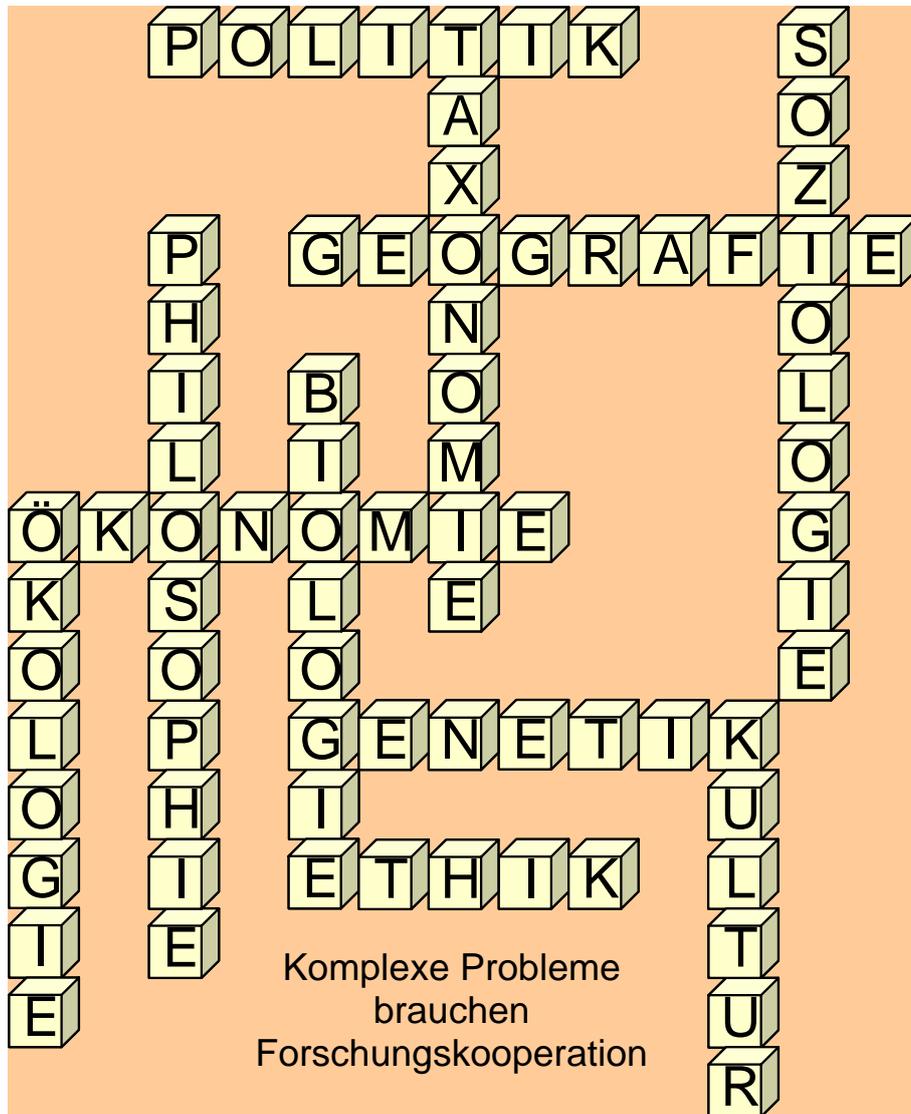


Ute Feit & Horst Korn (Bearb.)

Treffpunkt Biologische Vielfalt X

Interdisziplinärer Forschungsaustausch
im Rahmen des Übereinkommens über die biologische Vielfalt



Treffpunkt Biologische Vielfalt X

Aktuelle Forschung im Rahmen des
Übereinkommens über die biologische Vielfalt
vorgestellt auf einer wissenschaftlichen Expertentagung
an der Internationalen Naturschutzakademie Insel Vilm
vom 16. – 20. August 2010

Bearbeitung:
Ute Feit
Horst Korn



Titelbild: Annette Pahl, Ute Feit

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)

Die BfN-Skripten sind nicht im Buchhandel erhältlich.

Herausgeber: Bundesamt für Naturschutz
Konstantinstr.110
53179 Bonn
Tel.: +49 228/ 8491-0
Fax: +49 228/ 8491-200
URL: <http://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

Bonn – Bad Godesberg 2011

Inhaltsverzeichnis

Vorwort	7
ELISABETH MARQUARD, CARSTEN NEBHÖVER, AXEL PAULSCH, SEBASTIAN TILCH, KATRIN VOHLAND Das Netzwerk-Forum Biodiversität - Science-Policy-Interfaces auf der nationalen, europäischen und internationalen Ebene	9
SINA BREMER Das DAAD-Förderpaket „Qualitätsnetz Biodiversität“	15
Ökosystemare Wechselwirkungen und Dienstleistungen	
THOMAS BUSE, HARTMUT KÖHLER, JULIANE FILSER Klimawandel, Bodenschutz und Artenvielfalt: Wechselwirkungen zwischen Primärproduzenten und Bodentieren	19
MARTIN MAIER, JULIA STAHL Salzwiesen im Spannungsfeld zwischen Küsten- und Naturschutz	27
TANJA ROTTSTOCK, MARKUS FISCHER Pathogene Pilze im Kontext der Beziehung zwischen Biodiversität und Ökosystemfunktionen.....	33
YVONNE HILLER, MANFRED KRÄMER Kleine Tiere, große Bäume: Beziehungsprobleme im Wunderland der Feigen?	39
Agrobiodiversität / ökonomische Anreizmechanismen	
JENNI PONSENS Diversität innerhalb der Art des tropischen Futtergrases <i>Chloris gayana</i>	47
JOCHEN GODT, JOHANNES LANG, KARL KUGELSCHAFTER, CINDY BAIERL, THOMAS VAN ELSSEN, THORSTEN HAASE, JÜRGEN HEB Verbesserung der Lebensraumbedingungen von Offenlandarten in einem nachhaltigen landwirt- schaftlichen Nutzungssystem (Ökolandbau)Projektansatz für einen größeren Landwirtschaftsbetrieb in einer Bördelandschaft.....	53
SEBASTIAN WOLFRUM, NORMAN SIEBRECHT, MAXIMILIAN KAINZ, KURT-JÜRGEN HÜLSBERGEN, FELIX HERZOG BioBio - Indikatoren für Biodiversität in biologischen und extensiven Landwirtschaftssystemen	59
KATHRIN GRAMS „Biodiversitätsschädliche“ Agrarsubventionen – Gemeinsame Agrarpolitik der Europäischen Union zwischen WTO und CBD.....	65
THEA LAUTENSCHLÄGER Bionik - Biodiversität als Ideenquelle für technische Innovationen.....	73
Biodiversität und Klima	
KRISTIAN PETERS, BÄRBEL GEROWITT Auswirkungen des Klimawandels auf stark gefährdete Segetalarten.....	79
ANDREA SCHMEICHEL Importregulierung als Instrument des Biodiversitätsschutzes in Drittländern zur Beschränkung der Auswirkungen heimischer Bioenergieförderung.....	81
STEFANIE NADLER, ANJA JAESCHKE, TORSTEN BITTNER, ANKE JENTSCH, CARL BEIERKUHNLEIN Auswirkungen von Extremereignissen auf die Biodiversität – eine Literaturanalyse.....	87
NINA STIEHR Das Thema „Klimabedingte Veränderungen der Biodiversität“ in der Nationalen Strategie zur biologischen Vielfalt: Akteure und Konfliktfelder, Wissensbestände und Forschungsbedarf	95

LILITH KUCKERO	
Die nationale Umsetzungsstrategie zur CBD – ein Blick von außen	101
IRIS KIEFER	
Anpassung des Naturschutzes an Klimawandel und Landnutzungsänderungen zum Erhalt der einzigartigen biologischen Vielfalt des Dornenwaldes in Südwest-Madagaskar	105
Umweltbildung / Akzeptanzförderung	
KONSTANTIN KLINGENBERG	
Biodiversität in der Schule – Vielfalt, Anpassung und Verhalten von Tieren durch lebende Tiere lernen? Ein Beispiel aus dem Lebensraum Stillgewässer.....	111
In-situ Erhaltung/ gebietsfremde Arten	
INES BRUCHMANN, CARSTEN HOBOHM	
Über Grenzen hinweg: Schutz endemischer Gefäßpflanzen in Europa?	119
THOMAS ZIEGLER	
Primatologische Feldforschung des Deutschen Primatenzentrums	127
RALPH ZANGE	
Leptoglossus occidentalis HEIDEMANN 1910 - Neozoon in Deutschland.....	135
Ex-situ Schutzmaßnahmen	
DANIEL LAUTERBACH, BIRGIT GEMEINHOLZER	
Populationsgenetische Veränderungen von ex-situ Erhaltungskulturen in Botanischen Gärten im Vergleich zu den Wildvorkommen am Beispiel der Pflanzenarten <i>Silene otites</i> (L.) WIBEL und <i>S.</i> <i>chlorantha</i> (WILLD.) ERH.....	139
Biodiversität der Städte	
CHRISTOPH WILLIGALLA, THOMAS FARTMANN	
Einfluss der Bebauung auf die Libellendiversität (Odonata) in Städten	145
Schutzgebiete/ Biotopverbundsysteme	
JANINA KLEEMANN	
Möglichkeiten und Herausforderungen von grenzüberschreitenden Schutzgebieten.....	151
GUNNAR FINKE	
World Heritage Cultural Landscapes and IUCN categorized Protected Areas – Relations and Perspectives	157
BIRGIT SEIFERT, MARKUS FISCHER	
Vernetzung von Habitaten und Akteuren: Untersuchungen zur regionalen Dynamik einer Pflanzen- art als Beitrag zu einem dynamischen, integrativen und transdisziplinären Artenschutz.....	163
Nutzung von genetischen Ressourcen und traditionellem Wissen im Hinblick auf gerechten Vorteilsausgleich	
LEA KÖDER	
Transaktionskosten und Organisationsformen von Bioprospektionsprojekten im Kontext der Konvention über die Biologische Vielfalt	171
EVANSON C. KAMAU	
Common pools of genetic resources – a potential approach in resolving inefficiency and injustice in benefit sharing	177

Nachhaltige Nutzung

ANTONIA SCHNEIDER

Partizipative Wertkettenanalyse von Kardamom in Nordlaos 189

PETER BORCHARDT

Die Auswirkungen des Landnutzungswandels auf die Biodiversität der Hochweiden im südlichen Kirgistan 195

Biodiversität der Wälder

TIM ZIESCHE

Zum ökologischen Gleichgewicht in Eichenwäldern – der Einfluss struktureller Bestandesfaktoren auf die Funktionale Biodiversität 201

Politische Maßnahmen zur Umsetzung der CBD

KATHERINA GRAFL

Die EU als Vorreiter in der CBD? 209

Teilnehmer der Tagung 215

Vorwort

Das Jahr 2010 war für die internationale Biodiversitätspolitik ein besonderes, mit Höhen und Tiefen. Von den Vereinten Nationen ausgerufen und weltweit öffentlichkeitswirksam ausgerichtet als internationales Jahr der biologischen Vielfalt musste die internationale Gemeinschaft im Ergebnis eingestehen, dass sie ihr 2010-Ziel verfehlt hatte: Bis zum Jahr 2010 sollte der anhaltende weltweite Verlust an Ökosystemen, Arten und genetischer Vielfalt signifikant verringert sein - so lautete das 2002 vereinbarte Ziel der 6. Vertragsstaatenkonferenz des Übereinkommens über die biologische Vielfalt, kurz CBD (Convention on Biological Diversity), das von mittlerweile 193 Mitgliedsstaaten und der EU getragen wird.

Als eine Hauptursache für das Verfehlen der 2010-Ziele wird die mangelnde Einbindung von Maßnahmen zur Wiederherstellung, Förderung und Erhaltung der biologischen Vielfalt in die jeweils maßgeblichen Politikbereiche und Sektoren hervorgehoben. Die Diskussion um eine bessere Integration von Aspekten der biologischen Vielfalt bei politischen Entscheidungen zeigt, dass trotz vieler vorhandener Erkenntnisse weitere Forschung zwingend notwendig ist. Die notwendige Veränderung des Umgangs mit der Natur fordert vor allem die Gesellschaftswissenschaften heraus, die Wechselwirkungen zwischen Natur- und Anthroposphäre genauer zu untersuchen und Ansätze für ein umweltpolitisches Handeln zu liefern. Auch die internationale Gemeinschaft hat im Jahr der Biologischen Vielfalt im Rahmen der 65. UN Generalversammlung die existenzielle Notwendigkeit einer verbesserten Biodiversitätsforschung hervorgehoben und beschlossen, ein zwischenstaatliches Gremium für wissenschaftliche Politikberatung zu biologischer Vielfalt und ökosystemaren Dienstleistungen (Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services, IPBES) zu errichten.

Das Bundesamt für Naturschutz (BfN) setzt sich seit Jahren vielfältig für eine Stärkung der Biodiversitätsforschung in Deutschland ein. Auch im internationalen Jahr der Biologischen Vielfalt hatte das BfN wieder 35 Nachwuchswissenschaftlerinnen und Nachwuchswissenschaftler aus den unterschiedlichsten Fachbereichen und Universitäten an seine Außenstelle, der Internationalen Naturschutzakademie Insel Vilm, eingeladen, um eine Auswahl an aktueller Biodiversitätsforschung aus Deutschland vorzustellen. Der vorliegende Tagungsband gibt in Kurzform die in zwölf Themenblöcken präsentierten wissenschaftlichen Beiträge wieder. Die Bandbreite der Themen reicht von ökosystemaren Wechselwirkungen, ökonomischen Anreizmechanismen, Biotopverbundsystemen und Bionik bis hin zur Umweltbildung. Die Zusammenarbeit zwischen unserer Fachbehörde und Universitäten hat sich als eine zukunftsweisende Symbiose herausgestellt: Die Wissenschaftlerinnen und Wissenschaftler nehmen den Forschungsbedarf und die Fragen aus der Praxis wahr und werden so motiviert. Sie erfahren, dass der Mut zu interdisziplinärer und problemorientierter Forschung durch das BfN aktiv gefördert wird. Gleichzeitig gewinnt das Bundesamt einen Überblick über Ergebnisse der aktuellen Biodiversitätsforschung und kann Kontakte zu Wissenschaftlern aufbauen bzw. pflegen.

Mit dem Ende des internationalen Jahres der biologischen Vielfalt 2010 beginnt die UN-Dekade zur biologischen Vielfalt mit neuen Zeithorizonten für die Biodiversitätsziele bis zum Jahr 2020. Damit die Bilanz am Ende der Dekade besser ausfällt als heute, sind enorme Anstrengungen notwendig. Dies erfordert auch einen engen und zügigen Transfer wissenschaftlicher Erkenntnisse in praktisches Handeln. Unsere

internationale Naturschutzakademie Insel Vilm kann mit diesem interdisziplinären Austausch von Wissenschaftlern untereinander und der Praxis einen wichtigen Baustein zu diesen Anstrengungen beitragen.

Prof. Dr. Beate Jessel

Präsidentin des Bundesamtes für Naturschutz

Treffpunkt Biologische Vielfalt 10	2011	9-14	Hrsg.: Bundesamt für Naturschutz, Bonn
------------------------------------	------	------	--

Das Netzwerk-Forum zur Biodiversitätsforschung Deutschland – Science-Policy-Interfaces auf der nationalen, europäischen und internationalen Ebene

ELISABETH MARQUARD, CARSTEN NEBHÖVER, AXEL PAULSCH, SEBASTIAN TILCH, KATRIN VOHLAND

Schlagwörter: Biodiversität, Forschung, Politikberatung, Vernetzung, Interdisziplinarität

1 Einleitung

Das Erreichen der Ziele der CBD – die Erhaltung der biologischen Vielfalt, deren nachhaltige Nutzung sowie die gerechte Aufteilung der aus der Nutzung entstehenden Vorteile – erfordert eine umsetzungsorientierte Forschung, die neben ökologischen Wechselwirkungen auch die ökonomischen, sozialen und kulturellen Dimensionen des Verlusts der Biodiversität untersucht (BFN 2008). In diesem Sinne verstandene Biodiversitätsforschung ist sehr komplex, aber auch höchst relevant für die Lösung drängender Probleme. Damit die Biodiversitätsforschung die Aufgabe erfüllen kann, politikrelevantes Wissen zu generieren, und dieses auch als solches wahrgenommen und in Entscheidungsprozessen berücksichtigt wird, bedarf es eines Instruments, das sich speziell der Förderung des Dialogs innerhalb der Wissenschaft sowie zwischen Forschung, Politik und Öffentlichkeit widmet (NEBHÖVER 2005). Als ein solches Instrument der Forschungsvernetzung, Politikberatung und Öffentlichkeitsarbeit wurde im Jahr 2009 – in Ergänzung zu bereits bestehenden Strukturen – das Projekt „Netzwerk-Forum zur Biodiversitätsforschung Deutschland“ (NeFo, www.biodiversity.de) ins Leben gerufen. Mit Unterstützung vom Bundesministerium für Bildung und Forschung (BMBF) wird dieses Projekt im Rahmen von Diversitas Deutschland e.V. maßgeblich durch das Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung – UFZ in Leipzig, das Museum für Naturkunde Berlin sowie die Universität Potsdam durchgeführt.

2 NeFo: Eine deutsche Biodiversitätsplattform

Entsprechend seiner drei primären Aufgaben Vernetzung, Politikberatung und Öffentlichkeitsarbeit richtet sich NeFo insbesondere an die folgenden Zielgruppen: 1. Forscherinnen und Forscher, 2. Akteure aus Politik und Praxis, 3. Medien und Öffentlichkeit.

Innerhalb von NeFo lassen sich zwei Arbeitsbereiche unterscheiden (Abb. 1):

Die eher wissenschaftsinternen Aktivitäten, die eine bessere Kooperation und Koordination zwischen verschiedenen biodiversitätsbezogenen Forschungsdisziplinen und die Einbeziehung gesellschaftlich relevanter Fragestellungen in die wissenschaftliche Arbeit zum Ziel haben, werden vom **Netzwerk** abgedeckt. Das **Forum** widmet sich hingegen der Förderung des Dialogs zwischen Wissenschaft und Politik und der Wahrnehmung der Biodiversitätsforschung in der Öffentlichkeit.

Ein vorrangiges Ziel während der laufenden Pilotphase von NeFo ist es, in einem offenen und transparenten Prozess einen möglichst großen Kreis von Wissenschaftlerinnen und Wissenschaftlern von den NeFo-Aktivitäten in Kenntnis zu setzen bzw. sie für ein gewisses Engagement zu Gunsten der Ziele von NeFo (und der deutschen Biodiversitätsforschung) zu motivieren. Denn nur, wenn die Notwendigkeit für eine

entsprechende Struktur seitens der Wissenschaft anerkannt wird und diese breite Unterstützung findet, kann es gelingen, eine Biodiversitätsplattform in Deutschland dauerhaft zu etablieren.

Eines der wichtigsten Werkzeuge für die Arbeit von NeFo ist das Internetportal www.biodiversity.de. Hier finden sich allgemeine Informationen über Biodiversität, Biodiversitätsforschung und über die Ziele von NeFo. Speziell aufbereitete Hintergrundinformationen zu bestimmten Themen, aktuelle Meldungen, Hinweise auf Veranstaltungen sowie Literaturtipps sind auf die Interessen der drei Zielgruppen Forschung, Politik & Praxis sowie Medien zugeschnitten.

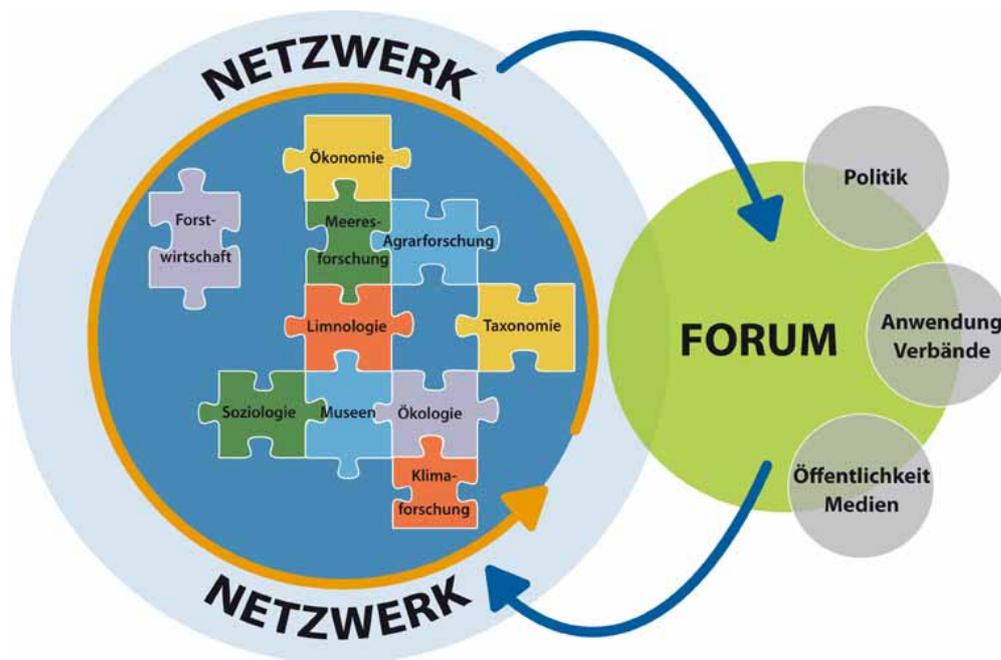


Abb. 1: Die zwei Teilbereiche des Projekts „Netzwerk-Forum zur Biodiversitätsforschung Deutschland“

2.1 Netzwerk

Durch eine stärkere Vernetzung von Einzelpersonen, Projekten und Institutionen der unterschiedlichen Bereiche und Disziplinen der Biodiversitätsforschung soll die Identifikation von gemeinsamen Zielen und Synergien sowie die interdisziplinäre Zusammenarbeit gefördert werden. Mittelfristig wird hierdurch eine positive Wirkung auf die Entwicklung der Biodiversitätsforschung in Deutschland sowie auf ihre internationale Wahrnehmung und Einbindung erwartet.

Zu den konkreten Aktivitäten des Netzwerks zählen unter anderem:

- a. Die Schaffung einer Übersicht und eines Informationsangebots über die Biodiversitätsforschung in Deutschland (einschließlich der Ausbildungssituation für Nachwuchswissenschaftler) zur Förderung der Entstehung neuer Forschungsk Kooperationen und Erleichterung der Erschließung bereits vorhandenen Wissens durch Politik und Praxis
- b. Die Durchführung von thematischen Workshops zu politikrelevanten biodiversitätsbezogenen Entwicklungen zur Förderung der interdisziplinären Zusammenarbeit, der Erleichterung des Informations-, Daten- und Methodenaustauschs sowie der Formulierung von gemeinsamen Überblickspapieren oder Stellungnahmen

- c. Die Kommunikation von aktuellen Entwicklungen in der europäischen und internationalen Forschungsförderung zur Förderung der Einbindung deutscher Forscherinnen und Forscher in europäische und internationale Programme oder Studien und zur Unterstützung einer entsprechenden Strategieentwicklung
- d. Die Einladung der Fachgesellschaften zu gemeinsamen Workshops zur Förderung ihrer Einbindung in die NeFo-Arbeit und zur Klärung der perspektivischen Weiterentwicklung von NeFo
- e. Die Weiterentwicklung und Pflege der Internetseiten als Informationsportal und zur Verbesserung der Sichtbarkeit der deutschen Biodiversitätsforschung

2.2 Forum

Durch die Förderung des Dialogs zwischen Wissenschaft und Politik sollen Ergebnisse und Anliegen der Biodiversitätsforschung schneller und direkter an Entscheidungsträger vermittelt, eine Beteiligung der Forschung an politischen Prozessen verstärkt und Ansprüche der Politik an die Wissenschaft besser in die Forschung hinein kommuniziert werden. Durch eine gezielte, an aktuell politisch relevanten Themen ausgerichtete Presse- und Öffentlichkeitsarbeit soll die öffentliche Wahrnehmung und mittelfristig auch die gesellschaftliche Wertschätzung der Biodiversitätsforschung erhöht werden.

Zu den konkreten Aktivitäten des Forums zählen unter anderem:

- a. Persönliche Entgegennahme und Bearbeitung bzw. Weiterleitung von konkreten Anfragen z. B. von Behörden oder Fachinstitutionen sowie die proaktive Bereitstellung von entsprechend aufgearbeiteten Forschungsergebnissen, Faktenblättern oder Stellungnahmen zur Beschleunigung des Informationsflusses zwischen Wissenschaft und Politik
- b. Bereitstellung von Informationen über die europäische und internationale Forschungs- und Biodiversitätspolitik, um deutsche Wissenschaftlerinnen und Wissenschaftler für die entsprechenden politischen Prozesse zu sensibilisieren und sie zu motivieren, ihre Expertise in nationale, europäische oder internationale Beratungen einzubringen
- c. Regelmäßige Erstellung eines Newsletters in zwei spezifisch zugeschnittenen Versionen (für die Forschung bzw. für Politik und Anwendung) zur effektiven Vermittlung von biodiversitätsbezogenen Meldungen
- d. Aufarbeitung ausgewählter Themen der Biodiversitätsforschung für die Medien zur Förderung der entsprechenden Berichterstattung und öffentlichen Wahrnehmung der Biodiversitätsforschung
- e. Durchführung eines Strategieworkshops mit Medienvertretern und Kommunikationswissenschaftlern, um ein Konzept für eine effektivere Vermittlung der Inhalte und Anliegen der Biodiversitätsforschung an die Öffentlichkeit zu entwerfen
- f. Die Weiterentwicklung und Pflege der Internetseiten als Informationsportal für Politik und Medien sowie für an politischen Entwicklungen interessierte Forscherinnen und Forscher

2.3 Beteiligungsmöglichkeiten

NeFo ist grundsätzlich auf die inhaltliche Zusammenarbeit mit Wissenschaftlerinnen und Wissenschaftlern angewiesen. Es besteht z. B. fortlaufend Bedarf an Expertinnen und Experten, die sich bereit erklären, von NeFo entworfene Texte zu kommentieren und weiterzuentwickeln oder als Referentinnen und Referenten für Veranstaltungen bzw. als Interviewpartner für die Presse zur Verfügung zu stehen. Auch

ist die Übermittlung von Aufsehen erregenden Forschungsergebnissen insbesondere für die Presse- und Öffentlichkeitsarbeit von NeFo von großer Bedeutung.

Zudem organisiert oder unterstützt NeFo die Durchführung von ein- bis zweitägigen Veranstaltungen, die der interdisziplinären Zusammenarbeit und der Entwicklung von Positionen zu aktuellen gesellschaftsrelevanten Fragestellungen der Biodiversitätsforschung dienen sollen. In diesen thematischen Workshops erarbeiten die Teilnehmerinnen und Teilnehmer ein gemeinsames Produkt (z. B. ein Bericht oder Thesepapier), das an die entsprechenden Zielgruppen geleitet und ggf. publiziert wird. Um finanzielle oder organisatorische Unterstützung für die Durchführung derartiger Workshops können sich – insbesondere auch junge – Wissenschaftlerinnen und Wissenschaftler mit relativ geringem Aufwand bewerben (nähere Informationen zu dieser Ausschreibung finden sich unter www.biodiversity.de).

Durch die Bereitschaft, sich und die eigenen Forschungsaktivitäten auf der NeFo-Webseite zu präsentieren, unterstützen Wissenschaftlerinnen und Wissenschaftler das Ziel von NeFo, der Biodiversitätsforschung in Deutschland ein Gesicht zu geben, und ihr Identifikationspotential zu erhöhen. Letztlich ist auch schlicht die Multiplikation der hier präsentierten Projekt-Information und die Bewerbung der Webseite www.biodiversity.de durch möglichst viele Wissenschaftlerinnen und Wissenschaftler für den Erfolg von NeFo entscheidend.

Direkt involviert in inhaltliche und strategische Entscheidungen sind alle Mitglieder des Beirats von Diversitas Deutschland e.V., dem NeFo regelmäßig über durchgeführte und geplante Arbeiten Bericht erstattet. Die Mitgliedschaft im Verein Diversitas Deutschland e.V. (www.diversitas-deutschland.de) steht allen natürlichen Personen offen, die an biodiversitätsbezogenen Forschungsaktivitäten beteiligt sind; der Beirat wird durch die Mitglieder gewählt.

Von einem Engagement, das der NeFo-Arbeit dienlich ist, profitieren Wissenschaftlerinnen und Wissenschaftler auf vielfältige Weise. Zunächst ist zu nennen, dass eine Beteiligung an NeFo-Aktivitäten in der Regel das Potential hat, den eigenen Horizont zu erweitern, das persönliche Netzwerk auszubauen und den Bekanntheitsgrad der eigenen Person und der eigenen Forschung in der wissenschaftlichen Community zu erhöhen. Hieraus können wiederum Perspektiven für neue Forschungskooperationen entstehen. Ferner spielt die Mitarbeit im Wissenschafts-Politik-Schnittstellenbereich auch bei Evaluation von Forschungsprojekten eine zunehmende Rolle.

Schließlich ist als entscheidender Nutzen eines Engagements zu Gunsten NeFos die positive Wirkung zu nennen, das dieses hinsichtlich der Biodiversitätsforschung in Deutschland insgesamt erwarten lässt. Hat NeFo bezüglich seines primären Ziels Erfolg, die deutsche Biodiversitätsforschung zu stärken und ihren Einfluss auf die Politik zu erhöhen, wäre dies zum Nutzen auch jedes einzelnen Biodiversitätsforschenden.

3 Science-Policy-Schnittstelle auf europäischer Ebene

Im Jahr 1999 wurde die Europäische Biodiversitätsplattform EPBRS (European Platform for Biodiversity Research Strategy, www.epbrs.org) gegründet. In dieser wird jedes EU-Mitgliedsland durch einen Vertreter der nationalen Politik und einen Vertreter der nationalen Wissenschaft repräsentiert. EPBRS erarbeitet Empfehlungen für europäische Forschungsprogramme und wirkt auf die Berücksichtigung von Forschungsergebnissen in Biodiversitätspolitik hin. Zielsetzungen in der von EPBRS entwickelten Europäischen Biodiversitäts-Forschungsstrategie sind die langfristige Erhaltung der biologischen Vielfalt auf

allen Komplexitätsstufen, die langfristige Sicherstellung der Ökosystemdienstleistungen, die Anpassung an den globalen Wandel, die Verbindung der Biodiversitätsforschung mit der Bekämpfung anderer globaler Krisen und die Entwicklung neuer Technologien und Produkte (EPBRS 2010).

Unterstützt von EPBRS oder auch unabhängig von dieser europäischen Struktur haben sich in den vergangenen 10-15 Jahren in vielen europäischen Ländern nationale Biodiversitätsplattformen gegründet. Mit jeweils unterschiedlichen Organisationsformen und Schwerpunktsetzungen verfolgen sie das ihnen gemeinsame Ziel, politikrelevante Informationen aus der Biodiversitätsforschung in den Politikprozess einzuspeisen und Biodiversitäts-Forschungsstrategien zu entwickeln. EPBRS ist bestrebt, die Aktivitäten der nationalen Plattformen zu integrieren (NEBHÖVER et al. 2008).

Mit NeFo vergleichbare Biodiversitätsplattformen existieren in der Schweiz, in Frankreich und in Belgien, in geringerem Umfang auch in Österreich. Insbesondere die schweizerische und die belgische Initiative haben den Entstehungsprozess von NeFo inspiriert.

4 Science-Policy-Schnittstelle auf internationaler Ebene

Wissenschaftliche Erkenntnisse aus der Biodiversitätsforschung finden bislang nur unzureichend Eingang in politische und wirtschaftliche Entscheidungen. Auf internationaler Ebene kann das wissenschaftliche Beratungsgremium der CBD (SBSTTA) seiner eigentlichen Funktion nicht gerecht werden, da es in erster Linie für die politischen Vorverhandlungen von Beschlussempfehlungen genutzt wird. Aus diesen Gründen wurde bereits seit mehreren Jahren die Einberufung eines neuen internationalen wissenschaftlichen Politikberatungsgremiums gefordert. Nach einem längeren Abstimmungsprozess hat sich die Staatengemeinschaft inzwischen darauf verständigt, im September 2010 die Gründung eines zwischenstaatlichen Gremiums für Biodiversitätsfragen (Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services, IPBES, www.ipbes.net) durch die UN-Vollversammlung zu beschließen. Vorbild für diesen „Weltbiodiversitätsrat“ ist der IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change), sein Mandat sowie seine konkrete Arbeitsweise sind aber weiterhin Gegenstand von Verhandlungen. Die wissenschaftliche Community in Deutschland ist aufgerufen, zu dieser Entwicklung Stellung zu beziehen. NeFo unterstützt den nationalen Abstimmungsprozess bezüglich der Gründung von IPBES und berät die zuständigen Bundesministerien während des Gründungsprozesses.

5 Zusammenfassung

NeFo ist ein Projekt im Rahmen von Diversitas Deutschland e.V., das die Vernetzung der biodiversitätsbezogenen Forschungsdisziplinen, eine verbesserte Kooperation bzw. Kommunikation zwischen Wissenschaft und Politik sowie die stärkere Wahrnehmung der Biodiversitätsproblematik bzw. -forschung durch die Öffentlichkeit zum Ziel hat. In einem offenen und transparenten Prozess wird die Einbindung möglichst vieler Akteure aus Wissenschaft und Politik angestrebt. Die zwei NeFo-Teilbereiche Netzwerk und Forum bieten Wissenschaftlerinnen und Wissenschaftler zahlreiche Möglichkeiten die NeFo-Arbeit zu unterstützen und von dieser zu profitieren.

Mit NeFo vergleichbare Initiativen existieren in wenigen anderen europäischen Ländern. Die europäische Biodiversitätsplattform EPBRS hat zum Ziel, die Aktivitäten der nationalen Biodiversitätsplattformen zu integrieren und sowohl die europäische als auch die nationalen Biodiversitäts- und Forschungspolitiken

zu beeinflussen. Auf internationaler Ebene wird gegenwärtig die Einberufung eines „Weltbiodiversitätsrats“ abgestimmt. Dieser Prozess wird von NeFo aktiv begleitet.

6 Literatur

BFN (2008): Vilmers Handlungsempfehlungen zur Förderung einer umsetzungsorientierten Biodiversitätsforschung in Deutschland. - Bonn (Bundesamt für Naturschutz). (BfN - Skripten 223)

EPBRS (2010): European Biodiversity Research Strategy 2010-2020. Adopted by EPBRS at its meeting in Palma de Mallorca, 13 - 15 April 2010. Version 1. -

NEBHÖVER, C. (2005): Nutzung des Diversitätswissens - hin zu einer Plattform zur Biodiversitätsforschung in Deutschland. - In: KORN, H. & U. FEIT (eds): Treffpunkt Biologische Vielfalt VI. - BfN - Skripten 164: 245-250

NEBHÖVER, C.; MÜSSNER, R.; HENLE, K. & I. SOUSA PINTO (2008): Linking biodiversity research and policy in Europe. - *Ambio* 37.

Treffpunkt Biologische Vielfalt 10	2011	15-17	Hrsg.: Bundesamt für Naturschutz, Bonn
------------------------------------	------	-------	--

Das DAAD-Maßnahmenpaket „Qualitätsnetz Biodiversität“

SINA BREMER

Schlagwörter: Hochschule, Kooperation, Entwicklungszusammenarbeit, Netzwerk, Biologische Vielfalt, Alumni, Förderung, Fortbildung, Akademische Ausbildung, Lehre und Forschung, Beratung

Die Lösung globaler Probleme und die Erreichung der Millenniumentwicklungsziele sind nur gemeinschaftlich und in Kooperation mit Partnern aus den Entwicklungsländern möglich. Dabei spielt die Aus- und Weiterbildung von qualifiziertem wissenschaftlichem Nachwuchs im Überschneidungsbereich von Naturschutz und Entwicklungshilfe eine besonders wichtige Rolle.

Das DAAD-Maßnahmenpaket zur Biodiversität wird seit dem Jahr 2009 angeboten und zielt auf die Stärkung internationaler wissenschaftlicher Hochschulpartnerschaften, sowie die Umsetzung von Experten-seminaren und Sommerschulen für Alumni aus dem Bereich der Biodiversität ab. Gefördert werden Hochschulkooperationen mit Entwicklungsländern und die Aus- und Fortbildung von Führungspersönlichkeiten aus Entwicklungsländern in Afrika, Asien und Lateinamerika.

Mit den Maßnahmen, die aus Mitteln des Bundesministeriums für wirtschaftliche Zusammenarbeit und Entwicklung (BMZ) finanziert werden, soll es den deutschen Hochschulen ermöglicht werden, auf den verschiedenen akademischen Niveaus der Wissenschaftler, der Graduierten und der Studierenden gezielt die Fragen der Biodiversität aufzugreifen, die direkt von der Entwicklung in den Partnerländern betroffen sind und die ihrerseits selbst einen unmittelbaren Einfluss auf die Entwicklung dieser Länder haben.

Im Mittelpunkt des Maßnahmenpakets „Qualitätsnetz Biodiversität“ stehen Hochschulkooperationen oder Fortbildungsveranstaltungen, welche das Thema Biodiversität in Forschung und Lehre, Dienstleistung, Technologietransfer und Management der Hochschulen verankern oder verbessern und/oder den Forschungstransfer und wissenschaftlichen Dialog anregen und intensivieren.

Mit den Maßnahmen zum Management und Erhalt der biologischen Vielfalt werden die deutschen Hochschulen gefördert, um

- die Entwicklungsländer beim Erhalt, der nachhaltigen Nutzung der biologischen Vielfalt und der ausgewogenen sowie gerechten Aufteilung der Vorteile, die sich aus der Nutzung genetischer Ressourcen ergeben, zu unterstützen;
- den fachlichen wissenschaftlichen Austausch zum Thema Biodiversität unter den Alumni deutscher Hochschulen, sowie den Aufbau und die Vertiefung fachlicher Netzwerke in den Entwicklungsländern zu fördern;
- autochthon vorhandenes Wissen zu Biodiversität in den Entwicklungsländern zu bewahren, anwendungsbezogen aufzubereiten und neue Erkenntnisse gemeinsam zu generieren.

Die Vorhaben sollen auf die Themen Management, Schutz und Erhalt der Biodiversität, Ökosystemare Dienstleistungen, Eco-Labeling, Natur- und Umweltbildung, Erfassung und Bewertung von Biodiversität, Inwertsetzung von Biodiversität und gerechter Vorteilsausgleich, Biologische Sicherheit, Wissens-

transfer, sowie Umwelt- und Planungsrecht fokussieren. Die Entwicklung von Master- oder Doktorandenprogrammen, welche zum Management und Erhalt von Biodiversität in den Entwicklungsländern beitragen können, kann ebenfalls gefördert werden.

Antragsberechtigt sind deutsche Hochschulen auf Instituts- oder Fachbereichsebene und Alumnivereine in Zusammenarbeit mit deutschen Hochschulen. Unter der Federführung einer deutschen Hochschule können auch Konsortialanträge gestellt werden.

Das Maßnahmenpaket „Qualitätsnetz Biodiversität“, welches ein derzeitiges jährliches Gesamtvolumen von 400.000 Euro aufweist, enthält 4 Module, die miteinander kombiniert werden können:

- Modul 1: Fact-Finding-Missions (Anbahnungsreisen für künftige Hochschulkooperationen);
- Modul 2: Fachbezogene Partnerschaft mit Hochschulen in Entwicklungsländern;
- Modul 3: Alumni-Fortbildungsveranstaltungen im Entwicklungsland oder an deutschen Hochschulen;
- Modul 4: Beraterprogramm (Kurzeiteinsätze deutscher Hochschullehrer oder Emeriti zur Beratung ausländischer Hochschulen).

Die Förderdauer ist für die einzelnen Module unterschiedlich und kann max. vier Kalenderjahre (im Modul 2) betragen.

So fördert der DAAD durch das Maßnahmenpaket „Qualitätsnetz Biodiversität“ beispielsweise den Aufbau von Zentren für das Schutzgebietsmanagement an vietnamesischen Universitäten. Bei dieser Partnerschaft zwischen einer deutschen und zwei vietnamesischen Hochschulen wird die Lehre und Forschung in Vietnam zu einem biodiversitätsrelevanten Thema verbessert und verschafft gleichzeitig der deutschen Hochschule Zugang zu besonderem fachlichen Wissen. Fragen der Einrichtung und des Managements von Schutzgebieten, der Akzeptanzbildung und der Inwertsetzung von Biodiversität stehen im Mittelpunkt der Partnerschaft. In den gemeinsam einzurichtenden Lernzentren werden nicht nur vietnamesische Studierende, Wissenschaftler sowie Lehrende entsprechend ausgebildet und trainiert, sie dienen auch der Fortbildung von Multiplikatoren aus Schutzgebieten und regionalen Verwaltungsstellen. Jedem Lernzentrum ist ein Schutzgebiet vor Ort zugeordnet, um den Praxisbezug sicher zu stellen. Durch eine virtuelle Lernplattform werden der Austausch, die Netzworkebildung, der Wissenstransfer und die beständige Weiterbildung sichergestellt. Zugleich sensibilisiert die Partnerschaftsarbeit deutsche Akteure für den Umgang mit den Problemen der Entwicklungsländer.

Ein weiteres Beispiel für ein laufendes Vorhaben, welches durch das DAAD-Maßnahmenpaket unterstützt wird, ist die Verbesserung der universitären Ausbildung in Äthiopien. In Anknüpfung an den Ausbau des äthiopischen Hochschulsystems unterstützt der DAAD den Aufbau des interdisziplinären und anwendungsbezogenen Doktoranden-Studiengangs „Umweltplanung & Erhalt der Biodiversität“. Der Bedarf an hochqualifizierten Fach- und Führungskräften im Bereich Umweltplanung mit einem Biodiversitäts-Fokus ist in Äthiopien vor dem Hintergrund des anhaltenden Bevölkerungswachstums, des zunehmenden Flächenverbrauchs, der Übernutzung der natürlichen Ressourcen und des damit einhergehenden Verlustes an biologischer Vielfalt als sehr hoch einzustufen. In Zusammenarbeit mit zwei deutschen Universitäten, die beide langjährige Expertise in der international ausgerichteten Doktorandenausbildung haben, soll die Universität Addis Abeba in die Lage versetzt werden, mit den Instrumenten der Umweltplanung Lösungen für bestehende Probleme im Naturschutz und der nachhaltigen Landnutzung zu entwickeln und zu implementieren. Die Entwicklung des Curriculums zum Doktorandenstudiengang sowie die

Durchführung einer 3-jährigen Pilot- und Evaluierungsphase sind als Anschubleistung zu sehen, in deren Folge das deutsch-äthiopische Forschungsnetzwerk und der wissenschaftliche Dialog zu Themen der biologischen Vielfalt weiter ausgebaut werden.

Die Auswahl der zu fördernden Vorhaben wird von einer Auswahlkommission getroffen, die sich aus Fachwissenschaftlern und Hochschulexperten mit besonderen Erfahrungen in der Zusammenarbeit mit Entwicklungsländern zusammensetzt.

Bei der Auswahl spielen die folgenden Kriterien eine Rolle:

- die akademische Qualität des Vorhabens, wobei die fachliche Zusammenarbeit in Lehre, Forschung, Dienstleistung und Management im Vordergrund steht;
- die entwicklungspolitische Relevanz des Vorhabens;
- die erfolgreiche systematische Vernetzung mit weiteren Hochschulen oder anderen Stakeholdern in den Entwicklungsländern;
- das Potential des Vorhabens, einen Beitrag zu einer nachhaltigen strukturellen Verbesserung im Bereich Biodiversität in den Partnerländern bzw. zum Institutionenaufbau im Partnerland zu leisten;
- besonders förderungswürdig sind einander ergänzende Vorhaben, die zu einer dauerhaften institutionellen Verbindung führen, z. B. die Einrichtung gemeinsamer Fortbildungsmaßnahmen, die abschnittsweise an den Partnerhochschulen durchgeführt werden, oder die gemeinsame Entwicklung neuer Formen des Lehrens und Lernens;
- eine mögliche Förderung muss durch Eigenleistungen der deutschen Hochschule, weitere Landes- und Drittmittel sowie finanzielle oder geldwerte Leistungen der Partnerhochschule im Entwicklungsland flankiert werden.

Zusätzlich zu den bisher beschriebenen Modulen, die im Rahmen des Maßnahmenpakets „Qualitätsnetz Biodiversität“ angeboten werden, werden sogenannte Alumni-Sonderprojekte zum Thema Biodiversität durchgeführt. Mit den Alumni-Sonderprojekten unterstützt der DAAD in Deutschland ausgebildete Experten mit Fortbildungen, und gibt ihnen Gelegenheiten, mit deutschen Wissenschafts- und Wirtschaftvertretern in Kontakt zu kommen. Alumni-Sonderprojekte zeichnen sich durch eine kombinierte Projektstruktur aus: die Alumni erhalten zunächst eine einwöchige Fortbildung durch eine deutsche Hochschule. Anschließend besuchen sie eine Fachmesse oder internationale wissenschaftliche Konferenz, um sich auf den neuesten Stand der Entwicklung zu bringen und Kontakte mit den Ausstellern oder Wissenschaftlern zu realisieren. So wurden im Kontext des „Tropentags 2009“ in Hamburg drei Sommerschulen mit 80 Alumni in Kooperation mit den Universitäten Hohenheim, Kassel und Göttingen durchgeführt.

Weitere Informationen zum DAAD-Maßnahmenpaket „Qualitätsnetz Biodiversität“ gibt es im Internet unter der folgenden Adresse:

www.daad.de/biodiversitaet

Treffpunkt Biologische Vielfalt 10	2011	19-25	Hrsg.: Bundesamt für Naturschutz, Bonn
------------------------------------	------	-------	--

Klimawandel, Bodenschutz und Artenvielfalt: Wechselwirkungen zwischen Primärproduzenten und Bodentieren

THOMAS BUSE, HARTMUT KOEHLER, JULIANE FILSER

Schlagwörter: biogener Erosionsschutz, Lebendverbau, Bodenalgeln, Collembolen, Trockenstress, Interaktion

1 Einleitung

Um den immer größer werdenden Herausforderungen des Klimawandels, wie dem Rückgang der Artenvielfalt und der zunehmenden Gefahr der Desertifikation gerecht zu werden, muss dem Boden als Ökosystem mehr Beachtung geschenkt werden. Hierfür ist es notwendig die komplexen Wirkungsbeziehungen der Bodenorganismen besser zu verstehen und den daraus resultierenden ökosystemaren Dienstleistungen auf lokaler und globaler Ebene mehr Wertschätzung entgegen zu bringen.

Neben dem Streuabbau und der Remobilisierung von Nährstoffen sind Bodenorganismen maßgeblich an der Strukturentwicklung von Böden und an stabilisierenden Prozessen beteiligt. Beobachtungen zur Bildung von Aggregatstrukturen zeigen (FORSTER 1979; FORSTER & NICOLSON 1981), dass Mikroorganismen wie Pilze und Bodenalgeln durch ein Verkleben und Verweben der Sandkörner (→ Lebendverbau) für die biogene Gefügestabilität mitverantwortlich sind (KOEHLER & WEIDEMANN 1995; KOEHLER et al. 2007).

Da stabile Aggregate den Abtrag durch Wasser oder Wind erschweren, tragen diese zur Reduzierung der Bodenerosion bei (VESTE et al. 2001; FISCHER et al. 2010). Geringe Aggregatstabilität kann dagegen die Bodenerosion verstärken (EMADODIN et al. 2009).

Eine ebenfalls bedeutende Rolle für die biogene Gefügestabilisierung sind der Mikro- und Mesofauna zu zuweisen. Als Beweider von Algen, Bakterien und Pilzen wirken sie regulierend auf das Wachstum der Mikroorganismen und tragen zu deren Verbreitung bei. Außerdem dienen sie anderen Bodentieren als Nahrungsgrundlage (→ Nahrungsnetze). Weiterhin weisen WEIDEMANN & KOEHLER (1995) in ihrem konzeptionellen Modell darauf hin, dass die von ihnen so bezeichnete „biogene Sandstabilisierung“ aufgrund der Beteiligung der gesamten Biozönose daran als ein ökosystemarer Prozess aufzufassen ist. Für diese ökosystemare Dienstleistung ist die Diversität der Bodentiere von außerordentlicher Bedeutung (WOLTERS 1991; EKSCHMITT & GRIFFITHS 1998). Allerdings ist über die komplexen Interaktionen zwischen Bodenorganismen bisher nur wenig bekannt.

Den hier vorgestellten Untersuchungen liegt ein ökosystemarer Ansatz zugrunde, mit dessen Hilfe einzelne Teilsysteme und Kompartimente für die Gesamtleistung des Bodens erkannt werden soll. Hierbei soll das Wechselwirken von Springschwänze (Collembolen) als beispielhaften Vertretern der Bodenmesofauna mit Bodenalgeln besonders berücksichtigt werden. Trockenheit als wesentlicher Aspekt der Klimaveränderung geht in diese Untersuchungen mit ein. So wurden Laborexperimente unter modifizierten Trockenregimes durchgeführt. Der inhaltliche Schwerpunkt dieser Arbeit zielt auf folgende Fragen ab:

- 1a) Wie wirken sich Algen im Vergleich zu Pilzen auf das Wachstum und Reproduktion von Collembolen aus?
- 1b) Effekt von Trockenheit auf 1a?
- 2a) Wie beeinflussen Collembolen, das Wachstum und die Verbreitung von Algen und dadurch die biogene Gefügestabilisierung?
- 2b) Effekt von Trockenheit auf 2a?

Das Forschungsvorhaben ist als Grundlagenforschung für den ReviTec[®]-Ansatz anzusehen, für den die Diversität des Bodenlebens im Kontext des Aufbaus der ökosystemaren Dienstleistungen zur Bekämpfung von Bodendegradation und Desertifikation zentrale Bedeutung hat. ReviTec[®] ist ein modularer Ansatz für *Soil & Water Conservation* in Übereinstimmung mit dem *Ecosystem Approach* der UNCBD (www.revitec.de).

2 Methoden

Um das Wachstum und die Reproduktion der Collembolenart *Folsomia candida* in Abhängigkeit vom Nahrungstyp zu untersuchen, wurden in Laborexperimenten Juvenilstadien dieser Art mit dem Pilz *Alternaria alternata* und der Grünalge *Chlorella angustelloidoides* für sechs Wochen gefüttert.

Als Versuchsgefäße dienten durchsichtige Kunststoff-Runddosen mit einem Durchmesser von 5 cm und einer Höhe von 3 cm. Der Boden der Dosen war ca. 0,8 cm mit Aktivkohle–Gips–Gemisch ausgegossen. Zur Einstellung einer feuchten Umgebung für die Collembolen sowie zur Simulation von Trockenstress wurde das Aktivkohle-Gips-Gemisch so lange mit entmineralisiertem Wasser befeuchtet, bis es kein Wasser mehr aufnehmen konnte. Die mit Feuchtigkeit gesättigten Runddosen (100 %) wurden gewogen und anschließend für zwei Tage bei 40 °C getrocknet, um das absolute Trockengewicht zu bestimmen. Daraus ließ sich das spezifische Gewicht für jede verwendete Runddose bei nur 25 % sowie bei 100 % Feuchtigkeit ermitteln. Die verwendeten Gefäße für die zwei unterschiedlichen Feuchtigkeitsstufen wurden entsprechend befeuchtet und während des Versuchszeitraumes wöchentlich gewogen und bei Bedarf mit entmineralisiertem Wasser auf das zuvor eingestellte Gewicht bei 25 % bzw. 100 % Feuchtigkeit aufgefüllt.

Für die beiden Fütterungsvarianten (Pilz und Alge) wurden sowohl unter trockenen als auch unter feuchten Bedingungen fünf Replikate angesetzt mit jeweils 5 Individuen von *F. candida*. Diese wurden für 6 Wochen bei Dunkelheit und $20 \pm 0,5$ °C inkubiert. Die Pilzstücke und Algen wurden im wöchentlichen Rhythmus erneuert, so dass Nahrung immer im Überfluss vorhanden war.

Das Längenwachstum von *F. candida* wurde zu Beginn des Versuches und danach wöchentlich mit einer Video Kamera (Sony CCD-IRIS) unter dem Binokular (Olympus SZX 12) bei 40 facher Vergrößerung und mit Hilfe des Bildbearbeitungsprogramms OPTIMAS 6,5 (© MEDIA CYBERNETICS, L.P., 1999) aufgenommen. Als Größe wurde die Körperlänge einschließlich Kopf definiert. Es wurden alle Einzeltiere pro Versuchsgefäß vermessen und daraus der Mittelwert gebildet.

Die Anzahl der gelegten Eier im Verlauf des Versuchszeitraumes wurde als Parameter für die Reproduktion gemessen. Alle in den Versuchsgefäßen gelegten Eier wurden zweimal wöchentlich unter dem Binokular gezählt und anschließend mit Pinsel und Präpariernadel entfernt.

Die Auswertung der Ergebnisse wurde mittels Varianzanalysen (ANOVA & RMANOVA für Messwiederholungen) im Statistikprogramm SPSS durchgeführt.

Für die Untersuchung der Fragestellungen 2 a und 2 b zum Einfluss der Collembolen auf das Wachstum und die Verbreitung der Algen in Hinblick auf die biogene Gefügestabilisierung finden zur Zeit Versuche mit filamentösen Grünalgen (*Klebsormidium flaccidum*) und Cyanobakterien (*Nostoc commune*) statt. Diese Versuche werden in künstlich hergestellten Mikrokosmen (Blumentöpfe) mit auf 2 mm gesiebt und gewaschenem Sand unter kontrollierten Bedingungen durchgeführt. Die Versuche werden sowohl unter 60 % der max. Wasserhaltekapazität (WHK) des Bodens als auch unter 20 % der max. WHK (trocken) durchgeführt. Nach zehnwöchiger Versuchszeit soll der Parameter Aggregatstabilität, also die Aggregation von Bodenpartikeln, mit der Casagrande – Maschine gemessen sowie die Anzahl der Individuen von *F. candida* mit Hilfe der dynamischen Extraktion nach MACFADYEN (1955) und deren Anpassung an trockene Böden nach KOEHLER (1984) unter dem Binokular ausgezählt werden. Erste Beobachtungen sind kurz unter Ergebnisse aufgeführt.

3 Ergebnisse

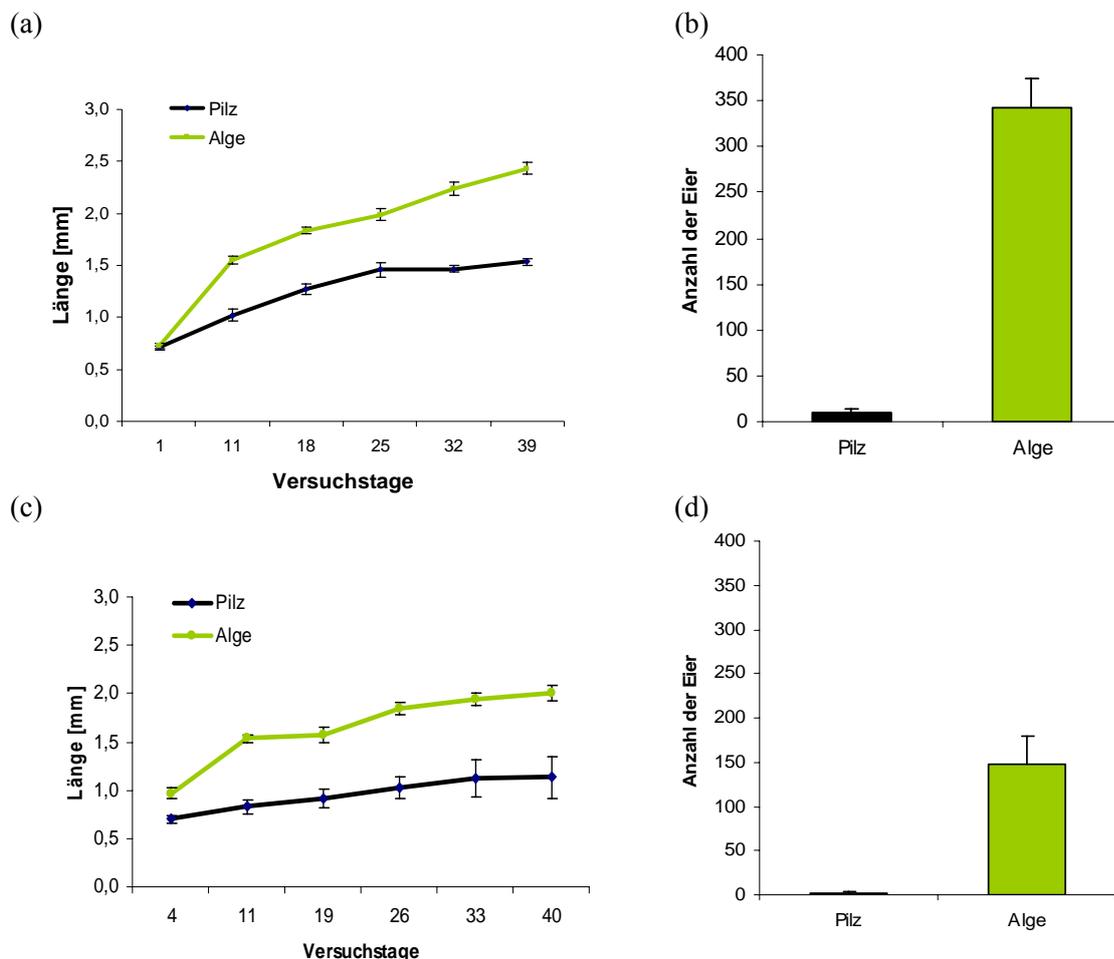


Abb. 1: (a+c) gemittelte Länge (MW±1 SE, n=5) von *Folsomia candida* an den Kontrollterminen bei Fütterung mit dem **Pilz**: *Alternaria alternata*, **Alge**: *Chlorella angustelloipsoidea*. (a) Ansatz feucht (c) Ansatz trocken. (b+d) mittlere Anzahl gelegter Eier (MW±1 SE, n=5) von *F. candida* nach 6 Wochen Versuchszeit bei Fütterung mit dem **Pilz**: *A. alternata*, **Alge**: *C. angustelloipsoidea*. (b) Ansatz feucht (d) Ansatz trocken.

In den feuchten Ansätzen zeigte sich bei sechswöchiger Fütterung von *Folsomia candida* mit dem Pilz *Alternaria alternata* und der Grünalge *Chlorella angustelloidosa* eine deutlich größere Zunahme der Körperlänge, wenn mit der Grünalge gefüttert wurde (Abb. 1 a). Ebenfalls konnte eine deutlich erhöhte Reproduktion von *F. candida* in Form der gezählten Eier bei Algenkost gegenüber dem angebotenen Pilz gemessen werden (Abb. 1 b).

Für die Ansätze unter Trockenheit zeigte sich ebenfalls größtes Längenwachstum (Abb. 1 c) und die höchste Anzahl abgelegter Eier (Abb. 1 d), wenn mit der Grünalge gefüttert wurde. Jedoch zeigte *F. candida* unter trockenen Bedingungen eine deutliche Reduktion der Eiproduktion, während sich das Längenwachstum verglichen mit den feuchten Ansätzen nur geringfügig voneinander unterscheidet.

Die Untersuchung der Aggregatstabilität im noch laufenden Experiment lässt einen deutlichen Einfluss der Bodenalggen auf die Bildung von Sandaggregaten vermuten. Im mikroskopischen Maßstab wird durch die Anwesenheit der Algen die Festlegung der einzelnen Sandkörner gefördert (Abb. 2).



Abb. 2: Aggregation von Sand durch Algen. Fotografiert bei 25facher Vergrößerung

4 Diskussion und Ausblick

Die Ergebnisse der ersten Untersuchungen zeigen einen stark positiven Einfluss der eingesetzten Grünalge auf das Wachstum und die Reproduktion der Collembolenart *F. candida*. In allen Ansätzen zeigen die Collembolen die größten Zuwachsraten (Körperlänge) sowie die höchste Eiproduktion während der ersten sechs Wochen, wenn Algenkost gefüttert wurde.

Der simulierte Trockenstress wirkt sich in den Versuchen auf die Collembolen allgemein negativ aus. *F. candida* reagiert auf die vorgegebene Trockenheit mit einer reduzierten Eiproduktion. Auch sind geringe Längenunterschiede zu den feuchten Ansätzen zu beobachten. Hier unter trockenen Bedingungen wirkt sich die Algenkost für die Collembolen auf die untersuchten Parameter ebenfalls vorteilhaft gegenüber dem verwendeten Pilz aus. Mehrere Autoren postulieren, dass saprophytische Bodenpilze zu den bedeuteten Nahrungsressourcen für fungivore Collembolen gehören (KLIRONOMOS & URSIC 1998; MARAUN et al. 2003). Jedoch unterstützen die vorliegenden Ergebnisse die Annahme, dass Grünalgen eine hochwertige und direkte Nahrungsquelle für Collembolen sind (VERHOEF et al. 1988; SCHEU & FOLGER 2004).

Sicherlich nutzen Collembolen unter natürlichen Bedingungen ein weites Spektrum an sich bietenden Nahrungsressourcen (HOPKIN 1997; RUSEK 1998), dennoch fanden bisher Bodenalggen in den komplexen Darstellungen von Nahrungsnetzen nur wenig Beachtung oder wurden gar nicht berücksichtigt. Auch ist über die Vielzahl an möglichen Interaktionen im Boden noch wenig bekannt. Lange Zeit wurden oberirdi-

sche Prozesse, wie die Produktion von Biomasse und unterirdische Abläufe, wie die Dekomposition getrennt voneinander betrachtet (WARDLE et al. 2004).

Ebenfalls kann mit der vorliegenden Untersuchung nachgewiesen werden, dass bei länger anhaltenden Trockenbedingungen, die Fortpflanzung der Collembolen stark gemindert wird. Eine reduzierte Populationsdichte von Collembolen im Boden würde sich somit nachteilig auf die Streu-Abbauprozesse sowie den Nährstoffzyklus auswirken.

Neben dem Einfluss der Algen als Nahrungsressource soll in diesem Forschungsvorhaben auch deren Einfluss im Wechselwirken mit den Collembolen auf die biogene Gefügestabilität untersucht werden. Bedingt durch das Fortdauern der Forschungsarbeit stehen hierfür die Ergebnisse noch aus. Erste Eindrücke lassen einen positiven Einfluss der Algen auf die Gefügestabilisierung vermuten (Abb. 2).

Algen sind als Erstbesiedler von offenen Flächen und extremen Standorten von Bedeutung und sind nahezu in allen Ökosystemen von der Wüste bis zur Polarregion vertreten (FISCHER et al. 2010). Gemeinsam mit den Collembolen, die ebenfalls in frühen Sukzessionsstadien als auch in stark gestörten (vergiftet, verdichtet) Böden vorkommen und dort einen Anteil der tierischen Biomasse von bis zu 25 % ausmachen können (PETERSEN 1994), sind sie maßgeblich an der Ökosystementwicklung beteiligt.

Neuere Untersuchungen berücksichtigen zwar die Bedeutung von Mikroarthropoden in den frühen Sukzessionsstadien zur Bildung von Biologischen Krusten (NEHER et al. 2009), doch sind die Erkenntnisse zu deren Interaktionen noch unzureichend. Auch das Fehlen von wissenschaftlich angepassten Untersuchungsmethoden zur Bodenökologie erschwert es vergleichende Aussagen über ablaufende Prozesse im Boden treffen zu können. Selbst die Erfassung der Besiedlungsdichten bereitet aufgrund der Komplexität von Böden Schwierigkeiten (KOEHLER 1999). Ebenfalls ist die Biodiversitätsforschung in einem der artenreichsten Lebensräume überhaupt (XYLANDER 2010), dem Boden, lange vernachlässigt worden. Untersuchungen zur Biodiversität von Collembolen in trockenen Gebieten sind kaum bekannt. Dies liegt sicher auch daran, dass größere Tiere wie Vögel, Fische oder Schmetterlinge eher die Aufmerksamkeit erregen (WILSON 2010), aber auch an den Verlust von systematisch-taxonomischen Kenntnissen über Bodentiere.

Die fortführende Bearbeitung der eingangs gestellten Untersuchungsfragen soll einen Beitrag für ein grundlegendes Verständnis der Rolle der Bodenmesofauna und Primärproduzenten für die Strukturentwicklung und Stabilisierung von Böden leisten und Nahrungsnetzmodelle und -Beziehungen vervollständigen. Diese Erkenntnisse sollen Grundlage für weiterführende Forschungen sein.

5 Literatur

EKSCHMITT, K. & B.S. GRIFFITHS (1998): Soil biodiversity and its implications for ecosystem functioning in a heterogeneous and variable environment. - *Appl Soil Ecol* 10: 201-215

EMADODIN, I; REISS, S. & H.R. BORK (2009): A study of relationship between land management and soil aggregate stability (case study near Albersdorf, Northern-Germany). - *Journal of Agricultural and Biological Science* 4: 48-53

FISCHER, T.; VESTE, M.; WIEHE, W. & P. LANGE (2010): Water repellency and pore clogging at early successional stages of microbiotic crust on inland dunes, Brandenburg, NE Germany. - *Catena* 80: 47-

- FORSTER, S.M. (1979): Microbial aggregation of sand in an embryo dune system. - *Soil Biol. Biochem.* 11: 537-543
- FORSTER, S.M. & T.H. NICOLSON (1981): Microbial aggregation of sand in a maritime dune succession. - *Soil Biol. Biochem.* 13: 205-208
- HOPKIN, S.P. (1997): *Biology of springtails (Insecta: Collembola)*. - Oxford (Oxford University Press)
- KLIRONOMOS, J.N. & M. URSIC (1998): Density-dependent grazing on the extraradical hyphal network of the arbuscular mycorrhizal fungus, *Glomus intraradices*, by the Collembola, *Folsomia candida*. - *Biology and Fertility of Soils* 26: 250-253
- KOEHLER, H. (1984): Methodische, ökologische und experimentelle Untersuchungen zur Sukzession der Mesofauna der Abdeckschicht einer Bauschuttdeponie unter besonderer Berücksichtigung der Gamasina (Acari, Parasitiformes). Diss. Universität Bremen
- KOEHLER, H. & G. WEIDEMANN (1995): Biogenic dune sand stabilization. - In VAN DIJK, H.W. (eds.): *Costal conservation and management in the Baltic region*. – Leiden (European Union for Costal Conservation): 83-98
- KOEHLER, H. (1999): Ökosystem Boden. - In KOEHLER, H.; MATHES, K. & B. BRECKLING (Hrsg): *Bodenökologie interdisziplinär*. - Berlin (Springer)
- KOEHLER, H.; HEYSER, W. & R. KESEL (2007): The ecological technology ReviTec® in combating degradation: concept, first results, applications. - In: GAO, J.; VESTE, M.; SUN, B. & W. BEYSCHLAG (eds.): *Restoration and stability of ecosystems in arid and semi-arid regions Beijing*. - Beijing (Science Press): 288-304
- MACFADYEN, A. (1955): A comparison of methods for extracting soil arthropods. – In: KEVAN, D.K. (ed.): *Soil Zoology*. – London (Butterworths): 315-332
- MARAUN, M.; MARTENS, H.; MIGGE, S.; THEENHAUS, A. & S. SCHEU (2003): Adding to the enigma of soil animal diversity: fungal feeders and saprophagous soil invertebrates prefer similar food substrates. - *E.J. of Soil Biology* 39: 85-95
- NEHER, D.A.; LEWINS, S.A.; WEICHT, T.R. & B.J. DARBY (2009): Microarthropod communities associated with biological soil crust in the Colorado Plateau and Chihuahuan deserts. - *J of Arid Environments* 73: 672-677
- PETERSEN, H. (1994): A review of collembolan ecology in ecosystem context. – In: VILKAMAA, P. (ed.): *Proc. VIII. Int. Coll. Apterygota, Helsinki 1992*. - *Acta zool. Fenn.* 195: 111-118
- RUSEK, J. (1998): Biodiversity of Collembola and their functional role in the ecosystem. - *Biodiversity and Conservation* 7: 1207-1219
- SCHEU, S. & M. FOLGER (2004). Single and mixed diets in Collembola: effects on reproduction and stable isotope fractionation. - *Functional Ecology* 18, 94-102
- VERHOEF, H.A.; PRAST, J.E. & R.A. VERWEIJ (1988): Relative importance of fungi and algae in the diet and nitrogen nutrition of *Orchisella cincta* (L.) and *Tomocerus minor* (Lubbock) (Collembola).- *Functional Ecology* 2: 195-201
- VESTE, M.; LITTMANN, T.; BRECKLE, S.-W. & A. YAIR (2001): The role of biological soil crusts on desert sand dunes of the north-western Negev (Israel). - In: BRECKLE, S.-W.; VESTE, M. & W. WUCHERER (eds.), *Sustainable Land-Use in Deserts*. – Heidelberg (Springer): 357-367

- WARDLE, D.A.; BARDGETT, R.D.; KLIRONOMOS, J.N.; SETÄLÄ, H.; VAN DER PUTTEN, W. & D.H. WALL (2004): Ecological linkages between aboveground and belowground biota. - *Science* 304: 1629-1634
- WEIDEMANN, G. & H. KOEHLER (1995): An ecosystem approach to costal dune conservation and management. – In: GUDELIS, V.R.; P. POVILANSKAS & A. POEPSTORFF (eds.): *Costal dunes conservation & management in the Baltic region.* – Klaipeda (Klaipedos Universitetas): 177-187
- WILSON, E.O. (2010): Guess how many organisms you`ll find in a cube of soil or sea. - *N. Geographic* Aug. 2010 (<http://ngm.nationalgeographic.com/2010/02/cubic-foot/wilson-text>)
- WOLTERS, V. (1991): Soil invertebrates – effects on nutrient turnover and soil structure, a review. - *ZPflanzenernähr Bodenkde* 154: 389-402
- XYLANDER, W. (2010): Schüsse und Saltos. Bei Tieren im Boden ist was los. - In: *Aachener Nachrichten online.de* (5.08.2010), dpa
<http://www.revitec.de> (06.08.2010)

Salzwiesen im Spannungsfeld zwischen Küsten- und Naturschutz

MARTIN MAIER, JULIA STAHL

Schlagwörter: Küstenschutz, Brutvögel, Vegetationsstruktur, landwirtschaftliche Salzwiesennutzung, Salzwiesenmanagement, Wirbellose, Bodenverdichtung

Einleitung

Das Wattenmeer ist ein weltweit einmaliger Lebensraum der sich vom niederländischen Den Helder bis nach Esbjerg in Dänemark erstreckt (CWSS 2008). Mit 1.005 Farn- und Blütenpflanzen und 8.008 Tierarten allein auf den ostfriesischen Inseln handelt es sich beim Wattenmeer um ein für die Biodiversität in Deutschland bedeutendes Gebiet, das eine einzigartige, artenreiche Flora und Fauna aufweist (NIEDRINGHAUS et al. 2008). Es ist als Drehscheibe des internationalen Vogelzuges bekannt, hat aber neben der Bedeutung für Zug- und Rastvögel (BLEW et al. 2007) auch eine wichtige Funktion für zahlreiche Brutvogelarten (KOFFIJBERG et al. 2006). Die an die Wattflächen angrenzenden Salzwiesen sind natürlich baumfreie Habitats. Sie bilden die wichtigsten Hochwasserrastflächen für Zugvogelarten und stellen zudem die primären Bruthabitats für viele Wiesenvögel dar, die im Binnenland in den letzten Jahrzehnten drastische Bestandsrückgänge aufweisen. Im Gegensatz dazu werden im Bereich der Vorlandsalzwiesen an Nord- und Ostsee stabile bzw. leicht ansteigende Bestände festgestellt (HÖTKER et al., 2007), da auf diesen Flächen keine mit dem binnenländischen Grünland vergleichbare Intensivierung der Flächennutzungen stattgefunden hat.



Abb. 1: Rotschenkel auf Gelege (links) und Wiesenpieper-Gelege (rechts) (Fotos: M. Maier).

Neben ihrer naturschutzfachlichen Bedeutung üben die Küstenzonen jedoch auch auf den Menschen eine hohe Attraktivität aus, womit ein hoher Nutzungsdruck durch Energiegewinnung, Tourismus und Verkehr auf diese Gebiete entsteht. Zusätzlich sind vor allem die Vorlandsalzwiesen für Maßnahmen des Küstenschutzes sehr wichtig. Diese Funktion wird im Zusammenhang mit den Klimaveränderungen und einem

erwarteten Meeresspiegelanstieg von bis zu 105 cm bis zum Jahr 2100 für das Wattenmeergebiet (VAN DORLAND 2010) weiter an Bedeutung zunehmen.

Im Rahmen des Forschungsvorhabens „Ökologische Grundlagen und naturschutzfachliche Bewertung von Strategien zur Treibselreduzierung“ (gefördert durch die Wattenmeerstiftung Niedersachsen und die Deichverbände des Landes Niedersachsen) werden die Auswirkungen von Küstenschutzmaßnahmen auf das Ökosystem Salzwiese, sowie Lösungsvorschläge für Konflikte zwischen Küsten- und Naturschutz erarbeitet. Im Folgenden werden die Ergebnisse der Untersuchungen zu den Brutvögeln der Salzwiesen dargestellt.

Vegetationsstruktur

Mithilfe statistischer Habitatmodelle für zwei typischen Brutvogelarten, Wiesenpieper *Anthus pratensis* und Rotschenkel *Tringa totanus* (Abb. 1), konnte für die Festlandssalzwiesen des Nationalparks Niedersächsisches Wattenmeer nachgewiesen werden, dass die Vegetationsstruktur für die Nistplatzwahl der am stärksten beeinflussende Faktor ist. Dieser Faktor hat zudem großen Einfluss auf den Schlupferfolg der Gelege. Daher wurde zunächst eine detaillierte Analyse der Vegetationsstruktur verschiedener Vegetationstypen der Salzwiesen durchgeführt (Abb. 2).



Abb. 2: Schematisch Darstellung der Methodik zur Analyse der Vegetationsstruktur (Fotos: M. Maier).

Entscheidende Faktoren, um eine versteckte Nestanlage zu ermöglichen, sind die Höhe und die Dichte der Vegetation. Diese beiden Eigenschaften hängen von den abiotischen Gegebenheiten der Standorte ab, werden jedoch stark durch landwirtschaftliche Nutzungen beeinflusst. Im Rahmen von Küstenschutzmaßnahmen werden, insbesondere zur Minimierung der Treibselmenge, Mahdnutzung und Beweidung auf den Salzwiesen durchgeführt. Analysen der Nutzungsformen zeigen, dass durch diese Maßnahmen teilweise deutliche Veränderungen in der Vegetationsstruktur resultieren (Abb. 3). So wird insbesondere in nährstoffreicheren Vegetationsbeständen die Dichte der Vegetation (in Abb. 3 durch den Lichteinfall in Prozent repräsentiert) signifikant durch Rinderbeweidung verringert, jedoch auch eine Mahdnutzung kann zu lichterem Beständen führen.

Somit werden durch die im Rahmen von Küstenschutzmaßnahmen praktizierten Nutzungsformen essentielle Habitateigenschaften für Brutvögel verändert, und eine Nestanlage versteckt in der Vegetation erschwert. Dies kann zu erhöhten Prädationsraten der offeneren Gelege führen.

Weitere Einflussfaktoren auf den Schlupferfolg sind die Höhenlagen (m ü. MTHW) und der Zeitpunkt der Eiablage.

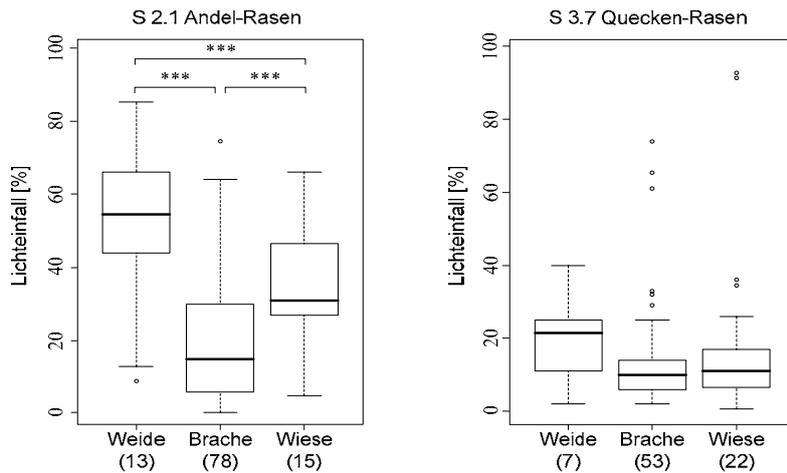


Abb. 3: Einfluss der landwirtschaftlichen Nutzung auf den Lichteinfall in Andel-Rasen und Quecken-Rasen. In Klammern ist der jeweilige Stichprobenumfang angegeben. *** signifikante Unterschiede ($p \leq 0,001$).

Nahrungsangebot

Ein weiterer bedeutender Aspekt für Brutvögel der Salzwiesen ist das Nahrungsangebot. Um das Angebot an Wirbellosen zu ermitteln wurden Bodenfallenfänge auf den Untersuchungsflächen durchgeführt, die einen Vergleich der im Rahmen des Küstenschutzes durchgeführten landwirtschaftlichen Nutzungen zulassen. Dabei zeigt sich, dass bei allen erfassten Tiergruppen die geringsten Individuenanzahlen auf beweideten Flächen festgestellt werden konnten (Abb. 4: exemplarisch für die Artengruppe Insekten).

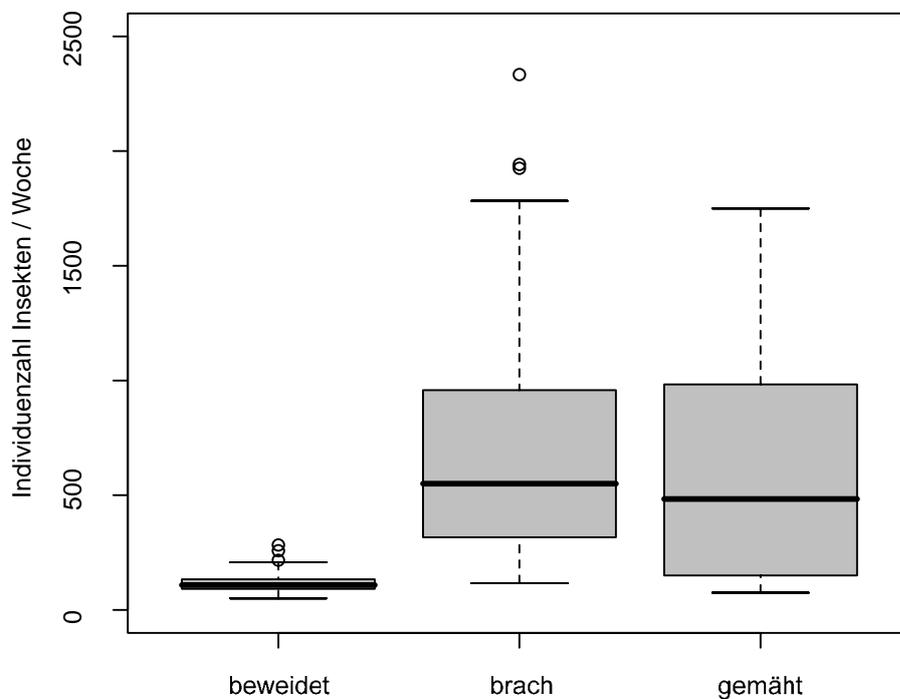


Abb. 4: Individuenzahl der pro Woche mittels Bodenfallen gefangenen Insekten im Vergleich der landwirtschaftlichen Nutzungsformen

An diesen Standorten wurden die höchsten Bodenverdichtungen (gemessen als Eindringwiderstände mit Hilfe eines Penetrometers) festgestellt (Abb. 5). Die Verdichtungen auf den beweideten Flächen sind im Mittel höher als auf Flächen die zur Mahd regelmäßig mit schwerem Gerät befahren werden. Dies macht deutlich, welche starke Verdichtung der Böden durch Viehtritt ausgelöst wird. Bei Krebstieren (Abb. 5), Spinnentieren und Laufkäfern wurde eine Korrelation zwischen Verdichtung des Bodens und Individuenanzahl festgestellt. Dieser direkt negative Zusammenhang zwischen Bodenverdichtung und Individuenanzahl an Nahrungstieren kommt einer deutlichen Reduktion des Nahrungsangebots für Brutvögel gleich. Zudem wurden auf beweideten Flächen Störungen der Brutvögel durch Rinder sowie Nestverluste aufgrund von Viehtritt festgestellt.

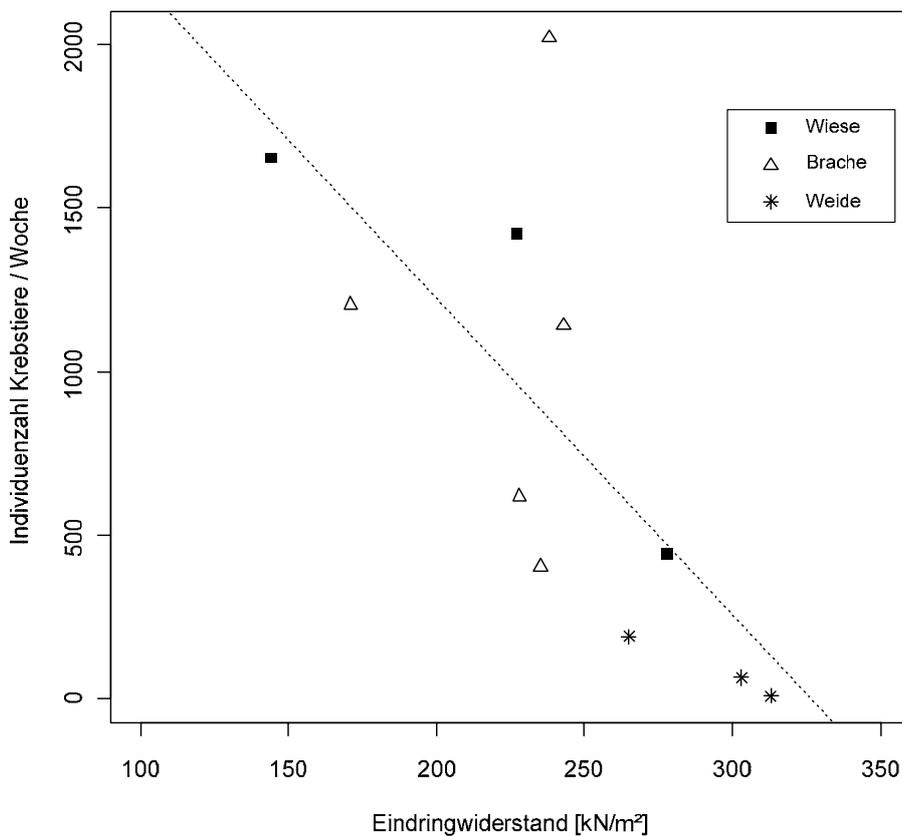


Abb. 5: Mittelwerte der Eindringwiderstände pro Untersuchungsfläche und die mittlere Individuenanzahl an Krebsieren pro Woche. Regressionsgerade $y = 3161,14 - 9,68x$; $R^2 0,51$.

Ausblick

Für einen Erhalt der Biodiversität auf Salzwiesen wäre es zielführend, ungenutzte Salzwiesen mit einem breiten Spektrum an abiotischen Standortbedingungen zu erhalten. Diesem Ziel wirkt die derzeit auf zahlreichen Festlandssalzwiesen praktizierte Deichfußentwässerung mit zahlreichen Entwässerungsgräben und großflächigen landwirtschaftlichen Nutzungen zur Treibselminimierung entgegen. Hierdurch werden die Standorteigenschaften vereinheitlicht und durch die praktizierten Nutzungsformen überprägt. Durch eine Entwicklung hin zu einem naturnahen, prielähnlichen Entwässerungssystem könnte die Standortdiversität erhöht werden und eine landwirtschaftliche Nutzung überflüssig gemacht werden, da auf feuchten Salzwiesen mit hohen Salzgehalten natürlicherweise geringere Biomasse­mengen zu erwarten sind als

auf gut entwässerten Standorten. Auf derartigen nassen und heterogenen Vorländern findet sich aufgrund des breiten Spektrums an abiotischen Verhältnissen eine hohe Diversität von Vegetationstypen, die günstige Habitatsbedingungen für die Fauna der Salzwiesen aufweisen.

