

**Horst Korn, Harald Dünfelder und  
Rainer Schliep (Hrsg.)**

# **Treffpunkt Biologische Vielfalt XVI**

**Interdisziplinärer Forschungsaustausch  
im Rahmen des Übereinkommens über  
die biologische Vielfalt**



# **Treffpunkt Biologische Vielfalt XVI**

**Interdisziplinärer Forschungsaustausch  
im Rahmen des Übereinkommens über  
die biologische Vielfalt**

**Herausgegeben von  
Horst Korn  
Harald Dünfelder  
Rainer Schliep**



**Titelbild:** „Äste ragen in den Himmel“ (R. Schliep)

**Adressen der Herausgeber:**

Dr. Horst Korn Bundesamt für Naturschutz  
Harald Dünnfelder Außenstelle Insel Vilm  
18581 Putbus  
E-Mail: horst.korn@bfn.de  
harald.duennfelder@bfn.de

Dipl. Ing. Rainer Schliep Haderslebener Straße 27  
12163 Berlin  
E-Mail: rainer.schliep@alumni.tu-berlin.de

**Fachbetreuung im BfN:**

Harald Dünnfelder Arbeitsgruppe I 2.3 „Internationaler Naturschutz“

F+E-Vorhaben „Wissenschaftliche Vorbereitung von Sitzungen des wissenschaftlichen, technischen und technologischen Ausschusses (SBSTTA) des Übereinkommens über die biologische Vielfalt (CBD)“ (FKZ 3515 80 0100).

Diese Veröffentlichung wird 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> heruntergeladen werden.

Institutioneller Herausgeber: Bundesamt für Naturschutz  
Konstantinstr. 110  
53179 Bonn  
URL: [www.bfn.de](http://www.bfn.de)

Der institutionelle 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 institutionellen Herausgebers übereinstimmen.

Das Werk einschließlich aller seiner Teile ist urheberrechtlich geschützt. Jede Verwertung außerhalb der engen Grenzen des Urheberrechtsgesetzes ist ohne Zustimmung des institutionellen Herausgebers unzulässig und strafbar.

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

Druck: Druckerei des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit (BMUB)

Gedruckt auf 100% Altpapier

ISBN 978-3-89624-224-2

Bonn - Bad Godesberg 2018

## Inhaltsverzeichnis

<b>1. Nationale Umsetzung der CBD.....</b>	<b>5</b>
Die Nationale Biodiversitätsstrategie - Umsetzung des Übereinkommens über die biologische Vielfalt in Deutschland	
HELENA STRÖHER.....	7
<b>2. Beiträge zu den thematischen Programmen der CBD .....</b>	<b>13</b>
2.1 Biodiversität in der Agrarlandschaft .....	15
Auswirkungen von biologischer Landwirtschaft auf Grünlandbiodiversität im Rahmen eines Agrarumweltprogramms	
CHARLOTTE GERLING .....	15
Die Bedeutung samenfressender Organismen zur Unkrautkontrolle auf Agrarflächen	
CHRISTIAN SELIG, BÄRBEL GEROWITT .....	21
2.2 Biodiversität der Wälder .....	26
Analyse der weltweiten Verfügbarkeit von Biodiversitätsdaten aus Waldgebieten vor und nach Abholzungen zur Identifikation prioritärer Orte für zukünftiges Monitoring	
JANIN HOCHHEIMER, LAETITIA NAVARRO, HENRIQUE PEREIRA.....	26
Der Einfluss von Vegetationsheterogenität auf die Arthropodenvielfalt im Arabuko Sokoke-Wald, einem ostafrikanischen Biodiversitätshotspot	
JOSE ANGEL RANGEL LOPEZ, ELISABETH KOC, ROLAND GERSTMEIER, JAN CHRISTIAN HABEL.....	32
Reaktion von Baumgrenzen in Abisko / Schweden auf Fraßschäden durch <i>Epirrita autumnata</i> -Massenvorkommen	
FRANK WEISER.....	38
Ziele und Maßnahmen im Waldnaturschutz in Deutschland - eine vergleichende Analyse relevanter Konzepte und Strategien	
LAURA DEMANT, PETER MEYER, HELGE WALENTOWSKI, ERWIN BERGMEIER .....	42
Entwicklung eines Naturnähe-Indikators aus Waldstrukturdaten	
MARIA ALJES, PETER MEYER .....	50
Untersuchungen zum Einfluss der nordamerikanischen Rot-Esche ( <i>Fraxinus pennsylvanica</i> ) auf die Biodiversität von Auenwäldern in Deutschland	
BIRTE M. ALBRECHT .....	57
Die seltene Zitronengelbe Tramete im Nationalpark Schwarzwald: Ein ökologisch interessanter Pilz mit spezieller Phänologie	
MAX WIENERS.....	62

2.3 Biodiversität der Binnengewässer .....	67
Großräumige Untersuchung von Auenstruktur und Zielartenvorkommen – Empfehlungen für Renaturierungs- und Wiederansiedlungsmaßnahmen ROMY HARZER, NORBERT MÜLLER, MICHAEL REICH, THOMAS WAGNER, JOHANNES KOLLMANN .....	66
<b>3. Beiträge zu den Querschnittsthemen der CBD.....</b>	<b>73</b>
3.1 Biodiversität im Klimawandel .....	75
Ökosystembasierte Anpassung in Städten – ein Überblick ALEXANDER HOFFMANN .....	75
3.2 Kommunikation, Bildung und öffentliche Wahrnehmung.....	79
Nachhaltigkeit sowie Erfolgsfaktoren, Vorteile und Herausforderungen von und bei Kooperationen im Gewässerschutz zur Reduzierung des Nitratgehalts KATJA GÖLZ.....	79
Raum für Vielfalt - Online Weiterbildungsangebot zum Thema Biodiversität in der Agrarlandschaft MICHAEL RUDNER .....	84
Konzeptuelles Wissen angehender Lehrkräfte für Bildung für Nachhaltige Entwicklung LISA RICHTER-BEUSCHEL, CHRISTINE DERKSEN, SUSANNE BÖGEHOLZ.....	88
Quantität und Qualität von Unterrichtsmaterialien zum Thema Erhaltung der Biodiversität CHRISTINE BÖRTITZ.....	96
Welche Vorstellungen haben Jugendliche von nachhaltiger Ernährung? MAXIMILIAN DORNHOFF, ANNELIE HÖRNSCHEMEYER, FLORIAN FIEBELKORN, SUSANNE MENZEL .....	101
3.3 Wirtschaft, Handel und Anreizmechanismen .....	108
Biodiversität in Ökobilanzierungen LISA WINTER .....	108
Naturschutzplanung mit quantitativen Methoden CYNTHIA WIENS .....	113
Gemeingüterbasierte Rechte an Saatgut und Sorten als Treiber für eine sozial-ökologische Transformation des Pflanzenbaus NINA GMEINER, LEA KLIEM, ANOUSH FICICIYAN, STEFANIE SIEVERS-GLOTZBACH, JULIA TSCHERSICH .....	118
Vermarktungskonzepte für Produkte von gefährdeten Nutztierassen KATHARINA MENGER .....	125
3.4 Taxonomie .....	129
Artkonzepte – Zur normativen Relevanz für Biodiversitätsforschung und Naturschutz DOREEN GRUSENICK .....	129

Integrative Taxonomie als Grundlage für den Naturschutz am Beispiel artenreicher Erzwespen MICHAEL HAAS, JUAN CARLOS MONJE, TANJA SCHWEIZER, DAVE KARLSSON, LARS KROGMANN .....	135
Naturschutzgenetik an mitteleuropäischen bedrohten Pflanzenarten – Implikationen für den Naturschutz am Beispiel von <i>Arnica montana</i> L. und <i>Crepis mollis</i> (Jacq.) Asch. VIRGINIA K. DUWE .....	141
Endemische Gefäßpflanzen in Heiden und Gebüsch Europa NADJA EL BALTI, CARSTEN HOBOHM .....	145
DNA-Barcoding der Bestäuber in der Landwirtschaft ISABEL C. KILIAN SALAS, ANDRÉE HAMM, RALPH PETERS, XIMO MENGUAL, AXEL SSYMANK .....	149
3.5 Monitoring, Indikatoren und Berichte .....	153
Die Evidenzgrundlage von Biodiversität und Ökosystemdienstleistungen in europäischen Agroforstsystemen ANNE-CHRISTINE MUPEPELE, AMELIE GÖBEL, CARSTEN F. DORMANN .....	153
3.6 Invasive Arten .....	158
Häufigkeit von (sub)tropischen Arten in thermisch-belasteten Gewässern in Deutschland und Konsequenzen für die lokale Biodiversität JULIANE LUKAS, DAVID BIERBACH .....	158
3.7 Schutzgebiete .....	164
Systemische Governance und ökosystembasierte Managementplanung von Biosphärenreservaten ANJA KRAUSE .....	164
Mensch-Wildtier-Konflikte im Biodiversitäts-Hotspot Hyrcanische Wälder / Iran LAURA MEINECKE .....	170
Evaluierung des Schutzstatus von Lebensraumtypen unter Natura 2000 MARTIN FRIEDRICH, VIRGILIO HERMOSO, VANESSA BREMERICH, SIMONE D. LANGHANS .....	176



Foto: piclease; Fotograf: Christian Kittel

## 1. Nationale Umsetzung der CBD



## Die Nationale Biodiversitätsstrategie – Umsetzung des Übereinkommens über die biologische Vielfalt in Deutschland

HELENA STRÖHER

### Eine internationale Verpflichtung wird auf nationaler Ebene umgesetzt

In 1992 wurde anlässlich der „Konferenz der Vereinten Nationen für Umwelt und Entwicklung“ (UNCED) in Rio de Janeiro das Übereinkommen über die biologische Vielfalt (Convention on Biological Diversity – CBD) beschlossen. Es trat 1993 in Kraft, wodurch alle 168 beigetretenen Staaten gefordert waren, eigene Strategien zum Umgang mit der biologischen Vielfalt zu entwickeln oder bestehende Strategien, Pläne und Programme anzupassen (CBD 2017).

Deutschland trat der CBD 1993 bei. Die Entwicklung einer nationalen Strategie begann offiziell im Jahr 2005, indem das seinerzeitige Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (BMU) und das Bundesamt für Naturschutz (BfN) einen öffentlichen Dialogprozess mit den Ländern, den Verbänden und Experten in Deutschland initiierte. Zwei Jahre später lag eine mit allen Akteuren abgestimmte „Nationale Strategie zur biologischen Vielfalt“ (NBS) (auch bezeichnet als Nationale Biodiversitätsstrategie) vor, die am 07.11.2007 per Kabinettsbeschluss in Kraft trat. In den Koalitionsverträgen der 17. und 18. Legislaturperioden wurde sie bestätigt.

Seit ihrer Verabschiedung bildet die NBS eine wichtige Argumentationsgrundlage für den Naturschutz: Sie deckt mit ihren ca. 330 Qualitäts- und Handlungszielen sowie mit rund 430 Maßnahmen nahezu alle biodiversitätsrelevanten Themen ab, ist querschnittsorientiert angelegt und trägt das Thema Biodiversität in verschiedene gesellschaftliche Handlungsbereiche. Ihre Ziele und Maßnahmen sprechen sowohl staatliche als auch nicht-staatliche Akteure an. Viele dieser Ziele sollen bis 2020 erreicht werden, einige sind auf das Jahr 2050 ausgerichtet.

Ein besonders wichtiges Element der Strategie ist die Quantifizierung: Viele Ziele enthalten konkrete Angaben, die bis zu einem bestimmten Zeitpunkt erfüllt werden sollen (Bundesregierung 2007). Um zu messen, ob diese Ziele erreicht werden, wurde ein Monitoring eingeführt, dessen Ergebnisse in regelmäßig erscheinenden Indikatorenberichten publiziert werden. Der in 2014 erschienene zweite Bericht zeigt, dass wichtige Ziele der Strategie, gerade mit Blick auf das Zieljahr 2020, noch lange nicht erreicht sind. Vor diesem Hintergrund veröffentlichte das BMUB im Herbst 2015 die Naturschutz-Offensive 2020 (s. Abb.1). Dieses Handlungsprogramm konzentriert sich auf die zehn defizitärsten NBS-Handlungsfelder und identifiziert die wichtigsten Akteure, von denen bis zum Jahr 2020 verstärkte Anstrengungen erforderlich sind. Hierdurch verleiht die Naturschutz-Offensive 2020 der Umsetzung der Strategie nochmals einen enormen Schub (BMUB 2015).

### Konkrete Umsetzung der Nationalen Biodiversitätsstrategie

Eine umfangreiche, in alle gesellschaftlichen Belange reichende Strategie wie die NBS kann nur erfolgreich sein, wenn die verschiedenen, an der Umsetzung beteiligten Akteure mitwirken. Im Rahmen des o. g. von BMU und BfN initiierten Dialogprozesses finden auf nationaler und regionaler Ebene regelmäßige Informations-, Diskussions- und Arbeitsveranstaltungen mit zahlreichen gesellschaftlichen Akteuren statt.

Der Dialogprozess besteht aus folgenden vier Elementen:

- Nationale Foren: Sie bringen themenbezogen die wichtigsten Akteure zu einem aktuellen Umsetzungsthema zusammen.
- Jährlich stattfindende Länderforen: Ebenso wie das BMUB sind auch die Umweltministerien der Länder angehalten, eigene Strategien zu erstellen. Die Länder sind gerade deshalb so wichtig, da

konkrete Maßnahmen der Strategie in ihre Hände fallen. Die Länderforen dienen den Ländern und dem BMUB als Austauschplattform.

- Die dritte Art regelmäßiger Foren sind die Dialogforen „Naturschutz“. Hier treffen sich die Vertreter\*innen der Naturschutzverbände, um gemeinsam mit dem BMUB über die Umsetzung der NBS zu beratschlagen.
- Schließlich finden als vierte Form des Dialogs in unregelmäßigen Abständen akteurs- und themenspezifische Dialogforen statt, dessen Spektrum von nachhaltiger Naturnutzung durch z. B. Landwirtschaft oder Fischerei über gesellschaftliche Aspekte, Wissenschaft und Forschung hin zu biodiversitätsbezogenen Themen von Religionsgemeinschaften oder Unternehmen reicht.

Ein Beispiel für die akteurs- und themenspezifischen Foren sind die regelmäßig stattfindenden Dialogforen mit Unternehmen. Diese werden organisiert durch die Plattform „Unternehmen Biologische Vielfalt 2020“, initiiert und gefördert durch das BMUB und das BfN. Ziel der Plattform ist es, die Umsetzung der NBS mit Verbänden aus Wirtschaft und Naturschutz zu unterstützen (UBV 2017).

Ein weiteres Beispiel ist der alle zwei Jahre stattfindende Jugendkongress "Jugend-Zukunft-Vielfalt" (Abb. 2), der durch das BMUB und das BfN sowie die Deutsche Bundesstiftung Umwelt (DBU) gefördert wird. Anlässlich dieser Kongresse entwickeln Jugendliche gemeinsame Ideen zum Schutz der Natur und können diese in kleinen, finanziell geförderten Projekten umsetzen.



**Abb. 1: Die NBS und die Naturschutz-Offensive 2020 sind die wichtigsten Dokumente zur Umsetzung der CBD (Foto: BfN)**

Der Dialog mit den Akteuren ist der erste Schritt, um die Umsetzung der NBS breit zu verankern. Um die konkrete Umsetzung vor Ort zu veranlassen, hat das BMUB im Jahr 2011 das „Bundesprogramm biologische Vielfalt“ ins Leben gerufen. Seit 2011 fördert es mit Bundesmitteln vielfältige Vorhaben, die die Zielsetzungen der NBS in besonders beispielhafter und maßstabsetzender Weise umsetzen. So wurden seit Beginn des Programms mit über 80 Millionen Euro insgesamt 59 Projekte mit 150 Teilprojekten gefördert (Stand April 2017). Das Bundesprogramm hat vier Förderschwerpunkte, auf die sich geeignete Projekte bewerben können: Arten in besonderer Verantwortung Deutschlands, Hot Spots biologischer Vielfalt, Sicherung von Ökosystemleistungen sowie weitere Maßnahmen, die eine besondere repräsentative Bedeutung für die NBS haben (BfN 2017).



**Abb. 2: Teilnehmer des Jugendkongresses in 2017 (Foto: Michel Münch / DBU)**

Ein weiteres Instrument zur Umsetzung der NBS knüpft an die internationale Ebene an. Zur Unterstützung der CBD wurde der Zeitraum 2011-2020 von den Vereinten Nationen als „UN-Dekade zur biologischen Vielfalt 2011-2020“ ausgerufen. Deutschland nahm dies zum Anlass, eine deutschlandweite „UN-Dekade Biologische Vielfalt 2011-2020“ zu starten, damit „am Ende des Jahrzehnts mehr Menschen wissen [...], was biologische Vielfalt ist, warum wir sie brauchen und wie jeder etwas dazu beitragen kann, sie zu erhalten.“ (UN-Dekade 2017). Die Dekade zielt darauf ab, möglichst viele Menschen für den Schutz und die Erhaltung der biologischen Vielfalt zu sensibilisieren und zu begeistern. Dies geschieht insbesondere durch den UN-Dekade-Wettbewerb, bei dem jede Woche ein Projekt ausgezeichnet wird, in dem sich Menschauf besondere Art und Weise für die biologische Vielfalt einsetzen (s. Abb. 3). An diesem Wettbewerb nehmen verschiedenste Akteure teil, z. B. Schulen, Kindergärten, Forschungsinstitute, Vereine, Behörden aber auch Museen oder Unternehmen. Zusätzlich zum Projektwettbewerb macht die UN-Dekade die biologische Vielfalt durch andere Aktionen bekannt, hierzu zählen z. B. Foto-Wettbewerbe, Wanderausstellungen oder der Blog. Auch die Aktivitäten prominenter UN-Dekade Botschafter sowie von Jugend-Botschaftern tragen zur Kommunikation bei (UN-Dekade 2017).

Das Dialogforenkonzept, das Bundesprogramm sowie die UN-Dekade sind Umsetzungsaktivitäten, die hauptsächlich durch das BMUB und das BfN gesteuert werden. Hinzu kommen zahlreiche weitere Aktivitäten und Teilstrategien, wie z. B. die Strategie zur vorbildlichen Berücksichtigung von Biodiversitätsbelangen auf allen Flächen des Bundes.

Zusätzlich zum Bund sind auch die Länder und die Kommunen entscheidende Partner für die Verwirklichung der NBS-Ziele. Fast alle Länder haben bereits Biodiversitätsstrategien entwickelt und mit der Umsetzung begonnen. Hinsichtlich der Kommunen haben zehn Städte (Augsburg, Bamberg, Berlin, Erfurt, Gütersloh, Hannover, Ingolstadt, Landshut, Nürnberg und Vaterstetten) eigene Biodiversitätsstrategien vorgelegt. Sie sind zudem Mitglieder des Bündnisses „Kommunen für biologische Vielfalt“, in dem sich bislang 124 im Naturschutz engagierte Kommunen zusammengeschlossen haben. Das Bündnis dient dem Informations- und Erfahrungsaustausch und hilft, gute Beispiele zur Umsetzung der NBS zu verbreiten. Es gründete sich, nachdem in 2010 die Deklaration „Biologische Vielfalt in Kommunen“ erstellt und unterzeichnet wurde. In der Deklaration sprechen sich die beteiligten Kommunen dafür aus, konkrete Maßnahmen zum Schutz der biologischen Vielfalt zu ergreifen. Derzeit haben mehr als 250 Kommunen die Deklaration unterzeichnet (Kommunen für biologische Vielfalt 2017; Stand 04.08.2017).



**Abb. 3: Bundesumweltministerin Barbara Hendricks (links) zeichnet das Projekt „Kinder-Garten im Kindergarten“ als UN-Dekade-Projekt aus (Foto: Agentur Bildschön / Semmer, FiBL)**

### **Forschungsinteresse und Ausblick**

Einige Ziele der Nationalen Biodiversitätsstrategie sind bereits im Jahr 2010 ausgelaufen, weitere sollen bis zum Jahr 2020 erreicht werden. Das Jahr 2020 hat auch für die internationale Ebene Bedeutung: Die EU-Biodiversitätsstrategie sowie der Strategische Plan für Biodiversität der CBD inklusive der Aichi-Ziele gelten ebenfalls bis 2020. Aus diesem Grunde finden derzeit auf nationaler, europäischer und internationaler Ebene Überlegungen statt, wie eine Weiterentwicklung oder Fortführung der bisherigen Strategien, Pläne und Ziele erfolgen soll.

An diesem Punkt setzen auch Überlegungen zu lohnenswerten Forschungsfragen im Rahmen der BfN-Ressortforschung an. Von besonderer Bedeutung ist in diesem Zusammenhang die Analyse bisheriger Maßnahmen zur Strategieentwicklung innerhalb der NBS sowie der verschiedenen Umsetzungsaktivitäten und -prozesse. Welche Erfahrungen wurden gemacht? Welche Faktoren haben zum Erfolg geführt? Bei welchen Faktoren besteht Optimierungspotential? Welche neuen Themen werden für den Zeitraum nach 2020 relevant sein? Auf der Grundlage dieser Auswertungen sind wissenschaftsbasierte Vorschläge zur Weiterentwicklung der NBS über 2020 hinaus abzuleiten. In diesem Zusammenhang gilt es, auch nationale und internationale umweltpolitische Strategien und übergeordnete Herausforderungen aus anderen Politikfeldern zu berücksichtigen. Auf Länderebene würde sich eine vergleichbare Analyse lohnen.

### **Quellenverzeichnis**

- BfN – Bundesamt für Naturschutz (2017): Bundesprogramm Biologische Vielfalt. – Online, URL: [http://biologischevielfalt.bfn.de/bundesprogramm\\_ueberblick.html](http://biologischevielfalt.bfn.de/bundesprogramm_ueberblick.html) [Zugriff: 10.07.2017].
- BMUB – Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit (2015): Naturschutz-Offensive 2020. Berlin. – Online, URL: <http://biologischevielfalt.bfn.de/25589.html> [Zugriff: 10.07.2017].
- Bundesregierung (2007): Nationale Strategie zur biologischen Vielfalt. Berlin. – Online, URL: [www.biologischevielfalt.de/fileadmin/NBS/documents/broschuere\\_biolog\\_vielfalt\\_strategie\\_bf.pdf](http://www.biologischevielfalt.de/fileadmin/NBS/documents/broschuere_biolog_vielfalt_strategie_bf.pdf) [Zugriff: 10.07.2017].
- CBD – Convention on Biological Diversity (2017): History of the Convention. – Online, URL: <https://www.cbd.int/history/> (abgerufen am 04.08.2017).

Kommunen für biologische Vielfalt (2017): Homepage. – Online, URL: [www.kommbio.de/home](http://www.kommbio.de/home) [Zugriff: 10.07.2017].

UBV – Unternehmen Biologische Vielfalt 2020 (2017): Homepage. – Online, URL: [http://biologischevielfalt.bfn.de/ubi\\_2020.html](http://biologischevielfalt.bfn.de/ubi_2020.html) [Zugriff: 10.07.2017].

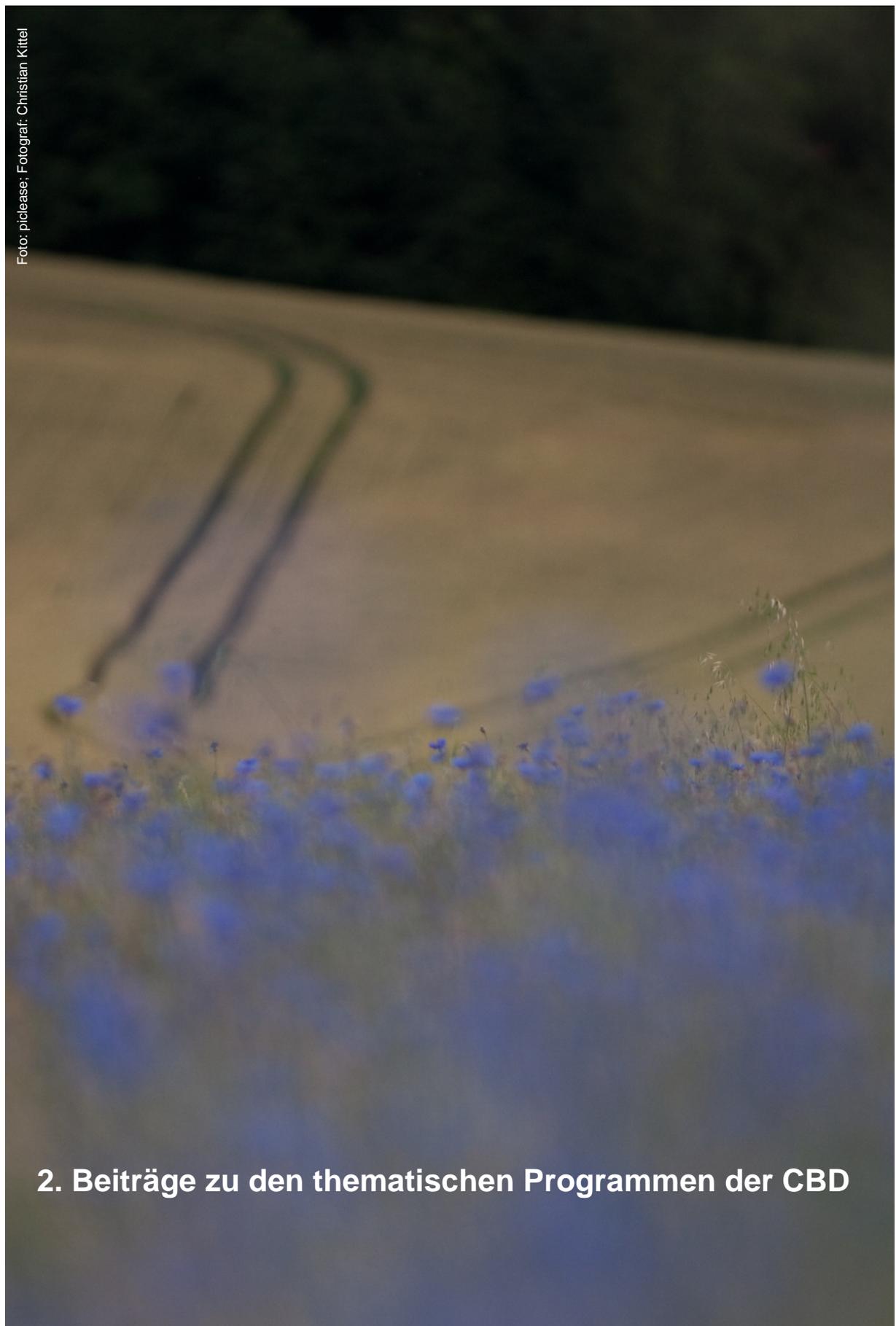
UN-Dekade (2017): Homepage. – Online, URL: [www.undekade-biologischevielfalt.de/un-dekade/die-un-dekade-biologische-vielfalt/kurzueberblick/](http://www.undekade-biologischevielfalt.de/un-dekade/die-un-dekade-biologische-vielfalt/kurzueberblick/) [Zugriff: 10.07.2017].

### **Kontakt**

Helena Ströher  
Bundesamt für Naturschutz  
Fachgebiet: I 2.2 – Naturschutz und Gesellschaft  
Konstantinstraße 110  
53179 Bonn  
E-Mail: [helena.stroeher@bfn.de](mailto:helena.stroeher@bfn.de)



Foto: piclease; Fotograf: Christian Kittel



## 2. Beiträge zu den thematischen Programmen der CBD



## 2.1 Biodiversität in der Agrarlandschaft

### Auswirkungen von biologischer Landwirtschaft auf Grünlandbiodiversität im Rahmen eines Agrarumweltprogramms

CHARLOTTE GERLING

#### Einführung

Die Intensivierung der Landwirtschaft ist einer der wichtigsten Einflussfaktoren, die zum Verlust der Artenvielfalt führen (Kleijn et al. 2011). Besonders Grünlandarten wie Vögel und Schmetterlinge werden durch die intensive Grünlandbewirtschaftung bedroht (Johst et al. 2015). Agrarumweltprogramme (AUP), in denen Landwirte für bestimmte Maßnahmen kompensiert werden, sind eins der bedeutendsten politischen Instrumente um die negativen Auswirkungen der Landwirtschaft auf die Artenvielfalt zu reduzieren (Uthes und Matzdorf 2013). Andere Autoren (z. B. Batáry et al. 2012) und auch die EU (Verordnung (EC) No. 834/2007 des Rates) sehen auch in der biologischen Landwirtschaft eine Möglichkeit, dem Artenverlust in der Agrarwirtschaft entgegenzuwirken. Somit können sowohl AUP als auch biologische Grünlandbewirtschaftung dazu beitragen, die Ziele des Übereinkommens über die biologische Vielfalt zu erreichen. Dies betrifft vor Allem die Befassung mit den grundlegenden Ursachen des Verlusts der Artenvielfalt, den verminderten direkten Druck auf die Artenvielfalt und die Förderung ihrer nachhaltigen Nutzung (CBD 2010).

Jedoch zeigen empirische Studien zu den Auswirkungen der biologischen Landwirtschaft keine klaren Ergebnisse: obwohl mehrere Studien einen positiven Zusammenhang zwischen biologischer Landwirtschaft und Artenvielfalt fanden (z. B. Batáry et al. 2012), fanden andere Studien keinen Unterschied (z. B. Hiron et al. 2013) und in bestimmten Fällen scheint konventionelle Landwirtschaft zu einer höheren Biodiversität zu führen (Weibull et al. 2003). Zu den Gründen für diese widersprüchlichen Ergebnisse zählen zum Beispiel die Auswirkungen von landschaftlicher Heterogenität (Hiron et al. 2013, Weibull et al. 2003).

Der Zweck dieses Artikels ist es, die Auswirkungen der biologischen Landwirtschaft im Rahmen von AUP auf ausgewählte, bedrohte Vogel- und Schmetterlingsarten im landwirtschaftlichen Grünland in Sachsen zu untersuchen. Die Studie geht durch die Nutzung von ökologisch-ökonomischer Modellierung über die bisherigen, empirischen Studien hinaus. Dadurch werden zwar spezifische Aspekte der echten Landschaften (wie z. B. landschaftliche Heterogenität) nicht berücksichtigt, jedoch erlaubt diese Vorgehensweise die Berücksichtigung zwei neuer Aspekte: zunächst können durch die Modellierung spezifische Aspekte der Grünlandbewirtschaftung wie z. B. die Intensität der Nutzung berücksichtigt werden. Da sich diese Aspekte teilweise zwischen biologischer und konventioneller Grünlandbewirtschaftung unterscheiden, kann die Modellierung genutzt werden, um die Auswirkungen dieser Unterschiede zu untersuchen. Zweitens kann durch die Modellierung die Entscheidung der Landwirte, an einem AUP teilzunehmen, modelliert werden. Es kann somit untersucht werden, wie sich diese Entscheidung ändert, wenn die Landwirte biologische Landwirtschaft betreiben.

