

Ute Feit und Horst Korn (Hrsg.)

# Treffpunkt Biologische Vielfalt XII

Interdisziplinärer Forschungsaustausch  
im Rahmen des Übereinkommens über  
die biologische Vielfalt

**Qualität und Diversität** Nachhaltige Forstwirtschaft

Kulturelle Ökosystemdienstleistungen

**Klimaschutz und Moorschutz** Waldameisen als Bioindikatoren

**Adaptives Management**

Biologische Vielfalt an Bundeswasserstraßen

*Einfluss globaler Erwärmung auf Lebensgemeinschaften*

**Produktion und Artenschutz** GeoBioScience

Fließgewässerrenaturierung **BIODIVERSITÄT UND**

**MENSCHLICHE WOHLFAHRT** Bioenergiepflanzen

Engagement junger Menschen Biodiversität in der Agrarlandschaft

Freiflächen in der Stadt *Extensive Grünflächenpflege*

**Globale Lebenschancen** Biototypenbasierte

Gehölzansaat **Umwelt- und institutionenökonomische Analyse**

**Straßenverkehrstransporte und Biodiversität**

**Schutzgebietsmanagement** *Authentisches Lernen*

**Ökosystemdienstleistungskonzept** Artenvielfalt von

Wildbienen **Ökosystemare Dienstleistungen**

**Natürlich Urlaub!** *Ökologische Krise und Nachhaltigkeit* **Umgang mit**

**Wandel und Unsicherheit** Biologiedidaktik

BfN-Skripten 335

2013



# **Treffpunkt Biologische Vielfalt XII**

**Aktuelle Forschung im Rahmen des  
Übereinkommens über die biologische Vielfalt  
vorgestellt auf einer wissenschaftlichen  
Expertentagung an der Internationalen  
Naturschutzakademie Insel Vilm  
vom 20. - 24. August 2012**

**Herausgeberin und Herausgeber  
Ute Feit  
Horst Korn**



**Titelbild:** Annette Pahl

**Adresse der Herausgeberin und des Herausgebers:**

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 Literaturlatenbank „**DNL-online**“ ([www.dnl-online.de](http://www.dnl-online.de)).

BfN-Skripten sind nicht im Buchhandel erhältlich. Eine pdf-Version dieser Ausgabe kann unter <http://www.bfn.de/fileadmin/MDB/documents/service/skript335.pdf> heruntergeladen werden.

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

ISBN 978-3-89624-070-5

Bonn - Bad Godesberg 2013

## **Inhaltsverzeichnis**

Vorwort .....	7
<b>BETTINA SCHMALZBAUER</b>	
Das neue internationale Forschungsprogramm „Future Earth: research for global sustainability“ .....	9
<b>Wälder</b>	
<b>DIANA GRUBERT, STEFAN SCHEU, OLAF BUTENSCHOEN</b>	
Einfluss der Qualität und Diversität ober- sowie unterirdischer Ressourcen auf die Zusammensetzung der Bodentiergemeinschaften .....	13
<b>PETER BORCHARDT</b>	
Der Wiederaufbau und die (Re-)etablierung des Aboretums am Wondo Genet College in Süd-Äthiopien zur Förderung nachhaltiger Forstwirtschaft.....	19
<b>Biodiversität und Klima</b>	
<b>VYTAS HUTH, ANKE GÜNTHER, GERALD JURASINSKI, STEPHAN GLATZEL</b>	
Klimaschutz durch Moorschutz –Treibhausgasforschung im Verbundprojekt „Vorpommern Initiative für Paludikultur (VIP)“ .....	23
<b>ANDRE HILBRICH</b>	
Zum Umgang mit Wandel und Unsicherheit: Adaptives Management als ein mögliches Konzept für das Schutzgebietsmanagement im Kontext des Klimawandels .....	29
<b>LINDA SEIFERT, URSULA GAEDKE, MATTHIJS VOS</b>	
Einfluss globaler Erwärmung auf Planktongemeinschaften.....	35
<b>JULIA WREDE, ULRICH BRAUKMANN, ULF STEIN</b>	
Untersuchungen der Auswirkungen von Klimaveränderungen auf die Lebensgemeinschaften wirbelloser Tiere in Fließgewässern im Nationalpark Kellerwald-Edersee (Hessen, Deutschland).....	39
<b>Biodiversität der Meere und Binnengewässer</b>	
<b>KRISTINA STEFFEN, THOMAS BECKER, CHRISTOPH LEUSCHNER</b>	
Rückgang der Phyto Diversität in nordwestdeutschen Bächen und Flüssen seit den 1950er Jahren und mögliche Maßnahmen zur Fließgewässerrenaturierung.....	47
<b>MARTIN REISS, HELMUT STEINER, STEFAN ZAENKER</b>	
Gefährdungssituation der endemischen Rhön-Quellschnecke ( <i>Bythinella compressa</i> ), der Begleitfauna und des Lebensraums in Hessen .....	53
<b>JENNY KIRSCHHEY</b>	
Zusammenspiel völker- und europarechtlicher Regelungen zum Schutz der biologischen Vielfalt in Nord- und Ostsee .....	59
<b>ANDREAS ZINK</b>	
Das Ballastwasser-Übereinkommen der internationalen Seeschifffahrtsorganisation als globales Instrument des Schutzes der biologischen Vielfalt .....	63
<b>Biodiversität in der Agrarlandschaft</b>	
<b>CHARLOTTE SEIFERT</b>	
Auswirkungen des Anbaus verschiedener Bioenergiepflanzen auf die Pflanzenartenvielfalt der Agrarlandschaft in Südniedersachsen und im Thüringer Becken .....	71

MARC COTTER Methodenentwicklung zur Bewertung der biologischen Vielfalt und zur Erstellung von Landnutzungsszenarien für die Greater Mekong Subregion .....	77
TILL DÖRSCHNER, OLIVER MUBHOFF Das Planspiel „Produktion und Artenschutz?“ – Ein Experiment zur Analyse von Anreizsystemen für den Biodiversitätsschutz .....	83
<b>Biodiversität und Städte</b>	
PHILIPP UNTERWEGER, JULIA ADE, ANDREAS BRAUN, MICHAEL KOLTZENBURG, CLAUDIA KRICKE, LISA SCHNEE, LAURA WASTIAN, OLIVER BETZ Langfristige Etablierung extensiver Grünflächenpflege in Stadtgebieten. Die Initiative „Bunte Wiese“ der Stadt Tübingen .....	89
ANNE WERPUP Biotoptypenbasierte Gehölzansaat als Begrünungsmethode von Straßenböschungen .....	95
SARAH MATTHIES Freiflächen in der Stadt – Auswirkungen von Flächengröße und Distanz zum Stadtrand auf die Artenvielfalt .....	101
<b>Biodiversität und Verkehr</b>	
JAN FRIEDRICH; JUTTA GELDERMANN Potentielle Auswirkungen von Straßenverkehrstransporten auf die Biodiversität .....	107
<b>Biodiversität und Bildung</b>	
MORITZ BUSSE, SUSANNE MENZEL Voraussetzungen für ein Engagement junger Menschen für Nachhaltige Entwicklung .....	115
MARKO BÖHM, JAN BARKMANN, SABINA EGGERT, SUSANNE BÖGEHOLZ Umwelt- und institutionenökonomische Analyse und Reflektion von Lösungsansätzen für Herausforderungen des Biodiversitätsschutzes - Ein Beitrag zum Göttinger Modell der Bewertungskompetenz .....	123
KONSTANTIN KLINGENBERG Authentisches Lernen biodiversitätsrelevanter Inhalte an „Thementagen“ - Konzeptskizze und Einbettung im Studiengang „Biologie und ihre Vermittlung“ an der TU Braunschweig .....	133
<b>Ökosystemare Dienstleistungen</b>	
STEFAN SCHÜLER Das Ökosystemdienstleistungskonzept als Schnittstelle zwischen Biodiversität und menschlicher Wohlfahrt .....	141
JOCHEN FRÜND Artenvielfalt von Wildbienen und anderen bestäubenden Insekten und ihre funktionelle Bedeutung für Wild- und Kulturpflanzen.....	149
GABRIELE BERBERICH GeoBioScience: Rote Waldameisen (Formica rufa-Gruppe) als Bioindikatoren für tektonisch aktive Störungszonen .....	155
SARAH HARVOLK, LARS SYMMANK, KATHARINA RAUPACH, ANDREAS SUNDERMEIER, ANNETTE OTTE, TOBIAS W. DONATH Charakterisierung und Förderung der biologischen Vielfalt und ihrer ökosystemaren Dienstleistungen an Bundeswasserstraßen und ihren Seitenräumen/Auen .....	163

## **Kulturelle Ökosystemdienstleistungen**

ANJA-KAROLINA ROVERS

Kulturelle Ökosystemdienstleistungen und Ansätze zu ihrer Quantifizierung – am Beispiel von Wald .....169

FRAUKE LEHRKE

„Natürlich Urlaub!“ - Interesse an der Natur oder an der Kulisse?.....175

## **Taxonomie, Monitoring**

CHRISTINA PUTZ

Populationsstruktur, Reproduktion und genetische Vielfalt der Pfingstnelke (*Dianthus gratianopolitanus*).....181

JANA DÖRNCHEN-NEUMANN

Untersuchungen zum Vorkommen von *Listera ovata* (L.)R.BR. (Großes Zweiblatt) in der Oberlausitz in Abhängigkeit von der Vegetationsstruktur .....185

## **Zugang zu genetischen Ressourcen/ Verteilungsgerechtigkeit**

LISA MINKMAR

Rechtliche Möglichkeiten zur Umsetzung des CBD-Nagoya-Protokolls .....193

BIRGIT BENZING, UTA ESER

Wer schützt, wer nutzt, wer zahlt? Schutz und Nutzung der biologischen Vielfalt gerecht teilen.....199

## **Biodiversität und Ethik**

KATRIN REUTER

Der Verlust der biologischen Vielfalt als Symptom der ökologischen Krise und Nachhaltigkeit als Perspektive guten Lebens .....207



## **Vorwort**

Im Wissenschaftsjahr 2012 veröffentlichte der Wissenschaftliche Beirat der Bundesregierung für Globale Umweltveränderungen (WBGU) sein neues Hauptgutachten, in dem er den nachhaltigen weltweiten Umbau von Wirtschaft und Gesellschaft („Große Transformation“) fordert. Zu Recht weist der Beirat darauf hin, dass infolge des Klimawandels die Ökosysteme zunehmend gefährdet sind. Fruchtbare Landflächen werden knapp, Böden werden durch Erosion, Überweidung, Versalzung oder Versiegelung degradiert. Immer schneller werden natürliche Ökosysteme zerstört und immer mehr biologische Vielfalt geht unwiederbringlich verloren. Ein Fazit des Beirats ist, dass der Wissenschaft ein hohes Maß an gesellschaftlicher Verantwortung zukomme und die Transformation die Kooperation einer Vielzahl wissenschaftlicher Disziplinen erfordere. Auf Grund der Komplexität des Transformationsprozesses sollten die wissenschaftlichen Disziplinen viel stärker problemorientiert gemeinsam forschen und externes Wissen integrieren.

Das BfN fordert eine solche notwendige Forschungsstrategie schon seit Jahren. Eine verstärkte inter- und transdisziplinäre Forschung könnte wesentlich zu einer effektiven Umsetzung multilateraler Umweltübereinkommen beitragen, wie dem UN-Übereinkommen über die Biologische Vielfalt (Convention on Biological Diversity – CBD) und seiner Zielprogrammatik: hier geht es nicht nur um den Schutz der Biodiversität, sondern ebenso um ihre nachhaltige Nutzung und die gerechte Verteilung der Vorteile aus der Nutzung genetischer Ressourcen. Forschung, die auch auf die vielfältigen und komplexen Probleme im Rahmen dieser Konvention Antworten finden will, sollte interdisziplinär und problemorientiert arbeiten.

Um möglichst vielen Wissenschaftlerinnen und Wissenschaftlern der unterschiedlichsten Fachbereiche deutscher Universitäten das hier bestehende immense Forschungspotenzial sichtbar zu machen und sie zu motivieren sich hier forschend einzubringen, hat das Bundesamt für Naturschutz (BfN) auch 2012 wieder den Forschungsbedarf durch Aushänge und Veröffentlichungen in die Universitäten getragen und ein interdisziplinäres Nachwuchswissenschaftlertreffen an der Außenstelle Insel Vilm durchgeführt. Entsprechend enthält der vorliegende Tagungsband wiederum aktuellste Biodiversitätsforschung aus den unterschiedlichsten Perspektiven der Natur- und Geisteswissenschaften. Die Bandbreite der behandelten Forschungsbeiträge reicht in diesem Jahr von Themen wie Kulturelle Ökosystemdienstleistungen, Agrobiodiversität, Umweltbildung und Wälder bis hin zur Biodiversität im Zusammenhang mit Städten, Mobilität, Wirtschaft, Ethik und Klima. Zudem bildet den Auftakt ein Beitrag zur Vorstellung von „Future Earth“, einer neuen Initiative der internationalen Wissenschaftsorganisationen, mit dem Ziel, durch integrative Forschungsprojekte in einem internationalen Rahmen Lösungswege für eine global nachhaltige Entwicklung zu finden.

Eine glaubwürdige Forderung nach der globalen Erhaltung der Biodiversität verlangt von den Industrieländern eine Vorreiterrolle im Natur- und Umweltschutz und bei der Entwicklung ökologisch und sozial verträglicher Lebens- und Wirtschaftsformen. Eine zielgerichtete und innovative Biodiversitätsforschung ist daher heute eine wesentliche Grundlage, um den Naturschutz zu stärken und eine konstruktive und nachhaltige Entwicklung voranzubringen. Ich wünsche Ihnen viel Freude beim Lesen!

Prof. Dr. Beate Jessel

Präsidentin des Bundesamtes für Naturschutz



# **Das neue internationale Forschungsprogramm „Future Earth: research for global sustainability“**

BETTINA SCHMALZBAUER

*Schlagwörter: Future Earth, Global Change, Forschungsförderung, internationale Organisationen*

Um die Dynamik und die Kausalitäten des globalen Wandels besser zu verstehen, wird seit rund 30 Jahren in unterschiedlichen Teilbereichen des Erdsystems intensiv geforscht. Die internationale Vernetzung ist eine der Grundvoraussetzungen um die komplexen Fragestellungen, die sich im Bereich globaler Wandel ergeben, bearbeiten zu können, Forschungsthemen abzustimmen und Forschungsergebnisse zeitnah austauschen zu können. Dies beginnt schon mit der Datenerhebung, da für Erdsystemanalysen weltweit gesammelte harmonisierte Beobachtungen und Daten notwendig sind. Auch die Vielfalt der Forschungsgegenstände mit oft unterschiedlichen regionalen Ausprägungen, aber weltweiten Rückkopplungseffekten, kann durch internationale Kooperationen effektiver bearbeitet werden als mittels unkoordinierter Forschungsprojekte. Schließlich sind Forscher eines Landes nicht alleine in der Lage Handlungsoptionen für globale Problemstellungen zu liefern. Die internationale Vernetzung hilft also sowohl die für die Forschung nötigen Informationen effektiv und effizient bereitzustellen, unnötige Doppelforschung zu vermeiden, in internationalen Verbänden große Forschungsfragen zu bearbeiten und schließlich Lösungsoptionen für Herausforderungen des globalen Wandels zu entwickeln.

## **Die internationale Koordination der Global Change Forschung**

Auf internationaler Ebene wird die Forschung zum globalen Wandel von Organisationen, wie den Internationalen Wissenschaftsräten für Natur- und Sozialwissenschaften (ICSU, ISSC), der Weltorganisation für Meteorologie (WMO) oder der Organisation der Vereinten Nationen für Bildung, Wissenschaft und Kultur (UNESCO) gestützt. Diese Organisationen bringen nationale Organisationen, Forschungsförderer oder Akademien auf internationaler Ebene zusammen und übernehmen die Aufgabe die multilaterale wissenschaftliche Zusammenarbeit über die europäischen Grenzen hinweg zu fördern. Gemeinsam mit international führenden Wissenschaftlern wurden auf diese Weise die globalen Umweltforschungsprogrammen World Climate Research Programme (WCRP), International Geosphere Biosphere Programme (IGBP), International Human Dimensions of Global Change Programme (IHDP), das internationale Biodiversitätsforschungsprogramm DIVERSITAS sowie die Earth System Science Partnership (ESSP) initiiert, die aktuell vorwiegend von ICSU/ISSC und WMO sowie IOC und UNESCO getragen werden. In den Forschungsprogrammen wird internationale Forschung seit etwa drei Jahrzehnten konzipiert, koordiniert und durchgeführt. Aktuell vollzieht jedoch die internationale Forschung zum globalen Wandel einen grundlegenden Wandel von einer vorwiegend auf das Verständnis des Erdsystems ausgerichteten Forschung zu einer mehr auf die Lösung von Problemen der Nachhaltigkeit ausgerichteten Forschung.

## **Das neue internationale Forschungsprogramm Future Earth: neue Aufgaben für die Wissenschaft**

Vor dem Hintergrund neuer wissenschaftlicher und gesellschaftlicher Herausforderungen, den Ergebnissen der Evaluierung der Umweltforschungsprogramme (2006-2009) und einem von ICSU breit angelegten Strategie- und Themenfindungsprozess (2009-2010) erfahren die Forschungsprogramme eine Neuausrichtung. Die Grundzüge der Neuausrichtung sind im „Strategic Plan II 2012-2017“ von ICSU dokumentiert.

Die Neuausrichtung der Programme wird zugleich getragen vom Zusammenwirken einer breiten Allianz von internationalen Dachorganisationen der Wissenschaft (ICSU, ISSC, UNU, UNESCO), von einem internationalen Verbund von Forschungsförderern (dem Belmont Forum, dem u. a. DFG, BMBF als auch die European Commission angehören) und Anwendern (UNEP, WMO). Diese internationale Allianz hat 2011 die Initiative übernommen, ein neues globales 10-Jahresprogramm für die Forschung zur Nachhaltigkeit mit dem Titel „Future Earth: research for global sustainability“, kurz „Future Earth“, zu entwickeln. Das Programm „Future Earth“ erfasst ein weiteres Spektrum an Forschungsfragen und strebt eine neue Herangehensweise an die Generierung von Wissen an, als dies in den vier Programmen (WCRP, IHDP, IGBP, DIVERISTAS) und ESSP der Fall war. Zur Ausarbeitung und Implementierung wurde von ICSU ein so genanntes „Transition Team“ einberufen, welches sich aus 17 international anerkannten Akademiker und Nicht-Akademiker unterschiedlichster Einrichtungen zusammensetzt sowie Vertreter der Global Change Programme als auch der internationalen Allianz einschließt. Absehbar ist bereits jetzt, dass „Future Earth“ die bisherigen Umweltforschungsprogramme weitgehend ablösen wird und das dominierende internationale Programm der Nachhaltigkeitsforschung in der kommenden Dekade sein wird. Anlässlich der von ICSU mit organisierten wissenschaftlichen Konferenz zu der „United Nations Conference on Sustainable Development – Rio+20“ im Juni 2012 wurde das neue Programm offiziell eingerichtet und wird im Jahr 2014 handlungsfähig sein. Geplant ist, sowohl Forschungsthemen als auch die globale Koordination zukünftig vollkommen neu zu strukturieren.

Der Vorschlag für die neue Organisationsstruktur zeigt, dass es künftig im Rahmen von „Future Earth“ anstelle von bisher fünf Programmsekretariaten nur noch ein koordinierendes, übergreifendes Sekretariat geben wird, dessen Arbeit voraussichtlich von mehreren regionalen Knotenpunkten unterstützt wird. Eine offizielle Bekanntgabe der zukünftigen Organisationsstruktur wird noch in diesem Jahr erwartet. Fest steht, dass das ESSP zum Jahresende 2012 beendet wird. Darüber hinaus ist geplant die Programme IGBP, DIVERSITAS und IHDP in 2013/2014 in „Future Earth“ aufgehen zu lassen. Die Projekte (Core Projects) der drei Programme sollen zunächst in „Future Earth“ weiter geführt werden. WCRP, das überwiegend von der WMO finanziert wird, wird als eigenständiges Programm zunächst bestehen bleiben und mit „Future Earth“ kooperieren.

Die im Rahmen von „Future Earth“ betriebene Forschung wird sich auf gesellschaftliche Herausforderungen einer nachhaltigen Entwicklung konzentrieren, die sich beispielsweise durch den Klimawandel, die zunehmende Knappheit natürlicher Ressourcen, oder die Veränderungen natürlicher Kreisläufe im Erdsystem ergeben. Da keine Fachdisziplin alleine Handlungsoptionen für diese globalen Problemstellungen liefern kann, soll sich die Forschung entlang integrierter Forschungsthemen organisieren. Die Themen werden in einem breiten öffentlichen Diskurs noch diskutiert werden und befassen sich mit den großen Fragen wie zum Beispiel: Wie verändert sich die globale Umwelt? Wie wird sie sich

wahrscheinlich in der Zukunft weiter verändern? Welche Optionen gibt es, mit denen Risiken verringert, die Resilienz verbessert und eine nachhaltige Entwicklung gesichert werden können? Forschungsfragen innerhalb dieser übergeordneten gesellschaftsrelevanten Fragestellungen müssen überwiegend in interdisziplinärer Zusammenarbeit entwickelt werden. Interdisziplinäre Zusammenarbeit beschreibt hierbei die Kooperation zwischen akademischen Disziplinen wie beispielsweise der Biologie, Ökonomie und Psychologie, während die transdisziplinäre Zusammenarbeit die Kooperation zwischen Akademikern und Nicht-Akademikern beschreibt. Bei der Identifizierung der gesellschaftlichen Herausforderungen einer nachhaltigen Entwicklung ist gerade auch die transdisziplinäre Zusammenarbeit von Bedeutung, da Vertreter aus Politik, Wirtschaft und Zivilgesellschaft wichtige Anregungen geben können.

„Co-Design“ und „Co-Produktion“ von Wissen über die Nachhaltigkeit sind darüber hinaus die neuen Stichwörter für die Themenfindung im Rahmen von „Future Earth“. Damit wird eine engere Zusammenarbeit zwischen Natur- und Gesellschaftswissenschaften sowie eine verbesserte Vernetzung von Wissenschaft, Politik und Praxis angestrebt (siehe Abbildung). Bei dem sogenannten Co-Design von Forschung sollen die Forschungsfragen und Forschungsprogramme so definiert werden, dass sie für die gesellschaftlichen Herausforderungen einer nachhaltigen Entwicklung lösungsorientierte Ergebnisse liefern können. Auch in der darauf folgenden Forschungsphase, die überwiegend von der Wissenschaft getragen wird, soll durch die Kommunikation mit relevanten Entscheidungsträgern aus Politik, Wirtschaft und Gesellschaft gewährleistet werden, dass der Forschungsprozess dem Anspruch einer lösungsorientierten Forschung gerecht wird. Dieser Prozess der Co-Produktion von Wissen schließt auch die Übersetzung und Kommunikation von Forschungsergebnissen für die Anwender ein.

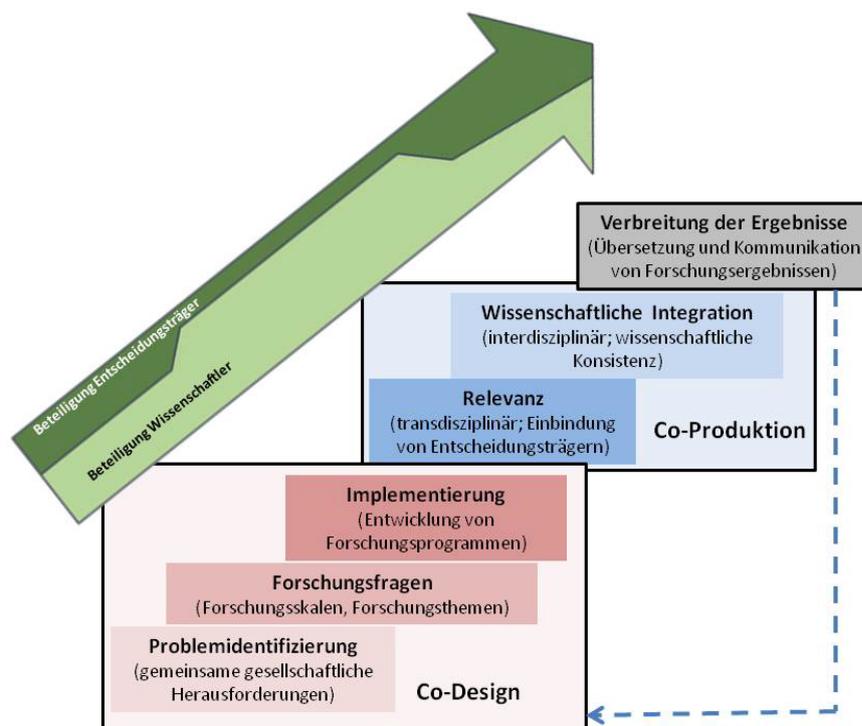


Abb. 1: Konzept der Wissensgenerierung im Rahmen von „Future Earth“ in drei Schritten. Auf Co-Design und Co-Produktion von neuem Wissen folgt die Kommunikation der Ergebnisse. Mögliche noch bestehende Wissenslücken oder neu aufgekommene Fragen können wiederum zu einem Co-Design führen. Abhängig von Fragestellung und Stadium des Forschungsprozesses werden relevante Entscheidungsträger aus Politik, Wirtschaft und Gesellschaft eingebunden.

Der Umbruch in der internationalen Global Change Forschung mit zukünftig stärkerem Fokus auf globale Nachhaltigkeit und die damit zusammenhängenden neuen Aufgaben für die Wissenschaft wurden auch auf dem 5. Nationalen Kolloquium des Nationale Komitees für Global Change Forschung (NKGCF) „Integrative Forschung im Rahmen von Future Earth“ mit rund 200 Teilnehmern diskutiert. Da die Aspekte des Co-Designs und der Co-Produktion von Forschung oder die Ausweitung der Forschungsagenda von „Future Earth“ auf die Forschung zu Nachhaltigkeitsfragen, nicht in der aktuellen Konstellation des NKGCF getragen werden können, schlagen die Mitglieder des NKGCF vor ein neues nationales Gremium zu etablieren, welches das NKGCF ablöst. Dessen Aufgabe soll es unter anderem sein, den noch laufenden internationalen Entwicklungsprozess von „Future Earth“ mit zu gestalten und auf nationaler Ebene die Integration der Forschung zur Nachhaltigkeit in Deutschland in die internationalen Strukturen von „Future Earth“ zu unterstützen. Mit bereits jetzt vielfältiger Zustimmung aus der deutschen Community sowie deren Einbindung in den Nominierungsprozess der künftigen Mitglieder, bereitet das NKGCF das Mandat des neuen Gremiums (voraussichtlicher Titel „Deutsches Komitee für Nachhaltigkeitsforschung in Future Earth“) vor. Das neue Gremium soll 2013 etabliert werden und sein Mandat von der Deutschen Forschungsgemeinschaft erhalten.

### **Abkürzungen**

BMBF – Bundesministerium für Bildung und Forschung

DFG – Deutsche Forschungsgemeinschaft

DIVERSITAS - an International Programme on Biodiversity Science

ESSP - Earth System Science Partnership (partnership of DIVERSITAS, IGBP, IHDP, WCRP)

IGBP - International Geosphere-Biosphere Programme

IHDP - International Human Dimensions Programme on Global Environmental Change

ICSU - International Council for Science

IOC - Intergovernmental Oceanographic Commission

ISSC - International Social Science Council

NKGCF – Nationales Komitee für Global Change Forschung

UNU – United Nation University

UNESCO - United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization

UNEP – United Nations Environment Programme

WCRP - World Climate Research Programme

WMO - World Meteorological Organisation

*Dr. Bettina Schmalzbauer*

*Nationales Komitee für Global Change Forschung*

*Wissenschaftliches Sekretariat NKGCF*

*c/o Institut für Weltwirtschaft*

*Hindenburgufer 66*

*24105 Kiel*

*bettina.schmalzbauer@ifw-kiel.de*

# Einfluss der Qualität und Diversität ober- sowie unterirdischer Ressourcen auf die Zusammensetzung der Bodentiergemeinschaften

DIANA GRUBERT, STEFAN SCHEU, OLAF BUTENSCHOEN

*Schlagwörter: SPLIDRHEX, Baumdiversität, Streudiversität, Qualität von Ressourcen, Soil Community composition*

## Einleitung

Die vorliegenden Arbeiten wurden im Rahmen des „SPecies Litter Identity and Diversity effects on the RHizosphere of trees“- EXperiments (SPLIDRHEX) des Exzellenzklusters “Functional Biodiversity Research” der Universität Göttingen durchgeführt. An diesem Kooperationsprojekt sind sechs verschiedene Arbeitsgruppen beteiligt, die Fragen zur Mikrobiologie, Pflanzenökologie inklusive Mykorrhizaforschung, Forstbotanik, Bodenchemie und Tierökologie untersuchen, um mehr über den Einfluss von Diversität auf Ökosystemfunktionen zu lernen.

In meiner Doktorarbeit beschäftige ich mich mit dem Einfluss der Qualität und Diversität ober- sowie unterirdischer Ressourcen auf die mikrobielle Biomasse und die Zusammensetzung der Bodenfauna.

## Das Experiment

Beim SPLIDRHEX handelt es sich um ein Freilandexperiment, bei dem Streu- und Baumdiversität unabhängig voneinander manipuliert wurden. Die Versuchsetablierung fand im Herbst 2010 in einem 150 Jahre alten Traubeneiche-Schirmbestand in der Nähe von Göttingen statt. Insgesamt wurden 304 Versuchsflächen (180 x 210 cm) in vier Blöcken angelegt. Im April 2011 erfolgte die Pflanzung der Bäume nach folgendem Design:

Baumart		E				A		B		L		EA		EB		EL		AB		AL		BL		EABL		Kontr.		
		1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Streuart		en				en		ec		ec		en		en/ec		en/ec		en/ec		en/ec		ec		en/ec		0		
		en	en	ec	ec	en	en/ec	en/ec	en/ec	en/ec	en/ec	ec	en/ec	en/ec	en/ec	ec	en/ec	en/ec	en/ec									
E	1	+	4	4	4	4	2	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
A	1	-	4	4	4	4	2	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
B	1	-	4	4	4	4	2	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
L	1	+	4	4	4	4	2	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
EA	2	±	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
EB	2	±	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
EL	2	+	2	2	2	2	4	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
AB	2	-	2	2	2	2	4	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
AL	2	±	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
BL	2	±	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
EABL	4	±	4	4	4	4	4	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Kontr.	0	0	4	4	4	4	4	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1

Abb. 1: SPLIDRHEX – Versuchsdesign. Kombinationen von Baum- und Streuart (E=Esche, A=Ahorn, B=Buche, L=Linde), sowie Diversitätsstufen (0, 1, 2 und 4). Streuart unterscheiden sich hinsichtlich ihrer Abbaugeschwindigkeit (+ = leicht abbaubar; - = schwer abbaubar). Baumarten unterscheiden sich durch ihre Symbionten (en= arbuskuläre Mykorrhiza; ec= Ectomyorrhiza). Jedes Treatment wird viermal wiederholt.

Verwendet wurden vier einheimische Laubbaumarten, Esche (*Fraxinus excelsior*), Buche (*Fagus sylvatica*), Winterlinde (*Tilia cordata*) und Bergahorn (*Acer pseudoplatanus*). Sie wurden in unter-

schiedlicher Diversität (1, 2, 4) und Zusammensetzung gepflanzt und wachsen entweder mit ihrer eigenen Streu oder mit Fremdstreu in verschiedenen Kombinationen und Diversitätsstufen (1, 2, 4). Flächen ohne Bäume oder Streu dienen als Kontrollen. Die Baumarten unterscheiden sich im Hinblick auf ihre pilzlichen Symbionten (Ektomykorrhiza vs. arbuskuläre Mykorrhiza), die Streuarten hinsichtlich ihrer Abbaugeschwindigkeit (leicht abbaubar vs. schwer abbaubar). Im Herbst 2010 wurden pro Versuchsfläche 800 g Streu ausgebracht. Im Frühjahr 2011 erfolgte die Pflanzung der Bäume. Pro Versuchsfläche wurden 30 Bäume gepflanzt, davon waren 12 zentrale und 18 Randbäume, wobei Letztere zur Vermeidung von Randeffekten dienen. Der Abstand der einzelnen Bäume innerhalb einer Versuchsfläche beträgt 25 cm.

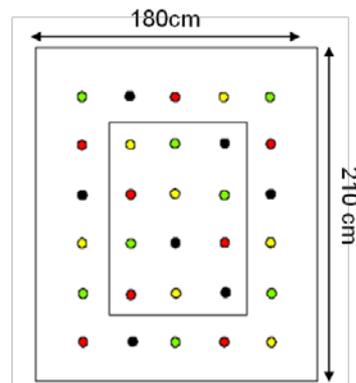


Abb. 2: SPLIDRHEX-Pflanzdesign. Bsp. für 4 Baumarten. Jeder Plot enthält 12 zentrale und 18 Randbäume. Die Baumart wurden farbcodiert. 25cm Baumabstand.

Im November 2011, acht Monate nach Pflanzung der Bäume, fand die erste Probennahme statt. Pro Plot wurden mit Hilfe eines metallenen Bohrzyinders von 5 cm Durchmesser je zwei Bodenkerne entnommen.



Abb. 3: SPLIDRHEX-Probennahme November

Diese wurden in den oberen Horizont, welcher sich direkt der Streuauflage anschließt, und den unteren Horizont geteilt.

Je einer der Bodenkerne wurde für die Bestimmung der mikrobiellen Biomasse und Aktivität mit Hilfe der Substratinduzierten Respiration (SIR) verwendet. Der zweite diente der Extraktion der Bodentiere mit Hilfe eines Hitzegradienten. Die Tiere wurden in Ethanol konserviert und nach Großgruppen sortiert und gezählt. Auf diese Weise können Aussagen zur Zusammensetzung der Bodentiergemeinschaft in Abhängigkeit von Streuauflage und Baumbestand getroffen werden. Weiterhin wurde die Reststreu gewogen, um Beziehungen zwischen Treatment und Abbaugeschwindigkeit zu überprüfen.

## Ergebnisse und Diskussion

### Mikrobielle Biomasse

Bisher wurde die mikrobielle Biomasse auf den Kontrollflächen und auf Monokulturflächen mit Buchen- oder Eschenstreu bestimmt. Für alle anderen Treatments wird diese Analyse zurzeit durchgeführt. Die mikrobielle Biomasse war im oberen Horizont signifikant höher, als im unteren Horizont.

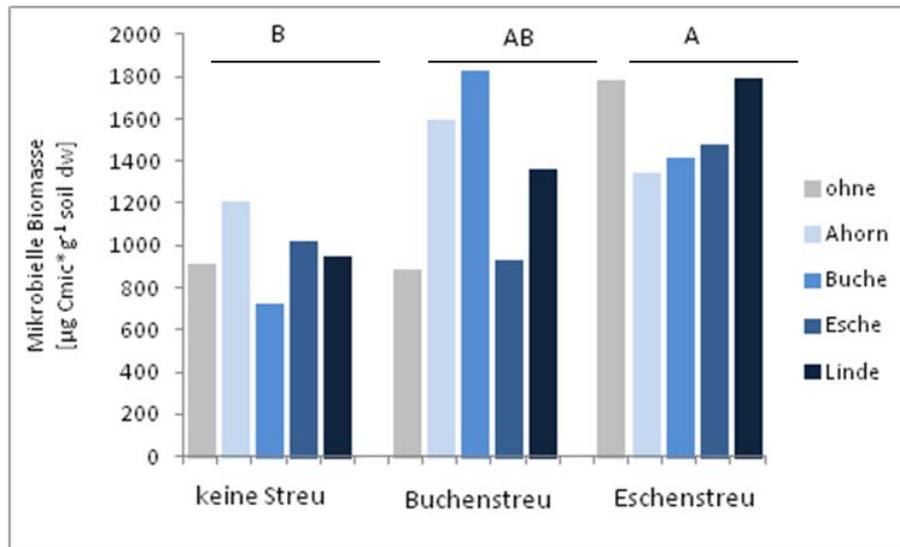


Abb. 4: Mikrobielle Biomasse [ $\mu\text{g Cmic}\cdot\text{g}^{-1}\text{ soil dw}$ ] in Abhängigkeit der Streuart im oberen Horizont. Vergleich zwischen Esche, Buche und streulosen Versuchsflächen. Treatments mit unterschiedlichen Buchstaben unterscheiden sich signifikant voneinander. Die Legende zeigt die Baumarten.

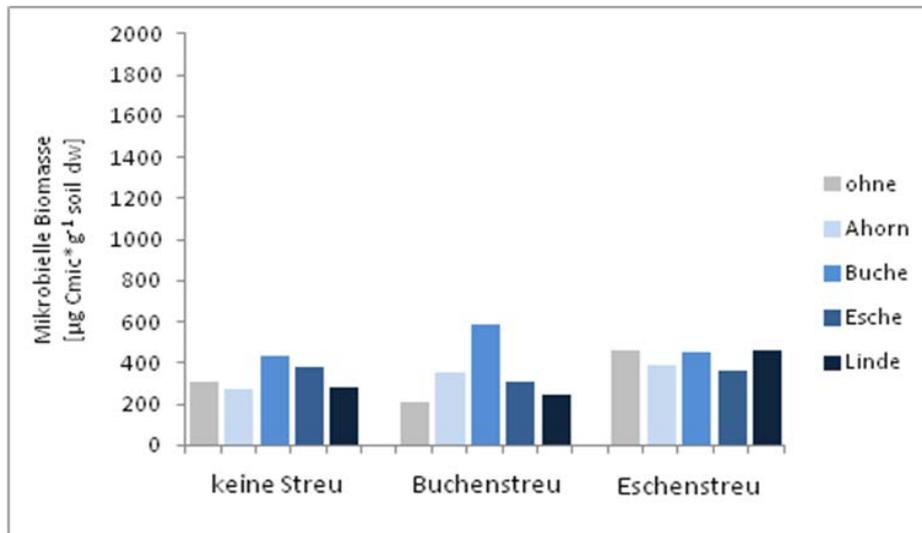


Abb. 5: Mikrobielle Biomasse [ $\mu\text{g Cmic}\cdot\text{g}^{-1}\text{ soil dw}$ ] in Abhängigkeit der Streuart im unteren Horizont. Vergleich zwischen Esche, Buche und streulosen Versuchsflächen. Die Legende zeigt die Baumarten.

Die mikrobielle Biomasse auf Versuchsflächen mit Eschenstreu (leicht abbaubar, hohe Qualität) war signifikant höher als auf Flächen ohne Streuzugabe, jedoch nur gering höher als auf Flächen mit Buchenstreu (schwer abbaubar, geringere Qualität). Die verschiedenen Baumarten hatten keinen signifikanten Einfluss auf die mikrobielle Biomasse im Boden.

### Streuabbau

Der Streuabbau wurde auf allen Versuchsflächen bestimmt. Die Streuarten unterschieden sich hinsichtlich ihrer Abbaugeschwindigkeit. Signifikante Unterschiede ergaben sich zwischen Eschenstreu (17% Reststreu) und Buchenstreu (45% Reststreu). Aber auch zwischen den Diversitätsstufen gab es einen signifikanten Unterschied hinsichtlich des Abbaus. Flächen mit nur einer Streuart zeigten den stärksten, Flächen mit einer Mischung aller vier Streuarten den geringsten Massenverlust.

Weder Baumart noch -diversität hatte einen Einfluss auf den Streuabbau.

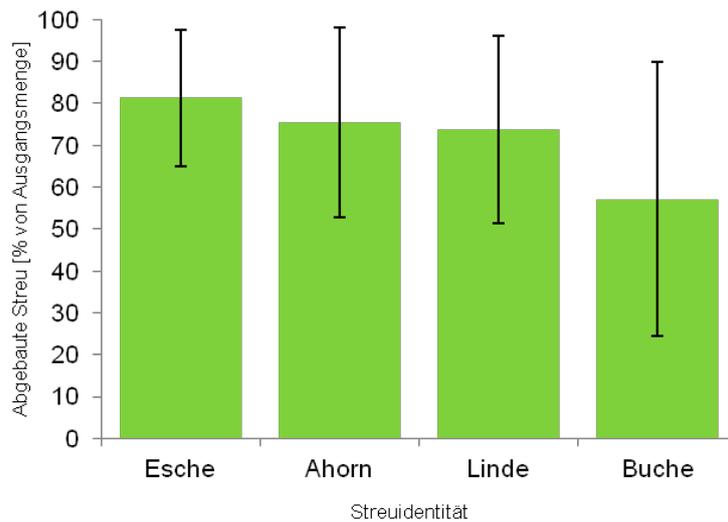


Abb. 6: Abgebaute Streu in % von der auf den Versuchsfeldern ausgebrachten Streumenge in Abhängigkeit der Streuart und Diversität. Treatments mit unterschiedlichen Buchstaben unterscheiden sich signifikant voneinander.

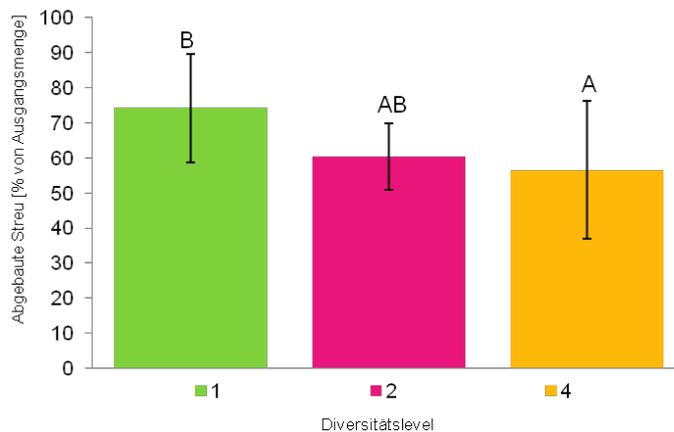


Abb. 7: Abgebaute Streu in % von der Ausgangsmenge (800g) in Abhängigkeit vom Diversitätslevel. 1= Monostreu; 2= Mischung aus zwei Streuarten; 3= Mischung aller vier Streuarten. Treatments mit unterschiedlichen Buchstaben unterscheiden sich signifikant voneinander.

### Zusammensetzung der Bodentiergemeinschaft

Die Zusammensetzung der Bodentiergemeinschaft wurde bislang für die Diversitätsstufen eins und vier von Bäumen und Streu, sowie für die Kontrollen bestimmt. Zu den verbleibenden Treatments laufen die Untersuchungen noch.

Gefunden wurden zahlreiche Vertreter der Milben, Collembolen und Enchytraeiden. Diese Gruppen stellten zusammen etwa 95 % aller gefundenen Individuen, wobei die Collembolen die Bodengemeinschaft mit etwa 65 % dominierten. Außerdem waren in den Bodenproben Dipteren, Coleopteren, Paupoden, Lumbriciden, Proturen und Symphylen vertreten.

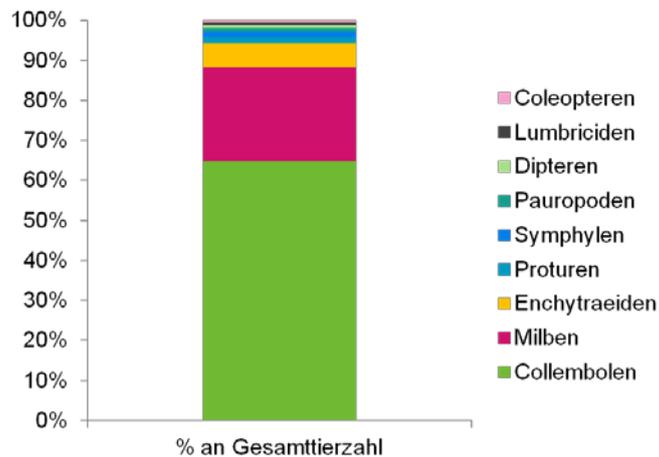


Abb. 8: Zusammensetzung der Bodentiergemeinschaft im SPLIDRHEX 2011. Dargestellt ist der prozentuale Anteil jeder Tiergruppe an der Gesamtanzahl.

Im oberen Horizont, der sich direkt der Streuschicht anschließt, waren deutlich mehr Tiere zu finden (80 %), als im unteren Horizont (20 %). Collembolen machten unabhängig vom Horizont stets etwa 65 % der vorhandenen Tiere aus. Milben stellen im oberen Horizont 25 % der Individuen, im unteren Horizont hingegen nur 15 %. Dafür waren Proturen und Symphylen mit je 5 % in der tieferliegenden Schicht stärker, als im oberen Horizont vertreten.

Es gab einen signifikanten Baum-Effekt ( $P=0.01$ ). Dieser Effekt zeigte sich allerdings nur im oberen Horizont und hier auch nur für zwei Tiergruppen. So waren Proturen und Enchytraeiden vor allem auf Versuchsflächen vertreten, auf denen keine Bäume gepflanzt wurden. Möglicherweise wurden diese Tiergruppen durch die Pflanzaktion gestört. Vermutlich war die Zeit zwischen Pflanzung (Frühjahr 2011) und Probenahme (Herbst 2011) zu kurz, als dass die Bäume das vorhandene Bodensystem über ihre Wurzelexudate oder Symbionten hätten verändern können.

Es gab außerdem einen signifikanten Streu-Effekt ( $P=0.001$ ), der besonders bei Milben ( $P<0.001$ ), Collembolen ( $P=0.05$ ), Enchytraeiden ( $P<0.001$ ), Lumbriciden ( $P=0.04$ ) und Proturen ( $P=0.04$ ) ausgeprägt war.

Milben waren stärker auf Versuchsflächen mit Streuauflage, als auf Plots ohne Streu vorhanden. Dabei scheinen Streuart und -qualität, sowie Diversität nur von geringer Bedeutung zu sein.

Enchytraeiden kamen häufiger auf Versuchsflächen mit Eschenstreu vor, als auf allen anderen Versuchsflächen. Darüber hinaus waren Enchytraeiden tendenziell auch auf Lindenplots vermehrt vertreten. Die Lumbricidenzahlen waren auf Eschenplots und Lindenplots am höchsten. Vermutlich gibt es einen Zusammenhang im Vorkommen von Lumbriciden und Enchytraeiden. Die Lumbriciden zerkleinern die Streu und bauen sie in den Boden ein. Die Enchytraeiden können nun das bereits zerkleinerte organische Material für ihre Ernährung nutzen, profitieren also vom Vorhandensein der Lumbriciden.

Eschenstreu hatte weiterhin einen positiven Einfluss auf das Vorhandensein von Proturen und Collembolen, welche hier signifikant öfter zu finden waren, als dort, wo eine Streuauflage fehlte, tendenziell aber auch häufiger als auf Versuchsflächen mit anderen Streuqualitäten und -diversitäten. Eschenstreu gilt als besonders hochqualitativ und leicht abbaubar. Diese Nahrungsressource wird von Mikroorganismen genutzt, die somit besser wachsen. Dadurch werden wiederum die Tiere, die sich von ihnen ernähren, wie zum Beispiel Proturen und Collembolen gefördert.

Zu den verbleibenden Treatments laufen die Untersuchungen noch.

### **Zusammenfassung der Ergebnisse**

Im Rahmen des SPLIDRHEX, einem Freilandversuch, in dem Streu- und Baumqualitäten und -diversitäten unabhängig voneinander manipuliert werden, konnten nach acht Monaten Versuchslaufzeit signifikante Horizont- und Streueffekte auf die Bodengemeinschaft nachgewiesen werden. Der Horizonteffekt wurde deutlich, weil im oberen Horizont die mikrobielle Biomasse, sowie die Anzahl gefundener Tiere wesentlich höher war, als im unteren Horizont.

Insgesamt wirkte sich Streu positiv auf die mikrobielle Biomasse und die Abundanzen der Tiere aus. Generell scheint die Qualität der Streuauflage eine zentrale Rolle zu spielen, während Streudiversität zu diesem Versuchszeitpunkt eine untergeordnete Rolle einnimmt.

Des Weiteren konnte nach acht Monaten Versuchslaufzeit kein signifikanter Einfluss von Baumidentität und -diversität festgestellt werden. Dies hängt vermutlich mit dem in dieser kurzen Zeitspanne nur gering ausgebildeten Wurzelsystem zusammen.

### **Zukünftige Arbeiten**

Alle bereits durchgeführten Analysen werden auf alle noch nicht untersuchten Treatments ausgeweitet. Über die Analyse der Fettsäuremuster (PLFAs) wird die Gemeinschaftsstruktur der Mikroorganismen aufgeschlüsselt. Die Arbeiten hierzu laufen seit Frühjahr 2012, sind jedoch noch nicht so weit vorgeschritten, dass eine Ergebnisanalyse zum gegenwärtigen Zeitpunkt möglich ist.

Darüber hinaus soll eine Messung der natürlichen Variation von stabilen Isotopenverhältnissen ausgesuchter Tierarten, der Streu, sowie der Baumwurzeln durchgeführt werden. Mit Hilfe dieser Methode kann die Bedeutung oberirdischer und unterirdischer Kohlenstoffressourcen für das Bodennahrungsnetz quantifiziert werden.

Um die Auswirkung verschiedener Baumarten- und Diversitätsstufen auf die Bodentiergemeinschaft zu untersuchen, sollten zu einem späteren Zeitpunkt noch einmal Bodenproben genommen und hinsichtlich der selben Kriterien untersucht werden, die auch für die Probenahme 2011 zur Anwendung kamen.

*Diana Grubert  
Georg-August-Universität Göttingen  
Johann-Friedrich Blumbach Institut für Zoologie und Anthropologie  
Abteilung Ökologie; Arbeitsgruppe Scheu  
Berliner Str. 28  
37073 Göttingen  
dgruber@gwdg.de*

# Der Wiederaufbau und die (Re-)Etablierung des Arboretums am Wondo Genet College in Süd-Äthiopien zur Förderung nachhaltiger Forstwirtschaft

PETER BORCHARDT

*Schlagwörter: capacity building, ex-situ-Naturschutz, Horn von Afrika, Schutz & nachhaltige Nutzung einheimischer Baumarten*

## Einleitung

Das Horn von Afrika (Äthiopien, Eritrea, Djibouti und Somalia) ist zwar gekennzeichnet durch eine sehr geringe Waldbedeckung, es gibt aber eine sehr große Vielfalt einheimischer Gehölzarten. Die kleinflächigen Waldbestände sind stark gefährdet durch menschlichen Einfluss sowie durch den Klimawandel. Landnutzung und immer wiederkehrende Dürreperioden – deren Auswirkungen sich durch den Klimawandel verstärken – resultieren in einem konstanten Rückgang von Waldhabitaten und damit einhergehend dem Verlust von Baum- und Straucharten.

Hunger und Armut sind in Äthiopien weit verbreitet. Primäres Ziel eines Großteils der Bevölkerung ist das eigene Überleben und nicht Schutz von Biodiversität. Diesen Teufelskreis gilt es zu durchbrechen und ein Bewusstsein für nachhaltige Nutzungssysteme zu schaffen, die eine langfristige Lebensgrundlage ermöglichen. Nach der Roten Liste der Gehölzpflanzen in Äthiopien und Eritrea (Flora Fauna International (FFI), IUCN et al. 2005) spielen Baumarten eine zentrale Rolle bei den Lebenssicherungsstrategien der ländlichen Bevölkerung. Über 90 % der genutzten Energie in Äthiopien wird aus Biomasse erzeugt - Brennholz stellt die Hauptkomponente dar. Unter diesen Umständen ist *ex-situ*- und *in-situ*-Naturschutz, sowie die Entwicklung nachhaltiger Alternativen zur Nutzung natürlicher Ressourcen dringend notwendig. Ziel des beantragten Vorhabens ist es, einen Ort der Nachhaltigkeit, des Naturschutzes, der Bildung und Forschung zu schaffen (Abb. 1).



Abb. 1: Ort der Bildung und Forschung - Vergangenheit und Zukunft.

Der Wiederaufbau und die (Re-)Etablierung des Arboretums am Wondo Genet College (WGC) in Süd-Äthiopien zur Förderung nachhaltiger Forstwirtschaft sowie zum *Capacity Building* wäre ein bedeutender Schritt für die Länder am Horn von Afrika. Das Arboretum wurde 1978 eröffnet, ist jedoch seit über 10 Jahren nicht mehr in Benutzung. Die Instandhaltung wurde ausgesetzt. Dennoch ist die Sammlung von über 100 adulten Individuen verschiedenster Baumarten immer noch existent. Unter den gegenwärtigen Umständen besteht indes die große Gefahr, dass die Sammlung Schaden nimmt und das vor Ort verfügbare diesbezügliche Expertenwissen verlorengeht.



Abb. 2: Alte Informationstafeln - Wissen erhalten!

Hauptgegenstand des ‚Arboretum-Projektes‘ (ARBOPRO) ist es, dieses Wissen zu erhalten (Abb. 2) bzw. weiterzuentwickeln und das WGC Arboretum wieder als Institution zu etablieren. Verschiedene Wissenschaftler der Geographie und Biologie der Universität Hamburg haben diesbezüglich eine Kooperation mit Kollegen der Addis Abeba University, des Wondo Genet College der Hawassa University (beide Äthiopien), des East Africa Herbarium, Kenia und des Harcourt Arboretums der University of Oxford vereinbart mit dem Ziel den internationalen Austausch zu fördern, die

Sammlung zu restaurieren und zu erweitern, sowie das Personal des WGC weiterzubilden. Übergeordnete Zielsetzung ist es, das WGC Arboretum in der Zukunft zu einem Zentrum der Biodiversitätsforschung und der nachhaltigen Ressourcennutzung zu entwickeln.

### Forschungsstand

Das Horn von Afrika ist eines der globalen Zentren für Pflanzendiversität und Endemismus (DAVIS et al. 1984). Äthiopiens Reichtum an Pflanzenarten sowie deren Gefährdung wurde schon von vielen Autoren hervorgehoben (FRIIS et al. 2001, THULIN 2004, VIVERO 2003, WILLIAMS et al. 2004). Mehr als 1.000 indigene Baumarten in Äthiopien und Eritrea (DEMEL et al. 2000) gelten als potenziell gefährdet aufgrund von Landnutzungswandel und nicht-nachhaltiger, extensiver Holznutzung (VIVERO 2001). Die Rote Liste der endemischen Baum- und Straucharten in Äthiopien und Eritrea (FFI, IUCN et al. 2005) zählt bereits 135 gefährdete Arten. In Betracht dieser anwachsenden Bedrohung kommt *ex-situ*- Sammlungen eine zunehmend größere Bedeutung zu in den Bemühungen, das Überleben vieler Arten in der Zukunft zu sichern (Abb. 3).



Abb. 3: Einheimische Arten - Schutz und Nutzung.

Die Organisation ‚Botanical Gardens Conservation International‘ (BGCI) gründete 2002 das ‚African Botanic Garden Network‘ mit dem Ziel, nationale und internationale Institutionen aus der Umwelt- und Nachhaltigkeitsforschung zu verbinden, um so die Ziele des UN Übereinkommens über die biologische Vielfalt (CBD) gemeinsam zu erreichen. Artikel 9 der CBD behandelt den Artenschutz durch *ex-situ*-Maßnahmen und unterstreicht den Wert von Botanischen Gärten, Arboreta und Genbanken (www.cbd.int). Vor diesem Hintergrund kommt dem Arboretum des Wondo Genet College (7°06’01’’N, 38°37’44’’E) eine immense Bedeutung für die nachhaltige Erhaltung von Baumarten am Horn von Afrika zu. Es wurde 1978 eröffnet und umfasst eine Fläche von 3 ha. Gegenwärtig besteht die Sammlung aus über 100 verschiedenen Baumarten. Das Arboretum befindet sich auf 1.890 m

Meereshöhe. Die mittlere Jahrestemperatur beträgt 19°C und der mittlere Niederschlag liegt bei 1.100 mm (Abb. 4).

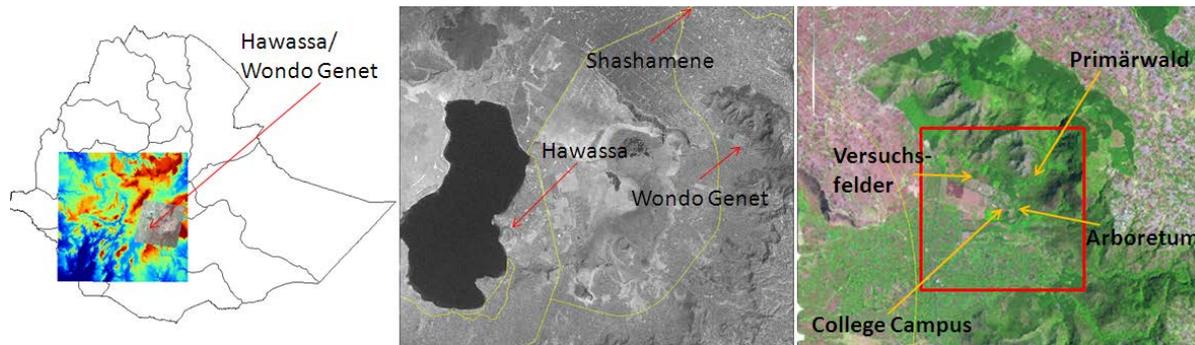


Abb. 4: Lage des Arboretums, v.l.n.r.: Äthiopien (Maßstab 1:8500000, SRTM 44\_11, Landsat 168-55, 05.02.2000); Hawassa Region (M 1:500000, Landsat Band 8, panchromatic, Szene 168-55, 05.02.2000); Wondo Genet (M 1:50000, Landsat Band 5,4,3, Vegetation: grün, Szene 168-55, 05.02.2000).

### **Zielsetzung des Arboretum-Projektes (ARBOPRO)**

- Ziel 1: Restaurierung und Re-Etablierung des Arboretum in Wondo Genet als wichtige Institution zur Erforschung, Erhaltung und nachhaltiger Nutzung biologischer Vielfalt welche in ein internationales Netzwerk von Forschungs- und Naturschutzinstitutionen eingebunden ist.
- Ziel 2: Gemeinschaftliche Forschung zu Biodiversität, Pflanzenökologie sowie Schutz und nachhaltiger Nutzung natürlicher Ressourcen.
- Ziel 3: Entwicklung und Aufbau von Kapazitäten.
- Ziel 4: Aufbau eines Nord-Süd-Süd-Netzwerks zwischen Partnern aus Afrika und Europa.

### **Danksagung**

Erste Arbeiten zum Aufbau des Arboretum-Projekts wurden durch das Kompetenzzentrum Nachhaltige Universität der Universität Hamburg im Rahmen einer Anschubfinanzierung gefördert.

### **Literatur**

- DAVIS, S.D., HEYWOOD, V.H. & HAMILTON, A.C. (eds) (1994): Centres of Plant Diversity. Vol. 1: Europe, Africa, Southwest Asia and Middle East. – Oxford (WWF and IUCN)
- DEMEL, T., TAYE, B. & HASSE, G. (2000): Forests and forest genetic resources of Ethiopia. Paper presented to the international conference: Ethiopia: a biodiversity challenge. 2-4 February 2000, - Addis Ababa University. Biological Society of Ethiopia, Addis Ababa, Ethiopia and the Linnean Society of London, UK.
- FLORA FAUNA INTERNATIONAL, IUCN et al. (2005): Red list of endemic trees and shrubs of Ethiopia and Eritrea. Global Tree Campaign. ([www.globaltrees.org/downloads/RedlistEthiopiaEritrea.pdf](http://www.globaltrees.org/downloads/RedlistEthiopiaEritrea.pdf)).
- FRIIS, I., EDWARDS, S., ENSERMU, K. & SEBSEBE, D. (2001): Diversity and endemism in the flora of Ethiopia and Eritrea – what do the published flora volumes tell us? - Biol. Skr. 54: 173-193.
- THULIN, M. (2004): Horn of Africa Lowlands. - In: MITTERMEIER, R.A., ROBLES-GIL, P., HOFFMANN, M., PILGRIM, J.D., BROOKS, T.M., MITTERMEIER, C.G. & FONSECA, G. (eds): Hotspots Revisited: Earth's Biologically Richest and Most Endangered Ecoregions. – Mexico City (CEMEX)

VIVERO, J.L. (2001): The importance of forests for food security in Ethiopia and their role in the income diversification strategies of poor households. - In: BERHANU MENGISTU & VOGEL, E. (eds): Proceedings of the 2001 International Conference on Public Management, Policy and Development. - Addis Ababa, Ethiopia. Old Dominion University, Norfolk, Virginia, USA.

VIVERO, J.L. (2003) Etiopía: el arca amenazada. - Quercus 203: 40-45.

Williams, S.D., Vivero, J.L., Spawls, S., Anteneh, S. & Ensermu, K. (2004) Ethiopian Highlands. - In: Mittermeier, R.A., Robles-Gil, P., Hoffmann, M., Pilgrim, J.D., Brooks, T.M., Mittermeier, C.G. & Fonseca, G. (eds): Hotspots Revisited: Earth's Biologically Richest and Most Endangered Ecoregions. - Mexico City (CEMEX)

*Peter Borchardt*  
*Universität Hamburg*  
*Institut für Geographie; R.818*  
*Bundesstr. 5*  
*20146 Hamburg*  
*borchardt@geowiss.uni-hamburg.de*

# Klimaschutz durch Moorschutz – Treibhausgasforschung im Verbundprojekt „Vorpommern Initiative für Paludikultur (VIP)“

VYTAŠ HUTH, ANKE GÜNTHER, GERALD JURASINSKI & STEPHAN GLATZEL

*Schlagwörter: Wiedervernässung, Methan, Kohlendioxid*

## 1 Einleitung

Mit Unterzeichnung des Übereinkommens über die biologische Vielfalt der Vereinten Nationen hat sich die Bundesrepublik verpflichtet, treibende Kräfte für den Erhalt der Biodiversität zu identifizieren (UNITED NATIONS 1992, Art. 7a, CBD). Dies können u. a. Habitate und Ökosysteme sein, die repräsentativ bzw. einzigartig sind oder Schlüsselfunktionen biologischer oder evolutionärer Prozesse bestimmen (UNITED NATIONS 1992, Ann. I, CBD). In der Nationalen Strategie zur Biologischen Vielfalt der Bundesrepublik sind Moore als derartige Schlüsselökosysteme anerkannt (BMU 2007, S. 55ff). Über den direkten Artenschutz hinaus spielen Moore eine wichtige Rolle im globalen Treibhausgas-(THG)-Haushalt. Der Zustand der Moore, insbesondere ihrer Hydrologie, ist demnach von wesentlicher Bedeutung nicht nur für ihre Funktion als Lebensraum, sondern auch als Klimafaktor (COUWENBERG et al. 2011). Daher strebt die Bundesregierung mit der Nationalen Strategie zur Biologischen Vielfalt an Moore wiederzuvernässen und in einen naturnahen Zustand zu überführen (BMU 2007, S. 55ff).

In Mecklenburg-Vorpommern nehmen Moore eine Fläche von über 10 % der Landesfläche ein (ZAUFT et al. 2010). Die großen Vorpommerschen Flusstalmoore als Teil der südbaltischen Flusstalmoore, geformt durch die letzte Eiszeit, sind weltweit einzigartig. Durch intensive Entwässerungsmaßnahmen in den 60er und 70er Jahren haben jedoch nahezu alle vorpommerschen Moorstandorte ihre Funktion als Habitat der standorttypischen Arten bzw. als Reviere für Zugvögel, wie auch ihre THG-Senkenfunktion bis zu Beginn der 1990er Jahre eingebüßt. Große Wiedervernässungsmaßnahmen seit Mitte der 90er haben ausdrücklich zum Ziel, diese Entwicklung wieder umzukehren.

Da wiedervernässte Moorstandorte weltweit sehr junge Ökosysteme darstellen, sind viele der erhofften positiven Wirkungen z. T. wenig erforscht. U. a. deuten einige Arbeiten daraufhin, dass weniger als fünf Jahre nach der Wiedervernässung erhöhte CH<sub>4</sub>-Emissionen auftreten können, die die eingesparten CO<sub>2</sub>-Emissionen aufheben (HÖPER et al. 2008, GLATZEL et al. 2011). Im Trebeltal, einem seit 15 Jahren wiedervernässten Niedermoor, spiegelt ein Großteil der Vegetationszusammensetzung die veränderten hydrologischen Verhältnisse wider (BÖNSEL & SONNECK 2011). Da Hydrologie und Vegetationszusammensetzung als Indikator für THG-Emissionen diskutiert werden (DIAS et al. 2010, COUWENBERG et al. 2011) gehen wir davon aus, dass 15 Jahre nach der Wiedervernässung die Höhe der THG-Emissionen im Bereich natürlicher Niedermoore liegen.

Um Wiedervernässungen in größerem Stil anzustoßen, als durch Unterschutzstellung o. ä. erreicht werden kann, will das Verbundprojekt „Vorpommern Initiative für Paludikultur“ die Nutzungsmöglichkeiten nasser Moorstandorte untersuchen. In Teilprojekten werden u. a. die gegebenen rechtlichen, ökonomischen, und sozialen Rahmenbedingungen, die nutzbaren Produkte und eine angepasste Ernte-

technik, sowie die Auswirkungen einer Schnittnutzung auf Flora, Fauna, und THG-Emissionen bewertet. Hierdurch soll eine landwirtschaftliche Alternative zur traditionellen Nutzung entwässerter Moore entwickelt werden. Auf Flächen im Trebeltal werden aktuell die THG-Emissionen von *Phragmites australis*-, *Typha latifolia*-, und *Carex acutiformis*-Dominanzbeständen bei einer simulierten Schnittnutzung untersucht. Diese Arten sind zum einen für eine nasse Bewirtschaftung interessant (WICHTMANN & JOOSTEN 2007), zum anderen stellen sie einen Vektor für CH<sub>4</sub>-Emissionen dar (CHANTON et al. 1993). Im Folgenden geben wir einen Ausblick auf die zu erwartenden Ergebnisse, wie sie sich nach einem Jahr Messwerte darstellen.

## 2 Material & Methoden

Das Untersuchungsgebiet Trebeltal (54°06' N; 12° 44' E) liegt nordwestlich der Stadt Tribsees und ist Teil eines über 3.000 ha großen, EU-LIFE-Projektgebietes mit dem Ziel der „Moorrevitalisierung“. Es ist kontinental geprägt mit ganzjährig humidem Klima. Die Jahresdurchschnittstemperatur liegt bei 9,1°C, der jährliche Niederschlag beträgt 626 mm. Die klimatische Wasserbilanz ist mit +60 bis +100 mm positiv (KLÄMT & SCHWANITZ 2002). 1997 wurde eine hydrologische Schutzzone um das zentrale Hochmoor eingerichtet, die 2001 nochmals erweitert wurde. Seither sind auch die ehemals intensiv genutzten Niedermoorflächen wiedervernässt. Die Vegetation der untersuchten Standorte ist geprägt von Dominanzbeständen aus *Typha latifolia*, *Phragmites australis* und *Carex acutiformis* mit *Poa palustris* bzw. *Epilobium* spp. (*Phragmites*- und *Typha*-Standorte) und *Lemna minor* (*Carex*-Standort) im Unterwuchs.

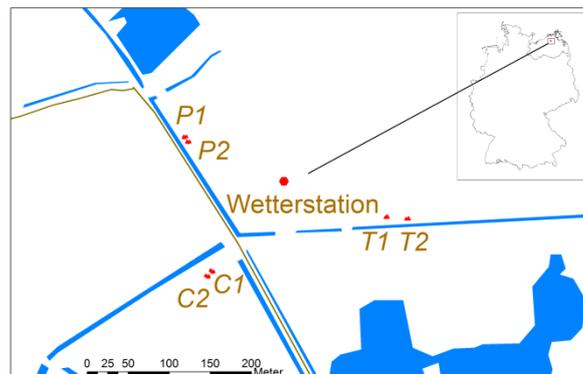


Abb. 1: Die Messstandorte im Trebeltal

Im November 2010 wurden in drei Vegetationstypen (*Phragmites australis*- *Typha latifolia*- und *Carex acutiformis*-Dominanzbestände) jeweils zwei Messstandorte mit je drei Messpunkten installiert (3x2x3). Der Pflanzenbestand um und innerhalb von je drei Messpunkten wurde einmalig gemäht (die Standorte P1, T1, C1, Abb. 1). Bei *Phragmites* und *Typha* erfolgte die Mahd im Winter, bei *Carex* im Sommer. Die übrigen drei Messpunkte einer Vegetationseinheit dienten der Kontrolle (die Standorte P2, T2, C2). Die Abschätzung der Gasflussraten wurde mit der „closed-chamber method“ (LIVINGSTON & HUTCHINSON 1995) durchgeführt. Abnehmbare, undurchsichtige Hauben wurden dabei vorsichtig auf Rahmen (d=63 cm, h=20 cm) gesetzt, die für die Dauer des Untersuchungszeitraumes im Boden installiert sind. Die Beprobung für die CH<sub>4</sub>- und N<sub>2</sub>O-Messungen erfolgte in zweiwöchigem Abstand. Fünf Gasproben wurden mit evakuierten Exetainern (12 ml, Labco Ltd.) in 10-minütigen

Intervallen genommen. Die Proben wurden am Gaschromatographen (Shimadzu Auto System) innerhalb einer Woche auf ihre CH<sub>4</sub>- und N<sub>2</sub>O-Konzentrationen untersucht.

Die CO<sub>2</sub>-Austauschmessungen wurden mit ventilierten Hauben (transparente zur Ermittlung der Netto-Ökosystem-Austauschrate, NEE, und nicht-transparente zur Ermittlung der Ökosystematmung, R<sub>ECO</sub>) und einem tragbaren Messsystem durchgeführt. Der darin enthaltene CO<sub>2</sub>-Sensor EGM-4 (PP Systems) ermittelt in Abständen von etwa 1,5 s die CO<sub>2</sub>-Konzentration. Während jeder Messreihe wurden die Begleitparameter Photosynthetisch Aktive Strahlung (PAR, 400-700 nm), Bodentemperatur (2, 5, 10 cm), Lufttemperatur und Haubentemperatur aufgezeichnet. Die CO<sub>2</sub>-Austauschmessungen wurden im Abstand von sechs Wochen durchgeführt. Darüber hinaus wurde vor Messbeginn eine zentral gelegene Wetterstation (Abb. 1) installiert, welche stündlich die Umweltparameter Lufttemperatur, Niederschlag, photosynthetisch aktive Strahlung (PAR), Bodentemperatur (2, 5, 10 cm), Windgeschwindigkeit und relative Luftfeuchtigkeit misst. Grundwasserlogger an den Stegen ermittelten halbstündlich den Wasserstand.

Gasflüsse (CH<sub>4</sub> und N<sub>2</sub>O) und -austauschraten (CO<sub>2</sub>) wurden auf Basis der Steigung der Konzentrationsänderung über die Messzeit ( $dc/dt$ ) bestimmt. Mit Hilfe der stündlichen Werte der Wetterstation von Bodentemperatur und PAR wurde die NEE über das Messjahr modelliert. Die Jahresbilanz für CH<sub>4</sub> und N<sub>2</sub>O ergibt sich aus dem Integral der Flusskurven, die Jahresbilanz für CO<sub>2</sub> aus dem Integral der NEE-Kurve. Das Treibhauspotential (GWP, in CO<sub>2</sub>-Äquivalenten) wurde entsprechend des 100-Jahre-Zeit-Horizonts mit 25 CO<sub>2</sub>-Äquivalenten für CH<sub>4</sub> und 298 CO<sub>2</sub>-Äquivalenten für N<sub>2</sub>O berechnet (FORSTER et al. 2007). Mittelwerte sind  $\pm$  eine Standardabweichung angegeben.

### 3 Ergebnisse & Diskussion

Die Witterung des ersten Messjahres war geprägt von außergewöhnlicher Feuchtigkeit in den Sommermonaten. Der Jahresniederschlag lag bei 821 mm, wobei allein im Juli und August 2011 392 mm fielen, was ein mehrwöchiges Sommerhochwasser der Trebel und des Trebeltalmoores verursachte. Zu dieser Zeit erreichten die Wasserstände bei *Phragmites* einen Überstau von etwa 10 cm, bei *Typha* von 20 cm und bei *Carex* von 40 cm. Mit 8,9 °C war das Messjahr kühler, als im langjährigen Mittel. Die Standorte des Untersuchungsgebietes sind nährstoffreich, wobei die *Carex*-Standorte (C1, C2) insgesamt die nährstoffärmeren sind (höheres C/N-Verhältnis, geringerer NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-Gehalt). Darüber hinaus zeigt das Moorwasser an den geschnittenen Standorten (P1, T1, C1) jeweils signifikant höhere Nitrat-Werte als an den ungeschnittenen ( $p < 0,001$ ).

Die gemessenen CO<sub>2</sub>-Austauschraten weisen starke saisonale Muster auf. Außerhalb der Vegetationsperiode erfolgt keine Aufnahme von CO<sub>2</sub> durch die Pflanzen während die R<sub>ECO</sub> stark herabgesetzt ist (Jan – Mär im Mittel  $0,05 \pm 0,05 \text{ g m}^{-2} \text{ h}^{-1} \text{ CO}_2$ ; Jul – Sep:  $0,38 \pm 0,19 \text{ g m}^{-2} \text{ h}^{-1} \text{ CO}_2$ ). Alle Standorte nehmen im Jahresverlauf CO<sub>2</sub> auf (Abb. 2). Die größte CO<sub>2</sub>-Festlegung erfolgte auf P1 ( $-922 \pm 28 \text{ g m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ ), die geringste auf T1 ( $-297 \pm 30 \text{ g m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ ).

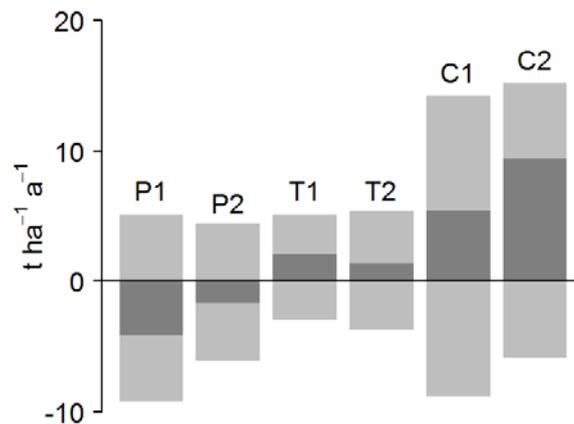


Abb. 2: THG-Bilanz (in  $t\ ha^{-1}\ a^{-1}\ CO_2\text{-}\ddot{a}q$ ) der untersuchten Plots im Trebeltal. Hellgraue Balken  $> 0$  entsprechen dem Anteil der  $CH_4$ -Emissionen, hellgraue Balken  $< 0$  entsprechen dem Anteil des  $CO_2$ -Austausches, dunkelgraue Balken entsprechen der Gesamt-THG-Bilanz.

Die  $CH_4$ -Flüsse weisen eine ähnliche Saisonalität auf. Während die Winterflüsse zumeist  $< 1\ mg\ m^{-2}\ h^{-1}$  betragen, erreichen die Sommerflüsse bis zu  $57\ mg\ m^{-2}\ h^{-1}$  (C2). Diese sind auf den *Carex*-Standorten signifikant erhöht ( $p < 0.001$ ) gegenüber den *Phragmites*- und *Typha*-Standorten, welche sich nicht signifikant voneinander unterscheiden. Dementsprechend traten die größten Jahresemissionen auf C1 ( $57 \pm 13\ g\ CH_4\ m^{-2}\ a^{-1}$ ) und C2 ( $61 \pm 18\ g\ CH_4\ m^{-2}\ a^{-1}$ ) auf, während sie auf T1 und T2  $20 \pm 8\ g\ CH_4\ m^{-2}\ a^{-1}$  bzw.  $21 \pm 6\ g\ CH_4\ m^{-2}\ a^{-1}$ , sowie auf P1 und P2  $20 \pm 4\ g\ CH_4\ m^{-2}\ a^{-1}$  bzw.  $18 \pm 3\ g\ CH_4\ m^{-2}\ a^{-1}$  betragen. Die Jahresemissionen liegen damit in der Größenordnung natürlicher Niedermoore ( $20 - 35\ g\ m^{-2}\ a^{-1}$ ; NYKÄNEN et al. 1995) Die Schnittnutzung hatte im Messjahr 2011 keinen signifikanten Effekt auf die Höhe der  $CH_4$ -Flüsse. VAN DER NAT & MIDDELBURG (2000) zeigen, dass das Schneiden von *Phragmites* nur unter Lichteinfluss einen Effekt auf die  $CH_4$ -Flüsse hat. Möglicherweise ist das Ausbleiben des Schnitteffekts deswegen der Messtechnik mit undurchsichtigen Hauben geschuldet (GÜNTHER et al., in Vorb.).

Die  $N_2O$ -Flüsse waren während des gesamten Untersuchungszeitraumes unterhalb der erreichten Messgenauigkeit. Zusätzliche Messungen mit kleinen Kammern ( $d=30\ cm$ ,  $h=30\ cm$ ) auf den geschnittenen Standorten, die die Messgenauigkeit erhöhten, konnten ebenfalls keine signifikanten  $N_2O$ -Flüsse nachweisen.  $N_2O$ -Emissionen sind auf natürlichen Standorten ähnlich gering ( $0.03\ g\ m^{-2}\ a^{-1}$ , NYKÄNEN et al. 1995).

Auf *Phragmites* ist die THG-Bilanz des geschnittenen Standortes geringer als auf den ungeschnittenen ( $-4 \pm 1\ t\ ha^{-1}\ a^{-1}\ CO_2\text{-}\ddot{a}q$ , P1;  $-2 \pm 1\ t\ ha^{-1}\ a^{-1}\ CO_2\text{-}\ddot{a}q$ , P2) während sich auf *Typha* die Varianten nicht unterscheiden ( $2 \pm 2\ t\ ha^{-1}\ a^{-1}\ CO_2\text{-}\ddot{a}q$ , T1 und T2). Auf *Carex* ist die THG-Bilanz generell am höchsten ( $5 \pm 3\ t\ ha^{-1}\ a^{-1}\ CO_2\text{-}\ddot{a}q$ , C1;  $9 \pm 5\ t\ ha^{-1}\ a^{-1}\ CO_2\text{-}\ddot{a}q$ , C2), was durch ausgeprägte  $CH_4$ -Flüsse verursacht wurde. Diese waren auch außerhalb des Sommerhochwassers erhöht (HUTH et al., in Vorb.).

15 Jahre nach der Wiedervernässung ist im Trebeltal, trotz des Sommerhochwassers, im Vergleich zu Studien mit geringerer Dauer der Wiedervernässung (HÖPER et al. 2008, GLATZEL et al. 2011) keine erhöhte  $CH_4$ -Freisetzung zu beobachten. Damit bleibt die THG-Bilanz des Trebeltals im ersten Jahr der Untersuchung deutlich unterhalb entwässerter und intensiv genutzter Niedermoore (COUWENBERG et al. 2011). Während die Schnittnutzung keinen signifikanten Effekt auf die  $CH_4$ -Emissionen zu haben scheint, sind die THG-Bilanzen von *Phragmites* und *Carex* unter Schnittnutzung geringer, während die THG-Bilanz bei *Typha* vom Schnitt unabhängig scheint.

## 4 Literatur

- BÖNSEL, A. & SONNECK, A.-G. (2011): Effects of a hydrological protection zone on the restoration of a raised bog: a case study from Northeast-Germany 1997–2008. - *Wetlands Ecology & Management*, 19: 183–194.
- BUNDESMINISTERIUM FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ UND REAKTORSICHERHEIT (Hrsg.) (2007): Nationale Strategie zur biologischen Vielfalt. - Niestetal.
- CHANTON, J.P., WHITING, G.J., HAPPEL, J. D. & GERARD, D. (1993): Contrasting rates and diurnal patterns of methane emission from emergent aquatic macrophytes. - *Aquatic botany*, 46: 111–128.
- COUWENBERG, J., THIELE, A., TANNEBERGER, F., AUGUSTIN, J., BÄRISCH, S. & DUBOVİK, D. (2011): Assessing greenhouse gas emissions from peatlands using vegetation as a proxy. - *Hydrobiologia*, 674, 1: 67–89.
- DIAS, A.T., HOORENS, B., VAN LOGTESTIJN, R.S., VERMAAT, J.E. & AERTS, R. (2010): Plant Species Composition Can Be Used as a Proxy to Predict Methane Emission in Peatland Ecosystems After Land-Use Changes. - *Ecosystems*, 13: 526–538.
- GLATZEL, S., KOEBSCH, F., BEETZ, S., HAHN, J., RICHTER, P. & JURASINSKI, G. (2011): Maßnahmen zur Minderung der Treibhausgasfreisetzung aus Mooren im Mittleren Mecklenburg. - *Telma*, Beiheft 4: 85–105.
- Höper, H., Augustin, J., Cagampan, J. P., Drösler, M., Lundin, L., Moors, E., Vasander, H., Waddington, J.M. & Wilson, D. (2008): Restoration of peatlands and greenhouse gas balances. - In: Strack, M. (ed.): *Peatlands and Climate Change*. – Saarijärvi (International Peat Society): 184–212.
- KLÄMT, A. & SCHWANITZ, D. (2002): Mittlere jährliche klimatische Wasserbilanz (Karte). - In: BUNDESMINISTERIUM FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ & REAKTORSICHERHEIT (Hrsg.): *Hydrologischer Atlas von Deutschland*, Kap. 2.14: 116.
- LIVINGSTON, G.P. & HUTCHINSON, G.L. (1995): Enclosure-based measurement of trace gas exchange: applications and sources of error. - In: MATSON, P.A. & HARRISS, R.C. (Hrsg.): *Biogenic trace gases – Measuring emissions from soil and water*. – Oxford (Blackwell): 14–51.
- NYKÄNEN, H., ALM, J., LANG, K., SILVOLA, J. & MARTIKAINEN, P.J. (1995): Emissions of CH<sub>4</sub>, N<sub>2</sub>O and CO<sub>2</sub> from a virgin fen and a fen drained for grassland in Finland. - *Journal of Biogeography*, 22: 351–357.
- UNITED NATIONS (Hrsg.) (1992): *Convention on biological diversity*. - Rio de Janeiro.
- VAN DER NAT, F.-J. & MIDDELBURG, J.J. (2000): Methane emission from tidal freshwater marshes. - *Biogeochemistry*, 49: 103–121.
- WICHTMANN, W. & JOOSTEN, H. (2007): Paludiculture: peat formation and renewable resources from rewetted peatlands. - *IMCG Newsletter*, 2007, 3: 24–28.
- ZAUFT, M., FELL, H., GLÄBER, F., ROSSKOPF, N. & ZEITZ, J. (2010): Carbon storage in the peatlands of Mecklenburg-Western Pomerania, north-east Germany. - *Mires and Peat*, 6, Article 04: 1–12.

*Vytas Huth  
Justus-von-Liebig-Weg 6  
18059 Rostock  
vytas.huth@uni-rostock.de*

# Zum Umgang mit Wandel und Unsicherheit: Adaptives Management als ein mögliches Konzept für das Schutzgebietsmanagement im Kontext des Klimawandels

ANDRE HILBRICH

*Schlagworte: Adaptives Management, flexibles Handeln, Klimawandel, Lernen, robustes Handeln, Schutzgebietsmanagement, Unsicherheit*

## Hintergrund & Problemstellung

Wesentliche Ziele des Übereinkommens über die biologische Vielfalt (Convention on Biological Diversity - CBD) sind der Schutz biologischer Vielfalt sowie die nachhaltige Nutzung ihrer Bestandteile. Ein wichtiges Element dabei ist der Schutz in situ, also der Schutz biologischer Vielfalt innerhalb der Ökosysteme.

Dabei bestehen zahlreiche Herausforderungen. Ausgehend u. a. von den Ergebnissen des Millennium Ecosystem Assessment (ME 2005) ist davon auszugehen, dass der Klimawandel die wohl wichtigste direkte Ursache für den Verlust biologischer Vielfalt in diesem Jahrhundert sein wird. Zahlreiche ökologisch relevante Rahmenbedingungen werden sich verändern, und zwar langfristig bzw. fortlaufend. Davon wird auch der schutzgebietsbezogene Naturschutz betroffen sein. Als eine grundlegende Herausforderung für das Schutzgebietsmanagement kann dabei der Umgang mit Wandel und Unsicherheit angesehen werden (vgl. u. a. HELLER & ZAVALETA 2009).

## Handeln unter Unsicherheit

In der Entscheidungstheorie wird grds. zwischen „Entscheidungen unter Sicherheit“ und „Entscheidungen unter Unsicherheit“ unterschieden (VOIGT 1992). Dabei lassen sich Entscheidungen unter Unsicherheit hinsichtlich ihrer Ausprägung weiter differenzieren (Tab. 1, vgl. u. a. BARON et al. 2009, GREGORY et al. 2006, HOLLING 1978, KNIGHT 1921, VOIGT 1992).

Tab. 1: Ausprägungsformen von Unsicherheit in Abhängigkeit des vorhandenen Wissens, eigene Abbildung.

„Ausprägungsformen“ / „Typen“ entscheidungsrelevanter Unsicherheiten	Mögliche Ergebnisse bekannt	Eintrittswahrscheinlichkeit (der möglichen Ergebnisse) bekannt
Typ I: <b>Risiko</b> („vorhersehbar“)	X	X
Typ II: <b>Ungewissheit</b> („vorstellbar“)	X	
Typ III: <b>Nichtwissen</b> („unvorhersehbar“)		

Unsicherheiten können dabei unterschiedliche Ursachen haben. Der sog. „Unsicherheitsraum“ (WBGU 1998: 38) kann sich auf die (weitere) Entwicklung des Klimas selbst („Zustandsraum“, umweltbezogene Unsicherheit) sowie auf den künftigen Erfolg von (bestehenden oder neuen) Handlungsoptionen unter veränderten bzw. sich ändernden Rahmenbedingungen („Aktionsraum“, handlungsbezogene Unsicherheit) beziehen (BAMBERG, COENENBERG & KRAPP 2008: 15 ff.).