Literatur

- CWSS (2008): Nomination of the Dutch-German Wadden Sea as World Heritage Site. - Wadden Sea Ecosystem No. 24: 4-200
- BLEW, J.; GÜNTHER, K.; LAURSEN, K.; VAN ROOMEN, M.; SÜDBECK, P.; ESKILDSEN, K. et al. (2007): Trends of waterbird populations in the international Wadden Sea 1987-2004: An update. - Wadden Sea Ecosystem No. 23: 9-31
- HÖTKER, H.; JEROMIN, H. & J. MELTER (2007): Entwicklung der Brutbestände der Wiesen-Limikolen in Deutschland - Ergebnisse eines neuen Ansatzes im Monitoring mittelhäufiger Brutvogelarten. - Vogelwelt 128:49-65
- KOFFIJBERG, K.; DIJKSEN, L.; HÄLTERLEIN, B.; LAURSEN, K.; POTEL, P. & P. SÜDBECK (2006): Breeding birds in the Wadden Sea in 2001 - Results of the total survey in 2001 and trends in numbers between 1991 and 2001. - Wadden Sea Ecosystem No. 22: 3-132
- NIEDRINGHAUS, R.; HÄSELER, V. & P. JANIESCH (2008): Die Flora und Fauna der Ostfriesischen Inseln - Artenverzeichnis und Auswertungen zur Biodiversität. - Wilhelmshaven (Nationalparkverwaltung Niedersächsisches Wattenmeer)
- VAN DORLAND, R.; DUBELAAR-VERSLUIS, W. & B. JANSEN (2010): The state of the climate 2009. - De Bilt/Wageningen (PCCC)

Pathogene Pilze im Kontext der Beziehung zwischen Biodiversität und Ökosystemfunktionen

TANJA ROTTSTOCK, MARKUS FISCHER

Schlagwörter: Biodiversität, biotrophe Pilze, natürliche Pflanzengesellschaften, Ökosystemleistungen

Hintergrund

Pilzpathogene greifen in Schlüsselfunktionen von Pflanzen (Photosynthese, Nährstoffkreisläufe) ein und beeinträchtigen somit die Vitalität und Entwicklung ihrer Wirte (AGRIOS 2005, BURDON et al. 2006). Die Welternährung stützt sich auf nur knapp 30 Anbauarten, die rund 95 % der pflanzlichen Nahrung liefern (BUNDESMINISTERIUM FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ UND REAKTORSICHERHEIT, 2007). Mit der stetig anwachsenden Weltbevölkerung steigt auch der Bedarf an der sicheren Bereitstellung von ausreichend Nahrungsmitteln (MILLENIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT 2005, CBD 1992). Zudem steigen die Ansprüche an die Nahrungsqualität. Die damit verbundene Intensivierung im Anbau erfordert seit langem weitreichende Schutzmaßnahmen in Form von neuen Züchtungen (Erzeugung genetisch resistenter Kultivare) sowie die Weiterentwicklung und den Einsatz von Pflanzenschutzmitteln. Jährlich kommt es trotz intensiver Bemühungen weltweit jedoch zu starken ökonomischen Verlusten aufgrund von Unkräutern, Schädlingen und Pflanzenpathogenen (OERKE 2004, OERKE et al. 2006). Die Erforschung und genaue Charakterisierung der zentralen Mechanismen für Pathogenvorkommen und Befallstärke spielt daher im Pflanzenschutz eine entscheidende Rolle. Als Zielsetzung gilt es, Verluste durch Pathogenschäden in Landwirtschaft und Gartenbau so gering wie möglich zu halten. Dabei erschwert die Komplexität von biotischen und abiotischen Faktoren, die für eine Verbreitung und erfolgreiche Infektion durch Pathogene eine wichtige Rolle spielen, allgemein gültige Aussagen über Wirt-Pathogen-Interaktionen (PFLEEGER & MUNDT 1998, KNOPS et al. 1999).



Abb. 1: Luftbild der Versuchsflächen des Jena-Experiments (Bild: Dr. Alexandra Weigelt)

Vorstellung des Jena Experimentes und Verknüpfung mit CBD Zielen

Der Schwerpunkt von Pflanzenschutzstudien liegt traditionell auf einzelnen Wirt-Pathogen-Interaktionen, die eine direkte Rolle für die landwirtschaftliche Produktion oder den Gartenbau spielen. Die Diversität des Wirtes stellt dabei einen zentralen Mechanismus für die Wirt-Pathogen-Beziehung u. a. in Form der Wirtsdichte dar (BURDON et al. 1982, KNOPS et al. 1999). Je nach dem betrachteten Wirt-Pathogen-System werden unterschiedliche (positive, negative, neutrale) Reaktionen der Pathogene auf steigende Wirts- und Kultivardichten beobachtet (BURDON et al. 1982). Auch die Untersuchung der genetischen Diversität beider Interaktionspartner ist in den letzten Jahren verstärkt in den Fokus des Pflanzenschutzes gerückt. Für die Erfassung des Zusammenhanges zwischen Biodiversität und Pathogenbefall spielen neben der zeitlichen und räumlichen Skala der Studien auch der untersuchte Pathogentyp sowie dessen Übertragungsmechanismus eine entscheidende Rolle (BURDON et al. 1982, GATES et al. 1986). Zunehmend werden auch statistische Modelle eingesetzt, um grundlegende Muster zu erfassen und Vorhersagen zu verbessern (PFLEEGER et al. 1998, GATES et al. 1986).

Im Bereich der ökologischen Grundlagenforschung wurde die diverse Gruppe der Pilzpathogene bislang in Freilandaufnahmen bzw. experimentellen Versuchsansätzen meist komplett vernachlässigt oder nur lückenhaft betrachtet. Dabei spielen Pathogene in natürlichen Pflanzengesellschaften sowohl für ihre jeweiligen Wirte als auch allgemein für das Interaktionsgefüge der Pflanzengesellschaft eine wichtige Rolle. Viele Pathogene, die wichtige Kulturpflanzen wie z. B. Getreide befallen, sind auch in natürlichen Pflanzengesellschaften weit verbreitet. Dort können sie direkt bzw. indirekt in Populationsdynamik und biologische Interaktionen eingreifen, indem z. B. befallene Arten in ihrer Konkurrenzfähigkeit durch verminderte Nährstofflieferung oder gehemmte Photosynthese geschwächt werden. Studien über die Rolle und den Einfluss von Pilzpathogenen in natürlichen Pflanzengesellschaften sind in der Ökologie nach wie vor stark unterrepräsentiert. Erst in den letzten Jahren ist die gleichzeitige Erfassung möglichst vieler Ökosystemfaktoren in Langzeitstudien zunehmend in den Fokus der Biodiversitätsforschung gerückt (ROSCHE et al. 2004, MITCHELL et al. 2002 & 2003, BURDON et al. 2006). Neue Versuchsansätze ermöglichen neben der direkten Untersuchung von wichtigen Interaktionen auch die Einbindung der Pilzpathogene in den Kontext der Beziehung zwischen Biodiversität und Ökosystemfunktionen.

Wir nutzen das große Langzeit-Biodiversitäts-Experiment in Jena (www.the-jena-experiment.de) als Plattform, um die Rolle der Pflanzenartendiversität für Pflanzenpathogene in experimentellen Pflanzengesellschaften im Feld zu untersuchen. Im Jahr 2002 wurden 60 für die Region typische Pflanzenarten aus der Arrhenatherum Gesellschaft ausgewählt und randomisiert zu insgesamt sechs Pflanzendiversitätsstufen (Monokulturen bis 60 Arten-Mischungen) zusammengestellt. Aufgrund ihrer Arteigenschaften wurden die Pflanzenarten im Vorfeld den funktionellen Gruppen der Gräser, kleinen und großen Kräuter sowie der Leguminosen zugeordnet. Wir untersuchen seit 2005 als Teilprojekt der DFG Forschergruppe den Einfluss der Pflanzendiversität auf Pathogenvorkommen und Befallsstärke. Wir legen unseren Schwerpunkt auf die Beschreibung der biotrophen Pathogengruppen der Rostpilze, der Echten und Falschen Mehltäupilze sowie der Brandpilze. Zusätzlich wurde das Vorkommen pilzlicher Blattfleckenkrankheiten aufgenommen. Im Jahr 2006 wurden während insgesamt vier Pathogenaufnahmen in Mai, Juni, August und Oktober alle Pflanzenarten in allen 82 Plots auf Pathogenvorkommen sowie die mittlere prozentuale Befallsstärke (Prozent befallener Individuen einer Art pro Plot sowie Prozent befallene Blattfläche pro Art und Plot) visuell geschätzt. Unsere Schätzungen orientierten sich dabei an dem von Oberforster (2001) beschriebenen Boniturschlüssel. Zudem wurden Belege aller gefundenen Pathogene gesammelt,

um diese später auf Artniveau bestimmen zu können. Diese Bestimmung erfolgte durch Dr. Volker Kummer, Universität Potsdam.

Unsere Ergebnisse belegen, dass Pilzpathogene in natürlichen Pflanzengesellschaften weit verbreitet sind und dass Pflanzengesellschaften das ganze Jahr hindurch unter dem Einfluss von Pilzpathogenen stehen. Dabei variiert der Grad der Infektion der einzelnen Pathogengruppen stark im Verlauf der Jahreszeiten. Wir fanden einen starken, signifikant negativen Einfluss steigender Pflanzendiversität sowohl auf die Anwesenheit von Pathogenen als auch auf den Grad des Befalls von Pflanzen. Je diverser die Pflanzengesellschaften waren, umso weniger Individuen pro Art waren also befallen und umso geringer war die Befallsstärke durch die entsprechende Pathogengruppe. Die Gründe hierfür sind in dem Verbreitungsmechanismus der Pathogene zu suchen. Vor einer erfolgreichen Infektion muss das zumeist passiv durch Wind verbreitete infektiöse Material (Sporen, Mycel) des Pathogens zunächst auf einen geeigneten Wirt treffen. Dabei spielt neben der jeweiligen Wirtsdichte auch die Verteilung der Individuen eines Wirtes in der Pflanzengesellschaft sowie die Architektur der beteiligten Pflanzenarten eine Rolle. Mit steigender Diversität der Pflanzenarten nimmt auch die Komplexität der jeweiligen Pflanzengesellschaft im Bezug auf Wuchsformen und Dominanzgefüge zu. Für den Pathogenbefall kann es daher in diverseren Pflanzengesellschaften zu einem Abfangen („shielding“) von infektiösem Pathogenmaterial durch Nichtzielarten kommen (BURDON et al. 2006, KNOPS et al. 1999). Zudem erschwert eine niedrigere Wirtsdichte das Erreichen des Wirts durch infektiöses Pathogenmaterial. Es ist interessant, dass trotz des geringeren Befalls diversere Pflanzengemeinschaften trotzdem mehr verschiedenen Pathogenarten beherbergten. Dies bedeutet, dass zwischen landwirtschaftlicher Nutzung und der aus naturschützerischer Sicht wünschenswerten Erhaltung diverser Pilzpathogengemeinschaften nicht zwingend ein Konflikt entstehen muss. Weitere Zusammenhänge und Auswirkungen der Pathogene auf das natürliche Interaktionsgefüge einer Pflanzengesellschaft sind aber nach wie vor schlecht erforscht und ihre Bedeutung kann von offensichtlicheren Akteuren, wie etwa Herbivoren, überlagert werden. Daher sollte der Aspekt der Pathogene in Zukunft stärker und regelmäßiger in ökologische Grundlagenstudien mit einbezogen werden, wenn es um die Beschreibung und Charakterisierung von Ökosystemfunktionen wie etwa der Biomasseproduktion geht. Darüber hinaus könnte eine Vernetzung der Expertisen aus Pflanzenschutz und Grundlagenforschung in zukünftigen Kooperationen wertvolle neue Erkenntnisse und Fortschritte bringen, die präzisere Vorhersagen im Bezug auf das Auftreten und die Befallsstärke von Pathogenen ermöglichen.



Abb. 2: Beispiele für die im Jena Experiment untersuchten Pathogengruppen (von links nach rechts): Falscher Mehltau (auf *Trifolium hybridum*), Echter Mehltau (auf *Sanguisorba officinalis*), Rost (auf *Geranium pratense*), Brand (auf *Arrhenatherum elatius*) und Blattflecken (auf *Knautia arvensis*), Bilder: T. Rottstock

Fazit

Pflanzenpathogene spielen als ökologische Faktoren sowohl in natürlichen Pflanzengesellschaften als auch in Anbaukulturen eine bedeutende Rolle. Die komplexen Beziehungen in Wirt-Pathogensystemen erschweren aber nach wie vor das Treffen von generellen und allgemeingültigen Aussagen über Pathogen-

vorkommen und Befallsstärke. Aufgrund der steigenden Bedürfnisse sowohl an Nahrungsmengen als auch -qualität ist es der CBD ein wichtiges Anliegen, die Ausfälle und Verluste durch Pflanzenpathogene in Landwirtschaft und Gartenbau zu minimieren. Neben der Züchtung neuer, resistenter Anbausorten bzw. der Entwicklung und dem optimierten Einsatz von Pflanzenschutzmitteln kann auch der Erhalt einer diversen natürlichen Pflanzengesellschaft rund um Anbaugelände dazu beitragen, den Pathogendruck auf Nutzpflanzen zu verringern. Es gilt zu prüfen, inwieweit sich der Pathogendruck auf Kulturarten und Anbausorten durch diverse Ackerrandstreifen und diverse natürliche Pflanzengesellschaften im Umland reduzieren lässt. Potentielle Infektionsherde und Pathogenreservoirs könnten in diversen Pflanzengemeinschaften sicher reduziert werden. Zudem können diverse Pflanzengemeinschaften neben ihrer Funktion als Nützlingsdepot zwischen intensiv genutzten Agrarflächen auch als Barriere für die Verbreitung von Pathogenen und deren Inokulum dienen. Genauere Zusammenhänge und Anwendungsmöglichkeiten hierfür sollten in Zukunft durch interdisziplinäre Forschung sowohl in natürlichen Pflanzengemeinschaften als auch in experimentellen Ansätzen aufgeklärt werden.

Literatur

- AGRIOS G.N. (2005): Plant Pathology. - 5. ed. - Elsevier Academic Press
- BURDON, J.J. & G.A. CHILVERS (1982): Host Density As A Factor in Plant-Disease Ecology. - Annual Review of Phytopathology 20(1982): 143-66
- BURDON, J.J.; P.H. THRALL & L. ERICSON (2006): The current and future dynamics of disease in plant communities. - Annual Review of Phytopathology 44(2006): 19-39
- BUNDESMINISTERIUM FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ UND REAKTORSICHERHEIT (2007): „Nationale Strategie zur Biologischen Vielfalt“
- BUNDESMINISTERIUM FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ UND REAKTORSICHERHEIT (2007): Bericht: Fakten zum Thema Biodiversität. - http://www.bmu.de/naturschutz_biologische_vielfalt/un_konferenz_2008/doc/38960.php
- GATES, D.J. et al. (1986): Competition and Stability in Plant Mixtures in the Presence of Disease. - Oecologia 68.4: 559-66
- CONVENTION OF BIOLOGICAL DIVERSITY: www.cbd.int
- MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT (2005): Progress Report: www.millenniumassessment.org
- JENA EXPERIMENT: www.the-jena-experiment.de
- KNOPS, J.M. et al. (1999): Effects of plant species richness on invasion dynamics, disease outbreaks, insect abundances and diversity. - Ecology Letters 2: 286-293
- MITCHELL, C.E. et al. (2003): Effects of elevated CO₂, nitrogen deposition, and decreased species diversity on foliar fungal plant disease. - Global Change Biology 9.3: 438-51
- MITCHELL, C.E.; TILMAN, D & J.V. GROTH (2002): Effects of grassland plant species diversity, abundance, and composition on foliar fungal disease. - Ecology 83.6: 1713-26
- OBERFORSTER, M. (2001): Bonitieren: den Krankheitsbefall von Getreide richtig einschätzen. - Österreichische Agentur für Gesundheit und Ernährungssicherheit GmbH
- OERKE, E.C. (2006): Crop losses to pests. - Journal of Agricultural Science 144: 31-43

- OERKE, E.C. & H.-W. DEHNE (2004): Safeguarding production-losses in major crops and the role of crop protection. - *Crop Protection* 23: 275-285
- PFLEEGER, T.G. & C.C. MUNDT (1998): Wheat leaf rust severity as affected by plant density and species proportion in simple communities of wheat and wild oats. - *Phytopathology* 88.7: 708-14
- ROSCHER, C.; SCHUMACHER, J.; BAADE, J.; WILKE, W.W.; GLEIXNER, G.; WEISSER, W.W.; SCHMID B. & E.D. SCHULZE (2004): The role of biodiversity for elementcycling and trophic interactions: An experimental approach in a grassland community. - *Basic and Applied Ecology* 5: 107-121

Treffpunkt Biologische Vielfalt 10	2011	39-45	Hrsg.: Bundesamt für Naturschutz, Bonn
------------------------------------	------	-------	--

Kleine Tiere, große Bäume: Beziehungsprobleme im Wunderland der Feigen?

YVONNE HILLER, MANFRED KRAEMER

Schlagwörter: Regenwald, Fragmentierung, Mutualismus, Feigenwespen, Feigen, Bestäubung, Reproduktion, Kenia

1 Einleitung

Die Dezimierung wie auch die Fragmentierung von Regenwäldern durch Abholzung führt zum Verlust der Biodiversität in diesem Lebensraum. Die Lebensraumfragmentierung bewirkt nicht nur einen Rückgang der Artenvielfalt, sondern hat auch einen negativen Einfluss auf Ökosystemprozesse, wie zum Beispiel auf den Bestäuberservice. Besonders gefährdet sind hoch spezialisierte Bestäubersysteme, in denen beide Partner aufeinander angewiesen sind. Einer dieser obligaten Mutualismen stellt die enge Beziehung zwischen den Pflanzen der Gattung *Ficus* (Moraceae) und deren Bestäubern, den Feigenwespen, aus der Familie der Agaonidae dar, welcher seinen Ursprung vor ca. 70-90 Millionen Jahren hatte (MACHADO et al. 2001). Bis auf wenige Ausnahmen besteht jeweils eine Eins-zu-Eins Spezialisierung zwischen einer Feigenart und einer Wespenart, die beide für ihre Reproduktion aufeinander angewiesen sind (RAMIREZ 1970; WIEBES 1979; WIEBES & COMPTON 1990).

In meiner Arbeit untersuche ich die reziproke Beziehung von *Ficus thonningii* und seiner Bestäuberwespe *Elisabethiella stuckenbergi*, die nur ein Beispiel aus den weltweit bekannten 750 *Ficus*-Arten und der zugehörigen Bestäuberfauna ist (BURROWS & BURROWS 2003). Trotz der unterschiedlichen Bestäuberwespen haben alle monözischen *Ficus*-Arten das System ihrer Bestäubung und die Organisation ihrer Blüten gemein. Die Blüten der Feigen sind keine durch prachtvolles Aussehen gekennzeichneten Anziehungspunkte für Wespen, vielmehr findet die Bestäubung im Verborgenen statt. Die Infloreszenzachse befindet sich in der krugförmig geschlossenen Feige, die nur über eine kleine Öffnung in der Feigenwand mit der Außenwelt verbunden ist. Über dieses Loch gelangen die winzigen weiblichen Feigenwespen in das Innere der Feige, um ihre Eier in die Samenanlagen der weiblichen Blüten zu legen und gleichzeitig einige Blüten mit Pollen zu bestäuben. Die Samenanlagen ohne Ei können sich zu fertilen Samen entwickeln. Somit werden in einer Frucht Feigensamen wie auch Feigenwespen produziert (GALIL 1977; JANZEN 1979). Die 1-2 mm kleinen Feigenwespen haben eine Lebensdauer von nur zwei Tagen. In dieser Zeitspanne müssen sie die Strecke zur nächsten rezeptiven Feige bewältigen, um diese mit dem mitgebrachten Pollen zu bestäuben und ihre eigene Reproduktion zu sichern. Mit Hilfe des Windes können die winzigen Wesen eine Strecke von bis zu 160 km zurücklegen (AHMED et al. 2009).

Aus der Warte der Bestäuber und der Feige gibt es auch noch ungebetene *nicht-bestäubende* Gäste, die jedoch auch zur Feigenwespenfauna der *Ficus*-Arten gehören. Zum einen *Parasitoide*, die mit ihrem Ovipositor von außen durch die Feigenwand stechen und ihre Eier an die Larven der Feigenwespen legen. Zum anderen, *nicht-bestäubende* Feigenwespen, die ihre Eier auch an die Samenanlage legen, und infolgedessen mit den Bestäubern um Brutplätze konkurrieren (COMPTON & VAN NOORT 1992; WEST & HERRE 1994; COMPTON et al. 2009).

In meiner Arbeit untersuche ich die Beziehung zwischen *F. thonningii* und der zugehörigen Feigenwespenfauna sowie deren Gefährdung durch Abholzung und Lebensraumfragmentierung im Hochlandregenwald des Kakamega Forest, Kenia. Das Kakamega Forest National Reserve gehört zu den letzten natürlichen Waldgebieten Kenias und ist Teil des Eastern Afromontane Biodiversity Hotspots. Durch Abholzung und intensive Waldnutzung ist der Bestand vieler Baumarten gefährdet.

Die Fragmentierung von Feigenbäumen kann die Bestäuberwespen negativ beeinflussen, da es auf Grund ihrer winzigen Größe und der kurzen Lebensdauer unabdingbar ist, einen anderen rezeptiven Feigenbaum in der Nähe des Baumes, aus dem sie geschlüpft sind, zu finden. Folglich würde das Aussterben der Feigenart das Aussterben der zugehörigen Feigenwespenfauna mit sich ziehen. Des Weiteren kann es zur Dezimierung von Primaten und anderen Wirbeltieren führen, da Feigenbäume als Schlüsselressource in tropischen Wäldern gelten und ihre Früchte eine Hauptnahrungsquelle im Jahresverlauf darstellen. Anhand des Samenansatzes der Feigen und des Reproduktionserfolges der Bestäuberwespen zu verschiedenen Jahreszeiten und entlang dreier Störungsstufen sollen Rückschlüsse auf den Gefährdungsgrad der Arten gezogen werden. Darüber hinaus wird untersucht, inwieweit die zugehörige *nicht-bestäubende* Feigenwespenfauna einen Einfluss auf das hochgradig spezialisierte und somit auch anfällige Feigen/Bestäuber-System hat. Leider liegen die Ergebnisse zur *nicht-bestäubenden* Feigenwespenfauna noch nicht vor.

2 Untersuchungsort und Untersuchungsobjekte

Im Rahmen meines Promotionsprojektes arbeite ich in dem vom Bundesministerium für Bildung und Forschung (BMBF) geförderten Projektverbund **BIOTA** Ost Afrika (**BI**odiversity **M**onitoring **T**ransect **A**nalyses in Africa) im Kakamega Forest National Reserve. Das Projekt untersucht die Biodiversität in Hochlandregenwäldern wie auch die dazugehörigen ökologischen Prozesse. Die durchgeführte Studie entstand im Subprojekt E10 („Towards sustainable use and conservation of pollinators“).

Der Kakamega Forest liegt auf einer Höhe von ca. 1.600 m üNN, ist ein Ausläufer des Eastern Afromontane Hochlandwaldes und ein Refugium hoher Artenvielfalt. Von der einst geschlossenen Waldfläche existiert jedoch in Kenia nur noch eine zentrale, geschützte Fläche von ca. 240 km². Hinzukommen jedoch noch einige kleinere Fragmente an deren Peripherie. Trotz der Schutzmaßnahmen durch den KWS (Kenya Wildlife Service) unterliegt der Regenwald einem starken anthropogenen Druck durch Abholzung und Brandrodungen zur Holz-, Bauland- und Ackerlandgewinnung.

Die Untersuchungsart *F. thonningii* kommt sowohl im Wald und an den Waldrändern als auch im Farmland vor und kann je nach Habitat eine Größe von 8m-40m erreichen. Die asynchrone Blühzeit im Jahresverlauf ist für die Erhaltung des Mutualismus und seiner Stellung als Schlüsselressource für Primaten und Vögel von essentieller Bedeutung. Die zugehörige Feigenwespenfauna ist mit 30 Arten aus den Familien der Agaonidae, Pteromalidae, Ormyridae, Eurytomidae und Epichrysomallinae eines der artenreichsten Verbindungen, die an einer Feigenart zu finden ist.

3 Fragestellungen

- A) Haben die saisonalen Gegebenheiten einen Einfluss auf den Reproduktionserfolg von *F. thonningii* und seinen Bestäubern? Welche Faktoren (Phänologie, nicht-bestäubende Feigenwespenfauna) spielen eine Rolle?

- B) Unterscheidet sich der Reproduktionserfolg von Feigen und Bestäubern hinsichtlich dreier Störungsstufen des Kakamega Forest's und Umgebung? Welche Faktoren können die möglichen gefundenen Unterschiede erläutern?

4 Methoden

Es wurden in 10 Untersuchungsgebieten jeweils 3 Plots eingerichtet. Jeder Plot hatte eine Größe von 400m x 100m. In diesen Plots wurden Bäume von *F. thonningii* mit einem GPS-Gerät kartiert (s. Abb. 1). Es wurden 363 Bäume erfasst und die Phänologie im Jahresverlauf aufgenommen. In der Trockenzeit (Nov. 2008-Feb. 2009) wurden 40 Bäume beprobt und 20 Feigen pro Baum gesammelt. Die Feigen wurden nur dann gesammelt, wenn sie in dem Stadium waren, in dem die Samenausählung wie auch Auszählungen des Reproduktionserfolges sicher gestellt war. In der Regenzeit (April 2009-Juli 2009) wurden von 30 Bäumen jeweils 20 Feigen gesammelt. Jede Feige wurde in ein eigens dafür vorgesehenen Behälter überführt. Die aus den Feigen geschlüpften Feigenwespen wurden in 75% Ethanol konserviert und an der Universität Bielefeld bestimmt und ausgezählt. Die Samen wurden im Ofen getrocknet und zum Teil vor Ort wie auch an der Universität Bielefeld ausgezählt. Die Samenauszahlungen und der Reproduktionserfolg der Wespen von 400 Feigen aus der Trockenzeit und 300 Feigen aus der Regenzeit wurden bei den Analysen berücksichtigt. Mittelwertberechnungen im Ergebnisteil beziehen sich immer auf 10 ausgezählte Feigen pro Baum. Die Untersuchungsgebiete wurden in drei Störungsstufen eingeteilt: 1. Farmland (Farmland zwischen Hauptwald und Waldfragment Kisere im nördlichen Teil), 2. Gestörter Wald (Bäume die an Waldrand, an Wegen und an Grasländern im Inneren des Waldes stehen, sowie Bäume im Sekundärwald), 3. Wald (Bäume im Waldinneren ohne anthropogenen Einfluss).

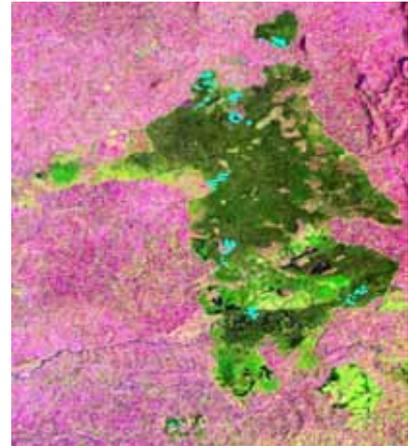


Abb.1: Die Karte zeigt die untersuchten Gebiete. Türkise Punkte stellen die Lage der Bäume von *F.thonningii* dar. Landsat ETM+ (7) satellite image (G. Schaab, Karlsruhe University of Appl. Sci., Germany).

5 Ergebnisse

Der Reproduktionserfolg der Feigenwespen unterscheidet sich signifikant hinsichtlich saisonaler Gegebenheiten mit einer höheren Anzahl an Feigenwespen in der Regenzeit ($p < 0.001$, $t = -5.181$, s. Abb.2[A]). Dies ist ausschließlich auf die signifikant höhere Anzahl der Bestäuber in der Regenzeit zurückzuführen ($p < 0.001$, $t = -4.973$). Es wurden keine jahreszeitlichen signifikanten Unterschiede hinsichtlich der Artenanzahl gefunden (s. Abb.2[B]).

Der Reproduktionserfolg von *F. thonningii* ist in der Trockenzeit signifikant höher als in der Regenzeit ($p < 0.001$, $t = 6.250$, s. Abb.2[C]), obgleich die Anzahl der Blüten keine saisonalen Unterschiede aufweist. Die niedrigere Anzahl der Samen in der Regenzeit ist auf eine hohe Samenparasitierungsrate durch die Feigenwespen zu erklären ($p < 0.001$, $t = -9.648$, s. Abb.2[D]).

Der Reproduktionserfolg der Feigenwespen innerhalb einer Jahreszeit jedoch in unterschiedlichen Störungsstufen ergab in der Trockenzeit eine signifikant höhere Anzahl an Feigenwespen im Wald als im Farmland und im gestörten Wald ($p = 0.012$, $t = -2.546$, s. Abb.2[A]). Dies ist auf die geringere Anzahl an Bestäuberwespen im Farmland und im gestörten Wald zurückzuführen (s. Abb.3[A].) In der Regenzeit

wurde die signifikant höchste Anzahl an Feigenwespen im Farmland und im Wald gefunden ($p=0.015$, $t=2.455$, s. Abb.2[A]), wobei dies mit einer hohen Bestäuberanzahl in genannten Stufen zusammenhängt (s. Abb.3[B]). Die niedrigsten Artanzahlen pro Feige wurden im Farmland in der Regenzeit sowie im gestörten Wald in der Trockenzeit festgestellt (s. Abb.2[B]).

Der Samenansatz in der Trockenzeit bezüglich der drei Störungsstufen ergab eine signifikant höhere Anzahl fertiler Samen im gestörten Wald ($p<0.001$, $t=4.131$, s. Abb.2[C]). Dies ist mit einer signifikant höheren Anzahl an Blüten pro Feige an Bäumen im gestörten Wald und einer geringeren Anzahl an Feigenwespen zu erklären. Folglich ist durch eine kleinere Anzahl an Feigenwespen die Samenparasitierungsrate im gestörten Wald signifikant niedriger als in den anderen Gebieten ($p=0.012$, $t=-2.114$, s. Abb.2[D]). In der Regenzeit wurden keine signifikanten Unterschiede des Samenansatzes und der Samenparasitierungsrate gefunden, dies ist auf die relativ gleichbleibende Anzahl von Feigenwespen in dieser Jahreszeit zurückzuführen (s. Abb.2[A, C, D]).

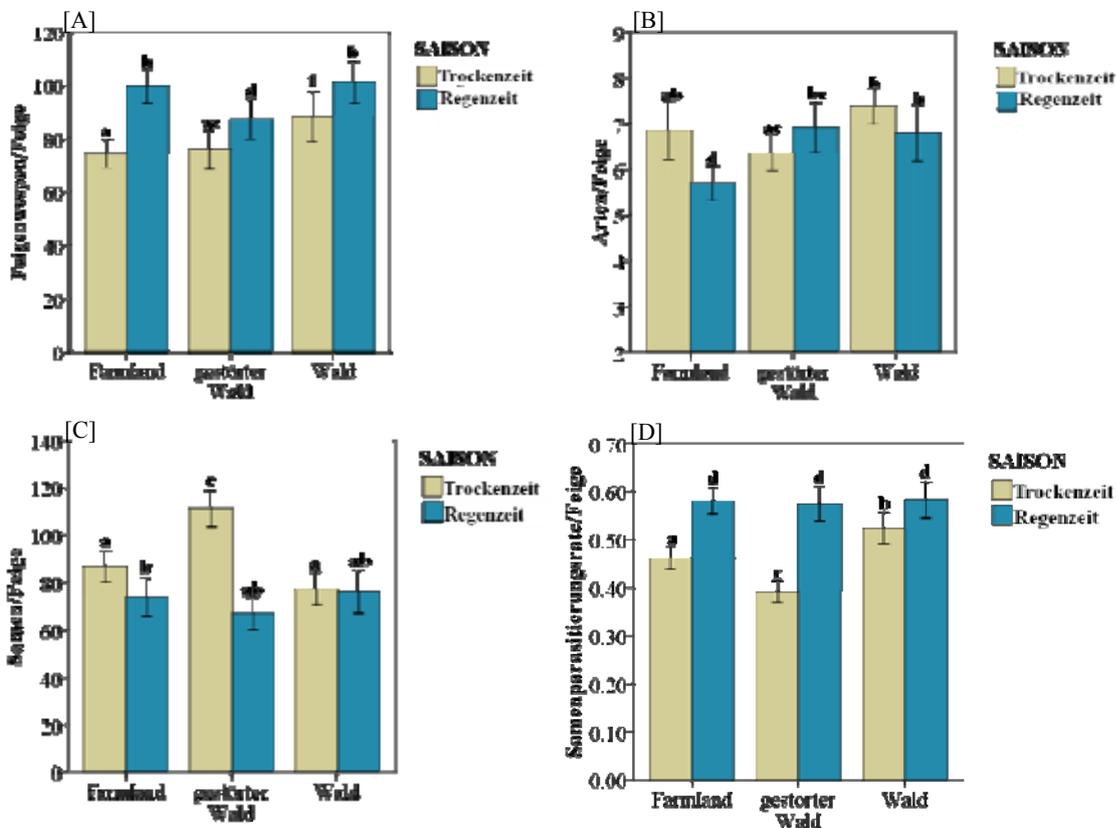


Abb.2: Die mittlere Individuenanzahl von Feigenwespen [A], die mittlere Artenanzahl der Feigenwespen [B], die mittlere Samenanzahl von *F. thoningii* [C] und die mittlere Samenparasitierungsrate [D] pro Feige zur Trocken- und Regenzeit, dargestellt in unterschiedlichen Störungsstufen, wie im Farmland, Wald-gestört und im Wald. Unterschiedliche Buchstaben kennzeichnen Signifikanzniveaus bei $p \leq 0.05$.

Bemerkenswert war das Vorkommen der Bestäuberart *A. longiscapa* in offenen Gebieten wie im Farmland, wie auch an Bäumen am Waldrand oder an Bäumen im Wald, die an Grasländern oder größeren Schneisen und Straßen stehen (s. Abb.3[A, B]). An Bäumen im Wald war *A. longiscapa* nicht zu finden (s. Abb.3[A, B]). Auffallend war die signifikante Abundanzzunahme von *A. longiscapa* mit zunehmender Distanz zum Wald in der Trocken- wie auch Regenzeit (s. Abb.4[A, C]). Im Gegensatz zu *A. longiscapa*

konnte ich bei *E. stuckenbergi* eine signifikante Abundanzabnahme mit zunehmender Distanz zum Wald in der Trocken- wie auch Regenzeit verzeichnen (s. Abb.4[B, D]).

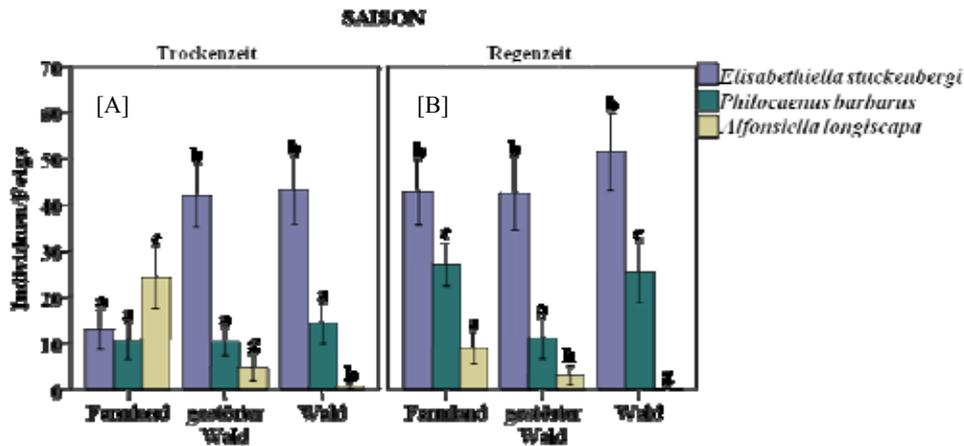


Abb.3: Die mittlere Individuenanzahl pro Feige von *E.stuckenbergi* (lila Balken), von *Ph. barbarus* (grüne Balken) und von *A. longiscapa* (beige Balken) in unterschiedlichen Habitaten und in der Trockenzeit[A],in der Regenzeit[B]. Unterschied-liche Buchstaben kennzeichnen Signifikanzniveaus bei $p \leq 0.05$.

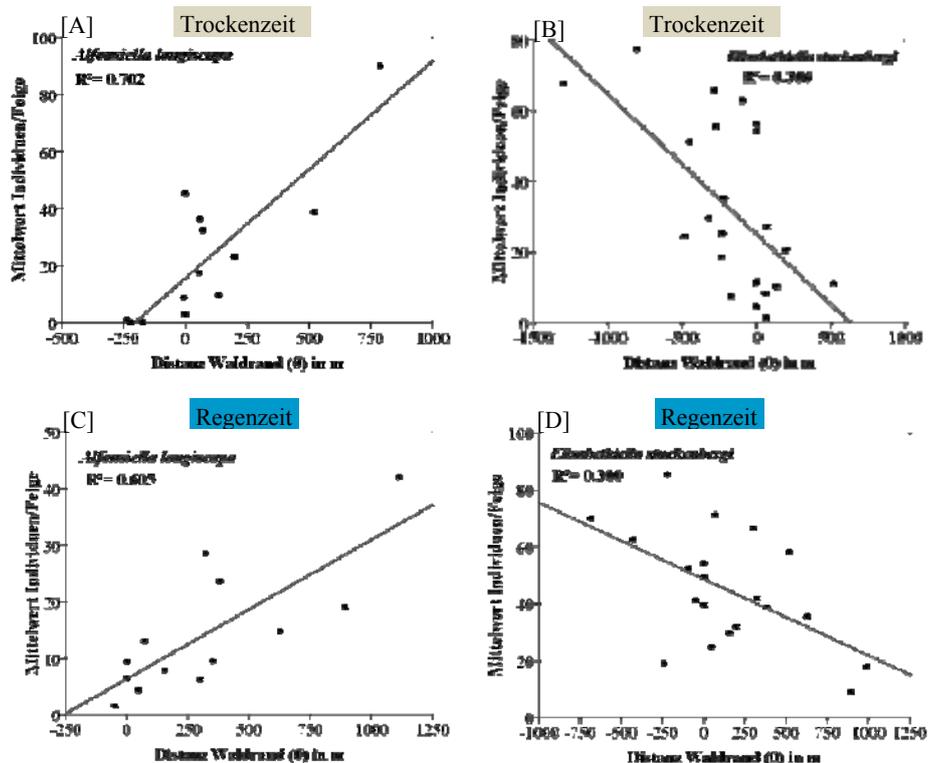


Abb.4: Abundanzzunahme von *A. longiscapa* pro Feige mit zunehmender Distanz zum Wald in der Trockenzeit [A] mit $p < 0.001$, $F = 28.289$ und in der Regenzeit [C] mit $p = 0.003$, $F = 12.469$. Abundanzabnahme von *E. stuckenbergi* pro Feige mit zunehmender Distanz zum Wald in der Trockenzeit [B] mit $p = 0.002$, $F = 12.709$ und in der Regenzeit [D] mit $p = 0.012$, $F = 7.709$.

6 Diskussion

Die Ergebnisse und ein Vergleich mit anderen Studien zeigt, dass Habitatfragmentierung und, in meiner Studie, Fragmentierung einer bestimmten Baumart zwar häufig den Reproduktionserfolg von Arten negativ beeinträchtigt, jedoch die Samenproduktion in gestörten Habitaten höher ausfallen lässt. Zugleich unterliegen ökologische Prozesse einer Vielzahl von Faktoren, durch deren Berücksichtigung die Auswirkungen von Fragmentierung besser konkretisiert werden und dieser vermeintliche Widerspruch aufgelöst werden kann. Sind die Habitatveränderungen trotz einer starken Fragmentierung gering, sind auch die Effekte der Fragmentierung geringer auf die Tier- und Pflanzenwelt als wenn die Habitate in deutlich unterschiedliche Landschaftsräume eingebettet sind. In meiner Studie sind die Bäume im Farmland in deutlich andere Habitatstrukturen eingebettet als Bäume, die zum gestörten Wald und zum Wald zählen. Obgleich Bäume im gestörten Wald andere Lebensraumstrukturen aufweisen als Bäume im Wald, ist die räumliche Nähe zum Habitat Wald vorhanden. Zugleich weisen sie jedoch auch Ähnlichkeiten zu räumlichen Strukturen des Farmlandes auf, z.B. den Standort an offenen Gebieten. Genau diese partiellen Ähnlichkeiten zu zwei Habitaten drücken sich auch in meinen Ergebnissen aus. Zum einen ist bemerkenswert, dass die Bestäuberwespe *A. longiscapa* anhand meiner Analysen eine Affinität zu offenen Gebieten aufweist und dementsprechend im Farmland vorkommt. Jedoch ist sie auch in Feigen von Bäumen zu finden, die im Waldesinneren an Grasländern sowie an Schneisen und Straßen stehen. Laut Literaturrecherche ist dies die erste Studie, in der festgestellt wird, dass diese Feigenwespenart eine Affinität zu offenen Gebieten aufweist. Folglich kann *A. longiscapa* als Indikator für das Vorkommen einer Störung im Waldesinneren fungieren, das in vielen Fällen ein Anzeichen für anthropogene Einflüsse ist.

Jedoch auch die saisonalen Gegebenheiten können den Grad der Auswirkung von Fragmentierung beeinflussen. Die höhere Anzahl an Feigenwespen pro Feige in der Regenzeit kann auf die Blühzeiten von *F. thoningii* zurückzuführen sein, da der Blühhöhepunkt im Jahr in der Trockenzeit zu verbuchen ist. Diese ist der Regenzeit vorangeschaltet und bildet somit eine große Anzahl an Feigen aus, die folglich eine hohe Abundanz an Feigenwespen hervorbringen können. Dementsprechend steht zur Regenzeit eine große Anzahl an Feigenwespen zur Verfügung, die sich auf eine kleinere Anzahl blühender Bäume verteilen und somit die Anzahl der Feigenwespen pro Feige erhöht. Demzufolge ist die Samenparasitierungsrate in der Regenzeit höher und der Samenansatz niedriger. Dies wird durch meine Ergebnisse bestätigt.

Gleichwohl haben die saisonalen Gegebenheiten unterschiedliche Auswirkungen auf die untersuchten Störungsstufen. Das Farmland ist in der Trockenzeit einer großen Hitze ausgeliefert, dies äußert sich bei zweien von den drei Bestäubern in niedrigeren Abundanzen. Dies wird genauso, wenn auch in einem schwächeren Maße, im gestörten Wald festgestellt, welches auf die offenen Standorte zurückzuführen ist. Eine Ausnahme ist die Bestäuberwespe *A. longiscapa*. Diese ist nachtaktiv und dementsprechend von der Hitze nicht betroffen. Durch das geringere Auftreten der anderen Bestäuberarten an offenen Standorten zieht sie einen positiven Nutzen durch Abundanzzunahme und ist im Farmland die am Häufigsten verbreitete Bestäuberart. Durch die Verdrängung der Hauptbestäuberart *E. stuckenbergi* an offenen Standorten, die im Waldesinneren durch anthropogenen Einfluss entstanden sind, ist die Kenntnis der Bestäubungseffizienz der drei Bestäuberarten von essentieller Bedeutung, um den Grad des Einflusses auf den Reproduktionserfolg der Feigenart zu klassifizieren. Diese Daten liegen bis jetzt noch nicht vor, werden jedoch noch erhoben und analysiert.

Abschließend ist zu sagen, dass die Vielzahl biotischer und abiotischer Faktoren eines komplexen Systems wie dem der Feigen und Feigenwespen allgemeine Aussagen zur Auswirkung von Fragmentierung sehr schwierig machen. Die bis zu diesem Zeitpunkt fehlende, jedoch auch einflussreiche Komponente der *nicht-bestäubenden* Feigenwespen könnte ein ganz anderes Licht auf die meist durch anthropogenen Einfluss entstandenen Beziehungsprobleme im Wunderland der Feigen werfen.

7 Literatur

Internet: <http://www.figweb.org/>

- AHMED, S.; COMPTON S.G.; BUTLIN R.K. & P.M. GILMARTIN (2009): Wind-borne insects mediate directional pollen transfer between desert fig trees 160 kilometers apart. - Proceedings of the National Academy of Sciences, 106 (48): 20342-20347
- BURROWS, J. & S. BURROWS (2003): Figs of southern and south-central Africa. - Umdaus Press.
- COMPTON, S.G. & S. VAN NOORT (1992): Southern African fig wasps (Hymenoptera: Chalcidoidea): resource utilization and host relationships. - Proceedings of the Koninklijke Nederlandse Akademie van Wetenschappen (C), 95: 423-435
- COMPTON, S.G.; VAN NOORT, S.; MCLEISH, M.J.; DEEBLE M. & V. STONE (2009): Sneaky African fig wasps that oviposit through holes drilled by other species. - African Natural History, 5: 9-15
- GALIL, J. (1977): Fig Biology. - Endeavour, 1: 52-56
- JANZEN, D.H. (1979): How to be a fig. Annual Review of Ecology and Systematics, 10: 13-51.
- MACHADO, C.A.; JOUSSELIN, E.; KJELLBERG, F.; COMPTON, S.G. & E.A. HERRE (2001): Phylogenetic relationships, historical biogeography and character evolution of fig pollinating wasps. - Proceedings of the Royal Society of London, Ser. B, 268: 685-694
- RAMIREZ, B.W. (1970): Host specificity of fig wasps (Agaonidae). - Evolution, 24: 680-691
- WEST, S.A. & E.A. HERRE (1994): The ecology of the New World fig-parasitizing wasps *Idarnes* and implication for the evolution of the fig-pollinator mutualism. - Proceedings of the Royal Society, London (B), 258: 67-72
- WIEBES, J.T. (1979): Coevolution of figs and their insect pollinators. - Annual Review of Ecology and Systematics, 10: 1-12.
- WIEBES, J.T. & S.G. COMPTON (1990): Agaonidae (Hymenoptera Chalcidoidea, and *Ficus* (Moraceae): fig wasps and their figs. VI (Africa concluded). - Proceedings of the Koninklijke Nederlandse Akademie van Wetenschappen (C), 93: 203-222

Treffpunkt Biologische Vielfalt 10	2011	47-51	Hrsg.: Bundesamt für Naturschutz, Bonn
------------------------------------	------	-------	--

Diversität innerhalb der Art des tropischen Futtergrases *Chloris gayana*

JENNI PONSENS

Schlagwörter: Chloris gayana, Rhodes Grass, tropisches Futtergras, innerartliche Diversität, morphologische Charakterisierung, agronomische Evaluierung, Trockenstress, genetische Ressourcen

Einleitung

Irreversible Verluste biologischer Vielfalt stellen global eine der größten Herausforderungen der heutigen Zeit dar (MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT, 2005). Habitatsverluste als Folge konstant steigender Bevölkerungszahlen sind eine große Bedrohung auch für die Diversität von Futterpflanzen, die es bisher Menschen auf der ganzen Welt ermöglicht, Vieh zu halten. In Entwicklungsländern steigt der Bedarf nach tierischen Produkten massiv an (DELGADO et al., 1999), doch ungenügende Futtermittellieferung schränkt die Produktivität der Viehhaltung besonders in trockenen tropischen Gebieten stark ein (HANSON, 1998a; TESSEMA & BAARS, 2006). Die Diversität von Futterpflanzen bildet die Basis zur Steigerung der tierischen Produktivität und kann damit auch zur Verbesserung menschlicher Ernährung und Einkommen und letztlich zur Reduzierung von Armut beitragen. Bessere Informationen zur Diversität tropischer Futterpflanzen sind dringend notwendig, um diese nutzbar zu machen. Wissen um die existierende Vielfalt ist grundsätzlich Voraussetzung für ihre Nutzung und damit für ihre Erhaltung. So ist die Erfassung der vorhandenen Vielfalt auch ein Kernelement des CBD Arbeitsprogramms zur Agrobiodiversität. Die Beschreibung der Vielfalt innerhalb der Art eines wichtigen tropischen Futtergrases ist Hauptziel der vorliegenden Arbeit. Genetische Vielfalt innerhalb der Art ermöglicht es Pflanzen, sich an wechselnde Bedingungen anzupassen. Eine hohe innerartliche Vielfalt reduziert somit Risiken sowohl durch Krankheiten oder Schädlinge als auch durch Veränderungen der Umweltbedingungen und trägt zum langfristigen Erhalt einer Art bei (Hawkes et al., 2000).

Ein wesentliches Problem in Afrika südlich der Sahara ist die Futtermittellieferung in Trockenzeiten (LARBI et al., 1992). Da im Zuge des Klimawandels Extremereignisse und Dürren weiter zunehmen werden (IPCC, 2001; IPCC, 2007), ist die Identifizierung trockenheitsresistenter Futterpflanzen zukünftig von enormer Bedeutung (CECCARELLI & GRANDO, 2002; MOLDEN, 2007). Im Rahmen dieser Arbeit sollte insbesondere auch die Trockenheitsresistenz von *Chloris gayana* erfasst und Genotypen mit besonderem Potential für die Nutzung in Trockengebieten herausgestellt werden.

Da bis heute keine Schutzgebiete mit dem primären Ziel der Erhaltung von Futterpflanzen geschaffen worden sind (HANSON, 1998b), stellen Genbanken eine wichtige Möglichkeit dar, die Diversität zu erhalten bevor sie verloren geht. Besonders in Regionen wie Ostafrika, die immer wieder von Naturkatastrophen und Konflikten betroffen und gleichzeitig von starkem Bevölkerungswachstum geprägt sind, ist die Ex-situ Erhaltung genetischer Ressourcen unverzichtbar (HANSON, 1998a). Um gezielt nutzbar zu sein,

müssen Sammlungen von Genmaterial jedoch beschrieben (charakterisiert¹ und evaluiert²) werden (HANSON, 1998a). Das International Livestock Research Institute (ILRI) unterhält in Äthiopien eine Genbank für tropische Futterpflanzen. Aufgrund der Verfügbarkeit einer großen Sammlung in der ILRI Genbank sowie aufgrund der bekanntlich hohen Variabilität innerhalb dieser Art, ihrer breiten Anpassungsfähigkeit und ökonomischen Bedeutung wurde *Chloris gayana* für diese Studie ausgewählt.

Chloris gayana Kunth (Rhodes Gras) ist ein wichtiges tropisches Futtergras. Es stammt aus Ostafrika, wird aber mittlerweile in (sub-)tropischen Regionen weltweit angebaut (BOONMAN, 1978). Natürlicherweise kommt *C. gayana* in Gebieten mit Niederschlägen von 500 bis 1.500 mm pro Jahr und in Höhenlagen bis zu 2.000 m üNN vor (SKERMAN & RIVEROS, 1990). *C. gayana* ist sehr anpassungsfähig und wird zur Heugewinnung sowie als Weidegras genutzt (BOONMAN, 1997). Erträge und Futterqualität sind im Vergleich zu anderen tropischen Gräsern nicht außergewöhnlich hoch (BODGAN, 1977), mit bis zu 4,7 m tief reichenden Wurzeln ist *C. gayana* jedoch relativ trockenheitsresistent (SKERMAN & RIVEROS, 1990). Es gibt verschiedene kommerziell genutzte Sorten von *C. gayana*. Die wenigsten dieser Sorten sind allerdings durch Züchtung entstanden; meist entstammen sie wilden Populationen, die in Nutzung genommen worden sind (BODGAN, 1977). *C. gayana* wurde vielfach als extreme variable Art beschrieben, sowohl hinsichtlich ihrer Morphologie als auch in Bezug auf agronomisch wichtige Merkmale. Verfügbare Beschreibungen beschränken sich jedoch auf ausgewählte kommerziell genutzte Sorten, die Diversität wilder Populationen ist bisher kaum bekannt.



Abb. 1: *Chloris gayana* in Zwai, Äthiopien.

Im Rahmen der vorliegenden Arbeit wurde die innerartliche Diversität von *C. gayana* in einer Sammlung von 62 Akzessionen³ aus der ILRI Genbank erfasst. Ziel der Arbeit war es, die Vielfalt der Sammlung zu beschreiben, ähnliche Akzessionen zu gruppieren und solche mit besonderem Nutzungspotential herauszustellen.

Material und Methoden

Die Experimente für diese Arbeit wurden während eines Forschungsaufenthaltes im Sommer 2008 an der ILRI Forschungsstation in Zwai (7°54' N, 38°44' E; 1.640 m üNN) im äthiopischen Rift Valley durchgeführt. Die durchschnittliche jährliche Niederschlagsmenge von etwa 600 mm ist in Zwai ungleich übers Jahr verteilt, es herrscht eine lange Trockenzeit von Oktober bis Februar mit weniger als 10 mm Niederschlag pro Monat.

¹ **Charakterisierung:** Beschreibung genetischen Materials anhand von morphologischen Merkmalen, die stark erblich und leicht erkennbar sind sowie unter allen Umweltbedingungen ausgeprägt werden (TYLER et al. 1985).

² Im Gegensatz zur Charakterisierung werden bei der **Evaluierung** stark umweltabhängige Merkmale erfasst (z. B. agronomische Merkmale wie Ertrag, Resistenzen etc.) (ENGELS & VISSER 2003).

³ **Akzession:** „Muster“ eines bestimmten Genotyps einer Pflanzenart, das in einer Genbank erhalten wird.

Der Großteil der 62 *C. gayana* Akzessionen stammt aus wilden Populationen in Ostafrika; darunter sind jedoch auch 14 kommerziell genutzte Sorten. Die Sammlung wurde anhand von 30 morphologischen, 4 phänologischen und 8 agronomischen Merkmalen charakterisiert. Die Auswahl der zu untersuchenden Merkmale erfolgte nach verschiedenen Kriterien. Auf Grundlage von Beschreibungen in der Literatur sowie einer Pilotstudie wurden morphologische Merkmale einbezogen, die eine hohe Variation innerhalb der Art aufwiesen. Agronomische Merkmale wurden nach ihrer ökonomischen Bedeutung ausgewählt. In kleinen Versuchsfeldern wurden alle 62 Akzessionen unter gleichen Bedingungen im Feld angebaut. Jedes Merkmal wurde an 10 Pflanzen pro Akzession jeweils am selben Tag für alle Akzessionen gemessen, um Vergleichbarkeit zu gewährleisten.

Zusätzlich wurde ein Experiment durchgeführt, um Unterschiede in der Reaktion auf Trockenstress zu erfassen. Jeweils 10 Pflanzen jeder Akzession wurden in 6 Feldern gepflanzt. In der Trockenzeit wurden dann 3 dieser Felder dem Trockenstress ausgesetzt; die übrigen 3 Felder wurden wöchentlich bewässert. Im direkten Vergleich zwischen bewässerter und nicht-bewässerter Behandlung konnte die Fähigkeit zum Umgang mit Trockenstress für jede Akzession bestimmt werden.

Die Ergebnisse der Feldexperimente wurden statistisch analysiert (Clusteranalyse, PCA; Diskriminanzanalyse), um Zusammenhänge zwischen verschiedenen Merkmalen und Beziehungen zum Herkunftsort der Akzessionen herzustellen, sowie um Gruppen von Akzessionen mit ähnlichen Merkmalen zu bilden.

Ergebnisse und Diskussion

Es zeigte sich eine sehr hohe Diversität innerhalb der Art *Chloris gayana*, hinsichtlich ihrer Morphologie und Phänologie, den erfassten agronomischen Charakteristika sowie der beobachteten Reaktion auf Trockenstress (PONSENS et al., 2010). Sechs morphologische Gruppen wurden beschrieben, die sich in einer Vielzahl von Merkmalen unterscheiden, von der grundsätzlichen Wuchsform bis hin zu detaillierten Blütenkennzeichen. Unter den agronomischen Charakteristika variierte nicht nur der Gesamtertrag (400-2.100 g m⁻² Trockenmasse) und der Blattanteil (66-96 %), sondern auch die Verteilung der Erträge über drei Erntezeitpunkte. Gruppen von Akzessionen mit ähnlichen Merkmalen wurden klassifiziert und geeignete Akzessionen für verschiedene Nutzungssysteme wurden anhand ihrer Merkmale identifiziert. So wurden beispielsweise bestimmte Typen als besonders geeignet zur Heu- oder Weidenutzung oder zum Erosionsschutz herausgestellt.



Abb. 2: Vergleich zwischen bewässertem Feld und unbewässertem Feld nach 4 Wochen Trockenzeit.

Im Trockenstress-Experiment zeigten sich signifikante Unterschiede zwischen bewässerter und nicht bewässerter Behandlung: Unter Trockenstress war der Biomasseertrag pro Pflanze um bis zu 72 % reduziert, die Pflanzenhöhe variierte um bis zu 68 %. Die Blattsterberate betrug bis zu 43 %; die Zeit bis zur Blüte war für 38 Akzessionen verkürzt, für 10 jedoch verzögert. Die Akzessionen zeigten sehr unterschiedliche Strategien, mit Trockenstress umzugehen. Einige Akzessionen wiesen deutlich geringere Beeinträchtigungen unter Stress auf und erschienen vielversprechend zur Nutzung in Trockengebieten. Die großen Unterschiede zwischen den einzelnen Akzessionen verdeutlichen, dass es innerhalb der Art beträchtliches Potential zur Selektion bestimmter Genotypen für eine Verbesserung der Trockenheitsresistenz gibt.

Es konnten keine starken Zusammenhänge zwischen einzelnen Merkmalen festgestellt werden. Eine Korrelation zwischen bestimmten morphologischen Merkmalen und der Trockenheitsresistenz könnte helfen, das Potential von Genotypen über leicht zu erfassende morphologische Merkmale schnell einzuschätzen, ohne aufwendige Experimente durchführen zu müssen. Auch zwischen der Lage oder dem Klima des Herkunftsorts und Charakteristika der Akzessionen konnte keine Verbindungen festgestellt werden, die eine gezielte Sammlung von vielversprechendem Material ermöglichen würden. Die Ursache hierfür könnte darin liegen, dass nicht für alle Akzessionen exakte Informationen zum Herkunftsort vorlagen.

Fazit

Die beträchtliche Diversität innerhalb der 62 *C. gayana* Akzessionen aus der ILRI Sammlung zeigt das Potential der Art als wertvolle Futterressource, die unter verschiedensten Bedingungen nutzbar ist. Die Ergebnisse dieser Arbeit sind ein wichtiger Schritt, um die Diversität innerhalb der Art zu beschreiben, einschließlich kommerziell genutzter Sorten und wilder Populationen. Es konnten Gruppen von Akzessionen herausgestellt werden, die geeignete Merkmale für bestimmte Nutzungsarten (Heu, Weide, Erosionsschutz) oder Umweltbedingungen (Trockengebiete) aufwiesen. Weitere Untersuchungen und Langzeitexperimente sind nötig, um das Potential der vielversprechenden Akzessionen aus dieser Studie zu bestätigen. Die vorliegenden Ergebnisse erweitern jedoch die Optionen zur Nutzung der Sammlung in erheblichem Maße. Sie ermöglichen erstmals eine begründete Auswahl von Akzessionen, sei es zur weiteren Forschung, zur Zucht auf bestimmte Merkmale wie z. B. Trockenheitstoleranz, oder zum direkten Einsatz in der Landwirtschaft.

Danksagung

Diese Arbeit wäre nicht möglich gewesen ohne die großartige Unterstützung von Jean Hanson, Leiterin des Projekts zur Futterpflanzendiversität am ILRI Äthiopien. Den ILRI Mitarbeitern in Debre Zeit und Zwai bin ich dankbar für die Unterstützung bei der Feldarbeit. Zudem danke ich B.M. Mösel und J. Schellberg an der Universität Bonn für Betreuung und Rat bei der statistischen Auswertung, sowie der GTZ für die finanzielle Unterstützung des Forschungsaufenthaltes.

Literatur

- BODGAN, A.V. (1977): Tropical Pasture and Fodder Plants. - London (Longman)
- BOONMAN, J.G. (1978): Rhodes Grass Breeding in Kenya I. Intra-Variety Variation and Character Relationships. - *Euphytica* 27:127-136

- BOONMAN, J.G. (1997): Farmer's Success with Tropical Grasses: Crop-Pasture Rotations in mixed Farming in East Africa. - The Hague (Netherlands Development Assistance, Ministry of Foreign Affairs)
- CECCARELLI, S. & S. GRANDO (2002): Breeding Barley for Drought Resistance. - ICARDA Caravan 17.
- DELGADO, C.; ROSEGRANT, M.; STEINFELD, H.; EHUI, S. & C. COURBOIS (1999): Livestock to 2020. The Next Food Revolution. - Washington (IFPRI / FAO / ILRI)
- ENGELS, J.M. & L. VISSER (2003): A guide to effective management of germplasm collections. -. Rome (IPGRI) (Handbooks for Genebanks; 6)
- HANSON, J. (1998a): Ruminant feed resources research. - In: Devendra, C. et al. (eds.): Global Agenda for Livestock Research. Proceedings of a Conference on Development of Livestock Research Priorities in Asia, 13-15 May 1997. - Hanoi (National Institute of Animal Husbandry); Nairobi (ILRI): 49
- HANSON, J. (1998b): Forage Genetic Resources Conservation at ILRI. - Swedish University of Agricultural Sciences: Currents 17/18:31-34
- HAWKES, J.G.; MAXTED, N. & B.V. FORD-LLOYD (2000): The Ex-Situ Conservation of Plant Genetic Resources. - Dordrecht (Academic Publishers)
- IPCC (2001): Climate Change 2001: Synthesis Report - Cambridge (Cambridge University Press)
- IPCC (2007): Climate Change 2007: A synthesis report - Geneva (Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC))
- LARBI, A.; OCHANG, J.; HANSON, J. & J. LAZIER (1992): Agronomic evaluation of *Neonotonia wightii*, *Stylosanthes scabra* and *S. guianensis* accessions in Ethiopia. - Tropical Grasslands 26:115-119
- MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT (2005): Ecosystems and Human Well-being: Biodiversity Synthesis. - Washington (World Resources Institute)
- MOLDEN, D. (Ed.) (2007): Water for Food, Water for Life: A Comprehensive Assessment of Water Management in Agriculture. - London (Earthscan)
- PONSENS, J.; HANSON, J.; SCHELLBERG, J. & B.M. MOESELER (2010): Characterization of phenotypic diversity, yield and response to drought stress in a collection of Rhodes grass (*Chloris gayana* Kunth) accessions. - Field Crops Research 118:52-72
- SKERMAN, P.J. & F. RIVEROS (1990): Tropical grasses. FAO Plant Production and Protection Series No. 23. - Rome (FAO)
- TESSEMA, Z. & R.M. BAARS (2006): Chemical composition, dry matter production and yield dynamics of tropical grasses mixed with perennial forage legumes. - Tropical Grasslands 40:150-156
- TYLER, B.F.; HAYES, J.D. & W. ELLIS DAVIES (1985): Descriptor List for Forage Grasses. - Rome (IBPGR)

Treffpunkt Biologische Vielfalt 10	2011	53-58	Hrsg.: Bundesamt für Naturschutz, Bonn
------------------------------------	------	-------	--

**Verbesserung der Lebensraumbedingungen von Offenlandarten in einem nachhaltigen landwirtschaftlichen Nutzungssystem (Ökolandbau)
Projektansatz für einen größeren Landwirtschaftsbetrieb in einer Bördelandschaft**

JOCHEN GODT, JOHANNES LANG, KARL KUGELSCHAFTER, CINDY BAIERL, THOMAS VAN ELSSEN, THORSTEN HAASE, JÜRGEN HEB

Einleitung

Naturschutzfachliche Defizite, die im Zusammenhang mit einer Intensivierung der Landwirtschaft immer wieder diskutiert werden (SRU 1985, 1996) treten vor allem in Bördelandschaften auf. Aufgrund ihrer günstigen Standortbedingungen (Lößlehm Böden, günstige klimatische Verhältnisse) hat hier die Intensivierung der Landwirtschaft im vergangenen Jahrhundert zu weitreichenden Strukturveränderungen geführt. Extensiv genutzte Flächen wurden weitgehend verdrängt zugunsten großer Schläge und günstiger Produktionsbedingungen. So wurden z. B. über Veränderungen des Wasserhaushaltes durch weitgehende Drainierung der Produktionsflächen und Kanalisierung der Fließgewässer günstig bearbeitbare Produktionsflächen hergestellt. Optisch wahrnehmbar sind solche Veränderungen an einer eintönigen Landschaft ohne gliedernde Landschaftsstrukturen.

Da die Segregation in Nutz- und Schutzflächen gerade in Bördelandschaften nicht zur hinreichenden Erfüllung naturschutzfachlicher Ziele geführt hat (SRU 1985, 1996) stellt sich die Frage, inwieweit das berechnete Interesse der Landwirtschaft, unter Ausnutzung der günstigen Standortbedingungen hochwertige Lebensmittel in ausreichender Menge zu erzeugen, in Einklang mit ebenso berechtigten naturschutzfachlichen Zielen gebracht werden kann (s. a. HÜLSBERGEN & DIEPENBROCK 2000, FLADE et al. 2003, BÖRNER 2003, RINGLER et al. 2004, FUCHS & STEIN-BACHINGER 2008, HAAREN et al. 2008). Die Einführung nachhaltiger Nutzungssysteme, wie sie der Ökologische Landbau vom Prinzip bietet, liegt nahe, da hiermit naturschutzfachliche Ziele auf der landwirtschaftlichen Nutzfläche verfolgt werden können (WEIGER & WILLER 1997). Dabei ist kritisch zu prüfen, ob tatsächlich alle Naturschutzziele durch die Umstellung auf Ökologischen Landbau hinreichend erreicht werden oder ob durch weitere Bemühungen, die in der Regel über die gute fachliche Praxis der Landwirtschaft hinausgehen, weitere Positiveffekte unter Abwägung der ökonomischen Aufwendungen erreichbar sind. Diese Fragestellung soll das vom Bundesamt für Naturschutz (BfN) aus Mitteln des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (BMU) sowie vom Land Hessen über die Hessische Landgesellschaft (HLG) finanzierte Entwicklungs- und Erprobungs- und Entwicklungsvorhabens projekt (E&E-Vorhaben) aufnehmen. Durchgeführt wurde das Vorhaben „Integration von Naturschutzzielen in den Ökologischen Landbau – am Beispiel der Hessischen Staatsdomäne Frankenhausen“ an der Universität Kassel in einem interdisziplinären Ansatz unter Beteiligung von sieben landwirtschaftlich und landschaftsökologisch ausgerichteten Fachgebieten. An dieser Stelle wird die Herleitung des Maßnahmenplanes sowie dessen Umsetzung in der Fläche beschrieben.

Material und Methoden

Projektdesign

Das Entwicklungs- und Erprobungsvorhaben (E&E) wurde 2001 mit einer einjährigen Voruntersuchungsphase gestartet (GODT et al. 2002, GODT et al. 2007, VAN ELSSEN et al. 2007). Ziel der Voruntersuchung war die Entwicklung eines Maßnahmenplanes, der in mehreren Schritten erarbeitet wurde:

1. Zieldefinition und Entwicklung von Leitlinien,
2. Festlegung von Untersuchungsmethoden und Erhebung landschaftsökologisch relevanter Daten zur Beschreibung des status quo u. a. unter Verwendung des Kriterienkataloges von KNICKEL et al. (2001),
3. Defizitanalyse durch Vergleich von Ist und Soll,
4. Entwicklung eines Maßnahmenplanes zur naturschutzfachlichen Optimierung (siehe auch <http://www.uni-kassel.de/Frankenhausen>)

Insbesondere die Zieldefinition und die Entwicklung des Maßnahmenplanes wurden unter Beteiligung verschiedener Interessensgruppen (Landwirte, Wissenschaftler, behördlicher Naturschutz, Naturschutzverbände, Landwirtschaftsverwaltung, Planungsbüros) diskursiv (s. a. auch BAUMGART & VAN ELSSEN 2009) erarbeitet. Vor allem sollte der Betrieb seine Interessen einbringen, um eine Integration der Naturschutzziele in das Betriebskonzept an den konkreten Bedürfnissen des Betriebes zu orientieren. Nach verschiedenen Zwischenerhebungen in den Folgejahren wurde 2006, die Hauptuntersuchung mit den Teilen Hauptvorhaben (HV, Umsetzung des Maßnahmenplanes) und Wissenschaftliche Begleitung (WB, fachliche Analysen der Wildtierökologie, Gewässerökologie, Vegetationskunde, Grünlandökologie, Entomologie und Agrarökonomie) gestartet. Das Hauptvorhaben (Umsetzung des Maßnahmenplanes) gliedert sich in

1. temporäre Maßnahmen innerhalb der bewirtschafteten Fläche
2. Maßnahmen, die die (Re)-Etablierung von dauerhaften Landschaftsstrukturen zum Ziel haben.

Untersuchungsgebiet und Landwirtschaftsbetrieb

Das Untersuchungsgebiet umfasst den voll arrondierten 318 ha großen Versuchsbetrieb der Universität Kassel (Hessische Staatsdomäne Frankenhausen; 51,4°N / 9,4°E, 210 und 260 m über NN) und dessen unmittelbare Umgebung im Naturraum 343.4, der n der Hofgeismarer Rötsecke, einer Bördelandschaft nordwestlich von Kassel. Der zuvor intensiv konventionell mit Getreide und Zuckerrüben viehlos bewirtschaftete Betrieb wurde 1998 durch die Universität Kassel vom Land Hessen (vertreten durch die Hessische Landgesellschaft gmbH) angepachtet und wird seit Herbst 1998 ökologisch nach Verbandsstandards und EU-Verordnung bewirtschaftet. Das Klima ist im langjährigen Mittel mit 650 mm Jahresniederschlag bei einer mittleren Jahrestemperatur von 8,5 °C im schwach subkontinental getönten Bereich charakterisiert (nähere Informationen siehe <http://www.uni-kassel.de/Frankenhausen>).

Maßnahmenkonzept

Der Erarbeitung des Maßnahmenkonzeptes ging eine detaillierte Analyse des Istzustandes vor und nach Umstellung auf den Ökologischen Landbau nach dem Kriterienkatalog von KNICKEL et al. (2001) voraus. Die Umstellung auf den Ökologischen Landbau erbrachte gegenüber der vorherigen konventionellen Bewirtschaftung bereits deutliche Verbesserungen, insbesondere durch den Verzicht auf leicht löslichen Mineraldünger, den Pestizidverzicht, die Einführung einer mehrgliedrigen Fruchtfolge und eine daraus resultierende Nutzungstypenvielfalt. Auch die Wiedereinführung der flächengebundenen Tierhaltung brachte eine deutliche Verbesserung der Strukturvielfalt. Hingegen blieben noch einige verbesserungswürdige Aspekte im Bereich der Biotopvernetzung, der Wiedereinführung von gering oder gar nicht genutzten Saumstrukturen, landschaftstypische dauerhafte Landschaftsstrukturen wie Hecken, Solitäre und Feldgehölze. Innerhalb der bewirtschafteten Flächen sind die dichten Pflanzenbestände, die häufigen mechanischen Bearbeitungs- und Erntemaßnahmen in Hackfrüchten und Feldfutterbeständen nachteilig für Bodenbrüter und Feldhasen.

Als ausgewählte wertgebende Arten, Ziel- und Leitarten Zielarten des Projektes im Bereich Vertebraten wurden folgende, ortstypische und zumindest als Nahrungsgäste vorhandene Offenlandarten bestimmt: (Feldlerche (*Alauda arvensis*), Rebhuhn (*Perdix perdix*), Wachtel (*Coturnix coturnix*) Braunkehlchen (*Saxicola rubetra*), Rohrweihe (*Circus aeruginosus*), Kornweihe (*Circus cyaneus*) Wiesenweihe (*Circus pygargus*), Kiebitz (*Vanellus vanellus*), Neuntöter (*Lanius collurio*), Raubwürger (*Lanius excubitor*) und Feldhase (*Lepus europaeus*). Der Feldhase, der auch in ehemaligen Gunststandorten wie Bördelandschaften regional starke Bestandeseinbrüche erlitten hat (GRAUER et al. 2009) wurde im Zuge der Erfolgskontrolle (Wissenschaftliche Begleitung) sehr intensiv untersucht. Dieser Schwerpunkt wurde bewusst gesetzt, da der Feldhase u. a. eine wichtige Funktion als Sympathieträger übernehmen kann, worüber Naturschutzziele politisch leichter transportierbar sind.

Das an den Lebensraumansprüchen der Zielarten orientierte, auf der Voruntersuchung basierende Maßnahmenkonzept wurde im Zuge des Hauptvorhabens zwischen 2006 und 2009 umgesetzt. Der teilweise nur auf kleinerer Fläche realisierte Maßnahmenanteil innerhalb bewirtschafteter Flächen hatte temporären Versuchscharakter und umfasste folgende Versuchskategorien (Ziel- und Leitarten bzw. Schutzgüterarten *kursiv*):

- Weite Reihe und Dammkultursystem im Getreide (*Feldhase, Feldlerche*)
- Aussetzen des Striegeln im Getreide (*Feldhase, Bodenbrüter und Beikräuter*)
- Zwischenfruchtanbau (*Feldlerche, Rebhuhn*)
- Kornradeblühstreifen und Ackerwildkrautstreifen (*Segetalarten, Bodenbrüter, Rebhuhn, Schutzgut Boden, Feldhase*)
- Erosionsschutzstreifen (*Schutzgut Boden, Bodenbrüter*)
- Feldfuttermanagement (*Feldlerche, Feldhase, Bodenbrüter*)

Im Gegensatz zu den Maßnahmen innerhalb der bewirtschafteten Flächen soll die 2. Maßnahmenkategorie der Reetablierung dauerhafter Landschaftsstrukturen dienen. Zielsetzung ist hier ebenso die Förderung von ortstypischen Zielarten der Bördelandschaft durch die Schaffung „verlässlicher“ Reproduktions-, Nahrungs- und Deckungsstrukturen. Darüber hinaus spielen landschaftsästhetische Aspekte zur Aufwertung der Erholungsfunktion eine Rolle (Solitäräume als Landmarks, Obstgehölze und Hecken in Nähe der Wirtschaftsgebäude etc.). Da einige die ortstypischen Zielarten als Offenlandarten auf höhere Land-

schaftsstrukturen wie hochwachsende Hecken und Feldgehölze mit Bäumen 1. Ordnung z. B. bei der Auswahl der Brutplätze (Feldlerche) negativ reagieren, wurden diese Strukturen nur restriktiv unter besonderer Ausweisung von prioritären Räumen für Offenlandarten geplant. Zum Maßnahmenkonzept „Dauerhafte Landschaftsstrukturen“ gehören folgende Maßnahmenkategorien (Ziel- und Leitarten und –funktionen bzw. Schutzgüter kursiv):

- Säume (2-3 m Breite) zur Unterteilung von Schlägen, Wegraine (je 2 m beidseitig), 6 m breite Säume unter Obstgehölzen (*Feldhase, Rebhuhn, Wachtel, Feldlerche, Bodenbrüter*)
- Obstgehölze (alte Obstbaumarten) in einseitigen Reihen entlang der Hauptwirtschaftswege (*Landschaftsbild, Erhaltung alter Obstsorten*)
- Hecken, Feldgehölze (teilweise beerntbar als „Teehecken“ sowie für Laubheunutzung) (*Rebhuhn, Feldhase, Neuntöter, Raubwürger*), Solitäräume (*Landschaftsbild*)
- Ökologische Vorrangflächen (je 3 ha große Extensivflächen, initial eingesät mit einer angepassten Offenlandartenmischung (40 Arten) (*Feldhase, Rebhuhn, Rohr-, Wiesen- und Kornweihe*)
- Gewässersäume und bachbegleitendes Grünland (Gewässerraum standardmäßig 5 m Breite bei anschließendem Grünland, 10 m Breite bei anschließender Ackernutzung), zusätzlich in einigen Bereichen 30 m Breite bachbegleitendes (Feucht-) Grünland entlang von Fließgewässern (*Braunkehlchen, Bodenbrüter, Feuchtgrünland, Wachtelkönig*)
- Gewässerrenaturierung mit Gewässersaumverbreiterungen und Bachrückverlegung in das ehemalige Bachbett, Offenlegung ehemals verrohrter Bachabschnitte und Anlage von kleineren Stillgewässern (*Amphibien, Bachforelle, Geländewasserhaushalt*)
- Umwandlung von Acker in Dauergrünland an geeigneten Standorten mit geringerer Ackerzahl in hängigem Gelände und in den ehemaligen Auebereichen (*Bodenbrüter Grünland*)
- Entwicklung von Feuchtgrünland durch Rückbau von Drainagesystemen in der ehemaligen Aue (*Amphibien, Bodenbrüter Feuchtgrünland*)

Übersicht der realisierten dauerhaften Landschaftsstrukturen

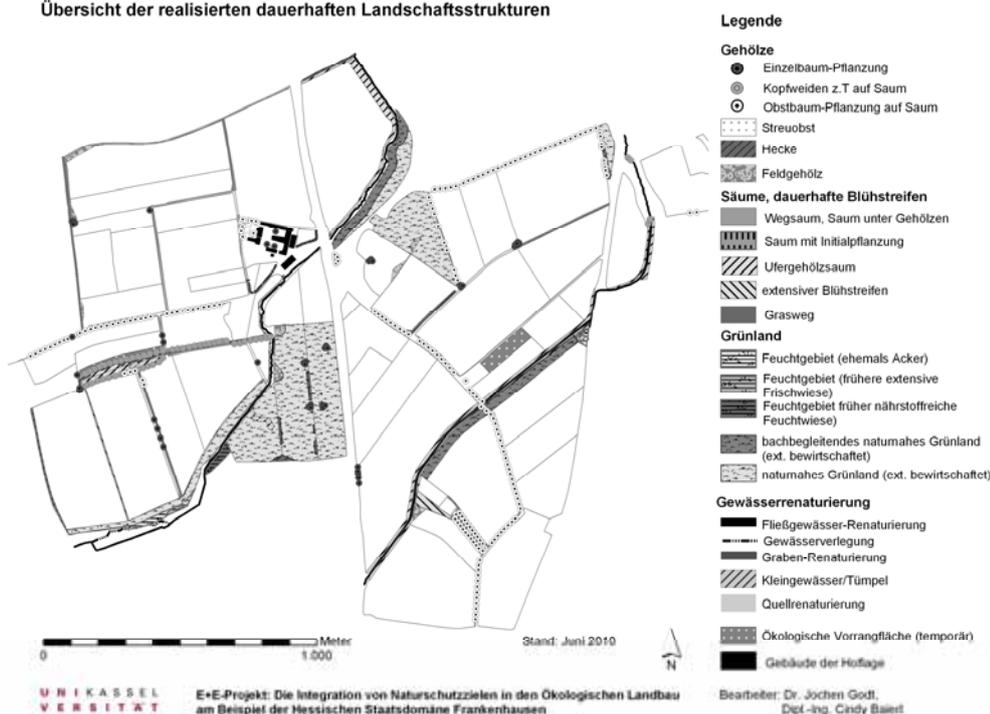


Abb. 1: Darstellung der Maßnahmenflächen zur Reetablierung dauerhafter Landschaftsstrukturen auf der Hessischen Staatsdomäne Frankenhäusen

Ausgangspunkt der Maßnahmen sind Relikte von naturnahen Strukturen entlang der Fließgewässer sowie die für den Betrieb kartierte Bodenbonität unter Beachtung historischer Zusammenhänge (EBERT et al. 2005). Eine Übersicht über die flächenhafte Verteilung der Maßnahmen gibt die Abb. 1. Die Flächenbilanzen der ehemals vorhandenen und neu eingeführten dauerhaften Landschaftsstrukturen (Stand V / 2010) machen deutlich, dass zwar eine relativ große Fläche (41,2 ha) durch die Maßnahmen betroffen ist, hierbei aber z. B. nur ca. 7 ha Gehölze und 8,7 ha Gewässerrandstreifen dauerhaft der landwirtschaftlichen Nutzung entzogen wurden. Ansonsten überwiegen bei weitem die noch weiter – wenn auch eingeschränkt - nutzbaren Flächen.

Ergebnisse, die im Zuge des Wissenschaftlichen Begleitvorhabens erarbeitet werden, werden an anderem Orte vorgestellt (siehe auch <http://ww.uni-kassel.de/Frankenhausen>).

Danksagung

Den Finanzgebern des E&E- ProjektesVorhabens „Die Integration von Naturschutzziele in den Ökologischen Landbau am Beispiel der Hessischen Staatsdomäne Frankenhausen“, dem Bundesamt für Naturschutz (aus Mitteln des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (BMU) sowie der Hessischen Land Gesellschaft (Gegenfinanzierung aus Mitteln des Landes Hessen) sei an dieser Stelle herzlich gedankt.

Literaturverzeichnis

- BAUMGART, L. & T. VAN ELSSEN (2009): Fallstudie über die partizipative Zusammenarbeit von Landwirten und Wissenschaftlern in einem Naturschutzprojekt – am Beispiel der Hessischen Staatsdomäne Frankenhausen. - In: MAYER et al. (Hrsg.): Band 1 des Tagungsbandes der 10. Wissenschaftstagung Ökologischer Landbau. Werte - Wege - Wirkungen: Biolandbau im Spannungsfeld zwischen Ernährungssicherung, Markt und Klimawandel“: 442-445
- BÖRNER, M. & DEUTSCHE WILDTIERSTIFTUNG (Hrsg.) (2003): Die Zukunft der Flächenstilllegung im Rahmen der EU Agrarpolitik. Tagungsband zur Konferenz „Lebensraum Brache“. - Bonn (BMVEL)
- EBERT, J.; BAIERL, C. & I. MARSCHALL (Hrsg.) (2005): Landwirtschaftliche Großbetriebe und Landschaft im Wandel. Die hessische Domäne Frankenhausen im regionalen Vergleich (16. bis 20. Jahrhundert). - Bielefeld (Studien zur Regionalgeschichte; Bd. 21): 68
- FLADE, M.; PLACHTER, H.; HENNE, E. & K. ANDERS (Hrsg.) (2003): Naturschutz in der Agrarlandschaft – Ergebnisse des Schorfheide-Chorin-Projektes. – (Quelle & Mayer)
- FUCHS, S. & K. STEIN-BACHINGER (2008): Naturschutz im Ökolandbau – Praxishandbuch für den Ökologischen Ackerbau im Norddeutschen Raum. – Mainz (Bioland Verlags GmbH)
- GODT, J.; VAN ELSSEN, T.; RÖHRIG, P.; BRUNS, D. & J. HEB (2002): E+E-Vorhaben „Die Integration von Naturschutzziele in den Ökologischen Landbau – am Beispiel der Hessischen Staatsdomäne Frankenhausen – Voruntersuchung“ Gesamtbericht. – Kassel (Universität Kassel)

- GODT, J.; VAN ELSSEN, T.; HAASE, T.; BRAUKMANN, U.; FRICKE, T.; SAUCKE, H.; HENSEL, O.; BAIERL, C.; WALTER, K.-H.; SCHUMANN, C. & J. HEß (2007): E+E-Projekt „Integration von Naturschutzziele in den Ökologischen Landbau am Beispiel der Hessischen Staatsdomäne Frankenhäuser“ - Maßnahmen zur Entwicklung dauerhafter Landschaftsstrukturen. - In: ZIKELI, S.; CLAUPEIN, W.; DABBERT, S.; KAUFMANN, B.; MÜLLER, T. & A. VALLE ZÁRATE (Hrsg.): Zwischen Tradition und Globalisierung - Beiträge zur 9. Wissenschaftstagung Ökologischer Landbau, Universität Hohenheim 20.-23. März 2007, Band 2. – Berlin (Verlag Dr. Köster): 875-878
- GRAUER, A.; GREISER, G.; KEULING, O.; KLEIN, R.; STRAUSS, E.; WENZELIDES, L. & A. WINTER (2008): Wildtierinformationssystem der Länder Deutschlands. Status und Entwicklung ausgewählter Tierarten in Deutschland, Jahresbericht 2008. – Bonn (Deutscher Jagdschutz Verband e.V.)
- VON HAAREN C.; HÜLSBERGEN, K.-J. & R. HACHMANN (Hrsg.) (2008): Naturschutz im landwirtschaftlichen Betriebsmanagement. – (Ibidem)
- HÜLSBERGEN, H. & W. DIEPENBROCK (Hrsg.) (2000): Die Entwicklung von Fauna, Flora und Boden nach Umstellung auf ökologischen Landbau. – (Deutsche Wildtier Stiftung)
- KNICKEL, K.; B. JANSSEN & J. SCHRAMEK (2001): Kriterienkatalog zur guten fachlichen Praxis. - Angewandte Landschaftsökologie 41
- LANG, J. & J. GODT (2009): Profitiert der Feldhase vom ökologischen Landbau? - In: MAYER, J.; ALFÖLDI, T.; LEIBER, F. et al. (Hrsg.): Werte - Wege - Wirkungen: Biolandbau im Spannungsfeld zwischen Ernährungssicherung, Markt und Klimawandel. Beiträge zur 10. Wissenschaftstagung Ökologischer Landbau, Zürich 11.-13. Februar 2009. Band 1: Boden, Pflanzenbau, Agrartechnik, Umwelt- und Naturschutz, Biolandbau international, Wissensmanagement. – Berlin (Verlag Dr. Köster): 434-437
- RINGLER, A.; STEIDL, I.; KUHNEN, O. & M. BÖRNER (2004): Flächenstilllegung und Naturschutz. Bewertung der Flächenstilllegungen aus Sicht des Natur- und Artenschutzes unter besonderer Berücksichtigung der einheimischen Wildtiere. – (Deutsche Wildtier Stiftung)
- SRU SACHVERSTÄNDIGENRAT FÜR UMWELTFRAGEN (1985): Sondergutachten „Umweltprobleme der Landwirtschaft“. – Stuttgart (Kohlhammer)
- SRU SACHVERSTÄNDIGENRAT FÜR UMWELTFRAGEN (1996): Sondergutachten „Landnutzung, Konzepte einer dauerhaft umweltgerechten Nutzung ländlicher Räume“. -
- van Elsen, T.; Godt, J.; Haase, T.; Fricke, T.; Wachendorf, M.; Saucke, H.; Möller, D.; Otto, M.; Kölsch, E.; Baars, T. & J. Heß (2007): E+E-Projekt „Integration von Naturschutzziele in den Ökologischen Landbau am Beispiel der Hessischen Staatsdomäne Frankenhäuser“ - Maßnahmen in der bewirtschafteten Fläche. - In: ZIKELI, S.; CLAUPEIN, W.; DABBERT, S.; KAUFMANN, B.; MÜLLER, T. & A. VALLE ZÁRATE (Hrsg.): Zwischen Tradition und Globalisierung - Beiträge zur 9. Wissenschaftstagung Ökologischer Landbau, Universität Hohenheim 20.-23. März 2007, Band 2. – Berlin (Verlag Dr. Köster): 879-882
- WEIGER, H. & H. WILLER. (Hrsg.) (1997): Naturschutz durch ökologischen Landbau. Ökologische Konzepte 95. – Holm (Deukalion): 73-92

Treffpunkt Biologische Vielfalt 10	2011	59-64	Hrsg.: Bundesamt für Naturschutz, Bonn
------------------------------------	------	-------	--

BioBio - Indikatoren für Biodiversität in biologischen und extensiven Landwirtschaftssystemen

SEBASTIAN WOLFRUM; NORMAN SIEBRECHT; MAXIMILIAN KAINZ; KURT-JÜRGEN HÜLSBERGEN; FELIX HERZOG

Schlagwörter: Biodiversität, Landwirtschaft, Indikatoren, Betriebsebene, Ökolandbau

1 Einleitung

Die Landwirtschaft wird durch die intensive Nutzung natürlicher Ressourcen und die Bewirtschaftungsmaßnahmen mit zahlreichen Umweltwirkungen in Verbindung gebracht (BASTIAN & SCHREIBER 1999; JESSEL & TOBIAS 2002). Bezogen auf die biotische Umwelt wird sie sogar als einer der Hauptverursacher des Rückgangs der Biodiversität angesehen (vgl. z. B. KAULE 1986). Allerdings ist Landwirtschaft nicht per se negativ zu betrachten. Die artenreiche Kulturlandschaft Mitteleuropas ist das Ergebnis einer Jahrhunderte alten Landnutzungsgeschichte. Die Veränderung von Standortbedingungen und unterschiedliche Nutzungsintensitäten trugen lange zu einer steigenden Diversität der Lebensräume und Umweltbedingungen bei, in deren Folge sich eine höhere Biodiversität entwickeln konnte. Auch im Nutzpflanzen- und im Nutztierbereich, trägt die Landwirtschaft zur Erhöhung und Erhaltung der Biodiversität bei. Die Analyse von Ursachen-Wirkungs-Beziehungen zwischen landwirtschaftlicher Nutzung und Biodiversität wird durch die Komplexität der Wirkungszusammenhänge und die umfassenden Definition des Begriffs „Biodiversität“ – Biodiversität ist quasi alles Lebende (vgl. POTTHAST 2005) – erschwert. Hinzu kommt, dass Biodiversität zum Teil individuell „interpretiert“ wird und verschiedene Schwerpunkte gesetzt werden. Gleichzeitig ist aber auch „die Landwirtschaft“ nicht als einheitliches Objekt zu betrachten, sondern weist besonders auf der Ebene der landwirtschaftlichen Betriebe und innerhalb dieser eine sehr große Variabilität und Heterogenität auf. Um diese Komplexität fassbar zu machen wurden zahlreiche Indikatoren bzw. Indikatorenansätze entwickelt, die unterschiedliche Zielsetzungen, Anwendungsbereiche, räumliche und zeitliche Ebenen usw. berücksichtigen (DUELLI & OBRIST 2003; BÜCHS 2003; NOE et al. 2005). Gerade für ökologische bzw. extensive Landnutzungssysteme fehlt trotz, oder gerade auf Grund, dieser Vielfalt an Ansätzen bisher eine europaweit abgestimmte Auswahl an Indikatoren und Methoden zu deren Erfassung. Dies gilt speziell für die Ebene der landwirtschaftlichen Betriebe, auf der die eigentlichen Bewirtschaftungsentscheidungen getroffen werden, die letztendlich die Ausprägung der Biodiversität auf den landwirtschaftlich genutzten Flächen maßgeblich bestimmen.