#### Material

##### Relevante Subventionen im Fallstudiengebiet

Auf biologisch bewirtschafteten Grünlandflächen ist die maximale Düngung und Besatzdichte begrenzt und Landwirte, die ihr Grünland biologisch bewirtschaften, erhalten in Sachsen eine Subvention von 230€/ha (Richtlinie ÖBL 2015). Die Unterstützung für biodiversitätssteigernde Grünlandmaßnahmen ist in der Agrarumwelt- und Klimamaßnahmenrichtlinie (Richtlinie AUK 2015) geregelt. Sowohl konventionell als auch biologisch wirtschaftende Landwirte dürfen an diesem AUP teilnehmen (SSUL 2015).

## **Modellierungsverfahren**

Für die Studie wird das ökologisch-ökonomische Modellierungsverfahren, welches in der Software DSS-Ecopay implementiert ist, genutzt (Mewes et al. 2014). Durch dieses Modellierungsverfahren können die Auswirkungen verschiedener Grünlandnutzungen auf bedrohte Arten untersucht werden. Eine kurze Übersicht des Modellierungsverfahrens wird hier gegeben, für detaillierte Informationen zum Handbuch der Software siehe Mewes et al. (2014) und zur Modellierung von AUP siehe Wätzold et al. (2016).

Als Grundlage des Modellierungsverfahrens dient eine Karte Sachsens, die in Pixel von einer Größe von 6,25ha unterteilt wurde. Für jedes Pixel stehen Informationen zur momentanen Landnutzung, Bodenfeuchte, Grünlandzahl, Höhe und zum momentanen Vorkommen der Arten zur Verfügung. Für die Modellierung wurden je 15 bedrohte Vogel- und Schmetterlingsarten als Schutzziel ausgewählt. Für jede dieser Arten gibt es einen Steckbrief, in dem Informationen zu den Habitatbedingungen und Brutzeiten gespeichert sind. Um diese Arten zu schützen stehen mehrere hundert verschiedene Mahd- und Weidenutzungen zur Verfügung. Diese Grünlandnutzungen unterscheiden sich durch den Zeitpunkt und Häufigkeit der Landnutzung und die Besatzdichte. In jedem Pixel wird, unabhängig von den anderen Pixeln, eine Grünlandnutzung ausgewählt.

Die Auswahl der Landnutzung für jedes Pixel beruht auf der agrarökonomischen Kostenberechnung (Mewes et al. 2015). Es wird angenommen, dass jeder Landwirt die für ihn profitmaximierende Landnutzung durchführt. Im Rahmen eines AUP kann dies eine Maßnahme sein, für die der Landwirt eine bestimmte Kompensationszahlung erhält, oder die bisherige Landnutzung ohne Kompensationszahlung. Laut agrarökonomischer Kostenberechnung wählt ein Landwirt die Maßnahme, bei der die Differenz zwischen der angebotenen Kompensationszahlung und der Summe der Kosten positiv und am höchsten ist. Ist die Differenz negativ wird die bisherige Landnutzung ohne Agrarumweltmaßnahme durchgeführt.

Im ökologischen Modell (Johst et al. 2015) werden die Auswirkungen der ausgewählten Landnutzungsmaßnahmen auf die Arten berechnet. Hierfür wird die lokale Habitatqualität eines jeden Pixels für eine bestimmte Art berechnet. Die lokale Habitatqualität eines Pixels beschreibt den Einfluss einer Landnutzungsmaßnahme auf die Reproduktion einer Art und kann einen Wert zwischen 0 und 1 erreichen, wobei bei einem Wert von 0 die Reproduktion der Art unmöglich ist und der Wert 1 die optimalen Bedingungen für die Reproduktion der Art darstellt. Die Berechnung der lokalen Habitatqualität geschieht auf Grundlage von Faktoren, die den Reproduktionserfolg unabhängig vom Zeitpunkt der Eiablage der Art bestimmen (Prädationsdruck, Bodenfeuchte und das Vorhandensein räumlicher Strukturelemente) und von Faktoren, die vom Zeitpunkt der Eiablage abhängig sind (Vegetationshöhe und Mortalität durch Mähmaschinen oder Weidetiere). Die Summe aller Habitatpixel multipliziert mit ihrer lokalen Habitatqualität ergibt die effektive Habitatqualität einer Maßnahme für eine Art. Durch Kombination der Ergebnisse der agrarökonomischen Kostenberechnung und des ökologischen Modells kann so für jedes Pixel berechnet werden, welche Landnutzungsmaßnahme umgesetzt wird und welche Auswirkungen dies auf die Arten hat.

## **Methode**

Das Modellierungsverfahren wurde angepasst, um zwischen biologischer und konventioneller Landwirtschaft unterscheiden zu können, da die ökologische Landwirtschaft zu unterschiedlichen Erträgen führt und neue Kostenkalkulationen benötigt. Es wurden zusätzliche Daten berücksichtigt, die die Kosten und den Ertrag der biologischen Grünlandnutzungen darstellen, und die Daten der konventionellen Nutzung wurden aktualisiert (SLULG 2016).

Zur Simulation des sächsischen AUP wurden drei Grünlandmaßnahmen ausgewählt (s. Tab. 1). Bei den drei Maßnahmen kann zwischen einer zweimaligen und einer dreimaligen Mahd gewählt werden.

Da die profitmaximierende Anzahl der Schnitte von der Kostenstruktur jedes einzelnen Landwirtes abhängt werden jeweils beide Varianten der Maßnahme berücksichtigt.

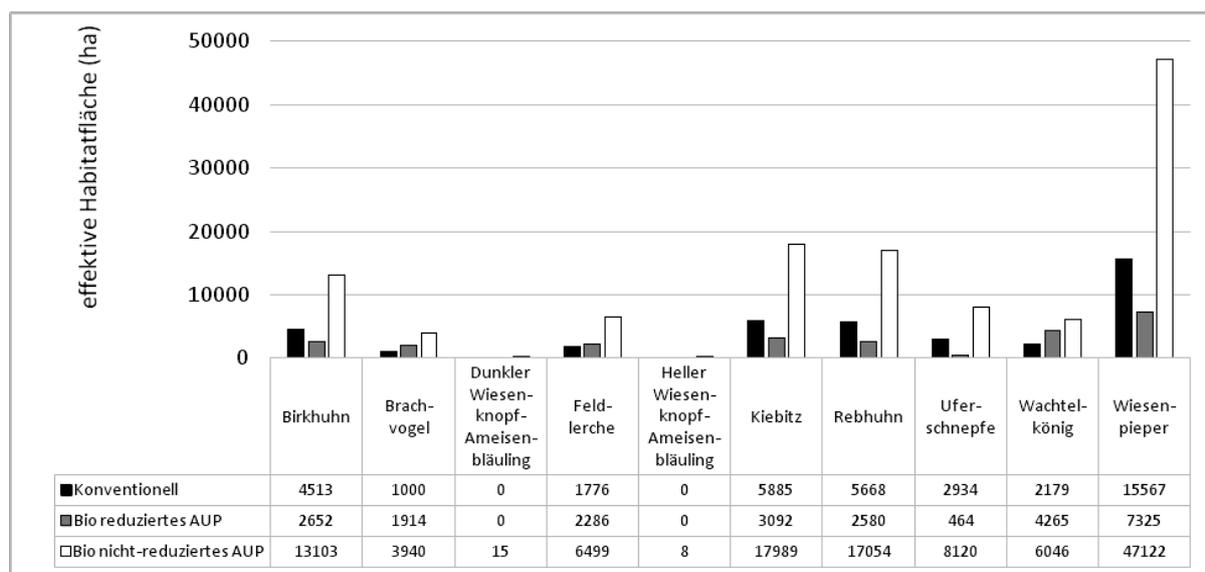
**Tab. 1: Ausgewählte Maßnahmen der Kategorie 5 “Spezielle artenschutzgerechte Grünlandnutzung” der sächsischen Agrarumwelt- und Klimamaßnahmenrichtlinie und die Zahlungen, die konventionelle und Biolandwirte für die Implementierung einer Maßnahme erhalten (SSUL 2015). Die Zahlung für Biolandwirte wird um 230€/ha reduziert, da der Landwirt bereits die 230€/ha Subvention für den Biolandbau erhält.**

Maßnahmenr.	Zeitabhängiges Nutzungskriterium	Angebotene Zahlung	
		Konventionell	Biologisch
GL 5a	Mind. 2 Nutzungen pro Jahr, 1. Nutzung als Mahd ab 01.06.	330€/ha	100€/ha
GL 5b	Mind. 2 Nutzungen pro Jahr, 1. Nutzung als Mahd ab 15.06.	331€/ha	101€/ha
GL 5d	Mind. zwei Mähnutzungen pro Jahr Nutzungspause; Bewirtschaftungspause ab 11.06. bis 31.08.	359€/ha	129€/ha

Um die Auswirkungen zwischen biologischer und konventioneller Landwirtschaft vergleichen zu können, werden drei Szenarien simuliert, in denen jeweils angenommen wird, dass das gesamte Studiengebiet an dem jeweiligen AUP teilnimmt: ein konventionelles AUP, ein ökologisches AUP, bei dem den Landwirten die reduzierte Zahlung angeboten wird („Bio – reduziertes AUP“), und ein hypothetisches ökologisches AUP, bei dem den Landwirten eine nicht-reduzierte Zahlung angeboten wird („Bio – nicht-reduziertes AUP“).

## Ergebnisse

Die Studie zeigt, dass von der momentanen, reduzierten Subventionierung von Biolandwirten nur wenige Arten im Vergleich zum konventionellen AUP profitieren. Allerdings zeigt das hypothetische, „Bio – nicht-reduziertes AUP“ große Vorteile (s. Abb. 1).



**Abb. 1: Effektive Habitatfläche, die durch die drei AUP für die Arten erzielt wird**

Die Unterschiede liegen in der unterschiedlichen Kostenstruktur von Bio- und konventionellen Landwirten begründet. Dies führt dazu, dass die Landwirte unterschiedliche Maßnahmen implementieren (Tabelle 2). Da im „Bio reduzierten AUP“ nur auf einer relativ kleinen Gesamtfläche ein AUP eingeführt wird, profitieren generell auch nur wenige Arten.

**Tab. 2: Effektive Habitatfläche, die durch die verschiedenen Maßnahmen in den drei AUP generiert wird**

Maßnahme	Konventionell	Bio – reduziertes AUP	Bio – nicht-reduziertes AUP
GL5a, 3-Schnitt	0 ha	0 ha	41,225 ha
GL5a, 2-Schnitt	14,012.5 ha	0 ha	0 ha
GL5d	3,412.5 ha	8,113 ha	11,543.75 ha
Gesamthabitatfläche	17,425 ha	8,113 ha	52,769 ha

Tabelle 3 zeigt die potentielle maximale Auswirkung der Maßnahmen auf die Arten, wenn sie im gesamten Studiengebiet angewendet würden. So zeigt sich, dass das Birkhuhn zwar von allen vier Maßnahmen gleichermaßen profitieren könnte, da jedoch im „Bio – nicht-reduzierten AUP“ die größte Gesamtfläche nach den Maßnahmen bewirtschaftet wird (s. Tab. 2), profitiert die Art hiervon am meisten (s. Abb. 1). Die gleiche Erklärung kann auf das Vorkommen der Uferschnepfe, Brachvogel, Kiebitz, Wiesenpieper, Rebhuhn und Feldlerche angewandt werden. Des Weiteren spielt es eine Rolle, auf welchen Pixeln die Maßnahmen im AUP umgesetzt wurden, da dies die individuelle Habitateignung der einzelnen Arten beeinflussen kann. So profitiert beispielsweise der Brachvogel mehr von dem „Bio – reduzierten AUP“ als vom konventionellen AUP.

**Tab.3: Potentielle maximale Auswirkungen der in den AUP ausgewählten Maßnahmen auf die betroffenen Arten, unter der Annahme dass jede Maßnahme unabhängig voneinander auf allen möglichen Pixeln in Sachsen implementiert wird.**

Maßnahme	Konventionell GL5a, 2-Schnitt	Konventionell GL5d	Biologisch GL5a, 3-Schnitt	Biologisch GL5d
Birkhuhn (ha)	14,103	14,103	14,103	14,103
Brachvogel (ha)	3,952	3,945	3,938	3,932
Dunkler Wiesenknopf- Ameisenbläuling (ha)	0	169	0	169
Feldlerche (ha)	6,491	6,503	6,476	6,486
Heller Wiesenknopf- Ameisenbläuling (ha)	0	28	0	29
Kiebitz (ha)	17,942	18,060	17,942	18,059
Rebhuhn (ha)	17,054	17,054	17,054	17,054
Uferschnepfe (ha)	8,122	8,120	8,114	8,117
Wachtelkönig (ha)	1,029	28,339	0	28,338
Wiesenpieper (ha)	47,122	47,122	47,122	47,122

Der Wachtelkönig profitiert hauptsächlich von Maßnahme 5d (s. Tab. 3). Da im „Bio – nicht-reduzierten AUP“ die größte Fläche nach dieser Maßnahme bewirtschaftet wird (s. Tab. 2), führt dieses AUP zur größten effektiven Habitatfläche.

Zusätzlich gibt es zwei Arten, die nur vom „Bio – nicht-reduzierten AUP“ profitieren: der Dunkle und Helle Wiesenknopf-Ameisenbläuling. Diese Arten profitieren nur von Maßnahme 5d (s. Tab. 3). Diese Maßnahme wird in allen drei AUP umgesetzt (s. Tab. 2), jedoch ist die so bewirtschaftete Fläche im „Bio – nicht-reduzierten AUP“ am größten. Die Distanz zwischen den geschützten Gebieten kann in den anderen AUP zu groß sein, als dass die Arten diese potentiellen Habitatflächen erreichen könnten. Beispielhaft sollen hier auch die Kosten, die durch den Schutz dieser Arten für die Landwirte entstehen würden, betrachtet werden. Der Mittelwert der Kosten auf konventionellen Land liegt bei 378.14 €/ha, während er auf Bioland bei 276.34 €/ha liegt. Die Opportunitätskosten von subventionierten Biolandwirten sind also geringer als die der konventionellen Landwirte.

### **Diskussion und Schlussfolgerung**

Durch die Anwendung und Anpassung eines ökologisch-ökonomischen Modellierungsverfahrens konnten die Auswirkungen der biologischen Landwirtschaft in Kombination mit AUP untersucht werden. Die Anwendung des Modellierungsverfahrens hebt diese Studie von den bisherigen, empirischen Studien ab. Durch diese Methodik wurde ein wichtiger Einflussfaktor auf die Auswirkungen der biologischen Landwirtschaft im Rahmen von AUP festgestellt, der in den bisherigen empirischen Studien nicht beachtet wurde.

Die Studie hat gezeigt, dass die Auswirkungen eines AUP kostenabhängig sind: die Kosten, mit denen ein Landwirt bei der Implementierung einer AUP-Maßnahme konfrontiert wird, und die angebotene Zahlung sind entscheidend bei der Wahl der Maßnahme. Da sich die Kostenstruktur von biologischen und konventionellen Landwirten stark unterscheidet, werden unterschiedliche Grünlandnutzungsregime implementiert, was zu einer erhöhten Variabilität in der zeitlichen Nutzung der Grünlandflächen führen kann. Von einer größeren Variabilität können mehr Arten profitieren (Johst et al. 2015) und durch die Implementierung von Maßnahmen durch Bio- und konventionelle Landwirte können so potentiell mehr Arten und größere Habitatflächen geschützt werden. Jedoch ist das Ausmaß des Nutzens stark von der Zahlungsstruktur des AUP abhängig.

Eine wichtige Limitation dieser Studie liegt in den Auswirkungen der konventionellen Landwirtschaft, die in dem Modellierungsverfahren nicht berücksichtigt wurden, wie beispielsweise die Auswirkungen von Pestiziden und Herbiziden auf die Nahrungskette. Außerdem können die Ergebnisse durch Einbeziehung anderer Maßnahmen und Arten unterschiedlich ausfallen. Schließlich sind die Ergebnisse des Modellierungsverfahrens stark von der Datenqualität abhängig. Obwohl die offiziellen Daten soweit vorhanden genutzt wurden, mussten einige Werte abgeschätzt werden und auch die offiziellen Daten können nur Näherungswerte darstellen.

In der Studie wurden die Auswirkungen eines hypothetischen, biologischen, nicht-reduzierten AUP gezeigt. Dies zeigt nicht die optimale Zahlungsstruktur, da andere Alternativen zum Schutz von Biodiversität berücksichtigt werden müssten, um eine optimale Distribution der Mittel bei einer gegebenen Budgetrestriktion zu erreichen. Allerdings konnte anhand dieser Beispielzahlung gezeigt werden, dass die Anpassung der Zahlungen für Biolandwirte möglicherweise zu vielversprechenden Ergebnissen führen kann. Der Grund hierfür liegt in den niedrigen Opportunitätskosten für die Implementierung von Maßnahmen auf biologischem Land, wie durch die entstehenden Schutzkosten des Dunklen und Hellen Wiesenknopf-Ameisenbläuling beispielhaft dargestellt wurde. Die optimale Zahlungsstruktur für AUP-Maßnahmen für biologische Landwirte ist ein interessantes Thema für zukünftige Forschung.

### **Quellenverzeichnis**

Batáry, P., Holzschuh, A., Orci, K. M., Samu, F., Tschardtke, T. (2012): Responses of plant, insect and spider biodiversity to local and landscape scale management intensity in cereal crops and grasslands. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 146(1): 130-136.

- CBD – Convention on Biological Diversity (2010): Key Elements of the Strategic Plan 2011-2020, including Aichi Biodiversity Targets. – Online, URL: <https://www.cbd.int/sp/elements/> [Zugriff: 29.10.2017].
- Hiron, M., Berg, A., Eggers, S., Josefsson, J., Pärt, T. (2013): Bird diversity relates to agri-environment schemes at local and landscape level in intensive farmland. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 176: 9-16.
- Johst, K., Drechsler, M., Mewes, M., Sturm, A., Wätzold, F. (2015): A novel modeling approach to evaluate the ecological effects of timing and location of grassland conservation measures. *Biological Conservation*, 182(02/2015): 44-52.
- Kleijn, D., Rundlöf, M., Scheper, J., Smith, H.G., Tscharntke, T. (2011): Does conservation on farmland contribute to halting the biodiversity decline? *Trends in Ecology and Evolution*, 26(9): 474-480.
- Mewes, M., Drechsler, M., Johst, K., Sturm, A., Wätzold, F. (2015). A systematic approach for assessing spatially and temporally differentiated opportunity costs of biodiversity conservation measures in grassland. *Agricultural Systems*, 137(07/2015): 76-88.
- Mewes, M., Sturm, A., Johst, K., Drechsler, M., Wätzold, F. (2014): Handbuch der Software DSS-Ecopay Version 2.0 zur Bestimmung kosteneffizienter Ausgleichszahlungen für Maßnahmen zum Schutz gefährdeter Arten und Lebensraumtypen im Grünland. Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung.
- Richtlinie AUK/2015 vom 22.06.2015: Förderrichtlinie Agrarumwelt- und Klimamaßnahmen.
- Richtlinie ÖBL/2015 vom 22.06.2015: Förderrichtlinie Ökologischer/Biologischer Landbau.
- SLULG – Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie (2016): Planungs- und Bewertungsdaten. – Online, URL: <https://www.landwirtschaft.sachsen.de/Landwirtschaft/254.htm> [15.03.2016].
- SSUL – Sächsisches Staatsministerium für Umwelt und Landwirtschaft (2015): Merkblatt zur Antragstellung und Durchführung von Maßnahmen der Richtlinie Agrarumwelt- und Klimamaßnahmen (RL AUK/2015). – Online, URL: [http://www.sszv.de/cms\\_images/Merkblatt\\_RL\\_AUK\\_2015.pdf](http://www.sszv.de/cms_images/Merkblatt_RL_AUK_2015.pdf) [15.03.2016].
- Uthes, S., Matzdorf, B. (2013): Studies on agri-environmental measures: a survey of the literature. *Environmental management* 51(1): 251-266.
- Wätzold, F., Drechsler, M., Johst, K., Mewes, M., Sturm, A. (2016): A novel, spatiotemporally explicit ecological-economic modelling procedure for the design of cost-effective agri-environment schemes to conserve biodiversity. *American Journal of Agricultural Economics*, 98(2): 489-512.
- Weibull, A. C., Ostman, O., Granqvist, A. (2003): Species richness in agroecosystems: the effect of landscape, habitat and farm management. *Biodiversity and Conservation*, 12(7): 1335-1355.

## **Kontakt**

Charlotte Gerling  
Brandenburgische Technische Universität Cottbus-Senftenberg  
Lehrstuhl für Volkswirtschaftslehre, insbesondere Umweltökonomie  
Postfach 101344  
03013 Cottbus  
E-Mail: [charlotte.gerling@b-tu.de](mailto:charlotte.gerling@b-tu.de)

## Die Bedeutung samenfressender Organismen zur Unkrautkontrolle auf Agrarflächen

CHRISTIAN SELIG, BÄRBEL GEROWITT

### Einleitung

Der Großteil der Agrarflächen wird ackerbaulich genutzt. Die dort auftretenden einjährigen Kräuter und Gräser müssen innerhalb einer Vegetationsperiode alle Lebensphasen von der Keimung bis zur Produktion neuer Samen durchlaufen. Ackerbauliche Anbaumethoden unterbrechen diese Prozesse durch Bodenbearbeitung und/oder den Einsatz von Herbiziden (Mohler et al. 2015; Melander et al. 2013). Die meisten Strategien zielen dabei auf die Bekämpfung in der Keimlingsphase der Pflanzen ab, um Konkurrenz zur Ackerfrucht zu minimieren (Travlos et al. 2011). Immer effizientere Methoden der Bekämpfung und die Konzentration auf nur wenige Fruchtarten haben dabei in den letzten Jahrzehnten zu einem massiven Verlust an Arten der Ackerbegleitflora geführt (Meyer et al. 2013). Dies hat auch Auswirkungen auf das gesamte Nahrungsnetz der Agrarlandschaft (Jeliazkov et al. 2016; Meichtry-Stier et al. 2014). Gleichzeitig wurden so Räume für wenige Unkrautarten wie die Hühnerhirse *Echinochloa crus-galli* (L.) P. Beauv. geschaffen, die sich ausgesprochen gut an die Bedingungen anpassen konnten (de Mol et al. 2015; Maun u. Barrett 1986). Viele dieser Problemunkrautarten können schon mit einer adulten Pflanze zehntausende neue Samen produzieren (van Acker 2009). Dies führt dazu, dass die Landwirte jedes Jahr aufs Neue umfangreiche Bekämpfungsmaßnahmen durchführen, um den Ertrag zu sichern. Problemunkrautarten unterlaufen diese Maßnahmen, indem sie sich anpassen (Juliano et al. 2010). Arten, denen dies nicht gelingt, werden immer weiter verdrängt und verschwinden so ganz (Epperlein et al. 2014).

Unkrautsamen dienen als Nahrungsressource für im Feld lebende Tiere. Dazu gehören Käfer- und Mäusearten. Aus Untersuchungen ist bekannt, dass diese Tiere bis zu 83 % der vorhandenen Unkrautsamen konsumieren können (Westerman et al. 2011). Eine entscheidende Frage die bisher noch nicht beantwortet werden konnte ist, wie sich der Samenfraß auf den Fortbestand bzw. das Wachstum der Unkrautpopulation im Feld auswirkt. Sollten sich diese Tiere als Nützlinge bei der Unkrautkontrolle erweisen, könnten ihr Erhalt und ihre Förderung zu einem Anliegen der Landwirtschaft gemacht werden und damit ein Baustein zur Förderung der Biodiversität in der Agrarlandschaft insgesamt sein.

Eine von der DFG geförderte Studie hat von 2013 bis 2016 diese Zusammenhänge untersucht.

### Methoden

Die Studie wurde auf drei verschiedenen, konventionell bewirtschafteten Maisfeldern in Mecklenburg-Vorpommern durchgeführt. Auf jedem Feld wurden insgesamt 72 Plots von 1.5 x 1.5 m<sup>2</sup> in sechs Blöcken angelegt. Jeweils die Hälfte der Plots wurde mit einem 60 cm hohen Plastikrahmen vor dem Eindringen von Tieren geschützt. Diese Rahmen sind nur zur Maisernte und zur Aussaat kurzzeitig aus dem Feld entfernt worden. Samen der Hühnerhirse wurden im Sommer 2014 in definierten Saatedichten ausgesät. Die Blöcke wurden mindestens 30 m vom Feldrand entfernt angelegt, um Randeffekte auszuschließen. Eine Bodenbearbeitung innerhalb der Plots fand nicht statt. Die Maisaussaat wurde mittels einer speziellen Versuchsmaschine durchgeführt und der Erdboden so nur minimal gestört. Herbizidbehandlungen in den Plots wurden in den Vegetationsperioden nur mit Herbiziden durchgeführt die nicht auf die Hirsen wirkten.

In den Vegetationsperioden 2015 und 2016 wurden im zweiwöchigen Rhythmus alle Keimlinge in den Plots gezählt und mittels farbiger Zahnstocher markiert. Unterschiedliche Auflaufwellen wurden durch wechselnde Farben identifiziert. Am Ende jeder Vegetationsperiode, im Herbst kurz vor der Maisernte, lagen Zahlen zu den gesamten aufgelaufenen Keimlingen, den abgestorbenen Keimlingen und den adulten Pflanzen vor.

Zur Bestimmung der vorhandenen Samenfresser wurden jeweils im August bzw. September 2014 und 2015 Fangaktionen durchgeführt. Dabei wurden für den Zeitraum von einer Woche Becherfallen in den Blöcken platziert und anschließend Anzahl und Art der gefangenen Laufkäfer bestimmt. Die vermuteten Nager, vornehmlich Mäuse verschiedener Gattungen, wurden jeweils Ende August bzw. Anfang September mittels Sherman-Lebendfallen gefangen. Dazu wurden die Fallen über Nacht in die Blöcke gestellt und täglich kontrolliert. Gefangene Mäuse wurden nach der Art und Geschlecht bestimmt, gewogen und markiert. Es wurde so lange gefangen bis eine Wiederfang-Quote von über 50 % erreicht war. Daraus konnte die Populationsgröße der Mäuse abgeleitet werden.

Um den Einfluss der Limitierung durch das Vorhandensein von Samen zu bestimmen, wird hier die Effektgröße  $E_i$  gewählt (Clark et al. 2007). Sie ist beschrieben als der Quotient aus der Anzahl gefundener Keimlinge  $R_{exp,i}$  und der Anzahl ausgebrachter Samen  $A_i$ . Sie sollte theoretisch zwischen 0 und 1 liegen, es sei denn dichteabhängige Effekte reduzieren die Anzahl auflaufender Keimlinge bei der Zugabe von Samen.  $E_i$  ist ein direktes Maß für die Samenlimitierung. Je größer  $E_i$  ist, umso größer ist der Anteil der Keimlinge, der durch eine Menge von Samen hervorgebracht wird. Bei  $E=1$  würden alle ausgebrachten Samen keimen. Umgekehrt ist der Wert  $1 - E$  der Anteil der Etablierungslimitierung. Dies ist ein sehr allgemeiner Begriff für eine Reihe von biotischen und abiotischen Faktoren die verhindern können, dass Samen auflaufen. Dieser Wert kann nur an Hand seiner Einzelkomponenten direkt bestimmt werden. Es fließen Faktoren wie Dormanz oder Absterbeprozesse im Samen- und Keimungsstadium hinein. Eine weitere Komponente ist der Verlust von Samen durch Samenfraß. Der Anteil dieser Komponente konnte von uns durch den Ausschluss der Samenfresser mittels der Plastikrahmen bestimmt werden.

### Ergebnisse des Ausschlussexperiments

Hier werden nur die Ergebnisse von zwei Feldern präsentiert, da das dritte Feld 2016 nicht mehr zur Verfügung stand und damit die Vergleichbarkeit der gezeigten Ergebnisse erschwert wird. Auf beiden Feldern sind in den ungeschützten Plots fast 60 % weniger Samen aufgelaufen. Die Menge aufgelaufener Keimlinge in der höchsten Dichte (2.400 Samen  $m^{-2}$ ) mit Rahmen ist mit  $1.078 \pm 116$  Keimlingen (Mittelwert  $\pm$  Standardfehler) und  $1.074 \pm 48$  Keimlingen  $m^{-2}$  auf den Feldern 1 und 2 sehr ähnlich. Dagegen fallen die Anzahl Keimlinge in derselben Dichte ohne Rahmen mit  $502 \pm 68$  (Feld 1) und  $442 \pm 95$  (Feld 2) Keimlingen  $m^{-2}$  deutlich niedriger aus. In der niedrigsten Dichte (300 Samen  $m^{-2}$ ) sind in den ungeschützten Plots ca. 40 % weniger Keimlinge aufgelaufen. In den beiden mittleren Dichten (600 und 1.200 Samen  $m^{-2}$ ) beträgt die Reduktion zwischen 50 und 60 %.

### Samenlimitierung von *E. crus-galli*-Populationen

Die Ergebnisse der Berechnung der Effektgröße der Samenlimitierung für die adulten Pflanzen und die Keimlingszahlen, kumuliert über die Jahre 2015 und 2016 sind in Tab. 1 zu sehen.

**Tab. 1: Mittelwerte der Effektgröße  $E_i$ , berechnet für die kumulierte Anzahl Keimlinge und Adulte Pflanzen der Jahre 2015 und 2016.  $\Delta E$  gibt die Differenz zwischen dem Mittelwert mit Rahmen und ohne Rahmen pro Feld, jeweils für die Keimlinge ( $\Delta E_K$ ) und für Adulte ( $\Delta E_A$ ) an.**

Feld	Rahmen	$E_i$ Keimlinge	$\Delta E_K$	$E_i$ Adulte	$\Delta E_A$
1	mit	0.66	0.29	0.22	0.1
	ohne	0.37		0.12	
2	mit	0.47	0.24	0.17	0.07
	ohne	0.23		0.1	

Die Effektgröße der Samenlimitierung ist in Feld 1 mit Rahmen am größten. Auf beiden Feldern gibt es deutliche Unterschiede ( $\Delta E$ ) der Effektgröße zwischen Plots mit und ohne Samenfraß. Die Effektgröße der Samenlimitierung der adulten Pflanzen ist sowohl in den Plots mit als auch in denen ohne Samenfraß deutlich geringer als bei den Keimlingen. Auch die Differenzen fallen geringer aus.