Als grundsätzliche Handlungsstrategien können vor diesem Hintergrund zum einen die „Reduzierung von Unsicherheit“ und zum anderen die „Einstellung auf Unsicherheit“ voneinander abgegrenzt werden. Zur Reduzierung von Unsicherheit kann dabei insbesondere das Generieren neuen Wissens (Lernen) beitragen, wogegen sowohl flexibles, (Klimawandel-) robustes als auch diversifizierendes<sup>1</sup> Handeln als erfolgversprechende Konzepte zur Einstellung auf Unsicherheit (bzw. zum Handeln unter Unsicherheit i. e. S.) diskutiert werden (vgl. VOIGT 1992). Dabei können die Handlungskonzepte „Szenarioplanung“ (SP, vgl. u. a. PETERSON et al. 2003) sowie „Adaptives Management“ in unterschiedlichen Ausgestaltungsformen (AM, vgl. unten) diesen Strategien zugeordnet werden (vgl. Abb. 2).

<b>Strategien</b>	<b>Reduzierung von Unsicherheit</b>	<b>Einstellung auf Unsicherheit</b> (unter Unsicherheit handeln)		
	neues Wissen generieren (Lernen)	diversifizierend handeln (Risiken streuen)	robust handeln	flexibel handeln
<b>Konzepte</b>	aktives Adaptives Management (aAM)		Szenario-Planung (SP)	passives AM (pAM)
	passives AM (pAM)			

Abb. 1: Strategien und Konzepte des Handelns unter Unsicherheit, eigene Abbildung.

### Adaptives Management

Die Handlungskonzepte „Adaptiven Managements“ basieren auf einem systematischen, zyklischen und iterativ aufgebauten Managementprozess, bestehend aus den Kernkomponenten Bewertung, Planung, Umsetzung, Monitoring, Evaluation und ggf. Nachjustierung (vgl. Abb. 2).

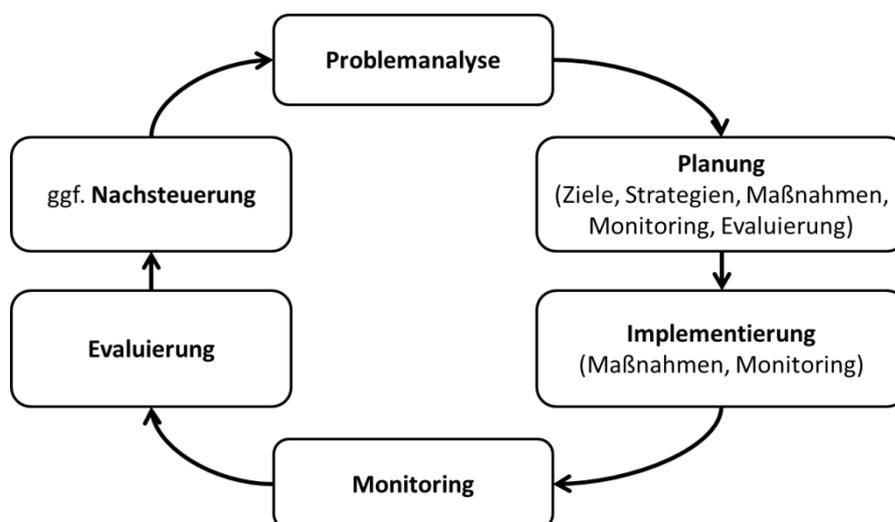


Abb. 2: Schema eines adaptiven Managementprozesses, eigene Abbildung in Anlehnung an NYBERG 1999.

Dabei kann im Wesentlichen zwischen passivem und aktivem „Adaptiven Management“ unterschieden werden. Beim „passiven Adaptiven Management“ wird jeweils *eine* (beste) Managementoption

<sup>1</sup> gemeint ist dabei ein Portfolioansatz, das heißt die Streuung von Risiken durch das simultane Umsetzen mehrerer Handlungsalternativen

umgesetzt - das (primäre) Ziel besteht daher vorrangig in der (zyklischen) Anpassung von Managementplanungen. Beim „aktiven Adaptiven Management“ dagegen werden *mehrere* verschiedene Managementoptionen (Hypothesen) nach bestimmten Kriterien und Zielstellungen ausgewählt und (i. d. R. simultan) umgesetzt - hier besteht zusätzlich ein hohes Potenzial zur Generierung neuen Wissens auf Basis aktionsbasierten (quasi experimentellen) Lernens.

Ursprünglich entwickelt im Ressourcenmanagement zum Umgang mit komplexen ökologischen Systemen (u. a. HOLLING 1978, WALTERS 1986), werden Handlungskonzepte „Adaptiven Managements“ in den letzten Jahren verstärkt auch im Kontext der Anpassung des Naturschutzes (bzw. der Unterstützung der Anpassung von Arten und Ökosystemen) an die Herausforderungen des Klimawandels als Option diskutiert. Dabei werden ihnen - insbesondere im hier betrachteten Kontext - neben großen Potenzialen auch Restriktionen und Limitierungen zugeschrieben. Die Einschätzungen reichen dabei von „wesentlich“ bzw. „notwendig“ (vgl. DOSWALD & OSTI 2011, HELLER & ZAVALITA 2009, HULME 2005, IBISCH & KREFT 2008, MILAD et al. 2011, MIRFENDERESK & CORKILL 2008, CBD 2000, WELCH et al. 2005) über „geeignet“ bzw. „in Teilen geeignet“ (vgl. ALLEN & GUNDERSON 2011, BARON et al. 2009, TOMPKINS & ADGER 2004, WEST et al. 2009, WILKE et al. 2011) bis hin zu „weitgehend ungeeignet“ (vgl. GREGORY et al. 2006).

### **Forschungsgegenstand & Vorgehen**

Zentrales Anliegen der Studie ist die wissenschaftliche Bewertung der Notwendigkeit und Erfolgsaussichten für ein (stärker) adaptives Management in der Schutzgebietsmanagementplanung, insbesondere vor dem Hintergrund der Herausforderungen durch den mit Unsicherheiten behafteten Klimawandel.

Daraus lassen sich folgende Fragestellungen ableiten: Welche (grundlegenden) Herausforderungen und Anforderungen ergeben sich durch den Klimawandel für die Schutzgebietsmanagementplanung? Was sind vor diesem Hintergrund Potenziale und Restriktionen der Handlungskonzepte „Adaptiven Managements“? Welche Schlussfolgerungen (und ggf. Anforderungen) lassen sich daraus für eine erfolversprechende Schutzgebietsmanagementplanung ableiten?

Zur Beantwortung dieser Fragestellungen werden folgende Zielstellungen verfolgt: Die Entwicklung einer Methode zur Bewertung von Schutzgebietsmanagementplanungen im Hinblick auf Bedarf und Eignung für Handlungskonzepte „Adaptiven Managements“, die Anwendung bzw. Erprobung der Methode im Rahmen einer Fallstudie sowie die Ableitung von Schlussfolgerungen und Handlungsempfehlungen im Hinblick auf eine mögliche (ggf. stärkere) Einbeziehung von Handlungskonzepten „Adaptiven Managements“ in die Schutzgebietsmanagementplanung.

Wesentliche Aspekte bei der Entwicklung einer Bewertungsmethode sind dabei u. a. die Identifikation und Abgrenzung von geeigneten Bewertungsobjekten und die Ableitung von geeigneten Bewertungskriterien sowie die Konzipierung eines kohärenten Bewertungssystems. Beispielsweise ist von Bedeutung, für welche Problemstellungen bzw. Anwendungsfälle (Bewertungsobjekte) das Generieren neuen Wissens, das Streuen von Risiken oder eine flexible Anpassung jeweils eine notwendige und geeignete Strategie darstellen, wovon jeweils deren Durchführbarkeit abhängt (Bewertungskriterien) und wie die verschiedenen Bewertungsschritte logisch miteinander zu verknüpfen sind (Bewertungssystem).

Die Bearbeitung erfolgt auf Basis vorrangig qualitativer Forschungsmethoden im Rahmen einer Ex-ante-Bewertung. Notwendige empirische Grundlagen werden dabei insbesondere in Form von Dokumentanalysen erhoben. Die Auswahl der dabei betrachteten Schutzgebietsmanagementpläne konzentriert sich auf die als grundsätzlich besonders vulnerabel gegenüber den Auswirkungen des Klimawandels eingeschätzten Lebensraumtypen Wald, Feuchtgebiete und Grünland (vgl. ZEBISCH et al. 2005). Es wird angestrebt, aktuelle Ergebnisse aus dem Projekt HABIT-CHANGE<sup>2</sup> in die Bearbeitung einzubeziehen.

### **Zusammenfassung & Ausblick**

Der Umgang mit Unsicherheit und Wandel im Kontext des Klimawandels wird mittel- bis langfristig eine der zentralen Herausforderungen für das Schutzgebietsmanagement darstellen. Als (zumindest in Teilen) erfolgversprechend werden in diesem Zusammenhang Handlungskonzepte „Adaptiven Managements“ angesehen. Mit Hilfe einer wissenschaftlich fundierten Bewertungsmethode, ggf. ergänzt um ein möglichst anwenderfreundliches Bewertungsverfahren sowie unter Berücksichtigung aktueller Forschungsergebnisse soll es möglich werden zu identifizieren, inwieweit bestehende Schutzgebietsplanungen für diese Herausforderungen gerüstet sind, und in welchen Fällen eine Weiterentwicklung in Richtung eines anpassungsfähigeren, das heißt insbesondere eines flexibleren und lernfähigeren, Schutzgebietsmanagements möglich und erforderlich erscheint.

### **Literaturverzeichnis**

- ALLEN, C.R., GUNDERSON, L.H. (2011): Pathology and failure in the design and implementation of adaptive management. - *Journal of Environmental Management* 92: 1379-1384.
- BAMBERG, G., COENENBERG, A.G., KRAPP, M. (2008): Betriebswirtschaftliche Entscheidungslehre. - München.
- BARON, J.S., GUNDERSON, L., ALLEN, C.D., FLEISHMAN, E., MCKENZIE, D., MEYERSON, L.A., OROPEZA, J., STEPHENSON, N. (2009): Options for National Parks and Reserves for Adapting to Climate Change. *Environmental Management*. - available online ([www.springerlink.com](http://www.springerlink.com)).
- CONVENTION ON BIODIVERSITY (CBD) (2000): Ecosystem approach. COP 5 Decision V/6, Nairobi.
- DOSWALD, N., OSTI, M. (2011): Ecosystem-based approaches to adaptation and mitigation – good practice examples and lessons learned in Europe. – Bonn (BfN) (BfN-Skripten 306)
- GREGORY, R., OHLSON, D., ARVAI, J. (2006) Deconstructing Adaptive Management: Criteria for Applications to Environmental Management. - *Ecological Applications* 16: 2411-2425.
- HELLER, N.E., ZAVALETA, E.S. (2009): Biodiversity management in the face of climate change: A review of 22 years of recommendations. - *Biological Conservation*, 142: 14-32.
- HOLLING, C.S. (1978): Adaptive Environmental Assessment and Management. - London.
- HULME, E. (2005): Adapting to climate change: is there scope for ecological management in the face of a global threat? - *Journal of Applied Ecology*, 42: 784–794.

---

<sup>2</sup> INTERREG IV B, Central Europe, 2nd call (<http://www.habit-change.eu/index.php?id=21>, 02.08.201)

- IBISCH, P.L., KREFT, S. (2008): Anpassung an den Klimawandel - eine systemische Analyse von Handlungsoptionen für den Naturschutz. - Anliegen Natur: 3-23.
- KNIGHT, F.H. (1921): Risk, Uncertainty, and Profit. - 400, New York.
- MILAD, M., SCHAICH, H., BÜRGI, M., KONOLD, W. (2011): Climate change and nature conservation in Central European forests: a review of consequences, concepts and challenges. - Forest Ecology and Management 261: 829-843, available online.
- MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT (ME) (2005): Ecosystems and Human Well-being: Biodiversity Synthesis. – Washington (World Resources Institute)
- MIRFENDERESK, H., CORKILL, D. (2009): The need for adaptive strategic planning: Sustainable management of risks associated with climate change. - International Journal of Climate Change Strategies and Management 1: 146-159.
- NYBERG (1999): An Introductory Guide to Adaptive Management: For Project Leaders and Participants. - Victoria (British Columbia Forest Service)
- PETERSON, G.D., CUMMING, G.S., CARPENTER, S.R. (2003): Scenario planning: a tool for conservation in an uncertain world. - Conservation biology 2(17): 358-366.
- TOMPKINS, E.L., ADGER, W.N. (2004): Is Resilience to Climate Change Enhanced Through Adaptive Management of Natural Resources? - Ecology and Society 9(2), available online.
- VOIGT, K.I. (1992): Strategische Planung und Unsicherheit. - Wiesbaden.
- WALTERS, C. (1986): Adaptive management of renewable resources. - 374, New York.
- WBGU (WISSENSCHAFTLICHER BEIRAT DER BUNDESREGIERUNG) (1998): Welt im Wandel: Strategien zur Bewältigung globaler Umweltrisiken. – Berlin (Springer)
- WELCH, D. (2005): What Should Protected Areas Managers Do in the Face of Climate Change? - The George Wright Forum, 1(22): 75-93.
- WEST, J.M., JULIUS, S.H., KAREIVA, P., ENQUIST, C., LAWLER, J.J., PETERSEN, B., JOHNSON, A.E., SHAW, M.R. (2009) U.S. Natural Resources and Climate Change: Concepts and Approaches for Management Adaptation. - Environmental Management 44: 1001-1021.
- WILKE, C., BACHMANN, J., HAGE, G., HEILAND, S. (2011) Planungs- und Managementstrategien des Naturschutzes im Lichte des Klimawandels. – Münster (Landwirtschaftsverl.) (Naturschutz und Biologische Vielfalt, 109)
- ZEBISCH, M., GROTHMANN, T., SCHRÖTER, D., HASSE, C., FRITSCH, U., CRAMER, W. (2005): Klimawandel in Deutschland - Vulnerabilität und Anpassungsstrategien klimasensitiver Systeme. – Potsdam (Institut für Klimafolgenforschung)

*Andre Hilbrich*  
*Leibniz-Institut für ökologische Raumentwicklung*  
*Weberplatz 1*  
*01217 Dresden*  
*a.hilbrich@ioer.de*



# **Einfluss globaler Erwärmung auf Planktongemeinschaften**

LINDA SEIFERT, URSULA GAEDKE, MATTHIJS VOS

*Schlagwörter: Süßgewässer, Temperatur, Rotatorien, Population, Prädation, Konkurrenz, Functional Response*

Hinsichtlich des global prognostizierten Temperaturanstiegs von 3-5 °C bis zum Jahr 2100 kommt der Klimafolgenforschung zunehmende Bedeutung zu. Die zukünftigen Auswirkungen auf unsere Ökosysteme sind immer noch unzureichend untersucht. Es gibt dringenden Forschungsbedarf um die möglichen Veränderungen in Bezug auf die klimatische Erwärmung abschätzen zu können und geeignete Managementstrategien zu entwickeln, die den Erhalt unserer Biodiversität und Ökosysteme unterstützen.

Süßgewässer unterliegen einer besonderen Gefährdung, da sie nur 0.8 % der Erdoberfläche bedecken, aber 6 % der globalen Biodiversität beherbergen (DUDGEON et al. 2006). Zum größten Teil werden Süßgewässer von ektothermen Organismen besiedelt, deren Körpertemperatur von der Umgebungstemperatur maßgeblich bestimmt wird. Daher ist es wahrscheinlich, dass eine klimatische Erwärmung einen tiefgreifenden Einfluss auf die aquatischen Lebewesen haben wird. Die Mehrzahl der bisherigen Studien waren individuenbasiert oder haben sich auf Populationen nur einer Art konzentriert (z. B. HALBACH 1970, MCKEE & ATKINSON 2000). Allerdings lassen sich derartige Ergebnisse nur schlecht auf komplexe, natürliche Systeme übertragen. Dementsprechend hat sich die Forschung zunehmend auf Systeme höherer Organisationsstufen wie Gemeinschaften, Nahrungsnetze und Ökosysteme ausgerichtet (FRIBERG et al. 2009, WOODWARD et al. 2009, YVON-DUROCHER et al. 2010).

Mit dem Projekt „Warm und Fragil: Einfluss globaler Erwärmung auf Planktongemeinschaften“ werden Temperatureffekte auf aquatische Nahrungsnetze untersucht. Das Ziel unserer Forschung ist es, zu überprüfen, ob erhöhte Temperaturen zu gesteigerten Populationsfluktuationen, Beeinträchtigungen der Stabilität von Gemeinschaften und einem schnelleren Aussterben von Top-Prädatoren führen. Hierzu werden planktische Nahrungsnetze zusammengestellt und deren Veränderungen bei unterschiedlichen Temperaturen beobachtet. Die Modellorganismen sind Rädertierchen und Algen, welche in Laborkulturen gezüchtet werden. Sie spielen eine wichtige Rolle in aquatischen Systemen aufgrund ihres enormen reproduktiven Potenzials. Das Projekt setzt sich aus experimenteller und theoretischer Forschung zusammen und ermöglicht damit eine besonders effiziente Untersuchung der Fragestellungen. Dabei werden experimentell gewonnene Daten in ökologische Modellierungen eingehen, um ein mechanistisches Verständnis von temperaturbedingten Aussterben zu erhalten. Für die experimentellen Untersuchungen werden tri-trophische Nahrungsnetze unter Laborbedingungen unterschiedlichen Temperaturen ausgesetzt und die Populationsentwicklung über die Zeit verfolgt. Um allerdings die Reaktion der gesamten Gemeinschaft auf eine Temperaturveränderung zu verstehen, müssen zuerst die Interaktionen zwischen den einzelnen Arten untersucht werden, da sich beispielsweise die Beziehungen zwischen Räuber und Beute durch eine erhöhte Konsumption verstärken können.

In diesem Projekt wird der Einfluss von Temperatur auf die Functional Response von Zooplankton untersucht. Die Functional Response eines Individuums ist die Reaktion eines Konsumenten auf unterschiedliche Beutedichten. Je dichter eine Beute vorhanden ist, desto mehr von ihr kann konsumiert werden, bis ab einer bestimmten hohen Beutedichte eine Sättigung erreicht wird (HOLLING 1959). Diese Functional Response ist abhängig von verschiedenen Variablen wie der Attackrate (Aufeinandertreffen, Angreifen) und der Handhabungszeit (Ergreifen, Aufnehmen, Verdauen). Entsprechend der RGT-Regel<sup>1</sup> erhöht sich bei einer Temperaturzunahme die Stoffwechselaktivität. Damit ist eine Zunahme der Konsumtion bei erhöhten Temperaturen sehr wahrscheinlich. Die gesteigerte Mobilität der Organismen führt potenziell zu einem häufigeren Aufeinandertreffen von Räuber und Beute und könnte in einer Zunahme der Attackrate resultieren. Weiterhin führen die erhöhte Aktivität und die gesteigerte Verdauungsaktivität dazu, dass Beute schneller aufgenommen werden kann. Folglich kann bei erhöhten Temperaturen mit einer Abnahme der Handhabungszeit gerechnet werden.

Die Auswirkungen für die aquatische Gemeinschaft können tiefgreifend sein. Einerseits kann die prognostizierte Steigerung der Konsumtion eine Verstärkung der Interaktionen zwischen den einzelnen Komponenten des Nahrungsnetzes zur Folge haben. Andererseits kann eine Temperaturzunahme die Respirationsraten der Konsumenten so stark steigern, dass diese durch die Konsumtion nicht mehr kompensiert werden kann. Das bedeutet, dass die Folgen der Erwärmung auch in eine andere Richtung gehen können, sodass Konsumenten weniger effizient werden und ihren Metabolismus kaum mehr aufrechterhalten können.

Wie sich der Einfluss eines Temperaturanstiegs in der Gemeinschaft auswirken kann, soll in einem komplexeren Experiment untersucht werden, indem eine tri-trophische Gemeinschaft, bestehend aus räuberischen Rädertierchen, herbivoren Rädertierchen sowie Algen als basale Ressource unterschiedlichen Temperatur ausgesetzt werden. Dabei sollen Erkenntnisse gewonnen werden über die Stabilität der Gemeinschaft, deren Konkurrenz- und Räuber-Beute-Beziehungen sowie über den Einfluss wärmeliebender Arten, welche potenziell das System invadieren können

Mögliche Folgen einer Temperaturzunahme sind Veränderungen der Populationsdynamik mit stärkeren Fluktuationen. Daraus können sich zunehmende stochastische Aussterbeereignisse ergeben, von denen aufgrund kleinerer Populationen, Räuber häufiger betroffen sein können (PETCHEY 1999). Da diese vielfach als Schlüsselarten in Gemeinschaften fungieren, können sich nach deren Verlust Aussterbekaskaden ergeben, die zu einer tiefgreifenden Veränderung bis hin zum Zusammenbrechen von Nahrungsnetzen führen können. Weiterhin ist es möglich, dass eine klimatische Erwärmung die Konkurrenzbeziehungen zwischen Arten verändert und damit die Diversität von Gemeinschaften beeinflusst wird. Zudem kann eine temperaturbedingte Verstärkung der Interaktionen innerhalb des Nahrungsnetzes die Stabilität des Systems beeinträchtigen. Nach Paine (1980) und McCann (1998) nimmt mit steigender Interaktionsstärke die Stabilität von Nahrungsnetzen ab. Infolge einer reduzierten Effizienz der Konsumenten durch eine erhöhte Respiration wäre allerdings auch Stabilisierung der Populationen möglich (VUCIC-PESTIC et al. 2011).

Das vielfältige Potenzial von möglichen Auswirkungen birgt daher eine ernsthafte Gefährdung für aquatische Gemeinschaften. Wir müssen die zukünftigen Veränderungen in Bezug auf die klimatische Erwärmung abschätzen können, um geeignete Managementstrategien zu entwickeln, die den Erhalt

---

<sup>1</sup> besagt, dass eine Temperaturerhöhung von 10°C zu einem 2-3fach erhöhten Stoffwechsel führt

unserer Biodiversität und Ökosysteme unterstützen. Mit den Erkenntnissen unserer geplanten Forschung hoffen wir einen Beitrag leisten zu können in der Entwicklung von Möglichkeiten, die eine Erholung der planktischen Gemeinschaften unter den Beeinträchtigungen globaler Erwärmung begünstigen und damit die aquatische Biodiversität zu schützen und zu erhalten.

## **Literatur**

- DUDGEON, D. et al. (2006): Freshwater biodiversity: importance, threats, status and conservation challenges. - *Biological Reviews*, 81: 163-182.
- FRIBERG, N., CHRISTENSEN, J., OLAFSON, J. S., GISLASON, G. M., LARSEN, S. E. & T. L. LAURIDSEN (2009): Relationship between structure and function in streams contrasting in temperature: possible impacts of climate change on running water ecosystems. - *Freshwater Biology*, 54: 2051-2206.
- HALBACH, U. (1970): Einfluss der Temperatur auf die Populationsdynamik des planktischen Rädertieres *Brachionus calyciflorus* Palls. - *Oecologia* 4: 176-207.
- MCCANN, K., HASTINGS, A. & G. R. HUXEL (1998): Weak trophic interactions and the balance of nature. - *Nature* 395: 794-797.
- MCKEE & ATKINSON (2000): The influence of climate change scenarios on populations of the mayfly *Cloeon dipterum*. - *Hydrobiologia* 441: 55-62.
- PAINE, R.T. (1980): Food webs: Linkage, interaction strength and community infrastructure. - *Journal of Animal Ecology* 46: 667-685.
- PETCHEY, O. L., MCPHEARSON, P. T., CASEY, T. M. & P. J. MORIN (1999): Environmental warming alters food-web structure and ecosystem function. - *Nature* 402: 69-72.
- VUCIC-PESTIC, O., EHNES, R. B., RALL, B. C & U. BROSE (2011): Warming up the system: higher predator feeding rates but lower energetic efficiencies. - *Global Change Biology* 17: 1301-1310.
- WOODWARD, G., FRIBERG, N. & A. G. HILDREW (2009): The need for scientific rigour in biomonitoring and conservation of freshwaters. - *Freshwater ecosystems: biodiversity, management and conservation*. Hauppauge, NY: Nova.
- YVON-DUROCHER, G., JONES, J. I., TRIMMER, M., WOODWARD, G & J.M. MONTOYA (2010): Warming alters the metabolic balance of ecosystems. - *Phil. Trans. R. Soc. B* 365: 2117-2126.

*Linda Seifert*  
*Universität Potsdam*  
*Abt.: Ökologie und Ökosystemmodellierung*  
*Maulbeerallee 2*  
*14469 Potsdam*  
*linda.seifert@uni-potsdam.de*



# **Untersuchungen der Auswirkungen von Klimaveränderungen auf die Lebensgemeinschaften wirbelloser Tiere in Fließgewässern im Nationalpark Kellerwald-Edersee (Hessen, Deutschland)**

JULIA WREDE, ULRICH BRAUKMANN & ULF STEIN

*Schlagwörter: Biodiversität, Makrozoobenthos, Klimawandel, Nationalpark Kellerwald-Edersee*

## **1 Einleitung**

Zum Schutz und Erhalt natürlicher Biodiversität sind Dauerbeobachtung und Untersuchung möglicher beeinträchtigender Umweltfaktoren Kernaufgaben einer vorausschauenden Ökosystemforschung in Schutzgebieten. Bisherige Untersuchungen im Naturraum Kellerwald haben gezeigt, dass der Nationalpark Kellerwald-Edersee ein wichtiges Biodiversitätszentrum für aquatische Makroinvertebraten ist (STEIN 2012, in Vorbereitung). Dieses Wissen soll weiter vertieft werden. Die zu erwartenden klimatischen Veränderungen und das Verständnis der ökologischen Reaktionen der Gewässer hierauf, sind eine wesentliche Herausforderung an Wissenschaft und Naturschutz gleichermaßen.

Der Klimawandel führt nach bisherigen Prognosen zu tiefgreifenden Veränderungen der Lebensbedingungen in den aquatischen Ökosystemen. Der zu erwartende Temperaturanstieg, saisonale Verschiebungen der Niederschlagssituation und eine damit verbundene Änderung der Abflusssdynamik können zukünftig die Biodiversität wesentlich mitbestimmen (THUILLER 2007). Die deutliche Abnahme der Artenvielfalt vor allem kaltstenothermer Organismen in Fließgewässern lässt vermuten, dass aquatische Ökosysteme empfindlicher auf die Klimaerwärmung reagieren als terrestrische.

Das Forschungsprojekt zielt zum einem darauf ab, die Daten zur aquatischen Biodiversität im Nationalpark zu erweitern und zu spezifizieren. Dazu wurden bei Beginn des Vorhabens 2010 zum einen an zwei sehr naturnahen Bächen im Nationalpark Kellerwald-Edersee (Banfe- und Bärenbach) verschiedene Erfassungsmethoden miteinander kombiniert. Der Untersuchungsraum wurde im Jahr 2012 um mehrere Probestellen erweitert. Zum anderen sollen die sich verändernden Umweltbedingungen im Zuge von Klimaveränderungen durch ein Modell abgebildet werden, für das im März 2010 mit kontinuierlichen Messungen relevanter abiotischer Parameter (Durchfluss, pH-Wert, Elektrische Leitfähigkeit, Sauerstoffgehalt und -sättigung sowie Luft- und Wassertemperatur) begonnen wurde. Basierend auf klimatischen Daten sollen die Modellierungsergebnisse schließlich die Grundlage zur Prognose der Wirkung möglicher Klimaveränderungen auf die Organismenbesiedlung der Bäche liefern. Die gewonnenen Erkenntnisse sollen den Erkenntnisstand für das Management anderer Schutzgebiete erweitern.

## **2 Bezug zur Biodiversitätskonvention**

Durch langfristige Beobachtung und Dokumentation von Veränderungen innerhalb von Biozönosen soll ein Beitrag zur Erfüllung der Vorgaben der Biodiversitätskonvention (UNITED NATIONS: Convention on Biological Diversity - CBD 1992) geleistet werden. Im Sinne dieser Konvention sind die Sicherung der Vielfalt der Ökosysteme und Arten sowie die nachhaltige Nutzung ihrer Bestandteile

und Ressourcen oberstes Ziel (Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (BMU) 2008). Bisher weisen laut dem Indikatorenbericht des BMU von 2010 nur 10 % der Gewässer den angestrebten guten oder sehr guten ökologischen Zustand auf. Hier wird die Bedeutung der sehr naturnahen, so gut wie unbelasteten Gewässer im Gebiet des Ederstausees deutlich, die von STEIN (2012, in Vorbereitung) als Referenzgewässer für den Gewässertyp des „Grobmaterialreichen, silikatischen Mittelgebirgsbach“ eingestuft werden.

Im Hinblick auf den Klimawandel wird im Bericht des BMU (2010) vor allem der viel früher beginnende Frühling angeführt. Hiermit ist eine Veränderung der Emergenzen vieler aquatischer Makroinvertebraten zu erwarten.

Hinzu kommt die prognostizierte Erhöhung der Jahresmitteltemperatur im Bericht des Umweltbundesamtes (UBA) (2008) um 2,5 und bis 3,5 °C und die damit einhergehende Veränderung der Verteilung und Menge des Jahresniederschlags. Das Potsdam-Institut für Klimafolgenforschung (PIK) prognostiziert für das Gebiet des Kellerwaldes eine Erhöhung von bis zu 2 °C in den nächsten 40 Jahren (PIK 2009). Bei den errechneten Szenarien steigt der Niederschlag leicht von 715 mm auf 751 mm. Durch die höhere Lufttemperatur wird der Anstieg des Niederschlags aber kaum Auswirkungen auf die Gewässer im Kellerwald haben, da höhere Verdunstungsraten unter den Bedingungen höherer Lufttemperaturen zu erwarten sind. Auch ein variables Niederschlagsmuster ist wahrscheinlich (UBA 2008). All diese Veränderungen und deren Auswirkungen werden hinsichtlich ihrer Wirkung auf die Arten ausgewählter Gruppen der Ephemeroptera (Eintagsfliegen), Plecoptera (Steinfliegen) und Trichoptera (Köcherfliegen) im vorliegenden Projekt untersucht.

### **3 Methodik**

#### **3.1 Abiotische Parameter**

Die Auswahl der Probestellen erfolgte aufgrund der Ergebnisse von STEIN (2012, in Vorbereitung) sowie anhand der folgenden Kriterien: unterschiedliche Höhenstufen, gute Zuwegung, Lage mindestens einer Stelle in der Kernzone des Nationalparks (Bärenbach), Fortführung von Messstellen aus dem bestehenden Untersuchungsprogramm mit annähernd Referenzcharakter sowie anhand der aktuellen Vegetation im Einzugsgebiet (STEIN & BRAUKMANN 2009).

Die Untersuchung der hydrologischen Verhältnisse und ausgewählter chemisch-physikalischer Parameter erfolgt seit 2010 an einer Dauermessstation am Banfebach. Diese dient der kontinuierlichen Registrierung der hydrologischen und physikalisch-chemischen Kenngrößen: Abfluss, Lufttemperatur, Wassertemperatur, pH-Wert, Sauerstoffgehalt und -sättigung und Elektrische Leitfähigkeit. Weitere Werte wurden regelmäßig bei der biologischen Untersuchung der Probestellen gemessen. Einmal im Jahr erfolgt eine Probenentnahme für die chemische Untersuchung der Versauerungsparameter, Schwermetalle und Aufstellung von Ionenbilanzen. Die abiotischen Daten Niederschlag und Lufttemperatur wurden an drei Messstellen im Einzugsgebiet gemessen. Zum Vergleich werden die seit 2005 erhobenen Daten des Hessischen Landesamtes für Umwelt und Geologie (HLUG) an der Station Edertal-Hemfurth herangezogen.

### 3.2 Biotische Parameter

Seit dem Jahr 2010 werden Lichtfänge mittels „Leuchttürmen“ aus Gaze mit UV- und Schwarz-Licht durchgeführt. Zusätzlich erfolgte am Tag ein Absammeln der Imagines von Stein- und Eintagsfliegen, die sich in unmittelbarer Nähe der Probestellen aufhielten.

Unter Berücksichtigung der Flugzeiten der jeweiligen Arten wurden die Fänge nur bei einer nächtlichen Lufttemperatur über 12 ° C durchgeführt, was nach WARINGER (1991) den Anflug entscheidend fördert. Dadurch ist mit einer Fangrate von 30 bis 60 % aller im Gebiet vorkommenden Arten zu rechnen. Ende Juli 2012 wurde eine Emergenzfalltür eingerichtet, die alle Insekten erfasst, die auf einer festgelegten Grundfläche von 3 m<sup>3</sup> schlüpfen. Mit dieser Falle sollen die Kenntnisse der Flugzeiten und Abundanzen erweitert werden.

## 4 Ergebnisse

### 4.1 Abiotische Parameter

Die bisherigen Ergebnisse zeigen deutliche Übereinstimmungen der Niederschläge der Stationen sowie Zusammenhänge zwischen Niederschlag, Durchfluss und Veränderungen der chemischen Parameter Elektrische Leitfähigkeit und pH-Wert (Vgl. Abb. 1).

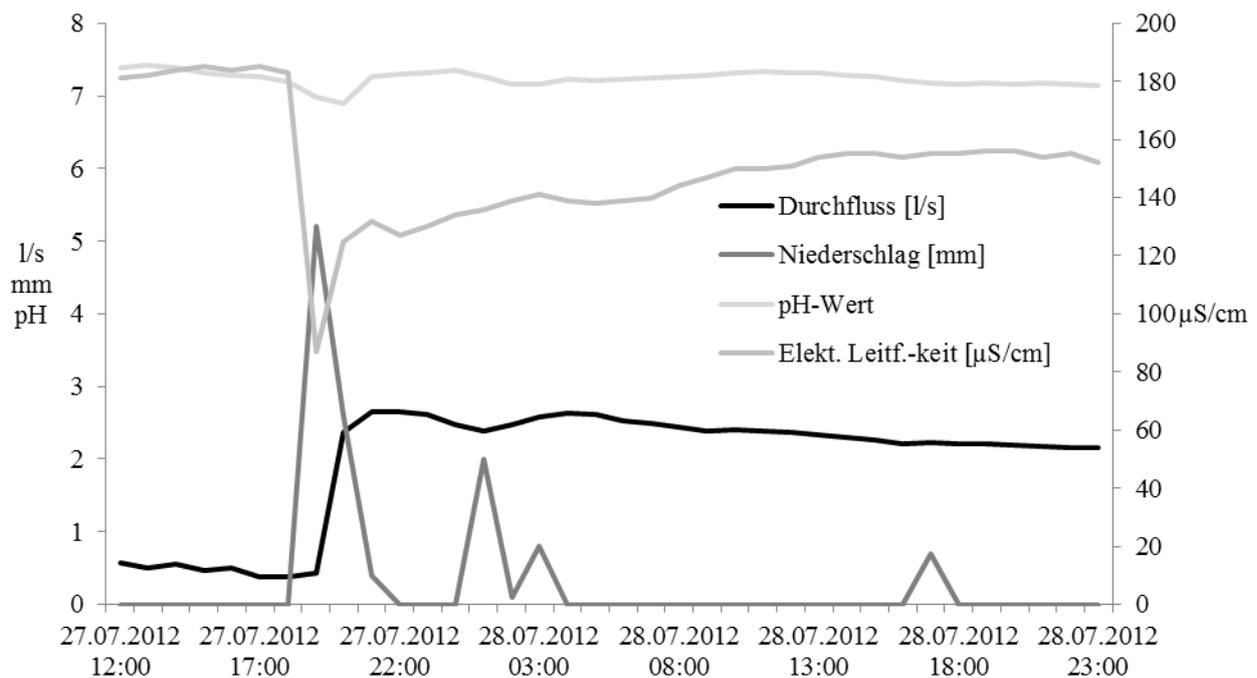


Abb. 1: Zusammenhang zwischen Niederschlag, Durchfluss, pH-Wert und Elektrischer Leitfähigkeit im Gebiet des Nationalparks Kellerwald Edersee vom 27. Bis zum 28. Juli 2012. [Werte Dauermesseinrichtung + HLUG]

Im Einzugsgebiet überwiegt Grauwacke als Grundgestein, was sich bei den chemischen Analysen der Wasserproben in einem geringen Elektrolytgehalt und einem damit verbundenen geringen Puffervermögen widerspiegelt. Die gemessenen Elektrischen Leitfähigkeiten liegen zwischen 150 und 270 µS/cm, der pH-Wert schwankt zwischen 6,7-7,7 (WREDE et al. 2011 sowie STEIN 2012, in Vorbereitung).

## 4.2 Biologische Parameter

Mittels Lichtfängen wurden bis 2011 insgesamt 8 Ephemeropteren-Arten, 17 Plecopteren-Arten und 42 Trichopteren-Arten nachgewiesen. Im Jahr 2010 wurden 53 Taxa mit 527 Individuen und im Jahr 2011 49 Taxa mit 809 Individuen nachgewiesen (WREDE et al. 2011). Köcherfliegen waren die am häufigsten vertretene Ordnung. Die Ergebnisse im Jahr 2010 waren aufgrund der wechselhaften Wetterlage deutlich hinter den Erwartungen geblieben.

Bei den Ephemeropteren wurde *Habroleptoides confusa*, bei den Plecopteren *Nemoura cambrica* sowie bei den Trichopteren *Drusus annulatus*, *Oecismus monedula* (Rote Liste Hessen: Vorwarnstufe), *Odontocerum albicorne* und *Potamophylax cingulatus* am Häufigsten nachgewiesen. Insgesamt wurden 6 Eintagsfliegen-, 8 Steinfliegen- und 23 Köcherfliegen-Arten nur 2010 oder 2011 nachgewiesen. Nennenswert sind hier vor allem *Glossosoma boltoni* und *Crunoecia irrorata*. Seltene nachgewiesene Arten sind die Steinfliegen *Capnia bifrons* und *Leuctra pseudosignifera* sowie die Köcherfliege *Ernodes articularis* (Alle in der Roten Liste Hessen und Deutschland als gefährdet eingestuft).

Ziel des Projektes in den nächsten Jahren ist eine Fortführung der Artinventarisierung, um einen präziseren Überblick über die Abundanzen und Flugzeiten der aufgeführten Invertebraten im Kellerwald zu bekommen. Hierzu soll vor allem die neu aufgestellte Emergenzfalle die Kenntnisse erweitern. Genaue Daten zur Emergenz liegen aufgrund der kurzen Fangphase noch nicht vor.

## 5 Diskussion

Das Artengefüge der behandelten Makroinvertebraten in Mittelgebirgsbächen ist vielschichtig. Anhand der bisherigen Ergebnisse im Gebiet des Nationalparks Kellerwald-Edersee ist erkennbar, dass einerseits die zeitliche Variabilität des Makrozoobenthos hoch ist und andererseits der diesbezügliche Kenntnisstand erweiterungsbedürftig ist, insbesondere im Hinblick auf die prognostizierten klimatischen Veränderungen.

Prinzipiell sind zwei klimatisch bedingte Veränderungen im Untersuchungsraum zu erwarten: Zum einen die Erhöhung der Lufttemperatur und somit voraussichtlich auch der Quelltemperaturen und zum anderen die Änderung der Niederschlagsmuster.

Da vor allem die Quelltemperaturen einen Mittelgebirgsbach stark prägen (HAIDEKKER 2004), sind vor allem in quellnahen Abschnitten der Bäche im Nationalpark Veränderungen der Makrozoobenthos-Gemeinschaft wahrscheinlich. Die durchschnittlichen Temperaturwerte innerhalb der Bäche werden im Jahresverlauf größeren Schwankungen unterworfen sein, womit sich sowohl der Sauerstoffhaushalt als auch das Nahrungsangebot in den Gewässern verändern können.

Bei steigender Variabilität des Niederschlags sind zunehmende Schwankungen des Abflusses, insbesondere eine Erhöhung der Austrocknungsgefahr im Sommer sowie eine Zunahme von Hochwässern bei Starkregenereignissen, verbunden mit Veränderungen der morphologischen Gewässerstruktur zu erwarten.

Anpassungen der Arten an die sich ändernden Bedingungen infolge mittel- und langfristiger Gewässererwärmung können auf verschiedene Weise erfolgen. Entweder sie sind in der Lage, z. B. durch Dauerformen längere Trockenperioden zu überstehen oder sie sind fähig, in Bachregionen auszuweichen, die ihren ökologischen Ansprüchen genügen. Sind diese Anforderungen nicht zu erfüllen, etwa durch eingeschränkte Durchgängigkeit der Gewässer oder die Einengung des Lebensraums kühler,

quellnaher Gewässerabschnitte, ist die Wahrscheinlichkeit gegeben, dass wenig mobile Arten regional aussterben.

Sehr wichtig erscheint die Schaffung von Korridoren wie es DOMISCH et al. (2011) vorschlagen. Ein von äußeren Einflüssen weitgehend verschonter Biotopverbund kann die Ausbreitung in für die Arten geeignete Habitats begünstigen. Hierbei ist aber unerlässlich, dass die Kenntnisse über die Ausbreitungscharakteristika der betroffenen Arten erweitert werden.

## **6 Ausblick**

Die abiotischen Daten im Gebiet des Nationalparks Kellerwald Edersee sollen in Zukunft flächendeckender erhoben werden. Die Durchflussmessungen spiegeln deutlich den Zusammenhang mit dem Niederschlag wider. Längerfristig angelegte Messkampagnen der Wassertemperaturen an weiteren ausgewählten Quellen und Quellbächen im Kellerwald können zur Klärung der Frage beitragen, ob diese Bereiche für kaltstenotherme Arten Kernlebensräume oder Refugialstandorte darstellen können. Im Rahmen der Untersuchungen soll eine bereits ansatzweise beschriebene Referenzzönose (STEIN 2012, in Vorbereitung) präzisiert werden.

Die Untersuchungen der Zönosen umfassen neben Lichtfängen auch detaillierte Erfassungen der Larven des Makrozoobenthos im Gewässer (STEIN 2012, in Vorbereitung). Diese sollen auch in den folgenden Jahren weiter fortgeführt werden. Es ist davon auszugehen, dass der Wandel im Niederschlagsmuster zukünftig auch im Kellerwald Auswirkungen haben wird. Bereits heute lassen sich deutliche Veränderungen in den Bächen erkennen. Das veränderte Abflussverhalten und die damit verbundenen talwärts gerichteten Verlagerungen der Quellhorizonte der Bäche werden aller Voraussicht nach einen Einfluss auf die Makroinvertebratenzönose haben. Im Rahmen einer eigenen Dissertation wird seit 2012 neben den genannten Aspekten das Phänomen der Sommertrockenheit in seiner Wirkung auf die aquatische Zönose Untersuchungsschwerpunkt sein. In diesem Kontext sollen die Besiedlungsstrategien der Makroinvertebraten im Gewässer und das Ausbreitungs- und Wanderpotential der Imaginalstadien eingehender analysiert werden.

Hierzu sind die geplanten längerfristigen Datenerhebungen notwendig. Einen Anhaltspunkt, ob im Kellerwald bereits ein Defizit bei kaltstenothermen und strömungsliebenden Arten vorliegt, lässt sich anhand der vorhandenen Datenlage noch nicht konkret abschätzen.

Mit Blick auf den Naturschutz sollte die Sicherung und Entwicklung der Strukturvielfalt, vor allem die weitere Verbesserung der Durchgängigkeit innerhalb der Gewässer sowie von Wanderkorridoren entlang der Gewässer im Vordergrund stehen. Der großflächige Biotopverbund, der durch den Nationalpark Kellerwald-Edersee bereits existiert, ist eine sehr gute Basis für den Erhalt des Artspektrums sowohl des Makrozoobenthos als auch eines Großteil anderer gefährdeter terrestrischer Spezies.

## **7 Danksagung**

Besonderer Dank gilt den Mitarbeitern des Nationalparkamtes Kellerwald-Edersee und HESSEN-FORST für die Kooperation und die Unterstützung.

## 8 Literatur

- BUNDESMINISTERIUM FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ UND REAKTORSICHERHEIT (BMU) (2008): Nationale Strategie zur Biologischen Vielfalt. - <http://www.cbd.int/doc/world/de/de-nbsap-01-de.pdf> [07.08.12]
- BUNDESMINISTERIUM FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ UND REAKTORSICHERHEIT (BMU) (2010): Indikatorenbericht 2010 zur Nationalen Strategie zur biologischen Vielfalt. - [http://www.biologischevielfalt.de/fileadmin/NBS/documents/Indikatoren/Indikatorenbericht-2010\\_NBS\\_Web.pdf](http://www.biologischevielfalt.de/fileadmin/NBS/documents/Indikatoren/Indikatorenbericht-2010_NBS_Web.pdf) [07.08.12] 45 S.
- DOMISCH, S., JÄHNIG, S. C., HAASE, P. (2011): Climate-change winners and losers: stream macroinvertebrates of a submontane region in Central Europe. - *Freshwater Biology* 56: 2009-2020.
- HAIDEKKER, A. (2004): The effect of water temperature regime on benthic macroinvertebrates. A contribution to the ecological assessment of rivers: Dissertation. - Duisburg (Universität Duisburg/Essen, Fachbereich Biologie und Geografie)
- HESSISCHEN LANDESAMTES FÜR UMWELT UND GEOLOGIE (HLUG) (2012): MESSSTATION 1350: Kellerwald – Messzeitraum: Ab 9.10.2005  
<http://www.hlug.de/?id=7122&view=messwerte&detail=download&station=1350> [08.08.12]
- POTSDAM-INSTITUT FÜR KLIMAFOLGENFORSCHUNG (PIK) (2009): Klimadaten und Szenarien für Schutzgebiete: Hessen - Waldeck-Frankenberg – Kellerwald. - [http://www.pik-potsdam.de/~wrobel/sg-klima-3/landk/popups/l3/sgd\\_t3\\_3297.html](http://www.pik-potsdam.de/~wrobel/sg-klima-3/landk/popups/l3/sgd_t3_3297.html) [08.08.12]
- STEIN, U. & BRAUKMANN, U. (2009): Projektbeschreibung: Dauerbeobachtung aquatischer Biodiversität und Prognose möglicher Auswirkungen von Klimaveränderungen auf die Fließgewässergemeinschaften im Nationalpark Kellerwald/Edersee. – Kassel (Fachgebiet Gewässerökologie/ Gewässerentwicklung, Universität Kassel)
- STEIN, U. (2012, in Vorbereitung): Gewässerökologische Charakterisierung Silikatischer Mittelgebirgsbäche im Kellerwald als Beitrag zur Fließgewässerbewertung: Dissertation. – Kassel (Universität Kassel, Fachbereich Architektur, Stadtplanung, Landschaftsplanung)
- THUILLER, W. (2007): Biodiversity: Climate change and the ecologist. - *Nature*, 7153(448): 550–552.
- UMWELTBUNDESAMT (UBA) (2008): Klimaauswirkungen und Anpassung in Deutschland: Phase 1: Erstellung regionaler Klimaszenarien für Deutschland. - *Climate Change*: 11/08
- UNITED NATIONS (UN) (1992): Convention on Biological Diversity. - <http://www.cbd.int/doc/legal/cbd-en.pdf> [07.08.12] 30 S.
- WARINGER, J. A. (1991): Phenology and the influence of meteorological parameters on the catching success of light-trapping for Trichoptera. - *Freshwater Biology* 25: 307-319.
- WREDE, J., LEOPOLD, T., BRAUKMANN, U., STEIN, U. (2011): Projektbericht 2011 – Dauerbeobachtung aquatischer Biodiversität und Prognose möglicher Auswirkungen von Klimaveränderungen auf die Lebensgemeinschaften wirbelloser Tiere in Fließgewässern im Nationalpark Kellerwald-Edersee. - Unveröffentlichter Projektbericht.

*Dipl. Biol. Julia Wrede  
Universität Kassel  
Nordbahnhofstr. 1a  
37213 Witzenhausen  
juwrede@uni-kassel.de*



# **Rückgang der Phytodiversität in nordwestdeutschen Bächen und Flüssen seit den 1950er Jahren und mögliche Maßnahmen zur Fließgewässerrenaturierung**

KRISTINA STEFFEN, THOMAS BECKER, CHRISTOPH LEUSCHNER

*Schlagwörter: Aquatische Makrophyten, Eutrophierung, Fließgewässer, Naturschutz, Vegetationswandel, Wasserpflanzen*

## **Einleitung**

Intakte Binnengewässer sind für zahlreiche Lebewesen essentiell und somit auch ein Thema des Abkommens über den Erhalt der Biologischen Vielfalt (UNITED NATIONS 1992), dessen Anliegen es ist, den weltweit zu beobachtenden Biodiversitätsrückgang aufzuhalten. In den meisten mitteleuropäischen Süßwasserbiotopen läuft seit den 1950er Jahren mit Einsetzen der intensivierten Landnutzung eine beschleunigte Eutrophierung ab (ELLENBERG & LEUSCHNER 2010). Das in der Wasserrahmenrichtlinie (WRL, EUROPEAN UNION 2000) geforderte Ziel eines guten ökologischen Zustands für Oberflächengewässer kann jedoch in absehbarer Zeit nur bei einem geringen Teil der etwa 600.000 km Fließgewässer in Deutschland erreicht werden, da viele (80 %) Fließgewässer deutlich, stark oder vollständig in ihrer Struktur verändert sind (LÜDERITZ & JÜPNER 2009). Das Vorkommen von Makrophyten (Wasserpflanzen aus den Gruppen der Armleuchteralgen, Moose und Gefäßpflanzen) in Gewässern wird unter anderem durch die chemische Wasserqualität, die Beschaffenheit des Sediments, aber auch durch die Gewässerstruktur und die Fließgeschwindigkeit bestimmt. Daher stellen Makrophyten geeignete Bioindikatoren bei der Zustandsbewertung von Gewässern dar und werden als solche auch bereits im Rahmen der WRL genutzt. Die ökologischen Funktionen von Makrophyten sind vielfältig: Sie bilden eine natürliche Uferbefestigung und schützen somit vor Erosion. Außerdem kann ihnen in strömungsbeeinflussten Gewässern eine wichtige Rolle als Sedimentfänger zukommen, da erhöhte Sandfrachten, die durch Sedimentation das Interstitial und somit die Kinderstufe intakter Fließgewässer zunichtemachen, durch Makrophytenpolster teilweise „ausgekämmt“ werden (ALTMÜLLER & DETTMER 2006). Außerdem erhöhen sie die Habitatvielfalt, zum Beispiel als Versteck oder Laichplatz, und können selbst als Nahrung dienen.

Unser Ziel war es, Langzeitentwicklungen der letzten 60 Jahre in der Makrophytenvegetation nordwestdeutscher Fließgewässer im Hinblick auf die Diversität der Arten, deren Wuchsformen, sowie weiterer Arteigenschaften zu dokumentieren und mögliche Ursachen für die Veränderungen aufzuzeigen. Außerdem geben wir einen Überblick über infrage kommende Maßnahmen zur Gewässerrenaturierung.

## **Untersuchungsgebiet und Methoden**

70 Bäche und Flüsse aus vier Regionen der nordwestdeutschen Tiefebene bis zur Mittelgebirgsschwelle waren Bestandteil der Studie: Region 1. Ems-Hunte-Geest, Region 2. Lüneburger Heide (einschließlich des Weser-Aller Flachlandes), Region 3. Nördliches Harzvorland (einschließlich einiger untersuchter Flächen am Fuße des Weser-Leine Berglandes) und Region 4. Ostholsteinisches Hügel-

land (Tab. 1). Die Regionen 1 und 2 wurden hauptsächlich in der Saale- Eiszeit geformt, dementsprechend dominieren hier basenarme Sandböden. Die Regionen 3 und 4 sind durch die Weichsel-Eiszeit geprägt und weisen basenreichere Sand- und Lehmböden auf. Das Klima im Untersuchungsgebiet ist ganzjährig humid und die monatliche Durchschnittstemperatur schwankte im Jahre 2011 zwischen 0°C im Januar und 17°C im Juli (DEUTSCHER WETTERDIENST 2012).

338 Vegetationsaufnahmen aus den 1950er Jahren (1936–1969), die aus dem Tüxen-Archiv Hannover (HOPPE 2005) und aus Literaturquellen (ROLL 1939, WEBER-OLDECOP 1969) stammen, wurden in den Vegetationsperioden der Jahre 2010 und 2011 wiederholt. Dazu haben wir die Originalaufnahmeorte aufgesucht und möglichst gut entwickelte Vegetationsbestände ausgesucht; diese Vorgehensweise entspricht am ehesten der historischen Aufnahme. Die Aufnahme-flächengrößen wurden ebenfalls (so gut es ging) den jeweiligen historischen Aufnahmen angepasst und alle Pflanzenarten, die unter dem Wasserspiegel wurzelten, wurden notiert. Zu knapp einem Drittel der Aufnahmeorte existierten auch Aufnahmen aus den 1980er Jahren (HERR 1984, HERR et al. 1987), so dass wir diese Lokalitäten anhand von drei Zeitebenen untersuchten. Es wurden nur Makrophytenarten, die eine Anpassung an das Leben im Wasser in Form von Unterwasser- oder Schwimmblättern aufweisen, in die Auswertung einbezogen, da amphi- und helophytische Arten nicht von allen Autoren berücksichtigt worden sind. Anhand von einer Literaturrecherche wurde erörtert, welche Maßnahmen zur Gewässerrenaturierung im Untersuchungsgebiet möglich sind.

Tab. 1: Die jeweils drei am intensivsten beprobten Gewässer der vier untersuchten Regionen

Region	Fließgewässer (Anzahl Aufnahme-flächen)
1 Ems-Hunte-Geest	Dadau (5), Elze (6), Hunte (32)
2 Lüneburger Heide und Weser-Aller Flachland	Aller (15), Lachte (16), Örtze (15)
3 Nördliches Harzvorland	Oker (27), Schunter (29), Wabe (8)
4 Ostholsteinisches Hügelland	Kossau (31), Kührener Au (8), Schwentine (13)

### Rückgang der Artenvielfalt

Die Anzahl der Makrophytenarten schrumpfte zwischen den 1950ern und 2010/2011 um 28 % von 51 auf 37 Arten. Viele Nährstoffarmutszeiger, zum Beispiel Froschkraut (*Luronium natans*), Faden-Laichkraut (*Potamogeton filiformis*) und Zwerg-Igelkolben (*Sparganium natans*), verschwanden ganz, aber auch Arten, die in Fließgewässern strömungsberuhigte Bereiche benötigen wie Weiße Seerose (*Nymphaea alba*), Grasartiges Laichkraut (*Potamogeton gramineus*) und spreizender Hahnenfuß (*Ranunculus circinatus*) kamen in den Wiederholungsaufnahmen nicht mehr vor. Bei weiteren 40 % der Arten, darunter auch häufige Arten wie Wasserstern (*Callitriche palustris* agg.), Teichrose (*Nuphar lutea*) und Schwimmendes Laichkraut (*Potamogeton natans*), nahm die Anzahl der Nachweise ab. Die durchschnittliche Artenzahl pro Fläche sank von 4,7 auf 3,8 Arten, Einbrüche gab es vor allem bei den gefährdeten Arten der Roten Liste, deren Anteil pro Aufnahme-fläche im Durchschnitt von 20 % auf 9 % abnahm. Ähnlich drastische Rückgänge wurden in Dänemark beobachtet (RIIS & SAND-JENSEN 2001). Für die Aufnahmeorte, die in den 1950ern, den 1980ern und 2010/2011 untersucht worden sind, zeigte sich, dass der Rückgang der Diversität der Makrophyten relativ kontinuierlich verlief.

## Relative Zunahme eutraphenter und robuster Arten

Unter den lediglich vier hinzugekommenen Arten sind mit der Zwergwasserlinse (*Wolffia arrhiza*) und Nuttalls Wasserpest (*Elodea nuttallii*) ein Wärmezeiger und ein Neophyt. Anteilig nahmen die freischwimmenden (pleustophytischen) Wuchsformtypen Lemniden und Ceratophylliden zu, welche auch in durch Phytoplankton getrübttem Wasser nicht unter Lichtmangel leiden. Vergleichbare floristische Veränderungen wurden in den Niederlanden beobachtet (MESTERS 1995). Insgesamt hat sich das Artenspektrum in Richtung nährstoffliebender und stresstoleranter Arten verschoben. Daher sind gesteigerte Nährstoffeinträge und häufige Störung als Hauptgründe für die Veränderungen wahrscheinlich. Jedoch waren die Veränderungen regional unterschiedlich ausgeprägt. Am gravierendsten waren die Verluste in der Ems-Hunte-Geest, wo eine intensive Landnutzung vorherrscht und Bäche und Flüsse vielfach zu Drainagezwecken ausgebaut worden sind und regelmäßig unterhalten werden (Abb. 1). Die geringsten Veränderungen in der Artenzusammensetzung gab dagegen es in der Lüneburger Heide, wo noch eine extensive Landnutzung vorherrscht (Abb. 2).



Abb. 1: Begradigtes, vertieftes Bachbett der Schwarzen Riede (Ems-Hunte Geest)



Abb. 2: Renaturierter Abschnitt der Lutter (Lüneburger Heide).

## Mögliche Renaturierungsmaßnahmen

In der Renaturierungspraxis hat in Mitteleuropa die Wiederherstellung von Mooren und Fließgewässern die längste Tradition. Die Maßnahmen orientieren sich an Leitbildern, welche anhand von natürlichen oder naturnahen Referenzgewässern entwickelt wurden. Die Fließgewässertypen des Tieflandes ohne brackwasserbeeinflusste Gewässer sind sand-, (löss-)lehm-, oder kiesgeprägte Bäche, Flüsse oder Ströme (Sommerhäuser & Schumacher 2003). Nährstoffeinträge können durch Gewässerrandstreifen verringert werden, dabei haben sich nicht bewirtschaftete Schonstreifen von 13–30 m Breite als wirksam erwiesen (MADSEN & TENT 2000, ALTMÜLLER 2006, LÜDERITZ & JÜPNER 2009). Als Folge einer durch Randstreifen verringerten Nährstoffversorgung werden oligo- und mesotraphente Makrophytenarten gefördert und eine verminderte Pflanzenproduktion bewirkt außerdem eine Reduzierung des Unterhaltungsaufwandes. Durch kostengünstige Maßnahmen wie das Einbringen von Totholz oder Kies oder durch eine selektive Mahd, bei der ausgewählte Pflanzenbulten stehen gelassen werden, wird eine Tiefenerosion unterbunden. Dazu wird die Eigendynamik des Fließgewässers unterstützt und Strukturreichtum wiedererlangt. In vielen Fällen ist eine Laufverlängerung nötig, bei der gegebenenfalls abgeschnittene Fließstrecken wie Alt- und Totarme wiederangeschlossen werden und wodurch ein naturnaher, mäandrierender Gewässerlauf entsteht. Zudem besitzen Tieflandflüsse natürlicher-

weise Auen, die bei Hochwasser überschwemmt werden und die dann als Retentionsräume dienen. Außerdem dienen die Auen als Lebensraum für zahlreiche Pflanzen und Tiere.

## Danksagung

Wir danken Richard Pott (Hannover) für den Zugang zum Reinhold-Tüxen-Archiv sowie Wolfgang Herr (Oldenburg) für das Überlassen von Vegetationsaufnahmen, Uta Müller (Göttingen) für die Hilfe bei den Geländearbeiten, Günther Dersch (Bovenden) für Hilfe bei der Bestimmung von *Callitriche* sp., Sebastian Dittrich (Göttingen) für Hilfe bei der Bestimmung von Moosarten und Gerhard Wiegleb (Cottbus) für Hilfe bei der Bestimmung von *Potamogeton* sp. und *Ranunculus* sp.

## Literatur

- ALTMÜLLER, R. (2006): Auswirkung einer Fließgewässer-Renaturierung auf den Nährstoffeintrag ins Gewässer. - Informationsdienst Naturschutz Niedersachsen 26 (4): 214–218.
- ALTMÜLLER, R. & R. DETTMER (2006): Erfolgreiche Artenschutzmaßnahmen für die Flussperlmuschel *Margaritifera margaritifera* L. durch Reduzierung von unnatürlichen Feinsedimentfrachten: Erfahrungen im Rahmen des Lutterprojekts. - Informationsdienst Naturschutz Niedersachsen 26 (4): 192–204.
- DEUTSCHER WETTERDIENST (2012): Monatswerte. URL:  
[www.dwd.de/bvbw/appmanager/bvbw/dwdwwwDesktop?\\_nfpb=true&\\_pageLabel=\\_dwdwww\\_klima\\_umwelt\\_klimadaten\\_deutschland&T82002gsbDocumentPath=Navigation%2FOeffentlichkeit%2FKlima\\_\\_Umwelt%2FKlimadaten%2Fkldaten\\_\\_kostenfrei%2Fausgabe\\_\\_monatswerte\\_\\_node.html%3F\\_\\_nnn%3Dtrue](http://www.dwd.de/bvbw/appmanager/bvbw/dwdwwwDesktop?_nfpb=true&_pageLabel=_dwdwww_klima_umwelt_klimadaten_deutschland&T82002gsbDocumentPath=Navigation%2FOeffentlichkeit%2FKlima__Umwelt%2FKlimadaten%2Fkldaten__kostenfrei%2Fausgabe__monatswerte__node.html%3F__nnn%3Dtrue) [28.03.2012]
- ELLENBERG, H. & C. LEUSCHNER (2010): Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen. – Stuttgart (Ulmer)
- EUROPEAN UNION (2000): Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council of 23 October 2000 establishing a framework for Communities in the field of water policy. - Official Journal of the European Communities L 327 (43): 1–72.
- HERR, W. (1984): Vegetationskundliche Untersuchungen zur biologisch-ökologischen Situation schleswig-holsteinischer Fließgewässer. Band 2: Tabellenband. Forschungsbericht im Auftrage des Landesamtes für Naturschutz und Landschaftspflege Schleswig-Holstein. - Manuskript, Oldenburg
- HERR, W., D. TODESKINO, G. WIEGLEB (1987): Dynamik und Konstanz von Flora und Vegetation niedersächsischer Fließgewässer 1946 bis 1986: Gutachten. – Oldenburg (Niedersächsisches Landesverwaltungsamt, Fachbehörde für Naturschutz)
- HOPPE, A. (2005): Das Reinhold-Tüxen-Archiv am Institut für Geobotanik der Universität Hannover. - *Tüxenia* 25: 463–474.
- LÜDERITZ, V. & R. JÜPNER (2009): Renaturierung von Fließgewässern. - In: ZERBE, S. & G. WIEGLEB (Hrsg.): Renaturierung von Ökosystemen in Mitteleuropa. – Heidelberg (Spektrum)
- MADSEN, B.L. & L. TENT (2000): Lebendige Bäche und Flüsse – Praxistipps zur Gewässerunterhaltung und Revitalisierung von Tieflandgewässern. – Hamburg (Edmund Siemers-Stiftung)

- MESTERS, C. (1995): Shifts in macrophyte species composition as a result of eutrophication and pollution in Dutch transboundary streams over the past decades. - *Journal of Aquatic Ecosystem Health* 4: 295–305.
- RIIS, T. & K. SAND-JENSEN (2001): Historical changes in species composition and richness accompanying perturbation and eutrophication of Danish lowland streams over 100 years. - *Freshwater Biology* 46: 269–280.
- ROLL, H. (1939): Die Pflanzengesellschaften ostholsteinischer Fließgewässer - Limnologisch-soziologische Studien. - *Archiv für Hydrobiologie* 34: 159–305.
- SOMMERHÄUSER, M. & H. SCHUMACHER (2003): *Handbuch der Fließgewässer Norddeutschlands*. – Landsberg (Ecomed)
- UNITED NATIONS (1992): *Convention on Biological Diversity*. URL: [www.cbd.int](http://www.cbd.int) [08.08.2012]
- WEBER-OLDECOP, D.W. (1969): *Wasserpflanzengesellschaften im östlichen Niedersachsen*. Diss. - Hannover

*Kristina Steffen  
Universität Göttingen  
Albrecht-v.-Haller-Institut für Pflanzenwissenschaften  
Abteilung Ökologie und Ökosystemforschung  
Untere Karspüle 2  
37073 Göttingen  
ksteffe1@gwdg.de*



# **Gefährdungssituation der endemischen Rhön-Quellschnecke (*Bythinella compressa*), der Begleitfauna und des Lebensraums in Hessen**

MARTIN REISS, HELMUT STEINER, STEFAN ZAENKER

*Schlagwörter:* Rhön-Quellschnecke, Quellgewässer, endemische Art, Rhön, Vogelsberg, Quellschutz

## **Anlass / Motivation**

Der Kenntnisstand zur Gefährdung der endemischen Rhön-Quellschnecke (*Bythinella compressa* Frauenfeld, 1857), ihrer Begleitfauna und ihres Lebensraums geht zurück auf die Veröffentlichung der Roten Liste der Schnecken und Muscheln Hessens (JUNGBLUTH 1996). Hier ist die nur aus der Rhön und dem Vogelsberg bekannte Quellschneckenart, die zur Familie der Zwerg- oder Wasserdeckelschnecken (Hydrobiidae) gehört, als „extrem selten (R)“ eingestuft. Ferner wird vermerkt, dass für die Art eine besondere Verantwortung besteht sowie die Verbreitung ungenügend bekannt ist. Allein in Deutschland sind 5 Quellschneckenarten bekannt. In der aktuellen Roten Liste Deutschlands ist *Bythinella compressa* als „stark gefährdet (2)“ eingeordnet (JUNGBLUTH & KNORRE 2009). Die Artabgrenzung ist nach rein morphologischen Kriterien schwierig (GLÖER 2002), jedoch mit genetisch-basierten Analysemethoden (DNA-Sequenzierung) möglich (BENKE et al. 2009). Zur aktuellen Verbreitung und zum Zustand der Populationen sowie der Lebensräume lagen der hessischen Naturschutzverwaltung keine neuen Kenntnisse vor. Deshalb wurde im Jahr 2010 der Landesverband für Höhlen- und Karstforschung in Hessen von der Forsteinrichtung Naturschutz (FENA, Hessen-Forst) beauftragt, ein entsprechendes Gutachten zu erarbeiten (ZAENKER & STEINER 2010). Dies erfolgte aufgrund langjähriger Kartierarbeiten zur Erfassung von Quellgewässern in Hessen (z. B. REISS & ZAENKER 2010, REISS & ZAENKER 2007). Ferner konnten Daten aus einer abgeschlossenen Promotion (REISS 2011), sowie weitere Erfassungskampagnen bis 2012 dokumentiert und archiviert werden. Die Ziele des Projekts waren die Dokumentation der aktuellen und historischen Verbreitung, die Kennzeichnung des ökologischen Zustands der Lebensräume (Quellgewässer) und deren Gefährdung sowie die Erarbeitung von Handlungsempfehlungen für Schutz- und Entwicklungsmaßnahmen.

## **Untersuchungsgebiet und Methoden**

Aufgrund der bislang bekannten biogeografischen Verbreitung der Rhön-Quellschnecke erfolgte eine Auswertung hessischer Quellgewässerdaten in den Naturräumen Rhön und Vogelsberg, aber auch in den umgebenen Randgebieten. Das Untersuchungsgebiet repräsentiert einen Ausschnitt der zentralen deutschen Mittelgebirgsschwelle und kann weitestgehend dem Osthessischen Bergland zugeordnet werden. Einbezogen wurden auch Bereiche von Odenwald, Spessart, Südrhön und der Mainfränkischen Platten.

Das methodische Vorgehen gliedert sich in drei Arbeitsschritte: Literatur- und Datenrecherche, Geländearbeit sowie Dokumentation und Archivierung. Datengrundlage ist das Biospeläologische Kataster von Hessen (BKH) (ZAENKER 2001), das fortlaufend als Datenbank aktualisiert wird. Außerdem wurde die Datenbank der Senckenberg-Bibliothek (Referenzbibliothek für Biologie in Deutschland) durchsucht und fehlende Belege in das BKH nachgetragen. Die Geländearbeit erfolgt mit Hilfe einer

standardisierten und systematischen Erfassungsmethodik für Quellgewässer (REISS & ZAENKER 2007), wobei Sichtungen und Messungen (Wasser- und Lufttemperatur, pH-Wert und elektrische Leitfähigkeit) in einen einseitigen Kartierbogen eingetragen werden. Quellaustritte werden als Grenzlebensraum (Ökoton) erfasst (REISS 2012), d. h. es werden die Wirbellosen (Invertebraten) in aquatischen und terrestrischen Übergangsbereichen berücksichtigt. Die Daten werden in eine relationale Datenbank übertragen. Die abgesammelte Fauna wird im Labor bestimmt sowie taxonomisch aufgeschlüsselt archiviert. Fundobjekte (Fauna) sind mit den erhobenen Objektdaten verknüpft und können digital abgefragt und ausgewertet werden. Der Flächenbezug des Biospeläologischen Katasters von Hessen ist das Katastergebiet Nr.4 des Deutschen Verbands für Höhlen- und Karstforschung, welches neben dem gesamten Bundesland Hessen die rechtsrheinischen Teile von Rheinland-Pfalz und den baden-württembergischen Anteil des Odenwalds nördlich des Neckars beinhaltet (REISS, STEINER & ZAENKER 2009).

## Ergebnisse

Es konnten bislang 3.226 Quellen ausgewertet werden, wobei die Rhön-Quellschnecke in 557 Quellen nachgewiesen wurde. Hinsichtlich der Bewertung der Gefährdung der Population der Rhön-Quellschnecke sind wesentliche Probleme festzustellen, die Aussagen zu einem Monitoring erschweren. Es liegt nur eine geringe Anzahl historischer Daten in der Literatur vor oder die Qualität der Angaben ist für einen Vergleich ungenügend. Beispiele sind unspezifische Ortsangaben oder fehlende Individuenzahlen. Ein auf die Vergleichbarkeit hin angelegtes systematisches Monitoring fehlt. Ferner ist eine flächendeckende Grundlagenerfassung weiterhin vakant, d. h. es bestehen immer noch Kartierlücken, so dass bestimmte Kartenblätter (MTB 1:25.000) unterrepräsentiert bearbeitet sind. Bislang sind die Kenntnisse zur Ausbreitungsfähigkeit der Art ungenügend. Hier fehlen empirische Daten und Angaben zur Frage, wie die Rhön-Quellschnecke Habitate besiedelt (STRÄTZ & KITTEL 2011). Es gibt keine gesicherte Kenntnis zum Migrationsverhalten und der Verbreitungsstrategie von *Bythinella compressa*. Die genannten Aspekte dieses Forschungsdefizits müssen bei der Interpretation der Ergebnisse beachtet werden.

Das Hauptverbreitungsgebiet der endemischen Rhön-Quellschnecke ist die Rhön (87 %) und der Vogelsberg (10 %). Die Art kommt hier häufig und in meist hohen Individuendichten vor. Es lassen sich jedoch auch in den Randgebieten Fulda-Haune-Tafelland (2 %) und Sandsteinspessart (1 %) kleinere Vorkommen nachweisen. Möglicherweise deutet dies auf eine vormals flächendeckende Verbreitung hin und wir sehen heute eine in Rückgang befindliche Art, bzw. beobachten momentan eine Ausdünnung von *Bythinella compressa* in den Randgebieten. Die Vorkommen werden demnach als Reliktorkommen interpretiert. Die Art kommt heute fast ausschließlich in montanen Waldgebieten (87 % der untersuchten Quellen) vor, obwohl eine weitläufigere Verbreitung in der offenen Kulturlandschaft beschrieben wurde (STRÄTZ 2001). Die Art besiedelt exklusiv ständig kalte Quellaustritte und die oberen Abschnitte der Quellbäche (Wassertemperatur-Mittelwert 7,2 °C), d. h. die Rhön-Quellschnecke ist eine ausgenommen kalt-stenotherme Art und gilt zudem als Glazialrelikt (BENKE et al. 2011). Das Quellwasser ist nährstoffarm (elektrische Leitfähigkeit 224  $\mu\text{S cm}^{-1}$  Mittelwert) und neutral bzw. höchstens schwach alkalisch oder schwach sauer (pH-Wert 7,0 Mittelwert). Als Mikrohabitate werden nasser, mineralischer Bodenschlamm (Psammopelal: 35 %), Totholz (22 %), grobpartikuläres organisches Material (CPOM, meist Fall-Laub: 14%) und Grobkies (Mikrolithal: 13 %) besiedelt (REISS 2011). Die Nahrung besteht zumeist aus Feindetritus oder Bakterienrasen (SCHMEDT-

JE & COLLING 1996). Die Begleitfauna besteht vor allem aus aquatischen Wirbellosen wie Erbsenmuscheln (*Pisidium* sp.), Quell-Köcherfliegenlarven (*Crunoecia irrorata*), Alpenstrudelwürmern (*Crenobia alpina*), Grundwasser- oder Höhlenflohkrebsen (*Niphargus schellenbergi*), Masken-Köcherfliegen (*Sericostoma* sp.), Bachflohkrebsen (*Gammarus fossarum*) und Nadel-Steinfliegen-Larven (*Leuctra* sp.). Die meisten Arten zeigen ebenfalls eine enge Bindung an ständig kalte und nährstoffarme Quellgewässer. In historisch bereits nachgewiesenen Quellen, wo die Rhön-Quellschnecke ausgestorben ist, konnten keine Neufunde festgestellt werden.

Gefährdungen der Rhön-Quellschnecke, der Begleitfauna und des Lebensraumes erfolgen vor allem durch strukturelle Eingriffe bzw. gewässermorphologische Veränderungen. Der Verbau von Quellen durch Fassungen bewirkt einen deutlichen Rückgang der Lebensgemeinschaft bzw. der Artenvielfalt (REISS 2011). Die Berechnung eines Diversitäts-Index (Shannon-Index) zeigt, dass naturnahe Quellen mit einem Index von 1,4 auf 0,7 bei verbauten Quellen abfallen, d. h. die Artenvielfalt halbiert sich. Drastisch ist vor allem der Rückgang der Individuenzahlen, wobei meist nur noch ein Viertel der vormals festgestellten Artmächtigkeiten zu kennzeichnen sind. Eine Gefährdung liegt insgesamt bei 34 % der Quellen vor, in denen die Rhön-Quellschnecke nachgewiesen werden konnte. Ursachen der Gefährdung liegen vor allem in der Zerschneidung der ökologischen Passierbarkeit des Quellbachs durch Wegquerungen (47 %), Wild- oder Viehvertritt (20 %), Verbau/Quellfassung (16 %), Nährstoffeinträge durch Viehweiden (12 %) und Wasserentnahmen (5 %). Weitere Faktoren sind Müllablagerungen und forstwirtschaftliche Maßnahmen, die z. B. durch Rückefahrzeuge oder Baumfällarbeiten entstehen.

### **Handlungsempfehlungen**

Die Ergebnisse lassen zwei Ausblicke bezüglich der Biodiversitätsforschung zur Rhön-Quellschnecke, der Begleitarten sowie deren Lebensräume erkennen. Zum einen besteht nach wie vor Bedarf in der Grundlagenforschung. Zum anderen ist es dringend notwendig, dass handlungsorientierte Forschung gefördert und insbesondere praxisrelevante Maßnahmen zum Quellschutz und der Arterhaltung von *Bythinella compressa* umgesetzt werden. Konkrete Handlungsempfehlungen sind: Inventarisierung und Unterschutzstellung der noch von der Rhön-Quellschnecke besiedelten Quellgebiete; der Rückbau von Quellfassungen und Teichanlagen sowie die Öffnung von Verrohrungsstrecken oder deren Umbau; die Berücksichtigung von Quellbereichen bei forstwirtschaftlichen Tätigkeiten; ein Baumartenwechsel innerhalb von Quellgebieten durch Ansiedlung standorttypischer Arten; die Verlegung von Viehtränken aus den direkten Quellbereichen sowie Einrichten von Pufferzonen; das Auszäunen von Quellen auf Viehweiden; der Verzicht auf Spritz- und Düngemitteln in Quellgebieten sowie die Berücksichtigung und Förderung der Öffentlichkeitsarbeit und Weiterbildungsangebote (capacity building) für unterschiedliche Akteure (Forst- und Landwirtschaft, Tourismus).

### **Fazit**

Die Untersuchungen zur Gefährdung der endemischen Rhön-Quellschnecke zeigen nicht nur den besonderen Bedarf an Schutz- und Entwicklungsmaßnahmen zur Erhaltung einer einzigen Art, sondern besonders die Notwendigkeit eines umfassenden Schutzes der Lebensgemeinschaft von Quellen und deren Lebensraum. Zahlreiche Erkenntnisse zur Gefährdungssituation lassen sich zur Einschätzung naturschutzfachlicher Handlungsempfehlungen heranziehen. Der Bund und die Länder haben eine besondere Verantwortung für die Rhön-Quellschnecke. In Zukunft sollten vor allem handlungs-

orientierte Forschungsprojekte und insbesondere praxisausgerichtete Umsetzungen zum Erhalt der Artenvielfalt von Quellgewässern befördert werden.

## Literatur

- BENKE, M., BRÄNDLE, M., ALBRECHT, C. & T. WILKE (2009): Pleistocene phylogeography and phylogenetic concordance in cold-adapted spring snails (*Bythinella* spp.). - *Molecular Ecology* 18: 890-903
- BENKE, M., BRÄNDLE, M., ALBRECHT, C. & T. WILKE (2011): Patterns of freshwater biodiversity in Europe: lessons from the spring snail genus *Bythinella*. - *Journal of Biogeography* 38: 2021–2032
- GLÖER, P. (2002): Die Süßwassergastropoden Nord- und Mitteleuropas. Bestimmungsschlüssel, Lebensweise, Verbreitung. - 2., neubearb. Aufl. - Hackenheim (ConchBooks) (Die Tierwelt Deutschlands und der angrenzenden Meeresteile nach ihren Merkmalen und nach ihrer Lebensweise, 73)
- JUNGBLUTH, J. H., KNORRE, D. (2009): Rote Liste der Binnenmollusken [Schnecken (Gastropoda) und Muscheln (Bivalvia)] in Deutschland. - 6. rev. u. erw. Fass. - *Mitt. dtsh. malakozool. Ges.*, 81: 1–28
- JUNGBLUTH, J.H. (1996): Rote Liste der Schnecken und Muscheln Hessens. 3. Fassung, Bearb.-Stand: 01. Oktober 1995. - Wiesbaden (Hessisches Ministerium des Innern und für Landwirtschaft, Forsten und Naturschutz) (Natur in Hessen)
- REISS, M. & S. ZAENKER (2007): Quellen in der Rhön - Faunistisch-ökologische Erfassung im Biosphärenreservat Rhön. - *Beiträge Region und Nachhaltigkeit* 4(4): 153-163
- REISS, M. & S. ZAENKER (2010): Quellgewässer im Nationalpark Kellerwald-Edersee – Faunistisch-ökologische Bestandserfassung und Zustandskennzeichnung. - *Allgemeine Forst-Zeitschrift (AFZ Der Wald)* 17: 15-16
- REISS, M. (2011): Substratpräferenz und Mikrohabitat-Fauna-Beziehung im Eukrenal von Quellgewässern. Dissertation am Fachbereich Geographie der Philipps-Universität Marburg. [<http://archiv.ub.uni-marburg.de/diss/z2011/0108/>]
- REISS, M. (2012): Ökotonbasierte Analyse von Fauna-Habitat-Beziehungen in Quellgewässern als Beitrag für den Gewässerschutz. - *Forum für Hydrologie und Wasserbewirtschaftung* 31(12): 347-348
- REISS, M., STEINER, H. & S. ZAENKER (2009): The Biospeleological Register of the Hesse Federation for Cave and Karst Research (Germany). - *Cave and Karst Science* 35(1): 25-34
- SCHMEDTJE, U. & M. COLLING (1996): Ökologische Typisierung der aquatischen Makrofauna. – München (Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft) (Informationsberichte des Bayerischen Landesamtes für Wasserwirtschaft, Heft 4/96)
- STRÄTZ, C. & K. KITTEL (2011): Die Verbreitung der Rhön-Quellschnecke *Bythinella compressa* (FRAUENFELD 1857) in Nordbayern. - *Mitt. dtsh. malakozool. Ges.* 84: 1–10
- STRÄTZ, C. (2001): Rhön-Quellschnecke - Zeiger unbelasteter und naturbelassener Waldquellen. - *LWF-aktuell*, 29

ZAENKER, S. & H. STEINER (2010): Gutachten zur gesamthessischen Situation der Rhön-Quellschnecke (*Bythinella compressa*). Ein Beitrag zur Biodiversitätskonvention (CBD): Unveröffentlichtes Gutachten im Auftrag von Hessen-Forst FENA. – Fulda (Landesverband für Höhlen- und Karstforschung Hessen e.V.)

ZAENKER, S. (2001): Das Biospeläologische Kataster von Hessen. Die Fauna der Höhlen, künstlichen Hohlräume und Quellen. – München (Verband der deutschen Höhlen- und Karstforscher) (Abhandlungen zur Karst- und Höhlenkunde 32)

*Dr. Martin Reiss  
Philipps-Universität Marburg  
Fachbereich Geographie  
Deutschhausstr.10  
35032 Marburg  
reissm@geo.uni-marburg.de*



# **Zusammenspiel völker- und europarechtlicher Regelungen zum Schutz der biologischen Vielfalt in Nord- und Ostsee**

JENNY KIRSCHHEY

*Schlagwörter: Meeresnaturschutz, Nutzungskonflikte, Seerechtsübereinkommen, Gemeinsame Fischereipolitik, FFH-Richtlinie, Vorsorgeprinzip*

Die Gewässer der Nord- und Ostsee gehören zu den am intensivsten genutzten Meeresgebieten weltweit. Fischerei, Schifffahrt, Frachtverkehr, Rohstoffabbau, Tourismus und Wassersport, der Bau von Anlagen im Meer, militärische Übungen sowie weitere menschliche Aktivitäten im Meer und auf dem Land üben einen hohen Druck auf die vorhandenen Ökosysteme aus. Damit einher geht ein fortschreitender Rückgang der marinen Biodiversität (vgl. SACHVERSTÄNDIGEN RAT FÜR UMWELTFRAGEN, Umweltgutachten 2012, S. 437).

Das internationale und Europäische Recht enthalten weitreichende Verpflichtungen zum Schutz der Meeresumwelt in Nord- und Ostsee, einschließlich des Schutzes bestimmter Arten und Biotope. Gleichzeitig erschweren die völkerrechtliche Aufteilung der Meereszonen sowie die Kompetenzverteilung zwischen Europäischer Union und ihrer Mitgliedstaaten ein einheitliches Handeln zum Schutz der biologischen Vielfalt. In Deutschland sorgt das föderale System für eine weitere Aufteilung von Zuständigkeiten. Das Zusammentreffen der verschiedenen Handlungsebenen stellt eine große Herausforderung für einen effektiven Meeresumweltschutz dar.

Hinzu kommt, dass durch die Vielseitigkeit der menschlichen Aktivitäten, der daraus resultierenden Belastungen und dem häufigen Fehlen umfassender wissenschaftlicher Daten über die marinen Ökosysteme und ihren Erhaltungszustand verschiedene Ansichten herrschen, welche Schutzmaßnahmen notwendig und angemessen sind.

## **Völkerrechtliche Regelungen zum Meeresnaturschutz**

Die Rechte und Pflichten der Staaten in den Küsten- und Meeresgewässern sind grundlegend im Seerechtsübereinkommen der Vereinten Nationen vom 10. Dezember 1982 (SRÜ, BGBl. 1994 II S. 1798) geregelt. Der zehnte Teil des Seerechtsübereinkommens enthält Verpflichtungen zum Schutz der Meeresumwelt. Diese Schutzverpflichtung ist eng mit der Nutzung der Meeresressourcen verknüpft (STOLL/ MIBLING, 2012, S. 23).

Darüber hinaus gibt es eine Vielzahl völkerrechtlicher Verträge, die sich dem Schutz bestimmter Arten oder Gebiete widmen. Hierzu gehören beispielsweise das Übereinkommen über den internationalen Handel mit gefährdeten Arten freilebender Tiere und Pflanzen von 1973 (Washingtoner Artenschutzübereinkommen, CITES), das Übereinkommen zur Erhaltung der wandernden wildlebenden Tierarten von 1979 (Bonner Konvention, CMS) mit den dazugehörigen Unterabkommen sowie regionale Meereschutzabkommen wie das Übereinkommen zum Schutz der Meeresumwelt des Ostseegebietes von 1992 (Helsinki-Konvention) und das Übereinkommen zum Schutz der Meeresumwelt des Nordostatlantiks von 1992 (Oslo-Paris Konvention, OSPAR).

Das Übereinkommen über die biologische Vielfalt (*Convention on Biological Diversity*, CBD, BGBl. II 1993, S. 1741) verfolgt im Gegensatz zu anderen Verträgen des Umweltvölkerrechts einen umfassenden ökosystemaren Ansatz, indem es die biologische Vielfalt als Ganzes unter Schutz stellt und eine ökologisch nachhaltige und verträgliche Nutzung anstrebt (GELLERMANN, 2011, Umweltrecht, Vorbemerkung vor §§ 37-55 BNatSchG, Rn. 7). Die im Rahmen der 10. Vertragsstaatenkonferenz im Oktober 2010 in Nagoya aufgestellten sogenannten *Aichi Targets* bekräftigen das Ziel einer nachhaltigen Bewirtschaftung der Meere, der Vermeidung von Überfischung sowie der Reduzierung anthropogener Belastungen. Weiterhin sollen bis zum Jahr 2020 zehn Prozent der Küsten- und Meeresgebiete als Schutzgebiete ausgewiesen sein.