2 Das EU-Projekt „BioBio“

Das auf drei Jahre angelegte FP7-EU-Forschungsprojekt „BioBio“¹ greift diese Problematik und die Frage nach geeigneten Indikatoren für die Wirkungen ökologischer und extensiver Landwirtschaftssysteme auf Biodiversität auf. Bearbeitet wird das Projekt in Kooperation von 16 Partnern aus 11 europäischen und 3 ICP Ländern. Durch die Erarbeitung eines anwendungsorientierten Indikatorensystems soll der

¹ <http://www.biobio-indicator.org/>

Nutzen extensiver landwirtschaftlicher Systeme für die Erhaltung der Biodiversität deutlich werden. Die Indikatoren erfassen dazu die genetische, die Arten- und die Standortdiversität auf Ebene der landwirtschaftlichen Betriebe. Dazu wurden State-Indikatoren (z. B. Biotoptypen, Arten usw.) und Driving-Force-Indikatoren (Bewirtschaftungsintensität, Pflanzenschutzmitteleinsatz usw.) ausgewählt und standardisierte Protokolle für ihre Erhebungen erarbeitet. Die einheitliche Methodik kommt in 12 europäischen sowie in vier außereuropäischen Fallstudien zur Anwendung (vgl. Tab. 1). Für jede Region werden Betriebe nach definierter Kriterien (z. B. größtmögliche Vergleichbarkeit der Standortbedingungen) ausgewählt (vgl. ARNDORFER et al. 2010), um die Eignung der Indikatoren für Aussagen zur Biodiversität zu überprüfen. Weiter werden im BioBio Projekt auch ökonomische Belange bei der Erhebung der Indikatoren und die Wahrnehmung von Biodiversität in der Öffentlichkeit berücksichtigt.

Tab. 1: Beschreibung der Fallstudien und Untersuchungsbetriebe

Fallstudie	Betriebssystem	Untersuchungsbetriebe
<u>Ökologische Landwirtschaft</u>		
Osterreich	Ackerbau	8 ökologische & 8 konventionelle Betriebe
Frankreich	Ackerbau	10 ökologische & 10 konventionelle Betriebe
Deutschland	Gemischtbetriebe	10 ökologische & 10 konventionelle Betriebe
Wales	Grünland	10 ökologische & 10 konventionelle Betriebe
Schweiz	Grünland	10 ökologische & 10 konventionelle Betriebe
Niederlande	Gartenbau	10 ökologische & 5 konventionelle Betriebe
Italien	Weinbau	9 ökologische & 9 konventionelle Betriebe
Spanien	Olivenanbau	10 ökologische & 10 konventionelle Betriebe
Norwegen	Grünland	6 ökologische & 6 konventionelle Betriebe
<u>Extensive Landwirtschaft</u>		
Spanien	Dehesa	10 Dehesas
Bulgarien	Grünland	16 extensive Betriebe
Ungarn	Grünland	18 extensive Betriebe
<u>ICP Länder</u>		
Tunesien	Olivenanbau	8-10 ökologische & 8-10 konventionelle Betriebe
Tunesien	Dehesa	10-20 Dehesas
Ukraine	Ackerbau	ca. 3 Betriebe unterschiedlicher Intensität
Uganda	Ackerbau	4 ökologische & 4 konventionelle Betriebe

3 BioBio Fallstudie Deutschland - gemischte ökologische Landwirtschaftssysteme

3.1 Untersuchungsgebiet und -betriebe

Für die deutsche BioBio Fallstudie wurde der südwestliche Teil des „Donau-Isar Hügellandes“ ausgewählt. Die Region zeichnet sich durch eine hohe Nutzungsdiversität und einen hohen Anteil an gemischten landwirtschaftlichen Betrieben, d. h. Betrieben mit Grünland-, Ackerbauflächen und Tierhaltung, aus. Die Abgrenzung des Untersuchungsgebietes erfolgte an Hand von Standortparametern (Klima, Landnutzung, usw.) mit dem Ziel einen Raum zu definieren, in dem nicht bewirtschaftungsspezifische Faktoren möglichst einheitlich sind. Somit soll gewährleistet werden, dass sich beobachtete Zusammenhänge auf Unterschiede in der Bewirtschaftung zurückführen lassen. Im Untersuchungsgebiet wurden nach einem Zufallsverfahren geeignete Betriebe identifiziert und einer näheren Untersuchung unterzogen. Schließlich wurden jeweils 10 ökologische und konventionelle Milchviehbetriebe mit Grünland- und Ackerbewirtschaftung ausgewählt.

3.2 Methoden

3.2.1 Indikatorenauswahl

Für die Auswahl geeigneter Indikatoren wurde eine Literaturanalyse zu theoretischen Hintergründen und bereits erprobten Biodiversitätsindikatoren durchgeführt (vgl. DENNIS et al. 2009). Eine Auswahl geeigneter Indikatoren wurde anschließend an Hand wissenschaftlicher, ökonomischer und anwendungsorientierter Kriterien bewertet. Die Ergebnisse wurden im Rahmen einer internetbasierten Umfrage und eines Stakeholderworkshops verifiziert und die Indikatoren auf ihren Nutzen in der Praxis überprüft.

3.2.2 Anwendung und Überprüfung der ausgewählten Indikatoren

Die Aufnahme der Indikatoren erfolgte 2010 nach einer einheitlichen Methodik (vgl. DENNIS et al. 2010). Grundlage für die Ermittlung von Indikatoren zur Habitatdiversität und zur Erfassung der Indikatoren auf Artenebene bildet eine an die Anforderungen des BioBio Projektes angepasste Erfassung flächiger und linearer Habitate. Die Habitatklassifikation erfolgt dabei nach der von BUNCE et al. (2008) entwickelten Methodik. Diese ist europaweit anwendbar und ermöglicht über umfangreiche Zusatzangaben zu Umwelt-, Standortparametern und Nutzung die genaue Beschreibung der einzelnen Habitate. Aus allen auf einem Betrieb vorgefundenen Habitaten wurde über eine Zufallsauswahl jeweils eine Fläche jedes Habitatypus für die Erfassung der Arten ausgewählt. Aufgenommen werden Vegetation, Spinnen, Bienen und Regenwürmer. Die Erfassung der Vegetation basiert auf der von BUNCE et al. (2010) dargestellten Methodik. Die Erfassung der Spinnen erfolgt mittels eines modifizierten Laubsaugers (STIHL SH 86-D) (vgl. SCHMIDT & TSCHARNTKE 2005). Die Bienen werden entlang eines festgelegten Transekts gefangen (vgl. WESTPHAL et al. 2008). Zur Erfassung der Regenwürmer wird eine Austreibung der Tiere mittels verdünnter Allylthiocyanat-Lösung (vgl. PELOSI et al. 2009) mit einer zeitlich beschränkten Handauslese (vgl. SCHMIDT 2001) kombiniert. Die Artbestimmung der Spinnen, Bienen und Regenwürmer erfolgt durch Experten im Labor. Die Indikatoren zur genetischen Vielfalt² und der betriebsbezogenen Bewirtschaftungsdaten zur Ableitung indirekter Indikatoren werden über einen Fragebogen ermittelt. Die Ergebnisse der Untersuchungen werden in einer Datenbank gespeichert und statistisch ausgewertet. Für die ökonomische Analyse wird der für die Erfassung der einzelnen Indikatoren nötige Aufwand an Material und Arbeitszeit erfasst.

3.3 Vorläufige Ergebnisse

Als Ergebnis des oben dargestellten Verfahrens wurden 28 direkte Indikatoren zur genetischen Vielfalt, zur Artenvielfalt und zur Vielfalt der Habitate sowie 14 indirekte, aus der Bewirtschaftung abgeleitete Indikatoren (vgl. DENNIS et al. 2010) zur Erprobung in den Fallstudien ausgewählt³. Da bisher nicht alle Indikatoren erfasst wurden, liegt nur der im Folgenden vorgestellte Teil der Ergebnisse vor. Die Habitatkartierung wurde zwischen Mitte April und Anfang Mai durchgeführt. Eine vorläufige, zusammenfassende Auswertung der Ergebnisse zeigen Tab. 2 und Tab. 3. Die weitere Aufbereitung der Daten und betriebspezifische Auswertungen und Indikatoren werden zurzeit erarbeitet.

² Zusätzlich zur Erfassung einfacher genetischer Indikatoren (Rassen- und Sortenvielfalt usw.) werden in drei Fallstudien auch Untersuchungen an einer exemplarischen Grünlandart (z. B. *Festuca pratensis*) durchgeführt.

³ Die Gesamtliste der Indikatoren kann aber auf der Projekthomepage im Bericht D2.2 eingesehen werden.

Tab 2: Auswertung der Habitatkartierung für die flächigen Elemente der deutschen Fallstudie

Habitatkategorie (flächig)	Habitatfläche in ha	Habitat- flächenanteil	Gesamtanzahl Elemente	Elemente mit Probeflächen
Flächen mit Gras- u. Krautbewuchs	288,7	30,0%	292	41
Flächen mit Gehölzbewuchs	5,2	0,5%	24	0
Siedlungsflächen	12,5	1,3%	17	0
Ackerflächen u. Wechselgrünland	651,5	67,8%	267	49
Sonstige Flächen	3,4	0,4%	24	0
Gesamtergebnis	961,2	100%	624	90

Tab. 3: Vorläufige Auswertung der Habitatkartierung für die linearen Elemente

Habitatkategorie (linear)	Habitatlänge in km	Habitat- längenanteil	Gesamtanzahl Elemente	Elemente mit Probeflächen
Gras- u. Krautsreifen	73,0	43,2%	498	25
Straßenränder	15,8	9,4%	98	0
Wegränder	38,3	22,8%	256	14
Feldgehölze	21,7	12,9%	208	0
Gewässerränder	19,2	11,4%	134	0
Gesamtergebnis	168,1	100%	1194	39

Für die Erfassung der State-Indikatoren und der Vegetation wurden insgesamt 129 Probeflächen auf den Betrieben eingerichtet. Die Erfassung der Regenwürmer fand in der deutschen Fallstudie von Anfang Mai bis Ende Juni statt. Die Vegetationsaufnahmen wurden im Juli durchgeführt. Die Erfassung der Bienen und Spinnen wurde Mitte Mai begonnen und dauert noch an. Ergebnisse der Artauswertungen liegen bisher nicht vor. Die Erhebung der Bewirtschaftungsdaten für 2010 und der Indikatoren für die genetische Diversität wurde noch nicht begonnen. Die Befragungen sind für September und Oktober vorgesehen.

3.4 Diskussion und Ausblick

Als problematisch für die Planung und Umsetzung der Praxiserprobung erwies sich 2010 der ungünstige Witterungsverlauf. Inwiefern die Ergebnisse dadurch überprägt sind, wird in der Auswertung geprüft werden. Die Methodik der Habitatkartierung erwies sich vor dem Hintergrund der europaweiten Anwendbarkeit als nützlich und praktikabel. Für die Anwendung auf der Ebene landwirtschaftlicher Betriebe sind noch verschiedene Anpassungen (z. B. genaue Festlegung der Betriebsgrenzen) erforderlich. Die Methode zur Erfassung der Regenwürmer erbrachte gute Ergebnisse. Für die anderen Erfassungsmethoden lassen sich noch keine abschließenden Bewertungen treffen, da die Arbeiten noch nicht abgeschlossen sind.

Bis Anfang 2011 sollen die Auswertungen der Arterfassungen vorliegen und erste statistische Auswertungen erfolgen. Der Schwerpunkt liegt dabei auf der Analyse von Unterschieden zwischen ökologischen bzw. extensiven und konventionellen oder intensiven Nutzungssystemen. Weiter sollen die Beziehungen zwischen einzelnen Indikatoren und Unterschiede zwischen den Fallstudien untersucht werden, mit dem Ziel eine einheitliche, anwendbare Auswahl an Indikatoren für Europa zu bestimmen. Für 2011 ist die Erprobung der Indikatoren in den drei ICP Ländern vorgesehen. Für die deutsche Fallstudie ist eine detaillierte Erfassung der Bewirtschaftungsdaten geplant. Die Daten sollen im Betriebsmanagementsystem REPRO (HÜLSBERGEN 2003) erfasst werden, um damit den von SIEBRECHT (2010) entwickelten Indikator „Biodiversitätspotential“ zu testen und auf spezielle Organismengruppen anzupassen.

4 Zusammenfassung

Das EU-Forschungsprojekt BioBio wird eine Lücke in der Verfügbarkeit wissenschaftlich fundierter, praktisch relevanter und international anwendbarer Biodiversitätsindikatoren für extensive Landnutzungssysteme schließen. Dazu wurden Indikatoren zusammengestellt, bewertet und standardisierte Analysemethoden definiert. 2010 wird eine Auswahl der vielversprechendsten Indikatoren europaweit in Fallstudien getestet. Das Ziel ist es, ein breit anwendbares Indikatorensystem und standardisierte Methoden für die Beurteilung des Nutzens von ökologischer und extensiver Landwirtschaft für die Biodiversität auf landwirtschaftlich genutzten Flächen zur Verfügung zu stellen. BioBio leistet damit einen signifikanten Beitrag zu den Zielen der CBD, die ja gerade die nachhaltige Nutzung der biologischen Ressourcen betont. Besondere Relevanz besitzt BioBio in Hinblick auf Artikel 7 (Identification and Monitoring), Artikel 10 (Sustainable Use of Components of Biological Diversity) und Artikel 14 (Impact Assessment and Minimizing Adverse Impacts) der CBD. Weiter bestehen durch die Integration der ICP Länder Bezüge zu den Artikeln 12 (Research and Training) und 17 (Exchange of Information). Nicht zuletzt können Indikatoren das Verständnis für Biodiversität fördern und somit auch einen Beitrag zu den Zielen des Artikels 13 (Public Education and Awareness) leisten.

5 Literatur

- ARNDORFER, M.; FRIEDEL, J. K.; ANGELOVA S.; BALAZS, K.; CENTERI, C.S. et al. (2010): BIOBIO: Indicators for biodiversity in organic and low-input farming systems. Work Package 3. Case studies: assessment of candidate biodiversity indicators. Report on Delimitation of BioBio Case Study Regions and the Selection of Case Study Farms. - Wien.
- BASTIAN, O. & K.-F. SCHREIBER (1999): Analyse und ökologische Bewertung der Landschaft. - 2. Aufl. - Berlin (Spektrum)
- BÜCHS, W. (2003): Biodiversity and agri-environmental indicators: General scopes and skills with special reference to the habitat level. - *Agriculture Ecosystems & Environment* 98(1-3): 35-78
- BUNCE, R.G.; METZGER, M.J.; JONGMAN, R.H. G.; BRANDT, J.; BLUST, G. DE et al. (2008): A standardized procedure for surveillance and monitoring European habitats and provision of spatial data. - In: *Landscape Ecology* 23(1): 11-25
- BUNCE, R.G.; ROCHE, P.; BOGERS, M.M.; WALCZAK, M.; DEBLUST, G.; GEIJZENDORFFER I.R. & J. VANDENBORRE (2010): Handbook for Surveillance and Monitoring of Habitats: Vegetation and Selected Species. - Wageningen.
- COJA, T.; ZEHETNER, K.; BRUCKNER, A.; WATZINGER, A. & E. MEYER (2008): Efficacy and side effects of five sampling methods for soil earthworms (Annelida, Lumbricidae). - *Ecotoxicology and Environmental Safety* 71(2): 552-565
- DENNIS, P.; ARNDORFER, M.; BALAZS, K.; BAILEY, D.; BOLLER, B. et al. (2009): BIOBIO: Indicators for biodiversity in organic and low-input farming systems. Work Package 2. Conceptual foundations, indicator selection, sampling protocols and evaluation. Conceptual foundations for biodiversity indicator selection for organic and low-input farming systems - Fourth draft - Final version of report D 2.1. - Aberystwyth.

- DENNIS, P.; HERZOG, F.; JEANNERET, P.; ARNDORFER, M.; BOGERS, M. et al. (2010): BIOBIO: Indicators for biodiversity in organic and low-input farming systems. Work Package 2. Conceptual foundations, indicator selection, sampling protocols and evaluation. Deliverable 2.2. Selection and field validation of candidate biodiversity indicators, including field manual. Handbook for testing candidate indicators of organic/low-input farming and biodiversity. - Aberystwyth.
- DUELLI, P. & M.K. OBRIST (2003): Biodiversity indicators: the choice of values and measures. - In: Agriculture Ecosystems & Environment 98(1-3): 87–98
- HÜLSBERGEN, K.-J. (2003): Entwicklung und Anwendung eines Bilanzierungsmodells zur Bewertung der Nachhaltigkeit landwirtschaftlicher Systeme. – Aachen (Shaker)
- JESSEL, B. & K. TOBIAS (2002): Ökologisch orientierte Planung. Eine Einführung in Theorien Daten und Methoden. - Stuttgart (Ulmer)
- KAULE, G. (1986): Arten- und Biotopschutz. - Stuttgart (Ulmer)
- NOE, E.; HALBERG, N. & J. REDDERSEN (2005): Indicators of biodiversity and conservational wildlife quality on Danish organic farms for use in farm management: A multidisciplinary approach to indicator development and testing. - Journal of Agricultural & Environmental Ethics 18(4): 383-414
- PELOSI, C.; BERTRAND, M.; CAPOWIEZ, Y.; BOIZARD, H. & J. ROGER-ESTRADE (2009): Earthworm collection from agricultural fields: Comparisons of selected expellants in presence/absence of hand-sorting. - European Journal of Soil Biology 45(2): 176–183
- POTTHAST, T. (2005): Was ist Biodiversität und warum soll sie erhalten werden? - In: STIFTUNG NATUR UND UMWELT RHEINLAND-PFALZ (Hg.): Denkanstöße - Thesen zur Biodiversität. Mainz: 18–29
- SCHMIDT, M. H. & T. TSCHARNTKE (2005): The role of perennial habitats for Central European farmland spiders. - Agriculture Ecosystems & Environment 105(1-2): 235–242
- SCHMIDT, O. (2001): Time-limited soil sorting for long-term monitoring of earthworm populations. - Pedobiologia 45(1): 69–83
- SIEBRECHT, N. (2010): Indikatoren gestützte Analyse der Erosionsgefährdung und des Biodiversitätspotenzials als Grundlage des Nachhaltigkeitsmanagements landwirtschaftlicher Betriebssysteme. Dissertation. – München (TU München, Lehrstuhl für Ökologischen Landbau und Pflanzenbausysteme)
- WESTPHAL, C.; BOMMARCO, R.; CARRE, G.; LAMBORN, E.; MORISON, N. et al. (2008): Measuring bee diversity in different European habitats and biogeographical regions. - Ecological Monographs 78(4): 653–671

Treffpunkt Biologische Vielfalt 10	2011	65-71	Hrsg.: Bundesamt für Naturschutz, Bonn
------------------------------------	------	-------	--

„Biodiversitätsschädliche“ Agrarsubventionen – Gemeinsame Agrarpolitik der Europäischen Union zwischen WTO und CBD

KATHRIN GRAMS¹

Schlagwörter: Umweltvölkerrecht, Nachhaltigkeit, Mehrebenensystem, Welthandelsrecht, WTO, CBD, Vertragsstaatenkonferenzen, Agrarsubventionen, Gemeinsame Agrarpolitik, EU

Einleitung

Die Beeinträchtigung und Zerstörung natürlicher Umweltressourcen erfordern zunehmend ein konzertiertes Vorgehen der Staatengemeinschaft.² Die beiden vielleicht drängendsten globalen Umweltprobleme sind der Klimawandel und der Verlust der Biodiversität. Das Phänomen globaler Umweltprobleme wird häufig in den Zusammenhang mit der Globalisierung wirtschaftlicher Entwicklungen gestellt. Der freie Welthandel gilt als einer der Hauptakteure dieser Entwicklung, die sich zunehmend der Steuerungsmöglichkeit einzelner Staaten entzieht.³ Die Antwort auf diese Tendenzen soll eine integrative rechtliche Regulierung geben, die nicht mehr nur Nachhaltigkeit bewirken, sondern darüber hinaus inzwischen auch den Erfordernissen von *Ökonomisierung* und *Globalisierung* des Umweltrechts hinreichend genügen muss.⁴ Globale Regulierung als Antwort auf globale Umweltprobleme in Gestalt des Umweltvölkerrechts ist – wenn auch unverzichtbar – nur eingeschränkt möglich. Vielmehr gilt es, die Schwächen des Völkerrechts durch Konkretisierung und Vollzug auf nachgeordneten Ebenen zu kompensieren. Nichtsdestotrotz leiten sich vom Völkerrechtsregime im Mehrebenensystem⁵ Handlungspflichten ab, denen sich die beteiligten Akteure unterworfen haben. Besonders im Umweltvölkerrecht wird aber eine Fragmentierung beklagt, die eine effektive Umweltschutzpolitik noch zusätzlich erschwert.⁶ Zudem stehen die völkerrechtlich geregelten Bereiche ohnehin mitunter in inhaltlichem Gegensatz, wie etwa das internationale Wirtschaftsrecht und des Recht des Umweltschutzes. Dass dies nicht zwangsläufig so sein muss und es durchaus Potenzial für eine integrierte und somit nachhaltige⁷ Verknüpfung der verschiedenen Rechtsregime

¹ Die Verfasserin ist Doktorandin am Lehrstuhl für Staats- und Verwaltungsrecht, Umweltrecht und Öffentliches Wirtschaftsrecht (Prof. Dr. Detlef Czybulka) an der Universität Rostock und Stipendiatin der Deutschen Bundesstiftung Umwelt (DBU).

² KLOEPFER, Umweltrecht, § 9, Rn. 14.

³ KNOPP, Klimaschutz – Rückschlag für die Globalisierung des Umweltrechts, UPR 2010, 130 (130).

⁴ Zur Ökonomisierung des Umweltrechts KNOPP/PIROCH, Umweltschutz und Wirtschaftskrise, ZUR 2009, 409 ff.; WUSTLICH, Ökonomisierung im Umweltrecht, ZUR 2009, 515 ff.; GINZKY/RECHENBERG, Die Ökonomisierung im Umweltrecht – von der dunklen Seite der Macht!, ZUR 2010, 252 ff.; zur Globalisierung des Umweltrechts vgl. nur KOCH/MIELKE, Globalisierung des Umweltrechts, ZUR 2009, 403 ff.

⁵ Zum Mehrebenensystem im Naturschutzrecht RAMSAUER, Allgemeines Umweltverwaltungsrecht, Rn. 145 ff. Zur anschaulicheren Begriffsprägung der „Kaskadenstruktur“ CZYBULKA, Forschungsbedarf im marinen Fischereirecht, 803 (808) sowie ders., Umwelt- und Naturschutzrecht, In: SCHÜTZ/CLASSEN, Landesrecht Mecklenburg-Vorpommern.Studienbuch, 383 (384).

⁶ ZENGERLING, Sustainable Development and International (Environmental) Law – Integration vs. Fragmentation, EurUP 2010, 175 ff.

⁷ Aus der Fülle der Literatur zum Nachhaltigkeitsbegriff vgl. nur REHBINDER, Auf dem Weg zur starken Nachhaltigkeit, S. 89 ff.; Ott, Zur Begründung der Konzeption starker Nachhaltigkeit, S. 63 ff.

geben kann, zeigt das Beispiel der völkerrechtlichen Bestimmungen über Agrarsubventionen, die dem Welthandelsrecht und dem internationalen Umweltschutzrecht entstammen. Sowohl den verschiedenen unter dem Dach der Welthandelsorganisation (*World Trade Organization*, WTO) zusammengefassten Abkommen zur Liberalisierung der Weltwirtschaft als auch der im internationalen Naturschutzrecht maßgeblichen Biodiversitätskonvention (*Convention on Biological Diversity*, CBD)⁸ lassen sich Verpflichtungen zum Ab- bzw. Umbau des Subventionssystems in der Landwirtschaft entnehmen. Diese Synergie bietet die Möglichkeit, Agrarsubventionen als Verursachungsfaktor für den Rückgang der biologischen Vielfalt effektiv umzugestalten.

Der umwelt- und naturschädliche Effekt von Subventionen wird am Beispiel der Landwirtschaft besonders deutlich.⁹ Problematisch sind Subventionen in Gestalt von ökonomischen Anreizen, die nicht-nachhaltiges Verhalten und eine Reduzierung der Biodiversität direkt oder indirekt fördern – im Sprachgebrauch von UNEP (*United Nations Environment Programme*) und CBD-Institutionen sogenannte „*perverse Subventionen*“.¹⁰ Zentrale Forderungen des epochalen Weltagrarrberichts¹¹ beinhalten das „Einstellen von Subventionszahlungen, mit denen nicht nachhaltige Methoden gefördert werden sowie die [...] Schaffung und Regulierung von Belohnungen für agrarökologische Leistungen, die bessere Bewirtschaftung natürlicher Ressourcen sowie eine erhöhte Umweltqualität.“¹²

Völkerrechtliche Direktiven der Biodiversitätskonvention

Die Ziele der CBD sind die Erhaltung der biologischen Vielfalt, die nachhaltige Nutzung ihrer Bestandteile und die ausgewogene und gerechte Aufteilung der sich aus der Nutzung der genetischen Ressourcen ergebenden Vorteile, Art. 1 CBD (sog. Zieltrias).¹³ Das ausgesprochene Ziel, bis 2010 die gegenwärtige Rate des Verlusts an biologischer Vielfalt signifikant zu reduzieren, gilt jedoch als verfehlt.

Gem. Art. 8 lit. i) CBD bemühen sich die Vertragsparteien, die Voraussetzungen zu schaffen, dass die gegenwärtigen Nutzungen mit der Erhaltung der biologischen Vielfalt und der nachhaltigen Nutzung ihrer Bestandteile vereinbar sind. In Art. 10 lit. a) CBD wird bestimmt, dass jede Vertragspartei Gesichtspunkte der Erhaltung und nachhaltigen Nutzung¹⁴ der biologischen Ressourcen in den innerstaatlichen Ent-

⁸ Übereinkommen v. 5.6.1992 über die biologische Vielfalt (BGBl. 1993 II S. 1741), engl.: *Convention on Biological Diversity* (CBD).

⁹ DNR/FÖS, *Schädliche Subventionen gegen die biologische Vielfalt. Wie falsche finanzielle Anreize die biologische Vielfalt gefährden*, S. 20 ff.; grundlegend FREDE, *Die Belastungspfade aus landwirtschaftlicher Sicht*, S. 31 ff.; Knauer, *Ökologie und Landwirtschaft*; SCHUMACHER, *Landwirtschaft und Biodiversität – Widerspruch oder Chance?*, S. 53 ff.

¹⁰ UNEP/CBD/SBSTTA/Doc.7/11; weiterhin UNEP, *Economic Instruments in Biodiversity-Related Multilateral Environmental Agreements*, 2004, S. 14, 27, 78 ff.; COP-Decision VI/15 („*incentive measures*“), abrufbar unter <http://www.cbd.int/decision/cop/?id=7189> (zuletzt aufgerufen am 03.08.2010).

¹¹ Der von 60 Staaten unterzeichnete Weltagrarrbericht fordert einen Paradigmenwechsel in der globalen Landwirtschaft – besonders angesichts der im Jahre 2008 weltweit aufgetretenen Hungersnöte aufgrund zunehmender Nahrungsmittelknappheit. Der Weltagrarrat identifiziert die meisten Agrarsubventionen als wesentlichen Teil des Problems – insbesondere in ihrer Auswirkung auf die kleinbäuerliche Landwirtschaft in Entwicklungs- und Schwellenländern und damit indirekt in ihrem Beitrag zum Hunger auf der Welt sowie ihrem negativen Einfluss auf die Biodiversität in (Agrar-)Ökosystemen.

¹² TSEDEKE ABATE et al., *Synthesis Report, Agriculture at a Crossroads*, IAASTD Global Report, Island Press Washington 2009, S. 6.

¹³ Hierzu WOLFRUM, *Völkerrechtlicher Rahmen für die Erhaltung der Biodiversität*, S. 18 ff.

¹⁴ Hierzu CZYBULKA, *Erhaltung der Biodiversität bei der landwirtschaftlichen Nutzung*, S. 152 ff.

scheidungsprozess einbezieht und gemäß Art. 11 CBD beschließt jede Vertragspartei wirtschaftlich und sozial verträgliche Maßnahmen, die als Anreiz für die Erhaltung und nachhaltige Nutzung von Bestandteilen der biologischen Vielfalt dienen. Es ließe sich also bereits unter Berücksichtigung aller auslegungsrelevanten Aspekte aus dem Primärrecht eine Verpflichtung zur nachhaltigen und ressourcenschonenden Ausgestaltung von Subventionen ableiten.

Die CBD ist ein Rahmenabkommen – seine Bestimmungen sind relativ allgemein gehalten und werden erst in einem Folgeprozess durch die Beschlüsse der Vertragsstaatenkonferenzen als oberstem politischem Entscheidungsgremium konkretisiert.¹⁵ Bei der Überprüfung der sich aus den Entscheidungen und Beschlüssen ergebenden Verpflichtungen ist jedoch zu berücksichtigen, dass es sich hierbei um „*soft law*“¹⁶ handelt, rechtlich verbindliche Vorgaben diesen Dokumenten also nicht oder nur eingeschränkt entnommen werden können.

Völkerrechtliche Direktiven des Welthandelsrechts

Die EU als Mitglied der WTO unterliegt zugleich den welthandelsrechtlichen Bestimmungen, d. h. den primärrechtlichen Bestimmungen der multilateralen Verträge wie dem Allgemeinen Zoll- und Handelsabkommen¹⁷, dem Übereinkommen zur Errichtung der WTO¹⁸ und dem Übereinkommen über die Landwirtschaft (Agreement on Agriculture, AoA)¹⁹ sowie den sekundärrechtlichen Bestimmungen der Beschlüsse der Ministerkonferenzen, den Entscheidungen der Streitbeilegungsorgane²⁰, aber auch den allgemeinen völkerrechtlichen Grundsätzen²¹. Das Welthandelsrecht verfolgt primär die Liberalisierung der Weltwirtschaft zur Erzielung von Wohlfahrtsgewinnen, wobei Kritiker in der WTO bisweilen auch den institutionellen Rahmen für Unternehmenswachstum erblicken und eine Instrumentalisierung dieses Systems zur Erzielung von Gewinn einiger weniger auf Kosten insbesondere der Entwicklungsländer anprangern.²²

Durch das AoA²³ sollen „marktverzerrende“ Formen der internen Stützung reduziert werden. Das betrifft v. a. die Interventionspreise²⁴ und zum anderen von der Produktionsmenge abhängige direkte Zahlungen an die Landwirte. Grundlage für die Berechnung der Abbauverpflichtung ist das sogenannte Aggregierte

¹⁵ Hierzu GLOWKA/BURHENNE-GUILMIN/SYNGE, Guide to the Convention on Biological Diversity, S. 2; HOLLJESIEFKEN, S. 55. Im Bereich der (Agro-)Biodiversität und Anreizmaßnahmen sind besonders relevant die Decisions III/11, IV/6, V/5, VI/5, VII/3, VIII/23 sowie VI/15 („*incentive measures*“).

¹⁶ BEYERLIN/MARAUHN, Rechtsetzung und Rechtsdurchsetzung im Umweltvölkerrecht nach der Rio-Konferenz von 1992, S. 30 ff.

¹⁷ Allgemeines Zoll- und Handelsabkommen 1994 (GATT) v. 15 April 1994, ABl. EG 1994 L 336/11.

¹⁸ Übereinkommen zur Errichtung der Welthandelsorganisation v. 15. April 1994, BGBl. 1994 II S. 1625; ABl. EG 1994 L 336/3; in Kraft getreten am 1. Januar 1995.

¹⁹ Übereinkommen über die Landwirtschaft v. 15. April 1994, ABl. EG 1994 L 336/22.

²⁰ Vgl. Vereinbarung über Regeln und Verfahren zur Beilegung von Streitigkeiten v. 15. April 1994, BGBl. 1994 II S. 1749; ABl. EG 1994 L 336/234.

²¹ Und hier insbesondere dem Recht der Internationalen Organisationen, vgl. nur EPPING, Internationale Organisationen, S. 387 ff.; KLEIN, Die Internationalen und die Supranationalen Organisationen, S. 265 ff.

²² SHIVA, Geraubte Ernte. Biodiversität und Ernährungspolitik, S. 15 ff.

²³ Ausführlich JESSEN, Landwirtschaft, S. 327 ff.

²⁴ Staatlich garantierte interne Preise, die in der Regel über den Weltmarktpreisen (bzw. einem in den Verhandlungen festgelegten Referenzpreis) liegen.

Stützungsmaß (AMS).²⁵ In die Berechnung des AMS gehen jegliches Einkommen und materielle Unterstützungsleistungen ein, die Landwirte über den Verkauf ihrer Produkte zu Weltmarktpreisen hinaus erhalten und die nicht durch andere Bestimmungen des Agrarabkommens davon ausgenommen werden. Um die Unterscheidung zwischen den Formen der internen Stützung anschaulicher zu machen, wurde das sog. Boxensystem entwickelt.²⁶

- Die *Amber Box* (Art. 6.1 bis 6.4 AoA) umfasst die allgemeinen staatlichen Senkungsverpflichtungen bzgl. aller produktionsbezogenen Maßnahmen mit deutlich handels- und wettbewerbsverzerrender Wirkung.
- Die sog. *Blue Box* (Art. 6.5 des Agrarabkommens) umfasst Direktzahlungen im Rahmen von produktionsbeschränkenden Maßnahmen.²⁷ Die im Zuge der ersten Reform der Gemeinsamen Agrarpolitik (MacSharry-Reform 1992) als Kompensation für die Abschaffung der reduzierten Garantiepreise eingeführten Direktzahlungen werden hier eingeordnet. Diese teilweise produktionsentkoppelten Maßnahmen mit (angeblich) lediglich geringer handelsverzerrender Wirkung unterliegen keiner allgemeinen Abbaupflicht.
- Die *Green Box* (Anhang 2 des Agrarabkommens) umfasst Maßnahmen, von denen angenommen wird, dass sie keine oder nur geringe handelsverzerrende Wirkungen haben. Hiervon umfasst sind u. a. „Zahlungen im Rahmen von Umweltprogrammen“.

Das WTO-Recht ist im Übrigen ausweislich der Präambel zum WTO-Übereinkommen dem Leitbild der Nachhaltigkeit verpflichtet²⁸ und bietet insbesondere über Art. XX GATT Raum zur Berücksichtigung von Umwelt- und Naturschutzaspekten.²⁹

Kohärenz in der Gemeinsamen Agrarpolitik der Europäischen Union?

Die im Völkerrecht bestehenden Ansätze, die über das Mehrebenensystem bis in die nationalstaatliche und regionale Ebene hineinwirken, werden in der Praxis trotz ihrer mitunter verbindlichen Rechtsnatur nicht immer hinreichend umgesetzt. Die Fragestellung lautet, ob die in der Gemeinsamen Agrarpolitik (GAP) der Europäischen Union vorgesehenen und praktizierten Agrarsubventionen mit den Vorgaben der CBD und ihrer Umsetzung im Unionsrecht sowie den Bestimmungen des WTO-Rechts vereinbar sind und welche grundlegenden Handlungskonzepte tauglich sind, um im Bereich der Agrarsubventionen Kohärenz zwischen völkerrechtlich determinierter Naturschutz- und Handelspolitik und europäischer Agrarpolitik herzustellen. Gesucht wird ein naturschutzfachlich befriedigender und ökonomisch tragfähiger Kompromiss zwischen Naturschutz und landwirtschaftlicher Bewirtschaftung.³⁰ Allenthalben wird die Forderung erhoben, dass Agrargelder stärker zielorientiert eingesetzt werden sollten.³¹ Kernelemente dieser Forderungen sind die Honorierung der Bereitstellung öffentlicher Güter, d. h. über die Nahrungs-

²⁵ Aggregate Measurement of Support – AMS.

²⁶ Der Begriff kommt zwar im Abkommen selbst nicht vor, hat aber mittlerweile auch in offizielle WTO-Dokumente und Verhandlungsvorschläge der Mitglieder Eingang gefunden.

²⁷ Tatbestandlich legt Art. 6.5 AoA eine erste Ausnahmekategorie für die abzubauenen Maßnahmen fest.

²⁸ VON BOGDANDY, Rechtsnatur und Finalität der WTO – eine Analyse der Präambel, S. 25 ff.

²⁹ Vgl. nur FRANKEN, Nachhaltigkeitsstandards und ihre Vereinbarkeit mit WTO-Recht, ZUR 2010, S. 66 ff.

³⁰ Vgl. nur MÖCKEL, Naturnahe Landbewirtschaftung, Natur und Landschaft 2010, 149 (150).

³¹ HABER/BÜCKMANN/EWALD/ENDRES, Anpassung des Landmanagements in Europa an den Klimawandel, NuR 2010, 377 (381).

und Rohstoffherzeugung hinausgehende Leistungen der Land- und Forstwirtschaft.³² Herausragende aktuelle Herausforderungen bilden dabei u. a. die Bereiche des Klimaschutzes und der biologischen Vielfalt. „Ökosystemleistungen“ werden nicht über Erzeugerpreise abgegolten. Daher werden von vielen eine dahingehende Änderung der Agrarförderung und ein stärkerer Mitteleinsatz für Klima- und Biodiversitätsschutz gefordert.³³

Diesbezüglich haben die großen Reformen der vergangenen Jahre³⁴ bereits einige Fortschritte gebracht. Umwelt- und Naturschutzaspekte sind stärker in den Fokus gerückt. So werden im Wege der „Cross Compliance“ die Agrarbeihilfen an die Einhaltung bestimmter Anforderungen u. a. aus dem Umwelt- und Naturschutz geknüpft³⁵ und die Entkopplung der Zahlungen von der Produktion durch Einführung der Betriebsprämienregelung schreitet voran. Hier bestehen jedoch noch erhebliche Defizite³⁶, die zugleich die wesentlichen Herausforderungen bei der Gestaltung der neuen Förderperiode ab 2014 bilden. Es gilt, die Subventionen einer Bestandsaufnahme zu unterziehen, inwiefern ihre Ausgestaltung den völkerrechtlichen Anforderungen von CBD und WTO genügt und dies exemplarisch – etwa anhand der Förderung ökologischen Landbaus als naturschutzfachlich vorteilhafter Landbewirtschaftungsform gegenüber umweltschutzpolitisch kritisch zu beurteilender Subventionierung – zu untersuchen. Hieraus sollen Schlussfolgerungen für die künftige Förderperiode abgeleitet werden.

Literatur

- BEYERLIN, U. & T. MARAUHN (1997): Rechtsetzung und Rechtsdurchsetzung im Umweltvölkerrecht nach der Rio-Konferenz von 1992. – Berlin
- CZYBULKA, D. (2009): Umwelt- und Naturschutzrecht. - In: SCHÜTZ/CLASSEN, Landesrecht Mecklenburg-Vorpommern. Studienbuch. - Baden-Baden
- CZYBULKA, D. (2004): Erhaltung der Biodiversität bei der landwirtschaftlichen Nutzung. - In: WOLFF, N. & W. KÖCK (Hrsg.): 10 Jahre Übereinkommen über die biologische Vielfalt – Eine Zwischenbilanz. –
- CZYBULKA, D. (2006): Forschungsbedarf im marinen Fischereirecht. - In: BAUER, H.; CZYBULKA, D.; KAHL, W. & A. VOßKUHLE (Hrsg.): Wirtschaft im offenen Verfassungsstaat. – München (FS Reiner Schmidt): 803-832

³² Vgl. bereits LEGG, Environmental Effects of Reforming Agricultural Policies, 17 (23).

³³ HABER/BÜCKMANN/EWALD/ENDRES, Anpassung des Landmanagements in Europa an den Klimawandel, NuR 2010, 377 (382).

³⁴ Allen voran die Luxemburger-Beschlüsse aus dem Jahre 2003 umgesetzt durch die VO (EG) 1782/2003, ABl. L 270/1 mit den wesentlichen Bereichen einheitliche Betriebsprämie, Modulation und Cross Compliance.

³⁵ Etwa an die Einhaltung bestimmter Aspekte der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie (RL 92/43/EWG des Rates v. 21. Mai 1992 zur Erhaltung der natürlichen Lebensräume sowie der wild lebenden Tiere und Pflanzen, ABl. L 206 v. 22.7.1992, S. 7) sowie der Vogelschutzrichtlinie (RL 79/409/EWG des Rates v. 2. April 1979 über die Erhaltung der wild lebenden Vogelarten, ABl. L 103 v. 25. 4. 1979, S. 1); vgl. hierzu VO (EG) Nr. 73/2009 des Rates vom 19. Januar 2009 mit gemeinsamen Regeln für Direktzahlungen im Rahmen der gemeinsamen Agrarpolitik und mit bestimmten Stützungsregelungen für Inhaber landwirtschaftlicher Betriebe, ABl. EG L 30 v. 31.1.2009, 16 ff.

³⁶ Allen voran die mangelhafte finanzielle Ausstattung der Zweiten Säule der Gemeinsamen Agrarpolitik.

- DEUTSCHER NATURSCHUTZRING (DNR)/FÖRDERVEREIN ÖKOLOGISCHE STEUERREFORM(FÖS) (2008): Schädliche Subventionen gegen die biologische Vielfalt. Wie falsche finanzielle Anreize die biologische Vielfalt gefährden. - abrufbar unter <http://files.foes.de/de/downloads/studien/subventionsstudie.pdf> (zuletzt aufgerufen am 03.08.2010)
- EPPING, V. (1999): Internationale Organisationen. - In: IPSEN, K. (Hrsg.): Völkerrecht. - 4. Aufl. – München
- FRANKEN, L. (2010): Nachhaltigkeitsstandards und ihre Vereinbarkeit mit WTO-Recht. - ZUR: 66 ff.
- GLOWKA, L.; BURHENNE-GUILMIN, F. & H. SYNGE (1994): Guide to the Convention on Biological Diversity. – Gland (IUCN)
- FREDE, H.-G.: Die Belastungspfade aus landwirtschaftlicher Sicht. - In: HENDLER/ MARBURGER/ REIFF/ SCHRÖDER (Hrsg.): UTR 92, Landwirtschaft und Umweltschutz: 31 ff.
- GINZKY, H. & J. RECHENBERG (2010): Die Ökonomisierung im Umweltrecht – von der dunklen Seite der Macht! - ZUR : 252-254
- HABER, W.; BÜCKMANN, W.; ENDRES & EWALD (2010): Anpassung des Landmanagements in Europa an den Klimawandel. - In: NuR.
- HOLLJESIEFKEN, A. (2007): Die rechtliche Regulierung invasiver gebietsfremder Arten in Deutschland, Bestandsaufnahme und Bewertung. – Berlin.
- IAASTD (2009): Agriculture at a Crossroads, Global Report. – Washington.
- JESSEN, H. (2005): Landwirtschaft. - In: HILF, M. & S. OETER: WTO-Recht, Rechtsordnung des Welthandels. - Baden-Baden.
- KOCH, H.-J. & C. MIELKE (2009): Globalisierung des Umweltrechts. – ZUR.
- KLEIN, E. (2007): Die Internationalen und die Supranationalen Organisationen. - In: GRAF VITZTHUM, W. (Hrsg.): Völkerrecht. - 4. Aufl. – Berlin: 265 ff.
- KLOEPFER, M. (2004): Umweltrecht. - 3. Aufl. – München.
- LEGG, W.: Environmental Effects of Reforming Agricultural Policies. - In: BROUWER/LOWE (Eds.), CAP Regimes and the European Countryside: 17 ff.
- KNAUER, N. (1993): Ökologie und Landwirtschaft. Situation, Konflikte, Lösungen. – Stuttgart
- KNOPP, L.: Klimaschutz – Rückschlag für die Globalisierung des Umweltrechts, UPR 2010, 130 ff.; KNOPP, L. & I. PIROCH (2009): Umweltschutz und Wirtschaftskrise. – ZUR: 409 ff.
- MÖCKEL, S. (2010): Naturnahe Landbewirtschaftung. - Natur und Landschaft: 149 ff.
- OTT, K. (2009): Zur Begründung der Konzeption starker Nachhaltigkeit. - In: KOCH/HEY (Hrsg.): Zwischen Wissenschaft und Politik – 35 Jahre Gutachten des Sachverständigenrates für Umweltfragen. – Berlin: 63 ff.
- RAMSAUER, U. (2007): Allgemeines Umweltverwaltungsrecht. - In: KOCH, H.-J.: Umweltrecht: § 3
- REHBINDER, E. (2009): Auf dem Weg zur starken Nachhaltigkeit. - In: KOCH/HEY (Hrsg.), a.a.O.: 89 ff.
- SCHUMACHER, W.: Landwirtschaft und Biodiversität – Widerspruch oder Chance? - In: HENDLER/ MARBURGER/ REIFF/ SCHRÖDER (Hrsg.), UTR 92, Landwirtschaft und Umweltschutz: 53 ff.
- SHIVA, V. (2004): Geraubte Ernte, Biodiversität und Ernährungspolitik. – Zürich.

- UNITED NATIONS ENVIRONMENT PROGRAMME (UNEP) (2004): Economic Instruments in Biodiversity-Related Multilateral Environmental Agreements, abrufbar unter <http://www.unep.ch/etb/publications/EconInst/ecoInstBioMea.pdf> (zuletzt aufgerufen am 03.08.2010)
- VON BOGDANDY, A.: Rechtsnatur und Finalität der WTO – eine Analyse der Präambel. - In: BAUER/ CZYBULKA/ KAHL/ VOSSKUHLE (Hrsg.): Wirtschaft im offenen Verfassungsstaat. – München (FS Reiner Schmidt): 25 ff.
- WOLFRUM, R.: Völkerrechtlicher Rahmen für die Erhaltung der Biodiversität. - In: WOLFF, N. & W. KÖCK (Hrsg.), a.a.O.: 18 ff.
- WUSTLICH, G. (2009): Ökonomisierung im Umweltrecht, ZUR : 515 ff
- ZENGERLING, C. (2010): Sustainable Development and International (Environmental) Law – Integration vs. Fragmentation. – EurUP: 175 ff

Treffpunkt Biologische Vielfalt 10	2011	73-77	Hrsg.: Bundesamt für Naturschutz, Bonn
------------------------------------	------	-------	--

Bionik – Biodiversität als Ideenquelle für technische Innovationen

THEA LAUTENSCHLÄGER

Schlagwörter: Bionik, Lernen von der Natur, Schwellenländer, wirtschaftliches Potential, Capacity Building

Projektkontext

Häufig liegen die Hotspots der Artenvielfalt in Entwicklungsländern. So befinden sich die globalen Diversitätszentren der Gefäßpflanzen hauptsächlich in sub(tropischen) Gebirgsländern: in den tropischen Ostanden, im atlantischen Brasilien, im chinesischen Osthimalaya, in Mittelamerika und in SO-Asien. Aus verschiedenen Gründen jedoch ist dort ein besonders hoher und irreversibler Rückgang der biologischen Vielfalt zu beobachten. Rodungen der sub(tropischen) Berg- und Tieflandswälder und die darauf folgende intensive Nutzung der Flächen für nur kurzfristig lukrative Vieh- und Landwirtschaft führen zu einem erheblichen Flächenverlust. Habitatsverlust und Habitatsfragmentierung zählen zu den Hauptgründen des Artensterbens.

Ziel muss es daher sein, Biodiversität auch im Herkunftsland in Wert zu setzen, um Anreize für eine dauerhafte Nutzung und damit für nachhaltiges Management zu schaffen. Ein oft diskutiertes Beispiel ist die Schaffung von phytopharmazeutischen Produktketten. Das hier vorgestellte Projekt „Technologietransfer für nachhaltige Nutzung durch die Bionik“ setzt an einer anderen Stelle an. Aufbauend auf einer umweltpädagogischen Grundstruktur hat das Vorhaben das Ziel, den aufstrebenden Forschungszweig der Bionik bzw. Biomimetik als ein Modellvorhaben zu nutzen, den einseitigen Weg des Abschöpfens von natürlichen Ressourcen und traditionellem Wissen in Entwicklungs- und Schwellenländern umzukehren und einen Beitrag zum Aufbau einer eigenen, sich langfristig selbst tragenden Forschungs- und Entwicklungsinfrastruktur zu leisten. Denn auch im Artikel 1 “Ziele“ der Convention on Biological Diversity wird formuliert: „Die Ziele dieses Übereinkommens, die in Übereinstimmung mit seinen maßgeblichen Bestimmungen verfolgt werden, sind die Erhaltung der biologischen Vielfalt, die nachhaltige Nutzung ihrer Bestandteile und die ausgewogene und gerechte Aufteilung der sich aus der Nutzung der genetischen Ressourcen ergebenden Vorteile, insbesondere durch angemessenen Zugang zu genetischen Ressourcen und angemessene Weitergabe der einschlägigen Technologien unter Berücksichtigung aller Rechte an diesen Ressourcen und Technologien sowie durch angemessene Finanzierung.“

Was ist Bionik?

Bionik ist eine wissenschaftliche Arbeitsweise, welche sich mit der technischen Umsetzung und Anwendung von Konstruktions-, Verfahrens- und Entwicklungsprinzipien biologischer Systeme beschäftigt (NEUMANN 1993). Die Basis für bionische Analogieforschung und adäquate, technisch-wirtschaftliche Anwendung sind die Archive der Natur, mit ihrem immensen Artenreichtum als Folge und maßgebende Voraussetzung fehlertoleranter, nachhaltiger Weiterentwicklung von Lebewesen und deren technischen Leistungen in höchster qualitativer Vollendung (KÜPPERS et al. 2002: IX).

Das wohl bekannteste Beispiel der Bionik ist der Lotuseffekt, der eine sehr geringe Benetzbarkeit von Oberflächen beschreibt. Aufgrund einer hydrophoben und im Mikro- und Nanobereich strukturierten Oberfläche können Schmutzpartikel dort nur schlecht haften. Über die Fläche rollende Wassertropfen nehmen diese Partikel auf. Diese selbstreinigenden Eigenschaften können auch bei den Blättern der Lotuspflanze beobachtet werden. In den letzten Jahren nahm die wirtschaftliche Bedeutung von technisch entwickelten selbstreinigenden Oberflächen deutlich zu.

Obwohl die Natur eine bisher weitestgehend unerforschte Menge an potentiellen Vorbildern für technische Lösungen anbietet, stellt sie eine bislang kaum genutzte Wissensquelle dar. Jedoch lassen sich viele Prinzipien der Natur nicht ohne weiteres technisch umsetzen. Es geht vielmehr um einen Prinziptransfer vom biologischen Vorbild in die technische Anwendung. Das zentrale Anliegen der Bionik ist es somit, sich von der Natur zum schöpferischen Konstruieren anregen zu lassen. In der heutigen Forschungslandschaft werden zwei Arbeitsprinzipien unterschieden: das *Bottom up*-Prinzip beschreibt die auf Grundlagenforschung basierende Abstraktion biologischer Phänomene und deren technische Umsetzung. Dem gegenüber steht das *Top down*-Prinzip, die das Suchen von geeigneten biologischen Vorbildern für Lösungen zu konkreten technischen Problemen in den Vordergrund stellt.

Bionik, auch häufig „Technologie der Zukunft“ genannt, muss nicht zwingenderweise umweltfreundlichere Produkte oder Verfahren liefern, doch sind sie oft energiesparender, materialschonender oder materialsparender als konventionelle Verfahren oder liefern eine höhere Produktstabilität. Schließlich war und ist die Natur bestrebt, über Jahrtausende optimale Lösungen zu finden. Sie betrieb somit bereits wertvolle Materialforschung und brachte durch „Versuchen“ optimale Lösungen hervor. Da die Funktionen biologischer Systeme vom Molekül bis zur Ökosphäre „aufeinander abgestimmt“ wirken, ist es wahrscheinlicher, dass auch eine technische Problemlösung mit bionischem Ansatz besser in die Stoffkreisläufe integrierbar ist.

Der seit einigen Jahren anhaltende „Bionik-Boom“ ermöglichte neben zielgerichteten Forschungen auch zahlreiche Untersuchungen auf dem Gebiet der Grundlagenforschung. Andererseits wird die Bionik aufgrund ihrer Popularität zunehmend auch für die Vermarktung von Produkten nicht-bionischer Arbeitsprozesse oder als Hoffnungsträger für eine umweltverträgliche Produktion verwendet. NACHTIGALL (2008:89) stellt deshalb einschränkend noch einmal fest:

- Bionik ist keine Heilslehre und keine Naturkopie.
- Bionik ist ein Werkzeug, das benutzt werden kann, aber nicht benutzt werden muss.
- Bionik ist kein allgemeiner Problemlöser, aber fallweise ein wirkungsvolles Hilfsmittel.

Als Indikator für die Anwendbarkeit „bionischer“ Forschungen gilt u. a. die Anzahl von Patentanmeldungen. BONSER & VINCENT untersuchten 2006 die biologisch inspirierten Patentanmeldungen in den USA und China und beschrieben in ihrer Veröffentlichung (2007) deren rasanten Anstieg – allein von 1995 bis 2005 um fast das Zehnfache. Auch die Mitgliedschaften im Netzwerk BIONIS, welches universitäre und außeruniversitäre Institutionen wie auch Unternehmen, die an der Schnittstelle zwischen Biologie und Technik arbeiten, in Kontakt bringt, nahmen innerhalb von vier Jahren um das Fünffache zu.

In den folgenden Ausführungen werden die wissenschaftlichen Publikationen zur Bionik auf ihre Herkunftsländer und in Verbindung mit deren Biodiversitätsvorkommen hin untersucht.

Bionik in Entwicklungs- und Schwellenländern

Abb. 1 verdeutlicht die Verteilung publizierter wissenschaftlicher Arbeiten mit bionischen Inhalten (innerhalb der ISI-Web of Science-Suchmaske wurde nach den Stichworten bionic* und biomimetic* recherchiert) in Schwellenländern publiziert wurden. Unterschieden wird dabei zwischen Industrie- und Schwellenländern. Der Definition nach befindet sich ein Schwellenland auf einer Entwicklungsstufe zwischen Entwicklungs- und Industrieland und weist dabei einen weitestgehenden Umbau von Wirtschaftsstrukturen auf, der von der Agrarwirtschaft hin zur Industrialisierung führt. Die Volksrepublik China, laut Definition der Weltbank auch ein Schwellenland¹, nimmt in der vorliegenden Statistik mit über 1.300 Publikationen bereits die zweite Stelle nach den USA ein. Deutschland befindet sich mit knapp 1.000 Veröffentlichungen auf Platz vier. Unter den zehn führenden Staaten sind lediglich drei Schwellenländer, neben der Volksrepublik China auch Indien und Südkorea. Brasilien als weiteres Schwellenland liegt auf dem 17. Platz. Insgesamt befinden sich jedoch die führenden Industrienationen mit einem prozentualen Anteil von fast 80 Prozent der Veröffentlichungen deutlich vor den Schwellenländern.

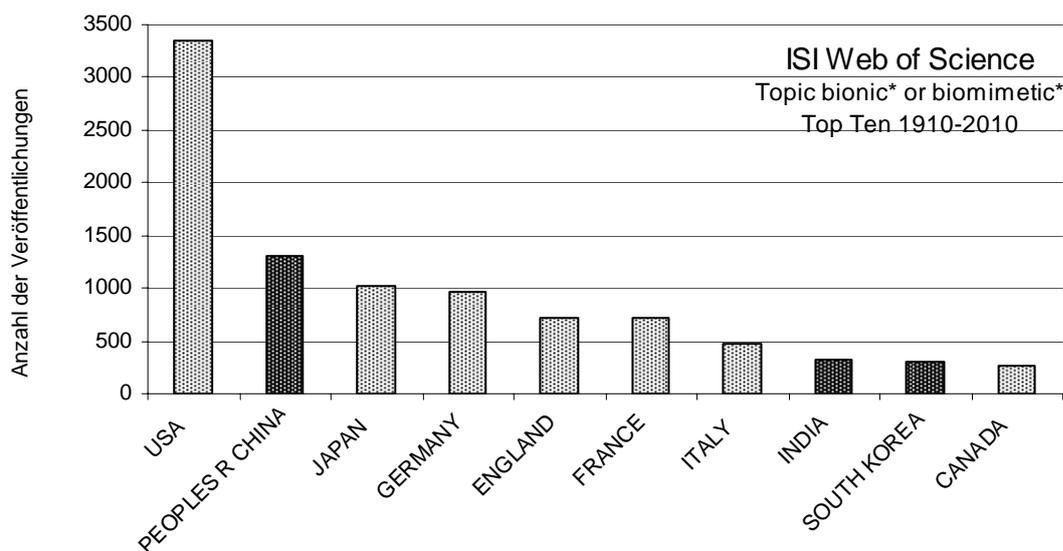


Abb. 1: Länder mit den meisten Publikationen zum Thema Bionik im Zeitraum 1910-2010: dunkel markierte Säulen verdeutlichen Schwellenländer, hell markierte Säulen dagegen Industrieländer. Quelle: ISI Web of Science, August 2010.

Vergleicht man diese Daten mit der Abb. 2, wird die Diskrepanz zwischen dem Anteil der Staaten an Biodiversität und dem tatsächlich bislang genutzten Innovationspotential ersichtlich. In der Abbildung ist die Anzahl an Bionik-Publikationen der 17 Megadiversitätsstaaten aufgeführt. Im gesamten Gebiet dieser 2002 gegründeten Gruppe der Staaten Bolivien, Brasilien, Volksrepublik China, Kolumbien, Ecuador, Indien, Indonesien, Kenia, Madagaskar, Malaysia, Mexiko, Peru, den Philippinen, Südafrika, Costa Rica,

¹ Charakterisierung der Schwellenländer erfolgt in der vorliegenden Arbeit über die Definition der Weltbank, laut der Argentinien, Brasilien, Chile, Mexiko und die asiatischen Tigerstaaten (Hongkong, Südkorea, Singapur, Taiwan), China, Indien und Malaysia, Südafrika und die Türkei sich momentan auf diesem Entwicklungsstand befinden.

der Demokratische Republik Kongo und Venezuela befinden sich 70 Prozent der weltweiten Biodiversität, 45 Prozent der Weltbevölkerung sind dort beheimatet. Der Anteil dieser Länder an Veröffentlichungen bionischen Inhalts beträgt zusammengenommen aber bislang nur knapp 18 Prozent.

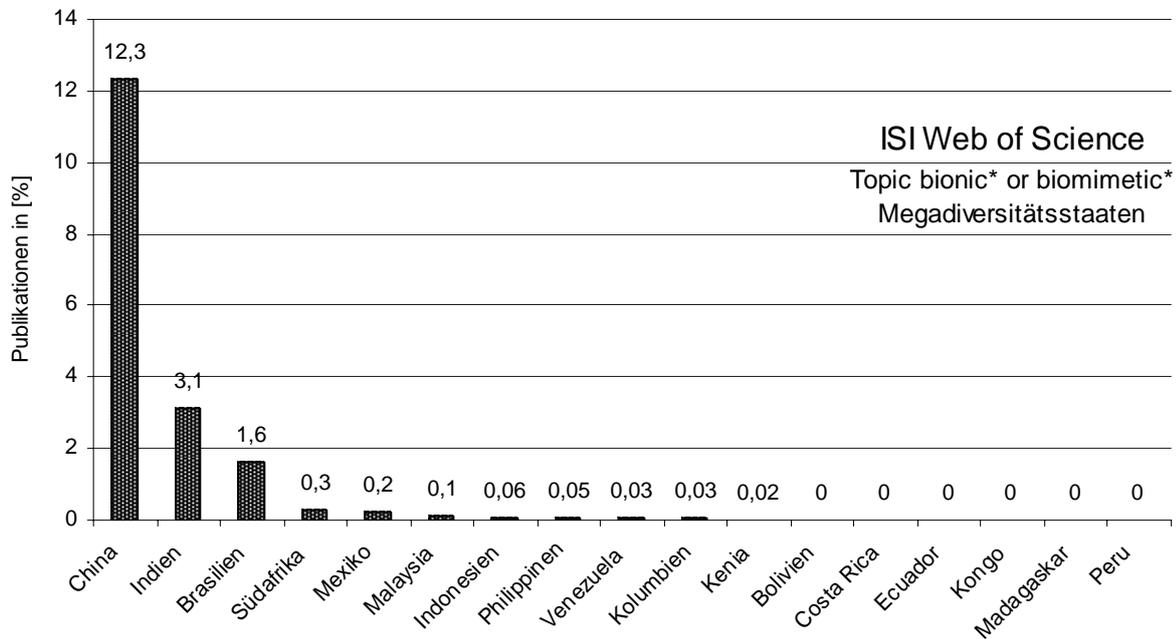


Abb. 2: Prozentualer Anteil der 17 Megadiversitätsstaaten an den Veröffentlichungen zur Bionik im Zeitraum 1910-2010. Quelle: ISI Web of Science, August 2010.

Die Bionik als innovativen Wissenschaftszweig in ebendiesen Staaten mit hoher Biodiversität zu verankern, im universitären wie wirtschaftlichen Bereich, ist Zielstellung des geplanten Projekts. Ausgewählte Partner aus Entwicklungsländern werden eingeladen, um später als Multiplikatoren das Projekt zu erweitern. Zunächst ist in einem ersten Workshop eine theoretische Einführung in die Philosophie und Methodik der Bionik/Biomimetik durch Vorträge und praktische Beispiele vorgesehen. Daran schließt sich die Entwicklung geeigneter Messgeräte und Verfahren an, die von den Projektpartnern in ihrem eigenen Land auf Tauglichkeit getestet werden. Durch Rückkopplung mit den Projektverantwortlichen werden diese dann verbessert und in den Partnerinstitutionen für das Screening eingesetzt. In einem zweiten Workshop werden die Ergebnisse dieses Screenings mit den Initiatoren ausgewertet und Schritte zu endgültigen Formulierung der Verfahren und Methoden festgelegt. Auf dieser Basis findet dann eine weitgehend selbständige Charakterisierung natürlicher Ressourcen in den Entwicklungsländern statt, sowie eine Schulung weiterer Interessenten vor Ort. Die Projektverantwortlichen stehen in dieser Zeit den Partnern beratend zur Seite. Internationale Workshops, die auch als Anbahnungsbörse für direkte Kooperationen zwischen kleinen und mittleren Unternehmen und Vertretern aus Entwicklungsländern sowie zur Initiierung eines Netzwerkes und einer Kommunikationsstruktur unter den Entwicklungsländern gedacht sind, begleiten das Vorhaben.

Wissenschaftliche und/oder technische Arbeitsziele des Vorhabens

Wissenschaftliche Zielsetzung ist es, zusätzliche natürliche Ressourcen einer Nutzung zuzuführen und für technische Anwendungen zu erschließen. Gleichzeitig soll dadurch das Bewusstsein für den Erhalt und

die nachhaltige Nutzung in den Herkunftsländern gestärkt werden. Verbunden ist der Ansatz mit einem Wissenstransfer in die Entwicklungsländer, ohne dass die natürlichen Ressourcen das Land verlassen müssen.

In technischer Hinsicht ist das Hauptziel, die Partner aus Entwicklungsländern im Rahmen des Vorhabens in die Lage zu versetzen, ein systematisches Screening potenziell nutzbarer Pflanzen selbständig unter Nutzung der im Rahmen des Vorhabens entwickelten Methoden und Geräte durchzuführen. Dabei stehen Experten aus Deutschland den interessierten Partnern aus Entwicklungsländern beratend zur Seite.

Stand der Wissenschaft und Technik

Die Erforschung der globalen Biodiversität war über Jahrhunderte dadurch charakterisiert, dass Wissenschaftler aus den Industrieländern, vornehmlich Mitteleuropa und Nordamerika, in die Länder mit hoher Biodiversität reisten, dort die sie interessierenden Organismen sammelten und mit den gesammelten Organismen in ihre Heimatländer zurückkehrten. Als Ergebnis sind heute nahezu alle Arten entweder in Form von Museums- oder Herbariumsexemplaren in den großen Sammlungen der Industrieländer verfügbar. Hinzu kommt, dass in Botanischen Gärten und Zoos, aber auch in zahlreichen Privatsammlungen ein erheblicher Teil der globalen Diversität mit hohem Aufwand erhalten wird.

Im Zuge dieser Praxis wanderten nicht nur die genetischen Ressourcen selber, sondern auch das gesamte Wissen darüber aus den Ursprungsländern in die Zielländer ab. Als letzter Schritt wurde vor allem gegen Ende des 20. Jahrhunderts auch das traditionelle Wissen über die Verwendung von Pflanzen und Tieren, vor allem im Bereich der Volksmedizin systematisch abgeschöpft und in den Industrieländern verwertet. Zwar hat sich die große Hoffnung, durch systematisches Screening der Naturschätze kurzfristig kommerziell erfolgreich zu sein, nicht erfüllt, aber es hat den weiteren Wissenstransfer aus den Entwicklungsländern in die Industrieländer beschleunigt. Das hat unter anderem zur Formulierung des Begriffs „Biopiraterie“ und als Ergebnis zu einer massiven Verschlechterung der Arbeitsbedingungen für westliche Wissenschaftler in vielen Ländern mit hoher Biodiversität geführt.

Mit dem hier vorgeschlagenen Vorhaben soll ein Beitrag zur Erfüllung der Vorgaben der CBD² geleistet werden. Vorrangig geht es dabei um die nachhaltige Nutzung natürlicher Ressourcen durch die Herkunftsländer. Trotz aller Forschung in den vergangenen Jahrhunderten sind viele zentrale Eigenschaften von Pflanzen nach wie vor kaum bekannt. Der derzeit aufstrebende Bereich der Bionik/Biomimetik eröffnet gerade Entwicklungsländern eine Möglichkeit an einem aktuellen Forschungsgebiet zu partizipieren, ohne dass dafür exorbitante finanzielle Aufwendungen erforderlich sind. Zudem bleiben im Projektkonzept die genetische Ressource selber, sowie das Wissen, als auch die Entscheidung darüber, was mit der Ressource und dem Wissen weiter geschieht, im Herkunftsland. Der Haupttransfer erfolgt in Form von KnowHow im Sinne des „Capacity Building“ in die Entwicklungsländer.

Neben dem nachhaltigen Training des wissenschaftlichen Nachwuchses, soll das Vorhaben durch den biomimetischen Ansatz auch ein Bewusstsein für den Wert der Biodiversität vermitteln und damit langfristig zum Schutz und zur nachhaltigen Nutzung beitragen.

Selbstverständlich kann die Inwertsetzung von Biodiversität durch den Innovationscharakter und das damit verbundene Wirtschaftspotential der Bionik nur *ein* Aspekt unter vielen sein, um zu ihrem Schutz beizutragen. Aufgrund der immer stärkeren Umorientierung von primärer Ressourcennutzung hin zur

² insbesondere bezugnehmend auf die Artikel 1, 10 und 12 der CBD

Entwicklung von technischem KnowHow kann sie, nicht zuletzt auch wegen der den Produkten teilweise zu Recht nach gesagten hohen Umweltverträglichkeit, einen zunehmend wichtigen Beitrag dafür leisten.

Literatur

KÜPPERS, U. & H. TRIBUTSCH (2002). Verpacktes Leben – Verpackte Technik. Bionik der Verpackung. – Weinheim (Wiley-VCH Verlag GmbH).

BONSER, R.H. & J.F. VINCENT (2007): Technology trajectories, innovation, and the growth of biomimetics. - Proc. IMechE Vol. 221 Part C: J. Mechanical Engineering Science: 1177-1180

NACHTIGALL, W. (2008): Bionik. Lernen von der Natur. - München (Beck).

NEINHUIS, C. & T. SPECK (2008): Unveröffentlichter Projektantrag. - Dresden, Freiburg.

NEUMANN, D. (1993): Bionik. Technologieanalyse. – Düsseldorf (VDI-Technologiezentrum Physikalische Technologien).

ISI Web of Science: <http://pcs.isiknowledge.com>, 06.08.2010

Like Minded Megadiverse Countries: www.lmmc.nic.in

Convention on Biological Diversity: www.cbd.int

Auswirkungen des Klimawandels auf stark gefährdete Segetalarten

KRISTIAN PETERS, BÄRBEL GEROWITT

Schlagwörter: Klimawandel, Segetalflora, Ackerwildkräuter

Für die Seltenheit bzw. das Verschwinden ehemals häufiger Segetalarten wird heute zu einem Großteil der Nutzungswandel verantwortlich gemacht. Verschiedenste Rettungsprogramme wie z. B. das Ackerlandstreifenprogramm, Schaffung von Großschutzgebieten, etc. wurden bereits initiiert. Doch gerade bei zunehmender Evidenz des Klimawandels ist dessen Erfolg ohne Modifikationen fraglich – zumal der Einfluss des Klimawandels im Naturschutz auf biotischer Ebene bisher kaum untersucht wurde.

Heimische Arten können dem Klimawandel nur durch Migration bzw. Arealverschiebung oder Anpassung selbständig begegnen. Während invasive und neophytische Arten durch Einwanderung und Verdrängung die Vielfalt zusätzlich gefährden. Es ist zu erwarten, dass besonders seltene und gefährdete Arten mit geringem Verbreitungsgrad der Schnelligkeit der Klimaveränderung nicht folgen können. Daher ist es notwendig, die Auswirkungen eines wärmeren Klimas auch an unseren seltenen Ackerwildkräutern zu untersuchen – damit es möglich wird, genauere Voraussagen für den Naturschutz zu entwickeln.

Als Folge der Klimaveränderungen muss die Segetalflora außerdem auf agrarische Anpassungen an den Klimawandel reagieren. So wird es durch Verschiebung jahreszeitlicher und phenologischer Rhythmiken z. B. zu veränderten Saatterminen und daraus resultierenden anderen Keimzyklen der Wildkräuter kommen. Aber auch die Wahl der Kultursorten, die Bevorzugung von Sommerkulturen, oder verwendete Bestandsdichten werden sich verändern und Auswirkungen auf die Ackerwildkräuter nach sich ziehen.

Die Untersuchung verschiedenster biologischer Parameter an einzelnen Arten in verschiedenen simulierten Klimaten wie bspw. Keimungsrate, Entwicklungsgeschwindigkeit, Biomasse- und Samenproduktion trägt viel zum Verständnis über die Reaktionsbreite einer einzelnen Art bei. Sie ermöglicht zudem detaillierte Schlussfolgerungen über die "Fitness", ökologische Konkurrenzkraft, der Samenbank und der Bestandesentwicklung in den Folgejahren einzelner Ackerwildkrautarten. Falls es sich um eine bedeutende Schlüssel- oder Indikatorart handelt, dann lassen sich zudem Schlussfolgerungen auf die Entwicklung ganzer Ackerpflanzengesellschaften treffen.

Treffpunkt Biologische Vielfalt 10	2011	83-88	Hrsg.: Bundesamt für Naturschutz, Bonn
------------------------------------	------	-------	--

Importregulierung als Instrument des Biodiversitätsschutzes in Drittländern zur Beschränkung der Auswirkungen heimischer Bioenergieförderung

ANDREA SCHMEICHEL

Schlagwörter: Bioenergie, Biodiversität, Biomasse, Entwicklungsland, Erneuerbare-Energien-Richtlinie 2009/28, Europäische Union, Grünland, Importregulierung, Übereinkommen über die biologische Vielfalt, Nachhaltigkeitskriterien, Wald

Nachdem viele Jahre eine expansive Bioenergiepolitik verfolgt wurde, hat die Europäische Union (EU) in der Erneuerbare-Energien-Richtlinie 2009/28 sogenannte Nachhaltigkeitskriterien für flüssige Biobrennstoffe erlassen, die neben heimischen Produkten auch Importe treffen.¹ Angesichts der öffentlichen (und juristischen) Debatte etwa um Palmölplantagen in Indonesien wird klar, dass die Regelung in besonderem Maße auf Importe abzielen soll.² Gegenstand dieses Beitrags ist die Notwendigkeit und konkrete Ausgestaltung von Importregulierungen zum Schutz der Biodiversität in Drittländern.

Bioenergienutzung als Lösung des Problems oder Problem der Lösung?

Die energetische Nutzung von Biomasse³ galt lange als das Musterkind der Energiewende von fossilen zu erneuerbaren Energieträgern und damit essentieller Bestandteil der Abmilderung des Klimawandels. Anders als Wind und Sonne ist Biomasse ständig verfügbar und kann ohne größeren technischen Aufwand gelagert werden. Auf den ersten Blick scheint die Nutzung von Biomasse auch klimaneutral, wird doch bei der Verwertung lediglich zuvor gespeichertes CO₂ wieder an die Umwelt abgegeben.⁴ Als einziger erneuerbarer Energieträger kann Biomasse überdies sowohl zur Erzeugung von Strom als auch Wärme/Kälte und im Transportsektor eingesetzt werden. Entsprechend hat sich die EU das Ziel gesetzt, bis 2020 10 % Biokraftstoffe einzusetzen.⁵ Der Anteil erneuerbarer Energien an der Strom- und Wärme-Kälte-Versorgung soll auf insgesamt 20 % angehoben werden, wobei die einzelnen Mitgliedstaaten unterschiedliche nationale Ziele erfüllen müssen. Allein in Deutschland werden 70 % der Primärenergie aus erneuerbaren Energien aus Biomasse bereitgestellt.⁶ Entsprechend wird Energie aus Biomasse voraus-

¹ Richtlinie 2009/28/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. April 2009 zur Förderung der Nutzung von Energie aus erneuerbaren Quellen, ABl. 2009 L 140/16.

² Vgl. z. B. EHRICKE, Förderfähigkeit der Verwendung von Palmöl zur Stromerzeugung nach § 8 EEG, ZNER 2007, 137-141; EKARDT/SCHMEICHEL/HEERING, Europäische und nationale Regulierung der Bioenergie und ihrer ökologisch-sozialen Ambivalenzen, NuR 2009, 222-232.

³ Unter Biomasse wird hier, entsprechend Art. 2 (e) Richtlinie 2009/28/EG der „biologisch abbaubaren Teil von Erzeugnissen, Abfällen und Reststoffen der Landwirtschaft mit biologischem Ursprung (einschließlich pflanzlicher und tierischer Stoffe), der Forstwirtschaft und damit verbundener Wirtschaftszweige einschließlich der Fischerei und der Aquakultur sowie den biologisch abbaubaren Teil von Abfällen aus Industrie und Haushalten“ verstanden.

⁴ FORSCHUNGSZENTRUM KARLSRUHE, HELMHOLTZ-GEMEINSCHAFT, Energie aus dem Grünland - eine nachhaltige Entwicklung?, 2007.

⁵ Art. 3 Richtlinie 2009/28/EG.

⁶ BUNDESMINISTERIUM FÜR UMWELT, Erneuerbare Energien in Zahlen - Nationale und internationale Entwicklung, 2009.

sichtlich einen großen Anteil der von Deutschland zu erreichenden 18 % Quote im Strom und Wärme/Kälte-Sektor ausmachen, im Transportsektor sogar als einziger Energieträger die Erfüllung der 10 %-Quote sichern. Die EU erkennt an, dass diese ehrgeizigen Ziele nur unter Rückgriff auf Importe zu erfüllen sind.⁷ Der Import von Biomasse oder Bioenergie bedeutet jedoch gleichzeitig den Export der Probleme einer expansiven Bioenergiepolitik. Auf den zweiten Blick bringt die Lösung des Klimaproblems nur neue Probleme mit sich.⁸

Der positive Effekt auf das Klima steht infrage, wenn der Energieaufwand bei Saat, Ernte und Transport, der Verwendung von Düngemitteln, Pestiziden, Fungiziden und Herbiziden sowie bei der Weiterverarbeitung in die Bilanz eingestellt werden (life cycle assessment).⁹ Eine intensivere Bewirtschaftung bereits landwirtschaftlicher Nutzflächen verstärkt die Erosion, Chemikalien gelangen ins Grundwasser und schädigen so umliegende Ökosysteme.¹⁰ Zwar bedroht auch der Klimawandel wertvolle Naturräume und Ökosysteme, die Nutzung von Bioenergie im Interesse des Klimaschutzes führt jedoch auch zu Landnutzungsänderungen: Etwa in Indonesien wird extrem artenreicher Regenwald abgeholzt, häufig unter Brandrodung, und durch Monokulturen von Ölpalmen ersetzt. Biodiversität wird nicht einmal durch Agro-Biodiversität ersetzt. Ölpalm-Plantagen verdrängen darüber hinaus andere Nutzungen, etwa die Lebensmittelproduktion, von bereits landwirtschaftlich genutzten Flächen.¹¹ Diese Nutzungen weichen wiederum in Regenwaldgebiete aus. Indonesien ist einer der größten Palmölhersteller der Welt, zum Großteil für den Export. Die europäische Bioenergiepolitik verstärkt so in besonderem Maße den Druck auf bereits bedrohte Naturräume. Daneben treten auch sozio-ökonomische Probleme: Werden landwirtschaftlich genutzte Flächen nicht ausgeweitet, tritt die Bioenergie in Konflikt zur Nahrungsmittelversorgung. Eine Ausweitung der Landwirtschaft geschieht dagegen häufig unter Verletzung von Gewohnheitsrechten der lokalen indigenen Bevölkerung.¹²

Grenzen des nationalen und internationalen Rechts zur Biodiversität

Das nationale Recht der Exportstaaten ist häufig nicht in der Lage, diesem Druck standzuhalten, zumal es sich häufig um Entwicklungs- und Schwellenländer handelt; Indonesien sei hier beispielhaft erwähnt. Nationale Standards sind häufig bereits (zu) niedrig und häufig inkohärent. Des Weiteren gestaltet sich die Umsetzung selbst niedriger Standards mangels Verwaltungskapazitäten und aufgrund von Korruption häufig schwierig.¹³

⁷ Erwägungsgrund 16 Richtlinie 2009/28; Kommission, Fahrplan für erneuerbare Energien - Erneuerbare Energien im 21. Jahrhundert: Größere Nachhaltigkeit für die Zukunft, KOM 2006, 848 endg. 2007.

⁸ ORGANISATION FOR ECONOMIC COOPERATION AND DEVELOPMENT (OECD) - Round Table on Sustainable Development, Biofuels: Is the cure worse than the disease, 2007.

⁹ SACHVERSTÄNDIGENRAT FÜR UMWELTFRAGEN (SRU), Klimaschutz durch Biomasse Sondergutachten, 2007.

¹⁰ ÖKO-INSTITUT/INSTITUT FÜR ENERGETIK UND UMWELT (IFEU), Nachhaltige Bioenergie: Stand und Ausblick - Zusammenfassung der bisherigen Ergebnisse des Forschungsvorhabens, 2009.

¹¹ RAINFOREST ACTION NETWORK, Cargill's problems with palm oil - a burning threat in Borneo, 2007.

¹² FOREST WATCH INDONESIA (FWI)/WORLD RESOURCES INSTITUTE (WRI), The state of the forest: Indonesia, 2002; World Wildlife Fund (WWF) Indonesia, Deforestation, Forest Degradation, Biodiversity Loss and CO₂ Emissions in Riau, Sumatra Indonesia, 2008.

¹³ FOREST WATCH INDONESIA (FWI)/WORLD RESOURCES INSTITUTE (WRI), The state of the forest: Indonesia, 2002; World Wildlife Fund (WWF) Indonesia, Deforestation, Forest Degradation, Biodiversity Loss and CO₂ Emissions in Riau, Sumatra Indonesia, 2008.

Die Defizite des nationalen Rechts könnten jedoch durch das (Umwelt-)Völkerrecht, insbesondere durch das Übereinkommen über die biologische Vielfalt (Convention on Biological Diversity, CBD) ausgeglichen werden. Anders als frühere Umweltübereinkommen erfasst die CBD nicht nur den Schutz einzelner Arten,¹⁴ sondern die biologische Vielfalt an sich, so dass auch der Regenwald in seiner Gesamtheit erfasst sein kann. Der CBD wurden nur in geringem Umfang Souveränitätsrechte übertragen, was sich auch in der Reichweite der Kompetenzen der einzelnen Organe niederschlägt. Die Vertragsstaatenkonferenz (Conference of the Parties, COP) hat bisher von ihrem Recht, Protokolle zu erlassen bezüglich einer Bioenergieregulierung keinen Gebrauch gemacht (Art. 23, 28). Die Rolle des wissenschaftlich-technischen Ausschuss (Subsidiary Body on Scientific, Technical and Technological Advice, SBSTTA) hat vor allem beratende Funktion (Art. 25). Darüber hinaus wurde aufgrund Art. 18 (3) CBD ein Clearing House Mechanismus eingerichtet, der die technische und naturwissenschaftliche Kooperation der Mitgliedstaaten erleichtern soll. Dies zeigt, dass die CBD selbst nur einen begrenzten Tätigkeitsspielraum hat und die Last der Umsetzung weitgehend bei den Mitgliedstaaten verbleibt.

Die CBD verpflichtet ihre Mitglieder insbesondere zum *in situ* Schutz und nachhaltigen Nutzung der Biodiversität (Art. 8). Diese Verpflichtungen sind jedoch sehr weit formuliert (Einrichtung von Schutzgebieten (a), Entwicklung von Richtlinien (b), etc.). Im Übrigen werden sie weiter abgeschwächt durch Formulierungen wie „as far as possible and as appropriate“ oder „where necessary“. Eine Verpflichtung der Exportstaaten zu einer Regulierung der Bioenergieproduktion wird sich hieraus kaum ableiten können. Vielmehr schafft die CBD ein finanzielles Anreizsystem: Art. 21 CBD sieht einen Finanzierungsmechanismus vor, nach dem Entwicklungsländer im Schutz heimischer Biodiversität unterstützt werden sollen. Die mit der Finanzierung verbundenen Monitoring und Überwachungsrechte durch die Vertragsstaatenkonferenz und die Globale Umweltfazilität (Global Environment Facility, GEF) bedeuten, dass sich ein Entwicklungsland den Finanzierungsmechanismus nur in Anspruch nehmen wird, wenn die Vorteile höher sind als die einer komplett selbstbestimmten Umweltpolitik.¹⁵

Im Ergebnis vermag die CBD weder selbst noch durch Verpflichtung ihrer Mitgliedstaaten die entstehende Schutzlücke zu schließen.