### Beteiligte Samenfresser

Käfer der Familie Carabidae (Laufkäfer) wurden am häufigsten gefunden. Viele Arten dieser Familie sind bekannte Samenfresser (Goldschmidt und Toft 1997). *Harpalus rufipes* DeGeer, *Calathus fuscipes* Goeze und *Calathus melanocephalus* L. wurden in allen Feldern am häufigsten gefangen. Die Anzahl gefangener Käfer variiert stark zwischen den Feldern und Jahren (s. Tab. 2).

**Tab. 2: Anzahl der drei am häufigsten gefangenen Laufkäferarten auf den Versuchsstandorten. Gefangen jeweils innerhalb einer Woche im August 2014 und 2015 (verändert nach Pannwitt et al. 2017)**

Laufkäfer	Feld 1		Feld 2	
	2014	2015	2014	2015
<i>Calathus fuscipes</i> Goeze, 1777	114	393	109	70
<i>Calathus melanocephalus</i> L., 1758	47	16	17	26
<i>Harpalus rufipes</i> DeGeer, 1774	3	53	8	92

Die am häufigsten gefangenen Mäuse waren die Brandmaus (*Apodemus agrarius* Pallas) und die Waldmaus (*A. sylvaticus* L.) Auch die Anzahl gefangener Mäuse unterscheidet sich zwischen den Jahren und Feldern (s. Tab. 3).

**Tab. 3: Anzahl gefangener Mäuse auf den Feldern, jeweils zum Neumond im August 2014 und September 2015 (verändert nach Pannwitt et al. 2017)**

Mäuse	Feld 1		Feld 2	
	2014	2015	2014	2015
<i>Apodemus agrarius</i> Pallas, 1771	1	1	1	35
<i>Apodemus sylvaticus</i> L. 1758	29	20	5	9

### Diskussion

Der Ausschluss von Samenfressern von der Samenpopulation hatte einen deutlichen Einfluss auf die Population der Keimlinge über die beiden Versuchsjahre. Die Anteile gefressener Samen sind mit Werten zwischen 40 % und 60 % deutlich höher als 34 % in einer ähnlichen Studie im selben Versuchsgebiet (Baraibar et al. 2012), jedoch geringer als in anderen Untersuchungen mit bis zu 92 % Samenverlust (Daedlow et al. 2014). Entscheidend für diese Verluste durch Samenfraß waren die kurz nach der Aussaat der Hühnerhirse im August/September 2014 aktiven Samenfresser. Die vorhandenen Samen bleiben nur kurz an der Bodenoberfläche und damit für die Tiere erreichbar (Davis et al. 2011). Die unterschiedlichen Mengen gefressener Samen in unterschiedlichen Studien lassen sich damit auch mit der variablen Anzahl Samenfresser erklären (vgl. gefangene Tiere im Jahr 2015). Der Unterschied zu anderen Studien liegt in der Dauer dieses Experiments und der quantitativen Erfassung der relevanten Phasen der Populationsentwicklung. Der Wert  $E = 0.66$  in Feld 1 bedeutet, dass 66 % der ausgebrachten Samen aufgelaufen sind. Die Population ist somit überwiegend samen-

limitiert. Unter dem Einfluss der Samenfresser laufen nur noch 37 % der Hühnerhirsesamen auf. Der Grad der Samenlimitierung  $E$  in dieser Population ist demnach deutlich geringer. Der Anteil des Samenfraßes an der Etablierungslimitierung

$1 - E$  beträgt auf Feld 1 damit 46 %. Dieser Anteil ist erheblich und bedeutet, dass andere limitierende Faktoren, wie zum Beispiel fatale Keimung (= ohne Auflaufen), unzureichende Nährstoff-/ Wasserversorgung und auch mechanische Zerstörung zusammen 54 % Etablierungslimitierung ausmachen. Auf Feld 2 macht der Anteil des Samenfraßes an der Etablierungslimitierung  $1 - E$  noch 31 % aus. Samenfresser können damit die Anzahl keimender Samen erheblich reduzieren noch bevor eine Herbizidbehandlung notwendig wird. Für die adulten Pflanzen beträgt der Anteil des Samenfraßes an der Etablierungslimitierung nur 13 % (Feld 1) bzw. 7 % auf Feld 2. Die Population der adulten Pflanzen ist also weniger von Samenfraß betroffen als die Keimlinge. Es ist anzunehmen, dass während der Wachstumsphase dichteabhängige Faktoren einen größeren Einfluss haben als das Vorhandensein von Samen (Goldberg et al. 2001). Trotz der Unterschiede zwischen den Feldern bietet die Hühnerhirse durch die gezeigte starke Samenlimitierung ein hohes Potential, um von samenfressenden Tieren effektiv kontrolliert zu werden. Weitere Untersuchungen anderer Unkräuter, insbesondere der Problemunkrautarten, sollten folgen, um deren Grad der Samenlimitierung zu ermitteln. Die gefundenen Samenfresser sind auf den meisten Feldstandorten in Deutschland vorhanden. Betrachtet man die Ergebnisse von Fischer und Türke (2016) und die hier gezeigten, so kann die Erhaltung bzw. Förderung von Samenfressern in der Agrarlandschaft zum einen den Managementbedarf der Landwirte verringern. Zum anderen würde dies gleichzeitig zur Erhaltung seltener oder gar gefährdeter Ackerwildkräuter im Feld beitragen können.

### Danksagung

Das Projekt „Testing for the weed control potential of seed predators in agroecosystems“ WE 5040/2-1 wurde von der DFG gefördert. Großer Dank gilt Dr. Paula Westerman als Betreuerin und Heike Pannwitt als Kollegin in dem Projekt. Ebenso danken wir Dr. Friederike de Mol für die umfassende Hilfe insbesondere bei statistischen Fragestellungen und den vielen Helfern, ohne die die umfangreichen Feldarbeiten nicht möglich gewesen wären.

### Quellenverzeichnis

- Baraibar, B., Daedlow, D., de Mol, F., Gerowitt, B. (2012): Density dependence of weed seed predation by invertebrates and vertebrates in winter wheat. *Weed Research* 52 (1): 79-87.
- Clark, C. J., Poulsen, J. R., Levey, D. J., Osenberg, C. W., Pfister, A. E. C. A., DeAngelis, E. D. L. (2007): Are Plant Populations Seed Limited? A Critique and Meta-Analysis of Seed Addition Experiments. *The American Naturalist* 170 (1): 128-142.
- Daedlow, D., Westerman, P. R., Baraibar, B., Roupshael, S., Gerowitt, B. (2014): Weed seed predation rate in cereals as a function of seed density and patch size, under high predation pressure by rodents. *Weed Research* 54 (2): 186-195.
- Davis, A. S., Daedlow, D., Schutte, B. J., Westerman, P. R. (2011): Temporal scaling of episodic point estimates of seed predation to long-term predation rates. *Methods in Ecology and Evolution* 2 (6): 682-890.
- de Mol, F. de, Redwitz, C. von, Gerowitt, B., Liebman, M. (2015): Weed species composition of maize fields in Germany is influenced by site and crop sequence. *Weed Research* 55 (6): 574-585.
- Epperlein, L. R., Prestele, J. W., Albrecht, H., Kollmann, J. (2014): Reintroduction of a rare arable weed. Competition effects on weed fitness and crop yield. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 188: 57-62.
- Fischer, C., Türke, M. (2016): Seed preferences by rodents in the agri-environment and implications for biological weed control. *Ecology and Evolution* 6 (16): 5796-5807.

- Goldberg, D. E., Turkington, R., Olsvig-Whittaker, L., Dyer, A. R. (2001): Density dependence in annual plant community. Variation among life history stages. *Ecological Monographs* 71 (3): 423–446.
- Goldschmidt, H., Toft, S. (1997): Variable degrees of granivory and phytophagy in insectivorous carabid beetles. *Pedobiologia* 41 (6): 521-525.
- Jeliazkov, A., Mimet, A., Chargé, R., Jiguet, F., Devictor, V., Chiron, F. (2016): Impacts of agricultural intensification on bird communities. New insights from a multi-level and multi-facet approach of biodiversity. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 216: 9-22.
- Juliano, L. M., Casimero, M. C., Llewellyn, R. (2010): Multiple herbicide resistance in barnyardgrass (*Echinochloa crus-galli*) in direct-seeded rice in the Philippines. *International Journal of Pest Management* 56 (4): 299-307.
- Maun, M. A., Barrett, S. C. H. (1986): The biology of canadian weeds. 77. *Echinochloa crus-galli* (L.) Beauv. *Canadian Journal of Plant Science* 66 (3): 739-759.
- Meichtry-Stier, K. S., Jenny, M., Zellweger-Fischer, J., Birrer, S. (2014): Impact of landscape improvement by agri-environment scheme options on densities of characteristic farmland bird species and brown hare (*Lepus europaeus*). *Agriculture, Ecosystems & Environment* 189: 101-109.
- Melander, B., Munier-Jolain, N., Charles, R., Wirth, J., Schwarz, J., van der Weide, R., Bonin, L., Jensen, P. K., Kudsk, P. (2013): European Perspectives on the Adoption of Nonchemical Weed Management in Reduced-Tillage Systems for Arable Crops. *Weed Technology* 27 (1): 231-240.
- Meyer, S., Wesche, K., Krause, B., Leuschner, C. (2013): Dramatic losses of specialist arable plants in Central Germany since the 1950s/60s – a cross-regional analysis. *Diversity and Distributions* 19 (9): 1175-1187.
- Mohler, C. L., Marschner, C. A., Caldwell, B. A., Ditommaso, A. (2015): Weed Mortality Caused by Row-Crop Cultivation in Organic Corn-Soybean-Spelt Cropping Systems. *Weed Technology* 30 (3): 648-654.
- Travlos, I. S., Economou, G., Kanatas, P. J. (2011): Corn and barnyardgrass competition as influenced by relative time of weed emergence and corn hybrid. *Agronomy Journal* 103 (1): 1-6.
- van Acker, R. C. (2009): Weed biology serves practical weed management. *Weed Research* 49 (1): 1-5.
- Westerman, P. R., Luijendijk, C. D., Wevers, J. D. A., van der Werf, W. (2011): Weed seed predation in a phenologically late crop. *Weed Research* 51 (2): 157-164.

## **Kontakt**

Christian Selig  
Universität Rostock  
Agrar- und Umweltwissenschaftliche Fakultät  
Professur Phytomedizin  
Satower Str. 48  
18059 Rostock  
E-Mail: [christian.selig@uni-rostock.de](mailto:christian.selig@uni-rostock.de)

## 2.2 Biodiversität der Wälder

### Analyse der weltweiten Verfügbarkeit von Biodiversitätsdaten aus Waldgebieten vor und nach Abholzungen zur Identifikation prioritärer Orte für zukünftiges Monitoring

JANIN HOCHHEIMER, LAETITIA NAVARRO, HENRIQUE PEREIRA

#### Einleitung

Die Belastung der Biodiversität durch den Menschen nimmt zu. So zeigte der globale menschliche Fußabdruck nach Venter und Kolleg\*innen (2016) einen alarmierenden Blick auf den Druck, den die menschliche Bevölkerung auf Gebiete ausübt, die ebenfalls von besonderer Bedeutung für die Biodiversität vieler Lebewesen sind. Jedoch in welcher Weise die Biodiversität in diesen Gebieten auf die steigenden Belastungen reagiert, ist bisher noch nicht gänzlich verstanden. Veränderungen können die Verschiebung der Verbreitungsareale, Artenzusammensetzungen oder -häufigkeiten sein und im regionalen zum globalen Maßstab variieren (Pereira et al. 2012).

Um die Veränderungen in der Biodiversität besser verstehen zu können, entwickelt die Group on Earth Observation Biodiversity Observation Networks (GEO BON) deshalb eine Wissensdatenbank, die vorhandene Daten von Biodiversitätsaufnahmen vereint und weiteres Monitoring in „gap regions“ mobilisiert. Diese Wissensdatenbank wird im Aichi-Ziel 19 gefordert: „By 2020, knowledge, the science base and technologies relating to biodiversity, its values, functioning, status and trends, and the consequences of its loss, are improved, widely shared and transferred, and applied.“ (CBD 2017)

Das hier vorgestellte Projekt dient der Entwicklung einer Wissensdatenbank. In den ersten Analysen soll herausgefunden werden, ob es eine Verbindung zwischen der Formulierung des Aichi-Ziels 19 und der tatsächlichen Verfügbarkeit von Biodiversitätsdaten gibt. Da in den anschließenden Untersuchungen die Belastung für die Biodiversität durch weltweite Abholzungen eingehender beleuchtet werden soll, wird besonders auf Waldstandorte eingegangen. Weiterhin sollen die Wechselwirkungen zwischen bestimmten geographischen oder soziokulturellen Variablen der Standorte identifiziert werden, um zu erklären, warum in einigen Ländern mehr Biodiversitätsdaten zur Verfügung stehen als in anderen.

#### Methoden

Im ersten Schritt haben wir eine Metadatenbank relevanter Datensätze erstellt. Es wurden sechs umfangreiche, größtenteils frei zugängliche Plot-Datenbanken einbezogen, die meist ganze Biodiversitätsaufnahmen einer taxonomischen Gruppe beinhalten. Dabei handelt es sich um die Datenbanken Bien (Enquist et al. 2009), BioTime (Dornelas et al. 2014), US Breeding Bird Survey (Pardieck et al. 2017), Living Planet Index (LPI 2017), PREDICTS (Hudson et al. 2014) und sPlot (Dengler et al. 2014). Weiterhin wurden acht im Global Index of Vegetation-Plot Databases (GIVD) registrierte Datensätze eingebunden, deren Metadaten auf Anfrage von den Datensatzurhebern bereitgestellt wurden. Die Datensätze beziehen sich zumindest teilweise auf Waldgebiete (Lenoir et al. 2012, Stupar et al. 2000, Tikhonova et al. 2012, Rutherford et al. 2012, Waller et al. 2012). Zudem wurden 79 Datensätze hinzugefügt, die über die Global Biodiversity Information Facility (GBIF) verfügbar sind. Die Struktur der Metadatenbank beinhaltet Identifikationscodes zu den Originaldaten, geographische Koordinaten sowie deren Genauigkeit, Angaben zur Aufnahmefläche und eine taxonomische Einordnung.

Im zweiten Schritt wurde der Zusammenhang zwischen der Verankerung von Monitoring-Maßnahmen und der Verfügbarmachung von Biodiversitätsdaten in den nationalen Biodiversitätszielen untersucht. Grundlage waren die Nationalen Biodiversitätsstrategien und Aktionspläne (NBSAPs), die nach der

zehnten Konferenz der Vertragsparteien (COP-10) des Übereinkommens über die biologische Vielfalt (CBD) in Nagoya erstellt wurden (CBD 2010). Berechnet in R (R Core Team 2016) wurde, wie viele Standorte der Metadatenbank in Ländern liegen, die nationale Biodiversitätsziele formuliert haben, einen Bezug zum Aichi Ziel 19 hergestellt oder sich effektives Monitoring und/oder die Bereitstellung von Biodiversitätsdaten als Ziel gesetzt haben.

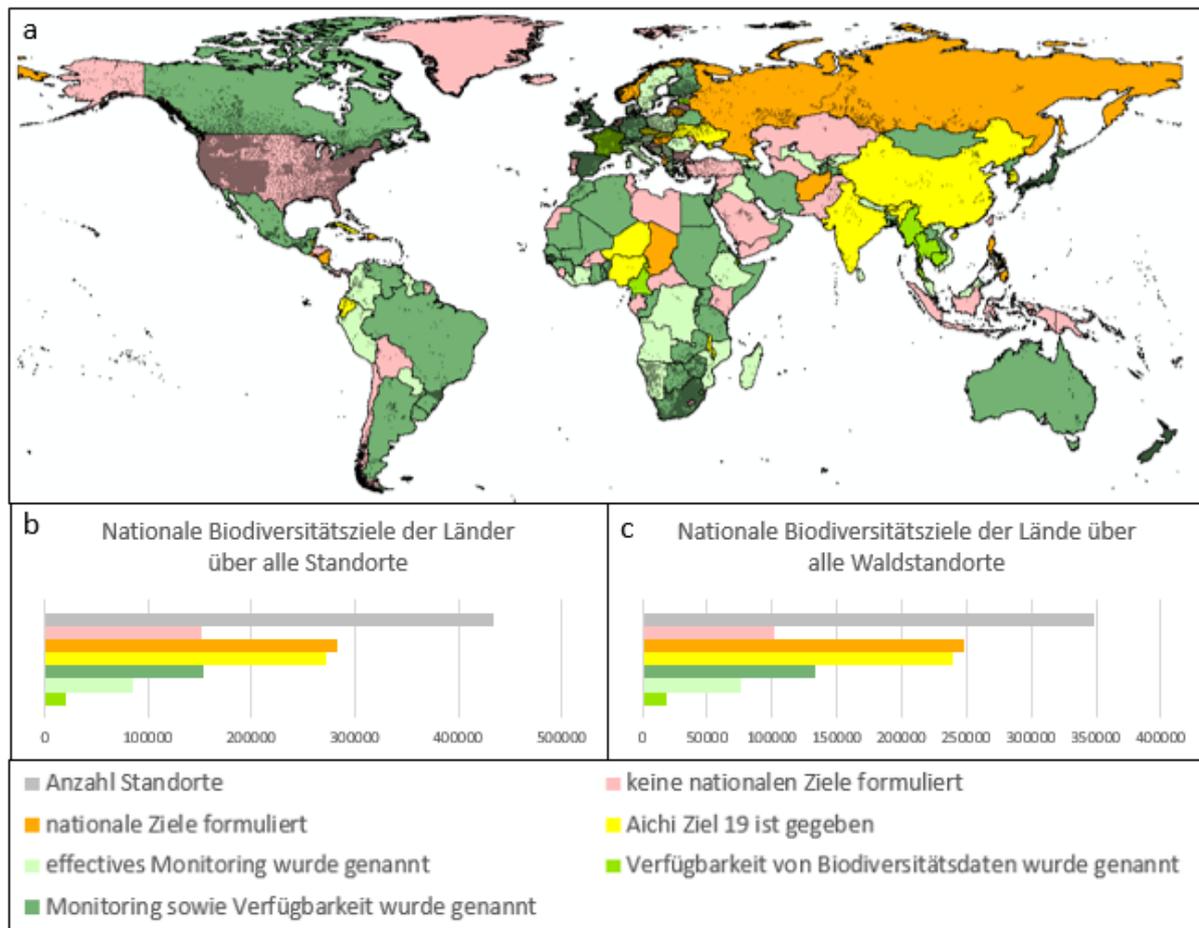
Im dritten Schritt haben wir mithilfe von ArcGIS die Distanz zur nahe gelegenen Abholzung und die Erreichbarkeit in Minuten jedes Standorts berechnet sowie den Namen des Landes und dessen Flächengröße hinzugefügt. Die Distanzen wurden anhand der Karte von Hansen et al. (2013) berechnet, in der die Veränderung der Waldbedeckung zwischen den Jahren 2000 und 2013 dargestellt ist. Die Distanz der Standorte wurde als Abstand des Pixels, in dem der Standort liegt, zum nächsten Pixel, in dem eine Abholzung stattfand (Wert 1), in Grad berechnet. Dabei betragen  $0,005^\circ$  600 m am Äquator. Die Erreichbarkeit wird als Fahrzeit vom Standort zur nahegelegenen Stadt mit einer Einwohnerzahl von mindestens 50.000 Menschen definiert (Nelson 2008). In R wurde mit der Programmroutine „WDI“ (Arel-Bundock 2013) jedem Standort der Wohlstand des Landes als Mittelwert des Bruttoinlandsproduktes (BIP) der Jahre 1970 bis 1999 hinzugefügt. Um die Variable der Verfügbarkeit von Biodiversitätsdaten pro Land besser vergleichbar zu machen, haben wir die Anzahl der Standorte je Land durch die Fläche des jeweiligen Landes geteilt. In R wurden mit der Programmroutine „corrgram“ (Wright 2017) alle hinzugefügten Variablen auf eine Korrelation zu den verfügbaren Monitoringdaten getestet.

## Ergebnisse und Diskussion

In der Metadatenbank sind 179 Länder mit Biodiversitätsdaten zu minimal einem Standort (16 Länder u. a. Oman, Kiribati) und maximal 134.666 Standorten (die Vereinigten Staaten von Amerika) vertreten. Von den 149 Ländern, die nationale Biodiversitätsziele formuliert haben, haben 80 Länder einen Bezug zu den entsprechenden Aichi-Zielen hergestellt. Für 69 Länder wurden die mit Aichi-Ziel 19 zusammenhängenden Ziele aus den nationalen Zielen des Landes herausgesucht. Insgesamt haben 113 nationale Biodiversitätsziele formuliert und sind mit Standorten in den Metadatenbank vertreten (siehe Abb. 1a-c).

Knapp zwei Drittel aller Standorte und mehr als zwei Drittel der Waldstandorte liegen in Ländern, die nationale Biodiversitätsziele veröffentlicht haben (siehe Abb. 1b-c). Dies lässt vermuten, dass eine aktive Beteiligung des Landes an der CBD die Verankerung und Unterstützung der Erfassung und Analyse von Biodiversitätsdaten in diesem Land fördert. Allerdings sind einige Länder, die das Monitoring und die Verfügbarmachung von Biodiversitätsdaten ihres Landes deutlich in ihren nationalen Zielen verankert haben (z. B. Kiribati), immer noch weit davon entfernt, Daten zur Forschung mit der wissenschaftlichen Gemeinschaft zu teilen. Dies wäre möglich, wenn die Länder Informationsportale wie GBIF, die einen kostenlosen und freien Zugriff auf primäre Biodiversitätsdaten ermöglichen, stärker nutzen würden (Gaiji et al. 2013). Bei den Standorten, die in der Metadatenbank vertreten sind, muss jedoch berücksichtigt werden, dass nicht alle Datensätze, die im GIVD registriert sind, bei den Urhebern angefragt wurden und v. a. Datensätze und Datenbanken einbezogen wurden, die auch Aufnahmen vor 2000 beinhalten.

Weniger als die Hälfte der Standorte liegt in Ländern, die eine Bereitstellung von Biodiversitätsdaten in ihren nationalen Zielen verankert haben. Diese Länder scheinen eher daran interessiert zu sein, Daten aufzunehmen. Eine Bereitstellung von Biodiversitätsdaten würde die Erforschung des aktuellen Status, der Trends und der Gefährdung von Biodiversität und eine Anpassung von Schutzmaßnahmen ermöglichen (ebd.).

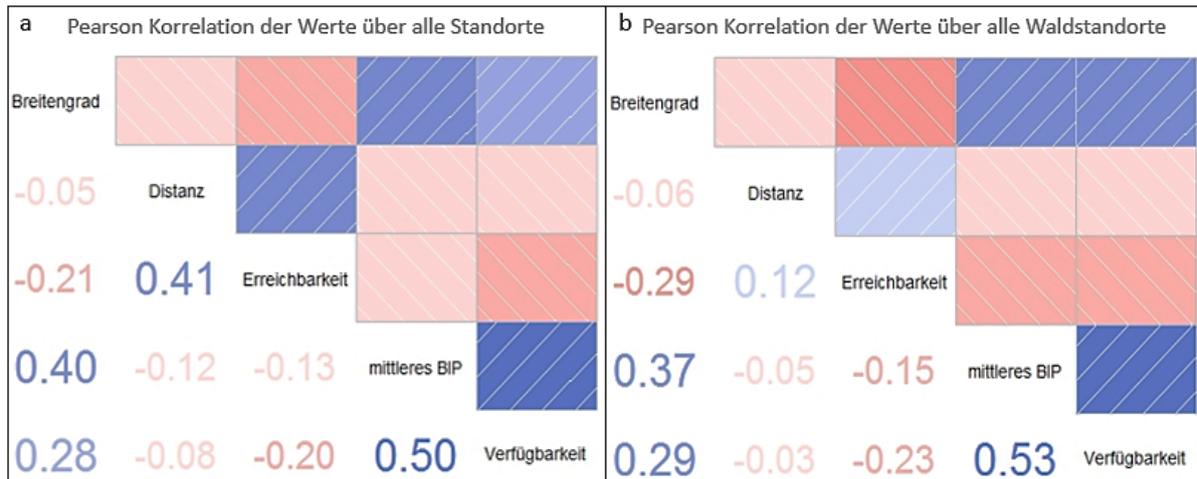


**Abb. 1: Nationale Biodiversitätsziele der Länder weltweit.** (a) In ArcGIS (WGS84) wurden die Standorte der Biodiversitätsdaten als dunkle transparente Punkte dargestellt. Alle Länder, die keine Ziele formuliert haben, sind rosa dargestellt; Länder, die Ziele formuliert haben, jedoch keinen Bezug zum Aichi-Target 19 aufgezeigt haben, sind orange dargestellt; gelb sind die Länder koloriert, die Target 19, jedoch kein Monitoring oder Verfügbarkeit von Daten als Ziel formuliert haben. Länder, die effektives Monitoring und/oder die Verfügbarkeit oder Bereitstellung von Biodiversitätsdaten als Ziel benannt haben, sind in verschiedenen Grüntönen gezeigt (Erklärung s. Legende). In (b) und in (c) ist die Anzahl aller Standorte bzw. die Anzahl aller Waldstandorte der Länder als grauer Balken dargestellt. Der orange Balken zeigt die Anzahl aller Standorte in Ländern, die nationale Biodiversitätsziele formuliert haben, und der gelbe Balken die Anzahl der Länder, die auf Target 19 eingegangen sind.

Die verfügbaren Daten, deren Metadaten zusammengestellt werden konnten, wurden auf die Pearson-Korrelation einiger ihrer Werte hin untersucht. Diese zeigt, wie stark die verschiedenen Werte über alle Standorte bzw. alle Waldstandorte in Beziehung stehen (siehe Abb. 2a-b).

Eine starke positive Korrelation besteht zwischen dem mittleren BIP und der Verfügbarkeit von Biodiversitätsdaten. Diese Beziehung geht mit der moderaten positiven Korrelation zwischen der geographischen Lage der Standorte, gemessen am Breitengrad, und dem mittleren BIP sowie der Verfügbarkeit einher. Die Daten verdeutlichen trotz der hohen Anzahl an Standorten im südlichen Afrika und Neuseeland (Abb. 1a) ein Übergewicht an verfügbaren Biodiversitätsdaten in der nördlichen Hemisphäre, in der gemäßigten Klimazone und hier v. a. in Ländern mit einem hohen BIP, was auch in anderen Studien gezeigt wurde (u. a. Proenca et al. 2016). Die südliche Hemisphäre und v. a. die Länder mit niedrigem BIP sind stark unterrepräsentiert, obwohl gerade im globalen Süden viele Gebiete hoher Artenvielfalt anzutreffen sind (Myers et al. 2000). Diese einseitige Verfügbarkeit von Biodiversitätsdaten muss in der strategischen Selektion für Standorte zukünftigen Monitorings beachtet und in

der Validierung der Umsetzung der nationalen Biodiversitätsziele im Rahmen der CBD berücksichtigt werden.



**Abb. 2: Pearson-Korrelation zwischen den Breitengraden, der Distanz zur nahegelegenen Abholzung, der Erreichbarkeit in Minuten, dem mittleren Bruttoinlandsprodukt und der Verfügbarkeit an Biodiversitätsaufnahme-Standorten (Anzahl je Land geteilt durch die Fläche des Landes) über alle Standorte (a), sowie über alle Waldstandorte (b). Positive Korrelationen werden in Blau und negative Korrelationen in Rot dargestellt. Je höher der Wert der Korrelation bzw. je dunkler der Farbton, desto stärker ist die Korrelation der jeweiligen Werte.**

### Ausblick

Die Erstellung und Analyse einer Wissensdatenbank verfügbarer Biodiversitätsdaten weltweit wird dabei helfen, Orte zu identifizieren, in denen Biodiversitätsdaten vor und nach der Belastung durch den Menschen durch Abholzung vorhanden sind. Dies ermöglicht eine strategische Selektion von Gebieten als notwendige Grundlage für ein globales Monitoring des Status und Trends der Biodiversität zur wiederholten Aufnahmen der gleichen Essential Biodiversity Variables (EBVs) für die gleichen taxonomischen Gruppen (Pereira et al. 2013, Proenca et al. 2016). Die von GEO BON entwickelten EBVs sollen dabei mithilfe repräsentativer Stichprobensysteme (Aufnahmeschemata) weltweite Monitoringprogramme vereinheitlichen.

In einem auf dieser Untersuchung aufbauenden nachfolgenden Resampling-Projekt sollen Orte selektiert werden, die eine möglichst geringe Distanz zu Orten aufweisen, die laut Hansen et al. 2013 einen Waldverlust erlitten haben und deren Biodiversität vor der Abholzung aufgenommen wurde.

### Quellenverzeichnis

- Arel-Bundock, V. (2013): WDI: World Development Indicators (WorldBank): R package version 2.4. – Online, URL: <https://CRAN.R-project.org/package=WDI> [Zugriff: 29.10.2017].
- CBD – Convention on Biological Diversity (2017): Aichi Biodiversity Targets. – Online, URL: <https://www.cbd.int/sp/targets> [Zugriff: 29.10.2017].
- CBD – Convention on Biological Diversity (2010): Find National Targets. – Online, URL: <https://www.cbd.int/nbsap/targets> [Zugriff: 29.10.2017].
- Dengler, J., Bruehlheide, H., Purschke, O. et al. (2014): sPlot – the new global vegetation-plot database for addressing trait-environment relationships across the world's biomes. Biodiversity and vegetation: patterns, processes, conservation, 90.
- Dornelas, M., Gotelli, N. J., McGill, B. et al. (2014): Assemblage time series reveal biodiversity change but not systematic loss. Science 344(6181): 296-299.