### **Meeresschutz in der Europäischen Union**

Die völkerrechtlichen Verpflichtungen zum Schutz der biologischen Vielfalt sowie der marinen Arten und Lebensräume sind innerhalb der Europäischen Union, welcher die Mehrzahl der Anrainerstaaten von Nord- und Ostsee angehören, durch Europäisches Recht umgesetzt, präzisiert und erweitert worden.

Dies ist insbesondere durch das Habitat- und Artenschutzsystem der Flora-Fauna-Habitat-Richtlinie (FFH-Richtlinie) und der Vogelschutzrichtlinie erfolgt. Wie schon im Rahmen der CBD, des OSPAR-Übereinkommens und der Helsinki-Konvention sehen die Richtlinien die Unterschutzstellung wichtiger Lebensräume und Lebensraumtypen zum Aufbau des europäischen ökologischen Netzes „Natura 2000“ vor. Die „Natura 2000“-Gebiete decken einen Teil der völkerrechtlich zu schützenden Gebiete ab, lassen jedoch einige gefährdete oder bedrohte marine Lebensraumtypen und Arten außen vor (GELLERMANN, 2012, Meeresnaturschutzrecht, S. 42).

### **Regulierung anthropogener Nutzungen nach Völker- und Europarecht**

Im Hinblick auf die Regulierung belastender Meeresnutzungen in Nord- und Ostsee durch den Küstenstaat ist zunächst grundlegend zwischen dem Bereich des Küstenmeeres, welches bis zu 12-Seemeilen von der sog. Basislinie reicht (Art. 3 SRÜ) und der daran angrenzenden Ausschließlichen Wirtschaftszone (AWZ) zu unterscheiden. Während der jeweilige Küstenstaat im Küstenmeer noch umfassende souveräne Rechte hat, stehen ihm in der AWZ lediglich beschränkte Hoheitsrechte zu (Art. 56. Abs. 1 SRÜ), welche insbesondere die Erforschung und Ausbeutung – und damit auch den Erhalt (Art. 61. SRÜ) – der dort vorhandenen lebenden und nicht lebenden Ressourcen umfassen.

Die Regulierung der Schifffahrt ist weitgehend völkerrechtlich geprägt. Die Küstenstaaten haben auch im Küstenmeer nur die im Seerechtsübereinkommen vorgegebenen Möglichkeiten, das Recht zur friedlichen Durchfahrt zu beschränken. In der Ausschließlichen Wirtschaftszone gilt der Grundsatz der „Freiheit der Schifffahrt“ (Art. 58 Abs. 1 und Abs. 2 i.V.m. Art. 87 Abs. 1 a) SRÜ). Einschränkungen des Schiffsverkehrs in der AWZ können grundsätzlich nur im Rahmen der Internationalen Seeschifffahrts-Organisation (International Maritime Organization, IMO) verabschiedet werden. Eigenständig dürfen die Nationalstaaten lediglich ihre eigenen Schiffe regulieren. Im Rahmen der IMO wurde eine Reihe von Regelungen erlassen, um die Verschmutzung der Meere durch Schiffe zu reduzieren. Zudem gibt es die Möglichkeit, sogenannte „besonders sensible Meeresgebiete“ (particularly sensitive sea areas, PSSA) nach den Vorgaben der IMO-Resolution A.982(24) auszuweisen und dort Maßnahmen wie beispielsweise Streckenführungssysteme oder Ausschlusszonen festzulegen. Die gesamte Ostsee sowie Teile der Nordsee sind als PSSA ausgewiesen.

Die kommerzielle Fischerei, welche in der Nord- und Ostsee zu den anthropogenen Nutzungen mit den größten Auswirkungen auf die marinen Ökosysteme gehört, fällt völkerrechtlich in den Bereich der Ressourcennutzung, für welche der Küstenstaat sowohl im Küstenmeer als auch in der AWZ weitreichende Hoheitsrechte genießt. Innerhalb der Europäischen Union fällt die Regelungskompetenz für die Regulierung von Fischereiaktivitäten, z. B. durch die Beschränkung von Fangmengen, Fanggeräten und –methoden, allerdings in die ausschließliche Kompetenz der Union im Rahmen der Gemeinsamen Fischereipolitik (Art. 3 Abs. 1 lit d) AEUV). Die Mitgliedstaaten dürfen in diesem Bereich ohne vorausgehende Ermächtigung keine einschlägigen Rechtsakte erlassen (Art. 2 Abs. 1 AEUV). Nationale Beschränkungen der Fischerei sind demnach nicht auf Fischereifahrzeuge anderer Mitgliedstaaten anwendbar.

Den Mitgliedstaaten steht derzeit lediglich die Möglichkeit offen, innerhalb der 12-Seemeilen-Zone den Zugang auf jene Fischereifahrzeuge zu beschränken, die traditionell dort fischen (siehe Art. 17 Abs. 1 Verordnung (EG) Nr. 2371/2002 des Rates vom 20. Dezember 2002 über die Erhaltung und nachhaltige Nutzung der Fischereiressourcen im Rahmen der Gemeinsamen Fischereipolitik, Amtsblatt Nr. L 358 vom 31/12/2002 S. 0059 – 0080).

Die im Rahmen der Gemeinsamen Fischereipolitik ergriffenen Maßnahmen genügen bislang nicht, die internationalen und europäischen Anforderungen zum Meeresnaturschutz zu erfüllen. Ein Beispiel hierfür sind die Maßnahmen zur Verhinderung von Kleinwalbeifängen. Das Europäische Recht schreibt zur Verhinderung von Walbeifang in Stellnetzen die Verwendung von akustischen Abschreckvorrichtungen an Netzen von einer Mindestlänge von 12 m vor (Verordnung (EG) Nr. 812/2004 des Rates vom 26. April 2004 zur Festlegung von Maßnahmen gegen Walbeifänge in der Fischerei und zur Änderung der Verordnung (EG) Nr. 88/98 (ABl. EU 2004, Nr. L 150/12, weitere Einschränkung für die Nordsee für Netze mit einer Maschenöffnung von weniger als 220 mm). Diese Maßnahme genügt jedoch den strengen artenschutzrechtlichen Anforderungen zum Schutz der in Nord- und Ostsee ansässigen Schweinswale (*Phocoena phocoena*), zu deren Umsetzung die Mitgliedstaaten der EU verpflichtet sind, nicht (PROELB/KIRSCHHEY, 2012, S. 384). Zwar wurden beispielsweise in Schleswig-Holstein strengere Regelungen ergriffen. Diese sind jedoch aufgrund der ausschließlichen Kompetenz der Europäischen Union nur auf deutsche Schiffe anwendbar.

Die Kompetenzverteilung zwischen EU und Mitgliedstaaten führt dazu, dass die Mitgliedstaaten zwar dazu verpflichtet sind, Maßnahmen zum Schutz der marinen Ökosysteme zu ergreifen, ihnen aber in Bezug auf einen der wichtigsten anthropogener Faktoren die Gesetzgebungskompetenz fehlt (PROELB/KIRSCHHEY, 2012, S. 382). Nach geltendem Recht müssen sie daher im Rahmen eines Konsultationsverfahrens bei der Europäischen Kommission entweder den Erlass einer EU-Verordnung anregen (vgl. Art. 9 Abs. 2 i.V.m. Art. 8 Abs. 3 VO (EG) Nr. 2371/2002) oder die Erlaubnis einholen, eine nationale Vorschrift zur Beschränkung der Fischerei auch für die Fahrzeuge anderer Mitgliedstaaten erlassen zu dürfen.

### **Die europäische Meeresstrategie**

Ein mögliches Instrument zur Koordinierung und Vereinheitlichung des Meeresschutzes im Gebiet der Europäischen Union ist die Richtlinie 2008/56/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 17. Juni 2008 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Meeresumwelt (Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie, ABl. EG L 164 S. 19). Allerdings bietet auch

die europäische Meeresstrategie keine umfassenden Lösungsansätze zur Bewältigung der Nutzungskonflikte, für den Umgang mit wissenschaftlichen Unsicherheiten oder das Vorgehen im Falle von auseinanderfallenden Kompetenzen (vgl. auch MARKUS/SCHLACKE, ZUR 2009, 464 (472)).

### **Das Vorsorgeprinzip**

Unabhängig von Inhalt, Art und Ebene der Regelung spielt übergreifend das Vorsorgeprinzip bzw. der Vorsorgeansatz eine tragende Rolle. Vorsorge bedeutet zum einen, die biologische Vielfalt durch eine nachhaltige Bewirtschaftung der natürlichen Ressourcen für die Zukunft zu erhalten (CALLIES, 2011, Art. 191 AEUV, Rn. 26). Des Weiteren trägt das Vorsorgeprinzip der Tatsache Rechnung, dass die schädlichen Auswirkungen menschlicher Aktivitäten auf die Meeresumwelt sich in der Regel nicht umfassend und sicher vorhersehen bzw. bestimmen lassen. Entsprechend muss es für die Notwendigkeit des Tätigwerdens genügen, dass schädliche Auswirkungen hinreichend wahrscheinlich sind. Anders ist ein effektiver Schutz der biologischen Vielfalt in der Nord- und Ostsee nicht zu erreichen.

### **Literaturverzeichnis**

CALLIES, C. (2011): ... In: CALLIES, C.; RUFFERT : EUV/AEUV. - 4. Aufl. -

GELLERMANN, M. (2012): .... In: GELLERMAN, M.; STOLL, T.; CZYBULKA: Handbuch des Meeresnaturschutzrechts in der Nord- und Ostsee: 42-55

GELLERMANN, M. (2011): ...In: LANDMANN/ROHMER: Umweltrecht. -

MARKUS, T.; SCHLACKE, S. (2009): Die Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie der Europäischen Gemeinschaft. - Zeitschrift für Umweltrecht (ZUR): 464-472

PROELß, A.; KIRSCHHEY, J. (2012): Kleinwalschutz in Deutschland und Europa, Arten- und habitatschutzrechtliche Anforderungen an Fischereiaktivitäten in Meeresgebieten innerhalb der Grenzen des Bereichs nationaler Hoheitsbefugnisse. - Natur und Recht: 378-385

SACHVERSTÄNDIGENRAT FÜR UMWELTFRAGEN (SRU) (2012): Umweltgutachten 2012: 435-486

STOLL, P.-T.; MIßLING, S. (2012):...In: GELLERMAN, M.; STOLL, T.; CZYBULKA: Handbuch des Meeresnaturschutzrechts in der Nord- und Ostsee: 22-26

*Jenny Kirschhey*

*Institut für Umwelt- und Technikrecht*

*Universität Trier*

*Campus II*

*54286 Trier*

*kirschhey@uni-trier.de*

# **Das Ballastwasser-Übereinkommen der Internationalen Seeschiffahrtsorganisation als globales Instrument zum Schutz der biologischen Vielfalt?**

ANDREAS ZINK

*Schlagwörter: Ballastwasser, invasive Arten, biologische Vielfalt, Seerechtsübereinkommen, CBD*

Invasive gebietsfremde Arten stellen neben dem Klimawandel, der Zerstörung natürlicher Lebensräume, der Ausbeutung natürlicher Ressourcen und der Umweltverschmutzung eine der größten Bedrohungen für die biologische Vielfalt dar (GLOBAL DIVERSITY OUTLOOK 3). Weltweit sind alle Ökosysteme und Regionen in unterschiedlicher Weise von invasiven Arten betroffen. Dies gilt insbesondere für marine Ökosysteme, deren Schutz vor den ökologischen, ökonomischen und sozialen Auswirkungen invasiver Arten durch die horizontale und vertikale Ausbreitung der Weltmeere sowie komplexe biologische, chemische und physikalische Prozesse in den Meeren erschwert wird (BAX, 2003).

Hauptursache für die Einführung invasiver Organismen in fremde marine Ökosysteme stellt die weltweite Schifffahrt dar. Gemeinsam mit der Zahl an Schiffen, Schiffsrouten und dem Volumen der Güter, die durch Schiffe transportiert werden, ist auch die Zahl der transportierten Organismen angestiegen. Eine besondere Rolle bei dieser globalen Artenverbreitung kommt neben der Verbreitung von Arten, die sich an der Schiffsaußenhaut als Aufwuchs befinden (Hull Fouling), vor allem dem Schiffsballastwasser zu (CARLTON, 1985). Zusammen mit dem Wasser, welches zur Stabilisierung eines Schiffes notwendig ist, werden in jedem Hafen bzw. Aufnahmeort auch zahlreiche Organismen und Krankheitserreger aufgenommen, welche am Zielort mit dem abgelassenen Ballastwasser in eine neue Umwelt gelangen (FIRESTONE/CORBETT, 2005). Schätzungsweise werden weltweit jährlich bis zu 10 Mrd. Tonnen Ballastwasser zwischen Häfen transportiert, wodurch täglich mehr als 3000 Tier- und Pflanzenarten transportiert werden (IMO, 1999). Die Verbreitung invasiver Arten durch den Transport von Ballastwasser stellt damit eine der größten globalen Herausforderung für die biologische Vielfalt dar, da sich invasive Arten von marinen Ökosystemen aus leicht in benachbarte Ökosysteme und Staaten ausbreiten können.

## **Die CBD und invasive Arten**

Das Übereinkommen über die biologische Vielfalt (CBD) behandelt diese Herausforderung allgemein in Artikel 8 (h) CBD, nach welchem die Vertragsstaaten soweit als möglich und angemessen die Einführung gebietsfremder Arten verhindern und die gebietsfremden Arten, welche Ökosysteme, Habitate oder Arten bedrohen, kontrollieren oder ausrotten sollen. Zur Konkretisierung und effektiveren Umsetzung von Artikel 8 (h) CBD wurden von der 6. Vertragsstaatenkonferenz der CBD 2002 in Den Haag nichtrechtsverbindliche Leitprinzipien zur Umsetzung (CBD, 2002) verabschiedet. Obwohl in den Leitprinzipien Bezug genommen wird auf zentrale Prinzipien des Umweltvölkerrechts wie das Vorsorgeprinzip (Guiding Principle 1) oder den Ökosystemansatz (Guiding Principle 3), enthalten sie keine umfassenden Regelungen zu invasiven Arten, sondern nur allgemeine Grundsätze, die von den Vertragsstaaten bei der Erarbeitung konkreter nationaler Regelungen beachtet werden sollen. An einem internationalen Regelwerk zum Umgang mit invasiven Arten fehlt es weiterhin. Ein solches

kann nur unzureichend durch bestehende Abkommen ersetzt werden, da diese nur auf bestimmte Arten und Habitate anwendbar sind. Zudem ist der Schutz einzelner Ökosysteme oder das Management bestimmter Vektoren durch internationale Regelungen leichter umsetzbar und umweltpolitisch realistischer. Aber auch hierfür bedarf es weiterer Informationen über invasive Arten. Entsprechend ist in der aktuellen Biodiversitätsstrategie der CBD in Bezug auf invasive Arten das Ziel ausgegeben worden, bis 2020 alle invasiven Arten und Einführungswege zu identifizieren und entsprechende Managementregeln zur Verhinderung der Einführung und Ausbreitung zu entwickeln (CBD STRATEGIC PLAN, 2011). Der Schutz mariner Ökosysteme durch eine umfassende Regelung des Vektors Ballastwasser wurde bereits Anfang der 1990er Jahre diskutiert und im Folgenden durch verschiedene Instrumente konkretisiert.

### **Agenda 21 als Startpunkt für das Ballastwasser-Übereinkommen**

Das Ziel, internationale oder regionale Vorschriften zum Ballastwassermanagement zu erlassen, wurde bereits auf der Konferenz der Vereinten Nationen über Umwelt und Entwicklung in Rio de Janeiro 1992 (UNCED) in dem Aktionspapier Agenda 21 formuliert (AGENDA 21, 1992). Die im Jahr 1993 aufgenommenen Arbeiten der Internationalen Seeschiffahrtsorganisation (IMO) zur Ausarbeitung eines völkerrechtlichen Vertrages zum Umgang mit Ballastwasser, international ausdrücklich unterstützt, endeten im Februar 2004 nach langen Verhandlungen mit der Verabschiedung der „International Convention for the Control and Management of Ship’s Ballast Water and Sediments, 2004“ (Ballastwasser-Übereinkommen, BWMC), welche die bis dahin bestehenden nichtrechtsverbindlichen Richtlinien der IMO zum Ballastwassermanagement ersetzen.

### **Das Ballastwasser-Übereinkommen von 2004**

Das Ballastwasser-Übereinkommen ist das erste Abkommen auf internationaler Ebene, welches den Umgang mit Ballastwasser verbindlich mit konkreten Grenzwerten regelt (TSIMPLIS, 2005). Es besteht aus dem Haupttext der Konvention (22 Artikel), welcher sich auf Rechte und Pflichten der Vertragsstaaten sowie formale Aspekte bezieht und einem Anhang (5 Sektionen), in welchem die Regeln für das Ballastwassermanagement durch technische Anforderungen und Grenzwerte vorgegeben werden. Der Anhang ist integraler Bestandteil der Konvention und somit ebenso rechtsverbindlich wie die Konvention selbst (Art. 2.2 BWMC). Anwendung findet das Ballastwasser-Übereinkommen auf Schiffe, welche die Flagge einer Vertragspartei zu führen berechtigt sind und auf Schiffe die unter der Hoheitsgewalt einer Vertragspartei betrieben werden (Art. 3.1 BWMC). Zudem sind Hafenstaaten berechtigt, das Übereinkommen auch auf Schiffe unter der Flagge von Nichtvertragsstaaten im Sinne der Gleichbehandlung anzuwenden (3.3 BWMC). Keine Anwendung findet die BWMC unter anderem auf Schiffe, die aufgrund des Entwurfes oder ihrer Bauart nicht dazu bestimmt sind, Ballastwasser zu transportieren, auf Schiffe, die nur in den Hoheitsgewässern eines Vertragsstaates operieren und auf Kriegsschiffe (Art. 3.2 BWMC). Die Durchsetzung der Vorgaben des Ballastwasser-Übereinkommens obliegt den Flaggenstaaten, Hafenstaaten sowie Küstenstaaten. Flaggenstaaten müssen sicherstellen, dass unter ihrer Flagge fahrende Schiffe den Vorgaben der BWMC entsprechen und wirksame Maßnahmen zur Überprüfung dieser Vorgaben treffen (Art. 4.1 BWMC). Insbesondere müssen Verletzungen des Ballastwasser-Übereinkommens durch nationales Recht sanktioniert werden (Art. 8.1 BWMC). Hafen- und Küstenstaaten haben das Recht, Schiffe anderer Vertragsstaaten zu inspizieren, um die Einhaltung der Pflichten aus der BWMC nachprüfen zu können (Art. 9.1 BWMC). Zur Sicher-

stellung der einheitlichen Umsetzung des Ballastwasser-Übereinkommens hat die IMO 14 Richtlinien erlassen, damit unter anderem die Probenentnahme, die Zertifizierung von Schiffen oder die Ausweisung von Austauschgebieten ohne Abweichungen vorgenommen wird.

### **Globales Regime zum Schutz der Meeresumwelt vor invasiven Arten**

Das aktuell geltende internationale Regelwerk zum Schutz der marinen Umwelt vor invasiven Arten ist lückenhaft. Die wichtigsten völkerrechtlichen Abkommen stellen das Seerechtsübereinkommen der Vereinten Nationen (SRÜ) sowie die Biodiversitätskonvention (CBD) dar (MCCONNELL, 2003). Beide Abkommen geben den Rahmen für ein globales Regime zum Schutz der Meeresumwelt vor, welcher durch weitere verbindliche Abkommen ausgefüllt werden muss. Das Ballastwasser-Übereinkommen stellt in diesem Zusammenhang eine konkrete Ausgestaltung dieses Rahmens durch detaillierte Vorschriften und Grenzwerte dar. Durch regionale Schutzabkommen wie OSPAR (Nordostatlantik und Nordsee) HELCOM (Ostsee) und die Barcelona Konvention (Mittelmeer) kann die einheitliche Umsetzung und langfristige Durchsetzung des Ballastwasserabkommens sichergestellt werden. Bereits aus der Präambel des Ballastwasser-Übereinkommens lässt sich der Anspruch ableiten, die Vorgaben des SRÜ und die Ziele der CBD zu invasiven Arten in der Meeresumwelt verbindlich zu regeln und damit einen zentralen Baustein in das globale Schutzregime einzufügen, wodurch bestehende Lücken geschlossen werden können.

Die wichtigste Norm dieses Schutzregimes ist Art. 196 (1) SRÜ: „Die Staaten ergreifen alle notwendigen Maßnahmen zur Verhütung, Verringerung und Überwachung der Verschmutzung der Meeresumwelt, die sich aus der Anwendung von Technologien im Rahmen ihrer Hoheitsbefugnisse oder unter ihrer Kontrolle oder aus der absichtlichen oder zufälligen Zuführung fremder oder neuer Arten in einen bestimmten Teil der Meeresumwelt, die dort beträchtliche und schädliche Veränderungen hervorrufen können, ergibt.“ Das Ballastwasser-Übereinkommen stellt in diesem Zusammenhang eine „notwendige Maßnahme“ im Sinne von Art. 196 (1) SRÜ dar, um die „Zuführung fremder oder neuer Arten“ einzudämmen. Rechtlich erfolgt die Konkretisierung von Art. 196 (1) SRÜ durch das Ballastwasser-Übereinkommen entweder über Art. 197 SRÜ oder Art. 211 in Verbindung mit Art. 237 SRÜ (BÖCKENFÖRDE, 2002).

Eine weitere zentrale Norm für das globale Schutzregime stellt Art. 8 (h) CBD dar, welcher in seinem Regelungsgehalt allgemein gefasst ist und den Vertragsparteien keine konkreten Rechtspflichten auferlegt. Die Anforderungen an das Ballastwassermanagement konkretisieren die CBD in diesem Zusammenhang durch verbindliche Regeln auf internationaler Ebene. Durch die Ratifizierung des Ballastwasser-Übereinkommens erfüllen die Vertragsstaaten der CBD ihre Obliegenheit aus Art. 8 h) CBD, in dem der Schutz der marinen Umwelt vor invasiven Arten, die durch den Vektor Ballastwasser verbreitet werden, durch die Anwendung der Pflichten und Regeln des Ballastwasser-Übereinkommens verbessert wird.

### **Hindernisse und Hürden eines globalen Schutzstandards**

Einem globalen Schutzregime in diesem Sinne stehen aber mehrere rechtliche Hindernisse entgegen. Bislang ist das Ballastwasser-Übereinkommen nicht in Kraft getreten. 12 Monate nach Ratifizierung durch 30 Staaten, die 35 % des Bruttoreumgehalts der Welthandelsflotte ausmachen, tritt das Ballastwasser-Übereinkommen in Kraft (Art. 18 BWMC). Bislang haben zwar 36 Staaten das Übereinkommen ratifiziert, diese repräsentieren aber nur 29,07% des Bruttoreumgehalts der Welthandelsflotte

(IMO, 2012). Effektive Regeln zum Ballastwassermanagement bestehen somit nur auf Basis freiwilliger Verpflichtungen etwa durch die Anwendung der Richtlinien zum Ballastwassermanagement der IMO und in Form von nationalen Gesetzen. Nach Inkrafttreten des Ballastwasser-Übereinkommens stellt sich die Frage nach der größtmöglichen weltweiten Anwendbarkeit dieses völkerrechtlichen Vertrages. Neben der Möglichkeit der Vertragsstaaten die Regeln des Übereinkommens auch auf Schiffe von Nichtvertragsstaaten anzuwenden (Art. 3.3 BWMC), könnte das Übereinkommen für alle Vertragsstaaten des SRÜ (162 Staaten) unabhängig davon rechtsverbindlich sein, ob diese Staaten das Ballastwasser-Übereinkommen ratifiziert haben. Eine solche umfassende Wirksamkeit eröffnet Art. 211 (2) SRÜ. Nach dieser Vorschrift sind die Flaggenstaaten verpflichtet, Vorschriften zum Umweltschutz zu erlassen, welche ebenso wirksam sind, wie „generally accepted international rules and standards“, die durch die IMO als kompetente Organisation erlassen wurden (VAN REENEN, 1981). Die Standards des Ballastwasser-Übereinkommens müssten demnach von allen SRÜ-Vertragsstaaten durch nationale Vorschriften umgesetzt werden. Dabei ist es irrelevant, ob diese Staaten das Übereinkommen ratifiziert haben oder Mitglieder der IMO sind, da sie als SRÜ-Vertragsstaaten verpflichtet sind, einen internationalen Mindestschutzstandard umzusetzen. Dafür müsste das Ballastwasser-Übereinkommen aber eine „generally accepted international rule“ darstellen. Welche Anforderungen an solche „allgemein akzeptierte internationale Regel“ zu stellen sind, ist umstritten. Teilweise wird es als ausreichend angesehen, dass die betreffende Regel in Kraft getreten ist, andere sehen die Akzeptanz durch die Mehrheit der Staatengemeinschaft als erforderlich und vereinzelt wird der Status von allgemeinem Völkergewohnheitsrecht gefordert (BÖCKENFÖRDE, 2002). Aktuell erfüllt das Ballastwasser-Übereinkommen keine dieser Voraussetzungen. Sobald es jedoch in Kraft tritt und es von einer großen weiteren Zahl von bedeutenden Schifffahrtsnationen ratifiziert und angewendet wird, ist eine Einstufung als allgemein anerkannte internationale Regel jedoch nicht ausgeschlossen (KÖNIG, 1990). Hierfür müsste Art. 211 (2) SRÜ aber überhaupt auf das Ballastwasser-Übereinkommen anwendbar sein. Die Grundvoraussetzung dafür ist, dass die Einführung von invasiven Arten in die Meeresumwelt durch das Ablassen von Ballastwasser als „Verschmutzung“ im Sinne von Art. 196 (1) SRÜ angesehen wird. „Verschmutzung“ wird in Art. 1 (4) SRÜ definiert als „die unmittelbare oder mittelbare Zuführung von Stoffen oder Energie [...] aus der sich abträgliche Wirkungen [...] ergeben oder ergeben können“. Stellt man auf die negativen Auswirkungen invasiver gebietsfremder Arten auf die Meeresumwelt ab, so wäre das Erfordernis der „abträglichen Wirkungen“ erfüllt und die Einführung invasiver Arten ist als „Verschmutzung“ im Sinne von Art. 196 (1) SRÜ zu qualifizieren. Gegen dieses Verständnis spricht jedoch, dass es sich bei natürlichen Organismen nicht um „Stoffe oder Energie“ handelt, sondern um einen natürlichen Teil des Ökosystems. Der Wortlaut von Art. 196 (1) in Verbindung mit Art. 1 (4) SRÜ sowie die Systematik des XII. Teiles des SRÜ lassen jedoch beide Interpretationen zu und eine Fortentwicklung des klassischen Begriffsverständnisses von „Verschmutzung“ hin zu einer Auffassung, die auch die „biologische Verschmutzung“ durch invasive Arten erfasst, steht nicht im Widerspruch zum SRÜ (ROLIM, 2008). Die umfassende Anwendung der Standards des Ballastwasser-Übereinkommens auf alle SRÜ-Vertragsstaaten über Art. 211 (2) SRÜ ist somit aus langfristiger Perspektive nicht ausgeschlossen (FIRESTONE/CORBETT, 2005).

### **Perspektiven für die CBD**

Für die CBD und den Schutz der biologischen Vielfalt in der Meeresumwelt ergeben sich verschiedene Perspektiven für den Umgang mit invasiven Arten. Nach dem Inkrafttreten des Ballastwasser-

Übereinkommens, der langfristigen weltweiten Anwendung und Durchsetzung sowie dem Nachweis, dass die Regeln zum Ballastwassermanagement einen tatsächlichen Schutz der Meeresumwelt vor invasiven Arten bieten, können die Erfahrungen mit dem Ballastwasser-Übereinkommen genutzt werden, um die Ergänzung der CBD um ein weiteres Protokoll zu verfolgen. Im Sinne der bereits bestehenden Protokolle der CBD (Cartagena Protocol on Biosafety und Nagoya Protocol on Access and Benefit Sharing) könnte ein eigenes Protokoll, welches das Management von invasiven Arten umfassend, also in Bezug auf alle Einführungswege, Ökosysteme, Habitate und Arten regelt, den nächsten Schritt auf dem Weg zu einem globalen Schutz der biologischen Vielfalt vor den Gefahren invasiver Arten darstellen (GLOWKA, 1996). Durch die Umsetzung des Aichi Biodiversity Target No. 9 bis 2020 wäre eine ausreichende Basis an wissenschaftlichen Erkenntnissen gelegt, um effektive Regeln zu invasiven Arten entwickeln zu können. Eine weitere Möglichkeit im Rahmen der CBD besteht in der politischen und wissenschaftlichen Unterstützung der Bemühungen internationaler Organisationen, weitere internationale Abkommen zu erarbeiten und zu verabschieden, die sich auf spezielle Aspekte der Bedrohung der biologischen Vielfalt durch invasive Arten beziehen, wie etwa auf die Regelung einzelner Einführungswege oder auf die Vereinheitlichung und gezielte Ergänzung bestehender internationaler Regelungen.

### **Zusammenfassung**

Der Schutz mariner Ökosysteme vor der Einführung und den Auswirkungen invasiver Arten wird durch das Ballastwasser-Übereinkommen verbessert. Durch dieses werden bestehende Lücken des globalen Schutzregimes, welches vom SRÜ und der CBD vorgegeben wird, geschlossen. Trotz der Gefahr, dass die Wirksamkeit des Ballastwasser-Übereinkommens durch die extensive Gewährung von Ausnahmen oder durch zu offene Formulierungen des Vertragstextes beschränkt wird, kann das Übereinkommen nach Inkrafttreten einen zentralen Baustein des globalen Regimes zum Schutze der Meeresumwelt darstellen. Eine erfolgreiche Umsetzung und internationale Durchsetzung des Ballastwasser-Übereinkommens kann zudem als Signal gedeutet werden, weitere Bemühungen in die Aushandlung weiterer internationaler Abkommen zu investieren, welche spezielle Aspekte von invasiven Arten regeln. Darüber hinaus könnten die Regelungsmechanismen des Ballastwasser-Übereinkommens als Vorbild für ein neues Protokoll zur CBD dienen, welches die Herausforderung der invasiven Arten umfassend und global verbindlich regelt.

### **Literatur**

- BAX, N.; WILLIAMSON, A. (2003): Marine Invasive Species: A Threat to Global Biodiversity. - Marine Policy 27 (4): 313–323.
- BÖCKENFÖRDE, M. (2002): The Introduction of Alien or New Species into the Marine Environment: A Challenge for Standard Setting and Enforcement.- In: EHLERS, P.; WOLFRUM, R.; MANN BORGESE, E.: Marine Issues. From a Scientific, Political and Legal Perspective. - The Hague, London: 241-263.
- CARLTON, J.T. (1985): Trans-Oceanic and Interoceanic Dispersal of Coastal Marine Organisms - the Biology of Ballast Water. - Oceanography and Marine Biology 23: 313–371.

- CBD (2002): Guiding Principles for the Prevention, Introduction and Mitigation of Impacts of Alien Species that threaten Ecosystems, Habitats or Species. COP 6 Decision VI/23 (Annex). Online verfügbar unter <http://www.cbd.int/decision/cop/?id=7197>
- CBD (2011): The Strategic Plan for Biodiversity 2011-2020 and the Aichi Biodiversity Targets. UNEP/CBD/COP/DEC/X/2. Online verfügbar unter <http://www.cbd.int/doc/decisions/cop-10/cop-10-dec-02-en.pdf>
- DUPUY, PIERRE-MARIE (2007): Formation of Customary International Law and General Principles. - In: BODANSKY, D.; BRUNNÉE, J.; HEY, E.: The Oxford handbook of international environmental law. - Oxford: 450-466.
- FIRESTONE, J.; CORBETT, J. (2005): Coastal and Port Environments: International Legal and Policy Responses to Reduce Ballast Water Introductions of Potentially Invasive Species. - Ocean Development & International Law 36 (3): 291-316.
- SECRETARIAT OF THE CONVENTION ON BIOLOGICAL DIVERSITY (2010): Global Biodiversity Outlook 3. - Montreal. - Online verfügbar unter <http://www.cbd.int/GBO3>
- GLOWKA, L.; DE KLEMM, C. (1996): International Instruments, Processes and Non-indigenous Species Introductions - Is a Protocol Necessary? - Environmental Policy and Law 26 (6): 247-255.
- INTERNATIONAL COURT OF JUSTICE (I.C.J.) (1969): North Sea Continental Shelf (Germany v. Denmark; Germany v. Netherlands). Urteil vom 20.02.1969. - I.C.J. Reports 1969: 3.
- INTERNATIONAL MARITIME ORGANIZATION (IMO) (1999): Alien invaders - putting a stop to the ballast water hitch-hikers. Online verfügbar unter <http://www.imo.org/OurWork/Environment/BallastWaterManagement/Documents/LINK%2014.pdf>
- INTERNATIONAL MARITIME ORGANIZATION (IMO) (2009): Ballast Water Management Convention and the Guidelines for its Implementation. - London.
- INTERNATIONAL MARITIME ORGANIZATION (IMO) (2012): Status of Conventions. - Online verfügbar unter <http://www.imo.org/OurWork/Environment/BallastWaterManagement/Pages/Default.aspx>
- KÖNIG, D. (1990): Durchsetzung internationaler Bestands- und Umweltschutzvorschriften auf Hoher See im Interesse der Staatengemeinschaft. - Veröffentlichungen des Instituts für Internationales Recht an der Universität Kiel, 108.
- MCCONNELL, M.L. (2003): Ballast and Biosecurity: The Legal, Economic and Safety Implications of the Developing International Regime to Prevent the Spread of Harmful Aquatic Organisms and Pathogens in Ship's Ballast Water. - In: MANN BORGESE, E.; CHIRCOP, A.E.; MCCONNELL, M.L.: Ocean yearbook, 17. - Chicago: 213-255.
- ROLIM, M.H. (2008): The International Law on Ballast Water. Preventing Biopollution. - Boston (Publications on Ocean Development, 63)
- TSIMPLIS, M. (2005): Alien Species Stay Home: The International Convention for the Control and Management of Ships' Ballast Water and Sediments 2004. - The International Journal of Marine and Coastal Law 19 (4): 411-445.

VAN REENEN, W. (1981): Rules of Reference in the new Convention on the Law of the Sea, in particular in connection with the pollution of the sea by oil from tankers. - In: Netherlands Yearbook of International Law 12: 3-44.

*Andreas Zink*  
*Institut für Umwelt- und Technikrecht*  
*Universität Trier*  
*Campus II*  
*54286 Trier*  
*zink@uni-trier.de*



# **Auswirkungen des Anbaus verschiedener Bioenergiepflanzen auf die Pflanzenartenvielfalt der Agrarlandschaft in Südniedersachsen und im Thüringer Becken**

CHARLOTTE SEIFERT

*Schlagwörter: Ackerwildkraut, Agrarökologie, Bioenergie, Kurzumtriebsplantage, Mais, Phytodiversität*

Ackerökosysteme bedecken ca. ein Drittel der Gesamtfläche der Bundesrepublik Deutschland (STATISTISCHES BUNDESAMT 2012) und sind somit flächenmäßig von großer Bedeutung für die Biodiversität. Äcker sind Lebensraum für vielfältige und hochspezialisierte Lebensgemeinschaften, deren Arten sich im Laufe der Jahrtausende an dieses durch jährliche Bodenbearbeitung geprägte Habitat angepasst haben. Durch die voranschreitende Intensivierung der Landwirtschaft (steigende Zugabe von Düngemitteln und Pflanzenschutzmitteln, Verengung der Fruchtfolgen, sofortiger Stoppelumbruch nach der Ernte etc.) finden viele dieser Arten jedoch keine geeigneten Lebensbedingungen mehr vor. Europaweit zählen Arten, die auf Äcker als Lebensraum spezialisiert sind, zu den am stärksten gefährdeten Artengruppen (BUTLER et al. 2010, MEYER et al. 2008). Trotz vielfältiger Bemühungen während der letzten Jahrzehnte konnte dieser negative Trend bisher nicht abgeschwächt werden (FLADE et al. 2008, MEYER et al. 2010).

Der Bioenergiepflanzenanbau hat durch die intensive finanzielle Förderung seitens des Bundes im Rahmen des Erneuerbare-Energien-Gesetzes (EEG) während der letzten 10 Jahre sehr rasch an Bedeutung gewonnen. Die hierfür genutzte Anbaufläche hat sich während dieses Zeitraums von < 0,7 Mio. ha auf heute > 2,1 Mio. ha, mehr als verdreifacht (FACHAGENTUR NACHWACHSENDE ROHSTOFFE 2012a). Eine weitere Verdoppelung der Anbaufläche auf ca. 4 Mio. ha bis 2020 (> 30 % der gesamten Ackerfläche Deutschlands) wird politisch angestrebt (BMU & BMELV 2010). Die Auswirkungen, die diese großflächige Umstellung der Fruchtfolgen auf die ohnehin schon stark unter Druck stehende Artenvielfalt der Agrarlandschaft haben wird, sind bisher jedoch nur unzulänglich wissenschaftlich untersucht.

Vor diesem Hintergrund steht die hier vorgestellte Forschungsarbeit, die im Rahmen des vom Bundesministerium für Bildung und Forschung (BMBF) finanzierten interdisziplinären Verbundprojektes „Bioenergie Regionen Stärken“ (BEST) stattfindet. Es wird angestrebt, die Auswirkungen verschiedener Bioenergieanbausysteme auf Ackerland (Mais und Grünlandbiomasse zur Biogaserzeugung, Pappel und Weide in Form von Kurzumtriebsplantagen zur Verbrennung und Agroforst als Mischung beider Systeme) auf die Pflanzenartenvielfalt der Agrarlandschaft zu bewerten. Dabei sollen insbesondere folgende Fragen geklärt werden:

Sind Kurzumtriebsplantagen förderlich für die Pflanzenartenvielfalt in der Agrarlandschaft? Wären sie als Ersatzmaßnahmen im Rahmen der Eingriffregelung geeignet?

Welche Auswirkungen hat der vermehrte Maisanbau auf die Pflanzenartenvielfalt der Agrarlandschaft?

Unter welchen Umständen hat die Nutzung von Grünlandbiomasse zur Energieerzeugung positive Auswirkungen auf die Artenvielfalt? Wann sind negative Auswirkungen zu erwarten?

Sind Agroforstsysteme eine Alternative, die die Pflanzenartenvielfalt unterstützt?

Die Antworten auf die ersten beiden Fragen sollen hier kurz angerissen werden, wohingegen die letzten beiden Fragen in diesem Rahmen noch nicht beantwortet werden können.

### **Kurzumtriebsplantagen (KUP)**

Kurzumtriebsplantagen bezeichnen auf Ackerland angebaute schnellwachsende Hölzer (z. B. Weide, Pappel oder Robinie) die zur Produktion von Holzhackschnitzeln für die Energieerzeugung alle 3–7 Jahre auf den Stock gesetzt werden („Umtrieb“), um dann erneut wieder auszutreiben. Sie zeichnen sich durch eine Lebensdauer von 20–30 Jahren aus. Der Einsatz von Herbiziden ist in der Regel nur direkt vor und während des ersten Anbaujahres notwendig, um den Stecklingen einen Vorteil gegenüber den schneller wachsenden Beikräutern zu ermöglichen. Düngemittel werden in der Regel nicht eingesetzt. KUPs gelten deshalb oft als besonders umweltschonende Form des Biomasseanbaus.

In den Jahren 2011 und 2012 habe ich die Auswirkungen des Anbaus schnellwachsender Hölzer auf die Pflanzenartenvielfalt auf vier Plantagen unterschiedlichen Alters (Anlage 2005, 2007, 2008 oder 2011, jeweils zur Hälfte Pappel bzw. Weide) in Südniedersachsen und im Thüringer Becken untersucht. Die Ergebnisse müssen als Fallstudien interpretiert werden und sind auf Grund der geringen Stichprobenzahl nicht ohne weiteres verallgemeinerbar. Dennoch lässt sich das folgende grundsätzliche Muster erkennen: Solange die KUPs kein geschlossenes Kronendach aufweisen (während der ersten 1–3 Jahre, Lichtgenuss am Boden 50–90 %), ist mit einer relativ hohen Beikrautvielfalt (14–29 Arten je Vegetationsaufnahme von 25 m<sup>2</sup>) ähnlich der Artenvielfalt auf Ackerbrachen (abhängig von dem in der direkten Umgebung vorhandenen Artenpool) zu rechnen. Dabei nimmt der Anteil der auf Äcker spezialisierten Pflanzenarten bereits ab dem zweiten Jahr zugunsten von häufigen Ruderal- und Grünlandarten ab (ähnlich der Sukzession auf Ackerbrachen). Sobald das Kronendach geschlossen ist (i. d. R. ab dem dritten Jahr, Lichtgenuss am Boden 0,5–9,5 %), geht die Beikrautvielfalt im Bestand stark zurück (0–17 Arten je Vegetationsaufnahme von 25 m<sup>2</sup>). Ob bei geschlossenem Kronendach überhaupt noch Unterwuchs aufkommt, hängt entscheidend vom Lichtgenuss am Boden und somit von Pflanzdichte und Reihenabstand im Agrarholzbestand ab.

Die Ergebnisse zeigen zudem, dass Kurzumtriebsplantagen als Habitate für seltene Pflanzenarten nur von geringem Wert sind. Insbesondere tragen sie in keiner Weise zur dauerhaften Erhaltung der besonders gefährdeten Ackerwildkrautflora bei, für die auf Ackerland vorrangig Verantwortung übernommen werden sollte. Durch die Ausdunklung des Ackerbodens über mehrere Jahre wird die Samenbank weiter ausgedünnt, was bei Wiederaufnahme einer jährlich wechselnden Fruchtfolge nach 20–30 Jahren KUP zum verstärkten Auftreten einiger weniger besonders widerstandsfähiger „Problemunkräuter“ (insbesondere Kriech-Quecke *Elymus repens*, Acker-Kratzdistel *Cirsium arvense* und Echte Zaunwinde *Calystegia sepium*) führen kann, die sich dank ihrer unterirdischen Rhizome auch in dunklen KUPs noch vermehren können, während viele seltenere einjährige Beikrautarten von den Flächen möglicherweise völlig verschwinden.

Die Praxiserfahrung, welche im Projekt mit der Anlage von KUPs gesammelt werden konnte, zeigt zudem, dass die Pappel- und Weidenpflanzungen zu Beginn ein hohes Maß an Pflege erfordern. Um

den Anwuchserfolg zu sichern, ist bei Neuanlage einer KUP im Herbst des Vorjahres die Behandlung des Bodens mit Totalherbizid empfehlenswert. Während der ersten Jahre müssen die Stecklinge mit chemischer und/oder mechanischer Beikrautbekämpfung unterstützt werden, um Ausfälle zu minimieren. Mit Ausfällen durch Wildverbiss und Wühlmausfraß ist ebenfalls zu rechnen, was häufig zum vermehrten Einsatz von Rodentiziden führen wird.

Die Standortwahl spielt eine weitere entscheidende Rolle. Um gute Anwuchserfolge zu gewährleisten, muss der Standort über eine ausreichende Wasserversorgung verfügen. Aus wirtschaftlicher Sicht lohnt sich die Anlage einer KUP für Landwirte im Moment nur auf relativ feuchten Grenzertragstandorten oder auf schwer zugänglichen, ungünstig geschnittenen Schlägen (mündl. Mitteilung von M. Haverkamp). Bei diesen Flächen handelt es sich häufig um die wenigen heute noch verbliebenen artenreichen Grünländer oder Ackerbrachen, deren Naturschutzwert weit höher einzustufen ist als der einer KUP.

Großflächige KUPs stellen, wie viele andere Formen der Bioenergieerzeugung auch, aus Sicht des Pflanzenartenschutzes eine intensive Form der Landnutzung dar, die für die Pflanzenartenvielfalt in der Agrarlandschaft keinen positiven Beitrag leistet. KUPs bieten zudem keine geeigneten Habitate für die besonders gefährdeten Ackerspezialisten. Sie sind aus Sicht des Artenschutzes deshalb keinesfalls als Ersatzmaßnahme im Rahmen der Eingriffsregelung geeignet. Ein Subventionierungsprogramm für KUPs sollte in jedem Fall Regelungen mit einschließen, die negative Auswirkungen für die Artenvielfalt, wie den Umbruch artenreichen Grünlands für die Neuanlage von KUPs oder den Wegfall der letzten Ackerbrachehabitats, verhindern.

### **Silomais für Biogas**

2012 wurden deutschlandweit auf 962.000 ha (8,1 % der Ackerfläche) Pflanzen zur Biogasproduktion angebaut. Der flächenmäßig größte Anteil entfällt hierbei auf den Anbau von Silomais, da dieser im Vergleich zu anderen Energiepflanzen auf vielen Standorten die höchsten Methanerträge pro Hektar liefert und arbeitstechnisch gut in den Betriebsablauf eingegliedert werden kann. In Niedersachsen waren 2011 82 % der zur Produktion von Biomasse für Biogasanlagen genutzten Fläche mit Silomais bestellt (FACHAGENTUR NACHWACHSENDE ROHSTOFFE 2012b). Ziel unserer Forschung ist es zu untersuchen, wie sich der vermehrte Anbau von Mais auf die Pflanzenartenvielfalt in der Agrarlandschaft auswirkt.

Hierzu wurden 2011 und 2012 636 Vegetationsaufnahmen (je 100 m<sup>2</sup>) auf 318 Äckern mit verschiedenen Kulturen (konventionell: Silomais und Wintergetreide, Ökolandbau: Wintergetreide, Ackerlandstreifen: Wintergetreide) gemacht (je eine am Rand und eine im Innenbereich der Felder). Es wurden jeweils die vorkommenden Pflanzenarten bestimmt und ihr Deckungsgrad mit Hilfe der Braun-Blanquet Skala geschätzt. Bisher liegen nur vorläufige Ergebnisse vor. Es zeichnet sich jedoch bereits ab, dass sich konventionell angebaute Mais und Wintergetreide in ihrer Artenzahl nicht deutlich unterscheiden (Abb. 1). Nur Anbaumethoden, welche auf den Einsatz von Herbiziden verzichten (Ökolandbau, Ackerrandstreifen) weisen deutlich höhere Artenzahlen auf. Es ist jedoch zu erwarten, dass sich das Artenspektrum zwischen den verschiedenen Kulturen deutlich unterscheidet (d. h. in Maiskulturen kommen vermehrt Neophyten und weniger seltene Arten vor als im Wintergetreide). In allen Kulturen waren die Randbereiche der Felder im Mittel artenreicher als das Feldinnere.

Zusätzlich zu den Vegetationsaufnahmen wurden auf den untersuchten Flächen Bodenproben entnommen und die umgebende Landschaft in zwei verschiedenen Maßstäben kartiert (genauere Vegetationskartierung des direkt an das Feld angrenzenden Bereichs, Grobkartierung der Landschaft im Umkreis von 750 m um die Aufnahmeflächen). Des Weiteren liegen Daten zur Bewirtschaftungshistorie und -intensität der Flächen vor. Durch Auswertungen auf Landschafts- und Schlagebene soll nun ermittelt werden, wie diese Faktoren die Beikrautvielfalt auf verschiedenen räumlichen Skalen beeinflussen. Hieraus sollen Prognosen darüber erstellt werden, wie sich ein vermehrter Maisanbau zur Bioenergieerzeugung auf die Pflanzenartenvielfalt der Agrarlandschaft in Zukunft auswirken wird.

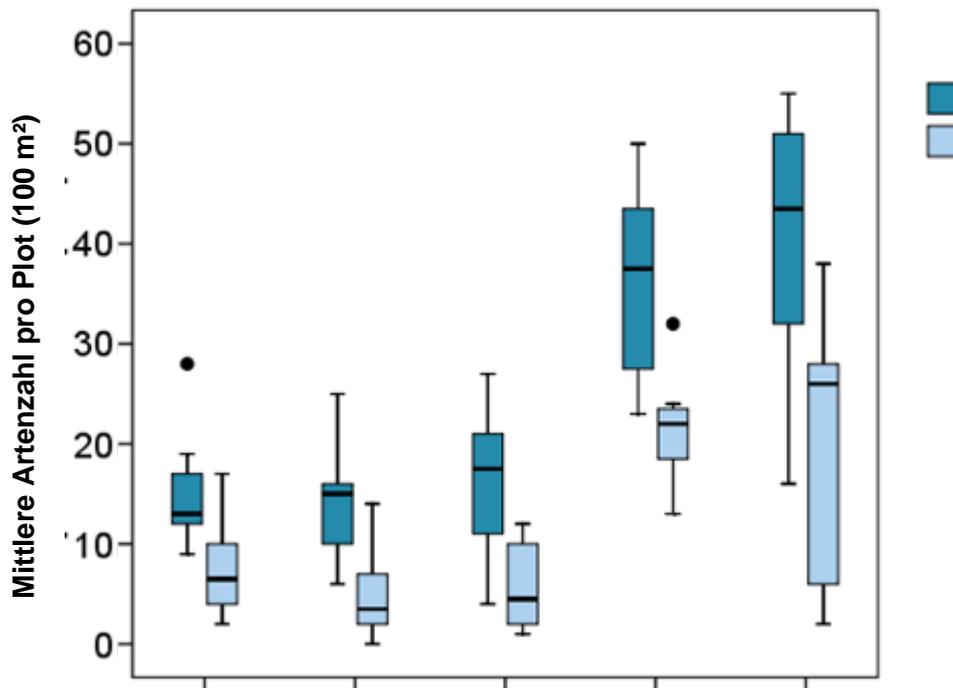


Abb. 1: Vorläufige Auszählung der mittleren Artenzahlen pro Untersuchungsfläche am Feldrand und im Feldinneren für den Landkreis Göttingen, 2011 (jede Kategorie n = 10).

## Zusammenfassung

Kurzumtriebsplantagen (weder Pappel noch Weide) sind nicht geeignet, um die gefährdete Ackerbegleitflora zu fördern. Sobald die Bestände geschlossene Kronendächer aufweisen, ist der Lichtgenuss am Boden so gering, dass nur wenige Arten geeignete Lebensbedingungen vorfinden. Hierbei handelt es sich zumeist um sehr häufige Arten ruderaler Standorte. Die verbleibenden Arten der Ackerstandorte sind Arten mit wirtschaftlich negativem Einfluss (sogenannte „Problemunkräuter“ wie die Quecke *Elymus repens*). Kurzumtriebsplantagen sind deshalb als Ersatzmaßnahme im Rahmen der Eingriffsregelung nicht geeignet.

Konventionell bewirtschaftete Äcker weisen im Gegensatz zu herbizidfreien Anbaumethoden ein reduziertes Artenspektrum und eine reduzierte Artenzahl auf. Auch wenn sich Silomais und Wintergetreide im konventionellen Anbau in der Zahl der Arten nicht deutlich unterscheiden, sind Unterschiede im Artenspektrum (Anzahl von Neophyten und Rote-Liste-Arten) zu erwarten. Analysen auf Schlag-

und Landschaftsebenen sollen es ermöglichen, die Auswirkungen, die ein vermehrter Maisanbau auf die Pflanzenartenvielfalt in der Agrarlandschaft in Zukunft haben wird, einzuschätzen.

## **Literatur**

- BMU & BMELV (2010): Nationaler Biomasseaktionsplan für Deutschland – Beitrag der Biomasse für eine nachhaltige Energieversorgung. – Berlin ( BMELV)
- BUTLER, S.J., BOCCACCIO, L., GREGORY, R. D., VORISEK, P. & NORRIS, K. (2010): Quantifying the impact of land-use change to European farmland bird populations. - Agriculture, Ecosystems and Environment 137: 348–357.
- FACHAGENTUR NACHWACHSENDE ROHSTOFFE E.V. (FNR) (2012a): Anbaufläche für nachwachsende Rohstoffe 2012. - <http://mediathek.fnr.de/grafiken/daten-und-fakten/anbauflache-fur-nachwachsende-rohstoffe-2012.html>, Stand: 06.08.2012.
- FACHAGENTUR NACHWACHSENDE ROHSTOFFE E.V. (FNR) (2012b): News – Mais weiterhin die wichtigste Kultur zur Biogaserzeugung. Artikel vom 16.01.2012. - [http://www.bioenergie-portal.info/niedersachsen-bremen/news/news/archive/2012/january/article/mais-weiterhin-die-wichtigste-kultur-zur-biogaserzeugung/?tx\\_ttnews%5Bday%5D=16&cHash=85ce5feda46f92e236abfc718911240f](http://www.bioenergie-portal.info/niedersachsen-bremen/news/news/archive/2012/january/article/mais-weiterhin-die-wichtigste-kultur-zur-biogaserzeugung/?tx_ttnews%5Bday%5D=16&cHash=85ce5feda46f92e236abfc718911240f), Stand: 07.08.2012.
- FLADE, M., GRÜNEBERG, C., SUDFELDT, C. & WAHL, J. (2008): Birds and Biodiversity in Germany. 2010 Target. – Münster (DDA, NABU, DRV, DO-G)
- MEYER, S., LEUSCHNER, C. & VAN ELSSEN, T. (2008) :Schutzäcker für die Segetalflora in Deutschland – Bestandsanalyse und neue Impulse durch das Projekt „Biodiversität in der Agrarlandschaft“. - Journal of Plant Diseases and Protection, Special Issue XXI: 363–368.
- MEYER S., WESCHE K., METZNER J., VAN ELSSEN T. & LEUSCHNER C. (2010): Are current agri-environment schemes suitable for long-term conservation of arable plants? – A short review of different conservation strategies from Germany and brief remarks on the new project “100 fields for diversity”. - Aspects of Applied Biology 100: 287-294.
- STATISTISCHES BUNDESAMT (2012): Bodennutzung – Landwirtschaftlich genutzte Fläche nach Hauptnutzungsarten. - <https://www.destatis.de/DE/ZahlenFakten/Wirtschaftsbereiche/LandForstwirtschaft/Bodennutzung/Tabellen/HauptnutzungsartenLF.html>, Stand: 06.08.2012

*Charlotte Seifert  
Abteilung Vegetationsanalyse und Phytodiversität  
Albrecht-von-Haller-Institut für Pflanzenwissenschaften  
Georg-August-Universität Göttingen  
Untere Karspüle 2  
37073 Göttingen  
[charlotte.seifert@biologie.uni-goettingen.de](mailto:charlotte.seifert@biologie.uni-goettingen.de)*



# Methodenentwicklung zur Bewertung der biologischen Vielfalt und zur Erstellung von Landnutzungsszenarien für die Greater Mekong Subregion

MARC COTTER

*Schlagwörter: Artenvielfalt, Bewertungsmethoden, Naturschutz, Kautschuk, Mekong, China*

Die Präfektur Xishuangbanna in der chinesischen Provinz Yunnan sieht sich zunehmend mit Konflikten zwischen ländlicher Entwicklung und Naturschutz konfrontiert. Einer der Hauptgründe hierfür ist die ständige Ausweitung und Kommerzialisierung der Landwirtschaft in der Region. Die Entwicklung großflächiger Landwirtschaft und die Verbesserung der Infrastruktur über die gesamte Region hinweg stellen ernst zu nehmende Herausforderungen für den Schutz endemischer Arten der Fauna und Flora dar, gleichzeitig bieten sie aber auch nie gekannte Möglichkeiten zur Verbesserung des Lebensstandards der Bevölkerung im ländlichen Raum. Die Ausweitung des Kautschukanbaus (*Hevea brasiliensis* Willd Ex A. Juss) hat zu einer Reduktion und Fragmentierung der naturnahen und sekundären Waldbestände geführt, was einen Verlust an struktureller Vielfalt als auch an biologischer Vielfalt ebenso wie an wertvollen Ökosystemdienstleistungen mit sich brachte. Die Etablierung intensiver ackerbaulicher Praktiken führt insbesondere bei der Anlage von Plantagensystemen in topographisch anspruchsvollem Terrain, zu einem erhöhten Risiko von Erosion, Sedimentation und Nährstoffverlusten durch Ausschwemmung in umliegende Gewässersysteme. Dies macht die großflächige Abholzung tropischer Regenwälder zu mehr als nur einem Problem des Naturschutzes, sondern zudem auch zu einem Problem der Agrarwirtschaft und des ländlichen Raums als Ganzem. Um die Vielzahl an Einflussfaktoren berücksichtigen und bewerten zu können müssen passende Methoden und Werkzeuge entwickelt werden, die es Entscheidungsträgern ermöglichen die möglichen Konsequenzen verschiedener ordnungspolitischer Vorgaben, Landnutzungsplanungen und der Entwicklung ländlicher Infrastruktur abzuschätzen.

Die Zielsetzung der hier präsentierten Arbeit war es die Auswirkungen des großflächigen Anbaus von Kautschuk auf die lokale und regionale Artenvielfalt zu analysieren und zu bewerten. Dafür wurden Methoden zur Integration von Feldstudien verschiedener Forschungsrichtungen in ein umfassendes Bewertungsmodell entwickelt. Dieses Modell wurde anschließend genutzt um zentrale Aspekte des menschlichen Einflusses auf die Artenzusammensetzung innerhalb des Untersuchungsgebietes aufzuzeigen und die möglichen Auswirkungen von alternativen Landnutzungsentscheidungen zu ermitteln. Weiterhin wurde die Entwicklung eines interdisziplinären Ansatzes zum Entwurf wissenschaftlicher Landnutzungsszenarien ergänzt durch eine Studie zur Akzeptanz von 3D-Visualisierungen, einem zurzeit im Kontext des Naturschutzes noch nicht allzu vertrauten Werkzeug der Landschaftsplanung.

Um diese Ziele zu erreichen wurde zu allererst eine Übersicht zu den agronomischen und ökologischen Charakteristika des Kautschukanbaus zusammengestellt. Quellen aus der Literatur hinsichtlich des Einflusses von verschiedenen Anbausystemen auf die natürliche Artenvielfalt wurden erörtert und eine Einführung zu den Auswirkungen des Kautschukanbaus auf wichtige Ökosystemdienstleistungen wurde zusammengestellt. Ein Entwurf für die regional adaptierte Prognose des Potentials von *Hevea*-Beständen als Kohlenstoffdioxidsenken unter suboptimalen Wachstumsbedingungen wurde erarbeitet und

mit einer vergleichenden Analyse zur Etablierung solcher Plantagen unter Berücksichtigung unterschiedlicher Vorgängervegetation ergänzt.

Durch die Kombination von Ansätzen aus der Landschaftsökologie mit empirischen Datensätzen aus den Feldarbeitsphasen der Projektpartner unter Zuhilfenahme geographischer Informationssysteme wurde ein Bewertungswerkzeug für biologische Vielfalt entwickelt. Dafür wurden detaillierte Daten zur Artenvielfalt und Verteilung von Pflanzen mit Qualitätskriterien wie Endemismus oder Invasivität kombiniert, um räumlich explizite Biodiversität-Indices für die vorhandenen Landnutzungsklassen zu erhalten. Durch Hochskalierung anhand der im Feld und per Fernerkundung bestimmten Landnutzungsverteilung war es möglich eine Abschätzung zur Pflanzenvielfalt im gesamten Untersuchungsgebiet abzugeben, und die Auswirkungen möglicher zukünftiger Landnutzungsszenarien zu bewerten. Die räumliche Verteilung und landschaftsökologischen Charakteristika der Landnutzung wurden in diese Analysen eingebunden, um zusätzlich Aspekte wie die Fragmentierung von Waldflächen und die Struktur der Landschaftsmatrix bewerten zu können.

Diese Methoden wurden anhand einer Reihe von aktuellen und zukünftigen Landnutzungskarten getestet. Es war damit nicht nur möglich die verschiedenen Landnutzungsklassen und ihre Verteilung im Untersuchungsgebiet zu bewerten, sondern darüber hinaus auch noch klar abgrenzbare Teilregionen zu vergleichen. Die Herausforderungen, denen sowohl lokale Interessengruppen als auch Naturschutz gegenüberstehen konnten somit klar herausgearbeitet und unseren Partnerarbeitsgruppen kommuniziert werden. Eines der Hauptziele bei der Entwicklung dieser Methoden war die Anwendbarkeit durch Verwaltungspersonal mit nur eingeschränkten Erfahrungen auf dem Gebiet der ökologischen Modellierung. Unter der Voraussetzung eines angemessenen Datensatzes zur Artendiversität und –verteilung kann dieser hier vorgestellte Ansatz es Planern und Naturparkverwaltungen ermöglichen zeitnah die möglichen Konsequenzen des Landnutzungswandels auf ihre Region abzuschätzen. Des Weiteren konnte abermals die Bedeutung des tropischen Regenwaldes für den Schutz der Artenvielfalt in tropischen Kulturlandschaften gezeigt werden.

Mit den Erkenntnissen, die durch die Entwicklung des Bewertungswerkzeugs gewonnen wurden war es möglich den Aufbau- und Entwicklungsprozess eines nachhaltigen Landnutzungsszenarios zu begleiten. Hierfür wurden die Erkenntnisse multidisziplinärer Forschungsarbeit durch schrittweise Anpassungen der „storyline“ nach wiederholter Einbindung verschiedener Interessengruppen kombiniert. Es war möglich durch die Kombination von strikteren Naturschutzvorgaben zusammen mit der Einführung alternativer Einkommensquellen für die ländliche Bevölkerung eine Alternative für die Kautschukplantagenwirtschaft zu entwerfen was dazu führte das die ökonomischen und Landnutzungsmodelle nicht nur eine Stagnation des Waldverlustes, sondern zeitgleich eine Ausweitung der Wiederaufforstungsflächen vorhersagten. Dies wurde erreicht durch die Einführung eines innovativen Landnutzungssystems das stark an lokal vorhandenen „home garden“ Systemen orientiert ist. Durch die Kopplung von Wiederaufforstungsbemühungen mit dem ökonomischen Gewinn aus dem Anbau von Traditionellen Chinesischen Medizinalpflanzen (TCM) in degradierten Sekundärwäldern war es mit diesem Szenario wenigstens theoretisch möglich den Abholzungsdruck auf naturnahe Wälder zu lindern und gleichzeitig eine Alternative zum Kautschukanbau zu liefern.

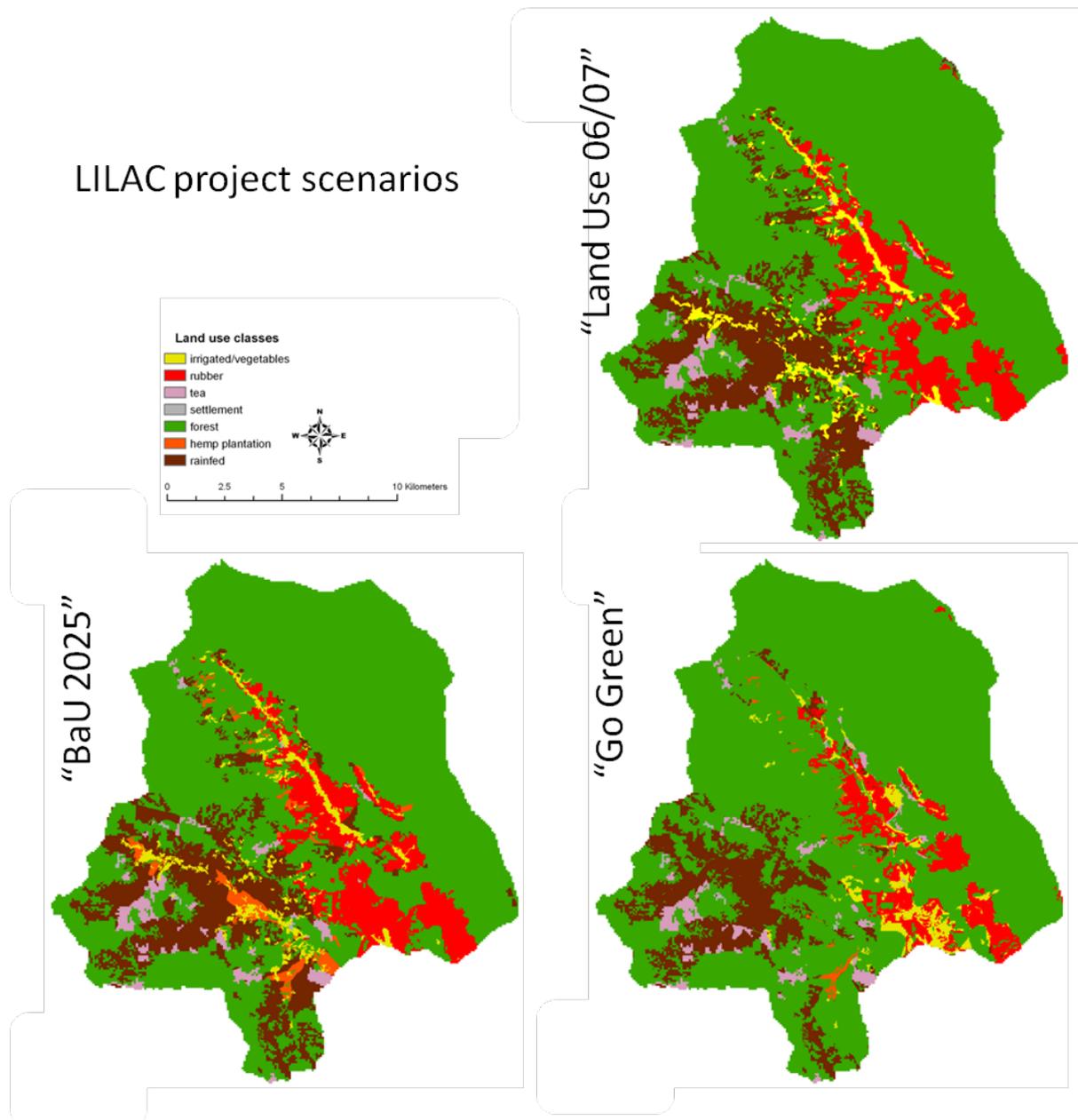


Abb. 1: Vergleich der drei im LILAC Projekt erarbeiteten Szenarien zur Landnutzung im Jahr 2025. Oben: Landnutzungskarte von 2006/2007, links unten das „business as usual scenario“ (BaU 2025), rechts unten das “Go Green” Szenario. Deutlich erkennbar sind die Unterschiede beim flächenmäßigen Anteil und den Verbreitungscharakteristika der “Forest, “Rubber” oder “rainfed” Landnutzungsklassen innerhalb der Karten.

Die Methoden die für diesen Prozess entwickelt wurden können als Leitlinie zukünftiger Projekte mit der Zielsetzung der Verbindung wissenschaftlicher Ansätze aus Sozialwissenschaften, Ökonomie, Ökologie und Landschaftsplanung für die gemeinschaftliche Entwicklung möglicher Landnutzungsszenarien dienen.

Weiterhin wurde die Akzeptanz und Verständlichkeit von computerbasierten 3D-Visualisierungen für die Kommunikation von möglichen Landnutzungsszenarien untersucht. Zwei alternative Szenarien sowie der Status quo wurden visualisiert und mit Hilfe von Fragebögen und strukturierten Interviews wurde die Aufnahmebereitschaft durch und Anpassungsfähigkeit für solche Techniken anhand von Experten aus verschiedenen Bereichen des Umweltschutzes untersucht.

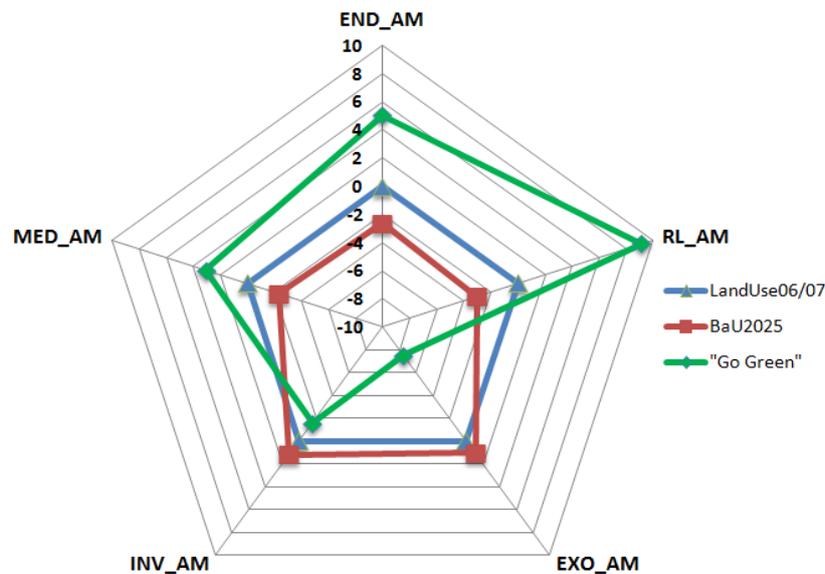


Abb. 2: Diagramm der prozentualen Unterschiede zwischen den errechneten Indices der botanischen Vielfalt zwischen der aktuellen Landnutzung (LandUse06/07) und jeweils den beiden erarbeiteten Szenarien (Business as Usual "BaU 2025" und "Go Green"). Man beachte zum Beispiel den Index für Rote Liste Arten (RL\_AM), und seinen Anstieg um 9% beim GoGreen Szenario, sowie die Reduktion um 3% beim „BaU 2025“ Szenario. Die benutzen Abkürzungen stehen für: flächengewichteter Anteil an endemischen (END\_AM), exotischen (EXO\_AM) und invasivern (INV\_AM) Arten sowie flächengewichtete Vielfalt von IUCN Rote Liste Arten (RL\_AM) und Medizinalpflanzen (MED\_AM).

Diese Arbeit zeigt eine Übersicht über die agronomischen, ökonomischen und ökologischen Aspekte des Kautschukanbaus auf, und beleuchtet dessen Auswirkungen auf die Artenvielfalt und den Naturschutz. Die hier entwickelten Methoden können Leitlinien für eine Integration von ökologischen Indikatoren in Entscheidungsfindungsprozesse zur Landnutzungsplanung darstellen. Die vorgestellten Ansätze können, obwohl sie angepasst an die Rahmenbedingungen des Living Landscapes China Projektes entwickelt worden sind, problemlos auf andere Regionen angewandt werden. Mögliche Fragestellungen wären die Auswirkungen des sich ausbreitenden Ölpalmenanbaus im Malaiischen Archipel, oder die zunehmende Fragmentierung von Waldflächen aufgrund des Bevölkerungswachstums in Zentral- und Ostafrika. Der Naturschutz sieht sich in der gesamten sich entwickelnden Welt ähnlichen Problemstellungen gegenüber, und anpassungsfähige Ansätze wie die hier vorgestellten werden gebraucht, um Entscheidungsprozesse zur Erhaltung und Sicherung des Überlebens der gefährdeten Arten und vielfältigen Lebensräume dieser Welt zu unterstützen.

### Weiterführende Informationen

[lilac.uni-hohenheim.de](http://lilac.uni-hohenheim.de)

[surumer.uni-hohenheim.de](http://surumer.uni-hohenheim.de)

LANGENBERGER, G. (Hrsg) (2010): "Land Use in the Greater Mekong Subregion – A challenge for Society, Economy and Biodiversity". - Book of abstracts, Hohenheim

*Dr. Marc Cotter  
Institute of Plant Production and Agroecology in the Tropics and Subtropics  
Universität Hohenheim  
Garbenstr. 13  
70593 Stuttgart  
cotter@uni-hohenheim.de*



# Das Planspiel „Produktion und Artenschutz?“ – Ein Experiment zur Analyse von Anreizsystemen für den Biodiversitätsschutz

TILL DÖRSCHNER & OLIVER MÜBHOFF

*Schlagwörter: Biodiversität, Framed-Field-Experiment, Politikfolgenabschätzung, Agrarumweltmaßnahmen*

## 1 Einleitung

Eines der drei Kernziele der Biodiversitätskonvention („Convention on Biological Diversity“, CBD) ist die Erhaltung der biologischen Vielfalt. Die Bereitstellung dieser ökosystemaren Dienstleistung wird in Agrarlandschaften maßgeblich von Landwirten durch die gewählte Bewirtschaftungsweise beeinflusst (POWER 2010). Obwohl die Notwendigkeit der Berücksichtigung ökosystemarer Dienstleistungen bei Landnutzungsentscheidungen wissenschaftlicher und politischer Konsens ist, bleiben diese Leistungen in der landwirtschaftlichen Praxis ohne entsprechende politische Anreize jedoch meist unberücksichtigt (NELSON et al. 2009). Dies ist darin begründet, dass ökonomisch-ökologische „Win-Win-Situationen“ äußerst selten auftreten (FARBER et al. 2002), d. h. ökologische Zustandsverbesserungen sind aus einzelbetrieblicher Sicht meist mit zusätzlichen Kosten verbunden.

Ein typisches Instrument der EU-Agrarpolitik zur Honorierung ökologischer Leistungen sind die Agrarumweltprogramme. Dabei erhalten Landwirte bei Ausführung verschiedener Agrarumweltmaßnahmen Geldprämien als Anreize. Bis auf wenige Ausnahmen werden diese Prämien nach dem Konzept der handlungsorientierten Honorierung ausgeschüttet, was bedeutet, dass jeder an einer vorgeschriebenen Umweltmaßnahme teilnehmende Landwirt eine festgelegte Einheitsprämie erhält, die vom tatsächlichen ökologischen Nutzen der Maßnahme unabhängig ist (GROTH 2008). Seit einigen Jahren steht das Konzept der ergebnisorientierten Honorierung, bei der die Prämienzahlung an die Erreichung eines konkreten ökologischen Ziels geknüpft ist, als Alternative zur Diskussion. Der offensichtliche Vorteil ergebnisorientierter Umweltmaßnahmen ist deren höhere ökologische Effektivität. MATZDORF (2004) beschreibt außerdem eine Reihe weiterer Vorteile des ergebnisorientierten Honorierungskonzepts, wie z. B. die Förderung kooperativen Handelns oder die Förderung der intrinsischen Motivation der Teilnehmer, ökologische Ziele umzusetzen.

Bisher wird beim Vergleich beider Konzepte allerdings selten als Nachteil der ergebnisorientierten Honorierung angeführt, dass das Erreichen der formulierten Ziele und damit die Prämienauszahlung unsicher ist. Diese Unsicherheit führt dazu, dass der vielfach als risikoavers eingestufte Landwirt (SERRA et al. 2008) eine handlungsorientierte, garantierte Prämie einer ergebnisorientierten, unsicheren Prämie mit dem gleichen Erwartungswert vorzieht. Eine ergebnisorientierte Maßnahme führt daher im Vergleich mit einer handlungsorientierten Maßnahme vermutlich zu höheren Kompensationsforderungen seitens der Landwirte und fallenden Teilnehmerzahlen.

Diese theoretisch fundierte Annahme über das Entscheidungsverhalten eines fiktiven Entscheiders wurde bisher empirisch nicht überprüft. In der Realität können, neben politischen Anreizen und Risikoeinstellungen, sehr viele weitere sozioökonomische und soziodemografische Faktoren die Umwelt-

schutzbemühungen von landwirtschaftlichen Betriebsleitern und deren Teilnahmebereitschaft an Umweltmaßnahmen beeinflussen. Um die tatsächliche Wirkung handlungsorientierter und ergebnisorientierter Honorierungskonzepte zu untersuchen, ist daher empirische Forschung erforderlich. In unserem Forschungsvorhaben wollen wir diesem Bedarf nachkommen, in dem wir ein anreizkompatibles, computerbasiertes Experiment mit Landwirten, Agrarstudenten und Studierenden außerhalb der Agrarwissenschaften durchführen, das die Wirkung handlungs- und ergebnisorientierter den Biodiversitätsschutz betreffender Umweltpolitiken empirisch untersucht. Folgende Fragen sollen mittels des Experimentes beantwortet werden:

1. In welchem Ausmaß werden Umweltschutzbemühungen ohne Kompensationszahlungen von Probanden erbracht? Besitzen Probanden eine intrinsische Motivation Biodiversität zu schützen?
2. Welche Wirkung haben handlungsorientierte und ergebnisorientierte den Biodiversitätsschutz betreffende politische Anreizmaßnahmen auf die Umweltschutzbemühungen der Probanden?
3. Welche sozioökonomischen und soziodemografischen Faktoren beeinflussen die Umweltschutzbemühungen realer „Decision Maker“, also der Landwirte?
4. Können mit Hilfe von „Convenience Group“-Experimenten im Allgemeinen Rückschlüsse auf das reale Entscheidungsverhalten von Landwirten gezogen werden?
5. Wirken unterschiedliche Umweltpolitiken in den unterschiedlichen Teilnehmergruppen gleich?

## **2 Design des Experiments**

Das Experiment besteht aus zwei Teilen: einerseits dem mehrperiodischen Individualplanspiel „Produktion und Artenschutz?“, das nach HARRISON & LIST (2004) als „Framed-Field-Experiment“ verstanden werden kann, und andererseits einem Block mehrerer aufeinander folgender Kurzexperimente. Im Individualplanspiel, versetzen sich die Teilnehmer in die Rolle eines landwirtschaftlichen Betriebsleiters, der Anbau- und Intensitätsentscheidungen unter Berücksichtigung von Input- und Outputrisiken sowie den Artenschutz betreffenden Umweltpolitiken zu treffen hat. Anhand des Entscheidungsverhaltens der Probanden soll die Wirkung handlungs- und ergebnisorientierter den Biodiversitätsschutz betreffender Umweltpolitiken untersucht werden. Im zweiten Teil wird mit Hilfe von Kurzexperimenten und einer Abschlussbefragung ein umfangreicher Datensatz an sozioökonomischen und soziodemographischen Größen aufgenommen. Anhand der Ergebnisse von Teil 2 wollen wir analysieren, welche weiteren Größen die Umweltschutzbemühungen der Teilnehmer beeinflussen.

### **2.1 Das Design des Individualplanspiels „Produktion und Artenschutz?“**

Wir möchten an dieser Stelle vorrangig auf die Struktur des Individualplanspiels näher eingehen. Jeder Teilnehmer bewirtschaftet über 12 Produktionsperioden einen landwirtschaftlichen Ackerbaubetrieb mit 100 ha Flächenausstattung. Er muss in jeder Runde folgende Entscheidungen treffen:

1. Anbauentscheidung: Zusammenstellung des individuellen Produktionsprogramms aus folgenden Produktionsverfahren: Körnermais, Winterweizen, Zuckerrübe und Anlage einer Blühwiese
2. Intensitätsentscheidung: Festlegung des Pflanzenschutzmitteleinsatzes je Feldfrucht (mögliche Levels: hoch, moderat, gering, keiner)

Ein Planspielunternehmer kann sowohl durch Anlage von Blühwiesen als auch durch geringen Pflanzenschutzmitteleinsatz die lokale Artenvielfalt erhalten. Dafür erhält er je nach Maßnahme verschieden viele Umweltpunkte, die für die Artenschutzbemühungen der Probanden stehen. Im Spiel können zwei konkrete Zielstellungen verfolgt werden, die mit gleich hohen monetären Anreizen (verlosten Geldpreisen) verbunden sind:

- A. Maximierung der im Spielverlauf erwirtschafteten Gewinne
- B. Maximierung der im Spielverlauf erzeugten Umweltpunkte

Die Anreize unterscheiden sich insofern, dass das gewonnene Geld in Alternative A direkt an den Planspielunternehmer ausgezahlt wird, während es in Alternative B einer(m) vom Planspielunternehmer ausgewählten Umweltschutzorganisation (Umweltprojekt) zu Gute kommt.

Die Regeln des Spiels definieren sich über zwei Typen von Parametern: (1) prozessabhängige und prozessunabhängige Parameter, die für alle Planspielunternehmer gelten, und (2) stochastische Parameter, die sich je Planspielunternehmer verändern.

**zu (1):** Jeder Planspielunternehmer beginnt mit einem Startkapital von 100.000 €. Zum Ende jeder Produktionsperiode fallen Lebenshaltungskosten von 30.000 € an. Es kann niemals passieren, dass der Planspielunternehmer während des Planspiels bei der Deckung seiner Kosten in Liquiditätsengpässe gerät, da er stets auf einen zinslosen Kredit zurück greifen kann. Ist sein Kontostand am Ende des Spieles negativ, so geht er insolvent und wird von der Auslosung der Geldpreise ausgeschlossen. Zu Beginn des Spieles werden Betriebsprämien von 300 €/ha mit dem Hinweis zugesichert, dass sich die politischen Rahmenbedingungen im Laufe des Spieles ändern können. Daneben muss der Planspielunternehmer bei der Zusammenstellung des individuellen Produktionsprogramms folgende Fruchtfolgebeschränkungen einhalten: Die gesamte Fläche von 100 ha muss mit den vier genannten Produktionsverfahren bewirtschaftet werden. Alle Feldfrüchte (Mais, Weizen, Zuckerrübe) müssen mit einem Anteil von mindestens 5 % an der Gesamtfläche angebaut werden. Körnermais und Winterweizen dürfen maximal 70 % der Gesamtfläche belegen, die Zuckerrübe sogar nur 30 %. Als Blühwiesen eignen sich max. 10 % der Fläche. Die Produktionskosten jeder Feldfrucht sind vom Pflanzenschutzmitteleinsatz abhängig und bekannt.

**zu (2):** Die Ernteerträge aller Feldfrüchte bei verschiedenem Pflanzenschutzmitteleinsatz sind aufgrund schwankender Wetterbedingungen volatil. Das Wetter variiert in jeder Produktionsperiode teilnehmerindividuell zwischen gutem, normalem und schlechtem Wetter. Die Eintrittswahrscheinlichkeiten der drei Wetterlagen (gut: 20 %, normal: 60 %, schlecht: 20 %) und die damit verbundenen Erträge werden den Planspielunternehmern vor dem Spiel mitgeteilt. Auch die jährlichen Produktpreise schwanken zwischen den Teilnehmern. Sie folgen teilnehmerindividuell einem arithmetischen Brownschen Prozess mit festgelegtem Startwert. Zu Beginn des Spieles werden die Teilnehmer über die Startwerte informiert: 200 €/pro t Körnermais und Winterweizen, sowie 35,50 €/pro t Zuckerrüben. Außerdem wird bekannt gegeben, dass die Preise für Winterweizen und Körnermais pro Periode mit einer Wahrscheinlichkeit von jeweils 50 % um 10 € steigen oder fallen. Die Zuckerrübenpreise schwanken unter den gleichen Bedingungen um 1,30 €/pro t und Periode. Da keine Lagermöglichkeiten existieren, werden jede Runde alle Erzeugnisse zu den am Ende der Produktionsperiode eintretenden Preisen verkauft. In Abhängigkeit von den gesammelten Umweltpunkten wird außerdem jede Runde durch eine Zufallsziehung ermittelt, wie viele seltene lokale krautige Kennarten auf der Fläche

zu finden sind. Die Wahrscheinlichkeit des Vorkommens dieser Arten wird den Planspielunternehmern ebenfalls zu Beginn des Spieles mitgeteilt.

Zu Beginn der Produktionsperiode treffen die Planspielunternehmer die Produktions- und Intensitätsentscheidungen. Am Ende der Produktionsperiode werden sie über die erzielten, vom Wetter und den Preisentwicklungen, abhängigen betrieblichen Gewinne, die erzielten Umweltpunkte und die auf der Fläche vorkommenden lokalen krautigen Kennarten informiert. Eine Verletzung der Spielregeln ist technisch nicht möglich, da in einem solchen Fall stets um Korrektur gebeten wird.

Um Anreizkompatibilität bei den Entscheidungen der Teilnehmer zu gewährleisten wird folgendes Anreizsystem verwendet: Jeder Proband erhält vor dem Spiel die Information, dass für jeweils 100 Teilnehmer zwei Geldpreise zufällig ausgelost werden. Die Geldpreise orientieren sich an den Handlungen der Probanden, nämlich an ihrem individuellen Erfolg. Die maximalen Prämien betragen jeweils 750 €. Die erste Prämie wird bei der Erreichung der maximal möglichen Gewinne eines rationalen Entscheiders unter Berücksichtigung der in der Holt & Laury-Lotterie (HOLT & LAURY 2002) gemessenen Risikoeinstellung in voller Höhe ausgeschüttet, die zweite bei Produktion der im Spiel maximal erreichbaren Umweltpunkte. Ermittelte Gewinner, die weniger erfolgreich sind, erhalten einen Teil der 750 € abhängig von ihrer individuellen Leistung.

## **2.2 Veränderung politischer Rahmenbedingungen im Planspiel**

Zu Spielbeginn erfolgt eine Unterscheidung der Teilnehmer in drei Gruppen: Landwirte (Gruppe 1), Agrarstudenten (Gruppe 2) und Studierende außerhalb der Agrarwissenschaften (Gruppe 3). Innerhalb der drei Gruppen wird jedem Teilnehmer zufallsbasiert eines von drei Politikszenerien zugeteilt. In den ersten sechs Produktionsperioden erhält jeder Teilnehmer eine Betriebsprämie von 300 €/ha. In den folgenden 6 Perioden werden die Teilnehmer mit folgenden Szenarien konfrontiert:

**Szenario 1** (Referenzszenario): Keine Änderung der politischen Rahmenbedingungen.

**Szenario 2** (handlungsorientierte Honorierung): Die Planspielunternehmer werden informiert, dass nun jeder erzeugte Umweltpunkt mit 18 € Umweltprämie entlohnt wird.