Zulässigkeit und Vorteile von Importregulierung

Die CBD schließt eine Regulierung fremder Ressourcen durch Drittstaaten, wie etwa die Mitgliedstaaten der EU, nicht aus: Grundsätzlich obliegt die Nutzung der Biodiversität demnach dem Staat, auf dessen Staatsgebiet die betreffenden Ressourcen vorkommen (Art. 3), der Schutz durch andere Staaten wird hierdurch nicht berührt. In Art. 4 Abs. 2 CBD ist sogar ein extraterritorialer Schutz vorgesehen, so dass nationale Schutzstrategien (Art. 6 ff.) auch ursprünglich externe Ressourcen erfassen können. Art. 22 CBD sieht einen Vorrang der Konvention nur vor, wenn durch anderes Völkervertragsrecht ihr Schutzniveau unterschritten wird. Eine europäische Regelung mit höherem Schutzniveau ist damit zumindest zulässig, wenn sich auch aus der CBD keine entsprechende Verpflichtung ableiten lässt. Die EU weist gegenüber der CBD einen weitaus höheren Integrationsgrad auf, verbunden mit vergleichsweise starken Institutionen und Durchsetzungsmöglichkeiten. Die EU erfüllt notwendige Voraussetzungen, um vergleichsweise höhere Standards zu erlassen und durchzusetzen.

¹⁴ BIRNIE/BOYLE/REDGWELL, *International law and the environment*, Oxford, 2009, S. 612.

¹⁵ WOLFRUM, *Enforcing environmental standards: economic mechanisms as viable means*, Berlin, 1996.

Eine Regulierung von Importen ermöglicht eine „Fernsteuerung“ des Biodiversitätsschutzes, ohne dass dabei Souveränitätsrechte der Exportstaaten verletzt werden, wenngleich ein Anreiz geschaffen wird, entsprechendes nationales Recht zu erlassen.¹⁶ Defizite des nationalen Rechts des Exportlandes sowie seiner Umsetzung können durch eine Importregulierung umgangen werden. Die EU und ihre Mitgliedstaaten stellen relativ weit entwickelte Institutionen bereit, in denen Importe effektiv reguliert werden können.

Die EU-Nachhaltigkeitskriterien

Art. 17 bis 19 Erneuerbare-Energien-Richtlinie 2009/28 statuieren sogenannte Nachhaltigkeitskriterien für flüssige Biobrennstoffe und Biokraftstoffe, die jedoch der Umsetzung durch die Mitgliedstaaten bis zum 5.12.2010 bedürfen.¹⁷ Flüssige Biobrennstoffe sind definiert als „flüssige Brennstoffe, die aus Biomasse hergestellt werden und für den Einsatz zu energetischen Zwecken, mit Ausnahme des Transports, einschließlich Elektrizität, Wärme und Kälte, bestimmt sind“ (Art. 2 h), während Biokraftstoffe „flüssige oder gasförmige Kraftstoffe für den Verkehr [sind], die aus Biomasse hergestellt werden;“ (Art. 2 i). Erfasst ist damit nicht jegliche Biomasse oder Bioenergie. Die Kriterien können jedoch infolge eines Monitoring und Berichtsverfahren auf feste Biomasse ausgeweitet werden (Art. 23 Abs. 4 bis). Neben einer (standardisierten) Quote an Treibhausgaseinsparungen (Art. 17 Abs. 2) sollen auch bestimmte Gebiete ausgeschlossen werden, und zwar Kohlenstoffsinken (Art. 17 Abs. 4) und wertvolle (biodiverse) Ökosysteme (Art. 17 Abs. 3), wobei dies häufig zusammenfällt. Art. 17 Abs. 4 erfasst Primärwald, d.h. „Wald und andere bewaldete Flächen mit einheimischen Arten, in denen es kein deutlich sichtbares Anzeichen für menschliche Aktivität gibt und die ökologischen Prozesse nicht wesentlich gestört sind;“ (Buchst. a) sowie staatlich bzw. durch Völkerrecht ausgewiesene Schutzgebiete (Buchst. b). Letztere jedoch nur, wenn die Gewinnung des Rohstoffs Naturschutzzwecken zuwiderläuft. Der Begriff des Waldes ist näher definiert unter Art. 17 Abs. 4 Buchst. b, c, welcher Kohlenstoffsinken von der Bewirtschaftung ausnehmen soll. Maßstab ist dabei nicht das Vorliegen von Primärwald, sondern der Überschirmungsgrad. Kohlenstoffsinken und biodiverse Gebiete werden dabei in der Regel zusammenfallen, so dass die auslegungsbedürftige Definition Primärwald („sichtbar“, „nicht wesentlich“) an Bedeutung verliert. Geschützt ist weiterhin natürliches und auch künstliches Grünland, wenn nicht die Ernte zur Erhaltung des status quo erforderlich ist (Buchst. c). Wenn auch die Erhaltung künstlich geschaffenen Graslands an den Artenreichtum gekoppelt ist, sind jedoch durchaus Fälle vorstellbar, in denen eine Rückkehr zum „Urzustand“ Vorzug zu geben ist. Die Europäische Kommission soll Kriterien und geografische Gebiete entwickeln und so den Begriff Grünland genauer ausgestalten. Hierdurch wird der bei Richtlinien gängige Interpretationsspielraum der Mitgliedstaaten eingeschränkt. Gerade bei Importen wäre eine unterschiedliche Auslegung des Begriffs durch die einzelnen Importländer etwa vor dem Hintergrund des WTO-rechtlichen Diskriminierungsverbots (Art. III GATT) problematisch.¹⁸ Während für in der EU produzierte Biomasse bestimmte Minimalanforderungen der „guten“ Landwirtschaft gelten (Art. 17 Abs. 6), sind diese nicht auf Importe anwendbar. Wohl unter Rücksichtnahme auf die Souveränität des Exportstaates und Vorgaben

¹⁶ SANDS, Principles of international environmental law, Cambridge, 2003, 237 ff.

¹⁷ Zur Umsetzung sind in Deutschland bereits die Biomassestrom-Nachhaltigkeitsverordnung, BGBl. 2009 I S. 2174 und die Biokraftstoff-Nachhaltigkeitsverordnung, BGBl. 2009, I S. 3182 in kraft getreten, die Vorgaben der Richtlinie quasi wörtlich wiedergeben.

¹⁸ S. zum Verhältnis von Welthandels- und Umweltrecht insgesamt Condon, Environmental sovereignty and the WTO - Trade sanctions and international law, Ardsley, NY, 2006.

des WTO-Rechts werden keine Vorgaben zu dortigem Umweltschutz, Chemikalieneinsatz oder zur sonstigen Bodenbearbeitung gemacht, die nicht im importierten Produkt enthalten sind.¹⁹

Rechtsfolge einer Nichterfüllung der Nachhaltigkeitskriterien ist nicht etwa ein Importverbot. Vielmehr können die fraglichen Produkte nicht zur Anrechnung auf die Erfüllung des nationalen erneuerbare Energien-Ziels herangezogen werden und können nicht finanziell gefördert werden (Art. 17 Abs. 1).

Sozio-ökonomische Auswirkungen, etwa die potentielle Verdrängung der Lebensmittelproduktion oder die Landrechte indigener Bevölkerung, werden zunächst nur durch ein Berichtssystem berücksichtigt (Art. 17 Abs. 8).

Die Einhaltung der Kriterien soll durch Zertifizierung nachgewiesen werden, wobei den Mitgliedstaaten, jenseits bestimmter Informationsvorgaben, die Ausgestaltung des Zertifizierungssystems überlassen bleibt. Im Übrigen können durch die Europäische Kommission ausgehandelte bi- und multilaterale Abkommen sowie freiwillige Standards unter bestimmten Voraussetzungen als äquivalent angesehen werden (Art. 18 Abs. 3, 4). Hier sind Vollzugsdefizite zu befürchten.

Ergebnis und Ausblick

Die EU schafft durch ihre expansive Bioenergiepolitik im Interesse des Klimaschutzes eine Bedrohung für ausländische Naturräume, gerade in Entwicklungsländern. Das häufige Zusammenfallen von biodiversen Gebieten mit Kohlenstoffsenken bedeutet auch eine Perversion des durch die Bioenergienutzung angestrebten Klimaschutzziels.

Durch ihren hohen Integrationsgrad weist die EU die Grundvoraussetzungen auf, die Folgen ihrer Bioenergiepolitik selbst zu minimieren. Völkerrechtliche (welthandelsrechtliche) und andere Rahmenbedingungen haben jedoch zu einem begrenzten Schutzregime geführt. Die Kriterien gelten zunächst nicht für Bioenergie und ihre Rohstoffe an sich, sondern nur für flüssige Biobrennstoffe und Biokraftstoffe. Holz unterliegt einem gesonderten Regelungsregime, die von der Zellstoffindustrie verwendete Biomasse wird ebenfalls nicht erfasst. Sozio-ökonomische Auswirkungen oder landwirtschaftliche Standards spiegeln sich bisher nicht im Importregime wieder. Anstelle eines Importverbots wurde ein Anreizsystem gewählt. Die Zuverlässigkeit des Zertifikatssystems und der Äquivalenzmodelle muss sich erst noch erweisen.

Bei aller Kritik stärken die EU-Nachhaltigkeitskriterien den Schutz der Biodiversität über die bestehenden Regelungsregime hinaus. Die in der Richtlinie vorgesehenen Berichtspflichten weisen darauf hin, dass eine Ausweitung der Nachhaltigkeitskriterien vorgesehen ist. Die weitere Entwicklung bleibt abzuwarten.

Literatur

BIRNIE, P.; BOYLE, A. & C. REDGWELL (2009): International law and the environment. - Oxford (Oxford University Press)

BUNDESMINISTERIUM FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ UND REAKTORSICHERHEIT (BMU) (2009): Erneuerbare Energien in Zahlen - Nationale und internationale Entwicklung. -

¹⁹ JACKSON, Comments on shrimp/turtle and the product/process distinction, European Journal of International Law 2000, 303-307; WINTER, The GATT and environmental protection: problems of construction, Journal of Environmental Law 2003, 113-140.

- CONDON, B.J. (2006): Environmental sovereignty and the WTO - Trade sanctions and international law. – Ardsley (Transnational Publishing)
- EHRICKE, U. (2007): Förderfähigkeit der Verwendung von Palmöl zur Stromerzeugung nach § 8 EEG. - ZNER : 137-141
- EKARDT, F.; SCHMEICHEL, A. & M. HEERING (2009): Europäische und nationale Regulierung der Bioenergie und ihrer ökologisch-sozialen Ambivalenzen. – NuR: 222-232
- FOREST WATCH INDONESIA (FWI)/WORLD RESOURCES INSTITUTE (WRI) (2002): The state of the forest: Indonesia, 2002
- FORSCHUNGSZENTRUM KARLSRUHE (2007): Energie aus dem Grünland - eine nachhaltige Entwicklung? -
- JACKSON, J.H. (2000): Comments on shrimp/turtle and the product/process distinction. - European Journal of International Law: 303-307
- ÖKO-INSTITUT/INSTITUT FÜR ENERGETIK UND UMWELT (IFEU) (2009): Nachhaltige Bioenergie: Stand und Ausblick - Zusammenfassung der bisherigen Ergebnisse des Forschungsvorhabens. -
- ORGANISATION FOR ECONOMIC COOPERATION AND DEVELOPMENT (OECD) (2007): Round Table on Sustainable Development: Biofuels: Is the cure worse than the disease. -
- RAINFOREST ACTION NETWORK (2007): Cargill's problems with palm oil - a burning threat in Borneo. -
- SACHVERSTÄNDIGENRAT FÜR UMWELTFRAGEN (SRU) (2007): Klimaschutz durch Biomasse: Sondergutachten. -
- SANDS, P. (2003): Principles of international environmental law. – Cambridge (Cambridge University Press)
- WINTER, G. (2003): The GATT and environmental protection: problems of construction. - Journal of Environmental Law: 113-140
- WOLFRUM, R. (1996): Enforcing environmental standards: economic mechanisms as viable means. - Berlin
- WORLD WILDLIFE FUND (WWF) INDONESIA (2008): Deforestation, Forest Degradation, Biodiversity Loss and CO₂ Emissions in Riau, Sumatra Indonesia. -

Treffpunkt Biologische Vielfalt 10	2011	87-93	Hrsg.: Bundesamt für Naturschutz, Bonn
------------------------------------	------	-------	--

Auswirkungen von Extremereignissen auf die Biodiversität – eine Literaturanalyse

STEFANIE NADLER, ANJA JAESCHKE, ANKE JENTSCH, TORSTEN BITTNER, CARL BEIERKUHNLEIN

Im Zusammenhang mit dem anthropogenen Klimawandel wird eine Zunahme der Frequenz und Stärke klimatischer Extremereignisse erwartet (IPCC 2007). In der jüngeren Vergangenheit haben sich die Prognosen bezüglich zunehmender Extreme sogar noch verschärft (SMITH et al. 2009, WIGLEY 2009).

Klimatische Extreme besitzen das Potenzial in kürzester Zeit Ökosysteme strukturell wie funktionell zu verändern (JENTSCH 2006). Reaktionen von Arten, Artgemeinschaften und Lebensräumen auf Extremereignisse können sehr unterschiedlich sein und lassen sich nicht direkt vorhersagen (EASTERLING et al. 2000). Konkrete Forschungsdefizite und Herausforderungen kommen angesichts der sich verschärfenden Thematik zu Vorschein, da die Ökologie in der Vergangenheit sehr statisch (beispielsweise in der Messung von Flüssen unter „Normalbedingungen“) und auch sehr aktualistisch arbeitete (bspw. durch das Ignorieren von in der Vergangenheit erfolgten einzelnen Ereignissen auf einem Standort) (s. a. JENTSCH & BEIERKUHNLEIN 2008).

Für die Erfüllung des ersten von drei Zielen der Biodiversitätskonvention (CBD), Erhalt von Tier- und Pflanzenarten, Lebensräumen und genetischer Vielfalt sowie die Vervollständigung und Finanzierung eines weltweit repräsentativen Schutzgebietsnetzes, stellt der Klimawandel eine zusätzliche Herausforderung dar (MCCLANAHAN et al. 2008). Dies gilt vor allem für höhere Lagen oder Regionen, in denen neuartige Klimabedingungen erwartet werden. Andere Regionen, Arten oder Ökosysteme wiederum könnten von der Erwärmung profitieren und eine Verbreitung von Arten nach Norden oder in höhere Lagen begünstigen. Oftmals sind aber nicht die Veränderungen in den Durchschnittstemperaturen für einen Organismus relevant, sondern die Extreme.

In dem vom Bundesamt für Naturschutz (BfN) initiierten und finanzierten Projekt „Auswirkungen des Klimawandels auf Fauna, Flora und Lebensräume sowie Anpassungsstrategien des Naturschutzes“ geht es um die Untersuchung der Effekte von Klimaänderungen und Extremereignissen auf biotische Interaktionen sowie auf ausgewählte Arten und Lebensräume der FHH-Richtlinie. Hier soll beleuchtet werden, was unter einem Extremereignis zu verstehen ist. Weiterhin wird anhand einer Literaturanalyse und der Darstellung von Fallbeispielen auf Auswirkungen für die Biodiversität eingegangen.

Was ist extrem?

Klimabedingte extreme Ereignisse können aus drei Perspektiven heraus verstanden und definiert werden. A) abgeleitet aus historischen Wetterdaten; B) abgeleitet aus den Projektionen von Klimamodellen; und C) abgeleitet aus den einen Organismus oder ein Ökosystem in ihrem Verbreitungsgebiet oder an ihrem Standort betreffenden Ereignissen in Verbindung mit entsprechenden Reaktionen.

- A) Historische Wetterdaten erscheinen zunächst als der verlässlichste Ansatz, da man hier mit konkreten Daten arbeitet. Diese können mit statistischen Verfahren aufgearbeitet werden (z. B. Gumbel Verteilungen). Allerdings liegen solche Klimainformationen von Ort zu Ort in sehr unter-

schiedlichen Zeitreihen vor. Klimastationen befinden sich meist in der Nähe von Ortschaften und nicht direkt in Ökosystemen.

- B) Die Modelle zur Prognose künftig zu erwartender Klimabedingungen sind inzwischen sehr gut bezüglich der prognostizierten Trends und langjährigen Mittelwerte. Sie können in regionalen Klimamodellen sogar in recht hoher räumlicher Auflösung dargestellt werden. Wesentliche Ungewissheit besteht hier vor allem bezüglich der realisierten Szenarien (Politik, Wirtschaft, Technologie, Demographie etc.). Was diese Modelle aber schlecht bis gar nicht zu leisten vermögen, sind verlässliche Informationen zu klimatischen Extremen.
- C) Aus naturschutzfachlicher Perspektive ist selbstredend die Wahl von Organismen oder Ökosystemen als Referenz das naheliegende. Hier ergeben sich jedoch Einschränkungen bezüglich fehlender Daten (s. o.) und noch stärker bezüglich der Unterschiedlichkeit der Objekte in ihrem Verbreitungsgebiet. Der Ansatz der Klimahüllen (climatic envelopes) ist nur als eine grobe Annäherung zu verstehen.

Wir werden in diesem kurzen Beitrag bei einer allgemeinen Auffassung von Extremereignissen bleiben, denn sie umfassen ein vielfältiges Spektrum an Erscheinungen. So können primäre Ereignisse, wie Wetterextreme und klimatische Extreme von sekundären Ereignissen wie biotischen Invasionen, Waldbrände oder Insektenkalamitäten unterschieden werden. Wir beschränken uns hier auf die Betrachtung extremer Wetter- und Klimaereignisse, zu denen Dürren, Hitzewellen, Überschwemmungen und Stürme zählen.

Die Definition des IPCC (2007) beschreibt Extremereignisse als seltene Ereignisse, die durch kleinräumiges Auftreten zu einer bestimmten Zeit im Jahr und meist über eine kurze Dauer charakterisiert sind. Zudem ist damit eine schnelle Zu- oder Abnahme einer Klimavariablen verbunden, die lokal zu Instabilitäten führen kann. Der Charakter solcher Ereignisse variiert naturgemäß von Ort zu Ort und auch zwischen den Jahreszeiten. Wenn bestimmte Wetterlagen über einen längeren Zeitraum bestehen bleiben, wie z. B. erhöhte Tagesmitteltemperaturen über mehrere Wochen oder geringe Niederschläge über mehrere Monate, dann spricht man von einem extremen Klimaereignis. Verständlicherweise sind nicht alle heute auftretende Extremereignisse dem anthropogen verursachten Klimawandel zuzuschreiben. Extremereignisse fanden immer schon statt, und hatten entsprechende Auswirkungen, die aber nur in wenigen Fällen, wie dem Magdalenenhochwasser von 1342 nachvollzogen werden können (BEIERKUHNEIN 2007).

Die natürliche Auftretenswahrscheinlichkeiten von Extremen kann in einer Dichtefunktion anhand des 10 % bzw. 90 %- Perzentils dargestellt werden (Abb. 1). Um Ereignisse als extrem identifizieren zu können, bedarf es eines historischen Zeitraums der als Vergleichszeitraum dient. Erst homogene Aufzeichnungen von Klima- und Wetterdaten über lange Zeiträume ermöglichen es einzelne Ereignisse in einem längeren Kontext zu betrachten und zueinander in Relation zu setzen. In der Hydrologie spricht man von einem 100-jährigen oder 1000-jährigen Hochwasser - also der 1 % bzw. 0,1 %igen Wahrscheinlichkeit des Auftretens in jedem Jahr - wenn ein solches Ereignis einmal in 100 bzw. 1.000 Jahren auftritt. Die absoluten Werte sind damit entscheidend von der betrachteten Zeitskala abhängig.

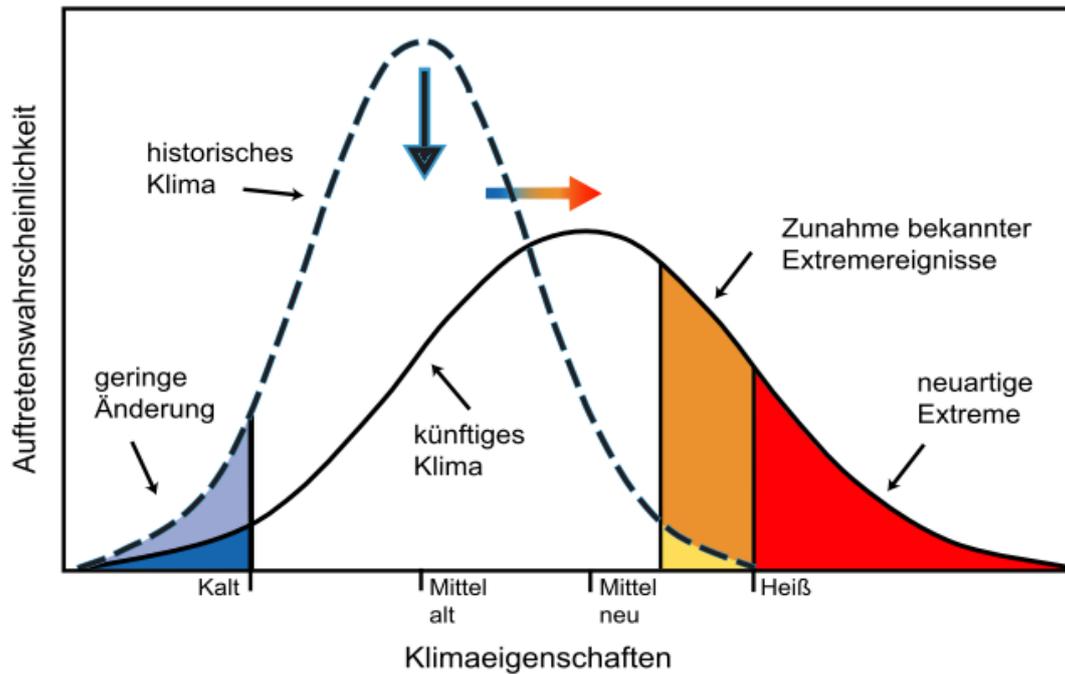


Abb. 1: Schematische Darstellung der Häufigkeitsverteilung klimatischer Variablen wie z. B. Temperatur oder Niederschlag des historischen Klimas (gestrichelte Linie). Unter Einbeziehung des Klimawandels, Verschiebung der Mittelwerte (bunter Pfeil) und Varianz (schwarzer Pfeil), treten künftig extremere Verhältnisse auf. Es sind sowohl häufigere Ereignisse bekannter Extreme als auch Ereignisse höherer Intensität (roter Bereich) zu erwarten (nach MEEHL et al. 2000).

Eine klare Unterscheidung zwischen Trend - kontinuierliche Veränderung einer Klimavariablen - und Extremereignis ist ebenfalls eine Frage der zeitlichen Auflösung. Doch kann ein diskretes Ereignis durch die Plötzlichkeit seines Auftretens charakterisiert werden, unabhängig davon, ob es periodisch wiederkehrend, erwartet oder gewöhnlich in seinem Erscheinen ist (JENTSCH et al. 2007). Des Weiteren spielt die Intensität, die Dauer und der Zeitpunkt eine entscheidende Rolle für die Auswirkungen auf Ökosysteme und Organismen.

So lässt sich Dürre als ein langsam aufbauendes, temporäres Wasserdefizit in einem bestimmten Gebiet beschreiben. Sie tritt in Mitteleuropa meist im Sommer bei andauernden Hochdruckwetterlagen mit zunehmender Verdunstung durch hohe Lufttemperaturen und intensive Sonneneinstrahlung auf. Zusätzlich geringe Niederschläge oder gar völliges Ausbleiben von Niederschlägen führen zu Dürren oder Trockenperioden. Nicht zu verwechseln mit der Aridität, dem permanenten Wasserdefizit, welche in ariden Gebieten, wie z. B. dem mediterranen Raum über zwei Monate hinweg, auftritt. Dennoch können auch in ariden Gebieten Dürren auftreten. Für die Identifizierung bedarf es neben den Mittelwerten und Varianzen auch der Betrachtung von Dauer und Zeitpunkt des Ausbleibens von Niederschlag.

Bei der Betrachtung von Auswirkungen auf Organismen ist die Plastizität, d.h. deren Anpassungs-, Widerstands-, Regenerationsfähigkeit und Ausdauer, ein weiterer wichtiger Aspekt. So können Organismen unter Selektionsdruck gelangen, indem lokal angepasste physiologische und morphologische Eigenschaften sowie Verhaltensweisen für den veränderten Lebensraum nicht mehr geeignet sind (GUTSCHICK & BASSIRIRAD 2003). In erster Linie geht es darum die Vulnerabilität von Organismen und Ökosystemen zu identifizieren, um schließlich mit Anpassungsstrategien darauf reagieren zu können.

Literaturanalyse

Die Literaturrecherche im ISI Web of Science (Thomson Reuter) wurde zu folgenden extremen Wetter- und Klimaereignissen mit unterschiedlicher Anzahl an Suchbegriffen durchgeführt: *frost, heat & drought, storm, rainfall* und *extreme*. Genannte Themenblöcke und ihre Suchbegriffe wurden jeweils mit 22 verschiedenen Ökosystemen und 14 verschiedenen Organismengruppen verknüpft. Das Ergebnis sind 1331 „peer-reviewed“ Veröffentlichungen bestehend aus 78 % Originalartikeln und 22 % Review oder andere Artikeltypen. Die zunehmende Anzahl an Veröffentlichungen seit den 90er Jahren spiegelt das wachsende Interesse an der Untersuchung von Auswirkungen von Extremereignissen wider (Abb. 2).

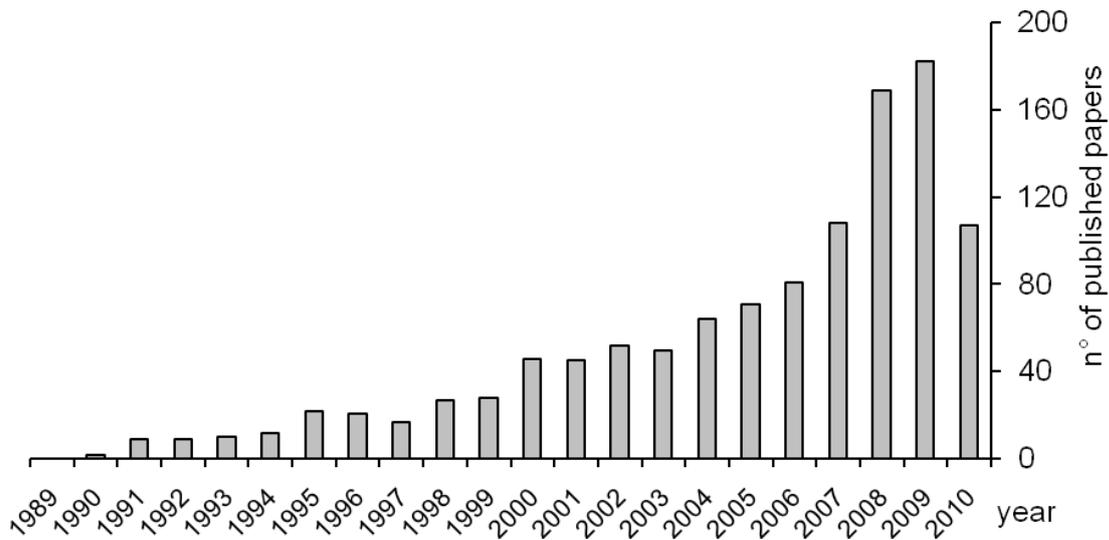


Abb. 2: Zeitliche Entwicklung der Anzahl der Veröffentlichungen (n=1134) zu Extremwetter- und -klimaereignissen im ISI Web of Science. Die Suche wurde für alle verfügbaren Jahre bis zum 26.6.2010 durchgeführt, wodurch die geringe Anzahl an Artikeln im Jahr 2010 zustande kommt.

Knapp zwei Drittel der Veröffentlichungen sind den Bereichen Umweltwissenschaften und Ökologie zuzuordnen (Abb. 3). Die Ökologie alleine erreicht einen Anteil von 57 %. Untersuchungen zu Auswirkungen von Extremereignissen auf Ornithologische Zusammenhänge oder im Bereich der Limnologie, Ozeanografie oder marinen Biologie sind sehr spärlich. Wenn diese allerdings untersucht wurden, handelt es sich um Auswirkungen von Stürmen, Hurrikane, Zyklonen oder Tornados (Kategorie *storm*). Deutliche Defizite gibt es im Bereich limnologischer Ökosysteme. Wenn einzelne Organismengruppen untersucht wurden, handelt es sich vorwiegend um Pflanzen (Plant Sciences), in geringem Umfang um Insekten (Entomology) und Vögel (Ornithology).

Die Analyse der Originalartikel hinsichtlich von Untersuchungen, die sich ausschließlich mit Auswirkungen von Extremereignissen – und keinen Trends von Klimavariablen - auseinandersetzt, ergab eine Auswahl von 441 Artikeln. 82 % beschäftigen sich mit terrestrischen und 16 % mit aquatischen Ökosystemen, 2% machen keine Angaben zu ihren Untersuchungen (Abb. 4). Von terrestrischen Ökosystemen nehmen Wälder mit 37 % den größten Anteil ein, gefolgt von Grünland (19 %) und Mooren bzw. Feuchtgebieten (10 %). Dagegen sind Tundra, Buschlandschaften sowie Wüsten bzw. aride Gebiete kaum vertreten. Ein Viertel der terrestrischen Ökosysteme geben kein konkretes Biom an.

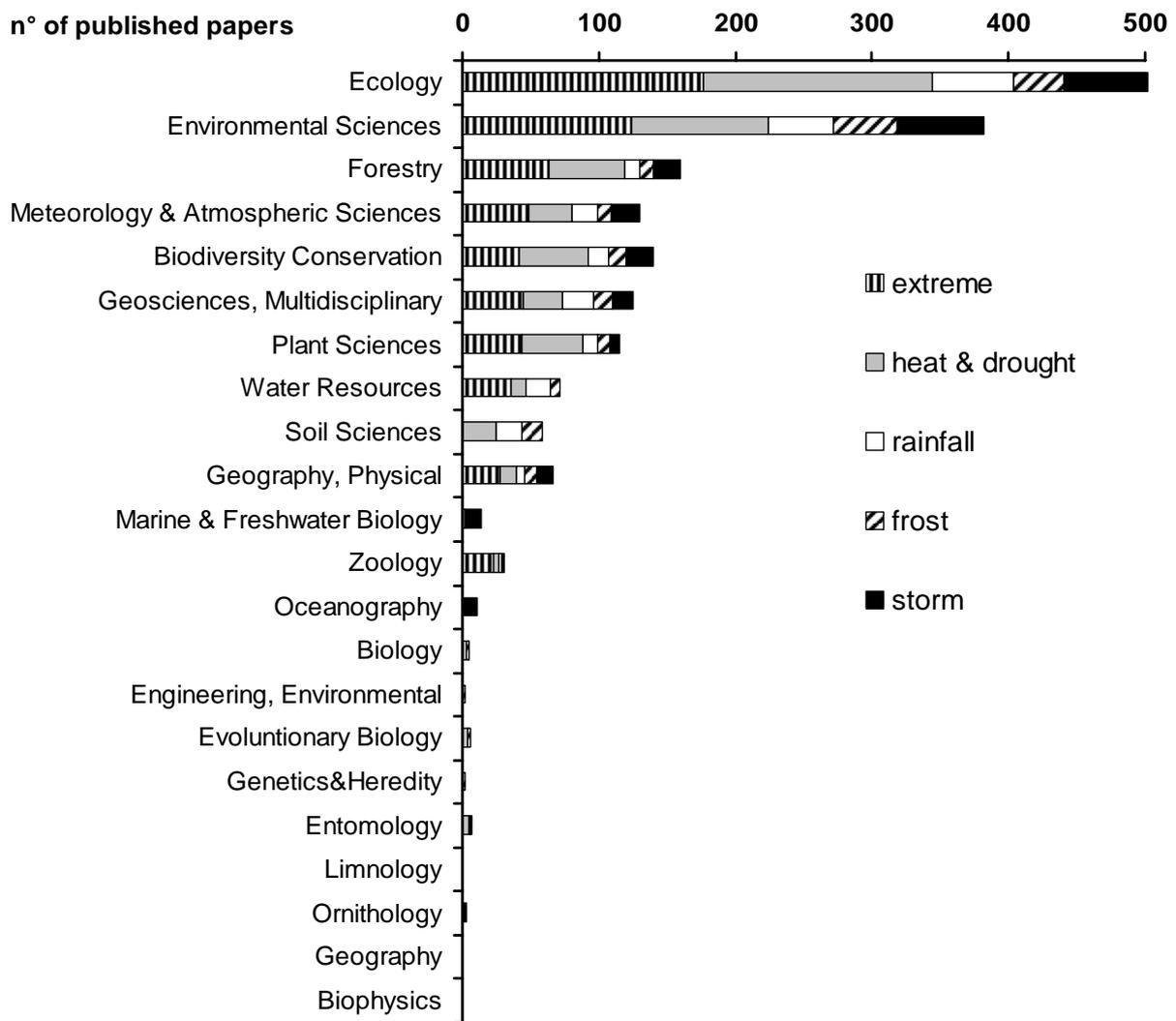


Abb. 3: Themenbereiche des ISI Web of Science, denen die Suchtreffer am häufigsten zugeordnet wurden, zum Thema extreme Wetter- und Klimaereignisse und ihren Auswirkungen. Mehrfache Zuordnung eines Artikels ist möglich. Unterschiedliche Grautöne geben den Anteil eines Themenblocks an der Gesamtanzahl der Veröffentlichung in einem Themenbereich an.

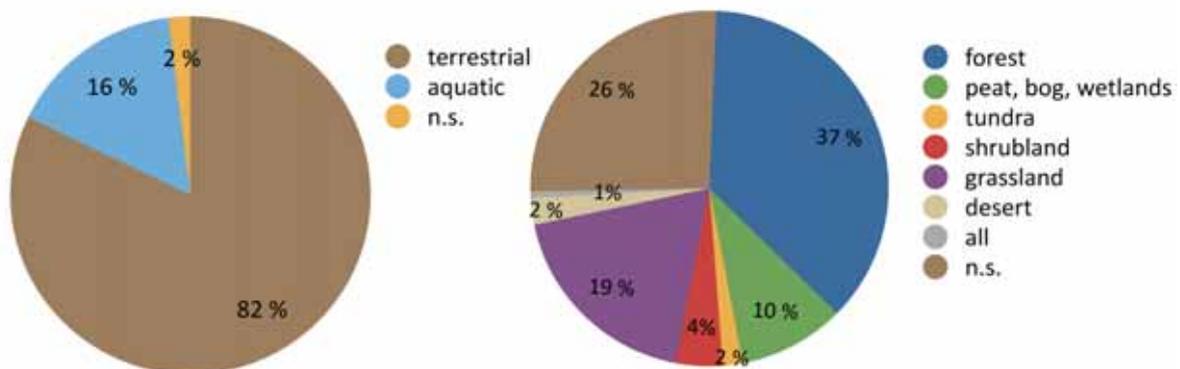


Abb. 4: Die Analyse der Originalartikeln zu Auswirkungen von Extremereignissen ergab größtenteils Untersuchungen an terrestrischen Ökosystemen (links) und dargestellte Anteile unterschiedlicher Biome an terrestrischen Ökosystemen (rechts), wobei ein Viertel der Biome nicht weiter spezifiziert wurde (n.s.).

Vom Fallbeispiel zur Übertragbarkeit?

Die hier kurz angerissenen Fallbeispiele sollen verdeutlichen, dass die Auswirkungen von extremen Wetter- und Klimaereignissen je nach Betrachtungsskala, -zeitraum, Ökosystem, Art und Individuum stark variieren. Bezüglich der Auswirkungen der Ereignisse auf die lokale Biodiversität kann man sicherlich noch keine allgemeingültigen Aussagen treffen, da die Effekte von Dauer, Intensität und dem Zeitpunkt des Auftretens eines Extremereignisses beeinflusst sind. Es gilt verstärkt intrinsische Ansätze zu finden, die die Reaktionen und Grenzen bezüglich Extremwetter- und -klimaereignisse der verschiedenen Ökosysteme und Organismen aufzeigen.

Eine einfache und die natürlichen Auswirkungen zum großen Teil negierende Bewertung ist die wirtschaftliche Betrachtung. Die Münchner Rück bewertet Naturkatastrophen und Extremereignisse nach der entstandenen monetären Gesamtschadenssumme. Die naturschutzfachliche Bewertung eines Extremereignisses und dessen Auswirkung auf ein Ökosystem gestaltet sich jedoch diffiziler, da es keinen einheitlichen Bewertungsmaßstab gibt. So können die Folgen eines Extremereignisses für eine bestimmte Artgruppe auf lange Sicht positiv sein, während sie für andere Artgruppen von Nachteil sind.

Stürme beeinflussen die Avifauna direkt über die Mortalität und indirekt über die Veränderung ihrer Habitate. RITTENHOUSE et al. (2010) haben Artenzahl, Abundanz und Artenzusammensetzung in von Hurrikanen betroffenen und nicht betroffenen Gebieten an der Ost- und Südküste der USA untersucht. Die Wirbelstürme verursachten regionale Unterschiede in der Artenzusammensetzung, aber weitestgehend keine signifikanten Verluste der Artenzahl und Abundanz. Nur Vögel, die in Städten und Wäldern brüten, zeigten eine deutlich geringere Abundanz. ZMIHORSKI (2010) kam bei der Untersuchung von großflächigem Windwurf durch Sturm und dem anschließenden Vergleich unterschiedlicher Managementarten (natürliche Regeneration und Räumung mit Aufforstung) mit einer Kontrolle (unbeeinflusst von Windwurf) zum Ergebnis, dass das Waldmanagement einen größeren Einfluss auf die Vogelgemeinschaft hat als der Sturm selbst. Beide Untersuchungen zeigen, dass Stürme keine große Gefahr für die Vogelwelt darstellen, solange genügend Gebiete mit geeigneten Habitaten in nächster Umgebung zur Verfügung stehen.

ILG et al. (2008) haben anhand ihrer Untersuchungen von Mollusken, Laufkäfern und der umliegenden Vegetation, jeweils vor und nach dem Jahrhunderthochwasser der Elbe 2002 gezeigt, dass diese bezüglich Abundanz und Diversität unterschiedlich reagieren. So waren Abundanz und Diversität der Mollusken zwei Jahre nach dem Extremereignis höher als vor dem Ereignis. Laufkäfer dagegen mussten Verluste von bis zu 40 % ihrer Arten hinnehmen. Beide Artengemeinschaften zeigten deutliche Veränderungen im Vergleich zu ihrer ursprünglichen Artenzusammensetzung. Die ebenfalls von der Flut betroffene Pflanzengemeinschaft blieb weitestgehend stabil.

In einer ähnlichen Studie weisen THIBAUT & BROWN (2008) darauf hin, dass es bei der geringen Zahl von beobachteten und bezüglich ihrer Auswirkungen untersuchten Ereignissen noch zu früh ist, verallgemeinernde Schlüsse zu ziehen. Es zeigen sich aber durchaus ähnliche Auswirkungen auf Sterblichkeit und die Dynamik von Lebensgemeinschaften bei unterschiedlichen Artengruppen und bei sehr unterschiedlichen Extremereignissen. Gemein ist den aufgetretenen biotischen Effekten, dass sie nicht aus bisherigen Kenntnissen hätten abgeleitet werden können!

Literatur

- BEIERKUHNLEIN C. (2007): Biogeographie – Die räumliche Organisation des Lebens in einer sich verändernden Welt. - Stuttgart (Ulmer)
- EASTERLING, D.R.; MEEHL G.A.; PARMESAN, C.; CHANGNON, S.A., et al. (2000): Climate extremes: Observations, modeling and impacts. - *Science* 289 (5487): 2068-2074
- GUTSCHICK, V.P. & H. BASSIRIRAD (2003): Extreme events as shaping physiology, ecology, and evolution of plants: toward a unified definition and evaluation of their consequences. - *New Phytologist* 160: 21-42
- ILG, C.; DZIOCK, F.; FOECKLER, F.; FOLLNER, K. et al. (2008): Long-term reactions of plants and macroinvertebrates to extreme floods in floodplain grasslands. - *Ecology* 89(9): 2392-2398
- IPCC (2007): The Physical Science Basis. - In: SOLOMON, S.; QIN, D.; MANNING, M.; CHEN, Z.; MARQUIS, M.; AVERYT, K.B.; TIGNOR, M. & H. L. MILLER (eds.): Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. – Cambridge (Cambridge University Press)
- JENTSCH, A. (2006): Extreme climatic events in ecological research. - *Frontiers in Ecology and the Environment* 4: 235-236
- JENTSCH, A. & C. BEIERKUHNLEIN (2008): Research frontiers in climate change: Effects of extreme meteorological events on ecosystems. - *Comptes Rendus Geoscience* 340: 621-628
- JENTSCH, A.; KREYLING, J. & C. BEIERKUHNLEIN (2007): A new generation of climate-change experiments: events, not trends. *Frontiers in Ecology and the Environment* 5(7) 365-374
- MCCLANAHAN, T.R.; CINNER, J.E.; MAINA J.; GRAHAM N.A. et al. (2008): Conservation action in a changing climate. - *Conservation Letters* 1: 53-59
- MEEHL, G.A.; KARL, T.; EASTERLING, D.R.; CHANGNON, S. et al. (2000): An introduction to trends in extreme weather and climate events: Observations, socioeconomic impacts, terrestrial ecological impacts, and model projections. - *Bulletin of the American Meteorological Society* 81: 413-416
- RITTENHOUSE, C.D.; PIDGEON, A.M.; ALBRIGHT, T.P.; CULBERT, P.D.; CLAYTON, M.K.; FLATHER, C.H.; HUANG, C.; MASEK, J.G. & V.C. RADELOFF (2010): Avifauna response to hurricanes: regional changes in community similarity. - *Global Change Biology* 16(3): 905-917
- SMITH, J.B.; SCHNEIDER, S.H.; OPPENHEIMER, M.; YOHE, G.W. et al. (2009): Assessing dangerous climate change through an update of the Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) “reasons for concern”. - *PNAS* 106: 4133-4137
- THIBAUT, K.M. & J.H. BROWN (2008): Impact of an extreme climatic event on community assembly. - *PNAS* 105: 3410-3415
- WIGLEY, T.M. (2009): The effect of changing climate on the frequency of absolute extreme events. - *Climatic Change* 97: 67-76
- ZMIHORSKI, M. (2010): The effect of windthrow and its management on breeding bird communities in a managed forest. - *Biodiversity and Conservation* 19(7): 1871-1882

Treffpunkt Biologische Vielfalt 10	2011	95-100	Hrsg.: Bundesamt für Naturschutz, Bonn
------------------------------------	------	--------	--

Das Thema „Klimabedingte Veränderungen der Biodiversität“ in der Nationalen Strategie zur biologischen Vielfalt: Akteure und Konfliktfelder, Wissensbestände und Forschungsbedarf

NINA STIEHR

Schlagwörter: Biodiversität, Klimawandel, Nationale Strategie zur biologischen Vielfalt, Diskursfeldanalyse, Diskursarena, Handlungsfelder, Forschungslücken, Wissenskonflikte

Die Natur bietet auch noch für unsere hoch industrialisierte und technologisierte Gesellschaft die zentrale Lebensgrundlage. Körperliches, geistiges, seelisches und soziales Wohlbefinden wird durch eine intakte Natur gefördert, die uns nicht nur mit der Bereitstellung attraktiver Erholungslandschaften und Bewegungsräume dient, sondern vor allem mit der Bereitstellung natürlicher Ressourcen. Versorgende, regulierende, kulturelle und unterstützende Ökosystemleistungen bilden die Schnittstelle, die Natur durch Gesellschaften nutzbar macht; sie basieren im Wesentlichen auf einer Vielfalt an Arten, genetischen Variationen und Lebensräumen (vgl. MA 2005: vii). Diese permanenten „Gratisleistungen“ der Natur stehen jedoch im starken Kontrast zur anthropogenen Veränderung und Zerstörung der Natur. Der durch die Nutzung der Ökosystem-Dienstleistungen entstandene Wert von jährlich 33 Billionen US-Dollar wird als Inputfaktor in den wirtschaftlichen Kostenrechnungen nicht berücksichtigt (vgl. COSTANZA 1997). Folge ist, dass umgekehrt der Verlust an Arten, Genen und Lebensräumen nicht als negativer Wert, als wirtschaftlicher, gesellschaftlicher oder ökosystemarer Schaden bilanziert wird. Zum Problem wird dies, wenn durch die Schädigungen ökosystemarer Zusammenhänge die gesellschaftlichen Anpassungskapazitäten so eingeschränkt werden, dass beispielsweise ein Umgang mit den Folgen des Klimawandels, die weltweite Sicherstellung einer ausreichenden und gesunden Ernährung oder die Befriedigung des global steigenden Energiebedarfs nicht auf nachhaltige Weise erfolgen kann. Doch Ökosystem-Dienstleistungen (Ecosystem Services) weisen nicht nur direkten gesellschaftlichen Nutzen auf. Biologische Vielfalt sichert auch die Anpassungsfähigkeit von Ökosystemen an sich verändernde Umweltbedingungen. Das heißt: „Eine hohe genetische Variabilität der Arten macht es wahrscheinlicher, dass zumindest Teile von Populationen dieser Arten in der Lage sind, sich an verändernde Umweltbedingungen anzupassen. Ausserdem nimmt mit zunehmender Anzahl der Arten die Wahrscheinlichkeit zu, dass zumindest einige dieser Arten in der Lage sind, unterschiedlich auf äußere Störungen und Änderungen der Umweltbedingungen zu reagieren. Weiterhin erhöht eine größere Anzahl an Arten die Wahrscheinlichkeit, dass in dem Ökosystem zwei Arten sich funktionell weitgehend decken, so dass die eine bei Wegfall der anderen deren Rolle im Ökosystem übernehmen kann.“ (BMU 2007: 11)

Neben den natürlichen, physikalischen und biologischen lassen sich anthropogene Treiber für Biodiversitätsveränderungen feststellen. Neben der Landnutzung, dem Einsatz von Technologien, den Konsummustern oder gezielter Ansiedlung gebietsfremder Arten sind (auch) anthropogen verursachte Klimaentwicklungen ein wichtiger Einflussfaktor (vgl. MA 2005: vii). Jedoch sind sich Expertinnen und Experten mittlerweile einig, dass nicht nur der Temperaturanstieg Auslöser für Biodiversitätsveränderungen ist. Eine Wirkung entsteht des Weiteren aus den Folgen des Temperaturanstiegs: Veränderungen im Artenspektrum sowie die zunehmende Entkopplung biozönotischer Beziehungen finden ihre Ursachen eben-

falls, bezogen auf Deutschland, in einer steigenden Intensität und Variabilität der Niederschläge. (vgl. LEUSCHNER et al. 2004: 7)

Diese Faktoren der Klimaveränderung wirken sich negativ auf die Verteilung von Arten aus, ihren genetischen Bestand und die Struktur der Ökosysteme. Ökosysteme können so aus dem Gleichgewicht geraten und aufgrund weiterer Belastungen schließlich zusammenbrechen. Als Resultat der Erderwärmung gelten zudem Veränderungen der jahreszeitlichen Abläufe der Lebensvorgänge von Tieren und Pflanzen, deren Verbreitung und Wachstumsgeschwindigkeit sowie Änderungen des Verhaltens von Tieren. Lebensräume werden durch den Anstieg des Meeresspiegels und die Verschiebung von Vegetationszonen beeinträchtigt oder sogar zerstört und das Verbreitungsgebiet vieler Pflanzen- und Tierarten wird durch Klimaparameter begrenzt. Abzusehen ist, dass sich aufgrund der Erderwärmung um 2 °C bis zu 6,3 °C in den nächsten 100 Jahren Lebensräume vieler Arten nord- bzw. ostwärts verschieben. Dieses erscheint jedoch aufgrund natürlicher Grenzen nur bedingt möglich, so dass diese Lebensräume endgültig verschwinden können. (vgl. KORN & EPPLE 2006: 11) Werden Klimaveränderungen in direkten Bezug zur Biodiversität gesetzt, so herrscht innerhalb der Akteure aus Politik, Administration, Naturschutz und Forschung weitgehend Konsens darüber, dass die biologische Vielfalt zu schützen ist, um auf diese Weise auch Anpassungspotenziale von Ökosystemen an veränderte klimatische Bedingungen zu sichern. Auf der anderen Seite solle zum Schutz der Biodiversität auch Klimaschutz betrieben werden, da die Erderwärmung die biologische Vielfalt in erheblichem Maße gefährdet. Werden keine Maßnahmen getroffen, so schwindet unsere Lebensgrundlage, was längerfristig gesehen folgenschwere Auswirkungen für die Menschheit hätte.

Die Nationale Strategie zur biologischen Vielfalt ist das erste vom Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (BMU) veröffentlichte Dokument, das diese Problematik in Verbindung mit Ziel- und Maßnahmensetzungen bringt. Die nationale Biodiversitätsstrategie wurde im November 2007 vom Bundeskabinett beschlossen, um damit Artikel 6 des Übereinkommens über die biologische Vielfalt (CBD) zu erfüllen, der vorsieht, dass „jede Vertragspartei [(wie auch Deutschland)] nationale Strategien, Pläne oder Programme zur Erhaltung und nachhaltigen Nutzung der biologischen Vielfalt entwickeln oder zu diesem Zweck ihre bestehenden Strategien, Pläne und Programme anpassen“ wird. Außerdem ist die nationale Strategie zur biologischen Vielfalt in der nationalen Nachhaltigkeitsstrategie verankert und eine Reaktion auf den EU-Beschluss von 2001, den Verlust an Biodiversität bis 2010 zu stoppen (sog. 2010-Ziel – „Stop the loss“, Schlussfolgerungen des Vorsitzes, Europäischer Rat, Göteborg, 15.-16. Juni 2001). (vgl. SRU 2008: 328; vgl. BMU 2007: 6f.; vgl. JESSEL 2009: 32f.)

Zentraler Bezug zum Klimawandel in der nationalen Strategie findet sich in den Zukunftsvisionen wieder: „Unsere Vision für die Zukunft ist: [...] Die Auswirkungen des Klimawandels auf die biologische Vielfalt in Deutschland [...] sind abgepuffert bzw. minimiert. Empfindliche Arten und Lebensgemeinschaften können auf klimabedingte Veränderungen durch räumliche Wanderungen reagieren.“ (BMU 2007: 55f.) In der Diskursfeldanalyse wurden anhand der Nationalen Strategie zur biologischen Vielfalt als Diskursarena wichtige Akteure und deren Sichtweisen identifiziert und abschließend Forschungsbedarf und strittiges Wissen bestimmt. Dabei wurden folgende Ergebnisse ermittelt:

Klima und Biodiversität beeinflussen sich gegenseitig sowohl positiv als auch negativ. Je nach äußeren Einflussfaktoren gibt es Rückkopplungseffekte auf den jeweils anderen Bereich. Es wird betont: Je gesünder das Ökosystem, desto besser fällt die Bilanz für den Klimaschutz aus. So wirkt sich prinzipiell auch eine Abmilderung des Klimawandels positiv auf den Erhalt der Artenvielfalt aus. Jedoch wird hier zwischen dem nicht weiter Voranschreiten der Temperaturerhöhung und den Maßnahmen selbst, die eine

Abmilderung des Klimawandels bewirken, differenziert. Zwar wird Biodiversitätsschutzmaßnahmen auch fast immer ein positiver Einfluss auf das Klima zugeschrieben, jedoch haben Klimaschutzmaßnahmen nicht immer einen positiven Einfluss auf die Biodiversität (Bsp.: Verringerung der Restwassermenge bei Wasserkraftwerken, Betrieb von Energieholzplantagen im Forstbereich, der intensive Anbau von Energiepflanzen in der Landwirtschaft etc.). (vgl. SCNAT 2008: 9) Hier ist außerdem anzumerken, dass Biotop mit einer hohen Biodiversität nicht automatisch auch eine höhere Treibhausgas-Speicherkapazität im Verhältnis zu Biotop mit einer geringeren Biodiversität besitzen. Werden Biotop mit einer hohen Artenvielfalt hinsichtlich von Schutzmaßnahmen vor Biotop mit einer niedrigeren Artenvielfalt bevorzugt, so kann dieses zu Lasten des Klimaschutzes gehen. (vgl. DUTSCHKE 2008: 2) Projekte im Forschungsbereich „klimabedingte Biodiversitätsveränderungen“ können sich also auf Biodiversitätsschutzmaßnahmen konzentrieren mit dem primären Ziel, einen positiven Einfluss auf die Klimaveränderung zu erwirken. Doch auch die Konzentration auf Biodiversitätsschutzmaßnahmen „nur“ unter der Berücksichtigung des Klimawandels findet aufgrund der eben aufgeführten Argumentation eine Berechtigung von Seiten der Klimaschutzpolitik. Da die Forschungsrelevanz im Bereich Klima und Biodiversität im Diskurs vor allem aus ökonomischen Motiven heraus entwickelt worden ist (Stichwort „Ökosystemdienstleistungen“), wird im Folgenden der Forschungsbedarf nicht nur auf Ökosysteme bezogen, sondern auch anhand unterschiedlicher wirtschaftlicher Sektoren ergründet. Zusammenfassend werden diese als Handlungsfelder bezeichnet, von denen hier einige vorgestellt werden:

Boden: Das Ökosystem „Boden“ wird wohl als eine der direktesten Schnittstellen zwischen den Bereichen Klima und Biodiversität gesehen. Die zentrale These dazu ist: Wird dieses Ökosystem gestärkt, so wird eine bessere Qualität der Senkenfunktion des Bodens für Treibhausgase erreicht. Ein intakter Boden stärkt außerdem das Ökosystem und somit auch die Artenvielfalt, die sich unter diesen Bedingungen besser an den wohl nicht mehr aufzuhaltenden Klimawandel anpassen kann.

Landwirtschaft: Die Landwirtschaft stellt einen direkten Bezug zum Boden dar. Von Umweltbundesamt und Naturschutzorganisationen wird vor allem kritisiert, dass die intensive Landbewirtschaftung die Senkenkapazität von Böden verringert. Eine Alternative ist hier z. B. im Ökolandbau zu sehen. Die Landwirtschaft gilt aber auch durch den Erhalt genetischer Ressourcen und durch die Bereitstellung bestimmter Lebensräume als wichtiger Faktor für die Biodiversität. Letztendlich wird aber auch davon ausgegangen, dass die Landwirtschaft in nächster Zukunft direkt mit den Auswirkungen des Klimawandels zu kämpfen hat, da sich u. a. die Verteilung der Niederschläge ändern wird. Dieser zusätzliche Druck auf die Landwirtschaft wird wohl den Einzug eines vermeintlich ertragsmindernden Naturschutzes nicht gerade erleichtern.

Forstwirtschaft: Ein ähnlicher Fall existiert im Bereich der Forstwirtschaft. Auch hier werden Maßnahmen gefordert, die Konflikte zwischen Naturschutz-, Klimaschutz- und Wirtschaftsinteressen aufheben. Während der Suche nach Maßnahmen zum Schutz der Wirtschaftswälder vor direkten oder indirekten Einflüssen der Klimaänderung, wird darauf hingewiesen, dass alle Wälder auch Lebensräume für wildlebende Tiere und Pflanzen bieten, die erhalten werden müssen.

Invasive Arten und Schädlinge & Krankheiten: Invasive Arten werden mittlerweile als besondere Bedrohung für die Biodiversität auch aus Gründen der Klimaveränderungen gesehen. Die Recherche hat aufgezeigt, dass wildlebende Tiere und Pflanzen bei der Vergabe von Forschungsvorhaben in Bezug zu dem klimabedingten vermehrten Auftreten von Schädlingen und Krankheiten bisher kaum oder nicht berücksichtigt wurden.

Moore: Obwohl sich in Deutschland nur 3,2 % der europäischen Moorflächen befinden, sind diese für 12 % der europäischen Gesamtemission von Treibhausgasen verantwortlich. Ein Umdenken wird hier gefordert, den Schutz der Moore und somit den Klimaschutz vor wirtschaftliche Interessen zu stellen. Es werden jedoch von Seiten der Agrarwirtschaft versucht, Möglichkeiten zu erarbeiten, agrarökonomische Moornutzung mit dem Erhalt der Senkenfunktion zu vereinen.

Landnutzung: Das Thema Landnutzung greift Problemstellungen aus den Themenfeldern Land- und Forstwirtschaft auf und schließt alle bestehenden Ökosysteme mit ein. Aufgezeigt wird beispielsweise, inwiefern sich eine Flächenzerschneidung nachteilig auf die Ausbreitungsmöglichkeit von Lebewesen auswirkt, was zukünftig aufgrund der ansteigenden Temperatur ein wichtiger Faktor für den Erhalt der Biodiversität sei. (vgl. WINNETT 1998: 39ff.) Hierbei geht es nicht nur um die Anpassungsfähigkeit von wildlebenden Arten, sondern auch um die von wirtschaftlich interessanten Arten, wie es im Bereich Wald der Fall ist. Auf der anderen Seite steht das Thema Landnutzung durch den in Zukunft steigenden Anbau von Energiepflanzen auch im direkten Bezug zur Landwirtschaft. Es wird vom SRU empfohlen, von einem Grünlandumbruch, um Ackerflächen für Energiepflanzen zu erhalten, abzulassen, da dieser mit einer hohen Treibhausgasemission einhergeht und letztendlich keinen Beitrag zum Klimaschutz liefern würde. (vgl. SRU 2008: 196) Zudem ist im Sinne des Klimaschutzes über eine Renaturierung von momentan landwirtschaftlich genutzten Moorflächen nachzudenken bzw. über eine agrarökonomische Bewirtschaftung von Moorflächen, die ebenfalls die Senkenleistung dieser Flächen wiederherstellt.

Regionen: Letztendlich ist man sich einig, dass die zuvor genannten Komponenten in einem gesamtgesellschaftlichen Kontext regionsbezogen untersucht werden sollten, da jede Region charakteristische Merkmale besitzt und entsprechend spezifische Maßnahmen zum Schutz des Klimas und der Biodiversität benötigt. Außerdem wird von der Forschungsförderung gefordert, Regionen, in denen bereits durchgeführte Klimaschutz- und Biodiversitätsschutzmaßnahmen gegriffen haben, zu analysieren, um entsprechende Erfolgskonzepte für andere Regionen abzuleiten („best practice“).

Tourismus: Regionen zeichnen sich auch durch den Tourismus aus, wobei erwartet wird, dass dieser durch den Klimawandel massive Einschnitte erfahren wird. Gerade für tourismusabhängige Gebiete werden Maßnahmen zur Tourismusförderung gefordert. Allerdings werden in diesem Zusammenhang negative Effekte auf die Biodiversität befürchtet.

Weitergabe der Verantwortlichkeit von Maßnahmenumsetzungen auf niedrigere Regierungsebenen: Die nationale Strategie zur biologischen Vielfalt propagiert eine Reihe von Maßnahmen zum Schutz der Biodiversität vor den Einflüssen des Klimawandels und gibt die Verantwortlichkeit zur Umsetzung der Maßnahmen an die Länder, Regionen und Kommunen ab. Dort fehlen jedoch vor allem die finanziellen Kapazitäten, um erstens die in der Biodiversitätsstrategie formulierten Maßnahmen wissenschaftlich fundiert zu konkretisieren und zweitens diese dann auch umzusetzen.

Wirtschaft und Biodiversitäts- und Klimaschutz: Naturschutzmaßnahmen und Maßnahmen zum Erhalt von wirtschaftlichen Kapazitäten scheinen sich oft zu widersprechen. Oftmals sind das die am häufigsten auftretenden Konflikte, geht es um die Umsetzung von Biodiversitätsschutzmaßnahmen, auch im Hinblick auf Klimaveränderungen. Denn immer noch herrscht die Meinung vor, dass der Naturschutz eine Form der Landnutzung darstellt, „[...] die mit Opportunitätskosten verbunden ist.“ (SRU 2008: 313) Das heißt also, dass Naturschutz den Verzicht auf eine mögliche alternative (wirtschaftliche) Nutzung „kostet“. Bisher war es für Akteure aus dem Naturschutz schwer, sich mit entsprechenden Argumenten ge-

genüber alternativen Nutzungen durchzusetzen, denn selten ist die Wirtschaft unmittelbar von dem Verlust der biologischen Vielfalt betroffen. Stattdessen ist die Wirkung räumlich und zeitlich verschoben und oft nicht leicht vorhersehbar. (vgl. ebd.: 313f.)

Klimapolitische Ziele und Naturschutzziele müssen aufeinander abgestimmt werden: Ein immer noch vorherrschendes Problem liegt in der notwendigen Abstimmung der klimapolitischen Ziele mit den Naturschutzziele. Maßnahmen zum Schutz vor den Auswirkungen des Klimawandels sind nicht immer auch automatisch im Sinne des Schutzes der Biodiversität. Darunter fallen beispielsweise auch die indirekten Auswirkungen des Klimawandels auf die Biodiversität. In Zukunft wird es vermehrt zu Anpassungen der Landnutzungsformen kommen oder auch zu Maßnahmen zum Schutz der Bevölkerung vor Extremereignissen. Weiterhin wird die Nutzung erneuerbarer Energieträger eine wichtige Rolle bei der Vermeidung von Treibhausgasemissionen spielen, wie z. B. Windenergienutzung an Land und auf See sowie Biomassenutzung. Diese indirekten Auswirkungen des Klimawandels, die u. a. eine weitere Flächeninanspruchnahme implizieren, korrelieren zum Teil mit Maßnahmen zum Schutz der Biodiversität, wie sie auch in der nationalen Biodiversitätsstrategie aufgeführt sind. Damit Klimaschutzziele zu Biodiversitätsschutzziele werden, können z. B. ökonomische Anreize geschaffen werden, um kohlenstoffspeichernde Ökosysteme zu erhalten.

Ehrenamtliche Tätigkeit zum Schutz der Natur vor Klimafolgen: Ehrenamtliche Naturschützer unterstützen die Wissenschaft mit der Lieferung von umfangreichem Datenmaterial über Artenzusammensetzung und Artenquantität. Ohne diese Daten kann auch im Bereich Klima und Biodiversität kein Forschungsbedarf ermittelt werden. Die ehrenamtlichen Naturschützer empfinden durch die aktuelle Auseinandersetzung mit dem Thema auf wissenschaftlicher Ebene nun auch die Ergebnisse der NaturwissenschaftlerInnen als elementar. Dieser Austausch ist jedoch noch ausbaufähig. Auch stellt sich die Frage, wie in diesem Feld mit Ehrenamtlichen kommuniziert werden soll. Denn bei vielen Aktiven ist immer noch das „Heimat“-Argument vordergründig, das im Gegensatz zu der Motivation, aus fachlichen Gründen Naturschutz zu betreiben, steht. (vgl. BLUCHA 2003: 11ff.) Hier kann der neue Stellenwert der wissenschaftlichen Arbeit in den Kontext der Kommunikation mit Freiwilligen zum Schutz der Biodiversität vor Klimaeinflüssen eingebracht werden.

Schaffung eines öffentlichen Bewusstseins: Um Klima- und Biodiversitätsschutz voranzubringen, ist es wichtig, auch die Gesellschaft mit einzubeziehen. Hier ist die Schaffung eines öffentlichen Bewusstseins von großer Bedeutung. Dieses kann mittels Medien und (schulischer) Bildung geschehen, aber auch durch die Änderung des Konsumverhaltens der Bevölkerung.

Vernetzung der Akteure: Ein Informations- und Erfahrungsaustausch der nationalen Akteure ist elementar, um Erfolge zum Schutz der Biodiversität vor Klimaeinflüssen zu bewirken. Hierfür ist es notwendig, ExpertInnen aus Wissenschaft, Politik und Administration sowie NGOs, die sich mit den genannten Themen befassen, zusammenzubringen. Die Deutsche Anpassungsstrategie an den Klimawandel (DAS) ist ein Versuch der Bundesregierung, dieses zu koordinieren. Auch von Seiten des BfN werden entsprechende Workshops angeboten. Dahingehend scheint seit dem Erscheinen des Themas „Einfluss des Klimawandels auf die Biodiversität“ im politischen Diskurs eine positive Entwicklung stattzufinden, die jedoch in manchen fachspezifischen Bereichen noch ausbaufähig ist.

Ausblick: Die nationale Strategie zur Biologischen Vielfalt war ein wichtiger Schritt, das Thema „Biodiversitätsschutz“ in die Öffentlichkeit zu transportieren. Steht die Artenvielfalt zur Diskussion, ergibt sich

eine Verknüpfung der Themen Biodiversität und Klimawandel fast von selbst, da das Thema Klimawandel bereits in unserer Gesellschaft recht gut verankert ist. Weil diese Verknüpfung politisch aber noch sehr jung ist, steht sie in einem neuen wissenschaftlichen Kontext, da erst seit wenigen Jahren die Forschung in diesem Bereich auch finanzielle Unterstützung erfährt. In jüngster Zeit wurde der Forschungsbedarf vor allem durch die Deutsche Anpassungsstrategie an den Klimawandel und das SRU Umweltgutachten 2008 präsent. Doch auch immer mehr Akteure aus anderen Feldern zeigen in diesem Themenfeld Interesse. Es liegt jetzt an dem Engagement der Bundesregierung, diese Akteure erfolgreich einzubinden, damit die natürlichen Ressourcen, ohne die wir Menschen auf dieser Erde nicht existieren können, nachhaltig geschützt werden. Der Klimawandel stellt für dieses Vorhaben nach wie vor eine besondere Herausforderung dar.

- BLUCHA, J. (2003): Zukunft ohne Herkunft? – Naturschutz und Heimat. Dokumentation der Naturschutztage Schleswig-Holstein vom 31.10.–1.11.2003 in Regensburg. - Akademie für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein (Umweltakademie): 11-17
- BMU (2007): Nationale Strategie zur biologischen Vielfalt. - 3. Aufl. - Berlin
- COSTANZA, R. et al. (1997): The value of the world's ecosystem services and natural capital. - Nature, 387(6230)
- DUTSCHKE, M. (2008): Simply REDD? Konzeptionen, Modelle, Vorschläge zur Emissionsverringerng aus Entwaldung und Walddegradierung. Workshop "Wald und Klima", GTZ, 12. Februar 2008, Eschborn. <http://www.gtz.de/de/dokumente/de-workshop-wald-und-klima-ag4-dutschke.pdf> (31.05.2010)
- JESSEL, B. (2008): Die nationale Strategie zur biologischen Vielfalt – Herausforderungen und Ansatzpunkte. Vortrag zum 1. Regionalen Forum zur biologischen Vielfalt am 21. Januar 2008, Hannover. http://www.bfn.de/fileadmin/MDB/documents/service/Jessel_Hannover_EinfuehrungBioDivStrategie_21_01_2008.pdf (09.07.2010)
- JESSEL, B. (2009): Biodiversität und Klimawandel – Forschungsbedarfe im Rahmen nationaler Handlungsstrategie. - Natur und Landschaft 84(1): 32-38
- KORN, H. & C. EPPLE (Bearb.) (2006): Biologische Vielfalt und Klimawandel – Gefahren, Chancen, Handlungsoptionen. – Bonn (Bundesamt für Naturschutz). (BfN-Skripten 148)
- LEUSCHNER, C. & F. SCHIPKA (2004): Vorstudie „Klimawandel und Naturschutz in Deutschland“. – Bonn (Bundesamt für Naturschutz) (BfN-Skripten 115)
- MA – MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT (2005): Millennium Ecosystem Assessment. Synthesis Report. - Washington (Island Press)
- SCNAT (2008): Biodiversität und Klima – Konflikte und Synergien im Massnahmenbereich. Ein Positionspapier der Akademie der Naturwissenschaften Schweiz. http://www.biodiversity.ch/downloads/Bio_Klima_deutsch_leicht.pdf (09.07.2010)
- SRU SACHVERSTÄNDIGENRAT FÜR UMWELTFRAGEN (2008): Umweltgutachten 2008. Umweltschutz im Zeichen des Klimawandels: Langfassung. – Berlin.
- WINNETT, S.M. (1998): The potential effects of climate change on U.S. forests: a review. - Climate Research 11: 39-49

Treffpunkt Biologische Vielfalt 10	2011	107-112	Hrsg.: Bundesamt für Naturschutz, Bonn
------------------------------------	------	---------	--

Zur nationalen Umsetzungsstrategie der UN-Konvention zur biologischen Vielfalt – ein Blick von außen
Eine Analyse zu Kommunikationsaspekten und Handlungsebenen unter Berücksichtigung zweier Nationaler Foren zur biologischen Vielfalt

LILITH KUCKERO

Schlagwörter: Kommunikation, Handlungsebenen, Nationales Forum zur biologischen Vielfalt, Nationale Umsetzungsstrategie

Das UN-Übereinkommen zur biologischen Vielfalt wurde 1992 in Rio de Janeiro verabschiedet und 1993 von Deutschland ratifiziert. Inzwischen sind dem Übereinkommen 239 Länder und die Europäische Union beigetreten. Das Übereinkommen war das Resultat der sich immer stärker abzeichnenden weltweiten Gefährdung der biologischen Vielfalt von Arten und Lebensräumen. Es wurde klar, dass ein weiteres starkes Voranschreiten des Artensterbens und der Zerstörung und Einschränkung von Lebensräumen auf Dauer auch für die Menschheit eine essentielle Gefährdung bedeuten könnte, und daher ein weltweites Gegensteuern notwendig ist. Ziel des Übereinkommens ist der Schutz und die Erhaltung der Artenvielfalt, der Vielfalt innerhalb von Arten und der Vielfalt an Lebensräumen und die nachhaltige Nutzung dieser Diversität und von deren Bestandteilen. Um dieses Ziel zu erreichen, ist einerseits eine wirksame Umsetzungsstrategie auf vielen Ebenen erforderlich: international, national, lokal, - und andererseits eine möglichst breite Einbeziehung vieler verschiedener gesellschaftlicher Bereiche wie Politik, Wirtschaft, Verbraucher, Medien und Umwelt- und Naturschutzverbände.

Der Erhalt von Biodiversität erfordert mehr als die reine Wissenschaft.

Wissenschaft + XY = Erhalt von Biodiversität

Wissen schaffen durch Forschung und Wissenschaft ist ein wichtiger Bestandteil zum Erhalt und Schutz der Biodiversität.

Dies gilt auch für die Kommunikation von Wissen. Doch Kommunikation ist mehr als „nur“ Information. Kommunikation ist Kommunikation von Fakten, darüber hinaus aber auch von Sinn und Nutzen.

Beim Umsetzungsprozess der nationalen Strategie zum Schutz und Erhalt der Biodiversität und seiner Kommunikation können unterschiedliche Ebenen einbezogen werden. Vom 2. Nationalen Forum zur biologischen Vielfalt 2007 wurden verschiedene Handlungsebenen herausgearbeitet, die an die Diskussionsergebnisse des 1. Nationalen Forums zur biologischen Vielfalt anknüpfen, die ich hier aufgreife. Vier hauptsächliche Aufgaben- und Aktionsfelder wurden im 1. Nationalen Forum zur biologischen Vielfalt erarbeitet.

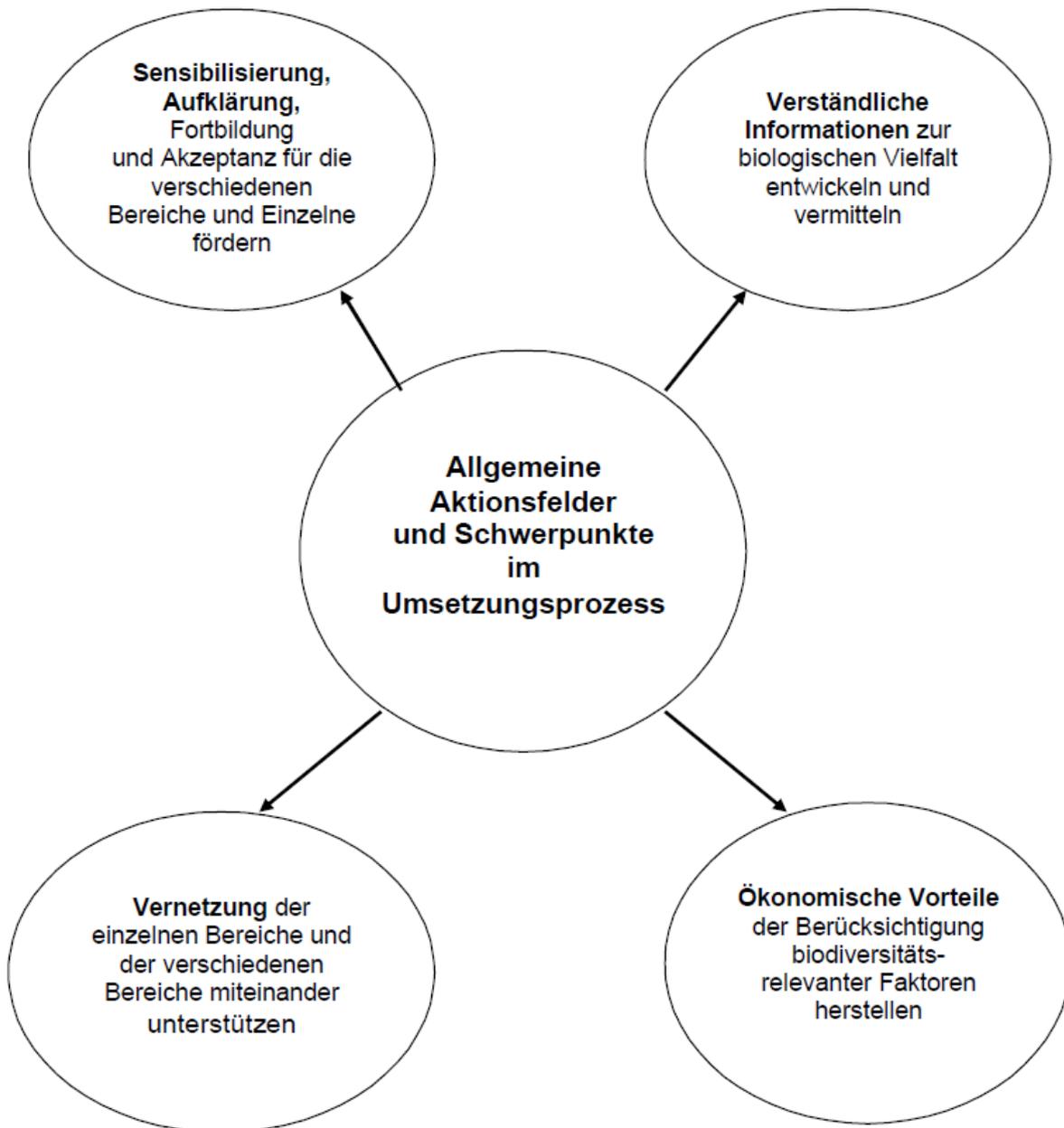


Abb. 1: Diskussionsergebnisse des 1. Nationalen Forum zur biologischen Vielfalt 2007 zu den Schwerpunkten und Aktionsfeldern im Umsetzungsprozess der nationalen Strategie zur biologischen Vielfalt

Diese Aufgabenfelder beinhalten die allgemeine Sensibilisierung und Aufklärung, eine verständliche Information zur biologischen Vielfalt, die Vernetzung der verschiedenen beteiligten Bereiche und die Herausstellung der ökonomischen Vorteile von Biodiversität.

Aus diesen Schwerpunkten wurden auf nationaler Ebene im Rahmen der Umsetzungsstrategie unterschiedliche Aktionsfelder entwickelt.

Im Rahmen der Diskussion der Schwerpunkte und Aktionsfelder ergibt sich entsprechend dem Auftrag der CBD, dass bestimmte Aspekte bei den Schutz- und Erhaltungsmaßnahmen für die biologische Vielfalt zu beachten sind, damit Biodiversitätsschutz als Querschnittsaufgabe in vielen politischen, wirtschaftlichen und sozialen Bereichen möglichst weitgehend akzeptiert und getragen wird.



Abb. 2: Querschnittsbereiche der nationalen Strategie zur biologischen Vielfalt, die die Schutz- und Erhaltungsmaßnahmen für die biologische Vielfalt mitbestimmen.

Aus den Aktionsfeldern lassen sich verschiedene Kommunikationsebenen ableiten, die angesprochen werden müssen, um den jeweiligen Bereich zu erreichen. Anknüpfend an die Ergebnisse des 1. Nationalen Forums zur biologischen Vielfalt, wurden bei dem 2. Nationalen Forum daher entsprechende Handlungsebenen diskutiert. Als wichtigste Handlungsebenen stellten sich in der Diskussion die individuelle und die gesellschaftliche, die pragmatisch und die idealistische, die emotionale und die intellektuelle sowie die ökonomische und die soziale heraus, welche als Gegenpole, aber auch als mögliche, sich ergänzende Ebenen gesehen werden sollten.

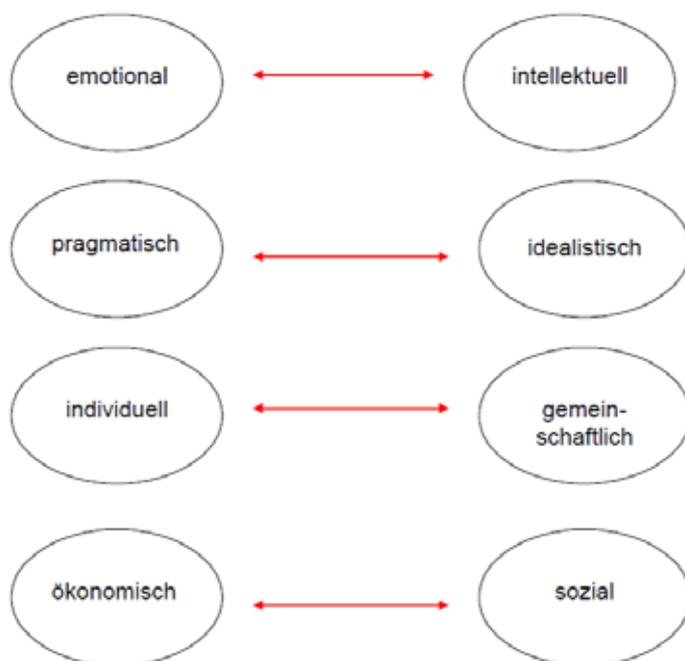


Abb. 3: Unterschiedliche Handlungsebenen zur Kommunikation von Wissen, erarbeitet während des 2. Nationalen Forums zur biologischen Vielfalt 2009

Diese Ergebnisse der nationalen Foren zur biologischen Vielfalt unterstreichen die besondere Bedeutung von Kommunikation auf allen Ebenen für die Wissenschaft und somit für den Biodiversitätserhalt.

Kommunikation von Wissen(schaft) ist ein Auftrag

Ziel von Kommunikation ist also nicht nur Information, sondern auch intellektuelles Verständnis, Erfahrung und Empathie zu vermitteln und auch individuelle Motivation und gemeinschaftliche Visionen anzuregen. Diese Kommunikationsziele erfordern, dass viele Handlungsebenen angesprochen und die unterschiedlichen Pole berücksichtigt werden.

Kommunikation von Wissenschaft ist auch auf Symbole angewiesen. Solche Symbole können Sympathieträger sein, die für die eigenen Ziele genutzt werden.

Als Sympathieträger werden in den Naturwissenschaften zunehmend menschenähnliche Tiere genutzt, da für diese die Sympathie und auch Empathie der Menschen besonders hoch ist. Ein vielgenutztes Beispiel dafür ist der Eisbär. Er wird insbesondere im Zusammenhang mit der Bedrohung für das arktische Ökosystem durch den Klimawandel eingesetzt.

Letztendlich bedeutet auch, dass die Rahmenbedingungen und die gesellschaftlichen Schlüsselbereiche – insbesondere Politik, Wirtschaft, Medien, Bildungssystem, Verbraucher und Verbände - für die Kommunikation von Wissenschaft, Forschung und Naturschutz stärker beachtet werden müssen. Hierbei sollte geklärt werden: Wer soll erreicht werden? Welches Wissen soll vermittelt werden? Wie soll Wissen vermittelt werden? Aus der Beantwortung dieser Fragen resultiert, welche Handlungsebene(n) in der Kommunikation von Wissen angesprochen werden sollte(n).

Resümee

Insbesondere von außen gesehen (also nicht projekt- oder wissenschaftsintern) zeigt sich immer noch eine mangelnde Präsenz und Nachhaltigkeit von Biodiversitätsarbeit in der nicht-fachbezogenen Öffentlichkeit. Mit dem hier entwickelten etwas anderen Blickwinkel lassen sich möglicherweise bessere Chancen für Biodiversitätsarbeit eröffnen.

Festzuhalten bleibt, die eigene Arbeit und ihr Sinn und Nutzen für Natur, Gesellschaft und Wirtschaft muss stärker auch außerhalb von Wissenschaft vermittelt werden.

Differenzierte Kommunikationsaspekte und Handlungsebenen sollten dabei mehr als bisher berücksichtigt werden, um Biodiversitätsarbeit effektiver und nachhaltiger zu gestalten. Wissenschaft und Schutz der biologischen Vielfalt sind keine Selbstläufer, sondern erfordern immer wieder neue Ideen, zusätzliche Energie und gezielte Nachsteuerungen – auch das ist unsere Aufgabe.

Anpassung des Naturschutzes an Klimawandel und Landnutzungsänderungen zum Erhalt der einzigartigen biologischen Vielfalt des Dornenwaldes in Südwest-Madagaskar

IRIS KIEFER

Schlagwörter: Dornenwald, Madagaskar, Nationalpark Tsimanampetsotse, nachhaltige Nutzung, lokale Nutzergemeinschaften, Klimawandelanpassung,

1 Einleitung

Madagaskar ist eines der artenreichsten und gleichzeitig am stärksten gefährdeten Gebiete der Erde. Durch seine frühe Abspaltung von Gondwana vor ca. 160 Millionen Jahren, seine hohe Geodiversität und die späte Besiedlung vor 2.000 Jahren konnte sich eine einzigartige biologische Vielfalt entwickeln. Annähernd 90 % der natürlichen Vegetation sind jedoch bereits durch anthropogenen Einfluss zerstört. So wurde alleine in den letzten 50 Jahren fast die Hälfte der Waldgebiete, meist durch Brandrodung und Abholzung, vernichtet und durch artenarme Sekundärvegetation wie Grassavannen ersetzt (HARPER et al. 2009). Bevölkerungswachstum und Landnutzungsänderungen lassen den Druck auf die natürlichen Ressourcen weiter steigen. Madagaskar gilt daher weltweit als einer der „hottest Hotspots“ (GANZHORN et al. 2001).

Schätzungen gehen von 14.000 Gefäßpflanzenarten aus, von denen fast 90 % endemisch für Madagaskar sind, fast 400 Reptilien- und 500 Amphibienarten sind bekannt, wovon nahezu 100 % nur in Madagaskar vorkommen. Hinzu kommen fast 300 heimische Vogelarten und 155 Säugetierarten, darunter 70 Lemurenarten (BARTHLOTT et al. 2005, PHILLIPSON et al. 2006, VENCES & GLAW 2007, VIEITES et al. 2009).

Madagaskar zählt zu einem der ärmsten Länder weltweit. Von den über 21 Millionen Einwohnern Madagaskars leben mehr als 61 % von weniger als 1 US\$ pro Tag (WELTBANK 2007). Mehr als Zweidrittel der madagassischen Bevölkerung lebt in ländlichen Gebieten von Land- und Viehwirtschaft. Holzkohleproduktion ist dabei eine wichtige Einnahmequelle der ländlichen Bevölkerung, die damit überwiegend größere Städte versorgt. Neben der Holzkohleproduktion, haben vor allem die Slash-and-Burn-Landwirtschaft zur Zerstörung der natürlichen Vegetation Madagaskars geführt. Klimawandel könnte den Druck auf die Ökosysteme nun noch verschärfen.

Die natürliche Vegetation Süd-Madagaskars sind 6-10 m hohe Dornenwälder, die in ihrer Artenzusammensetzung und physiognomischen Ausprägung einzigartig auf der Welt sind. Sie werden dominiert von baumförmigen Euphorbien und Vertretern der Familie der Didiereaceen. Die besonderen klimatischen Bedingungen mit Jahresniederschlägen von gebietsweise weniger als 400 mm haben zu einer Vielzahl von Anpassungen bei den Pflanzen wie Sukkulenz oder Rindenphotosynthese sowie, zum Schutz vor Fraßfeinden, zu starker Bedornung und hoher Giftigkeit geführt. Die semi-ariden Bedingungen erschweren Land- und Viehwirtschaft und machen den Süden zu einem der ärmsten Gebiete Madagaskars. Holzkohleproduktion spielt dort daher eine besonders große Rolle und führt zu den höchsten Entwaldungsraten des Landes (MEFT et al. 2009).

Klimawandelprojektionen zeigen Entwicklungen in Madagaskar, die mit einer Zunahme von Extremwetterereignissen wie Zyklonen und lang anhaltenden Dürreperioden sowie einer Verschiebung der lokalen Niederschlagsmuster rechnen lassen (CI & WWF 2008, TADROSS et al. 2008). UNICEF und das World Food Programme der Vereinten Nationen haben den trockenen Südwesten Madagaskars wiederholt zu einem Fokus-Gebiet ihrer Interventionen erklärt und betreiben Ernährungssicherungs- und Nothilfeprogramme (UNICEF 2010).

Das hier vorgestellte Vorhaben möchte mit der Entwicklung von Anpassungsstrategien an zukünftige Klimawandel- und Landnutzungsänderungen einen proaktiven Beitrag zum Schutz der einzigartigen Biodiversität Madagaskars und zur Verbesserung der Lebensbedingungen der lokalen Bevölkerung leisten.

2 Naturschutz in Madagaskar

Natur- und Biodiversitätsschutz finden in Madagaskar auf vielen Ebenen statt. Das wichtigste staatliche Organ ist die Nationalparkverwaltung Madagaskar National Parks, die durch den Ausbau eines umfangreichen Netzes an Schutzgebieten einen Großteil der vielfältigen Ökosysteme Madagaskars repräsentiert. Durch eine schwere politische Krise, die Madagaskar nach einer nicht-demokratischen Machtübernahme seit März 2009 beherrscht, hat der Naturschutz in Madagaskar jedoch einige dramatische Rückschläge erlitten. Die selbsternannte Übergangsregierung wird von den meisten Ländern nicht anerkannt; die größten Geber von Entwicklungshilfegeldern wie die EU, die USA und die Weltbank haben die Unterstützung auch im Bereich Schutz der natürlichen Ressourcen suspendiert.