- Enquist, B. J., Condit, R., Peet, R. K., Schildhauer, M., Thiers, B. M. (2009): The Botanical Information and Ecology Network (BIEN): cyberinfrastructure for an integrated botanical information network to investigate the ecological impacts of global climate change on plant biodiversity. (No. e2615v1): PeerJ Preprints.
- Gaiji, S., Chavan, V., Ariño, A., Otegui, J., Hobern, D., Sood, R., Robles, E. (2013): Content assessment of the primary biodiversity data published through GBIF network: status, challenges and potentials. *Biodiversity Informatics* 8 (2): 94-172.
- Hansen, M. C., Potapov, P. V., Moore, R. et al. (2013): High-resolution global maps of 21st-century forest cover change. *Science* 342 (6160): 850-853.
- Hudson, L. N., Newbold, T., Contu, S. et al. (2014): The PREDICTS database: a global database of how local terrestrial biodiversity responds to human impacts. *Ecology and Evolution* 4 (24): 4701-4735.
- Lenoir, J., Svenning, J. C., Dullinger, S. et al. (2012): The Alps Vegetation Database a geo-referenced community-level archive of all terrestrial plants occurring in the Alps. *Biodiversity & Ecology* 4: 331-332.
- LPI – Living Planet Index database (2017): Homepage. – Online, URL: [www.livingplanetindex.org/](http://www.livingplanetindex.org/) [Zugriff: 25.04.2017].
- Myers, N., Mittermeier, R. A., Mittermeier, C. G., da Fonseca, G. A. B., Kent, J. (2000): Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403 (6772): 853.
- Nelson, A. (2008): Estimated travel time to the nearest city of 50,000 or more people in year 2000. Global Environment Monitoring Unit - Joint Research Centre of the European Commission, Ispra-Italy [Zugriff: 14.06.2017].
- Pardieck, K. L., Zjolkowski, D. J. Jr., Lutmerding, M., Campbell, K., Hudson, M.-A. R. (2017): North American Breeding Bird Survey Dataset 1966 - 2016, version 2016.0. U.S. Geological Survey, Patuxent Wildlife Research Center.
- Pereira, H. M., Ferrier, S., Walters, M. et al. (2013): Essential biodiversity variables. *Science* 339 (6117): 277-278.
- Pereira, H. M., Navarro, L. M., Martins, I. S. (2012): Global Biodiversity Change: The Bad, the Good, and the Unknown. *Annual Review of Environment and Resources* 37: 25-50.
- Proenca, V., Martin, L. J., Pereira, H. M. et al. (2016): Global biodiversity monitoring: From data sources to Essential Biodiversity Variables. *Biological Conservation* 213, Part B: 256-263.
- R Core Team (2016): R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing. Wien, Österreich. – Online, URL: <https://www.R-project.org/> [Zugriff: 14.06.2017].
- Rutherford, M. C., Mucina, L., Powrie, L. W. (2012): The South African National Vegetation Database: history, development, applications, problems and future. *South African Journal of Science* 108, n. 1/2: 8.
- Stupar, V., Milanovic, D., Bruijc, J., Čarni, A. (2015): Formalized classification and nomenclatural revision of thermophilous deciduous forests (*Quercetalia pubescentis*) of Bosnia and Herzegovina. *Tuexenia* 35: 85-130.
- Tikhonova, E., Morozova, O., Pesterova, O. (2012): Moscow Region Forest Vegetation Database, *Biodiversity & Ecology* 4: 424-424.
- Venter, O., Sanderson, E. W., Magrath, A. et al. (2016): Sixteen years of change in the global terrestrial human footprint and implications for biodiversity conservation. *Nature Communications* 7: 12558.

Waller, D. M., Amatangelo, K. L., Johnson, S., Rogers, D. A. (2012): Wisconsin Vegetation Database-plant community survey and resurvey data from the Wisconsin Plant Ecology Laboratory. *Biodiversity & Ecology* 4: 255-264.

Wright, K. (2017): corrgam: Plot a Correlogram. R package version 1.12. – Online, URL: <https://cran.r-project.org/web/packages/corrgam/index.html> [Zugriff: 14.06.2017].

### **Kontakt**

Janin Hochheimer  
Deutsches Zentrum für Integrative Biodiversitätsforschung (iDiv)  
Arbeitsgruppe Biodiversity Conservation  
Deutscher Platz 5E  
04103 Leipzig  
E-Mail: [janin.hochheimer@idiv.de](mailto:janin.hochheimer@idiv.de)

## Der Einfluss von Vegetationsheterogenität auf die Arthropodenvielfalt im Arabuko Sokoke-Wald, einem ostafrikanischen Biodiversitätshotspot

JOSÉ ANGEL RANGEL LÓPEZ, ELISABETH KOC, ROLAND GERSTMEIER,  
JAN CHRISTIAN HABEL

### Einleitung

In einer Studie des Instituts für Biodiversität – Netzwerk e.V. im Auftrag des BfN wurde der Forschungsbedarf der CBD kategorisiert und strukturiert. Im Bereich Wald-Biodiversität sollen taxonomische u. a. Studien und Bestandsaufnahmen dazu dienen, die Biodiversität des Waldes zu beurteilen, um Managementempfehlungen aussprechen zu können (IBN 2017). Das Forschungsprojekt „Reconciling human livelihood needs and nature conservation“<sup>1</sup> wurde initiiert, um die Wechselwirkungen zwischen der Biodiversität des Waldes und den Lebensbedingungen der Bevölkerung zu untersuchen. Ziel dieses transdisziplinären Projektes ist es, sich im Austausch mit europäischen und afrikanischen Wissenschaftlern der Natur- und der Sozialwissenschaften mit Konflikten zwischen Schutz und Nutzung natürlicher Ressourcen und fragiler Lebensräume zu beschäftigen.

Der Küstenwald Ostafrikas ist hierfür ein sehr interessantes Untersuchungsgebiet. Dieser verlief einst entlang der ostafrikanischen Küste von Somalia bis Mosambik, bis er durch anthropogenen Einfluss auf wenige einzelne Fragmente reduziert wurde (Burgess et al. 1998) und heute nur noch ca. 21 % der ursprünglichen Größe ausmacht (Azeria et al. 2007, Wegner et al. 2009). Der ostafrikanische Küstenwald ist einer der 35 globalen Biodiversitätshotspots (Mittermeier et al. 2011). Der unter hohem demographischen Druck stehende Arabuko Sokoke-Wald in Kenia stellt den größten zusammenhängenden Rest des ostafrikanischen Küstenwaldes dar und weist eine sehr hohe Biodiversität mit zahlreichen endemischen Tier- und Pflanzenarten auf (Muriithi und Kenyon 2002). Eine Besonderheit dieses Waldes ist, dass er sich anhand des Bodentyps und der damit einhergehenden dominierenden Vegetation in drei Waldtypen einteilen lässt. Der *Cynometra*-Wald bedeckt eine Fläche von 23.000 ha von rotem Laterit-Boden und dichter Vegetation mit *Cynometra webberi* und *Manilkara sulcata* als die dominierenden Pflanzenarten (Gordon und Ayiamba 2003). Der *Brachystegia*-Wald erstreckt sich über eine Fläche von 7.200 ha und ist charakterisiert durch weißen Sand, einer hohen Bodenfeuchtigkeit und lichtigem Wald mit *Brachystegia spiciformis* als dominierende Baumart. Der gemischte Wald ist ein



**Abb. 1:** Links: Gebiet des Arabuko Sokoke-Waldes mit angrenzender Küste, umliegenden Siedlungen und landwirtschaftlichen Flächen. Rechts: Positionen der jeweils neun Fallen in den unterschiedlichen Waldtypen (Orange=*Cynometra*-Wald, Blau=*Brachystegia*-Wald, Grün=gemischter Wald, Braun=Waldrand zur Agrarfläche)

<sup>1</sup> Homepage des Projektes: <https://biodiversitynetworkkenya.wordpress.com/>

Konglomerat dieser beiden Waldtypen und anderer Pflanzenarten wie *Azelia quanzensis*. Er bedeckt eine Fläche von 7.000 ha Sandboden und zeigt die höchste Pflanzendiversität (Kanga 2002). Durch die Übernutzung der natürlichen Ressourcen des Waldes steigt der demographische Druck auf den Wald und den darin vorkommenden Pflanzen- und Tierarten stetig (Habel et al. 2017). Gerade Arthropoden spielen für die Erhaltung der Biodiversität z. B. als Bestäuber, Xylobionten oder als Grundlage der Nahrungskette eine essentielle Rolle für den Ökosystemkreislauf. Bagine und Kolleg\*innen (1992) haben bereits eine Aufnahme der Arthropoden in den drei verschiedenen Waldtypen mit Bodenfallen durchgeführt. Da sich jedoch ein Großteil der Arthropoden in Baumkronen aufhält, wurden in der hier vorgestellten Studie mit Lichtfallen in den Baumkronen gearbeitet, um vor allem flugfähige und nacht-aktive Insekten zu fangen. Dabei wurde die Abundanz der Arthropoden und die Zusammensetzung von deren Gemeinschaften in den unterschiedlichen Waldtypen und am Waldrand untersucht.

Der 416 km<sup>2</sup> große Wald unterteilt sich in ein ca. 42,2 km<sup>2</sup> großes geschütztes Gebiet für Flora und Fauna (Nature Reserve) und in ein 372,48 km<sup>2</sup> Gebiet mit Teilschutz (Forest Reserve) (ASFMT 2002). UV-Kreuzfensterfallen wurden am Waldrand und im gemischten, *Brachystegia*- sowie *Cynometra*-Wald ausgebracht (s. Abb. 1).

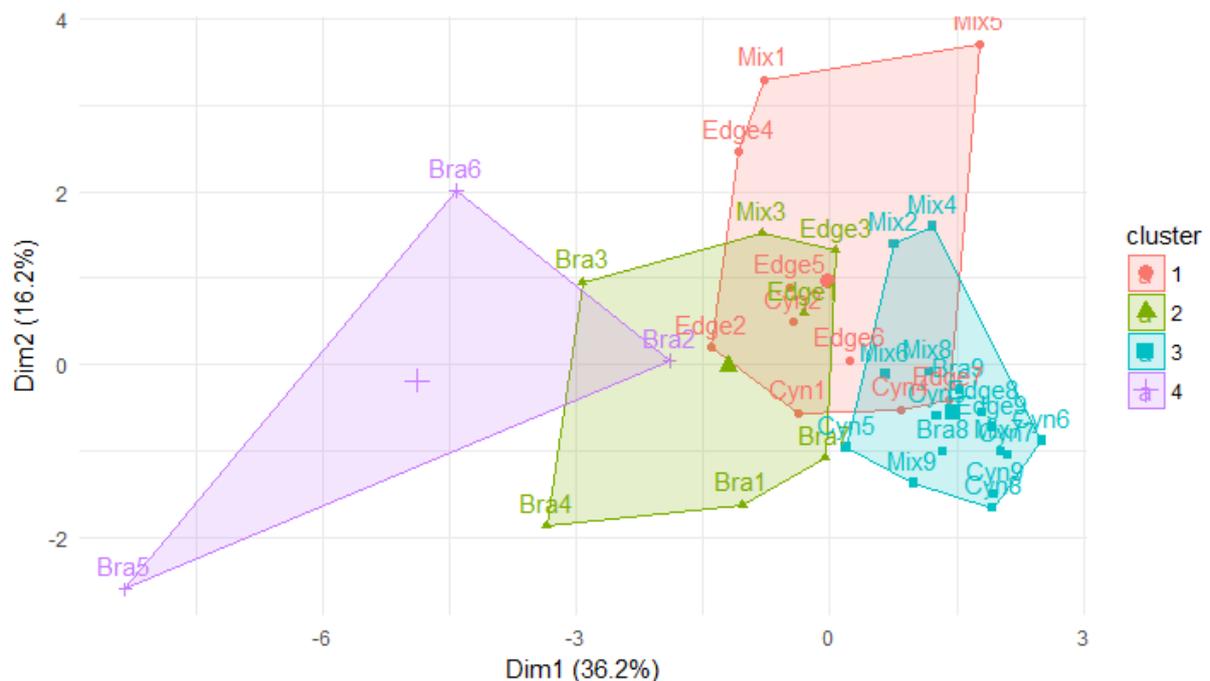


Abb. 1: Clusteranalyse mit vier Clustern der 36 Fallen aus *Cynometra* (Cyn), *Brachystegia* (Bra), gemischtem Wald (Mix) und Waldrand (Edge)

## Methoden

Das Fangen der Arthropoden fand in März 2017 während des Endes der Trockenzeit statt. Die Arthropoden wurden mit Kreuzfensterfallen gefangen, die mit LEDs vom blauen, grünen und weißen Licht sowie UV als Anlockungsmittel ausgestattet waren. Jeder Waldtyp und der Rand vom gemischten Wald zu landwirtschaftlichen Flächen wurden jeweils mit neun Fallen (insgesamt  $n = 36$ ) beprobt. Jeden Abend wurden die Fallen mit einer Mischung aus Wasser und Spülmittel aufgefüllt und aktiviert. Am darauffolgenden Morgen wurden die Fallen entleert und deaktiviert. Die gesammelten Arthropoden wurden anschließend in 70 % Ethanol überführt. Die Beprobung unterteilte sich in drei zeitlich aufeinanderfolgende Zyklen (Phasen). Pro Phase wurden jeweils zwölf Fallen auf die unterschiedlichen Waldtypen verteilt und vier Nächte beprobt. Nach diesen vier Nächten wurden die Standorte der zwölf Fallen in den Wäldern gewechselt. Dies ermöglichte eine Erhöhung der Stichprobe und der Einfluss der Mondphasen konnte getestet werden. Schließlich wurde die Abundanz der Arthropoden von

den Ordnungen Araneae (Spinnen), Blattodea (Schaben), Coleoptera (Käfer), Diptera (Zweiflügler), Hemiptera (Schnabelkerfe), Hymenoptera (Hautflügler), Lepidoptera (Schmetterlinge), Mantodea (Fangschrecken), Neuroptera (Netzflügler), Orthoptera (Heuschrecken) und Psocoptera (Staubläuse) ermittelt. Die Familien Formicidae (Ameisen), Carabidae (Laufkäfer) und Staphylinidae (Kurzflügelkäfer) wurden extra gezählt und sollen außerhalb deren Ordnungen weiter analysiert werden.

Die statistischen Analysen erfolgten mit dem Programm R v1.0.143 (R Core Team 2017). Die R-Programmrountinen „factoextra“ (Kassambara und Mundt 2017) und „cluster“ (Maechler et al. 2017) ermöglichten die Visualisierung von partitionierenden Clusteranalysen, um Ähnlichkeitsstrukturen zwischen den Fensterfallen zu finden. Eine lineare Regression des R-Programmroutine „lme4“ (Bates et al. 2015) wurde mit Vegetationstyp und -phase als erklärenden Variablen und Abundanz der gesammelten Individuen pro Ordnung als abhängige Variable durchgeführt. Anschließend wurden Tukey-Tests ausgeführt, die in der R-Programmroutine „multcomp“ integriert sind (Hothorn et al. 2008).

## Ergebnisse

Mit den 36 Fensterfallen wurden in der jeweils ersten Sammelnacht pro Phase ca. 124.560 Individuen und 3.460 (553 – 13.523) im Durchschnitt pro Falle gesammelt. Die meisten Individuen wurden während der ersten Phase (58 %) gesammelt, gefolgt von der zweiten (28 %) und dritten Phase (14 %). Dies entspricht einer deutlichen Abnahme der Aktivitätsdichte von Arthropoden bei zunehmendem Mond. Die häufigsten vertretenen Ordnungen waren: Diptera (51,2 %), Lepidoptera (28,4 %) und Coleoptera (10 %). Der *Brachystegia*-Wald (43 %) zeigte die höchste Anzahl an Individuen, gefolgt vom Waldrand (25 %), dem gemischten Wald (18 %) und dem *Cynometra*-Wald (13 %). Die partitionierende Clusteranalyse ergab 1 oder 4 als optimale Anzahl an Clustern. Ein Cluster aus den 36 Fallen mit den gesamten gefangenen Arthropoden deutet darauf hin, dass die allgemeine Zusammensetzung der Arthropoden-Gesellschaften von den drei verschiedenen Waldtypen nicht stark beeinflusst ist. Dies wird mit der Analyse von 4 Clustern weiter bestätigt (s. Abb. 2), da die Ähnlichkeitsstrukturen der Fensterfallen der Differenzierung mit den verschiedenen Waldtypen nicht entsprechen.

Obwohl die Clusteranalyse keine deutliche Trennung der Fensterfallen in den verschiedenen Waldtypen zeigte, hat die Vegetation einen signifikanten Einfluss ( $p = 0,022$ ) auf die Abundanz der Arthropoden. Allerdings spiegelt sich dieser Einfluss nicht in der Ebene der Arthropoden-Gesellschaft pro Waldtyp wider, sondern in der Abundanz der Ordnungs-Ebene pro Vegetationstyp (s. Abb. 2).

Die Ordnungen Araneae und Mantodea unterschieden sich nicht in ihrer Abundanz pro Vegetationstyp. Allerdings wurden sehr wenige Vertreter aus diesen Ordnungen pro Fensterfalle gefangen (max. vier Individuen), sodass keine repräsentative Aussage möglich ist. Die Ordnung Orthoptera kam signifikant ( $p = 0,006$ ) häufiger im Übergang (Waldrand) zwischen landwirtschaftlichen Flächen und dem gemischten Wald vor, trotz der sehr niedrigen Anzahl an gesammelten Individuen (max. sechs Individuen). Die Ordnungen Blattodea und Psocoptera kamen signifikant ( $p = 0,02$  und  $p < 0,001$  dementsprechend) häufiger im gemischten Wald vor. Die meistvertretende Ordnung, Diptera, kam signifikant ( $p < 0,001$ ) häufiger im *Brachystegia*-Wald vor. Ihre Abundanz am Waldrand unterschied sich leicht von dem *Cynometra*- und gemischten Wald. Die Ordnung Lepidoptera unterschied sich nur leicht in ihrer Abundanz am Waldrand. Die Ordnung Coleoptera hatte einen signifikanten ( $p = 0,006$ ) Abundanz-Unterschied zwischen dem *Cynometra*-Wald und den restlichen Waldtypen. Auf der Ebene der Familien Carabidae (keine Unterschiede zwischen den Wäldern) und Staphylinidae sieht man allerdings andere Muster. Das Vorkommen der Kurzflügelkäfer (Staphylinidae) ergab drei signifikante Gruppen: 1) *Brachystegia*-Wald und Waldrand zeigten keinen signifikanten Unterschied untereinander, 2) der gemischte Wald unterschied sich signifikant ( $p < 0,001$ ) von den anderen Waldtypen und 3) der *Cynometra*-Wald zeigt einen leichten ( $p = 0,07$ ) Unterschied zu *Brachystegia*-Wald und Waldrand. Ein ähnliches Muster ist bei der Ordnung Hymenoptera zu sehen: Obwohl diese Ordnung sich in den *Cynometra*- und *Brachystegia*-Wald signifikant ( $p < 0,001$ ) von den anderen beiden unterschied, kamen die Ameisen (Familie Formicidae) nur im *Brachystegia*-Wald signifikant ( $p = 0,003$ ) häufiger vor.

Die Abundanz der Ordnung Hemiptera unterschied sich leicht im gemischten Wald und Waldrand im Vergleich zu den anderen zwei Waldtypen. Schließlich unterschied sich leicht die Abundanz von der Ordnung Neuroptera im *Brachystegia*-Wald.

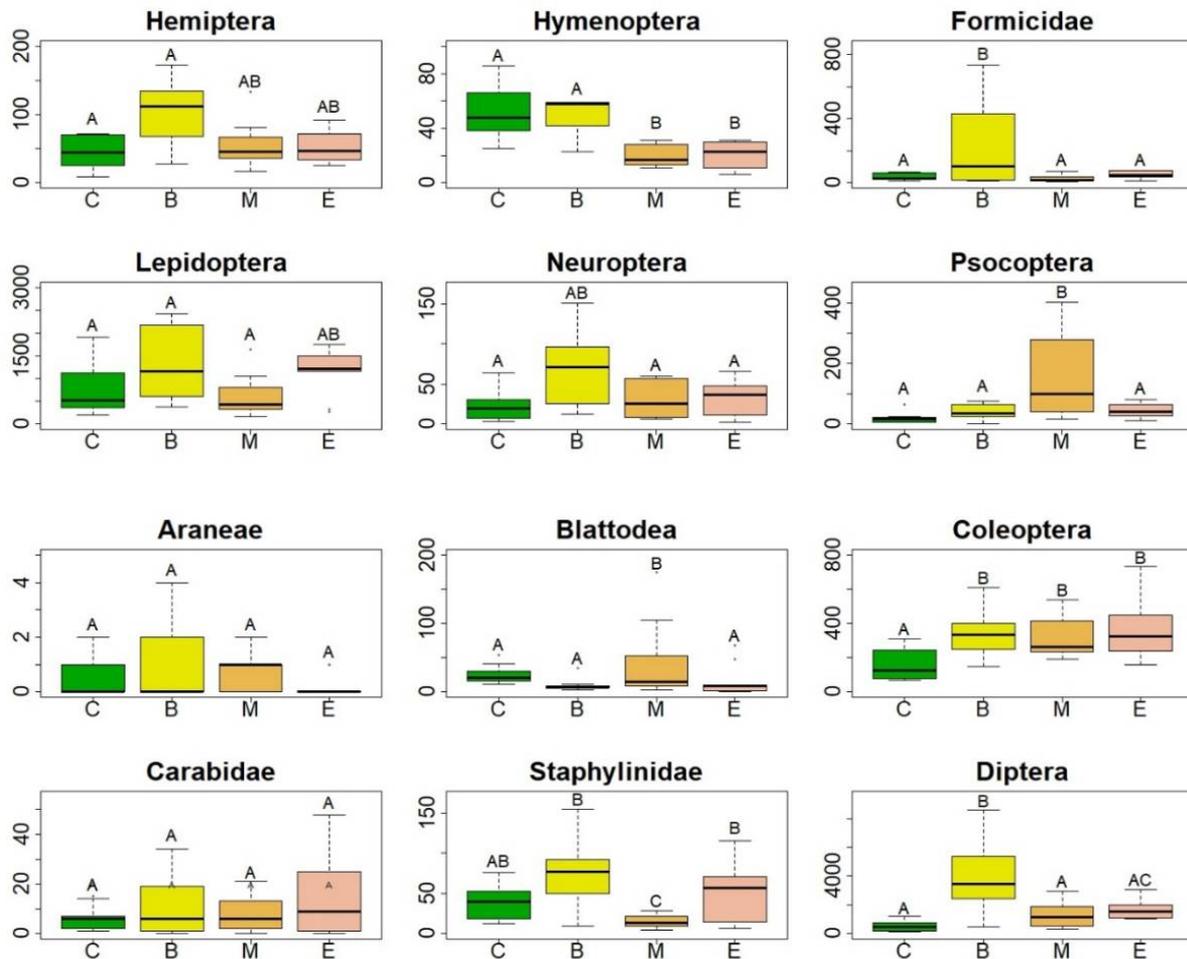


Abb. 2: Abundanz ausgewählter Arthropodengruppen in den jeweiligen Vegetationstypen (C = *Cynometra*, B = *Brachystegia*, M = gemischter Wald, E = Waldrand). Die Ordnungen Araneae, Blattodea, Coleoptera, Diptera, Hemiptera, Hymenoptera, Lepidoptera, Neuroptera und Psocoptera sowie die Familien Carabidae, Staphylinidae und Formicidae sind dargestellt. Die Buchstaben über den Boxplots bezeichnen unterschiedliche Signifikanzniveaus, die hier nicht weiter erläutert werden.

## Diskussion

Der Arabuko Sokoke-Wald zählt zu den Biodiversitäts-Hotspots der Welt und unsere Daten über die Abundanz der gesammelten Individuen deuten darauf hin, dass der *Brachystegia*-Wald „ein Hotspot innerhalb eines Hotspots“ ist. Dies liegt vermutlich daran, dass dieser Waldtyp heterogener ist. Durch ein nicht sehr dichtes Kronendach wird ein Unterwuchs gewährleistet, wodurch eine vegetative Etagenbildung entsteht, die zahlreiche unterschiedliche Nischen auch für Arthropoden bietet. Außerdem sind in diesem Gebiet mehr Blütenpflanzen vorhanden, was zu einer größeren Nektar-Quelle führt (Kanga 2002). Die niedrigere Menge an Individuen im *Cynometra*-Wald lässt sich vermutlich dadurch erklären, dass die Untersuchung während der Trockenzeit durchgeführt wurde. Da dieser Wald im Vergleich zu den anderen weniger produktiv ist, vervielfacht sich die Ressourcenknappheit für Arthropoden. Der gemischte Wald stellt bei der Vegetation, Bodenstruktur und Abundanz von Insekten einen Mittelpunkt zwischen den anderen beiden Wäldern dar. Die hohe Anzahl an Individuen am Waldrand zeigt einen typischen Randeffekt. Der Waldrand stellt eine Übergangszone zwischen Agrarland und

Wald dar, in der sich die vorherrschenden Individuen der unterschiedlichen Habitate vermischen. Solche ökologischen Situationen begünstigen das Vorkommen von generalistischen Arten und erschweren es den Spezialisten, die ökologisch anspruchsvollere Arten sind (Murcia 1995).

Im Hinblick auf die Arthropoden-Gesellschaften wäre es allerdings ein Fehler zu denken, dass der *Brachystegia*-Wald als „Hotspot innerhalb eines Hotspots“ Prioritätsstatus in den Naturschutzplänen des Arabuko Sokoke-Waldes erhalten sollte. Obwohl unsere Daten über die allgemeine Zusammensetzung von Insekten-Gesellschaften keine Unterschiede in den Wäldern zeigen, gibt es signifikante Unterschiede bei der Individuen-Abundanz in der Ordnungsebene. Fensterfallen in den Baumkronen ermöglichen das Fangen von hauptsächlich geflügelten Insekten. Diese Tiere haben theoretisch durch ihre Mobilität die Fähigkeit, sich in den Wäldern zu vermischen. Allerdings zeigen unsere Daten, dass die Vegetationstypen einen starken Einfluss auf die Verteilung haben. Die Arthropodengemeinschaften innerhalb der Ordnungsebenen sind vermutlich in den verschiedenen Waldtypen so divers, dass die entsprechende hohe  $\beta$ -Diversität ein entscheidender Grund für den Schutz aller drei Waldtypen wäre. Sehr ähnliche Ergebnisse wurden für die Ordnung der Schmetterlinge auf Artniveau an den gleichen Standorten gezeigt (Habel et al., unpublizierte Daten). Der Arabuko Sokoke-Wald stellt mit allen drei Vegetationstypen einen Hotspot für Biodiversität mit diversen Gemeinschaften dar. Auch wenn die Bewohner um den Wald herum teilweise auf die natürlichen Ressourcen des Waldes angewiesen sind, kann ein effektiver Schutz des Waldes und seiner Ökologie nur gewährleistet werden, wenn funktionierende Insekten-Gesellschaften erhalten bleiben. Der Schutz der Biodiversität würde nicht nur positive Auswirkungen auf die Insektenfauna haben, sondern auch die Ökosystemleistungen des Waldes für die Bevölkerung weiterhin sicherstellen. Deswegen sollten Managementpläne für den Arabuko Sokoke-Wald die Erhaltung aller drei Waldtypen zum Ziel haben.

Anhand der erhobenen Daten ist eine Abnahme der Aktivitätsdichte der Arthropoden bei zunehmendem Mond zu erkennen. Dies spielt eine entscheidende Rolle bei Experimenten in dieser Region, und vermutlich auch in den anderen tropischen Regionen. Bei Projekten, die über mehrere Wochen laufen und somit mehrere Mondphasen abdecken, könnte der Einfluss der Mondphasen bei der Datenerhebung verringert werden. Bei Projekten mit kurzen Datenerhebungszeiten haben die Mondphasen einen signifikanten Einfluss auf die Abundanz und so vermutlich auch auf die Interpretation der Diversität der gefangenen Arthropoden. Wir empfehlen, die Mondphasen beim experimentellen Design von Versuchen in tropischen Bereichen bewusst zu berücksichtigen.

### **Danksagung**

Diese Studie unter der Leitung von PD Dr. Jan Christian Habel (Technische Universität München) wurde durch die Förderung von DAAD-Quality Network Biodiversity Kenya (2016-2019) aus Mitteln des DAAD (Deutscher Akademischer Austauschdienst) ermöglicht. Besonderer Dank gilt den Kooperationspartnern Pwani University (Kenya), National Museums of Kenya, Kenyan Forest Service und Kenyan Wildlife Service.

### **Quellenverzeichnis**

- ASFMT – Arabuko Sokoke Forest Management Team (2002): Arabuko-Sokoke forest strategic forest management plan 2002 - 2007. Forest Department and Partners: 57.
- Azeria, E. T., Sanmartín, I., Ås, S., Carlson, A., Burgess, N. D. (2007): Biogeographic patterns of the East African coastal forest vertebrate fauna. *Biodiversity and Conservation* 16: 883-912.
- Bagine, R. K., Muhangani, J. M., Ruthiri, J. M. (1992): Kenya indigenous forest conservation project - Biodiversity surveys - Invertebrate Report. National Museums of Kenya.
- Bates, D., Mächler, M., Bolker, B., Walker, S. (2015): Fitting Linear Mixed-Effects Models Using lme4. *Journal of Statistical Software* 67. 51 S.

- Burgess, N. D., Clarke, G. P., Rodgers, W. A. (1998): Coastal forests of eastern Africa: Status, endemism patterns and their potential causes. *Biological Journal of the Linnean Society* 64: 337-367.
- Gordon, I., Ayiamba, W. (2003): Harnessing butterfly biodiversity for improving livelihoods and forest conservation: The Kipepeo Project. *The Journal of Environment & Development* 12: 82-98.
- Habel, J. C., Cuadros Casanova, I. C., Zamora, C., Teucher, M., Hornetz, B., Shauri, H., Mulwa, R. K., Lens, L. (2017): East African coastal forest under pressure. *Biodiversity and Conservation* 8: 225.
- Habel, J. C., Seibold, S., Ulrich, W., Schmitt, T. (unpublizierte Daten): Seasonality overrides differences in butterfly community composition between natural and anthropogenic forest habitats.
- Hothorn, T., Bretz, F., Westfall, P. (2008): Simultaneous inference in general parametric models. *Biometrical journal* 50: 346-363.
- IBN – Institut für Biodiversität Netzwerk e.V. (2017): Forschungsbedarf der CBD. – Online, URL: <http://www.biodiv.de/biodiversitaet-infos/forschungsbedarf-der-cbd.html> [Zugriff: 30.07.2017].
- Kanga, E. M. (2002): A conservation and recovery plan for the Ader's Duiker *Cephalophus Adersi* in Arabuko Sokoke Forest, Kenya. Unpublished report to Paignton Zoo Environmental Park.
- Kassambara, A., Mundt, F. (2017): factoextra: Extract and Visualize the Results of Multivariate Data Analyses, R package version 1.0.4 edn. 2017
- Maechler, M., Rousseeuw, P., Struyf, A., Hubert, M., Hornik, K. (2017): cluster: Cluster Analysis Basics and Extensions. R package version 2.0.6. 2017
- Mittermeier, R. A., Turner, W. R., Larsen, F. W., Brooks, T. M., Gascon, C. (2011): Global Biodiversity Conservation: The Critical Role of Hotspots. In: Zachos, F. E., Habel, J. C. (Hg.): *Biodiversity Hotspots: Distribution and Protection of Conservation Priority Areas*. Springer Berlin Heidelberg, Berlin, Heidelberg: 3-22.
- Murcia, C. (1995): Edge effects in fragmented forests: Implications for conservation. *Trends in ecology & evolution* 10: 58-62.
- Muriithi, S., Kenyon, W. (2002): Conservation of biodiversity in the Arabuko Sokoke Forest, Kenya. *Biodiversity and Conservation* 11: 1437-1450.
- R Core Team (2017): R: A language and environment for statistical computing, 3.4.1 edn. R Foundation for Statistical Computing.
- Wegner, G., Howell, K. M., Davenport, T. R. B., Burgess, N. D. (2009): The Forgotten 'Coastal Forests' of Mtwara, Tanzania: A Biologically Impoverished and Yet Important Ecosystem. *Journal of East African Natural History* 98: 167-209.