**Szenario 3** (ergebnisorientierte Honorierung): Die Planspielunternehmer werden informiert, dass nun bei Vorkommen seltener krautiger Kennarten für jeden erzeugten Umweltpunkt eine Prämie gezahlt wird. Die absolute Prämienhöhe steigt mit der Anzahl der vorkommenden Kennarten. Der Erwartungswert der Prämie je Umweltpunkt beträgt stets 18 €

Bei Betrachtung von Szenario 2 und 3 ist zu beachten, dass die Gewinnwirkung der hier offerierten Prämien identisch ist, weil die erwarteten Prämiegewinne ceteris paribus gleich hoch sind.

Um Vergleichbarkeit aller getätigten Entscheidungen zu gewährleisten, werden die Teilnehmer der Szenarien außerdem in Triplets unterteilt. Jedes Teilnehmertrio besteht je Gruppe aus drei Probanden, von denen jeder genau mit einem der oben genannten Szenarien konfrontiert wird. Jedes Triplet erhält die gleiche Entwicklung der in Abschnitt 2.1 beschriebenen stochastischen Parameter.

## **2.3 Zusammenfassung der Kurzexperimente und Abschlussbefragung**

Der nach dem Individualplanspiel folgende anreizkompatible Kurzexperimentblock besteht aus einem gekürzten Ausschnitt des Tests auf numerische Fähigkeiten der ORGANISATION FOR ECONOMIC CO-OPERATION AND DEVELOPMENT (2005) und einer Holt & Laury-Lotterie zur Messung der Risikoeinstellung (HOLT & LAURY 2002). Darüber hinaus werden mit Hilfe eines gekürzten Teils der von

VOGT (2004) ins deutsche überführten „Situational Motivation Scale“ von GUAY et al. (2000) die situationale extrinsische und intrinsische Motivation der Teilnehmer Artenschutz zu betreiben gemessen und in der Abschlussbefragung eine Reihe soziodemografischer Daten aufgenommen.

### **3 Erwartete Ergebnisse**

Das Experiment wurde im Sommer des Jahres 2012 mit 90 Landwirten, 90 Agrarstudierenden und 90 Studierenden außerhalb der Agrarwissenschaften durchgeführt. Durch Analyse des erhobenen Panel-datensatzes erwarten wir folgende Ergebnisse:

- Aufgrund des schlechten Images von Agrarumweltmaßnahmen bei Agrarpraktikern steigt die Anzahl der erzeugten Umweltpunkte mit zunehmender Praxisferne der Probanden.
- Politische Anreizmaßnahmen erhöhen die Umweltschutzbemühungen von Probanden.
- Die Teilnahmebereitschaft an ergebnisorientierten Umweltmaßnahmen ist aufgrund der damit verbundenen Risiken geringer als die an handlungsorientierten Umweltmaßnahmen.
- Folgende Größen haben einen signifikanten Einfluss auf die Umweltschutzbemühungen von Landwirten:
  - die Grenzkosten des gewinnmaximierenden, rationalen Entscheiders,
  - die Risikoeinstellung,
  - die situationale Motivation Biodiversität zu schützen,
  - die individuelle Wahrnehmung der Ästhetik artenreicher Landschaftsbilder,
  - die numerischen Fähigkeiten sowie
  - Alter, Geschlecht und Bildungsstand der Probanden.
- Es ist möglich, mit Hilfe von „Convenience Groups“ wie Agrarstudenten Rückschlüsse auf das reale Entscheidungsverhalten von Landwirten zu ziehen.
- Es ist nicht möglich, mit Hilfe von „Convenience Groups“ wie Studierenden außerhalb der Agrarwissenschaften Rückschlüsse auf das reale Entscheidungsverhalten von Landwirten zu ziehen.

### **4 Literaturverzeichnis**

FARBER, S.C., COSTANZA, R. & WILSON M.A. (2002): Economic and ecological concepts for valuing ecosystem services. - *Ecological Economics* 41 (3): 375-392

GROTH, M. (2008): Kosteneffizienter und effektiver Biodiversitätsschutz durch Ausschreibungen und eine ergebnisorientierte Honorierung: Das Modellprojekt „Blühendes Steinburg“. - Universität Lüneburg. – (Working Paper Series of Economics 105)

GUAY, F., VALLERAND, R.J. & BLANCHARD, C. (2000): On the assessment of situational intrinsic and extrinsic motivation: The Situational Motivation scale (SIMS). – (*Motivation and Emotion* 24): 175-213

HARRISON, G.W. & LIST, J.A. (2004): Field Experiments. - *Journal of Economic Literature* 42: 1009 – 1055

- HOLT, C.A. & LAURY, S.K. (2002): Risk Aversion and Incentive Effects. - American Economic Review, 92, 5: 1644–1655
- MATZDORF, B. (2004): Ergebnisorientierte Honorierung ökologischer Leistungen der Landwirtschaft – Vorteile, Voraussetzungen und Grenzen des Instrumentes. - Zeitschrift für Umweltchemie und Ökotoxikologie 16 (2): 125 - 133
- NELSON, E., MENDOZA, G., REGETZ, J. et al. (2009): Modeling multiple ecosystem services, biodiversity conservation, commodity production, and tradeoffs at landscape scales. - Frontiers in Ecology and the Environment 7 (1): 4-11
- ORGANISATION FOR ECONOMIC CO-OPERATION AND DEVELOPMENT (2005): Learning a living: first results of the adult literacy and life skills survey. Statistics Canada and OECD. - Paris
- POWER, A. (2010): Ecosystem services and agriculture: tradeoffs and synergies. - Philosophical Transactions of the Royal Society B 365 (1554): 2959-2971
- SERRA, T., ZILBERMAN, D. & GIL, J.M. (2008): Differential uncertainties and risk attitudes between conventional and organic producers: the case of Spanish arable crop farmers. - Agricultural Economics 39 (2): 219-229.
- VOGT (2004): Interessenerzeugung durch individuelle Belohnung oder Übung zur Verhinderung von social loafing in Kooperationssituationen: Dissertation zur Erlangung eines Doktors der Naturwissenschaften. - Tübingen

*Till Dörschner  
 Georg-August-Universität Göttingen  
 Department für Agrarökonomie und Rurale Entwicklung  
 Arbeitsbereich: Landwirtschaftliche Betriebswirtschaftslehre  
 Platz der Göttinger Sieben 5  
 D-37073 Göttingen  
 till.doerschner@agr.uni-goettingen.de*

# **Langfristige Etablierung extensiver Grünflächenpflege in Stadtgebieten. Die Initiative „Bunte Wiese“ der Stadt Tübingen**

PHILIPP UNTERWEGER, JULIA ADE, ANDREAS BRAUN, MICHAEL KOLTZENBURG, CLAUDIA KRICKE,  
LISA SCHNEE, LAURA WASTIAN & OLIVER BETZ

*Schlagwörter: species diversity, meadow, wildflowers, Baden-Württemberg, insect communities,  
vegetation management, nature conservation, public greenland areas, mowing, cutting*

## **Zielsetzung**

Die studentische „Initiative Bunte Wiese“ (<http://www.greening-the-university.de/index.php/bunte-wiese/>) wurde im Jahr der Artenvielfalt 2010 von Studierenden und Dozenten der Universität Tübingen gegründet. Diese Initiative greift Ideen der weltweiten Artenschutzbemühungen auf und versucht, diese im innerstädtischen Raum anzuwenden. Dabei strebt die Initiative eine naturschutzfachliche Optimierung der Grünflächenpflege an.

Die städtischen Siedlungsflächen haben sich in den letzten 50 Jahren nahezu verdoppelt (BMU 2008). Diese Verschiebung der Flächennutzung erfordert einen verstärkten Blick auf den Lebensraum Stadt als Ersatzbiotop (BISCHOFF 1996).

Unsere Initiative hat sich aus diesem Grund auf die Grünflächen innerhalb des Stadtgebietes von Tübingen spezialisiert, da das größte Potenzial an Förderung der städtischen Artenvielfalt im Bereich der öffentlichen Grünanlagen liegt. Von allen urbanen Habitaten ähneln städtische Grünflächen der ländlichen Natur noch am meisten (KLAUSNITZER 1987).

Offene Grünflächen sind in Deutschland mangels freilebender Megaherbivoren anthropogene Biotope, die durch regelmäßige Nutzung entstehen (UNTERWEGER 1989). Dabei bildet die Vegetationsform „Wiese“ Lebensraum für eine große Vielfalt an Tier- und Pflanzenarten, da hier eine große strukturelle Vielfalt vorliegt. (BRIEMLE & FINK 2002). Dem gegenüber stehen Rasenflächen. Diese besitzen eine unter 10 cm hohe Vegetationsschicht (WOLF 1996) und zeichnen sich durch Artenarmut aus. Oft spielen Kostengründe und ein ästhetischer Minimalkonsens die Hauptrolle für das Anlegen und Pflegen von Rasenflächen innerhalb der Stadt. Während naturnahe Wiesen traditionell einer zweischürigen Mahd unterliegen werden Rasenflächen bis zu 12 Mal im Jahr gemulcht.

Das Ziel der Initiative Bunte Wiese ist es daher, möglichst viele innerstädtische Flächen der Stadt Tübingen auf ein zweischüriges Mahdregime umzustellen, um so artenreiche Wiesen zu erhalten.

## **Umsetzung**

In einem ersten Schritt kartierten Mitglieder der Initiative einen Großteil der öffentlichen Grünflächen der Stadt Tübingen. Diese wurden nach einem dreistufigen Bewertungsschema klassifiziert. Dabei wurden A-Flächen als bereits naturnahe Flächen bezeichnet, die keiner Verbesserung des Pflegekonzeptes bedürfen. Als C-Flächen konnten Flächen kategorisiert werden, bei denen eine Verbesserung nicht möglich ist; es handelt sich hierbei um Sportanlagen oder häufig frequentierte Rasen (Liege- und

Spielwiesen). Die größte Aufmerksamkeit wurde den B-Flächen geschenkt. Bei B-Flächen handelt es sich um Flächen mit hohem Verbesserungspotential.

Das Erstellen des Pflegekonzeptes beinhaltete Überlegungen in botanischer wie zoologischer Richtung. So sollen die Flächen zweimal im Jahr mit einem Langrassschneider (Messerbalken) geschnitten werden. Das Schnittgut wird nach der Mahd auf den Flächen kurz getrocknet, so dass Wirbellose (Invertebraten) flüchten und Blütenpflanzen versamen können.

Nach diesem kurzen Zeitraum muss das Schnittgut abgeräumt werden, um eine Eutrophierung der Fläche zu vermeiden (SCHREIBER 2009). Außerdem würde der Verbleib des Schnittgutes zu einem Ersticken der darunter aufkeimenden Jungpflanzen führen (UNTERWEGER 1989).

Dieses Mahdkonzept führt mittelfristig zu einer artenreichen Wildblumenwiese.

Um unsere Ideen umsetzen zu können, wurden Kontakte zu den jeweiligen Verantwortlichen der Stadt Tübingen, des Landes und der Universität hergestellt und in regelmäßigen Sitzungen gepflegt. Hierzu zählten unter anderem Vertreter des Fachbereichs Tiefbau (Kommunale Servicebetriebe Tübingen), des Amtes für Vermögen und Bau Baden-Württemberg, des Tübinger Gemeinderates, des Stadtgartenamtes, der Ornithologischen Gesellschaft Baden-Württemberg (OGBW), der Arbeitsgemeinschaft Wanderfalkenschutz (AGW), des BUND Regionalverbands Neckar-Alb, sowie des Landratsamtes. Hinzu kamen viele Privatpersonen, Vertreter von Initiativen, sowie selbständige Landschaftspfleger und Landwirte. Dank der guten Zusammenarbeit konnten wir ein produktives Arbeitsklima schaffen, welches für die Umsetzung des Konzeptes unabdingbare Voraussetzung ist.

Neben den persönlichen Kontakten führten zusätzliche Gespräche oder Briefwechsel mit Wissenschaftlern anderer Hochschulen (Universität Hohenheim, Forsthochschule Rottenburg), Betreibern von Landwirtschaftsbetrieben, Biogas- und Hackschnitzelanlagen, Heizwerken, Kommunalpolitikern, Landtagsabgeordneten, Produzenten regional-autochthonen Saatguts (z. B. Fa. Rieger-Hofmann), lokalen Verbänden (AG Fledermausschutz, Grüne Hochschulgruppe, Round Table 182 Tübingen) und Mitarbeitern der Universität und des Botanischen Gartens.

Ebenso kommen immer wieder Treffen mit Einfluss nehmenden und interessierten Gruppen zustande, beispielsweise im Nachhaltigkeitsbeirat der Universität oder bei der Initiative „Netzwerk Blühende Landschaft“ in Form eines Vortrags über unsere Initiative.

Das für eine langfristige Umsetzung des Projekts zu lösende Hauptproblem ist derzeit die kostengünstige Entsorgung des anfallenden Schnittgutes. Das im Sommer anfallende Wildblumenstroh ist aufgrund seines geringen Nährstoffgehaltes für die Verwertung in Biogasanlagen schlecht geeignet, und eine thermische Verwertung konnte bisher nicht ausfindig gemacht werden.

Im Gegensatz zum intensiven Mulchen ist das Abfahren und Entsorgen des Grases der Hauptkostenfaktor. Eine Lösung dieses Problems würde die Machbarkeit einer langfristig etablierten, naturschutzfachlichen Grünflächenpflege gewährleisten.

So belaufen sich die Kosten für naturschutzgerechtes Mähen (inkl. Entsorgung) auf 0,50 € pro Quadratmeter. Im Gegensatz dazu kostet die regelmäßige intensive Mahd nur 0,05€ pro Quadratmeter (Brausam-Schmidt (Fachbereich Tiefbau der Stadt Tübingen), mündl. Mitteilung). Hierbei muss jedoch bedacht werden, dass das extensive Mähen nur zweimal im Jahr erfolgt, während intensives Mähen bis zu zehnmal pro Jahr durchgeführt wird.

## **Wissenschaftliche Arbeiten**

Um die Ziele unserer Initiative wissenschaftlich zu untermauern, werden im Rahmen des Projekts wissenschaftliche studentische Abschlussarbeiten (Bachelor, Diplom, Staatsexamen) angefertigt, die gleichzeitig dem Erwerb von Artenkenntnis der Studierenden dienen.

Die botanischen Aspekte unserer Flächen wurden von der Abteilung für Vegetationsökologie (Institut für Evolution und Ökologie) unter Leitung von Frau Prof. Dr. Katja Tielbörger, untersucht. So konnte SCHNEE (2010) bestätigen, dass die Pflanzendiversität in Wiesen mit seltenerer Mahd größer ist als auf intensiv gemähten Flächen. Die Artenvielfalt nimmt auf intensiv genutzten Flächen ab, da die Störungen eine erfolgreiche Reproduktion der Pflanzengemeinschaften nicht mehr zulassen (SCHNEE 2010).

Im Bereich der Zoologie wurden Arbeiten von Kandidaten der Abteilung für Evolutionsbiologie der Invertebraten (Institut für Evolution und Ökologie) unter Leitung von Prof. Dr. Oliver Betz untersucht. In diesen Arbeiten wurde der Wert extensiv gepflegter Grünflächen gegenüber intensiv gepflegten Flächen im Hinblick auf die Insektenfauna verglichen.

Die Untersuchungen erfolgten jeweils in einer Vegetationsperiode zwischen Mai und Oktober. Standardisierte Fangmethoden (nach TRAUTNER 1992) und statistische Vergleichsmethoden führten jeweils zu eindeutigen Ergebnissen:

### **Käfer**

Die Coleopteren (Käfer) wurden von Ade (2011) untersucht. Es wurden Probeflächen im Stadtgebiet mit intensiv gepflegten Flächen verglichen. In den Untersuchungsflächen wurden insgesamt 2962 Käferindividuen erfasst, die 149 Arten zugeordnet werden konnten. Arten, die in Deutschland als gefährdet eingestuft werden, traten ausschließlich auf den extensiven Flächen auf. Es ergaben sich eindeutige Korrelationen zwischen der Zahl der Käferarten und den extensiven Pflegekonzepten (ADE 2011; Ade et al., in Begutachtung).

### **Wildbienen**

Nach WESTRICH (1989) ist in etwa die Hälfte aller in Deutschland bekannten Wildbienenarten (220 Arten) auch in Siedlungsgebieten heimisch. Daher untersuchte RUOFF (2011) die Wildbienenfauna im Stadtgebiet Tübingens und verglich extensiv gepflegte Flächen mit intensiv gepflegten.

Die Anzahl der gefundenen Wildbienenarten betrug 66. 470 Individuen wurden auf Artniveau bestimmt. Neben einigen häufig auftretenden Arten wie z.B. der Ackerhummel (*Bombus pascuorum*) traten auch 11 Wildbienenarten auf, welche im Gebiet als gefährdet eingestuft werden oder auf der Vorwarnliste stehen. Bemerkenswert ist die Tatsache, dass sämtliche Rote Liste-Arten auf zweischürigen Wiesen gefangen werden konnten. Auf intensiv gepflegten Flächen konnten keine der gefährdeten Arten gefunden werden. Statistische Auswertungen dieser Daten belegen, dass auf extensiv gepflegten Flächen signifikant mehr Wildbienenarten gefunden werden konnten. Außerdem konnte eine Abhängigkeit zwischen der Anzahl der Wildkräuter und der Wildbienenartendiversität festgestellt werden. (RUOFF 2011)

## **Tagfalter**

KRICKE (2011) untersuchte die Tagfalterzönose auf Versuchsflächen der Initiative. Dabei wurden nur blütenbesuchende Imagines berücksichtigt, nicht jedoch die Eier und Raupen. Auch hier zeigten sich enge Abhängigkeiten zwischen Pflegeform und Pflanzenvielfalt. Auf artenreichen, extensiv gepflegten Flächen war das Tagfalteraufkommen auf Arten- und Individuenniveau wesentlich höher (KRICKE, 2011). Außerstädtische Vergleichsflächen zeigten in dieser Arbeit, dass das innerstädtische Artenspektrum gegenüber einem naturnahen ländlichen Habitat nachhinkt KLAUSNITZER (1987).

Auch inselbiogeografische Hypothesen der klassischen Ökologie (MAC ARTHUR & WILSON 1967) konnten in diesen Arbeiten bestätigt werden. So nimmt die Zahl der Pflanzenarten mit der Größe der Fläche zu. Wiesen, die seit vielen Jahren extensiv gepflegt wurden, zeigten eine höhere Diversität als Flächen, die erst seit kurzem naturschutzfachlich gepflegt werden. (SCHNEE 2010). Dieses Ergebnis zeigt, dass der eigentliche Wert unserer Arbeit erst mittel- und langfristig erreicht werden kann. Dazu ist eine dauerhafte Etablierung des extensiven Mahdregimes auf den innerstädtischen Grünflächen nötig.

Die Ergebnisse der vorliegenden Arbeiten unterstützen die Empfehlung einer extensiven Mahd öffentlicher Grünflächen zur Erhaltung der Biodiversität. Das Pflegekonzept der „Initiative Bunte Wiese“ konnte hier bestätigt werden. Somit ist eine zweischürige Mahd (erste Mahd: Ende Juli bis Mitte August, zweite Mahd: Ende September bis Mitte Oktober) mit Abräumen des Schnittgutes nach kurzer Versamungszeit der optimale Weg, um Artenvielfalt auf Grünflächen nachhaltig zu steigern. Inwieweit auch einschürige Mahdkonzepte im Stadtgebiet verwirklicht werden könnten, soll in weiteren Untersuchungen geklärt werden.

## **Erfolge**

Die „Initiative Bunte Wiese“ konnte bereits einige Erfolge verbuchen. So bestehen in Absprache mit Stadt und Universität seit dem Frühjahr 2012 zehn dauerhaft extensiv gepflegte Modellwiesen im Stadtgebiet Tübingens, welche nach dem von uns initiierten Pflegeschema bearbeitet werden. Diese werden aus verkehrstechnischen Gründen und zur optischen Hervorhebung am Rand mit einem 1 m breiten kurz gemähten Streifen versehen und mit Info-Tafeln bestückt, um die Bevölkerung über den Sinn der Maßnahme zu informieren. Leider existiert immer noch ein gewisses Maß an Argwohn gegenüber extensiv gepflegter Wiesen im Siedlungsbereich, die von manchen noch als ungepflegt und verwildert aufgefasst werden. Dieses Denken möchten wir durch anschauliche Informationen auflockern. Hierzu haben wir einen Flyer entworfen sowie eine Homepage angelegt. Dort werden eigens verfasste Informationen zu einheimischen und standortgerechten Pflanzenarten, der Verwendung von Saatgut sowie der richtigen Pflege extensiver Flächen zur Verfügung gestellt. Darüber hinaus informieren wir selbstverständlich über das Potenzial Tübingens von Grünflächen, unsere Initiative selbst, werben für Mitstreiter und regen zum Nachdenken und Nachahmen im eigenen Garten an. Denn neben den vielen öffentlichen Grünflächen bergen vor allem auch die vielen privaten Gärten enormes Potenzial für eine artenreiche Innenstadt.

In der regionalen Presse und den universitären Studentenmagazinen (HOLLIDAY 2012, GELDERMANN 2012, GRAF & UNTERWEGER 2012) konnten wir bereits für unser Anliegen werben. Der Besuch von öffentlichkeitswirksamen Veranstaltungen (Nachhaltigkeitstage 2011 und 2012, Jugendumwelhtag

2012, Nachhaltiger Hochschultag 2012) ist ebenso ein wichtiger Beitrag zur Steigerung der Akzeptanz unserer Bestrebungen.

Aktuell laufen weitere wissenschaftliche Abschlussarbeiten im Rahmen der Initiative über Zikaden (Inka Harms), Heuschrecken (Daniela Hiller) und Wanzen (Philipp Unterweger).

### **Ausblick**

Für die Zukunft geht es uns in erster Linie darum, das bestehende Konzept auf weitere Grünflächen ausweiten zu können. Hierzu müssen die bisher erzielten Erfolge sowie die Ergebnisse der wissenschaftlichen Arbeiten in einen Gesamtkonzept zusammengebracht und ausformuliert werden. Dieses soll uns in Zukunft dabei helfen, weitere Unterstützung von Seiten der Politik und Gesellschaft zu erhalten. Denn mit einer zunehmenden Anzahl an extensiv gepflegten Flächen gewinnt auch die Frage nach einer kostengünstigen Entsorgung des Schnittgutes an Bedeutung. Ebenso muss weiterhin Öffentlichkeits- und Aufklärungsarbeit geleistet werden, damit unsere Ideen und Ziele auch von der Bevölkerung akzeptiert und verstanden werden. Denn zweifelsfrei versteht sich die Bunte Wiese nicht allein als kommunales Kleinprojekt. Vielmehr möchten wir auch ein Vorbild für andere Städte, Gemeinden, Wohnbaugesellschaften oder Gewerbetreibende darstellen und beweisen, dass eine ökologisch wertvolle Instandhaltung der Grünflächen möglich ist. Aufgrund der vielen Grünflächen im Tübinger Stadtgebiet erscheint diese nicht nur vielversprechend und voller Möglichkeiten zu stecken, sondern könnte auch einen großen Beitrag zur Verbesserung der Biodiversität im Siedlungsbereich darstellen, insbesondere vor dem Hintergrund der gegenwärtigen Biodiversitätskrise, die der Mensch zu verantworten hat. Wir sehen unsere Arbeit als einen Schritt in die richtige Richtung, den aktuellen Entwicklungen entgegenzuwirken, da sie an mehreren Stellen gleichzeitig ansetzt: Indem häufige Mäh- und Pflegearbeiten sowie der anfallende Grünschnitt entfernt wird, erfahren innerstädtische Bereiche eine Aufwertung ihrer Lebensräume. Zudem steigern die bunten Wiesen das öffentliche Bewusstsein für Natur- und Artenschutz im bebauten Raum, wodurch auch weiterreichende Effekte erzielt werden können.

### **Referenzen**

- ADE, J. (2011): Auswirkungen der Wiesenmahd auf verschiedene Käferarten ausgewählter Flächen Tübingens: Diplomarbeit. Evolutionsbiologie der Invertebraten - Tübingen
- ADE, J.; WOLF-SCHWENNINGER, K.; BETZ, O. (in Begutachtung): Auswirkungen der Wiesenmahd auf verschiedene Käferarten ausgewählter Grünflächen im Stadtgebiet Tübingens
- BISCHOFF, I. (1996): Die Bedeutung städtischer Grünflächen für Wildbienen, untersucht am Beispiel des Botanischen Gartens und weiterer Grünflächen im Bonner Stadtgebiet. - *Cecheniana* (Bonn). 149: 162-178.
- BUNDESMINISTERIUM FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ UND REAKTORSICHERHEIT (2008): Flächenverbrauch und Landschaftszerschneidung. – Berlin (Zeitbild Verlag)
- BRIEMLE, G, FINK, C. (2002): Wiesen, Weiden und anderes Grünland: Biotope erkennen, bestimmen und schützen. - Stuttgart.
- GELDERMANN, S. (2012): Style-Recycling und grüne Kunst. Umwelttag des Jugendgemeinderates mit vielen Aktionen. - Schwäbisches Tagblatt, 19.06.2012.

- GRAF, L.; UNTERWEGER, P. (2012): Tübingen hört das Gras wachsen - eine Initiative stellt sich vor. - Faktor 14, Nr. 6: 9
- HOLLIDAY, S. (2012): Colourful Meadow. - Tübingen im Fokus, Nr. 26/201: 13.
- KLAUSNITZER, B. (1978): Ökologie der Großstadtfäuna. – Jena (Fischer)
- KRICKE, C. (2011): Der Einfluss verschiedener Mahdkonzepte auf die Artenvielfalt der Tagfalter auf Grünflächen der Stadt Tübingen: Bachelorarbeit. Evolutionsbiologie der Invertebraten –Tübingen.
- MACARTHUR, R.; WILSON, E.O. (1967): The Theory of Island Biogeography. – Princeton (Princeton University Press)
- RUOFF, L. (2011): Auswirkungen der Wiesenmahd auf die Wildbienenfauna öffentlicher Grünflächen in Tübingen. Diplomarbeit. Evolutionsbiologie der Invertebraten –Tübingen.
- SCHNEE, L. (2010): Plant diversity on public areas in Tübingen. Bachelorarbeit. Vegetationsökologie – Tübingen.
- SCHREIBER, K.-F. (2009): Die Offenhaltungsversuche des Landes Baden-Württemberg. - In: LUBW (Hrsg.): Artenreiches Grünland in der Kulturlandschaft. – Heidelberg (Verlag Regionalkultur): 15-36
- TRAUTNER, J. (1992): Arten – und Biotopschutz in der Planung: Methodische Standards zur Erfassung von Tierartengruppen. - Bad Wurzach (Margraf)
- UNTERWEGER, W.-D. (1989): Die letzten Bauernwiesen. – Herford (Busse-Seewald)
- WESTRICH, P. (1989): Die Wildbienen Baden-Württembergs. Allgemeiner Teil: Lebensräume, Verhalten, Ökologie und Schutz. – Stuttgart (Ulmer)
- WOLF, G. (1996): Die Blumenwiese als Lebensgemeinschaft. – Bonn (AID)

*Philipp Unterweger  
 Eberhard-Karls-Universität Tübingen  
 Mathematisch-Naturwissenschaftliche Fakultät  
 Institut für Evolution und Ökologie. Evolutionsbiologie der Invertebraten  
 Auf der Morgenstelle 28E  
 D-72076 Tübingen  
 philipp.unterweger@student.uni-tuebingen.de*

# **Biotoptypenbasierte Gehölzansaat als Begrünungsmethode von Straßenböschungen**

ANNE WERPUP

*Schlagwörter: Ingenieurbiologie, Nassansaat, naturnahe Rohbodenbegrünung, oberbodenlose Begrünung*

## **Hintergrund**

Bei der Begrünung von - durch Erdbauarbeiten oder durch Naturkatastrophen entstandenen - offenen oberbodenlosen Hangbereichen wie an Straßenböschungen finden Gehölzansaat bislang nur wenig Verwendung. Als Ursache hierfür lässt sich vor allem das durch fachliche Mängel bei der Planung und Umsetzung hervorgerufene Ausbleiben des Begrünungserfolges aufführen. Weiterhin kann die im Vergleich zur Pflanzung langsame Entwicklung von angesäten Gehölzen - von der Keimung bis zu wahrnehmbaren Junggehölzen - benannt werden.

Böschungen, die als tiefenerosionsgefährdet gelten, werden daher in der heutigen Begrünungspraxis größtenteils durch Gehölzanpflanzungen, ggf. in Kombination mit weiteren ingenieurbiologischen Maßnahmen, gesichert. Allerdings birgt die Gehölzpflanzung mit Oberbodenandeckung die Gefahr von Oberbodenerosion, sofern sie nicht fachgerecht ausgeführt wird. Die gepflanzten Gehölze durchwurzeln aufgrund der guten Versorgungssituation zunächst nur den Oberboden, was zu einer mangelnden Verzahnung von Oberboden und Unterboden führt. Weitere Faktoren wie ein relativ steiler Neigungswinkel - bei einer zu mächtigen Oberbodenschicht - sowie mangelnde Entwässerung und Hangwasseraustritte, die die Bildung einer wassergesättigten Gleitschicht zwischen beiden Bodenschichten begünstigen, können - wie häufig in der Praxis beobachtet - eine Oberbodenrutschung samt Pflanzung hervorrufen (vgl. OBERNOLTE 2006).

Auf bestimmten Böschungsstandorten mit steinigem grobporigen Böden sind Pflanzungen ohne Oberbodenandeckung problematisch oder sogar unmöglich, da dort den Baumschulpflanzen die nötigen Nährstoffe sowie Wasser fehlen und sich Probleme bei der Einbringung der Gehölze in den steinigen Rohboden ergeben könnten (ebd.). An solchen Böschungsstandorten sind Gehölzansaat die geeignete Begrünungsmethode.

## **Zielsetzung**

Die hier vorgestellte Forschungsarbeit beinhaltet die Überprüfung des Begrünungserfolges von Gehölzansaat an oberbodenlosen Straßenböschungen, welcher im Hinblick auf die Anforderungen an Wirkung und Funktion von Verkehrswegebegrünungen anhand mehrerer evaluierter Gehölzansaat näher untersucht wurde. Die Anforderungen an Wirkung und Funktion einer Begrünung an Straßenböschungen sind im Wesentlichen sicherungstechnischer, ökologischer, naturschutzfachlicher, ästhetischer und ökonomischer Art (vgl. ZEH 2007; HACKER et al. 2010).

## **Wirkung und Funktion von Gehölzansaat in Verbindung mit den Zielen der CBD**

Sicherungstechnische Anforderungen erfüllen angesäte Gehölze insofern gut, da sie sich von Entwicklungsbeginn an auf die speziellen Standortbedingungen einer Böschung einstellen und diese durch die Entwicklung verschiedener Wurzelsysteme innerhalb des Bestands tiefgründig verzahnen. Den ersten Schutz der Böschung vor Oberflächenerosion übernehmen nach der Ansaat die Begrünungshilfsstoffe (Mulch, Kleber) und bis zur Gehölzentwicklung eine Zwischenbegrünung mit konkurrenzschwachen Kräutern und / oder annuellen Getreidearten (vgl. SCHLÜTER 1996; BLOEMER 2003). Eine mittels Gehölzansaat begrünte Böschung ist so langfristig von Beginn an vor Erosion geschützt.

Eine Literaturrecherche ergab, dass die meisten Gehölzarten unter extremen Standortbedingungen wie an Rohbodenböschungen (skelettreiche, flachgründige Böden) innerhalb eines Gehölzbestandes im Vergleich zu einem Einzelstandort unter optimalen Bedingungen (humose, tiefgründige Böden) andere Wurzelsysteme ausprägen (vgl. KUTSCHERA & LICHTENEGGER 2002). Vereinzelt im Rahmen dieser Forschungsarbeit durchgeführte Wurzelausgrabungen bestätigten dieses Ergebnis. So können bestimmten Gehölzen an Böschungen im lockeren Bestand drei artspezifische Wurzelstrategien (Flach-, Spalten-, Intensivwurzler) - je nach Durchwurzelungstiefe und -intensität - zugeordnet werden. Bei allen untersuchten Böschungsbeständen sind jeweils Arten mit einer oder zwei der drei verschiedenen Strategien aufgenommen wurden, die mit ihrer Verzahnung langfristig zur Gewährleistung der Böschungssicherheit beitragen (WERPUP 2013).

Ökologische und naturschutzfachliche Anforderungen erfüllt eine Gehölzansaat insofern gut, da sie - anders als bei einer Pflanzung - durch das Zulassen der natürlichen Sukzession die Entwicklung eines nahezu natürlichen bzw. naturnahen Gehölzbestandes - ähnlich wie der „heutigen potenziell natürlichen Vegetation (HPNV)“ (SCHLÜTER 1996) - bewirkt und somit ein Erhaltungspotenzial für die biologische Vielfalt birgt. Die artspezifischen stark standortabhängigen Verzögerungen bei der Keimung und Entwicklung der angesäten Gehölze lassen im Vergleich zu einer gleichaltrigen Pflanzung eine Durchmischung der Altersstruktur entstehen. Zudem vereinfachen die durch eine Ansaat entwickelten, in der Regel lockeren lichten Gebüsch- und Vorwaldgesellschaften den Diasporeneintrag von anderen gebietstypischen Arten benachbarter Bestände sowie eine mögliche Naturverjüngung und bewirken so den Erhalt der genetischen Artenvielfalt. Weiterhin kann diesem Anliegen - welches auch den Zielen der CBD entspricht - durch die Verwendung von gebietsheimischem oder zumindest regionalem Gehölzsaatgut nachgekommen werden (vgl. HILLER et al. 2004; BMU 2012).

Als ökologische Wirkungen und Funktionen eines naturnahen Gehölzbestands auf einer Straßenböschung lassen sich Bodenverbesserung, Klimaverbesserung, Windschutz, Immissionsschutz, Lärmschutz, Lebensraum für Tiere und Biotopverbund nennen (vgl. SCHLÜTER 1996; ZEH 2007). Letztere Aspekte gehören zu den Zielen des Naturschutzes und der Landschaftsplanung, ebenso wie der Erhalt und Schutz der Biodiversität im Sinne der CBD.

Gestalterisch gesehen bieten Gehölzansaat die Möglichkeit, vielfältige naturnahe Gehölzbestände an Verkehrswegeböschungen zu etablieren, die das Landschaftsbild durch die Schaffung neuer Strukturen und Formen bereichern und den Verkehrsweg in die Landschaft mit eingliedern (vgl. ZEH 2007; HACKER & JOHANNSEN 2012).

Ausführungs- wie auch langfristige Pflegekosten von angesäten Gehölzbeständen auf Böschungen mit extremen Standortbedingungen sind deutlich geringer als beispielsweise die einer Pflanzung. Eine

biotoptypenbasierten Ansaat mit einem naturnahen Gebüsch als Entwicklungsziel stellt daher nicht nur eine nachhaltig biodiverse sondern auch eine langfristig ökonomischere Begrünungsvariante zur Gehölzpflanzung dar (vgl. SCHIECHTL & STERN 1992; HILLER & HACKER 2001).

Ein naturnaher Gehölzbestand aus standortgerechten gebietsheimischen Arten erfüllt am besten alle Ansprüche an Funktion und Wirkung einer Böschungsbegrünung und ist aus diesem Grund als langfristiges Vegetationsziel anzusehen. Die Definition der Zielvegetation orientiert sich daher an naturnahen Gebüsch in Form von Biotoptypen, die den Planenden die Möglichkeit bieten, diese in naturschutzfachliche Biotopwertverfahren mit einzubeziehen. Ein weiterer großer Vorteil von Biotoptypen im Gegensatz zur pflanzensoziologisch definierten Zielvegetation liegt vor allem darin begründet, dass diese sich an den vorherrschenden Standortbedingungen der Ansaatfläche ausrichten und nicht erst an der Artenzusammensetzung im Endbestand (vgl. DRACHENFELS 2011).

### **Ergebnisorientierte Handlungsempfehlungen für die Begrünungspraxis**

Bei der Auswertung der Evaluationen zeigte sich, wie bereits eingangs erwähnt, dass bei nicht fachgerechter Planung und Ausführung von Gehölzansaaten viele komplexe Faktoren zum Ausfall des Begrünungserfolges führen können. Als Hauptfehlerquellen sind für Gehölzansaaten ungeeignete Standortbedingungen, die Wahl von nicht standortgerechten und gebietsheimischen Arten in der Ansaatmischung sowie die Art und Mengen der verwendeten Hilfsstoffe ermittelt worden. An Straßenböschungen ist aufgrund der Zugänglichkeit und der Flächengröße die Nassansaat die am besten geeignete Methode zur Initiierung von Gehölzbeständen (WERPUP 2013).

Auf den meisten bindigen Böden sind Gräser und Kräuter unter für sie optimalen Standortbedingungen konkurrenzstärker als Gehölze (BLOEMER 2003). Daher sind aus ökologischen Gründen wie auch aus Gründen der Böschungssicherheit Böschungsstandorte mit humosem Oberboden und Tone für eine Begrünung mittels Gehölzansaat ungeeignet. Ebenfalls ungeeignet sind Böschungen mit spaltenfreiem Fels. Bedingt geeignet sind bindige Böden wie Lehme und Schluffe. Nichtbindige Böden wie Sande, Kiese, Gruse, Schotter und klüftiger Fels eignen sich gut für eine Gehölzansaat. Bei fachlich richtiger standortbezogener Artenmischung und Rezeptur stellt sich auf möglichen Gehölzstandorten nach einigen Jahren eine biotoptypenbasierte Zielvegetation bzw. der Begrünungserfolg ein (WERPUP 2013).

Anhand der Evaluationsergebnisse lässt sich ableiten, dass die Bodenchemie (pH-Wert), Exposition und Neigung sowie die Wasserdurchlässigkeit bzw. Speicherkapazität des Bodens (Bindigkeit) die Vegetationsentwicklung an Verkehrswegeböschungen maßgeblich beeinflussende Faktoren sind. Basierend auf diesen Erkenntnissen ist als ein Ergebnis dieser Forschung ein standortbezogenes Verwendungsspektrum entstanden, welches als eine Art fachliche Hilfestellung zur Verwendung von Gehölzansaaten in der Begrünungspraxis angesehen werden kann. Hiermit ist es möglich, anhand der Standortbedingungen die biotoptypenbasierte Zielvegetation nach drei Gebüsch-Biotoptypen zu ermitteln. Es handelt sich hierbei um Laubgebüsch trockenwarmer Standorte (BT), mesophiles Gebüsch (BM) und bodensaures Laubgebüsch (BS) (ebd.; vgl. DRACHENFELS 2011).

Die Zusammenstellung von biotoptypenbasierten Gehölzansaatmischungen erfolgt nach den drei Gebüsch-Biotoptypen. Zudem müssen, um regionalen Unterschieden nachzukommen, die sechs gebietseigenen Gehölzherkunftsgebiete (HG) gemäß BMU-Leitfaden (2012) berücksichtigt werden.

Aufgrund der hohen artspezifischen Ausfallquoten bei der Keimung, die vor allem durch die Vielzahl von artspezifischen Ansprüchen an die Keimungsbedingungen bedingt sind, empfiehlt es sich, bei einzelnen standortbezogenen Ansaatmischungen eine hohe Artenanzahl zu verwenden. Des Weiteren sollte gerade bei Böschungsstandorten, die sich in Übergangsbereichen zwischen Gebüsch-trockenwarmer Standorte (BT) und mesophilen Gebüsch (BM) befinden, auf Arten, die in beiden Gebüsch-Biototypen vorkommen und über eine große Standortamplitude verfügen, zurückgegriffen werden. Gehölze mit einem großen ökologischen Standortspektrum vermögen zudem besser mit Standortveränderungen, die beispielsweise durch eine Klimaveränderung hervorgerufen werden könnten, umzugehen. Es empfiehlt sich daher auf allen schwach sauren bis alkalischen Standorten eine Grundsaa-tgutmischung, bestehend aus kleinwüchsigen anspruchslosen Gehölzarten wie *Cornus sanguinea*, *Lonicera xylosteum* [laut BMU-Leitfaden (2012) nicht in HG 1 und 2 geeignet], *Prunus spinosa*, *Rosa canina* und *Sorbus aucuparia*, zu verwenden (WERPUP 2013).

Auf dieser Grundmischung aufbauend könnten dann die für den Standort typischen Arten in BT- und BM- Gehölzansaatmischungen zusammengestellt werden, sofern sich der Böschungsstandort deutlich in eine der beiden übergeordneten Kategorien einordnen lässt. Ist dies nicht der Fall, müssen in der Ansaatmischung typische Arten beider Standorte enthalten sein, was zu einer sehr hohen Artenanzahl in der Mischung führen wird, die aber auch beim zu erwartenden Ausfall einiger Arten den Begrü-nungserfolg langfristig gewährleisten kann (ebd.).

### **Ausblick und Fazit**

Um in Zukunft ein frühzeitiges Scheitern von Gehölzansaat als Begrünnungsmaßnahme zu verhin-dern, ist es sinnvoll, Handlungshilfen in Form von Handbüchern und Leitfäden zu veröffentlichen. Weiterhin könnten Personen oder Begrünnungsfirmen, die über dieses Wissen verfügen, mittels eines Labels oder Zertifikats - ähnlich wie bei der Kennzeichnung von Regiosaatgut - ausgezeichnet werden. Zudem sollten Forschungsgesellschaften wie die Forschungsgesellschaft Landschaftsentwicklung Landschaftsbau e. V. (FLL) oder die Gesellschaft für Ingenieurbiologie e. V. Weiterbildungsseminare zum Thema Gehölzansaat anbieten, bei denen zum Abschluss ein solches Zertifikat erworben wer-den kann (ebd.).

Eine weitere Möglichkeit, den Begrünnungserfolg durch Gehölzansaat mit regionalem Saatgut zu erhöhen, würde die Überarbeitung der Normen und Richtlinien nach dem neuesten Forschungsstand sowie eine staatliche Kontrolle der Verwendung von herkunftszertifiziertem Regiosaatgut nach der Übergangsfrist im Jahr 2020 bieten. Zudem ist eine der Gehölzentwicklung gemäße Veränderung der Ausschreibe- und Vergabebedingungen für Gehölzansaat erforderlich (vgl. BLOEMER 2003). Des Weiteren empfiehlt es sich bei der Abnahme von mittels Gehölzansaat begrünter Flächen, aufgrund der langsamen Gehölzentwicklung, zur bisherigen DIN 18918 zusätzliche Regelungen zu treffen. Laut dieser DIN ist der abnahmefähige Zustand bereits erreicht, wenn die Ausbringung ordnungsgemäß erfolgt und die Zwischenansaat gleichmäßig aufgelaufen ist. Problematisch hierbei ist, dass die Gehöl-zentwicklung in keiner Weise berücksichtigt wird, und bei einem Komplettausfall der Gehölze nie-mand haftbar ist. Eine Lösungsmöglichkeit wäre die erfolgsbasierte Abnahme der bereits gekeimten Gehölze nach einem Entwicklungszeitraum von drei Jahren, die nach der bisher gültigen technischen Abnahme der ordnungsgemäßen Ausbringung erfolgen müsste (WERPUP 2013).

## Literatur

- BLOEMER, S. (2003): Zum Problem korrekturbedürftiger Ausschreibungstexte. Am Beispiel ingenieurbioologischer Sicherungen und Begrünungen durch Nassansaat nach DIN 18918. - Neue Landschaft 1/03: 45-52.
- BMU (2012): Leitfaden zur Verwendung gebietseigener Gehölze. – Berlin (Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit)
- DIN 18918 (2002-08): Vegetationstechnik im Landschaftsbau - Ingenieurbioologische Sicherungsbauweisen - Sicherungen durch Ansaaten, Bepflanzungen, Bauweisen mit lebenden und nicht lebenden Stoffen und Bauteilen, kombinierte Bauweisen. Deutsche Norm.
- DRACHENFELS, O. v. (2011): Kartierschlüssel für Biotoptypen in Niedersachsen unter besonderer Berücksichtigung der gesetzlich geschützten Biotope sowie der Lebensraumtypen von Anhang I der FFH-Richtlinie. - Hannover (Nds. Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz)
- HACKER, E.; JOHANNSEN, R.; KOVALEV, N. & SUBATZUS, A. (2010): Europäische Richtlinie für Ingenieurbioologie: Entwurf. - Mitteilungen der Gesellschaft für Ingenieurbioologie e.V. 34: 2-50.
- HACKER, E. & JOHANNSEN, R. (2012): Ingenieurbioologie. - Stuttgart (Ulmer)
- HILLER, A. & HACKER, E. (2001): Ingenieurbioologie und die Vermeidung von Florenverfälschungen. Lösungsansätze zur Entwicklung von Regiosaatgut. - Mitteilungen der Gesellschaft für Ingenieurbioologie e.V. 18: 16-42.
- HILLER, A.; HACKER, E.; PRASSE, R. & RODE, M. (2004): Das Regiosaatgut-Konzept – Bereitstellung von herkunftstreuem Wildpflanzensaatgut für Begrünungen in der freien Landschaft. In: BfN (Hg): Treffpunkt Biologische Vielfalt IV. Bonn, S. 109-114.
- KUTSCHERA, L. & LICHTENEGGER, E. (2002): Wurzelatlas mitteleuropäischer Waldbäume und Sträucher. Graz - Stuttgart (Leopold Stocker) (Wurzelatlas-Reihe).
- OBERNOLTE, L. (2006): Standortgerechte Gehölzansaat. - In: KRAUTZER, B. & E. HACKER (Hrsg.): Ingenieurbioologie: Begrünung mit standortgerechtem Saat- und Pflanzgut (Tagungsband). - Raumberg-Gumpenstein: 101-106.
- SCHIECHTL, H. M. & STERN, R. (1992): Handbuch für naturnahen Erdbau. Eine Anleitung für ingenieurbioologische Bauweisen. - Wien (Österreichischer Agrarverlag)
- SCHLÜTER, U. (1996): Pflanze als Baustoff. Ingenieurbioologie in Praxis und Umwelt. - Berlin, Hannover (Patzner)
- WERPUP, A. (2013): Biotoptypenbasierte Gehölzansaat - Eine Begrünungsmethode zur ingenieurbioologischen Sicherung von oberbodenlosen Verkehrswegeböschungen. Dissertation (eingereicht). – Hannover (Leibniz Universität)
- ZEH, H. (2007): Ingenieurbioologie: Handbuch Bautypen. – Zürich (vdf Hochschulverlag AG)

*Anne Werpup  
Institut für Umweltplanung  
Leibniz Universität Hannover  
Herrenhäuser Str. 2  
30419 Hannover  
werpup@umwelt.uni-hannover.de*

# Freiflächen in der Stadt – Auswirkungen von Flächengröße und Distanz zum Stadtrand auf die Artenvielfalt

SARAH MATTHIES

*Schlagwörter: Biodiversität, Artenzahl, Urbanisierung, Gradient, Gefäßpflanzen, Vögel*

## 1 Hintergrund

Zahlreiche Studien belegen eine höhere Artenvielfalt innerhalb von Städten als in der umgebenden Landschaft (BMU 2007). Innerhalb von Städten wird eine Zunahme der Artenzahl mit Abnahme des Urbanisierungsgrades beobachtet (SORACE & GUSTIN 2010, MELLES et al. 2003). Vor allem Freiflächen in der Stadt, wie bspw. Parks, Wälder oder Ruderalflächen, besitzen eine große Bedeutung als Lebensraum für Tier- und Pflanzenarten (GUNTENSPERGEN & LEVENSON 1997, MEFFERT & DZIOCK 2012).

Aktueller Forschungsbedarf besteht zu der Frage, welche Einflussfaktoren maßgeblich für eine hohe Artendiversität, insbesondere eine hohe Artenzahl, auf Freiflächen in Städten sind (vgl. WERNER & ZAHNER 2009). Neben der Heterogenität von Habitatstrukturen (ZERBE et al. 2002), sowie der Art der angrenzenden Landnutzungen (GUNTENSPERGEN & LEVENSON 1997, MÖRTBERG 2001), bestimmt besonders die Variabilität der abiotischen Faktoren (z. B. Temperatur, Feuchtigkeit, Bodentyp, Nährstoffe, Salzgehalt, Sauerstoffkonzentration) die Artenzahl und -zusammensetzung (TOWNSEND et al. 2009).

Der Größe einer Freifläche innerhalb der bebauten Teile der Stadt wird ebenfalls eine besondere Bedeutung für die Artendiversität beigemessen (GUNTENSPERGEN & LEVENSON 1997). Z. B. weisen MEFFERT & DZIOCK (2012) auf Ruderalflächen in Berlin nach, dass das Vorkommen von gefährdeten Vogelarten sehr stark von der Flächengröße abhängt und dass erst Flächen ab einer Größe von 5 ha gefährdete Arten beherbergen. Der Zusammenhang von höheren Artenzahlen bei zunehmender Flächengröße ist für typische Vogelarten in gebüschdominierten Freiflächen (BOLGER et al. 1997) und Wäldern (MÖRTBERG 2001) in urbanen Räumen belegt. KNAPP et al. (2008) zeigen auch für Gefäßpflanzen auf geschützten Flächen in der Stadt, dass die Flächengröße der entscheidende Faktor für die Artenzahl ist.

Ergänzend darf angenommen werden, dass auch die Entfernung einer Freifläche zum Stadtrand die Artenzahl beeinflusst, da dies die Chance einer erfolgreichen Einwanderung bestimmt (TOWNSEND et al. 2009). Allerdings beziehen derzeitige Studien vor allem die Distanz einer Freifläche zum Stadtzentrum als erklärende Variabel für die Artenzahl in die Untersuchungen mit ein und belegen eine höhere Artenzahl bei weiter entfernten Flächen (HOPE et al. 2003, HUSTE & BOULINIER 2007). Für Gefäßpflanzen in Berlin wurde im Gegensatz hierzu die höchste Artenzahl pro km<sup>2</sup> in der Zone zwischen Stadtzentrum und den Außenbereichen der Stadt ermittelt (ZERBE et al. 2002).

Vor dem Hintergrund einer zunehmenden Urbanisierung (UNITED NATIONS 2011) ergibt sich die Notwendigkeit, den Einfluss relevanter Faktoren auf die Artenzahl besser zu beschreiben, um eine Grundlage für ein naturschutzfachlich optimiertes Flächenmanagement für die Stadtentwicklung zu

schaffen. In dem Forschungsprojekt „Cities, nature and life between them: the dynamics of human and natural ecosystems and the interrelationships between them“ (2011-2013) werden die Bedeutung der Flächengröße und der Distanz von Freiflächen zum Stadtrand für die Artendiversität in den Städten Haifa (Israel) und Hannover (Deutschland) untersucht. In der vorliegenden Arbeit sollen der Untersuchungsansatz und erste Ergebnisse aus Hannover vorgestellt werden. Dabei werden die folgenden Hypothesen überprüft:

- Die Artenzahl von Gefäßpflanzen und Vögeln auf Freiflächen in der Stadt steigt mit Zunahme der Flächengröße.
- Die Artenzahl von Gefäßpflanzen und Vögeln auf Freiflächen in der Stadt verringert sich mit zunehmender Entfernung zum Stadtrand.

## 2 Methodik

Die Untersuchungsflächen in Hannover wurden über mehrere Arbeitsschritte ausgewählt. In einem ersten Schritt wurde der Stadtrand anhand der Bebauungsgrenze zur freien Landschaft mit Hilfe eines Digitalen Landschaftsmodells und Digitalen Orthophotos identifiziert. Anschließend wurden alle Freiflächen ermittelt, die potenziell einen Versiegelungsgrad von weniger als 25 % aufweisen. Bei diesen handelt es sich bspw. um Parks, Wälder, Friedhöfe, Ruderalflächen, Kleingärten oder Sportplätze. Die Größe und Distanz der identifizierten Freiflächen zum Stadtrand wurden berechnet. Um die Betretbarkeit der Fläche für die Erfassungen zu gewährleisten, wurde der Datensatz anschließend um Flächen bereinigt, die nicht öffentlich zugänglich sind. Des Weiteren wurden Flächen, die weniger als 50 m vom Stadtrand entfernt liegen ausgeschlossen, um die Lage innerhalb des bebauten Bereichs sicherzustellen. Ebenfalls wurden Flächen kleiner 0,5 ha (pot. erhöhte Randeffekte) und Flächen größer 100 ha (Erfassungsaufwand) ausgeschlossen. Mit Hilfe einer geschichteten Zufallsauswahl unter Berücksichtigung von drei Größenklassen (> 0,5 bis 2 ha; > 2 bis 6 ha; > 6 bis 100 ha) und drei Klassen der Distanz zum Stadtrand (> 50 bis 1000 m; > 1000 bis 2000 m; > 2000 m) wurden 32 unterschiedliche Untersuchungsflächen (min. 0,7 ha; max. 71,3 ha) ausgewählt (Abb. 1 und Abb. 2).

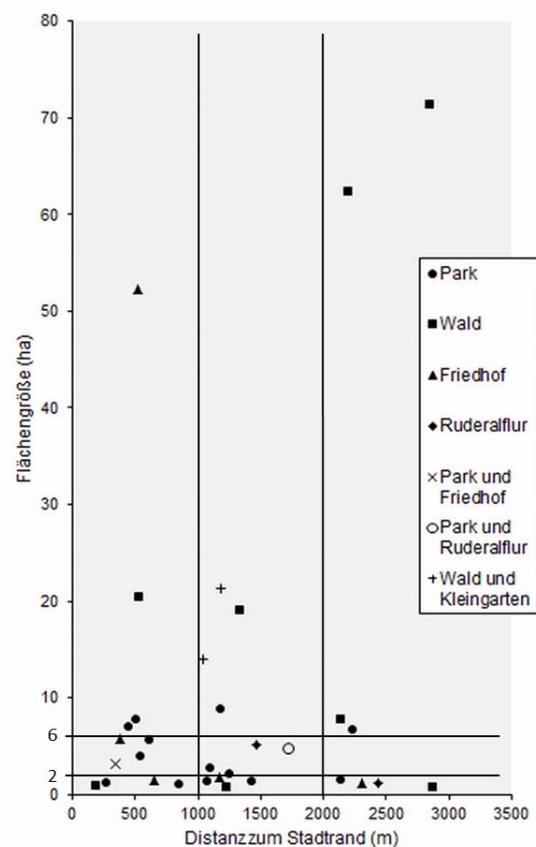


Abb. 1: Untersuchungsflächen (n = 32) in Abhängigkeit von Flächengröße und Distanz zum Stadtrand (Linien stellen die Grenze zwischen verschiedenen Größen- bzw. Distanzklassen dar)

Die Gefäßpflanzen wurden von Juni bis August 2011, sowie von März bis Juli 2012 zu vier Terminen pro Untersuchungsfläche erfasst. Es wurde eine Vollerhebung durchgeführt, um die teilweise kleinflächig strukturierten Untersuchungsflächen vollständig zu beproben. Neben den spontan aufgewachse-

nen, wurden auch alle gepflanzten Arten aufgenommen. Die Untersuchungsflächen wurden zu Fuß durchschritten, wobei alle unterschiedlichen Vegetationsstrukturen berücksichtigt wurden.

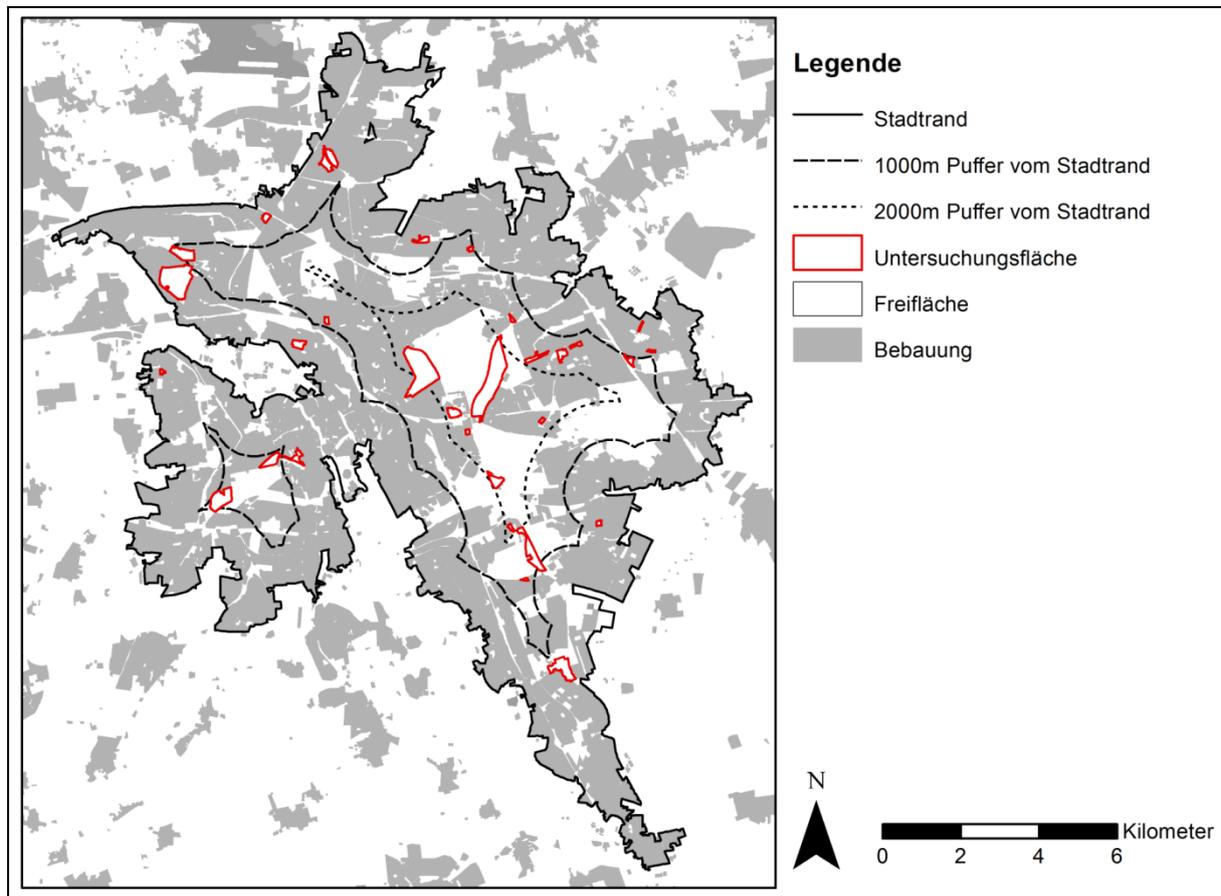


Abb. 2: Lage der Untersuchungsflächen in Hannover (Puffer stellen die Grenzen zwischen verschiedenen Distanzklassen dar)

Die Vogelarten wurden von März bis Juni 2012 an acht Terminen pro Untersuchungsfläche erfasst. Es wurde eine Linien erfassung durchgeführt, da diese eine gute Abdeckung der Fläche bei vergleichsweise geringem Zeitaufwand ermöglicht (vgl. BIBBY et al. 1995, SÜDBECK et al. 2005). Die Routen wurden so gelegt, dass die gesamte Fläche und möglichst alle Habitatstrukturen abgedeckt wurden. Die Länge der Routen orientierte sich an der Flächengröße (ca. 100 m/ha), um einen vergleichbaren Erhebungsaufwand zu gewährleisten. Die Vogelarten wurden visuell und akustisch bestimmt.

Datenmanagement und Auswertungen wurden mit Excel bzw. SPSS durchgeführt. Zur Bestimmung des Zusammenhangs zwischen Artenzahl und Flächengröße bzw. Distanz zum Stadtrand wurde der Spearmans Rangkorrelationskoeffizient ( $r_s$ ) berechnet.

### 3 Erste Ergebnisse

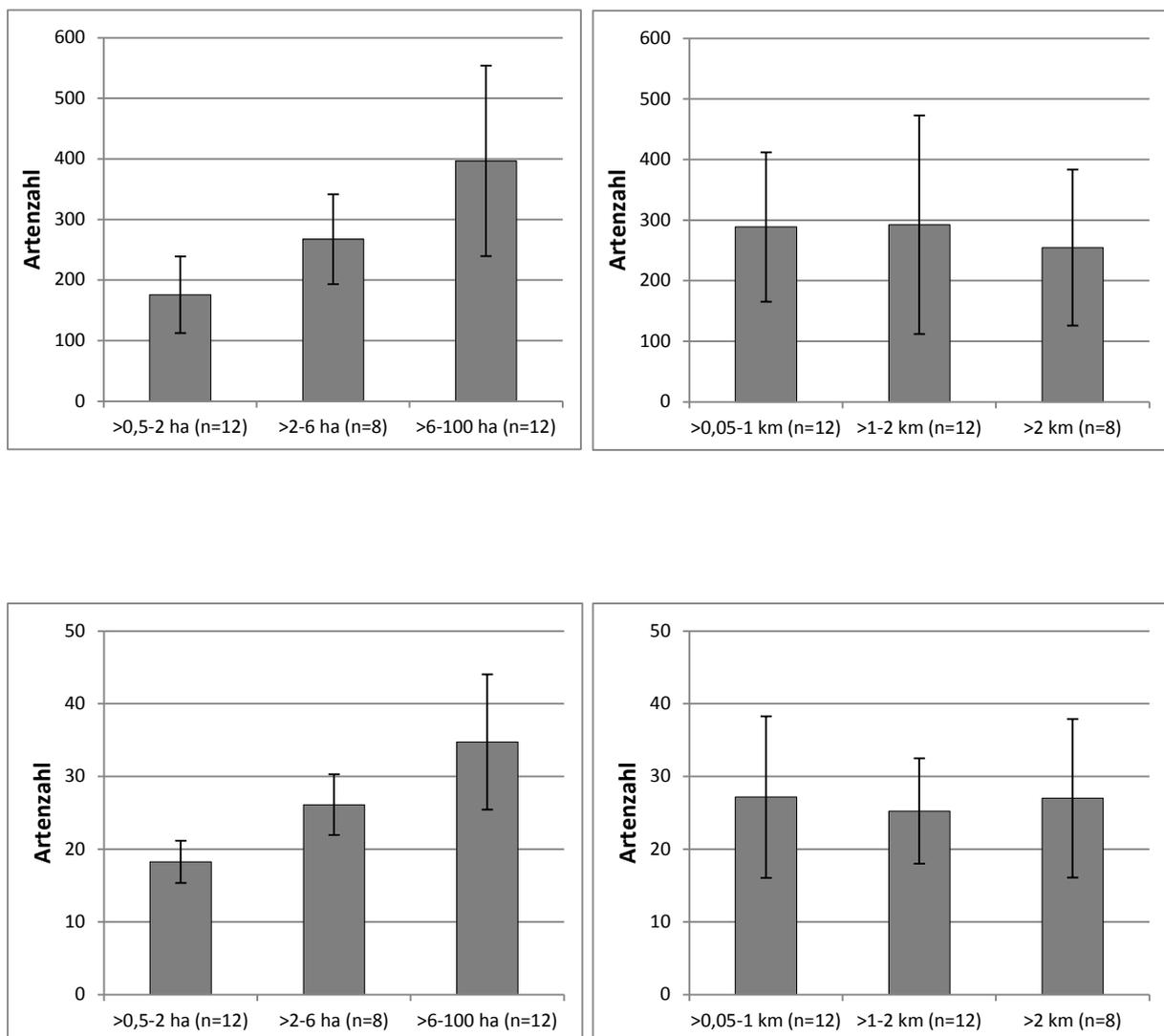
Insgesamt wurden 1405 Gefäßpflanzenarten nachgewiesen. Es wurden minimal 95 und maximal 734 Arten vorgefunden. Die mittlere Artenzahl stieg mit zunehmender Flächengröße von 176 Arten (> 0,5 bis 2 ha) auf 397 Arten (> 6 bis 100 ha) (Abb. 3). Eine Korrelationsanalyse der Gesamtstichprobe bestätigt einen signifikanten positiven Zusammenhang zwischen Flächengröße und Artenzahl der Gefäßpflanzen ( $r_s = 0,802$ ,  $p < 0,01$ ).

Unter Berücksichtigung der Distanz zum Stadtrand ergab sich die höchste mittlere Artenzahl (292 Arten) für die > 1 bis 2 km vom Stadtrand entfernten Flächen und der niedrigste Mittelwert

(255 Arten) für die am weitesten vom Stadtrand entfernten Flächen (Abb. 4). Bei der Korrelationsanalyse der Gesamtstichprobe wurde kein statistisch signifikanter Zusammenhang zwischen der Distanz zum Stadtrand und der Anzahl der Pflanzenarten ermittelt ( $r_s = -0,162$ ).

Insgesamt wurden 78 Vogelarten identifiziert. Es wurden minimal 14 Arten und maximal 58 Arten erfasst. Die mittlere Artenzahl stieg von 18 Arten auf 35 Arten bei Zunahme der Flächengröße (Abb. 5). Die Korrelationsanalyse aller Werte bestätigt einen signifikanten positiven Zusammenhang zwischen Flächengröße und der Anzahl von Vogelarten ( $r_s = 0,799$ ,  $p < 0,01$ ).

Untergliedert in Distanzklassen zeigen die mittleren Artenzahlen der Vögel keinen einheitlichen Trend, sondern weisen mit 27, 25 und 27 Arten nahezu identische Werte auf (Abb. 6). Auch die Korrelationsanalyse weist keinen statistischen Zusammenhang zwischen Distanz zum Stadtrand und Artenzahl nach ( $r_s = 0,019$ ).



## 4 Diskussion

Die ersten Ergebnisse dieser Arbeit zeigen, dass die Flächengröße ein wichtiger, die Artenzahlen von Gefäßpflanzen und Vögeln auf Freiflächen in der Stadt bestimmender Faktor ist. Dies deckt sich mit Forschungsergebnissen früherer Untersuchungen (MÖRTBERG 2001, MEFFERT & DZIOCK 2012, GUNTENSPERGEN & LEVENSON 1997). Ergänzend zu vorherigen Studien konnte dieser Effekt auch für unterschiedlich strukturierte Untersuchungsflächen belegt werden.

Die Distanz zum Stadtrand als alleiniger Faktor scheint die Artenzahlen hingegen nicht zu beeinflussen. Ob die Kombination von Flächengröße und Distanz zum Stadtrand die Artenzahlen besser erklärt als die Flächengröße allein, ist durch weitere Analysen zu klären. Des Weiteren ist zu untersuchen, ob und in welchem Maße die Strukturvielfalt einer Freifläche die Artenzahl beeinflusst.

Die Auswahl der Untersuchungsflächen dieser Arbeit steht im Gegensatz zu vielen Arbeiten, die sich in der Vergangenheit mit der Artendiversität in Städten befasst haben. Viele Arbeiten haben die Untersuchungen entlang von Transekten durchgeführt (z. B. BLAIR 1996) oder das Stadtzentrum als Referenzpunkt gewählt (z. B. ZERBE et al. 2002). Mit dem Wissen, dass sich mitteleuropäische Städte nicht monozentrisch entwickelt haben, sind die Ergebnisse nicht ohne Einschränkungen übertragbar. Andere Studien haben sich auf i.w.S. gleichartige Flächen konzentriert (z. B. Wälder). Bei der vorliegenden Studie wurden die Untersuchungsflächen per Zufall aus unterschiedlich strukturierten Freiflächen gewählt.

Die Ergebnisse dieser Arbeit legen nahe, dass Stadt- und Umweltplaner im Rahmen der Stadtplanung berücksichtigen sollten, dass dem Erhalt bzw. der Neuanlage von Freiflächen über 6 ha zur Förderung der Artendiversität eine große Bedeutung zukommt. Dass Städte neben einer hohen Lebensqualität für den Menschen auch einen Lebensraum für viele Tier- und Pflanzenarten bieten können (BMU 2007), wird durch die Ergebnisse bestätigt.

## 5 Quellenverzeichnis

- BIBBY, J., BURGESS, N., HILL, D. (1995): Methoden der Feldornithologie: Bestandserfassung in der Praxis. – Radebeul (Neumann).
- BLAIR, R. (1996): Land use and avian species diversity along an urban gradient. - *Ecological Applications* 6(2): 506–519.
- BOLGER, D., SCOTT, T., ROTENBERRY, J. (1997): Breeding bird abundance in an urbanizing landscape in coastal southern California. - *Conservation Biology* 11(2): 406–421.
- BMU (Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit) (2007): Nationale Strategie zur biologischen Vielfalt.
- GUNTENSPERGEN, G., LEVENSON, J. (1997): Understory plant species composition in remnant stands along an urban-to-rural land-use gradient. - *Urban Ecosystems* 1(3): 155–169.
- HOPE, D., GRIES, C., ZHU, W., FAGAN, W., REDMAN, C., GRIMM, N., NELSON, A., MARTIN, C., KINZIG, A. (2003): Socioeconomics drive urban plant diversity. - *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 100(15): 8788–8792.
- HUSTE, A., BOULINIER, T. (2007): Determinants of local extinction and turnover rates in urban bird communities. - *Ecological Applications* 17(1): 168–180.

- KNAPP, S., KÜHN, I., MOSBRUGGER, V., KLOTZ, S. (2008): Do protected areas in urban and rural landscapes differ in species diversity? - *Biodiversity and Conservation* 17(7): 1595–1612.
- MEFFERT, P., DZIOCK, F. (2012): What determines occurrence of threatened bird species on urban wastelands? - *Biological Conservation* (153): 87–96.
- MELLES, S., GLENN, S., MARTIN, K. (2003): Urban bird diversity and landscape complexity: Species-environment associations along a multiscale habitat gradient. - *Conservation Ecology* 7(1): 22.
- MÖRTBERG, U. (2001): Resident bird species in urban forest remnants; landscape and habitat perspectives. - *Landscape Ecology* 16(3): 193–203.
- SORACE, A., GUSTIN, M. (2010): Bird species of conservation concern along urban gradients in Italy. - *Biodiversity and Conservation* 19(1): 205–221.
- Südbeck, P., Andretzke, H., Fischer, S., Gedeon, K., Schikore, T., Schröder, K., Sudfeldt, C. (2005): *Methodenstandards zur Erfassung der Brutvögel Deutschlands.* – Radolfzell.
- TOWNSEND, C., BEGON, M., HARPER, J. (2009): *Ökologie.* – Berlin (Springer).
- UNITED NATIONS (2011): *World Population Prospects: The 2010 Revision, Volume I: Comprehensive Tables.* Stand: 31.07.2012,  
[http://esa.un.org/wpp/Documentation/pdf/WPP2010\\_Volume-I\\_Comprehensive-Tables.pdf](http://esa.un.org/wpp/Documentation/pdf/WPP2010_Volume-I_Comprehensive-Tables.pdf).
- WERNER, P., ZAHNER, R. (2009): *Biologische Vielfalt und Städte. Eine Übersicht und Bibliographie - Biological Diversity and Cities. A Review and Bibliography.* – Bonn (BfN) (BfN-Skripten 245).
- ZERBE, S., MAURER, U., SCHMITZ, S., SUKOPP, H. (2002): Biodiversity in Berlin and its potential for nature conservation. - *Landscape and Urban Planning* 62: 139–148.

## **Danksagung**

Ich danke Dr. Stefan Rüter und Prof. Dr. Rüdiger Prasse für wertvolle Anmerkungen und kritische Diskussionen. Das Forschungsprojekt „Cities, nature and life between them...“ des Technion Haifa und der Leibniz Universität Hannover wird durch Mittel des Landes Niedersachsen gefördert.

*Dipl.- Ing. Sarah Matthies  
 Institut für Umweltplanung  
 Leibniz Universität Hannover  
 Herrenhäuserstr. 2  
 30419 Hannover  
 matthies@umwelt.uni-hannover.de*

# Potentielle Auswirkungen von Straßenverkehrstransporten auf die Biodiversität

JAN FRIEDRICH & JUTTA GELDERMANN

*Schlagwörter: Flächeninanspruchnahme, Landschaftszerschneidung, Straßenverkehrstransport, Biodiversität; Umweltmanagement*

Der Energie- und Ressourcenverbrauch der sogenannten entwickelten Welt übersteigt die lokalen und globalen natürlichen Kapazitäten. Er ist der maßgebliche direkte Grund für die verschiedenen Ausprägungen der ökologischen Krise. Zu deren wesentlichen Ausprägungen zählen der Klimawandel, der Süßwassermangel, das Artensterben, oder die Übernutzung und Verschmutzung von Böden, Wasser und Luft. Ökologische Knappheiten und Probleme bestehen dabei nicht an sich, sondern sie werden von sozialen Knappheiten, also vom Verhalten und von den Lebensstilen der Menschen, hervorgerufen.<sup>1</sup> Dies ist auch für das Spannungsfeld Verkehr und Umwelt der Fall. Die heutige Transportintensität westlicher Produktionsstrukturen und Konsumarten kollidiert signifikant mit den Bedürfnissen anderer Lebewesen. Vergleichbar mit den negativen Effekten von Verkehr für den Menschen, wie Lärm an Flughäfen und Bahntrassen oder Emissionen in Städten, sind auch zahlreiche Tierarten gerade vom dominierenden Kraftwagenverkehr auf Straßen gestört oder in einigen Fällen gar in ihrer Existenz gefährdet. Die für Tiere und Pflanzen negativen Effekte sind weitestgehend bekannt und gewinnen im Zuge der politischen Bemühungen zum Schutz der biologischen Vielfalt nun auch außerhalb der Naturwissenschaften an Bedeutung. Ziel dieses Beitrags ist es, betriebswirtschaftlichen Entscheidern Informationen und methodische Hilfsmittel zur besseren Berücksichtigung und zur Verringerung der potentiellen negativen Auswirkungen von Straßentransporten zu liefern.

Dazu werden die Ergebnisse folgender beider zentraler Fragestellungen präsentiert:

1. Welche maßgeblichen potentiellen negativen Effekte von Straßenverkehrstransporten auf die nicht menschliche Natur bestehen?
2. Kann für die beiden Effekte Flächeninanspruchnahme und Landschaftszerschneidung eine Operationalisierung und Quantifizierung gefunden werden, die unternehmerischen Entscheidern bei der Verminderung dieser Effekte hilft?

Grundlage der beiden Fragestellungen ist eine Lücke zwischen der Berücksichtigung des Themas in Unternehmen sowie ihrem Umfeld und den Ergebnissen der naturwissenschaftlichen Disziplin Straßenökologie. Zwar befassen sich Unternehmen, gesetzliche Verordnungen und Ökobilanzen verstärkt mit der Ökologieverträglichkeit von industriellen Produktionsprozessen, dennoch hat die Informationstiefe sowie das Interesse in der Breite erst in jüngerer Zeit ein signifikantes Ausmaß angenommen<sup>2</sup>. Beispielsweise gibt es schon seit Jahrzehnten Zertifizierungen wie den Blauen Engel (Einführung 1978) oder Regularien wie die Umweltverträglichkeitsprüfung (1990). Die Entwicklung in der Ökobilanzierung (Eco-Indicator von 1999; CML-Modell von 2001), bei der Nachfrage nach Umweltmana-

---

<sup>1</sup> vgl. ULRICH 1991, S. 2

<sup>2</sup> vgl. GUINÉE et al. 2002

gementsystemen (Eco-Management Audit Scheme - EMAS, International Organization of Standardization - ISO, Global Reporting Initiative - GRI) und die Bedeutung der Nachhaltigkeitsberichterstattung in Unternehmen wurde vor allem auch im letzten Jahrzehnt dynamischer.

Mit dem globalen Phänomen des Verlusts von Biodiversität, der sich in der Schädigung von Ökosystemen und in einem Rückgang der Vielfalt an Arten und Genen zeigt, stellt sich der Gesellschaft und somit auch den Unternehmen eines der bisher komplexesten ökologischen Probleme. Trotz Veröffentlichung eines Meilensteinberichts zur Bewertung des Zustands und der Gefahren für die biologische Vielfalt durch das Millennium Assessment in 2005, bedurfte das Thema Biodiversität der breiten öffentlichen Diskussionen zum Klimawandel und folgte so in der politischen, wissenschaftlichen und öffentlichen Wahrnehmung erst auf die Phase nach dem Erscheinen des vierten IPCC Sachstandsberichts in 2007.<sup>3</sup> So zeigten beispielsweise Schwerpunktthemen in Gesprächen mit Unternehmensvertretern, Inhalte der mit EU Life+ Mitteln geförderten und von einigen NGOs geführten Business & Biodiversity Campaign und die Analyse von Nachhaltigkeitsberichten und Umweltmanagementprogrammen, dass die meisten Unternehmen im Transportbereich nahezu ausschließlich CO<sub>2</sub>-äquivalente Emissionen als signifikante ökologische Belastung ansehen. Es gibt verschiedene Bemühungen, wie den Einsatz von Leichtlaufreifen, Fahrerschulungen oder eine schrittweise Erneuerung des Fuhrparks, um den Ausstoß von transportbedingten Emissionen zu verringern. Diesem Vorgehen stehen Erkenntnisse der Straßenökologie über weitere signifikante Auswirkungen von Verkehr gegenüber. Straßenökologie kann definiert werden als die von Straßen und Fahrzeugen beeinflusste Wechselwirkung zwischen Organismen und ihrer Umwelt.<sup>4</sup> Das Ziel des Fachgebiets, die Umweltauswirkungen von Straßen systematisch zu erfassen und zu bewerten und so eine Voraussetzung für die Verringerung von negativen Effekten zu liefern, wurde in den 1970er- und 80er-Jahren maßgeblich durch Arbeiten von Mader und Ellenberg vorangebracht.<sup>5</sup> Mit dem Gesamtwerk *Road Ecology* von Forman et al. in 2003 und durch zahlreiche weitere Arbeiten, wurden weitere Fortschritte über die Kenntnis der Beschaffenheit der einzelnen Auswirkungen von Verkehr erzielt.<sup>6</sup> Aus dieser nicht kongruenten Situation der beiden Bereiche leitet sich das Ziel der Integration straßenökologischer Erkenntnisse in betriebswirtschaftliche Nachhaltigkeitsbemühungen ab.

Dazu sind in einem ersten Schritt die maßgeblichen potentiell schädlichen Auswirkungen zu identifizieren, bevor im zweiten Schritt eine Instrumentalisierung der beiden Effekte Flächeninanspruchnahme und Landschaftszerschneidung vorgenommen wird. Methodisch wird dabei in Teilen auf die beiden in der Wirkungsanalyse von Mensch-Umwelt-Systemen etablierten Ansätze des DPSIR-Modells und der ökologischen Risikoanalyse zurückgegriffen.<sup>7</sup> Die Identifikation der Beeinträchtigungen entspricht dabei der zweiten Phase des DPSIR-Modells. Dieses wurde von der Europäischen Umweltagentur (EEA), auf Basis des zum Ende der 1980er Jahre von der OECD entworfenen PSR-Modells, weiterentwickelt.<sup>8</sup> Ziel war es, bei der Darstellung von Umweltbelastungen und Schutzmaßnahmen einen Systemansatz zu schaffen, der die Probleme und die Wirkungen möglicher Lösungsan-

---

<sup>3</sup> vgl. Millennium Ecosystem Assessment 2005; vgl. IPCC 2007

<sup>4</sup> vgl. Forman et al. 2003

<sup>5</sup> Roedenbeck und Jaeger 2006, S. 297

<sup>6</sup> vgl. Forman et al. 2003; Reck et al. 2005; Jaeger et al. 2005; vgl. Fahrig 2003

<sup>7</sup> DPSIR steht dabei für driver (Treiber), pressure (Belastung), state (Zustand), impact (Auswirkung) und response (Reaktion).

<sup>8</sup> OECD 1993, S. 5; EEA 2003, S. 13

sätze als kausale Kette und vor allem unter Berücksichtigung der begleitenden Einflüsse sozio-ökonomischer Entwicklungen abbildet. Als ökologische Belastungen durch Straßengütertransporte können folgende sechs wesentliche Einflüsse identifiziert werden:

1. Die Flächeninanspruchnahme und -versiegelung durch Verkehrsinfrastruktur sowie die Degradierung anliegender Gebiete zerstört natürliche Fläche. Auch wenn der Begriff Flächeninanspruchnahme dem Terminus Flächenverbrauch vorzuziehen ist, weil er offen lässt, dass genutzte Fläche theoretisch auch renaturiert werden kann, gehen mit der Versiegelung Flächen, die zuvor Pflanzen und Tieren als Habitate zur Verfügung standen und Ort von produktiven Ökosystemen mit Bodenfruchtbarkeit, Sauerstoffproduktion und Dekomposition waren, zumeist unwiederbringlich verloren. Durch stoffliche Emissionen ebenso wie durch immaterielle Emissionen wie Licht und Lärm und auch wegen der Auswirkungen auf das Lokalklima in Form von veränderter Luftfeuchtigkeit, veränderter Temperatur oder veränderter Wasserflüsse werden auch anliegende Gebiete in ihrer natürlichen Qualität beeinträchtigt.
2. Belastend sind auch der Vorgang des Zerteilens von Populationen durch lineare Infrastruktur sowie die Barrierewirkung von viel befahrenen Straßen, auf Grund derer Individuen den Zugang zu Ressourcen, Ruheplätzen, saisonalen Habitaten, Partnern und/oder zu entfernten Gebieten verlieren. Neben den direkten Einschränkungen und Gefahren sowohl für Individuen als auch für die Gruppe, ist für den langfristigen Fortbestand einer Population in besonderem Maße die sich mit der Zeit einstellende kleiner werdende Variabilität des Genpools problematisch. Denn sie bedeutet einen Rückgang der Stabilität von Populationen insgesamt, darunter fällt zum Beispiel eine geringere Anpassungsfähigkeit an veränderte Umweltbedingungen, wie sie etwa durch ein Verschieben von Lebensräumen durch den Klimawandel auftreten. Die zunächst schlimmste Ausprägung dieses Effektes wäre Inzucht. Doch schon eine geringe, kaum sichtbare und schwerlich reversierbare verringerte Variabilität des Genoms stellt eine für eine Population höchst bedrohliche Entwicklung dar, weil sie das Extinktionsrisiko erhöht.
3. Da nicht jede Straße auf Tiere wie eine Barriere wirkt, sondern dies vor allem von der Anzahl und der Verteilung der Fahrzeuge im Tagesverlauf sowie dem Verhalten der jeweiligen Art abhängt, versuchen Tiere häufig Straßen zu überqueren. Aufgrund des Zusammenstoßes mit Fahrzeugen kommt es so signifikant häufig zu Mortalität. Betroffen sind viele Tierarten, darunter Kröten, Insekten, Vögel, Hasen, Igel, Rehe, Otter oder Wildkatzen. Bei den beiden letztgenannten war der Tod durch Kollision mit einem Fahrzeug zeitweise die häufigste Todesursache.<sup>9</sup> Die in starken Konfliktzonen angewandte Lösungsmöglichkeit von Straßenbezäunung zeigt, dass die einzelnen Auswirkungen mitunter stark miteinander verknüpft sind. So kann Bezäunung zwar das Mortalitätsproblem vermindern, jedoch ebenfalls die Zerschneidungswirkung erhöhen und somit das Gesamtproblem der Auswirkung der Straße eher verlagern als lösen.

---

<sup>9</sup> HERRMANN et al 2007, S. 3

4. Beim Betrieb brennstoffbetriebener Kraftwagen auf Straßen fallen eine Reihe stofflicher Austräge an, die die natürliche Umwelt schädigen können. Zu nennen sind hier die auch für den Menschen relevanten Luftschadstoffe wie Feinstaub, Ozon, Kohlenmonoxid, flüchtige organische Verbindungen und Stickoxide. Weitere stoffliche Austräge fallen durch Gummiabrieb und Gummiteile, Streusalze oder durch die Entsorgung von Abfällen an. Wegen der globalen Bedeutsamkeit des Ausstoßes von Treibhausgasen wird der Ausstoß von CO<sub>2</sub>-äquivalenten Emissionen, im Verkehr fast ausschließlich Kohlendioxid (96,75 % CO<sub>2</sub>; 2,3 % N<sub>2</sub>O; 0,95 % CH<sub>4</sub>), hier gesondert aufgeführt. Der Anteil der vom Verkehrssektor ausgestoßenen Emissionen an den globalen Gesamtemissionen lag 2004 bei 13,1 %, für den Straßenverkehr allein bei 9,9 %.<sup>10</sup>
5. Transportmittel lösen häufig die Problematik invasiver Arten aus oder verschärfen diese. Als invasive oder gebietsfremde Arten werden Pflanzen und Tiere bezeichnet, die durch menschliche Einwirkung in ein Gebiet eingebracht werden, in dem sie natürlich nicht vorkommen. Diese Arten werden dann problematisch, wenn sie die biologische Vielfalt gefährden, indem sie zum Beispiel aufgrund ihrer überlegenen Konkurrenzfähigkeit einzelne heimische Arten verdrängen oder ganze ökologische Teilsysteme gefährden.<sup>11</sup>
6. Nicht zuletzt sind auch Einflüsse, die nicht vor Ort auftreten oder nicht vor Ort verursacht werden, dennoch aber der Nutzung von Fahrzeugen zuzuschreiben sind, zu berücksichtigen. Dies umfasst die Auswirkungen des gesamten Lebenszyklus der beiden Komponenten Infrastruktur und Fahrzeug, von der Ressourcengewinnung, dem Bau bzw. der Produktion bis zur Wiederverwertung oder Entsorgung. Ausgenommen ist die Nutzungsphase, deren spezifische potentielle direkte Belastungen oben bereits einzeln betrachtet wurden.