Ein wichtiges System im madagassischen Naturschutz ist die Übertragung von Managementrechten für natürliche Ressourcen, insbesondere Waldressourcen, an lokale Nutzergemeinschaften (COBA, von *franz.*: communauté de base, *engl.*: community-based organization). Die Verträge dazu werden zwischen der COBA, der Forstverwaltung und dem Ministerium für Umwelt, Wald und Tourismus abgeschlossen. Die COBAs verwalten ein Gebiet, welches je nach Nutzung in eine Schutzzone, eine Zone der kontrollierten Nutzung und ggf. eine Zone für Land- und Viehwirtschaft unterteilt ist. Innerhalb der Zone der kontrollierten Nutzung können COBA-Mitglieder Bauholz zur eigenen Nutzung entnehmen und Brennholz sammeln. Die Schutzzone soll unberührt bleiben und grenzt häufig an ein staatliches Naturschutzgebiet, welches so zusätzlich vor anthropogenen Einflüssen geschützt werden soll. Die COBA-Mitglieder zahlen Beiträge, versammeln sich regelmäßig und führen, abhängig vom jeweiligen Vertrag, mehrmals pro Monat Patrouillen durch, um ihr Gebiet auf Brandrodung und illegalen Holzeinschlag zu kontrollieren. Eine weitere wichtige Aufgabe der COBAs ist die Wiederaufforstung bereits zerstörter Gebiete. Die COBAs werden üblicherweise von einer Institution unterstützt, die ihr bei den Aufgaben zur Seite stehen soll. Dazu zählt auch die Deutsche Gesellschaft für technische Zusammenarbeit (GTZ) mit der im Rahmen des Vorhabens zusammen gearbeitet wird und durch die eine praktische Umsetzung der entwickelten Anpassungsstrategien und Empfehlungen gesichert werden soll.

3 Untersuchungsgebiet

Die Untersuchungsgebiete liegen im semi-ariden Südwesten Madagaskars in der Region Atsimo-Andrefana südlich von Toliara, der regionalen Hauptstadt, auf dem Mahafaly-Plateau. Das Mahafaly-Plateau ist ein stark zerklüftetes Plateau aus tertiärem Kalk, welches von zahlreichen unterirdischen Wasserläufen durchzogen wird, die vereinzelt in Grotten zutage treten ansonsten aber unerreichbar für Pflan-

zen, Tiere und Menschen sind. Wichtigstes Schutzgebiet auf dem Mahafaly-Plateau ist der Nationalpark Tsimanampetsotse, der 1927 zum Schutz der einzigartigen Flora und Fauna des gleichnamigen Salzsees als Reserve Naturelle Integrale mit einer Größe von 17.520 ha gegründet wurde und 1966 auf 43.200 ha erweitert wurde. 2002 bekam das Schutzgebiet den Status eines Nationalparks und wurde 2010 auf 207.000 ha vergrößert. Das Mahafaly-Plateau zeichnet sich durch eine besondere Ausprägung des südlichen Dornenwaldes aus. Häufig dominieren hier niedrige Bäume und Büsche mit kleinen harten Blättern, die an lange Trockenperioden von bis zu 8 Monaten angepasst sind. Landwirtschaft wird auf den in Tälern liegenden Rotsandfeldern betrieben, die großen Rinderherden durchziehen jedoch auch die Wälder des Kalkplateaus.

4 Methoden

Als Grundlage zur Entwicklung von Anpassungsstrategien an Klimawandel- und Landnutzungsänderungen sollte zunächst die Nutzung der natürlichen Ressourcen durch die lokale Bevölkerung des Mahafaly-Plateaus, ihre Wahrnehmung von Klimawandel und der Schutzgebietserweiterung sowie ihre sozio-ökonomische Situation betrachtet werden. Dazu wurden zunächst Experten-Interviews in der Hauptstadt Antananarivo und in Toliara durchgeführt um ein Gesamtbild der Akteure und Aktivitäten im Bereich Naturschutz in der Region zu erhalten. Die Haupterhebung wurde anschließend auf dem Mahafaly-Plateau in den Dörfern Behombe, Ampotaka und Itampolo durchgeführt. Diese Dörfer liegen rund um die neuen Grenzen des Nationalparks Tsimanampetsotse und sind jeweils Sitz einer COBA. Die Erhebungen wurden hier mit Hilfe von Fragebögen, Gruppendiskussionen und zahlreichen Einzelgesprächen durchgeführt. Insgesamt wurden in jedem Dorf 10 individuelle Fragebögen und je eine Diskussion mit den Jugendlichen, den erwachsenen Frauen und den erwachsenen Männern bzw. COBA-Mitgliedern durchgeführt. Darüber hinaus wurden semi-strukturierte Einzelgespräche geführt, so beispielsweise mit dem COBA-Präsidenten, dem Dorfvorsteher oder der Lehrerin. Die Aufnahmen in den COBAs erfolgten im Rahmen einer Kooperation mit dem Umweltprogramm der GTZ und in Zusammenarbeit mit Studierenden der Université de Toliara.

Zu einer besseren Einschätzung und Analyse der natürlichen Ressourcen der COBAs wurden darüber hinaus Vegetationsaufnahmen gemacht und Herbarbelege zur späteren Identifizierung im Herbarium des Parc Botanique et Zoologique de Tsimbazaza in Antananarivo gesammelt. Die Befragungen und Erhebungen wurden im Zeitraum von Oktober 2009 bis Mai 2010 durchgeführt.

5 Vorläufige Ergebnisse

Um ein möglichst umfassendes Bild der Situation auf dem Mahafaly-Plateau rund um den Nationalpark Tsimanampetsotse zu erhalten wurden zahlreiche unterschiedliche Daten erfasst, die in der Auswertung verschiedene Vorgehensweisen erfordern. Durch die hohe Dichte an Datenmaterial liegen zurzeit noch nicht alle Auswertungen vor, so dass hier vorläufige Ergebnisse und Trends der Befragungen dargestellt werden.

Bei den individuellen Befragungen und den Gruppendiskussionen wurde in allen Untersuchungsgebieten deutlich, dass die Auswirkungen des Klimawandels wie lang anhaltende Dürren und Zyklone als starke Bedrohung angesehen werden und nach Einschätzung der Bevölkerung im Vergleich zu vor 10 Jahren und vor 20 Jahren zugenommen haben. Insgesamt wurde davon berichtet, dass sich die Lebensbedingun-

gen stark verschlechtert haben. So war die Qualität des verfügbaren Wassers früher besser und die Quantität höher, Krankheiten bei Mensch und Tieren traten seltener auf und die Landwirtschaft richtete sich nach dem traditionellen Kalender – was heute nicht mehr möglich ist, da sich Regenzeit und Niederschlagsmenge deutlich verschoben haben.

In den Erhebungen zeigte sich aber auch, dass die Bevölkerung dennoch überwiegend von der Notwendigkeit des Schutzes der umliegenden Wälder überzeugt ist und auch im Falle einer möglichen Verknappung der Ressourcen weiterhin bereit ist die Schutzzone zu akzeptieren und sich für ihren Erhalt zu engagieren. Häufig wurde dabei auch erwähnt, dass ein erfolgreicher Schutz des Waldes zu höheren Niederschlag und einer Verbesserung der Lebensbedingungen führen wird.

Das Einkommen vieler COBA-Mitglieder ist jedoch häufig so gering, dass sie sich den Mitgliedsbeitrag von ungefähr 4 Cent pro Monat nicht leisten können. Einige Befragte gaben an, einen Teil ihres Viehs bereits verkauft zu haben um von dem Erlös sauberes Trinkwasser zu kaufen.

In einem der drei Untersuchungsgebiete waren Yams-Wurzeln (verschiedene *Dioscorea*-Arten) Nahrungsgrundlage während langer Trockenperioden und wurden täglich viele Stunden mühsam im Wald gesammelt. Je nach Art haben sie einen hohen Wassergehalt, teilweise jedoch nur geringen Nährwert.

Die meisten Befragten waren der Meinung keinen Einfluss auf ihre Situation zu haben, viele waren jedoch überzeugt davon, dass die (klimatischen) Veränderungen auf einen Verlust von Traditionen und Gebräuchen zurückzuführen sind und durch den Zorn Gottes hervorgerufen werden.

Lokale Anpassungsstrategien in der Landwirtschaft waren nur selten zu finden und waren meist auf Interventionen von NGOs wie dem WWF zurückzuführen, welcher der lokalen Bevölkerung Verbesserungen in der Anbautechnik näher brachte, deren Umsetzung aber durch den fehlenden Niederschlag nicht möglich war.

6 Generelle Schlussfolgerungen

Die Übertragung von Managementrechten an lokale Nutzergemeinschaften, die COBAs, kann einen wichtigen Beitrag zum nachhaltigen Schutz und Erhalt der Biodiversität außerhalb von Schutzgebieten leisten. Durch die Valorisierung und nachhaltige Nutzung der Holz- und Nicht-Holzprodukte bekommt die Biodiversität der Wälder einen wichtigen (Stellen-)wert für die lokale Bevölkerung. Damit wird ein Anreiz zu ihrem Schutz geliefert. Ein Ring aus COBA-Gebieten um Naturschutzgebiete kann damit zusätzlich gegen äußere Einflüsse wie die Abholzung für Holzkohleproduktion und Slash-and-Burn-Landwirtschaft schützen.

Durch fortschreitenden Klimawandel können jedoch die ohnehin schon schwierigen Lebensbedingungen für die lokale Bevölkerung noch verschärft werden und damit der Druck auf die natürlichen Ressourcen der COBAs wieder steigen. Langfristig könnte das auch die Naturschutzgebiete wieder stärker gefährden.

Aufbauend auf den Erhebungen aus 2009/2010 sollen daher nun in Zusammenarbeit mit der GTZ im nächsten Schritt konkrete Anpassungsstrategien entwickelt werden und im Rahmen des nächsten Feldaufenthaltes, der ab November 2010 geplant ist, konkretisiert und getestet werden.

Maßnahmen könnten beispielsweise die Wiedereinführung alter Getreidesorten wie Hirse, die Domestizierung und Kultivierung von an Trockenheit angepasster *Dioscorea*-Arten (Yams) und die nachhaltige

Nutzung und Valorisierung von Medizinalpflanzen und weiterer Nicht-Holzprodukte der COBA-Gebiete, aber auch Vorkehrungen zum effektiven Auffangen von Regenwasser sein.

Damit soll ein Beitrag zum Schutz der einzigartigen Biodiversität der Dornenwälder Madagaskars geleistet werden und gleichzeitig die Lebensumstände der lokalen Bevölkerung auf dem Mahafaly-Plateau durch die Schaffung von alternativen Einkommensquellen verbessert werden. Eine erfolgreiche Umsetzung und Anwendung der Anpassungsstrategien könnte darüber hinaus die Maßnahmen Madagaskars zum Erreichen der Ziele der Konvention über die biologische Vielfalt (CBD), der Klimarahmenkonvention (UNFCCC) und des Übereinkommens zur Bekämpfung der Desertifikation (UNCCD) sowie der Millennium Development Goals unterstützen.

7 Literatur

- BARTHLOTT, W.; MUTKE, J.; RAFIQPOOR, M.D.; KIER, G. & H. KREFT (2005): Global centres of vascular plant diversity. - *Nova Acta Leopoldina* 92:61-83.
- CI & WWF (2008): Assessing the impacts of climate change on Madagascar's biodiversity and livelihoods: A workshop report by Conservation International and WWF. Online verfügbar: http://marineclimatechange.com/Marine_Climate_Change_Workshops/Madagascar_files/CI-WWF%20Madagascar%20Workshop%20Report%20FINAL.pdf (27. Juli 2010)
- GANZHORN, J.U.; LOWRY II, P.P.; SCHATZ, G.E. & S. SOMMER (2001): The biodiversity of Madagascar: one of the world's hottest hotspots on its way out. - *Oryx* 35:346-348.
- GLAW, F. & M. VENCES (2007): A fieldguide to the amphibians and reptiles of Madagascar. - 3rd edition. – Köln (Vences & Glaw)
- HARPER, G.; STEININGER, M.; TUCKER, C.; JUHN, D. & F. HAWKINS (2007): Fifty years of deforestation and forest fragmentation in Madagascar. - *Environmental Conservation* 34: 325-333
- MEFT – MINISTERE DE L'ENVIRONNEMENT, DES FORETS ET DU TOURISME, UNITED STATES AGENCY FOR INTERNATIONAL DEVELOPMENT AND CONSERVATION INTERNATIONAL (2009): Evolution de la couverture de forêts naturelles à Madagascar, 1990-2000-2005.
- PHILLIPSON, P.B.; SCHATZ, G.E.; LOWRY II, P.P. & J.-N LABAT (2006): A catalogue of the vascular plants of Madagascar. - In: GHAZANFAR, S.A. & H.J. BEENTJE (eds): *Taxonomy and ecology of african Plants: their conservation and sustainable use*. - Proceedings XVIIth AETFAT Congress. Royal Botanic Gardens, Kew: 613-627.
- TADROSS, M.; RANDRIAMAROLAZA, L.; REBEFITIA, Z. & K.Y. ZHENG (2008): Climate change in Madagascar; recent past and future. Washington DC (World Bank)
- UNICEF (2010): Children in Madagascar still threatened by severe acute malnutrition. - Online verfügbar: http://www.unicef.org/infobycountry/madagascar_54426.html (4. August 2010)
- VIEITES, D.R.; WOLLENBERG, K.C.; ANDREONE, F.; KOHLER, J.; GLAW, F. & M. VENCES (2009): Vast underestimation of Madagascar's biodiversity evidenced by an integrative amphibian inventory. - *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 106:8267-8272
- WELTBANK (2007): 2007 World Development Indicators. - Online. The World Bank, Washington, DC. Online verfügbar: <http://data.worldbank.org/data-catalog/world-development-indicators/wdi-2007> (26. Juni 2010).

Danksagung

Ich danke Prof. Dr. Wilhelm Barthlott und Prof. Dr. Pierre L. Ibisch für die Betreuung meines Promotionsvorhabens und die inhaltliche Auseinandersetzung mit dem Thema. Meinen Kolleginnen und Kollegen vom Nees-Institut für Biodiversität der Pflanzen der Universität Bonn und dem Fachbereich Wald und Umwelt der Hochschule für nachhaltige Entwicklung Eberswalde (FH) danke ich für anregende und wertvolle Diskussionen.

Den Mitarbeiterinnen und Mitarbeitern der GTZ sowie unseren Kolleginnen und Kollegen der Université de Toliara, Madagaskar, danke ich für die hervorragende Zusammenarbeit. Allen Gesprächspartnerinnen und -partnern möchte ich für ihre Teilnahme an Interviews, Gruppendiskussionen und Befragungen danken. Herzlicher Dank gehört den Dörfern Ampotaka, Itampolo und Behombe für ihre Gastfreundschaft.

Für die finanzielle und ideelle Förderung möchte ich mich bei der Heinrich Böll-Stiftung bedanken ohne die die bisherigen Tätigkeiten für mein Promotionsvorhaben nicht möglich gewesen wären.

Biodiversität in der Schule – Vielfalt, Anpassung und Verhalten von Tieren durch lebende Tiere lernen? Ein Beispiel aus dem Lebensraum Stillgewässer

KONSTANTIN KLINGENBERG

Schlagwörter: Biodiversität; lebende Wirbellose; Wissenserwerb; Motivation

1 Einleitung

Die Vermittlung von Biodiversität wird als wichtiges Bildungsziel angesehen, so weisen einschlägige Passagen der Convention on Biological Diversity (CBD) sowie anderer übernationaler Regelwerke ausdrücklich darauf hin (vgl. Art 13 CBD sowie Art. 22 Abs. c i.V.m. Art. 16 Abs. 1d der Richtlinie 92/43/EWG: FFH-RL). Der maßgebliche Zweck des Schulfaches Biologie wird durch die Bildungsstandards der Kultusministerkonferenz (KMK 2004) verdeutlicht: „*Der Beitrag des Faches **Biologie** zur Welterschließung liegt in der Auseinandersetzung mit dem Lebendigen.*“ (KMK 2004, 6; Hervorhebung im Original). Dieses impliziert sowohl eine theoretische, als auch praktische Beschäftigung mit unserer belebten Umwelt. Allerdings scheinen die Ansichten über die Art und Weise, wie eine Erschließung und Vermittlung bestimmter Inhalte möglichst wirkungsvoll (v. a. ‚nachhaltig‘) erfolgen soll, durchaus verschieden zu sein. In Bezug auf die Vermittlung von Biodiversität können auch aus den Bildungsstandards nicht explizite Empfehlungen (z. B. methodisch-didaktischer Art) abgeleitet werden. Das Aufgabenbeispiel ‚Gegliederte Vielfalt‘ (KMK 2004, 43 ff.) verdeutlicht jedoch, inwiefern insbesondere im Rahmen der Beschäftigung mit der Biodiversität der Invertebraten eine mögliche schulische Anwendung aussehen kann. Weiterhin sind aus aktuellen internationalen Studien zu Schüler(fehl)konzepten (PROKOP et al. 2008) klare Empfehlungen extrahierbar: „...*teachers should plan studies with easily seen and kept invertebrates...*“ (S. 446). Weder in der deutschsprachigen noch in der internationalen Literatur sind aktuelle Studien über die Wirkung des Unterrichtseinsatzes von Wirbellosen verfügbar.

2 Forschungsstand

Die letzte intensive Forschungswelle zum Einsatz von Tieren im Unterricht liegt bereits mehrere Dekaden zurück (z. B. PETSCHKE 1984, BAUHARDT 1990). Obwohl diese Studien zumeist mit methodischen Unzulänglichkeiten behaftet waren (Methoden-Medien Konfundierung, d. h. gleichzeitige Veränderung beider Parameter), wurden die bis dato bekannten Ergebnisse psychologischer „Klassiker“ der Unterrichtsforschung weitgehend bestätigt (vgl. DÜKER & TAUSCH 1957). Diese berichteten eine signifikant erhöhte Behaltensleistungen beim Einsatz lebender Tiere (anzumerken ist, dass es sich bei der letztgenannten Arbeit um einzelne Arten und randomisierte Laborstudien handelte; vorgenannte Arbeiten waren hingegen als Feldstudien angelegt, d. h. sie wurden in Schulen durchgeführt).

Aktuelle fachdidaktische Studien mit verschiedenen methodischen Ansätzen können diese Ergebnisse bestätigen (SCHRENK 2005, WILDE & BÄTZ 2009, MEYER et al. 2010). Ein wesentlicher Faktor scheint in der unmittelbaren Beschäftigung mit lebenden Tieren zu liegen, denn in diesen Forschungsansätzen wurden ganz verschiedene Organismen eingesetzt (einerseits Reptilien, andererseits Mäuse). Der Wunsch

nach Arbeit mit lebenden Tieren im Biologieunterricht, der in diversen Studien höchste Zustimmung von Seiten der Schüler erhält (z. B. PROKOP et al. 2007, DIETZE 2007), scheint dabei insbesondere auf Interessen und motivationalen Komponenten zu beruhen. Dennoch zählt der Einsatz von Tieren eher zu den seltenen Ereignissen im Schulalltag – dies berichten (ehemalige) Schüler und Lehrer gleichermaßen (KLINGENBERG 2004, 2007; DIETZE 2007).

3 Problemstellung

3.1 Methodische Überlegungen und theoretischer Rahmen

Die Verbesserung methodischer Defizite ergibt sich aus der Konzeption eines parallelisierten Instruktionsdesigns. Dabei wurden im Rahmen einer Unterrichtseinheit die Untersuchungsgruppen jeweils mittels lebender Tiere bzw. mittels vorbereiteter Filmabschnitte inhaltlich und methodisch identisch unterrichtet (die Filmabschnitte enthielten auf die Tier-Gruppe abgestimmte Aufnahmen der Organismen; vgl. 3.2). Die Unterrichtsform (Gruppenarbeit) wurde im Rahmen der Film-Gruppe durch den Einsatz von Laptops gewährleistet (Konfundierungsvermeidung). In beiden Ansätzen ist nur von einer entsprechend geschulten Instruktionperson unterrichtet worden. Als theoretischer Rahmen wurde das Rahmenmodell der Interessenforschung (KRAPP et al. 1992) und das Interessengenesemodell von KRAPP (2007; Abb. 1) gewählt. Danach ist zu erwarten, dass ein erhöhtes Interesse zu positiven (Lern)Effekten führt: *“The empirical findings show that learning motivation based on interest tend to have many positive effects on the process and the results of learning.”* (KRAPP 2007).

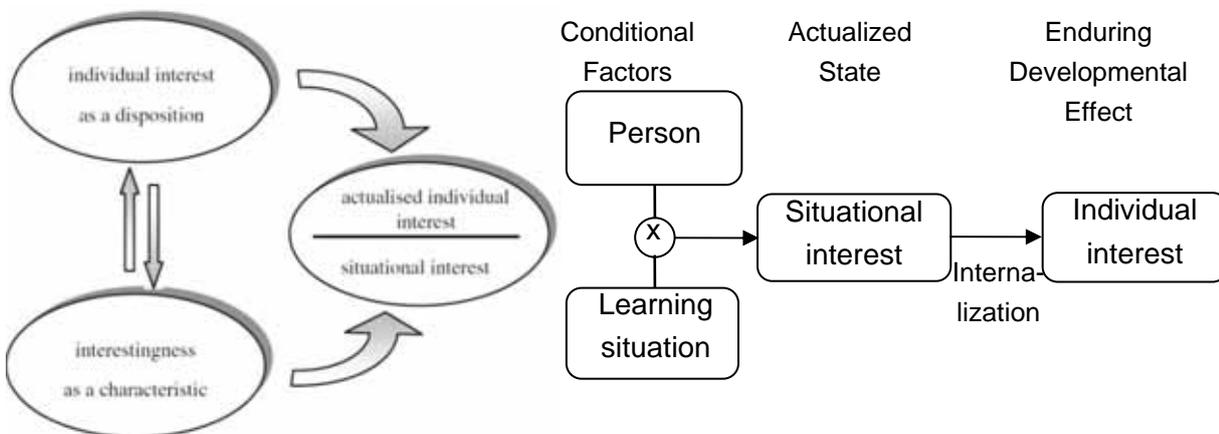


Abb. 1a, b: Modelle der Interessenforschung; a: Interpretation des individuellen Interesses und der interestingness (=‘Interessantheit’) (nach: KRAPP et al. 1992); b: Person-Objekt Verhältnis und der ontogenetische Übergang von situationalem zu individuellem Interesse (KRAPP 2007) (=POI).

Weiterhin ist zu erwarten, dass Schüler, die mit lebenden Tieren unterrichtet werden – resp. selbst (in Kleingruppen) angeleitete Beobachtungen (und Experimente) durchführen können – basierend auf dem erweiterten kognitiven Modell der Motivation (HECKHAUSEN & RHEINBERG 1980), eine erhöhte Handlungsbereitschaft gegenüber diejenigen zeigen, die ‚nur‘ Filme betrachten und Experimente als Modell-experimente durchführen (ohne lebende Organismen). Aktuelle Studien belegen, dass insbesondere die Aktivität ‚Manipulation‘ bei der Arbeit mit lebenden Tieren signifikant erhöht ist (SCHRÖDER et al. 2009).

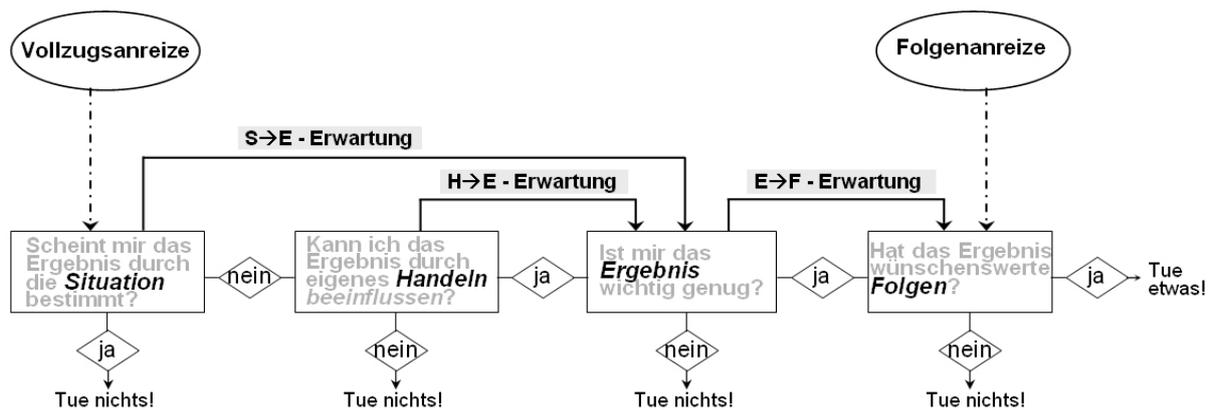


Abb. 2: Das erweiterte kognitive Modell der Motivation (verändert und ergänzt nach: HECKHAUSEN & RHEINBERG 1980; Erläuterung s. Text)

3.2 Organismenauswahl, Testdesign, Itembegründung

Die Auswahl der Tiere erfolgte in Anlehnung an das Aufgabenbeispiel ‚Gegliederte Vielfalt‘ der Bildungsstandards Biologie (KMK 2004, S. 43 ff.). Im Gegensatz zu den dort vermischt dargestellten terrestrischen und aquatischen Wirbellosen, wurden für diese Unterrichtseinheit nur aquatische Arten verwendet. Weiterhin musste eine für die Altersgruppe (Klassen 6/7) adäquate Auswahl getroffen werden (Reduktion der Komplexität), da das KMK-Beispiel für den mittleren Bildungsabschluss gilt. Als Kriterien auf Seiten der Tiere sind neben einer gewissen Robustheit (u. a. auch gegenüber Berührungen seitens der Schüler), Repräsentativität für die jeweilige Tiergruppe (Biodiversität) und den Lebensraum sowie die gesetzlichen Schutzkriterien leitend gewesen. Streng geschützte Arten nach BArtSchV wurden ausgeschlossen (vgl. KLINGENBERG 2009a) (Tierausswahl: vgl. Kap. 5, Tab. 3).

Das Testinstrument bestand aus folgenden Teilen: *einleitender Wissenstest* (u. a. geschlossene, halboffene, offene Formate, multiple-choice Items), *Erhebung von Kontrollvariablen* (z. B. Naturschutzaktivitäten, Mitgliedschaft in naturkundlich aktiven Gruppen), *Einstellungsdimensionen*, u. a. zu den Organismen und zu fachgemäßen Arbeitsweisen sowie einer *Erfassung des motivationalen Lernklimas*. Die Einzelkompetenzen der Items sind validiert bzw. Studien entnommen, die diese bereits validiert hatten (BAUHARDT 1990, BOLTE 2004). Neue Items wurden u.a. basierend auf dem Interessengenemodell (KRAPP 2007) entwickelt; alle Items erreichten eine hohe Reliabilität (cronbachs alpha > 0,8).

4 Forschungsdesign und Rahmendaten der Stichprobe

Das Forschungsdesign entspricht einem adaptierten Zweigruppen-Plan (Pretest-Posttest-Plan). Zusätzlich wurde in beiden Interventionstypen ein Follow-up-Test ca. sechs Wochen nach der Unterrichtseinheit durchgeführt (identisch mit Posttest). Dieses führt zu einer drastischen Verbesserung der Reliabilität um bis zu 250 % (WILLET 1989, zit. n. BORTZ & DÖRING 2006, 554). Eine Kontrollgruppe ohne Intervention ergänzte die Studie; damit ist das Gesamtdesign in wesentlichen Teilen entsprechend einer Before-After-Control-Impact-Studie (BACI) angelegt.

Die Rahmendaten der Stichprobe charakterisieren sich wie folgt: Von der Gesamtstichprobe (N=81) verteilen sich auf Gruppe I n=35, auf Gruppe II n=29 (je zwei Klassen/Kurse) sowie n=17 Schüler auf die Kontrolle. Es handelte sich um Klumpenstichproben (Jg. 6/7 Haupt-/Realschule: 46%♀, 12,6 Jahre, SD = 0,75).

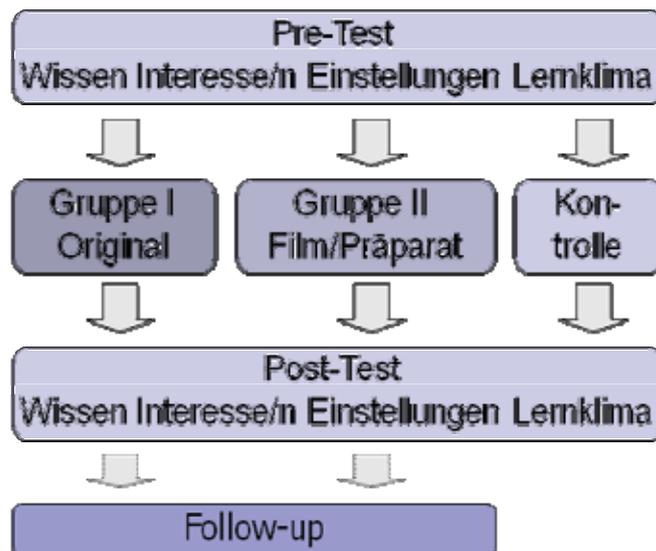
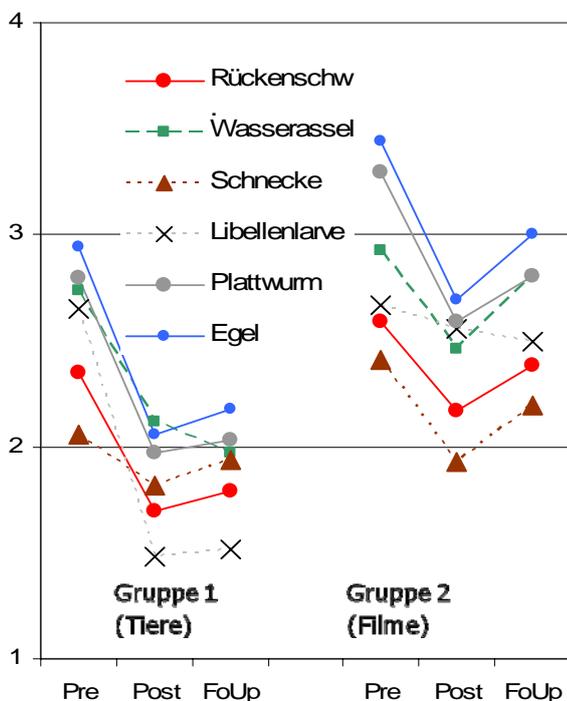


Abb. 3: Untersuchungsdesign der Studie. Pre- und Post-Test erfolgten unmittelbar vor bzw. nach der Intervention (d.h. Unterricht zum Thema; Kontrolle *ohne* thematischen Unterricht). Der Follow-up Test fand sechs Wochen später statt.

5 Ergebnisse

Beide Interventionstypen unterscheiden sich im Hinblick auf die Veränderung verschiedener Einstellungsdimensionen signifikant (auszugsweise: vgl. Abb. 4, Tab. 1). Sowohl anhand der Posttest- als auch anhand der Follow-up-Daten ist festzustellen, dass die unterrichtliche Arbeit mit Tieren einen erheblich größeren positiven Einfluss (etwa bzgl. der Einstufung als interessant, sympathisch usw.) ausübt. Sehr deutlich zeigt sich dieser Effekt beim Vergleich der Follow-up Werte (Abb. 4, Tab. 1).



Tiere					Filme				
Rs	Wa	DI	Pw	E	Rs	Wa	DI	Pw	E
2.35	2.74	2.65	2.79	2.94	2.59	2.93	2.67	3.30	3.44
***	***	***	**	***	ns	*	ns	***	***
1.79	1.97	1.52	2.03	2.18	2.38	2.81	2.50	2.81	3.00

Abb. 4 und Tab. 1: Ein beispielhaftes Einstellungssitem eklig (4) – sympathisch (1), $n_{\text{Tiere}} = 35$; $n_{\text{Filme}} = 29$. Die Tabelle gibt die Pretest- und Follow-up-Werte sowie die Signifikanzen wieder (Cochran χ^2 -Test); Tiere: Rs-Rückenschwimmer, Wa-Wasserassel, DI-Libellenlarve, Pw-Plattwurm, E-Egel

Auch im Hinblick auf Lerneffekte sind deutliche Unterschiede in beiden Gruppen zu messen: Dies betrifft sowohl die Gesamtschau (s. Tab. 2) als auch ‚einfache‘ Arten- bzw. Formenkenntnis (Reproduktionswissen) sowie konzeptuelles biologisches Wissen (Tab. 3).

Da die Darstellungen in Abb. 4, Tab. 1 und Tab. 3 nach Interventionstypen erfolgen (s. Kapitel 4; Rahmendaten der Stichprobe), soll weiterhin anhand der klassen- bzw. kursweisen Darstellung der Untersuchungsgruppen (jeweils zwei) sowie anhand der letzten Biologienote das Bild vervollständigt werden (Tab. 2). Diese Darstellung verdeutlicht, dass in Bezug auf diese Parameter eine weitgehend homogene Stichprobe vorliegt; weiterhin konnten Einflüsse von privaten Aktivitäten (Naturschutzgruppen o. ä.) ebenso ausgeschlossen werden. Auch eine Nachbereitung der Inhalte zuhause war im Rahmen des Untersuchungsdesigns ausgeschlossen, da alle Arbeitsmaterialien während der Intervention in der Schule verblieben.

Aus Raumgründen muss hier auf eine umfangreiche Darstellung der konativen (handlungsorientierten) sowie affektiven und kognitiven Einflüsse in Bezug auf Einstellungsänderungen sowie auf Daten zum Lernklima verzichtet werden (KLINGENBERG 2009b). Aspekte dieser Dimensionen werden jedoch in der Diskussion aufgegriffen.

Tab. 2: Klassen-/kursweise Ergebnisse des Post-Tests (Wissensteil) sowie letzte Biologienote.

Letzte ø Biologienote	Tier-Gruppen		Film-Gruppen	
	(1.1)	(1.2)	(2.1)	(2.2)
Max/AM/MIN	37/28,06/19,50	31,50/22,79/15,50	28/18,23/7,50	24,50/18,25/5,50

Tab. 3: Paradigmatisch ausgewählte Items des Wissenstests (vier von insgesamt 13); (d)=deklarative (k)=konzeptuelle Wissensdimensionen (Signifikanzen: t-test).

Nr., Wissens-Dimension (d; c), Text, [max. Punkte.], signif.: ns/**/***	Test	AM (SD)	
		Tiere	Filme
W 1 (d): Wie heißen folgende Tiere? [6] * (.034) (Tipp: Alle leben im Wasser!) 	pre post fo-up	0.97 (0.88) 5.37 (1.12) 5.65 (0.48)	0.75 (0.81) 4.63 (1.55) 5.04 (1.29)
W 3 (d): Wie viele Beine hat ein Insekt? [1] ns (.827) 5 multiple-choice Optionen (2, 4, 6, 8, 10)	pre post fo-up	0.67 (0.47) 0.84 (0.36) 0.87 (0.33)	0.70 (0.46) 0.82 (0.38) 0.75 (0.44)
W 4 (k): Warum gehört der Egel zu den wirbellosen Tieren? [1] * (.030) 5 multiple-choice Optionen, eine zutreffend	pre post fo-up	0.61 (0.49) 0.75 (0.43) 0.78 (0.42)	0.37 (0.49) 0.62 (0.49) 0.60 (0.48)
W 9 (k): Libellen fressen ausschließlich Tiere, die sich *** (.000) <input type="radio"/> bewegen <input type="radio"/> nicht bewegen <input type="radio"/> das ist egal. [1]	pre post fo-up	0.41 (0.50) 0.90 (0.29) 0.75 (0.44)	0.18 (0.39) 0.69 (0.47) 0.62 (0.49)

6 Diskussion und Ausblick

Die Befunde dieser Studie verdeutlichen, dass Lernprozesse anhand von ausgewählten lebenden Wirbellosen zu erheblich positiveren Einstellungen sowie höherem Wissenszuwachs führen, als die vergleichsweise filmische Darstellung dieser Tiere. Diese Ergebnisse stehen in Einklang mit älteren Befunden (z. B. PETSCHKE 1984, BAUHARDT 1990), in denen ähnliche Organismengruppen verwendet wurden. Auch Ergebnisse aktueller Studien mit Wirbeltieren belegen dies (z. B. SCHRENK 2005, WILDE & BÄTZ 2009). Die Bearbeitung weniger, ausgewählter Vertreter der heimischen Biodiversität kann so bereits in jüngeren Jahrgängen bzw. auch in eher leistungsschwächeren Lerngruppen (z. B. Haupt- oder Realschulen) sinn-

voll angebahnt werden. Dabei zeigt sich, dass Schüler dieser Zielgruppe an einem phänomenologischen Zugang sehr großes Interesse zeigen (Aussehen/Lebensäußerungen, u. a. Fortbewegung, Nahrungsaufnahme usw.). Dieses kann dann z. B. für weiterführende Prozesse, etwa den Aufbau von Evidenzen, genutzt werden (KLINGENBERG 2010).

Basierend auf dem prinzipiell hohen Interesse an Tieren (GEBHARD 2009) sowie dem sehr hohen Interesse an der unterrichtlichen Arbeit mit lebenden Tieren (z. B. PROKOP et al. 2007), sind diese Ergebnisse als Beleg dafür zu verstehen, dass bei Schülern diese Art des Unterrichts – weitgehend unabhängig vom gewählten Gegenstand – zu ‚positiven Effekten‘ führt (vgl. o. g. Zitat von KRAPP (2007)). Diese positiven Effekte scheinen allerdings auch an weitere Rahmenbedingungen geknüpft zu sein, z. B. ob (verpflichtende) Tierpflege von den Schülern übernommen werden soll (bzw. muss), von der Häufigkeit der Präsentation (Neuigkeitseffekt), ‚Cognitive Load‘-Aspekten u.a.m. (WILDE & BÄTZ 2009, SCHRÖDER et al. 2009). Im Rahmen dieser Studie, die insbesondere auf eine strikte Vergleichbarkeit (Tiere/Filme) abzielte und daher keine dauerhafte Tierbetreuung zum Inhalt hatte, sind diese Einflüsse jedoch weitgehend auszuschließen. Derzeit liegen auf Basis dieses Designs weitere – noch nicht abschließend ausgewertete – Daten vor, die u. a. Aufschlüsse über die kausalen Zusammenhänge zwischen Einstellungen, Interessen und Wissen geben sollen.

7 Literatur

- BAUHARDT, V. (1990): Die Veränderung der Einstellung gegenüber Gliedertieren durch Interaktion mit lebenden Tieren im Unterricht. Dissertation. – München (LMU)
- BOLTE, C. (2004): Motivation und Lernerfolg im Chemieunterricht der Sekundarstufe I. - Praxis der Naturwissenschaften-Chemie in der Schule, 53(2): 2-5
- BORTZ, J. & N. DÖRING (2006): Forschungsmethoden und Evaluation für Human- und Sozialwissenschaftler. – Heidelberg (Springer)
- DIETZE, J. (2007): Untersuchungen zum Entwicklungsstand von Biologieinteressen von Schülerinnen und Schülern der Sekundarstufe II. – Hamburg (Dr. Kovac)
- DÜKER, H. & R. TAUSCH (1957): Über die Wirkung der Veranschaulichung von Unterrichtsstoffen auf das Behalten.- Zeitschrift für experimentelle und angewandte Psychologie, 4: 384-399
- GEBHARD, U. (2009): Kind und Natur. – Wiesbaden (VS-Verlag)
- HECKHAUSEN, H. & F. RHEINBERG (1980): Lernmotivation im Unterricht, erneut betrachtet. - Unterrichtswissenschaft (8): 7-47
- KLINGENBERG, K. (2004): Ökologische Experimente im Unterricht. - BBLF - Naturwissenschaften vermitteln (1): 28-47
- KLINGENBERG, K. (2007): Unterricht mit Tieren: eine empirische Studie zu Lehrereinstellungen. - In: BAYERHUBER et al. (Hrsg.): Ausbildung und Professionalisierung von Lehrkräften: 278
- KLINGENBERG, K. (2009a): Wild lebende Tiere der geschützten Arten im Schulunterricht – Anforderungen des Bundesnaturschutzgesetzes, des Tierschutzgesetzes und der Fischereigesetzgebung. - *Natur und Recht*, 31(1): 32-40
- KLINGENBERG, K. (2009b): Lernklima fördern – Einstellungen ändern! - In: HARMS et al. (Hrsg.): Heterogenität erfassen – individuell fördern im Biologieunterricht: 82-84

- LINGENBERG, K. (2010): Meaning making with living Animals: How to get from observations to evidence? - In: TASAR, M.F. & G. ÇAKMAKCIC (Hrsg.): Contemporary science education research: teaching. – Ankara (Pegem Akademi): 143-154
- KRAPP, A.; KRAPP, A.; HIDI, S., & K.A. RENNINGER (1992): Interest, learning and development. – In: RENNINGER, K.A.; HIDI, S. & A. KRAPP (eds.): The role of interest in learning and development: 3-25
- KRAPP, A. (2007): An educational–psychological conceptualisation of interest. - International Journal Educ. Vocat. Guid., 7: 5-21
- KULTUSMINISTERKONFERENZ (KMK) (2004): Bildungsstandards im Fach Biologie. [s. www.kmk.org]
- MEYER, A.; KLINGENBERG, K. & M. WILDE (2010): Viel hilft viel! Sind „idealisierte“ Lehrprobenstunden besonders motivierend und lernwirksam? - MNU, 63(2):105-110
- PETSCHKE, K. (1984): Der Einfluß des lebenden zoologischen Originals auf das Aneignungsergebnis der Schüler im Biologieunterricht der Klasse 6. Dissertation. - PH Potsdam.
- PROKOP, P.; TUNCER, G. & J. CHUDÁ (2007): Slovakian Students' Attitudes toward Biology. - Eurasia Journal of Mathematics, Science and Technology Education, 3 (4): 287-295
- PROKOP, P.; PROKOP, M. & S.D. TUNNICLIFFE (2008): Effects of Keeping Animals as Pets on Children's Concepts of Vertebrates and Invertebrates. - International Journal of Science Education, 30(4): 431-449
- SCHRENK, M. (2005): Die Bedeutung originaler Begegnung im Rahmen einer Sachunterrichtseinheit zum Thema Eidechsen. - In: CECH, D. & H. GIEST (Hrsg.): Sachunterricht in Praxis und Forschung – Erwartungen an die Didaktik des Sachunterrichts. – Bad Heilbrunn (Klinkhardt): 117-122
- SCHRÖDER, K.; MALLON, C.; LORENZEN, S. & M. WILDE (2009): Videoanalyse zum Einfluss lebender Tiere auf das Schülerverhalten, Lernzuwachs und Motivation im Biologieunterricht.- In: KRÜGER, D. et al.: Erkenntnisweg Biologiedidaktik 8: 55-67
- WILDE, M. & K. BÄTZ (2009): Sind die süüüß! – Der Einfluss des unterrichtlichen Einsatzes lebender Zwergmäuse auf Wissenserwerb, Motivation und Haltungswunsch. - IDB Münster 17: 19-30

Treffpunkt Biologische Vielfalt 10	2011	119-125	Hrsg.: Bundesamt für Naturschutz, Bonn
------------------------------------	------	---------	--

Über Grenzen hinweg: Schutz endemischer Gefäßpflanzen in Europa?

INES BRUCHMANN, CARSTEN HOBOHM

Schlagwörter: Endemismus, European Plant Conservation Strategy, Grünland Habitate, Smolenice Deklaration

Einleitung

Die Zahl der in einem Gebiet vorkommenden endemischen Arten bzw. Taxa wird häufig dazu verwendet, die Vielfalt oder Einzigartigkeit einer Region zu quantifizieren. Diverse Konzepte des Arten- und Biotop-schutzes beziehen Endemismus als Indikator mit ein, z. B. überregionale Analysen wie *Centres of Plant Diversity* (DAVIS et al. 1994; DAVIS et al. 1995; DAVIS et al. 1997), *Global 200 Earth's distinctive Eco-regions* (OLSON et al. 2000) oder das weithin bekannte *Biodiversity-Hotspots*-Konzept (MITTERMEIER et al. 2005); aber auch politische Handlungsstrategien wie die *CBD* (UNITED NATIONS 1992) oder die *Global Strategy for Plant Conservation* (UNEP 2002) verwenden den Grad des Endemismus als wichtigen Wertmaßstab. Auf regionaler Ebene sind in diesem Kontext die *European Plant Conservation Strategy* (EPCS) oder auch die nationalen Strategien zum Erhalt der biologischen Vielfalt (siehe: www.cbd.int/reports) zu erwähnen: Bereits im ersten Grundsatz des Zielkatalogs der EPCS wird z. B. das Handlungsziel genannt, alle nationalen endemischen Gefäßpflanzen in die europäische Rote Liste aufzunehmen (EPCS, *objective* 1.02, (PLANTA EUROPA 2002) und diesen somit einen besonderen Schutzstatus zukommen zu lassen. Auch in der Nationalen Strategie zur Erhaltung der biologischen Vielfalt der BRD wird die besondere Verantwortung Deutschlands für endemische Arten betont (BUNDESMINISTERIUM FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ UND REAKTORSICHERHEIT 2007).

Begriff des Endemismus

Trotz der scheinbar großen Bedeutung von endemischen Taxa und trotz der häufigen Verwendung des Endemiten-Begriffs bleibt die Begriffsbestimmung oft unscharf. Die ursprüngliche Definition des Schweizer Botanikers De Candolle im *Essai élémentaire de géographie botanique* (DE CANDOLLE 1820) beschreibt Endemismus als eine absolute, räumliche Beschränkung des Vorkommens aller Populationen eines Taxons auf eine bestimmte Region. Der Bezugsraum eines endemischen Taxons kann somit von sehr unterschiedlicher Größe sein, sich beispielsweise an natürlichen, geomorphologischen Grenzen (z. B. Gebirgszügen) oder an edaphischen Gegebenheiten (z. B. Vegetationseinheiten auf Serpentin-Böden) orientieren. Der Bezugsraum für Endemismus kann aber auch durch artifizielle Räume, wie zum Beispiel Nationengrenzen definiert werden, was im Kontext nationaler Artenschutzbemühungen zweckmäßig erscheint.

Im Laufe der letzten Jahrzehnte wurde das Phänomen des Endemismus in vielerlei Hinsicht erforscht und der Endemiten-Begriff immer weiter, z.B. im Hinblick auf biogeographische, entwicklungsbiologische oder systematisch-taxonomische Fragenkomplexe, untersucht. Dies führte zu einer starken Auffaserung des Begriffs (z. B.: Lokalendemiten, Mikroendemiten, Subendemiten, Palaeoendemiten, Neoendemiten,

etc. vgl. Zusammenschau in HEYWOOD 1996). Doch trotz vorhandener konkreter Begriffsbestimmungen wird der Terminus auch heute noch uneinheitlich verwendet. Je nach Verständnis oder inhaltlicher Zielsetzung der Analysen finden teilweise sehr unterschiedliche und z. T. nicht direkt vergleichbare Definitionen für Endemismus Verwendung.

Diese unterschiedliche Anwendungsschärfe des Begriffs in der Literatur führt unter anderem auch dazu, dass die zugrunde gelegten Daten nicht in jedem Fall für Vergleichsstudien herangezogen werden können. Dies konnte bereits in einem eigenen Review von weltweit erhobenen Endemiten Daten gezeigt werden (Bruchmann & Hobohm, unveröffentlicht).

Die Krux des Endemitenbegriffs kann am Beispiel des Alpen-Mannsschildes (*Androsace alpina*) verdeutlicht werden. *A. alpina* bewohnt vornehmlich Habitats auf silikatischen Gesteinen in den Hochgebirgslagen der Alpen zwischen 2.000 und 4.200 m über NN. Die Art kommt in der Schweiz, in Österreich, Italien und Frankreich vor. Da diese Art in vier Nationen vorkommt, ist sie für keine dieser Länder endemisch und keines der benannten Länder trägt besondere Verantwortung zur Erhaltung der Pflanzenart. Wird aber der Bezugsraum dahingehend verändert, dass der Naturraum „Alpen“ im Fokus der Betrachtung steht, dann erhält die Art das Attribut endemisch (endemisch für die Alpen). Sehr wahrscheinlich ist diese Art zudem endemisch für den eher durch ökologische Attribute definierten Bezugsraum „Habitats auf silikatischem Ausgangsgestein“, aber zur endgültigen Verifizierung fehlen übergreifende ökologische Daten. Auch wenn der Bezugsraum der Betrachtung auf die kontinentale Ebene Europas erweitert wird, behält *A. alpina* seinen Status als Endemit - in diesem Falle ein europäischer Endemit. Hingegen würde die Veränderung des Bezugsraums auf die politische Kategorie „Europäische Union“ dazu führen, dass die Art den Endemitenstatus wieder verliert, was allein darin begründet läge, dass die Schweiz kein Mitglied der Europäischen Gemeinschaft ist.

Schutz endemischer Sippen

Der Grund, warum im Zuge von Artenschutzbemühungen (*in-situ*) auf endemische Arten ein besonderes Augenmerk gelegt werden sollte, liegt in der Tatsache, dass diese bedingt durch ihr begrenztes Vorkommen einem potentiell höheren Aussterberisiko unterliegen. So könnte z. B. schon eine geringe Veränderung der Tidedynamik der Elbe im Hamburger Raum zum Aussterben des äußerst seltenen Tide-Wasserfenchels (*Oenanthe conioides*) führen. Dieser extrem stenochore Endemit kommt ausschließlich in Tide-Süßwasser-Habitats und in nur kleinen Populationen vor. Das Gesamt-Verbreitungsareal wurde auf nur ca. 10-100 km² bemessen (www.floraweb.de). Endemismus kann zudem als das obligatorische Vorstadium des Aussterbens einer Art verstanden werden. Zwar sind Endemiten nicht *per se* als selten oder gefährdet einzustufen (vgl. Zusammenschau in KRUCKEBERG & RABINOWITZ 1985), ihnen kommt jedoch durch die internationalen Abkommen zum Erhalt der Biodiversität bzw. den Folgediskursen stets besondere Aufmerksamkeit zu. So sollen Endemiten unter besonderer Beobachtung stehen und kritische Bestandsänderungen erfasst und dokumentiert werden.

Eine wichtige Rolle im administrativen Geschehen internationaler Naturschutzbemühungen spielen Fragen der Ökologie und Habitatbindung. Nur wenn bekannt ist, in welchen Habitats Endemiten vorkommen, können diese auch wirksam geschützt werden.

Material und Methoden

In enger Anlehnung an Flora Europaea (TUTIN et al. 1996a-e) wurde Europa in 42, zumeist politisch abgegrenzte Regionen unterteilt. Dabei handelt es sich vielfach um Nationen, Inseln oder Archipele.

Obwohl die Flora Europas sicherlich zu den gut untersuchten gehört, ist unsere Kenntnis über den Endemismus noch vielfach lückenhaft. Um eine bessere Vorstellung über die tatsächliche Verbreitung (räumlich, ökologisch) zu erlangen, wurden die Daten vieler europäischer Floren sowie bestimmter Gebietsmonographien ausgewertet und in die Datenbank EvaplantE (Endemic vascular plants in Europe) eingepflegt (für detaillierte Informationen zur Datenbank sowie Gebietszuordnungen siehe HOBÖHM & BRUCHMANN 2009, HOBÖHM 2008). Leider gibt es nach wie vor für viele der gelisteten Sippen nur ungenügend spezifische Angaben zur Verbreitung, Ökologie bzw. Gesellschaftsbindung. Es konnten jedoch mittlerweile ca. Dreiviertel der derzeitig 6.206 endemischen Gefäßpflanzen zu insgesamt acht großen Gruppen von Habitaten zugeordnet werden. Dabei unterscheiden wir die folgenden Habitate: Felsen und Schuttfluren, Grasland, Gebüsche und Heiden (inkl. Macchien und zwergstrauchartige Garigue), Wälder, Küsten und Binnensalzstellen, Äcker, Ruderalstandorte und Siedlungen, Gewässer sowie Moore und Sümpfe. Diese Habitatkategorien entsprechen in weiten Teilen den synsystematischen Einheiten des *Interpretation Manual of European Union Habitats* (EUROPEAN COMMISSION DG ENVIRONMENT 2007).

Ergebnisse

Die tatsächliche Populationsgröße, welche letztlich erst eine genaue Kenntnis über den tatsächlichen Artbestand bzw. dessen Gefährdungssituation zulassen würde, ist für sehr wenige Taxa (zumeist nur bei stark bedrohten Arten der europäischen Roten Listen) verfügbar. Ungefähr 25 % der endemischen Taxa konnten bislang nicht nach Habitaten kategorisiert werden. Ungefähr 48 % der gelisteten Sippen sind für genau eine europäische Region endemisch; sie sind in diesem Fall fast immer einer Nation eindeutig zuzuordnen.

Felsen und Schuttfluren führen die Liste endemitenreicher Habitate mit 2.772 endemischen Taxa an. Grasland wird von 1.320, Gebüsch- und Heideökosysteme von 1.125 und Wälder von 773 endemischen Taxa bewohnt. Geringere Endemitenzahlen weisen hingegen Küsten- und andere salzbeeinflusste Habitate (449), Äcker und Ruderalstandorte (413), Steh- und Fließgewässer (265) oder Moore und Sümpfe (102) auf (vgl. Abb. 1).

Deutschland trägt je nach Quelle und Berücksichtigung von Kleinarten eine besondere Verantwortung für den Erhalt von mindestens acht nationalen Endemiten, beherbergt aber auch 645 europäische Endemiten mit einer über Deutschland hinausgehenden Verbreitung. Diese kommen vor allem im Grünland (320), in Felsen- und Schuttfluren (223), Wäldern (171) und Gebüsch- bzw. Heide-Ökosystemen (153) vor.

Diskussion

Die Ergebnisse zum Endemismus innerhalb der Gefäßpflanzen in Europa verdeutlichen die Notwendigkeit weiterer Forschungen und intensiven Monitorings. Eine taxonomisch konsistente Zusammenführung der Daten (z. B. in Form einer Pan-Europäischen Datenbank) und die Schließung von Wissenslücken zur Ökologie, Gesellschaftsbindung und dem tatsächlichen Verbreitungsareal europäischer Endemiten bzw. auch die Aufdeckung blinder Flecken in den administrativen Zuständigkeiten sind dringend erforderlich.

Im Sinne der in der CBD geforderten Bestimmung und Überwachung von Ökosystemen und Lebensräumen, die u. a. über eine große Artenvielfalt oder hohen Endemitenreichtum verfügen, sollte der Endemitenbegriff weniger an politisch-administrativen Bezugsräumen gemessen werden, denn vielmehr an naturräumlichen, für den Arterhalt *in-situ* relevanten Bezugsräumen. Die vorliegenden Ergebnisse belegen, dass rund 52 % der endemischen Gefäßpflanzen für mehr als eine Untersuchungsregion Europas endemisch sind, d.h. das tatsächliche Verbreitungsareal der Taxa ist in mehr als der Hälfte der Fälle nicht mit der administrativen Zuständigkeit von nur einer europäischen Region deckungsgleich.

In dieser Erkenntnis mag begründet liegen, warum Europas arten- und endemitenreiches Grasland bisher wenig Beachtung erfuhr.

Europäische Grasland-Ökosysteme beherbergen mit 1.320 Taxa immerhin den zweitgrößten Anteil der europäischen Endemiten und das obwohl Grünland-Habitats weniger als 10 % der Fläche Europas bedecken. Im Sinne der CBD (Article 8) sollte daher ein großes Interesse am Schutz von Grünland-Ökosystemen bestehen. Allerdings sind nur circa ein Viertel der Graslandendemiten auch gleichzeitig nationale Endemiten (332), während die Verbreitungsareale von insgesamt weiteren 40 % der Taxa die Hoheitsgebiete von zwei (284), drei (139) oder vier (119) Regionen betreffen. Die Tatsache, dass Graslandendemiten häufig in mehreren Regionen vorkommen, sollte jedoch nicht mit einer flächendeckend weiten Verbreitung oder gar mit großen Populationen gleichgesetzt werden. Nutzungsintensivierung, Eutrophierung oder der Umbruch von Grünland zu Ackerflächen sowie die fortgesetzte Habitatfragmentierung führen zu einem schleichenden Verlust der einst weit verbreiteten Graslandflächen Europas bzw. auch oftmals zu einer Verschlechterung der Habitatqualität des Graslandes z. B. durch Umwandlung von magerem artenreichen zu artenarmem Intensivgrasland. Durch den ersten *Composite Report on the Conservation Status of Habitat Types and Species* nach FFH-Richtlinie (COMMISSION OF THE EUROPEAN COMMUNITIES 2009) wurde aufgezeigt, dass sich vor allem die europäischen Grasland-Ökosysteme in ihrem Erhaltungszustand verschlechtern.

Die Unterzeichnerstaaten der CBD haben sich dazu verpflichtet, diesem negativen Entwicklungstrend entgegenzuwirken. Die Förderung regionaler, nationaler und internationaler Maßnahmen für einen verstärkten Grünlandschutz im Sinne der *Smolenice Declaration* (EUROPEAN DRY GRASSLAND GROUP 2010) sollte nun die Konsequenz sein.

Zusammenfassung

Endemismus in Europa wurde bislang überwiegend über politisch-administrative Räume, vor allem Nationen, bestimmt und erfasst. Kleinräumig verbreitete Arten, deren Populationen in mehreren Regionen vorkommen, blieben dadurch unberücksichtigt – selbst wenn ihr Gesamtareal kleiner ist als das eines nationalen Endemiten. Dies ist der Grund dafür, warum ein Großteil der europäischen Endemiten keinen prioritären Schutz entsprechend Anlage 1 der CBD genießen. Um wirksame Maßnahmen für den *In-situ* Schutz von Endemiten initiieren zu können, sollten intensive Forschungsbemühungen auf die ökologischen Kategorien und Habitats des Endemismus erfolgen. Dies sollte verstärkt über die Grenzen administrativer Zuständigkeit oder nationaler Verantwortlichkeit hinweg erfolgen. Nach dem derzeitigen Stand der Erfassung ist insbesondere die prekäre Situation des Graslandes zu betonen. Trotz großer Vielfalt an endemischen Gefäßpflanzen und trotz sicherer Kenntnis eines negativen Entwicklungstrends in Bezug auf die Gesamtfläche (Quantität) bzw. Erhaltungszustand (Qualität) der Grasland-Ökosysteme in Europa gibt es bisher keine übergreifenden strategischen Programme oder Initiativen zum flächendeckenden Erhalt

des Grünlandes in Europa, welche z.B. mit der strengen Gesetzgebung zum Schutz der Wälder oder Gewässer vergleichbar wären.

Wir hoffen mit unseren Ergebnissen entsprechende Maßnahmen fachlich zu unterstützen.

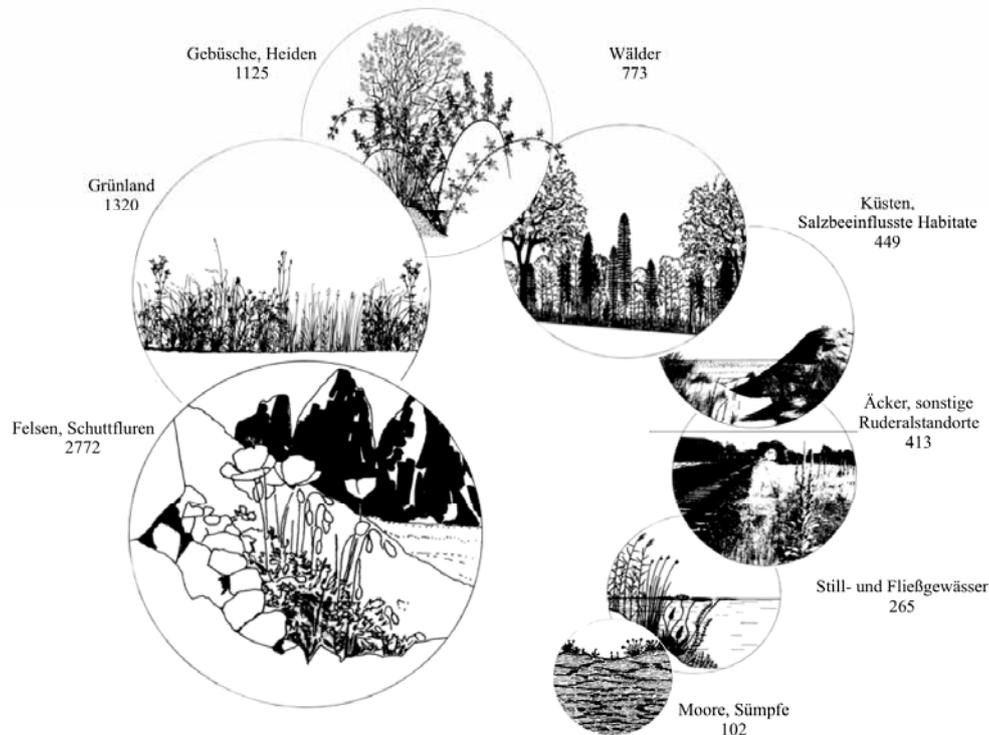


Abb. 1: Vorkommen der für Europa endemischen Gefäßpflanzen-Sippen in den verschiedenen Habitatgruppen (absolute Zahlen; Grafik verändert nach HOBÖHM & BRUCHMANN, 2009)

Bibliografie

BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ (BfN): Floraweb. - URL: www.floraweb.de.

BUNDESMINISTERIUM FÜR UMWELT NATURSCHUTZ UND REAKTORSICHERHEIT (BMU) (2007): Nationale Strategie zur biologischen Vielfalt. - Paderborn.

COMMISSION OF THE EUROPEAN COMMUNITIES (2009): Report from the commission of the Council and the European Parliament: Composite report on the conservation status of habitat types and species as required under Article 17 of the Habitats Directive. – Brussels (Commission of the European Communities).

DAVIS, S.D.; HEYWOOD, V.H. & A.C. HAMILTON (1994): Centres of plant diversity Vol. 1: Europe, Africa, South West Asia and the Middle East. - Cambridge (IUCN Publications).

DAVIS, S.D.; HEYWOOD, V.H. & A.C. HAMILTON (1995): Centres of plant diversity Vol. 2: Asia, Australasia and the Pacific. – Cambridge (IUCN Publications).

- DAVIS, S.D.; HEYWOOD, V.H.; HERRERA-MACBRYDE, O.; VILLA-LOBOS & A.C. HAMILTON (1997): Centres of plant diversity Vol. 3: The Americas. – Cambridge (IUCN Publications).
- DE CANDOLLE, A.B. (1820): Essai elementaire de geographie botanique. - In: (eds). Dictionnaire des sciences naturelles 18. – Strasbourg (Flevrault). 1-64.
- EUROPEAN COMMISSION/ DG ENVIRONMENT (2007): Interpretation manual of European Union habitats - EUR 27. - Brussels.
- EUROPEAN DRY GRASSLAND GROUP (2010): Smolenice grassland declaration. - Bulletin of the EDGG 7:7.
- HEYWOOD, V.H. (1996): Global Biodiversity Assessment. – Cambridge (UNEP - United Nations Environment Programm).
- HOBOHM, C. & I. BRUCHMANN (2009): Endemische Gefäßpflanzen und ihre Habitate in Europa: Plädoyer für den Schutz der Grasland-Ökosysteme. - Berichte der Reinhold-Tüxen-Gesellschaft 21: 142-161.
- HOBOHM, C. (2008): Endemische Gefäßpflanzen in Europa. - Tuexenia 28: 10-22.
- KRUCKEBERG, A.R. & D. RABINOWITZ (1985): Biological aspects of endemism in higher plants. - Annual Review of Ecology and Systematics 16: 447-479.
- MITTERMEIER, R.A.; GIL, P.R.; HOFFMAN, M.; PILGRIM, J.; BROOKS, T.; MITTERMEIER, C.G.; LAMOREUX, J. & G.A. DA FONSECONDA (2005): Hotspots revisited: Earth's biologically richest and most endangered terrestrial ecoregions. - Mexico City (Cemex).
- OLSON, D.M.; DINERSTEIN, E.; ABELL, R.; ALLNUTT, T.; CARPENTER, C.; MCCLENACHAN, L.; D'AMICO, J.; HURLEY, P.; KASSEM, K.; STRAND, H.; TAYE, M. & M. THIEME (2000): The global 200: A representation approach to conserving the Earth's distinctive ecoregions. - Conservation Science Program, World Wildlife Fund.
- PLANTA EUROPA (2002): European plant conservation strategy: Saving the plants of Europe. - London.
- SECRETARIAT OF THE CONVENTION ON BIOLOGICAL DIVERSITY (2010): National Reports: URL: www.cbd.int/reports.
- TUTIN, T.G.; BURGESS, N.A.; CHATER, A.O.; EDMONDSON, J.R.; HEYWOOD, V.H.; MOORE, D.M.; VALENTINE, D.H.; WALTERS, S.M. & D.A. WEBB (1996a): Flora Europaea Vol. 1: Psilotaceae - Platanaceae. - Cambridge University Press, Cambridge.
- TUTIN, T.G.; HEYWOOD, V.H.; BURGESS, N.A.; MOORE, D.M.; VALENTINE, D.H.; WALTERS, S.M. & D.A. WEBB (1996b): Flora Europaea Vol. 2: Rosaceae - Umbelliferae. - Cambridge University Press, Cambridge.
- TUTIN, T.G.; HEYWOOD, V.H.; BURGESS, N.A.; VALENTINE, D.H.; WALTERS, S.M. & D.A. WEBB (1996c): Flora Europaea Vol. 3: Diapensiaceae - Myoporaceae. - Cambridge University Press, Cambridge.
- TUTIN, T.G.; HEYWOOD, V.H.; BURGESS, N.A.; VALENTINE, D.H.; WALTERS, S.M. & D.A. WEBB (1996d): Flora Europaea Vol. 4: Plantaginaceae - Compositae (and Rubiaceae). - Cambridge University Press, Cambridge.
- TUTIN, T.G.; HEYWOOD, V.H.; BURGESS, N.A.; VALENTINE, D.H.; WALTERS, S.M. & D.A. WEBB (1996e): Flora Europaea Vol. 5: Alismataceae - Orchidaceae. - Cambridge University Press, Cambridge.
- UNEP (2002): Global strategy for plant conservation – Montreal (Secretariat of the Convention on Biological Diversity CBD).

UNITED NATIONS (1992): Convention on Biological Diversity (CBD): Übereinkommen über die biologische Vielfalt (Übersetzung BMU 1992). - Rio de Janeiro.

Primatologische Feldforschung des Deutschen Primatenzentrums

THOMAS ZIEGLER

Die Deutsches Primatenzentrum GmbH

Die Aufgaben des Deutschen Primatenzentrums (DPZ) sind die Bearbeitung grundlagenorientierter biologischer und biomedizinischer Forschungsprojekte mit und über Primaten sowie der Service für andere, universitäre und außeruniversitäre Einrichtungen auf diesen Arbeitsgebieten. Die eigene Forschung konzentriert sich auf langfristig bedeutsame und aktuelle wissenschaftliche Fragestellungen, die besonders das Studium von Primaten erfordern.

Die Forschung des Zentrums deckt die meisten der von der „Science Community“ als relevant erachteten primatologischen Bereiche ab. Von der zellulären Ebene und der biomedizinischen Grundlagenforschung bis zum konkreten, individuellen Verhalten der Primaten, deren Ökologie und Evolution erstrecken sich die Themenbereiche der Abteilungen. Dementsprechend kommt am DPZ auch eine Vielzahl von Methoden zur Anwendung. Die Fragestellungen der Wissenschaftler und Wissenschaftlerinnen weisen in der Regel mannigfaltige, inhaltliche und methodische Berührungspunkte auf, was sich in zahlreichen abteilungsübergreifenden Projekten niederschlägt. Um die Synergieeffekte weiter zu stärken, sind die einander besonders affinen wissenschaftlichen Gruppierungen in den Sektionen „Infektionsforschung“, „Neurowissenschaften“ und „Organismische Primatenbiologie“ zusammengefasst.

"Organismische Primatenbiologie"

Die Forschungsaufgaben der Sektion "Organismische Primatenbiologie" liegen in der Aufklärung der evolutionären Ursachen und der proximalen Mechanismen von Sozial- und Paarungssystemen, der Reproduktionsphysiologie und Fortpflanzungsstrategien, des Verhaltens und der Ökologie von Primaten sowie ihrer stimmlichen Kommunikation. Diese Forschungsfelder werden mittels integrativer Ansätze und mit Hilfe eines vielfältigen Methodeninventars bearbeitet, wobei Freilanduntersuchungen mit Labortechniken kombiniert werden. Dazu gehören auch molekulargenetische Methoden zur taxonomischen Einordnung von im Freiland gewonnenem Probenmaterial (Haare, Kot, Gewebe) der jeweils untersuchten Arten. Des Weiteren werden in der Sektion "Organismische Primatenbiologie" Fragestellungen aus der Genetik und Genomik unter biomedizinischen, phylogenetischen und evolutionsbiologischen Aspekten bearbeitet.

Neben der Gewinnung grundlagenorientierter wissenschaftlicher Erkenntnisse trägt eine Reihe von Forschungsergebnissen wesentlich zum Erhalt und dem Management von in situ und ex situ Primatenpopulationen bei.

Freilandforschungsstationen der Sektion „Organismische Primatologie“

Unter der Federführung der Arbeitsgruppen „Verhaltensökologie und Soziobiologie“, „Kognitive Ethologie“ und „Reproduktionsbiologie“ unterhält das DPZ insgesamt fünf permanent betriebene Freilandforschungsstationen, die für biologische / primatologische Freilandforschung genutzt werden. Der globalen

Verbreitungsgebiete nicht-menschlicher Primaten folgend, verteilen sich diese Stationen entlang des tropischen Gürtels unseres Planeten und befinden sich im amazonischen Teil Perus (Quebrada Blanco), im Südosten Senegals (Niokolo Koba Nationalpark), im Westen Madagaskars („Kirindy“- Trockenwald bei Morondava) und in Indonesien (Mentawai Insel Siberut, West Sumatra und Tangkoko, Nord Sulawesi).

Entsprechend der unterschiedlichen zoogeographischen Regionen stehen jeweils andere Primatenarten im Fokus der Forschung, die die jeweiligen ökologischen Nischen ihrer Lebensräume besetzt haben. Dadurch werden vergleichende Studien in unterschiedlichen Lebensräumen ermöglicht, die zu einem besseren Verständnis evolutionsbiologischer Prozesse beitragen, z. B. jene, die die adaptive Radiation der verschiedenen Taxa beeinflussen und damit zur Biodiversität beitragen.

Alle Freilandforschungsstationen des DPZ befinden sich in Regionen mit hoher, und teils einzigartiger Biodiversität. Dementsprechend finden an den einzelnen Freilandstationen auch zahlreiche nicht-primatologische Studien (an Vögeln, Insekten, Reptilien u. a.) statt, die auch zum Aufbau einer biologischen Datenbank für die jeweilige Region beitragen. In diesem Zusammenhang stehen diese Stationen je nach Kapazitäten auch externen Forschergruppen zur Verfügung, durch die die zahlreichen anderen Tier- und Pflanzentaxa bearbeitet werden können. Die Expertise dieser Forscher kann so nicht nur vor Ort eingesetzt sondern hier auch interdisziplinär vermittelt werden.

Neben Studierenden und Forschern aus Deutschland und von kooperierenden Universitäten weltweit wird auch eine hohe Anzahl jeweils einheimischer Mitarbeiter entweder im vor Ort-Management oder als Studenten bzw. als lokale Feldassistenten in die Freilandarbeit mit eingebunden. Auf diese Weise findet ein konstanter Austausch von Wissen und Technologie statt, der über Instituts- und Landesgrenzen hinweg bis in die einzelnen Untersuchungsgebiete reicht. Die Weiterbildung der lokalen Bevölkerung bezüglich einer nachhaltigen Nutzung ihrer natürlichen Ressourcen, insbesondere ihrer außergewöhnlichen Artenvielfalt steht dabei im Mittelpunkt.

Die an den Freilandstationen gesammelten Daten laufen im DPZ zusammen, wo sie in Zusammenarbeit mit den Kollegen verschiedener DPZ-Abteilungen (z. B. Genetik zur Untersuchung von Phylogenie und Taxonomie) und der Göttinger Universität ausgewertet werden. Als herausragende Ergebnisse, auch in Bezug auf die Biodiversitätsforschung, konnten sogar einige neue Primaten- und andere Arten erstmals wissenschaftlich beschrieben werden.

Durch die im Freiland gewonnenen Daten zum Verhalten und zur Ökologie der jeweiligen Arten innerhalb ihrer natürlichen Habitate, gewinnt man Informationen zu deren Sozialsystem und den artspezifischen Ansprüchen an den Lebensraum. Dabei werden auch ökologische Interaktionen zwischen Primaten und mit verschiedenen anderen Tier- und Pflanzenarten (z. B. natürliche Raubfeinde, Pflanzensamenausbreitung) systematisch untersucht. Während dieser Forschungsarbeiten werden auch konkrete Bedrohungen (z.B. Überjagung oder Habitatsverluste/-veränderungen) und mögliche verhaltensökologische Anpassungen in Bezug auf das Überleben einzelner Arten erfasst sowie lokal angepasste Strategien zum Artenschutz entwickelt. Prinzipiell werden die Feldstationen daher sowohl zur Freiland- (Biodiversitäts-) Forschung als auch zum angewandten Naturschutz mit der lokalen Bevölkerung genutzt. Auf der Basis dieser Arbeiten kann das DPZ auch Empfehlungen und Strategien für den Arten- und Naturschutz in den Ursprungsländern der Primaten entwickeln, die sich an Entscheidungsträger auf der politischen Ebene sowie an nationale und internationale Naturschutzorganisationen richten. Dabei spielen wiederum die jeweiligen

Kooperationspartner (Counterparts: Universitäten, Ministerien; Parkverwaltung, lokale Dorfvorsteher) in den einzelnen Ländern eine wichtige Vermittlerrolle zwischen Forschung und Politik.

Freilandarbeit in den einzelnen Regionen

Peru (Abteilung Verhaltensökologie und Soziobiologie, Counterpart: UNAP)

Im Mittelpunkt der DPZ Freilandforschung im amazonischen Peru (Quebrada Blanco) steht z. Zt die Erfassung der Primatengattungen *Saguinus*, *Callicebus* und *Pithecia* durch „surveys“ und molekulargenetische Untersuchungen zu Taxonomie und Phylogenie dieser Neuweltaffen. Weitere Forschungsschwerpunkte liegen in den Bereichen Funktionalität und „biotische Interaktionen“. Hierzu werden beispielsweise die Prädation aber auch die Ausbreitung von Pflanzensamen durch die Gattungen *Saguinus* und *Callicebus* näher untersucht. Dies geschieht durch Langzeitbeobachtungen und geeignete Experimente im Feld, wie etwa systematische Versuche zur Auskeimung von Pflanzensamen, die zum Nahrungsspektrum der Primaten gehören. Dadurch konnte nachgewiesen werden, dass diese Primaten durch ihre Rolle als effektive Samenausbreiter (durch Abschlucken und Ausscheiden ganzer Samen) einen wesentlichen Beitrag zur Reproduktion und Verbreitung ihrer diversen Nahrungsbaumarten leisten.

Ebenfalls im Bereich der biotischen Interaktionen werden Studien zur parasitären Last der Gattungen *Saguinus* und *Callicebus* durchgeführt wobei sich die qualitativen (Artbestimmungen) und quantitativen parasitologischen Laboranalysen auf die im Freiland systematisch gesammelten (Kot) Proben stützen.

Senegal (Abteilung Kognitive Ethologie, Counterparts: DPN & MEPN Senegal)

Die jüngste DPZ Freilandforschungsstation befindet sich im Niokolo Koba Nationalpark, dem mit 913,000 ha größten Nationalpark des Senegals. Er liegt in einer besonders biodiversen Region im Südosten des Landes und wurde 1981 von der UNESCO als Weltnaturerbe deklariert (seit 2007 auf der Liste der gefährdeten Weltnaturerben).

Die Vegetation des Parks, typisch für die Savannen und Galeriewälder des südlichen Sudans und Guineas, variiert entsprechend der Topographie und Bodenqualität der verschiedenen Parkregionen und stellt den Lebensraum für ca. 350 Vogel- und 80 Säugetierarten, darunter 6 Primatenarten, dar.

Die aktuellen Forschungsarbeiten konzentrieren sich hier auf die bislang wenig untersuchten Guinea Paviane. Im Rahmen von überregionalen Studien wird auch der Einfluss von Sozialsystemen, Ökologie und phylogenetischer Stellung auf die Struktur der Lautgebung bei Primaten erforscht. Diese vergleichenden Feldstudien umfassen alle fünf bislang beschriebenen Pavianarten, die die verschiedenen Ökosysteme Afrikas südlich der Sahara besiedeln.

Die Forschungsstation im Senegal verfügt neben Unterkünften im traditionellen Stil, die von Forschern und Parkrängern gemeinsam bewohnt werden auch über ein geländegängiges Fahrzeug und in Kürze auch über eine Feldlabor-Grundausrüstung.

Madagaskar (Abteilung Verhaltensökologie / Soziobiologie, Counterpart: Univ. Antananarivo, CFPF)

Die seit 1993 vom DPZ betriebene Feldstation Kirindy liegt nahe der Westküste Madagaskars, ca. 60 km nordöstlich von Morondava. In Morondava unterhält das DPZ ein Haus als Basisstation. Die im Jahre 2004 renovierte und ausgebauten Forschungsstation ist mit einer Solarstromanlage, einer eigenen Küche und verschiedenen Gebäuden zur Lagerung von Geräten ausgestattet. Im Kirindy-Wald wurden vier Studiengebiete mit einer Gesamtfläche von ca. 150 ha und einem Wegesystem von mehr als 130 km

für die Freilandforschungsarbeiten erschlossen, die sich auf die acht hier vorkommenden Lemurenarten konzentrieren. Die Station bietet Unterkunft für ca. 10 Forscher, die vor Ort von 14 madagassischen Mitarbeitern in ihren Feldforschungstätigkeiten unterstützt werden.

Die Forschungsarbeiten beschäftigen sich mit verschiedenen Aspekten des Verhaltens und der Ökologie der im Kirindy-Wald lebenden Lemuren. Darüber hinaus werden auch andere endemische Vögel und Säugetiere bearbeitet sowie systematische Erhebungen über die Verteilung und Abundanz von Lemuren und anderen bedrohten Arten in angrenzenden Wäldern und Waldfragmenten der Region durchgeführt. Relevante Daten fließen direkt in laufende Naturschutzaktivitäten vor Ort ein. Aufgrund der außergewöhnlichen Biodiversität und massiven Zerstörung der verbleibenden Trockenwälder Madagaskar's soll diese Region seit Jahren unter Schutz gestellt werden, aber politische Umstände haben dies bislang verzögert. Arbeitsplätze für Stationsnutzer von außerhalb des DPZ werden nach dem first-come, first-serve Prinzip verteilt, wobei besonderes Interesse an Arbeiten besteht, die sich mit Wirbellosen, Amphibien und Reptilien oder botanischen Themen beschäftigen.

Indonesien (Abteilung Reproduktionsbiologie, Counterpart: Agricultural Univ. Bogor & UNSRAT)

Siberut, Mentawai, West Sumatra

Die Feldstation auf der Mentawai Insel Siberut befindet sich im sogenannten „Sundaland Hotspot of Biodiversity“ und stellt eines der Kernstücke des „Siberut Conservation Programmes“ (SCP) dar. Im Fokus der Forschung stehen die fünf endemischen Primatenarten des Mentawai Archipels, die allesamt durch den fortschreitenden Verlust ihres Lebensraumes (tropischer Regenwald) bedroht sind.

Parallel zu den Forschungsarbeiten im Wald, die auch Studien an Vögeln, Schmetterlingen, und wirbellosen Bodenorganismen einschließen, wurde daher ein Naturschutzprogramm ins Leben gerufen, dass von der lokalen Dorfbevölkerung mitgetragen wird. So wurden im Rahmen der SCP- Initiativen über 5000 ha Regenwald unter langfristigen Schutz gestellt. Dieses Waldgebiet im Nordosten der Insel dient sowohl als Forschungsareal als auch in zunehmendem Masse als Refugium für die lokale Fauna. Einen wesentlichen Teil des SCP stellen auch die Initiativen innerhalb der Dorfgemeinschaft dar zu denen z. B. ein Educationcentre (mit regelmäßigem Schulunterricht) und die Versorgung mit Solarstrom, sauberem Wasser und Medikamenten gehören.

Tangkoko, Sulawesi

Ebenfalls in einem Biodiversity Hotspot („Wallacea“) liegt die Feldstation des „Macaca Nigra Projects“ im äußersten Norden der Insel Sulawesi. Die Forschungsarbeiten konzentrieren sich hier z. Zt. auf die Ökologie und Fortpflanzungsbiologie einer der sieben endemischen Makakenarten Sulawesi, den Schopfmakaken. Um der akuten Bedrohung dieser Primatenart entgegenzuwirken werden auch in diesem Projekt Naturschutzinitiativen (z. B. anti-poaching surveys, Schulunterricht) vor Ort umgesetzt. Die besonders diverse Fauna und Flora der Region, liegt biogeographisch im Grenzgebiet zwischen Asien und Neu Guinea – Australien und daher findet man auf Sulawesi neben den ursprünglich aus Asien stammenden Vogel- und Primatenarten beispielsweise auch zwei Kuskusarten die zu den Beuteltieren (Marsupialier) gehören. Sulawesi und die kleineren Inseln der Region haben in isolierter Lage aber auch eine große Anzahl endemischer Arten hervorgebracht, die sich nur hier entwickelt haben und deren Biologie auch nur hier erforscht werden kann.

Über die Arbeiten an den fünf Feldstationen hinaus werden in den einzelnen Regionen auch biogeographische, phylogeographische und taxonomische Studien auf größerer räumlicher Skala durchgeführt um

die Biodiversität der Primaten und die Ursachen und Mechanismen ihrer Entstehung zu untersuchen. Dabei wird neben der Trennung von Populationen durch klimatische und geographische Veränderungen (Auf- und Abtauchen von Landbrücken, Gebirge, Waldfragmentation, Flussläufe u. ä.) auch die Bedeutung von Hybridisierungen im gemeinsamen Grenzgebiet zweier Population bei der Entstehung neuer Arten näher beleuchtet.

Neben den zoogeographischen und morphologischen Daten stehen hier molekulargenetische Methoden im Vordergrund.