## Kontakt

Jose Angel Rangel Lopez  
Elisabeth Koc  
Technische Universität München  
Lehrstuhl für Terrestrische Ökologie  
Hans-Carl-von-Carlowitz-Platz 2  
85354 Freising  
E-Mail: [jrangellopez1@hotmail.com](mailto:jrangellopez1@hotmail.com), [elisabeth.koc@tum.de](mailto:elisabeth.koc@tum.de)

## Reaktion von Baumgrenzen in Abisko / Schweden auf Fraßschäden durch *Epirrita autumnata*-Massenvorkommen

FRANK WEISER

### Einleitung

Der Klimawandel wird sich auf Nordskandinavien voraussichtlich besonders stark auswirken. EURO-CORDEX-Vorhersagen (Jacob et al. 2014) gehen je nach Szenario von einem Temperaturanstieg zwischen 2.9 °C und 5.2 °C bis 2100 im Vergleich zu 1971 bis 2000 aus. Zugleich wird sich die Anzahl der Frosttage um 40-60 Tage reduzieren und die Niederschläge werden um 10-22 % ansteigen. Dies wird sich auch auf die Wälder der Region auswirken. Im Forschungsgebiet der hier vorgestellten Studie, Abisko, Schweden, ist die Fjellbirke (*Betula pubescens* subsp. *tortuosa*) die dominante Baumart. Es wird erwartet, dass sich die Birkenwälder durch den Klimawandel begünstigt immer weiter ausbreiten und dabei zunehmend die Tundra verdrängen. Eine Studie von Sjögersten und Wookey (2009) etwa modelliert, dass ein Temperaturanstieg um 2 °C einen Rückgang der Tundra um 88 % nach sich zieht. Die Umwandlung von Tundra zu Wald setzt nicht nur direkt CO<sub>2</sub> frei, sondern geht auch mit einer geringeren CO<sub>2</sub>-Speicherkapazität im Boden einher. Die Wälder werden sich hierbei nicht nur lateral ausbreiten, sondern auch bergauf in größere Höhen verschieben. Der Faktor, der die Verschiebung der Baumgrenze in höhere Lagen bedingt, ist noch unklar. Vorgeschlagen wurde hierfür unter anderem die 10 °C-Temperaturisotherme im Juli (Tuhkanen 1993), die 10.5 °C-Temperaturisotherme im Juli (Körner 1998), die durchschnittliche Temperatur im Mai (Karlsson et al. 2004) oder die Grenze der Zone mit jährlich mindestens 100 Tagen oberhalb 5 °C (Körner 1998).

Nicht nur die Fjellbirke profitiert vom Klimawandel. Auch einer ihrer wichtigsten Herbivoren in Nordskandinavien, der Birken-Moorwald-Herbstspanner (*Epirrita autumnata*), wird durch den Klimawandel begünstigt. Etwa alle zehn Jahre treten Massenvorkommen des Birken-Moorwald-Herbstspanners auf, bei denen große Waldabschnitte durch die Raupen entlaubt werden können (Tenow 1972). Die Massenvorkommen treten teilweise zeitgleich in verschiedenen Regionen auf, teilweise setzen sie sich wellenförmig über mehrere Jahre hinweg fort (Tenow et al. 2007). Momentan wird die Häufigkeit dieser Ereignisse durch kalte Wintertemperaturen limitiert. Die Eier der Birken-Moorwald-Herbstspanner können bis zu -36 °C überleben und benötigen drei milde Winter in Folge, um die nötige Populationsdichte für einen Ausbruch zu erreichen. Durch den Klimawandel werden deshalb Massenvorkommen stark begünstigt. Eine Studie von Virtanen und Kolleg\*innen (1998) kam zu dem Schluss, dass die Fläche der Wälder, die momentan durch kalte Wintertemperaturen vor Massenvorkommen geschützt sind, bis 2100 auf 1/10 schrumpfen wird. Da die Fraßschäden häufig im nächsten Jahr zum Tod der Birken führen, ist es daher möglich, dass häufigere Massenvorkommen die zu erwartende Ausbreitung der Fjellbirkenwälder abbremsen oder teilweise sogar Baumgrenzen zurückdrängen werden. Hierbei werden alte Baumbestände häufiger und stärker befallen als junge Wälder, da alte Bäume bessere Versteckmöglichkeiten für Eier des Birken-Moorwald-Herbstspanners bieten (Bylund 1997). Da Tundragebiete zu den am meisten vom Klimawandel bedrohten Ökosystemen in Europa gehören, ist es wichtig, die Zusammenhänge zwischen Massenvorkommen und Waldausdehnung zu verstehen. Ziel dieser Studie war es deshalb zum Einen, den Nutzen von RapidEye-Daten für die Überwachung der Fraßschäden zu testen. Weiterhin wurde überprüft, ob eine höhere Anfälligkeit alter Baumbestände auch an der Baumgrenze gefunden werden kann.

### Methoden

Die Feldarbeit wurde zwischen dem 10. und 28.07.2016 in Abisko, Schweden, komplettiert. Hierbei wurden entlang eines zehn Meter langen Abschnitts einer Baum- oder Waldgrenze zehn Bäume zufällig ausgewählt. Ziel war es, die Altersstruktur der Baumgrenze abschätzen zu können. Deshalb wurden Baumparameter gemessen, die darauf Rückschlüsse zulassen: Wuchshöhe, Anzahl der Stämme,

Anzahl der toten Stämme und der Brusthöhendurchmesser der fünf stärksten Stämme. Zusätzlich wurde für jeweils ein 10x10m Quadrat oberhalb und unterhalb der Baumgrenze die Bedeckung unterteilt in Bäume, Totholz, Sträucher, krautige Arten und offener Boden geschätzt. Insgesamt wurden 61 Aufnahmen durchgeführt. Zusätzlich wurde für 80 GPS-Punkte die vorherrschende Landbedeckung erfasst.

Für die Fernerkundung wurden insgesamt 15 RapidEye-Szenen (Planet Team 2017), die zwischen dem 16.08.2010 und dem 16.09.2016 aufgenommen wurden, benutzt. Das erste Ziel war es, in den Satellitenbildern Baum- und Waldgrenzen zuverlässig zu detektieren. Dies wurde einerseits durch eine sog. „supervised classification“ basierend auf dem sog. „random forest“-Algorithmus versucht. Andererseits wurde für alle Szenen der Normalized Difference Red Edge-Index (NDRE-Index) berechnet. Die NDRE-Bilder wurden gestapelt und über alle Szenen hinweg die Standardabweichung berechnet. Da Wälder im Jahresverlauf größere, auf Satellitenbildern besser sichtbare Änderungen durchlaufen, als z. B. Tundravegetation, war die Erwartung an diese Methode, dass Waldgebiete gut an ihrer höheren Standardabweichung identifizierbar sind.

Zusätzlich wurden zwei Szenen vor und nach einem Massenvorkommen im Jahr 2012/2013 benutzt, um Fraßschäden zu identifizieren. Eine Abnahme des NDRE repräsentiert hierbei eine Schädigung der Vegetation. Für alle Datenpunkte der Feldarbeit wurde für einen Umkreis von 50 m die Abnahme des NDRE berechnet. Dann wurde eine Regressionsanalyse durchgeführt um die Wichtigkeit der im Feld gemessenen Parameter für die Vorhersage der Fraßschäden zu berechnen.

## Ergebnis

Das erste Ziel, Baum- und Waldgrenzen zu kartieren, konnte nicht komplett erfüllt werden. Dass viele Fjellbirkenwälder in der Gegend um Abisko nicht scharf, sondern eher graduell enden, sorgte für hohe Verwechslungsraten zwischen Landbedeckungsklassen bei der Klassifizierung. Die zweite Methode, bei der die Standardabweichung der NDRE-Szenen benutzt wurde, um Wälder zu identifizieren, funktionierte besser, ist jedoch für zuverlässige Vorhersagen noch nicht ausreichend erprobt. Zusätzlich zeigen dicht mit Sträuchern (vor allem *Salix spp.*) bewachsene Zonen ähnliche Muster wie Wälder und sind von ihnen kaum zu unterscheiden. Für die Detektion von Fraßschäden waren die RapidEye-Daten und speziell der NDRE jedoch enorm hilfreich.

Die Regressionsanalyse wurde auf zwei verschiedene Arten durchgeführt. Einerseits wurde ein lineares Modell mit der NDRE-Abnahme gegen alle verfügbaren Parameter erstellt, danach wurden basierend auf dem Akaike-Informationskriterium (AIC) die einflussreichsten Parameter ausgewählt. In einem zweiten Anlauf wurden basierend auf der Erwartung, dass die Anfälligkeit für Massenvorkommen des Birken-Moorwald-Herbstspanners vom Alter des Baumbestands abhängt, die Parameter ausgewählt, die die meiste Aussagekraft über die Alterstruktur haben (Baumbedeckungsgrad, Stammzahl, Brusthöhendurchmesser, Standardabweichung der Wuchshöhe, Standardabweichung der Stammzahl, Standardabweichung der Brusthöhendurchmesser). Danach wurden nach demselben Verfahren die wichtigsten Parameter ausgewählt. Beide Herangehensweisen zeigten ein ähnliches Ergebnis: Die Höhenlage der jeweiligen Datenpunkte war bei weitem die wichtigste Variable zur Vorhersagung der detektierten Fraßschäden. Die Baumparameter spielten in beiden Fällen kaum eine Rolle. Deshalb wurde der Zusammenhang zwischen Höhenlage der Aufnahmen und den Fraßschäden (repräsentiert durch die NDRE-Abnahme – je negativer der Wert, desto mehr hat sich der Zustand der Vegetation verschlechtert) weiter untersucht. Ein signifikantes, quadratisches Modell repräsentierte die Daten am besten.

## Diskussion

Vom methodischen Standpunkt gesehen sind die erprobten Fernerkundungsmethoden zu ungenau, um potentielle Verschiebungen der Baumgrenze zu detektieren. Die beschriebene NDRE-Standard-

abweichungsmethode funktionierte besser als die etablierte supervised classification. Allerdings muss die Methode weiter evaluiert werden und das Problem gelöst werden, dass Sträucher ähnliche Muster wie Wälder zeigen. Gegebenenfalls könnte eine Erweiterung der Fernerkundungsdaten um Radar oder LiDAR Daten, welche erlauben, nach Wuchshöhe zu klassifizieren, die Erkennungsgenauigkeit so weit erhöhen, dass Verschiebungen der Wald/Baumgrenzen detektierbar werden.

Der geringe Einfluss der Baumparameter auf die erlittenen Fraßschäden war überraschend. Vermutlich ist die Alterstruktur der angrenzenden Waldgebiete auch für Baumgrenzen entscheidender als die Struktur an den Baumgrenzen selbst. Die Struktur der angrenzenden Wälder könnte entscheidend dafür sein, ob insgesamt eine Populationsdichte von *E. autumnata* erreicht werden kann, die ein Massenvorkommen zulässt, welches auch die Baumgrenze erreicht. Alle Baumgrenzen sind an dem Punkt eines Gradienten gelegen, an dem für den Baum ein Überleben gerade noch möglich ist. Deshalb ist es möglich, dass sich die Baumgrenzen in ihrer Struktur weniger unterscheiden, als dichte Waldgebiete, die zwischen jungen und alten Baumbeständen starke Abweichungen zeigen.

Der starke Einfluss der Höhenlage, der sich auch in anderen Studien zeigt (Babst et al. 2010), lässt den Schluss zu, dass Wälder in niedrigen Höhen stärker geschädigt werden als Waldgebiete in größerer Höhe. Es ist durchaus möglich, dass es in größeren Höhen noch kalt genug ist oder die Wälder licht genug, um Waldgebiete vor Massenvorkommen zu schützen, während der Klimawandel in niedrigen Höhenlagen bereits häufigere oder intensive Entlaubung ermöglicht. Dies könnte eine zweigeteilte Entwicklung auslösen: Baumgrenzen in höheren Lagen wandern weiter bergauf und die Wälder dehnen sich weiter aus, während Wälder in niedrigen Lagen durch die häufigere Entlaubung gebremst oder sogar zurückgedrängt werden.

## Quellenverzeichnis

- Babst, F., Esper, J., Parlow, E. (2010): Landsat TM/ETM+ and tree-ring based assessment of spatio-temporal patterns of the autumnal moth (*Epirrita autumnata*) in northernmost Fennoscandia. *Remote Sensing of Environment* 114 (3): 637-646.
- Bylund, H. (1997): Stand age-structure influence in a low population peak of *Epirrita autumnata* in a mountain birch forest. *Ecography* 20 (3): 319-326.
- Jacob, D., Petersen, J., Eggert, B. et al. (2014): EURO-CORDEX. New high-resolution climate change projections for European impact research. *Regional Environmental Change* 14 (2): 563-578.
- Karlsson, P. S., Tenow, O., Bylund, H., Hoogesteger, J., Weih, M. (2004): Determinants of mountain birch growth in situ. Effects of temperature and herbivory. *Ecography* 27 (5): 659-667.
- Körner, C. (1998): A re-assessment of high elevation treeline positions and their explanation. *Oecologia* 115 (4): 445-459.
- Planet Team (2017): Planet Application Program Interface: In Space for Life on Earth. San Francisco, CA.
- Sjögersten, S., Wookey, P. A. (2009): The impact of climate change on ecosystem carbon dynamics at the Scandinavian mountain birch forest-tundra heath ecotone. *Ambio* 38 (1): 2-10.
- Tenow, O. (1972): Outbreaks of *Oporinia autumnata* Bkh. and *Operophtera* spp. (Lep., Geometridae) in the Scandinavian mountain chain and northern Finland 1862-1968. Almqvist & Wiksell, Stockholm.
- Tenow, O., Nilssen, A. C., Bylund, H., Hogstad, O. (2007): Waves and synchrony in *Epirrita autumnata*/*Operophtera brumata* outbreaks. I. Lagged synchrony. Regionally, locally and among species. *Journal of Animal Ecology* 76 (2): 258-268.
- Tuhkanen, S. (1993): Treeline in Relation to Climate, with Special Reference to Oceanic Areas. In: Alden, J. N., Mastrantonio, J. L., Ødum, S. (Hg.): *Forest Development in Cold Climates*. NATO ASI Series (Series A: Life Sciences), vol 244. Springer, Boston, MA.: 115-134.

Virtanen, T., Neuvonen, S., Nikula, A. (1998): Modelling topoclimatic patterns of egg mortality of *Epirrita autumnata* (Lepidoptera. Geometridae) with a Geographical Information System: predictions for current climate and warmer climate scenarios. *Journal of Applied Ecology* 35 (2): 311-322.

**Kontakt**

Frank Weiser

Universität Bayreuth

E-Mail: [frank.weiser@uni-bayreuth.de](mailto:frank.weiser@uni-bayreuth.de)

## **Ziele und Maßnahmen im Waldnaturschutz in Deutschland - eine vergleichende Analyse relevanter Konzepte und Strategien**

LAURA DEMANT, PETER MEYER, HELGE WALENTOWSKI, ERWIN BERGMEIER

### **Einleitung und Hintergrund**

Rapider Landnutzungswandel zählt weltweit zu den stärksten Gefährdungsursachen der Biodiversität (MEA 2005, CBD 2010, Tittensor et al. 2014). Nachdem eine signifikante Reduktion des Biodiversitätsverlustes bis 2010 durch die Mitgliedstaaten des Übereinkommens über die biologische Vielfalt (Convention on Biological Diversity, CBD) verfehlt wurde (UNEP 2002, Mace und Baillie 2007, Butchart et al. 2010), sind die Jahre 2011 bis 2020 zur Dekade der Biodiversität erklärt und im „Strategischen Plan 2011-2020 für die Erhaltung der biologischen Vielfalt“ in Form der sog. „Aichi-Targets“ ehrgeizige Schutzziele formuliert worden. Eine Zwischenbilanz (Tittensor et al. 2014) zeigt, dass die Belastungen, die im Anthropozän (Crutzen 2002) auf die Biodiversität einwirken, nach wie vor rasch zunehmen („Great Acceleration“, Steffen et al. 2016) und sich der Zustand der Biodiversität sowie die damit verbundenen Ökosystemleistungen weiter verschlechtern (Ripple et al. 2017). Dabei hat der Umfang der Schutzbemühungen deutlich zugenommen. Die weltweit prekäre Gefährdungssituation der Biodiversität ist durchaus auf Deutschland übertragbar. Auch hierzulande existieren vielfältige Gründe für das bisherige Scheitern der Schutzbemühungen. Neben falschen oder fehlenden politischen und ökonomischen Leitlinien, unklaren, manchmal auch widersprüchlichen Zielvorgaben, einem Mangel an geeigneten naturschutzfachlichen Indikatoren sowie an belastbaren und nachvollziehbaren Methoden einer ökologischen Erfolgs- und Wirkungskontrolle sind die eingeschränkte Evaluationsbereitschaft und das Fehlen geeigneter Finanzierungsinstrumente weitere wichtige Gründe (Kapos et al. 2008, Heink und Kowarik 2010, Marquard et al. 2013, Meyer et al. 2016).

Der Zustand der Wälder in Deutschland wird im Vergleich zu anderen Ökosystemen des Offenlandes als relativ günstig eingeschätzt (Meyer et al. 2016). Während der Indikator für „Artenvielfalt und Landschaftsqualität“ bei der Entwicklung ausgewählter, für den Wald relevanter Vogelarten von 1970 bis 2011 weder einen positiven noch einen negativen Trend bestätigt (BMUB 2015), lassen sich bei Betrachtung weiterer Indikatoren positive biodiversitätsrelevante Entwicklungen der Wälder erkennen, wie z. B. eine Zunahme des Totholzanteils und der Laubwaldfläche sowie eine Zunahme des Anteils von Wäldern mit natürlicher Entwicklung (Korneck et al. 1998, Südbeck et al. 2007, Deinert et al. 2013, Meyer 2013, BMEL 2014, Engel et al. 2016).

Mit der Unterzeichnung der CBD im Jahr 1993 haben sich die Mitglieder der internationalen Staatengemeinschaft verpflichtet, eigene nationale Strategien zum Schutz und zur Erhaltung der biologischen Vielfalt zu entwickeln. Der Anteil an Mitgliedsstaaten mit internationalen und nationalen Biodiversitäts- und Naturschutzkonzepten ist seitdem stark gestiegen. Infolgedessen haben sich auch die Anforderungen an den Waldnaturschutz erhöht und Konzepte mit sehr unterschiedlichen naturschutzfachlichen Zielen und Maßnahmen wurden entwickelt. Deutschland ist seiner Verpflichtung 2007 mit der Verabschiedung der „Nationale Strategie zur biologischen Vielfalt“ (NBS) nachgekommen (BMUB 2007). Neben der NBS haben die meisten Bundesländer in Deutschland eigene Naturschutz- und Biodiversitätsstrategien entwickelt sowie konkrete Ziele und Maßnahmen formuliert. Jedoch sind die einzelnen Konzepte meist nicht aufeinander abgestimmt und unterscheiden sich inhaltlich und besonders im Detail oft stark voneinander. Dies macht eine einheitliche und übersichtliche Bewertung der Naturschutzentwicklung im Wald in den letzten Jahren in Deutschland besonders schwierig. Im Bundeswaldgesetz (BWaldG, i.d.F. vom 31. August 2015) fordert § 11 (1), dass der Wald im Rahmen seiner Zweckbestimmung ordnungsgemäß und nachhaltig zu bewirtschaften ist. Naturschutzfachliche Maßnahmen, die nicht im Rahmen einer ordnungsgemäßen Forstwirtschaft zu leisten sind, werden in den meisten Bundesländern in Landesnaturschutzkonzepten o. ä. geregelt. Diese sind jedoch ausschließlich für den Wald im Besitz des Bundes oder der Länder rechtsverbindlich und gelten für den

Privatwald lediglich als Orientierungshilfe bei der Waldbewirtschaftung. Bei der Durchführung von naturschutzfachlichen Maßnahmen im Wald können Mindereinnahmen, Opportunitätskosten und erhebliche Mehraufwendungen entstehen, was ihre Umsetzung gerade im Privatwald erschweren kann. Denn gehen solche Maßnahmen über die Sozialpflichtigkeit des Eigentums (Art. 14 Abs. 2 Grundgesetz) hinaus, ist gerade im Privatwald ein Ausgleich bzw. eine Entschädigung finanzieller oder sachlicher Art notwendig. Da sich in Deutschland etwa die Hälfte der Waldfläche in Privatbesitz befindet (BMEL 2014), ist das Erreichen von naturschutzfachlichen Zielen sowie die Umsetzung entsprechender Maßnahmen dort keine Selbstverständlichkeit und an das Vorhandensein finanzieller Förderinstrumente gebunden. In der NBS wird aus diesem Grund eine „Förderung des Vertragsnaturschutzes im Privatwald auf 10 % der Fläche“ gefordert (BMUB 2007: 32).

Diese Herausforderung bildet den Hintergrund des seit Herbst 2015 laufenden Verbundprojektes „WaVerNa – Waldvertragsnaturschutz“<sup>2</sup>, welches von der Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe e.V. als Projektträger des Bundesministeriums für Ernährung und Landwirtschaft aufgrund eines Beschlusses des Deutschen Bundestages gefördert wird. Dabei werden das Potential und die Hemmnisse des Vertragsnaturschutzes im Wald in Deutschland fach- und institutsübergreifend ökologisch, ökonomisch und juristisch untersucht. Neben einer deutschlandweiten Status-quo-Analyse zur Umsetzung des Vertragsnaturschutzes werden durch konkrete Fallstudien die Umsetzungspraktiken anhand ausgewählter Beispielbetriebe praktisch untersucht. Im Rahmen des WaVerNa-Projektes werden unter „Vertragsnaturschutz“ alle „Naturschutzmaßnahmen gegen Entgelt“ verstanden. Hierunter fallen unterschiedliche Instrumente wie Erschwernisausgleich, allgemeine Förderung, Ausgleichs- und Ersatzzahlungen sowie Vertragsnaturschutz im engeren Sinne. Im Zuge des Teilprojektes „Vertragsnaturschutz im Wald – Naturschutzfachlich-waldökologische Analysen“ soll der Status quo der Biodiversität, die Art und Intensität der Schutzbemühungen sowie der Erfolg von naturschutzfachlichen Maßnahmen im Wald erarbeitet werden. Dabei werden die folgenden Forschungsfragen behandelt (im Rahmen des vorliegenden Berichtes wird nur die erste Frage angesprochen):

1. Wie unterscheiden sich Ziele und Maßnahmen in Biodiversitäts- und Waldnaturschutzkonzepten voneinander?
2. Welche naturschutzfachlichen Begründungen (Schutzwürdigkeit/Schutzbedürftigkeit) liegen für die identifizierten Ziele im Wald vor und welche Gefährdungsursachen bestehen für Arten und Lebensgemeinschaften?
3. Welche Evidenzbasis liegt für die verschiedenen Naturschutzziele und -maßnahmen vor und wie lässt sich aus den gewonnenen Erkenntnissen ein nach Prioritäten und Wirksamkeit abgestuftes Ziel-Maßnahmen-System ableiten?
4. Welchen Beitrag kann Waldvertragsnaturschutz leisten, um naturschutzfachliche Ziele im Privatwald zu erreichen?

## Methoden

Um herauszufinden, inwieweit sich Ziele und Maßnahmen für den Waldnaturschutz in den Konzepten der verschiedenen Stakeholder und Bezugsebenen (global, Europa, Bund, Länder, Landesforstbetriebe, Naturschutzbehörden und -verbände) voneinander unterscheiden, wurde eine textbezogene Status-quo-Analyse von 79 Biodiversitäts- und Waldschutzstrategien und -konzepten durchgeführt. Zur besseren Verständlichkeit wird im weiteren Text nur noch der Begriff „Konzept“ verwendet, welcher sich auch auf „Strategien“ bezieht.

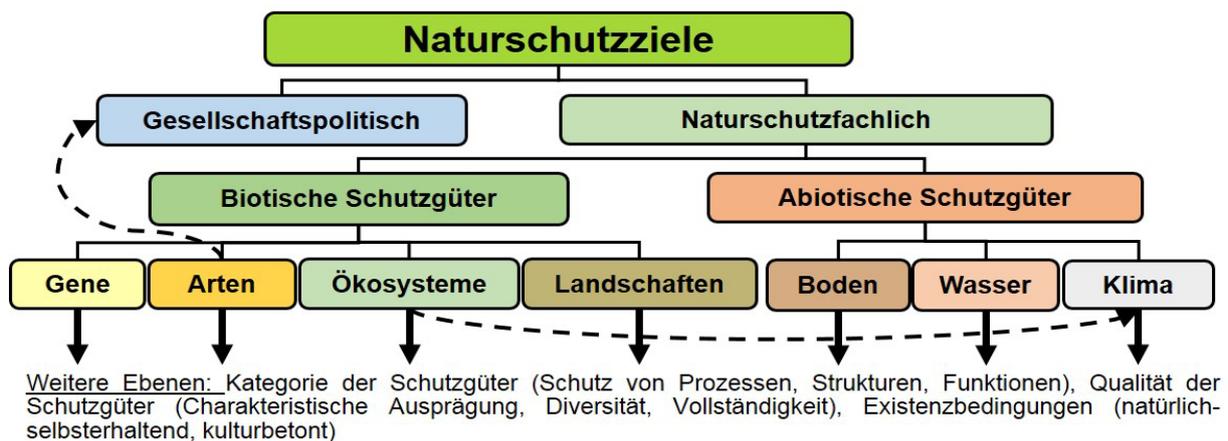
Zur Analyse der Konzepte wurde in Anlehnung an die CBD und das Bundesnaturschutzgesetz (BNatSchG) ein hierarchisches Ordnungssystem für Ziele und Maßnahmen im Waldnaturschutz entwickelt. Für die Einordnung der Ziele wurde dabei im ersten Schritt zwischen einem Naturschutzziel im

---

<sup>2</sup> Homepage: [www.waverna-projekt.de](http://www.waverna-projekt.de)

eigentlichen naturschutzfachlichen Sinne (ökosystem- und biodiversitätsbezogen) und einem Naturschutzziel mit einem gesellschaftspolitischen Hintergrund (z. B. Erholung, Tourismus oder Bildung) unterschieden. Die klassischen Naturschutzziele wurden im nächsten Schritt dahingehend differenziert, ob der Schutz der abiotischen Umwelt (Klima, Wasser, Boden) oder der Schutz der biotischen Natur (Ökosysteme, Arten, landschaftliche oder genetische Vielfalt) als primäres Ziel beschrieben wurde (siehe Abb. 1). Darüber hinaus konnten weitere Kategorien verwendet werden, um zu beschreiben, ob z. B. eine möglichst große Diversität das Schutzziel ist, ein Ökosystem in seiner Vollständigkeit zu schützen ist, oder ob eine charakteristische Ausprägung erhalten werden soll. Im Anschluss sollte nach Möglichkeit die Kategorisierung der Existenzbedingungen Aufschluss darüber geben, ob ein Schutzgut unter heutigen natürlichen Bedingungen selbsterhaltend ist, oder ob es sich um ein Kulturökosystem handelt, welches pflegeabhängig ist.

Die Zuordnung zu den einzelnen Schutzgutebenen erfolgte in Form eines dichotomen Bestimmungsschlüssels und die Klassifizierung über Buchstabenkombinationen. Die genaue Beschreibung der einzelnen Ziele wurde über eine spezifische Ziel-Schlagwort-Kombination vorgenommen. Darüber hinaus wurde die Möglichkeit vorgesehen, Querverbindungen zwischen den Schutzgütern und -zielen herzustellen (z. B. Schutz des Lebensraums Waldmoor und Klimaschutz). Die einzelnen Konzepte wurden dabei auch unterschiedlichen Konzepttypen zugeordnet (allgemeine Biodiversitätskonzepte, forstliche Waldnaturschutzkonzepte von Bund, Ländern und Landesforstbetrieben sowie Waldnaturschutzkonzepte verschiedenster Naturschutzverbände).



**Abb. 1: Ordnungssystem für Waldnaturschutzziele (gestrichelte Linien = Beispiele für Querverbindungsmöglichkeiten)**

Bei der Charakterisierung waldnaturschutzfachlicher Maßnahmen wurde unterschieden, ob es sich um wiederherstellende oder erhaltende Maßnahmen handelt und ob diese aktiv durchgeführt oder passiv erhalten werden. So können z. B. bestehende Altholzstrukturen passiv durch Verzicht auf forstwirtschaftliche Maßnahmen im Bestand erhalten werden, oder ein degenerierter Bruchwald kann aktiv durch Wiederherstellung eines geeigneten Wasserhaushaltes renaturiert werden. Darüber hinaus wurden jedem Schutzgut des Zielsystems eine oder mehrere Maßnahmen zugeordnet. Dabei ist zu beachten, dass ein Ziel durch die Umsetzung von verschiedenen Maßnahmen erreicht werden kann, oder eine Maßnahme zur Erreichung von verschiedenen Zielen beiträgt.