Auf die Identifikation der potentiell negativen Effekte folgt nun die Instrumentalisierung der beiden Belastungen Flächeninanspruchnahme und Landschaftszerschneidung. Die Analyseverfahren lehnt sich nun stärker an das Konzept der ökologischen Risikoanalyse an. Leitidee dieses Verfahrens ist eine Verknüpfung der Intensität potentieller Belastungen mit der Beeinträchtigungsempfindlichkeit des ökologischen Systems, deren Ergebnis das berechnete ökologische Risiko ist. So kann eine Belastung am Ende nicht nur als signifikant oder vernachlässigbar bewertet werden, sondern muss sehr detailliert betrachtet werden. Ziel der Methode, die Ende der 70er Jahre maßgeblich von Bachfischer entwickelt wurde, ist die Beurteilung der ökologischen Verträglichkeit von Nutzungen bei unvollständiger Information. Dem Ansatz liegt dabei kein klar definiertes Bewertungsverfahren zugrunde. Ein Indiz dafür könnte sein, dass die Methode den wirtschaftlichen Triebkräften der Politik sowie dem Vorwurf der mangelnden planerischen Integrierbarkeit von langfristigen natürlichen und sozialen Ressourcen ein handfestes Argument entgegensetzen sollte und es somit zunächst eher auf die Leitidee der Analyse

---

<sup>10</sup> IPCC 2007, S. 36

<sup>11</sup> HUBO et al. 2007, S. 95

ankam.<sup>12</sup> Die beiden unten vorgestellten Quantifizierungsmodelle sind ebenso wie die ökologische Risikoanalyse nicht frei von Werturteilen. Ein weiterer Diskurs ist deshalb sinnvoll.

Für die Flächeninanspruchnahme besteht der Ansatz darin, sowohl für die faktisch verbrauchte, als auch für die anliegende degradierte Fläche, den Anteil eines einzelnen Nutzers zu berechnen. Der Zeithorizont beträgt ein Jahr, da Unternehmen in der Regel jährlich ihre Leistungen bewerten. Zudem kann von einer Nutzungsänderung nach einem Jahr bereits ein signifikantes Signal an die Raum- und Verkehrsplanung ausgehen, ob zusätzliche Kapazitäten benötigt, der Status Quo erhalten werden, oder ein Rückbau von Verkehrsinfrastruktur stattfinden soll. Die Berechnung der versiegelten Fläche erfolgt über die Anzahl der Fahrstreifen einer Straße. Unter Einbezug unter anderem von Rand- und Mittelstreifen, Rastplätzen und Auf- und Abfahrten wurde ein Durchschnittswert von 5,5 Metern pro Fahrstreifen ermittelt. Zur anteiligen Berechnung werden Daten der Verkehrsintensität benötigt. Eine Strecke teilt sich in verschiedene Abschnitte, wenn eine der beiden Zahlen sich ändert. Bei der degradierten Fläche werden Bereiche von 2 km rechts und links der Fahrbahn mit nachlassender Beeinträchtigung bei zunehmender Entfernung vom Straßenkörper und in Abhängigkeit vom Verkehrsaufkommen für die anteilmäßige Berechnung angenommen. Bei der Quantifizierung der Zerschneidung verwendet der Indikator Ergebnisse einer Arbeit, in der GIS gestützte Karten für wichtige Wildtierwanderkorridore erstellt wurden und in der anschließend mithilfe digitaler Daten für das deutsche Straßennetz Konfliktstellen unterschiedlicher Schwere ausgewiesen werden konnten.<sup>13</sup> Daran angelehnt addiert der hier entwickelte Indikator die Zerschneidungskonflikte einer Strecke in Abhängigkeit ihrer Schwere und anteilig an der Gesamtzahl von Nutzern innerhalb eines Jahres.<sup>14</sup>

Wichtig zu erwähnen ist, dass die hier beschrittene umwelttechnische Analyse nur eine Teilantwort auf die ökologische Frage ist. Zu ihrer gesamten erfolgreichen Beantwortung ist eine Analyse des sozialökologischen Kontexts mit Reflektion der gesellschaftlichen und politischen Rahmenbedingungen ebenso notwendig.<sup>15</sup> Neben der ökologischen und der sozialen Dimension stellt sich der Organisation unserer europäischen Gesellschaft im Status Quo zentral auch eine wirtschaftspolitische Frage: Wie kann ein auf nicht weiter möglichem Wachstum beruhendes Sozial- und Wirtschaftssystem auf den Level eines ökologisch nachhaltigen und global sozialgerechten Systems angehoben werden, ohne chaotische Zustände bei der Beschäftigung und der Versorgung der Menschen, und ohne den Verlust lebensbereichernder Errungenschaften, zum Beispiel im Gesundheitswesen oder in der Mobilität, hervorzurufen? Allein mit technischen Errungenschaften und Effizienzverbesserungen lässt sich der momentane Level des Verzehrs ökologischer Ressourcen vor allem westlicher Lebensstile, weder für die heutige, noch die in Zukunft größere Anzahl an Menschen aufrechterhalten.<sup>16</sup> Da ein etliche Ebenen betreffender Wandel kaum von den im jetzigen Modell erfolgreichen Institutionen und Akteuren ausgehen wird, liegt Potential vor allem bei den einzelnen Menschen aufgrund bewusster oder veränderter Wertvorstellungen zu weniger ressourcenintensiven und suffizienteren Lebensstilen überzugehen.<sup>17</sup> Der Soziologe Oliver Stengel sieht in der „auf die Verringerung des Güterkonsums zielenden

---

<sup>12</sup> AULIG et al. 1977, S. 28

<sup>13</sup> HÄNEL et al. 2010

<sup>14</sup> Aufgrund des begrenzten Umfangs dieses Beitrags werden die beiden Formeln nicht abgebildet oder detaillierter erläutert. Ein Aufsatz in dem dies geschieht erscheint in Kürze im Journal *Oecologia Australis*.

<sup>15</sup> vgl. ULRICH 1991

<sup>16</sup> vgl. MEADOWS et al. 2004; vgl. SEIDL UND ZAHRT 2010

<sup>17</sup> vgl. LATOUCHE 2009

Suffizienzstrategie eine unumgängliche Strategie zur Minderung der sich abzeichnenden und teilweise bereits ereignenden Umweltgefährdungen“.<sup>18</sup>

Unabhängig von den Entwicklungen in anderen Themenbereichen versuchen die hier vollzogene Identifikation potentieller negativer Auswirkungen von Straßengütertransporten sowie die Operationalisierung der Belastungen Flächeninanspruchnahme und Zerschneidung die Verknüpfung menschlicher Aktivitäten mit dem weiten Thema Biodiversität in einem Bereich zu konkretisieren. Abgestimmt auf die Verwendung in Unternehmen sollen sie diesen einen nachhaltigeren Umgang mit den begrenzten ökologischen Ressourcen der Erde ermöglichen. Drei Handlungsempfehlungen, die in Einklang mit den hier vorgestellten Indikatoren stehen, sind erstens eine Reduktion und zweitens eine Bündelung von Verkehr auf durchlässigen Straßen sowie drittens die Erkenntnis, dass eine erhebliche Mehrnutzung umweltfreundlicherer Verkehrsmodi sowohl weiter steigende Transportvolumina als auch bestehende Belastungen für Mensch und Natur nicht unproblematisch macht.

AULIG, G; BACHFISCHER, R.; DAVID, J.; KIEMSTEDT, H. (1978): Wissenschaftliches Gutachten zu ökologischen Planungsgrundlagen im Verdichtungsraum Nürnberg-Fürth-Erlangen-Schwabach. – München (Lehrstuhl für Raumforschung, Raumordnung, Landesplanung TU München)

EUROPÄISCHE UMWELTAGENTUR (2003): Europe's environment: the third assessment. - Kopenhagen (EEA)

FAHRIG, L.; RYTWINSKI, T. (2009): Effects of roads on animal abundance: an empirical review and synthesis. - Ecology and Society, 21: 1-20.

Forman, R.T.; Sperling, D.; Bissonette, J.A.; Clevenger, A.P.; Cutshall, C.D.; Dale, V.D.; Fahrig, L.; France, R.; Goldman, C.R.; Heanue, K.; Jones, J.A.; Swanson, F.J.; Turrentine, T.; Winter, T.C. (2003): Road Ecology: Science and Solutions. – Washington (Island Press)

GUINEE, J.B. (Edt.) (2002): Handbook on Life Cycle Assessment. – Dordrecht (Kluwer)

Hänel, K.; Reck, H.; Böttcher, M.; West, M.; Huckauf, A.; Jessberger, J.; Andre, R.; HHerrmann, M.; Klar, N.; Walz, U.; Stratmann, L.; Schumacher, J. (2010): Prioritäten zur Wiedervernetzung von Lebensraumkorridoren im überregionalen Straßennetz – Netzwerk für Wald bewohnende, große Säugetiere.

[http://bfn.de/fileadmin/MDB/documents/themen/ingriffsregelung/2012\\_Prioritaeten\\_Gro%DFsaeuger\\_Layout\\_A0\\_300dpi.pdf](http://bfn.de/fileadmin/MDB/documents/themen/ingriffsregelung/2012_Prioritaeten_Gro%DFsaeuger_Layout_A0_300dpi.pdf), Zugriff am 08.08.2012 um 13:42 Uhr

HERRMANN, M.; ENSSLE, J.; SÜSSER, M.; KRÜGER, J.-A. (2007): Der NABU-Bundeswildwegeplan. – Meckenheim (Wahrlich)

HUBO, C.; JUMPERTZ, E.; KROTT, M.; NOCKEMANN, L.; STEINMANN, A.; BRÄUER, I. (2007): Grundlagen für die Entwicklung einer nationalen Strategie gegen invasive gebietsfremde Arten. – Bonn (BMU)

IPCC (2007): Synthesis Report. – Valencia (IPCC)

JAEGER, J.A.; GRAU, S.; HABER, W. (2005): Einführung: Landschaftszerschneidung und die Folgen. - Gaia, 14: 98-100.

---

<sup>18</sup> STENGEL 2011, S. 14

- LATOUCHE, S. (2009): Farewell to growth. – Cambridge (Polity Press)
- MEADOWS, D.H.; MEADOWS, D.L.; RANDERS, J. (2004): The Limits to Growth: The 30-Year Update. – Vermont (Chelsea Green Pub Co)
- MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT (2005): Ecosystems and Human Well-being: Synthesis. – Washington (Island Press)
- OECD (1993): OECD Core Set of Indicators for Environmental Performance Reviews: A synthesis report by the Group on the State of the Environment. – Paris (OECD)
- RECK, H.; HÄNEL, K.; BÖTTCHER, M.; TILLMANN, J.; WINTER, A. (2005): Lebensraumkorridore für Mensch und Natur. – Münster (Landwirtschaftsverlag)
- ROEDENBECK, I.A.; JAEGER, J.A. (2006): Auf dem Weg zu straßenökologischer Forschung auf Landschaftsebene. Themenheft ‚Straßenökologie‘. - Naturschutz und Landschaftsplanung, 38: 297-299.
- ULRICH, P. (1991): Ökologische Unternehmungspolitik im Spannungsfeld von Ethik und Erfolg. – St. Gallen (Institut für Wirtschaftsethik an der Hochschule St. Gallen)
- SEIDL, I; ZHRNT, A. (2010): Postwachstumsgesellschaft. Konzepte für die Zukunft. – Marburg (Metropolis)
- STENGEL, O. (2011): Suffizienz - Die Konsumgesellschaft in der ökologischen Krise.- München (oekom)

*Jan Friedrich*  
*Prof. Dr. Jutta Geldermann*  
*Professur für Produktion und Logistik*  
*Platz der Göttinger Sieben 3*  
*37075 Göttingen*  
*E-Mail: jan.friedrich@wiwi.uni-goettingen.de*



# Voraussetzungen für ein Engagement junger Menschen für Nachhaltige Entwicklung

MORITZ BUSSE & SUSANNE MENZEL

*Schlagwörter: Bildung für Nachhaltige Entwicklung, Handlungsbereitschaft, Normaktivationsmodell*

## Einleitung

Das Ausmaß und die Geschwindigkeit, mit der Ökosysteme durch den Menschen verändert werden, bedroht nicht nur das Fortbestehen zahlreicher Tier- und Pflanzenarten (ROCKSTRÖM et al., 2009). Auch die Lebensgrundlagen für unsere menschlichen Gesellschaften sind in erheblichem Maße von der Destabilisierung der Ökosysteme betroffen (z. B. STEFFEN et al., 2004). Ein entschiedenes und rasches Handeln ist unabdingbar, soll die Zukunftsfähigkeit für Menschen und andere Organismen nicht gefährdet werden (WILSON, 2004).

Eine Transformation unserer Gesellschaften und individuellen Lebensweisen unter dem Leitbild einer Nachhaltigen Entwicklung wird als Ausweg aus der beschriebenen Krise gesehen. Nachhaltige Entwicklung stützt sich auf drei wesentliche Inhaltsdimensionen: (1) die ökologische, (2) die ökonomische und (3) die soziale Inhaltsdimension (HOPWOOD, MELLOR & O'BRIAN, 2005). Diese Inhaltsdimensionen sind eng mit einander verbunden und stehen in einer gegenseitigen Wechselwirkung (z. B. MCMICHAEL et al., 2004).

Mittels internationaler Übereinkommen wie der „Convention on Biological Diversity“ (CBD, 1992), die mit der „Nationalen Strategie zur biologischen Vielfalt“ auf die nationale Ebene bezogen wurde, sind bereits Zielperspektiven für die Entwicklung unserer Gesellschaften zu mehr Nachhaltigkeit definiert (BMU, 2007). Bildung wird als ein wesentliches Werkzeug hervorgehoben, um die Bevölkerung, und hier im Speziellen junge Menschen, in die Lage zu versetzen eine solche Entwicklung aktiv gestalten zu können. Soll dies gelingen, ist ein Bildungsverständnis notwendig, das neben der Vermittlung von relevantem Wissen und Fähigkeiten auch die Entstehung von Bereitschaften unterstützt, sich aktiv für die Ziele einer Nachhaltigen Entwicklung einzusetzen (DE HAAN, 2008).

Wie eine Studie von Menzel & Bögeholz (2006) am Beispielkontext weltweiter Biodiversitätsverlust zeigt, sind die Vorstellungen von Schülerinnen und Schülern hinsichtlich seiner Ursachen vielfach ökologisch fokussiert, während sozioökonomische Zusammenhänge offenbar weniger gut erkannt werden. Im Mittelpunkt dieses Aufsatzes steht daher die Frage, inwiefern sich die Bereitschaften von Schülerinnen und Schülern im Sinne Nachhaltiger Entwicklung zu handeln, unterscheiden, wenn sich diese Handlungsbereitschaften auf einen ökologischen oder einen sozioökonomischen Kontext beziehen. Weiterhin soll der Frage nachgegangen werden, welche psychologischen Faktoren sich förderlich oder hemmend auf die Ausbildung solcher Handlungsbereitschaften auswirken.

## Theoretischer Hintergrund

Die Genese von Handlungsbereitschaften zum Schutz der Umwelt kann mit Hilfe verschiedener Handlungstheorien untersucht werden (z. B. STERN, 1999). In der Umweltpsychologie umfassen diese

Theorien Faktoren wie beispielsweise Werte und Einstellungen, welche die Ausprägung von Bereitschaft zu umweltschützendem Verhalten erklären.

Als theoretische Grundlage für unsere quantitative Fragebogenstudie wurde die Norm-Aktivierungstheorie nach Schwartz und Howard (1981) gewählt und auf den Kontext Nachhaltige Entwicklung angepasst. Diese Theorie erklärt die Genese von Handlungsbereitschaft in Form eines mehrstufigen Modells. Die Aufmerksamkeitsphase beschreibt das Registrieren eines Problems, beispielsweise einer Umweltbelastung. Sie umfasst die Wahrnehmung von Konsequenzen, die aus der Umweltbelastung erwachsen können, die Zuschreibung von Verantwortung gegen die Umweltbelastung zu handeln sowie die Einschätzung von Schwierigkeiten, die mit dem Handeln verbunden sein können, die Wahrgenommene Verhaltenskontrolle. Die darauffolgende Motivationsphase beschreibt die Aktivierung normativer Vorstellungen, Verhaltensmaßstäbe, die durch das Gewissen oder ein Pflichtgefühl vorgegeben werden und ein Handeln begünstigen oder hemmen. Diese moralischen Überzeugungen können sowohl in einem Individuum selbst vorhanden sein (= Persönliche Normen) oder den Menschen im sozialen Umfeld des Individuums zugesprochen werden (= Soziale Normen).

Aufgrund zahlreicher Belege für die große Relevanz von Werteorientierungen bei der Genese von Handlungsbereitschaften (z. B. DIETZ, FITZGERALD & SHWOM, 2005) wurde die Theorie der „universellen menschlichen Werte“ nach Schwartz (1994) in das theoretische Modell integriert. Da eine wachsende Zahl von Studien Emotionen ebenfalls eine Relevanz für das Zustandekommen von Bereitschaften zu umweltschützendem Verhalten zuweist (AERTSENS et al., 2009) wurden zusätzlich die emotionalen Faktoren „Empathie“, „Vorurteil“ und „Hilflosigkeit“ in unser theoretisches Modell aufgenommen (s. Abb. 1).

Die Handlungsbereitschaft der Schülerinnen und Schüler im Sinne einer Nachhaltiger Entwicklung wurde in Anlehnung an Stern (2000) in drei Kategorien unterteilt: (1) der Bereitschaft zu nachhaltigem Konsum, (2) der Bereitschaft zu einem nachhaltigen Handeln im privaten Raum (zum Beispiel sich bei Organisationen über Umwelt- oder soziale Probleme informieren) und (3) der Bereitschaft zu Handeln im öffentlichen Raum (zum Beispiel Beteiligung an Demonstrationen).

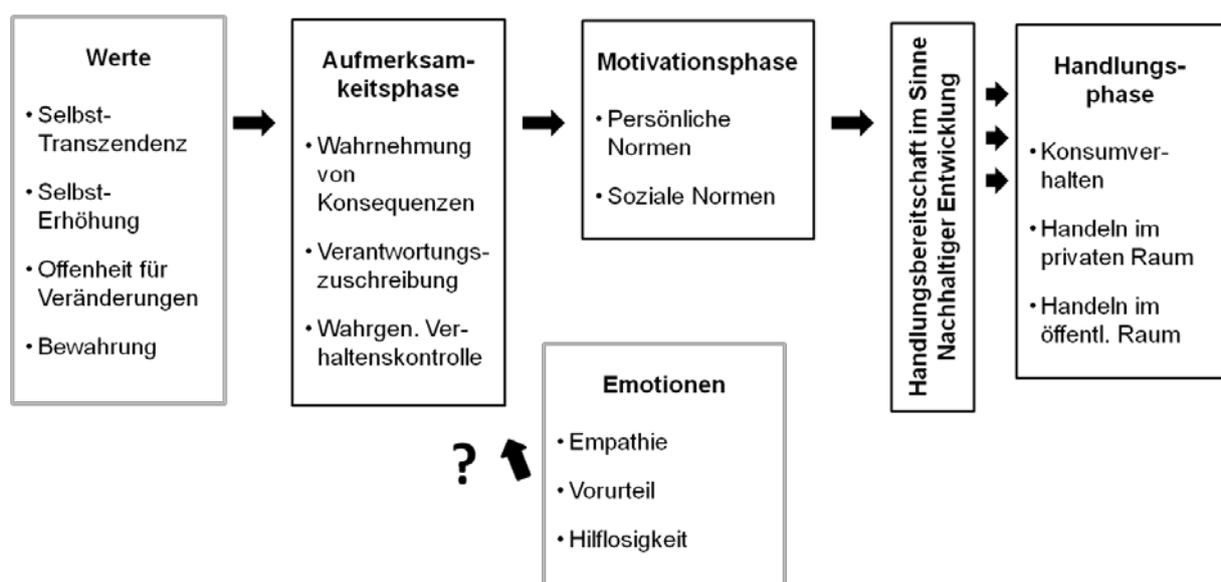


Abb. 1: Theoretisches Modell zur Genese von Handlungsbereitschaften im Sinne einer Nachhaltigen Entwicklung (in Anlehnung an die Norm-Aktivierungstheorie nach SCHWARTZ & HOWARD, 1981).

## Methode

Für die hier präsentierte Studie wurden Schülerinnen und Schüler der zehnten Klassenstufe an Gymnasien in Nordwestdeutschland befragt ( $n = 408$ ; davon weiblich = 226; Durchschnittsalter = 16,5 Jahre). Zu jedem Faktor des theoretischen Modells (siehe Abbildung 1) wurden Items in Anlehnung an bereits bestehende Skalen entwickelt. Um mit den Fragebögen ermitteln zu können, ob sich die Handlungsbereitschaften in Bezug auf die Inhaltsdimensionen einer Nachhaltigen Entwicklung unterscheiden, wurden die Itemblöcke jeweils für zwei Inhaltsdimensionen entwickelt. Die Dimensionen Soziales und Ökonomie wurden dabei zu einer Dimension zusammengefasst. Für die Handlungsbereitschaft im öffentlichen Raum lautet ein Item zum Erfassen der ökologischen Dimension einer Nachhaltigen Entwicklung beispielsweise „Ich bin bereit Mitglied in einer Gruppe zu werden, die für den Schutz von Tier- und Pflanzenarten in Deutschland kämpft“. Das korrespondierende Item zum Erfassen der sozioökonomischen Dimension lautet „Ich bin bereit Mitglied in einer Gruppe zu werden, die gegen Armut in Deutschland kämpft“. Die Beantwortung der Items erfolgte mit Hilfe einer fünfstufigen Likert-Skala, die von „stimme nicht zu“ bis „stimme zu“ reichte.

Zur Auswertung der Daten wurden mit Hilfe der Statistiksoftware SPSS Histogramme erstellt. Da ein Test nicht normalverteilte Daten anzeigte, wurde der nicht-parametrische Wilcoxon-Rangsummentest gewählt, um mögliche Unterschiede der Handlungsbereitschaften hinsichtlich der berücksichtigten Inhaltsdimensionen Ökologie und Sozioökonomie zu untersuchen (FIELD, 2009).

## Ergebnisse

Für alle drei untersuchten Kategorien einer Handlungsbereitschaft im Sinne Nachhaltiger Entwicklung (Konsumverhalten, Handeln im privaten Raum und Handeln im öffentlichen Raum) zeigten die Schülerinnen und Schüler eine höhere Zustimmung zur ökologischen Dimension einer Nachhaltigen Entwicklung (s. Tab. 1).

Tab. 1: Mittelwertvergleich für die drei Kategorien von Handlungsbereitschaft im Sinne Nachhaltiger Entwicklung (Konsumverhalten, Handeln im privaten Raum, Handeln im öffentlichen Raum). Die Signifikanz wurden auf Basis eines Wilcoxon-Rangsummentests berechnet.

Handlungsbereitschaft	Mittelwert (SD)		z/p	Effektstärke d
	ökologisch	sozio-ökonomisch		
Konsumverhalten	2,43 (1,05)	2,29(1,03)	-4,08***	-0,20
Handeln im privaten Raum	2,22 (0,95)	1,82 (0,92)	-8,83***	-0,44
Handeln im öffentlichen Raum	1,89 (0,89)	1,74 (0,87)	-4,02***	-0,20

\* =  $p < 0.05$  \*\* =  $p < 0.01$  \*\*\* =  $p < 0.001$

Die Mittelwertunterschiede zwischen den zwei untersuchten Inhaltsdimensionen sind für alle Kategorien der Handlungsbereitschaft hochsignifikant. Für die Mittelwertunterschiede der Kategorien Konsumverhalten und Handeln im öffentlichen Raum können mit  $d = -0,20$  kleine bis mittlere Effektstärken ermittelt werden. Für die Kategorie Handeln im privaten Raum konnte mit  $d = -0,44$  eine mittlere bis große Effektstärke festgestellt werden. Exemplarisch sei hier die Bereitschaft zum Handeln im privaten Raum herausgegriffen (s. Abb. 2). Während bezogen auf die ökologische Dimension 27 % der Schülerinnen und Schüler bereit beziehungsweise eher bereit sind zu handeln, beträgt der Anteil der Schülerinnen und Schüler, die bereit sind im Sinne der sozioökonomischen Dimension zu handeln nur knapp 13 %. Der Prozentsatz der Schülerinnen und Schüler, die (eher) nicht bereit sind im Sinne der ökologischen Dimension einer Nachhaltigen Entwicklung zu handeln, beträgt knapp 33 % gegenüber 53 % für die sozioökonomische Dimension. Unterschiede bezüglich der Inhaltsdimensionen zeigen sich auch für den Faktor „Wahrgenommene Verhaltenskontrolle“ (s. Abb. 3).

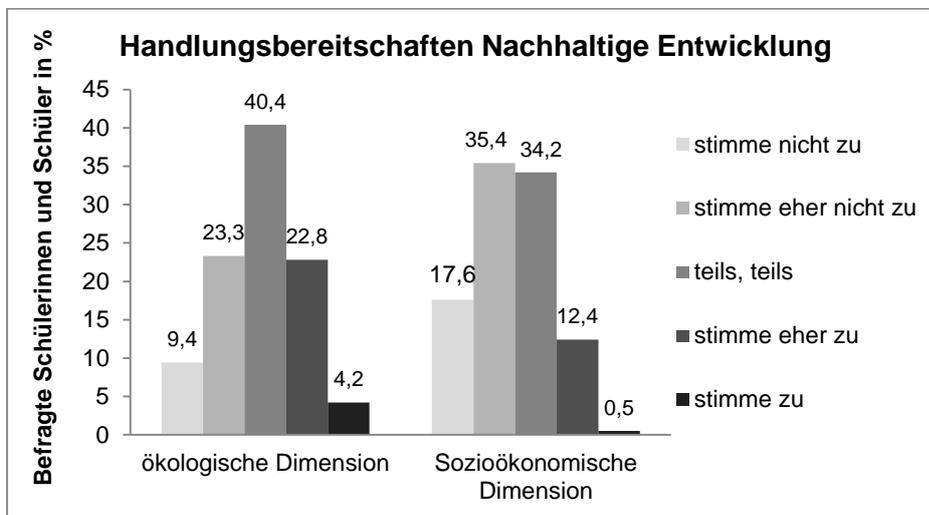


Abb. 2: Handlungsbereitschaften (im privaten Raum) im Sinne einer Nachhaltigen Entwicklung von Schülerinnen und Schülern der zehnten Jahrgangsstufe (n = 408). Aufgetragen nach fünfstufiger Antwortskala.

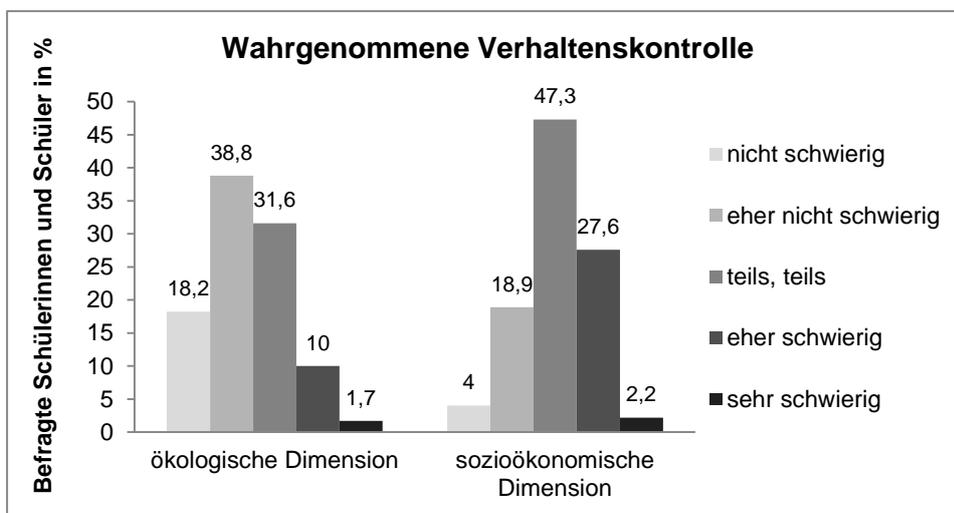


Abb. 3: Wahrgenommene Verhaltenskontrolle im Sinne einer Nachhaltigen Entwicklung (n = 408). Aufgetragen nach fünfstufiger Antwortskala.

Während 11,4 % der Schülerinnen und Schüler es (eher) schwierig finden bezogen auf die ökologische Inhaltsdimension Nachhaltiger Entwicklung zu handeln, ist der Anteil bezogen auf die sozioökonomische Dimension mit 29,9 % mehr als doppelt so hoch.

## **Diskussion**

Die hier präsentierten deskriptiven Daten zeigen signifikant höhere Handlungsbereitschaften der befragten Schülerinnen und Schüler im Sinne einer Nachhaltigen Entwicklung für die ökologische Inhaltsdimension gegenüber der sozioökonomischen Dimension an. Dieser Befund könnte in Zusammenhang mit Ergebnissen von Menzel & Bögeholz (2006) stehen, die Schülerinnen und Schüler im Rahmen einer Interviewstudie zum Biodiversitätsverlust befragten. Obwohl die Autorinnen mittels einer Textintervention die direkte (sozioökonomische) Abhängigkeit der Nutzerinnen und Nutzer von der Wildsammlung der Heilpflanzenarten Boldo und Südafrikanische Teufelskralle deutlich machten, wurden die Ursachen der Übernutzung zum Teil „ökologisiert“, also allein auf ökologische Zusammenhänge reduziert. Eine solche ökologische Prägung von Vorstellungen bezüglich des weltweiten Biodiversitätsverlustes, der als ein Schlüsselthema Nachhaltiger Entwicklung angesehen wird (DEUTSCHE UNESCO-KOMMISSION, 2010), könnte eine Ursache für die höheren Handlungsbereitschaften auf Seiten der ökologischen Inhaltsdimension sein. Befunde einer Studie deuten demgegenüber darauf hin, dass gerade das Verständnis der sozioökonomischen Dimension einer Nachhaltigen Entwicklung zur Entstehung von Handlungsbereitschaften beitragen kann (MENZEL & BÖGEHOLZ, 2010).

Weitere Hinweise können die gemittelten Prozentwerte zum Faktor Wahrgenommene Verhaltenskontrolle liefern. Sie machen deutlich, dass ein wesentlich höherer Prozentsatz der befragten Schülerinnen und Schüler es schwierig oder eher schwierig findet sich für sozioökonomische Ziele einer Nachhaltigen Entwicklung einzusetzen als für ökologische.

Eine gezielte Förderung von Kompetenzen und Wissensbeständen bezüglich der sozioökonomischen Inhaltsdimension erscheint daher empfehlenswert um Schülerinnen und Schülern ein grundsätzliches Verständnis im Rahmen einer Bildung für Nachhaltige Entwicklung (BNE) vermitteln zu können. Ein gleichrangiges Verständnis der Inhaltsdimensionen durch Schülerinnen und Schüler ist für wesentliche Lernziele einer BNE unabdingbar (RIEB & MISCHO, 2008).

Eine weitergehende Analyse der Daten soll zeigen, ob auch für die übrigen Faktoren des theoretischen Modells (s. Abb 1) Unterschiede bezüglich der beiden getesteten Inhaltsdimensionen festzustellen sind. Faktoren, deren Mittelwerte sich in dieser Hinsicht unterscheiden, könnten zur Erklärung der unterschiedlichen Ausprägungen von Handlungsbereitschaft hinsichtlich ökologischer und sozioökonomischer Dimensionen einer Nachhaltigen Entwicklung beitragen und so Anhaltspunkte für weitere Bildungsimplicationen liefern.

## **Literatur**

- AERTSENS, J., VERBEKE, W., MONDELAERS, K., VAN HUYLENBROECK, G. (2009): Personal determinants of organic food consumption: a review. - *British Food Journal*, 111 (10): 1140–1167
- BMU - BUNDESMINISTERIUM FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ UND REAKTORSICHERHEIT (2007): Nationale Strategie zur biologischen Vielfalt. - Berlin (BMU)

- CBD - CONVENTION ON BIOLOGICAL DIVERSITY (1992): UNCED United Nations Conference on Environment and Development. - Rio de Janeiro
- DUK - DEUTSCHE UNESCO-KOMMISSION E.V. / ARBEITSGRUPPE BIOLOGISCHE VIELFALT (2010): Biologische Vielfalt und Bildung für nachhaltige Entwicklung - Schlüsselthemen und Zugänge für Bildungsangebote. – Bonn (Deutsche UNESCO-Kommission)
- DIETZ, T., FITZGERALD, A. & SHWOM, R. (1994). Environmental Values. - Annual Review of Environment and Resources, 30: 335-372
- FIELD, A. (2005): Discovering statistics using SPSS. – London (Sage Publications)
- HAAN, G. DE (2008): Gestaltungskompetenz als Kompetenzkonzept für Bildung für nachhaltige Entwicklung. – In: I. BORMANN & G. DE HAAN (Hrsg.): Kompetenzen der Bildung für nachhaltige Entwicklung. – Wiesbaden (VS-Verlag)
- HOPWOOD, B., MELLOR, M. & O'BRIAN, G. (2005). Sustainable Development: Mapping Different Approaches. - Sustainable Development, 13 (1): 38–52
- McMichael, A.J., Campbell-Lendrum, D., Kovats, S., Edwards, S., Wilkinson, S., Wilson, T., Andronova, N. (2004): Global climate change. – In: M. EZZATI, A.D. LOPEZ, A. RODGERS & C.J.L. MURRAY (Eds.): *Comparative Quantification of Health Risks*. - Switzerland (WHO Press): 1543-1651.
- MENZEL, S., & BÖGEHOLZ, S. (2006). Vorstellungen und Argumentationsstrukturen von Schüler(inne)n der elften Jahrgangstufe zur Biodiversität, deren Gefährdung und Erhaltung. - Zeitschrift für Didaktik der Naturwissenschaften, 12: 199-217
- MENZEL, S. & BÖGEHOLZ, S. (2010). Values, Beliefs, and Norms that Foster Chilean and German Pupils' Commitment to Protect Biodiversity. - International Journal of Environmental and Science Education, 5 (1): 33-49
- RIEB, W. & MISCHO, C. (2008). Entwicklung und erste Validierung eines Fragebogens zur Erfassung des systemischen Denkens in nachhaltigkeitsrelevanten Kontexten. – In: I. BORMANN & G. DE HAAN (Hrsg.): Kompetenzen der Bildung für nachhaltige Entwicklung. Wiesbaden (VS-Verlag)
- Rockström, J., Steffen, W., Noone, K., Persson, Å., Chapin, F.S., III, Foley, J.A. (2009): A safe operating space for humanity. - Nature, 461: 472-475
- SCHWARTZ, S. H., & HOWARD, J. A. (1981). A normative decision-making model of altruism. – In: P. J. RUSHTON & R.M. SORRENTINO (Eds.): Altruism and helping behaviour: social, personality, and developmental perspectives. - Hillsdale (Erlbaum)189-211
- Steffen, W., Sanderson, R.A., Tyson, P.D., Jäger, J., Matson, P.A., Moore III, B., Wasson, R.J. (2004): Global Change and the Earth System - A Planet Under Pressure. – Berlin (Springer)
- STERN, P.C., DIETZ, T., ABEL, T., GUAGNANO, G.A., & KALOF, L. (1999). A value-belief-norm theory of support for social movements: the case of environmentalism. - Research in Human Ecology, 6 (2): 81-97
- STERN, P.C. (2000): Toward a Coherent Theory of Environmentally Significant Behavior. - Journal of Social Issues, 56 (3): 407-424

WILSON, E.O. (2004): Die Zukunft des Lebens. – München (Goldmann)

*Moritz Busse*

*Prof. Dr. Susanne Menzel*

*Universität Osnabrück*

*Abteilung Didaktik der Biologie*

*Barbarastr. 11*

*49076 Osnabrück*

*busse@biologie.uni-osnabrueck.de*

*menzel@biologie.uni-osnabrueck.de*



# **Umwelt- und institutionenökonomische Analyse und Reflektion von Lösungsansätzen für Herausforderungen des Biodiversitätsschutzes - Ein Beitrag zum Göttinger Modell der Bewertungskompetenz**

MARKO BÖHM, JAN BARKMANN, SABINA EGGERT & SUSANNE BÖGEHOLZ

*Schlagwörter: Biodiversität, Bildung für Nachhaltige Entwicklung, Bewertungskompetenz*

## **1 Einleitung**

Soziale und wirtschaftliche Gründe sind oftmals für die Gefährdung von biologischer Vielfalt und anderer Naturressourcen ausschlaggebend. Ohne Berücksichtigung menschlicher Konsum- und Produktionsmuster wird es kaum gelingen, diese Gefährdung abzuwenden. Schon allein aus wirtschaftlichen Gründen müssen langfristig tragfähige Wege zum Schutz wertvoller Naturressourcen gefunden werden. So legt die aktuelle TEEB-Metastudie eine „umfassende und zwingende ökonomische Beweisführung zu Gunsten eines Schutzes von Ökosystemen und Biodiversität“ vor (TEEB, 2008; vgl. auch COSTANZA, D'ARGE, DE GROOT, FARBER, GRASSO et al. 1997). Für die von der Natur produzierten Güter und Dienstleistungen lassen sich zwar ökonomische Werte bestimmen, diese Güter und Dienstleistungen werden jedoch meist nicht auf Märkten gehandelt (vgl. COSTANZA et al. 1997; JESSEL, TSCHIMPKKE & WALSER, 2009). Trotz der wirtschaftlichen Bedeutung der biologischen Vielfalt kann daher nicht darauf gehofft werden, dass Marktkräfte ‚spontan‘ tragfähige Wege zum Biodiversitätsschutz einschlagen. Welche Handlungsmöglichkeiten auf individueller und politischer Ebene eingeschlagen werden sollten, ist daher seit Jahrzehnten ein zentrales Feld der Auseinandersetzung im Bereich von Umwelt- und Naturschutz. Damit hat sich ein wichtiger Themenbereich von realweltlicher Relevanz für die Unterrichtsfächer wie Biologie, aber auch Wirtschaftskunde, Geographie oder Chemie ergeben. Schulischer Unterricht, Lehrerbildung wie auch die fachdidaktische Forschung müssen sich dieser interdisziplinären Herausforderung stellen (KOCH, BARKMANN, SUNDAWATI & BÖGEHOLZ, accepted).

Seit mehreren Jahren arbeiten die Didaktik der Biologie und die Umwelt- und Ressourcenökonomik an der Georg-August-Universität Göttingen zur Bildung für Nachhaltige Entwicklung (BNE) zusammen (BÖGEHOLZ & BARKMANN, 2005). Ein Ergebnis der Göttinger Forschungen ist das Modell einer (ökologischen) Bewertungskompetenz. Schülerinnen und Schüler sollen befähigt werden, realweltliche Umweltprobleme zu analysieren, vorgeschlagene Lösungswege kritisch zu untersuchen und eigene Lösungswege zu finden (EGGERT & BÖGEHOLZ, 2006; GAUSMANN, EGGERT, HASSELHORN, WATERMANN & BÖGEHOLZ, 2010; BÖGEHOLZ, 2011). In Ergänzung zum ökologischen Fachwissen wird dabei hoher Wert auf die soziale und normative Seite der Bewertungskompetenz gelegt (ebd.).

In diesem kurzen Beitrag umreißen wir Arbeiten zu einer neuen Dimension des Göttinger Modells der Bewertungskompetenz: die umwelt- und institutionenökonomische Analyse und Reflektion von Lösungsansätzen. Wir nehmen hier in besonderer Form die Forderung auf, ökonomische Bildungsinhalte stärker in BNE einzubinden (DE HAAN, KAMP, LERCH, MARTTIGNON, MÜLLER-CHRIST et al. 2008). Diese Einbindung entspricht aber auch der Sachlogik der Debatte um gesellschaftliche Handlungsop-

tionen im Themenfeld Schutz und nachhaltige Nutzung der biologischen Vielfalt: Heute geht es meist nicht mehr um die Frage „Naturschutz: Ja oder Nein?“, sondern um Fragen nach den erfolgversprechendsten Handlungsmöglichkeiten angesichts begrenzter Ressourcen.

## 2 Socioscientific Issues und das Göttinger Modell der Bewertungskompetenz

Werden Umweltproblemsituationen im Hinblick auf Unterricht analysiert, wird international von *socioscientific issues* (SSI) gesprochen (RATCLIFFE & GRACE, 2003; SADLER, 2004). SSI sind komplexe, offene und oftmals kontroverse Probleme an der Schnittstelle von Naturwissenschaften und Gesellschaft. Ihre Analyse und Bearbeitung bedarf eines interdisziplinären Zugangs (FENSHAM, 1988; MCCONNELL, 1982; SOLOMON & AIKENHEAD, 1994). Dabei kann die Wissensgrundlage unsicher sein oder ist durch ein gewisses Maß an Risiko geprägt (KOLSTØ, 2006; HOGAN, 2002; ZEIDLER, SADLER, SIMMONS & HOWES, 2005). Zur faktischen Komplexität und Unsicherheit kommt meist eine hohe normative Komplexität hinzu, da konfligierende Ziele Nachhaltiger Entwicklung zu berücksichtigen sind (BÖGEHOLZ & BARKMANN, 2005). Folglich gibt es in der Regel mehrere legitime Handlungsmöglichkeiten, aber kaum eindeutige Lösungen (SADLER, 2004; EGGERT & BÖGEHOLZ, 2006). Angesichts der unübersichtlichen Ausgangslage fokussieren vorliegende Unterrichts- und Forschungsansätze vorwiegend auf die Fähigkeiten von Lernenden Pro- und Kontra-Argumente für potenzielle Lösungsmöglichkeiten zu entwickeln bzw. deren Vor- und Nachteile qualitativ-argumentativ abzuwägen, d. h. zu *bewerten* (EGGERT & BÖGEHOLZ, 2010).

Die Bedeutung der Fähigkeit von Lernenden systematisch Handlungsmöglichkeiten zu bewerten, ist in den „Kompetenzbereich Bewertung der nationalen Bildungsstandards“ eingeflossen und somit explizites, schulcurriculares Ziel (KMK, 2005). Dabei geht es um die Befähigung zu informierten, systematischen und reflektierten Entscheidungen in komplexen Gestaltungssituationen mit dem Ziel, nachhaltige Entwicklungsprozesse zu begünstigen (BÖGEHOLZ, 2011; EGGERT, 2008). Für den Bildungsbereich haben EGGERT & BÖGEHOLZ (2006) dazu das Göttinger Modell der Bewertungskompetenz (BÖGEHOLZ, 2011) entwickelt. Es handelt sich um ein Strukturmodell, das die Kompetenzen aufschlüsselt, die für begründete und tragfähige Entscheidungen bei Gestaltungsaufgaben Nachhaltiger Entwicklung erforderlich sind. Das heißt, das Modell zeigt auf, welche Kompetenzen – beispielsweise für die Bearbeitung von Maßnahmen zur Eindämmung des globalen Rückgangs der biologischen Vielfalt – entwickelt werden sollten. Dabei sind drei Teilkompetenzen zentral. Letztere befassen sich mit

- dem Kennen und Verstehen von Werten und Normen in Gestaltungsaufgaben Nachhaltiger Entwicklung,
- dem Rekonstruieren von komplexen Umweltproblemsituationen sowie dem Entwickeln und Reflektieren von Lösungsansätzen (Handlungsoptionen) und
- dem Bewerten von Handlungsoptionen unter Verwendung von Entscheidungsstrategien und dem Reflektieren von Entscheidungsfindungsprozessen.

Die vorliegenden Dimensionen gehen angesichts schwer greifbarer Unsicherheiten und Komplexitäten davon aus, dass die Lernenden sich den Problemsituationen v. a. qualitativ-argumentativ nähern. Ein Blick in die mittlerweile klassische wissenschaftliche Literatur im Feld (z. B. COSTANZA et al. 1997), in Lehrbücher der Umwelt- und Ressourcenökonomik oder in aktuelle Metastudien wie die TEEB-Studie (2008) zeigt jedoch das Potenzial einer mathematisch-formalen und quantitativen Bearbeitung

einer erheblichen Teilmenge von Problemsituationen. Grundlage für den Übergang von allgemeinen, qualitativ-argumentativen Lösungsmustern zu einer formalen und quantitativen Behandlung ist jedoch, dass die Schülerinnen und Schüler über ein Grundverständnis ökonomischer Begriffe und Analyseverfahren verfügen. Dieses möchten wir mit einer vierten Dimension des Göttinger Modells, der Dimension „Lösungsansätze umwelt- und institutionenökonomisch analysieren und reflektieren können“ (LUR), untersuchen. Im folgenden Abschnitt strukturieren wir zunächst diese Begriffe und Analyseverfahren, um dann in Abschnitt 4 einen Einblick in eine erste empirische Abschätzung der Kompetenzen von Lernenden zu geben.

### **3 Umwelt- und institutionenökonomische Analyse und Reflexion von Lösungsansätzen für Herausforderungen des Biodiversitätsschutzes**

Ökonomische Konzepte sind zentral für die Bearbeitung realweltlicher Herausforderungen des Biodiversitätsverlustes im Kontext von BNE (vgl. BMZ/ KMK, 2007). Gleichwohl gehört eine vertiefte Analyse der ökonomischen Dimensionen von Schutz und (nicht-) nachhaltiger Nutzung der biologischen Vielfalt nicht originär zu den verbindlichen Themen des Biologieunterrichts. Diese Lücke besteht trotz aller Bekenntnisse zu fächerübergreifendem Unterricht und einer BNE, dabei ist Biodiversitätsbildung ein Schwerpunkt von Biologieunterricht und Biologiedidaktik. Der expliziten Vermittlung ökonomischer Grundlagen im Unterricht sind daher immer dann enge Grenzen gesetzt, wenn nicht Politik und Wirtschaft oder ein vergleichbares Fach unterrichtet wird. Umso wichtiger ist es, die kognitiven Voraussetzungen, die die Lernenden mitbringen, zu ermitteln. Dies ist ein Ziel der empirischen Arbeiten im Projekt (siehe Abschnitt 4).

Angesichts eines stark begrenzten unterrichtlichen Zeitbudgets ist die curriculare Relevanz der Themenfelder, anhand derer LUR untersucht und später gefördert werden soll, eine wichtige Anforderung. Wir haben unter diesem Gesichtspunkt zunächst die Themenfelder „Überfischung“, „Landnutzung“ und „Klimaschutz“ ausgewählt. Innerhalb dieser Themenbereiche lassen sich jeweils Einzelprobleme identifizieren, die einer umwelt- und institutionenökonomischen Analyse zugänglich sind. Sehr hilfreich für eine erste Einordnung der Einzelprobleme ist die bekannte Klassifikation der betroffenen Naturressourcen als private Güter, Allmendegüter (*Common Pool* und *Open Access Resources*), Klubgüter und perfekte öffentliche Güter (vgl. PERMAN, MAE, MCGILVRAY & COMMON, 2003). Zudem kann Wissen um die ökologischen oder sozio-ökonomischen Bedingungen einer nachhaltigen Nutzung fehlen. Die Gefährdungen biologischer Vielfalt ergeben sich oft aus deren Charakter als Allmendegut oder als perfektes öffentliches Gut. Es kommt dann leicht zu einem „Versagen“ der Marktkräfte. Auch staatlich-regulatives Handeln kann jedoch versagen („Staatsversagen“). Diesen Gefährdungen steht insgesamt eine kleine Zahl unterschiedlicher, grundsätzlicher Lösungsmöglichkeiten gegenüber (Box 1).

Jede dieser Lösungsmöglichkeiten hat ein bestimmtes Profil von Vor- und Nachteilen. Zumindest teilweise sollten diese Lösungsmöglichkeiten für Schülerinnen und Schüler der Mittel- und Oberstufe leicht fassbar sein. Das gilt vermutlich etwa dann, wenn ein zumindest intuitives Verständnis der Wirkung von Angebot und Nachfrage auf den Marktpreis vorliegt.

Weiterhin muss die Bereitschaft bestehen, das Handeln von Menschen im Spannungsfeld von Eigennutz und sozialer Kooperation zu analysieren. Die Lernenden können dann leichter abschätzen, welche Folgen für Einkommen und Güterversorgung eine bestimmte Lösungsmöglichkeit hat.

**Box 1:** Ausgewählte Lösungsansätze für realweltliche Umweltprobleme

**Privatisierung von *Open Access* und Gemeinschaftsgütern**

- z. B. durch die Einführung von Eigentums- oder exklusiven Nutzungsrechten an Fischbeständen, Primärwäldern oder genetischen Ressourcen, auch: *Access & Benefit Sharing*

**Pigou-Steuer zur Internalisierung externer Effekte**

- z. B. durch Steuern auf Landschaftsverbrauch oder CO<sub>2</sub>-Freisetzung

***Payments for Ecosystem Services* („PES“)**

- z. B. Artenschutz-Zahlungen an Landwirte im Rahmen von Agrarumweltprogrammen

**Einsatz ressourcenschonender Technologien**

- z. B. durch Förderung des ökologischen Landbaus, Förderung erneuerbarer Energien

**Straf- und ordnungsrechtliche Verbote und Gebote**

- z. B. Einrichtung von Schutzgebieten, Nutzungs- und Handelsbeschränkungen bzw. -verboten, u. a. CITES

Neben einer Einsicht in ökonomische Grundbegriffe und Erklärungsmöglichkeiten für menschliches Handeln untersuchen wir Vorverständnisse zu sozio-ökonomischen Zieldimensionen (allokative Effizienz, inter- und intragenerative Verteilungsgerechtigkeit, Ressourcenschutz) sowie zu ökonomischen Analyseverfahren (z. B. Kosten-Nutzen-Analyse, Kosten-Wirksamkeits-Analyse, betriebswirtschaftliche Analyse). Erst wenn Grundbegriffe, Erklärungsmöglichkeiten für menschliches Handeln, normative Zieldimensionen und bestimmte Analyseverfahren beherrscht werden, ist zu erwarten, dass Ressourcen-nutzungsprobleme systematisch analysiert und quantitativ gelöst werden können. Die gegenwärtigen Arbeiten zielen darauf ab, auszuloten, inwieweit das Vorverständnis für die Analyse und Lösung von Aufgaben verschiedener Schwierigkeitsgrade vorhanden ist. Ist ein gewisses Vorverständnis vorhanden, kann mit einer quantitativen Analyse („Mathematisierung“) angesetzt werden. Gerade die Beherrschung ökonomischer Analyseverfahren ist hier besonders interessant. Die normative Unsicherheit wird dabei vorerst durch explizite Vorgaben zu den zu berücksichtigenden Zieldimensionen eingegrenzt, um die Aufgaben eindeutig lösbar zu machen. Es ist so möglich, eine eindeutige Auswahl unter verschiedenen Handlungsoptionen zu treffen.

Die Mathematisierung im Biologieunterricht kann grundsätzlich helfen, ein kausales Systemverständnis aus Erkenntnissen unterschiedlicher Organisationsebenen zu gewinnen (SENN, 2006). Mathematisches Modellieren bezeichnet in der mathematikdidaktischen Forschung, eine realitätsbezogene Situation durch den Einsatz mathematischer Mittel zu verstehen, zu strukturieren und das der Situation zu Grunde liegende Problem einer Lösung zuzuführen (BLUM et al. 2007).

#### **4 Die quantitative Dimension von LUR - Erste Überlegungen und Erkenntnisse**

Unter Mathematisierung in der Biologiedidaktik fällt auch das mathematische Modellieren (ESCHENHAGEN, KATTMANN & RODI, 2008). Für LUR lässt sich im Feld von mathematischer Modellierung auf den Modellierungskreislauf nach BLUM & LEISS (2005) zurückgreifen. Diesen Modellierungskreislauf nutzen wir in angepasster Form als Modell für eine Aufgabenkonstruktion und -auswertung (vgl. Abb. 1). Die Aufgabenkonstruktion bedient sich dabei zwei verschiedener Typen: *Anwendungsaufgaben* (Abb. 1) und *Reflexionsaufgaben* (hier nicht illustriert).

- Anwendungsaufgaben haben zum Ziel, dass Schülerinnen und Schüler eigene Lösungsoptionen analysieren. Zur Analyse gehört zunächst eine Abschätzung, ob bzw. in welchem Umfang die Lösungsmöglichkeit das Handeln der Akteure verändert. In Abhängigkeit von dem Einfluss auf das Handeln der Akteure ergeben sich ökologische und sozio-ökonomische Auswirkungen. Je nach Anlage der Aufgabe, kann die Analyse der Auswirkungen im Hinblick auf die relevanten normativen Zieldimensionen qualitativ-argumentativ und wenn möglich auch quantitativ erfolgen.
- Bei Reflexionsaufgaben sollen vorgegebene Handlungsoptionen reflektiert werden. Dies bedeutet, dass Schülerinnen und Schüler – in der Regel quantifizierte – Lösungsvorschläge Dritter auf Richtigkeit und Gangbarkeit hin überprüfen und ggf. auch verbessern sollen. Auch hier kann sich eine Abschätzung im Hinblick auf die relevanten normativen Zieldimensionen bzw. auf eine Auswahl der Zieldimensionen beziehen.

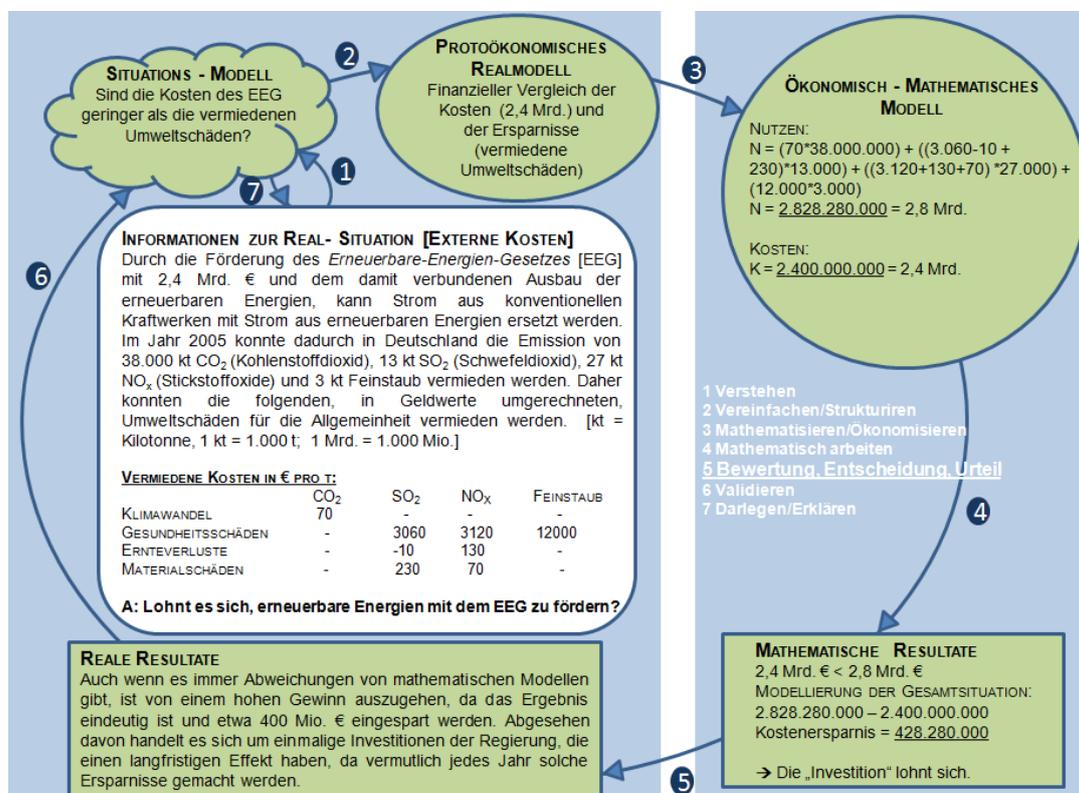


Abb. 1: Modell zur Aufgabenkonstruktion und -auswertung für LUR mit beispielhafter Testaufgabe (weißes Feld) und beispielhafter Schülerantwort von Schüler Gerd (grüne Felder), Quellen: Aufgabenkontext nach KREWITT & SCHLOMANN (2006), nach Modellierungskreislauf von BLUM & LEISS (2005).

Die derzeit in Erprobung befindlichen Testaufgaben behandeln das Analyseverfahren der Kosten-Nutzen-Analyse (i. S. von „Lohnt es sich, erneuerbare Energien mit dem Erneuerbare-Energien-Gesetz zu fördern?“, siehe Abb. 1 für das Themenfeld „Klimaschutz“), die Lösungsmöglichkeit handelbare Nutzungsrechte für Fischereibestände (Themenfeld „Fischerei“), und die Bedeutung finanzieller Anreize für individuelle Landnutzungsentscheidungen (Erklärungen für menschliches Verhalten; Themenfeld „Landnutzung“). Benutzt werden dabei standardisierte Fragen mit offenem Aufgabenformat. Die Aufgaben enthalten strukturierende Fragestellungen, die das Ziel verfolgen in den Antworten der Schülerinnen und Schüler möglichst alle Schritte der Quantifizierung laut Modell (Abb. 1) zu berücksichtigen. Beispiele für die strukturierenden Fragen sind: „Beschreiben Sie den Lösungsweg

mathematisch!“ , „Beschreiben Sie die Bedeutung und die Folgen der mathematischen Lösung für die reale Situation!“ und „Begründen Sie Ihre Entscheidung für die reale Situation!“.

Getestet wurden die Aufgaben bislang mit einer kleinen Gruppe von Schülerinnen und Schülern der 11. Jahrgangsstufe sowie mit Studierenden (N=6). Folgende Ergebnisse zeichnen sich ab:

- **Themenfeld Klimaschutz, Analyseverfahren Kosten-Nutzen-Analyse** (Abb. 1)  
Die Befragten konnten das Analyseverfahren vergleichsweise problemlos anwenden. Auch die strukturierenden Fragestellungen zur ökonomisch-mathematischen Modellierung wurden als hilfreich empfunden.
- **Themenfeld Fischerei, Lösungsansatz handelbare Nutzungsrechte, Erklärung menschlichen Handelns durch Gewinnstreben, normative Dimension der allokativen Effizienz**  
Das zweite Beispiel stellte die Befragten vor größere Herausforderungen. Zwar sehen die Testpersonen, dass die Zuteilung individuell beschränkter Rechte für die Nutzung eines Fischbestandes für den ökologischen Zustand des Bestandes vorteilhaft ist, Probleme bereitete aber vielen Befragten, den Vorteil *handelbarer* Nutzungsrechte einzusehen. Werden Nutzungsrechte handelbar gemacht, werden sie tendenziell von jenen Fischern gekauft und dann genutzt werden, die aus dem Fang den größten Gewinn ziehen. Es fehlt bei mehreren Testpersonen ein Verständnis dafür, dass dieser größere Gewinn nicht nur individuell für die betroffenen Fischer ein Vorteil ist. Es ist auch gesamtwirtschaftlich ein Vorteil, wenn die Unternehmen effizienter und mit höherem Gewinn arbeiten. Es fehlt also an ökonomischem Konzeptverständnis in Verbindung mit der normativen Dimension der allokativen Effizienz.
- **Themenfeld Landnutzung, Lösungsansatz finanzielle Anreize, Analyseverfahren betriebswirtschaftliche Analyse, Erklärung menschlichen Handelns durch Gewinnstreben**  
Die Befragten zeigten in ihren Antworten klare Vorstellungen von der Bedeutung finanzieller Überlegungen für private Landnutzungsentscheidungen. Diese Vorstellungen sind von Gewinnmaximierung („Profit erhöhen“) und finanzieller Zufriedenheit („gut leben können“) geprägt. Nachhaltige Landnutzung wurde dementsprechend nur dann als Möglichkeit benannt, wenn gleichzeitig ein „gutes Leben“ gesichert ist, anderenfalls jedoch nicht.

## 5 Ausblick

Um Heranwachsenden einen umfassenden kognitiven Zugang zu öffentlich diskutierten Handlungsoptionen im Feld von Schutz und nachhaltiger Nutzung von biologischer Vielfalt zu ermöglichen, soll das Göttinger Modell durch eine vierte Dimension „Lösungsansätze umwelt- und institutionenökonomisch analysieren und reflektieren können“ theoretisch erweitert und empirisch (weiter) fundiert werden. Dabei wird ein Fundus an Lösungsstrategien und analytischen Werkzeugen aus dem Feld der Umwelt- und Ressourcenökonomik nutzbar gemacht.

In einem nächsten Schritt wird ein Rahmen aus Analysen der realweltlichen, fachwissenschaftlichen Relevanz, dem Vorwissen von Lernenden sowie fachdidaktischen Zielen für LUR definiert. Zum Einsatz kommen sollen die in unseren ersten Untersuchungen bewährten Themenfelder „Fischerei“, „Land-nutzung“ und „Klimaschutz“. Diese Themenfelder werden kombiniert mit ausgewählten Lösungsansätzen, ökonomischen Grundbegriffen, Erklärungsmöglichkeiten für menschliches Handeln, normativen Zieldimensionen und / oder ökonomischen Analyseverfahren. Definiert werden damit die

Klassen von relevanten Anforderungssituationen für die vierte Dimension. Anschließend wird ein Rahmenkonzept für die Aufgabenkonstruktion und -auswertung entwickelt und geschärft. Letzteres ist die Basis für die Entwicklung eines reliablen und validen Messinstrumentes für die Gymnasialjahrgänge 8 bis 12 der Fächer Biologie sowie Politik und Wirtschaft. Das Messinstrument dient a) als Grundlage für eine (vermutlich eindimensionale) Modellierung mittels Modellen der Item-Response Theorie (vgl. EGGERT & BÖGEHOLZ, 2010) und kann anschließend weiterentwickelt werden für b) den Nachweis von Kompetenzzuwächsen in LUR (vgl. EGGERT, BÖGEHOLZ, WATERMANN & HASSELHORN, 2010). Die Forschung bildet eine wichtige Grundlage für evidenzbasierte Bildungsmaßnahmen im Rahmen von BNE zur Lösung realweltlicher Herausforderungen, die mit dem lokalen und globalen Biodiversitätsverlust verbunden sind.

## 6 Literatur

- BLUM, W.; GALBRAITH, P. L.; HENN, H.-W. & NISS, M. (Hrsg.) (2007): *Modelling and Applications in Mathematics Education. 14<sup>th</sup> ICMI study.* – New York (Springer) (New ICMI Study Series, Vol. 10).
- BLUM, W. & LEISS, D. (2005): *Modellieren im Unterricht mit der „Tanken“-Aufgabe.* - *Mathematik Lehren*, 128: 18-21.
- BMZ/ KMK, [Bundesministerium für wirtschaftliche Zusammenarbeit/ Sekretariat der ständigen Konferenz der Kultusminister der Länder in der Bundesrepublik Deutschland] (Hrsg.) (2007): *Orientierungsrahmen Globale Entwicklung. Orientierungsrahmen für den Lernbereich Globale Entwicklung im Rahmen einer Bildung für eine nachhaltige Entwicklung.* - [Verfügbar unter: [http://www.bneportal.de/coremedia/generator/unesco/de/Downloads/Hintergrundmaterial\\_national/Orientierungsrahmen\\_20f\\_C3\\_BCr\\_20den\\_20Lernbereich\\_20Globale\\_20Entwicklung.pdf](http://www.bneportal.de/coremedia/generator/unesco/de/Downloads/Hintergrundmaterial_national/Orientierungsrahmen_20f_C3_BCr_20den_20Lernbereich_20Globale_20Entwicklung.pdf) (Abrufdatum: 30.07.2012) ]. Bonn/ Berlin.
- BÖGEHOLZ, S. (2011): *Bewertungskompetenz im Kontext Nachhaltiger Entwicklung: Ein Forschungsprogramm.* In HÖTTECKE, D. (Hrsg.): *Naturwissenschaftliche Bildung als Beitrag zur Gestaltung partizipativer Demokratie* (S. 32-46). Gesellschaft für Didaktik der Chemie und Physik. Jahrestagung in Potsdam 2010. Münster: LIT-Verlag.
- BÖGEHOLZ, S. & BARKMANN, J. (2005): *Rational choice and beyond: Handlungsorientierende Kompetenzen für den Umgang mit faktischer und ethischer Komplexität.* In KLEE, R.; SANDMANN, A. & VOGT, H. (Hrsg.): *Lehr- und Lernforschung in der Biologiedidaktik 2.* - Innsbruck (Studienverlag): 211-224.
- Costanza, R.; d'Arge, R.; de Groot, R.; Farber, S.; Grasso, M.; Hannon, B.; Limburg, K.; Naeem, S.; O'Neill, R.V.; Paruelo, J.; Raskin, R.G.; Sutton, P. & van den Belt, M. (1997): *The value of the world's ecosystem services and natural capital.* – *Nature*, 387: 253-260.
- EGGERT, S. (2008): *Bewertungskompetenz für den Biologieunterricht – Vom Modell zur empirischen Überprüfung.* Dissertation Universität Göttingen. [Verfügbar unter: <http://webdoc.sub.gwdg.de/diss/2008/eggert/eggert.pdf> (Abrufdatum: 20.2.2012)].
- EGGERT, S. & BÖGEHOLZ, S. (2010): *Students' Use of Decision-Making Strategies With Regard to Socio-scientific Issues – An Application of the Rasch Partial Credit Model.* - *Science Education*, 94(2): 230-258.

- EGGERT, S.; BÖGEHOLZ, S.; WATERMANN, R. & HASSELHORN, M. (2010): Förderung von Bewertungskompetenz im Biologieunterricht durch zusätzliche metakognitive Strukturierungshilfen beim kooperativen Lernen – Ein Beispiel für Veränderungsmessung. - Zeitschrift für die Didaktik der Naturwissenschaften, 16: 299-314.
- EGGERT, S. & BÖGEHOLZ, S. (2006): Göttinger Modell der Bewertungskompetenz – Teilkompetenz „Bewerten, Entscheiden und Reflektieren“ für Gestaltungsaufgaben Nachhaltiger Entwicklung. - Zeitschrift für Didaktik der Naturwissenschaften, 12: 177-199.
- Eschenhagen, D.; Kattmann, U. & Rodi, D. (2008): Fachdidaktik Biologie. – Köln (Aulis).
- FENSHAM, P. J. (1988): Approaches to the teaching of STS in science education. - International Journal of Science Education, 10(4): 346-356.
- GAUSMANN, E.; EGGERT, S.; HASSELHORN, M.; WATERMANN, R. & BÖGEHOLZ, S. (2010): Wie verarbeiten Schüler/innen Sachinformationen in Problem- und Entscheidungssituationen Nachhaltiger Entwicklung? – In KLIEME, E., LEUTNER, D. & KENK, M. (Hrsg.): Kompetenzmodellierung: Zwischenbilanz des DFG-Schwerpunktprogramms und Perspektiven des Forschungsansatzes. - Zeitschrift für Pädagogik, 56, Beiheft: 204-215.
- DE HAAN, G.; KAMP, G.; LERCH, A.; MARTTIGNON, L.; MÜLLER-CHRIST, G. & NUTZINGER, H.G. (2008): Nachhaltigkeit und Gerechtigkeit: Grundlagen und schulpraktische Konsequenzen. – Berlin (Springer).
- HOGAN, K. (2002): Small groups' ecological reasoning while making an environmental management decision. - Journal of Research in Science Teaching, 39(4): 341-368.
- JESSEL, B.; TSCHIMPKKE, O. & WALSER, M. (2009): Produktivkraft Natur. – Hamburg (Hoffmann & Campe).
- KMK [SEKRETARIAT DER STÄNDIGEN KONFERENZ DER KULTUSMINISTER DER LÄNDER IN DER BUNDESREPUBLIK DEUTSCHLAND] (2005): Bildungsstandards im Fach Biologie für den Mittleren Schulabschluss (Jahrgangsstufe 10). Beschluss vom 16.12.2004. – München (Wolters Kluwer).
- KOCH, S.; BARKMANN, J.; SUNDAWATI, L. & BÖGEHOLZ, S. (accepted): Subjectives Theories of Indonesian Agronomy and Biology Teacher Students on Environmental Commons Dilemmas. International Research in Geographical and Environmental Education.
- KOLSTØ, S. D. (2006): Patterns in students' argumentation confronted with a risk-focused socio-scientific issue. - International Journal of Science Education, 28(14): 1689-1716.
- KREWITT, W. & SCHLOMANN, B. (2006): "Externe Kosten der Stromerzeugung aus Erneuerbaren Energien im Vergleich zur Stromerzeugung aus fossilen Energieträgern" April 2006, im Auftrag des BMU.
- PERMAN, R.; MAE, J.; MCGILVRAY, J. & COMMON, M. (2003): Natural Resource and Environmental Economics. – Edinburgh (Pearson).
- RATCLIFFE, M. & GRACE, M. (2003): Science education for citizenship - Teaching socioscientific issues. – Maidenhead (Open University Press).

- SADLER, T. D. (2004): Informal reasoning regarding socioscientific issues: A critical review of research. - *Journal of Research in Science Teaching*, 41(5): 513-536.
- SENN, W. (2009): Mathematisierung der Biologie: Mode oder Notwendigkeit? Aktualität und Verfügbarkeit der Leitwissenschaften, Reihe "Berner Kulturhistorische Vorlesungen". – (Peter Lang): 97-118.
- SOLOMON, J. & AIKENHEAD, G. S. (1994): STS education – International perspectives on reform. - New York (Teachers College Press)
- TEEB (2008): The Economics of Ecosystems and Biodiversity: An Interim Report, European Commission, Brussels. [Verfügbar unter: [www.teebweb.org/LinkClick.aspx?fileticket=u2fMSQoWJf0%3d&tabid=1278&language=en-US](http://www.teebweb.org/LinkClick.aspx?fileticket=u2fMSQoWJf0%3d&tabid=1278&language=en-US) (Abrufdatum 07.02.2012)].
- ZEIDLER, D. L.; SADLER, T. D.; SIMMONS, M. L. & HOWES, E. V. (2005): Beyond STS: A research-based framework for socioscientific issues education. - *Science Education*, 89(3): 357-377.

*Marko Böhm  
Biologische Fakultät  
Albrecht-von-Haller-Institut für Pflanzenwissenschaften  
Didaktik der Biologie  
Waldweg 26  
D-37073 Göttingen  
Email: mboehm1@uni-goettingen.de*



# **Authentisches Lernen biodiversitätsrelevanter Inhalte an ‚Thementagen‘ – Konzeptskizze und Einbettung im Studiengang ‚Biologie und ihre Vermittlung‘ an der TU Braunschweig**

KONSTANTIN KLINGENBERG

*Schlagwörter: Authentizität, Biodiversitätsvermittlung, (Lehramts)Studium, Schule*

## **1 Einleitung - oder: *where has all the fieldwork gone?* (nach: BARKER et al. 2002)**

Die Vermittlung biodiversitätsrelevanter Inhalte in universitären (Lehramts)Studiengängen, aber auch in anderen Bildungseinrichtungen (z.B. Schulen), welche ausdrücklich lt. Art 13 CBD gefordert wird, erfolgt vielfach nicht authentisch. ‚Authentisch‘ beschreibt im hier verwendeten Sinn die Nähe zur bzw. Nutzung der realen Umwelt, des realen Lerngegenstands o.ä. In diesem Bereich ist grundsätzlich eine Vielzahl an möglichen Lernsituationen denkbar, die je nach Themengebiet relativ heterogen gestaltet bzw. ausgerichtet sein können. Sofern schwerpunktmäßig ökologische Aspekte (Ökosysteme, Nahrungsnetze etc.), Formen- und Artenkenntnisse sowie Einstellungsänderungen im Zentrum stehen, haben sich außerschulische Aktivitäten (z.B. Exkursionen: Engl.: Field Programmes / Field Trips) als besonders wirkungsvoll erwiesen (vgl. PROKOP et al. 2007). Dennoch wird diesen Aktivitäten im Rahmen der konkreten Umsetzung der Curricula offenbar (zu) wenig Bedeutung bei gemessen (vgl. BARKER et al. 2002, KLINGENBERG 2004). BARKER et al. titeln daher sogar in drastischer Weise: *‚Teaching Biology outside the Classroom. Is it heading for extinction?‘*

Es ist trotz vergleichsweise weniger empirischer Belege, die konkret eine Abnahme einschlägiger Aktivitäten dokumentieren, davon auszugehen, dass Faktenwissen zwar (im Idealfall) didaktisch aufbereitet wird, z.T. zusätzlich zum regulären Lehrangebot auch Exkursionen durchgeführt werden (s.o. PROKOP et al.: ‚Field Trips‘). Die Verknüpfung theoretischer und praktischer Anteile, etwa von Seminar- und Exkursionsarbeit bzw. ein integriertes Konzept zur Verbindung von theoretischen, praktischen sowie problemorientierten Aspekten ist jedoch in Lehr-/Lernkonzepten – insbesondere auch in Lehramtsstudiengängen – zumeist kaum erkennbar. Dies gilt insbesondere für die Themenfelder Arten-/Formenkenntnisse, Natur- und Artenschutz, Bildung für nachhaltige Entwicklung und Gefährdung der Biodiversität.

Hierin liegen möglicherweise Gründe für die fehlenden Vermittlungskonzepte und -kompetenzen späterer Lehrerinnen und Lehrer in diesem Gebiet, da sie während des Studiums keine oder nur wenige eigenständige –auch reflektierende– Erfahrungen sammeln konnten (demgegenüber existieren etwa im Hinblick auf Unterrichtspraxis viele Praktika, z. T. mit theoretischer Vor- und Nachbereitung). Sofern jedoch in o.g. CBD-relevanten Bereichen lediglich ‚theoretisches Wissen‘ angehäuft wird und/oder kein Transfer sowie Anwendung erfolgt, spricht man von ‚trägem Wissen‘ (RENKL 1996, GRUBER et al. 1999).

## 2 Authentizität im Spannungsfeld zwischen Anspruch und (curricularen) Möglichkeiten: organisatorische Verortung ökologischer Kernthemen und der Thementage

Das Studienfach ‚Biologie und ihre Vermittlung‘ an der Technischen Universität Braunschweig bietet im Bereich des Haupt- und Realschulschwerpunktes aus den zu belegenden Modulen ein ökologisch ausgerichtetes Basismodul (Umfang 2 x 2SWS) sowie ein ebensolches Aufbaumodul (Umfang 2 x 2SWS). Dieses Aufbaumodul 3 (A 3) mit dem Titel ‚Ökologie und Umweltbildung‘ besteht aus einem 14-wöchigen Seminarteil im Wintersemester (vgl. Tab. 1 zur Themenübersicht) und einem epochal organisierten ‚Thementag‘-Teil im Sommersemester (s. Kap. 2.1).

Tab. 1: Themenübersicht Teil I (WS) des Aufbaumoduls A3 ‚Ökologie und Umweltbildung‘.

Nr.	Thema
1+2	Allg. Einführung; Lebensräume heute 1: Ökozonen der Erde, Besiedlung, Biologie
3	Lebensräume heute 2: Ökozonen der Erde, Besiedlung, Biologie (Zonobiome, Auswahl)
4	Umweltwissen - Umwelthandeln (Wir schützen, was wir lieben...?)
5	Ökologische Experimente? Schulbiologie und abiotische Ökologie
6	„Wirklich“ ökologische Experimente? Beispiele für ‚biotische‘ Experimente
7	Globale Umweltänderungen – Syndrome des Wandels
8	...denn Bestand hat nur der Wandel. Historische Veränderungen der Biosphäre
9	Mitteleuropäische Wälder: gestern-heute (und morgen)
10	Wasserhaushalt ‚2050‘ – ökologisch-ökonomisches Konfliktthema?
11	Gewässer - Strukturen - Organismen: Fließgewässer in Mitteleuropa in Theorie (u. Praxis)
12	Nachhaltige Nutzung der Biosphäre
13	Ökosystemdienstleistungen: was ‚kostet‘ ein...Baum, Käfer...?
14	Umweltschutz (in Deutschland): Rechtliche Rahmenbedingungen

### 2.1 Die Thementage: Überlegungen zum methodischen Konzept

Sowohl die kursorisch dargestellten Themen der ersten Modulhälfte im Wintersemester (Tab. 1) als auch das Konzept der ‚Thementage‘ versuchen dem eingangs beschriebenen Defizit entgegen zu wirken. Insbesondere die Thementage zielen durch eine Verschränkung von Theorie und Praxis in authentischen (Outdoor-)Umgebungen auf einen nachhaltigen, kumulativen Entwicklungsprozess von Kenntnissen, Fähigkeiten und Fertigkeiten, um ein Ergebnis im Sinne positiver Entwicklung inhaltlicher und prozessbezogener Kompetenzen zu erreichen (u. a. Fach- und Handlungswissen, Bewertung). Wesentliches Ziel ist dabei auch eine Veränderung der Einstellungen im Sinne der im Rahmen der CBD-intendierten Prozesse, etwa im Bereich der in Tab. 1 genannten Themenfelder.

Nach der Erarbeitung grundlegender (bzw. globaler) Inhalte werden daher im Sommersemester (Zeitraum: April bis Juli) mehrere, verpflichtende Tage in authentischen Umgebungen durchgeführt (Zeitraum: ca. sechs bis sieben Zeitstunden Kontaktzeit). Diese Tage besitzen jeweils ein Schwerpunktthema, in der genannten Reihenfolge (von April bis Juli)

- Fließgewässerökologie, (ca. Anfang/Mitte April)
- Waldökologie, (Ende April/Anfang Mai)
- Moorökologie, (Ende Mai/Anfang Juni)
- Ökologie der Stillgewässer (Ende Juni/Anfang Juli)

Diese unspektakulär wirkende Organisation ist innerhalb des universitären Curriculums von zahlreichen Begrenzungen eingeengt (Termin-/ Klausurendruck, Arbeitsbelastung der Studierenden etc.). Lediglich eine restriktive Vorgabe mit entsprechend langer Planungsphase ab Beginn des Wintersemesters ermöglicht zum jeweiligen Jahresbeginn die Terminfindung. Hierbei ist konzeptionell zu beachten, dass die zeitliche und inhaltliche Abfolge der genannten Termine nicht beliebig ist: Um die gewünschte Kumulativität und Vernetzung zu erreichen und wichtige Aspekte der Phänologie in den Ökosystemen bestmöglich auszunutzen, sind die o.g. Terminphasen essentiell (eine Blockveranstaltung kann dies nicht leisten).

### **3 Inhaltliche Konzeption der Gesamtveranstaltung und der Thementage**

Die inhaltliche Konzeption von Veranstaltungen im BA-Studiengang ‚Biologie und ihre Vermittlung‘ soll den Studierenden umfassende Kompetenzen vermitteln, die für den Studienabschluss (Master of Education) gemäß der Verordnung über Masterabschlüsse für Lehrämter in Niedersachsen notwendig sind (kurz: Nds.Master VO-Lehr 2007). Diese Verordnung ist für entsprechende universitäre Abschlüsse und damit für die Einstellung in den Vorbereitungsdienst verbindlich. Obgleich hier nicht im Einzelnen auf alle Aspekte dieser Verordnung eingegangen werden kann, sei angemerkt, dass die dortigen Anforderungen in einigen Sach- und Prozessbereichen nicht vollkommen überzeugen können.

#### **3.1 Inhaltlicher und theoretischer Rahmen der Seminarveranstaltung**

Ebenso wie für die schulische Ausbildung Standards definiert sind bzw. eine ‚Out-put‘-Orientierung erfolgt (vgl. KMK 2004), müssen gemäß der o.g. Nds. MasterVO-Lehr (2007) die AbsolventInnen einschlägiger Studiengänge über ‚*ein strukturiertes Fachwissen zu den unterrichtsrelevanten Bereichen der Biowissenschaften*‘ verfügen und dieses fachsprachlich korrekt sowie adressatenbezogen kommunizieren können. U.a. werden explizit folgende Aspekte in ökologischen Inhaltsbereichen erwähnt: ‚*Wirkungsgefüge in Ökosystemen, abiotische und biotische Faktoren, grundlegende Erklärungsmuster von ökologischen Zusammenhängen sowie Untersuchung ökologischer Wechselbeziehungen von Arten in Lebensräumen, Vorschriften des Natur- und Umweltschutzes*‘. Inhaltliche und theoretische Grundlagen hierzu werden bereits in einem Basismodul gelegt (vgl. Kap. 2), im Seminar teil (jeweils vorangehendes Wintersemester) werden diese auf Basis einschlägiger Fachliteratur vertieft.

#### **3.2 Inhaltlicher und theoretischer Rahmen der Thementage**

Die ‚Thementage‘ besitzen mehrere inhaltliche und theoretische Wurzeln. Dabei sind u.a. Ansätze und Ideen des Konzepts ‚Naturerleben‘ (vgl. JANßEN & TROMMER 1988) sowie der ‚Rucksackschule‘ (vgl. TROMMER 1991) zu nennen. Beiden Konzepten wird v.a. vorgehalten, wenig konkrete Angaben zu den eigentlich zu ‚erlernenden‘ Inhalten zu machen.

Diesem (z. T. berechtigt vorgetragenen) Defizit wurde dadurch begegnet, dass neben der bereits oben beschriebenen Verschränkung von Theorie und Praxis für jeden Thementag Skripte mit spezifischen Hintergrundinformationen, Praxisaufgaben etc. zu Verfügung stehen. Diese Skripte sind damit verbindliche und konkrete, speziell auf ökologische Besonderheiten des Themenschwerpunktes gerichtete Aufgaben als konstitutives Element. Neben der formalen und inhaltlichen Einbettung in die o. g. Lehrveranstaltung sind Thementage somit anhand mehrerer Kriterien von Exkursionen zu unterscheiden: Verbindlichkeit, thematische Vernetzung (Kumulativität), Theorie-Praxis Verschränkung, Vorhandensein verbindlicher Skripte (Vor- und Nachbereitung), Anwendbarkeit im späteren Berufsfeld (insbes. Schule).

### Beispielhafte Inhaltsübersicht eines Thementags

Anhand des Thementags ‚Fließgewässerökologie‘ sollen die bisherigen Ausführungen konkretisiert werden (vgl. dazu auch Abb. 1 und 2). Basierend auf den im Seminarteil sowie bereits im Basismodul behandelten Inhalten zur Ökologie der Fließgewässer (u. a. abiot./biot. Faktorenkomplexe, Zonierung, Besiedlung etc.) werden die wesentlichen Aspekte kompakt im Skript dargestellt (Übersicht s. Abb. 1).

<b>Material zum Thementag „Fließgewässerökologie“</b>	
A3 Ökologie & Umweltbildung II, SS___; Datum__ __ __	
Konstantin Klingenberg	
	
Fließgewässer – immer in Bewegung	1
...von der Quelle ...	2
...bis zur Mündung...	5
Leitfischarten – eine Möglichkeit der Gliederung	5
Übersicht: Zonierung (längs), abiotische und biotische Faktoren	6
Herkunft von Gewässerbelastungen („Mensch & Gewässer“)	7
Fortsetzung „Mensch & Gewässer“: Landwirtschaft etc.	8
Renaturierung (& Revitalisierung)	10
Renaturierung – warum eigentlich?	11
Gewässergütebewertung	12
Übersicht & Vielfalt: Bestimmungstafeln - Hauptschlüssel	19
<hr/>	
<u>Anlagen:</u>	
- Karten zur Orientierung (Übersicht und Detail)	
- (M)Ein Bach - ein Erlebnispfad (nicht nur für Schüler)	
- Zeigerorganismen zur Gewässergütebestimmung	

Abb. 1: Auszug aus dem Titelblatt u. Inhaltsverzeichnis zum Skript ‚Fließgewässerökologie‘; Näheres s. Text.

Dabei wird der Blick nicht nur auf den Wasserkörper und die ggf. vorhandene Aue selbst gerichtet (Abb. 1; dort Seiten 2-5), sondern auch die anthropogen verursachten Einflüsse werden anhand konkreter Beispiele vor Ort verdeutlicht (Abb. 1; dort Seiten 7-8). Zusätzlich wird der Bereich ‚Gewässergüte‘ und ihre Bewertung durch eigene Aktivitäten (basierend auf Materialien der VDG) erarbeitet (z. B. Biologische Gewässergüte und Strukturgüte).

Ein weiterer Schwerpunkt ist die didaktische Aufbereitung der Inhalte für die Schule. Diese Aufbereitung erfolgt durch einen mobilen Erlebnispfad, der unabhängig von spezifischen Einrichtungen an jedem beliebigen kleineren (bis mittelgroßen) Gewässer eingesetzt werden kann. Er ist in kompakter Rucksackform transportabel (vgl. TROMMER 1991: ‚Rucksackschule‘) und in sechs Stationen gegliedert, die eigenständig bearbeitet werden (Abb. 2).

- Lernkarte 1:**  
Fußföhlpfad & Kameraspield
- Lernkarte 2:**  
Beobachten & Kartieren
- Lernkarte 3:**  
Struktur & Vielfalt erkunden
- Lernkarte 4:**  
Zeigerorganismen
- Lernkarte 5:**  
Biologische Gewässergüte
- Lernkarte 6:**  
Flora am Gewässer

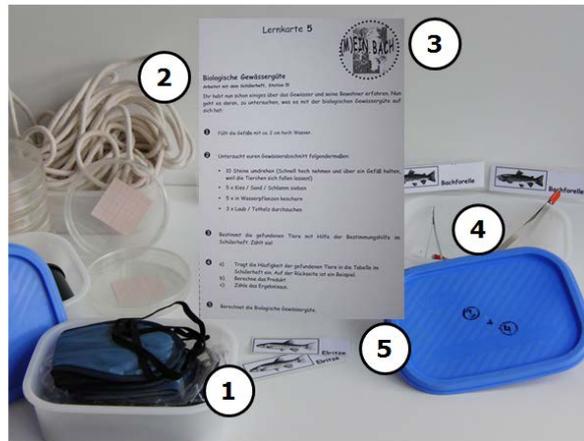


Abb. 2: Auszug aus dem mobilen Erlebnispfad ‚(M)Ein Bach‘ (vgl. Abb. 1; Anlagen). Die Abbildung zeigt die Titel der Lernstationen (links) sowie rechts einige Materialien für die eigenständige Arbeit von Studierenden bzw. Schülern (arabische Zahlen 1 bis 5; Station 6 ist nicht abgebildet). Zu jeder Station sind jeweils eine passende Lernkarte und spezielle Materialien vorhanden.