Literatur

Begrenzte Auswahl von Studien im Kontext der Biodiversitätsforschung

- ABRAHAM, J.-P.; BENJA, R.; RANDRIANASOLO, M.; GANZHORN, J.U.; JEANNODA, V.; & E.G., LEIGH (1996): Tree diversity on small plots in Madagascar: a preliminary review. - *Revue d' Ecologie (La Terre et la Vie)* 51: 93-116
- ANDRIAHOLINIRINA, N.; FAUSSER, J.L.; ROOS, C.; ZINNER, D.; THALMANN, U.; RABARIVOLA, C.; RAVO-ARIMANANA, I.; GANZHORN, J.U.; MEIER, B.; HILGARTNER, R.; WALTER, L.; ZARAMODY, A.; LANGER, C.; HAHN, T.; ZIMMERMANN, E.; RADESPIEL, U.; CRAUL, M.; TOMIUK, J.; TATTERSALL, I. & Y. RUMPLER (2006): Molecular phylogeny and taxonomic revision of the sportive lemurs (*Lepilemur*, Primates). - *BMC Evolutionary Biology* 6: 17ff.
- BLOXAM, Q.M.; BEHLER, J.L.; RAKOTOVAO, E.R.; RANDRIAMHAZO, H.J.; HAYES, K.T.; TONGE, S.J. & J.U. GANZHORN (1996): Effects of logging on the reptile fauna of the Kirindy Forest with special emphasis on the flat-tailed tortoise (*Pyxis planicaudata*). - *Primate Report* 46-1: 189-202.
- BÖHNING-GAESE, K.; BURKHARDT, J.F. & J. SCHMID (1996) Seed dispersal in the tree *Commiphora guillaumini*: a combination of ornithochory and myrmecochory in a dry tropical forest in Western Madagascar. - *Primate Report* 46-1: 305-310.
- DOLCH, R.; HILGARTNER, R.D.; NDRIAMARY, J.-N. & H. RANDRIAMHAZO (2004): The grandmother of all bamboo lemurs - evidence for the occurrence of *Hapalemur simus* in fragmented rainforest surrounding the Torotorofotsy marshes, Central Eastern Madagascar. - *Lemur News* 9: 20-24.
- ENGELHARDT, A. & D. PERWITASARI-FARAJALLAH (2008): Reproductive biology of Sulawesi crested black macaques (*Macaca nigra*). - *Folia Primatologica* 79: 326.
- EY, E. & J. FISCHER (2009): The "acoustic adaptation hypothesis" - A review of the evidence from birds, anurans and mammals. - *Bioacoustics* 19: 21-48.
- GANZHORN, J.U.; MALCOMBER, S.; ANDRIANANTOANINA, O. & S.M. GOODMAN (1997): Lemur species richness and habitat diversity. *Biotropica* 29: 331-343.
- GANZHORN, J.U. (1999): Lemurs as indicators for assessing biodiversity in ecosystems of Madagascar: why it does not work. - In: KRATOCHWIL, A. (ed.): *Aspects of Biodiversity in Ecosystems*. - Dordrecht (Kluwer): 163-174
- HADI, S.; ZIEGLER, T. et al. (2009): "Tree diversity and forest structure in northern Siberut, Mentawai Islands, Indonesia." - *Tropical Ecology* 50(2): 315-327.
- HAWKINS, F (1994): *Forest degradation and the Western Malagasy forest bird community*. - University of London, UK

- HEYMANN, E.W. & C. KNOGGE (1997): Field observations on the neotropical pygmy squirrel, *Sciurillus pusillus* (Rodentia: Sciuridae) in Peruvian Amazonia. - *Ecotropica* 3: 67-69.
- HEYMANN, E.W.; ENCARNACIÓN, F. & J.E. CANAQUIN (2002): Primates of the Río Curaray, Northern Peruvian Amazon. - *International Journal of Primatology* 23: 191-201
- HILGARTNER, R.D. (2005): Some ecological notes on the shrew tenrec *Microgale* cf. *longicaudata* in the dry deciduous forest of Western Madagascar. - *Afrotherian Conservation* 3: 3-5.
- HILGARTNER, R.; RAOILISON, M.; BÜTTIKER, W.; LEES, D.C. & H.W. KRENN (2007): Malagasy birds as hosts for eye-frequenting Lepidoptera. - *Proceedings of the Royal Society B: Biology Letters* 3: 117-120.
- KAPPELER, P.M. (2002): Primate biogeography. - In: PAGEL, M. (ed): *Encyclopedia of Evolution*. - Oxford (Oxford University Press): 939-942.
- KAPPELER, P.M.; GROENEVELD, L.F. & M. SCHWIBBE (eds) (2005): 6. Göttinger Freilandtage: Primate Diversity - Past, Present and Future. - *Primate Report* 72-1.
- KELLER, C.; ROOS, C.; GROENEVELD, L.F.; FISCHER, J. & D. ZINNER (2010): Introgressive hybridization in southern African baboons shapes patterns of mtDNA variation. - *American Journal of Physical Anthropology* 142: 125-136.
- KNOGGE, C. & E.W. HEYMANN (2003): Seed dispersal by sympatric tamarins, *Saguinus mystax* and *Saguinus fuscicollis*: diversity and characteristics of plant species. - *Folia Primatologica* 74: 33-47.
- MITTERMEIER, R.A. (2005): "Rediscovering an Asian Galapagos - The Mentawai Islands Prove to Be Rich in Endemic Wildlife and Indigenous Culture." - *Conservation Frontlines, Conservation International*: 2-3.
- MÜLLER, B. (2007): Determinants of the diversity of intestinal parasite communities in sympatric New World primates (*Saguinus mystax*, *Saguinus fuscicollis*, *Callicebus cupreus*). - *Tierärztliche Hochschule Hannover D*
- NEUMANN, C.; ASSAHAD, G.; HAMMERSCHMIDT, K.; FARAJALLAH, D.P. & A. ENGELHARDT (2008): Individual and contextual differences in loud calls of male crested black macaques, *Macaca nigra*. - *Folia Primatologica*, 79: 366.
- RIEDELBAUCH, S. (2007): "Birds in Lowland Rainforest in Siberut, West Sumatra." Department of Conservation Biology: Diploma. - Göttingen (Georg-August-University)
- ROOS, C.; ZIEGLER, T. et al. (2003): "Molecular phylogeny of Mentawai macaques: Taxonomic and biogeographic implications." - *Molecular Phylogenetics and Evolution* 29(1): 139-150.
- ROOS C; KAPPELER, P.M. (2006): Distribution and conservation status of two newly described cheirogaleid species, *Mirza zata* and *Microcebus lehilahytsara*. - *Primate Conservation* 21: 51-53.
- SHAHUANO TELLO, N.; STOJAN-DOLAR, M. & E.W. HEYMANN (2008) A sight and video record of the oilbird, *Steatornis caripensis*, in Peruvian lowland Amazonia. - *Journal of Ornithology* 149: 267-269.
- SOMMER, S.; SCHWAB, D. & J.U. GANZHORN (2002): MHC diversity of endemic malagasy rodents with respect to social system and geographic range. - *Behavioral Ecology and Sociobiology* 51: 214-221.
- STERLING, E.J. (1994): Taxonomy and distribution of *Daubentonia*: a historical perspective. - *Folia Primatologica* 62: 8-13.

- STERLING, E.J. (1994): Evidence for non-seasonal reproduction in wild Aye-ayes (*Daubentonia madagascariensis*). - *Folia Primatologica* 62: 46-53.
- WALTERT, M.; ABEGG, C. et al. (2008). "Abundance and community structure of Mentawai primates in the Peleonan forest, north Siberut, Indonesia." - *Oryx* 42(3): 375-379.
- WHITTEN, T.; WHITTEN, J. et al. (1999). "Sundaland. Biodiversity Hotspots of the World." - Cemex, Prado Norte.
- YODER, A.D.; RASOLOARISON, R.M.; GOODMAN, S.M.; IRWIN, J.A.; ATSALIS, S.; RAVOSA, M.J. & J.U. GANZHORN (2000): Remarkable species diversity in Malagasy mouse lemurs (primates, *Microcebus*). - *Proceedings of the National Academy of Sciences USA* 97: 11325-11330.
- ZINNER, D.; GROENEVELD, L.F.; KELLER, C. & C. ROOS (2009): Mitochondrial phylogeography of baboons (*Papio* spp.) – Indication for introgressive hybridization? - *BMC Evolutionary Biology* 9: 83.

Leptoglossus occidentalis HEIDEMANN 1910 - Neozoon in Deutschland

RALPH ZANGE



Leptoglossus occidentalis HEIDEMANN 1910

Seit den späten 90er Jahren hat sich in Nordtirol, Venetien, Friaul und Südtirol eine neue Art von Coreoidea etabliert. Es ist die Nordamerikanische Kiefernwanze *Leptoglossus occidentalis* HEIDEMANN 1910. Vermutlich wurde sie mit Bauholz oder Kübelpflanzen aus Nordamerika eingeschleppt. Die Tiere können sehr gut fliegen und breiten sich daher zügig aus.

Beschreibung

Die 16 bis 20 mm große Wanze ist bräunlich gefärbt, in der Körpermitte weist sie eine feine, quer verlaufende, weißliche Zickzack-Linie auf. Die Oberseite des Hinterleibs ist gelb bis gelb-orange und nur während des Fluges gut sichtbar. Ein gutes Erkennungsmerkmal ist die auffallende, blattartige Verdickung der Schiene der kräftigen hinteren Beine. Auf den Hinterschenkeln finden sich deutlich sichtbare Zähne. Im Gegensatz zu den meisten Verwandten der Randwanze verströmen ihre Stinkdrüsen keinen unangenehmen Geruch, sondern einen an Äpfel erinnernden Duft. Die Wanze läuft recht langsam, kann aber sehr gut fliegen.

Entwicklung

Nur eine Generation pro Jahr. Die erwachsenen Wanzen überwintern häufig im Schutz von Gebäuden und erscheinen im Mai oder Juni aus ihren Winterverstecken. Nach der Paarung legen die Weibchen die brau-

nen, etwa 2 mm langen Eier in einer Reihe auf Koniferennadeln ab. Nach 10 Tagen schlüpfen die Larven. Sie entwickeln sich über 5 Stadien zu erwachsenen Wanzen. Sie saugen an den Samen von Nadelbäumen, vor allem von Kiefer und Douglasie. Sind die Samen abgefallen, begeben sich die Wanzen an einen geschützten Ort und suchen dabei oft auch Gebäude auf.

Ernährung

Nadeln und Samen verschiedener Koniferen.

Schäden

Die Qualität und Menge des Koniferensamens wird durch das Saugen der Wanze beeinträchtigt, so dass *Leptoglossus occidentalis* in Nordamerika als Forstschädling gilt. Problematisch ist ebenso die Überwinterung in Gebäuden, wo sie durch gehäuftes Auftreten unangenehm werden kann.

Verbreitung

Nordamerika, in Europa: Italien, Slowenien, Spanien, Schweiz, Österreich, Deutschland, Ungarn, Kroatien.

Die Reihenfolge der ersten Funde in Europa:

- 1999 Norditalien
- 2002 Schweiz
- 2003 Slowenien
- 2004 Kroatien und Ungarn
- 2005 Österreich
- 2006 Berlin
- 2006 Freiburg Landwasser 06.12.2006
- 2007 Traunstein
- 2008 Freiburg Mooswald 23.10.2008
- 2008 Villingen Schwenningen 22.10.2008
- 2010 München 20.02.2010

Betrachtet man den Erstfund in Norditalien in der Gegend um Bozen, dann kann in Bezug auf die Verbreitung im Alpenraum folgende Konstellation festgestellt werden: Durch nördliche Fallwinde ist es der Wanze nicht möglich, den Brennerpass zu überwinden. Eine Verdriftung rechts und links an der Alpenkette ist daher wahrscheinlich. Einige neue Funde belegen diese Mutmaßung.

Es ist daher absehbar, wie lange die neue Art *Leptoglossus occidentalis* braucht, bis sie flächendeckend Deutschland erschließt. Für unsere heimischen Arten wird dies zum Problem. Beide *Gastrodes*-Arten (*Gastrodes abietum* BERGROTH 1914 und *Gastrodes grossipes* DE GEER 1773) sind davon betroffen, benötigen sie doch denselben Lebensraum und dieselben Nahrungsquellen. Natürliche Fressfeinde müssen sich erst auf die neuen Gegebenheiten einstellen und *Leptoglossus occidentalis* als Nahrung erkennen.

Es ist anzunehmen, dass die Art in Deutschland dauerhaft heimisch wird. Bei starker Vermehrung wie in Nordamerika kann sie sich zu einem Schadinsekt an Koniferen entwickeln. Weiterhin wird durch die Anpflanzung von Douglasien *Leptoglossus* zu einer ernsthaften Bedrohung für die Forstwirtschaft.

Literatur:

RABITSCH, W. & E. HEISS (2005) *Leptoglossus occidentalis* Heidemann 1910 eine amerikanische Adventivart. – Berichte des naturwissenschaftlich–medizinischen Vereins Innsbruck 92: 131-135

TESCARI, G. (2001): *Leptoglossus occidentalis*, Coreoidea nearctico rinvenuto in Italia Heteroptera, Coreoidea Lavori Soc. - Veneziana Sci. Naturali 26: 3-5

ZANGE, R. (2009): Coreoidea Reuter 1910. - 2. Aufl. -

Foto:

Adult: *Leptoglossus occidentalis* Rob Petley-Jones

Adult: Coll. Ralph Zange



Leptoglossus occidentalis HEIDEMANN 1910

Treffpunkt Biologische Vielfalt 10	2011	139-143	Hrsg.: Bundesamt für Naturschutz, Bonn
------------------------------------	------	---------	--

Populationsgenetische Veränderungen von ex-situ Erhaltungskulturen in Botanischen Gärten im Vergleich zu den Wildvorkommen am Beispiel der Pflanzenarten *Silene otites* (L.) WIBEL und *S. chlorantha* (WILLD.) ERH.

DANIEL LAUTERBACH, BIRGIT GEMEINHOLZER

Schlagwörter: ex-situ Erhaltungskulturen, genetische Diversität, AFLP

Die Globale Strategie zur Erhaltung der Pflanzen (GSPC) ist seit 2002 offizieller Bestandteil der Biodiversitätskonvention (CBD) und bildet somit eine wichtige und verbindliche Grundlage für den Schutz und den Erhalt von Wildpflanzenarten (BURKART & VON DEN DRIESCH 2006). Im Rahmen dieser Strategie wurden 16 konkrete Ziele formuliert, um den anhaltenden Verlust von pflanzlicher Diversität aufzuhalten. Ein Ziel ist es, 60 % der gefährdeten Pflanzenarten in zugänglichen ex-situ Sammlungen des Herkunftslandes zu erhalten und 10 % davon für Wiederausbringungen vorzuhalten (<http://www.floraweb.de/florenschutz/gspc/ziele>). Ex-situ Sammlungen können in Form von Kulturen gefährdeter Pflanzenarten außerhalb ihres natürlichen Lebensraumes sowie durch die Einlagerung von Saatgut (HAMILTON 2004, ENSCONET 2009) erfolgen. Erhaltungskulturen werden in den meisten Fällen von Botanischen Gärten angelegt und z. B. in Deutschland durch die AG „Erhaltungskulturen einheimischer Wildpflanzen“ (<http://www.ex-situ-erhaltung.de/>) koordiniert. Per Definition ist eine Erhaltungskultur „eine Population (mindestens ein lebendes Individuum, in der Regel aber mehrere) eines heimischen Pflanzentaxons regionaler Wildherkunft in einem Garten mit dem Ziel, sein (regionales oder globales) Aussterben zu verhindern“ (<http://www.ex-situ-erhaltung.de/>). Dabei ist zu berücksichtigen, dass Schutzmaßnahmen in Form von Erhaltungskulturen immer nur die letzte Variante zum Bewahren einer Population oder gar Art sein sollten, da hier nur in begrenztem Maße die natürlichen Lebensbedingungen nachbildet werden können. Erhaltungskulturen sollten so konzipiert sein, dass die Identität eines Taxons sowie dessen Potenzial zur evolutiven Anpassungsfähigkeit erhalten bleiben (FALK & HOLSINGER 1991, IUCN 2002). Dies ist jedoch bei der Kultivierung von Wildpflanzen vielfach problematisch, da meist wenige Kenntnisse zu den ökologischen Ansprüchen der Arten vorhanden sind. Kritische Faktoren, die den Erhalt der genetischen Diversität und reproduktiven Fitness eines Taxons beeinflussen, sind z. B. die Auswahl des Ausgangsmaterials (ENSCONET 2009), die Anzahl der kultivierten Individuen und biotische sowie abiotische Kultivierungsfaktoren. Durch die Selektion bestimmter Ökotypen während der Kultivierungszeit (z. B. Blühzeitpunkt, Diasporen), kann es zu populationsgenetischen Veränderungen wie dem Verlust an genetischer Diversität kommen. Besonders für Wiederausbringungen ist der Erhalt der natürlichen genetischen Diversität im Verlaufe der ex-situ Kultivierung jedoch von besonderer Bedeutung, da somit am ehesten ein Überleben in-situ gewährleistet werden kann. Unter natürlichen Bedingungen ist eine hohe genetische Diversität oftmals an eine große Populationsgröße und den Austausch von Pollen und Diasporen mit anderen Populationen gekoppelt (HEINKEN 2009). Die limitierten Ressourcen in Botanischen Gärten (NAMOFF et al. 2010) begrenzen jedoch die Kultivierung aller möglichen Genotypen und Ökotypen.

Idealerweise werden Erhaltungskulturen von Forschungsprojekten zur Genetik und Ökologie der Pflanzenarten begleitet. Bisher existieren aber erst wenige vergleichende Studien zur genetischen Diversität von kultivierten Wildpflanzen. Populationsgenetische Untersuchungen kultivierter Pflanzen beschränken

sich oftmals auf Nutzpflanzenarten oder Arten von medizinischer Relevanz (z. B. ANTHONY et al. 2002, HE et al. 2009), holzige Pflanzen (ETISHAM-UL-HAQ et al. 2001, MILLER & SCHAAL 2006, LI et al. 2005) oder Pflanzenarten von gärtnerischer Bedeutung (CHWEDORZEWSKA et al. 2008, HONJO et al. 2008). Besonders besteht derzeit ein Mangel an vergleichenden Langzeitstudien zur Populationsgenetik von Erhaltungskulturen. In Botanischen Gärten kultivierte Pflanzen dienen ursprünglich einer Schau- und Lehrfunktion, wobei erst in jüngster Zeit auch die Naturschutzrelevanz in den Vordergrund getreten ist. Die Dokumentation der Aufsammlung und Kultivierung war früher oftmals ungenügend oder ist nicht mehr nachvollziehbar und somit für darauf aufbauende Studien ungeeignet. Außerdem sind z. T. die für den Vergleich relevanten Freilandpopulationen bereits ausgestorben. Modellhafte Untersuchungen, die Erkenntnisse über die Diversität des Ausgangsmaterials sowie die Veränderungen während der Erhaltungskultur liefern, können langfristig zu einer Optimierung dieser zeit- und kostenaufwändigen Erhaltungsmaßnahmen beitragen.

An diesem Punkt setzt das *Silene*-Projekt am Botanischen Garten Berlin an. Im Rahmen dieses Projektes wird an Pflanzenpopulationen mit molekulargenetischen Methoden untersucht: ob sich die genetische Ausstattung von ex-situ Kulturen im Vergleich zu den natürlichen (in-situ) Populationen in einem definierten Zeitraum verändert hat und wie mit bestehenden, langjährigen, dokumentierten ex-situ Kulturen von gefährdeten Pflanzenarten in Botanischen Gärten umgegangen werden soll. Diese Untersuchungen werden an den Modellarten *Silene otites* (Ohrlöffelleimkraut) und *S. chloantha* (Grünliches Leimkraut) durchgeführt.

Beide Arten gehören zur Familie der Caryophyllaceae (Nelkengewächse) und sind ausdauernde, krautige Pflanzen basiphiler Sandtrockenrasen. Sie sind in der Roten Liste der Blütenpflanzen Deutschlands (KORNECK et al. 1996) als gefährdet (*S. otites*) bzw. stark gefährdet (*S. chloantha*) eingestuft, und die Anzahl der Populationen in Deutschland ist stark rückläufig. *S. otites* besitzt in Deutschland ihren Verbreitungsschwerpunkt in den Trockengebieten und der Küstenregion. *S. chloantha* erreicht in Berlin und Brandenburg ihre westliche Verbreitungsgrenze (TUTIN et al. 1993). Von *S. otites* existieren in drei verschiedenen Botanischen Gärten in Deutschland ex-situ Kulturen, deren natürliche Ausgangspopulationen jeweils noch existieren. Im Botanischen Garten Berlin werden seit den 1980iger Jahren wenige Individuen von einer gefährdeten Berliner Population im Parzellenanbau kultiviert. Etwa über den gleichen Zeitraum beherbergt der Botanische Garten Mainz Individuen einer Mainzer Freilandpopulation zusammen mit anderen Sandtrockenrasenarten in einer Nachbildung des natürlichen Lebensraumes. Seit den 1970iger Jahren gibt es im Botanischen Garten Marburg eine Kultur im Parzellenanbau von einer *S. otites* Population aus der Umgebung von Erfurt. Von *S. chloantha* existieren derzeit nur noch 20 isolierte und zum Teil individualschwache Vorkommen in Deutschland. Mitte der 1980iger Jahre gab es an dem einzigen Berliner Standort von *S. chloantha* nur noch wenige Exemplare, daraufhin wurde dort Saatgut gesammelt und seitdem in einer Parzelle im Botanischen Garten Berlin kultiviert. Anfang der 1990iger Jahre wurden im Garten nachgezogene Jungpflanzen wieder am Naturstandort ausgepflanzt (HÖMBERG 1992), und die Population ist aufgrund von Schutzmaßnahmen seitdem stark angewachsen.

An den ex-situ Kulturen und den dazugehörigen Freilandpopulationen sowie weiteren natürlichen Populationen im Untersuchungsgebiet wurden für beide Arten getrennte, molekulargenetische Analysen durchgeführt. Dafür wurde die AFLP-Methode (amplified fragment length polymorphism: VOS et al. 1995) angewandt. Aus den mit Hilfe der AFLP-Analysen gewonnenen Daten wurden die Populationsstruktur, die genetischen Varianzen und die genetische Diversität der Populationen berechnet.

Die AFLP-Analyse dreier verschiedener Primerkombinationen von jeweils 10 natürlichen Populationen sowie den ex-situ Kulturen und entsprechenden Freilandpopulationen lieferte für *S. otites* 203 und für *S. chlorantha* 111 polymorphe Merkmale. Die natürlichen Populationen beider Arten waren im Untersuchungsgebiet stark genetisch differenziert, und geographisch benachbarte Populationen waren genetisch nicht ähnlicher als geographisch entfernte. Die genetische Diversität variierte zwischen den untersuchten Populationen. Bei *S. chlorantha* war kein Zusammenhang zwischen Populationsgröße und genetischer Diversität nachweisbar, während bei *S. otites* eine schwache Korrelation beobachtet werden konnte. Die genetische Diversität der ex-situ Kulturen beider Arten war gering, jedoch nicht geringer als bei manchen natürlichen Populationen. Der Vergleich zwischen den ex-situ Kulturen und den entsprechenden Freilandpopulationen fiel bei den beiden untersuchten Arten sehr unterschiedlich aus. Die Individuen der ex-situ Kulturen von *S. otites* waren in allen drei Fällen von denen der entsprechenden Freilandpopulation deutlich genetisch differenziert. Die genetische Diversität bei *S. otites* war in zwei Fällen - der Berliner und der Marburger ex-situ Kultur - geringer als in der entsprechenden Freilandpopulation. In den Botanischen Gärten Berlin und Marburg wurden jeweils ca. 20-30 Individuen im Parzellenanbau ohne Konkurrenz durch andere Arten mit regelmäßiger Nachzucht aus den vorhandenen Individuen kultiviert. Im Mainzer Botanischen Garten war der Verlust an genetischer Variabilität in Kultur am geringsten. Dort wurden ca. 40 Individuen in einer Anpflanzung einer Sandtrockenrasengesellschaft mit natürlicher Verjüngung kultiviert, so dass verschiedene Altersstufen ohne gezielte Selektion der Nachzucht nebeneinander wuchsen. Bei der einzigen in Deutschland langfristigen gut dokumentierten *S. chlorantha* ex-situ Kultur aus dem Botanischen Garten Berlin war keine Differenzierung zur entsprechenden Freilandpopulation zu erkennen, und die genetische Diversität der ex-situ Kultur entsprach der, der Freilandpopulation. Auch hier erfolgte ein Parzellenanbau. Bei *S. chlorantha* war im Gegensatz zu *S. otites* die Anzahl von wenigen Individuen ausreichend um die genetische Diversität im etwa gleichen Kultivierungszeitraum zu erhalten.

Unsere Ergebnisse zeigen, dass die evolutiven Vorgänge selbst zwischen ökologisch und taxonomisch ähnlichen Arten, unter etwa gleichen Kulturbedingungen (Individuenzahl, Zeitraum), sehr unterschiedlich sein können. Eine mögliche Erklärung könnten unterschiedlich schnelle Mutationsraten sowie der Einfluss der verschiedenen Reproduktionssysteme beider Arten sein. *S. otites* ist dioezisch und somit eine auskreuzende Pflanzenart, *S. chlorantha* hingegen ist hermaphroditisch und eine Selbstbestäubung konnte nachgewiesen werden. Bei auskreuzenden Pflanzenarten tritt eine genetische Verarmung und Drift schneller ein. Besonders bei geringen Individuenzahlen kann die effektive Populationsgröße durch die Ungleichverteilung der Geschlechter noch weiter herabgesetzt sein. Die künstliche Selektion durch Saatgutentnahme und regelmäßige Nachzucht beim Parzellenanbau hat wahrscheinlich die Differenzierung und genetische Verarmung der Kulturen im Botanischen Garten Berlin und Marburg beschleunigt. Das Saatgut wird oftmals nur einmal geerntet, wodurch früh oder spät fruchtende Pflanzen unberücksichtigt bleiben. Außerdem werden in der Regel nach der Keimung meist nur die stärksten Jungpflanzen für die Weiterkultivierung ausselektiert.

Unsere Untersuchung zeigt, dass ex-situ Erhaltungskulturen die Möglichkeit bieten Arten längerfristig außerhalb des natürlichen Lebensraumes zu erhalten. Für eine langfristige ex-situ Erhaltung gefährdeter Arten reicht es jedoch oftmals nicht aus, nur einige Pflanzen in Botanischen Gärten zu kultivieren (BURKART & VON DEN DRIESCH 2006), da sich mitunter eine genetische Drift und eine genetische Verarmung einstellen kann. Dies ist besonders dann der Fall, wenn nur wenige Ausgangsindividuen besammelt wurden. Besonders beim Sammeln von Saatgut für Einlagerung oder Kultivierung ist es wichtig, Saatgut zu

verschiedenen Zeitpunkten und von Pflanzen verschiedener Alters und Größenklassen zu entnehmen (ENSCONET 2009). Ferner sind Botanische Gärten, mit ihrer enormen Vielfalt kultivierter Taxa auf engstem Raum, häufig mit dem Problem konfrontiert, dass, durch die Aufhebung geographischer Barrieren unter Kulturbedingungen, der Erhalt der Identität eines Taxons immer wieder eine Herausforderung ist. Ein weiteres Problem der ex-situ Kultur kann der sog. „Genetische Flaschenhals“ darstellen, beim dem eine starke genetische Verarmung aufgrund einer Reduktion der Individuen in einer Population erfolgt (NEI et al. 1975). Solch ein Effekt tritt nicht nur unter Kulturbedingungen auf, sondern ließ sich z. B. auch bei der Berliner *S. chloantha* Freilandpopulation nachweisen. Nach dem rasanten Individuenzuwachs seit den 1980iger Jahren war die genetische Diversität hier im Vergleich zu anderen kleineren natürlichen Populationen gering, was auf die vorangegangene starke Populationsreduktion zurückzuführen ist. Dieses Beispiel zeigt, dass auch Kenntnisse über die Geschichte einer Population von Bedeutung sein können, um evolutionäre Prozesse einer Population zu verstehen und für ex-situ Belange berücksichtigen zu können. Da Veränderungen während der Kultivierung jedoch auch durch spezifische Arteigenschaften beeinflusst werden, lassen sich die modellhaften Erkenntnisse von *S. chloantha* und *S. otites* nur bedingt auf andere Arten übertragen. Deshalb bedarf es, neben der Weiterentwicklung der molekulargenetischen Untersuchungsmethoden und Analysen zur Fitness, weiterer modellhafter Untersuchungen an anderen Pflanzenarten in ex-situ Kultur, um den internationalen Verpflichtungen zum Schutz gefährdeter Pflanzenarten langfristig und effizient nachkommen zu können.

Danksagung

Besonderer Dank gilt den Fördermittelgebern dieser Untersuchung Deutsche Bundesstiftung Umwelt (DBU), Heidehofstiftung und Verein der Freunde des Botanischen Gartens und Botanischen Museums Berlin-Dahlem e.V. sowie den Mitarbeitern der Botanischen Gärten Berlin, Mainz und Marburg, insbesondere A. Titze, Botanischer Garten Marburg und R. Omlor, Botanischer Garten Mainz sowie den zuständigen Naturschutzbehörden für die Genehmigung der Probennahme.

Literatur

- ANTHONY, F.; COMBES, M.; ASTORGA, C.; BERTRAND, B.; GRAZIOSI, G. & P. LASHERMES P. (2002): The origin of cultivated *Coffea arabica* L. varieties revealed by AFLP and SSR markers.- Theoretical and Applied Genetics 104: 894-900
- BURKART, M. & M. VON DEN DRIESCH (2006): Global denken, regional handeln: Schutz der heimischen Wildpflanzen in botanischen Gärten. - Der Palmengarten 70/2: 146-157
- CHWEDORZEWSKA, K.J.; GALERA, H. & I. KOSINSKI (2008): Plantations of *Convallaria majalis* L. as a threat to the natural stands of the species: Genetic variability of the cultivated plants and natural populations. - Biological Conservation 141: 2619-2624
- ENSCONET (2009): ENSCONET Anleitung zum Sammeln von Wildpflanzensamen. -
- ETISHAM-UL-HAQ, M.; ALLNUTT, T.R.; SMITH-RAMIREZ, C.; GARDNER, M.F.; ARMESTO, J.J. & .C. NEWTON (2001): Patterns of genetic variation in in and ex situ populations of the threatened Chilean Vine *Berberidopsis corallina*, detected using RAPD markers. - Annals of Botany 87: 813-821
- FALK, D.A. & HOLSINGER, K.E. (1991): Genetics and conservation of rare plants. – Oxford (Oxford University Press)

- HAMILTON, M.B. (2004): Ex situ conservation of wild plants species: time to reassess the genetic assumptions and implications of seed banks. - *Conservation Biology* 8: 39-49
- HE, J.; CHEN, L.; SI, Y.; HUANG, B.; BAN, X. & Y. WANG (2009): Population structure and genetic diversity distribution in wild and cultivated populations of the traditional Chinese medicinal plant *Magnolia officinales subsp. biloba* (Magnoliaceae). - *Genetica* 135: 233-243
- HEINKEN, T. (2009): Populationsbiologische und genetische Konsequenzen von Habitatfragmentierung bei Pflanzen – wissenschaftliche Grundlagen für die Naturschutzpraxis. - *Tuexenia* 29: 305-329
- HÖMBERG, C. (1992): Die Ausbringung von *Silene chlorantha* (WILLD.)EHRH. als flankierende Artenschutzmaßnahme in den Baumbergen (Berlin- Heiligensee). -*Berliner Naturschutzblätter* 36: 24-31
- HONJO, M.; UENO, S.; TSUMURA, Y.; HANDA, T.; WASHITANI, I. & R. OHSAWA (2008): Tracing the origins of stocks of the endangered species *Primula sieboldii* using nuclear microsatellites and chloroplast DNA. - *Conservation Genetics* 9: 1139-1147
- IUCN (2002): IUCN technical guidelines on the management of ex-situ populations for conservation. http://cmsdata.iucn.org/downloads/2002_dec_guidelines_management_of_ex_situ_populations_for_conservation.pdf
- KORNECK, D.; SCHNITTLER, M. & I. VOLLMER (1996): Rote Liste der Farn- und Blütenpflanzen (Pteridophyta et Spermatophyta) Deutschlands. - *Schriftenreihe für Vegetationskunde* 28: 21-187
- LI, Y.Y.; CHEN, X.Y.; ZHANG, X.; WU T.Y.; LU, H.P. & Y.W. CAI (2005): Genetic differences between wild and artificial populations of *Metasequoia glyptostroboides*: implications for species recovery. - *Conservation Biology* 19: 224-231
- MILLER, A.J. & B.A. SCHAAL (2006): Domestication and the distribution of genetic variation in wild and cultivated populations of the Mesoamerican fruit tree *Spondias purpurea* L. (Anacardiaceae). - *Molecular Ecology* 15:1467-1480
- NAMOFF, S.; HUSBY, C.E.; FRANCISCO-ORTEGA, J.; NOBLICK; L.R.; LEWIS; C.E. & M.P. GRIFFITH (2010): How well does a botanical garden collection of rare palm capture the genetic variation in a wild population? - *Biological Conservation*, in press.
- NEI, M.; MARUYAMA, T. & R. CHAKRABORTY (1975): The bottleneck effect and genetic variability in populations. - *Evolution* 29: 1-10
- Tutin, T.G.; Burges, N.A.; Chater, A.O.; Edmondson, J.R.; Heywood, V.H.; Moore, D.M.; Valentine, D.H.; Walters, S.M. & D.A. Webb (1993): *Flora Europaea* Vol. 1. Psilotaceae to Platanaceae. – 2nd ed. – Cambridge (Cambridge University Press)
- VOS, P.; HOGERS, R.; BLEEKER, M. et al. (1995): A new technique for DNA fingerprinting. - *Nucleic Acids Research* 23: 4407-4414

Treffpunkt Biologische Vielfalt 10	2011	145-149	Hrsg.: Bundesamt für Naturschutz, Bonn
------------------------------------	------	---------	--

Einfluss der Bebauung auf die Libellendiversität (Odonata) in Städten

Christoph Willigalla, Thomas Fartmann

Schlagwörter: Bebauung, Innenstadt, Libellen, Stadtrand, Stadtzonen, Regenrückhaltebecken

Zusammenfassung

An 12 Regenrückhaltebecken (RRB) der Stadt Mainz konnten zwischen 2006 und 2008 mit 32 Arten 84 % der 38 im Stadtgebiet von Mainz bekannten Arten nachgewiesen werden.

Die Artenzahl war abhängig von der Größe des Gewässers und der Lage in unterschiedlichen Stadtzonen. Am Stadtrand wurden deutlich mehr Arten festgestellt als im Innenstadtbereich. Die Abundanz der Kleinlibellen korrelierte negativ mit dem Grad der Bebauung. Ab einem Bebauungsgrad von 40 % und mehr im Umkreis von 200 m um das Gewässer wurden nur noch geringe Dichten festgestellt.

Einleitung

Der Erhalt und die Förderung der Artenvielfalt ist weltweit spätestens seit der Verabschiedung des Übereinkommens über die biologische Vielfalt in Rio de Janeiro 1992 das zentrale Thema des Naturschutzes (HEYWOOD 1995). Das Ziel, den Artenrückgang bis 2010 zu stoppen, ist bisher nicht erreicht worden (BUTCHART et al. 2010, PIECHOCKI et al. 2010). Neben der Eutrophierung, dem Klimawandel und der Ausbreitung invasiver Arten wird die Urbanisierung weltweit als eine der Hauptursachen für die Gefährdung der biologischen Vielfalt angesehen (MCKINNEY 2002, OLDEN et al. 2006, HAHS et al. 2009).

Für Mitteleuropa liegen seit den 1980er Jahren Untersuchungen darüber vor, welchen Einfluss städtische Siedlungen auf Arten und Lebensräume haben (s. SUKOPP & WERNER 1982, WERNER & ZAHNER 2009). Die Mehrzahl der stadtoökologischen Studien beschäftigte sich mit terrestrischen Habitaten und Landlebewesen. Analysen zur Auswirkung von Städten auf semi-aquatische Organismen sind dagegen selten (URBAN et al. 2006, VERMONDEN et al. 2009).

Im Rahmen des Forschungsprojektes „Biodiversität und Zönosen der Libellen in Großstädten in Mitteleuropa“ werden nun die Auswirkungen der Urbanisierung auf semiaquatische Organismen am Beispiel der Libellen untersucht. Folgende Ziele werden dabei verfolgt: (1) Die Erfassung der Libellenfauna der Städte Mainz und Münster. (2) Die Sichtung und Analyse der Libellen-Stadtfaunen von Mitteleuropa zur Darstellung der Bedeutung von Städten für die Libellen-Artenvielfalt. (3) Aufzeigen wichtiger Habitattypen für die Artengruppe. Ein Schwerpunkt stellt dabei die Bedeutung von Regenrückhaltebecken dar. (4) Ermittlung von Zonen der Artenvielfalt innerhalb der Städte entlang eines urbanen Gradienten. (5) Abgrenzung von typischen Artengemeinschaften. (6) Bewertung des Einflusses der Urbanisierung auf die Libellenfauna. Ein Ergebnis, der Einfluss des Bebauungsgrades im Umfeld von Stillgewässern auf die Libellenvielfalt, wird im Folgenden vorgestellt.

Untersuchungsgebiet

Das Untersuchungsgebiet (UG) umfasst das Stadtgebiet von Mainz (Rheinland-Pfalz). Mainz hat eine Fläche von 9.775 ha. Rund 46 % nehmen Siedlungsbereiche ein. Daneben finden sich in den Siedlungsrandlagen auch Acker- und Weinbau.

Material und Methoden

Geländeerfassung

Die Untersuchungen wurden in den Jahren 2006 bis 2008 an zwölf Regenrückhaltebecken (RBB) durchgeführt. Pro Gewässer fanden im Zeitraum Mai bis September vier bis sechs jeweils einstündige Begehungen statt. Sechs Gewässer wurden innerhalb eines Jahres kartiert, an den übrigen sechs Gewässern fand die Kartierung über einen Zeitraum von zwei Jahren statt.

Die Abundanz der Imagines wurde pro Gewässer auf einer Uferlänge von 20 m erhoben. Um zu analysieren, welche Faktoren die Artenvielfalt und die Abundanz der einzelnen Arten beeinflussen, wurde neben Gewässerstrukturparametern wie Vegetationsdeckung und Beschattung auch der Bebauungsgrad der Gewässerumgebung erhoben. Eine Übersicht mit sämtlichen erhobenen Umweltparametern, deren Erfassungsmethoden und den entsprechenden Mittelwerten ist WILLIGALLA & FARTMANN (2009) zu entnehmen.

Zusätzlich wurde die räumliche Lage innerhalb der Stadt berücksichtigt. Es wurde unterschieden in (vgl. auch MCKINNEY 2002):

Umland: Gebiete, in denen noch einige Elemente und wesentliche Abläufe der Naturlandschaft erhalten sind und die noch nicht gänzlich durch die Urbanisierung überprägt sind. Anteil der Bebauung im Radius von 200 m um das Gewässer unter 10 %.

Stadtrand: Vororte und Stadtrandbereiche, Anteil der Bebauung im Radius von 200 m um das Gewässer zwischen 10 und 50 %, überwiegend ein- bis zweigeschossige Bebauung.

Innenstadt: Charakteristisch sind städtische Habitate wie Parkanlagen, Friedhöfe, Kleingärten, Stadtwälder sowie zahlreiche Kleinstrukturen (Mauern, Pflasterfugen, Altbäume, unversiegelte Wege), vornehmlich mehrstöckige Bebauung, Anteil der Bebauung im Radius von 200 m um das Gewässer über 50 %.

Statistische Auswertung

Die statistische Auswertung erfolgte mit dem Programm SPSS 17.0. Bei der Auswertung wurden die Artenzahl oder die maximal ermittelten Individuenzahlen der bodenständigen und potenziell bodenständigen Arten berücksichtigt. Um die Faktoren zu ermitteln, welche einen Einfluss auf die Artenvielfalt am Gewässer oder auf die Abundanz der einzelnen Arten haben, wurde zunächst der Maßkorrelationskoeffizient r nach Pearson berechnet. Konnte eine starke Korrelation ermittelt werden, wurde mit Hilfe eines Regressionsmodells die Abhängigkeit der Variablen zueinander dargestellt. Als Maß für die Güte der Beziehung dient das Bestimmtheitsmaß R^2 (s. LEYER & WESCHE 2007). Da die Daten normalverteilt waren (Kolmogorov-Smirnov-Test), erfolgte der Vergleich von Mittelwerten mittels T-Test bzw. ANOVA (Irrtumswahrscheinlichkeit $\alpha < 5\%$).

Ergebnisse

Insgesamt konnten an den zwölf RBB 32 Libellenarten nachgewiesen werden. Für 20 Arten wurde an mindestens einem Gewässer ein Reproduktionsnachweis erbracht. Die Anzahl der bodenständigen Arten schwankte pro Gewässer zwischen 1 und 13 Arten. Im Mittel wurden $11,1 \pm 5,8$ Arten nachgewiesen, davon $7,0 \pm 3,7$ bodenständig. An den RRB des Stadtrandes wurden durchschnittlich $9,5 \pm 3,4$ Arten pro Gewässer bodenständig nachgewiesen, an den RRB des Innenstadtbereiches dagegen nur $5,8 \pm 3,2$ Arten. Dieser Unterschied war allerdings statistisch nicht signifikant (T-Test, $T = 1,794$, $p = 0,103$). Im Umland lag kein RRB. Zwischen der Abundanz der Kleinlibellen und der Bebauung im Umkreis von 200 m um das Gewässer besteht ein negativer linearer Zusammenhang (Abb. 1). Dieser Zusammenhang ist allerdings statistisch knapp nicht signifikant. Für Großlibellen ließ sich dagegen kein linearer Zusammenhang zwischen Abundanz und Versiegelungsgrad nachweisen. Die Artenzahl nimmt linear mit der Gewässergröße zu. Der Zusammenhang ist allerdings knapp nicht signifikant ($Y = 0,001x + 4,7901$, $R^2 = 0,275$, $p = 0,08$).

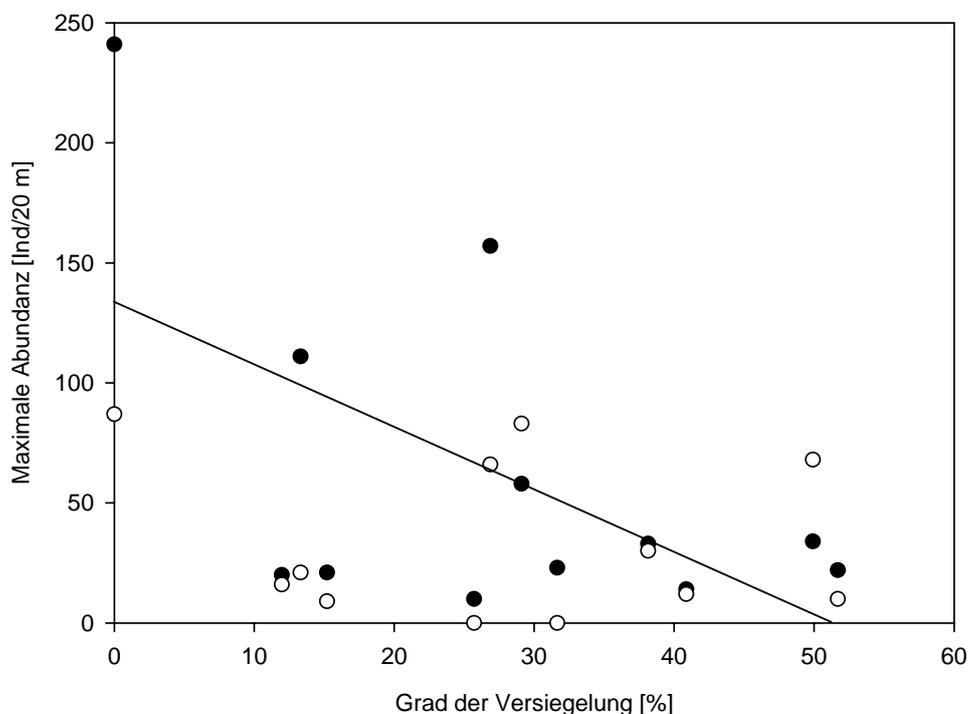


Abb. 1: Zusammenhang zwischen Bebauungsgrad und Abundanz der bodenständigen Kleinlibellen- (schwarze Kreise, durchgezogene Linie) und Großlibellenarten (weiße Kreise). Kleinlibellen: $y = -2,5958x + 134,33$, $R^2 = 0,327$, $p = 0,052$, Großlibellen: $Y = -0,3129x + 42,22$, $R^2 = 0,0227$, $p = 0,41$.

Relationship between density of buildings and abundance of indigenous damselflies (black circle, continuous line) and dragonflies (white circle). Damselflies: $y = -2.5958x + 134.33$, $R^2 = 0.327$, $p = 0.052$, Dragonflies: $Y = -0.3129x + 42.22$, $R^2 = 0.0227$, $p = 0.41$.

Diskussion

Mit 32 Arten konnten an den Regenrückhaltebecken 84 % der 38 im Stadtgebiet von Mainz bekannten Arten (WILLIGALLA 2007, CW unpubl.) nachgewiesen werden. Nur 20 (63 %) der nachgewiesenen Arten traten allerdings auch bodenständig an den RRB auf. MEIER & ZUCCHI (2000) konnten an fünf RRB der Stadt Osnabrück ebenfalls über 80 % des Osnabrücker Libellenarteninventars feststellen (22 von 27 Ar-

ten), der Anteil der bodenständigen Arten lag bei 86 %. WILLIGALLA et al. (2003) ermittelten für das Stadtgebiet von Münster insgesamt 27 Arten (Anteil von 61 % am Münsteraner Artenspektrum), von denen 22 bodenständig an den RRB (81 %) waren. Damit stellen Regenrückhaltebecken einen wichtigen Lebensraum für Libellen innerhalb von Städten dar.

OSTERGAARD et al. (2008) zeigten an Regenrückhaltebecken im Staat Washington (USA) bei Amphibien, dass die durchschnittliche Artenzahl signifikant höher war in Becken mit einem Bebauungsgrad unter 25 % im Umkreis von 1.000 m um das Gewässer im Vergleich zu Gewässern mit einem stärker bebauten Umland. In der vorliegenden Studie war die mittlere Artenzahl der Libellen am Stadtrand im Vergleich zur Innenstadt höher. Vermutlich aufgrund des geringen Stichprobenumfangs war dieser Unterschied aber nicht statistisch signifikant. HANDKE et al. (1986) konnten für die Stadt Saarbrücken die höchsten Artenzahlen in den Siedlungsrandbereichen feststellen. SCHLÜPMANN (2001) kommt für die Stadt Hagen zu vergleichbaren Ergebnissen.

Die Abundanz der Libellen, insbesondere der Kleinlibellen, geht mit dem Grad der Bebauung zurück. Ab einem Bebauungsgrad von 40 % und mehr im Umkreis von 200 m um das Gewässer werden nur noch geringe Dichten erreicht (Kleinlibellen: 25 Individuen/20 m, Großlibellen: 30 Individuen/20 m). Mit zunehmender Bebauung dürften das Angebot an Jagdhabitaten und somit auch das Angebot an Nahrung für die Imagines deutlich reduziert sein. Zur Deckung des Nahrungsbedarfs müssen größere Strecken zurückgelegt (was nur teilweise möglich ist), was einen höheren Energieverbrauch und eine verringerte Fitness zur Folge hat. Zudem besteht gerade bei den Kleinlibellen als bodennahen Fliegern besonders im innerstädtischen Bereich die große Gefahr des Unfalltodes durch den Straßenverkehr.

Literatur

- BUTCHART, S.H.; WALPOLE, M.; COLLEN, B. et al. (2010): Global Biodiversity: Indicators of Recent Declines. - *Science* 328: 1164-1168
- HAHS, A.K.; McDONNELL, M.J.; MCCARTHY, M.A.; VESK, P.A.; CORLETT, R.T.; NORTON, B.A.; CLEMANTS, S.E.; DUNCAN, R.P.; THOMPSON, K.; SCHWARTZ, M.W. & N.S. WILLIAMS (2009): A global synthesis of plant extinction rates in urban areas. - *Ecolgy letters* 12: 1-9
- HANDKE, K.; KALMUND, P. & A. DIDION (1986): Die Libellen des Saarbrücker Raumes. - *Libellula* 5: 95-112
- HEYWOOD, V.H. (ed.) (1995): Global biodiversity assessment. Cambridge University Press for UNEP [United Nations Environment Programme]. - Cambridge
- LEYER, I. & K. WESCHE (2007): *Multivariate Statistik in der Ökologie*. -Berlin (Springer)
- MCKINNEY, M.L. (2002): Urbanization, biodiversity, and conservation. - *BioScience* 52: 883-890
- MEIER, C. & H. ZUCCHI (2000): Zur Bedeutung von Regenwasserrückhaltebecken für Libellen (Odonata) – ein Beitrag zum urbanen Artenschutz. - *Osnabrücker Naturwissenschaftliche Mitteilungen* 26: 153-166
- OLDEN, J.D.; POFF, N.L. & M.L. MCKINNEY (2006): Forecasting faunal and floral homogenization associated with human population geography in North America. - *Biological Conservation* 127: 261-271

- OSTERGGAARD, E.; RICHTER, K. & S. WEST (2008): Amphibian Use of Stormwater Ponds in the Pudget Lowlands of Washington, USA. - In: MITCHELL, J., BROWN, R. & B. BARTHOLOMEW (eds.): Urban Herpetology: 259-270
- PIECHOCKI, R.; STADLER, J. & H. KORN (2010): Das „2010-Ziel“ – auch in Deutschland verfehlt? - Natur und Landschaft 85(7): 274-281
- SCHLÜPMANN, M. (2001): Die Libellenfauna urbaner Lebensräume am Beispiel der Stadt Hagen. - Dortmunder Beiträge zur Landeskunde 35: 191-216
- SUKOPP, H. & P. WERNER (1982) Nature in Cities: a report and review of studies and experiments concerning ecology, wildlife and nature conservation in urban and suburban areas. - Nature and environment series 28, Council of Europe, Strasbourg.
- URBAN, M.C.; SKELLY, D.K.; BURCHSTED, D.; PRICE, W. & S. LOWRY (2006): Stream communities across a rural-urban landscape gradient. - Diversity and distributions 12: 337-350
- VERMONDEN, K.; LEUVEN, R.S.; VAN DER VELDE, G.; VAN KATWIJK, M.M.; ROELOFS, J.G. & A.J. HENDRIKS (2009): Urban drainage systems: An undervalued habitat for aquatic macroinvertebrates. - Biological Conservation 142: 1105-1115
- WERNER, P. & R. ZAHNER (2009): Biologische Vielfalt und Städte. Eine Übersicht und Bibliographie. - BfN-Skripten 245: 1-129
- WILLIGALLA, C. & T. FARTMANN (2009): Die Libellenfauna der Regenrückhaltebecken der Stadt Mainz (Odonata). - Libellula 28(3/4): 117-137
- WILLIGALLA, C. (2007): Zusammensetzung der Libellenfauna der Stadt Mainz im Zeitraum der letzten 30 Jahre (Insecta: Odonata). - Fauna und Flora in Rheinland-Pfalz 11: 175-190
- WILLIGALLA, C.; KRONSHAGE, A. & N. MENKE (2003) Naturschutzbedeutung von Regenrückhaltebecken – Dargestellt am Beispiel der Libellen in Münster/Westfalen. - Naturschutz und Landschaftsplanung 35: 83-89

Treffpunkt Biologische Vielfalt 10	2011	151-155	Hrsg.: Bundesamt für Naturschutz, Bonn
------------------------------------	------	---------	--

Möglichkeiten und Herausforderungen von grenzüberschreitenden Schutzgebieten

JANINA KLEEMANN

Schlagwörter: Grenzüberschreitende Schutzgebiete, Möglichkeiten, Herausforderungen, grenzüberschreitende Kooperation

1 Hintergrund

220.000 km Grenze trennen weltweit Tiere, Pflanzen, Ökosysteme und Menschen voneinander. Die Auswirkungen dieser aus ökologischer Sicht willkürlichen Trennung wurde bisher wenig untersucht. Die Routen wandernder Arten werden unterbrochen, ökosystemare Prozesse gestört, aber auch die menschliche Gesellschaft voneinander separiert. Grenzregionen liegen meist fernab von politischen und wirtschaftlichen Zentren und die Menschen leben oft in Armut. Eine dünne Besiedlung ermöglicht allerdings auch Rückzugsgebiete für Tier- und Pflanzenarten, die vor allem durch Habitatzerschneidung vom Aussterben bedroht sind. Daher sind Grenzregionen wahre „Hot Spots“ der Biodiversität. Um der Flora und Fauna an Grenzen ein größeres Areal zur Verfügung zu stellen und die steigenden anthropogenen Einflüsse einzudämmen, bedarf es besonderer Schutzmaßnahmen. Kooperationen zwischen verschiedenen Ländern sind notwendig, um grenzüberschreitende Schutzgebiete zu schaffen. Aber es gibt nicht nur Vorteile für die Natur sondern auch für die dort lebenden Menschen, für die Politik und sogar die Wirtschaft.

2 Forschungsschwerpunkt

Die Convention on Biological Diversity fordert Vertragsparteien auf, bis 2011/2012 grenzüberschreitende Schutzgebiete zu schaffen, um die regionale sowie internationale Kooperation zum Schutz und der nachhaltigen Nutzung der biologischen Vielfalt zu fördern (Goal 1.3, CBD Programme of Work on Protected Areas und Artikel 5, CBD).

Ein grenzüberschreitendes Schutzgebiet ist nach Definition der IUCN: „An area of land and/or sea that straddles one or more boundaries between states, sub-national units such as provinces and regions, autonomous areas and/or areas beyond the limits of national sovereignty or jurisdiction, whose constituent parts are especially dedicated to the protection and maintenance of biological diversity, and of natural and associated cultural resources, and managed co-operatively through legal or other effective means“ (SANDWITH et al 2001). Mein Forschungsschwerpunkt bezieht sich auf die Möglichkeiten und Herausforderungen grenzüberschreitender Schutzgebiete. Dabei wurden in eine qualitative Meta-Analyse mit dem Computerprogramm Atlas.ti die ökologischen, ökonomischen, politischen und sozialen Aspekte von grenzüberschreitender Schutzgebieten und Kooperationen untersucht. Aus über 200 Publikationen wurden 26 Fallbeispiele aus verschiedenen Gebieten der Welt mit unterschiedlichen Gebietsgrößen und Schutzgebietskategorien herausgesucht, um möglichst divers die Möglichkeiten und Herausforderungen zu erfassen. Die Schutzgebiete sollten 100.000 km² nicht überschreiten und zwischen zwei bis vier unabhängigen Staaten liegen.

3 Ergebnisse

Die Vor- und Nachteile grenzüberschreitender Schutzgebiete stehen im engen Kontakt mit den ökologischen, ökonomischen, politischen und sozialen Gegebenheiten. So facettenreichen die möglichen Vorteile grenzüberschreitender Schutzgebiete sind, so divers sind die zu erwartenden Probleme. Trotz dessen eröffnen grenzüberschreitende Schutzgebiete einen neuen Ansatz im Naturschutz, die eine Bewältigung der politischen, sozialen und vor allem organisatorischen Herausforderungen rechtfertigen. Der ganzheitliche Ansatz im Arten- und Naturschutz ist notwendig, um Arten mit großem Raumanspruch und wandernde Arten langfristig zu schützen.

Grenzüberschreitende Kooperationen unterstützen den Austausch von Experten, Personal und Ausstattung und ermöglichen damit einen Austausch von Wissen, Fähigkeiten und Technik für ein verbessertes und kosteneffizientes Management. Das bedeutet auch, dass strukturschwache Schutzgebiete von der guten Ausstattung und vom Bekanntheitsgrad der Nachbartschutzgebiete profitieren (SHONGWE 2006). Ökologische Korridore mildern den anthropogenen Druck auf die Schutzgebiete und ermöglichen den genetischen Austausch von Populationen.

Der gemeinsame Artenschutz, aber auch grenzüberschreitende Probleme wie Urbanisierung und Umweltverschmutzung können den Beginn einer Kooperation über Grenzen hinweg bedeuten. Handelsbeziehungen und Allianzen in anderen Themenbereichen können folgen. Die Zusammenarbeit im Naturschutz hat das Potenzial der Annäherung politisch zerstrittener Länder („Environmental Peacemaking“). Zudem entzerren Schutzgebiete die Frage der Grenzlinie in dichten Wäldern oder bei dynamischen Grenzen wie Flüssen. Die sogenannten Peace Parks symbolisieren neben dem Naturschutzgedanken auch den sozialen Aspekt des Friedens zwischen verfeindeten Ländern. Auch ungleich verteilte Ressourcen wie der Zugang zu Wasser bergen Konfliktpotenzial. Kooperationen ermöglichen bessere Absprachen. Zudem eröffnet grenzüberschreitendes Ressourcenmanagement die Möglichkeiten der Einbeziehung der Lokalbevölkerung. Wichtig dabei ist ein entsprechender institutioneller, sozialer und ökonomischer Rahmen mit definierten Zugehörigkeiten als auch Sanktionen, Einschluss- und Ausschlusskriterien (VAN DER LINDE et al. 2001).

Zudem kann die Lokalbevölkerung an den Einnahmen aus dem Tourismus beteiligt werden, denn ein grenzüberschreitendes Schutzgebiet gewinnt an Attraktivität durch die Verknüpfung verschiedener Ökosysteme und touristischer Ziele sowie einem unkomplizierten Grenzübertritt. In der freien Grenzüber-schreitung liegt allerdings auch das Problem des illegalen Grenzübertritts von Schmugglern und Immigranten. Liegt eine hohe Wahrscheinlichkeit von illegalen Aktivitäten vor, kann eine erkennbare Schutzgebiets-Außengrenze (wie z. B. eine Einzäunung) für mehr Übersicht sorgen (TANNER et al. 2007). Diese Grenze darf aber nicht mit der nationalen Außengrenze verwechselt werden. Ansonsten sind gemeinsame Patrouillengänge notwendig, um eine Zunahme von illegalen Aktivitäten entgegenzuwirken. Wie man an dem Beispiel erkennt, werden Fragen der Souveränität tangiert. Besonders schwierig ist es in Europa zwischen EU- und Nicht-EU-Ländern zu kooperieren (VASILEVICH 2009). Um Angelegenheiten auf hoher politischer Ebene aus dem Weg zu gehen, kann mit der Kooperation auf informeller Ebene zwischen den Mitarbeitern begonnen werden. Die politische Zustimmung wäre aber sehr hilfreich, ebenso in Bezug auf die finanzielle Unterstützung.

Auch Nicht- Regierungsorganisationen (NGO's) leisten einen wichtigen Beitrag hinsichtlich der finanziellen und materiellen Ausstattung. Sie stellen kompetente Leute mit internationalen Erfahrungen zur Verfügung. NGO's fungieren als neutraler Vermittler zwischen politischen Entitäten. Sie initiieren eine erste Annäherung der Länder durch grenzüberschreitende Projekte. Leider gehen auch diese Projekte meist nicht über eine mittelfristige Finanzierung hinaus. Grenzüberschreitende Projekte sind zudem langwierig und bedürfen einer stetigen Finanzierung. Die Annäherung der Länder braucht Zeit, um gegenseitiges Vertrauen und Verständnis aufzubauen. Daher ist eine langfristige und permanente Finanzierung ein zentrales Anliegen.

Da die Länder eine meist unterschiedliche historische Entwicklung durchlaufen haben, unterscheiden sie sich in Kultur, Sprache und politischem Regime. Letzteres kann eines der größten Hindernisse darstellen, denn unterschiedliche oder sogar konträre Gesetze können dazu führen, dass keine gemeinsame Basis und damit kein ganzheitlicher Ansatz gefunden wird. Kooperationen werden eingeschränkt und können nur zu speziellen Themengebieten stattfinden. Verschiedene politische Strukturen geben der Schutzgebietsverwaltung eine unterschiedliche Kompetenz, was eine gemeinsame Absprache auf der untersten Ebene zwischen den Mitarbeitern erschwert (BACKES 2005). Entscheidungen können nur mit großer zeitlicher Verzögerung getroffen werden. Biodiversitätsschutz hingegen braucht ein flexibles Management, das an dynamische Ökosysteme angepasst ist. Daher können unterschiedliche politische Voraussetzungen zu einer verminderten Effektivität im Naturschutz führen. Da es weltweit keine einheitlich anerkannte Definition für grenzüberschreitende Schutzgebiete gibt (SANDWITH et al. 2001), sollten relevante internationale Konventionen (Convention on Biological Diversity, Convention on Migratory Species) von den betroffenen Ländern umgesetzt worden sein, damit die grundsätzliche Einstellung zum Natur- und Artenschutz geklärt ist.

Auftretende Missverständnisse und kulturelle Vorurteile können nur mit nachsichtigem, respektvollem Verhalten entgegengewirkt werden. Geeignete Gegenmaßnahmen sind vor allem regelmäßige Treffen und gemeinsame Aktivitäten, um eine Annäherung zu ermöglichen. Übersetzer oder mehrsprachige Dokumente können bei verschiedenen Sprachen auf Dauer nicht aushelfen. Den Sprachschwierigkeiten entgegnet man am besten mit Weiterbildungsmaßnahmen und mit der Beachtung sprachlicher Kompetenzen bei Neueinstellungen. Koordinatoren, die für den Informationsaustausch zwischen den Ländern zuständig sind, beschleunigen die Kommunikation zwischen den Mitarbeitern, denn die Angestellten sind meist mit den nationalen Aufgaben voll ausgelastet (BACKES 2005).

Mehrsprachige Ausführungen von Informationsmaterial für Touristen hingegen sind sinnvoll. Ebenso wichtig sind ein einheitliches Auftreten (z. B. ein gemeinsames Logo) und grenzüberschreitende Wanderwege, die ein Gemeinschaftsgefühl nach außen vermitteln.

Das öffentliche Erscheinungsbild ist dennoch durch die Medien einfacher zu gestalten, als auf der Ebene des Managements auf eine gemeinsame Basis zu kommen. Managementpläne und Zonierung des Gebiets müssen aufeinander abgestimmt werden, um Intensivnutzung neben strikten Naturschutzzonen zu vermeiden, was besonders bei einem unterschiedlichen Schutzstatus und divergierenden wirtschaftlichen Interessen schwierig ist (VASILEVICH 2009). Bei grenzüberschreitenden Biosphärenreservaten ist es wichtig, die Lokalbevölkerung bei der Zonierung miteinzubeziehen, damit nicht internationale Interessen den Interessen der Anwohner entgegenstehen. Unklare Zuständigkeiten und gegeneinander laufende Interessen sind bekanntlich allgemein in Großschutzgebieten ein Problem (STOLL-KLEEMANN et al. 2010). Da

dies in doppelter Hinsicht geschieht, nämlich beiderseits der Grenze, kann ein grenzüberschreitendes Großschutzgebiet in der praktischen Umsetzung sehr komplex werden.

Wichtig ist es, gemeinsame Ziele von vornherein klar zu definieren und kompromissbereit zu sein. Die Parkverwaltung muss sich trauen, die Herausforderungen anzunehmen. Gegenseitiges Vertrauen, ein hohes Maß an Motivation, aber auch Nachsicht bezüglich der unterschiedlichen Kultur und Sprache bilden die Grundlage für ein gemeinsames Schutzgebiet.

Die gemeinsame Organisation von grenzüberschreitenden Schutzgebieten kann als hohe Schule des Schutzgebietsmanagement bezeichnet werden, denn zu den nationalen Schutzgebietsproblemen kommen noch die Schwierigkeiten der internationalen Unterschiede hinzu. Dabei treten Hindernisse auf, die derzeit nur in einem querschnittsorientierten Ansatz in Absprache mit der Politik gelöst werden können.

4 Fazit

Die Zukunft von grenzüberschreitenden Schutzgebieten ist angesichts der Herausforderungen bis in höchste politische Ebenen offen. Oft kommt ein grenzüberschreitendes Schutzgebiet nicht über den Informationsaustausch oder ein schriftliches Übereinkommen hinaus, da die politischen Zwänge und administrativen Herausforderungen überwiegen. Es müssen Mechanismen gefunden werden, die eine politische Abhängigkeit verhindern. Kleine privat geführte Schutzgebiete in Südamerika funktionieren auch über Grenzen hinweg, ohne dass politisch sensitive Bereiche tangiert werden. Allerdings muss auch hier die politische Zustimmung in Form von gesetzlichen Rahmenbedingungen vorliegen (BUDOWSKI et al. 2003). Wenn vor allem die politischen und administrativen Bedingungen stimmen, erweitern grenzüberschreitende Schutzgebiete den Horizont möglicher Maßnahmen für den Naturschutz und geben in gleicher Weise sozialen, politischen und ökonomischen Aspekten eine Perspektive.

5 Literatur

- BACKES, M. (2005): Die grenzüberschreitende Zusammenarbeit im Biosphärenreservat Pfälzerwald - Vosges du Nord: Diplomarbeit. – Trier (Universität Trier)
- BUDOWSKI, G.; ACEVEDO, C.; ABED, S.; PINAZZO, J.; ABED, P.; AYALA, R.; CORTEZ, C.; SANJINÉS, V. et al. (2003): The Effort of the Private Sector in the Protection of Transboundary Areas, The “*El Corbalán-Cañada El Carmen*” Private Transboundary Conservation Area between Bolivia and Paraguay: paper for the World Parks Congress, Durban, South Africa. -
- VAN DER LINDE, H.; OGLETHORPE, J.; SANDWITH, T.; SNELSON, D.; TESSEMA, Y. et al. (2001): Beyond Boundaries: Transboundary Natural Resource Management in Sub-Saharan Africa. – Washington (Biodiversity Support Program)
- SANDWITH, T.; SHINE, C.; HAMILTON, L.; SHEPPARD, D. et al. (2001): Transboundary Protected Areas for Peace and Co-operation. - Best Practice Protected Area Guidelines, Vol. 7. – Gland.
- SHONGWE, L.B. (2006): The Implications of Transfrontier Conservation Areas: a Comparative Policy Analysis Study of Sustainable Development in South Africa between the Great Limpopo Transfrontier Conservation Area and Lubombo Transfrontier Resource Area. – Pretoria (Universität Pretoria)

- STOLL-KLEEMANN, S.; DE LA VEGA-LEINERT, A.C.; SCHULTZ, L. et al. (2010): The role of community participation in the effectiveness of UNESCO Biosphere Reserve management : evidence and reflections from two parallel global surveys. - *Environmental Conservation* 37(1): 1-12
- TANNER, R.; FREIMUND, W.; HAYDEN, B.; DOLAN, B. et al. (2007): The Waterton- Glacier International Peace Park: Conservation amid Border Security, in *Peace Parks-Conservation and Conflict Resolution*. - MIT Press
- VASILEVICH, H. (2009): Cooperation between Białowieża NP and Bielavieskaja Pušča NP: perspective of creation of interstate PA: Masterarbeit. – Klagenfurt (University of Klagenfurt)

World Heritage Cultural Landscapes and IUCN Categorized Protected Areas – Relations and Perspectives

GUNNAR FINKE

keywords: Cultural Landscapes, Protected Areas, Natural and Cultural Heritage, Biodiversity

The ‘Scapes’ of World Heritage and Protected Areas

The concept of protecting places because of their inherent value has old origins that can be traced back all along humankind’s history. In recent times, the valuing of such sites has found a new impetus through its subsumption in the modern facet of legislatively framed nature protection schemes. At first, these had been initiated nationally, followed by diverse international frameworks.

Since 1992 cultural landscapes considered to be of outstanding universal value can be nominated as a form of cultural property by States Parties for inclusion on the World Heritage List under four different categories (fig. 1) as “the combined works of nature and man” (UNESCO 1972, p. 2).

CULTURAL LANDSCAPE CATEGORY	DESCRIPTION
(I)	The most easily identifiable is the clearly defined landscape designed and created intentionally by man . This embraces garden and parkland landscapes constructed for aesthetic reasons, which are often (but not always) associated with religious or other monumental buildings and ensembles.
(II)	The second category is the organically evolved landscape . This results from an initial social, economic, administrative, and/or religious imperative and has developed its present form by association with and in response to its natural environment. Such landscapes reflect that process of evolution in their form and component features. They fall into two sub-categories: a) a relict (or fossil) landscape is one in which an evolutionary process came to an end at some time in the past, either abruptly or over a period. Its significant distinguishing features are, however, still visible in material form. b) a continuing landscape is one which retains an active social role in contemporary society closely associated with the traditional way of life, and in which the evolutionary process is still in progress. At the same time it exhibits significant material evidence of its evolution over time.
(III)	The final category is the associative cultural landscape . The inscription of such landscapes on the World Heritage List is justifiable by virtue of the powerful religious, artistic or cultural associations of the natural element rather than material cultural evidence, which may be insignificant or even absent.

Fig. 1: Cultural landscape categories and definitions under the World Heritage Convention (UNESCO 2008, Annex 3, I. 10).

Global efforts to conserve such landscapes under the World Heritage Convention of the United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization (UNESCO) are closely related to the recognition within the nature conservation movement that cultural landscapes possess significant natural values (PHILLIPS 1995, 1998). The safeguarding of cultural landscapes, which are characterized through the interaction between human and nature, provides for the conservation of their inherent biodiversity (UNESCO 2008; PHILLIPS & STOLTON 2008). At the same time, such humanized landscapes reflect the cultural and spiritual relationships of humans with nature as well as the cultural, intangible dimension to biodiversity conservation, namely cultural diversity (UNESCO 2002; RÖSSLER 2006; MITCHELL et al. 2009). Cultural landscapes therefore play an important role in providing a multitude of ecosystem services, especially cultural and amenity services (DE GROOT & RAMAKRISHNAN 2005).

As an expert advisor to the World Heritage Committee, the International Union for Conservation of Nature (IUCN) takes an active interest in the natural values of cultural landscapes, working with the International Council on Monuments and Sites (ICOMOS) as the leading body on all cultural aspects of the World Heritage Convention. The important role of IUCN in the conservation of natural heritage appears also in relation to the international IUCN protected area management category system, which provides an international standard “for global and regional accounting and comparisons between countries, using a common framework for the collection, handling and dissemination of protected areas data” (PHILLIPS 2007, p. 5). The IUCN protected area definition is the most valued and internationally used description, employed for instance by the United Nations (UN) in the preparation of the UN List of Protected Areas (CHAPE et al. 2008). It reads as follows:

“A clearly defined geographical space, recognised, dedicated and managed, through legal or other effective means, to achieve the long-term conservation of nature with associated ecosystem services and cultural values” (DUDLEY 2008, p. 8).

While the definition presents a joint set of objectives for protected areas, the IUCN has identified the following six protected area categories (of which category I is split into two sub-categories: Ia and Ib), which classify and distinguish differences among such areas regarding the diverse natural circumstances and contiguous management approaches (DUDLEY 2008):

- Ia Strict nature reserve
- Ib Wilderness area
- II National Park
- III Natural monument and feature
- IV Habitat/species management area
- V Protected landscape/seascape
- VI Protected area with sustainable use of natural resources

The IUCN protected area management categories have furthermore grown to serve as the global framework for facilitation of the Programme of Work on Protected Areas (POWPA) set up by the Convention on Biological Diversity (CBD). This programme of work was adopted after significant technical and scientific input from the 5th IUCN World Parks Congress, organized by the IUCN World Commission on

Protected Areas (WCPA). Its aim is to improve the coverage and management of protected areas, thereby meeting the rising need for enduring, active, effective and adaptive in-situ conservation management strategies (CBD 2004).

Research Project

The IUCN protected area categories system considers the important role of protected (cultural) landscapes through the integration of several categories that specifically include and aim at the protection of humanly altered areas (DUDLEY 2008). Category V protected landscapes/seascapes, for instance, illustrate the significance such places hold through their inherent human/nature interaction that has produced characteristic ecologically, biologically, culturally and scenically important nature conservation values (PHILLIPS 2002). Within the World Heritage framework, the IUCN has accordingly identified numerous natural heritage qualities that cultural landscapes may hold. These include the conservation of natural and semi-natural systems and of biodiversity in wild nature and farming systems within sustainable land/sea use complexes (IUCN 2006). There is hence mounting evidence of strong linkages between World Heritage cultural landscapes and protected areas (PHILLIPS 2003; RÖSSLER & MITCHELL 2005; RÖSSLER 2006). Initial studies by PHILLIPS (2005) accordingly have resulted in the observation that World Heritage cultural landscapes often appear to overlap or partially coincide with IUCN categorised protected areas.

Hitherto, the extent of overlap – both conceptually and spatially, in theory and in practice – between World Heritage cultural landscapes and the various IUCN protected area management categories has not been described and analysed in detail. With the increasing number of cultural landscapes on the World Heritage List, there is furthermore a growing need for agreed guiding principles concerning their conservation and for an exchange on related approaches regarding their management and governance (MITCHELL et al. 2009). It is not clear yet in how far protected area management and governance integrates in practice with the management and governance of World Heritage cultural landscapes.

This research project thus aims to establish the degree to which there is a correlation between the World Heritage listed cultural landscapes and the protected areas categorised through the international system of the IUCN. The analysis will cover (i) the conceptual similarities and differences, (ii) an area-based empirical examination regarding spatial overlap, and (iii) the practical integration that occurs ‘on the ground’.

The project is carried out at the Institute of Landscape Management at the University of Freiburg in collaboration with the Protected Landscapes Specialist Group of the WCPA from April to October 2010.

Methodological framework

The research requires a gradual approach that involves a range of different components, which are discussed consecutively and described below in fig. 2.

In the first phase of the research, an analysis of the distinguishing and common conceptual characteristics of World Heritage cultural landscapes and the IUCN protected area management categories is carried out through a literature review with reference to selected World Heritage cultural landscapes.

The second phase includes an analysis of the spatial overlap between the World Heritage cultural landscapes under the four different subcategories set out in fig. 1 and the respective protected areas classified

under the relative IUCN management categories. This research phase involves a range of different steps and integrates multiple sources of evidence:

- Assignment of cultural landscape subcategories to the World Heritage listed properties
- Analysis of World Heritage dossiers (e.g. World Heritage technical evaluations)
- Spatial analysis – based on the World Database on Protected Areas
- Verification with involved management authorities, agencies and protected area experts

The third phase, which takes into account the results of the first two phases, focuses on several case studies. The case study areas are selected under the premise that the World Heritage cultural landscapes overlap spatially with protected areas that are categorized within the IUCN framework. The case study design integrates a boundary-by-boundary analysis and semi-structured interviews. Its aim is to achieve a detailed understanding of the interactions between the organizational structures as well as the managerial and governance processes of World Heritage cultural landscapes and the management and governance of the corresponding protected area(s).

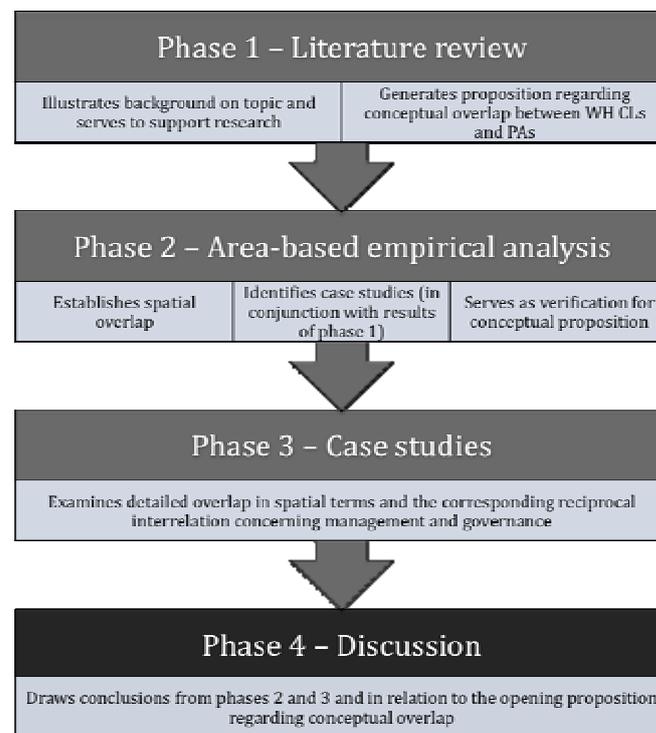


Fig. 2: Phases of research and corresponding objectives.

Finding the Interface

The two frameworks of World Heritage and IUCN protected areas show fundamental conceptual differences. These are primarily concerned with the geographical scope and the character of areas they apply to.

The principal criterion of outstanding universal value for World Heritage sites constitutes the most important distinguishing factor. The global protected areas categories system and its definition are meant for sub-national and national application: Protected areas are deemed to deserve protection because of a local,

sub-national or national interest, and many are of international importance as well. The safeguarding of World Heritage cultural landscapes, on the other hand, is considered worthy due to their universal importance, which transcends such national or sub-national boundaries both spatially and temporally. Hence, the World Heritage Convention focuses on areas that are of protection value on a much higher level of comparative significance.

Despite this important divergence, there are broad theoretical overlaps. The protection of cultural landscapes, for instance, focuses on integrated natural and cultural heritage conservation in spatial terms as much as protected areas do. Such heritage landscapes thus clearly link to the integrity as well as protection and management requisites that most of the natural World Heritage sites possess because of their status as protected areas.

On this basis, it is argued that effective management systems and the integrity requirements pertaining to cultural landscapes equate in many ways to the pre-requisites of protected areas. Furthermore, many of the World Heritage listed cultural landscapes appear to hold considerable biodiversity conservation values, evident in their status as protected areas (PHILLIPS 2005). Hence, as shown by DUDLEY (2008) and BADMAN & BOMHARD (2008) for natural and mixed World Heritage sites, there are not merely significant associations between these two types of World Heritage and IUCN categorized protected areas. Rather, important and mutually reinforcing interrelations also occur in relation to World Heritage cultural landscapes and protected areas but even to other international designations like UNESCO biosphere reserves. Accordingly, it is likely that protected area management and governance integrates at many places 'on the ground' with the management and governance of World Heritage cultural landscapes.

The forthcoming results of the research project will help to strengthen cooperation and exchange among the institutions that are involved in the integrated management and conservation of the natural and cultural heritage.

References

- BADMAN, T. & B. BOMHARD (2008): World Heritage and Protected Areas.- Gland (IUCN)
- CBD (2004): Decisions Adopted by the Conference of the Parties to the Convention on Biological Diversity at Its Seventh Meeting. Programme of Work on Protected Areas. Decision VII/28. SCBD Document: UNEP/CBD/COP/DEC/VII/28. - Montreal (CBD)
- CHAPE, S.; SPALDING, M. & M. JENKINS (eds) (2008): The World's Protected Areas. Status, Values and Prospects in the 21st Century. - Berkeley (University of California Press)
- DE GROOT, R. & P.S. RAMAKRISHNAN (2005): Cultural and Amenity Services. - In: HASSAN, R., SCHOLLES, R. & N. ASH (eds.): Ecosystem and Human Well-Being: Current State and Trends, Volume 1 (Chapter 17). The Millennium Ecosystem Assessment Series. – Washington (Island Press): 455-476
- DUDLEY, N. (ed.) (2008): Guidelines for Applying Protected Area Management Categories.- Gland (IUCN)
- IUCN (2006): IUCN Evaluation of World Heritage Nominations: Guidelines for Reviewers of Cultural Landscapes – The Assessment of Natural Values in Cultural Landscapes. A Note by IUCN. - Gland (IUCN)

- MITCHELL, N.; RÖSSLER, M. & P. TRICAUD (eds.) (2009): World Heritage Cultural Landscapes – A Handbook for Conservation and Management. World Heritage Papers No. 26. - Paris (UNESCO World Heritage Centre)
- PHILLIPS, A. (1995): Cultural Landscapes: An IUCN Perspective. - In: VON DROSTE, B., PLACHTER, H. & M. RÖSSLER (eds.): Cultural Landscapes of Universal Value. Components of a Global Strategy. - Jena (Fischer): 380-392
- PHILLIPS, A. (1998): The nature of cultural landscapes – a nature conservation perspective. - Landscape Research, 23(1): 21-38
- PHILLIPS, A. (2002): Management Guidelines for IUCN Category V Protected Areas. Protected Landscapes/Seascapes. WCPA Best Practice Protected Area Guidelines Series No. 9. – Gland (IUCN)
- PHILLIPS, A. (2003): Cultural Landscapes: IUCN’s Changing Vision of Protected Areas. - In: UNESCO: Cultural Landscapes: The Challenges of Conservation. World Heritage Papers No. 7. - Paris (UNESCO World Heritage Centre): 40-49
- PHILLIPS, A. (2005): Landscape as a meeting ground: Category V Protected Landscapes/Seascapes and World Heritage Cultural Landscapes. - In: BROWN, J.; MITCHELL, N. & M. BERESFORD, M. (eds.): The Protected Landscape Approach: Linking Nature, Culture and Community. – Gland (IUCN): 19-35
- PHILLIPS, A. (2007): A Short History of the International System of Protected Area Management Categories. Paper prepared for the WCPA Task Force on protected area categories.
- PHILLIPS, A. & S. STOLTON (2008): Protected landscapes and biodiversity values: an overview.- In: AMEND, T.; BROWN, J.; KOTHARI, A.; PHILLIPS, A. & S. STOLTON (eds.): Protected Landscapes and Agrobiodiversity Values. Values of Protected Landscapes and Seascapes, 1. – Heidelberg (Kasperek): 8-21
- RÖSSLER, M. & N. MITCHELL (2005): Linkages in the Landscape/Seascape: Landscape Linkages Beyond Boundaries?. - In: PATRY, M. (ed.): World Heritage at the Vth IUCN World Parks Congress. World Heritage Reports No. 16. - Paris: (UNESCO World Heritage Centre): 23-26
- RÖSSLER, M. (2006): World Heritage Cultural Landscapes: A UNESCO Flagship Programme 1992 – 2006. - Landscape Research 31(4): 333-353
- UNESCO (1972): Convention concerning the Protection of the World Cultural and Natural Heritage. Adopted by the General Conference of the United Nations Educational, Scientific and Cultural Organisation at its Seventeenth Session, Paris, 16 November.
- UNESCO (2002): Universal Declaration on Cultural Diversity. Adopted by the General Conference of United Nations Educational, Scientific and Cultural Organisation at its Thirtyfirst Session, Paris, 2 November.
- UNESCO (2008): Operational Guidelines for the Implementation of the World Heritage Convention. – Paris (UNESCO World Heritage Centre)

Treffpunkt Biologische Vielfalt 10	2011	163-170	Hrsg.: Bundesamt für Naturschutz, Bonn
------------------------------------	------	---------	--

-Vernetzung von Habitaten und Akteuren: Untersuchungen zur regionalen Dynamik einer Pflanzenart als Beitrag zu einem dynamischen, integrativen und transdisziplinären Artenschutz

BIRGIT SEIFERT, MARKUS FISCHER

Schlagwörter: Biotopverbund, Habitatfragmentierung, Regionale Dynamik von Pflanzen, Regionalmanagement

Hintergrund: Habitatfragmentierung als Bedrohung für die biologische Vielfalt

Weltweit ist ein rasanter Verlust der Biodiversität zu verzeichnen. Für viele Ökosystemfunktionen ist dabei vor allem der lokale Verlust von Populationen und Arten bedeutsam (MA 2005). Die überwiegend vom Menschen verursachte Habitatfragmentierung von natürlichen Lebensräumen stellt dabei eine der größten Bedrohungen für die biologische Vielfalt dar (YOUNG & CLARK 2000, MA 2005). Die aus Zerschneidung und Verkleinerung resultierenden Habitatfragmente sind meist zu klein, um ein langfristiges Überleben der darin vorkommenden Arten zu gewährleisten. Aufgrund von verschiedenen biotischen und abiotischen Faktoren unterliegen die oft kleinen und isolierten Populationen der Arten einem erhöhten Aussterberisiko (LIENERT 2004), was schrittweise zum Verschwinden einer ganzen Art führen kann. Die negativen Folgen der Habitatfragmentierung betreffen Pflanzen ebenso wie Tiere, und beeinflussen dabei nicht nur seltene, sondern in zunehmendem Maße auch (ehemals) häufige Arten (HONNAY & JACQUEMYN 2007). Der globalen Bedeutung des Verlustes speziell der pflanzlichen Artenvielfalt wird in der Globalen Strategie zum Schutz der Pflanzenvielfalt Rechnung getragen (GSPC, Entscheidung VI/9 der CBD 2002).

In unserer intensiv genutzten Kulturlandschaft ist der Erhalt oder die Wiederherstellung großflächiger natürlicher oder naturnaher Lebensräume oft nur bedingt möglich, daher kommt der Vernetzung von Habitaten und Schutzgebieten eine große Bedeutung für den Erhalt vitaler Populationen zu. In nationalen und internationalen Erklärungen ist die Schaffung von ökologischer Kohärenz und Habitatnetzwerken zwar verankert, ihre Umsetzung in die Praxis jedoch anspruchsvoll und bislang häufig noch mangelhaft (SSYMANK et al. 2006).

Um abschätzen zu können, wie stark eine Art durch Habitatfragmentierung gefährdet ist, ist neben der Beurteilung des lokalen Zustandes ihrer einzelnen Populationen die Kenntnis der zeitlichen und räumlichen Dynamik der Art auf regionaler Skala von Bedeutung. Vor allem von scheinbar weniger mobilen Organismengruppen wie den Pflanzen ist über das räumliche Verhalten (z. B. die direkte und indirekte Ausbreitungsfähigkeit der Pollen und Samen im Raum, Aussterbe- und Kolonisierungsraten der Populationen) bisher nur recht wenig bekannt (OUBORG & ERIKSSON 2004). Mit einem vertieften Wissen zu diesen Aspekten können Habitatvernetzungsmaßnahmen, z. B. im Rahmen des Europäischen Schutzgebietsystems Natura 2000 (EK 1992: FFH-Richtlinie, Art. 10) und von Biotopverbundsystemen im Sinne des §3 des Bundesnaturschutzgesetzes (2002), effizienter gestaltet werden.

Untersuchungen zur regionalen Dynamik der Sand-Grasnelke in Brandenburg

Im Rahmen unseres Forschungsprojektes erarbeiten wir im weiteren Sinne eine Zustands- und Gefährdungsanalyse für die Sand-Grasnelke (*Armeria maritima* subsp. *elongata*, Abb. 1a) in Brandenburg. Die Sand-Grasnelke ist eine Charakterart der nährstoffarmen und teilweise sehr artenreichen Sandtrockenrasen, die meist nur noch kleinräumig und fragmentiert in Brandenburg vorkommen. Die Art ist deutschlandweit gefährdet (Rote Liste (D) 1996: 3-) und nach der Bundesartenschutzverordnung besonders geschützt. In Brandenburg ist die Art noch vergleichsweise häufig, aber rückläufig in ihrem Bestand und seit 2006 auf der Vorwarnliste der Roten Liste Brandenburgs (RISTOW et al. 2006). Brandenburg trägt aufgrund seines großen Arealanteils (~10 %) für die Art eine besondere Verantwortung.

Einen Schwerpunkt unserer Forschung bilden Untersuchungen zur regionalen Populationsdynamik der Art, also die Veränderung der räumlichen Verteilung der Populationen in der Region. Grundlage unserer Studie ist das ursprünglich für Tiere entwickelte Metapopulationskonzept nach Hanski (1994), wonach eine Art „stabil“ ist, wenn lokales Aussterben von Populationen durch neue Kolonisierungen ausgeglichen werden kann. Wir beantworten die Frage, ob die Sand-Grasnelke eine solche Dynamik zeigt und inwieweit diese von der Größe und Isolation der Populationen, der Habitatqualität und räumlichen Struktur sowie der Landnutzung und dem Management abhängt. Dazu haben wir in drei Untersuchungsgebieten á 30 km² im Jahr 2004 alle vorhandenen Populationen der Sand-Grasnelke erfasst. Von den 186 erhobenen Populationen waren fast die Hälfte (47,3 %) mit weniger als 100 blühenden Individuen sehr klein (Mittelwert 589 ± 1582 Std, $n=91$) und unterliegen entsprechend einem höheren Aussterberisiko. Kleinere Populationen waren zudem auch stärker von ihren Nachbarpopulationen isoliert, was dem eingangs beschriebenen Muster von Habitatfragmentierung entspricht. Die Art kam nicht nur in halbnatürlichen Lebensräumen wie Trockenrasen (25 % der Habitate in den Untersuchungsgebieten; Stand 2006), Acker- und Grünlandbrachen (20 %) sowie Frischwiesen und Frischweiden (13 %) vor, sondern auch in anthropogen stärker überformten Biotopen wie Siedlungsbereichen, Grünflächen, Gärten und Friedhöfen (12 %) sowie Straßenrandgrün (8 %) (Daten, wenn nicht anders angegeben: SEIFERT & FISCHER, unveröffentlicht).