### Ergebnisse

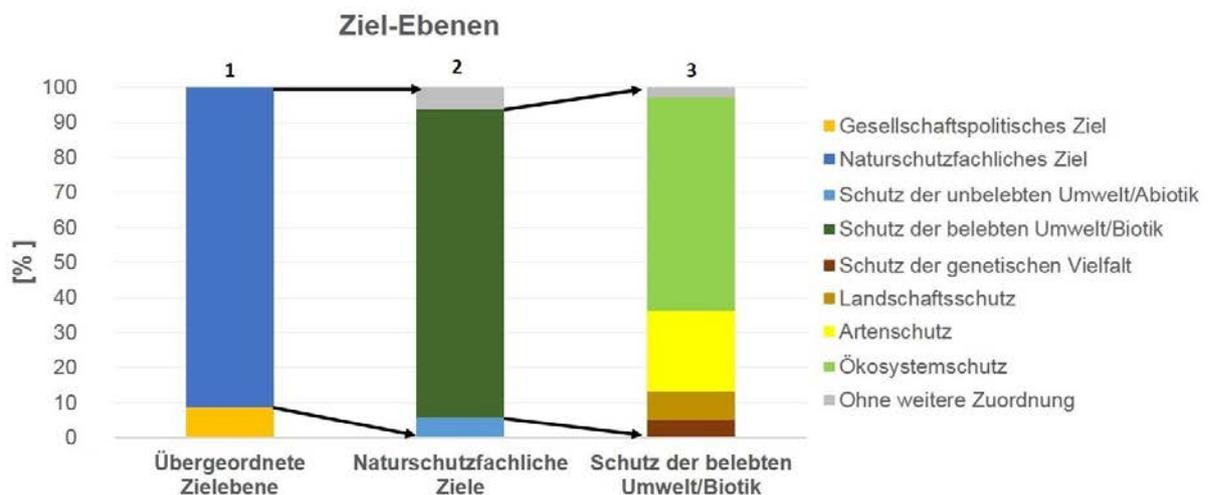
Die 79 analysierten Konzepte umfassen 19 allgemeine Biodiversitäts- und Naturschutzkonzepte von nationalen und übernationalen Institutionen („Biodiversität“), 42 Waldnaturschutzkonzepte von Bund, Ländern und Landesforstbetrieben („Forst“) und 18 Konzepte von Naturschutzverbänden („Verbände“). Durch die qualitative Textanalyse konnten insgesamt 170 waldnaturschutzfachliche Ziele identifi-

ziert werden. Im Mittel wurden etwa 50 Ziele pro Konzept klassifiziert werden (Tab. 1). Der durchschnittliche prozentuale Anteil von Zielen an der Gesamtzahl der Ziele (170) lag für alle Konzepte mit 30 % relativ niedrig. Auch wenn sich die Anzahl an Zielen für alle Konzepte signifikant voneinander unterscheiden ( $p = 0,03$ , Kruskal-Wallis chi-squared Test), erbrachte der post-hoc-Test keinen signifikanten Unterschied in Bezug auf die einzelnen Konzepttypen.

**Tab. 1: Übersicht über die Gesamtanzahl an Konzepten, die durchschnittliche Anzahl an Zielen und der durchschnittliche prozentuale Anteil an der Gesamtzahl der Ziele**

Konzepttyp (n=)	Durchschnittliche Anzahl an Zielen	Durchschnittlicher Anteil [%] an Gesamtanzahl der Ziele (n=170)
Biodiversität (19)	62	36
Forst (42)	46	27
Verbände (18)	46	27
Gesamt (79)	50	30

In Abbildung 2 sind die prozentualen Anteile der verschiedenen Zielebenen dargestellt. Mit mehr als 90 % machen die naturschutzfachlichen Ziele den größten Anteil aus. Gesellschaftspolitische Ziele spielen nur eine sehr untergeordnete Rolle in den analysierten Konzepten. Auf den weiteren Zielebenen liegt der Schwerpunkt mit rund 88 % auf dem Schutz der belebten Umwelt bzw. den vier Ebenen der Biodiversität (Gene, Arten, Ökosysteme, Landschaften). Der Schutz der abiotischen Umwelt (Klima, Wasser und Boden) nimmt mit knapp 6 % einen deutlich geringeren Anteil ein. Auf der Ebene der belebten Umwelt ist der Ökosystemschutz mit rund 57 % am stärksten vertreten, gefolgt vom Artenschutz mit rund 22 %. Landschaftsschutz und Schutz der genetischen Vielfalt spielen mit 8 % bzw. 5 % untergeordnete Rollen in den Konzepten. Bei der Analyse der weiteren Zielebenen wurde deutlich, dass natürlich-selbsterhaltende Ökosystemstrukturen und -prozesse wie z. B. Alt- und Totholz, Buchenwälder oder Habitatbäume am häufigsten genannt werden und somit einen hohen Stellenwert in den verschiedenen Konzepten besitzen.



**Abb. 2: Prozentualer Anteil der unterschiedlichen Zielebenen. Bei den Balkendiagrammen 2 bzw. 3 handelt es sich jeweils um eine Teilmenge aus Balkendiagramm 1 bzw. 2**

Bei der Betrachtung der konkreten Ziel-Schlagwort-Kombinationen zeigt sich ein ähnliches Bild. Mit jeweils 75 von 79 Konzepten wurden die Ziel-Schlagwörter „Schutz der Artenvielfalt“ und „Schutz der Artenlebensräume“ am häufigsten genannt. Auf der Ebene der einzelnen Konzepttypen zeigt sich mit 18 von 19 Biodiversitätskonzepten, 41 von 42 Forstkonzepten und 16 von 18 Verbandskonzepten ein ähnliches Bild. Gleiches gilt für die „Erhaltungsverantwortung von Arten“ und den „Schutz der Bio-

diversität“. Das Ziel „Schutz von Alt- und Totholz“ auf der Waldökosystem-Ebene wird in 86 % aller Konzepte aufgeführt. Jedoch sind hier zwischen den einzelnen Konzepttypen Unterschiede festzustellen. In 93 % der Forstkonzepte spielt der Schutz von Alt- und Totholzstrukturen eine wichtige Rolle. Weniger häufig taucht dieses Schutzziel aber in den Biodiversitäts- und Verbandskonzepten auf. Im Gegensatz dazu sind die Schutzziele „typische Artenausstattung“, „Erhaltungsverantwortung der Biodiversität“ und „Klimaschutz“ in allen 19 Biodiversitätskonzepten aufgeführt, jedoch bei den Forst- und Verbandskonzepten nur bei rund 80 % der Fälle zu finden. Dies unterstützt die Annahme, dass Biodiversitätskonzepte eher allgemeinere Natur- und Umweltschutzziele in den Vordergrund stellen und in den forstspezifischen Konzepten erwartungsgemäß charakterisierende Ziele des Waldnaturschutzes einen höheren Stellungswert einnehmen.

**Tab. 2: Übersicht (Anzahl und prozentualer Anteil) waldnaturschutzfachlicher Maßnahmen in den Konzepten, aufgeteilt nach erhaltenden, wiederherstellenden bzw. erhaltend-wiederherstellend und passiven bzw. aktiven Maßnahmen**

	<b>Gesamt</b>	<b>%</b>	<b>Aktiv</b>	<b>%</b>	<b>Passiv</b>	<b>%</b>
Erhaltung	214	78	104	49	110	51
Wiederherstellung	54	20	48	89	6	11
Erhaltung-Wiederherstellung	7	2	7	100	0	0
<b>Gesamt</b>	<b>275</b>	<b>100</b>	<b>159</b>	<b>58</b>	<b>116</b>	<b>42</b>

Die Bearbeitung der waldnaturschutzfachlichen Maßnahmen hat ergeben, dass insgesamt 275 Maßnahmen in den Konzepten beschrieben wurden (s. Tab. 2). Bei 58 % der Maßnahmen handelt es sich um aktiv durchgeführte und bei 42 % um passiv erhaltende Maßnahmen. Der Schwerpunkt liegt mit 78 % auf erhaltenden Maßnahmen, wobei sich hier der Anteil an aktiven und passiven Maßnahmen nicht stark voneinander unterscheidet. Bei den 54 wiederherstellenden Maßnahmen liegt der Schwerpunkt mit 89 % deutlich auf den aktiv durchgeführten Maßnahmen. Erhaltend-wiederherstellende Maßnahmen wie z. B. die Erhaltung, Stabilisierung und Revitalisierung von naturnahen Mooren spielen mit 2 % keine große Rolle in den Konzepten.

Es lässt sich somit festhalten, dass in den verschiedenen Konzepten hauptsächlich Maßnahmen zur Konservierung und Erhaltung von bestimmten naturschutzfachlich wertvollen Zuständen oder Lebensgemeinschaften beschrieben werden und die Renaturierung bzw. Wiederherstellung von Waldökosystemen eine untergeordnete Rolle spielt. Bei Betrachtung der jeweils zugewiesenen Ziel-Schlagwort-Verknüpfungen wird deutlich, dass am häufigsten Maßnahmen zum „Schutz der Artenlebensräume“, zum „Bodenschutz“, zum „Schutz von Alt- und Totholz“ und zum „Schutz von Habitatbäumen“ in den Konzepten genannt werden. Bei den operationalen Zielen und Maßnahmen ist zu beachten, dass es sich hier nur um einzelne Beispiele handelt, da in den verschiedenen Konzepten jeweils eine Vielzahl an möglichen Einzelzielen und -maßnahmen beschrieben werden (n:n Beziehungen). Von den 170 in den Konzepten herausgearbeiteten möglichen Zielen sind nur 68 mit Angaben von spezifischen waldnaturschutzfachlichen Maßnahmen aufgeführt und die meisten Ziele somit oft ohne eine genauere Beschreibung zur Umsetzung genannt.

## Diskussion und Ausblick

Die qualitative Textanalyse von 79 relevanten Biodiversitäts- und Waldschutzstrategien und Konzepten von Stakeholdern unterschiedlichster räumlicher Ebenen hat gezeigt, dass schwerpunktmäßig naturschutzfachliche Ziele zum Schutz natürlich-selbsterhaltender Ökosysteme sowie zum Schutz von speziellen Lebensräumen verschiedenster Arten genannt werden. Der Anteil an Zielen mit einem explizit gesellschaftspolitischen Hintergrund wie Erholung oder Bildung ist hier sehr gering; auch Schutzziele zur Erhaltung der genetischen Vielfalt sowie abiotischer Ressourcen sind deutlich unterrepräsentiert im Vergleich zum Ökosystem- und Artenschutz. Dies zeigt, dass die Konzepte und Strategien

weniger allumfassend formuliert wurden als vielmehr im Hinblick auf spezifische Naturschutzbelange. Zu den am häufigsten genannten Zielen werden in den meisten Fällen jeweils auch passende Maßnahmen zur praktischen Umsetzung beschrieben. Der Anteil an Zielen ohne Angaben von spezifischen Maßnahmen ist in den Konzepten jedoch sehr hoch. Das zeigt, dass die Konzepte entweder ohne den Anspruch an konkrete Umsetzungsmaßnahmen formuliert wurden, oder dass die Art und Weise der Umsetzung für allzu selbstverständlich gehalten wurde, oder dass ein erheblicher Mangel an den dringend erforderlichen beschreibenden Maßnahmen besteht. Denn ohne eine konkrete und praxisnahe Empfehlung, wie ein engagiert formuliertes Ziel erreicht werden kann, lässt sich dieses Ziel in der Praxis eben nicht erreichen.

Die vorliegenden Ergebnisse unterstützen den vermuteten Bedarf an präziseren Formulierungen und Definitionen von naturschutzfachlichen Zielen und insbesondere an verlässlichen Maßnahmen. Somit besteht insgesamt ein erheblicher Präzisionsbedarf für die Umsetzung von Waldnaturschutz- und Biodiversitätskonzepten, insbesondere im Hinblick auf die Bereitstellung von finanziellen Instrumenten und Ressourcen, um so eine erfolgreiche Umsetzung von Waldnaturschutzmaßnahmen gewährleisten zu können (CBD 2011, Milieu et al. 2016, Europäischer Rechnungshof 2017).

In einem weiteren Schritt sollen die Ziele und Maßnahmen herausgearbeitet werden, welche sich aus naturschutzfachlich-waldökologischer Sicht sinnvoll im Rahmen von Vertragsnaturschutz (oder anderen Finanzierungsinstrumenten) im Privatwald umsetzen lassen. Aufgrund der zeitlichen Begrenzung von Verträgen ist die Abschätzung des zeitlichen Wirkungsrahmens der Naturschutzmaßnahmen besonders wichtig, wobei die Entwicklungszeit verschiedener Waldökosysteme zu berücksichtigen ist. Auch ist eine Abschätzung der Umsetzungsmöglichkeiten im Rahmen von vertraglichen Vereinbarungen vorgesehen. Darüber hinaus soll der Gefährdungszustand von Arten und Lebensgemeinschaften anhand der aktuellen Rote-Liste-Zahlen erfasst werden und mit in die Bewertung einfließen. Des Weiteren sollen auch die Ergebnisse der noch laufenden praktischen Fallstudien im WaVerNa-Projekt bei der Bewertung der Ziele und Maßnahmen, welche im Rahmen von Vertragsnaturschutz umzusetzen sind, berücksichtigt werden. Abschließend soll somit ein umfassendes evidenzbasiertes Ziel- und Maßnahmen-system für den Waldnaturschutz abgeleitet werden, dessen Prioritäten nach dem Grad ihrer naturschutzfachlichen (Gefährdungsanalyse) und waldökologischen (Naturschutzforschung) Bedeutung, sowie der Häufigkeit ihrer Nennung und der jeweiligen Kostenwirksamkeit (in enger Zusammenarbeit mit den anderen WaVerNa-Verbundprojektpartnern) abgestuft sind.

## Quellenverzeichnis

- BMEL – Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft (2014): Der Wald in Deutschland – Ausgewählte Ergebnisse der dritten Bundeswaldinventur. Berlin.
- BMUB – Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit (2007): Nationale Strategie zur biologischen Vielfalt. Berlin.
- BMUB – Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit (2015): Indikatorenbericht 2014 zur Nationalen Strategie zur biologischen Vielfalt. Berlin.
- Butchart, S.H.W., Walpole, M., Collen, B. et al. (2010): Global Biodiversity: Indicators of Recent Declines. *Science* 328: 1164-1168.
- CBD – Convention on Biological Diversity (2010): Global biodiversity outlook 3. Convention on Biological Diversity, Montreal.
- CBD – Convention on Biological Diversity (2011): Strategic Plan for Biodiversity 2011–2020 and the Aichi Targets “Living in Harmony with Nature”. – Online, URL: <https://www.cbd.int/sp/> [Zugriff: 16.03.2017].
- Crutzen, P. (2002): Geology of Mankind. *Nature* 415: 23.

- Deinet, S., Ieronymidou, C., Mcrae, L. et al. (2013): Wildlife comeback in Europe: The recovery of selected mammal and bird species. Final report to Rewilding Europe by ZSL, BirdLife International and the European Bird Census Council. London, UK: ZSL.
- Europäischer Rechnungshof (2017): Sonderbericht Nr. 1/2017: Netz "Natura 2000": Zur Ausschöpfung seines vollen Potenzials sind weitere Anstrengungen erforderlich. Luxemburg.
- Engel, F., Meyer, P., Bauhus, J. et al. (2016): Wald mit natürlicher Entwicklung – ist das 5 %-Ziel erreicht? AFZ–Der Wald 71 (9): 46-48.
- Heink, U., Kowarik, I. (2010): What criteria should be used to select biodiversity indicators? *Biodiversity and Conservation* 19: 3769-3797.
- Kapos, V., Balmford, A., Aveling, R. et al. (2008): Calibrating conservation: new tools for measuring success. *Conservation Letters* 1 (4): 155-164.
- Korneck, D., Schnittler, M., Klingenstein, F. et al. (1998): Warum verarmt unsere Flora? Auswertung der Roten Liste der Farn- und Blütenpflanzen Deutschlands. - Schriftenreihe für Vegetationskunde 29: 299-444.
- Mace, G. M., Baillie, J. E. M. (2007): The 2010 Biodiversity Indicators. Challenges for Science and Policy. *Conservation Biology* 21: 1406-1413.
- Marquard, E., Dauber, J., Doeringhaus, A. et al. (2013): Biodiversitätsmonitoring in Deutschland: Herausforderungen für Politik, Forschung und Umsetzung. *Natur und Landschaft* 88(8): 337-341.
- MEA – Millennium Ecosystem Assessment Board (2005): *Ecosystems and human well-being: synthesis*. Washington D. C.
- Meyer, P., Demant, L., Prinz, J. (2016): Landnutzung und biologische Vielfalt in Deutschland – Welchen Beitrag zur Nachhaltigkeit können Großschutzgebiete leisten? *Raumforschung und Raumordnung* 74 (6): 495-508.
- Meyer, P. (2013): Biodiversität im Wald. *AFZ–Der Wald* 17: 24-25.
- Milieu, IEEP, ICF (2016): Evaluation Study to support the Fitness Check of the Birds and Habitats Directives. März 2016. – Online, URL: [http://ec.europa.eu/environment/nature/legislation/fitness\\_check/docs/study\\_evaluation\\_support\\_fitness\\_check\\_nature\\_directives.pdf](http://ec.europa.eu/environment/nature/legislation/fitness_check/docs/study_evaluation_support_fitness_check_nature_directives.pdf) [Zugriff: 29.10.2017].
- UNEP – United Nations Environmental Program (2002): COP 6 Decision VI/26. Strategic plan for the Convention on Biological Diversity. The Hague, 7.-9- April 2002. – Online, URL: <https://www.cbd.int/decision/cop/?id=7200> [Zugriff: 16.03.2017].
- Ripple, W. J., Wolf, C., Newsome, T. M. et al. and 15,364 scientist signatories from 184 countries (2017): World Scientists' Warning to Humanity: A Second Notice. *BioScience*, bix125. doi: 10.1093/biosci/bix125.
- Steffen, W., Broadgate, W., Deutsch, L. et al. (2015): The trajectory of the Anthropocene: The Great Acceleration. *The Anthropocene Review* 2 (1): 81-98.
- Südbeck, P., Bauer, H.-G., Boschert, M. et al. (2007): Rote Liste der Brutvögel Deutschlands. 4. Fassung, 30. November 2007, *Berichte Vogelschutz* 44: 23-81.
- Tittensor, D. P., Walpole, M., Hill, S. L. L. et al. (2014): A mid-term analysis of progress toward international biodiversity targets. *Science* 346: 241-244.

## **Kontakt**

Laura Demant

Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt (NW-FVA)

Abt. Waldwachstum, Sachgebiet Waldnaturschutz/Naturwaldforschung

Grätzelstr. 2

37079 Göttingen

E-Mail: [laura.demant@nw-fva.de](mailto:laura.demant@nw-fva.de)

und:

Georg-August Universität Göttingen

Albrecht-von-Haller-Institut

Abt. Vegetationsanalyse und Phytodiversität

E-Mail: [laura.demant@biologie.uni-goettingen](mailto:laura.demant@biologie.uni-goettingen)

## Entwicklung eines Naturnähe-Indikators aus Waldstrukturdaten

MARIA ALJES, PETER MEYER

### Einleitung und Hintergrund

Deutschland besitzt innerhalb der europäischen Staaten eine besondere Verantwortung für den Schutz und die Sicherung einer natürlichen Entwicklung von Rotbuchenwäldern, insbesondere im Norddeutschen Tiefland (BfN 2008). Die Nationale Strategie zur biologischen Vielfalt (NBS) sieht vor, bis 2020 auf 2 % der Fläche Deutschlands wieder eine von menschlichen Einflüssen ungestörte Entwicklung von Ökosystemen zuzulassen (BMU 2007). Ein weiteres Ziel der NBS ist es, 5 % der Waldfläche Deutschlands einer natürlichen Entwicklung zu überlassen. Nach derzeitigem Kenntnisstand sind jedoch lediglich 1,9 % der Waldfläche Deutschlands als Wälder mit natürlicher Entwicklung (NWE) einzuschätzen (Meyer et al. 2015). Langjährige Forschungen in Naturwaldreservaten zeigen, dass diese ein wichtiger Baustein für die Erhaltung der charakteristischen Biodiversität von Wäldern sind (Meyer et al. 2011) und strukturelle Merkmale aufweisen, die sie zu Refugien für spezialisierte, z. T. stark gefährdete Arten machen (Blaschke et al. 2009, Walentowski et al. 2014, Mölder et al. 2015). Viele größere NWE-Flächen weisen jedoch bisher eine Bestockung mit Nadelgehölzen, insbesondere Fichte und Kiefer auf, die im Zuge großflächiger Aufforstungen entstanden sind (Spellmann et al. 2015). Dies gilt auch für die Flächen des Nationalen Naturerbes, deren Leitbild u. a. die natürliche Entwicklung von Wäldern ist. Der DBU-Naturerbe-GmbH als Tochter der Deutschen Bundesstiftung Umwelt (DBU) wurden in bisher drei Tranchen insgesamt 69.000 ha Flächen des Nationalen Naturerbes von der Bundesregierung zur weiteren Entwicklung übereignet. Bei diesen Gebieten handelt es sich vor allem um ehemalige Truppenübungsplätze, die durch ihre Flächengröße sowie eine relative Unberührtheit und geringe Infrastrukturdichte gekennzeichnet sind. Momentan weisen jedoch lediglich ca. 33 % der Waldflächen eine derartige Baumartenkombination und Altersstruktur auf, dass sie bereits dem Prozessschutz überlassen werden können (Culmsee et al. 2015). Um langfristig alle Waldbestände einer eigendynamischen Entwicklung zu überlassen, wird eine Überführung der besonders im Nordostdeutschen Tiefland großflächig vorherrschenden Kiefernreinbestände in strukturreiche Laub- und Laubmischwälder angestrebt.

In diesem Kontext hat das Projekt „WiNat – Naturwaldentwicklung und Wildnisgebiet-Umsetzung im Nationalen Naturerbe“ das Ziel, ein Bewertungs- und Monitoringsystem für die Naturnähe von Wäldern im Norddeutschen Tiefland zu entwickeln. Aus den im Projekt erhobenen Daten soll ein Naturnähe-Index für Wälder abgeleitet werden, der sich aus verschiedenen Kenngrößen der Kategorien Biodiversität, Waldstruktur und ökologischer Funktionen der Wälder zusammensetzt. Darunter fallen z. B. die Durchmesserverteilung, Totholzanteile, ober- und unterirdische Biomassevorräte, sowie das Vorhandensein typischer Käfer-, Flechten- und Pilzarten.

Der Begriff der Naturnähe ist zentraler Bestandteil zahlreicher Studien, die sich mit dem Monitoring von Biodiversität und der Bewertung naturschutzfachlicher Maßnahmen im Wald beschäftigen (Winter 2012). Ein hohes Maß an Naturnähe wird zwar als wichtige Voraussetzung für die Schutzwürdigkeit eines bestimmten Gebietes angesehen, es ist jedoch nach wie vor schwierig Naturnähe zu quantifizieren. Es ist davon auszugehen, dass in Deutschland sowie in ganz Mitteleuropa keine Wälder mehr zu finden sind, die sich ohne eine menschliche Einflussnahme ungestört entwickeln konnten. Ein Hauptproblem des Konzeptes der Naturnähe besteht daher in der fehlenden Referenz eines angestrebten natürlichen Zustandes. Häufig wird für die Bewertung von Naturnähe allein aus rein vegetationskundlicher Sicht mit dem von von Tüxen (1956) entwickelten Konzept der potentiellen natürlichen Vegetation argumentiert (vgl. Kowarik 1988). Dies greift jedoch zu kurz, da das Schlusstadium „Urwald“, wie alle natürlichen Ökosysteme, ein hoch komplexes System darstellt, das nicht mit einer einzelnen Variable wie der Vegetationszusammensetzung zu beschreiben ist. Andere Ansätze, wie beispielsweise in Winter (2010) ausgeführt, berücksichtigen zwar eine Vielzahl von Variablen, bleiben jedoch

selbstreferenziell, wenn Kernzonen von Nationalparks oder bestehende Naturwaldreservate als Referenzpunkte für Naturnähe angenommen werden, die meist erst seit wenigen Jahrzehnten nutzungsfrei sind. Ein Ausweg besteht darin, Teile der letzten noch verbliebenen Buchenurwälder in Osteuropa als Referenz heranzuziehen. Dabei muss jedoch berücksichtigt werden, dass diese zwar keinerlei Spuren menschlicher Einflussnahme aufweisen (Korpel 1995), jedoch aufgrund ihrer geringen Flächengröße lediglich als Relikte einer einst bestehenden Grundgesamtheit von Urwäldern angesehen werden können: Es handelt sich hierbei um Schlusswaldstadien jener Gebiete, die aufgrund ihrer Abgeschiedenheit und ihres Reliefs schwer zugänglich sind und somit nur einen Teil des möglichen Repertoires an Urwaldausprägungen beinhalten. Ein gängiger Begriff für diese Schlussstadien von Urwaldgesellschaften ist der Terminus „Old-Growth Forest“ (Wirth et al. 2009). In Bezug auf die Waldstruktur sollen im Rahmen des Teilprojektes unter anderem diejenigen Kenngrößen identifiziert werden, die für die Old-Growth-Stadien kennzeichnend sind, um die Projektflächen entlang eines Naturnähe bzw. Old-Growth-Gradienten anzuordnen.

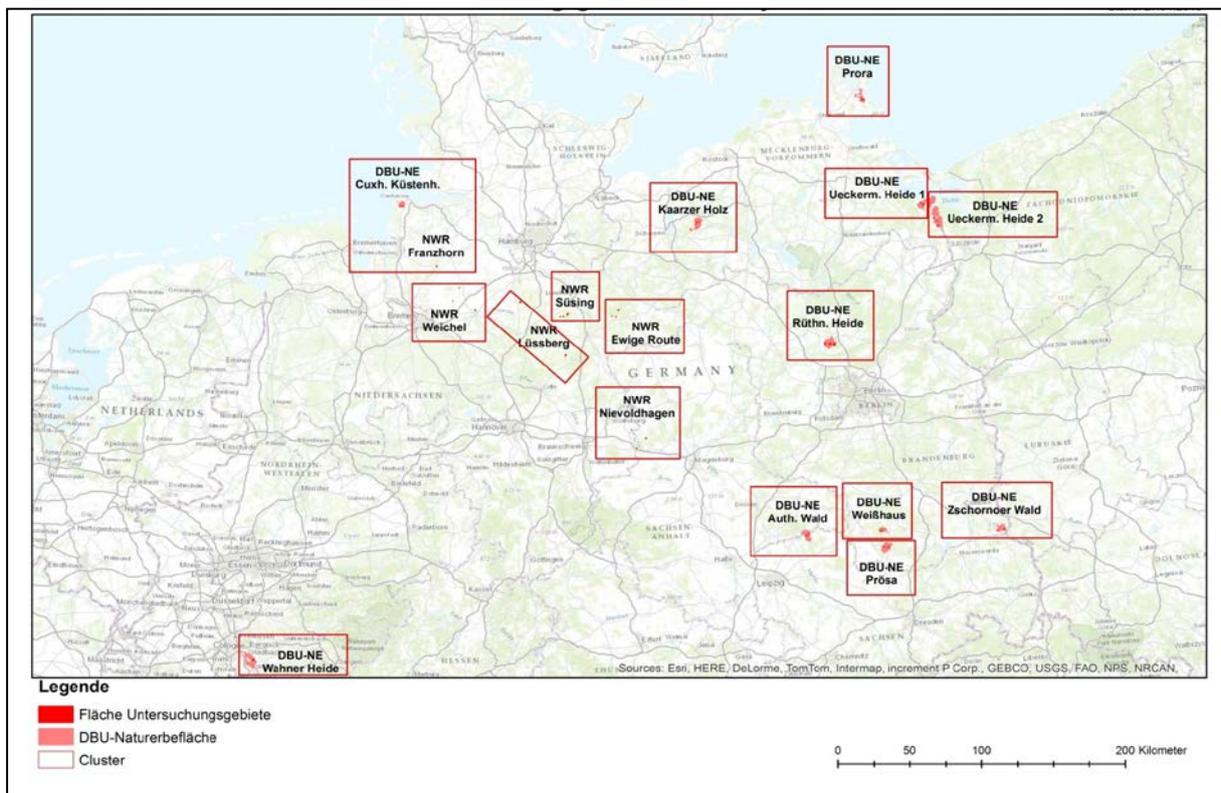


Abb. 1: Untersuchungsgebiete im Norddeutschen Tiefland (Quelle: DBU Naturerbe GmbH)

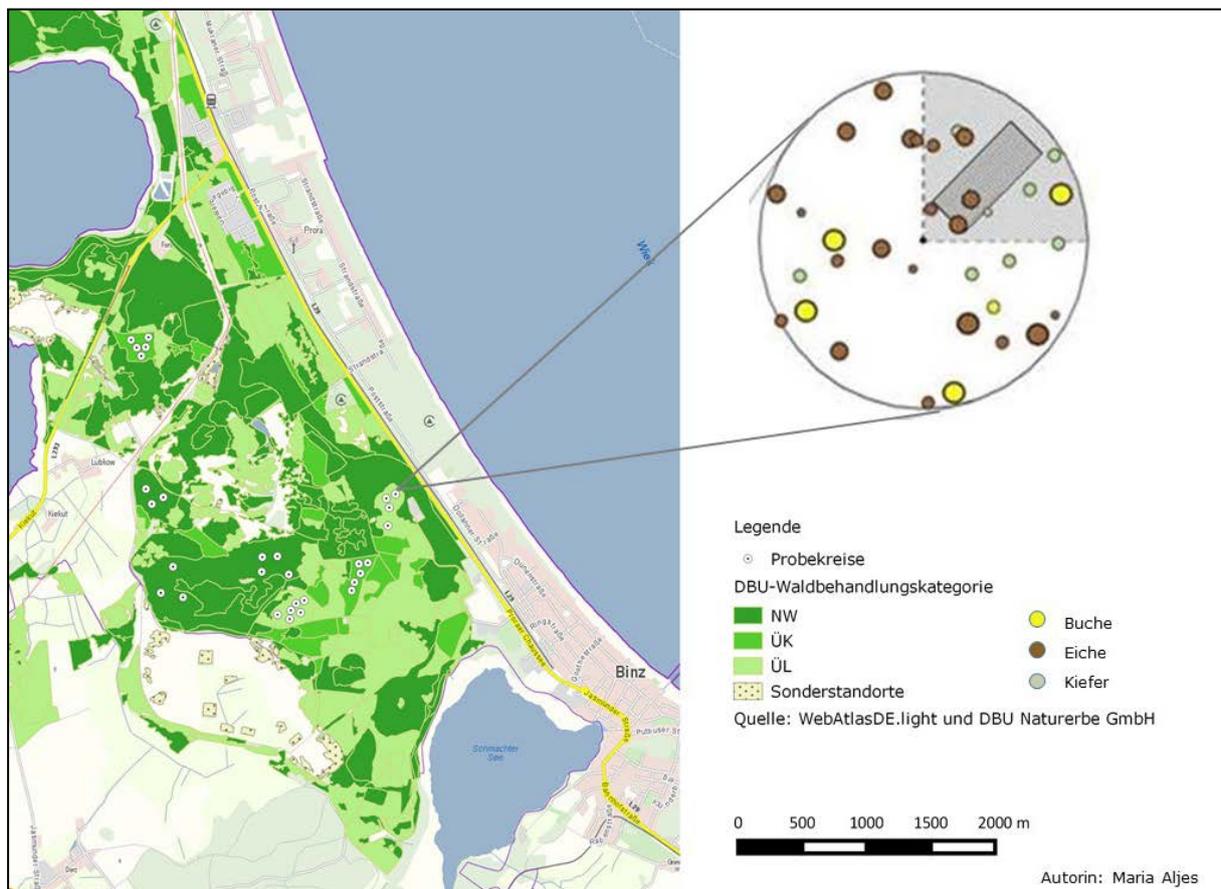
## Methodik

Innerhalb des WiNat-Projektes wurden zehn DBU-Flächen des Nationalen Naturerbes (NNE) in Mecklenburg-Vorpommern, Brandenburg, Sachsen und Nordrhein-Westfalen sowie aufgrund der nicht ausreichend vorhandenen NNE-Flächen im Nordwestdeutschen Tiefland ergänzend dazu sechs Naturwaldreservate (NWR) in Niedersachsen und Sachsen-Anhalt ausgewählt (s. Abb. 1). Die Untersuchungsgebiete stellen eine repräsentative Auswahl der Waldgesellschaften des Norddeutschen Tieflandes dar und reichen von Buchenwäldern auf bodensauren bis mittleren Standorten im Nordwestdeutschen Tiefland bis hin zu subkontinentalen Kiefern-Eichen- und Kiefern-mischwäldern im Nordostdeutschen Tiefland. Staunasse und wechselfeuchte (Sonder-)Standorte wurden dabei ausgeschlossen. Innerhalb jeder Fläche wurden standörtlich möglichst homogene Waldbestände gesucht, die den von der DBU definierten Waldbehandlungskategorien „Wälder mit natürlicher Entwicklung“ (NW), „Wälder mit kurzfristiger Überführungszeit in die natürliche Entwicklung“ (ÜK) und „Wälder mit langfris-

tiger Überführungszeit in die natürliche Entwicklung“ (ÜL) entsprechen (Tab. 1) sowie als Hauptbaumart in den ÜK- und ÜL-Flächen Kiefer aufweisen. Daraus ergibt sich für jedes Untersuchungsgebiet ein Tripletts aus NW, ÜK und ÜL-Beständen. In jedem Teilbestand eines Tripletts wurde die Waldstruktur nach dem Verfahren der NW-FVA für Naturwaldreservate (Meyer et al. 2013) auf zehn Probekreise von 0,1 ha Größe aufgenommen, die randomisiert verteilt wurden. Auf den Probekreisen wurden dabei zahlreiche Kenngrößen für alle Bäume des stehenden Bestandes ab 7 cm Durchmesser und für alle Bäume des liegenden Bestandes ab 20 cm Durchmesser am dicksten Ende, sowie Parameter der Verjüngungsstruktur auf einem Viertel des Probekreises erfasst (Abb. 2).