#### 4 Beforschung der Veranstaltung

Die Beforschungsmöglichkeiten sind grundsätzlich in die Bereiche der Veranstaltungsevaluation und der vergleichenden Befragung der jeweiligen Jahrgänge zu gliedern (intern/extern). Forschungspraktisch ist dabei eine Bandbreite an Möglichkeiten gegeben, die von qualitativ orientierten, individuellen Leitfadenterviews einzelner Teilnehmer bis hin zu quantitativer Erfassung der Gesamtkohortenstichprobe reicht (vgl. BORTZ & DÖRING 2006). Zumeist wird dabei die letztere Methode eingesetzt, um ‚einheitliche‘ und leicht zu verarbeitende bzw. auszuwertende Daten zu erhalten.

Für eine Evaluation ist ein standardisierter Fragebogen entwickelt worden (Auszug: Tab. 2). Während eine fünfstufige Likert-Skala drei Themenkomplexe abbildet (Veranstaltung, Dozent, Vermittlung), können des Weiteren Freitextfelder mit offenen Kommentaren versehen werden. Dieses Instrument wurde inzwischen von einem ähnlichen, welches fakultätsweit Verwendung findet, ersetzt. Obwohl einige Veränderungen vorgenommen wurden (z. B. die Verkürzung der Likert-Skala von fünf auf vier Items), ist eine Vergleichbarkeit

Tab. 2: Auszug aus dem standardisierten Evaluationsbogen des Studiengangs ‚Biologie u.i. Vermittlung‘. Die Likert-Skala ist i.d.R. fünfstufig (‚5‘ = Trifft überhaupt nicht zu)

	1 (Trifft vollkommen zu)
<b>Zur Veranstaltung</b>	
(1) Die Ziele der Veranstaltung wurden in der ersten Sitzung klar formuliert	
(2) Die Veranstaltung war gut strukturiert	
(3) Die Inhalte der Veranstaltung wurden anschaulich und verständlich dargeboten	
(4) Man hatte jederzeit die Möglichkeit, Fragen zu stellen	
(5) Es war ausreichend Gelegenheit zum Diskutieren	
(6) Die Veranstaltung hat mein Interesse für dieses Gebiet geweckt/verstärkt	
(7) Ich habe viel gelernt in dieser Veranstaltung	
<b>Zum Dozenten/zur Dozentin</b>	
(8) Sein/Ihr Verhalten war unterstützend	
(9) Er/Sie beantwortete Fragen in verständlicher Form	
(10) Er/Sie ermunterte zu selbständigem Arbeiten	
(11) Ich hatte den Eindruck, dass er/sie immer gut vorbereitet war	
(12) Er/Sie führte umfassend in die relevante Literatur ein	
<b>Zur Vermittlung</b>	
(13) Es wurde zu schnell vorgegangen	
(14) Es wurde zu viel Stoff behandelt	
(15) Es wurden zu viele Kenntnisse vorausgesetzt	
(16) Medien wurden sinnvoll eingesetzt	

über die Kohorten weitgehend möglich. Weitere Angaben zur externen, systematischen Beforschung finden sich bei WEUSMANN & PÜTZ (2012), die diese Veranstaltung im Rahmen eines bundesweiten angelegten Projekts evaluiert haben.

## 5 Evaluationsergebnisse und Diskussion

Die bisherigen Evaluationsergebnisse deuten darauf hin, dass die Konzeption und die inhaltlich-methodische Gestaltung der Veranstaltung positive Wirkung entfaltet. Sowohl die Datenlage, die von WEUSMANN & PÜTZ (2012) vorgelegt wird, als auch die eigenständige Evaluation (KLINGENBERG 2009; vgl. Tab. 3) verdeutlichen, dass wesentliche formale und inhaltliche Aspekte der Thementage von den Studierenden sehr gut eingeschätzt werden (z. B. Items 3, 4, 5 und 6: vgl. Tab. 3). Da bei der didaktischen Freilandarbeit vielfältige Eindrücke auf die Studierenden wirken, kann auch das Ergebnis zur Zielsetzung und Kumulativität als gut eingeschätzt werden (Zielformulierung: Skalenwert 2,1; Tab. 3). Während die selbstständige Arbeit (Items 9 und 10) ebenfalls sehr gute Ergebnisse erzielt, scheint die Literaturarbeit im Rahmen dieser überwiegend im Freiland stattfindenden Veranstaltung noch Verbesserungspotentiale zu besitzen (obgleich ein Skalenwert von 2,5 durchaus zufriedenstellend ist).

Tab. 3: Auszug aus einem Evaluationsergebnis (N=17).

Antworten zu den Items des Fragebogens des FBR, beschlossen am 24.11.2004; Kurzennennungen	1 =trifft vollkommen zu 5 =trifft überhaupt nicht zu
<b>Zur Veranstaltung</b>	
1. Zielformulierung	2,1
2. Struktur	2,2
3. Inhaltsdarbietung	1,6
4. Fragemöglichkeit	1,4
5. Diskussionsmöglichkeit	1,5
6. Interesse geweckt	1,5
7. viel gelernt	1,7
<b>Zum Dozenten</b>	
8. Dozentenverhalten war unterstützend	2,0
9. Fragen verständlich beantwortet	1,7
10. zu selbstständigem Arbeiten ermuntert	1,7
11. immer gut vorbereitet	1,5
12. führte in Literatur ein	2,5
<b>Zur Vermittlung</b>	
13. zu schnell vorgegangen	3,8
14. zu viel Stoff behandelt	3,9
15. zu viele Kenntnisse vorausgesetzt	3,3
16. Medien sinnvoll eingesetzt	2,1

Im Rahmen dieses Beitrags können die Freitextäußerungen aus Raumgründen nur angeschnitten werden: Wie bereits in den Likert-Skalen abzulesen, zeigt sich hier besonders, dass eigenständiges ‚Forschen‘ und die unmittelbare Erfahrung – etwa im Rahmen des geschilderten Erlebnispfades – als sehr wichtig angesehen werden. Längerfristig wäre es daher wünschenswert, neben den u. a. bei WEUSMANN & PÜTZ (2012) vorgestellten Selbstratings objektive Messinstrumente zu entwickeln und vergleichend einzusetzen.

## 6 Literatur

BARKER, S., D. SLINGSBY & S. TILLING (2002): Teaching Biology outside the Classroom. Is it heading for extinction? A report on Outdoor Biology teaching in the 14-19 curriculum. URL: [http://www.field-studies-council.org/media/268869/2002\\_biology\\_fieldwork\\_is\\_it\\_heading\\_for\\_extinction.pdf](http://www.field-studies-council.org/media/268869/2002_biology_fieldwork_is_it_heading_for_extinction.pdf)

BORTZ, J. & N. DÖRING (2006): Forschungsmethoden und Evaluation für Human- und Sozialwissenschaftler. – Heidelberg (Springer).

- GRUBER, H., MANDL, H. & A. RENKL (1999): Was lernen wir in Schule und Hochschule: Träges Wissen? Forschungsbericht Nr. 101. – München (Ludwig-Maximilians-Universität)
- JANBEN, W. & G. TROMMER (Hrsg.) (1988): Naturerleben. Unterricht Biologie 137.- Seelze (Friedrich)
- KLINGENBERG, K. (2004): Ökologische Experimente im Unterricht. – Braunschweiger Beiträge zu Lehrerbildung und Fachdidaktik - Naturwissenschaften vermitteln (1): 28-47.
- KLINGENBERG, K. (2009): „Panta rhei“ - Gewässerökologie in der Bildungspraxis: Entwicklung und Evaluation eines (Fließ)Gewässerrucksacks. – 25. DGL-Tagung, Oldenburg, Forschungsvortrag: 60.
- KULTUSMINISTERKONFERENZ (KMK) (2004): Bildungsstandards im Fach Biologie. [s. [www.kmk.org](http://www.kmk.org)]
- NDS. MASTERVO-LEHR (2007): Verordnung über Masterabschlüsse für Lehrämter in Niedersachsen v. 8.11.2007 (Nds.GVBl. Nr. 33/2007 S.488); URL: <http://www.schule.de/20411/mastervo-lehr.htm> ; Anhang Biologie: <http://www.schule.de/20411/mastervo-lehr,a3a.htm#bi>
- PROKOP, P., TUNCER, C. & R. KVASNICÁK (2007): Short-term effects of field programme on students' knowledge and attitude toward biology: a Slovak experience. - Jour. of Science Education and Technology: 16(3): 247-255.
- RENKL, A. (1996): Träges Wissen: Wenn Erlerntes nicht genutzt wird. - Psychol. Rundschau, 47: 78-92
- TROMMER, G. (Hrsg.) (1991): Natur wahrnehmen mit der Rucksackschule. – Braunschweig (Westermann)
- WEUSMANN, B. & N. PÜTZ (2012): Didaktische Freilandarbeit in der Ausbildung von Biologielehrkräften - Eine Bestandsaufnahme. - In: N. PÜTZ & S. WITTKOWSKA (Hrsg.). Schulgarten- und Freilandarbeit - Lernen, studieren und forschen. – Bad Heilbrunn (Klinkhardt): 101-111.

*Dr. Konstantin Klingenberg  
Technische Universität Braunschweig, IFdN  
Abteilung Biologie und Biologiedidaktik  
Bienroder Weg 82  
38106 Braunschweig  
[k.klingenberg@tu-braunschweig.de](mailto:k.klingenberg@tu-braunschweig.de)*



# Das Ökosystemdienstleistungskonzept als Schnittstelle zwischen Biodiversität und menschlicher Wohlfahrt

STEFAN SCHÜLER

*Schlagwörter: Ökosystemdienstleistung, Ökosystemfunktion, Biodiversität, menschliche Wohlfahrt, Nutzen, Millennium Ecosystem Assessment*

## Einleitung

Ökosysteme sind offene, durch vielfältige Interaktionen zwischen Organismen und ihrer abiotischen Umwelt geprägte Gebiete (BOLUND & HUNHAMMER 1999). Sie befinden sich in einem dynamischen Gleichgewicht und besitzen innerhalb bestimmter Grenzen die Fähigkeit, sich selbst zu regulieren (BASTIAN & SCHREIBER 1999). Bereits in den 1960er Jahren entstand die Frage, welche Leistungen und Güter von Ökosystemen für den Menschen bereitgestellt werden und wie sich anthropogene Störungen und natürliche Extrema, verbunden mit einer beeinträchtigten faunistischen und floristischen Vielfalt auf das Leistungsangebot auswirken (BASTIAN & GRUNEWALD 2010). In dieser Zeit wurden die Begriffe „nature’s services“ (Dienstleistungen der Natur) bzw. „ecosystem services“ (Ökosystemdienstleistungen) erstmalig verwendet.

Seit der Convention on Biological Diversity und der Publikation des Millennium Ecosystem Assessment (nachfolgend MEA) erfahren die Konzepte von Biodiversität und Ökosystemdienstleistungen (nachfolgend ÖSD) zunehmende Aufmerksamkeit in Wissenschaft und Politik. Die Bemühungen, ÖSD zu klassifizieren und zu operationalisieren sind zahlreich, dennoch existiert bisher keine einheitliche begriffliche Definition. Unstimmigkeiten treten auf, wenn Funktionen, Prozesse, Dienstleistungen und Nutzwerte differenziert werden sollen.

Dieser Artikel behandelt die Bedeutung des ÖSD-Konzeptes als Bindeglied zwischen der natürlichen Komplexität und dem menschlichen Wohlbefinden. Dazu werden wissenschaftliche Ansätze präsentiert, um das ÖSD-Konzept terminologisch und kategorisch einzugrenzen. Diese sollen die Verbindung zur menschlichen Wohlfahrt betonen. Publikationen aus den Bereichen Gesellschafts- und Lebenswissenschaften bildeten die Informationsgrundlage. Definitivische und taxonomische Unterschiede werden auch hinsichtlich der fachlichen Expertise der Autoren/-innen untersucht, welche in die Disziplinen Gesellschafts- bzw. Lebenswissenschaften gegliedert wurden. Zunächst wird jedoch aufgezeigt, wie ÖSD durch Biodiversität bereitgestellt werden und wie sich die biologische Vielfalt in das ÖSD-Konzept einbinden lässt.

## Ökosystemdienstleistungen und Biodiversität

Nach SWIFT et al. (2004) lassen sich die Werte der Biodiversität in vier Kategorien unterteilen. Es handelt sich um intrinsische Werte, welche kulturelle, soziale, ästhetische und ethische Nutzen vereinen, um utilitaristische Werte, als kommerzielle und direkte Nutzen, sowie optionale Werte, denen gegenwärtig noch kein anthropogener Nutzen zukommt, welche aber in der Zukunft eine Bedeutung erlangen können (z. B. industriell oder pharmazeutisch bedeutsame Mikroorganismen). Neben diesen

anthropozentrischen Rubriken sehen SWIFT et al. (2004) eine weitere Kategorie im funktionalen Beitrag der biologischen Vielfalt zur Aufrechterhaltung der ökologischen Integrität.

Dieser funktionale Beitrag kann durch drei Schlüsselprozesse beeinflusst werden. Es handelt sich hierbei um Komplementarität, Redundanz und Dominanz (TSCHARNTKE et al. 2005). Komplementarität meint die Nischendifferenzierung von Arten. Die Funktionsfähigkeit eines Ökosystems wird erhöht, wenn verschiedene Arten einzigartige Beiträge zu bestimmten Funktionen leisten und es daher kaum funktionale Überschneidungen gibt. Trotz der geringen Versuchsdauer bisheriger Biodiversitätsexperimente lässt sich im zeitlichen Verlauf bereits eine Intensivierung der Komplementaritätseffekte verbunden mit engeren Beziehungen zwischen Biodiversität und Ökosystemfunktionen erkennen (DUFFY 2009). Mit zunehmender Versuchsdauer erhöht sich die Wahrscheinlichkeit, dass die funktionale Bedeutung von Artgemeinschaften die Relevanz der produktivsten Arten des Systems übersteigt (CARDINALE et al. 2007).

Redundanz bedeutet, dass bestimmte Arten einen ähnlichen Beitrag zur Funktionsfähigkeit leisten und daher entbehrlich sind. Simulationsmodelle zeigen, dass eine steigende ökosystemare Prozessvielfalt zu einer Abnahme der Redundanz führt und sich dies positiv auf die Beziehung zwischen Biodiversität und Ökosystemfunktionalität auswirkt (HECTOR & BAGCHI 2007). Redundanz wurde vor allem in Experimenten nachgewiesen, welche sich der Analyse einer oder weniger Funktionen widmeten. Demnach kann es vorkommen, dass Arten als funktional überflüssig angesehen werden, obwohl sie einen essentiellen Beitrag zu einer anderen, nicht quantifizierten Funktion leisten (ISBELL et al. 2011).

Dominanz meint das Vorhandensein einer oder weniger Arten, die für die Funktionsfähigkeit des Ökosystems einen herausragenden Beitrag leisten. Die Wahrscheinlichkeit der Präsenz einer solchen Art steigt dabei mit zunehmender biologischer Vielfalt (SCHMID 2003). Jedoch kann die Abundanz funktional bedeutsamer Arten durch interspezifische Konkurrenz reduziert werden (SRIVASTAVA et al. 2005). Der Dominanzeffekt bezieht sich oft auf nur eine Ökosystemfunktion, zudem hemmt die kurze Versuchsdauer vieler Biodiversitätsexperimente die Expression von Diversitätseffekten (DUFFY 2009). In multifunktionalen Ökosystemen kann die Funktionsfähigkeit nur durch das Vorhandensein und die Wechselwirkungen vieler verschiedener Arten aufrecht erhalten werden (DIAZ et al. 2006).

TUNER & DAILY (2008) zeigen neben der funktionalen Relevanz der Biodiversität auch ihre Bedeutung als finale ÖSD (Erholung, Tourismus, Bildung). Dieser Argumentation folgen auch MACE et al. (2012). Die Wirkungen der biologischen Vielfalt als finale ÖSD werden von ihnen als Güter der Biodiversität zusammengefasst. Die erhöhte genetische Variabilität für Güter, wie Medikamente oder gezüchtetes Vieh, stellt ihrer Ansicht nach die eigentliche finale ÖSD dar. Der funktionale Beitrag der Biodiversität dagegen fördert die durch ökosystemare Prozesse und Strukturen geprägte Funktionsfähigkeit des Naturhaushaltes. Die Relevanz dieses Beitrages wurde frühzeitig erkannt (DAILY 1997, COSTANZA et al. 1997), durch MEA konkretisiert (MEA 2005) und in aktuellen Versuchen zu experimentell induzierten Biodiversitätsverlusten bestätigt (QUIJAS et al. 2010; ISBELL et al. 2011, HOOPER et al. 2012). Dabei wurde insbesondere der positive Einfluss der biologischen Vielfalt auf regulierende (z. B. Kohlenstoffsequestrierung, Erosionsschutz) und bereitstellende Leistungen (z. B. Holz- und Nahrungsmittelproduktion) aufgezeigt.

Die Ergebnisse der Biodiversitätsexperimente lassen sich jedoch nur eingeschränkt anwenden, da sie die Auswirkungen des Artensterbens für die Funktionsfähigkeit von Ökosystemen unterschätzen. Es

handelt sich zumeist um kleinräumige, zeitlich stark limitierte Experimente, welche sich oft nur der Artendiversität widmen und abiotische Faktoren nicht berücksichtigen (QUIJAS et al. 2012). Häufig werden multiple Ökosystemfunktionen untersucht, dies erhöht die Wahrscheinlichkeit, eine positive Korrelation zwischen Biodiversität und ÖSD zu finden (SRIVASTAVA et al. 2005). Zudem werden vor allem bereitstellende und regulierende ÖSD quantifiziert, kulturelle Leistungen wurden bisher nur marginal betrachtet (SCHAICH et al. 2010). Gründe hierfür sind ihre Intangibilität und ihre schwere Messbarkeit (CHAN et al. 2012).

### **Ökosystemdienstleistungen und menschliche Wohlfahrt**

ÖSD werden generell als “benefits people obtain from ecosystems” definiert (MEA 2005). Diese synergetische Definition bietet eine breite Diskussionsbasis und wird nur durch die geforderte Wohlfahrtsrelevanz limitiert (COSTANZA et al. 2011). Dennoch ist sie aufgrund ihrer Generalität nicht für eine Operationalisierung und ökonomische Bewertung von Ökosystemdienstleistungen geeignet (FISHER et al. 2007). Hinsichtlich der definitorischen Verwendung des ÖSD-Begriffes werden zwei grundlegende terminologische Ansätze unterschieden. Diese werden im Folgenden beschrieben.

### **Ökosystemdienstleistungen als ökosystemare Produkte**

Der erste Ansatz entstammt den Gesellschaftswissenschaften und beschreibt ÖSD als Nutzenstiftungen, welche die Menschheit direkt oder indirekt aus Ökosystemfunktionen ableiten kann (COSTANZA et al. 1997). Die direkte Bereitstellung ermöglicht einen unmittelbaren Nutzen, welcher zum Beispiel durch Nahrungsmittel, Erosionsschutz oder die Holzproduktion gegeben sein kann. Indirekte Services halten dagegen einen mittelbaren Nutzwert für den Menschen bereit, z. B. durch Primärproduktion oder die Nährstoffkreisläufe. ÖSD sind hierbei Endprodukte der natürlichen Komplexität des Ökosystems. Eine ähnliche Terminologie schlagen BOYD & BANZHAF (2007) vor. Sie definieren ÖSD ebenfalls als Nutzen stiftende, finale Produkte der Natur, welche für die Gesellschaft bereitgestellt werden und die menschliche Wohlfahrt steigern. Zusätzlich bemerken sie, dass ÖSD nicht unabhängig von menschlichen Ansprüchen existieren und damit eine grundlegend anthropogene Ausrichtung besitzen. Zur Differenzierung des Funktions- vom Dienstleistungsbegriff stellen BOYD & BANZHAF (2007) fest, dass Funktionen und Prozesse keine ökosystemaren Endprodukte sind, sondern als Edukte einen essentiellen Beitrag zur Produktion der finalen ÖSD leisten.

Autoren/-innen dieser Definitionsgruppe bemerken demnach insbesondere, dass ÖSD aus Ökosystemfunktionen bereitgestellt werden, ökosystemare Produkte für die Menschheit darstellen und die menschliche Wohlfahrt steigern. Von insgesamt 29 analysierten Publikationen lassen sich 20 Veröffentlichungen dieser Gruppe zuordnen. Diese entstammen zu gleichen Teilen den Gesellschafts- und Lebenswissenschaften.

### **Ökosystemdienstleistungen als ökologische Strukturelemente**

Der zweite definitorische Ansatz entstammt den Lebenswissenschaften. ÖSD sind hier die Bedingungen und Prozesse, durch welche natürliche Ökosysteme und die in ihnen lebenden Arten das menschliche Leben erhalten und ausfüllen (DAILY 1997). Ihre Bereitstellung erfolgt auf der Grundlage komplexer natürlicher Zyklen (z. B. Nährstoffkreisläufe) und sie dienen der Aufrechterhaltung von Biodiversität und ökosystemaren Gütern, welche durch den Menschen genutzt werden können (z. B. Holz, Viehfutter, Faserstoffe etc.). DAILY (1997) beschreibt ÖSD damit als Bestandteile des Ökosys-

tems selbst. Innerhalb dieser Definitionsgruppe werden ÖSD als ökologische Besonderheiten charakterisiert, welche auch die Struktur, sowie die ökosystemaren Funktionen und Prozesse einschließen können, sofern diese direkt oder indirekt anthropogen genutzt werden (DE GROOT et al. 2002).

Im Gegensatz zu den Autoren der ersten Definitionsgruppe werden ÖSD hier nicht mit Nutzwerten gleichgesetzt. FISHER et al. (2007) postulieren, dass die Nutzen die eigentlichen konsumierbaren Produkte sind und aus ÖSD bereitgestellt werden. Nach MACE et al. (2012) dient der Nutzenbegriff der Aggregation aller Wege, durch welche menschliche Wohlfahrt aus ÖSD gewährleistet wird. Autoren/-innen, die sich dieser zweiten Definitionsgruppe zuordnen lassen, setzen ÖSD besonders häufig mit ökosystemaren Strukturparametern gleich und bezeichnen sie als Ökosystemkomponenten (QUIJAS et al. 2010), ökosystemare Aktivitäten (MACE 2012) oder Ökosystemflüsse (BROWN et al. 2007). Insgesamt 9 der 29 analysierten Artikel lassen sich dieser Gruppe zuordnen.

Die Definition der ÖSD als ökosystemare Produkte wird demnach von lebens- und gesellschaftswissenschaftlichen Autoren bevorzugt. Häufige und in beiden Gruppen verwendete Definitionsbestandteile sind die direkte oder indirekte Bereitstellung von ÖSD (28% aller Publikationen), die Nutzen erzeugende Wirkung (24% aller Publikationen) und die Abhängigkeit der ÖSD von menschlichen Ansprüchen (24% aller Publikationen).

Gesellschaftswissenschaftliche Autoren/-innen untersuchen häufig die Beziehung von ÖSD zum Nutzen (77% der Publikationen) und zur menschlichen Wohlfahrt (46% der Publikationen), während Autoren/-innen der Lebenswissenschaften insbesondere das Verhältnis von ÖSD und Ökosystemprozessen analysieren (48% der Publikationen).

### **Kategorisierung von Ökosystemdienstleistungen**

Seit der Veröffentlichung des MEA im Jahr 2005 wurden diverse Klassifizierungsmöglichkeiten für ÖSD entwickelt. Die 4 wichtigsten Schemata werden nachfolgend präsentiert.

Das MEA teilt ÖSD in folgende Unterkategorien: bereitstellende Leistungen (wie Nahrung, Wasser, Holz), regulierende Leistungen (wie Erosions- und Hochwasserschutz), kulturelle Leistungen (wie Ästhetik, Erholung, Bildung) und unterstützende Leistungen (wie Photosynthese, Bodenbildung). ÖSD der letzten Kategorie können dabei nicht direkt durch den Menschen genutzt werden, sondern dienen vornehmlich der Produktion von ÖSD der anderen Kategorien. Als fundamentale Stütze zur Bereitstellung aller ÖSD wird die Biodiversität angesehen (MEA 2005). Aufgrund des hohen informationellen Wertes besitzt dieser taxonomische Ansatz eine weitreichende Akzeptanz. Anhand leicht verständlicher Rubriken wird ein guter Überblick über die Vielfalt von ÖSD und deren Beitrag zum menschlichen Wohlbefinden vermittelt (FISHER et al. 2007). Daher eignet sich diese Kategorienbildung als heuristisches Werkzeug. Aufgrund ihrer Generalität kann es jedoch zu Komplikationen bei der ökonomischen Bewertung von ÖSD kommen (FISHER et al. 2008). In 10 von insgesamt 29 Publikationen (29%) wird der Klassifizierungsvorschlag des MEA verwendet. In den Gesellschafts- (33%) und Lebenswissenschaften (35%) ist der Akzeptanzgrad nahezu übereinstimmend.

In einer Abwandlung des MEA-Schemas werden unterstützende Leistungen als ökologische Funktionen zur Erhaltung der ökologischen Integrität beschrieben und damit nicht als finale ÖSD betrachtet. Die funktionale Biodiversität (Vgl. Abschnitt ÖSD und Biodiversität) kann dieser Kategorie zugeordnet werden. Die Berücksichtigung der unterstützenden Leistungen in Nutzen-Kosten-Analysen kann

einen Fehler durch Doppelzählung hervorrufen, da sie bereits in den Werten der finalen ÖSD integriert sind (BOYD & BANZHAF 2007). So ist beispielsweise die durch Photosynthese erzeugte Primärproduktion bereits im Endprodukt Holz berücksichtigt. In den Lebens- und Gesellschaftswissenschaften wird dieser Ansatz zu beinahe gleichen Teilen berücksichtigt. Insgesamt findet er jedoch nur eine geringe Beachtung (14 %).

Ein weiteres, davon unabhängiges Klassifizierungsziel richtet sich nach der ökonomischen Bewertung von ÖSD. Es wird eine Unterteilung in intermediäre bzw. finale Services vorgeschlagen. Dies verhindert eine ökonomische Doppelzählung von ÖSD (HAINES-YOUNG et al. 2009). Die meisten ökosystemaren Funktionen und Prozesse sind demnach als intermediäre ÖSD einzustufen, da sie keine Endprodukte darstellen und keinen direkten Beitrag zur menschlichen Wohlfahrt leisten, sondern die Produktion der finalen ÖSD fördern (BOYD & BANZHAF 2007). FISHER et al. (2007) fügen hinzu, dass alle ökologischen Prozesse und Strukturparameter als ÖSD angesehen werden können, die implizierten anthropogenen Werte bestimmen jedoch über eine Zuordnung zur Kategorie der intermediären oder finalen Services. Finale ÖSD stellen als ökologische Besonderheiten direkt einen wohlfahrtsrelevanten anthropogenen Nutzwert bereit (FISHER et al. 2008). Die Gliederung von ÖSD nach Anforderungen einer ökonomischen Bewertung wird im Bereich der Gesellschaftswissenschaften häufig (50 %) angewendet. In den Lebenswissenschaften ist dieser Vorschlag dagegen weniger bedeutend (24 %).

Eine weitere kategorische Option ist die Gliederung von ÖSD nach der Lokation des Nutzens. ÖSD werden demnach in einem bestimmten Areal produziert, der Nutzwert ist jedoch nicht auf dieses Gebiet beschränkt. So trägt eine Waldfläche beispielsweise zur Klimaregulierung durch Kohlenstofffixierung bei, dieser Nutzen ist jedoch auch für Menschen außerhalb dieses Gebietes relevant. Daneben gibt es auch interne Services, welche ausschließlich auf lokaler Ebene genutzt werden (z. B. Schädlingsbekämpfung), während die Nutzung externer ÖSD auf größeren räumlichen Skalen geschieht (z. B. Kohlenstoffsequestrierung) (NASI et al. 2002). Ob ÖSD auf interner (lokaler) oder externer (globaler) Ebene verfügbar sind, hängt vom spezifischen Kontext und der Möglichkeit des Transfers vom Produktions- zum Nutzungsort ab (BOLUND & HUNHAMMER 1999). Diese taxonomische Variante ist generell eher unbedeutend (10 %) und gleich verteilt in den Gesellschafts- (8 %) und Lebenswissenschaften (12 %).

## **Schlussfolgerungen und Ausblick**

Biodiversität stellt sowohl finale, als auch intermediäre ÖSD bereit. Der mittelbare Beitrag der biologischen Vielfalt zum ÖSD-Angebot ergibt sich aus ihren funktionalen Eigenschaften. Diese sind ein Schwerpunkt der Biodiversitätsforschung und bedürfen langfristiger Versuchsanordnungen. Bisherige Versuche zeigen bereits positive Einflüsse der interspezifischen Komplementarität auf die ökosystemare Funktionsfähigkeit und Bereitstellung von ÖSD. Die Biodiversität kann damit das im Zentrum des ÖSD-Konzeptes stehende ökosystemare Potential zur Erfüllung vielfältiger anthropogener Interessen als Beitrag zum menschlichen Wohlbefinden unterstützen.

Gerade der interdisziplinäre und integrative Ansatz des Konzeptes ist für eine Vielzahl fachlicher Disziplinen besonders attraktiv. Dieser ermöglicht es mitunter, die Diskrepanz zwischen Ökonomie und Ökologie zu überwinden (CHAN et al. 2012). Dennoch differiert das begriffliche Verständnis von ÖSD in den Disziplinen aufgrund der unterschiedlichen Forschungsansätze und -Methoden (BASTIAN

& GRUNEWALD 2010). Es mangelt an einer schlüssigen, einheitlichen Typologie, verbunden mit einer geeigneten Klassifizierung, als Grundlage qualitativer und quantitativer Studien. Der vorliegende Artikel betrachtet das ÖSD-Konzept synergetisch und zeigt die wichtigsten terminologischen und kategorischen Modelle auf. Die disziplinär differierenden Herangehensweisen an das ÖSD-Konzept werden an den verwendeten Definitionsbestandteilen und präferierten Kategorien deutlich. Gesellschaftswissenschaftliche Autoren beschäftigen sich vor allem mit der Wohlfahrtsrelevanz der ÖSD, entsprechend bevorzugen sie ein ökonomisch ausgerichtetes kategorisches System. Lebenswissenschaftliche Autoren untersuchen eher den Einfluss der ökologischen Strukturparameter auf die Bereitstellung von ÖSD. Im weiteren Verlauf der Forschungsarbeit wird diese Diskrepanz anhand qualitativer Experteninterviews aufgegriffen, mit dem Ziel, eine interdisziplinär nutzbare Typologie zu entwickeln. Diese soll einen informationellen und operationalen Beitrag zum ÖSD-Ansatz leisten und die Etablierung des Konzeptes an der Schnittstelle von natürlicher Komplexität und menschlicher Wohlfahrt unterstützen.

### **Danksagung**

Dieses Forschungsprojekt ist Teil des DFG-Graduiertenkollegs 1086 zur Bedeutung der Biodiversität in temperaten Laubwaldökosystemen. Mein besonderer Dank gilt der Deutschen Forschungsgemeinschaft für die finanzielle Unterstützung.

### **Literatur**

- BASTIAN, O.; SCHREIBER, K.-F. (1999): Analyse und ökologische Bewertung der Landschaft. - 2. Aufl. – Heidelberg (Spektrum): 26-29
- BASTIAN, O.; GRUNEWALD, K. (2010): Ökosystemdienstleistungen analysieren - begrifflicher und konzeptioneller Rahmen aus landschaftsökologischer Sicht. - *Geoöko*, 3-4(31): 50-82
- BOLUND, P; HUNHAMMAR, S. (1999): Ecosystem services in urban areas. - *Ecological Economics*, 29: 293-301
- BOYD, J.; BANZHAF, S. (2007): What Are Ecosystem Services? The Need for Standardized Environmental Accounting Units. - *Ecological Economics*, 2-3(63): 616-626
- BROWN, T.C.; BERGSTROM, J.C.; LOOMIS, J.B. (2007): Defining, Valuing, and Providing Ecosystem Goods and Services. - *Natural Resources Journal*, 47: 329-376
- CARDINALE, B.J.; WRIGHT, J.P.; CADOTTE, M.W.; CARROLL, I.T.; HECTOR, A.; SRIVASTAVA, D.S.; LOREAU, M.; WEIS, J.J. (2007): Impacts of plant diversity on biomass production increase through time because of species complementarity. - *PNAS*, 46(104): 18123-18128
- CHAN, K.M.; SATTERFIELD, T.; GOLDSTEIN, J. (2012): Rethinking ecosystem services to better address and navigate cultural values. - *Ecological Economics*, 74: 8-18
- Costanza, R.; D'Arge, R.; De Groot, R.; Farber, S.; Grasso, M.; Hannon, B.; Limburg, K.; Naeem, S.; O'Neill, R.V.; Paruelo, J.; Raskin, R.G.; Sutton, P.; Van den Belt, M. (1997): The value of the world's ecosystem services and natural capital. - *Nature*, 15(387): 253-260

- Costanza, R.; Kubiszewski, I.; Ervin, D.; Bluffstone, R.; Boyd, J.; Brown, D.; Chang, H.; Dujon, V.; Granek, E.; Polasky, S.; Shandas, V.; Yeakley, A. (2011): Valuing ecological systems and services. - F1000 Biology Reports, 14(3)
- DAILY, G.C. (1997): Nature's Services: Societal Dependence On Natural Ecosystems. – Washington (Island Press)
- DE GROOT, R.S.; WILSON, M.A.; BOUMANS, R.M. (2002): A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services. - Ecological Economics, 41: 393-408
- DIAZ, S. FARGIONE, J.; STUART CHAPIN III, F.; TILMAN, D. (2006): Biodiversity Loss Threatens Human Well-Being. - PLoS Biology, 8(4): 1300-1305
- DUFFY, J.E. (2009): Why biodiversity is important to the functioning of real-world ecosystems. - Frontiers in Ecology, 8(7): 437-444
- FISHER, B.; TURNER, R.K.; MORLING, P. (2007): Defining and classifying ecosystem services for decision making. - Ecological Economics, 3(68): 643-653
- Fisher, B.; Turner, K.; Zylstra, M.; Brouwer, R.; De Groot, R.; Farber, S.; Ferraro, P.; Green, R.; Hadley, D.; Harlow, J.; Jefferiss, P.; Kirkby, C.; Morling, P.; Mowatt, S.; Naidoo, R.; Paavola, J.; Strassburg, B.; Yu, D.; Balmford, A. (2008): Ecosystem Services and Economic Theory: Integration for policy-relevant Research. - Ecological Applications, 8(18): 2050-2067
- HAINES-YOUNG, R.; POTSCHIN, M. (2009): Methodologies for defining and assessing ecosystem services. - CEM-Report, 14: 1-94
- HECTOR, A.; BAGCHI, R. (2007): Biodiversity and ecosystem multifunctionality. - Nature, 448: 188-191
- Hooper, D.U.; Adair, E.C.; Cardinale, B.J.; Byrnes, J.E.; Hungate, B.A.; Matulich, K.L.; Gonzalez, A.; Duffy, J.E.; Gamfeldt, L.; O'Connor, M.I. (2012): A global synthesis reveals biodiversity loss as a major driver of ecosystem change. - Nature, 486: 105-108
- Isbell, F.; Calcagno, V.; Hector, A.; Connolly, J.; Harpole, W.S.; Reich, P.B.; Scherer-Lorenzen, M.; Schmid, B.; Tilman, D.; Van Ruijven, J.; Weigelt, A.; Wilsey, B.J.; Zavaleta, E.S.; Loreau, M. (2011): High plant diversity is needed to maintain ecosystem Services. - Nature, 477: 199-202
- LOFT, L; LUX, A. (2010): Ecosystem Services – Eine Einführung, Biodiversität und Klima Forschungszentrum. - Knowledge Flow Paper, 6: 1-21
- MACE, G.M.; NORRIS, K.; FITTER, A.H. (2012): Biodiversity and ecosystem services: a multilayered relationship. - Trends in Ecology and Evolution, 1(27): 19-26
- MEA (2005): Ecosystems and Human Well-Being: Synthesis. – Washington (Island Press)
- NASI, R.; WUNDER, S.; CAMPOS, J.J. (2002): Forest Ecosystem Services: Can They Pay Our Way Out Of Deforestation? - GEF Discussion Paper: 1-38
- QUIJAS, S.; SCHMID, B.; BALVANERA, P. (2010): Plant diversity enhances provision of ecosystem services: A new Synthesis. - Basic and Applied Ecology, 7(11): 582-593

- QUIJAS, S.; JACKSON, L.E.; MAASS, M.; SCHMID, B.; RAFFAELLI, D.; BALVANERA, P. (2012): Plant diversity and generation of ecosystem services at the landscape scale: expert knowledge assessment. - *Journal of Applied Ecology*, 4(49): 929-940
- SCHAICH, H.; BIELING, C.; PLIENINGER, T. (2010): Linking Ecosystem Services with Cultural Landscape Research. - *GAIA*, 4 (19): 269-277
- SCHMID, B. (2003): Biodiversität - Die funktionelle Bedeutung der Artenvielfalt. - *Biologie unserer Zeit*, 6(33): 356-365
- SRIVASTAVA, D.S.; VELLEND, M. (2005): Biodiversity-Ecosystem Function Research: Is It Relevant to Conservation? - *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 36: 267-294
- SWIFT, M.J.; IZAC, A.-M.; VAN NOORDWIJK, M. (2004): Biodiversity and ecosystem services in agricultural landscapes—are we asking the right questions? - *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 104: 113-134
- TSCHARNTKE, T.; KLEIN, A.M.; KRUESS, A.; STEFFAN-DEWENTER, I.; THIES, C. (2005): Landscape perspectives on agricultural intensification and biodiversity – ecosystem service management. - *Ecology Letters*, 8: 857-874
- TURNER, R.K.; DAILY, G.C. (2008): The Ecosystem Services Framework and Natural Capital Conservation. - *Environ Resource Econ*, 39: 25-35

*Stefan Schüler*  
*Abteilung Umwelt- & Ressourcenökonomik*  
*Department für Agrarökonomie & Rurale Entwicklung*  
*Georg-August-Universität Göttingen*  
*Platz der Göttinger Sieben 5*  
*37073 Göttingen*  
*sschuel@uni-goettingen.de*

# **Artenvielfalt von Wildbienen und anderen bestäubenden Insekten und ihre funktionelle Bedeutung für Wild- und Kulturpflanzen**

JOCHEN FRÜND

*Schlagwörter: Bestäubung, Ökosystemleistungen, Ökosystemfunktion, Bestäuberdiversität, Bienen, Pflanze-Tier-Interaktionen, Globaler Wandel*

## **Funktionelle Bedeutung der Biodiversität und Bedeutung der Insektenbestäubung**

Biodiversität ist weltweit im Rückgang und gefährdet durch vorwiegend vom Menschen verursachte Umweltveränderungen (BUTCHART et al. 2010). Der Rückgang der Biodiversität wird unter anderem wegen seiner Konsequenzen für die Funktionsweise von Ökosystemen und die von ihnen erbrachten Dienstleistungen (vereinfacht: ökologische Funktionen) mit Sorge betrachtet. Zahlreiche Studien haben positive Effekte von Biodiversität auf Ökosystemprozesse nachgewiesen (SCHERBER et al. 2010; ISBELL et al. 2011; HOOPER et al. 2012). Während der Begriff Biodiversität die Vielfalt von Lebewesen auf allen Ebenen umfasst und die Diversität dieser unterschiedlichen Ebenen ähnliche funktionelle Bedeutung haben kann (TSCHARNTKE et al. 2012), werde ich mich hier auf die am besten definierte Ebene der Biodiversität, die Vielfalt der Arten, konzentrieren.

Die funktionelle Bedeutung der Biodiversität lässt sich grob unterteilen in unmittelbare Effekte und Versicherungseffekte. Unmittelbare Diversitätseffekte beziehen sich auf einen positiven Effekt der Biodiversität auf den Mittelwert einer ökologischen Funktion, die zum Beispiel durch gegenseitige Förderung oder Ergänzung von Arten entstehen können (CARDINALE et al 2002; CARDINALE 2011). Versicherungseffekte hingegen beziehen sich auf einen positiven Effekt der Biodiversität auf die Stabilität einer ökologischen Funktion und einer möglichen Absicherung gegenüber Umweltveränderungen (YACHI & LOREAU 1999; ISBELL et al. 2011). Solch eine Absicherung setzt voraus, dass Arten die gleichen Funktionen übernehmen können, jedoch unterschiedlich auf Umweltveränderungen reagieren (ELMQVIST et al. 2003). Die meisten experimentellen Studien zur funktionellen Bedeutung von Artenvielfalt wurden zu Pflanzen-Produktivität und in geringerem Maß auch zu Fraßraten bestimmter Tiergruppen durchgeführt (CARDINALE et al. 2006). Die Bedeutung der Artenvielfalt für wichtige mutualistische Interaktionen wie der Bestäubung wurde allerdings bisher kaum experimentell überprüft.

Die Samen- und Fruchtproduktion der meisten Pflanzenarten hängt (zumindest teilweise) von der Bestäubung durch Insekten ab. Das gilt nach aktuellen Schätzungen weltweit für ca. 88 % der Wildpflanzen (OLLERTON et al. 2011) und für ca. 75 % der wichtigsten Nutzpflanzenarten (z. B. Äpfel, Kirschen, Kürbisse, Mandeln, Melonen, Kaffee) (KLEIN et al. 2007). Die wichtigste Bestäubergruppe sind die Bienen (Apoidea oder Apiformes), zu denen neben der Honigbiene über 500 wildlebende Arten in Deutschland zählen, von denen ungefähr die Hälfte als bestandsgefährdet gilt (WESTRICH et al. 2008). Andere Insekten können allerdings auch wichtige Bestäuber sein (Abb. 1). Einzelne Studien weisen bisher auf positive Effekte der Bestäuber-Diversität auf die Bestäubung z. B. von tropischen Nutzpflanzen (KLEIN et al. 2003; HOEHN et al. 2008) oder von Pflanzengemeinschaften (FONTAINE et al. 2006) hin. Allerdings ist bei bisherigen Studien nicht ausreichend geklärt, ob die gefundenen Effekte

te tatsächlich auf die Artenvielfalt zurückzuführen sind und was die zugrundeliegenden Mechanismen sind. Diese Wissenslücken habe ich im Rahmen meiner Dissertation bearbeitet.

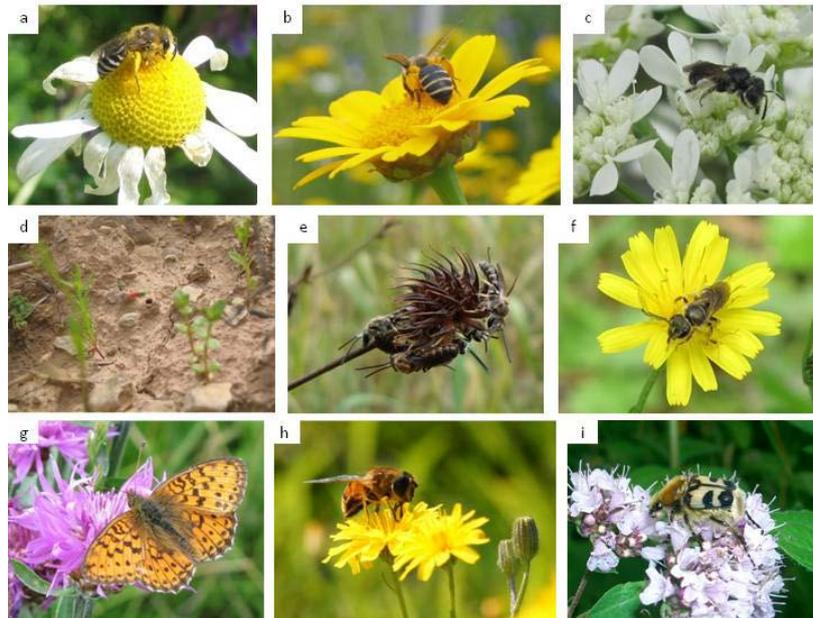


Abb. 1: Beispiele bestäubender Insekten. Bienen stellen im allgemeinen die wichtigste Gruppe dar, die einheimischen Arten mit Ausnahme der Honigbiene werden als Wildbienen bezeichnet (a: Seidenbiene *Colletes* cf. *daviesanus*, b-c: Sandbienen *Andrena* cf. *Flavipes* und *Andrena* cf. *minutula*, d-f: Furchenbienen *Lasioglossum* und *Halictus*). Abgesehen von den Bienen sind wichtige Bestäuber unter den Schmetterlingen (g: *Brenthis ino*), Fliegen (h: *Eristalis* sp., Foto: Henning Schnellen) und Käfern (*Trichius fasciatus*, Foto: Rainer Theuer) zu finden.

### Unmittelbar positive Effekte der Bienendiversität

Die direkten Effekte der Artenvielfalt von Wildbienen wurden in einem Flugkäfigexperiment getestet. Dabei wurden auf 56 Flächen von 4 m x 2 m eine standardisierte artenreiche Pflanzengemeinschaft etabliert und mit Netzkäfigen isoliert (Abb. 2). Fünf Arten von Wildbienen wurden in diesen Käfigen angesiedelt. Nistgelegenheiten standen für die Bienen in den Käfigen zur Verfügung, um ein möglichst natürliches Verhalten zu erlauben (Nestboxen für die Erdhummel *Bombus terrestris* und Schilfhalm-Bündel für vier verschiedene solitäre Bienenarten). Dabei kam jede Bienenart sowohl in Käfigen ohne andere Arten als auch in Käfigen mit ein bis mehreren anderen Arten vor, und die Gesamtzahl der Bienen war in allen Käfigen gleich. Für jede der neun bestäuberabhängigen Pflanzenarten wurde die Anzahl voll entwickelter Samen je Käfig bestimmt und daraus die Gesamt-Samenproduktion der Pflanzengemeinschaft berechnet. Außerdem wurde das Blütenbesuchsverhalten der verschiedenen Bienenarten während der Versuchslaufzeit von fünf Wochen protokolliert.

In diesem Versuch zeigte sich, dass die Samenproduktion der Pflanzen (als Maß für die Bestäubungsleistung) bei einer Kombination mehrerer Bienenarten (zwei bis fünf) signifikant höher war als in Käfigen, in denen die jeweiligen Arten nur alleine vorkamen (im Mittel um 62 %). Allerdings führte nicht jede Steigerung in der Bestäuber-Artenvielfalt zu einer Zunahme der Bestäubungsleistung. Die Mechanismen hinter diesen Zusammenhängen wurden genauer durch Analyse der Blütenbesuche untersucht. Hier spielt insbesondere die funktionelle Komplementarität eine Rolle, d. h. dass unterschiedliche Arten verschiedene funktionelle Nischen abdecken (HOEHN et al. 2008) und dadurch eine vollständigere Bestäubung gewährleistet ist (Abb. 3). In diesem Versuch ergänzten sich nicht alle

Arten so gut, dass sie in gleicher Weise zum Diversitätseffekt beitragen. Es wurde quantifiziert, wie vollständig eine Bienengemeinschaft verschiedene Witterungsbedingungen und Pflanzenarten abdeckt. Durch diese Quantifizierung konnte die Bestäubungsleistung deutlich besser als durch die reine Artenzahl der Bienen erklärt werden. Bemerkenswerterweise lag ein wichtiger Beitrag zu besonders vollständigem Besuch aller Pflanzenarten durch bestimmte Bienengemeinschaften darin, dass die Arten sich gegenseitig aus dem Weg zu gehen schienen (reduzierte Nischenüberlappung) und dadurch von der Gemeinschaft mehr unterschiedliche Pflanzenarten besucht wurden, als aufgrund der Einzelarten-Käfige zu erwarten. Manche Arten zeigen also offenbar nur in Kombination mit anderen Arten ihre vollständige funktionelle Bedeutung. Solch eine gegenseitige Förderung der Bestäubungsfunktion, jedoch in anderer Weise, ist schon für Interaktionen zwischen Wild- und Honigbienen bei der Bestäubung von Sonnenblumen gefunden worden (GREENLEAF & KREMEN 2006).



Abb. 2: Einer der 56 Käfige des Bienendiversitätsexperiments, bei dem Bienenarten in verschiedene Kombinationen mit dieser vielfältigen Pflanzengemeinschaft zusammenlebten

### **Bestäuberdiversität als Versicherung**

Neben den unmittelbar positiven Effekten der Bestäuberdiversität wurden auch die Annahmen der Versicherungshypothese der Biodiversität (YACHI & LOREAU 1999) mit Hinblick auf Bestäuber genauer betrachtet. Eine wichtige Frage dabei ist, ob Arten, die ähnliche Funktionen (z. B. Bestäubung bestimmter Pflanzenarten) ausüben, „*response diversity*“ zeigen, d. h. unterschiedlich auf Umweltveränderungen reagieren. Bisherige Studien haben gefunden, dass unterschiedliche Bienenarten sowie Schwebfliegen im Vergleich zu Bienen unterschiedlich sensibel auf Veränderungen in der Landnutzung und Landschaftsstruktur reagieren (WINFREE & KREMEN 2009; JAUKE et al. 2009).

Zu dieser Frage wurde ein Freilandexperiment durchgeführt (PARSCHE et al. 2011), bei dem unterschiedliche Umweltveränderungen und ihre Konsequenzen für die Bestäubung einer Pflanzenart (*Sinapis arvensis*) simuliert wurden. Hier stand im Vordergrund, wie sich die Folgen der Umweltveränderungen gegenseitig beeinflussen oder ob sie unabhängig voneinander wirken. Verglichen wurden (a) benachbarter Kalkmagerrasen als Bienenlebensraum vorhanden oder abwesend (Lebensraumzerstörung), (b) natürliche oder durch Gewächshausanzucht verfrühte Blütezeit (Folge von Klimawandel) und (c) natürliche oder erhöhte Position der Blüten (mögliche Folge von Nährstoffeintrag). Diese Manipulationen beeinflussten sich gegenseitig in ihren Effekten, was auf eine große Unsicherheit für

die Vorhersage von zukünftigen Konsequenzen von Umweltveränderungen hinweist. Die Anzahl und Diversität der blütenbesuchenden Bienen war unter den natürlichsten Bedingungen (an Kalkmagerrasen zur natürlichen Blütezeit) mit Abstand am höchsten, während Blütenbesuche durch Fliegen bei veränderten Bedingungen an Bedeutung gewannen. Die Ergebnisse legen nahe, dass unterschiedliche Sensitivität verschiedener Bestäubergruppen gegenüber verschiedenen Umweltveränderungen zu einer Absicherung der Bestäubungsfunktion führt.

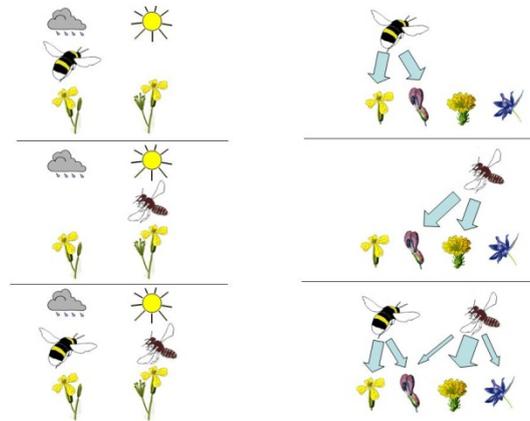


Abb. 3: Illustration der Mechanismen, die zu einem positiven Effekt der Bienen-Artenvielfalt auf die Bestäubung führen. Ein positiver Diversitätseffekt resultiert, wenn verschiedene Arten sich gegenseitig ergänzen und dadurch mehr unterschiedliche funktionelle Nischen abgedeckt werden. *Links*: Bienen-Arten reagieren unterschiedlich auf Witterungsbedingungen, was sowohl zu einem direkt positiven Effekt innerhalb einer Pflanze als auch zu einer Versicherung über längere Zeiträume führen kann. *Rechts*: Bienen-Arten bevorzugen unterschiedliche Pflanzenarten und ergänzen sich dadurch. Ein Teil dieser Unterschiede tritt allerdings erst zu Tage, wenn die Arten gemeinsam vorkommen und sich ihre Bestäubungsnische verschiebt, so dass die Pflanzengemeinschaft besonders vollständig besucht wird.

Ein weiteres Experiment konzentrierte sich auf Klimaveränderungen im Winter, einer Jahreszeit, die bei vielen Insektenstudien übersehen wird. Neun Wildbienenarten wurden unter kontrollierten Bedingungen bei verschiedenen Temperaturen (1.5 bis 9.5 °C) überwintert, und der Einfluss der Überwinterungstemperatur auf Gewichtsverlust und Schlupfdatum erfasst. Dabei zeigte sich zwar, dass die meisten Bienen bei erhöhten Temperaturen mehr Gewicht über den Winter verloren und früher schlüpften (wie aufgrund physiologischer Gesetzmäßigkeiten zu erwarten, BROWN et al. 2004). Allerdings konnten auch beträchtliche Unterschiede zwischen den Arten in ihrer Reaktion auf die Überwinterungstemperatur nachgewiesen werden. Dies stellt einen klaren Hinweis darauf dar, dass Artenvielfalt von Wildbienen *response diversity* mit sich bringt, die Bestäubungsleistungen möglicherweise gegenüber Klimaveränderungen absichern kann.

### Schlussfolgerungen

Verschiedene Bestäuber-Arten ergänzen sich in ihren Habitat-Ansprüchen und ihrer Reaktion auf Witterungsbedingungen. Das kann sowohl zu einer direkten Verbesserung der Bestäubungsleistung als auch zu einer Absicherung der Leistung gegenüber Umweltbedingungen führen. Interaktionen (Konkurrenz) zwischen Bestäuberarten können zu einer Verbesserung des Bestäubungserfolgs beitragen, sowohl durch verstärkte Effizienz als auch durch Abdeckung sonst ausgelassener Pflanzen. Bestäuber-*vielfalt* fördert Pflanzenvielfalt und Nutzpflanzenenertrag. Damit hat sowohl die lokale Artenvielfalt als auch die Artenvielfalt auf größeren Skalen einen Wert zur Förderung und Erhaltung der Ökosystemleistung Bestäubung. Es besteht jedoch noch weiterer Forschungsbedarf, welche Bestäuber-Arten sich

unter welchen Bedingungen besonders gut ergänzen, und welche Naturschutzstrategien besonders diese funktionelle Diversität und Komplementarität fördern können.

### **Danksagung**

Zu besonderem Dank verpflichtet bin ich für diese Arbeiten meinen Betreuern Teja Tschardtke, Carsten Dormann und Andrea Holzschuh, den von mir betreuten Studentinnen Susann Parsche und Sarah Zieger, und der Deutschen Bundesstiftung Umwelt für ein Promotionsstipendium.

### **Literaturverzeichnis**

- BROWN, J.H., GILLOOLY, J.F., ALLEN, A.P., SAVAGE, V.M. & WEST, G.B. (2004): Toward a metabolic theory of ecology. – *Ecology*, 85: 1771–1789.
- Butchart, S.H.M., Walpole, M., Collen, B., Strien, A. van, Scharlemann, J.P.W., Almond, R.E.A., Baillie, J.E.M., Bomhard, B., Brown, C., Bruno, J., et al. (2010): Global Biodiversity: Indicators of Recent Declines. – *Science*, 328: 1164–1168.
- CARDINALE, B.J. (2011): Biodiversity improves water quality through niche partitioning. – *Nature*, 472: 86–89.
- CARDINALE, B.J., PALMER, M.A. & COLLINS, S.L. (2002): Species diversity enhances ecosystem functioning through interspecific facilitation. – *Nature*, 415: 426–429.
- CARDINALE, B.J., SRIVASTAVA, D.S., DUFFY, J.E., WRIGHT, J.P., DOWNING, A.L., SANKARAN, M. & JOUSEAU, C. (2006): Effects of biodiversity on the functioning of trophic groups and ecosystems. – *Nature*, 443: 989–992.
- ELMQVIST, T., FOLKE, C., NYSTRÖM, M., PETERSON, G., BENGTTSSON, J., WALKER, B. & NORBERG, J. (2003): Response diversity, ecosystem change, and resilience. – *Frontiers in Ecology and the Environment*, 1: 488–494.
- FONTAINE, C., DAJOZ, I., MERIGUET, J. & LOREAU, M. (2006): Functional diversity of plant–pollinator interaction webs enhances the persistence of plant communities. – *PLoS Biology*, 4: e1.
- GREENLEAF, S.S. & KREMEN, C. (2006): Wild bees enhance honey bees' pollination of hybrid sunflower. – *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 103: 13890–13895.
- HOEHN, P., TSCHARNTKE, T., TYLIANAKIS, J.M. & STEFFAN-DEWENTER, I. (2008): Functional group diversity of bee pollinators increases crop yield. – *Proceedings of the Royal Society of London Series B-Biological Sciences*, 275: 2283–2291.
- Hooper, D.U., Adair, E.C., Cardinale, B.J., Byrnes, J.E.K., Hungate, B.A., Matulich, K.L., Gonzalez, A., Duffy, J.E., Gamfeldt, L. & O'Connor, M.I. (2012): A global synthesis reveals biodiversity loss as a major driver of ecosystem change. – *Nature*, 486: 105–108.
- Isbell, F., Calcagno, V., Hector, A., Connolly, J., Harpole, W.S., Reich, P.B., Scherer-Lorenzen, M., Schmid, B., Tilman, D., van Ruijven, J., et al. (2011): High plant diversity is needed to maintain ecosystem services. – *Nature*, 477: 199–202.

- JAUKER, F., DIEKÖTTER, T., SCHWARZBACH, F. & WOLTERS, V. (2009): Pollinator dispersal in an agricultural matrix: opposing responses of wild bees and hoverflies to landscape structure and distance from main habitat. – *Landscape Ecology*, 24: 547–555.
- KLEIN, A.M., STEFFAN-DEWENTER, I. & TSCHARNTKE, T. (2003): Fruit set of highland coffee increases with the diversity of pollinating bees. – *Proceedings of the Royal Society of London Series B-Biological Sciences*, 270: 955–961.
- KLEIN, A.M., VAISSIERE, B.E., CANE, J.H., STEFFAN-DEWENTER, I., CUNNINGHAM, S.A., KREMEN, C. & TSCHARNTKE, T. (2007): Importance of pollinators in changing landscapes for world crops. – *Proceedings of the Royal Society of London Series B-Biological Sciences*, 274: 303–313.
- OLLERTON, J., WINFREE, R. & TARRANT, S. (2011): How many flowering plants are pollinated by animals? – *Oikos*, 120: 321–326.
- PARSCHE, S., FRÜND, J. & TSCHARNTKE, T. (2011): Experimental environmental change and mutualistic vs. antagonistic plant flower-visitor interactions. – *Perspectives in Plant Ecology Evolution and Systematics*, 13: 27–35.
- Scherber, C., Eisenhauer, N., Weisser, W.W., Schmid, B., Voigt, W., Fischer, M., Schulze, E.D., Roscher, C., Weigelt, A., Allan, E., et al. (2010): Bottom-up effects of plant diversity on multi-trophic interactions in a biodiversity experiment. – *Nature*, 440: 553–556.
- Tscharntke, T., Tylianakis, J.M., Rand, T.A., Didham, R.K., Fahrig, L., Batáry, P., Bengtsson, J., Clough, Y., Crist, T.O., Dormann, C.F., et al. (2012): Landscape moderation of biodiversity patterns and processes - eight hypotheses. – *Biological Reviews*, 87: 661–685.
- WESTRICH, P., FROMMER, U., MANDERY, K., RIEMANN, H., RUHNKE, H., SAURE, C. & VOITH, J. (2008): Rote Liste der Bienen Deutschlands (Hymenoptera, Apidae) (4. Fassung, Dezember 2007). – *Eucera*, 1.
- WINFREE, R. & KREMEN, C. (2009): Are ecosystem services stabilized by differences among species? A test using crop pollination. – *Proceedings of the Royal Society of London Series B-Biological Sciences*, 276: 229–237.
- YACHI, S. & LOREAU, M. (1999): Biodiversity and ecosystem productivity in a fluctuating environment: the insurance hypothesis. – *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 96: 1463–1468.

*Jochen Fründ*  
*Georg-August-Universität Göttingen*  
*Department für Nutzpflanzenwissenschaften, Agrarökologie*  
*Grisebachstraße 6*  
*D - 37077 Göttingen*  
*jfrueund@uni-goettingen.de*

# GeoBioScience: Rote Waldameisen (*Formica rufa*-Gruppe) als Bioindikatoren für tektonisch aktive Störungzonen

GABRIELE BERBERICH

*Schlagwörter: Rote Waldameisen, Bioindikatoren, tektonisch aktive Störungzonen, geogene Gase, Westeifel, Bodanrück/Bodensee, ungewöhnliches Verhalten vor Erdbeben*

## 1 Einleitung

Nach Artikel 2 des Übereinkommens über die biologische Vielfalt (CBD, 1992) umfasst ein Ökosystem „einen dynamischen Komplex von Gemeinschaften aus Pflanzen, Tieren und Mikroorganismen (...), die unter in-situ-Bedingungen ihre besonderen Eigenschaften entwickelt haben und den Lebensraum (...) in dem (...) eine Population von Natur aus vorkommt“. Die ökologische Bedeutung der zu den staatenbildenden Insekten zählenden Roten Waldameisen (RWA; *Formica rufa*-Gruppe) ist immens, da sie zur Vielfalt und zur Ausbildung eines dynamischen Gleichgewichtes im Lebensraum Wald beitragen (WELLENSTEIN 1929, GÖSSWALD et al. 1965). Bereits im 18. Jahrhundert erkannte Friedrich Wilhelm I. ihren hohen Stellenwert im Gefüge von Waldökosystemen und stellte sie 1724 unter Schutz (BÜRGER 1989). Nach §39 BNatSchG (2009) genießen sie als wild lebende Tierarten einen Mindestschutz. Der für ganz Deutschland postulierte Rückgang der Waldameisenvorkommen führte dazu, dass die Rote Waldameise gemäß Anlage 1 §1 BArtSchV (2005) zu den besonders geschützten Tierarten zählt.



Abb. 1: Mehrere Jahrzehnte altes Waldameisennest (*Formica* spp.; etwa 2 m hoch) in einem Cluster (links) und lineare Nestanordnungen im Marschbachtal (Westeifel, rechts)

Rote Waldameisen beeinflussen den Kreislauf und die Verteilung von Nährstoffen, verbreiten Pflanzensamen, stehen in unterschiedlichster Form mit anderen Tierarten in Beziehung und regulieren durch Prädation u. a. die Massenvermehrung von Schadinsekten. So wurden beispielsweise im Rahmen des vorbeugenden Forstschutzes und zur Bekämpfung des Schädlingsbefalls zwischen 1950 und 1990 in Deutschland durch Gösswald und Wellenstein groß angelegte Vermehrungsprojekte und Ansiedlungsversuche durchgeführt. Trotz jahrzehntelanger biologischer Forschung zur Habitatauswahl und sorgfältiger Standortsuche scheiterte die flächendeckende Etablierung der geteilten Nester (AMBACH 2002). Ein möglicher Grund dafür war, dass geologische Aspekte der Standortauswahl unbe-

rücksichtigt blieben, obwohl bereits seit vielen Jahren zaghafte Überlegungen dazu (geradlinige perlschnurartige Nestanordnung, *Formica*-Vorkommen nur auf einem relativ geringen Anteil der Gesamtwaldfläche, aber sehr hohe Nestdichten in bestimmten Gebieten) existierten (GÖSSWALD 1939, EICHHORN 1962, RAMMOSER 1961, WELLENSTEIN 1967, SAUER 1983).

Ameisen sind aber auch hervorragende Bioindikatoren und in mehrfacher Hinsicht den üblicherweise eingesetzten wirbellosen Tieren deutlich überlegen (ANDERSEN et al. 2003). Durch ihre enge Biotopbindung, ihre potenziell unsterblichen Nestverbände und die damit verbundene Standorttreue können sie sehr gut als Indikator zur Beurteilung von Veränderungen komplexer Lebensräume herangezogen werden (SONNENBURG & SONNENBURG 2008, KLIMETZEK 1973). Aus dem Nestalter (ablesbar z. B. an der Größe) kann daher geschlossen werden, über welche Zeiträume die Standortbedingungen auf einer Fläche gleich geblieben sind (SCHULZ 1995). Ihre evolutionär erworbenen Fähigkeiten und Eigenschaften zeichnen sie besonders aus: Mithilfe von Chemorezeptoren können sie u. a. Kohlendioxidgradienten, die sie für das Auffinden ihres Nestes nutzen, wahrnehmen (HÖLLDOBER & WILSON 2010). Kohlendioxid spielt auch bei ihrem Stoffwechsel und während der Metamorphosestadien eine entscheidende Rolle (LIGHTON 1988, HETZ & BRADLEY 2005). Mittels Magnetrezeptoren sind sie in der Lage, Änderungen elektromagnetischer Felder zu erfassen (CAMLITEPE & STRADLING 1995) und durch ihre extreme Temperatursensibilität können sie Temperaturdifferenzen von bis zu 0,25 °C aufspüren (KIRCHNER 2007).

Diese Fähigkeiten macht sich das interdisziplinäre Forschungsprojekt, das geologische und biologische Aspekte miteinander verbindet, zunutze, und setzt die Roten Waldameisen als Bioindikatoren für die Identifizierung gaspermeabler, tektonisch aktiver Störungszonen ein (BERBERICH 2010, BERBERICH et al. 2012c). Diese Störungszonen bilden Wegsamkeiten für aufsteigende geogene Gase u. a. wie Kohlendioxid, Helium, Radon und schaffen besondere ökologische Habitate für Nestgründungen (BRENNHOLT 2008, SCHREIBER et al. 2009).

## **2 Arbeitsgebiete**

Die beiden Arbeitsgebiete liegen in der Eifel und am Bodanrück/Bodensee. Die Westeifel (1.140 km<sup>2</sup>) ist Teil des Rheinischen Schiefergebirges. Durch häufige Änderungen des Spannungsregimes während des Meso- und Känozoikum bildete sich eine Bruchschollentektonik heraus. Das heutige etwa NW-SE gerichtete Hauptspannungsfeld führt in Kombination mit Hebungen und Senkungen der Erdkruste zu tiefreichenden gaspermeablen Störungszonen in NW-SE, NNE-SSW und NS Richtung. Gleichzeitig werden sehr alte (variszische) Störungszonen reaktiviert. Die junge Dynamik der Westeifel spiegelt sich auch in der Anordnung der Epizentren von Erdbeben und im quartären Vulkanismus und seinen Begleiterscheinungen (u. a. Mineralquellen, CO<sub>2</sub>-Austritte, Mofetten) wider. Quellgasanalysen der Mineralwässer und Bodenluftanalysen zeigen, dass Helium aus dem Erdmantel in den Gasen enthalten ist; in den Quellgasen aufsteigender Schwefelwasserstoff lässt einen Zusammenhang zu magmatischen Prozessen vermuten.

Die Halbinsel Bodanrück (111 km<sup>2</sup>; Bodensee), liegt in einer Kreuzungszone zweier großtektonischer Störungssysteme, dem Permokarbondrog und dem "Freiburg-Bonndorf-Hegau-Bodensee-Graben-system". Durch die Alpenkompression bildet sich ein NNW-SSE gerichtetes Hauptspannungsfeld aus, das – ebenso wie in der Westeifel – in Kombination mit Hebungen und Senkungen der Erdkruste zu gaspermeablen Störungszonen führt. In der Längsachse des Bodanrück verläuft die nördliche Grenze

des Bodensee-Grabensystems (Mindelseestörung), deren südöstlicher Verlauf in Richtung Konstanz noch ungeklärt ist (ZIEGLER & DÉZES 2007, PAVONI 1984, SCHREINER 1992).

Zu beiden Gebieten gibt es in der Literatur bisher nur lückenhafte Informationen über tektonisch aktive Störungszonen.

### 3 Methodik und Ergebnisse

Bis heute wurden in beiden Arbeitsgebieten durch flächendeckende Kartierungen rund 6.000 Nester per GPS erfasst und die aktuelle Populationsdynamik mit Dokumentationen aus zurückliegenden Jahrzehnten verglichen. Mithilfe von Bodenluftanalysen (Kohlendioxid, Helium, Radon, Methan und Schwefelwasserstoff) konnten in beiden Untersuchungsgebieten tektonisch bedingte Gasanomalien an Seitenverschiebungen identifiziert und tektonisch zerscherte Gebiete nachgewiesen werden.

Statistische Auswertungen der räumlichen Nestverteilungen (Hough Transformation) und der Vergleich mit bisher bekannten Störungszonen, Mineralquellen, Eruptionsspalten und Gangmineralisationen in der Westeifel zeigen, dass linienartige Nestanordnungen Störungszonen direkt abbilden. Cluster hingegen dokumentieren auf relativ kleiner Fläche mehrere tektonische Störungsrichtungen und somit quasi auf kleinstem Raum das großflächige Störungsregime in einem Gebiet. Solitärnester stehen als Verbindungen zwischen Linienanordnungen und Clustern (BERBERICH et al. 2012b). Das Zentrum des quartären Vulkangebiets (159 km<sup>2</sup>) hingegen ist nahezu nestfrei. Hier könnte H<sub>2</sub>S, das bereits in geringsten Konzentrationen toxisch ist und an einigen Stellen im Vulkanfeld gemessen wurde, Ursache sein (BERBERICH 2010).

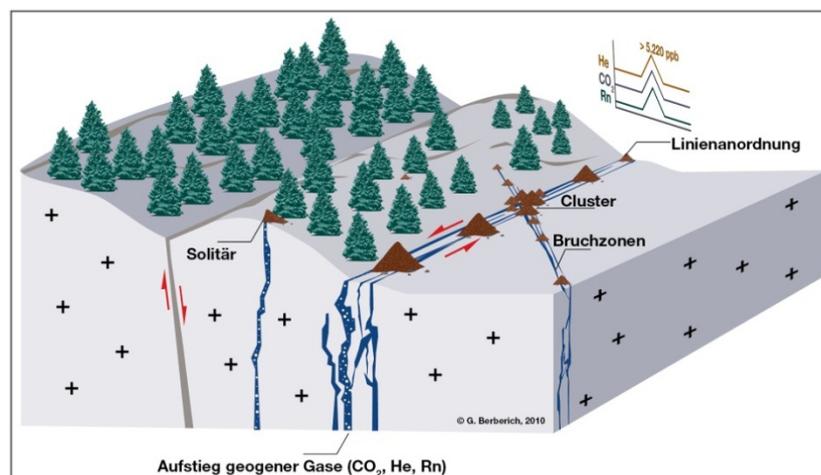


Abb. 2: Schematische Darstellung des Zusammenhangs zwischen tektonisch aktiven, gasführenden Störungszonen und der Nestverteilung (BERBERICH 2010).

Auf dem Bodanrück ist das RWA-Vorkommen in drei große Cluster aufgeteilt, die signifikant erhöhte Gasanomalien aufweisen. Die Anwendung der Hough Transformation auf die räumliche Nestverteilung und der Vergleich mit bisher bekannten Störungszonen und Lineamenten zeigen Seitenverschiebungen auf. Die Cluster sind durch zwei parallele, nestfreie Korridore ohne Gasanomalien getrennt, die als Abschiebungen interpretiert werden. Die geotektonischen, geochemischen und statistischen Analysen und die Einbindung in das rezente Spannungssystem ermöglichen die Interpretation einer gestaffelten Hebungszone (Push-up-Struktur) an einer großräumigen Seitenverschiebung. Diese Ergebnisse tragen zur Vervollständigung und Neuinterpretation der tektonischen Situation südöstlich des Mindelsees bei (BERBERICH et al. 2012a-c, e, KLIMETZEK et al. 2012).

Die vorliegenden Untersuchungen dieses interdisziplinären GeoBioScience-Ansatzes zeigen auf Basis statistisch gesicherter Datengrundlagen, dass die Ameisenvorkommen in der Eifel und am Bodanrück seit Anfang der 1960er Jahre signifikant (in der Westeifel um den Faktor 2 - 4 und am Bodanrück um den Faktor 2) zugenommen haben, obwohl sich in diesem 50-jährigen Zeitraum die traditionell als wesentlich angesehenen Siedlungsfaktoren wie z.B. Baumartenanteil und Altersklasse, Bestandesverhältnisse und Belichtung wesentlich verändert haben (BERBERICH 2010, BERBERICH et al. 2012c). Dieses Ergebnis deckt sich auch mit der Zunahme der Nestvorkommen im Freistaat Sachsen (STOSCHEK & ROCH 2006, STEINHOFF & ROCH 2008).

In diesem GeoBioScience-Ansatz, bei dem das jeweilige Untersuchungsgebiet immer flächendeckend kartiert wird, zeigt sich auch, dass die räumliche Verteilung der RWA-Nester an gaspermeable tektonische Störungszonen gebunden ist (BERBERICH et al. 2012b). Eine Angabe von Nestanzahl pro ha, wie sie bei Entomologen üblich ist, kann daher zu Fehlinterpretationen der tatsächlichen Vorkommen und der Populationsdynamik führen.

Der GeoBioScience-Ansatz bietet weiterhin mehrere Vorteile: Er ermöglicht Geologen, einen Überblick über den Verlauf aktiver Störungszonen im Gelände zu erhalten und das tektonische Regime in einem Gebiet zu vervollständigen. Er hilft den Entomologen und Forstwissenschaftlern, die in-situ-Ökosystemansprüche dieser Tierart besser zu identifizieren und innerhalb des integrierten Ökosystem-Managements gezielter (z. B. Nestumsetzungen) zu berücksichtigen. Weiterhin unterstützt er die Forstwirtschaft durch eine gesicherte Datengrundlage zum Schutz der Waldameisen im Rahmen der Waldbewirtschaftung. Hierbei werden detailliert Gebiete mit Neststandorten und ameisenfreie Gebiete ausgewiesen. So werden in enger Kooperation zwischen Geologen und Forstbehörden die Nester entsprechend der Gesetzgebung geschützt und gleichzeitig ein Beitrag zur biologischen Vielfalt im Ökosystem Wald geleistet.

#### **4 Ausblick**

Die Erdbebenvorwarnung ist eine der Herausforderungen in den Geowissenschaften. Trotz Einsatz modernster Technik beträgt die maximale Vorwarnzeit etwa eine Minute. Viel zu kurz, um die Bevölkerung beispielsweise in Megacities wie San Francisco rechtzeitig zu warnen oder um technisch hochsensible Anlagen herunterzufahren. In der Literatur existieren viele Berichte über ungewöhnliches Tierverhalten im Vorfeld von Erdbeben (SCHAAL 1988, WEAVER et al. 2000, KIRSCHVINK 2000, DOLOGLOU 2010). Diese Reaktionen halten aber wissenschaftlichen Untersuchungen bisher nur ungenügend stand. Möglicherweise zeigen aber RWA Reaktionen im Vorfeld von Erdbeben, da sie ihre stationären Nester auf tektonisch aktiven Störungszonen errichten. Daher werden seit mehr als drei Jahren zwei Nester in der Osteifel mittels Tag-/Nachtkameras beobachtet, die RWA-Reaktionen im Vorfeld lokaler Erdbeben aufgezeichnet und ihre Aktivitätsmuster ausgewertet. Beide Nester befinden sich etwa 30 km voneinander entfernt auf zwei verschiedenen Störungssystemen im Bereich des tektonisch sehr aktiven Neuwieder Beckens. Hier ereignen sich durchschnittlich mehr als 100 Erdbeben pro Jahr mit einer Magnitude bis zu 3.9. Mittlerweile liegen mehr als 45.000 Stunden Videomaterial von beiden Nestern vor, von denen 15.000 Stunden manuell ausgewertet wurden. Erste Ergebnisse sind vielversprechend und zeigen, dass die Ameisen einen gut identifizierbaren Standard-Tagesrhythmus haben, der sich durch eine M-förmige Kurve charakterisieren lässt. Die Korrelation mit lokalen Erdbeben zeigt, dass sich das Verhalten der Ameisen Stunden vor einem Erdbeben ändert: Die nächtliche Ruhephase und die Tagesaktivitätsphase werden unterdrückt. Der Standard-

Tagesrhythmus wird erst am folgenden Tag wieder aufgenommen. Weitere Parameter, die einen Einfluss auf den Standard-Tagesrhythmus haben könnten, wie Klimadaten, geotektonische und biologische Parameter werden aufgezeichnet und mit dem Tagesrhythmus korreliert. In bestimmten Abständen werden Nestluftuntersuchungen (CO<sub>2</sub>, Helium, Radon, H<sub>2</sub>S und CH<sub>4</sub>) durchgeführt. Zurzeit werden in Zusammenarbeit mit Physikern der TU Dortmund die Videodaten mithilfe einer automatischen Bildauswertung analysiert. Auf dieser Basis wird dann das Ameisenverhalten statistisch ausgewertet. Langzeitstudien müssen zeigen, ob Einflussfaktoren und klimatische Faktoren klar abgegrenzt werden können. Obwohl erste Ergebnisse vielversprechend sind, ist es noch ein sehr weiter Weg bis zu einem sinnvoll nutzbaren technischen System zur automatischen Erdbebenvorhersage (BERBERICH et al. 2012d).

## 5 Literatur

- ANDERSEN, A.N., HOFFMANN, B.D, SOMES, J. (2003): Ants as indicators of minesite restoration: community recovery at one of eight rehabilitation sites in central Queensland. - *Ecological Management & Restoration*, 4: 12–19
- AMBACH, J. (2002): Waldökologie – Ameisenhege: Ökomappe. - *Waldwirtschaft*, 7/3
- BERBERICH, G. (2010): Identifikation rezenter gasführender Störungszonen in der West- und Hocheifel mithilfe von Bioindikatoren: Dissertation. - Universität Duisburg-Essen
- BERBERICH, G., KLIMETZEK, D., SCHREIBER, U., BERBERICH, M. (2012a): Geogenic Gases and Red Wood Ant Clusters as Indicators for Neotectonic Activity at the Peninsula Bodanrück (South West Germany). - *Geophysical Research Abstracts*. 14, EGU2012-3488.
- BERBERICH, G., KLIMETZEK, D, WÖHLER, C., GRUMPE, A. (2012b): Statistical Correlation between Red Wood Ant Sites and Neotectonic Strike-Slip Faults. - *Geophysical Research Abstracts*, 14, EGU2012-3518.
- BERBERICH, G., KLIMETZEK, D., SCHREIBER, U., BERBERICH, M. (2012c): Correlation of a long-term Settlement of Red Wood Ant *Formica rufa* L. (Hymenoptera: Formicidae) and geogenic Soil Gases in South West Germany. – in prep.
- BERBERICH, G., BERBERICH, M., GRUMPE, A., WÖHLER, C. & SCHREIBER, U. (2012d): First Results of 2.5 Year Monitoring of Red Wood Ants' Behavioural Changes and Their Possible Correlation with Earthquake Events. *Animals; Special Issue: Biological Anomalies Prior to Earthquakes* (in preparation).
- BERBERICH, G., KLIMETZEK, D., BERBERICH, M., SCHREIBER, U. (2012e): A Red wood ant supercolony as a bioindicator for neotectonic fault structures at the peninsula Bodanrück (Southwest Germany). -Presentation #65819 - ESA2012, Knoxville, Tennessee.
- BARTSCHV (2005) Verordnung zum Schutz wild lebender Tier- und Pflanzenarten. Bundesartenschutzverordnung (BArtSchV) vom 16. Februar 2005 (BGBl. I S. 258, 896), zuletzt geändert durch Artikel 22 des Gesetzes vom 29. Juli 2009 (BGBl. I S. 2542).
- BNATSCHG (2009): Gesetz über Naturschutz und Landschaftspflege (Bundesnaturschutzgesetz - BNatSchG) vom 29. Juli 2009 (BGBl. I S.2542 / FNA 791- 9).
- BÜRGER, M. (1989): Geschützte heimische Tiere. – Leipzig (Urania)

- BRENNHOLT, N. (2008): Geologische Störungszonen als Kriterium der Standortwahl Hügel bauender Waldameisen unter Berücksichtigung spezieller mikrobieller Gemeinschaften: Dissertation. - Universität Duisburg-Essen
- ÇAMLITEPE, Y., STRADLING, D.J. (1995): Wood ants orient to magnetic fields. - Proc. R. Soc. Lond. 261: 37-41.
- CBD (1992): Convention on Biological Diversity. - United Nations.
- DOLOGLOU E. (2010): Recent aspects on possible interrelation between precursory electric signals and anomalous bioeffects. Nat. Hazards Earth Syst. Sci., 10: 1951–1955
- EICHHORN, O. (1962): Zur Ökologie der Ameisen mitteleurop. Gebirgswälder: Habilitation. - Universität Göttingen.
- GÖSSWALD, K. (1939): Über Nutzen, Ausrottung, Schutz, Verbreitung und künstliche Vermehrung der Roten Waldameise *Formica rufa* L.. - Jahresberichte der Provinzstellen der Arbeitsgemeinschaften für Naturschutz in Berlin und Brandenburg, 1: 14–30.
- GÖSSWALD, K., KNEITZ, G., SCHIRMER, G. (1965): Die geographische Verbreitung der hügelbauenden *Formica*-Arten (Hym., Formicidae). Europa. - Zool. Jb. Syst., 92: 369–404.
- HETZ, S.K., BRADLEY, T.J. (2005): Insects breathe discontinuously to avoid oxygen toxicity. - Nature 433: 516-519.
- HÖLLDOBLER, B. & WILSON, E.O. (2010): Der Superorganismus - Der Erfolg von Ameisen, Bienen, Wespen und Termiten. – Berlin (Springer)
- KIRCHNER, W. (2007): Die Ameisen - Biologie und Verhalten. – (Beck)
- KIRSCHVINK, J.L. (2000): Earthquake Prediction by Animals: Evolution and Sensory Perception. Bull. Seism. Soc. America. 90: 312–323.
- KLIMETZEK, D. (1973): Die Variabilität der Standortansprüche hügelbauender Waldameisen der *Formica rufa*-Gruppe (Hymenoptera: Formicidae). - Mitteilungen des badischen Landesvereins für Naturkunde und Naturschutz N.F., 11: 9-25.
- KLIMETZEK, D., BERBERICH, G., BERBERICH, M., SCHREIBER, U. (2012): Wood ants prefer neotectonic faults: 50 years of a *Formica rufa* – supercolony in Southwest Germany. - Presentation #65821 - ESA2012, Knoxville, Tennessee.
- LIGHTON J.R. (1988): Discontinuous CO<sub>2</sub> emission in a small insect. The Formicine Ant *Camponotus vicinus*. – J. Exp. Bio., 134: 363-376.
- PAVONI, N. (1984): Seismotektonik Nordschweiz. - Nagra Technische Berichte NTB 84-45.
- RAMMOSER, H. (1961): Die Verbreitung der hügelbauenden Waldameisen im Spessart. - Waldhygiene, 6: 44–82.
- SAUER, G. (1983): Kleinstaaterei in Rudolfshagen. - Kosmos 3. 79: 68–73.
- SCHAAL, R.B. (1988): An Evaluation of the Animal-Behavior Theory for Earthquake Prediction. Calif. Geology, 41.

- SCHULZ, A. (1995): Die Bedeutung von Ameisen (Formicidae) in der Naturschutzplanung. - Linzer biol. Beitr., 27/2: 1089-1097.
- SCHREIBER, U., BRENNHOLT, N., SIMON, J. (2009): Gas permeable deep reaching fracture zones encourage site selection of ants. - Ecological Indicators, 9:508-517.
- SCHREINER, A. (1992): Geologische Karte 1:50.000 von Baden Württemberg. Erläuterungen zu Blatt Hegau und westl. Bodensee. - Geologisches Landesamt Baden-Württemberg.
- SONNENBURG, H., SONNENBURG, F. (2008): Ameisenfauna in NRW. Die Erfassung von Ameisen in NRW im Rahmen naturschutzfachlicher Fragestellungen. - Natur in NRW: 32–36.
- STEINHOFF, S., ROCH, T. (2008): Auf neuen Wegen zur Flächen deckenden Waldameisenkartierung – erste Ergebnisse der Erhebungen im Landkreis Bautzen (Freistaat Sachsen). - Ameisenschutz aktuell 22: 80–89.
- STOSCHEK, N., ROCH, T. (2006): Zentrale Erfassung von Waldameisen im Freistaat Sachsen. – AFZ - Der Wald: 2–4.
- WEAVER J.C., VAUGHAN T.E., ASTUMIAN R.D. (2000): Biological sensing of small field differences by magnetically sensitive chemical reactions. Nature. 405.
- WELLENSTEIN, G. (1929): Beiträge zur Biologie der Roten Waldameise (*Formica rufa* L.) mit besonderer Berücksichtigung klimatischer und forstlicher Verhältnisse. - Zeitschrift f. angew. Entomologie, 14: 1-68.
- WELLENSTEIN, G. (1967): Zur Frage der Standortansprüche hügelbauender Waldameisen (*F. rufa*-Gruppe). - Zeitschrift für angewandte Zoologie, 54: 139-166.
- ZIEGLER, P.A., DÈZES, P. (2007): Neogene uplift of Variscan Massifs in the Alpine foreland: Timing and controlling mechanisms. - Global and Planetary Change, 58: 237-269.

