Weiteren ist von Interesse, welche finanziellen Mittel die ehemaligen Aktiven bereit sind, für Projekte im Umweltschutz einzusetzen. Geplant ist zudem, im Laufe der Promotionszeit, ein Semester mit den Studierenden auf einer der bewirtschafteten Fläche zu leben.

Referenzen

MEADOWS, D. et al. (1972): Die Grenzen des Wachstums. Bericht des Club of Rome zur Lage der Menschheit.

BUND et al. (Hrsg.) (2008): Zukunftsfähiges Deutschland in einer globalisierten Welt. Ein Anstoß zur gesellschaftlichen Debatte. - Frankfurt (Fischer-Taschenbuch-Verlag)

CONNORS P., MCDONALD P. (2010): Transitioning communities: community, participation and the Transition Town movement. - Community Development Journal

MAYER, F.S., FRANTZ, C.M., BRUEHLMANN-SENEAL, E. & DOLLIVER, K. (2009): Why Is Nature Beneficial? The Role of Connectedness to Nature. - Environment and Behavior, 41: 607-643

STAE (2011) http://www.anstiften.de, 12.08.2011

PRGÄBE (2011) http://prinzessinnengarten.net, 12.08.2011

KÜGÄLI (2011) http://transitionhannover.jimdo.com, 12.08.2011

TEGUT (2011) http://www.tegut.com, 12.08.2011

Ich danke meinem Betreuer Prof. Peter Schmuck, meiner Betreuerin Prof. Margarete Boos, dem Initiator des PermaKulturRaums Uwe Scheibler und PD Dr. Micha Strack für die freundliche Unterstützung. Ebenso möchte ich allen Beteiligten des Promotionsstudienganges „Biodiversität und Gesellschaft“ an der Universität Göttingen für die Möglichkeit der Promotion danken.

Sebastian Becker
James-Franck-Ring 89a
37077 Göttingen
s.becker@lect.de