**Tab. 1: Waldbehandlungskategorien der DBU-Naturerbe GmbH**

Wälder mit natürlicher Entwicklung (NW)	Kurzfristige Überführung (< 20 Jahre) (ÜK)	Langfristige Überführung (> 20 Jahre) (ÜL)
Kiefer > 101 Jahre mit einem Bestockungsgrad < 0,6, Laubbaumbestände mit über 90 % standortheimischen Baumarten	Kiefer > 80 Jahre oder Laubmischbestände mit 70-89 % standortheimischen Baumarten	Kiefer < 80 Jahre oder Laubmischbestände mit weniger als 70 % standortheimischen Laubbaumarten
Natürliche Entwicklung ohne weitere Eingriffe	Begrenzte Eingriffe zur Entwicklungssteuerung notwendig	Langfristige Entwicklungssteuerung notwendig



**Abb. 3: Anordnung der Probekreise innerhalb des Tripletts in der DBU-Naturerbefläche „Prora“ (Rügen), schematische Darstellung eines Probekreises mit Stammverteilungskarte sowie Verjüngungsfläche (grau hinterlegt)**

Zur Einordnung der untersuchten Gebiete entlang eines Gradienten hin zu Old-Growth-Strukturen wird ein in derselben Aufnahmemethodik erfasster Datensatz aus drei Buchenurwaldrelikten der Westkarpaten in der östlichen Slowakei (Havesová, Kyjov und Stuzica) als Referenz eines „echten“ Urwaldtyp-

pus herangezogen. Dieser wurde im Rahmen eines Forschungsvorhabens an der Georg-August-Universität Göttingen im Jahr 2013 ebenfalls nach dem Verfahren der NW-FVA erhoben, wobei für jedes Gebiet Daten aus zwölf Probekreisen vorliegen.

Aus dieser Datengrundlage soll ein Konzept zur Ableitung eines Indikators für die Nähe zu Old-Growth-Strukturen entwickelt werden. Bisher wurden dafür aus den erhobenen Waldstrukturdaten zunächst für jeden Probekreis 88 verschiedene Kenngrößen der Waldstruktur berechnet, die sechs strukturellen Gruppen zugeordnet werden können (s. Tab. 2). Anschließend wurde für jede Variable mittels eines Kruskal-Wallis-Tests getestet, ob signifikante Unterschiede zwischen den drei Urwaldreservaten vorliegen. Es wurden diejenigen Variablen beibehalten, für die keine signifikanten Unterschiede ( $p > 0.05$ ) ermittelt werden konnten. Als weitere Schritte sollen durch Überprüfung auf Multikollinearität zwischen den Variablen und anschließender Faktorenanalyse innerhalb der strukturellen Gruppen diejenigen Variablen ausgewählt werden, die nur zu einem geringen Grad miteinander korreliert sind. Dadurch ergibt sich ein reduziertes, aber dennoch aussagekräftiges Set an Variablen, welches die Variabilität innerhalb der Waldstruktur abbildet. Die Standardabweichungen um den Mittelwert dieser Variablen bilden im Folgenden den Referenzbereich für den Old-Growth-Zustand.

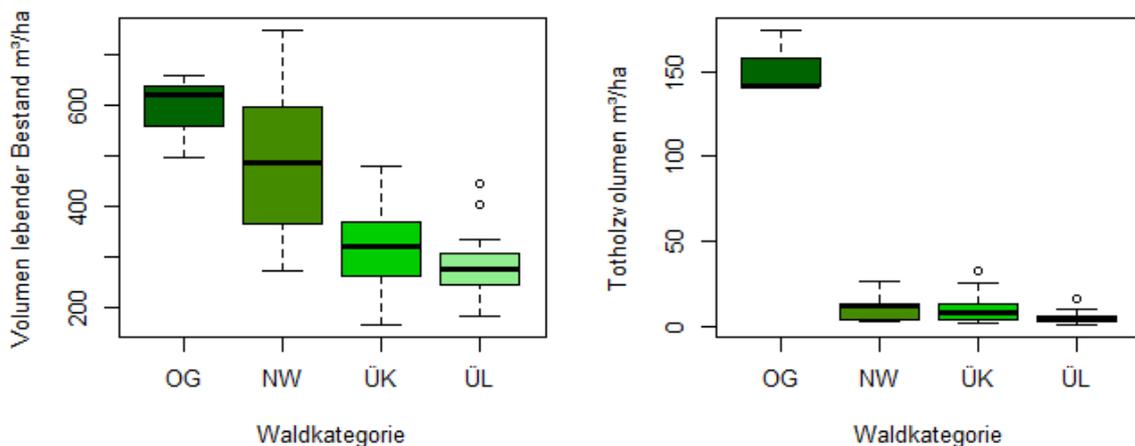
Jede Variable eines Probekreises wird zunächst auf ihren Abstand zum jeweiligen Referenzbereich hin untersucht. Befindet sich der Wert der Variablen innerhalb des Schwankungsbereichs, erhält sie den Wert 1 und gehört damit zur Teilmenge der Old-Growth-Werte. Befindet sie sich außerhalb des Schwankungsbereichs, erhält sie den Wert 0. Für jeden Probekreis lässt sich so über alle Variablen der Jaccard-Koeffizient, der die Ähnlichkeit zweier Elemente beschreibt, als Distanzmaß berechnen. Das Ergebnis ist für jeden Waldbestand ein Wert zwischen 1 und 0, wobei 1 für vollständige Übereinstimmung steht.

**Tab. 2: Beispiele für berechnete Variablen und ihre ökologische Bedeutung in ausgewählten strukturellen Gruppen. Derbholzbestand = alle Bäume ab 7 cm Durchmesser in Brusthöhe (1,3 m), Verjüngung = alle Bäume unter 7 cm Durchmesser in Brusthöhe außer Keimlingen**

Gruppe	Variablen	Ökologische Bedeutung
Artenzusammensetzung (Derbholzbestand und Verjüngung)	Baumartenanteil in %, Baumartenvielfalt, Anteil Schattenbaumarten/Pionierbaumarten	hoher Anteil Schattenbaumarten = Hinweis auf Schlusswaldgesellschaft
Dimension (Derbholzbestand, Verjüngung und Totholz)	Durchmesserstreuung, Durchmessermaxima und –minima, Durchmesser des Grundflächenmittelstamms	heterogene Durchmesserverteilung = Ausprägung von Mosaikstruktur
Waldentwicklungsphasen 1-5	Anteil Bäume in Waldentwicklungsphase in %	Vielzahl nebeneinander existierender Waldentwicklungsphasen kennzeichnet urwaldartige Strukturen
Totholz (stehender und liegender Bestand)	Volumen und Stückzahl je Durchmesserklasse in %, Anteil je Zersetzungsgrad in %	Hohes Totholzvolumen und große Heterogenität der Durchmesser und Zersetzungsgrade sorgt für vielfältigen Lebensraum
Habitate (Stammhöhlen, Stammfußhöhlen, Konsolenpilze)	Stückzahl Habitate je ha	Lebensraum für Höhlenbrüter, Insekten, Pilze
Dichte (Derbholzbestand, Verjüngung und Totholz)	Stammzahl je ha, Grundfläche je ha lebender Bestand	Lichtverhältnisse (Aussagen über Verjüngungspotential, Bodenvegetation), Konkurrenzverhalten

## Ergebnisse und Diskussion

Die Auswertung der Daten zeigt für viele strukturelle Variablen, dass sich die Flächen entlang eines Gradienten von ÜL über ÜK zu NW an Hand der Waldbehandlungskategorien differenzieren lassen (s. Abb. 3a). Dies ist zu erwarten, da sich ja bereits durch die Definition der Waldbehandlungskategorien eine Unterscheidung in Buchen- und Kiefern-dominierte Wälder unterschiedlicher Altersklassen und Strukturmerkmalen ergibt (innerhalb der Kategorie NW wurden drei Bestände, die überwiegend von Blaubeer-Kiefern-Traubeneichen-Waldgesellschaften dominiert sind, für die Erstellung der Graphiken nicht berücksichtigt). Hervorzuheben ist jedoch, dass sich für besonders wertgebende Strukturen, wie Totholzvolumen oder Anzahl der Habitate, selbst die hierzulande als naturnah eingestuft Bestände nur geringfügig von den weiter bewirtschafteten Beständen unterscheiden und eine große Differenz zu den Urwaldkennwerten aufweisen (s. Abb. 3b). Dies verdeutlicht einmal mehr, wie sehr die vorherige Bewirtschaftung die Waldstruktur auch nach der Nutzungsaufgabe noch über Jahrzehnte prägt. Die endgültige Auswahl der Variablen, die in den Indikator Eingang finden sollen, wird unter besonderer Berücksichtigung ihrer ökologischen Aussagekraft und ihrer Eignung für ein Monitoring (d. h. möglichst einfach und schnell zu erheben sowie eindeutig zu identifizieren) erfolgen. Ein wichtiger Diskussionspunkt der Methode muss die Frage sein, ob sich Buchenurwälder der Slowakei tatsächlich als Referenzzustand für Buchenwälder des Norddeutschen Tieflands eignen, da es sich um unterschiedliche standörtliche und geographische Ausgangszustände handelt. Auch fehlen Referenzwälder für diejenigen Standorte, auf denen neben der Rot-Buche auch noch andere Baumarten zu den Hauptbestandsbildnern gehören. Aufgrund der eingangs erwähnten Problematik der gemeinhin fehlenden Referenzen und da es sich bei der Methode letztendlich auch mehr um eine vergleichende Abschätzung der Entfernung einzelner Waldbestände von einem „Idealzustand“ handelt, lässt sich die Wahl aus unserer Sicht gut rechtfertigen.



**Abb. 3a (links) und Abb. 3b (rechts):** Box-and-Whisker-Plots mit Median und 95 % Konfidenzintervall für die Strukturvariablen „Volumen lebender Bestand“ (links) und „Totholzvolumen (stehender und liegender Bestand)“ (rechts) in den einzelnen Waldkategorien (OG (n=3) = Old-Growth, NW (n=13) = Wälder mit natürlicher Entwicklung, ÜK (n=16) = Wälder mit kurzfristiger Überführung, ÜL (n=16) = Wälder mit langfristiger Überführung)

## Schlussfolgerung und Ausblick

Auf der Grundlage eines breit angelegten und konsistenten Datensatzes von Waldstrukturdaten konnte im Rahmen des Projektes ein innovativer Ansatz für die Bewertung von Naturnähe im Wald an Hand messbarer Kennwerte (Indikatoren) erarbeitet werden. Diesen gilt es im weiteren Projektverlauf hinsichtlich der oben genannten Diskussionspunkte zu verfeinern und anzupassen. Für jede Fläche und Waldbehandlungskategorie kann so zukünftig eine Aussage über ihre Ausstattung hinsichtlich Old-Growth-Strukturen getroffen werden. Als weitere Anwendung kann der Naturnähe-Index genutzt

werden, um die in den anderen Teilprojekten erhobenen Biodiversitätskennwerte daran zu messen. Ein erster Schritt in Richtung der Entwicklung eines Komplex-Indikators konnte somit realisiert werden.

Das Projekt WiNat leistet einen Beitrag zum Verständnis der Walddynamik von aus der Nutzung entlassenen Wäldern. Auf der praktischen Seite soll der entwickelte Naturnähe-Index auch dazu dienen, die forstwirtschaftliche Nutzung der Naturerbeflächen so zu gestalten, dass wertgebende Strukturen für die Biodiversität bereits im Laufe der Überführungszeit berücksichtigt werden. In diesem Sinne tragen die Ergebnisse maßgeblich dazu bei, die in dem Aichi-Ziel 3 des Übereinkommens über die Biologische Vielfalt (CBD) formulierte Forderung nach der Erhaltung und nachhaltigen Nutzung der biologischen Vielfalt umzusetzen (CBD 2011).

## Quellenverzeichnis

- BfN – Bundesamt für Naturschutz (Hg.) (2008): Naturerbe Buchenwälder. Situationsanalyse und Handlungserfordernisse. Erarbeitet in der Arbeitsgruppe „Buchenwälder“. Bundesamt für Naturschutz. Bonn, Insel Vilm, 51 S.
- Blaschke, M., Helfer, W., Ostrow, H., Hahn, C., Loy, H., Bussler, H., Krieglsteiner, L. (2009): Naturnähezeiger – Holzbewohnende Pilze als Indikatoren für Strukturqualität im Wald. *Natur und Landschaft* 84 (12): 560-566.
- BMU – Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (2007): Nationale Strategie zur biologischen Vielfalt. Berlin. 178 S.
- Burrascano, S., Keeton, W. S., Sabatini, F. M., Blasi, C. (2013): Commonality and variability in the structural attributes of moist temperate old-growth forests: A global review. *Forest Ecology and Management* 291: 458-479.
- CBD – Convention on Biological Diversity (2011): Strategic Plan for Biodiversity 2011–2020 and the Aichi Targets “Living in Harmony with Nature”. – Online, URL: <https://www.cbd.int/sp/> [Zugriff: 19.05.2017].
- Culmsee, H., Denstorf, H. O., Mann, P., Schmid, L. (2015): Wälder des Nationalen Naturerbes. *Natur und Landschaft*, 90 (3): 117-123.
- DBU Naturerbe (2009a): Neue Konzepte für Wildnis in den Wäldern des DBU Naturerbes. Pressemitteilung Nr. 01/2009 vom 28.9.2009. – Online, URL: <http://www.dbu.de/media/041109012153gotj.pdf> [Zugriff: 29.10.2017].
- Engel, F., Bauhus, J., Gärtner, S., Kühn, A., Meyer, P., Reif, A., Schmidt, M., Schultze, J., Späth, V., Stübner, S., Wildmann, S., Spellmann, H. (2016): Wälder mit natürlicher Entwicklung in Deutschland: Bilanzierung und Bewertung. *Naturschutz Biol. Vielfalt* 145, 267 S.
- Korpel, S. (1995): Die Urwälder der Westkarpaten. Stuttgart, Jena, New York. 309 S.
- Kowarik, I. (1988): Zum menschlichen Einfluß auf Flora und Vegetation. *Landschaftsentwicklung und Umweltforschung* 56: 280 S.
- Meyer, P., Brössling, S., Bedarff, Schmidt, M. (2013): Monitoring von Waldstrukturen und Vegetation in hessischen Naturwaldreservaten. – Online, URL: <https://www.nw-fva.de/index.php?id=229> [Zugriff: 29.10.2017].
- Meyer, P., Lorenz, K., Engel, F., Spellmann, H., Boele-Keimer, C. (2015): Wälder mit natürlicher Entwicklung und Hotspots der Biodiversität. *Naturschutz und Landschaftsplanung* 47 (8/9): 275-282.
- Meyer, P., Schmidt, M., Spellmann, H., Bedarff, U., Bauhus, J., Reif, A., Späth, V. (2011): Aufbau eines Systems nutzungsfreier Wälder in Deutschland. *Natur und Landschaft* 86 (6): 243-249.
- Mölder, A., Schmidt, M., Engel, F., Schönfelder, E., Schulz, F. (2015): Bryophytes as indicators of ancient woodlands in Schleswig-Holstein (Northern Germany). *Ecological Indicators* 54: 12-30.

- Motta, R., Garbarino, M., Berretti, R., Meloni, F., Nosenzo, A., Vacchiano, G. (2015): Development of old-growth characteristics in uneven-aged forests of the Italian Alps. *European Journal of Forest Research* 134: 19-31.
- Opitz, S., Reppin, N., Schoof, N., Drobnik, J., Finck, P., Riecken, U., Mengel, A., Reif, A., Rosenthal, G. (2015): Wildnis in Deutschland. Nationale Ziele, Status Quo und Potenziale. *Natur und Landschaft* 90 (9/10): 406-412.
- Paillet, Y., Pernot, C., Boulanger, V., Debaive, N., Fuhr, M., Gilg, O., Gosselin, F. (2015): Quantifying the recovery of old-growth attributes in forest reserves: A first reference for France. *Forest Ecology and Management* 346: 51-64.
- Spellmann, H., Engel, F., Meyer, P. (2015): Natürliche Waldentwicklung auf 5 % der Waldfläche. Aktuelle Bilanzen und Beitrag zum 2 %-Wildnisziel. *Natur und Landschaft* 90 (9/10): 413-416.
- von Tüxen, R. (1956): Die heutige potentielle natürliche Vegetation als Gegenstand der Vegetationskartierung. *Angew. Pflanzensoz.* 13: 5-42.
- Walentowski, H., Müller-Kroehling, S., Bergmeier, E., Bernhardt-Römermann, M., Gossner, M., Reif, A., Schulze, E.-D., Bußler, H., Strätz, C., Adelman, W. (2014): *Fagus sylvatica* forests and their faunal diversity: A regional and European perspective. *Annals of Forest Research*. Vol. 57 (2): 215-231.
- WHC – World Heritage Convention (2011): Committee Decisions WHC-11/35.COM/20. Paris, 7. Juli 2011.
- Winter, S. (2012): Forest naturalness assessment as a component of biodiversity monitoring and conservation management. *Forestry*, Vol. 85 (2): 293-304.
- Winter, S., Fischer, H. S., Fischer, A. (2010): Relative Quantitative Reference Approach for Naturalness Assessment of forests. *Forest Ecology and Management* Vol. 259: 1624-1632.
- Wirth, C., Messier, C., Bergeron, Y., Frank, D., Frankhänel, A. (2009): Old-growth forest definitions: a pragmatic view. *Ecological Studies* 209: 11-33.

## **Kontakt**

Maria Aljes  
Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt (NW-FVA)  
Abt. Waldwachstum, Sachgebiet Waldnaturschutz/Naturwaldforschung  
Grätzelstr. 2  
37079 Göttingen  
E-Mail: [maria.aljes@nw-fva.de](mailto:maria.aljes@nw-fva.de)

## **Untersuchungen zum Einfluss der nordamerikanischen Rot-Esche (*Fraxinus pennsylvanica*) auf die Biodiversität von Auenwäldern in Deutschland**

BIRTE M. ALBRECHT

### **Einleitung und Hintergrund**

Die Ausbreitung von Arten in Gebiete außerhalb ihres natürlichen Verbreitungsareals gilt als einer der Hauptfaktoren für den Biodiversitätswandel und gleichzeitig auch als Bedrohung für die biologische Vielfalt (Sala et al. 2000, Clavero und García-Berthou 2005). In Deutschland trifft dies aktuell auf 39 Neophyten (gebietsfremde Gefäßpflanzenarten) zu, die im Rahmen der vom Bundesamt für Naturschutz durchgeführten Invasivitätsbewertung (Nehring et al. 2013) beurteilt wurden. Hingegen stellen ca. 450 in Deutschland etablierte nicht-heimische Pflanzenarten nachweislich (noch) kein ökologisches, ökonomisches oder gesundheitliches Risiko dar (Nehring et al. 2013, BfN 2017). Die ökologische Bedrohung besteht in der Verdrängung heimischer Arten und in der Veränderung der genetischen Variabilität durch Hybridisierung und Krankheitsübertragung. Weitreichende Folgen für ganze Ökosysteme sind dadurch möglich. Trifft eine oder mehrere dieser Umstände zu oder besitzt eine nicht-heimische Art das biologische Potenzial dazu, ist von Invasivität die Rede (BNatSchG 2009, Nehring et al. 2013, Küffer et al. 2014). Prävention, Kontrolle und Management sind die drei Grundsäulen, auf die sich der Naturschutz beim Umgang mit invasiven Arten stützt. In Artikel 8 des Übereinkommens über die biologische Vielfalt stehen diese Handlungsweisen festgeschrieben: Die Einbringung sowie Ausbreitung von Arten, die Ökosysteme, Lebensräume oder Arten gefährden, soll verhindert oder bei bereits etablierten Arten kontrolliert und ein angemessenes Management entwickelt werden.

Insbesondere in Schutzgebieten zeigt sich ein Konfliktpotenzial im Spannungsfeld zwischen eigendynamischer Naturentwicklung und Eingriffen durch den Menschen. Bislang gibt es global nur wenige Untersuchungen zu tatsächlichen Auswirkungen invasiver Neophyten auf unterschiedliche Schutzgüter, daher besteht die Notwendigkeit einer Entscheidungsgrundlage, auf welchen Flächen zukünftig prioritär Neophytenmanagement betrieben werden soll und wie dieses Management aussieht (Foxcroft et al. 2013, Küffer et al. 2014). Die Kenntnis der Biologie und Ökologie der Arten ist hierbei essentiell. Im Folgenden soll ein Untersuchungsdesign vorgestellt werden, das es ermöglichen kann, die potenzielle Invasivität einer gebietsfremden Baumart differenziert zu beurteilen.

### **Untersuchungsgegenstand und Problemstellung**

Hartholz-Auenwälder sind wertvolle nach EU-Recht als FFH-Lebensraumtyp ausgewiesene Biozönozen. Einer der bedeutendsten Auenwaldkomplexe befindet sich in Sachsen-Anhalt an der Mittelelbe. In den vergangenen Jahrhunderten wurden hier Anbauversuche mit fremdländischen Gehölzen vorgenommen (Herre 1928). Aufgrund ihrer großen Anpassungsfähigkeit und Toleranz gegenüber Hochwasser wurde die nordamerikanische Baumart Rot-Esche (*Fraxinus pennsylvanica*) als Forstbaum kultiviert. Heutzutage ist ein massives Auftreten dieser Art an der Mittelelbe dokumentiert. Auch in der Oderaue (Brandenburg) breitete sich die Rot-Esche nach Anbauversuchen weiter aus (Schaffrath 2001). Die Invasionsbiologie, das Ausbreitungspotenzial und der Etablierungserfolg dieses Neophyten sind bereits gut untersucht (Schmiedel 2010, Schmiedel und Tackenberg 2013). Aussagen zu ökologischen Folgen des Vorkommens der Rot-Esche stützen sich auf einzelne Feldbeobachtungen (Zacharias und Breucker 2008, Schmiedel 2010). Fundierte Informationen zu möglichen Effekten auf die Diversität von Fauna und Flora und auf das Ökosystem Auenwald fehlen bisher.

## Zielsetzung und Fragestellung

Ziel des hier vorgestellten Promotionsvorhabens ist, Aussagen zum Einfluss der Rot-Esche auf die Biodiversität (das heißt die Struktur- und Artenvielfalt) in Hartholz-Auenwälder zu treffen. In einer empirischen Studie sollen in Hartholz-Auenwäldern an Elbe und Oder Daten zu biotischen Untersuchungskomponenten (Vegetation, Bestandes- und Baumstruktur, mikrobielle Lebensgemeinschaften des Bodens) und abiotische Faktoren (Licht, Bodeneigenschaften, Mikroklima) erhoben werden, um die folgenden Fragen zu beantworten:

1. Hat die Rot-Esche einen Einfluss auf die Biodiversität bzw. gibt es Unterschiede zwischen Beständen mit und ohne Rot-Esche?
2. Besteht ein Zusammenhang zwischen dem Bestandesanteil der Rot-Esche und Veränderungen der erfassten Untersuchungskomponenten?
3. Wie wirkt sich das Vorkommen und die Ausbreitung der Rot-Esche auf das Ökosystem Auenwald aus?

## Untersuchungsdesign

Die Untersuchungen beschränken sich auf Hartholz-Auenwälder der rezenten Aue. Als Flusslandschaften wurden Elbe und Oder gewählt, weil diese Gebiete die größten Vorkommen von Rot-Eschen im Auenwald beherbergen. Die Auswahl geeigneter Bestände orientiert sich daran, auf welchen Standorten die Rot-Esche hauptsächlich und in welchen Anteilen vorkommt und wird nach diesen Kriterien für alle Untersuchungsflächen durchgeführt, sodass hinsichtlich des Bodentyps und der hydrologischen Eigenschaften sowie des Bestandesalters von annähernd einheitlichen Bedingungen ausgegangen werden kann. Die Untersuchungsflächen werden nach dem Anteil der Rot-Esche im Oberstand in vier Straten eingeteilt:

- Reinbestand mit über 80 % Anteil Rot-Esche
- Dominanzbestand mit über 50 - 80 % Anteil Rot-Esche
- Mischbestand mit weniger als 50 % Anteil Rot-Esche
- Referenzbestände ohne Rot-Esche.

An den Misch- und Referenzbeständen sind die einheimischen Baumarten Stiel-Eiche (*Quercus robur*), Flatter-Ulme (*Ulmus laevis*) und Gewöhnliche Esche (*Fraxinus excelsior*) beteiligt. Pro Stratum sollen fünf bis zehn Bestände aufgenommen werden.

Im Sinne einer ganzheitlichen Betrachtung von Einflussmöglichkeiten sollen die Untersuchungen und anschließenden Auswertungen auf unterschiedlich skalierten Ebenen vom Einzelbaum über Plot und Bestand bis zur Landschaft stattfinden (Abb. 1).

In jedem Bestand wird ein Inventurkreis mit 1.000 m<sup>2</sup> Flächengröße für die Strukturaufnahmen angelegt. Ein Transekt für Totholzerfassungen verläuft ebenfalls durch den Bestand. Für die Vegetationsuntersuchungen und Erfassung abiotischer Faktoren werden je Bestand sechs Plots der Größe 5 m x 5 m angelegt. In der Nordwestecke jedes Plots befindet sich ein Baum mit einem Brusthöhendurchmesser von ca. 50 cm. Bei diesem Bezugsbaum handelt es sich je nach Stratum entweder bei allen sechs Plots um eine Rot-Esche bzw. eine Stiel-Eiche oder bei drei Plots um eine Rot-Esche und bei den übrigen drei Plots um eine Stiel-Eiche (Abb. 1).

Vier wesentliche Komponenten sollen näher untersucht werden. Die für jede Komponente zu erfassenden Aufnahme- und Zielgrößen sind in Tab. 1 dargestellt.

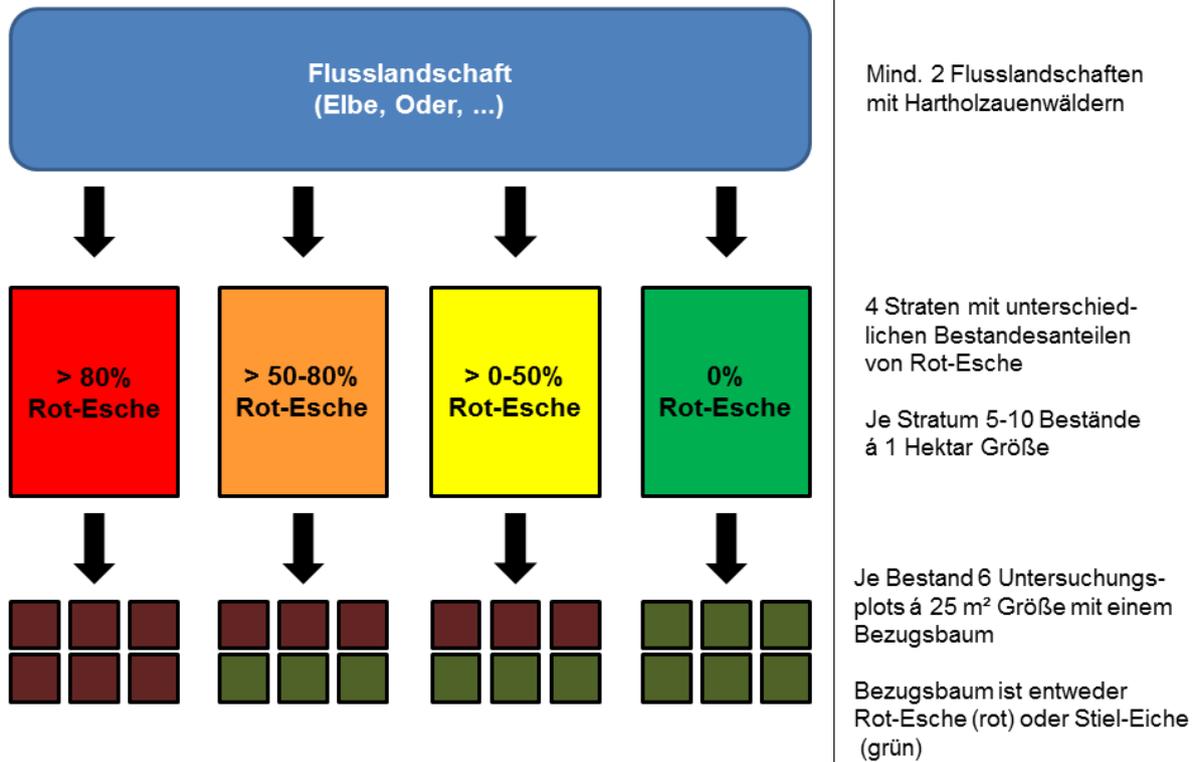


Abb. 1: Plotdesign

### Bestandesstruktur und Totholzanteil

Mit welchen Baumarten die Rot-Esche vergesellschaftet ist, in welchen Anteilen sowohl Altbäume als auch Jungpflanzen vorkommen, ob Konkurrenzeffekte durch z. B. Beschattung nachweisbar sind, soll mit einer forstlichen Vollaufnahme in einem Inventurkreis erfasst werden. Hierbei wird für Bäume ab 7 cm Bursthöhendurchmesser die Art, Höhe sowie Position im Kreis als zentrale Aufnahmegrößen erfasst, aus denen sich Volumenangaben und Strukturindices errechnen und Verteilungsmuster ermitteln lassen. Die Volumenschätzung des Totholzes sowie Zersetzungsgrad und Position im Raum geben Aufschluss über potenzielle Habitate für totholzbewohnende Insekten-, Pilz- und Flechtenarten.