Die Voraussetzung für eine regionale Dynamik ist das Vorhandensein von potentiell geeigneten, aber unbesiedelten Habitaten. Mit einem Aussaatexperiment in unseren Untersuchungsgebieten konnten wir zeigen, dass potentiell geeignete Habitate in weniger als 500 m Entfernung zu bestehenden Populationen existieren. Die Art erreichte diese jedoch aufgrund ihres geringen Ausbreitungspotentials von wenigen Metern (PHILIPP et al. 1992) nicht, sie ist auf Verbindungselemente (Habitatstreifen) oder -vektoren (z. B. Schafe; Abb. 1b) angewiesen (s. u.). Zudem konnten wir zeigen, dass auch die Größe und Isolation der Herkunftspopulationen die Fähigkeit ihrer Samen, sich in neuen Habitaten zu etablieren, beeinflussten (SEIFERT & FISCHER, 2010). Habitatfragmentierung kann also neben der Fitness einer lokalen Population (LIENERT 2004, LEIMU et al. 2006) auch deren Fähigkeit zur Neukolonisierung beeinträchtigen.

Im Jahr 2006 haben wir die Erhebung aller Sand-Grasnelken-Populationen in unseren drei Untersuchungsgebieten wiederholt, um zu sehen, inwieweit eine natürliche regionale Dynamik auftritt und wovon sie abhängt. Vier zuvor erfasste Populationen mit Größen zwischen 1 und 50 blühenden Individuen waren inzwischen ausgestorben, davon zwei aufgrund direkter Habitatzerstörung (durch Umpflügen und Neueinsaat einer Rasenfläche bzw. durch Entfernen alter Bahngleise) und zwei in nicht bewirtschafteten Habitaten mit stark vorangeschrittener Sukzession. In 23 Habitaten konnten sich neue Populationen

etablieren. Solch eine Neukolonisierung erfolgte eher, wenn die potentiellen Habitate in der Nähe von bereits existierenden Populationen liegen: im Mittel waren sie 200 m entfernt, während andere geeignete, aber nicht besiedelte Habitate (n=118) rund 500 m entfernt von „Samenquellen“ lagen. Außerdem liegen 10 (44 %) der neuen Populationen angrenzend an mittlere oder große Straßen; eine Verdriftung der Samen über größere Distanzen durch Fahrzeuge oder damit verbundene Luftbewegungen ist also denkbar. Sieben dieser an Straßen gelegenen neuen Populationen (30 % aller neuen Populationen) wuchsen direkt auf dem Straßenrandgrünstreifen. Diese kleinräumigen, meist linearen Habitate wiesen eine geringere Habitatqualität als großflächigere Lebensräume auf, die Populationen in ihnen waren kleiner und weniger fit. Die Überlebensdauer einer Population in einem solchen Habitat ist daher möglicherweise verringert. In einem der drei Untersuchungsgebiete findet Schafbeweidung in Form kurzzeitiger Umtriebsweide (vgl. WEDL & MEYER 2003; Abb. 1d) in drei NSGs statt. Hier wurden sieben der acht neu besiedelten Flächen erst vor wenigen Jahren (ab dem Jahr 2000 und später) in das Beweidungsmanagement mit eingeschlossen. Die Schafe fungieren daher sehr wahrscheinlich als „Samen-Vehikel“ (vgl. FISCHER et al. 1996, BUGLA & POSCHLOD 2005).

Unser Untersuchungszeitraum von zwei Jahren ist für eine umfassende Studie zur regionalen Dynamik dieser langlebigen Art an sich zu kurz. Um das Zeitfenster unserer Betrachtung zu erweitern, haben wir deshalb die Landnutzung von vor rund 20 Jahren mit der heutigen Situation in den drei Untersuchungsgebieten verglichen. Obwohl uns von diesem Zeitraum keine Daten zu *Armeria*-Populationen vorliegen, konnten wir aus der Luftbild-Biotoptypenkartierung von 1991-93 (Daten des Landesumweltamtes Brandenburg) schließen, dass 65 Offenlandflächen definitiv nicht für die Sand-Grasnelke geeignet waren, da sie intensiv als Acker oder Grünland bewirtschaftet wurden. Bei unserem Monitoring in 2004 und 2006 waren 38 dieser Flächen - in der Zwischenzeit extensiv genutzt oder brach gefallen - durch *Armeria* besiedelt. Das heißt, dass die Etablierung dieser 38 Populationen (17 % aller 225 insgesamt erfassten Populationen) definitiv erst in den letzten 20 Jahren erfolgte und durch die Landnutzungsextensivierung nach der politischen Wende bedingt ermöglicht wurde.

Zusammenfassend lässt sich durch unsere Ergebnisse zeigen, dass die Sand-Grasnelke in Brandenburg von Habitatfragmentierung beeinflusst ist. Die Art zeigt eine regionale Dynamik: Kleine Populationen sterben durch Habitatzerstörung oder in nicht gepflegten Habitaten aus. Neukolonisierungen erfordern geeignete Habitate in geringer Entfernung zu bestehenden Populationen; Straßen(ränder) und Schafe spielen für die Verbreitung wohl eine wichtige Rolle. Linienförmige Habitate auch suboptimaler Qualität (z. B. Straßenrandgrünstreifen) erfüllen möglicherweise eine wichtige Funktion als Trittsteinbiotope im Habitatnetzwerk. Durch Nutzungsaufgabe neu entstehende Habitate wie Acker- und Grünlandbrachen, die relativ schnell besiedelt werden, aber ebenso schnell durch Wiederaufnahme der Nutzung verloren gehen können, sind ebenfalls wichtige dynamische Elemente im Biotopverbund.

Habitatnetzwerke für die Sand-Grasnelke und weitere Charakterarten der Trockenrasen

Das Europäische Schutzgebietssystem Natura 2000 hat zum Ziel, natürliche und naturnahe Lebensräume zu schützen und zu vernetzen (SSYMANK et al. 2006). Ein funktionales Netzwerk, das den für den Artenhalt nötigen demographischen und genetischen Austausch garantiert, funktionales Netzwerk entsteht allerdings nur, wenn die „Maschigkeit“ des Netzes den ökologischen Anforderungen der Arten entspricht. Für die Sand-Grasnelke haben wir getestet, inwieweit das bestehende Natura 2000-Netzwerk in Brandenburg den Artanforderungen entspricht.

Die Sand-Grasnelke ist eine Charakterart für den im Anhang I der FFH-Richtlinie gelisteten Lebensraumtyp „6120* - Trockene, kalkreiche Sandrasen“ (BEUTLER & BEUTLER 2002; synonym „Subkontinentale Blauschillergrasrasen“ (SSYMANK et al. 1998)). Im Juni 2008 (A. HERRMANN, Landesumweltamt Brandenburg, pers. Mitt.) waren 173 Gebiete, die diesen Lebensraumtyp enthalten, mit einer Gesamtfläche von rund 3.500 ha (0,1 % der Landesfläche) gemeldet (Abb. 1c). Die Entfernungen von einem zum nächstgelegenen Gebiet lagen zwischen 0,3 km und 95,7 km, im Mittel bei 16,3 km. Vergleicht man dies mit der oben beschriebenen Skala der räumlichen Dynamik der Sand-Grasnelke von wenigen hundert Metern und dem auch eher geringen Genfluß (WEIDEMA et al. 1996), so erscheint das brandenburgische Natura 2000-Netz für die Ausbreitung und den genetischen Austausch innerhalb dieser Art zu grobschig.

An dieser Stelle bietet sich das im Bundesnaturschutzgesetz von 2002 verankerte Instrumentarium des Biotopverbundsystems an, bei dem eine Vernetzung von Lebensräumen ausdrücklich auch außerhalb von Schutzgebieten und ohne Bindung an spezielle Lebensraumtypen zum Erreichen einer ökologisch funktionellen Kohärenz angestrebt wird (BURKHARDT et al. 2003). Im Bundesland Berlin ist die Sand-Grasnelke als eine Zielart für die Umsetzung des Biotopverbundes benannt (KOWARIK et al. 2005), in Brandenburg wird die Art als Zielart diskutiert zum Beispiel - im Gegensatz zu Brandenburg (ZIMMERMANN 20097) - die Sand-Grasnelke als eine Zielart für die Umsetzung des Biotopverbundes benannt (KOWARIK et al. 2005). Mit der Verwendung von Zielarten strebt man als „Mitnahmeeffekt“ auch die Förderung weiterer Arten, z.B. desselben Lebensraumes, an. In einer ersten groben Analyse für 31 weitere Charakterarten des FFH-Lebensraumtypes „6120“ haben wir gezeigt, dass diese Arten aufgrund ihrer Merkmale (wie Habitatspezialisierung, Bestäuber- und Reproduktionssystem, Ausbreitungseigenschaften) ähnlich sensitiv gegenüber Habitatfragmentierung sind wie die Sand-Grasnelke (SEIFERT & FISCHER 2008). Ob die für die Sand-Grasnelke angestrebten Verbundmaßnahmen auch sinnvoll für diese „mitzunehmenden“ Arten sind, gilt es zu überprüfen.

Weiterführende Forschung und Schnittstellen zur CBD

Unsere Studie hat verdeutlicht, dass Habitatfragmentierung auch für noch relativ häufig vorkommende Pflanzenarten ein Risiko darstellt, da neben Effekten auf die Fitness der lokalen Populationen auch die regionale Dynamik beeinträchtigt werden kann. Vertiefende Studien zum räumlichen Verhalten und Konsequenzen von Lebensraumzerschneidung auch für nur kleinräumig mobile Arten bzw. Arten, die von der Mobilität anderer Arten abhängen (z. B. genetischer Austausch über Bestäuber und Ausbreitungsvektoren: AGUILAR et al. 2006, OZINGA et al. 2009) sind weiterhin und auf verschiedenen Ebenen (Genetik, Population, Landschaft) notwendig. Um von Einzelarten-Studien besser auf gesamte Lebensgemeinschaften schließen zu können, sollten vertiefende Analysen zu Merkmalen, die für eine Sensibilität gegenüber Habitatfragmentierung relevant sind, durchgeführt werden (vgl. AGUILAR et al. 2006, EWERS & DIDHAM 2006, LEIMU et al. 2006, HONNAY & JACQUEMYN 2007). Mit Hilfe solcher Studien, ergänzt mit Informationen zu den genauen Habitatansprüchen einzelner Arten, könnten auch Mitnahmeeffekte bzw. die Effektivität von Habitatvernetzungsmaßnahmen besser abgeschätzt werden. In diesem Zusammenhang sind ebenfalls die Wirksamkeit und die Limitierungen von suboptimalen Trittsteinbiotopen und Verbindungselementen für die Gesamtdynamik von Einzelarten und Artengemeinschaften in Hinblick auf z. B. mögliche genetische (Flaschenhals-)Effekte für das jeweilige System zu eruieren. Zur Erweiterung der zeitlichen und räumlichen Skala ist die Abbildung der räumlichen Dynamik von Arten oder Artengruppen im

Zusammenhang mit Landschafts- und Landnutzungsdynamik (z. B. im Rahmen von Modellierungen) sinnvoll. Hierzu müssen ökologisches Wissen und landschaftsplanerische Methoden besser zusammengeführt werden (vgl. OPDAM et al. 2003). Neben diesen räumlich-dynamischen Aspekten kann die weitere Erforschung bzw. die Zusammenstellung und Vermittlung des vorhandenen Wissens zu Ökosystemleistungen von scheinbar „kargen“ und „öden“ Lebensräumen wie Trockenrasen, Ackerbrachen oder auch Ruderalflächen – wie z. B. Leistungen als Lebensraum für Bestäuber oder Prädatoren – dazu beitragen, das Verständnis über die Bedeutung solcher Lebensräume bei anderen Landnutzern (z. B. Landwirten) zu erhöhen.

Trotz noch vorhandener Wissenslücken sollte deutlich werden, dass die in der CBD geforderten funktional zusammenhängenden Biotopverbundsysteme gerade in unserer fragmentierten und überformten Kulturlandschaft von essentieller Bedeutung für die Erhaltung der biologischen Vielfalt sind (vgl. BMU 2007: Nationale Strategie, C1 – Biotopverbund und Schutzgebietsnetze). Entscheidend ist, dass die räumliche Ebene des Verbundes den Charakteristika der Arten entspricht. Gerade für viele Pflanzen (und andere weniger mobile Arten) dürfte die regionale und lokale Handlungsebene – also die Ebenen auf denen in Deutschland die Bundesländer ihre 10 %-Biotopverbund-Verpflichtungen nach §3 BNatSchG erfüllen können – die entscheidende sein. Demnach müssen hier die Entscheidungs- und Finanzierungs Kompetenzen für Maßnahmen, Flächen und Management liegen (vgl. Nationale Strategie, C12 – Ländlicher Raum und Regionalentwicklung). Wie unsere Studie zeigt, sind viele der in der Kulturlandschaft an halbnatürliche Lebensräume angepasste Arten von einem bestimmten Nutzungsregime durch verschiedene Akteure (Naturschutz, Landwirtschaft, Grünflächenbewirtschaftung) abhängig. Dementsprechend sollten Biotopverbundsysteme kooperativ geplant und kreativ in die bestehende Landnutzung integriert werden. So sind z. B. Kosteneinsparungen in den Kommunen durch weniger intensive, aber auf Artansprüche abgestimmte Bewirtschaftung von privaten und öffentlichen Grünflächen und Straßenrändern denkbar. Finanziell abgesicherter, kontinuierlicher Vertragsnaturschutz (z. B. mit Schäfern) ist dabei sicher eine weitere wichtige Säule. Aufgrund der regionalspezifischen Gegebenheiten macht ein flexibles Baukastensystem, wie von Ssymank et al. (2006) für Biotopverbundsysteme vorgeschlagen, gerade auch für Pflanzenarten Sinn. Vorstellbar wäre die Etablierung regionaler Pools mit temporär-dynamischen und langfristigen Elementen, die räumlich und zeitlich (und den Artanforderungen entsprechend) flexibel für Verbundmaßnahmen eingesetzt werden könnten, denn die räumliche Dynamik von Arten ist ebenso teils deterministischer, teils zufälliger Art. Es geht vielfach einfach darum, die Wahrscheinlichkeiten des Stattfindens dynamischer Prozesse in der Landschaft zu erhöhen, ohne aber Arten in fest definierte „Wege“ zu zwingen.

Nicht zuletzt muss unter den Akteuren der Landnutzung und deren Planung, aber auch in der Öffentlichkeit, ein besseres Verständnis der dynamischen Prozesse und ihrer Bedeutung für den Erhalt der biologischen Vielfalt in unserer Kulturlandschaft gefördert werden (vgl. Nationale Strategie, C14 – Bildung und Information). So brauchen zunächst wenig attraktive, aber funktionell wichtige Lebensraumtypen wie Brachen, Ruderalflächen oder kleinräumige Grünflächen eine Aufwertung in der allgemeinen Wahrnehmung, um z. B. deren Nutzung als „wilde“ Parkplätze oder Müllhalden zu vermeiden.

Schlussfolgerungen

Während in der Forschung die populationsgenetische, populationsbiologische und gemeinschaftsökologische Bedeutung von Habitatverbundsystemen immer klarer wird, sind die tatsächlich in der Landschaft

vorhandenen Systeme zu grobmaschig und die Qualität der Einzelflächen ist oft nicht ausreichend. Maßnahmen zur Verbesserung dieser Situation umfassen einerseits Grundlagen- und angewandte Forschung zu weiteren Arten, zur Verallgemeinerung der Aussagen, zur Planung von Habitatnetzwerken für mehrere Arten, und zur Wahrnehmung und Wertschätzung der oft als marginal angesehenen Einzelhabitate, die die Netzwerke aufbauen. Andererseits muss die Anwendung dieses Wissens in der Gesetzgebung und Umsetzung sowie die Information der Öffentlichkeit über Hintergrund, Funktion und Wert der Habitatnetzwerke verbessert werden. Dies erfordert moderne Kommunikation, eine transdisziplinäre Herangehensweise sowie eine Stärkung der lokalen und regionalen Handlungsebene.

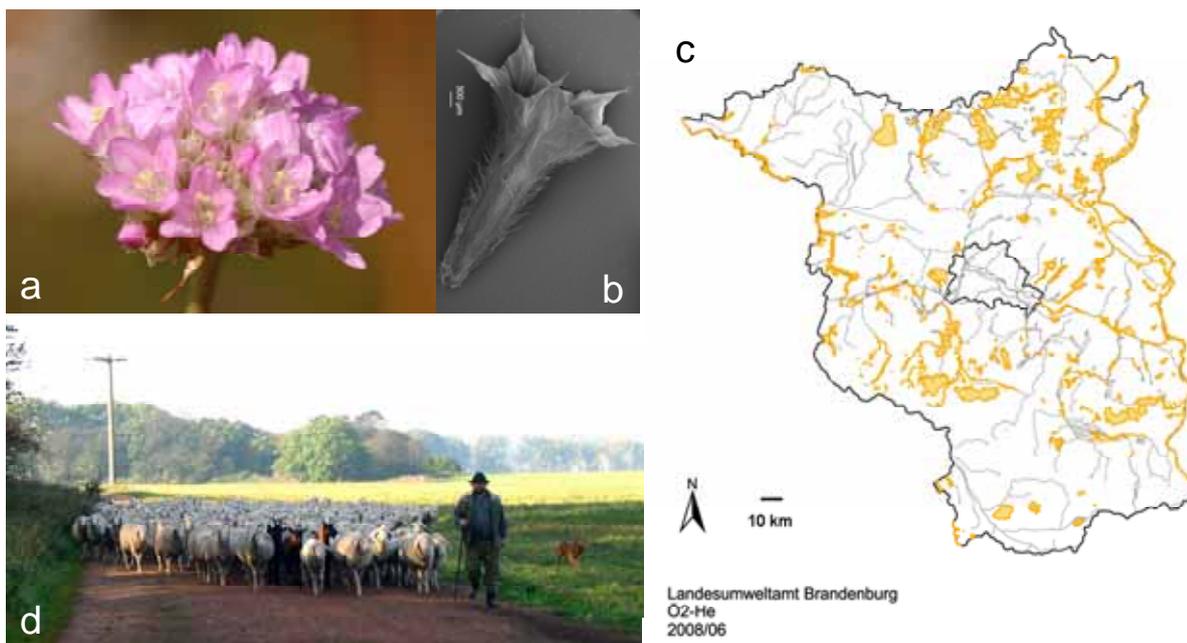


Abb. 1: a) Für Insekten attraktiver Blütenstand (Foto: M. Petru) und b) für Fellausbreitung optimierte Frucht der Sand-Grasnelke (Foto: H. Baumbach), c) Lage der FFH-Gebiete mit Vorkommen von trockenen, kalkreichen Sandrasen (LRT 6120) in Brandenburg (A. Hermann, LUA Brandenburg), d) Schäfer mit Herde im NSG „Oderhänge Mallnow“ in einem der Untersuchungsgebiete.

Literaturverzeichnis

- AGUILAR, R., ; ASHWORTH, L.,; GALETTO, L. & M.A. AIZEN (2006): Plant reproductive susceptibility to habitat fragmentation: review and synthesis through a meta-analysis. - *Ecology Letters* 9: 968-80
- BEUTLER, H. & D. BEUTLER (2002): Katalog der natürlichen Lebensräume und Arten der Anhänge I und II der FFH-Richtlinie in Brandenburg. - *Naturschutz und Landschaftspflege in Brandenburg* 11: 1-17534-35
- BUGLA, B. & P. POSCHLOD (2005): Biotopverbund für die Migration von Pflanzen - Förderung von Ausbreitungsprozessen statt "statischen" Korridoren und Trittsteinen. Das Fallbeispiel "Pflanzenarten der Sandmagerrasen" in Bamberg, Bayern. - *Naturschutz und Biologische Vielfalt* 17: 101-17
- BMU - BUNDESMINISTERIUM FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ UND REAKTORSICHERHEIT (2007): Nationale Strategie zur biologischen Vielfalt. -
- BNatSchG - Bundesnaturschutzgesetz (vom 25.03.2002): §3 Biotopverbund.

- BURKHARDT R. et al. (2004): Empfehlungen zur Umsetzung des § 3 BNatSchG "Biotopverbund". Ergebnisse des Arbeitskreises "Länderübergreifender Biotopverbund" der Länderfachbehörden mit dem BfN. - Naturschutz und Biologische Vielfalt 2: 2-84
- CBD – CONVENTION ON BIOLOGICAL DIVERSITY. www.cbd.int
- GSPC - GLOBAL STRATEGY FOR PLANT CONSERVATION (2003): The Secretariat of the Convention on Biological Diversity in association with Botanical Gardens Conservation International. - Montreal.
- EK - EUROPÄISCHE KOMMISSION (1992): Richtlinie 92/43/EWG des Rates vom 21. Mai 1992 zur Erhaltung der natürlichen Lebensräume sowie der wildlebenden Tiere und Pflanzen (FFH-Richtlinie), Artikel 10.
- EWERS R.M. & R.K. DIDHAM (2006): Confounding factors in the detection of species responses to habitat fragmentation. - Biological Reviews 81: 117-42
- FISCHER, S.F.; POSCHLOD, P. & B. BEINLICH (1996): Experimental studies on the dispersal of plants and animals on sheep in calcareous grasslands. - Journal of Applied Ecology 33: 1206-22
- HANSKI, I. (1994): A practical model of metapopulation dynamics. - Journal of Animal Ecology 63: 151-62
- HONNAY, O. & H. JACQUEMYN (2007): Susceptibility of common and rare plant species to the genetic consequences of habitat fragmentation. - Conservation Biology 21: 823-31
- KOWARIK, I.; HEINK, U.; SAURE, C.; MARKSTEIN, B. & K.-H. KIELHORN (2005): Biotopverbund gem. § 3 BNatSchG im Land Berlin. Anwendung der Standardkriterienliste. Auswahl relevanter Zielarten für den Biotopverbund. - Bericht für die Senatsverwaltung für Stadtentwicklung Berlin.
- LEIMU, R.; MUTIKAINEN, P.; KORICHEVA, J. & M. FISCHER (2006): How general are positive relationships between plant population size, fitness and genetic variation? - Journal of Ecology 94: 942–52
- LIENERT, J. (2004): Habitat fragmentation effects on fitness of plant population - a review. Journal for Nature Conservation 12, 53-72.
- MA – MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT (2005): Ecosystems and human well-being: Current state and trends. Volume 1, chapter 4: Biodiversity. - www.millenniumassessment.org
- OUBORG, N.J. & O. ERIKSSON (2004): Toward a metapopulation concept for plants. - In: HANSKI, I. & O.E. GAGGIOTTI (Eds.): Ecology, Genetics, and Evolution of Metapopulations. - Elsevier Academic Press: 447-69
- OPDAM, P.; VERBOOM, J. & R. POUWELS (2003): Landscape cohesion: an index for the conservation potential of landscapes for biodiversity. - Landscape Ecology 18: 113-26
- OZINGA W.A. et al. (2009): Dispersal failure contributes to plant losses in NW Europe. - Ecology Letters 12: 66-74
- PHILIPP, M. et al. (1992): Gene flow and population structure in *Armeria maritima*. - Heredity 69: 32–42
- RISTOW, M. et al. (2006): Liste und Rote Liste der etablierten Gefäßpflanzen Brandenburgs. - Naturschutz und Landschaftspflege in Brandenburg 4, Beilage.
- SEIFERT, B. & M. FISCHER (2008): Habitat networks for dispersal-limited plant species have to be connected at small scale. Tagungsband 6th European Conference on Ecological Restoration. 08.-12.09.2008, Gent, Belgien.

- SSYMANK, A.; BALZER, S. & K. ULLRICH (2006): Biotopverbund und Kohärenz nach Artikel 10 der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie. - Naturschutz und Landschaftsplanung 38: 45-49
- SSYMANK, A.; HAUKE, U.; RÜCKRIEM, C. & E. SCHRÖDER (1998): Das europäische Schutzgebietssystem Natura 2000. BfN-Handbuch zur Umsetzung der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie und der Vogelschutz-Richtlinie. - Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz 53: 236-37
- WEDL, N. & E. MEYER (2003): Beweidung mit Schafen und Ziegen im NSG Oderhänge Mallnow. - Natur und Landschaftspflege in Brandenburg 12: 137-43
- WEIDEMA, I.R.; SIEGISMUND, H.R. & M. PHILIPP (1996): Distribution of genetic variation within and among Danish populations of *Armeria maritima*, with special reference to the effect of population size. - Hereditas 124: 121-29
- YOUNG A.G. & G.M. CLARKE (2000): Genetics, Demography and Viability of Fragmented Populations. – Cambridge (Cambridge University Press.)
- ZIMMERMANN, F. (2007/2009): Konzeption zum Zielarten für den Biotopverbund in im Land Brandenburg. - Naturschutz und Landschaftspflege in Landesumweltamt Brandenburg Brandenburg 16, Beilage. www.luis.brandenburg.de/presse/fg_wildkorridore/Zimmermann_de.pdf

Treffpunkt Biologische Vielfalt 10	2011	171-176	Hrsg.: Bundesamt für Naturschutz, Bonn
------------------------------------	------	---------	--

Transaktionskosten und Organisationsformen von Bioprospektionsprojekten im Kontext der Konvention über die Biologische Vielfalt

LEA KÖDER

Schlagwörter: Transaktionskostentheorie, relationale Wertschöpfungsketten, finanzielle Instrumente zum Biodiversitätsschutz, Access and Benefit-Sharing (ABS), Bioprospektion

1 Einführung

Im Rahmen von globalen Umweltproblemen spielt der zunehmende Verlust von Biodiversität eine immer größere Rolle. Somit gewinnen Strategien zum Erhalt von Biodiversität ebenfalls an Bedeutung. Einen Lösungsansatz hierfür können unter anderem finanzielle Instrumente bieten, bei denen sich Nutzer von biologischen Ressourcen auch an Maßnahmen zu deren Erhalt beteiligen. Auf diese Weise entsteht für ressourcenreiche Länder ein Interesse am Erhalt der Biodiversität.

Grundlagen hierfür sind im Übereinkommen über die Biologische Vielfalt (CBD – Convention on Biological Diversity) durch die Verteilung von Eigentumsrechten an genetischen Ressourcen gelegt. Die Möglichkeiten des Zugangs- und Vorteilsausgleiches (ABS – Access and Benefit-Sharing) können nun von den Unterzeichnerstaaten in nationales Recht umgesetzt werden.

Die Umsetzung von ABS-Maßnahmen ist je nach Staat sehr individuell gestaltet. Darüber hinaus können sich die Bereitsteller (Staaten) und Nutzer (Unternehmen und Forscher von öffentlichen Einrichtungen) im jeweiligen ABS-Fall auf unterschiedliche Formen der Kompensation einigen. Die Bandbreite reicht von finanziellem Ausgleich über Transfer von Know-how bis zu Beteiligungen an der Forschung. Oftmals wird jedoch angeführt, dass gerade die wenig reglementierte und sehr individuelle Aushandlung von ABS-Verträgen zu hohen Transaktionskosten führt und Nutzer teilweise aus diesem Grunde Forschungsvorhaben gänzlich unterlassen (SAMPATH 2005: 2).

Derzeitig wird auf politischer Ebene ein internationales Regime diskutiert, um klare Richtlinien zu schaffen und unter anderem auch die Transaktionskosten für die Durchführung von ABS-Projekten zu senken. Für die Entwicklung von geeigneten Instrumenten ist eine genauere Kenntnis der derzeitigen Praxis notwendig, um diese sinnvoll und problemorientiert gestalten zu können. Als ein Baustein dazu sind im Rahmen dieser Diplomarbeit Fallbeispiele von pharmazeutischen Unternehmen in Bezug auf Transaktionskosten und Organisationsformen von Bioprospektionsprojekten untersucht worden. Auf diese Weise sollen erste Ansatzpunkte zur Senkung von Transaktionskosten ausgemacht und politische Maßnahmen abgeleitet werden.

2 Theoretischer Hintergrund und methodische Umsetzung

Grundlage für die Interpretation der Fallbeispiele dieser Forschungsarbeit bildet die Neue Institutionenökonomik und insbesondere die Transaktionskostenökonomik. Wesentlicher Bestandteil der Neuen Institutionenökonomik ist die Annahme, dass die Benutzung des Marktes nicht kostenlos ist. Bei wirtschaftli-

chen Aktivitäten entstehen Transaktionskosten. Diese werden auch als „Betriebskosten“ des Wirtschaftssystems bezeichnet (WILLIAMSON 1990: 21).

Eine Transaktion bezeichnet sowohl den technischen Vorgang der Übertragung eines Gutes oder einer Dienstleistung als auch die Übertragung von Verfügungsrechten (RICHTER et al. 2003: 592). Dabei kann eine Transaktion durch bestimmte Merkmale charakterisiert werden. Diese beziehen sich auf (a) die Häufigkeit der Transaktion, (b) die Spezifität und die aufgewendeten Investitionen für diese Transaktion und (c) die Unsicherheiten, die mit der Transaktion verbunden sind. In Abhängigkeit von diesen Charakteristika gibt es für Unternehmen Möglichkeiten, die Transaktionskosten einer Transaktion so gering wie möglich zu halten. Dies wird erreicht, indem sich ein Unternehmen für die optimale Organisationsform (Governance-Struktur) entscheidet. Unterschieden wird dabei zwischen den Extremen der reinen Marktlösung und einer Integration in das Unternehmen selbst, der Hierarchie. Mischformen zwischen diesen Polen sind in unterschiedlichsten Formen möglich (PICOT et al. 2002: 70ff.).

Im Zusammenhang mit der Globalisierungsdebatte erfolgte eine Ausdifferenzierung und Weiterentwicklung der unterschiedlichen Mischformen. So unterscheiden sich verschiedene Wertschöpfungsketten vor allem durch die sehr unterschiedlich ausgeprägten Beziehungen zwischen Lieferant (Bereitsteller) und Produzent (Nutzer) (STURGEON 2009: 121ff.).

In einem qualitativen Forschungsprozess wurden sieben persönliche Experteninterviews mit Interviewpartnern aus Unternehmen oder akademischen Forschungseinrichtungen geführt. Für eine möglichst breite Wissensbasis fanden noch weitere Gespräche mit involvierten Personen statt. Für die Auswertung wurden hauptsächlich drei Experteninterviews herangezogen. Dadurch liegt der Schwerpunkt der Arbeit auf der Durchführung von Bioprospektionsprojekten durch pharmazeutische Unternehmen, die systematisch genetisches Material mit dem Ziel einer wirtschaftlichen Verwertung entnehmen (Bioprospektion).

3 Rahmenbedingungen im Bereitstellerland

Im Folgenden werden Aspekte aufgeführt, die für pharmazeutische Unternehmen relevant sind, um sich für die Durchführung eines Bioprospektionsprojektes in einem bestimmten Land zu entscheiden. Daraus lassen sich Handlungsoptionen für Bereitstellerländer von genetischen Ressourcen ableiten, indem sie die Transaktionskosten für Unternehmen verringern und somit einen Anreiz schaffen, in gerade diesem Land ein Projekt zu initiieren. Zugleich bedeutet dies natürlich auch eine Anpassung an die Bedürfnisse von (vorwiegend westlichen) Unternehmen. Ob ein Bereitstellerland diesem Wirtschaftsmodell grundsätzlich folgen möchte oder nicht, ist dabei eine gesellschaftliche und politische Diskussion.

3.1 Biodiversität

Äußerst wichtig für die Entscheidung der Unternehmen ist die Biodiversität eines möglichen Bereitstellerlandes. Diese muss zu der spezifischen Fragestellung und dem Forschungsschwerpunkt des Unternehmens passen. Eine hohe Biodiversität einer Region erhöht daher die Chance, dass interessante Mikroorganismen, Pflanzen oder Bakterien vorhanden sind. Dabei verfolgen die Unternehmen zwei Strategien. Zum einen ist es wichtig, dass in der Region noch keine Bioprospektion stattgefunden hat. Dies erhöht die Chance auf die Entwicklung von neuen pharmazeutischen Wirkstoffen und vermindert dadurch die Unsicherheiten des gesamten Forschungsprozesses. Zum zweiten greifen die Unternehmen gerne auf bereits vorhandenes Wissen über genetische Ressourcen zurück. In der Traditionellen Chinesischen Medizin beispielsweise besteht bereits ein breites Wissen über die Zusammenhänge zwischen bestimmten Pflan-

zen und ihrer gesundheitsfördernden Wirkung. Unternehmen können diese Anhaltspunkte aufnehmen und gezielter nach den genauen molekularen Zusammenhängen forschen. Wird eine genetische Ressource jedoch mit (lokalem) indigenem Wissen in Verbindung gebracht, stehen Unternehmen diesem eher ablehnend gegenüber. Problematisch sind hierbei die äußerst unklaren rechtlichen Regelungen zu Intellectual Property Rights und den damit verbundenen Unsicherheiten für Unternehmen.

Da ein hoher Biodiversitätsreichtum eine natürliche Standortvoraussetzung ist, bestehen für Bereitstellerländer erstmal keine direkten Einflussmöglichkeiten. Handlungsspielraum besteht jedoch durch den Umgang mit der Ressource Biodiversität. Durch spezielle Schutzstrategien kann angestrebt werden, den Reichtum zu erhalten und die Ressource dadurch auch für die Zukunft nutzbar zu machen.

3.2 Institutioneller Rahmen des Bereitstellerlandes

Für die Durchführung von Bioprospektionsprojekten werden institutionelle Rahmenbedingungen in der Literatur als besonders wichtig angeführt (TEN KATE & LAIRD 2000: 251). Dies beinhaltet unter anderem rechtliche Transparenz, die Durchsetzbarkeit von Rechten und die politische Stabilität. Für diese Forschungsarbeit gilt die hohe Bedeutung des institutionellen Rahmens nur bedingt. Eine grundlegende Stabilität muss gegeben sein um Kosten für Unsicherheiten möglichst gering zu halten. Sofern Klarheit über die benötigten Genehmigungen besteht und ein Unternehmen nicht an Korruption beteiligt ist, reicht dies als grundlegende Basis für die Projektdurchführung aus. Zu beachten ist jedoch, dass es sich in dieser Forschung um große Pharmakonzerne handelt. Somit kann davon ausgegangen werden, dass sie auch über Zugang zu höheren politischen Ebenen verfügen und dadurch leichter an relevante Informationen und entsprechende Personen gelangen. Für kleinere Unternehmen und akademische Forschungseinrichtungen dagegen kann es durchaus ein Problem sein Zuständigkeiten zu durchschauen. Um auch diese Nutzergruppen anzusprechen, wäre es notwendig klare Zuständigkeiten im Bereitstellerland zu schaffen und durchschaubare Regelungen zu kommunizieren.

Bereitstellerländer haben die Möglichkeit die politischen und juristischen Rahmenbedingungen so zu gestalten, dass die Durchführung von Bioprospektionsprojekten erleichtert wird. Zu beachten ist hierbei jedoch, dass die institutionellen Rahmenbedingungen allein kein Grund für die Nutzer sind, Bioprospektionsprojekte durchzuführen. Eine Stärkung des institutionellen Rahmens ist daher nur in Kombination mit weiteren Maßnahmen sinnvoll.

3.3 Wissenschaftliche Infrastruktur und Expertise des Vertragspartners

Die technische Ausstattung und wissenschaftliche Professionalität ist von großem Interesse für Unternehmen. Ein gewisser Level muss in den meisten Fällen erreicht werden, da eine völlige Neuausstattung mit Technologien und Know-how für Unternehmen mit (zu) hohen Kosten verbunden wäre. Dabei suchen Unternehmen nach Vertragspartnern, die eine ähnliche Forschungsrichtung verfolgen und ein Interesse an einer Zusammenarbeit haben. Auf diese Weise kann das Unternehmen auch ohne eigene Kontrolle davon ausgehen, dass vereinbarte Leistungen im Eigeninteresse des Vertragspartners liegen und daher erfüllt werden. Zudem ist für Unternehmen wichtig, dass Vertragspartner motiviert sind hinzuzulernen. Denn damit ein Unternehmen spezifische Produkte erhalten kann, können neue Verarbeitungstechniken nötig werden. Sofern die Vertragspartner offen sind gegenüber neuen Verfahren, ist die Einführung einfacher.

Vereinfacht wird die Zusammenarbeit darüber hinaus, wenn Vertragspartner über Kenntnisse von internationalen Standards in der Arbeitsweise verfügen und die sprachliche Kommunikation ohne zusätzliche Übersetzer möglich ist. Da Kommunikation eine wichtige Komponente ist, um eine erfolgreiche Zusam-

menarbeit zu gewährleisten, führt eine möglichst reibungslose Kommunikation auch dazu, dass Kosten geringer ausfallen.

Für Bereitstellerländer bietet sich die Möglichkeit, ihre Wissenschaftspolitik gezielt zu gestalten. Neben einer grundsätzlichen Förderung von wissenschaftlicher Forschung können auch gezielt bestimmte – und für die Bioprospektion besonders relevante – Zweige unterstützt werden. Auch die Förderung von internationalem wissenschaftlichem Austausch kann eine gute Kommunikation fördern. Interessant ist die Förderung von wissenschaftlicher Expertise darüber hinaus auch, da bei höheren Voraussetzungen im Bereitstellerland ein höherer Verarbeitungsgrad erzielt werden kann. Dieser ist dann auch mit einer besseren Entlohnung verbunden.

Für Bereitstellerländer bestehen durchaus verschiedene Möglichkeiten, die Projektdurchführung für Unternehmen zu vereinfachen und damit eine kostengünstige Realisierung für Unternehmen zu ermöglichen. Dies kann ein Anreiz zur Durchführung von Projekten für Unternehmen in einem bestimmten Bereitstellerland sein. Zu beachten ist hierbei, dass für Unternehmen nicht ein einzelner Aspekt alleine im Vordergrund steht, sondern die Gesamtkonstellation.

4 Zusammenarbeit der Vertragspartner

Werden Bioprospektionsprojekte in einem Land durchgeführt, können sich hieraus für den Vertragspartner zusätzliche Möglichkeiten eröffnen. Verdeutlicht werden kann dies durch die Betrachtung der Organisationsform von Bioprospektionsprojekten.

4.1 Abhängigkeitsverhältnis zwischen den Vertragspartnern

Auffallend ist ein sehr spezielles Abhängigkeitsverhältnis zwischen beiden Vertragspartnern. Das Unternehmen verfügt über finanzielle Ressourcen und verschiedene Formen von Wissen. Dies beinhaltet Wissen zum Entwicklungsprozess von Medikamenten, zu technischen Verfahren oder über die Vermarktung. Angewiesen ist das Unternehmen jedoch auf genetische Rohstoffe. Zudem ist es zusätzlich kostengünstiger für das Unternehmen erste Verarbeitungsschritte in dem Bereitstellerland durchzuführen. Das Unternehmen ist daher bereit für die Fertigung von sehr spezifischen Produkten zu investieren. Neben dem Bedarf an Rohstoffen besteht nach ersten Investitionen in einem Bereitstellerland auch eine Abhängigkeit über diese getätigten Investitionen.

Die Lieferanten in den Bereitstellerländern verfügen über den Rohstoff und Wissen über die lokale Biodiversität. Je nach Vertragspartner ist auch Wissen vorhanden über weitere mögliche Verarbeitungsschritte. Da für diese Forschung keine Bereitsteller selber befragt wurden, lässt sich ihre Motivation nur aufgrund von Aussagen der Unternehmen festhalten. Neben monetärer Entlohnung ist hier besonders das Hinzulernen auf unterschiedlichen Ebenen wichtig.

Beide Partner sind auf unterschiedliche Arten aufeinander angewiesen und daher bestrebt, Probleme einvernehmlich zu lösen. Dies läuft vielfach über Kommunikation. Daher wird besonders in eine gute Kommunikation investiert. Aber auch wenn eine gegenseitige Abhängigkeit besteht, handelt es sich nicht um eine Beziehung auf gleicher Augenhöhe. In den untersuchten Fallbeispielen verfügte das Unternehmen über mehr Wissen zur Transaktion. Dies kann sich auf unterschiedlichen Ebenen ausdrücken und reicht von der juristischen Gestaltung der Verträge bis zur technischen Verarbeitung.

4.2 Relationale Wertschöpfungsketten

Die untersuchten Bioprospektionsprojekte können als Form einer relationalen Wertschöpfungskette verstanden werden, da Zulieferinstitute nicht bzw. kaum austauschbar sind. Es gibt wie in der Theorie beschrieben ein „prekäres Gleichgewicht der Macht“ (SCHAMP 2008: 8) und eine daran angepasste Organisationsform.

Im Unterschied zur Theorie von relationalen Wertschöpfungsketten sind bei den untersuchten Bioprospektionsprojekten die Fähigkeiten der Lieferanten jedoch nicht so stark ausgeprägt. Ohne die Unterstützung der Konzerne könnten die gewünschten Produkte nicht geliefert werden. Das produzierende Unternehmen verfügt also nicht über die vollständige Kompetenz zur Herstellung und zum Vertrieb des Produktes. Zugleich besteht die Kompetenz des Unternehmens nicht nur im Marktzugang, sondern auch in der Forschung und Entwicklung von Produkten (SCHAMP 2008: 8). Die geringeren Fähigkeiten der Lieferanten können in einem gewissen Maße durch die genetischen Ressourcen als Rohstoff kompensiert werden, so dass eine Art relationaler Zusammenarbeit entsteht. Diese kann jedoch nicht als ganz „klassische“ relationale Wertschöpfungskette beschrieben werden.

4.3 Möglichkeit des Upgrading

Differenzierungen zwischen den Fallbeispielen lassen sich am Grad der Verarbeitung durch den Lieferanten ausmachen. Je höher der Verarbeitungsgrad, desto mehr Wertschöpfung findet im Providerland statt. Damit verbunden sind auch eine höhere Entlohnung und eine größere Gewinnbeteiligung (LAIRD 1993: 111). Dieses Verständnis wird auch von den Interviewpartnern formuliert. Voraussetzung hierfür sind gewisse technische Möglichkeiten und die Kompetenz der Vertragspartner.

Anhand der untersuchten Fallbeispiele können weitere Zusammenhänge vermutet werden, diese müssten jedoch zur genaueren Analyse weiter untersucht werden. So deutet sich an, dass ein hoher Verarbeitungsgrad des genetischen Materials durch den Lieferanten auch zu einem größeren Rückfluss an Wissen vom Unternehmen zum Lieferanten führt. Dies zeigt sich nicht nur durch Capacity Building, sondern auch durch die Teilhabe an Forschungsergebnissen. Dieses Wissen kann von Lieferanten selbst genutzt werden, so dass ein Upgrading auszumachen ist.

Vor dem theoretischen Hintergrund der Wertschöpfungsketten wäre es demnach für Lieferanten sinnvoll, einen möglichst großen Wertschöpfungsanteil zu generieren. Es wäre dann auch möglich, dass die relationale Beziehung über die Fähigkeiten und das Wissen der Vertragspartner sowie die Rohstoffe besteht. So könnten sich auch Bioprospektionsprojekte zu einer relationalen Wertschöpfungskette auf Augenhöhe entwickeln. Inwieweit sich dies in einer anderen Durchsetzungsform des Vertrages beispielsweise durch eine nachträgliche Verhandlung der Erfolgsbeteiligung äußert, gilt es noch genauer zu untersuchen.

Die theoretische Möglichkeit eines Upgradings – wie auch in der CBD bedacht – besteht demnach. Jedoch bedeutet dies nicht automatisch, dass Fähigkeiten und Wissen auch weiterhin Verwendung finden. Die politische Förderung von einmal aufgebauten Kapazitäten in einem Bereitstellerland wird als ein wichtiges Merkmal genannt, damit ein Upgrading funktionieren kann. Zusätzlich muss auch die Bereitschaft bestehen, diesem Wissenschaftsmodell folgen zu wollen und es umzusetzen. Weiterer Forschungsbedarf besteht an dieser Stelle, so dass Erfolgs- und Misserfolgskriterien für ein Upgrading im Providerland besser ausgemacht werden können.

5 Schlussbemerkung

Aufgezeigt wurden zwei Ebenen, die den Bereitstellerländern einen gewissen Handlungsspielraum lassen, um Anreize für die Durchführung von Bioprospektionsprojekten in ihrem Land zu schaffen. So können sich Bereitstellerländer an die Bedürfnisse von Unternehmen anpassen, in dem sie Biodiversitätsschutz, institutionelle Rahmenbedingungen und die wissenschaftliche Infrastruktur und Expertise fördern. Sofern Bereitstellerländer ihr vorhandenes und erworbenes Wissen zur Durchführung von weiteren Projekten nutzen, haben sie zudem immer mehr Möglichkeiten für die aktive Gestaltung der Zusammenarbeit. Die Möglichkeiten eines Handlungsspielraumes sollen jedoch nicht darüber hinwegtäuschen, dass dieser Rahmen auch klare Grenzen hat.

6 Literatur

- LAIRD, S.A. (1993): Contracts for Biodiversity Prospecting. - In: REID, W.V. (Hrsg.): Biodiversity prospecting: Using genetic resources for sustainable development. - Washington (World Resources Institute): 99-130
- PICOT, A.; DIETL, H. & E. FRANCK (2002): Organisation: Eine ökonomische Perspektive. - Stuttgart.
- RICHTER, R.; FURUBOTN, E.G. & M. STREISSLER (2003): Neue Institutionenökonomik: Eine Einführung und kritische Würdigung. - Tübingen.
- SAMPATH, P.G. (2005): Regulating bioprospecting: Institutions for drug research, access, and benefit-sharing. - Tokyo.
- SCHAMP, E. (2008): Globale Wertschöpfungsketten. Umbau von Nord-Süd Beziehungen in der Weltwirtschaft. - In: Geographische Rundschau 60(9): 4-11
- STURGEON, T.J. (2009): From Commodity Chains to Value Chains. Interdisciplinary Theory Building in an Age of Globalization. - In: BAIR, J. (Hrsg.): Frontiers of commodity chain research. - Stanford: 110-135
- TEN KATE, K. & S.A. LAIRD (2000): Biodiversity and business: coming to terms with the grand bargain. - In: International Affairs 76(1): 241-264
- WILLIAMSON, O.E. (1990): Die ökonomischen Institutionen des Kapitalismus. Unternehmen, Märkte, Kooperation. - Tübingen.

Treffpunkt Biologische Vielfalt 10	2011	177-187	Hrsg.: Bundesamt für Naturschutz, Bonn
------------------------------------	------	---------	--

Common Pools of Genetic Resources – A Potential Approach in Resolving Inefficiency and Injustice in ABS*

EVANSON CHEGE KAMAU

Keywords: Genetic resources, Traditional knowledge, Convention on Biological Diversity, Access and benefit sharing, Efficiency, Justice, Common pools, Hoodia, ITPGR FA

1 (In)efficiency of bilateralism. Legal practice

Looking at legal practice on international and national levels, this bilateral arrangement is far from perfect. Whilst the CBD precisely spells out the rights and obligations of the parties, it does not have its own legal mechanisms of ensuring compliance or monitoring the parties' activities. This is left to two often different and sovereign/independent legal systems to regulate and implement. What does such an approach envisage and which limits are dictated thereby?

1.1 Implementation and control by the provider

The scope and content of sovereign rights of provider states over their GRs as contained in Article 15.1 are far-reaching. The Article reads: "*Recognizing the sovereign rights of States over their natural resources, the authority to determine access to genetic resources rests with the national governments and is subject to national legislation.*" Contrary to previous practice, the CBD extends the scope of sovereign rights over natural resources to GRs by conferring the right to determine access to GRs upon the state within whose territory they are found.

The content of the right to determine the rules of access, though itself paramount, has gradually become broader and broader according to observations on state practice. One of the causes of this trend is the lack of enabling or compliance measures in user countries. As a result, the process of "determining access" is currently the lone tool that the provider is left with to ensure that the user abides to the requirements and conditions of access and benefit sharing (ABS).

1.1.1 The content of (sovereign) right to determine access

The few words in Article 15.1, "...*determine access to genetic resources...*", embody the content of the state's (sovereign) right to decide on access. A quick glimpse into these words, or a narrow interpretation thereof, seems to suggest that, whatever that involves, it all has to do with deciding whether access (to GRs) is granted or not and if yes, under which requirements and conditions (WINTER 2009, 20). Such a process may include, inter alia, assessing the application based on the research to be undertaken, the re-

* The Research Centre for European Environmental Law (FEU), University of Bremen, is examining this approach in a project titled "Common pools of genetic resources" that begun in February 2010 and will be ongoing until 2013. It is acknowledged that the project is funded by the German Research Foundation (DFG). I would also like to acknowledge Professor Gerd Winter, who, for the first time, introduced the idea of common pools in relation to the CBD ABS provisions during our forerunner project (2006-2009) in an ABS workshop in the winter of 2008 in Bremen, and together with whom the proposal for the current project was written as well as funds raised. This article has benefited substantially from the project proposal.

sources requested and environmental conditions, obtaining prior informed consent (PIC) for access to GRs and/or associated TK from local community, obtaining PIC from the agency responsible for nature protection or private landowner and the national ABS-authority or focal point. In practice, however, the process embraces requirements and conditions for activities that follow access, i.e. after (genetic) resources have left the provider state's territory. These may include: permitted and unpermitted uses, restrictions for transfer of materials, storage of materials, reporting duties, benefit sharing (BS) etc.

Pre- and post-access requirements and conditions are agreed upon by the parties in negotiations for mutually agreed terms (MAT). MAT normally form the content of the material transfer and/or benefit sharing agreement (MTA/BSA).

Article 15.7 CBD requires that *“Each Contracting Party shall take legislative, administrative or policy measures...with the aim of sharing in a fair and equitable way the results of research and development and the benefits arising from the commercial and other utilization of genetic resources with the Contracting Party providing such resources. Such sharing shall be upon mutually agreed terms.”* Such measures should be the ones to facilitate the user's compliance in the user state's territory. State practice, however, shows that user states have not demonstrated commitment to this obligation.¹ As a result, the provider attempts to influence the user's post-access behaviour by obliging the user through provider measures to fulfil his/her commitments in the research and development (R&D) phase.²

R&D activities normally take place in the user state. That raises a serious question: Is the provider state in a position to follow and control the R&D process in the user state -sometimes referred to as “downstream control”- as well as enforce compliance by the user?

1.1.2 The illusion of downstream control

Winter discusses the illusion of downstream control fairly well (WINTER 2009, 20f.). The ability of a provider state to track the movement of GRs through the R&D process as well as institute a lawsuit (litigate) in user states against users for violation of their ABS commitments is crippled by a number of factors.³ 1) Administrative law has no external reach as the principle of territoriality, an international law principle, bars states from exercising jurisdiction beyond their borders;⁴ 2) Even where parties have entered into a contractual agreement giving the provider state's court competence to deal with judicial issues arising thereafter, the execution of any judgement in the user state would still be dependent on the user state's courts; 3) The burden of proof is placed on the provider state; 4) The chain of material transfer, knowledge generation and development steps are so complex, which makes tracking hard; 5) Reporting duties are barely enforceable; and 6) For provider states to effectively enforce their legal powers it would cost them high transaction costs. The situation is further exacerbated by the lack of practice in this area.

With these challenges the question arises whether the user state is not in a better position to control the process of R&D and benefit sharing.

¹ Also Winter (2009), 24; Kamau (2009b).

² Cf. Godt (2009), 419; Winter, 24; Tvedt & Young (2007), 62ff.

³ See Winter (2009) for a more detailed discussion. See Kamau (2009b) for a discussion on disclosure requirement as a mechanism for enforcement of benefit sharing.

⁴ There are a few exceptions to this principle which arise as a result of a state being granted jurisdiction under other international law principles, namely the principle of nationality, the passive personality principle, the protective principle, and possibly the universal jurisdiction. For a detailed discussion of this subject see Reydams (2003).

1.2 Implementation and control by the user. An illusion?

As seen above, the ability of the provider state to effect the ABS commitments of the user state is a big illusion. Could user states be asked to manage the R&D and benefit sharing process?

A number of authors point to the fact that user states are better placed to more effectively influence the implementation of the CBD ABS obligations.⁵ Winter in particular explicitly indicates that user states could, to a certain extent, effectively steer the process if they are asked to take their international duties, as required by Article 15.7 CBD, seriously (WINTER 2009, 19, 24). Unlike provider states, user states are less hindered by the territoriality principle, especially in fulfilling their benefit sharing duties, because R&D activities related to GRs often take place in user states.⁶

Which measures should user states undertake to make this process a success? There are a number of possible voluntary measures that could be undertaken⁷ as well as involuntary ones that should be imposed. Only the latter are mentioned here.

First and foremost, user states must make legislations that concretize their obligations under Article 15.7 CBD. But how could such legislations be made effective? Winter (2009) and Godt (2009) explore some options. First, it should be an obligation for users of GRs to keep provider states informed about new knowledge, technology and benefits obtained and second, to share benefits (WINTER 2009, 24). Third, administrative oversight must be established submitting importers and users of GRs to notification and information duties.⁸ Fourth, administrative agencies must be enabled to track benefits back to provider states.⁹ Fifth, court procedure law and the international private law of the user states must ensure that MTAs and BSAs are enforceable within their jurisdiction. The last option is especially given an in-depth analysis by Godt, who focuses on tort liability for non-consented access to GRs and TK.¹⁰

User measures, however, have limits, as Winter notes (WINTER 2009, 25). Just like the provider countries, users are likewise hindered by the territoriality principle to enforce reporting and benefit sharing duties vis-à-vis other users, and in the same manner, administer oversight in provider states. Also doing so would cost them substantial transaction costs. In addition, the complexity of the chain of R&D makes it hard also for user states to trace the movement of materials and information thereto not to mention the variation of calculation methods applied in different states. These and other reasons make the “upstream control”, control by the user, difficult.

There are a number of administrative law solutions that have been sought to-date.¹¹ Although these too have been weakened by many impediments,¹² it is the laxity of user states to take earnest measures to meet their obligations that is considered the greatest hurdle to the ABS process, especially to benefit shar-

⁵ See Godt (2009); Tvedt & Young (2007); Winter (2009).

⁶ Winter (2009).

⁷ See Tvedt & Young (2007); Kamau (2009b).

⁸ Ibid.

⁹ Ibid.

¹⁰ See Godt (2009), entire chapter 22 (419-438); Ibid.

¹¹ These include: disclosure requirement, guidelines of public research funding organizations, certificates of origin etc. For a discussion of these and other measures see Winter (2009), 25. For a critical analysis of disclosure requirement see Kamau (2009b).

¹² See for example Winter (2009), 25; Kamau, *ibid.*

ing.¹³ It is therefore appreciated that immense room does exist for improvement of efficiency of control by both provider and user states.

2 (In)justice in benefit sharing

There is, however, still the question of distributional justice, even if efficiency is improved. For example, some GRs cannot be attributed to a specific geographical region or state. This is the case with GRs, which are endemic to two or several states. Also, cultivation of genetic material at times occurs outside the geographical area of endemism. That is the case with Pelargonium, for example.¹⁴ In the same manner, TK is often collectively induced and owned by a number (or various) local communities or traditional (herbal) practitioners (healers) occupying a specific national geographical area, or several national geographical areas, or at times living across state borders. Some TK associated with GRs is likewise at times considered disseminated, i.e., public domain.¹⁵

Following the CBD reading of bilateralism, would it be in order if a user A takes a plant that is endemic in three neighbouring provider states X, Y and Z, from X, and shares the benefits only with X. In addition, A might have opted to access the plant from X to take advantage of the gap or laxity in law etc., which might leave the option of not sharing benefits fairly and equitably, or not sharing at all, open. The plant might likewise be accessed from the state where it is cultivated and not the state of its endemism (e.g. in the Pelargonium case) without sharing benefits with the latter. Is that just? Does it promote “fair and equitable” sharing of benefits?

Taking the same example, if countries X, Y and Z pooled the(ir) resources (regional pool), not only distributional justice and fair and equitable sharing of benefits would be promoted, but most likely also the implementation of the conservation and sustainable use objectives of the CBD (in the region).

In such cases, we suggest that benefits should be shared with all states in which the GRs are endemic, and not with the first provider state only, and with all communities owning the TK, and not with the community that provided, i.e. gave access to the TK, alone. The ABS Nagoya draft protocol¹⁶ embraces this idea

¹³ Kamau, *ibid*, 413.

¹⁴ Pelargonium sidoides and Pelargonium reniforme are medicinal plant species endemic to South Africa and Lesotho. These plant species are well known amongst local communities of South Africa for their potent medicinal properties to treat various illnesses. In particular, the Pelargoniums have been used by local communities for respiratory tract infections, common coughs and colds, tuberculosis and stomach ailments, amongst many other illnesses. The formal written documentation of such use goes as far back as the 1800s. However, the knowledge of the use and the practical application of such knowledge have a long ancestral lineage, going back to time immemorial, among local communities of S.A. A German phyto-pharmaceutical company specializing in natural medicines, called Dr Willmar Schwabe Pharmaceuticals (Schwabe), was granted patent for the two species by the EPO (European Patent Office). Together with its partners, Spitzner and ISO-Arzneimittel, Schwabe began to produce a tincture called Umckaloabo from the roots of both Pelargonium species based on local S.A. knowledge. Umckaloabo became a blockbuster drug and has been successfully marketed in Europe and USA (Umcka) as a natural medicine to treat coughs, colds and respiratory tract infections with huge profits over the years. In order to ensure the steady supply of the Pelargonium roots to continue its Umckaloabo production, Schwabe initiated various projects including plantations not only in different areas of S.A. but also outside S.A. in Nakuru (Kenya) and Mexico. The patents are contested because they unlawfully allow Schwabe to appropriate as its sole property, the TK of local peoples of S.A. regarding the medicinal use of the two Pelargonium species. This form of misappropriation is commonly referred to as biopiracy. The Pelargonium patent was revoked in its entirety by the EPO in January 2010 for not meeting the patentability criteria of inventiveness.

¹⁵ For a detailed discussion see Kamau (2009a).

¹⁶ As per status of 27 October, 2010.

in Article 8 on transboundary cooperation that requires relevant parties to cooperate in such instances in order to implement the objective of the protocol, i.e. fair and equitable sharing of benefits.¹⁷ In the meantime, however, benefits continue to be reaped by only a small group of those who either co-own resources or/and knowledge or co-generate them.

3 Thoughts for improvement: Common pools

Therefore, both for reasons of effectiveness and justice, we suggest the creation of common pools of genetic resources as a potential approach to avoid bureaucratic hurdles and at the same time ensure distributional justice. We do not, however, consider common pools approach as a replacement to the CBD approach of bilateralism, but rather as a supplementary one. In any case, another reading of the CBD could be understood as allowing multilateral approach. Consequently, the proposed common pools approach is not designed to step out of the basic concept of sovereignty of resource states over their genetic resources, but rather understand the concept as enabling voluntary multilateral solutions. With the kind of bilateralism challenges mentioned above, we imagine that common pools have the potential of facilitating access, monitoring uses, collecting benefit shares and forwarding them to all source countries.

3.1 Exemplary pools

A number of similar solutions have been proposed and sometimes put into practice. Some of them have been studied but many are insufficiently known. In addition, there is a lack of in-depth analysis of the individual cases. Such cases can give enlightenment on reconstruction of existing pools to handle CBD ABS issues, or construction of new ones that are more suitable for that purpose.

To achieve this there is need to explore the structures, functioning and legal instruments of existing common pools including networks of in situ genetic material, collections and networks of ex situ resources, data banks and meta-databanks of genetic information, and networks and collections of TK. Examples of such common pools include: IPEN (International Plant Exchange Network), the Multilateral System of the ITPGR FA (International Treaty on Plant Genetic Resources for Food and Agriculture), RBG Kew (Royal Botanic Gardens), GenBank,¹⁸ Germinate,¹⁹ SwissProt,²⁰ Bushbuckridge TK pool (South Africa),²¹ BioZulua database (Venezuela) etc.

¹⁷ Article 8.1 states: “*In instances where the same genetic resources are found in-situ within the territory of more than one Party, those Parties shall endeavour to cooperate, as appropriate, with the involvement of indigenous and local communities concerned, where applicable, with a view to implementing this Protocol.*” Article 8.2 reads: “*Where the same traditional knowledge associated with genetic resources is shared by one or more indigenous and local communities in several Parties, those Parties shall endeavour to cooperate, as appropriate, with the involvement of the indigenous and local communities concerned, with a view to implementing the objective of this Protocol.*”

¹⁸ GenBank is the NIH (US National Institute of Health) genetic sequence database, an annotated collection of all publicly available DNA sequences (See <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/genbank/>).

¹⁹ Germinate is a generic plant data management system.

²⁰ The Swiss-Prot group develops, annotates and maintains the UniProtKB/Swiss-Prot protein sequence database, the most widely used protein information resource in the world. The group also develops and maintains other databases including PROSITE, a database of protein families and domains, and ENZYME, a database of enzyme nomenclature (See <http://www.isb-sib.ch/groups/geneva/-/swiss-prot-i-xenarios.html>).

²¹ A TK common pool of approximately 80 traditional healers. For detailed reading see Abrell et al. (2009), *Imagining a traditional knowledge commons*. A community approach to ensuring the local integrity of environmental law and policy, IDLO, Rome, Italy.

To download see website of Natural Justice at <http://www.naturaljustice.org/>.

Such work is in progress at the Research Centre for European Environmental Law (FEU), University of Bremen,²² where an analysis of such existing models aim to produce an improved typology of common pools, which can be used to develop a legal model for common pools, in particular for genetic information bases, metabases and regional pools of in situ and ex situ genetic resources.

3.2 From communal to global

The study covers common pool initiatives, including those mentioned above, starting from communal, to national, to regional and finally to global (world wide).

In order to deduce the desired information, three main criteria have been selected. In the first criterion, the effectiveness of common pools is analyzed, i.e. how much the interests of the providers are represented, whether duties of users are strengthened, whether sharing of knowledge and technology is facilitated etc. The second criterion, justice, examines how widely providers participate in the pool, whether the valorization stream is monitored, whether benefits are collected as well as allocated etc. The third criterion, public R&D, examines whether the pool facilitates access to materials for public research.

For illustration purposes, two case studies are analyzed below: San-Hoodia case as a model for a communal or regional common pool and the Multilateral System of the ITPGR FA as a model for a global common pool.

3.2.1 Case Study 1: San-Hoodia case

The San-Hoodia case is a good model of a local-cum-regional common pool of both GRs and TK. Communal because it was birthed so-to-say by an initiative of the San communities in the region, and regional because it covers a number of southern African states.

What is Hoodia? Hoodia is a plant that very much resembles a cactus. It grows in the Kalahari desert in parts of South Africa (S.A.), Botswana and Namibia, where it is endemic. The San, S.A. Bushmen, have used the plant as an appetite suppressant for many centuries, especially during lengthy hunting expeditions where little food was available so as to bring home all their catch.

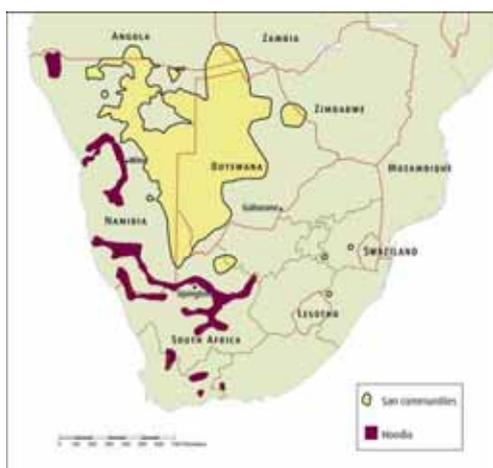


Fig. 1: The distribution of Hoodia spp. and occurrence of the San in southern Africa
Source: Wynberg 2006

²² For more information contact Gerd Winter (gwinter@uni-bremen.de) or Evanson Chege Kamau (echege@uni-bremen.de).

3.2.1.1 Stages and structure of formation of San-Hoodia pool²³

In 1963, the S.A. Council for Scientific and Industrial Research (CSIR) became aware of the plant's traditional uses from a 1937 paper by a Dutch ethnobotanist, and from San trackers who had worked for the S.A. military. In the 1980s, the CSIR revived its interest in the plant and isolated its active ingredient, a compound called P57, which it then patented in 1995.

In 1998 the CSIR licensed P57 to a small British biotech company, Phytopharm, which conducted double blind clinical trials of the chemical, confirming its appetite suppressing qualities.²⁴ Phytopharm then sub-licensed the product to Pfizer (USA Pharma Co.) for \$21 million.

A lawyer representing the San people in land claims (with the South African government) found out about the license to Phytopharm of the CSIR P57 patents and initiated negotiations for compensation of the San community.

Negotiations between the South African San Council²⁵ and representatives of CSIR resulted to the conclusion of a Memorandum of Understanding, which led to an ex post facto BSA in 2003, which foresees both monetary and non-monetary benefits.

According to the agreement, CSIR was obliged to pay 6% of royalties and 8% of milestone payments received from Phytopharm to the San.²⁶ Subsequently the San reached an agreement on allocations of the benefits between San councils in each country and WIMSA and, jointly with CSIR, established as well as registered the San-Hoodia benefit sharing trust (fund) in 2005. By the end of 2005 two milestone payments totalling R 560 000 (~USD 100 000) were made into the fund.

The publicity generated by the San-Hoodia case, the opportunities presented by the traditional San use of Hoodia plant and the patent granted to CSIR greatly influenced the ensuing developments.

Trade in Hoodia by plant traders –for herbal and dietary supplements– grew drastically afterwards and in most cases illegally and outside the San-CSIR BSA.²⁷ This led to overharvesting,²⁸ exclusion of the San and country of origin (S.A.) from sharing benefits arising from such trade and to a certain extent free-riding on CSIR/Phytopharm's research (WYNBERG 2009, 110). It also saw many herbal and dietary quarks enter the market, especially North American, which, in addition, raised alarm concerning safety and efficacy of such products (WYNBERG 2009, 110ff.).

Increasing concerns led to the inclusion of Hoodia species in Appendix II of CITES endangered species, regulation of Hoodia industry based on cultivation, and negotiations for benefit sharing (BS) between South African San Council, mandated by WIMSA, and Southern African Hoodia Growers Association

²³ For detailed reading on San-Hoodia case see Wynberg (2009), 89ff.

²⁴ In a phase I trial, obese people were given P57 or placebo, and the group receiving the active compound spontaneously reduced their daily food intake by 1000 calories.

²⁵ The Council was mandated by the Working Group of Indigenous Minorities in Southern Africa (WIMSA), a non-governmental regional network representing San communities in the region in land matters at the time. WIMSA coordinates and represents the interests of San peoples throughout southern Africa. For more information about the network see <http://www.wimsanet.org/>.

²⁶ After this Pfizer withdrew from its agreement with Phytopharm probably to save the company's image.

²⁷ See Wynberg (2009), 109ff. CSIR held a patent on the Hoodia extract, which does not forbid other companies from selling the raw material for incorporation into herbal and dietary supplements.

²⁸ According to Wynberg (2009), 110, annual trade in Hoodia rose from 25 tons in 2004 to 60 tons in 2006.

(SAHGA), which culminated into the signing of a BSA in 2007 (WYNBERG 2009, 112f.). The agreement acknowledged the San as the primary holders of TK about Hoodia and therefore, having a legal right to share benefits from the growing, harvesting and marketing of Hoodia (WYNBERG 2009, 113). It also acknowledged other groups holding TK about Hoodia (e.g. Nama and Damara) and foresaw their inclusion in BS through (other) agreements (WYNBERG 2009, 113).

Recent developments depict a clear tendency towards a regional common pool. In 2009, a multi-stakeholder meeting was held with the aim of seeking consensus on how relevant communal groups and countries could corporately deal with issues surrounding Hoodia. It was agreed, among other things, that all countries should be included in the process (Botswana had been excluded until then), all legitimate groups in the three countries should be identified and included in BS, and a common regional approach, which include harmonization of relevant laws, should be forged.²⁹

3.2.1.2 Strengths, setbacks and lessons

The pool demonstrates a strong urge and effort to promote justice. Two BSAs have already been concluded with the San. In addition, there are attempts to identify as well as include legitimate stakeholders in BS. The binding decision of WIMSA that heritage is indivisible declared that funds are to be shared equally among all San groups in countries represented by WIMSA (WYNBERG 2009, 106). In line with this a process is underway to renegotiate the San-CSIR BSA in order to include all relevant groups.³⁰ Likewise, the second BSA with SAHGA left the possibility open for further agreements to include other groups (WYNBERG 2009, 113).

As for now, all legitimate stakeholders, i.e. groups that have traditionally used Hoodia for the same purposes as the San and countries of Hoodia-endemism, are yet to be included in decision-making and in the sharing of benefits.³¹ From the San-SAHGA BSA, no benefits have been shared yet with the San. The San-CSIR BSA excludes the San from the co-ownership of intellectual property rights (IPRs), which are exclusively held by the CSIR (Provision 4), although the patents are based on the TK of the San.

In terms of effectiveness, the pool has triggered the formation of networks leading to improved capacity in dealing with issues surrounding Hoodia. Also efficiency in access has been improved as no individual negotiations with separate San groups are required. However, the interests of provider communities and countries are not sufficiently represented as duties of users are barely strengthened. There are no opportunities and/or mechanisms for communities and countries of origin to draw from modern manufacturing technologies or uses, as well as growing and harvesting methods. But negotiations with some user countries, namely Switzerland and Germany, are underway to improve control and compliance within their jurisdictions.

The trust has good principles that are exemplary for trust funds vis-à-vis functionality in distribution of funds. Accordingly, proceeds are to benefit all San groups³² and not to be paid to individuals. No distribu-

²⁹ See report of the multi-stakeholder meeting !khwa ttu, January 22-23, 2009, http://tkbulletin.files.wordpress.com/2009/02/hoodia_stakeholders_meeting_khwa_ttu_report_final_draft1.pdf.

³⁰ Ibid.

³¹ It is, however, a near impossible task to identify (all) groups that have historically utilized Hoodia based on the background of resettlement, dislocation and movement of the San about the landscape over centuries and millennia, as Wynberg (2009, 104ff.) correctly notes.

³² The 75 % trust income for the San had to be divided equally among all groups. 25 % to be retained by the trust for internal and administration purposes and for allocation to WIMSA (Wynberg 2009, 109).

tion to a beneficiary community is acceptable unless a request approved formally by the trust sets out a detailed budget and coherent plan, identifies a bank account opened by selected representatives with a proper constitution, and indicates the capacity to account fully for the proper expenditure of funds (WYNBERG 2009, 107). In addition, funds are to be used to attain the objectives of the trust, which include, inter alia, raising standards of living and well-being of the San people in southern Africa.³³ Apart from monetary benefits, the BSA required the CSIR to grant the San access to existing study bursaries (Provision 3.7).

The BSAs with SAHGA and CSIR show that collective management of resources (or common pools) possess the ability to fight illegal trade locally and internationally as well as promote conservation and sustainable use of biodiversity. The latter BSA explicitly commits the parties to conserving biodiversity and undertaking best-practice procedures for plant collection (Provision 3.6). In addition, it increases the chances of users sharing benefits with countries of origin and TK owners even when request to access GRs does not mention or include associated TK, as long as the use is based on the TK of local peoples.

Although the San-Hoodia case suffers several deficiencies, it nonetheless possesses a number of exemplary characteristic features, which make it a good model for both communal and regional common pools.

3.2.2 Case study 2: Multilateral System of the ITPGR FA

Thinking globally, we imagine that world wide pools of GRs have the potential of promoting efficiency, distributional justice and public R&D in ABS. The Multilateral system of the ITPGR FA is a good example of a multilateral approach.

3.2.2.1 What is the Multilateral System of the ITPGR FA?

The Multilateral System of the ITPGR FA (hereinafter MS) is a pool of genetic resources for food and agriculture, comprising 35 food crops and 29 forage genera all of which are listed in Annex I of the Treaty. These 64 crops are considered the most important crops for food accounting for 80% of all human consumption.³⁴ The MS aims to give scientific institutions and private sector plant breeders the opportunity to work with, and potentially to improve, the materials stored in gene banks or even crops growing in fields³⁵ in furtherance of the objectives of conservation and sustainable use of plant genetic resources for food and agriculture and the fair and equitable sharing of benefits arising out of their use.³⁶

3.2.2.2 Obligations of parties and functionality of MS

Upon ratification of the Treaty, contracting parties, “in exercise of their sovereign rights”, agree to make their genetic diversity, i.e. under their management and control or jurisdiction and in the public domain,³⁷ and related information (passport data³⁸) about the crops stored in their gene banks, available to all. The MS primarily includes GRs held in the ex situ collections of the International Agricultural Research Cen-

³³ Wynberg, *ibid.*

³⁴ See http://www.planttreaty.org/mls_en.htm.

³⁵ *Ibid.*

³⁶ Article 11.1 ITPGR.

³⁷ Article 11.2 ITPGR.

³⁸ Passport data is detailed information comprising identification, agronomic characteristics, morphological characteristics, organoleptic and technological characteristics and cultural practices.

tres (IARCs) of the Consultative Group on International Agricultural Research (CGIAR).³⁹ In addition, states shall encourage private persons to include their Annex I plant genetic resources in the system.⁴⁰

The Contracting Parties and the IARCs are obliged to provide access to their GRs according to terms and conditions laid down by a Standard Material Transfer Agreement (SMTA). The provider is obliged to periodically inform the Governing Body (GB) of the MS about MTAs entered into.

Access is generally free of charge. No tracking of individual accessions in provider states is foreseen. In exchange for the free access the recipient is not allowed to commercialize, claim or establish IPRs on GRs in the form received from the MS. Subsequent transfers must be made under the same terms and conditions (of the SMTA) and the GB notified after which the transferor has no obligations vis-à-vis actions of subsequent recipients. The recipient may seek intellectual property protection for newly developed brands suitable of such protection.

The MS establishes far-reaching duties to share benefits, including the exchange of information,⁴¹ access to and transfer of technology, capacity building, and the sharing of monetary and other benefits of commercialization.⁴²

The MS established a trust fund into which recipients of GRs are obliged by the SMTA to pay an equitable share of the benefits of commercialization,⁴³ which according to Annex 2 comprises 1.1% of the sales of the product(s) less 30%.⁴⁴ Hence, the money does not flow bilaterally but is channelled into a common fund. Direct and indirect payments are to be made from the fund to farmers especially in developing countries and countries with economies in transition.

3.2.2.3 Strengths, setbacks and lessons

The MS creates a global common pool of certain GRs destined at sharing the genetic material, knowledge, and monetary benefits.

The MS sets up opportunities for developed countries with technical know-how to use their laboratories to build on what the farmers in developing countries have accomplished in their fields⁴⁵ and for developing countries to receive new technology from developed countries. Such opportunities represent the interests of source countries -at least de jure- in terms of effectiveness, as they are free to get involved in R&D activities and the sharing of results. There are doubts, however, whether source countries, most of which are developing countries with little capacity, are in a position to get involved in practice.

³⁹ Article 11.5 ITPGR.

⁴⁰ Article 11.3 ITPGR.

⁴¹ Including characterization, evaluation, and utilization of Annex I GRs, respecting restrictions from intellectual property protection. The information shall be made available through the Global Information System on Plant Genetic Resources for Food and Agriculture, which includes more GRs than those listed in Article 17.

⁴² Article 13.2 ITPGR.

⁴³ If the recipient of the material uses the material to make a product and claims intellectual property (IP) over it and then assigns the IP to a third party, he must transfer the benefit sharing obligations of the MTA to that party.

⁴⁴ The GB has discretion of establishing different levels of payment for various categories of recipients who commercialize products from the material obtained from the MS. Exempt from this rule are recipients who make available to others without limitation such a product for further research and breeding. The GB may also exempt from such payment small farmers in developing countries and in countries with economies in transition. In spite of the GB's discretion, the MS also harmonizes calculation by establishing a fixed percentage of benefits to be shared from commercialization.

⁴⁵ See http://www.planttreaty.org/mls_en.htm.

The GRs are disconnected from the states of origin, i.e., the material and knowledge is freely exchanged. The MS establishes a system of tracking the movement of materials downstream and eases the burden of initial recipient to monitor further transfers as obligations are transferred to subsequent recipients.

As far as justice is concerned, the pool establishes a fund with benefit collection and benefit sharing functions. The SMTA expressly defines the percentage of benefits to be shared from commercialization and obliges subsequent recipients to share benefits. However, benefits are not necessarily to be shared with the source country, or country of origin.

Concerning public R&D, the MS establishes free and simplified access. By facilitating research, innovation and exchange of information without restrictions, transaction costs and lengthy time caused by the need for breeders to negotiate contracts with individual gene banks are cut down.⁴⁶ However, the provider and recipient are disconnected as there is no come-back requirement even in the event of commercialization thus blurring the downstream activities for the provider. Also, the materials are in principle meant for non-commercial use, i.e. research, breeding and training for food and agriculture. Consequently the scope of utilization excludes chemical, pharmaceutical and/or other non-food/feed industrial uses.

Disregarding doubts concerning the implementation of monetary transfers the system appears to be highly appropriate for crops and forage that are truly global in relation to their origin and use: they originate from global human efforts of breeding, and they are utilized and consumed as a fundamental means of subsistence by almost everybody.

However, the MS approach cannot be extended to all other (non-FA) GRs as it will hardly meet the source states' interests. The disregard of the origin of the genetic resource, and the sharing of benefits with all and not only source countries is contrary to the basic approach of the CBD, i.e., to privilege source countries in relation to benefit sharing.

4 Interim proposals

Although none of the analysis of exemplary common pools done until now in the project fully matches the profile of a common pool for all GRs, a number of precursory proposals for such a profile can be drawn from them. 1) Providers should notify genetic resources to be handled by the pool; 2) No authorization of individual access should be required; 3) Users should notify scientific information, technology utilization based on internal disclosure duties of scientists and users, respecting IPRs; 4) Users should notify third party transfers; 5) Users should notify commercial benefits; 5) Benefits should be paid into a trust fund; 6) Pool should take decision on distribution of benefits; 7) Payments from trust fund should be made to both provider states and states of origin; 8) Enforcement of duties to share benefits should be carried out by user states.

⁴⁶ Ibid.

5 Conclusion

The challenges of inefficiency, injustice and restriction of public research identifiable with the CBD bilateralism approach in ABS can be resolved through a common pool approach.

6 References

- ABRELL, E. et al. (2009): *Imagining a Traditional Knowledge Commons: A Community Approach to Ensuring the Local Integrity of Environmental Law and Policy.* – Rome (IDLO)
- GODT, C. (2009): Enforcement of benefit-sharing duties in user countries. – In: KAMAU/WINTER: *Genetic Resources, Traditional Knowledge and the Law. Solutions for Access & Benefit Sharing.* –London (Earthscan): 419-438
- KAMAU, E. C. & WINTER, G. (2008): DFG proposal for the project “Common pools of genetic resources.” - WI 427/20-1
- KAMAU, E. C (2009a): Protecting TK amid disseminated knowledge – a new task for abs regimes? a kenyan legal view. – In: KAMAU/WINTER: *Genetic Resources, Traditional Knowledge and the Law. Solutions for Access & Benefit Sharing.* - London (Earthscan): 143-170
- KAMAU, E. C. (2009b): Disclosure requirement – a critical appraisal. – In: KAMAU/WINTER: *Genetic Resources, Traditional Knowledge and the Law. Solutions for Access & Benefit Sharing.* – London (Earthscan): 399-418
- REYDAMS, L. (2003): *Universal Jurisdiction. International and Municipal Legal Perspectives.* - London (Oxford University Press)
- TVEDT, M. W. & YOUNG, T. (2007): *Beyond Access: Exploring Implementation of the Fair and Equitable Sharing Commitment in the CBD.* – Gland (IUCN)
- WINTER, G. (2009): Towards regional common pools of GRs – improving the effectiveness and justice of ABS. – In: KAMAU/WINTER: *Genetic Resources, Traditional Knowledge and the Law. Solutions for Access & Benefit Sharing.* - London (Earthscan): 19-35
- WYNBERG, R. (2006): *Identifying Pro-Poor, Best Practice Models of Commercialisation of Southern African Non-Timber Forest Products: PhD thesis.* - Glasgow (University of Strathclyde)
- WYNBERG, R. et al. (Eds) (2009): *Indigenous Peoples, Consent and Benefit Sharing: Lessons from the San-Hoodia Case.* - Dordrecht, Heidelberg, London, New York (Springer)
- Report of the multi-stakeholder meeting !khwa ttu. January 22-23. (2009)
[Http://tkbulletin.files.wordpress.com/2009/02/hoodia_stakeholders_meeting_khwa_ttu_report_final_draft1.pdf](http://tkbulletin.files.wordpress.com/2009/02/hoodia_stakeholders_meeting_khwa_ttu_report_final_draft1.pdf).

Partizipative Wertkettenanalyse von Kardamom in Nordlaos

ANTONIA SCHNEIDER

Schlagwörter: Nordlaos, Kardamom, ländliche Entwicklung, Wertschöpfungskette

Die Unterstützung des Marktzuganges von Kleinbauern, die einen Grossteil der ländlichen Bevölkerung in Entwicklungsländern darstellen, ist ein nachhaltiger Ansatz um Armut in diesen Regionen zu bekämpfen und die ökonomische Entwicklung in diesen Regionen zu fördern. Die ländliche Bevölkerung in Wertschöpfungsketten mit einzubinden bietet die Möglichkeit, am Markt teilzunehmen und Einkommen zu generieren (FRANCESCONI, 2009).

Kleinbauern in Nordlaos sind die Zielgruppe der vorliegenden Studie. Das Hochland von Nordlaos ist durch Abgeschiedenheit und schlechte landwirtschaftliche Infrastruktur gekennzeichnet (WORLD BANK, 2006). Die Lebensgrundlage der meisten Menschen in dieser Region ist Subsistenzlandwirtschaft und die Sammlung von Nicht-Holz-Wald-Produkten (Non Timber Forest Products – NTFP). Durch den Verkauf von NTFP bestreiten viele Bauern in dieser Region einen Grossteil ihres Lebensunterhaltes (FOPPES & PHOMMASANE, 2005). Deshalb suchen sie nach Möglichkeiten, diese Produkte zu verkaufen (WHEATLEY et al., 2004).

Das wichtigste NTFP, das in den Wäldern in Nordlaos wächst, ist Kardamom (*Amomum spp.*). Kardamom ist eine mehrjährige, krautige Pflanze die im Unterholz von Mischwäldern in den Bergregionen von Nordlaos wächst. Es wird hauptsächlich in der Traditionellen Chinesischen Medizin verwendet und ist nach Kaffee das zweitwichtigste Exportprodukt in Laos (FOPPES & KETPANH, 2000). Durch den Anbau von Kardamom in Agroforst-Systemen wird Cash-Crop-Produktion mit Waldschutz verbunden. Wilder Kardamom wächst in Lichtungen im Sekundärwald. Kommerzielle Hochleistungs-Sorten werden an den Waldrändern gepflanzt.

In der vorliegenden Studie wurden die verschiedenen Akteure, die an der Wertschöpfungskette von Kardamom beteiligt sind, interviewt, um abzuschätzen, welchen Beitrag Kardamom leisten kann, das Einkommen der ländlichen Bevölkerung in der Provinz Luang Namtha in Nordlaos zu verbessern. Ziel der Untersuchung war herauszufinden, welche Probleme beim Anbau über Verkauf bis hin zum Export entstehen, um mögliche Verbesserungsvorschläge geben zu können.

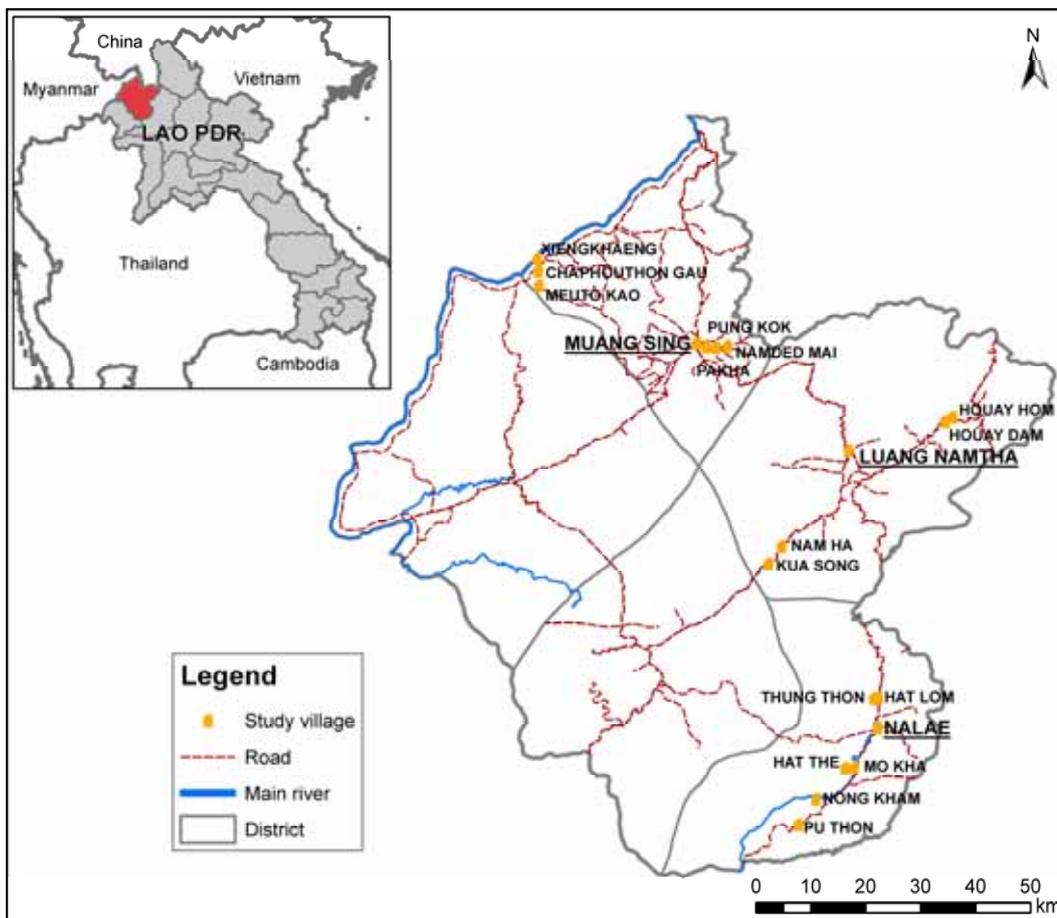
Folgende Forschungsfragen wurden behandelt:

- Wie ist die Wertschöpfungskette von Kardamom in Nordlaos organisiert? Wo wird Kardamom am Markt nachgefragt und wie findet die Vermarktung statt?
- Ist Kardamom eine interessante Einkommensquelle für die ländliche Bevölkerung von Nordlaos und welche Faktoren spielen in diesem Zusammenhang eine Rolle?
- In wie weit ist Kardamom Teil des Einkommens der untersuchten Dorfbevölkerung?
- Existiert Potential, um von der Wildsammlung von Kardamom vermehrt zu Anbau domestizierter Sorten überzugehen?