*Dr. Gabriele Berberich*  
*Universität Duisburg-Essen*  
*Fakultät für Biologie, Fachbereich Geologie*  
*Universitätsstr. 5*  
*45141 Essen*  
*gabriele.berberich@uni-due.de*



# **Charakterisierung und Förderung der biologischen Vielfalt und ihrer öko-systemaren Dienstleistungen an Bundeswasserstraßen und ihren Seitenräumen/Auen**

SARAH HARVOLK, LARS SYMMANK, KATHARINA RAUPACH, ANDREAS SUNDERMEIER, ANNETTE OTTE, TOBIAS W. DONATH

## **Einleitung**

Flüsse und Flussauen leisten aufgrund ihrer Vernetzungs- und Lebensraumfunktion einen wichtigen Beitrag zur Erhaltung der Biodiversität und gehören in ihrer natürlichen Form zu den artenreichsten Ökosystemen Mitteleuropas (z. B. TOCKNER & STANFORD, 2002). Die enorme biologische Vielfalt resultiert aus einem Mosaik unterschiedlichster Lebensräume, gebildet durch den häufigen Wechsel von Hoch- und Niedrigwasser.

Zugleich gehören die flussnahen Bereiche zu den am dichtesten vom Menschen besiedelten Naturräumen. Die Überschwemmungsgebiete der Fließgewässer werden aufgrund ihrer natürlichen Fruchtbarkeit schon seit Jahrhunderten landwirtschaftlich genutzt (LECHNER, 2008, 2009). Durch die Begradigung der Wasserkörper und den Bau von Deichen zum Hochwasserschutz wurden viele Überschwemmungsgebiete ihrer hydrologischen Anbindung an den Fluss beraubt, was zu starken Verlusten ökologisch intakter Auendlandschaften führte. Heutzutage kann nur noch ein Drittel dieser ehemaligen Überschwemmungsfläche bei Hochwasserereignissen überflutet werden. Von diesen, als „rezente Auen“ bezeichneten Flächen, befinden sich wiederum weniger als 10 % in einem ökologisch funktionsfähigen Zustand (BRUNOTTE *et al.*, 2009). Naturnahe Auen mit ihren typischen Lebensräumen und Arten sind heute in Deutschland auf sehr kleine Restgebiete beschränkt. Insgesamt werden mehr als drei Viertel aller Auenbiotoptypen als gefährdet eingestuft. Bei fast der Hälfte ist in den kommenden Jahren mit einer weiteren Verschlechterung des Zustandes zu rechnen (ELLWANGER *et al.*, 2012). Aus diesem Grund wird der Schutz der Feuchtgebiete und Fließgewässer in der Nationalen Strategie zur biologischen Vielfalt (NBS, 2007) als Umsetzung der Biodiversitäts-Konvention (CBD, 1992) als prioritäres Anliegen aufgeführt. Trotz zahlreicher Schutzmaßnahmen in den letzten Jahren gehören Auen zu den am stärksten bedrohten Lebensräumen Deutschlands (ELLWANGER *et al.*, 2012). Schutzgebiete allein reichen oftmals nicht aus, um das Überleben gefährdeter Arten und Lebensräume langfristig zu sichern (DRÖSCHMEISTER, 2001; MÖCKEL, 2010).

Unser Vorhaben beschäftigt sich deshalb mit der Frage, wie gefährdete Arten und Lebensräume der Flussauen auch in den Normallandschaften gefördert werden können. Es sollen Maßnahmen untersucht werden, welche die natürliche Biodiversität trotz wirtschaftlicher Nutzung der Flüsse erhalten. Als Untersuchungsgebiet dienen dazu die Bundeswasserstraßen, welche einen besonders starken Rückgang an natürlichen Auengebieten aufweisen. An Rhein, Elbe, Donau und Oder beträgt der Verlust an Überflutungsfläche heute bis zu 90 % (BRUNOTTE *et al.*, 2009). Zu den Bundeswasserstraßen gehören auch ca. 1.600 km Kanalstrecken. Die Seitenräume dieser künstlichen Wasserwege sollen ebenfalls näher untersucht und mit den rezenten Auen der natürlichen Fließgewässer verglichen werden.

Das übergeordnete Ziel unseres Vorhabens ist es, das Wissen über die Arten- und Lebensraumzusammensetzung sowie die ökologischen Funktionen der rezenten Auen und Seitenräume der Bundeswasserstraßen zu erhöhen, um die Biodiversität bei zukünftigen Maßnahmen besser zu berücksichtigen. Das Vorhaben ist in vier Teilprojekte gegliedert:

### **Teilprojekt 1: Charakterisierung und Bewertung von Wasserstraßenabschnitten**

In einem ersten Schritt soll die Biodiversität an den Bundeswasserstraßen flächendeckend untersucht werden (Durchführung: Bundesanstalt für Gewässerkunde). Da bundesweit vergleichbare Datensätze bislang nur für höhere Pflanzen vorliegen (HAEUPLER & SCHÖNFELDER, 1989; BENKERT et al., 1996), wird die Artenvielfalt in unserem Vorhaben anhand der Phytodiversität bestimmt. Für das gesamte Bundeswasserstraßennetz sollen Verbreitungsmuster der Artenvielfalt abgeleitet werden. Folgen diese dem allgemeinen bundesdeutschen Trend einer Artenzunahme von Nord nach Süd (z. B. HAEUPLER & SCHÖNFELDER, 1989; DATHE, 2005)? Wo gibt es besonders artenreiche Gebiete und wie korrelieren diese mit den nationalen Hotspots der Biodiversität? Welchen Einfluss hat der geringere Nutzungsdruck in verschiedenen Schutzgebieten (Naturschutzgebiet, Biosphärenreservat, Natura 2000-Gebiet, usw.) im Vergleich zu den übrigen Landschaften? Des Weiteren sollen die Biodiversitätsunterschiede der rezenten Auen an Flüssen verschiedener Ausbaustufen mit den Seitenräumen der Kanäle verglichen werden.

Um flächendeckende Aussagen über das gesamte Untersuchungsgebiet treffen zu können, sollen bundesweite Vegetationsdatenbanken (z. B. FlorKart) ausgewertet werden. Die Ergebnisse werden anschließend mit lokalen Vegetationsaufnahmen im Untersuchungsgebiet verglichen. Besonderer Fokus liegt auf der Verbreitung gefährdeter auentypischer Arten. Auch invasive Arten spielen an den Wasserstraßen eine große Rolle und haben negative Auswirkungen auf die Biodiversität. Diese gehen oft über das Gebiet der rezenten Auen hinaus. Die Fließgewässer werden dabei bevorzugt als Ausbreitungskorridore genutzt (z. B. *Impatiens glandulifera*, *Fallopia japonica*), um neue Habitats zu besiedeln. Deshalb sollen die Bundeswasserstraßen auch hinsichtlich der Verbreitung invasiver Arten näher untersucht werden.

Das gesamte Untersuchungsgebiet wird in einzelne Flussabschnitte unterteilt und diese anhand ihrer biologischen Vielfalt charakterisiert. Zu jedem Abschnitt werden Informationen über die potentiell anzutreffenden Arten, gefährdete Arten und Biotoptypen, invasive Arten sowie (Meta-)Daten aus lokalen Vegetationsaufnahmen zusammengestellt. Diese sollen in einem multifunktionalen Informationssystem allen Akteuren an Bundeswasserstraßen und ihren Auen zur Verfügung gestellt werden, um zukünftig eine schnelle Übersicht über die biologische Vielfalt im entsprechenden Flussgebiet zu erhalten.

### **Teilprojekt 2: Erforschung der Ursachen der Verbreitungsmuster der biologischen Vielfalt**

Das Ziel des Teilprojektes 2 (Durchführung: Justus-Liebig-Universität Gießen) ist die Erforschung von Ursachen der Verbreitungsmuster biologischer Vielfalt in den Auen von Bundeswasserstraßen. Aufgrund des starken Nutzungsdrucks an den großen Flüssen Deutschlands sollen vor allem anthropogene Faktoren, wie Ausbauzustand, Management und Landnutzung in der Aue, analysiert und quantifiziert werden. Besonderer Fokus liegt auf dem funktionellen Biodiversitätsansatz, um Aufschluss über die Funktionsfähigkeit des Ökosystems Aue zu erhalten.

Mit Hilfe eines stratifiziert randomisierten Designs wurden 20 Fließgewässerabschnitte ausgewählt, in welchen die Untersuchungen stattfinden sollen. Um möglichst repräsentative Gebiete für ganz Deutschland zu erhalten, wurden die Bundeswasserstraßen in fünf Klassen unterteilt. Als Klassifizierungsmerkmale dienten der Naturraum und das Gefälle der Aue (in Anlehnung an KOENZEN, 2005) sowie die Regulierung des Wasserkörpers. Für jede Klasse wurden anschließend vier Untersuchungsgebiete von je einem Kilometer Länge zufällig ausgewählt. Die äußere Begrenzung eines Untersuchungsabschnitts wird durch die rezente Aue gebildet (BRUNOTTE et al., 2009). Ästuargebiete und tidebeeinflusste Gewässer wurden ausgespart, ebenso wie Abschnitte, die vollständig in Stadtgebieten liegen, da die dortigen ökologischen Verhältnisse eine Besonderheit darstellen. Kanäle sollen im weiteren Verlauf des Projektes in einer eigenständigen Studie untersucht werden.

Anhand von Luftbildern wird eine Vorkartierung von Biotoptypen durchgeführt und anschließend im Gelände vervollständigt und verifiziert. Zudem sollen in jedem Gebiet Daten zur Artenausstattung höherer Pflanzen erhoben werden. Im Folgenden werden verschiedene Indices zur Messung der biologischen Vielfalt berechnet, um Aufschluss über die Lebensraumvielfalt, die (Pflanzen-) Artenvielfalt sowie die Vielfalt funktioneller Gruppen zu erhalten. Schließlich sollen potentielle Einflussfaktoren auf die Biodiversität identifiziert und deren tatsächlicher Einfluss mittels geeigneter statistischer Methoden quantifiziert werden. Abschließend wird die Übertragbarkeit der Resultate auf weitere Gebiete überprüft.

### **Teilprojekt 3: Ermittlung der finanziellen und volkswirtschaftlichen Kosten der Erhaltung der Biologischen Vielfalt**

In dem ökonomisch ausgerichteten Teilprojekt 3 (Durchführung: Georg-August-Universität Göttingen) werden verschiedene Maßnahmen der Diversitätsförderung an Bundeswasserstraßen hinsichtlich ihrer finanziellen und volkswirtschaftlichen Kosten analysiert. Im Zentrum der Untersuchungen stehen dabei die Themenkomplexe „Bekämpfung invasiver Arten“ und „Einsatz alternativer technisch-biologischer Ufersicherungen“. Unser Projekt soll dazu beitragen, die Ziele „Sanierung und Wiederherstellung beeinträchtigter Ökosysteme“ (hier Gewässerrandstreifen/Auen) und „Kontrolle und Beseitigung nicht heimischer Arten...“ der CBD umzusetzen.

Die finanziellen Kosten einer Maßnahme entsprechen den direkt zu tätigenden (getätigten) Ausgaben für z. B. Personal, Material und Geräte, die im Zuge der Maßnahmenumsetzung anfallen. Dem gegenüber stehen die volkswirtschaftlichen Kosten, die aus den Konsequenzen der Maßnahmenumsetzung für die gesamte Gesellschaft resultieren. Diese Opportunitätskosten beinhalten insbesondere die in Geldeinheiten ausgedrückten externen Effekte der Maßnahmen. Die Ermittlung dieser Kosten soll dabei in enger Anlehnung an den Ökosystemdienstleistungsansatz erfolgen, wobei die Ökosystemdienstleistungsdefinition des Millennium Ecosystem Assessment (MEA, 2005) zugrunde gelegt wird. Die positiven oder negativen Effekte einer Maßnahme auf eine Gesellschaftsgruppe können dabei sehr komplex ausfallen. Da nur die jeweils tatsächlich betroffenen Stakeholder wissen, welche der potentiellen Auswirkungen einer Maßnahme im konkreten Fall relevant sind, sind Experteninterviews mit Akteuren und Betroffenen geplant.

Als erstes Untersuchungsgebiet wurde eine alternative Ufersicherung an der Versuchsstrecke Stolzenau an der Mittelweser ausgewählt. Diese Maßnahme wurde bereits 1989 durchgeführt und hat den Vorteil, dass sich ansatzweise ein ökologisches Gleichgewicht einstellen konnte und die Stakeholder

über längerfristige Erfahrungen mit den entsprechend veränderten Ökosystemdienstleistungen verfügen. Die finanziellen Kosten der Maßnahmen sind im entsprechenden Versuchsbericht (BfG & BAW, 2008) gut dokumentiert, müssen jedoch durch geeignete Faktoren auf das heutige Niveau umgerechnet werden. Für die Ermittlung der volkswirtschaftlichen Kosten sind Interviews mit Vertretern der betroffenen Akteursgruppen geplant, für die der Prototyp eines Interviewleitfadens ausgearbeitet wurde. Die gewonnenen Erkenntnisse können anschließend als Basis für Interviews in weiteren potentiellen Maßnahmegebieten dienen, um dort die gesellschaftlichen Kosten bereits während der Planungsphase abschätzen zu können.

Eine ähnliche Vorgehensweise ist auch bei der Bewertung verschiedener Bekämpfungsmethoden invasiver Arten geplant. Diese Maßnahmen betreffen die Neophyten, welche den größten negativen Einfluss auf die Biodiversität an deutschen Flüssen aufweisen (z. B. *Impatiens glandulifera*, *Fallopia japonica* oder *Robinia pseudoacacia*).

Das Ziel dieses Teilprojektes ist es, diejenigen Maßnahmen zu ermitteln, welche bezogen auf finanzielle und volkswirtschaftliche Kosten die günstigste Alternative darstellen.

#### **Teilprojekt 4: Übertragung der Ergebnisse in die Praxis**

Teilprojekt 4 (Durchführung: Bundesanstalt für Gewässerkunde) dient der Entwicklung und Erprobung von Konzepten zur besseren Berücksichtigung funktionaler Aspekte und ökosystemarer Dienstleistungen der Biodiversität bei der wasserwirtschaftlichen Unterhaltung der Bundeswasserstraßen. Hauptakteur ist dabei die Wasser- und Schifffahrtsverwaltung des Bundes (WSV), welche auch im Zuge der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie (WRRL, 2000) zu einer Berücksichtigung der Biodiversität und zum Erreichen ökologischer Zielstellungen verpflichtet ist. Aus den Ergebnissen unseres Vorhabens werden Ziele und Beurteilungsmaßstäbe abgeleitet, aus welchen zusammen mit Praktikern der WSV Strategien zur Diversitätsförderung an Bundeswasserstraßen entwickelt werden.

Durch unser Vorhaben soll die Biodiversität der Auen zukünftig auch in wirtschaftlich genutzten Gebieten stärker geschützt und gefördert werden. Voraussetzung dafür ist ein flächendeckendes und interdisziplinäres Wissen über die Verbreitung und Gefährdung auentypischer Arten und Biotope. Die Ergebnisse sollen in das zukünftige Handeln der Akteure an den großen deutschen Fließgewässern einfließen und dazu beitragen, die Ziele der Nationalen Strategie zur biologischen Vielfalt und der Biodiversitäts-Konvention zu erreichen.

#### **Literatur**

BENKERT, D.; FUKAREK, F. & KORSCH, H. (Hrsg.) (1996): Verbreitungsatlas der Farn- und Blütenpflanzen Ostdeutschlands. – Jena (Fischer)

BfG & BAW (2008): Untersuchungen zu alternativen technisch-biologischen Ufersicherungen an Binnenwasserstraßen. Teil 2: Versuchsstrecke Stolzenau / Weser km 241,550 – 242,300 (Textband).

BRUNOTTE, E., DISTER, E., GÜNTHER-DIRINGER, D., KOENZEN, U. & MEHL, D. (2009): Flussauen in Deutschland: Erfassung und Bewertung des Auenzustandes. – Münster (Landwirtschaftsverl.) (Naturschutz und Biologische Vielfalt 87)

CBD (1992): Convention on Biological Diversity. - URL: <http://www.biodiv.org> (27.07.2012).

- DATHE, H.H. (2005): Deutschlands Hymenopterenfauna: Faunistik als Schlüssel zum Umweltverständnis. - Linzer biologische Beiträge 37/1: 39-47.
- DRÖSCHMEISTER, R. (2001): Bundesweites Naturschutzmonitoring in der „Normallandschaft“ mit der Ökologischen Flächenstichprobe. - Natur & Landschaft 76: 58–69.
- ELLWANGER, G., FINCK, P., RIECKEN, U. & SCHRÖDER, E. (2012): Gefährdungssituation von Lebensräumen und Arten der Gewässer und Auen in Deutschland. -Natur und Landschaft 87: 150-155.
- HAEUPLER, H. & SCHÖNFELDER, P. (Hrsg.) (1989): Atlas der Farn- und Blütenpflanzen der Bundesrepublik Deutschland. 2. Aufl. – Stuttgart (Ulmer)
- KOENZEN, U. (2005): Fluss- und Stromauen in Deutschland – Typologie und Leitbilder. – Bonn (BfN) (Angewandte Landschaftsökologie 65)
- LECHNER, A. (2008): Paläoökologische Beiträge zur Rekonstruktion der holozänen Vegetations-, Moor und Flussauenentwicklung im Oberrheintiefland. – Göttingen (Sierke)
- LECHNER, A. (2009): Palaeohydrological conditions and geomorphodynamical processes during the Postglacial in the Palatine Upper Rhine river floodplain. - Zeitschrift für Geomorphologie 53/2: 217-245.
- MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT (MEA, 2005): Ecosystems and Human Well-being: Synthesis. – Washington (Island Press)
- MÖCKEL, S.. (2010): Rechtliche Herausforderungen für den Biodiversitätsschutz in Zeiten des Klimawandels. - In: BfN (Hrsg.): Biodiversität und Klima– Vernetzung der Akteure in Deutschland VI – Ergebnisse und Dokumentation des 6. Workshops. – Bonn (NfN): 55-61 (BfN-Skripten 263)
- NBS (2007): Nationale Strategie zur biologischen Vielfalt.. - URL: [http://www.bmu.de/files/pdfs/allgemein/application/pdf/broschuere\\_biolog\\_vielfalt\\_strategie\\_bf.pdf](http://www.bmu.de/files/pdfs/allgemein/application/pdf/broschuere_biolog_vielfalt_strategie_bf.pdf) (03.08.2012).
- TOCKNER, K. & STANFORD, J. A. (2002): Riverine flood plains: present state and future trends. - Environmental Conservation 29: 308–330.
- WRR (2000): Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik (Wasserrahmenrichtlinie). - Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften L327: 72 S.

*Sarah Harvolk, Annette Otte, Tobias W. Donath*  
*Professur für Landschaftsökologie und Ressourcenmanagement*  
*Justus-Liebig-Universität Gießen*  
*Heinrich-Buff-Ring 26-32*  
*35392 Gießen*  
*sarah.harvolk@umwelt.uni-giessen.de*

*Lars Symmank, Andreas Sundermeier*  
*Bundesanstalt für Gewässerkunde*  
*Am Mainzer Tor 1*  
*56068 Koblenz*

*Katharina Raupach  
Professur für Umwelt- und Ressourcenökonomik  
Georg-August-Universität Göttingen  
Platz der Göttinger Sieben 5  
37073 Göttingen*

# **Kulturelle Ökosystemdienstleistungen und Ansätze zu ihrer Quantifizierung – am Beispiel von Wald –**

ANJA-KAROLINA ROVERS

*Schlagwörter: Kulturelle Ökosystemdienstleistungen, Ästhetik, ökonomische Bewertung*

## **Einleitung**

Die Zerstörung von natürlichen Lebensräumen sowie Umweltverschmutzungen und der Klimawandel führen zum Verlust von biologischer Vielfalt. Vor diesem Hintergrund gilt es nach der internationalen Konvention über die biologische Vielfalt (Convention on Biological Diversity, CBD), die verbleibenden, immer knapper werdenden Naturgüter so gut wie möglich zu erhalten und ökonomisch effizient und schonend zu nutzen (Nagoya Protocol on Access to Genetic Resources and the Fair and Equitable Sharing of Benefits Arising from their Utilization (ABS) to the Convention on Biological Diversity, Preamble, 2010). Durch das Konzept der Ökosystemdienstleistungen (nachfolgend ÖDL) soll den steigenden und verschiedenartigen Ansprüchen nach Natur und ihren Werten nachhaltig Rechnung getragen werden.

Im Millennium Ecosystem Assessment (MEA) aus dem Jahre 2005, der weltweiten Studie über den Zustand unserer Ökosysteme, werden vier Kategorien von ÖDL ausgeführt. Alle vier Kategorien haben gemein, dass sie wesentliche Bestandteile des menschlichen Wohlbefindens sind. Sie tragen zur Grundversorgung und Sicherheit bei und leisten einen erheblichen Beitrag zur menschlichen Gesundheit. Die erste Gruppe sind die Basisdienstleistungen, worunter Primärproduktion, Nährstoff-Kreisläufe und Bodenbildung zu verstehen sind. Als Zweites werden unter den Versorgungsdienstleistungen die Bereitstellung von Nahrungsmitteln und Trinkwasser sowie von Holz und Fasern zusammengefasst. Zur dritten Kategorie, den Regulationsdienstleistungen, zählen die Klima- und Hochwasserregulation sowie die Grundwasseranreicherung. Als vierte Gruppe werden die sogenannten kulturellen Ökosystemdienstleistungen beschrieben, die im Fokus meines Forschungshabens stehen und worauf daher in diesem Beitrag verstärkt eingegangen werden soll. Nach dem MEA verstehen sich unter kulturellen ÖDL u. a. das ästhetische Erleben von Natur, die spirituelle Bedeutung, die Erholungsfunktion, aber auch die Bildungsfunktion.

Aktuell stehen ÖDL seit der Gründung von IPBES (Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services), einem zwischenstaatlichen Gremium zur wissenschaftlichen Politikberatung zur biologische Vielfalt, im politischen Diskurs. Das Gremium dient dazu, die Politik durch wissenschaftliche Erkenntnisse über Biodiversität und ÖDL zu informieren. Damit können Entscheidungen durch politische Akteure erleichtert werden und zum Schutz der biologischen Vielfalt beigetragen werden. In IPBES werden die kulturellen ÖDL („cultural services“) in Form von Erholung, ästhetischem Genuss und spiritueller Verwirklichung definiert.

In der TEEB-Studie (The Economics of Ecosystems and Biodiversity, 2009) werden die im MEA verankerten vier Kategorien von ÖDL aufgegriffen und es wird explizit darauf verwiesen, dass eine ökonomische Betrachtung von Naturwerten häufig für Politik und Wirtschaft sinnvoll und erstrebens-

wert ist. Dadurch kann nach der TEEB-Studie eine geeignete Zuordnung von Rechten unterschiedlicher gesellschaftlicher Akteure bei der Nutzung der begrenzten natürlichen Ressourcen erfolgen. Es werden dazu drei Aspekte zur allgemeinen Wertschätzung von Natur hervorgehoben:

1. Werte der Natur anerkennen
2. Werte analysieren und darstellen
3. Werte in Entscheidungsprozess integrieren

Insbesondere für die vielfältige kulturelle Komponente der ÖDL gestaltet sich jener Prozess jedoch schwierig. Diese Kategorie zu analysieren und quantifiziert darzustellen, bedeutet eine Herausforderung für die ökonomische Bewertung, denn es handelt sich um immaterielle, intrinsische Werte, die Menschen aus Ökosystemen gewinnen und ihnen beimessen. Einen Beitrag hierzu stellt dieses Forschungsvorhaben dar.

### **Stand der Forschung**

In der Literatur finden Ökosystemdienstleistungen zunehmend starke Beachtung (TURNER/DAILY 2008). Insgesamt zeichnet sich ab, dass die Verknüpfung zwischen Ökosystemdienstleistungen und menschlichem Wohlergehen sowie deren Bewertung ein aktuelles Themenfeld darstellt, was durch die Politik gefordert und auch in Publikationen verstärkt aufgegriffen wird. Diverse Autoren weisen auf dessen Prägnanz hin (HEYWOOD 1995, COSTANZA ET AL. 1997, DAILY 1997, STERN 2007, LOFT/LUX 2010). Doch speziell zur Erfassung und Quantifizierung der kulturellen Komponente der ÖDL besteht verstärkt Forschungsbedarf, da das breite Spektrum dieser Komponente bisher noch nicht ausreichend beleuchtet wurde.

So ist beispielsweise die Messung von ästhetischen Präferenzen (z.B. anhand von Bildern) kein neues Themenfeld (SHAFER et al. 1969, JACOB 1973). Im Falle von Wald konzentrierte sich die Forschung in Deutschland und Europa bisher hauptsächlich auf Erhebungen rund um die Erholung. In der Schweiz wurden beispielsweise die Interessen über die Freizeitnutzung im Wald erfasst (BUWAL 2000). BRAUN (1999) erhob die Wahrnehmung von Wald als Lebensraum und gruppierte diese nach fünf sozialen Milieus in Deutschland. Ebenfalls in Deutschland wurde die Einstellung der Bürger zum Wald und zur nachhaltigen Waldwirtschaft ermittelt (WIPPERMANN/WIPPERMANN 2010). Zu einzelnen Waldgebieten wurden oftmals die Zahlungsbereitschaftsanalyse oder Reisekosten-Methode verwendet, um eine Inwertsetzung der kulturellen ÖDL zu realisieren.

So ist die bisherige Forschung zu den kulturellen ÖDL von Waldgebieten häufig quantitativen Charakters und beleuchtet die Nutzungsart und –intensität eines Waldgebietes. Der Fokus liegt hierbei meist auf der Erholungsfunktion, wohin gegen bis dato wenige Studien zur ästhetischen Wahrnehmung des Waldes in Deutschland vorliegen. In der Schweiz wurde bereits die Wahrnehmung von Waldbesuchern bezüglich Totholz und Waldwildnis erhoben (HUNZIKER 1997, BAUER/HUNZIKER 2004). In Deutschland gibt es Studien mit Bildvergleichen zahlreich in der Landschaftsästhetik, bisher jedoch kaum speziell zu Wald im Hinblick unterschiedliche Waldtypen oder gar zu Strukturelementen des Waldes. Außerdem wurden wenig Emotionen und Begründungen für Präferenzen von Waldbesuchern qualitativ erfasst.

Bezüglich der Ästhetik als ein zentrales Element von kulturellen ÖDL ist festzuhalten, dass diese bereits sehr früh Beachtung gefunden hat und sich hierauf die ersten Naturschutzgedanken stützen. So

geht es um den Erhalt von „schönen Landschaften“ und ästhetisch ansprechende Landschaftsbilder wurden zuerst staatlich geschützt (ERZ 1980, GASSNER 1995). Auch im BNatSchG aus dem Jahre 2002 heißt es, dass „[ ] Vielfalt, Eigenart und Schönheit sowie der Erholungswert von Natur und Landschaft [ ]“ zu erhalten sind. Auch durch die Befragung der Bevölkerung wurde ermittelt, dass Natur mit als schön empfundenen Landschaften assoziiert wird (BMU 2010). Insofern ist die Bedeutung der Ästhetik für den Mensch zwar fundiert und begründet auch Naturschutz, doch zugleich stellt sich die Frage, was sich eigentlich unter dem Begriff „schön“ versteht und was die Ästhetik als solches überhaupt ausmacht. In der Naturphilosophie unterliegt Ästhetik subjektiver Wahrnehmung und Wertschätzung (KREBS 1997). Intrinsische Werte, so auch die ästhetische Wertschätzung, erfordern ein Erlebnis in der Natur und bedingen daher Bezug, Nähe und spontanen Empfindungen (SEEL 1991, ROLSTON 1994, KREBS 1997). Ein unmittelbar ästhetischer Zugang zur Natur mit einer emotionalen Komponente kann somit als Voraussetzung für Naturschutz angesehen werden (BÜRGER-ARNDT/REEH 2006).

## **Hypothesen**

Hieraus leitet sich die erste Hypothese für mein Forschungsvorhaben ab:

Hypothese 1: Naturethische Argumente für die besondere Schönheit des Waldes werden von der Bevölkerung geteilt.

Die Annahme ist, dass subjektive Empfindungen zum Naturschutz des Waldes beitragen können, doch gilt es zu ermitteln, wie sich diese Motive gestalten und manifestieren. Ferner soll ermittelt werden, ob es auslösende Faktoren dafür gibt und wie diese beschrieben werden. Grundsätzlich soll erfasst werden, welche Emotionen eine Rolle spielen.

Die Förderung von ÖDL des Waldes ist unumstritten, doch sollte der Fokus dabei nicht nur auf ökologischer Ebene, sondern auch auf die kulturellen Aspekte gelegt werden. Demnach sind verstärkte und neuere Untersuchungen zu kulturellen ÖDL und ihrer Monetarisierung wichtig (BASTIAN/GRUNEWALD 2010). Zentral ist hierbei die Frage einer möglichen Verknüpfung ökologischer und sozialer Belange in Form von Naturschutzziele und Besucheransprüchen. Bei diesem interdisziplinären Forschungsansatz dient die Ästhetik als wesentliches Standbein, woraus sich die zweite Hypothese ableitet.

Hypothese 2: Es gibt eine höhere Akzeptanz von Naturschutzziele seitens der Waldbesucher bei Übereinstimmung von Naturschutzkriterien und ästhetischen Präferenzen im Wald.

Zusammengefasst ergibt sich die Problematik der Quantifizierung von Ästhetik mit subjektiven Motiven, um Naturschutz zu begründen. Außerdem wird versucht, eine Verknüpfung zwischen ausgewählten Naturschutzkriterien und ästhetischen Präferenzen herzustellen.

## **Methodik**

Eine Annäherung an die Problemstellung soll über zwei Methoden der Sozialforschung erfolgen. Hypothese 1 soll qualitativ untersucht werden, Hypothese 2 dagegen quantitativ. Die Methodik gestaltet sich dabei wie folgt:

Für Hypothese 1 sollen fokussierte Interviews geführt werden. Anhand von Schlagwörtern und Bildmaterial, basierend auf Ausprägungen der Kriterien zur Waldbiotoptypkartierung: Baumartenzusam-

mensetzung, Altersphasenverteilung, Vorkommen von Totholz/Habitatbäumen, standörtliche Besonderheiten, historische Waldnutzungsformen, Zerschneidungsgrad (nach v. DRACHENFELS 2011) sollen emotionale Einstellungen und die Wertschätzung der Befragten erhoben werden. Ferner sollen die Annahmen aus der Literatur der Naturphilosophie überprüft werden. Diese belaufen sich auf eine Beschreibung mit gefühlvollen Begriffen und beinhalten bestimmte Erlebnisse im Wald als Auslöser für Wertschätzung. Zur Auswertung wird versucht, die Antworten zu gruppieren, um daran den quantitativen Fragebogen für Hypothese 2 zu orientieren.

In Hypothese 2 sollen Waldbesucher beim Waldaufenthalt mit Bildmaterial (auf Parkplätzen, markanten Sammelpunkten) quantitativ befragt werden. Es soll überprüft werden, ob Naturschutzkriterien ästhetisch sind. Dazu dient wiederum Bildmaterial mit den Kriterien zur Waldbiototypenkartierung (nach v. DRACHENFELS 2011, vgl. FFH-Richtlinie). Bilderserien (z. B. über unterschiedlich viel Totholzanteil oder ein verschieden stark ausgestaltetes Wegenetz) soll einbezogen werden. Auch einzelne Bilder zu Strukturelementen des Waldes (nach SPELLMANN 1995) sollen von den Probanden mit Skalen und Rankingmethode bewertet und geordnet werden.

Eine Begründung der Auswahl und Entscheidung soll anhand von Stichworten und kurzen offenen Fragen untermauert werden, die sich an den Ergebnissen der Interviews (Hypothese 1) orientieren.

## **Untersuchungsgebiete**

Der Forschungsschwerpunkt liegt vor dem Hintergrund der aktuellen Erklärung zum UNESCO-Weltnaturerbe auf Buchenwäldern. Die alte Buchenwälder Deutschlands sind als letzte Reste naturnaher und großflächiger Buchenbestände in der EU anzusehen. Zwei dieser in den Status aufgenommenen Waldgebiete werden beprüft. Der Nationalpark Hainich in Thüringen ist gekennzeichnet durch Frühblüher- und Baumartenreichtum und bietet mit dem Baumkronenpfad neben der Erholung einen besonderen Erlebnisfaktor für Waldbesucher und Erholung. Der Nationalpark Kellerwald/Edersee enthält Fels- und Sonderstandorte, teils ohne anthropogene Einflüsse und kann mit seinem Urwaldstieg neben der Erholung für Waldbesucher einen ganz besonderen Wildnisfaktor aufweisen. Um einen Vergleich zu unterschiedlichen Besucheransprüchen vornehmen zu können, werden mit dem Gebiet „Stadtwald Göttingen und Kerstlingeröder Feld“, welches teilweise Naturschutzgebiet ist, noch die Faktoren Sport und Erholung einbezogen. Dieses sich östlich an die Stadt Göttingen anschließende Gebiet ist stark von Wegen zerklüftet und bietet insbesondere Naherholungssuchenden z. B. nach Feierabend die Möglichkeit, zu joggen oder Hunde auszuführen, wohingegen Hainich und Kellerwald/Edersee vom Tourismus geprägt sind.

## **Ausblick**

Mögliche Ergebnisse der Untersuchung sollen bei Hypothese 1 eine gezieltere Öffentlichkeitsarbeit und Aufklärung sowie Ansatzpunkte für die Schulbildung sein. Bei Hypothese 2 können im Falle einer positiven Korrelation höhere Zahlungs- und Spendenbereitschaften für Wälder, eine bessere Akzeptanz der Ausweitung von Kernzonen in Nationalparks sowie ein angemesseneres Verhalten der Waldbesucher in Nationalparks und Naturschutzgebieten gefolgert werden. Langfristig bedeutet dies einen Erhalt von Biodiversität und unterschiedlichen ÖDL des Waldes sowie ein geeignetes und angepasstes Management verschiedener Waldgebiete, was sowohl Naturschutzzielen als auch Besucheransprüchen nach kommen und somit Handlungsempfehlungen bieten kann.

Ferner soll mit der Arbeit geprüft werden, ob diese Vorgehensweise als Instrument zur ökonomischen Bewertung grundsätzlich geeignet ist, da bisher keine ausreichenden Kenntnisse darüber gibt. Zwischen ökologischen und sozialen Belangen (Naturschutzziele vs. Besucheransprüche) könnte es keine Übereinstimmung geben, insofern die Charakteristika von kulturellen ÖDL nach der Klassifikation des MEA 2005 als Instrument zur Bewertung herangezogen werden. In der ökonomisch orientierten Literatur wird hierzu erwähnt, dass die Klassifikation von ÖDL nach dem MEA zwar häufig aufgegriffen wird, aber nicht immer passend ist und somit fallspezifisch oder situationsabhängig andere Einteilungen sinnvoller sein können (FISHER et al. 2007, BOYD/BANZHAF 2007, BASTIAN/GRUNEWALD 2010).

## **Literatur**

- BAUER, N., HUNZIKER, M. (2004): Umfrage über Waldwildnis in der Schweiz.- Wald Holz 85, 12: 38-40.
- BMU (2010): Naturbewusstsein 2009: Bevölkerungsumfrage zu Natur und biologischer Vielfalt. - Hannover.
- BOYD, J., BANZHAF, S. (2007): What are ecosystem services? The need for standardized environmental accounting units. - Ecological Economics 63:616-626.
- BRAUN, A. (1999): Wahrnehmung von Wald und Natur: Dissertation. - Forschung Soziologie, Bd. 58.
- BÜRGER-ARNDT, R., REEH, T. (2006): Landschaftsästhetik. Theoretische Grundlagen. - In: KONOLD, W., BÖCKER, R., HAMPICKE, U.: Handbuch Natur- und Landschaftspflege, 7/06.
- BUWAL (2000): Freizeit im Wald: Schlussbericht. - Bern.
- COSTANZA et al. (1997): The value of the world's ecosystem services and natural capital. - Nature, Vol. 387: 20-37.
- DAILY, G. (1997): Nature's Services: Societal Dependence on Natural Ecosystems. – Washington (Island Press)
- DRACHENFELS, O. v. (2011): Kartierschlüssel für Biotoptypen in Niedersachsen unter besonderer Berücksichtigung der gesetzlich geschützten Biotope sowie der Lebensraumtypen von Anhang I der FFH-Richtlinie. Stand März 2011. - Naturschutz Landschaftspfl. Niedersachs., Heft A/4: 1–326.
- ERZ, W. (1980): Naturschutz – Grundlagen, Probleme und Praxis. - In: BUCHWALD, K., ENGELHARDT, W. (Hrsg.): Handbuch für Planung, - Gestaltung und Schutz der Umwelt. Bd. 3: 560-637.
- FISHER, B., COSTANZA, R., TURNER, R.K., MORLING, P. (2007): Defining and Classifying Ecosystem Services for Decision Making. CSERGE Working Paper EDM 07-04.
- GASSNER, E. (1995): Das Recht der Landschaft. - Radebeul.
- GRUNEWALD, K., BASTIAN, O. (2010): Ökosystemdienstleistungen analysieren – begrifflicher und konzeptioneller Rahmen aus landschaftsökologischer Sicht. - GEOÖKO 3-4, Volume/Band XXXI: 50-82.
- HEYWOOD, V. H. (ed) (1995): Global Biodiversity Assessment. – Cambridge (University Press)

- HUNZIKER, M. (1997): Totholz in Nationalparkwäldern. Attraktion oder Störfaktor? - Cratschla 2/97: 2-8.
- JACOB, H. (1973): The emotional recreation potential of different forrest types. - Natur und Landschaft 47: 161-163.
- KREBS, A. (1997): Naturethik. Grundtexte zur gegenwärtigen tier- und ökoethischen Diskussion. - Frankfurt a.M.
- LOFT, L., LUX, A. (2010): Ecosystem Services – eine Einführung. - BiK-F Knowledge Flow Paper Nr. 6. Frankfurt am Main.
- MA – MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT (2005) „Millennium Ecosystem Assessment, General Synthesis Report“. – Washington (Island Press)
- ROLSTON, H. (1994): Conserving Natural Value. – New York (Columbia Press)
- SEEL, M. (1991): Eine Ästhetik der Natur. – Frankfurt a.M. (Suhrkamp)
- SHAFER, E.L.JR., HAMILTON, J.F., SCHMIDT, E.A. (1969): Natural landscape preferences: A predictive model. - Journal of Leisure Research 1: 1-19.
- SPELLMANN, H. (1995): Vom strukturarmen zum strukturreichen Wald. - Forst und Holz, 50: 35-44.
- TEEB (2010) Die Ökonomie von Ökosystemen und Biodiversität: Die ökonomische Bedeutung der Natur in Entscheidungsprozesse integrieren. (TEEB (2010): The Economics of Ecosystems and Biodiversity: Mainstreaming the Economics of Nature) Ansatz, Schlussfolgerungen und Empfehlungen von TEEB – eine Synthese.
- URNER, R.K.; DAILY, G. C. (2008): The Ecosystem Services Framework and Natural Capital Conservation. - In: Environ Resource Econ (2008) 39:25–35. DOI 10.1007/s10640-007-9176-6.
- WIPPERMANN, C., WIPPERMANN, K. (2010): Mensch und Wald. Einstellungen der Deutschen zum Wald und zur nachhaltigen Waldwirtschaft.- Bielefeld.

*Anja-Karolina Rovers  
 Georg-August-Universität Göttingen  
 Department für Agrarökonomie und Rurale Entwicklung  
 Abteilung Umwelt- und Ressourcenökonomik  
 Platz der Göttinger Sieben 5  
 37073 Göttingen  
 Email: arovers@uni-goettingen.de*

# „Natürlich Urlaub - Interesse an der Natur oder an der Kulisse?“

FRAUKE LEHRKE

*Schlagwörter: Nachhaltiger Tourismus, Kulturelle Ökosystemdienstleistungen, Reiseentscheidung, Umweltpsychologie, Interventionsstrategien*

## **Einleitung**

Vor dem Hintergrund der weiterhin steigenden Verlustrate von Biodiversität auf globaler und nationaler Ebene (BUTCHART et al. 2010; CBD 2010; EU KOM 2010 (548), BMU 2010) steht die sozio-ökologische Forschung vor der Herausforderung, der Bevölkerung die Bedrohung der Biodiversität als gesellschaftliches Problem effektiv vermitteln zu können und sie zu einer Verhaltensänderung zu mobilisieren. Obwohl die meisten Ursachen des verzeichneten Biodiversitätsrückgangs anthropogen sind, werden die Gründe für den Biodiversitätsschutz überwiegend auf wissenschaftlicher oder politischer Ebene diskutiert - die breite Öffentlichkeit in Deutschland scheint trotz der gesellschaftlichen Relevanz bisher eher passiv als „Botschaften-Empfänger“ im Rahmen von Aufklärungsstrategien (vgl. LANGE 2008: 19) als aktiv in Maßnahmenkonzepte eingebunden zu werden.

Eine Berücksichtigung entscheidungstheoretischer Erkenntnisse aus der Umweltpsychologie zeigt jedoch, dass das menschliche Individuum Entscheidungen keineswegs auf rein rationaler Basis fällt, sondern sozio-psychologische Variablen als Einflussgrößen die weitaus größere Rolle spielen (vgl. HUNECKE 2008). Wird der Ansatz der Ecosystem Services (MEA 2005) als Argumentationsgrundlage für die Schutzwürdigkeit von Biodiversität herangezogen, stellt sich somit die Frage, ob die Rolle der Ökosystemdienstleistungen zwingend in einen ökonomischen Kontext gesetzt werden muss, um der Gesellschaft die Bedeutung von biologischer Vielfalt aufzuzeigen und sie so zum Handeln zu bewegen. Eine Berücksichtigung immaterieller Formen des Nutzens von Biodiversität - im Rahmen des Millennium Ecosystem Assessment als kulturelle Ökosystemleistungen definiert - findet in der aktuellen Interventionsforschung zum Umweltverhalten noch selten statt. So wird in der Diskussion derzeit unzureichend die Frage einbezogen, welches Potential an Bildern, Erlebnissen und Emotionen Deutschlands Biodiversität (insbesondere auf Landschaftsebene) konkret bietet, um die Bevölkerung für einen nachhaltigkeitsbewussten, insbesondere klimafreundlichen Inlandstourismus zu begeistern und ihnen zugleich die Schutzwürdigkeit biologischer Vielfalt näher zu bringen.

## **Forschungsansatz und methodisches Vorgehen der Dissertation**

Das Vorhaben reagiert auf den aufgezeigten Mangel an wissenschaftlich fundierten Strategien und Maßnahmen zur Beeinflussung individueller Einstellungs- und Verhaltensänderungen in Bezug auf das nachhaltigkeitsrelevante Reisesegment Natururlaub. Die Untersuchung soll dazu beitragen, die entscheidungstheoretisch orientierte Umweltforschung zu verbessern. Hierzu wird der Frage nachgegangen, welche Interventionen tatsächlich dauerhaft, effektiv und effizient auf verschiedene zu treffende Teilentscheidungen (Ziel, Anreiseform, Unterkunftsart) von Natururlaubern im Sinne einer nachhaltigkeitsbewussten Reise wirken. Untersuchungsgegenstand ist die Stärkung der Nachfrage nachhaltiger touristischer Angebotsformen in Deutschland im Zusammenhang mit einer Förderung der

gesellschaftlichen Wertschätzung und In-Wertsetzung von heimischer Biodiversität (auf Landschaftsebene). Grundannahme ist, dass Umwelt- und Naturschutz in Deutschland das Potential von biologischer Vielfalt als kulturelle Ökosystemdienstleistung für die Entwicklung erfolgreicher Interventionsstrategien in eigener Sache bisher kaum erkannt bzw. umgesetzt hat. Insbesondere auf Landschaftsebene bildet Deutschland auf relativ kleiner Fläche einen großen Ausschnitt biologischer Vielfalt ab (vgl. GHARADJEDAGHI et al. 2004), welches Wohlbefinden und Gesundheit des Menschen fördern kann. Im Mittelpunkt steht daher die Frage, inwieweit eine Kommunikation und Vermarktung des Biodiversitätsgedankens zu einer positiven Beeinflussung im Reise-Entscheidungsverhalten der Bevölkerung führen kann. Der Fokus liegt hierbei auf der Betonung der affektiven Komponente (Emotionen) bei der Ansprache des Reisenden, so dass insbesondere immaterielle Werte von Biodiversität wie zum Beispiel die Schönheit einer Landschaft oder der Wert eines Naturerlebnisses bei der Entwicklung der Interventionsexperimente eine Rolle spielen.

Methodisch dominieren bisher neben qualitativen Experteninterviews meist querschnittsorientierte, fragebogengestützte Datenerhebungsdesigns, die mittels traditioneller deskriptiver und multivariater Verfahren analysiert werden und lediglich eine Momentaufnahme darstellen. Solche nicht-experimentellen Datenerhebungsmethoden lassen oftmals die Frage der Kausalität offen und verhindern so eine unverzerrte Einschätzung. Trotzdem bilden sie oftmals die Grundlage von Maßnahmenempfehlungen. Die Untersuchung reagiert auf diese Problematik mit einer Längsschnittstudie, so dass individuelle Verhaltensänderungen über eine Evaluation umgesetzter Interventionsexperimente kausal nachgewiesen werden können.

Im Rahmen der ersten Forschungsphase erfolgte die Auswahl der Versuchspersonen (Vpn) in einem mehrstufigen Verfahren. Zunächst wurde im Rahmen einer Kurz-Befragung mittels standardisiertem Fragebogen eine Vorstudie als eine Art „Screening“ durchgeführt (n= 1085). Dieses hatte zum Ziel, eine ausreichend große Datenbasis zu generieren, in der entsprechend der Beschreibung der Grundgesamtheit Vpn mit dem Merkmalsträger „Natururlauber“ und „ab 18 Jahre“ identifiziert und selektiert werden konnten. Diese Teilmenge wurde darüber hinaus nach ihrer grundsätzlichen Teilnahmebereitschaft für die Längsschnittstudie befragt, welche die Vpn über die freiwillige Angabe ihrer Email-Adresse bestätigen konnten. Da es im Rahmen der Interventionsstudie um die Prüfung von Veränderungshypothesen geht, konnte für das Screening auf die aufwändige Form eines zufälligen Auswahlverfahrens verzichtet werden. Es wurden verschiedene (Zugangs-)methoden zur Teilnehmerakquirierung gewählt (willkürliche Auswahl, „mixed-mode“). Zum einen wurden studentische Hilfskräfte als Interviewer geschult, um in der Region Hannover eine mündliche Befragung durchzuführen. Zum anderen wurde der Fragebogen als Webformular in sozialen Netzwerken verlinkt, so dass er schriftlich ausgefüllt werden konnte. Die unterschiedlich ermittelten Daten wurden mittels Signifikanztests hinsichtlich der Gütekriterien empirischer Sozialforschung geprüft und konnten aufgrund der positiven Ergebnisse zusammen geführt werden.

Das „Screening“ liefert bereits erste Hinweise darüber, welche Bedeutung der Aspekt Natur bei der individuellen Reiseentscheidung hat, welche Reisemotive dabei eine Rolle spielen und welche Ziele und Reiserkmale Natururlaube auszeichnen.

## Natururlauber – eine eigene Zielgruppe?

Insgesamt wurden im Zeitraum März/April 2012 1.085 Personen befragt. Davon waren 45,5 % männlich, 54,5 % weiblich. Tab. 1 gibt einen Überblick über die Altersgruppenverteilung der Stichprobe.

Tab. 1: Altersgruppenverteilung der Stichprobe (n=1085)

Altersgruppe	Anteil an der Gesamt-Stichprobe (n=1085)
18-25 Jahre	27 %
26-40 Jahre	32 %
41-65 Jahre	33 %
66 Jahre und älter	8 %

Von den 1085 Befragten gaben 920 Personen (84,8 %) an, sie würden bei ihrer Reiseentscheidung den Aspekt Natur als ein wichtiges Reisemotiv einschätzen. Sie bilden im Folgenden die Gruppe der Natururlauber, die übrigen 15,2 % die Gruppe der Nicht-Natururlauber. Die Stichprobe spiegelt darin in etwa das Ergebnis (79 %) einer repräsentativen Tourismusstudie wider, welche 2005 in Deutschland durchgeführt wurde (FUR 2005).

Doch inwieweit grenzen sich diese beiden Gruppen im Rahmen der Reiseentscheidung untereinander ab?

Keine signifikanten Unterschiede zwischen den Gruppen der Natururlauber und Nicht-Natururlauber ergeben die Antworten auf die Frage nach der schönsten in den letzten zwei Jahren unternommenen Urlaubsreise (ab 5 Tage). Insgesamt geben 23 % der Befragten an, diese außerhalb Europas unternommen zu haben. Mit 48 % der Nennungen reiste knapp die Hälfte aller Befragten innerhalb Europas ihrer Meinung nach am schönsten. Weitere 24 % der Befragten nennen Deutschland als das Reiseziel, welches sie mit den schönsten Erinnerungen verbinden. Lediglich 7 % unternahmen in diesem Zeitraum keine Urlaubsreise.

Welche Kriterien spielen bei der Auswahl der Urlaubsdestination eine Rolle? Hinweise darauf, welche Bedeutung Natur im Vergleich zu anderen Aspekten der Reisezielentscheidung einnimmt, liefert Abb. 1. Anhand einer vierstufigen Ratingskala mit verbaler Skalenbezeichnung (*sehr wichtig, wichtig, eher nicht wichtig, absolut unwichtig*) konnten die Befragten angeben, welche Bedeutung vorgegebene Merkmale bei der Buchung ihres Urlaubsziels einnehmen. Grundsätzlich ist zu beobachten, dass den Befragten viele Aspekte, die ein Urlaubsziel auszeichnen können, als sehr wichtig bzw. wichtig erscheinen. Lediglich „eine schnelle Anreisezeit“ spielt bei der Mehrheit der Befragten (62%) keine oder nur eine geringe Rolle bei der Reiseentscheidung. Ebenso wie bei dem Merkmal „gastfreundliche Bevölkerung“ sind hier keine signifikanten Unterschiede zwischen den Gruppen der Natururlauber und der Nicht-Natururlauber zu verzeichnen. Anders verhält es sich innerhalb der beschriebenen Stichprobe bei den Angaben zu der Bedeutung der übrigen Merkmalsvorgaben. So ist den Natururlaubern „schöne Landschaft“, „Möglichkeiten, Natur aktiv zu erleben“, „intakte Umwelt“, „regionaltypische Angebotsvielfalt“, „gute Reiseinformationsverfügbarkeit“ in der Mehrheit signifikant wichtiger – „gutes Preis-Leistungsverhältnis“, „sonniges warmes Wetter“ sowie „geringe Reisekosten“ dagegen signifikant unwichtiger als den Nicht-Natururlaubern. Dies bestätigt eine unterschiedliche Prioritätensetzung zwischen den Gruppen. Welche detaillierten Anforderungen stellen nun speziell Natururlauber an die Urlaubsregion, wenn sie diese nach den Eigenarten von Natur und Landschaft auswählen würden? Abb. 2 zeigt, dass bei mehr als 75% der befragten Natururlauber wiederum eine „großartige Umgebung“ eine bedeutende Rolle spielt, die zudem „geringe Beeinträchtigungen durch Lärm und Müll“ und „wenig Massentourismus“ aufweisen sollte. Eine geringere Personenanzahl, wenngleich immer noch die Mehrheit, erachtet „gute Bedingungen für Outdoor-Aktivitäten“, das Vorkommen

„hoher Artenvielfalt“ und das „Vorhandensein von Schutzgebieten“ als wichtige oder sehr wichtige Voraussetzung. „Wildnis“ und „Kulturlandschaft“, vorgegeben als detailliertere Ausprägungsmerkmale von Landschaft, werden von den Natururlaubern als unterschiedlich wichtig angesehen. Der Wunsch, unberührte Landschaften erleben zu können, erhält bei einer größeren Anzahl an Befragten eine Bedeutung.

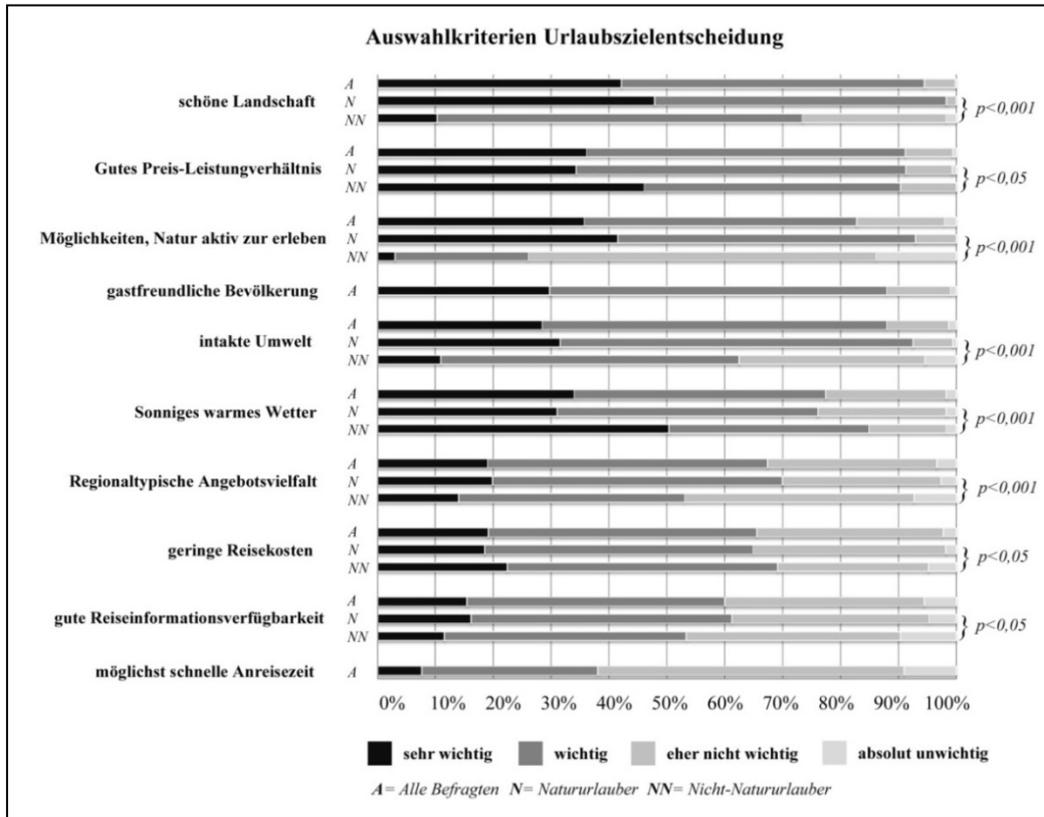


Abb. 1: Wie wichtig sind Ihnen die folgenden Aspekte bei der Wahl Ihres Urlaubsziels?

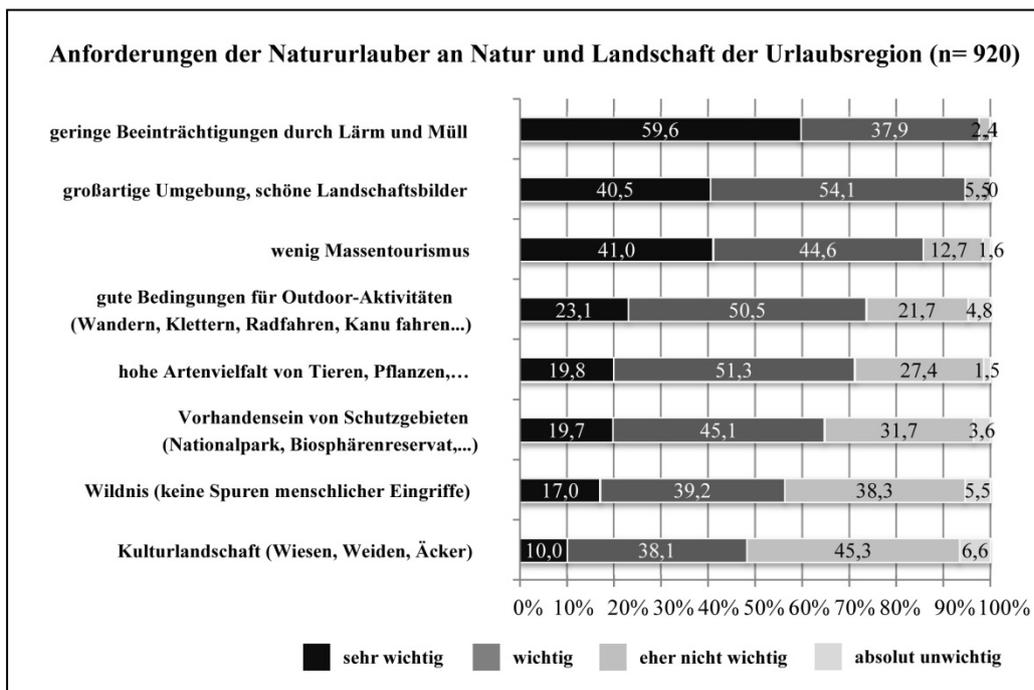


Abb. 2: Wenn Sie die Urlaubsregion aufgrund der Eigenarten von Natur und Landschaft auswählen würden: Für wie wichtig halten Sie folgende Anforderungen, die die Region erfüllen müsste?

Mittlerweile gelten menschenverursachte Störungen durch touristische Aktivitäten als erheblicher und flächig wirkender Belastungsfaktor für den Naturhaushalt und stellen heute eine wesentliche Herausforderung für den Naturschutz dar (RATHS et al. 1995, GÜNTHER et al. 2005; KNIGHT & COLE 1995, LEUNG & MARION 2000). Von Interesse ist daher, inwieweit die Befragten bereit sind, diese Beeinträchtigungen zu vermindern oder zu kompensieren. Abb. 3 zeigt, wie hoch die Zahlungsbereitschaft für einen nachhaltigkeitsbewussteren Tourismus ist und inwieweit sich Unterschiede zwischen den Gruppen der Natururlauber und Nicht-Natururlauber ergeben. Demnach signalisieren 15% der Gesamtstichprobe Bereitschaft, mehr als 10% ihres Reisepreises mehr in ihren Urlaub zu investieren, wenn damit sichergestellt wird, dass soziale und umweltrelevante Beeinträchtigungen durch touristische Aktivitäten in der Urlaubsregion vermindert werden können. 29% aller Befragten können sich vorstellen, 5-10% mehr zu bezahlen, fast ebenso viele (27%) würden einen Aufschlag von 2-5% akzeptieren. Weitere 18% geben an, immerhin bis zu 2% ihres Reisepreises mehr auszugeben. Lediglich 11% der Befragten signalisieren keine Zahlungsbereitschaft. Die als Nicht-Natururlauber identifizierten Befragten weisen insgesamt einen signifikanten Unterschied im Antwortverhalten auf.

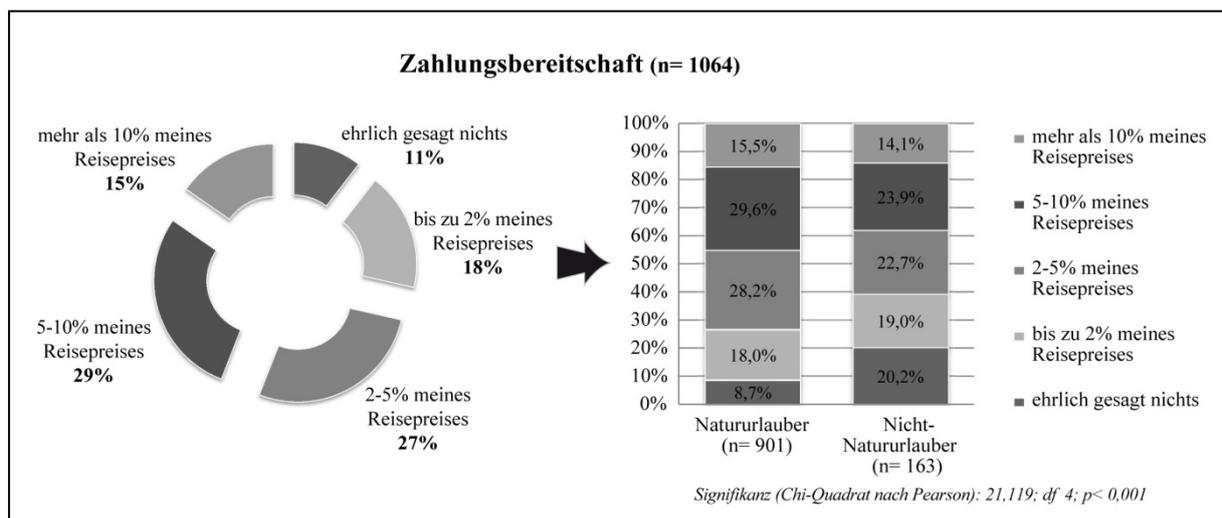


Abb. 3: Wie viel Prozent Ihres Reisepreises wären Sie bereit, mehr in Ihren Urlaub zu investieren, wenn damit sichergestellt wird, dass soziale und umweltrelevante Beeinträchtigungen durch touristische Aktivitäten in der Urlaubsregion vermindert werden können?

Auch wenn in der Kurzumfrage lediglich die Bereitschaft und nicht das tatsächliche Verhalten an sich abgefragt wurde, kann das Ergebnis doch als Hinweis gewertet werden, dass bei der Gruppe der Natururlauber Natur nicht nur konsumiert wird oder als Kulisse wirken soll. Das festgestellte Verantwortungsgefühl im Rahmen einer erhöhten Zahlungsbereitschaft zeigt zumindest großes Potential, nachhaltigkeitsbewusstes Verhalten im Rahmen der Reiseentscheidung zu fördern.

### Ausblick

Von den 920 befragten Personen, die Natur als ein wichtiges Motiv bei ihrer Reiseentscheidung einschätzen, gaben 378 Personen (41 %) durch Emailangabe ihr Einverständnis, für eine Langzeitbefragung zur Verfügung zu stehen. Für die eigentliche Interventionsstudie ist als Untersuchungsdesign eine Vorher-Nachher-Messung mit randomisierter Kontroll- und Experimentalgruppe vorgesehen. Die Vorher-Messung ist mit einer Rücklaufquote von 64 % (243 Personen) bereits zufriedenstellend abgeschlossen worden. Es folgt nun die Interventionsphase.

Die Ergebnisse des Gesamtvorhabens werden einen wertvollen Beitrag zu der in der Nationalen Strategie zur Biologischen Vielfalt der Bundesregierung formulierten Zielsetzung liefern, die anstrebt, dass die Erhaltung der Biodiversität bis 2015 von mindestens 75 % der Bevölkerung als prioritäre gesellschaftliche Aufgabe angesehen wird.

## Quellen

- BMU (BUNDESMINISTERIUM FUER UMWELT, NATURSCHUTZ UND REAKTORSICHERHEIT) (2010): Indikatorenbericht 2010 zur Nationalen Strategie zur biologischen Vielfalt. -
- BUTCHART, Stuart H.M. et al. (2010): Global Biodiversity: Indicators of Recent Declines. - In: Science 328 (5982): 1164-1186.
- CBD (Secretariat of the Convention on Biological Diversity) (2010): Global Biodiversity Outlook 3. - Montréal.
- EU KOM (EUROPÄISCHE KOMMISSION) (2010) (548): Abschlussbewertung der Umsetzung des gemeinschaftlichen Aktionsplans zur Erhaltung der Biologischen Vielfalt. -
- F.U.R. (FORSCHUNGSGEMEINSCHAFT URLAUB UND REISEN) (2005): Urlaubsmotive. - Kiel (F.U.R.)
- GHRADJEDAGHI, B, HEIMANN, R., LENZ, K, MARTIN, C., PIEPER, V., SCHULZ, A., VAHABZADEH, A., FINKCK, P & RIECKEN, U. (2004): Verbreitung und Gefährdung schutzwürdiger Landschaften in Deutschland.- Natur und Landschaft 79 (2): 71-81.
- GÜNTHER A. (2005): Analyse der Gefährdungsursachen planungsrelevanter Tiergruppen in Deutschland.. - Bonn (BfN) (Naturschutz und Biologische Vielfalt, 21)
- HUNECKE, M. (2008): Möglichkeiten und Chancen der Veränderung von Einstellungs- und Verhaltensmustern in Richtung einer Nachhaltigen Entwicklung. - In: LANGE, H. (Hrsg.): Change Management für eine nachhaltige Entwicklung: 95-122.
- KNIGHT, R. L. & COLE, D. (1995): Wildlife Responses to Recreationists.- In: KNIGHT & GUTZWILLER: Wildlife and Recreationists: Coexistence Through Management and Research. – Washington (Island Press)
- LANGE, H. (Hrsg.) (2008): Change Management für eine nachhaltige Entwicklung. – Wiesbaden (VS).
- LEUNG, Y.-F. & MARION J.L. (2000): Recreation impacts and management in wilderness: A state of knowledge review. - In: COLE et al: Wilderness Science ina Time of Change Conference: 23-48.
- MEA (Millennium Ecosystem Assessment) 2005. Ecosystems and Human Well-being: Biodiversity Synthesis. – Washington (World Resources Institute)
- RATHS, U., RIECKEN, U. & SSYMANK, A. (1995): Gefährdung von Lebensraumtypen in Deutschland und ihre Ursachen. - Natur und Landschaft 70 (5)203-212.

*Frauke Lehrke  
Institut für Umweltplanung  
Leibniz Universität Hannover  
Herrenhäuser Str. 2  
30419 Hannover  
lehrke@umwelt.uni-hannover.de*

# Populationsstruktur, Reproduktion und genetische Vielfalt der Pfingstnelke (*Dianthus gratianopolitanus*)

CHRISTINA PUTZ

*Schlagwörter:* abundant centre model, geographische Verbreitung, AFLP, Polsterdichte, Keimungsökologie

Die Pfingstnelke (*Dianthus gratianopolitanus*) ist eine typische Art felsiger Trockenstandorte und bedarf als eine der dort vorkommenden seltenen Reliktarten besonderen Schutz. Felsen bzw. Felsköpfe zeichnen sich durch eine eigene Vegetationsstruktur und ökologisches System aus, die sich vom umliegenden System deutlich unterscheiden (SAUNDERS et al., 1991). Viele der dort vorkommenden Arten konnten auf den Felsen im Flachland die Kaltzeiten überdauern, kommen dort jedoch heute nur noch reliktiert vor. Diese zahlreichen und seltenen Arten machen das Trockenbiotop zu einem lokalen ‚biodiversity hotspot‘. In Europa werden Felsstandorte von Gattungen wie *Saxifraga*, *Draba*, *Sorbus*, *Daphne*, *Dianthus*, *Campanula* und *Androsace* besiedelt (DOUGLAS et al., 2000). Felsen sind ein natürlich fragmentierter Lebensraum, der weitgehend frei von menschlichem Einfluss ist. In den letzten Jahren bedrohen aber zunehmende Verbuschung und erhöhte Freizeitaktivität den Bestand einzelner Populationen von *D. gratianopolitanus*. Aufgrund des hohen Anteils am Verbreitungsareal hat Deutschland eine prioritäre Verantwortung für den Schutz und Erhalt. *D. gratianopolitanus* ist als hochgefährdete Art (RL 3) eingestuft und steht auf der Liste der wichtigsten Arten für das Bundesprogramm Biologische Vielfalt. Zudem ist *D. gratianopolitanus* eine Charakterart der Assoziation Diantho-Festucetum pallentis Gauckl. 1938, die als gefährdete Pflanzengesellschaft gilt (RENNWALD, 2000).

Als zentraleuropäischer Endemit weist *D. gratianopolitanus* ein Hauptverbreitungsgebiet entlang des Jurazuges von Frankreich bis nach Deutschland auf. Nach Meusel et al. (1978) kann das Verbreitungsgebiet in ein Arealzentrum und -rand untergliedert werden. Im Rahmen der hier vorgestellten Arbeit (PUTZ, 2011) wurden Populationen aus dem Arealzentrum und -peripherie im Kontext des ‚abundant centre model‘ (LAWTON, 1993; SAGARIN & GAINES, 2002; SAGARIN et al., 2006) untersucht. Das ‚abundant centre model‘ (ACM) ist ein Modell aus der Ökologie und Biogeographie, das häufig angewendet wird, um Unterschiede zwischen dem Zentrum und der Peripherie des Verbreitungsgebiets zu erklären. Diese Theorie postuliert, dass Populationen zum Arealrand hin räumlich isolierter, zunehmend kleiner und weniger dicht sind.

Das Ziel dieser Studie war es, anhand eines Vergleichs von zentralen und peripheren Populationen die Hypothesen des ACM zu überprüfen indem sowohl die morphologische und ökologische als auch die genetische Variation untersucht wurden. Basierend auf der Annahme, dass geeignete Standortbedingungen zum Arealrand hin seltener werden, wurde eine zunehmende vegetative Reproduktion und verringerte Fitness bzw. generative Reproduktion angenommen. Die in der Peripherie angenommene niedrige effektive Populationsgröße, und möglicherweise damit verbundene genetische Drift und Inzucht, würden außerdem eine Abnahme der genetischen Variation innerhalb der Population und eine stärkere Differenzierung zwischen den Populationen bedingen.

Die Ergebnisse dieser Studie haben jedoch gezeigt, dass entgegen der allgemeinen Annahmen des ACMs Populationen von *D. gratianopolitanus* in der Peripherie des Verbreitungsgebietes durchaus eine erhebliche Populationsgröße, gute Reproduktionsfähigkeit und beträchtliche genetische Vielfalt aufweisen können (Publikation in Vorbereitung). Die vorliegende Untersuchung bestätigt folglich die Ergebnisse einer vorangegangenen Literaturstudie, bei der weniger als die Hälfte aller Untersuchungen die Hypothesen des ‚abundant-centre‘ model unterstützten (SAGARIN & GAINES, 2002). In einer Meta-studie zu der vom ACM postulierten genetischen Struktur, bestätigten nur 64 % die Abnahme der genetische Variation am Rande des Verbreitungsgebiets (ECKERT et al., 2008). Insgesamt haben zwar zahlreiche Studien bereits die Hypothesen des ACM getestet, jedoch blieben bei vielen die Gründe für die geographischen Muster unverstanden (SEXTON et al., 2009).

Abschließend kann festgehalten werden, dass bei *Dianthus gratianopolitanus* wohl eher lokale ökologische und phylogeographische Aspekte für die Populationsstruktur, reproduktiven Merkmale und genetische Variation von Bedeutung sind, als generelle Unterschiede zwischen Arealzentrum und -peripherie des Verbreitungsgebiets. Zur vollständigen Klärung der beobachteten Unterschiede zwischen zentralen und peripheren Populationen bei *D. gratianopolitanus* und Validität des ACMs ist jedoch eine arealweite Studie notwendig und geplant, die umfangreichere Analysen der lokalen genetischen Struktur mit standortspezifischen Umweltparametern sowie phylogeographischen Analysen verschneidet.

## Literatur

- DOUGLAS, W.L., MATTHES, U. & KELLY, P.E. (2000): Cliff ecology - pattern and process in cliff ecosystems. - New York (Cambridge University Press)
- ECKERT, C.G., SAMIS, E. & LOUGHEED, S.C. (2008): Genetic variation across species' geographical ranges: the central marginal hypothesis and beyond. - *Molecular Ecology*, 17: 1170-1188.
- LAWTON, J.H. (1993): Range, population abundance and conservation. - *Trends in Ecology and Evolution*, 8: 409-413.
- MEUSEL, H., JÄGER, E., RAUSCHERT, S. & WEINERT, E. (1978) Vergleichende Chorologie der zentraleuropäischen Flora. - Jena (Fischer)
- PUTZ, C. (2011): Pink at the edge - Population structure, reproduction and genetic variation of *Dianthus gratianopolitanus* (Cheddar Pink) in the centre and the periphery of the distribution area: Diploma Thesis. - Regensburg (University of Regensburg)
- RENNWALD, E.B. (2000): Verzeichnis und Rote Liste der Pflanzengesellschaften Deutschlands. - Bonn (Bundesamt für Naturschutz)
- SAGARIN, R.D. & GAINES, S.D. (2002): The 'abundant centre' distribution: to what extent is it a biogeographical rule? - *Ecology Letters*, 5: 137-147.
- SAGARIN, R.D., GAINES, S.D. & GAYLORD, B. (2006): Moving beyond assumptions to understand abundance distributions across the ranges of species. - *Trends in Ecology and Evolution*, 21: 524-530.
- SAUNDERS, D.A., HOBBS, R.J. & MARGULES, C.R. (1991): Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review. - *Conservation Biology*, 5: 18-32.

SEXTON, J.P., MCINTYRE, P.J., ANGERT, A.L. & RICE, K.J. (2009): Evolution and Ecology of Species Range Limits. - *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.*, 40: 415-36.

*Christina Putz*  
*Universität Regensburg*  
*Lehrstuhl für Botanik*  
*D-93040 Regensburg*  
*christina.putz@biologie.uni-regensburg.de*



# Untersuchungen zum Vorkommen und zur genetischen Variabilität von *Listera ovata* (L.)R.BR. (Großes Zweiblatt) in der Oberlausitz

JANA DÖRNCHEN-NEUMANN

*Schlagwörter:* *Listera ovata* (Orchidaceae), Vegetationsanalyse, Clusteranalyse, Monitoring, genetische Variabilität

## Einleitung

Auf im Jahr 2005 angelegten Dauerbeobachtungsflächen im Haldengelände des ehemaligen Braunkohletagebaues Olbersdorf bei Zittau, wurde in den vergangenen Jahren ein kontinuierlicher Rückgang der Population des Großen Zweiblattes (*Listera ovata*), einer in Sachsen stark gefährdeten Orchideenart, festgestellt. Auf drei im Jahr 2005 angelegten Dauerbeobachtungsflächen von jeweils 25 m<sup>2</sup> sank die Zahl der Individuen von anfangs 154 im Jahr 2005, auf 44 im Jahr 2009 und auf 15 im Jahr 2012 (s. Abb. 1). Der Rückgang lässt auf eine Verschlechterung der Standortbedingungen für *Listera ovata* schließen. Als Gefährdungsursachen können vor allem wühlende Tätigkeit und Rhizomfraß durch

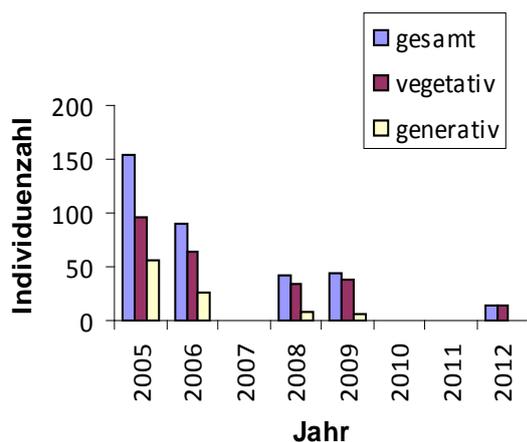


Abb. 1: Entwicklung der Individuenzahlen von *Listera ovata* auf den Dauerbeobachtungsflächen der Althalde in Olbersdorf im Zeitraum von 2005 bis 2012 (2007, 2010, 2011: keine Angaben)

Schwarzwild, sowie Verbiss durch Rehwild u. a. Herbivore angeführt werden, sowie die Zunahme von Spätfrösten und von Frühjahrstrockenheit. Weiterhin könnten forstliche Pflegemaßnahmen, die zu einer Auflichtung des Standortes führten, zur Dezimierung des Bestandes beigetragen haben. Im Jahr 2009 wurden die Untersuchungen auf weitere Standorte von *L. ovata* in der Oberlausitz ausgedehnt, um festzustellen, inwieweit der tendenzielle Rückgang auch diese betrifft. Neben der Erfassung der Vegetationsstruktur, dienten Untersuchungen zur genetischen Variabilität von *L. ovata* dazu, herauszufinden, inwieweit eine verringerte Anpassungsfähigkeit an sich ändernde Standortbedingungen vorliegen und somit eine weitere Rückgangsursache darstellen könnte.

## Material und Methoden

*Listera ovata* (Familie Orchidaceae, Tribus Neottieae) (s. Abb. 2) ist eine ca. 20-50 cm hohe Pflanze, die 2 große, gegenständige, eiförmige Laubblätter ausbildet. Die Pflanze blüht von Mai-Juni, wobei am traubigen Blütenstand ca. 20-40 zwittrige, grün-gelbliche Blüten gebildet werden, die Nektar absondern. Die Bestäubung erfolgt entomophil durch Schlupfwespen oder Laubkäfer. Die Pflanze mit geophiler Überlebensstrategie, vermehrt sich sowohl vegetativ durch Rhizome, als auch generativ, mit amphimiktischer Samenproduktion,



Abb. 2: *Listera ovata* (Foto: Hause)

wobei außer Fremd-, selten auch Selbstbefruchtung vorkommt. Die zahlreich, in Kapseln gebildeten, bis 0,6 mm großen Samen werden Ende Juni bis Mitte Juli durch den Wind verbreitet. Danach sterben die oberirdischen Teile ab. (BIOLFLOR, 2012)

Die Orchideenart besitzt ein großes Verbreitungsgebiet von Westeuropa bis Ostsibirien und ist auch in Deutschland weit verbreitet. Hier ist sie z. T. häufig, in einigen Gegenden jedoch selten oder im Rückgang begriffen (JÄGER et al., 2002). Sie zählt nach der Bundesartenschutzverordnung zu den besonders geschützten Arten, in Gesamtdeutschland ist sie ungefährdet, im Freistaat Sachsen Rote Liste 2. [FLORAWEB, 2012] *L. ovata* gilt als wenig anspruchsvoll. Sie bevorzugt frische bis wechselfeuchte Laubmischwälder und Gebüsche, Waldwege, Wiesen, Ruderalstellen und Niedermoore (JÄGER et al., 2002). Die Ellenberg'schen Zeigerwerte deuten auf Halbschatten- bis Halblichtpflanzen (L-Zahl:6), frisch-feuchte Bedingungen bevorzugend (F-Zahl:6~) mit Auftreten an stickstoffreicheren Standorten (N-Zahl:7). Die Reaktionszahl wird von ELLENBERG et al. (1992) mit 7, d.h. Schwachsäure- bis Schwachbasenzeiger, angegeben.

Das Untersuchungsgebiet umfasst im Wesentlichen den südlichen und östlichen Teil des Landkreises Görlitz und den nordöstlichen Teil des Landkreises Bautzen (Abb. 3).



Abb. 3: Untersuchungsgebiet und -standorte in Ostsachsen [Kartengrundlage: Google maps 8.8.2012]

Die Standortangaben für *L. ovata* sind der Sachsenkartierung (Stand: 2000) entnommen. Insgesamt 51 Flächen, auf denen nach 1900 ein Nachweis von *L. ovata* erfolgte, wurden im Jahr 2009 aufgesucht. An 23 Standorten konnten aktuelle Vorkommen bestätigt werden, davon sind 5 Wiesenstandorte, 5 Standorte an Waldwegen/Waldrändern und mit 13 Fundstellen am häufigsten vertreten, lichte Laubmischwälder.

Im Jahr 2012 wurden auf 16 der 23 Standorte Populationszählungen des Gesamtbestandes von *Listera ovata*, sowie Vegetationsaufnahmen nach Braun-Blanquet auf einer Fläche von 900 m<sup>2</sup> durchgeführt,

getrennt nach vertikaler Schichtung: B1-Baumschicht > 25 m, B2 – Baumschicht > 15<25 m, S - Strauchschicht >5<15 m, K – Krautschicht < 1,50 m, M – Mooschicht. Die Vegetationsaufnahmen sind clusteranalytisch mit dem Programm IBM SPSS Statistics 19 mit dem Ziel ausgewertet worden, den Einfluss der Vegetationsstruktur auf die Populationsgröße von *L. ovata* festzustellen. Als Variablen wurden alle erfassten Arten (außer Moosarten) über alle Schichten definiert. Neben der Präsenz bzw. Absenz, flossen die Artmächtigkeiten, transformiert in mittlere Deckungsprozente gemäß Tab. 1, in die Berechnungen ein, die sowohl unter Einbeziehung aller Variablen, als auch nach Vegetationsschichten getrennt bzw. mit bestimmten Kombinationen einzelner Schichten durchgeführt wurden. Als Distanzmaß diente die Quadrierte Euklidische Distanz, das Agglomerationsverfahren war WARD.

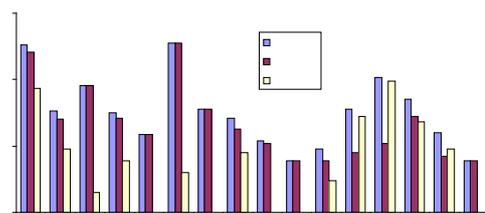
Tab. 1: Transformation der Artmächtigkeitskala in Anlehnung an mittlere Deckungsprozente (aus TREMP, 2005)

Schätzskala nach Braun-Banque	Transformation
r	0,1
+	0,2
1	2,5
2m	15
2a	15
2b	15
3	37,5
4	62,5
5	87,5

Für die Beurteilung der genetischen Variabilität wurde ein 148 bp langer Sequenzabschnitt der partiellen 656 bp –langen Lectin mRNA- Sequenz (NCBI GENBANK: L18896.1, 2011) als genetischer Marker etabliert und zunächst an jeweils 8 Individuen der Standorte CrostaGWT, CrostaSB II und Lückendorf getestet. Die mittels PCR amplifizierten Produkte, wurden nach Sequenzierung durch Fa. MWG Eurofins mit der Originalsequenz verglichen (NCBI BLAST, 2011).

## Ergebnisse

Die Populationszählungen aus dem Jahr 2012, dargestellt in Abb. 4, deuten darauf hin, dass die höchsten Individuenzahlen in sehr lichtreichen Vorwaldstadien (Crosta GWT, Ludwigsdorf IV) und die höchsten prozentualen Anteile generativer Individuen auf den noch lichtreicheren Wiesenstandorten (Lückendorf, Hartau) zu finden sind. Insgesamt sind 1.151 Individuen von *L. o.* erfasst und 282 Gefäßpflanzen, sowie Moosarten, in 5 Schichten bestimmt worden. Die hierarchischen



Clusteranalysen zeigten, dass bei Berücksichtigung aller Variablen die Clusterzugehörigkeit der einzelnen Standorte eine geographische Komponente enthalten, was mit der lokalen Häufung oder dem Vorkommen einzelner Arten begründbar ist. Abb. 5 (links) zeigt das Histogramm bei einem Abstandswert von max. 7,5 für die Clusterbildung. Besonders Cluster 1 zeigt einen starken geographischen Aspekt, da dort überwiegend Standorte im nordöstlichen Bereich des Landkreises Bautzen zusammengefasst werden. Diese Clusterlösung lässt keine Identifizierung eines Optimalstandortes

hinsichtlich der Individuenzahlen zu, da diese über eine größere Anzahl von Clustern ohne deutlichen Schwerpunkt verteilt sind (Abb. 5, rechts). Selbst bei größer werdenden Abstandsmaßen werden bestimmte Standorte aufgrund ihrer speziellen Artenzusammensetzung keinem Cluster zugeordnet.

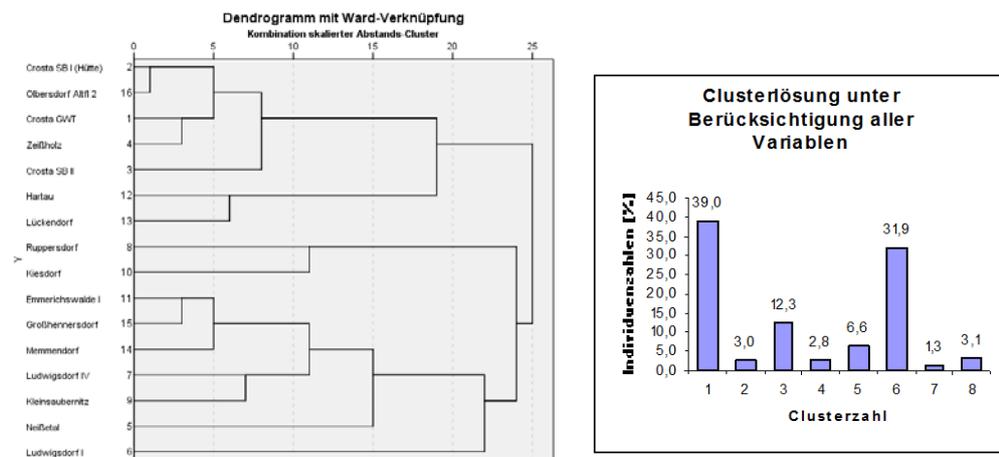


Abb. 5: Clusterzugehörigkeit der einzelnen Standorte (links) und prozentuale Verteilung der Gesamtindividuenzahl von *Listera ovata* in den Einzelclustern (rechts) bei Berücksichtigung der Artmächtigkeit aller Arten über alle Schichten

Unter Beibehaltung des Distanzmaßes und des Abstandswertes erhält man eine optimale Clusterlösung, bei der die größten und vitalsten Populationen in einem Cluster vereint werden, wenn man nur die Arten der B1 u. deren Artmächtigkeiten berücksichtigt (Abb. 6).