Die Studie wurde im Kontext des Laotisch-Deutschen Programms zur integrierten ländlichen Entwicklung der Bergregionen in Nord Laos (Lao-German Programme on Integrated Rural Development of Mountainous Areas in Northern Lao PDR, RDMA) durchgeführt. Dieses Programm versucht der ökonomisch benachteiligten Bergbevölkerung einen Marktzugang zu verschaffen und wirtschaftliches Wachstum zu ermöglichen (GTZ, 2006).

Forschungsgebiet

Die Provinz Luang Namtha liegt im Norden der Volksrepublik Laos. Die Studie wurde in 18 Dörfern durchgeführt. Die folgende Grafik stellt das Forschungsgebiet und die Dörfer dar, in denen die Interviews durchgeführt wurden.



Methoden

Zunächst wurde die bestehende Literatur zu Kardamom in Nordlaos ausgewertet, um ein Bild über den bisherigen Wissenstand zu erlangen. Bei der Datenerhebung wurde eine Kombination von qualitativen und quantitativen Methoden (strukturierte und halb-strukturierte Interviews, Gruppendiskussionen und Ortsbegehungen) angewandt. Die empirischen Daten sind das Ergebnis einer dreimonatigen Feldstudie, die von März bis Mai 2009 in der Provinz Luang Namtha in Nordlaos durchgeführt wurde.

Während dieser Zeit wurden 29 Kardamom-Sammler und 41 Anbauer, 7 Händler und 2 Exportfirmen befragt. Mit quantitativen Methoden wurden die Höhe des Einkommens sowie die verschiedenen Einkommensquellen erhoben. Die qualitativen Daten komplementieren die quantitativen Angaben und reflektieren

ren die Lebenssituation und die persönliche Einstellung der Befragten in Bezug auf den Anbau und die Wildsammlung von Kardamom.

Auf Grundlage der Ergebnisse der Untersuchung wurde die Wertschöpfungskette bildlich dargestellt. Die Visualisierung reflektiert die verschiedenen Vorgänge innerhalb der Wertschöpfungskette, stellt die Akteure und ihre Beziehung zueinander dar, zeigt den Produktfluss vom Rohprodukt bis hin zum Endprodukt sowie die Preise des Produktes.

Die Studie versucht, die momentane Einkommens- und Lebenssituation in den ausgewählten Dörfern in der Provinz Luang Namtha darzustellen. Sie versucht nicht, generelle Rückschlüsse auf eine Verbesserung der Situation in ganz Nordlaos zu ziehen

Ergebnisse

Vier Arten von Kardamom (*Amomum spp.*) wachsen in Nordlaos, wobei es sich nicht um den „echten“ Kardamom (*Elettaria cardamomum*) handelt. Es kommen zwei wildwachsende Sorten vor, *A. microcarpum* und *A. olvideum*, und zwei gezüchtete Sorten, von denen eine *A. villosum* var. *Xanthoides* (Lao: Maak Naen Khuang Tung) ist und die andere (Lao: Maak Naeng Khuang Tung“) eine weitere Zuchtart von *A. villosum* zu sein scheint (AUBERTIN, 2004, DUCOURTIEUX et al., 2004, NAFRI, 2007).

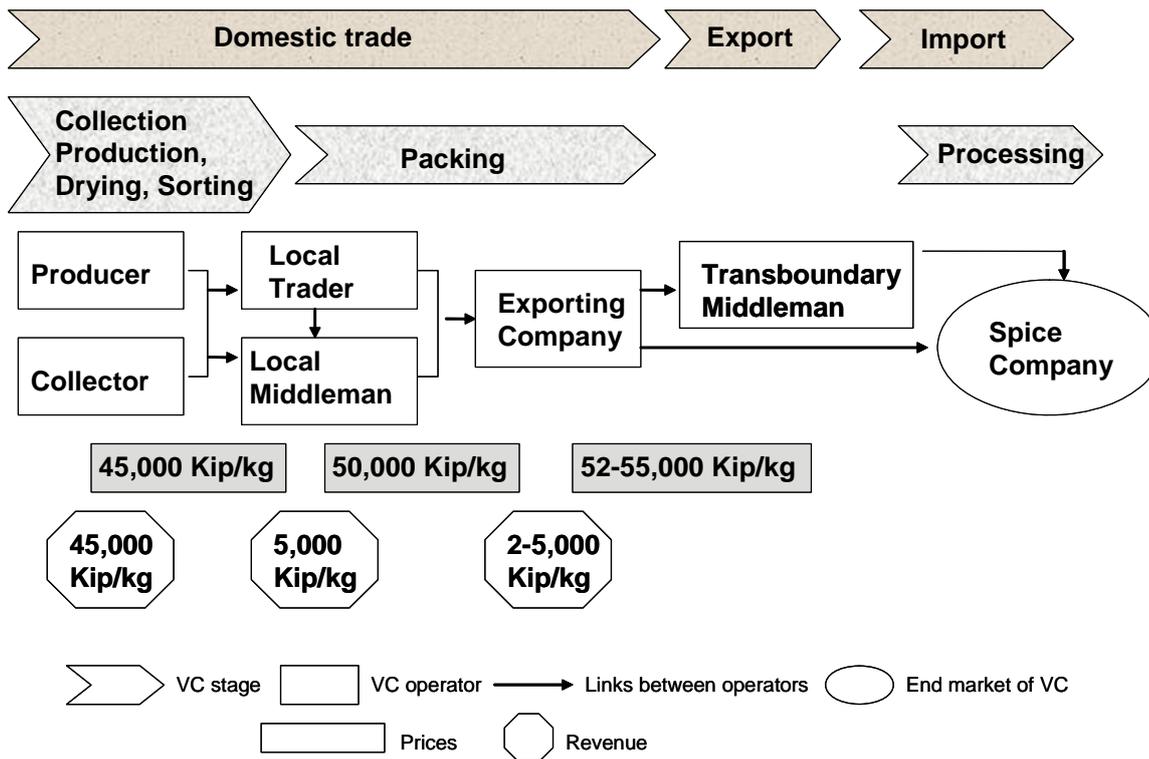
Kardamom wird zumeist von den Subsistenzbauern wild gesammelt, die kein Land besitzen, um zusätzlich zu Reis und Gemüse für die Grundernährung Kardamom selbst anzubauen. Bauern, die ausreichend Land besitzen, bauen Kardamom als gewinnbringende, mehrjährige Alternative zu kommerziell genutzten Pflanzen wie Mais und Reis an.

Die angebauten Sorten werden von den Händlern verstärkt nachgefragt, da sie auf dem chinesischen Markt höhere Preise erzielen als die wildwachsenden Sorten. Außerdem können in kürzerer Zeit größere Mengen geerntet werden, da die Pflanzen auf siedlungsnahen Feldern wachsen und keine langen Wege zu den Orten zurückgelegt werden müssen, an denen die Pflanzen wild wachsen. Aus diesen Gründen werden vermehrt die gezüchteten Sorten angebaut. Diese Tatsache führt dazu, dass die lokalen, domestizierten Sorten beim Anbau kaum eine Rolle spielen, die gezüchteten Sorten nach und nach die lokalen Sorten verdrängen und so die Biodiversität bedroht wird (AUBERTIN, 2004).

Der Anbau von Kautschuk hat in den letzten Jahren in ganz Nordlaos, besonders in der Provinz Luang Namtha stark zugenommen (COHEN, 2009). Zu Gunsten von Kautschukplantagen, werden die Sekundärwälder, in denen Kardamom natürlich wächst und angebaut wird, abgeholzt und das Rohprodukt wird nach China exportiert. Die Ausbreitung dieser Monokultur ist eine weitere Gefahr für die Biodiversität und somit für die Wildsammlung und den Anbau von Kardamom in der Forschungsregion.

Sammler sowie Anbauer verkaufen die getrockneten Kardamom-Früchte an Zwischenhändler, die das Produkt über einen weiteren Händler oder direkt an die Exportfirmen abgeben. Von dort aus wird es an chinesische Händler weiterverkauft, die den Transport zu den verarbeitenden Firmen in China organisieren.

Die folgende Grafik stellt die Wertschöpfungskette von Kardamom in Nordlaos dar.



Sowohl der wild gesammelte als auch der angebaute Kardamom wird von Produzenten, Händlern und Exporteuren als Einkommensquelle geschätzt. Die Wertschöpfungskette ist gut entwickelt und die Kardamom Früchte werden auf dem chinesischen Markt nachgefragt. Die Preise sind in den letzten Jahren gestiegen und Kardamom wird sowohl von den Sammlern als auch von den Anbauern als gewinnbringendes Produkt angesehen. Kardamom ist eine ertragreiche Pflanze wenn sie am richtigen Ort angebaut wird und eine Feldfrucht mit niedrigem Risiko für Vertragsausfall, die weder der Düngung noch der Pflanzenschutzbehandlung bedarf. Allerdings ist Landeigentum oder die Möglichkeit, Land zu pachten die Grundvoraussetzung für den Anbau. Deshalb ist der Anbau von Kardamom nicht allen befragten Personen möglich. Beim Sammeln können Mengen geerntet werden die besonders für die ärmeren der befragten Bauern von ökonomischer Bedeutung sind. Diese Bevölkerungsgruppe hat die Möglichkeit, die im Wald wild wachsenden Kardamompflanzen zu beernten und durch den Verkauf ein Einkommen zu erzielen ohne dass Investitionen in Pflanzgut oder der Unterhalt von Land anfallen. Aus diesem Grund ist der Verkauf von Kardamom besonders für die ärmeren, landlosen Personen als Einkommensquelle geeignet.

Literatur

- AUBERTIN, C. (2004): Cardamom (*Amomum* spp.) in Lao PDR: The Hazardous Future of an Agroforest System Product.- In: KUSTERS, K. & B. BELCHER (eds): Forest products, livelihoods and conservation. Case studies of non-timber forest product systems. Vol. 1: Asia. – Bogor (CIFOR): 43-60
- COHEN, P.T. (2009): The post-opium scenario and rubber in northern Laos: Alternative Western and Chinese models of development. - International Journal of Drug Policy 20: 424-430

- DUCOURTIEUX, O.; VISONNAVONG, P. & J. ROSSARD (2004): Cash Crops In the Uplands: The Cardamom Experience. - In: BOUHOM, B.; GLENDINNING, A.; NIELSSON, S. & M. VICTOR (eds.): Poverty reduction and shifting cultivation stabilisation in the uplands of Lao PDR: technologies, approaches and methods for improving upland Livelihoods – Proceedings of a workshop held in Luang Prabang, Lao PDR, January 27-30, 2004. – Vientiane (National Agriculture and Forestry Research Institute): 323-340
- FOPPES, J & S. PHOMMASANE (2005): Experiences with Market development of Non-Timber Forest Products in Lao PDR proceedings of the international workshop on “market development for Improving Upland Poor’s Livelihood Security” Organized by the centre for Community Development Studies (CDS), 30. August -2 September 2005. - Kunming, China
- FOPPES, J. & S. KETPHANH (2000): Forest extraction or cultivation? Local solutions from Lao PDR. Paper presented at the workshop on the evolution and sustainability of “intermediate systems” of forest management, FOREASIA, 28 June-1 July 2000. - Lofoten, Norway
- FRANCESCONI, G.N. (2009): Cooperation for competition. Linking Ethiopian farmers to markets: PhD thesis. - Wageningen (University)
- GTZ (2006): Rural Development in Mountainous Areas of Northern Lao PDR. - Vientiane
- NAFRI, NUoL, SNV (2007): Non-Timber Forest Products in the Lao PDR. A Manual of 100 Commercial and Traditional Products. – Vientiane (The National Agriculture and Forestry Research Institute)
- WORLD BANK (2006): Lao PDR: rural and agriculture sector issues paper. Rural Development and Natural Resources Sector Unit. East Asian and Pacific Region
- WHEATLEY, C.; WOODS, E. & SETYADJIT (2004): The benefits of supply-chain practice in developing countries – Conclusions from an international workshop. Agriproduct Supply Chain Management in developing countries. - In: JOHNSON & HOFMAN (eds.) Proceedings of an international workshop: Agriproduct Supply chain Management in developing countries held 19-22 August 2003 in Bali, Indonesia. – Canberra (Australian Centre for international agriculture research)

Die Auswirkungen des Landnutzungswandels auf die Biodiversität der Hochweiden im südlichen Kirgistan

PETER BORCHARDT

Schlagwörter: Degradation; Endemismus; Post-Sowjet-Transformation; Ruderale Arten; Tulpen; Vegetationsmuster; Zentralasien

Einleitung

Die seit der Auflösung der Sowjetunion im Jahre 1991 unabhängige Republik Kirgistan liegt in Zentralasien und grenzt im Süden und im Osten an China und Tadschikistan, im Norden an Kasachstan und im Westen an Usbekistan (Abb. 1). Zu Sowjetzeiten wurden die nomadisch lebenden Kirgisen sesshaft gemacht, die Wirtschaft in Fünfjahresplänen geregelt und die Landwirtschaft in großen Staatsbetrieben kollektiv organisiert. Auf den Zerfall der Sowjetunion folgte ein weitreichender Transformationsprozess auf politischer, sozioökonomischer und ökologischer Ebene. Die großen Viehherden der landwirtschaftlichen Staatsbetriebe existieren heute nicht mehr, aber aufgrund von Arbeitslosigkeit und unzureichenden Einkommensalternativen spielen insbesondere die Viehwirtschaft und die Nutzung der siedlungsnahen Hochweiden gegenwärtig eine wichtige Rolle für die Lebenssicherung der ländlichen Bevölkerung. Die Inwertsetzung siedlungsferner Weidegebiete ist aufgrund fehlender finanzieller, logistischer und infrastruktureller Mittel nur beschränkt möglich, daher konzentriert sich die Beweidung auf gut erreichbare, siedlungsnahen Flächen (UNEP 2007).

Die im Rahmen des interdisziplinären Forschungsprojektes „*The Impact of the Transformation Process on Human-Environmental Interactions in Southern Kyrgyzstan*“ (www.kirgistan.uni-hamburg.de) untersuchten Hochweiden (1.800 – 3.400 m ü. NN) sind Teil der weitreichenden Weidegebiete des südwestlichen Tien Shan (Abb. 1). Unterhalb von 1.800 m ü. NN grenzen die Hochweiden an die weltweit einzigartigen Walnuss-Wälder (Abb. 2).



Abb. 1: Lage des Untersuchungsgebietes in Kirgistan



Abb. 2: Walnuss-Wald und die angrenzenden Hochweiden

Die Hochweiden zeichnen sich durch eine hohe Diversität an Gefäßpflanzen aus (bis zu 49 Arten auf 25 m²), an der die mittelasiatischen Endemiten großen Anteil haben (~50 %). Die Auswirkungen des Landnutzungswandels auf die biologische Vielfalt dieses Gebirgslebensraumes sowie die Probleme und die Notwendigkeit der Einführung eines nachhaltigen Weidemanagementsystems soll kurz unter folgenden Aspekten erläutert werden:

1. **Landnutzungswandel I: Steigende Viehzahlen & unkontrollierte Beweidung**
2. **Landnutzungswandel II: Naturschutz in instabilen Staatssystemen**
3. **Diversität der Weiden I: „Tulpenrevolution“**
4. **Diversität der Weiden II: Endemiten vs. Ruderale**
5. **Diversität der Weiden III: Beweidungsintensität vs. Artenreichtum**

1 Landnutzungswandel I: Steigende Viehzahlen & unkontrollierte Beweidung

Durch in den letzten Jahrzehnten im Untersuchungsgebiet stetig steigende Viehzahlen (Abb. 3) nimmt auch der Nutzungsdruck auf den Hochweiden zu.

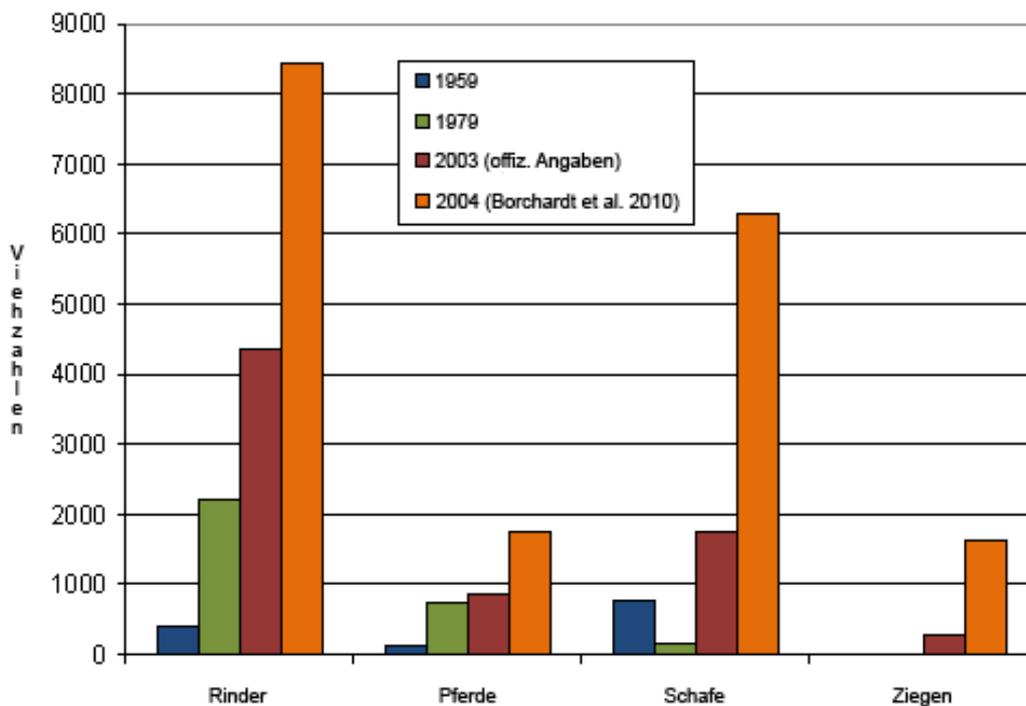


Abb. 3: Zunahme an Weidetieren in der Gemeinde Arslanbob

In der Subsistenzwirtschaft der kirgisischen Landbevölkerung sind Weidetiere beliebte Investitionsgüter, da sie bei geringen Produktionskosten (u. a. wegen niedriger Weidegebühren) verhältnismäßig hohe Erlöse aus dem Verkauf von Milchprodukten erzielen. Zudem stellen sie ein flexibles Investitionsgut dar, welches bei Geldbedarf verkauft werden kann (BORCHARDT et al. 2010a).

Obwohl Ziegen offiziell auf den untersuchten Weideflächen verboten sind (*State Forest Agency of the Kyrgyz Republic* 1996), ist eine starke Zunahme an Ziegen in den letzten Jahren zu vermerken. Dies verstärkt aufgrund ihres Fraßverhaltens den Druck auf das empfindliche Ökosystem der Hochweiden. Insbesondere das Ökoton der oberen Waldgrenze der Walnuss-Wälder ist aufgrund der Fraßschäden an Gehölzpflanzen davon betroffen (BORCHARDT et al. 2010b).

Die aus der Abhängigkeit von der Subsistenzwirtschaft resultierende steigende Zahl an Privatnutzern (Hirten, Viehbesitzer, etc.), die deutlich gestiegenen Viehzahlen sowie die Beschränkung auf siedlungsnahen Weiden führen zu einer unkontrollierten und intensivierten Land- und Forstnutzung (BORCHARDT et al. 2010a, b).

2 Landnutzungswandel II: Naturschutz in instabilen Staatssystemen

Die für die Hochweiden und die Walnuss-Wälder unmittelbar zuständigen Institutionen (Verwaltungen, Forstbetriebe, etc.) sind personell schwach besetzt und unterfinanziert. Sie können somit ein funktionierendes Weide- und Forstmanagement nicht garantieren. Zudem herrschen Korruption und Nepotismus in den Institutionen vor, weshalb auch das Vertrauen seitens der Bevölkerung in sie fehlt (BORCHARDT et al. 2010a, b).

Nicht nur Korruption und Nepotismus in den mit der Nutzung der Hochweiden verknüpften Institutionen (Ministerien, Verwaltungen, Forstbetrieben, etc.) erschwert die Umsetzung der Forschungsergebnisse verschiedenster Projekte zu den Hochweiden und den Walnuss-Wäldern, sondern auch die „Revolutionen“ der Jahre 2005 und 2010. Durch die politischen Umbrüche wurden nahezu alle Ansprechpartner im administrativen sowie im wissenschaftlichen Sektor ausgetauscht. Der wiederholte Verlust an Kooperationspartnern machte immer wieder gemeinsame Pläne und Absprachen nichtig. Der Wandel hin zu einer unkontrollierten und intensiven Nutzung der Hochweiden und der angrenzenden Walnuss-Wälder ist auch eine Konsequenz aus der fehlenden Kontinuität in den verantwortlichen Institutionen. Die Umsetzung von Zielen der CBD (Convention on Biological Diversity) ist somit unmittelbar an die Stabilität der verantwortlichen Staaten gebunden.

3 Diversität der Weiden I: „Tulpenrevolution“

Die erste „Revolution“ im Jahr 2005 wurde von den Medien „Tulpenrevolution“ getauft. Bunte Namen für die maßgeblich friedlichen Aufstände in den ehemaligen Sowjetrepubliken wurden von den Medien gesucht, und so wurde die Entmachtung des ersten kirgisischen Präsidenten Askar Akayev nach der Nationalpflanze der Kirgisen getauft: Der Tulpe.

Kirgistan ist ein Diversitätszentrum für die Gattung *Tulipa* mit einer hohen Endemismusrate. Im westlichen Tien Shan kommen 19 (30 %) der insgesamt 64 zentralasiatischen Tulpen-Arten vor, davon gelten 14 als endemisch. Fast alle Tulpen sind in einer Höhe von 1.200 – 2.500 m ü. NN (PRATOV et al. 2006) verbreitet und kommen somit in einer Höhenstufe mit sehr hoher Landnutzungsintensität und Siedlungs-

dichte vor. Dies führt bei einer nicht nachhaltigen Nutzung natürlicher Ressourcen unweigerlich zu einer Bedrohung schon von Natur aus seltener Tulpen-Arten.

In der aktuellen „Roten Liste“ Kirgistans (DAVLETKELDIEV 2007) finden sich 11 Arten der Gattung *Tulipa* (*T. affinis*, *T. anadroma*, *T. greigii*, *T. kaufmanniana*, *T. kolpakowskiana*, *T. korolkowii*, *T. otrowskiana*, *T. platystemon*, *T. rosea*, *T. tetraphylla* & *T. zenaidae*).

Ausnahmslos alle genannten Tulpen-Arten sind durch Landnutzungswandel und Überweidung gefährdet. Insbesondere die im Jahresverlauf immer früher beginnende Weidesaison auf den subalpinen / alpinen Wiesen stellt eine Bedrohung für die frühjahrsblühenden Tulpen dar (Abb. 4).



Durch Verbiss- und Trittschäden können die Tulpen in der kurzen Vegetationsperiode über Photosynthese nicht genug Energie speichern, um im folgenden Jahr wieder auszukeimen. Zudem werden die Zwiebeln durch Tritt immer tiefer in den Boden gedrückt, so dass man sprichwörtlich von lebendig begrabenen Tulpen sprechen kann, da der Weg an die Oberfläche für den folgenden Keimling zu weit ist.

Abb. 4: Im Frühjahr blühende Tulpen im Schatten einer Kuh

3 Diversität der Weiden II: Endemiten vs. Ruderale

Die auf den Hochweiden angetroffenen Gefäßpflanzenarten wurden nach CZEREPANOV (1995); KOMAROV (1934-1969) & MEUSEL et al. (1965-1992) in sechs phytogeographische Gruppen eingeteilt: (1) Ruderal / Weitverbreitet; (2) Eurosibirisch; (3) Mittelasiatisch, (4) Mittelasiatisch-Kaukasisch; (5) Pontisch-Sibirisch, (6) Irano-Turanisch.

Obwohl der größte Anteil der vorkommenden Arten mittelasiatisch verbreitet ist, dominieren ruderale und weitverbreitete Arten die Vegetationsdecke der Weiden. Ruderale Arten verdrängen insbesondere auf intensiv beweideten Flächen die ursprünglich vorkommenden Arten (BORCHARDT et al. 2010b, Abb. 5)

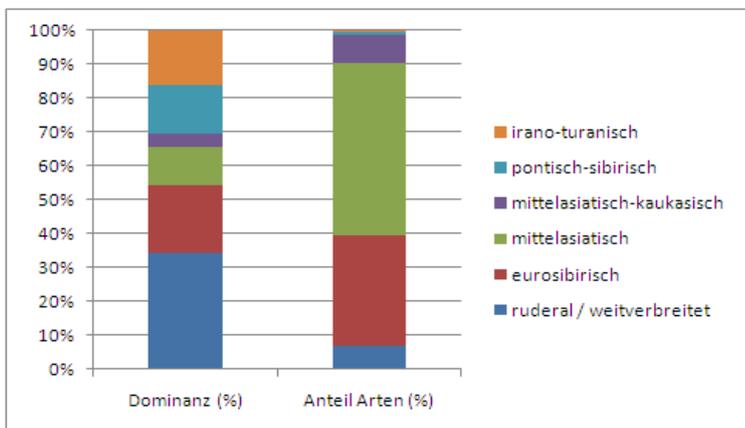


Abb. 5: Phytogeographische Zusammensetzung der Vegetation der Hochweiden

5 Diversität der Weiden III: Beweidungsintensität vs. Artenreichtum

Die Klassifikation der Vegetation der Hochweiden im süd-westlichen Tien Shan ergab vier Vegetationstypen: A *Aconogonon-Prangos*-; B *Phlomooides-Alchemilla*-; C *Eremurus-Arenaria*-; D *Plantago-Polygonum*-Gesellschaft (BORCHARDT et al. 2010b)

Das Ordinationsdiagramm (Abb. 6) basiert auf einer Korrespondenzanalyse (DCA). Die über die floristische Varianz projizierten Vektoren ausgewählter Standorteigenschaften zeigen den zunehmenden Artenreichtum (u.a. dichtere Strauchschicht) in Gebieten mit geringerer Beweidungsintensität. Während die Gesellschaft A die weniger genutzten und weniger degradierten Weiden repräsentiert, findet man Gesellschaft C auf degradierten Hanglagen und D auf von Weidetieren hoch frequentierten Trittrasen. Im Unterschied zu den Gesellschaften A, C und D, welche in einer Höhenstufe von 1.800 – 2.800 m ü. NN aufgenommen wurden, ist Gesellschaft B in alpinen Lagen oberhalb 2.800 m ü. NN verbreitet (BORCHARDT et al. 2010b).

Weitere Informationen zu den erfassten Vegetationsdaten des Projektes finden sich in dem geplanten Sonderheft des Journals "Biodiversity and Ecology" (BORCHARDT et al. 2010c) sowie zukünftig online auf „World Metadatabase on Vegetation Databases“ (<http://geobot.botanik.uni-greifswald.de/portal/vegbank>).

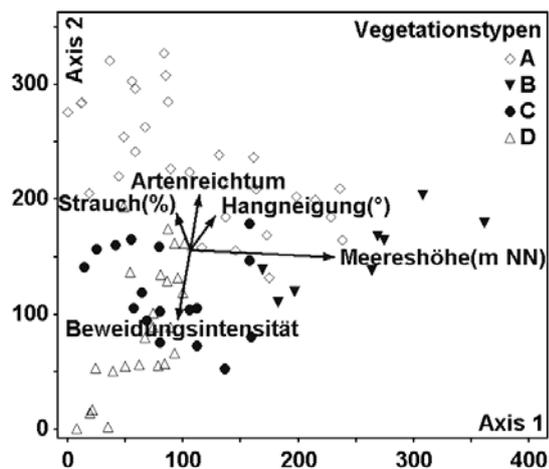


Abb. 6: DCA-Ordination basierend auf 79 Vegetationsaufnahmen

Fazit

Die aufgeführten Ergebnisse verdeutlichen den starken Einfluss der Beweidung auf die Biodiversität der Hochweiden unter verschiedenen Aspekten: (1) auf die Verbreitung der Vegetationsmuster; (2) auf die floristische Zusammensetzung hinsichtlich ihres phytogeographischen Spektrums sowie (3) auf einzelne Pflanzengruppen, wie es am Beispiel der Tulpen erläutert wurde.

Zu dem wirkt sich die hohe Nutzungsintensität negativ auf Ökosystemfunktionen (z. B. Weidekapazität, Primärproduktion, Bodenschutz, etc.) aus und führt durch u. a. Desertifikationsprozesse zu einer Degradation der siedlungsnahen Hochweiden (UNEP 2007, BORCHARDT et al. 2010b).

Die Kapazität der Weiden ist gegenwärtig schon dermaßen gesunken, dass immer wieder Konfliktpotential unter den Viehbesitzern bezüglich ihrer Weideflächen spürbar ist. Der Schutz der biologischen Vielfalt der Hochweiden im südlichen Kirgistan, bzw. die Umsetzung der Ziele der CBD ist direkt an die Lebens-

sicherung der lokalen Bevölkerung geknüpft. Der Erhalt der Biodiversität, die Verhinderung zukünftiger Konflikte um Weideland und damit die Absicherung der lokalen Bevölkerung können nur durch die effektive Umsetzung eines nachhaltigen Nutzungskonzeptes für die Hochweiden und die angrenzenden Walnuss-Wälder gesichert werden.

Literatur

- BORCHARDT, P.; SCHMIDT, M. & U. SCHICKHOFF (2010a): The impact of land use change on vegetation patterns in Kyrgyzstan's walnut-fruit forests. - Die Erde. (zum Druck angenommen)
- BORCHARDT, P.; SCHICKHOFF, U.; SCHEITWEILER, S. & M. KULIKOV (2010b): Mountain pastures and grasslands in the SW Tien Shan, Kyrgyzstan: floristic patterns, environmental gradients, phytogeography, and grazing impact. (eingereicht).
- BORCHARDT, P.; SCHEITWEILER, S. & U. SCHICKHOFF (2010c): Vegetation database of the interdisciplinary project: "The Impact of the Transformation Process on Human-Environmental Interactions in Southern Kyrgyzstan". - Biodiversity & Ecology. (eingereicht)
- CZERECHANOV, S.K. (1995): Vascular plants of Russia and adjacent states. – Cambridge (Cambridge University Press)
- DAVLETKELDIEV, A.A. (ed.) (2007): Red data book of Kyrgyz Republic. - 2nd ed. - Bishkek. KG.
- KOMAROV, V.L. (ed.) (1934-1969): Flora SSSR, T. pp. 1-30. Izd. AN SSSR. Moskva-Leningrad, RU.
- MEUSEL, H.; JÄGER, E. & E. WEINERT (1965-1992): Vergleichende Chorologie der zentraleuropäischen Flora. – München (Urban & Fischer)
- PRATOV, U.P.; SHARIPOV, A.H.; ASHURMETOV, O.A. & K.S. TADSHIBAEV (2006): Tulips of the Western Tien Shan. - Tashkent. UZ.
- STATE FOREST AGENCY OF THE KYRGYZ REPUBLIC (1996): Correction on pay-scales to calculate penalties for damage on forestry" (in russ.: Prikaz Gosudarstvennogo agentstva po lesnomu chozjajstvu pri Pravitel'stve Kyrgyzskoj Respubliki). Ot: 13.02.1996 N 8, zaregistririvan v Ministerstve justicii Kyrgyzskoj Respubliki 22.02.1996 indeks 294). In: Order, 13.02.1996 Nr. 8, registered at Ministry of Justice of the Kyrgyz Republic on 22.02.1996 Index 294, Bishkek, KG.
- UNDP (2007): Kyrgyzstan: Environment and natural resources for sustainable development. United Nations Development Programme in the Kyrgyz Republic & State Agency on Environment Protection and Forestry under the Government of the Kyrgyz Republic, Bishkek, KG

Danksagung

Die vorliegende Studie ist Teil des Forschungsprojektes "*The Impact of the Transformation Process on Human-Environmental Interactions in Southern Kyrgyzstan*", gefördert von der Volkswagen Stiftung. Die Interdisziplinarität dieses Projektes resultiert aus der Zusammenarbeit kirgisischer und deutscher WissenschaftlerInnen aus Bishkek, Bonn, Berlin und Hamburg. Besonderer Dank geht an B. Tagaev, G. Lazkov, T. Asykulov, U. Schickhoff, M. Schmidt, A. Dörre, S. Scheitweiler, M. Kulikov, N. Schwab und J. Ponsens für ihre freundschaftliche Unterstützung während der Feldaufenthalte.

Zum ökologischen Gleichgewicht in Eichenwäldern – der Einfluss struktureller Bestandesfaktoren auf die Funktionale Biodiversität

TIM ZIESCHE

Schlagwörter: Eiche, Quercus petraeae, Waldökologie, Naturwaldforschung, Entomologie

Eichenwälder gelten als besonders artenreiche Ökosysteme und die Einflüsse der Baumschicht auf die darin auftretenden Lebensgemeinschaften sind vielfältig. Zum einen verändern sich strukturelle Komponenten und Umweltbedingungen im Bestand mit dem Alter der Baumschicht, unabhängig von der Bewirtschaftungsweise. Darüber hinaus wirken sich anthropogene wie natürliche Einflüsse durch die Art und Frequenz der Störungen oder Eingriffe auf die Strukturheterogenität, den Holzvorrat, die Blattmasse, Baumarten, Totholz, Bodeneigenschaft und letztendlich auf kleinräumige Umweltbedingungen aus. Solche Faktoren haben einen Einfluss auf die biologische Vielfalt unterschiedlicher Insektenordnungen und Gefäßpflanzen (OTTO 1994, DAJOZ 2000, ZIESCHE & ROTH 2008).

Die biologische Vielfalt wird häufig als eine der Grundvoraussetzungen für die Stabilität von Ökosystemen gegenüber Störeinflüssen betrachtet. Dabei ist die Rolle einzelner Artengruppen, wie auch das Zusammenspiel von Artengemeinschaften und ökologischen Prozessen in der Frage der funktionalen Stabilität eines Lebensraumes in vielen Fällen unbekannt (MOONEY 2002, LOREAU et al. 2002). Die Tatsache, dass Biologische Vielfalt nicht in allen Fällen mit ökologischer Stabilität oder gar hoher ökologischer Elastizität gleichzusetzen ist, spiegelt die Notwendigkeit zum Verständnis funktionaler Zusammenhänge für die Zukunft wider.

Grundsätzlich ist eine hohe Artenvielfalt in den Wäldern dennoch eine wichtige Voraussetzung für die Anpassung elementarer Prozessfunktionen an sich verändernde Umwelt- und Landschaftsbedingungen (BEGON et al. 2006). Dabei ist die Rolle der einzelnen Arten bei wichtigen Ökosystem-Prozessen unterschiedlich gewichtet und Theorien reichen von asymptotischen Beiträgen, über einen veränderten Einfluss mit steigender Biodiversität im Ökosystem bis hin zu der Vorstellung, dass einige Arten stärker zu Prozesssteuerungen beitragen als andere (HECTOR et al. 2001).

Bislang ist die Bedeutung der Biodiversität unterschiedlicher Lebensräume als Regulator für Ökosystemfunktionen und Ökosystemstabilität unzureichend untersucht. Die Untersuchung der funktionalen Biodiversität folgt bisher einer jahrzehntelangen Entwicklung und die Interaktion von Umwelt und Artengemeinschaften bleibt aktuell von großem Interesse (HUGHES and PETCHEY 2001, LOREAU et al. 2001). Grundlegend geht man davon aus, dass eine hohe Artenvielfalt einer Streuung von Risiken gleichkommt. Demzufolge kann die Umwelt bestimmte Ökosystemfunktionen bei störungsbedingten Ausfällen in einer vielfältigen Artengemeinschaft besser kompensieren.

Das Projekt untersucht in einem ersten Schritt die Auswirkungen der Bestandesstruktur auf die Artenvielfalt in Natur- und Wirtschaftswäldern aufsteigenden Alters (79 bis 460 Jahre der 1. Baumschicht; n=5 Flächen) mit gleichzeitig abnehmender Bewirtschaftungsintensität (Eingriffe: Anzahl, Frequenz, Umfang). In der zweiten Phase dient ein Blockdesign aus Versuchsflächen (119 bis 150 Jahre Bestandesalter; n=10 Flächen) der Betrachtung des Arteninventars und Umweltparametern und deren Interaktionen in

Reinbeständen bewirtschafteter und unbewirtschafteter Wälder. Hier werden paarweise benachbarte Eichenwald-Bestände (*Quercus petraea*) gleichen Alters verglichen, die sich in der Bestandesstruktur unterscheiden.

1 Alters- und Bewirtschaftungsgradient

Mit aufsteigendem Bestandesalter der überschirmenden Baumschicht steigt die Artenzahl der Coleopteren von 250 Arten im jungen Wirtschaftswald auf nahezu 400 Arten im alten unbewirtschafteten Traubeneichen-Bestand an (Abb. 4; Datenbasis: n = 52.000 Ind. aus 1.029 Arten der Ordnung Coleoptera). Nach Einordnung der Gesamtfänge in die Gefährdungskategorie der Roten Liste Deutschlands weisen die Alteichenbestände einen hohen Anteil seltener und in ihrer Verbreitung bedrohter Arten auf. Und auch im Naturwald mittleren Alters in der Rochauer Heide (MN) konnten zahlreiche Arten nachgewiesen werden, die der höchsten Gefährdungs-Kategorie der Liste angehören. Die Alteichenflächen mit 400 bis 460 jährigen Bäumen beheimaten jeweils 10 nachgewiesene Arten einer weiteren Seltenheitskategorie, den sogenannten Urwaldreliktarten, die in ihrer Verbreitung an die Wald-Alters und Zerfallsphase gebunden sind. Solche Nachweise unterstreichen den besonderen Stellenwert dieser mittlerweile außerordentlich seltenen Eichenbestände von mehreren hundert Jahren Alter.

Baum und Bestandeseigenschaften: Spezifische Eigenschaften des Baumes verändern sich mit dessen Alter und führen bei der Eiche zu relevanten Strukturänderungen mit Auswirkungen auf den Bestand. Im Zuge der Erhebungen konnten 21 Sonderstrukturen für die Eiche definiert werden. Dabei bieten eine Reihe von Baumeigenschaften geeignete Kleinthabitate für eine Vielzahl von hoch spezialisierten Insekten und setzen sogar häufig das Auftreten einer Art im Bestand voraus (SCHMIDL & BUBLER 2004). Zahlreiche Arten, speziell solche der Gruppe der Totholzkäfer, korrelieren in ihrer Verbreitung hoch signifikant an erhobene Strukturen der Mulmhöhlen, Totholzäste, Pilzkonsolen, Specht- oder Astlöcher.

Sowohl die Anzahl der Sonderstrukturen eines Baumes, als auch die Anzahl der unterschiedlichen Sonderstrukturarten steigen mit dem Alter der Eiche an. Eine besonders hohe Heterogenität, aber auch eine hohe Gesamtsumme der Sonderstrukturen finden wir an den Bäumen der unbewirtschafteten Flächen.

So verändert sich ebenfalls die Borke der Eichen mit dem Alter. Während die Anzahl der Rindenfurchen lediglich bis zu einem Stammdurchmesser (BHD) von etwa 80 cm gleichmäßig ansteigt, nimmt die Tiefe der Rindenfurchen und somit die Stärke der Borke kontinuierlich zu. Durch diesen Umstand erhöht sich die Oberfläche des Stammes um ein Vielfaches und trägt zu einer relevanten Strukturerrhöhung in alten Eichenwaldflächen bei. Die Rinde des Baumes bietet vielen Insektenarten Lebensraum als strukturreiches Substrat und besiedelbare Oberfläche.

Zudem enthält die Baumkrone alter Eichen die höchste Anzahl an Totholz-Ästen der unterschiedlichen Größenklassen im Vergleich mit den jüngeren Bäumen der Wirtschaftswälder. Dies zeichnet sich ebenso in den höheren Volumina der einzelnen Ast-Kategorien ab.

Außerdem unterscheiden sich die ältesten unbewirtschafteten Eichen-Bestände signifikant in der Gesamtmenge des erfassten Totholz-Vorrates von den jüngeren Wirtschaftswäldern (Vorrat ab 1 cm Ø: JW=26,87m³; MW=30,49m³; MN=9,67m³; AN=120,44m³; AE=92,82m³).

2 Ökologische Nischen

Die Wechselwirkungen zwischen der Artenvielfalt und ökosystemaren Prozessen sind vor allem dann effektiv, wenn die verfügbaren Ressourcen für Pflanzen und Tiere möglichst heterogen verteilt sind (OTTO 1994). So leben die Arten eines Waldes unausweichlich in einer räumlich strukturierten Umwelt und nutzen die zur Verfügung stehenden Ressourcen (HUTCHINGS et al. 2000). Dabei zeigt sich zum Einen die Koexistenz mehrerer Arten an einem Ort im Wechselspiel von Raum und Lebenszyklusstrategie, ohne dass eine auffällige Ressourcenspezialisierung der Arten zu beobachten ist. Dieses ökologische Phänomen wird durch das Aggregationsmodell der Koexistenz von Arten beschrieben (HARTLEY & SHORROCKS 2002). Dies bedeutet gleichzeitig eine Erhöhung der Artenvielfalt mit zunehmender Nährstoff- oder nutzbarer Masse der pflanzlichen Teile. Zudem haben bei der Betrachtung der Vielfalt auch Konkurrenzvermeidungen der Arten durch eine hohe ökologische Einnischung, also eine Ressourcen- oder Strategie-Spezialisierung, positive Auswirkungen (DAJOZ 2000).

In den untersuchten Eichenwäldern nimmt mit dem Alter des Bestandes unweigerlich die Lebensraum-Heterogenität signifikant zu. Lediglich das Ausmaß und die Art der Raumstrukturentwicklung unterscheiden sich zwischen bewirtschafteten und unbewirtschafteten Flächen über die Förderung der Ziel-Bäume und aktive Veränderungen der Bestandesstruktur durch forstliche Eingriffe (LOCKOW 2006). Mit ansteigendem Alter der Waldbestockung nimmt die Anzahl der Interaktionen zwischen den Arten der bodennahen Artengemeinschaften signifikant zu. Die hohe ökologische Einnischung dieser Arten in den raum-zeitlich heterogenen Altbeständen reflektiert sich in der Abnahme der Korrelationsstärke (Spearman rho) zwischen den Arten der Waldboden-Oberfläche für die Fänge der Bodenfallen. Eine ansteigende Anzahl der Korrelationen wiederum weist auf eine stärkere Vernetzung der Artengemeinschaften bei gleichzeitig abnehmender Interaktionsstärke zwischen den Arten mit dem Alter des Bestandes hin. So gilt gemeinhin die natürlicherweise vorkommende Lebensraum-Heterogenität als eine entscheidende Voraussetzung dafür, dass die Biodiversität an Bedeutung gewinnt (LOREAU et al. 2003) und sich die Stabilität im Habitat erhöht (LEHMAN & TILMAN 2000).

3 Zusammenfassung

Die Biodiversität der Ökosysteme ist in Zeiten klimatischer Veränderungen und der Beeinflussung durch den Menschen ein Faktor, den es neben der Erhaltung der Artenvielfalt in der Betrachtung grundsätzlicher Funktionen in der Natur zu beachten gilt. Auch die Diversität mitteleuropäischer Wälder fällt unter dieses Kriterium und detaillierte Kenntnisse über die Zusammenhänge zwischen der Artenvielfalt und den ökologischen Prozessen sind eine wichtige Voraussetzung für zukünftige Entscheidungen.

Dabei stellen auch die fortgeschrittene Alterungs- und Zerfallsphase des Waldes einen wichtigen Lebensraum für eine Vielzahl von Arten, die in Ihrer Verbreitung mittlerweile stark gefährdet sind (Köhler 1996). Bereits 1927 war nur ein geringer Anteil der Eichenbestände (10,4 %) älter als 120 Jahre, der sich fast ausschließlich auf westdeutsche Vorkommen beschränkte. Dies lässt den Mangel an Alt- und Starkeichenvorräten erkennen (MÜLLER 2006) und verdeutlicht das Risiko, einen im natürlichen Kreislauf wichtigen Anteil der heimischen Waldarten aus den Landschaften unwiederbringlich zu verdrängen.

Erste Ergebnisse der vorgestellten Untersuchung des Projektes „Biodiversität in Eichenwäldern“ zeigen ebenfalls erhebliche Veränderungen der Artenvielfalt über Strukturfaktoren des Bestandes auf.

In Traubeneichenwäldern steigt mit dem Bestandesalter die raum-strukturelle Heterogenität, die eine wichtige Komponente in der Voraussetzung einer hohen Artendiversität darstellt. Zudem sind unabhängig vom Alter Eichenwälder mit erkennbar höherer Strukturheterogenität des Bodenraumes und der Baumschichten deutlich artenreicher.

Alteichen repräsentieren eine wertvolle Komponente bei der Betrachtung der Vielfalt im Bestand. Mit zunehmender Dimension der Eiche nimmt die Anzahl der besiedelnden Insektenarten zu. Dennoch errechnet sich auf der anderen Seite die ermittelte Artenvielfalt eines einzelnen Baumes in allen Straten signifikant aus einer Funktion des Stammdurchmessers und des Vitalitätszustandes. Ein gesunder Baum hat einer Besiedelung durch phytophage und xylophage Insekten natürlicherweise eine Resistenz entgegenzusetzen (WAINHOUSE 2005), wohingegen die Arten einen geschwächten Baum schnell erkennen. Dennoch weisen Alt-Eichen von mehreren hundert Jahren Alter eine Reihe von Merkmalen auf, die zu einer Erhöhung des raumstrukturellen Nischenangebotes führen. Großflächig geschlossene oder inselartige Alteichen-Bestände bieten ein charakteristisches Niveau aus Licht, Temperatur und Luft- oder Substratfeuchte.

Am Beispiel der Totholzkäfer kann aufgezeigt werden, dass ein Verbleib des Totholzes im Bestand in seiner Vielfalt aus Dimensionen, räumlichen Anordnungen und Zersetzungsgraden die Artenvielfalt signifikant steigert. Aber auch Bäume, die aus forstlicher Sicht eine mindere Qualität einnehmen, versehen mit einer Reihe von Sonderstrukturen, wirken sich auf die Vielfalt aus. Das Totholz Gesamtvolumen größeren Durchmessers (≥ 35 cm) nimmt hier in der Wertigkeit eine herausragende Stellung ein. Zudem bieten frischeres Holz in beginnender Zersetzung (Z2) und stark zersetztes Holz (Z4) geringeren Durchmessers einer Vielzahl von Arten Lebensraum. Dabei ist neben dem Substrat als solches für einige Arten die Präsenz bestimmter Pilze entscheidend, die in ihrer Verbreitung ebenso Ansprüche an Totholz bestimmter Dimensionen und Zersetzungsgrade stellen. Von einer erhöhten Gefahr für den Baumbestand durch älteres abgestorbenes Holz in beschatteter Lage ist kaum auszugehen (KÖHLER 1996). Zudem ist totes Holz ein Bestandteil der natürlichen Walddynamik, es modifiziert kleinräumig Umweltbedingungen und kann wichtiges Substrat für den Aufbau walddynamischer Böden liefern.

Es finden sich deutliche Hinweise, dass mit ansteigendem Strukturreichtum in Wäldern die interspezifischen Wechselbeziehungen zunehmen, während die Interaktionsstärken zwischen den Arten abschwächen. Das Resultat dieser Anzeichen für eine hohe ökologische Einnischung kann die Stabilität von Lebensgemeinschaften mit großer Wahrscheinlichkeit deutlich erhöhen. Besonders bei erheblichen Störungen, wie etwa durch extreme Wetterereignisse (z. B. trocken-heisse Sommer), ist die Stabilität neben der Regenerationsfähigkeit eine wichtige Eigenschaft. Dabei sind die Lebensgemeinschaften der Wälder in der Gesamtheit aus räumlichen Straten und ökologischen Gilden in komplexen Wechselbeziehungen vernetzt (Abb. 1). So wirken sich die forstlichen Eingriffe unmittelbar auf Umweltbedingungen im Bestand aus und führen über die trophischen Gilden eines Waldes zu vielfachen Auswirkungen im Bestand.

Ein Grundprinzip der Landschaften (KRATOCHWILL & SCHWABE 2001) greift auch in Traubeneichenwäldern. So findet sich mit ansteigender Diversität der Lebensräume in gleicher Weise eine Steigerung in der Anzahl der Schädlingsantagonisten. Die Vorteile einer artenreichen Antagonistengilde sind in Ihren Wechselwirkungen mit den Ökosystemprozessen vielfältig. Auf der einen Seite interagieren heterogene Artengemeinschaften in zahlreichen unterschiedlichen räumlichen und trophischen Ebenen, auf der anderen Seite sind deren Reaktionen auf wechselnde Habitatbedingungen und Veränderungen der Umwelt nicht einheitlich. Vielfältigkeit in den Lebensgemeinschaften bedeutet hier eine höhere Anpassungsfähig-

keit. So zeigt die Untersuchung ebenso, dass eine räumliche Erhöhung der Struktur in den gleichaltrigen Natur- und Wirtschaftswäldern die Diversität der Schädlingsantagonisten fördert.

Populationen in den Wäldern, auch die der Schädlingsantagonisten, unterliegen natürlichen Schwankungen. In Zeiten zunehmender Störungen, etwa durch außergewöhnlich trockene heiße Sommer, kann eine Gleichgewichtsstörung zwischen Schädlingen und deren Gegenspielern zu einer weiteren Begünstigung des Schadpotentials führen. Eine Förderung widerstands- und anpassungsfähiger Gemeinschaften dieser Antagonisten senkt das Risiko. Am Beispiel des Naturwald-Wirtschaftswaldvergleiches mit einer ausgewählten Art (*Abax parallelepipedus*) finden sich Hinweise auf vielfache Auswirkungen der Bestandesstruktur und der Artenvielfalt eines Bestandes auf die intrinsischen Populationseigenschaften der Nützlinge im Naturwald. Diese Eigenschaften des Habitates haben das Potential größere Antagonistenpopulationen zu stellen, fördern aber auch Populationseigenschaften, die es den Antagonisten ermöglichen nach Störungen schneller zu regenerieren.

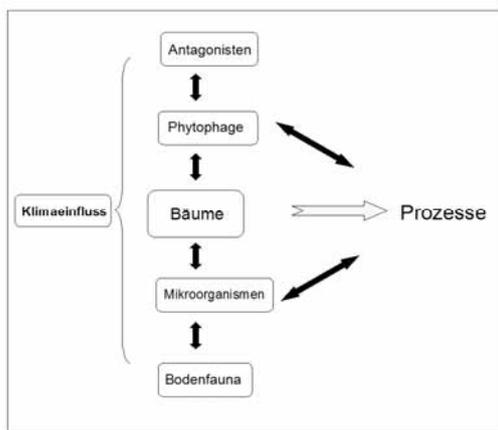


Abb. 1: Zusammenhang zwischen der Biodiversität trophischer Level und potentiellen Rückkoppelungen auf Waldfunktionen (RAFFAELLI 2002).

4 Schlussfolgerungen

Neuere Studien aus Agrar-Ökosystemen haben aufgezeigt, dass einfach strukturierte Monokulturen häufiger Massenvermehrungen von Schadinsekten hervorbringen, als dies in diversifizierten Kulturen der Fall ist. Dort tragen die Artenvielfalt der Pflanzen wie auch eine Erhöhung der Struktur zu einem höheren Level an Stabilität bei. Zahlreiche Herangehensweisen an die Debatte um einen Zusammenhang von Diversität und Stabilität weisen in eine Richtung, in der der Diversität im Durchschnitt ein bestimmter Anteil an einer erhöhten Ökosystem-Stabilität beikommt (MCCANN 2000). Neben der richtigen Einschätzung zukünftiger Standorte für die Trauben-Eiche (HEINSDORF 2006), bestockt mit Beständen günstiger genetischer Herkunft und Diversität und der Eigendynamik der Naturverjüngung gilt es, intrinsische, also von Innen kommende, Förderungen der Waldprozesse auszumachen. Die Befunde weisen auf eine erhöhte potentielle Stabilität in strukturreichen naturnahen Wäldern hin. Vor allem in der Kronenschicht finden wir deutliche Hinweise auf eine größere Bandbreite von natürlichen Gegenspielern in mehrschichtigen strukturreichen Bestandeskronen. Durch strukturreiche Waldbestände erhöht sich die Artenvielfalt genauso wie die Ressource an potentiellen Schädlingsantagonisten.

Da es im Sinne forstlicher Entscheidungen nicht das Ziel sein kann strukturreiche Bestände auf Kosten der Stammqualität zu fördern, sollte eine hohe räumliche Heterogenität auf Landschaftsebene zur Rekrutierung benötigter Gegenspieler und somit eine Risikosenkung durch eine segregative Lösung ermöglicht werden. Ein Beispiel wäre hier die Bildung von strukturreichen Wald-Randstreifen oder das Belassen von Altholzinseln (LU M-V 2002). Dennoch wirkt sich das Belassen von stehendem und liegendem Totholz unmittelbar auf die Artenvielfalt innerhalb eines Bestandes aus, und Baumarten- oder Altersmischungen erhöhen die raum-zeitliche Struktur. Die Entnahme von absterbenden oder toten Bäumen und Totholzstücken aus dem Bestand vor dem Hintergrund der Rindenkäferentwicklung hat einen signifikanten Effekt auf hoch spezialisierte Insekten und Pilze, die auf diese Ressource angewiesen und oftmals in Ihrer Verbreitungsmöglichkeit eingeschränkt sind. Darunter befindet sich auch die Antagonistengilde, die potenziell schädlichen Insekten entgegensteht. Darüber hinaus erhöht das Totholz räumliche Struktur und schafft Heterogenität der kleinräumigen Umweltbedingungen eines Bestandes durch verzögerte Reaktionen auf Veränderungen der Umwelttemperatur und Wasserverfügbarkeit, sowie als Teil des natürlichen Nährstoffkreislaufes. Auf diese Weise nimmt das Totholz einen signifikanten Anteil am Beitrag zur Artenvielfalt der Wälder ein.

Als Teil eines nachhaltigen Umweltmanagements gilt es Lösungen zu finden, die zu einer Erhöhung der Vitalität und Resistenz gegenüber äußeren Einflüssen führen. Der Frage nachzugehen inwieweit hier eine Schwächung essentieller Ökosystemprozesse in artenärmeren Wäldern vorliegt, soll ein vorrangiges Ziel weiterführender Untersuchungen darstellen. (BFN; FKZ 3507 84 010 – K1).

Literatur

- BEGON, M.; TOWNSEND, C.R. & J.L. HARPER (2006): Ecology. From Individuals to Ecosystems. - Blackwell Publishing.
- DAJOZ, R. (2000): Insects and Forests – The Role and Diversity of Insects in the Forest Environment. – London (Editions Tec & Doc.)
- HARTLEY, S. & B. SHORROCKS (2002): A general framework for the aggregation model of coexistence. - Journal of Animal Ecology 71: 651-662.
- HECTOR, A.; JOSHI, J.; LAWLER, S.P.; SPEHN, E.M. & A. WILBY (2001): Conservation implications of the link between biodiversity and ecosystem functioning. - Oecologia 129: 624-628.
- HUGHES, J.B. & O.L. PETCHEY (2001): Merging perspectives on biodiversity and ecosystem functioning. - Trends in Ecology and Evolution 16: 222-223.
- HUNTCHINGS, M.J.; JOHN, E.A. & A.J. STEWART (2000): The Ecological Consequences of Environmental Heterogeneity. 40th Symposium of the British Ecological Society. – Oxford (Blackwell)
- KÖHLER, F. (1996): Käferfauna in Naturwaldzellen und Wirtschaftswald. - Schriftenreihe der Landesanstalt für Ökologie, Bodenordnung und Forsten/Landesamt für Agrarordnung Nordrhein-Westfalen, 6: 283.
- KRATOCHWIL, A. & A. SCHWABE (2001): Ökologie der Lebensgemeinschaften. – Stuttgart (Ulmer)
- LEHMAN, C.L. & D. TILMAN (2000): Biodiversity, stability, and productivity in competitive communities. - American Naturalist 156/5: 534-552.

- LOCKOW, K.W. (2006): Erziehung und Pflege der Eichenbestände unter Berücksichtigung der baumartenspezifischen Besonderheiten. - In: Aktuelle Ergebnisse und Fragen zur Situation der Eiche und Ihrer Situation in Brandenburg. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe XXV: 159-161.
- LOREAU, M. et al. (2001): Biodiversity and ecosystem functioning: current knowledge and future challenges. - Science 294: 804-808.
- LOREAU, M.; NAEEM, S. & P. INCHAUSTI (2002): Biodiversity and ecosystem functioning: The emergence of a synthetic ecological framework. - In: LOREAU, M.; NAEEM, S. & P. INCHAUSTI (eds.). Biodiversity and Ecosystem Functioning: Synthesis and Perspectives. – Oxford (Oxford University Press): 3–11.
- LOREAU, M.; MOUQUET, N. & A. GONZALEZ (2003): Biodiversity as spatial insurance in heterogeneous landscapes. - PNAS 100/2: 12765-12770.
- MCCANN, K.S. (2000): The diversity-stability debate. - Nature 405: 228-233.
- MOONEY, H.A. (2002): The debate on the role of biodiversity in ecosystem functioning. - In: LOREAU, M.; NAEEM, S. & P. INCHAUSTI (eds.): Biodiversity and Ecosystem Functioning: Synthesis and Perspectives. – Oxford (Oxford University Press): 12–17.
- MÜLLER, K. (2006): Zur aktuellen Verbreitung von Stiel- und Trauben-Eichen in Brandenburg. - In: Aktuelle Ergebnisse und Fragen zur Situation der Eiche und Ihrer Situation in Brandenburg. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe XXV: 27-34.
- OTTO, H.J. (1994): Waldökologie. – Stuttgart (Ulmer)
- SCHMIDL, J. & H. BUSSLER (2004): Ökologische Gilden xylobionter Käfer Deutschlands. - Naturschutz und Landschaftsplanung 36(7): 202-218.
- WAINHOUSE, D. (2005): Ecological Methods in Forest Pest Management. – Oxford (Oxford University Press)
- ZIESCHE, T.M. & M. ROTH (2008): Influence of environmental parameters on small-scale distribution of soil-dwelling spiders in forests: What makes the difference, tree species or microhabitat? - Forest Ecology and Management 255: 738-752.

Die EU als Vorreiter in der CBD?

KATHERINA GRAFL

Schlagwörter: Europäische Union, Internationaler Akteur, CBD, Vorreiter, FFH-Richtlinie, Vogelschutzrichtlinie

2010 ist das Internationale Jahr der Biodiversität. Die Staatengemeinschaft hatte sich im Rahmen der Convention on Biological Diversity (CBD) ehrgeizige Ziele gesetzt, die bis zu diesem Jahr erreicht werden sollten: Der schwindelerregende Artenverlust sollte auf globaler Ebene „signifikant“ reduziert werden. Die Europäische Union ging sogar noch weiter: Sie wollte den Artenverlust auf dem Kontinent bis 2010 zum Stillstand bringen. Bei ihrer Frühjahrstagung im März 2010 in Brüssel bekannten die EU-Umweltminister, dass dieses Ziel nicht erreicht werden konnte. Sie gaben sich 10 weitere Jahre Zeit. Dennoch sieht sich die EU als Vorreiter beim Schutz der Biodiversität. Einiges spricht für diese Rolle, gleichzeitig gibt es genauso Kritiker, die der EU die Vorreiterrolle absprechen und dafür ebenfalls Gründe anführen. Bislang wurde der Terminus „Vorreiter“ zu wenig wissenschaftlich konzeptualisiert, um fundierte Aussagen treffen zu können. Dieser Beitrag schlägt einen politikwissenschaftlichen Ansatz vor, um einen Vorreiter identifizieren zu können.

Das hier vorgestellte Konzept besteht aus zwei Dimensionen, die ein Vorreiter erfüllen muss: Eine außenpolitische und eine innenpolitische Dimension.

I Kriterien

1 Die außenpolitische Dimension

Was Entstehung und Funktionieren eines internationalen Regimes angeht, unterscheidet Underdal grundsätzlich zwei Arten von Macht (UNDERDAL 1997: 17): Erstens *Basic Game Power*, die sich in Anlehnung an die realistische Denkschule aus der *Control over Resources* ergibt. Zweitens lässt sich Verhandlungsmacht (*Negotiation Power*) auf die Stärke, gemessen in Delegationsgröße, Koalitionen und deren Führung, zurückführen. Beide Formen orientieren sich sehr stark an realistischen Weltbildern, es ist jedoch gleichzeitig, wie Jänicke feststellt, empirisch belegt, dass Pionierverhalten im Umweltbereich nur bei Staaten beobachtet wird, die über eine entsprechende wirtschaftliche und politische Kapazität verfügen (JÄNICKE 2007: 51). Zudem zeigt die logische Überlegung, dass diejenigen, die etwas zu geben oder vorzuenthalten haben, in den Verhandlungen mehr Macht besitzen („*the ability to deploy threats and promises*“). Die Frage hier ist, ob die EU ein Vorreiter sein kann. Da aber ihre wirtschaftliche Stärke kaum bezweifelt werden dürfte, liegt die Antwort bereits auf der Hand.

Für die EU kommt noch eine besondere Anforderung an ihre Rolle als internationaler Akteur hinzu. Sie gilt immer dann als starker Spieler, wenn sie sich auf eine Position einigen kann und als Einheit auftritt. Die EU-Politik in Bezug auf die CBD scheint auf den ersten Blick für Uneinigkeit anfällig zu sein, denn hier verfügte bislang die Kommission nicht über das alleinige Privileg der Außenvertretung.¹ Neben der

¹ Umwelt fällt auch dem Inkrafttreten des Lissabonner Vertrages nach Art. 4 Abs. 2 e des Vertrag über die Arbeitsweise der Europäischen Union (AEUV) in den Bereich der geteilten Zuständigkeit. Gemäß Art. 10b Abs. 2

EU sind schließlich alle Mitgliedstaaten Vertragsparteien und nehmen somit auch mit Vertretern an den Vertragsstaatenkonferenzen (COPs) teil. Außerdem haben sie sich ebenfalls dazu verpflichtet, Fortschrittsberichte an das CBD-Sekretariat zu schicken. Die Ausgangsposition der EU erfordert daher umso mehr Koordination.

Für meine Analyse will ich deshalb eine „EU-konforme“ Ausgestaltung von Verhandlungsmacht einführen. Die Bildung von Koalitionen spielt in Verhandlungen eine große Rolle, dadurch erlangt ein Akteur Verhandlungsmacht (UNDERDAL 1994: 190 f.). An diesem Punkt will ich anknüpfen. Die EU kann glaubhafte internationale Führung erst dann übernehmen, wenn sie einig auftritt. Handelt jeder Mitgliedstaat anders, erweckt das zwangsläufig einen schlechten und damit schwächeren Eindruck. Zusammengenommen haben die Mitgliedstaaten jedoch immense diplomatische Kapazitäten in Verbindung mit großer Erfahrung und speziellen traditionellen Beziehungen zu großen Teilen der Welt (OBERTHÜR/OTT 1999: 21). Zudem stellen die Mitgliedstaaten und die EU gemeinsam bereits eine größere Verhandlungsgruppe dar, vereinigen sich in ihr doch 28 Vertragsparteien. Dieses Konzept ähnelt der oben erwähnten Verhandlungsmacht. Ob die EU Einigkeit bewiesen hat, kann anhand der Ratsbeschlüsse festgestellt werden. Werden alle in der CBD behandelten Themen bereits im Vorfeld vom Rat aufgegriffen und Beschlüsse dazu gefasst, kann von einer gemeinsamen Position ausgegangen werden.

2 Die innenpolitische Dimension

Die innenpolitische Dimension orientiert sich vor allem am Grundsatz der Glaubwürdigkeit. Ein Akteur, der sich Vorreiter nennen will, muss sich bereits vor Verabschiedung eines Vertragswerks mit dem Problem in einer angemessenen Form (z. B. durch Rechtsetzungsmaßnahmen) beschäftigt haben. Nach der Ratifizierung des Vertrages muss die Implementation mindestens vorbildlich, am besten jedoch über die Verpflichtungen hinausgehend erfolgen. Gemessen werden kann diese Dimension an den rechtlichen Maßnahmen, die in diesem Gebiet getroffen wurden und ob sie in einen direkten Zusammenhang zur CBD gesetzt werden können. Ein weiterer Indikator ist der geäußerte Wille, eine Vorreiterrolle zu übernehmen.

Man kann diese Form der Führung am besten mit der Aussage „mit gutem Beispiel vorangehen“ umschreiben. Der Akteur muss eine gewisse Glaubwürdigkeit besitzen, wenn er eine Position vertritt, besonders wenn diese Kosten für die anderen verursachen könnte. Tritt er für mehr Umweltschutz auf internationaler Ebene ein, so kann er das nur überzeugend tun, wenn er selbst bereit ist oder war, diese Kosten auf sich zu nehmen. Das bedeutet, die EU muss die CBD vorbildlich umsetzen und in ihren Anstrengungen über das erforderliche Maß hinausgehen. Besonders glaubwürdig wird ein Akteur natürlich auch dadurch, dass er Maßnahmen bereits vor der Verabschiedung eines internationalen Regimes durchgeführt hat. Allerdings können ihn spätere, über die Vereinbarung hinausgehende oder zumindest vorbildliche Maßnahmen ebenso überzeugend werden lassen. Oberthür und Ott bezeichnen die Umsetzung eines Abkommens als die vielleicht wichtigste Grundlage für die Ausübung von Führung (OBERTHÜR/OTT 1999: 25).

Für einen Vorreiter ergeben sich somit zwei Anforderungen: Er muss einig und mächtig durch Verhandlungsmacht führen sowie glaubwürdig sein.

des Vertrag über die Europäische Union (EU-Vertrag, EUV) hat zunächst die Kommission die Zuständigkeit für das auswärtige Handeln, allerdings spricht einiges dafür, dass für die CBD die bisherige Regelung beibehalten wird.

II Die Verhandlungsmacht der EU

Die EU bringt auf Grund ihrer wirtschaftlichen Stärke die Fähigkeit mit, ein Anführer zu sein. Damit kommt es auf ihre Einigkeit an. Während der CBD-Verhandlungen gab die EU allerdings kein einheitliches Bild ab. In der Konfliktlinie zwischen Nord und Süd übernahmen die USA die Führung in der Gruppe der Industrieländer (ROSENDAL 2000: 93). Das Gros der Industrieländer wollte ein enges Schutzregime mit Begrenzung auf Erhaltung sowie freien Zugang zu genetischen Ressourcen und gleichzeitig den Schutz des geistigen Eigentums in der Biotechnologie. Die Entwicklungsländer verlangten dagegen einen gerechten Ausgleich für Vorteile aus der Nutzung ihrer Ressourcen. Die EU-Staaten dagegen standen in verschiedenen Lagern und wechselten es während der Verhandlungen (ROSENDAL 2000: 95).

Die Umweltpolitik der EU hat erst in den 90'ern an Fahrt aufgenommen und eine starke Dynamik gewonnen. Durch die Einführung des Mitentscheidungsverfahrens und der Abstimmung im Rat mit qualifizierter Mehrheit konnte der Stillstand in der Umweltpolitik durchbrochen und das Schutzniveau angehoben werden (PETERS/WAGNER 2005: 242). Nach dem Ausscheiden der USA vor der Unterzeichnung aus der CBD ergab sich für die EU die Gelegenheit und zugleich die Verantwortung, die Rolle des Vorreiters zu übernehmen. Eine Fortentwicklung von der Uneinigkeit bei den Vertragsverhandlungen 1991 hin zu einer gemeinsamen Position im Laufe der 90er würde zeitlich in den Rahmen einer aufblühenden Umweltaußenpolitik passen, da die EU sich zunehmend als außenpolitischer Akteur emanzipiert hat.

Im Protokoll der COP-1 in Nassau im Dezember 1994 fällt sofort auf, dass Deutschland immer im Namen der EG spricht. Deutschland hatte im 2. Halbjahr 1994 die Ratspräsidentschaft inne (EUROPÄISCHE UNION 1995-2010). In Verhandlungen ist es allerdings üblich, dass es einen Sprecher pro Gruppe gibt, so spricht ein Staat im Namen der G-77 / China, einer für die nordisch-europäischen Staaten (damals noch nicht EU-Mitglieder), etc. Insofern stellt dieser Umstand nicht unbedingt ein besonderes Indiz für eine Führungsposition dar, spricht aber doch von einer gewissen Koordination und die Häufigkeit der Wortmeldungen spielt auch eine gewisse Rolle bei der Ermittlung der aktivsten Vertragsparteien.

COP-1 bis COP-3 legen auf jeden Fall schon einmal nahe, dass die EU insgesamt zu den Gruppen mit den meisten Wortmeldungen zählt (ROSENDAL 2000: 97 f.). So kann die EU in COP-1 und 2 20 Wortmeldungen auf sich vereinigen, die Gruppe G-77 / China 22. In COP-3 können 28 Wortmeldungen für die EU gezählt werden und 18 für die G-77 / China. Auch in den späteren COPs findet sich für fast jeden Diskussionspunkt eine Stellungnahme der EU und ein Mitgliedstaat der EU ist eigentlich immer unter den genannten Vertragsparteien. In der Anzahl der Wortmeldungen ändert sich daher in den folgenden COPs nicht viel. Auffallend bei einem Vergleich von COP-1 mit COP-9 ist jedoch, dass kaum noch Wortmeldungen von einzelnen EU-Mitgliedstaaten wie in den ersten COPs, sondern stets gemeinsame von der Ratspräsidentschaft vorgebracht werden (UNEP/CBD/COP/1/17) (UNEP/CBD/COP/9/29). Spielte die EU als Einheit auf der ersten COP noch kaum eine Rolle, hat sich das bei COP-9 geändert (UNEP/CBD/COP/9/29: 20, 30). Als Schlussfolgerung aus der Aktivität lässt sich entnehmen, dass die EU sich aktiv an den Verhandlungen beteiligt und im Laufe der Zeit ihr „äußeres Erscheinungsbild“, also ihren Auftritt vor der COP, verbessern konnte.

Der Rat als bestimmender Akteur der Positionskoordination zwischen der EG und den Mitgliedstaaten im Falle der CBD konnte zu den wichtigsten Fragen der CBD für alle folgenden COPs (5-9) eine gemeinsa-

me Linie finden.² Diese Abstimmung der Position in der Zusammensetzung des Umweltrates hat sich institutionalisiert, da sie vor jeder COP planmäßig auf der Tagesordnung steht. Diese Festlegung einer gemeinsamen Position ist grundlegend für die Rolle der EU als Akteur der internationalen Umweltpolitik. Aus diesem Grund lässt sich folgern, dass die EU sich während der COPs als ein Akteur verhält und dahingehend auch ein Anführer durch geeinte Verhandlungsmacht ist. Verglichen mit den frühen 90ern, als die EU ohne eine gemeinsame Position zu den CBD-Verhandlungen antrat, lässt sich ein deutlicher Fortschritt ausmachen. Ein weiteres Indiz für die Führungsrolle sind wichtige Initiativen, die die EU in der CBD gestartet oder vorgebracht hat.

III Glaubwürdigkeit der EU

Seit dem Beginn ihrer Naturschutzpolitik in den 1970ern hat die EU die beiden für den Biodiversitätsschutz wichtigsten Richtlinien, die Vogelschutzrichtlinie (1979) und die Flora-Fauna-Habitat-Richtlinie (FFH-Richtlinie) (1992) beschlossen (KOM 2010). Zusammen bilden sie das Natura 2000 Netzwerk. Außerdem hat sich die EU eine Strategie gegeben, die „EC Biodiversity Conservation Strategy (ECBS)“ von 1998 (KOM 2010). 2001 wurden vier Aktionspläne zu den Themen natürliche Ressourcen, Fischerei, Landwirtschaft und Entwicklungskooperation zur Umsetzung beigefügt. 2006 wurde die Biodiversitätspolitik der EU mit einem weiteren Aktionsplan („Eindämmung des Verlustes der biologischen Vielfalt bis zum Jahr 2010 – und darüber hinaus“) auf den neuesten Stand gebracht (KOM 2006).

Das Schutzgebietssystem von Vogel- und FFH-Richtlinie stellt in der EU das wichtigste Instrument zum Schutz der biologischen Vielfalt dar (BALZER/SCHRÖDER 2008: 7). Seine Umsetzung ist verpflichtend für die Mitgliedstaaten und Verstöße können mit dem Vertragsverletzungsverfahren und schließlich auch mit einer hohen Geldstrafe geahndet werden. Die Mitgliedstaaten müssen Managementpläne aufstellen, in denen sie deutlich machen, welche Erhaltungs- und Wiederherstellungsmaßnahmen getroffen werden. Zudem sind sie verpflichtet, Pläne oder Projekte, die eines dieser Schutzgebiete beeinträchtigen könnten, einer Verträglichkeitsprüfung zu unterziehen (BFN 2009). Unter bestimmten, in der FFH-Richtlinie festgelegten Umständen kann der Rat ein prioritäres Gebiet zwangsweise zum Schutzgebiet erklären. Für die Vogelschutzrichtlinie haben die Mitgliedstaaten der Kommission alle drei Jahre, für die FFH-Richtlinie alle sechs Jahre Bericht über den Zustand ihrer Natura 2000 Gebiete zu erstatten. Die Kommission gibt regelmäßig das so genannte Natura 2000 Barometer heraus, in dem die aktuellen Fortschritte in der Umsetzung der Richtlinien aufgezeigt werden (KOM 2010b). In letzten Jahren kann eine stetige Verbesserung bei der Umsetzung der Richtlinie beobachtet werden (NATURA 2000 BAROMETER 2009a/2009b).

Zusammenfassend lässt sich sagen, dass die EU sich als glaubwürdig erweist. Am absoluten Ziel des Schutzes der Biodiversität gemessen sind die Fortschritte zwar bislang zu gering, aber die Umsetzung der CBD erfolgt vergleichsweise mit Nachdruck. Die CBD und ihre Arbeitsprogramme selbst sehen keine Sanktionsmechanismen vor, d.h. die EU geht mit gutem Beispiel voran.

Ott und Oberthür nennen drei Elemente förderlich für eine Leadership-Initiative: Frühe Ratifikation, Maßnahmen für die innerstaatliche Umsetzung und Einbindung der Entwicklungsländer (OBERTHÜR/OTT 1999: 21). Die EU hat die CBD zu einem relativ frühen Zeitpunkt ratifiziert, am 21. Dezember 1993 (CBD 2010). Für eine so komplexe Organisation ist das schon bemerkenswert. Bei den meisten Staaten, die früher ratifiziert haben, handelt es sich um sehr kleine, teilweise Inselstaaten. Die innerstaatliche Um-

² Protokolle der Ratssitzungen können unter <http://www.consilium.europa.eu/showPage.aspx?id=549&lang=DE> eingesehen werden.

setzung hat die EU konsequent vorangetrieben und durch ihr Entgegenkommen beim „Access and Benefit Sharing“ (ABS) mit den Bonner Richtlinien³ konnte sie auch die Entwicklungsländer in die CBD involvieren. Diese drei Elemente sprechen ebenfalls zusätzlich für eine Führungsrolle der EU.

IV Fazit

Die EU hat sich nach ihrem wackeligen Start in der CBD ihre Verhandlungsmacht und Glaubwürdigkeit erst erarbeiten müssen, doch dies ist ihr gelungen. Vom umweltpolitischen „Nobody“ wurde sie zum Vorreiter.

Literatur

- ANDRESEN, S. & S. AGRAWALA (2002): Leaders, Pushers and Laggards in the Making of the Climate Regime. - *Global Environmental Change* 12: 49-68
- BALZER, S. & E. SCHRÖDER (2008): Einleitung. - In: BALZER, SANDRA et al. (Hrsg.): Management- und Artenschutzkonzepte bei der Umsetzung der FHH-Richtlinie. - Bonn
- BFN (2009): http://www.bfn.de/0316_ffh-rl.html (Rev. 25.07.2010)
- CBD (2010): <http://www.cbd.int/convention/parties/list/> (Rev. 25.07.2010)
- EUROPÄISCHE UNION (1995-2010): http://europa.eu/abc/history/1990-1999/1994/index_de.htm (Rev. 25.07.2010)
- JÄNICKE, M. (2007): Trend Setters in Environmental Policies: The Character and Role of Pioneer Countries. - In: JÄNICKE, M. & K. JACOB (Hrsg.): Environmental Governance in a Global Perspective. - Berlin: 51-66
- KOM (2006): Mitteilung über die Eindämmung des Verlustes der biologischen Vielfalt bis zum Jahr 2010 – und darüber hinaus. - <http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=COM:2006:0216:FIN:DE:PDF> (Rev. 24.07.2010)
- KOM (2010a): http://ec.europa.eu/environment/nature_biodiversity/index_en.htm (Rev. 25.07.2010)
- KOM (2010b): http://ec.europa.eu/environment/nature/natura2000/barometer/index_en.htm#newstat (Rev. 25.07.2010)
- NATURA 2000 BAROMETER (2009a): SCIs <http://ec.europa.eu/environment/nature/natura2000/barometer/docs/sci.pdf> (Rev. 25.07.2010)
- NATURA 2000 BAROMETER (2009b): SPAs <http://ec.europa.eu/environment/nature/natura2000/barometer/docs/spa.pdf> (Rev. 25.07.2010)
- OBERTHÜR, S. & H. OTT (1999): Breaking the Impasse: Forging an EU Leadership Initiative on Climate Change. - Berlin.
- ROSENDAL, K. (2000): The Convention on Biological Diversity and Developing Countries. - Dordrecht.

³ Das „Bonner Mandat“ wurde 2009 auf der COP-9 in Bonn verabschiedet und bildet den Startpunkt für die Aushandlung eines verbindlichen „ABS-Regimes“, das an die CBD angehängt werden könnte. Siehe http://www.bmu.de/naturschutz_biologische_vielfalt/internationaler_naturschutz/uebereinkommen_ueber_die_biologische_vielfalt/doc/36825.php

- UNDERDAL, A. (1994): Leadership Theory. - In: ZARTMAN, W. (Hrsg.): International Multilateral Negotiation – Approaches to the Management of Complexity. - San Francisco: 178-197
- UNDERDAL, A. (1997): Modelling the International Climate Change Negotiations – a Non-Technical Outline of Model Architecture. - CICERO Working Paper Nr.8.
- UNEP/CBD/COP/1/17: Report of the first Meeting of the Conference of the Parties to the Convention on Biological Diversity: <http://www.cbd.int/doc/meetings/cop/cop-01/official/cop-01-17-en.pdf> (Rev. 10.3.09)
- UNEP/CBD/COP/9/29: Report of the COP to the CBD on the Work of its ninth Meeting; <http://www.cbd.int/doc/meetings/cop/cop-09/official/cop-09-29-en.pdf> (Rev. 10.3.09)

Teilnehmer der Tagung

PETER BORCHARDT
Universität Hamburg
Institut für Geographie
Bundesstr. 55
20146 Hamburg
Email borchardt@geowiss.uni-hamburg.de

SINA BREMER
DAAD
Referat 434
Kennedyallee 50
53175 Bonn
Email bremer@daad.de

INES BRUCHMANN
Auf dem Campus 1
24943 Flensburg
Email ines.bruchmann@uni-flensburg.de

THOMAS BUSE
Universität Bremen
Zentrum für Umweltforschung und Umwelttechnologien
28359 Bremen
Email tbuse@uni-bremen.de

GUNNAR FINKE
Nägeleseestr. 15
79102 Freiburg
Email gunnar.finke@gmx.de

JOCHEN GODT
Universität Kassel
FB 06 FG Ökologische Standort- und Vegetationskunde
Gottschalkstr. 28
34109 Kassel
Email jogodt@uni-kassel.de

KATHERINA GRAFL
Eisenbahnstr. 2
37073 Göttingen
Email katherina.grafl@gmx.de

GRAMS, KATHRIN
Universität Rostock
Juristische Fakultät
Richard-Wagner-Str. 31 (Haus 1)
18119 Rostock-Warnemünde
Email kathrin.grams@uni-rostock.de

YVONNE HILLER,
Universität Bielefeld
Fakultät für Biologie/Biologische Sammlung
Universitätsstr. 25
33501 Bielefeld
Email eljot11@hotmail.com

EVANSON C.KAMAU
Universität Bremen
Forschungsstelle für Europäisches Umweltrecht
Universitätsallee GW 1 D
28359 Bremen
Email echege@uni-bremen.de

IRIS KIEFER
Nees-Institut für Biodiversität der Pflanzen
Meckenheimer Allee 170
53115 Bonn
Email kiefer@uni-bonn.de

JANINA KLEEMANN
Universität Greifswald
Institut für Landschaftsökologie & Naturschutz
Grimmer Str.
17487 Greifswald
Email janinakleemann@web.de

KONSTANTIN KLINGENBERG
TU Braunschweig
Fakultät 6, Institut für Fachdidaktik der Naturwissenschaften
Pockelstr. 11
38106 Braunschweig
Email k.klingenberg@tu-braunschweig.de

LEA KÖDER
Am Burggraben 78
53121 Bonn
Email lea.koeder@t-online.de

LILITH KUCKERO
Tiefer 8
28195 Bremen
Email lilith.kuckero@gmx.de

THEA LAUTENSCHLÄGER
TU Dresden
Institut für Botanik
01062 Dresden
Email thea.lautenschlaeger@tu-dresden.de

DANIEL LAUTERBACH
Freie Universität Berlin
Botanischer Garten & Botanisches Museum Berlin/Dahlem
Königin-Luise Str. 6-8
14195 Berlin
Email d.lauterbach@bgbm.org

MARTIN MAIER
Universität Oldenburg
Institut für Biologie und Umweltwissenschaften
26111 Oldenburg
Email martin.maier@uni-oldenburg.de

ELISABETH MARQUARD
UFZ Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung GmbH
Dep. Naturschutzforschung
Permoserstr. 15
04318 Leipzig
Email elisabeth.marquard@ufz.de

STEFANIE NADLER
Universität Bayreuth
Lehrstuhl Biogeografie
Universitätsstr. 30
95447 Bayreuth
Email stefanie.nadler@uni-bayreuth.de

KRISTIAN PETERS
Universität Rostock
Institut für umweltgerechten Pflanzenbau, Phytomedizin
Satower Str. 48
18059 Rostock
Email kristian.peters@uni-rostock.de

JENNI PONSENS
Niederburggasse 9
78462 Konstanz
Email jenniponsens@yahoo.de

MARCO RIECKMANN
Universität Lüneburg
Institut für Umweltkommunikation
Scharnhorststr. 1
21335 Lüneburg
Email rieckmann@uni.leuphana.de

TANJA ROTTSTOCK
Universität Potsdam
AG Biodiversitätsforschung/Spez. Botanik
Maulbeerallee 1
14469 Potsdam
Email tanja.rottstock@uni-potsdam.de

ANDREA SCHMEICHEL
Universität Bremen
Forschungsstelle für Europäisches Umweltrecht
Universitätsallee GW 1
28359 Bremen
Email andrea.schmeichel@uni-bremen.de

ANTONIA SCHNEIDER
Grüzenstr. 44
CH-8400 Winterthur
Email schneider.antonina@googlemail.com

BIRGIT SEIFERT
Universität Potsdam
AG Biodiversitätsforschung/Botanik
Maulbeerallee 1
14469 Potsdam
Email birgit.seifert@uni-potsdam.de

NINA STIEHR
Kleiststr.5
63526 Erlensee
Email nina.stiehr@gmx.de

CHRISTOPH WILLIGALLA
Willigalla - Ökologische Gutachten
Am Großen Sand 22
55124 Mainz
Email christoph@willigalla.de

SEBASTIAN WOLFRUM
TU München
Lehrstuhl für Ökologischen Landbau
Alte Akademie 12
85350 Freising
Email wolfrum@wzw.tum.de

RALPH ZANGE
Umweltamt Ingolstadt
Untere Naturschutzbehörde
Rathausplatz 9
85049 Ingolstadt
Email ralph.zange@ingolstadt.de

THOMAS ZIEGLER
Deutsches Primatenzentrum GmbH
Leibniz-Institut für Primatenforschung
Kellnerweg 4
37077 Göttingen
Email tziegl@dpz.gwdg.de

TIM ZIESCHE
Landesbetrieb Forst Brandenburg
Landeskompetenzzentrum Forst Eberswalde
Alfred-Möller-Str. 1
16225 Eberswalde
Email tim.ziesche@lfe-e.brandenburg.de