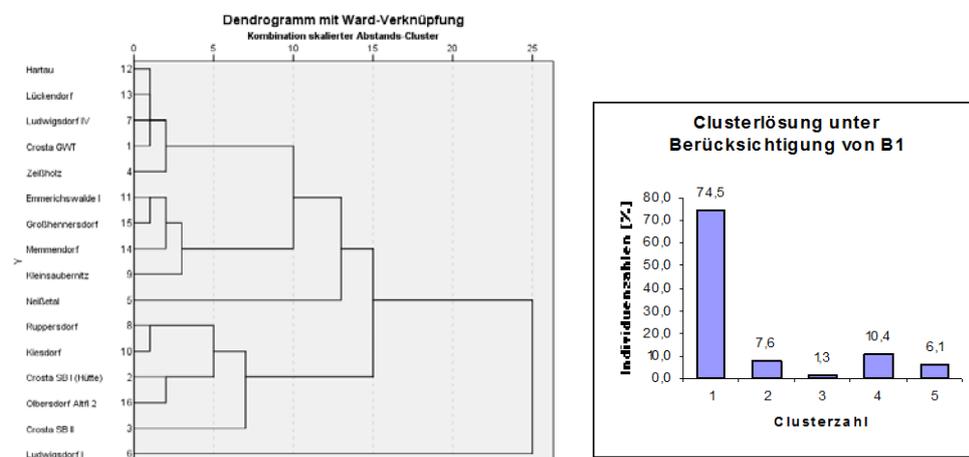


Abb. 6: Clusterzugehörigkeit der einzelnen Standorte (links) und prozentuale Verteilung der Gesamtindividuenzahl von *Listera ovata* in den Einzelclustern (rechts) bei Berücksichtigung der Artmächtigkeiten aller Arten der B1 (Baumschicht > 25m)

Bereits bei einem Abstandswert von 2,5 werden die größten Populationen mit 74,5 % aller Individuen in einem, auch bei wechselnden Agglomerationsverfahren konsistenten, Cluster zusammengefasst. Geographische Einflüsse spielen keine oder nur eine geringe Rolle. Ähnliche Ergebnisse, allerdings mit einem geringfügig höheren Abstandswert erzielt man, wenn B1 und S als Variablen gemeinsam in die Clusteranalyse eingehen. Der Einfluss der Baumschicht 1 und der Strauchschicht ist somit im Hinblick auf die Fragestellung am größten.

Die Ergebnisse zur Untersuchung der Teilsequenz des Lectin-Markers zeigt Abb. 7. Es konnten bei allen 3 Standorten Basenaustauschpolymorphismen, sowie bei den Crosta-Standorten Längenpolymorphismen nachgewiesen werden. Dabei war die Abweichung von der Originalsequenz bei Standort

CrostaGWT am größten und wies auch zwischen den Individuen die größte Variabilität auf. Der Standort Lückendorf ist wegen des fehlenden Längenpolymorphismus insgesamt am wenigsten variabel.

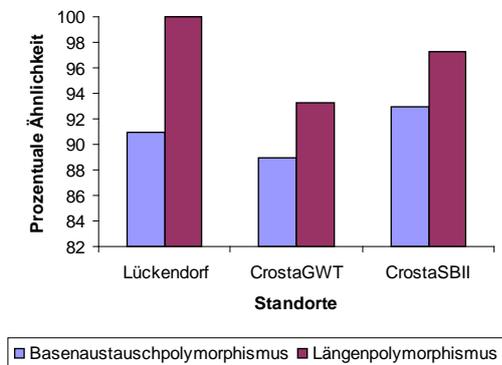


Abb. 7: Prozentuale Ähnlichkeit der Lectin-Marker-Sequenz von 18 Individuen der Standorte Crosta GWT, Crosta SBII und Lückendorf anhand der Basenaustausch- und Längenpolymorphismen im Vergleich zur Originalsequenz

## Diskussion

Die größten Individuenzahlen von *Listera ovata* finden sich im Untersuchungsgebiet auf Standorten mit gering – bis mäßig entwickelter B 1- (und S-) Schicht. Dabei spielt neben dem Deckungsgrad die Artenzusammensetzung insofern eine Rolle, dass Arten der Vorwaldstadien, wie *Betula pendula* oder *Populus tremula*, sehr häufig vertreten sind und dann den Hauptteil der Baumschicht ausmachen. Die Standorte mit einem hohen Anteil generativer Individuen sind schwach beschattete Wiesenstandorte. Die geringsten Individuenzahlen sind in Wäldern mit gut ausgeprägter Baum-/Strauchschicht und schwach entwickelter Krautschicht, oder in Wäldern mit dichtwüchsiger, hoher Krautschicht bei mäßig entwickelter Baumschicht anzutreffen. Die Artenzusammensetzung der Krautschicht spielt, wie die Untersuchungen zeigen, kaum eine Rolle. Die Ergebnisse lassen den Schluss zu, dass *L. ovata* in die frühen Sukzessionsstadien der Waldentwicklung eingemischt ist. Möglicherweise liegt das an der Abhängigkeit vom Vorhandensein einer bestimmten Pilzbiozönose während der Keimung von *L. ovata*. Es liegt, zumindest zeitweilig während der Keimlingsentwicklung, eine Mykorrhiza vor. Während *L. o.* als adulte Pflanze größtenteils völlig autotroph lebt, wird für die Keimung und Keimlingsetablierung ein kompatibler Keimungshelfer benötigt. Von 15 auf der Rhizoplane jüngerer *L. ovata* - Wurzeln nachgewiesener Pilzstämmen sind nur 2 als kompatible Keimungshelfer für die Samen- etablierung geeignet. Die anderen parasitieren nach anfänglicher Keimungsförderung den Embryo und töten ihn ab oder lassen keine Interaktion erkennen. (BUSCH, 1994) Überträgt man die in-vitro-Experimente von BUSCH (1994) auf Freilandbedingungen, so würde die Wahrscheinlichkeit für eine Samenkeimung nur unter Bedingungen mit sehr enger ökologischer Amplitude möglich sein. Vermutet werden kann, dass die passende Pilzbiozönose für *L. o.* nur zu einem bestimmten Zeitpunkt der Ökosystementwicklung vorhanden ist.

Auf lichten Wiesenstandorten scheint bei *L. ovata* eine generative Vermehrung häufiger stattzufinden. Mit fortschreitender Sukzession nimmt diese zu Gunsten der vegetativen Vermehrung ab. Dies kann zu einer Reduktion der genetischen Variabilität und der genetischen Differenzierung zwischen den Populationen führen (HAMILTON, 2009). Fortschreitende Sukzession bewirkt außerdem eine geringere Wahrscheinlichkeit für die Ausbreitung der Samen mit dem Wind. HAUSE (2009) wies nach, dass in

der Umgebung von *L.o.*-Standorten mit niedrigen Individuenzahlen der Waldanteil meist >50% beträgt. Dies kann einen verminderten Genfluß zwischen den Populationen zur Folge haben. Dieser Effekt wird möglicherweise verstärkt durch die geringeren Pollenmengen, die bei sinkender Blüten- und damit Bestäuberzahl übertragen werden. (HAMILTON, 2009)

In bereits geschwächten Populationen von *L. ovata* können natürliche Katastrophen (z. B. Frühjahrs-trockenheit, Spätfröste) und biotische Interaktionen (z. B. Herbivore) die Fitness stark reduzieren. Dabei schadet Frühjahrs-trockenheit *L. ovata* besonders, da sie über ein nur flach wurzelndes Rhizom verfügt und ihren Lebenszyklus in den Monaten April bis Juli realisiert. Wie beobachtet werden konnte, vertrocknen häufig Blütenstände oder die gesamten Pflanzen.

Zur Untersuchung der genetischen Variabilität von *L. o.* konnte ein Marker etabliert werden. Der Locus erwies sich als polymorph. Die ersten Ergebnisse der Sequenzuntersuchungen deuten darauf hin, dass der Wiesenstandort Lückendorf mit einer mittleren Anzahl von Basenaustauschpolymorphismen und keinem Längenpolymorphismus insgesamt die geringste genetische Variabilität aufweist. Dies würde den o.g. Aussagen hinsichtlich einer genetischen Verarmung bei fortschreitender Sukzession teilweise widersprechen. Allerdings lässt sich dies wegen des geringen Stichprobenumfangs nicht beweisen. Am variabelsten erwies sich der Standort CrostaGWT, der ein liches Vorwaldstadium darstellt. Relativiert werden muss diese Aussage allerdings dahingehend, dass CrostaGWT einer der individuenreichsten Standorte ist und damit die Wahrscheinlichkeit des Auftretens mehrerer Allele höher ist. Am Standort Sandberg II befindet sich ein Laubmischwald mit gut ausgeprägter Baumschicht. Trotz räumlicher Nähe zu CrostaGWT weist dieser eine geringere genetische Variabilität auf. Insgesamt sind die Ergebnisse der genetische Untersuchungen unzureichend und zu unsicher. In Zukunft werden weitere Loci, sowie eine größere Anzahl von Individuen zur Evaluierung der Ergebnisse einbezogen werden müssen.

## **Fazit**

Die Wiederbesiedlung erloschener Standorte von *L. ovata* scheint bei den schwierigen Keimungsbedingungen nur vegetativ oder selten generativ möglich zu sein. Eine intakte Metapopulationsdynamik kann lokales Aussterben durch Zufallsereignisse oder genetische Effekte nur dann kompensieren, wenn geeignete „frühe“ Stadien der Ökosystementwicklung, insbesondere der Waldentwicklung, zur Verfügung stehen, da vermutlich in diesen Stadien die genetische Variabilität der Art am größten ist. Solche Standorte waren in der Vergangenheit im Untersuchungsgebiet hauptsächlich Halden des Bergbaues, aber auch extensiv genutztes Feuchtgrünland in Waldnähe. Es ist daher im Sinne eines dynamischen Naturschutzes notwendig, die speziellen Flächenansprüche solcher Arten wie *L. ovata* beim Management von Wald- und Grünlandflächen, sowie bei Rekultivierungsmaßnahmen zu berücksichtigen.

## **Quellen**

BACKHAUS, K., ERICHSON, B., PLINKE, W., WEIBER, R. (2003): Multivariate Analysemethoden. - 10.Aufl. – Berlin ( Springer)

BIOLFLOR: Datenbank biologisch-ökologischer Merkmale der Flora von Deutschland. - Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung und Bundesamt für Naturschutz.

<http://www2.ufz.de/biolflor/taxonomie/taxonomie.jsp>, 20.09.2012

BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ: <http://www.floraweb.de/pflanzenarten>, 20.09.2012

BUSCH, E. (1994): Untersuchungen zur Mykorrhiza-Synthese der heimischen Orchidee *Listera ovata* (L.) R.Br. (Großes Zweiblatt): Dissertation. – Wuppertal (Gesamthochschule Fak. Naturwissenschaften)

DIERSCHKE, H. (1994): Pflanzensoziologie: Grundlagen und Methoden. – Stuttgart (Ulmer) (UTB-Reihe)

ELLENBERG, H., WEBER, H.E., DÜLL, R., WIRTH, V., WERNER, W., PAULIßEN, D. (1992): Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. - 2. verb. u. erweit. Aufl. – Göttingen (Verlag Erich Goltze)

HAUSE, H. (2009): Pflanzensoziologische Untersuchungen ausgewählter Vorkommen der heimischen Orchidee *Listera ovata* (L.)R. Br. in der Oberlausitz unter Herausarbeitung von Standortpräferenzen und Pflegemaßnahmen: Diplomarbeit. – Zittau (Hochschule Zittau/Görlitz)

HAMILTON, M.B. (2009): Population Genetics. – Oxford (Wiley-Blackwell)

<http://www.ncbi.nlm.nih.gov/nuccore/L18896.1> - 8.3.2011

<http://blast.ncbi.nlm.nih.gov> – 12.3.2012

JÄGER, J.; WERNER, K.[Hrsg.] (2002): Exkursionsflora von Deutschland. Bd.4 Gefäßpflanzen: Kritischer Band. - 9., neu bearb. Aufl. – Heidelberg (Spektrum)

TREMP, H. (2005): Aufnahme und Analyse vegetationsökologischer Daten. – Stuttgart (Ulmer) (UTB-Reihe)

*Jana Dörnchen-Neumann*  
*Hochschule Zittau/Görlitz*  
*Fakultät Naturwissenschaften*  
*FG Ökologie und Umweltschutz*  
*Theodor-Körner-Allee 16*  
*02763 Zittau*  
*j.doernchen@hszg.de*



# Überlegungen zur Umsetzung des Nagoya-Protokolls in Deutschland und der EU

LISA MINKMAR

*Schlagwörter: Genetische Ressourcen, Nagoya, ABS, Vorteilsausgleich, Umsetzung, Recht*

## Einleitung

Auf der 10. Vertragsstaatenkonferenz der CBD (COP10) im japanischen Nagoya wurde im Oktober 2010 das seit sechs Jahren verhandelte internationale Abkommen über den Zugang zu genetischen Ressourcen und Vorteilsausgleich verabschiedet – das „Nagoya Protokoll über den Zugang zu genetischen Ressourcen und die ausgewogene und gerechte Aufteilung der sich aus ihrer Nutzung ergebenden Vorteile zum Übereinkommen über die biologische Vielfalt“ (Nagoya-Protokoll, NP). Die Pflicht zur Leistung eines Vorteilsausgleiches als Gegenleistung zum Zugang zu genetischen Ressourcen und damit verbundenem traditionellem Wissen ist bereits in der CBD verankert (Art. 1, 15, 8 (j)). Allerdings ist dieses Regime – bezeichnet als Access and Benefit Sharing oder kurz ABS – seit Langem einer der Hauptstreitpunkte unter den Vertragsstaaten der CBD. Hintergrund ist ein grundsätzlicher Interessenkonflikt zwischen den biodiversitäts- und damit ressourcenreichen Entwicklungsländern und den Industrienationen, deren Unternehmen und Forschungseinrichtungen die genetischen Ressourcen nutzen. Die Möglichkeiten der CBD den Zugang zu ihren Ressourcen zu regeln, haben viele Ursprungsländer genutzt und diesen sehr restriktiv ausgestaltet.<sup>1</sup> Hingegen sind die Nutzerstaaten fast ausschließlich untätig geblieben, sodass die ABS-Vorschriften der Ressourcenstaaten das alleinige Instrument gegen Missbrauch und zur Durchsetzung des Vorteilsausgleichs blieben.<sup>2</sup> Bis heute kann nicht von einem funktionierenden ABS-Regime gesprochen werden. Es herrschen Informationsdefizite, Rechtsunsicherheit und mangelndes Vertrauen.<sup>3</sup> Dem soll das Nagoya-Protokoll abhelfen, indem es die vorhandenen Regeln konkretisiert und erweitert. Wie die gefundenen Kompromisse<sup>4</sup> in innerstaatliches Recht umgesetzt werden können, beschäftigt gegenwärtig weltweit die mit Biodiversitätspolitik beschäftigten Akteure. Von Seiten der EU-Kommission liegt seit Anfang Oktober 2012 der Vorschlag für eine Verordnung zur Umsetzung des Nagoya-Protokolls vor.<sup>5</sup>

## Zentrale Inhalte des Nagoya-Protokolls

Regelungsgegenstand des Nagoya-Protokolls ist die Nutzung genetischer Ressourcen und damit verbundenem traditionellem Wissen. Es differenziert das in der CBD angelegte ABS-System aus, indem es teilweise konkretere und speziellere Pflichten der Staaten vorsieht. Der vorliegende Beitrag

---

<sup>1</sup> Vgl. dazu die Fallbeispiele in Kamau/Winter (Hrsg.) (2009).

<sup>2</sup> Winter/Kamau (2011), S. 375.

<sup>3</sup> Vgl. zu den Umsetzungsproblemen von ABS Täuber et al. (2011), S. 46ff. sowie Greiber et al. (2012), S. 12 ff.

<sup>4</sup> Vgl. dazu Winter (2011).

<sup>5</sup> Vorschlag für eine Verordnung des Europäischen Parlaments und des Rates über den Zugang zu genetischen Ressourcen, COM(2012) 576 final, 4.10.2012.

konzentriert sich auf die Vorschriften zu Ziel und Anwendungsbereich des Protokolls (Art. 1-3), zum erleichterten Zugang für die Grundlagenforschung (Art. 8 (a)) sowie vor allem auf die Compliance-Regeln (Art. 15-18). Dabei sind einige wichtige Neuerungen zu erkennen. Bereits hinsichtlich der Zielsetzung enthält die Formulierung des Art. 1 NP „...um so zur Erhaltung der biologischen Vielfalt und zur nachhaltigen Nutzung ihrer Bestandteile beizutragen“ eine Veränderung: das Ziel des gerechten Vorteilsausgleichs wird explizit in den Dienst der anderen beide Ziele der CBD gestellt, während in Art. 1 CBD alle drei Ziele gleichrangig nebeneinander stehen.<sup>6</sup> Durch diese Neuformulierung werden die Ziele der CBD konkretisiert.<sup>7</sup> Des Weiteren ist eine Definition der Nutzung genetischer Ressourcen eingeführt worden. Gemäß Art. 2 (c) NP ist „Nutzung“ im Sinne des Protokolls „das Durchführen von Forschungs- und Entwicklungstätigkeiten an der genetischen und/oder biochemischen Zusammensetzung genetischer Ressourcen, einschließlich durch die Anwendung von Biotechnologie“. Damit wurde der sachliche Anwendungsbereich der ABS-Regeln klarer definiert und von Fällen des freien Zugangs wie z. B. der Nutzung von Pflanzen als Nahrungsmittel, Heizmaterial oder zum Möbelbau abgegrenzt.<sup>8</sup> Nicht unter diesen engen Nutzungsbegriff fallen außerdem der reine Transport oder die Aufbewahrung von genetischen Ressourcen ohne Forschungszusammenhang sowie bestimmte ethno-botanische Forschungstätigkeiten.<sup>9</sup> Die Definition der Nutzung ist im Hinblick auf die Umsetzung des Protokolls eine zentrale Bestimmung, weil damit festgelegt wird, welche Aktivitäten in Bezug auf genetische Ressourcen den Pflichten des Protokolls unterfallen und damit innerstaatliche Maßnahmen erforderlich machen.<sup>10</sup>

Ein wichtiges Anliegen der Nutzerstaaten – der erleichterte Zugang zu genetischen Ressourcen für die Grundlagenforschung – wurde in Art. 8 (a) NP umgesetzt. Danach sind vereinfachte Maßnahmen für den Zugang für nicht kommerzielle Forschungszwecke zu schaffen, wobei aber die Notwendigkeit, mit Änderungen der Forschungsabsicht umzugehen, zu berücksichtigen ist. D. h., für den Fall, dass doch eine kommerzielle Nutzung erfolgt, muss es möglich sein, die Nutzer zur Einhaltung der ABS-Regeln zu verpflichten.<sup>11</sup>

Für Deutschland als Nutzerstaat sind vor allem die Vorschriften der Art. 15 bis 18 NP bedeutsam. Dort ist vorgesehen, dass alle Vertragsstaaten durch legislative, administrative oder politische Maßnahmen zu gewährleisten haben, dass bei der Nutzung von genetischen Ressourcen innerhalb des eigenen Hoheitsgebietes die Zugangsvorschriften des Ressourcenstaates eingehalten werden (Art. 15 Abs. 1). Diese Compliance-Verpflichtung wird durch weitere Pflichten untermauert, die die Nutzerstaaten nun dazu zwingen eigene ABS-Regelungen zu erlassen.<sup>12</sup> Konkret werden den Staaten Beobachtungspflichten (Monitoring) auferlegt, es müssen Kontrollstellen (checkpoints) eingerichtet werden und es ist ein international anerkanntes Konformitätszertifikat vorgesehen (Art. 17). Um diesen Verpflichtungen nachzukommen, haben die Staaten die Wahl zwischen „gesetzgeberischen, administrativen oder

---

<sup>6</sup> Winter/Kamau (2011), S. 377.

<sup>7</sup> IEEP/Ecologic/GHK (2012), S. 16.

<sup>8</sup> Vgl. Winter/Kamau (2011), S. 379; Frein/Meyer 2012, S. 8.

<sup>9</sup> IEEP/Ecologic/GHK (2012), S. 16.

<sup>10</sup> Vgl. IEEP/Ecologic/GHK (2012), S. 90f.

<sup>11</sup> Vgl. Winter/Kamau (2011), S. 383.

<sup>12</sup> Winter/Kamau (2011), S. 385, 395.

politischen Maßnahmen“ (Art. 15 Abs. 1). Ihnen wird damit die notwendige Flexibilität eingeräumt, je nach Anwendungsbereich die jeweils effektiven Maßnahmen zu ergreifen.<sup>13</sup>

## **Überlegungen zur Umsetzung in Deutschland**

Mögliche Maßnahmen, die in verschiedenen Ländern und auf EU-Ebene diskutiert wurden, sind u. a. die Einführung von Sorgfaltspflichten bei der Nutzung genetischer Ressourcen zur Einhaltung der ABS-Regeln des Ursprungsstaates („Due Diligence“), die Einführung eines verpflichtenden Herkunftsnachweises für genetische Ressourcen, z. B. im Patentrecht oder bei Markteinführung sowie die Schaffung einer Ermächtigungsgrundlage für Sanktionsmöglichkeiten der Verwaltung bei Verstoß gegen ABS-Regeln.<sup>14</sup> Bereits teilweise praktiziert wird die Bereitstellung von Musterklauseln für ABS-Verträge vornehmlich im Bereich der nicht kommerziellen Forschung.<sup>15</sup>

Für die Wahl und Ausgestaltung der Maßnahmen spielen in erster Linie die Interessen und Ziele des einzelnen Staates eine Rolle. Für Deutschland dürfte dies vor allem ein erleichterter Zugang zu genetischen Ressourcen für Forschungs- und Entwicklungsvorhaben sein. Damit zusammen hängt die Forderung, dass keine Behinderung von Forschung und Entwicklung durch gesetzliche Anforderungen stattfinden darf und keine bürokratischen Hürden errichtet werden sollen. Aber auch die Schaffung von Vertrauen gegenüber den Ursprungsländern sollte ein Ziel sein, das in die Überlegungen miteinfließt, und zwar nicht nur, um dadurch den Zugang zu genetischen Ressourcen zu sichern.

Bei der Schaffung neuer Regelungen ist zudem von Bedeutung, ob Deutschland sich ausschließlich als Nutzerstaat definiert, oder – im Hinblick auf die eigene In-Situ-Biodiversität und vor allem die Ex-Situ-Sammlungen (z. B. Botanische Gärten, Genbanken, Forschungsinstitute) – auch aus der Perspektive eines Ressourcenstaates agieren will.

Nicht zuletzt ist eine Klärung der Kompetenzverteilung zwischen Deutschland und der EU vonnöten, um möglichst effektive Maßnahmen zu schaffen, da es sich beim Nagoya-Protokoll um ein sog. „mixed agreement“ handelt, bei dem verschiedene Politikbereiche betroffen sind, die zum Teil in den Kompetenzbereich der EU, zum Teil in den der Mitgliedstaaten fallen.<sup>16</sup> Nach Art. 34 Abs. 3 CBD ist für die EU eine Erklärung über die Zuständigkeiten („declaration of competence“) erforderlich, da sowohl die EU als auch die einzelnen Mitgliedstaaten Vertragsstaaten der CBD und des Nagoya-Protokolls sind.<sup>17</sup>

## **Der EU-Verordnungsentwurf**

Wie bereits erwähnt, hat die EU-Kommission inzwischen einen Vorschlag für eine Verordnung zur Umsetzung des Nagoya-Protokolls vorgelegt.<sup>18</sup> Dieser Verordnungsentwurf sieht nun vor, die Verpflichtungen des Nagoya-Protokolls maßgebend auf EU-Ebene umzusetzen, weil das Ziel, das Risiko der illegalen Nutzung genetischer Ressourcen und damit verbundenem Traditionellen Wissens innerhalb der EU zu minimieren und Benefit-Sharing zu unterstützen, nach Ansicht der Kommission nicht

---

<sup>13</sup> Vgl. Buck/Hamilton (2011), S. 53.

<sup>14</sup> Siehe dazu United Nations University (Hrsg.) (2012).

<sup>15</sup> Siehe z. B. den Mustervertrag der Swiss Academy of Science unter <http://abs.scnat.ch/downloads/index.php>

<sup>16</sup> Schally (2012), S. 12f (13).

<sup>17</sup> Ausführlicher dazu IEEP/Ecologic/GHK (2012), S. 14f..

<sup>18</sup> Vgl. Fn.5.

allein von den Mitgliedstaaten erreicht werden kann.<sup>19</sup> Mit der Wahl einer Verordnung als Instrument, soll das höchste Maß an Harmonisierung sichergestellt und die Geltung verschiedener Standards innerhalb der Mitgliedstaaten vermieden werden.<sup>20</sup> Denn eine Verordnung hat nach Verabschiedung durch das Europäische Parlament und den Rat unmittelbare Geltung in allen EU-Mitgliedstaaten.<sup>21</sup>

Der Entwurf setzt vor allem die oben genannten Compliance-Verpflichtungen der Nutzerstaaten um. Er enthält aber auch die Schaffung einer europäischen Plattform für den Zugang.<sup>22</sup> Hinsichtlich der Compliance-Pflichten ist vorgesehen, die Nutzer von genetischen Ressourcen und damit verbundenem traditionellem Wissen durch Sorgfaltspflichten dazu zu bringen, die Einhaltung der ABS-Regeln des jeweiligen Herkunftsstaates sicherzustellen.<sup>23</sup> Diese Sorgfaltspflichten beinhalten die Einholung von für den Zugang und die Aufteilung der Vorteile relevanten Informationen sowie deren Aufbewahrung und Weitergabe an nachfolgende Nutzer.<sup>24</sup> Zur Kontrolle sollen die Mitgliedstaaten zuständige Behörden bestimmen, die am Anfang der Wertschöpfungskette die Einhaltung der gebotenen Sorgfalt überprüfen.<sup>25</sup> Vorgesehen ist eine Erklärung des Nutzers, dass er im Einklang mit Art. 4 des Verordnungsentwurfes handelt. Diese Erklärung muss zum einen abgegeben werden, wenn im Zusammenhang mit der Nutzung von genetischen Ressourcen und damit verbundenem traditionellem Wissen öffentliche Forschungsmittel erhalten werden<sup>26</sup> und zum anderen bei der Beantragung der Marktzulassung bzw. zum Zeitpunkt der Vermarktung, wenn eine Zulassung nicht erforderlich ist<sup>27</sup>. Die zuständigen Behörden führen dazu regelmäßige Kontrollen durch und fertigen Aufzeichnungen über diese Kontrollen an.<sup>28</sup> Verstößt ein Nutzer gegen seine Sorgfalts- und Mitteilungspflichten gem. Art. 4 und 7 des Verordnungsentwurfs, haben die Mitgliedstaaten dies wirksam, verhältnismäßig und abschreckend zu sanktionieren.<sup>29</sup> Welche Sanktionen bei Verstößen zu verhängen sind, legen die Mitgliedstaaten selbst fest und teilen sie der Kommission mit.<sup>30</sup> Für eine Vereinfachung der Einhaltung und Kontrollen ist die Möglichkeit vorgesehen, dass Vereinigungen von Nutzern ihre bewährten Verfahren zur Einhaltung der Verpflichtungen aus Art. 4 und 7 von der Kommission anerkennen lassen.<sup>31</sup> Die anerkannten bewährten Verfahren sollen dann bei der Kontrolle der Nutzer durch die zuständigen Behörden insofern berücksichtigt werden, als dass durch die Anwendung eines solchen Verfahrens das Risiko eines Verstoßes durch diesen Nutzer verringert ist.<sup>32</sup>

Außerdem soll nach dem Verordnungsentwurf ein EU-Register für zuverlässige Sammlungen aufgebaut werden, ebenfalls um das Risiko der Verwendung unrechtmäßig erworbener genetischer Ressour-

---

<sup>19</sup> Vgl. Erwägungsgrund (28) des Verordnungsentwurfs.

<sup>20</sup> Vgl. Begründung zum Verordnungsentwurf, unter 3., S. 7.

<sup>21</sup> Art. 288 Abs. 2 Vertrag über die Arbeitsweise der EU (AEUV).

<sup>22</sup> Art. 13 des Verordnungsentwurfs.

<sup>23</sup> Art. 4 Abs. 1 des Verordnungsentwurfs.

<sup>24</sup> Art. 4 Abs. 1 bis 3 des Verordnungsentwurfs.

<sup>25</sup> Art. 6 und 7 des Verordnungsentwurfs.

<sup>26</sup> Art. 7 Abs. 1 des Verordnungsentwurfs.

<sup>27</sup> Art. 7 Abs. 2 des Verordnungsentwurfs.

<sup>28</sup> Art. 9 und 10 des Verordnungsentwurfs.

<sup>29</sup> Art. 11 Abs. 1 und 2 des Verordnungsentwurfs.

<sup>30</sup> Art. 11 Abs. 3 des Verordnungsentwurfs.

<sup>31</sup> Art. 8 des Verordnungsentwurfs.

<sup>32</sup> Art. 9 Abs. 2 des Verordnungsentwurfs.

cen zu verringern.<sup>33</sup> Für Nutzer, die eine genetische Ressource von einer in dieses Register eingetragenen Sammlung erwerben, gilt, dass sie ihren Sorgfaltspflichten gem. Art. 4 des Verordnungsentwurfs nachgekommen sind.<sup>34</sup>

## **Fazit und Ausblick**

Das Nagoya-Protokoll bietet die Chance ABS funktionierend zu machen, indem auch die Nutzerstaaten in die Pflicht genommen werden. Diese Chance sollte Deutschland im Rahmen der EU nutzen, verlässliche, durchsetzbare Regeln zu schaffen, um Vertrauen aufzubauen und damit auch einen erleichterten Zugang zu genetischen Ressourcen für Forschungs- und Entwicklungsvorhaben zu ermöglichen ohne die Interessen der Ressourceninhaber zu verletzen. Der Vorschlag der EU-Kommission für eine Verordnung zur Umsetzung des Nagoya-Protokolls gibt dafür bereits Mindestanforderungen vor. Mit der Einführung von Sorgfaltspflichten für die Nutzer von genetischen Ressourcen und traditionellem Wissen, der Einrichtung von zuständigen Behörden und der regelmäßigen Kontrolle der Nutzer durch diese Behörden implementiert der Verordnungsentwurf

vor allem die in Art. 15 bis 18 NP vorgesehenen Compliance-Verpflichtungen. Dabei entspricht der Entwurf dem Wunsch nach möglichst niedrigen bürokratischen Hürden, indem er die Schaffung eines Registers zuverlässiger Sammlungen sowie die Anerkennung bewährter Verfahren vorsieht. Beides vereinfacht sowohl die Nachweispflichten als auch die Kontrolle ihrer Einhaltung, birgt auf der anderen Seite aber auch die Gefahr, dass Pflichten und Kontrollen nicht ernst genug genommen werden. Jedenfalls werden durch die vorgeschlagenen Regeln die schon erfolgten Aktivitäten von Nutzern zum CBD-konformen Umgang mit genetischen Ressourcen und traditionellem Wissen gewürdigt.<sup>35</sup>

Bis die Herausforderungen der Umsetzung des Nagoya-Protokolls abschließend bewältigt sind und konkrete Maßnahmen umgesetzt und angewendet wurden, bleibt abzuwarten, ob das in der CBD angelegte ABS-System funktioniert. Zudem kann das Nagoya-Protokoll als Kompromiss nicht alle Probleme lösen, sodass die Frage bleibt, was über seine Umsetzung hinaus getan werden muss, um eine gerechte und nachhaltige Nutzung genetischer Ressourcen und damit verbundenem traditionellem Wissen zu gewährleisten.

## **Literatur**

BUCK, M.; HAMILTON, C. (2011): The Nagoya Protocol. - Review of European Community & International Environmental Law (RECIEL), 20 (1): 47-61

FREIN, M.; MEYER, H. (2012): Wer kriegt was? Das Nagoya-Protokoll gegen Biopiraterie – eine politische Analyse. – Bonn (Evangelischer Entwicklungsdienst e.V. (EED))

INSTITUTE FOR EUROPEAN ENVIRONMENTAL POLICY (IEEP);/ ECOLOGIC INSTITUTE; GHK (2012): Study to analyse legal and economic aspects of implementing the Nagoya Protocol on ABS in the European Union: Final report for the European Commission. – Brussels (DG Environment. Institute for European Environmental Policy)

---

<sup>33</sup> Art. 5 des Verordnungsentwurfs sowie Begründung unter 3., S.7.

<sup>34</sup> Art. 4 Abs. 4 des Verordnungsentwurfs.

<sup>35</sup> Vgl. z.B. die Verhaltensregeln des internationalen Pflanzenaustauschnetzwerks botanischer Gärten (IPEN), abrufbar unter: <http://www.bgci.org/resources/ipen/> oder die Leitlinien der DFG, abrufbar unter: [http://www.dfg.de/formulare/1\\_021/1\\_021.pdf](http://www.dfg.de/formulare/1_021/1_021.pdf).

- Greiber, T.; Peña Moreno, S.; Åhrén, M.; Nieto Carrasco, J.; Kamau, E.C.; Cabrera Medaglia, J.; Oliva, M.J.; Perron-Welch, F. in cooperation with Ali, N. & Williams, C. (2012), An Explanatory Guide to the Nagoya Protocol on Access and Benefit-sharing. – Gland (IUCN) (IUCN Environmental Policy and Law Paper No. 83)
- KAMAU, E.C.; WINTER, G. (Hrsg.) (2009): Genetic Resources, Traditional Knowledge and the Law: Solutions for Access & Benefit Sharing. – London.
- SCHALLY, H.M. (2012): The Implementation of the Nagoya Protocol in the EU. - In: UNITED NATIONS UNIVERSITY (Hrsg.): International Symposium on Domestic Measures to Implement Obligations under the Nagoya Protocol: Summary Report. – Tokyo: 12-13
- TÄUBER, S.; HOLM-MÜLLER, K.; JACOBS, T.; FEIT, U. (2011): An economic analysis of new instruments for Access and Benefit-Sharing under the CBD – Standardisation options for ABS transaction. – Bonn (BfN) (BfN-Skripten 286)
- UNITED NATIONS UNIVERSITY (Hrsg.) (2012), International Symposium on Domestic Measures to Implement Obligations under the Nagoya Protocol: Summary Report. – Tokyo.
- WINTER, G. (2011), Die Kompromisse von Nagoya, und wie es weitergeht. - In: Zeitschrift für Umweltrecht (ZUR) 2011: 57-59
- WINTER, G.; KAMAU, E.C. (2011): Von Biopiraterie zu Austausch und Kooperation. - In: Archiv des Völkerrechts (AvR) 2011: 373-398

*Lisa Minkmar*  
*Georg-August-Universität Göttingen*  
*Institut für Völkerrecht und Europarecht*  
*Abteilung für Internationales Wirtschaftsrecht und Umweltrecht*  
*Platz der Göttinger Sieben 5*  
*37073 Göttingen*  
*[lisa.minkmar@jura.uni-goettingen.de](mailto:lisa.minkmar@jura.uni-goettingen.de)*

# Wer schützt, wer nutzt, wer zahlt? Schutz und Nutzung der biologischen Vielfalt gerecht teilen

BIRGIT BENZING, UTA ESER

*Schlagwörter: Argumente, Ethik, Gerechtigkeit, Kommunikation, Landwirtschaft, Rechte und Pflichten*

Der Rückgang der biologischen Vielfalt gilt als eines der zentralen Probleme weltweit. Diverse Anstrengungen zum Schutz der Biodiversität, global wie national, haben nicht zu den gewünschten Ergebnissen geführt. Beispielsweise ist das 2010-Ziel „Halting the loss of biodiversity“ der EU-Kommission nicht erreicht worden. Sowohl Naturschutzorganisationen als auch öffentliche Stellen beklagen ein Informations- und Sensibilisierungsdefizit in der Öffentlichkeit. Daraus wird gefolgert, dass die Wissensvermittlung verbessert werden müsse: „Wenn wir nur unsere Argumente besser vermitteln könnten...“ Abhilfe erhofft man sich durch positiv formulierte, zielgruppenorientierte Kommunikation. In Empfehlungen zur Naturschutzkommunikation findet sich regelmäßig die Warnung vor dem „moralischen Zeigefinger“: Die Rede von „Verpflichtungen“ wirke demotivierend (z. B. LICHTL et al. 2009:34f). Dem entgegen werden wir hier argumentieren, dass (1) moralische Argumente eine stärkere Verbindlichkeit aufweisen als andere Argumentationstypen und (2) eine erfolgreiche Naturschutzkommunikation nicht umhin kommt, sich mit der Frage nach einer gerechten Verteilung von Kosten und Nutzen, nach gerechten Verfahren und nach ausgleichender Gerechtigkeit auseinanderzusetzen. Im Auftrag des Bundesamts für Naturschutz (BfN) erstellen wir eine Studie zu Gerechtigkeitsfragen im Naturschutz. Ziel dieser Studie ist, Konfliktfelder beim Schutz und bei der nachhaltigen Nutzung durch die Benennung der involvierten Rechte und Pflichten einer Klärung zugänglich zu machen. Wir wollen das Bewusstsein dafür schärfen, dass bestimmte Menschen bestimmte Naturstücke in einer bestimmten Weise nutzen und dadurch andere Nutzungen durch andere Menschen beeinträchtigen oder verunmöglichen, wodurch überhaupt erst Gerechtigkeitsfragen aufgeworfen werden. Im vorliegenden Beitrag stellen wir zunächst die Unterschiede zwischen verschiedenen Argumentationstypen dar. Anschließend gehen wir auf Gerechtigkeitsargumente näher ein und wenden sie exemplarisch auf ein Konfliktfeld im Naturschutz an. Aus unseren Ergebnissen entwickeln wir abschließend konkrete Empfehlungen für die Kommunikation.

## Argumentationstypen in der Naturschutzkommunikation

Schutz und nachhaltige Nutzung der biologischen Vielfalt erfordern Verhaltensänderungen aller Beteiligten. Jede Veränderung ist mit Aufwand und mit Widerständen verbunden und muss gut begründet werden, um Akzeptanz zu finden. Gute Argumente sollen für möglichst viele Menschen – aus der Politik, aus der Wirtschaft, Landnutzer und Konsumenten – prinzipiell nachvollziehbar und Zustimmungswürdig sein. Für die Untersuchung solcher Begründungen hat unsere Arbeitsgruppe ein Analysewerkzeug entwickelt, das Argumentationstypen in die Kategorien Klugheit, Glück und Gerechtigkeit einteilt (ESER et al. 2011).

1. Klugheit bezeichnet Begründungen, die sich auf unsere wohlverstandenen Eigeninteressen beziehen. Darunter fallen insbesondere ökonomische und ökologische Argumente. Es wäre schlicht unklug, die Grundlagen unserer Existenz oder auch unserer Interessen zu zerstören. Solche Argumente erscheinen evident und werden weitgehend akzeptiert, haben aber eher empfehlenden Charakter: Ich kann mich auch unklug verhalten, ohne dass mir daraus ein moralischer Vorwurf gemacht werden könnte. Die Formulierung „wohlverstandenes Eigeninteresse“ verweist darauf, dass nicht jede momentan und individuell vorteilhafte Handlungsoption darunter fällt, sondern eine hinreichend weite Perspektive eingenommen werden muss. Sobald mein Verhalten jedoch nicht mehr ausschließlich mich selbst betrifft, sondern auch andere Menschen, stoßen Klugheitsargumente an ihre Grenzen. Das ist sehr oft dann der Fall, wenn statt der kollektiven Sprechweise: „wir“ müssen die biologische Vielfalt schützen, weil „wir“ sie benötigen, differenziert wird: Wer ist es, der schützt (und die Kosten dafür trägt) und wer ist es, der den Nutzen hat?

2. Der Argumentationstyp Glück umfasst Begründungen, die sich auf ein gutes, gelingendes, glückliches, wahrhaft menschliches Leben beziehen. Gerade in der Diskussion um Naturschutz in Deutschland sind Argumente dieses Typs enorm bedeutsam, da es in hiesigen Konflikten selten um die physische Existenz von Menschen geht, sondern um ihr gutes Leben. Die Herausforderung besteht darin, über rein subjektive Gründe hinaus zu argumentieren, worin sich ein gutes Leben von bloßer Existenz unterscheidet.

3. Gerechtigkeit schließlich benennt Begründungen, die sich auf moralische Rechte und Pflichten beziehen. Es geht bei dieser Kategorie darum, was wir berechtigterweise voneinander verlangen können und wozu wir verpflichtet sind. Diese formale Definition trifft noch keine inhaltliche Festlegung. Vielmehr erlaubt sie, zunächst all das zu berücksichtigen, von dem die Sprecher (zumindest wenn sie sich ernst nehmen) denken, dass sie es von anderen (Politik, Individuen, Wirtschaft) zurecht verlangen können. Dabei unterscheiden wir Rechte und Pflichten, Verantwortliche und Leidtragende, Kosten und Nutzen, verwirklichte und verhinderte Bedürfnisse und deren jeweilige Verteilung.

**Beispiele für Klugheitsargumente in der NBS:**

„Wirtschaft und Gesellschaft sind auf die Nutzung von Natur und Landschaft angewiesen.“ (Seite 6)

„Biologische Vielfalt ist eine existenzielle Grundlage für das menschliche Leben: [...]“ (Seite 9)

**Beispiele für Gerechtigkeitsargumente in der NBS:**

„Ein großes Hindernis bei dem Erhalt und der nachhaltigen Nutzung von natürlichen Ressourcen zur Armutsmin- derung ist die ungleiche Verteilung von Land- und Nutzungsrechten.“ (Seite 104)

„Es gilt, die Interessen an der Erhaltung der Biodiversität mit den Nutzungsinteressen in den Partnerländern in Einklang zu bringen, d. h. den Erhalt der natürlichen Ressourcen unter Berücksichtigung der sich aus der nach- haltigen Nutzung ergebenden wirtschaftlichen und sozialen Entwicklung sicherzustellen.“ (Seite 105)

**Beispiele für Glücksargumente in der NBS:**

„Naturerfahrung und -erlebnis sind wichtige Aspekt [sic] der Persönlichkeitsentwicklung.“ (Seite 13)

„Die Kulturlandschaften erfahren eine hohe Wertschätzung auf Grund ihrer Vielfalt, Schönheit und ihrer regional- typischen Eigenart, die ihre kulturhistorische Entwicklung erkennen lässt. Sie tragen in besonderem Maße zur Lebensqualität der Menschen und zur regionalen Identifikation und Wertschöpfung bei.“ (Seite 41)

## **Gerechtigkeitsfragen im Naturschutz**

Im dritten Ziel der internationalen Biodiversitätskonvention CBD (fair and equitable sharing of benefits) haben Gerechtigkeitsfragen explizit Eingang in den internationalen Naturschutz gefunden. Sie werden bislang schwerpunktmäßig im Hinblick auf die biotechnologische Nutzung genetischer Ressourcen behandelt. Andere Nutzungen von Natur und die Frage nach ihrer Verteilung geraten erst allmählich in den Blick.

Bei der nationalen Umsetzung der Biodiversitätskonvention (NBS) bleiben Gerechtigkeitsfragen weitgehend auf globale Gerechtigkeit beschränkt. Die NBS setzt sich vorwiegend mit den Auswirkungen deutscher Aktivitäten auf die biologische Vielfalt weltweit und den nicht nachhaltigen Konsummustern der Industrieländer auseinander. Explizit besprochen werden gerechter Vorteilsausgleich (ABS), Armutsbekämpfung, Entwicklungszusammenarbeit.

In der innerdeutschen Debatte sind Gerechtigkeitsfragen hingegen unterrepräsentiert (ESER et al. 2011). Dies erscheint verwunderlich, da das Leitbild der Nachhaltigen Entwicklung auch für Deutschland gilt (siehe Nachhaltigkeitsstrategie der Bundesregierung) und zu erwarten ist, dass Ungleichheiten bei der Verteilung von Nutzen und Lasten auch in Deutschland auftreten. Exemplarisch betrachten wir im Rahmen der Studie drei Themenfelder genauer: Landwirtschaft, Schutzgebiete und Naturerleben. Im Folgenden beschränken wir uns auf die Darstellung des Bereichs Landwirtschaft. Es geht darum, die in Konflikten mit dem Naturschutz von beiden Seiten meist nur implizit geltend gemachten Rechte zu explizieren und Kriterien für ihre mögliche diskursive Anerkennung zu suchen.

Bei der Frage, wer zu Gerechtigkeitsgemeinschaft zählt, d. h. wem gegenüber wir Gerechtigkeit schulden und wer Rechte beanspruchen kann, treten zwei Schwierigkeiten auf. Die erste betrifft den zeitlichen Horizont. Während die Rechte aller heute lebenden Menschen (intragenerationelle Gerechtigkeit) vergleichsweise gut zu begründen sind, werfen mögliche Rechte zukünftiger Generationen (intergenerationelle Gerechtigkeit) philosophische Probleme auf, entsprechen aber einer weit verbreiteten Intuition. In Konflikten zwischen Naturschützern und -nutzern werden die Rechte zukünftiger Generationen (auf Zugang zu intakter Natur einerseits, Arbeitsplatzsicherung andererseits) von beiden Konfliktparteien angeführt. Intergenerationelle Gerechtigkeit bildet zudem den Kern des Nachhaltigkeitsgedankens: Wie viele Ressourcen dürfen heute lebende Menschen für ihre Bedürfnisse verwenden, ohne die Befriedigung von Bedürfnissen künftiger Menschen unangemessen zu beeinträchtigen? In unserer Studie sind daher zukünftige Generationen immer mitzudenken, auch wenn die spezifischen Probleme in diesem Beitrag nicht näher erläutert werden.

Die zweite Schwierigkeit betrifft die Frage, ob die Natur Rechte hat (ökologische Gerechtigkeit). Mit anderen Worten: Haben Menschen direkte Pflichten gegenüber der Natur oder nur indirekte Pflichten, insofern Natur eine Rolle für das Wohlergehen von Menschen spielt? Im Einklang mit der Rio-Deklaration (Grundsatz 1), der NBS und der Nachhaltigkeitsstrategie betrachtet diese Studie Handlungen an Natur und Landschaft in ihren Auswirkungen auf das Wohlergehen von Menschen. Die Frage nach darüber hinausgehenden moralischen Rechten nicht-menschlicher Lebewesen oder Systeme ist, ohne sie zu verneinen, nicht Gegenstand der Untersuchung.

### **Eine vereinfachte Rekonstruktion von Gerechtigkeitsargumenten (vgl. Eser et al. 2011:41)**

„Nicht-nachhaltige Produktions- und Konsummuster in Industrieländern gehören zu den Hauptgründen für den weltweiten Verlust der biologischen Vielfalt. Die Industrieländer sind dazu aufgerufen, die eigenen Konsummuster zu überdenken [...]“ (NBS 2007:105)

Prämisse 1: Alle Menschen sind auf Nutzung der biologischen Vielfalt angewiesen.

Prämisse 2: Die biologische Vielfalt ist ein begrenztes Gut.

Prämisse 3: Alle Menschen haben das gleiche Recht, dieses Gut zu nutzen.

Schluss 1: Wir haben die Pflicht, dieses begrenzte Gut gerecht zu teilen.

Prämisse 4a: Gerecht teilen heißt: Jedes Land darf pro Kopf die gleiche Menge an Ressourcen verbrauchen.

Prämisse 5a: Die Industrieländer konsumieren einen größeren Anteil, als ihnen zusteht.

Schluss 2a: Die Industrieländer müssen ihren Konsum senken.

Prämisse 4b: Gerecht teilen heißt: Jedes Land darf entsprechend seiner Produktion Ressourcen verbrauchen.

Prämisse 5b: Die Industrieländer produzieren mehr als Schwellen- und Entwicklungsländer.

Schluss 2b: Die Industrieländer dürfen mehr Ressourcen konsumieren als andere Länder.

→ Was als gerecht anerkannt wird, hängt von den zugrundeliegenden Annahmen ab.

### **Mais oder Molch? Das Themenfeld Landwirtschaft**

Allein durch den Flächenanspruch hat die Landwirtschaft eine hohe Relevanz für die Erhaltung der Biodiversität in Deutschland: Etwa 54 Prozent der Gesamtfläche Deutschlands werden landwirtschaftlich genutzt, weitere 30 Prozent sind bewaldet (NBS 2007:72). In Deutschland findet Landwirtschaft kaum mehr zur Eigenversorgung statt. Ein Landwirt „ernährt“ 132 Mitbürger (DBV 2011: 18). Daher ist Landwirtschaft nicht schlicht eine individuelle Berufsoption; sie hat eine gesellschaftliche Bedeutung, die sich insbesondere vor dem Hintergrund einer Nachhaltigen Entwicklung weiter erhöht. Wenn Landwirte in anderen Ländern, die derzeit Cash Crops anbauen, mehr Nahrungsmittel für den Eigenbedarf anbauen (sollen), müssen wir in Deutschland unabhängiger von Nahrungsmittelimporten werden – dann brauchen wir eine Landwirtschaft in Deutschland, die ausreichend Nahrungsmittel produziert.

In zwei wesentlichen Aspekten unterscheidet sich die gängige Debatte zwischen Landwirtschaft und Naturschutz von der Debatte aus ethischer Perspektive. Erstens wird der Konflikt meist als Aufeinandertreffen von ökologischen Problemen (Intensivnutzung, Strukturarmut, Stoffeintrag usw.) und sozioökonomischen Anforderungen (Nahrungsmittelsicherung, Verbraucherschutz, Arbeitsplatzsicherung, Subventionen usw.) verstanden. Wenn beide Bereiche in die ethische Sprache über Rechten und Pflichten überführt werden, befinden sie sich im selben Sprachraum und eine Konfliktlösung wird leichter zugänglich. Zweitens: Wenn man Konflikte zwischen Landnutzern vorwiegend als Interessenskollisionen betrachtet, „gewinnt“ einfach die Seite, die ihre Interessen im politischen Raum durchsetzen kann. Aus ethischer Perspektive betrachtet, machen jedoch alle Seiten implizit Gerechtigkeitsargumente geltend. Das heißt, sie berufen sich nicht auf ihre bloß subjektiven Interessen, sondern beanspruchen Rechte für sich. Deren Geltungsanspruch ist zu überprüfen. Das kann zu einem besseren Verständnis des Konflikts und möglicherweise sogar zur Konfliktlösung beitragen, weil dann klar wird, welche Ansprüche als berechtigt anerkannt und angemessen entschädigt und welche als unberechtigt zurückgewiesen werden.

In unserer Studie zeigen wir auf, welche Fragen aus Gerechtigkeitsperspektive gestellt werden und worüber die Konfliktparteien sprechen müssen, um die Klärung des Konflikts einer Lösung näher zu bringen.

- Um wessen und welche Rechte geht es? Die anerkannten Eigentumsrechte der Landwirte stehen in einer expliziten Sozialbindung: „Eigentum verpflichtet“. Landwirte machen das Recht auf einen auskömmlichen Beruf, angemessene Vergütung ihrer Arbeit bzw. ihrer Produkte und einen mit anderen Bevölkerungsgruppen vergleichbaren Lebensstandard geltend. Die Regeln Guter fachlicher Praxis (GfP) sollen klären, welche gemeinwohlorientierten Pflichten den Landwirten auferlegt werden können. Dem Schreckensbild einer gewinnmaximierenden, industriellen Landwirtschaft werden die Bewahrung traditioneller, artenreicher Kulturlandschaft und das Recht auf Heimat (KREBS 1999) entgegengesetzt.
- Verteilungsgerechtigkeit: Nach welchen Kriterien wird ein begrenztes Gut verteilt? Ist gerecht, wenn jeder gleich viel erhält (Parität), oder gibt es berechtigte Unterschiede in den Ansprüchen, beispielsweise durch Leistung oder durch Bedürfnisse (Proportionalität), oder bekommt diejenige Person mit dem größten Anspruch das gesamte Gut (Priorität)? Während der Nutzen einer nachhaltigen Landwirtschaft der Allgemeinheit zugutekommt, sind die Kosten zwischen Landnutzern, Konsumenten und Allgemeinheit ungleich verteilt. Eine gerechte Verteilung beinhaltet, bislang externalisierte Kosten – so weit möglich – zu internalisieren, zumindest aber sichtbar zu machen, damit überhaupt erst über eine gerechte Verteilung diskutiert werden kann. Dies betrifft beispielsweise den gesteigerten Aufwand für die Wasseraufbereitung wegen der Eutrophierung durch Düngemittel, oder den Zusammenhang zwischen Lebensmittelpreisen und Agrarsubventionen.
- Verfahrensgerechtigkeit: Wie wird entschieden, welche Kriterien bei der Verteilung angelegt werden? Wer darf dabei mitreden? Wer soll auf welchen (Politik)ebenen welches Mitspracherecht haben? Als gerecht gelten Verfahren, wenn alle Betroffenen fair mit einbezogen werden. Bei der Landwirtschaft sind praktisch alle betroffen – wie kann man dafür Verfahren finden? Dennoch besteht ein Unterschied, ob jemand Partialinteressen (z. B. für ein Agrochemikalienunternehmen) oder die Interessen der Allgemeinheit vertritt. Wie kann geklärt werden, ob der Naturschutz das Partialinteresse von Naturliebhabern oder das Interesse der Allgemeinheit ist?
- Ausgleichende Gerechtigkeit: Gerechtigkeit betrifft schließlich auch die Frage, wie mit denen umgegangen wird, deren berechtigte Interessen kompromittiert werden (müssen): Gibt es einen Ausgleich? Wie muss der gestaltet sein? Muss in allen Fällen ein Ausgleich erfolgen? Im Fall der Landwirtschaft: Wer das Recht auf Kompensation für den Verzicht auf wirtschaftliche Gewinne aufgrund umweltverträglicheren Anbaumethoden anerkennt, kann nicht zugleich Subventionen und höhere Preise ablehnen. Ebenso ist es widersprüchlich, öffentliche Gelder für etwas einzusetzen, dass nicht im Interesse der Allgemeinheit ist.

### **Schlussfolgerungen und Empfehlungen für die Kommunikation**

Um Konflikte im Naturschutz einer Klärung näher zu bringen, müssen die Konfliktparteien im Diskurs klären, welche Rechte sie – oft implizit – geltend machen und welche Pflichten mit diesen Rechten korrespondieren. Als zweiter Schritt ist zu fragen, welche Beteiligten welche Kosten tragen und welchen Nutzen haben. Ob die Kriterien für die Verteilung von Kosten und Nutzen prinzipiell nachvollziehbar und zustimmungswürdig sind, muss dabei ausdrücklich Gegenstand des Diskurses sein. Wel-

che Belastungen können Einzelnen zugunsten der Allgemeinheit zugemutet werden? Und welche Belastungen der Allgemeinheit zugunsten einer privaten Wertschöpfung Weniger sind akzeptabel? Falls anerkannte Rechte kompromittiert werden (müssen), muss sich die Konfliktparteien darüber verständigen, ob sie kompensiert werden können und wenn ja, wie. Auch wenn alle Beteiligten bestimmte Rechte anerkennen, können neue Dissense entstehen, sobald man die theoretische Ebene verlässt: Wann genau ist Natur so verändert, dass diese Rechte beeinträchtigt werden?

Um Menschen für den Schutz, die nachhaltigere Nutzung und die gerechtere Verteilung der biologischen Vielfalt zu Verhaltensänderungen zu motivieren, muss die Kommunikation statt der Kollektivrhetorik („alle profitieren“) klar benennen, wer durch welche Nutzungen in welcher Weise profitiert, und wer für welche Nutzung bzw. Nutzungseinschränkungen zahlt – sowohl aus strategischer Sicht (sonst brüskiert man diejenigen, die man gewinnen wollte) als auch aus ethischer Sicht (der zufolge Kommunikation argumentativ überzeugend, aufrichtig und glaubwürdig sein soll).

Debatten in der Naturschutzkommunikation sollten nicht als ärgerliches Hindernis wahrgenommen werden. Sie sind vielmehr als Chance zu verstehen, denn die Klärung der damit verbundenen Dissense ist notwendig, wenn die gewünschten Veränderungen von möglichst vielen Menschen akzeptiert werden sollen.

## **Literatur**

- BUNDESMINISTERIUM FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ UND REAKTORSICHERHEIT (2007): Nationale Strategie zur biologischen Vielfalt. – Download unter [www.bmu.de/naturschutz\\_biologische\\_vielfalt/nationale\\_strategie/doc/40332.php](http://www.bmu.de/naturschutz_biologische_vielfalt/nationale_strategie/doc/40332.php) (21.10.2011; zitiert als: NBS)
- ESER, U.; NEUREUTHER, A.-K. & MÜLLER, A. (2011): Klugheit, Glück, Gerechtigkeit: Ethische Argumentationslinien in der Nationalen Strategie zur biologischen Vielfalt. – Münster (Landwirtschaftsverl.)
- ESER, U. & POTTHAST, T.(1999): Naturschutzethik: Eine Einführung für die Praxis. – Baden-Baden (Nomos)
- DEUTSCHER BAUERNVERBAND E.V. (DBV) (2011): Situationsbericht 2011/2012. – Download unter [http:// www.situations-bericht.de](http://www.situations-bericht.de) (09.07.2012)
- BUNDESREGIERUNG (2002): Perspektiven für Deutschland: Unsere Strategie für eine nachhaltige Entwicklung. – Download unter [http://www.bundesregierung.de/Content/DE/\\_Anlagen/2006-2007/perspektiven-fuer-deutschland-langfassung.pdf?\\_\\_blob=publicationFile](http://www.bundesregierung.de/Content/DE/_Anlagen/2006-2007/perspektiven-fuer-deutschland-langfassung.pdf?__blob=publicationFile) (14.03.2012; zitiert als: Nachhaltigkeitsstrategie)
- KREBS, A. (1999): Ethics of Nature: A Map. – Berlin (De Gruyter)
- LICHTL, M.; ROHR, C. & KASPERCZYK, N. (Bearb.) (2009): Leit motive für eine moderne Kommunikation zur Biologischen Vielfalt. - Münster (Landwirtschaftsverl.)

*Birgit Benzing & Uta Eser  
Koordinationsstelle Wirtschaft und Umwelt (KoWU)  
Hochschule für Wirtschaft und Umwelt Nürtingen-Geislingen  
Schelmenwasen 4-8  
72622 Nürtingen  
birgit.benzing@hfwu.de*



# Der Verlust der biologischen Vielfalt als Symptom der ökologischen Krise und Nachhaltigkeit als Perspektive guten Lebens

KATRIN REUTER

*Schlagwörter: Ökologische Krise, Nachhaltigkeit, gutes Leben*

## 1 Das Problem

Seit Mitte der 1960er Jahre gibt es unter dem Stichwort der „ökologischen Krise“ eine immer breiter werdende Debatte um die unerwünschten Nebenfolgen menschlichen Umwelthandelns. Im Jahr 1989 sprach Ernst Ulrich von Weizsäcker davon, dass wir „ob wir es wollen oder nicht, in ein *Jahrhundert der Umwelt* eintreten“ (VON WEIZSÄCKER 1994, S. 9; Hervorheb. im Org.). Dies meinte er keineswegs positiv. Vielmehr stellt es eine unvermeidliche Folge der „Plünderung des Planeten durch den Menschen“ (ebd., S. 10) dar.

Die Rio-Konferenz 1992, auf welcher auch die CBD beschlossen wurde, stellte einen Ansatz dar, Strategien zu entwickeln, dieser Krise zu begegnen. Neben der Agenda 21, der Klimarahmenkonvention, der Rio-Erklärung über Umwelt und Entwicklung und der Wald-Erklärung wurde dort auch das Übereinkommen über die biologische Vielfalt (Convention on Biological Diversity; CBD) beschlossen. Das Bestreben und die Notwendigkeit, biologische Vielfalt zu bewahren, sind entsprechend immer auch in ihrem historischen Kontext eingebettet zu betrachten. Diesen historischen Kontext bildet die ökologische Krise.

Betrachtet man die Entwicklungen der letzten 20 Jahre und die Ergebnisse der Rio+20 Konferenz 2012, ist das Resümee jedoch mehr als ernüchternd. Der Rückgang der biologischen Vielfalt, der bis zum Jahr 2010 gestoppt werden sollte, hält ungebrems an, der weltweite Ressourcenverbrauch steigt, und auch die Bemühungen, den Klimawandel zu stoppen waren nicht erfolgreich. Im Folgenden wird die These vertreten, dass *politische* Bemühungen allein die ökologische Krise nicht überwinden können. Dies liegt jedoch nicht (nur) an einer (vermeintlichen) Unfähigkeit oder Trägheit politischer Institutionen und Prozesse, sondern auch an der Struktur des Problems selbst. Um die ökologischen Krise bewältigen zu können, bedarf es auch des Beitrags jedes *Einzelnen*. Da die Länder der westlich-industrialisierten Welt Hauptverursacher des Problems und Hauptverbraucher von Ressourcen sind, sind hier vornehmlich die Bürger ebendieser Länder gefordert<sup>1</sup>.

Sollen auch zukünftige Generationen die Möglichkeit zu einem guten Leben haben, und sollen sich die Lebensbedingungen der weniger privilegierten Weltregionen nicht noch weiter verschlechtern, müssen sich die Lebensstile der Bürger der westlich-industrialisierten Welt deutlich ändern. Nachhaltigkeit ist entsprechend nicht nur als ein politisches Programm oder Leitbild zu verstehen, sondern auch eine moralische Frage und damit ein Aspekt des guten Lebens jedes Einzelnen.

---

<sup>1</sup> Mit westlich-industrialisierter Welt sind Europa, Nordamerika und Australien gemeint.

## 2 Die ökologische Krise

Der Begriff der ökologischen Krise bezeichnet einen Problemkomplex, der so verschiedene Phänomene wie Klimawandel, Ozonloch, Degradation und Versauerung der Böden und den Rückgang der biologischen Vielfalt umfasst. Der Begriff der Krise, ursprünglich aus der Medizin stammend, bezeichnet nicht nur einen Zustand, den es zu überwinden gilt, sondern er beinhaltet auch, dass es jemanden oder etwas geben muss, der oder das diese Krise erleidet. Bei näherer Betrachtung erweist sich, dass dies nicht die Natur oder die globalen Ökosysteme sind, sondern dass der Mensch gleichermaßen Subjekt wie Objekt dieser Krise darstellt. Wie ist das zu verstehen?

### 2.1 Begriffe

Die Verbindung der Begriffe „ökologisch“ und „Krise“ vermittelt den Eindruck, dass es sich bei dieser Krise um ein Problem handelt, welches mit dem Instrumentarium der Ökologie gelöst und mit naturwissenschaftlichen Methoden bewältigt werden kann. Die Ökologie *beschreibt* jedoch lediglich, wie diese Zustände aussehen und wie sie sich verändern. Die *Bewertung*, dass diese Zustände sich zum Schlechteren hin verändern, erfolgt durch den Menschen. Wir empfinden die Veränderung globaler Ökosysteme als bedrohlich und wir empfinden es aus verschiedenen Gründen als Verlust, wenn biologische Vielfalt zurückgeht. Die Kombination der Begriffe „ökologisch“ und „Krise“ verweist also nicht auf das Subjekt bzw. das Erleidende dieser Krise, sondern auf die Wissenschaft und die Instrumente, mit denen diese Krise beschrieben werden kann. Aus diesen Beschreibungen allein kann jedoch nicht abgeleitet werden, was wir tun müssen, um diese Krise zu überwinden. Vorher muss ein Zustand oder ein Leitbild beschrieben werden, an welchem sich Handlungsempfehlungen und -prozesse orientieren können. Die Konkretisierung dieses Leitbildes kann nicht durch die Ökologie erfolgen, sondern bedarf grundlegender gesellschaftlicher und politischer Aushandlungsprozesse.

Ähnlich verhält es sich mit dem Begriff der Natur: Nicht nur ist unklar, was „Natur“ in verschiedenen Kontexten überhaupt bedeuten soll – „Natur“ wird üblicherweise über Entgegensetzungen bestimmt; man kann den Begriff bspw. dem der Technik oder dem der Gesellschaft gegenüberstellen, man kann den Menschen sowohl als Natur- als auch als Kulturwesen verstehen. Auch mit einem klaren Naturbegriff wüssten wir jedoch noch nicht, worin genau diese Krise besteht, und wie wir ihr begegnen sollten. Zum einen kennt Natur keine Krisen, sondern nur Zustände (vgl. SCHÄFER 1999, S. 78), „die Natur“ ist gleichgültig gegenüber dem Menschen oder der biologischen Vielfalt; zum anderen bedeutet „natürlich“ nicht automatisch „gut“ oder „wünschenswert“. Selbst wenn wir also über einen eindeutigen Naturbegriff verfügen würden, würde sich daraus allein noch nicht ergeben, wie wir uns verhalten sollen, da sich daraus allein noch nicht ergibt, welcher Zustand wünschenswert ist. Auch die gegenwärtigen ökosystemaren Veränderungen sind in einem bestimmten Sinne „natürlich“, sie erfolgen schließlich nach *Naturgesetzen*. Darüber hinaus ist unklar, ob die Tatsache, dass diese Veränderungen anthropogen verursacht sind, ausreichen würde, sie als „unnatürlich“ zu bezeichnen, da der Mensch, wie bereits erwähnt, sowohl Natur- als auch Kulturwesen ist und im weitesten Sinne auch Kultur als Bestandteil seiner Natur begriffen werden kann<sup>2</sup>. Unabhängig davon also, was wir unter Natur überhaupt verstehen können oder wollen, müssen, wenn es um Schutzabsichten geht, auch hier Aushandlungsprozesse darüber, *welche* Natur wir schützen wollen, stattfinden. Die ökologische Krise ist also

---

<sup>2</sup> Eine kulturalistische Naturauffassung würde entsprechend davon ausgehen, dass es so etwas wie Natur gar nicht mehr gibt.

keine Naturkrise; d.h. es handelt sich nicht um eine Krise der Natur, da unklar ist, was es bedeuten würde zu sagen, die Natur würde eine Krise erleiden.

Etwas anders verhält es sich mit dem Begriff der Umwelt: Dieser geht auf Jacob von Uexküll zurück und ist wesentlich subjektbezogen. Zur Umwelt eines Subjektes gehört, was es wahrnimmt und was für es in irgendeiner Hinsicht von Bedeutung ist. Das heißt, die Umwelt einer Pflanze unterscheidet sich von der Umwelt eines Tieres und die Umwelt des Biebers unterscheidet sich von der Umwelt des Menschen. Umwelten sind also nicht nur subjektspezifisch – zu meiner Umwelt gehört, was ich unmittelbar wahrnehmen kann und was für mich von Bedeutung ist –, sondern auch artspezifisch – zur Umwelt des Menschen gehört, was er als Mensch wahrnehmen kann bzw. worauf er angewiesen ist, um an einer bestimmten Stelle existieren zu können, also bspw. ein bestimmter Sauerstoffgehalt der Atmosphäre oder Luft und nicht Wasser als umgebendes Medium. Entsprechend dieser Unterscheidung kann Naturschutz als Selbstzweck verstanden werden, während Umweltschutz für den Menschen stattfindet<sup>3</sup>.

Diese begrifflichen Unterscheidungen zeigen auch, dass der Mensch gleichermaßen Subjekt wie Objekt der ökologischen Krise ist. Denn: Er konstatiert und verursacht diese Krise nicht nur, er ist auch direkt von ihr betroffen. Die Auswirkungen der ökologischen Krise beeinträchtigen die Bedingungen guten Lebens vieler Menschen schon heute, und wenn nicht gegengesteuert wird, die zukünftiger Generationen, wobei als gesichert gelten kann, dass sich die Probleme zunehmend verschärfen werden. Die ökologische Krise ist also nicht in erster Linie eine Krise von Ökosystemen oder eine Krise der Natur, sondern eine Umweltkrise: Es geht um die Auswirkungen menschlichen Handelns auf die Lebensbedingungen des Menschen und die Frage, in was für einer Welt wir leben wollen und in welcher Welt zukünftige Generationen leben können sollen<sup>4</sup>.

Als politische Antwort auf diese Frage wurde vor dem Hintergrund der drängenden sozialen und ökologischen Probleme das Leitbild einer nachhaltigen Entwicklung, welches in einer nachhaltigen Gesellschaft münden soll, formuliert. Nachhaltige Entwicklung wird nach der Brundtland-Definition verstanden als „development that meets the needs of the present without compromising the ability of future generations to meet their own needs“ (zit. nach GRUNDWALD/KOPFMÜLLER 2006, S. 21). Nachhaltige Entwicklung zielt damit explizit auf die Lebensbedingungen des Menschen heute und in Zukunft und in diesem Kontext ist auch die CBD zu verstehen. Die verschiedenen Konzepte nachhaltiger Entwicklung, welche es mittlerweile gibt, können an dieser Stelle nicht diskutiert werden. Üblicherweise spricht man von drei Säulen nachhaltiger Entwicklung: Ökologie, Ökonomie und Soziales. Worauf es hier ankommt, ist die ökologische Säule. Diese bildet als materielle Grundlage die tragende

---

<sup>3</sup> Dies wird, zumindest in Deutschland, in der Praxis auch so gehandhabt: Während Naturschutz auf den „Naturhaushalt“ zielt und u. a. von einem „Eigenwert von Natur und Landschaft“ (BNatSchG §1) ausgeht, zielt Umweltschutz auf die natürlichen Lebensgrundlagen des Menschen. Entsprechend schließt Umweltschutz bspw. auch den Schutz vor Immissionen ein.

<sup>4</sup> Das bedeutet nicht, dass es ausschließlich darum geht, biologische Vielfalt oder Natur für den Menschen zu schützen. Die Frage, in welcher Welt wir leben wollen, kann durchaus so beantwortet werden, dass dies eine Welt sein soll, in der bestimmte Naturgegenstände um ihrer selbst willen existieren und geschützt werden. Vielleicht gibt es sogar eine moralische Verpflichtung, diese Frage so zu beantworten. Gleichwohl müssen wir diese moralische Verpflichtung anerkennen und entsprechend handeln, d.h. auch wenn es moralische Pflichten gegenüber nicht-menschlichen Lebewesen oder gar der Natur gibt, müssen wir einen moralischen Standpunkt einnehmen, um diese Pflichten überhaupt anerkennen und wahrnehmen zu können.

Säule bzw. das Fundament für die beiden anderen Säulen; werden die ökologischen Probleme nicht gelöst, werden sich die sozialen und ökonomischen Probleme weiter verschärfen.

Um die Probleme der ökologischen Säule lösen zu können, ist es deshalb wichtig, die Strukturmerkmale der ökologischen Krise vor Augen zu haben. Deshalb sollen sie hier noch einmal kurz benannt werden.

## **2.2 Strukturmerkmale der ökologischen Krise**

Wie bereits erwähnt, handelt es sich bei der ökologischen Krise um einen Problemkomplex, der verschiedene Probleme, die mit dem Instrumentarium der Ökologie beschrieben werden können, umfasst. Gemeinsam ist diesen Problemen, dass sie (a) durch die nicht absehbaren und nicht-intendierten Nebenfolgen menschlichen Handelns verursacht wurden. Darüber hinaus ist charakteristisch für diese Probleme, dass (b) ihre Effekte kumulativ sind, dass (c) häufig große zeitliche und räumliche Distanzen zwischen den einzelnen Handlungen und Akteuren und den unerwünschten Effekten liegen, und dass (d) ihre Verursacher in einem bestimmten Sinne anonym sind, da sie einander nicht kennen (können) (vgl. dazu bspw. SANDLER 2007, S. 3). Es ist unschwer zu erkennen, dass diese Merkmale auch auf den Rückgang biologischer Vielfalt zutreffen: (a) Das Aussterben von Arten ist in der überwiegenden Anzahl der Fälle nicht gewollt und nicht-intendiert, (b) Arten sterben nicht aufgrund einzelner Handlungen oder einzelner Ereignisse aus und auch Ökosysteme verändern sich nicht aufgrund einzelner Handlungen oder Ereignisse (c) meist treten die unerwünschten Nebenfolgen nicht unmittelbar ein und (d) meist sind auch nicht einzelne Verursacher oder einzelne Handlungen für das Aussterben von Arten oder die Veränderung von Ökosystemen zu identifizieren.

Diese Merkmale verdeutlichen, dass es großer Anstrengungen bedarf, um die ökologische Krise zu überwinden. Weder wird dies mit einzelnen noch mit nachsorgenden Maßnahmen möglich sein – viele Schäden kann man nicht durch Einzelmaßnahmen verhindern oder kompensieren. Außerdem verdeutlichen die einzelnen Krisenmerkmale, dass nicht die einzelne Handlung wie bspw. die einzelne Autofahrt das Problem ist, sondern die Summe all dieser Einzelhandlungen. Das Problem besteht also offenbar in einem bestimmten Lebensstil bzw. einer bestimmten Weise, auf welche Menschen der westlich-industrialisierten Welt ihr Leben führen. Und als Menschen der westlich-industrialisierten Welt sind *wir* es, die diese Krise maßgeblich verursacht haben und, wenn sich diese Lebensstile oder bestimmte Verhaltensweisen nicht ändern, zu ihrer zunehmenden Verschlimmerung beitragen.

## **3 Nachhaltigkeit als Perspektive guten Lebens**

Die Entwicklungen seit der Rio-Konferenz zeigen, dass politische Bemühungen zur Überwindung der ökologischen Krise und zum Erhalt biologischer Vielfalt allein offenbar nicht ausreichend sind. Selbstverständlich kann deshalb nicht auf weitere Abkommen und Verpflichtungen verzichtet werden. Angesichts der Dauer politischer Aushandlungs- und Umsetzungsprozesse und angesichts der Tatsache, dass es die Lebensstile der westlich-industrialisierten Welt sind, die Ursache und Treiber des Problems sind, sind jedoch auch andere Strategien im Umgang mit der Ökologischen Krise geboten.

Eine dieser Strategien ist es, Nachhaltigkeit als Perspektive des individuell guten Lebens anzusehen und so etwas wie „ökologische Tugenden“ zu entwickeln und zu fördern. Das bedeutet, es geht darum anzuerkennen, dass auch die eigenen Handlungen und der eigene Lebensstil Einfluss auf weit entfernte Regionen und die Lebensbedingungen zukünftiger Generationen haben. Da viele Handlungen vieler Einzelner die ökologische Krise verursacht haben und weiter verstärken, sind es auch die Handlungen

oder Unterlassungen vieler Einzelner, die zu einer Kehrtwende beitragen können. Was bedeutet also gutes Leben im Kontext der ökologischen Krise und des Verlustes biologischer Vielfalt?

Als vernunftbegabte Lebewesen sind wir, weil vernunftbegabt sind, immer schon mit der Frage konfrontiert, wie wir unser Leben führen wollen und wie wir unser Leben führen sollen. Das bedeutet, dass wir nicht umhin kommen, uns zu fragen, wie wir leben wollen und was ein gutes Leben ist. Der Sinn der Frage nach dem guten Leben kann im Anschluss an Steinfath so expliziert werden, dass sie uns verständlich wird, wenn wir uns fragen, welches Leben wir uns für unsere Kinder wünschen (STEINFATH 1998, S. 14). Wenn Menschen diese Frage beantworten, suchen sie Kriterien für ein gutes Leben, die nicht auf ein zu jedem Zeitpunkt angenehmes Leben zielen, sondern eine eher ganzheitliche Perspektive auf Leben und Lebensführung einnehmen.

Ein weiteres Element der Frage nach dem guten Leben kann man die Frage nach den Anforderungen oder der Passung nennen. Es geht darum, zu fragen, „wie als *so* konstituiertes Wesen in einer *so* konstituierten Welt“ (WOLF, 1998, S. 42; Hervorheb. im Org.) zu leben ist. Ein gewichtiger Aspekt dieser *so* konstituierten Welt ist gegenwärtig die ökologische Krise und der zunehmende Rückgang biologischer Vielfalt. Das bedeutet, ein Aspekt menschlichen Lebens ist unser Handeln in Bezug auf Natur und Umwelt, welches einerseits durch die Bedingungen von Natur und Umwelt beeinflusst wird, andererseits aber Natur und Umwelt auch beeinflusst. Wenn wir uns fragen, welches Leben wir uns für unsere Kinder wünschen, würden die meisten Menschen antworten, dass sie sich ein Leben für ihre Kinder wünschen, für welches die Lebensbedingungen nicht schlechter als die eigenen sind. Dass wir uns ein gutes Leben für unsere Kinder wünschen zeigt sich bspw. auch darin, dass wir sie auf eine bestimmte Weise erziehen, ihnen Bildung angedeihen lassen und Wert auf eine bestimmte Qualität staatlicher Bildungssysteme legen. Da zukünftige Generationen keinen Einfluss auf ihre natürlichen Lebensbedingungen nehmen können, ist es unsere Aufgabe, diese zu sichern. Diese moralische Pflicht wurde mit den Rio-Dokumenten anerkannt<sup>5</sup>.

Expliziert man den Sinn der Frage nach dem guten Leben mit dem Sinn der Frage, welches Leben man sich für seine Kinder wünscht, bekommt man auch die Ebenen von Bildung und Erziehung in den Blick. Die meisten Menschen versuchen ihre Kinder so zu erziehen, dass sie in dieser *so* konstituierten Welt in der Lage sind, ein gutes Leben zu führen. Angesichts drohender (und bereits stattfindender) ökologischer Katastrophen gehört es auch zu einem guten Leben, über die ökologischen Folgen des eigenen Handelns nachzudenken und das eigene Handeln so zu gestalten, dass es die Lebensbedingungen *so* konstituierter Wesen (die zumindest im Falle von Kindern auch deren spätere Lebensbedingungen sind) in dieser *so* konstituierten Welt nicht beeinträchtigt oder verschlechtert. In diesem Sinne ist Nachhaltigkeit auch als Bildungs- und Erziehungsauftrag zu verstehen<sup>6</sup>.

---

<sup>5</sup> Natürlich kann man hier immer in Frage stellen, ob es wirklich eine moralische Pflicht gegenüber zukünftigen Generationen gibt und tatsächlich ist diese schwierig zu rechtfertigen. Hier wird aus zwei Gründen von einer solchen Pflicht ausgegangen: Zum einen wird davon ausgegangen, dass bei einer Handlung alle von der Handlung Betroffenen durch den Handelnden soweit es geht zu berücksichtigen sind. Zum anderen wird mit den genannten Dokumenten die Absicht bekundet, die Lebensbedingungen nachfolgender Generationen nicht zu verschlechtern. Hier geht es primär darum, wie diese Absicht realisiert werden kann, und nicht darum, wie sie (umfassend) begründet werden kann. Die Einnahme eines moralischen Standpunktes wird also vorausgesetzt und nicht noch einmal eigens gerechtfertigt.

<sup>6</sup> Dieser wiederum wird mit dem Programm „Bildung für nachhaltige Entwicklung“, welches Bestandteil der ebenfalls auf der Rio-Konferenz beschlossenen Agenda 21 ist, anerkannt.

Nun ist zu beachten, dass der Sinn der Frage, welches Leben wir uns für unsere Kinder wünschen, den Sinn der Frage nach dem guten Leben eben nur *illustriert*. Genauso gut könnte man fragen, welches Leben Menschen sich für sich selbst wünschen würden. Der Unterschied liegt hier in der Abstraktionsebene; es ist sehr viel einfacher zu fragen, welches Leben man sich für seine Kinder wünscht, als von den eigenen Lebensumständen zu abstrahieren.

Wie bereits erwähnt, geht es in der Frage nach dem guten Leben nicht nur um Lebensbedingungen, sondern auch um das Führen des eigenen Lebens. Die Frage danach, in was für einer Welt wir leben wollen, kann nicht getrennt werden von der Frage danach, wie wir unser Leben führen, da beides sich wechselseitig beeinflusst. Die Strukturmerkmale der ökologischen Krise zeigen, dass niemand alleiniger Verursacher dieser Probleme ist, dass aber doch jeder – wenigstens jeder Bürger der westlich-industrialisierten Welt – mit seiner Lebensweise einen Anteil daran hat, und dass, nur wenn sich die Lebensstile vieler ändern, dem Problem begegnet werden kann. Das Ändern dieser Lebensweise kann mit dem schon genannten Begriff der „ökologischen Tugenden“ in Verbindung gebracht werden: Es geht hier darum, so zu handeln, dass die negativen Auswirkungen des eigenen Handelns auf die Umwelt weitgehend gering sind und Nachhaltigkeit nicht nur als politische Aufgabe oder Forderung an die Industrie verstanden wird. Es sind die Lebensweisen vieler, welche die Umweltbedingungen und die Entscheidungen, was produziert wird und welche politischen Entscheidungen getroffen werden (können) bestimmen.

Im Weiteren muss es natürlich darum gehen, die „ökologischen Tugenden“ zu konkretisieren. Dazu müssen die vielfältigen Felder, auf denen Nachhaltigkeit auf einer individuellen Ebene möglich ist, identifiziert und Möglichkeiten nachhaltigen Handelns kommuniziert werden. Zum Teil, bspw. beim Energieverbrauch, ist dies in den letzten Jahren schon geschehen. Dennoch steigt der Energieverbrauch weiter an, da er bspw. durch Rebound-Effekte überkompensiert wird. Diese Probleme gilt es stärker in den Vordergrund zu stellen. Ziel muss es sein, nicht nur energieeffizientere Geräte und Technologien zu verwenden, sondern den zunehmenden Bedarf an der Nutzung immer weiterer zusätzlicher Geräte zu reduzieren. Es geht also nicht nur um Effizienz und Konsistenz, sondern auch, und vielleicht vornehmlich, um Suffizienz, also die Frage, inwiefern ein gutes Leben auch oder gerade durch den Verzicht auf bestimmte Verhaltensweisen oder Konsumgüter möglich ist. Ein anderes Beispiel ist Fleischkonsum. Dieser ist mittelbar eine Ursache für das Abholzen tropischer Regenwälder, da dort Futtermittel (die zudem oft über weite Strecken transportiert werden) für die Intensivtierhaltung angebaut werden. Ein weiteres mögliches Feld ist das des nachhaltigen Wohnens. So kann bspw. gefragt werden, ob tatsächlich alle Haushaltsgeräte in allen Haushalten eines Hauses vorhanden sein müssen oder ob nicht die gemeinsame Nutzung bestimmter Geräte sinnvoll wäre. Im Feld der Mobilität wird durch verschiedene Modelle des Carsharing deutlich, wie das Teilen bestimmter Gegenstände erfolgreich möglich ist. Ähnliches wäre bspw. für Waschmaschinen und Kühltruhen in Mehrfamilienhäusern denkbar.

Das Feld möglicher ökologischer Tugenden ist durchaus weit. Das bedeutet, dass möglicherweise nicht jeder auf jedem Feld immer nachhaltig handeln können wird. Es bedeutet aber auch, dass jeder Möglichkeiten hat, nachhaltig zu handeln. Gutes Leben in einer *so* konstituierten Welt, d.h. in einer Welt, die von ökologischen Katastrophen bedroht ist, bedeutet, die je eigenen Handlungsspielräume auszuloten und innerhalb der je eigenen Möglichkeiten nachhaltig zu handeln.

## 4 Ausblick

Das Konkretisieren und Ausbilden ökologischer Tugenden auf der Ebene des Individuums reicht natürlich allein nicht aus, um die ökologische Krise zu überwinden. Darüber hinaus bedarf es weiterhin und zunehmend politischer Maßnahmen und Abkommen und auch ökonomischer Anreizsysteme. Eine Fokussierung nur auf die individuelle Ebene würde dem Problem nicht gerecht werden und zudem den Einzelnen überfordern und ihm zu viel Verantwortung auflasten. Dennoch ist die individuelle Ebene nicht außen vor zu lassen: Zum einen können Veränderungen hier schneller greifen als dies häufig bei politischen Prozessen der Fall ist, zum anderen entscheiden die Bürger mit ihren Wahl- und Konsumententscheidungen über die Richtung politischer Entscheidungen und die Frage, was zu welchen Bedingungen produziert wird und was nicht (mehr). Für die Überwindung der ökologischen Krise ist es unabdingbar, Maßnahmen auf jeder dieser Ebenen zu entwickeln und zu fördern und diese miteinander zu kombinieren. Ökologische Tugenden allein reichen nicht aus, sie sind jedoch notwendiger Bestandteil einer nachhaltigen Entwicklung.

## 5 Literatur

GRUNWALD, A.; KOPFMÜLLER, J. (2006): Nachhaltigkeit. - Frankfurt/M. (Campus)

SANDLER, R. (2007): Character and Environment: A virtue-oriented Approach to Environmental Ethics. – (Columbia University Press)

SCHÄFER, L. (1999): Das Bacon-Projekt: Von der Erkenntnis und Schonung der Natur. – Frankfurt/M. (Suhrkamp)

STEINFATH, H. (1998): Einführung: Die Thematik des guten Lebens in der gegenwärtigen philosophischen Diskussion. - In: STEINFATH, H. (Hrsg.): Was ist ein gutes Leben? Philosophische Reflexionen. - Frankfurt/M. (Suhrkamp): 7-31

STENGEL, O. (2011): Suffizienz. Die Konsumgesellschaft in der ökologischen Krise. – München (oekom)

UEXKÜLL, J.V. (1940): Bedeutungslehre. – Leipzig (Barth)

WEIZSÄCKER, E.U.V. (1989): Erdpolitik: Ökologische Realpolitik an der Schwelle zum Jahrhundert der Umwelt. – Darmstadt (Wiss. Buchgesellschaft)

WOLF, U. (1998): Die Struktur der Frage nach dem guten Leben. - In: STEINFATH, H. (Hrsg.): Was ist ein gutes Leben? Philosophische Reflexionen. – Frankfurt/M. (Suhrkamp): 32-46

*Katrin Reuter  
Philosophisches Seminar  
Humboldtallee 19  
37073 Göttingen  
Katrin.Reuter@phil.uni-goettingen.de*