Tab. 1: Übersicht der Untersuchungskomponenten

Komponenten	Bezugsebene	Aufnahmegröße	Zielgröße
<b>Struktur und Totholz</b>	Bestand, Inventurkreis (1000 m <sup>2</sup> )	Höhe, Brusthöhendurchmesser, Position im Raum, Zersetzungsgrad (bei Totholz)	Bestandsgrundfläche, Bestandsvolumen, Totholzvolumen
<b>Bodenvegetation</b>	Plot (25 m <sup>2</sup> )	Art, prozentuale Abdeckung	Biodiversitätsindizes, soziologische und funktionale Artengruppen, Indikatorarten, Höhenverteilung, Gehölzverjüngung
<b>Abiotische Faktoren</b>	Plot (25 m <sup>2</sup> )	Licht: Photosynthetisch aktive Strahlung, Blattflächenindex Boden: Wassergehalt, Korngrößenverteilung, pH, N, C, P, Spurenelemente; Mikroklima: Luftfeuchtigkeit und -temperatur	

## **Bodenvegetation**

Die Gefäßpflanzen der Krautschicht sind einerseits weniger von forstlichen Eingriffen betroffen, reagieren andererseits schnell auf Veränderungen im Licht- und Stoffhaushalt. Auf den einzelnen Plots werden Vegetationsaufnahmen durchgeführt, bei denen alle krautigen Gefäßpflanzenarten sowie bodenbewohnende Moose und ihre prozentuale Deckung erfasst werden. Sowohl die absolute Artenzahl als auch die Artenzusammensetzung sind wichtige Zielgrößen. Aus ihnen lassen sich Diversitätsindizes errechnen, funktionale und soziologische Artengruppen differenzieren und Indikatorarten ableiten. Zusätzlich wird die Gehölzverjüngung in Höhenklassen erfasst und die Individuen (mit Ausnahme von Keimlingen unter 20 cm Höhe) ausgezählt.

## **Abiotische Faktoren**

Auf den einzelnen Plots werden Lichteinfall (Blattflächenindex und photosynthetisch aktive Strahlung), physikalische und chemische Bodeneigenschaften (Wassergehalt, Korngröße, pH, N, C, P und Spurenelemente) sowie Mikroklima (Lufttemperatur und Luftfeuchtigkeit) als erklärende Umweltvariablen erfasst. Aufgrund des lockerdeckenden Blattwerkes und möglicher Akkumulation von Stoffen aus der Laubstreu ist ein Einfluss der Rot-Esche auch anhand abiotischer Faktoren nachzuweisen.

## **Auswertungen und Analysemethoden**

In Paar-Vergleichen wird der Effekt der Präsenz bzw. Absenz der Rot-Esche auf die untersuchten Komponenten bzw. die daraus generierten Zielgrößen analysiert. Ob ein Zusammenhang zwischen dem Bestandesanteil der Rot-Esche und Unterschieden in den Daten besteht, soll mittels Korrelationen ermittelt werden. Das Zusammenwirken mehrerer Faktoren wird in einem Generalisierten Linearen Modell (GLM) überprüft. Variationen in der Artenzusammensetzung der Vegetation wie auch der Gehölzarten sollen anhand von direkten (unter Berücksichtigung der Umweltvariablen) und indirekten Korrespondenzanalysen erklärt werden.

## **Zusammenfassung und Ausblick**

Mit dem vorliegenden Untersuchungskonzept soll eine ganzheitliche Betrachtung des Ökosystems Auenwald und der möglichen Auswirkungen durch eine gebietsfremde Baumart erzielt werden, die allgemeine Aussagen über die Invasivität der Art und mögliche Gefährdung der heimischen Biodiversität erlaubt. Die geplanten Untersuchungen sollen auch deutschlandweite Einschätzungen und ein zielorientiertes und effizientes Management ermöglichen. Die ersten Daten wurden im Sommer 2017 dem hier vorgestellten Design entsprechend aufgenommen und werden im Rahmen der Promotion der Autorin ausgewertet. Die Ergebnisse werden voraussichtlich ab 2018 veröffentlicht.

## **Dank**

Das Forschungsvorhaben wird durch die Bundesanstalt für Gewässerkunde finanziert und in Kooperation mit dem WWF Deutschland durchgeführt. An dieser Stelle möchte ich unseren Kooperationspartnern für die Unterstützung danken. Mein Dank richtet sich auch an unsere Projektpartner im Biosphärenreservat Mittelbe und im Landesamt für Umwelt Brandenburg. Den zuständigen Naturschutzverwaltungen danke ich für das Ermöglichen der Untersuchungen auf den Schutzgebietsflächen.

## **Quellenverzeichnis**

BfN – Bundesamt für Naturschutz (Hg.) (2017): Neobiota.de Gebietsfremde und invasive Arten in Deutschland. – Online, URL: [www.neobiota.de](http://www.neobiota.de) [Zugriff: 06.04.2017]

BNatSchG – Gesetz über Naturschutz und Landschaftspflege (Bundesnaturschutzgesetz) (2009): Vom 29. Juli 2009. - BGBl. I (2009) 51, ausgegeben zu Bonn am 6. August 2009: 2542-2579.

- Clavero, M., García-Berthou, E. (2005): Invasive species are a leading cause of animal extinctions. *TRENDS in Ecology and Evolution* 20 (3): 110-110.
- Foxcroft, L. C., Pyšek, P., Richardson, D. M., Pergl, J., Hulme, P. E. (2013): The bottom line: impacts of alien plant invasions in protected areas. In: Foxcroft, L. C., Pyšek, P., Richardson, D. M., Genovesi, P. (Hg.): *Plant invasions in protected areas: patterns, problems and challenges*. Springer, Dordrecht: 19-41.
- Herre, C. (1928): Erfahrungen mit amerikanischen und deutschen Eschen. *Mitteilungen der Deutschen Dendrologischen Gesellschaft* 40: 212-213.
- Küffer, C., Bugmann, H., Conedera, M. (2014): Invasive Neobiota im Wald: Konzepte und wissenschaftliche Grundlagen. *Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen* 165 (6): 124-131.
- Nehring, S., Kowarik, I., Rabitsch, W., Essl, F. (2013): Naturschutzfachliche Invasivitätsbewertungen für in Deutschland wild lebende gebietsfremde Gefäßpflanzen. *BfN-Skripten* 352, 202 S.
- Sala, O. E., Stuart Chapin, F., III, Armesto, J. J., Berlow, E., Bloomfield, J., Dirzo, R., Huber-Sanwald, E., Huenneke, L. F., Jackson, R. B., Kinzig, A., Leemans, R., Lodge, D. M., Mooney, H. A., Oesterheld, M., Poff, N. L., Sykes, M. T., Walker, B. H., Walker, M., Wall, D. H. (2000): Global biodiversity scenarios for the year 2100. *Science* 287(5459): 1770-1774.
- Schaffrath, J. (2001): Vorkommen und spontane Ausbreitung der Rotesche (*Fraxinus pennsylvanica* Marshall) in Ost-Brandenburg. *Naturschutz und Landschaftspflege in Brandenburg* 10 (4): 134-139.
- Schmiedel, D. (2010): *Fraxinus pennsylvanica* in den Auenwäldern der Mittelelbe – Invasionsbiologie und ökologisches Verhalten im naturschutzfachlichen Kontext. *Berliner Beiträge zur Ökologie* Band 6. Weißensee Verlag, Berlin, 206 S.
- Schmiedel, D., Tackenberg, O. (2013): Hydrochory and water induced germination enhance invasion of *Fraxinus pennsylvanica*. *For. Ecol. Manage.* 304: 437-443.
- Zacharias, D., Breucker, A. (2008): Die nordamerikanische Rot Esche (*Fraxinus pennsylvanica* MARSH.) – Zur Biologie eines in den Auenwäldern der Mittelelbe eingebürgerten Neophyten. *Braunschweiger Geobotanische Arbeiten*, Bd. 9: 499-529.

## Kontakt

Birte M. Albrecht  
Technische Universität Dresden  
Fachrichtung Forstwissenschaften  
Professur für Biodiversität und Naturschutz  
Piener Str. 7  
01737 Tharandt  
E-Mail: [birte.albrecht@tu-dresden.de](mailto:birte.albrecht@tu-dresden.de)

## Die seltene Zitronengelbe Tramete im Nationalpark Schwarzwald: Ein ökologisch interessanter Pilz mit spezieller Phänologie

MAX WIENERS

### Einleitung

Die Zitronengelbe Tramete (*Antrodiella citrinella* Niemelä und Ryvarden) gilt in Deutschland als seltene holzbewohnende Pilzart (Rote-Liste Kategorie: R; Dämmrich et al. 2017) und wird von Blaschke und Kolleg\*innen (2009) als Naturnähezeiger eingestuft. Makroskopisch ist die Art durch ihre leuchtend zitronengelbe Porenoberfläche der Fruchtkörper gut zu erkennen (Abb. 1). Farbe und auffällig kleine Sporen ( $3-3,5 \times 2-2,5 \mu\text{m}$ ) sind diagnostische Merkmale, anhand derer sich der Pilz sicher von anderen Porlingen unterscheiden lässt (Ryvarden und Gilbertson 1993).

Die Art bevorzugt totholzreiche Wälder, in denen sie meist auf Fichte (*Picea abies* (L.) H. Karst.), ausnahmsweise auch auf Tanne (*Abies alba* Mill.) oder Buche (*Fagus sylvatica* L.) fruktifiziert (Bässler und Müller 2010). Bekannte Standorte sind natürliche Fichtenwälder in Skandinavien und Gebirge in Mittel- und Westeuropa, in denen *A. citrinella* der Verbreitung des Rotrandigen Baumschwamms (*Fomitopsis pinicola* (Sw.) P. Karst.) folgt (Abb. 2). In Deutschland war *A. citrinella* bislang nur aus Bayern bekannt, bis sie schließlich im späten Herbst 2014 im Rahmen einer mykologischen Inventur des Bannwaldgebiets „Wilder See“ im neu eingerichteten Nationalpark Schwarzwald erstmals für Baden-Württemberg nachgewiesen werden konnte (Bässler und Müller 2010, Scholler et al. 2013).



**Abb. 1:** *Antrodiella citrinella* auf der Unterseite eines abgestorbenen Fruchtkörpers von *F. pinicola* (links). Die zitronengelbe Porenoberfläche und die weiße Randzone sind charakteristisch für die Art (Foto: M. Wieners aus: Wieners et al. 2016).

**Abb. 2:** *Fomitopsis pinicola* an einem toten Fichtenstamm (rechts). Die äußerste Zuwachskante bleibt oft lange rötlich, worauf der Trivialname hinweist (Foto: M. Wieners).

Im Folgenden werden Untersuchungen zur Ökologie und Phänologie des auffällig spät im Jahr fruktifizierenden Pilzes präsentiert, die bereits auf Englisch publiziert wurden (Wieners et al. 2016). Abschließend wird ein Ausblick auf weitere Forschungsansätze vorgestellt, die im Rahmen einer Master-Arbeit geplant sind.

### Methoden

Das Untersuchungsgebiet (98 ha) liegt im westlichen Teil des Naturschutzgebiets und Bannwalds „Wilder See – Hornisgrinde“, in der Kernzone des Nationalparks Schwarzwald (Baden-Württemberg) auf 850-1.055 m üNN. Teile des Gebiets werden seit über 100 Jahren nicht mehr bewirtschaftet. Allgemein lässt sich das Gebiet in zwei Bereiche unterteilen: Ein höher gelegenes, stärker exponiertes Plateau mit lockeren Beständen von Fichte, Tanne und Bergkiefer (*Pinus mugo* Turra) auf über

1.020 m üNN und ein tiefer gelegenes Kar (Talform) mit dichten, fichtendominierten Fichten-Tannenzwäldern auf unter 1.020 m üNN. Die hohe Fichten-Totholzdichte (durchschnittlich 268 m<sup>3</sup>/ha) ist eine Folge der starken Ausbreitung des Borkenkäfers (*Ips typographus* L.) (Zielewska und Aldinger 2013). Das Klima ist feucht-montan und (feucht) hochmontan (Schlenker 1978). Die Jahresdurchschnittstemperatur beträgt etwa 5-6 °C, der mittlere Jahresniederschlag wird mit 2.000-2.200 mm angegeben (Wohlfahrt und Riedel 2001). Die mittleren Monatstemperaturen in Tabelle 1 stammen vom Climate Data Center (Station-ID: 1468; 797 m üNN; ftp://ftp-cdc.dwd.de/pub/CDC/) und wurden höhenkorrigiert (0,65 °C pro 100 m). Der östliche Teil des Gebiets wurde in der Studie nicht untersucht, da er nur schwer zugänglich ist.

Die Phänologie und Verbreitung von *A. citrinella* wurde in der vorwiegend frostfreien Zeit zwischen September 2015 und August 2016 an 1-2 Tagen pro Monat untersucht. An allen Untersuchungstagen wurden sowohl das höhere gelegene Plateau (> 1.020 m üNN) wie auch die darunterliegenden Bereiche des Kars (< 1.020 m üNN) begangen. Mehrere Fruchtkörper von *A. citrinella* an einem Stück Holz wurden als ein Fund aufgenommen (Junninen et al. 2006). Zusätzlich wurden die Anzahl und die Entfernung von *F. pinicola*-Fruchtkörpern erfasst. Es wurde zudem dokumentiert, ob diese lebend oder abgestorben waren.

Reinkulturen von *A. citrinella* und *F. pinicola* wurden aus frischer Trama gewonnen, die Fruchtkörper stammten aus dem Untersuchungsgebiet. Die Myzelien wurden auf Malz-Agar-Platten (25 g Malzextrakt (Pulver), 20 g Agar und 1.000 ml Aqua dest.) bei 18 °C kultiviert und anschließend für die Wachstumsstudie verwendet. Aus den Vorkulturen wurden runde Stücke (1 cm Durchmesser) ausgeschnitten und im Zentrum von 8,5 cm-Malz-Agar-Platten platziert. Diese Kulturen wurden bei 5, 10, 15 und 25 °C in drei bis vier Replikaten bei 62 ± 5 % relativer Luftfeuchtigkeit inkubiert. Der Koloniedurchmesser wurde nach 7 (bei 10 °C bei 6, 8), 14 und 21 Tagen gemessen (wenn möglich). Die Wachstumsrate wurde als Quotient der mittleren radialen Zunahme an zwei Seiten und der Zahl der Tage bei der letzten möglichen Messung definiert.

Einige Exemplare von *A. citrinella* und *F. pinicola* wurden im Pilzherbarium des Staatlichen Museums für Naturkunde Karlsruhe hinterlegt (s. <http://www.smnk.de/sammlungen/botanik/pilze/digitaler-katalog/>). Lebendkulturen werden in der Sammlung der Mikrobiellen Physiologie und Molekularbiologie des Instituts für Mikrobiologie in der Universität Greifswald unter den Inventarnummern SBUG-M 1723 und SBUG-M 1724 aufbewahrt.

## Ergebnisse

Fruchtkörper von *A. citrinella* wurden 18 Mal im Untersuchungsgebiet gefunden und waren stets mit toten Fruchtkörpern von *F. pinicola* assoziiert (Abb. 1). Dabei wuchs *A. citrinella* entweder in der Nähe von abgestorbenen *F. pinicola*-Fruchtkörpern oder direkt darauf. Während die nächsten Fruchtkörper (bis zu 30 cm Entfernung) in jedem Fall tot waren, waren weiter entfernte Fruchtkörper am selben Baumstamm oft lebend. *A. citrinella* wurde verstreut im unteren Bereich des Gebiets (< 1.020 m üNN) gefunden, im oberen Teil (> 1.020 m üNN) wurde der Porling nicht beobachtet. Im Gegensatz dazu war *F. pinicola* im gesamten Gebiet häufig anzutreffen.

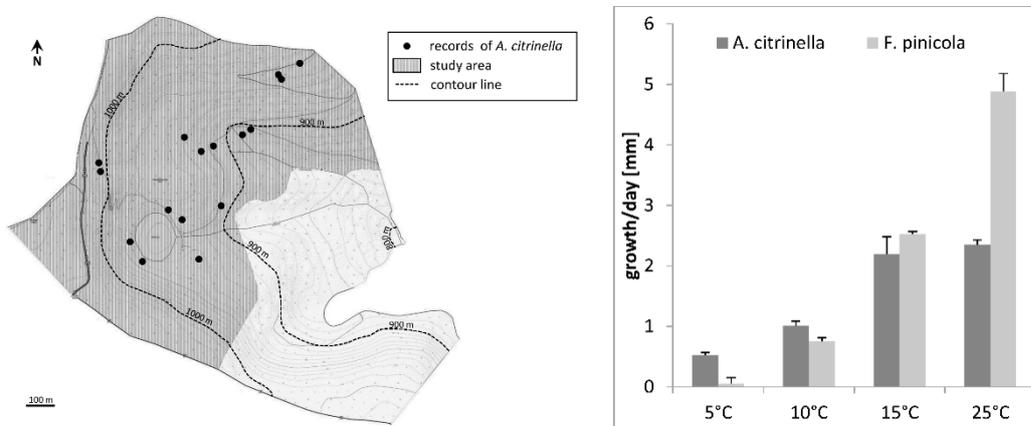
Die Ausbildung der Fruchtkörper von *A. citrinella* unterschied sich im jahreszeitlichen Verlauf wesentlich von der Fruktifikationsperiode und dem Wachstum von *F. pinicola*: Während sich die mehrjährigen Fruchtkörper von *F. pinicola* von Frühjahr bis Herbst entwickelten, wurden die einjährigen Fruchtkörper von *A. citrinella* fast ausschließlich im späten Herbst 2015 (Oktober, November) und anschließend wieder im Frühjahr 2016 (April, Mai) gebildet (Tab. 1).

Die Messung der Wachstumsraten in Reinkultur zeigten, dass *A. citrinella* bei niedrigen Temperaturen (5-10 °C) schneller als *F. pinicola* wächst, bei höheren Temperaturen (15-25 °C) ist es umgekehrt (Abb. 4). *A. citrinella* wuchs bei 5 °C ( $p < 0,001$ ) und 10 °C ( $p < 0,05$ ) signifikant schneller als *F. pinicola*. Die Wachstumsrate von *F. pinicola* war hingegen bei 15 °C ( $p > 0,05$ ) etwas und bei 25 °C ( $p$

< 0,001) deutlich höher. Beide Arten wuchsen am langsamsten bei 5 °C und am schnellsten bei 25 °C. Die Wachstumsrate von *F. pinicola* nahm jedoch mit steigender Temperatur kontinuierlich zu, während das Wachstum von *A. citrinella* bei höheren Temperaturen kaum zunahm.

**Tab. 1: Phänologie der Fruchtkörperbildung, Zahl der Untersuchungstage und mittlere Monatstemperatur. Der Porling wurde im Untersuchungszeitraum während der vorwiegend frostfreien Zeit insgesamt 18 Mal aufgenommen (aus: Wieners et al., 2016; ergänzt).**

Jahr	2015				2016							
Monat	9	10	11	12	1	2	3	4	5	6	7	8
Tage	2	2	2	0	0	0	0	1	2	1	2	1
Funde	0	4	7	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	5	1	0	1	0
Temp. (°C)	9,4	5,9	5,1	4,8	-0,5	0,0	0,7	4,7	9,6	13,1	15,9	15,6



**Abb. 3: Verbreitung von *A. citrinella* im „Wilden See“-Gebiet (links). Die Art wurde ausschließlich im Kar auf unter 1.020 m üNN gefunden (Kartengrundlage: Open Street Maps, stark verändert) (aus: Wieners et al. 2016).**

**Abb. 4: In vitro Wachstumsraten von *A. citrinella* und *F. pinicola* bei verschiedenen Temperaturen (rechts) (aus: Wieners et al. 2016).**

## Diskussion

Die Untersuchungen im Bannwald "Wilder See – Hornisgrinde" deuten darauf hin, dass *A. citrinella* eine zwar generell seltene Art mit speziellen ökologischen Ansprüchen ist (Luft- und Substratfeuchtigkeit, Begleitorganismen, Holzmächtigkeit), lokal jedoch häufig sein kann, wenn die entsprechenden Bedingungen erfüllt sind. Aufgrund der Seltenheit von *A. citrinella* ist das Gebiet also ein wichtiger Rückzugsraum. Die Art wurde 2017 auch als Waldzielart für Fichtenwälder Baden-Württembergs vorgeschlagen, also als Art, die vorrangig zu erhalten und fördern ist. Zielarten sollen so ausgewählt werden, dass beim Schutz ihrer Lebensräume möglichst viele weitere Arten und weitere Schutzgüter erhalten werden.

Im Untersuchungsgebiet wurde der Porling nur an feuchten Standorten im Kar gefunden, während er in den trockeneren Regionen des Plateaus fehlte. Die Hauptfruktifikationsperiode von *A. citrinella* liegt im schneefreien Herbst und Frühjahr. Aber es ist nicht auszuschließen, dass der Pilz auch in milden Winterwochen wächst und fruktifiziert. Die Fruchtkörperbildung nach Kälteeinbrüchen im Sommer und frühen Herbst ist ebenfalls möglich. Aufgrund der speziellen Phänologie (Fruktifikation außerhalb der „Pilzseason“) wurde die Art vermutlich viele Jahre übersehen, bevor sie im Jahr 2014 im „Wilden See“-Gebiet nachgewiesen wurde. Ausgehend von den allgemeinen Bedingungen im Untersuchungsgebiet

ist es gut möglich, dass *A. citrinella* auch in anderen Regionen des Schwarzwalds mit vergleichbaren Habitatstrukturen vorkommt. Dies gilt es zu untersuchen.

Holmer und Kolleg\*innen (1997) haben bereits *in vitro* gezeigt, dass *A. citrinella* den konkurrenzschwächeren *F. pinicola* in gemischten Kulturen bei Raumtemperatur ersetzt. Die Wachstumsexperimente haben jedoch gezeigt, dass die Temperatur ein wichtiger Parameter ist, der bei der Untersuchung von Interaktionen zwischen beiden Arten beachtet werden muss. Da *A. citrinella* bei geringen Temperaturen (5-10 °C) höhere Wachstumsraten aufwies und folglich physiologisch aktiver als *F. pinicola* ist, nutzt der Pilz unter natürlichen Bedingungen vermutlich diese Überlegenheit, um sich gegen *F. pinicola* durchzusetzen. Diese Ergebnisse entsprachen zudem den Beobachtungen im Rahmen der Freilanduntersuchungen: Die Fruchtkörperbildung wurde nur bei etwa 10 °C oder darunter beobachtet.

Rayner und Boddy (1988) weisen darauf hin, dass nicht nur Folgeersetzer, sondern auch Parasiten Pionierarten ersetzen. Holmer und Kolleg\*innen (1997) schlussfolgerten, dass es sich bei *A. citrinella* um einen sekundären Holzersetzer handelt. Die Autor\*innen argumentierten mit einer ernährungsbedingten Komplementarität der beiden Arten: Das Braunfäule-verursachende Myzel von *F. pinicola* würde die meisten ihm verfügbaren Nährstoffressourcen im Holz (Hemizellulose und Zellulose) nutzen und dann wieder absterben. Anschließend würde das Weißfäule-verursachende Myzel von *A. citrinella* die verbliebenen ihm zugänglichen Ressourcen (Lignin) nutzen. Jedoch gibt es einige Gründe, die dafür sprechen, dass es sich nicht um eine Sukzession von Saprobionten, sondern um ein parasitisches Verhältnis handelt: (1) *A. citrinella* ist spezifisch mit *F. pinicola* assoziiert. Folgeersetzer ersetzen Pionierarten meist nicht selektiv. (2) Die Fruchtkörper von *A. citrinella* waren nie mit lebenden, sondern immer mit abgestorbenen Fruchtkörpern von *F. pinicola* assoziiert. Diese Fruchtkörper waren zudem oft klein und jung, obwohl noch ausreichend geeignetes Substrat zur Verfügung stand. (3) Vampola (1991) vermutete bereits, dass zwischen der Parasitischen Tramete (*A. parasitica* Vampola) und dessen assoziiertem Porling ein parasitisches Verhältnis besteht. Eine phylogenetische Studie hat gezeigt, dass alle fruchtkörperbewohnenden und möglicherweise mykoparasitischen Arten innerhalb der Gattung *Antrodiella*, einschließlich *A. citrinella* und *A. parasitica*, nah miteinander verwandt sind (Yuan 2014).

Obwohl *A. citrinella* oft auf toten Fruchtkörpern von *F. pinicola* wächst, muss es sich nicht oder nicht allein um Fruchtkörperparasitismus handeln; ein Myzelparasitismus im Substrat, wie er beispielsweise von vielen Zitterlingsartigen (Tremellales) bekannt ist, ist ebenfalls möglich (Zugmaier et al. 1994). Myzelparasitismus würde zudem erklären, warum *A. citrinella* auch in einem Abstand von bis zu 30 cm von ihrem vermeintlichen Wirt Fruchtkörper ausbilden kann.

## Ausblick

Um die mögliche mykoparasitische Beziehung von *A. citrinella* und *F. pinicola* aufzuklären werden mikromorphologische Studien in Agar-Mischkulturen geplant, die umfangreiche Voruntersuchungen mit diversen Medien, Lichtqualitäten und Temperaturen erfordern. Die Myzelinteraktionen werden lichtmikroskopisch und transmissionselektronenmikroskopisch dokumentiert.

## Quellenverzeichnis

- Bässler, C., Müller, J. (2010): Importance of natural disturbance for recovery of the rare polypore *Antrodiella citrinella* Niemelä & Ryvarden. *Fungal Biology* 114: 129-133.
- Blaschke, M., Helfer, W., Ostrow, H., Hahn, C., Loy, H., Bußler, H., Krieglsteiner, L. (2009): Naturnähezeiger – Holz bewohnende Pilze als Indikatoren für Strukturqualität im Wald. *Natur und Landschaft* (84)12: 560-566.
- Dämmrich, F., Lotz-Winter, H., Schmidt, M. et al. (2016): Rote Liste der Großpilze und vorläufige Gesamtartenliste der Ständer- und Schlauchpilze (Basidiomycota und Ascomycota) Deutschlands

- mit Ausnahme der Flechten und der phytoparasitischen Kleinpilze. In: Matzke-Hajek, G., Hofbauer, N., Ludwig, G. (Red.): Rote Liste gefährdeter Tiere, Pflanzen und Pilze Deutschlands, Bd. 8: Pilze (Teil 1) – Großpilze. Naturschutz und Biologische Vielfalt 70(8), Landwirtschaftsverlag Münster.
- Holmer, L., Renvall, P., Stenlid, J. (1997): Selective replacement between species of wood-rotting basidiomycetes, a laboratory study. *Mycological Research* 101: 714-720.
- Junninen, K., Similä, M., Kouki, J., Kotranta, H. (2006): Assemblages of wood-inhabiting fungi along the gradients of succession and naturalness in boreal pine-dominated forests in Fennoscandia. *Ecography* 29: 75-83.
- Rayner, A. D., Boddy, L. (1988): Fungal decomposition of wood. Its biology and ecology. John Wiley and Sons Ltd.
- Ryvarden, L., Gilbertson, R. L. (1993): European polypores. Teil 1. *Synopsis Fungorum*, Oslo.
- Scholler, M., Bernauer, T., Ebel, C., Miggel, B., Murmann-Kristen, L., Schnittler, M. (2013): Eine mykologische Bestandsaufnahme des Bannwalds „Wilder See – Hornisgrinde“ (Nordschwarzwald, Baden-Württemberg). *Carolinea* 71: 153-195.
- Schlenker, G. (1978): Höhenstufen, Klimatypen und natürliche Bewaldung. *Mitteilungen des Vereins für Forstliche Standortserkundung und Forstpflanzenzüchtung* 33: 9-26.
- Vampola, P. (1991): *Antrodiella parasitica*, a new species of polypore. *Czech Mycology* 45: 10-14.
- Wieners, M., Reinhard, A., Förschler, M., Scholler, M. (2016): The Rare Polypore *Antrodiella citrinella* and Its Special Phenology in the Black Forest National Park (Germany). *Journal of Biodiversity & Endangered Species* 4: 168.
- Wohlfahrt, D., Riedel, P. (2001): Bannwald „Wilder See – Hornisgrinde“. *Berichte Freiburger Forstliche Forschung* 30: 1-69.
- Yuan, H. S. (2014): Molecular phylogenetic evaluation of *Antrodiella* and morphologically allied genera in China. *Mycological Progress* 13: 353-364.
- Zielewska, K., Aldinger, E. (2013): Totholz- und Walddynamik im Bannwald Wilder See. *AFZ-Der Wald* 8: 9-11.
- Zugmaier, Z., Bauer, R., Oberwinkler, F. (1994): Mycoparasitism of some *Tremella* species. *Mycologia* 86: 49-56.

## Kontakt

Max Wieners  
Staatliches Museum für Naturkunde Karlsruhe  
Erbprinzenstr. 13  
76133 Karlsruhe  
E-Mail: [max.wieners@smnk.de](mailto:max.wieners@smnk.de)

## 2.3 Biodiversität der Binnengewässer

### Großräumige Untersuchung von Auenstruktur und Zielartenvorkommen – Empfehlungen für Renaturierungs- und Wiederansiedlungsmaßnahmen

ROMY HARZER, NORBERT MÜLLER, MICHAEL REICH, THOMAS WAGNER, JOHANNES KOLLMANN

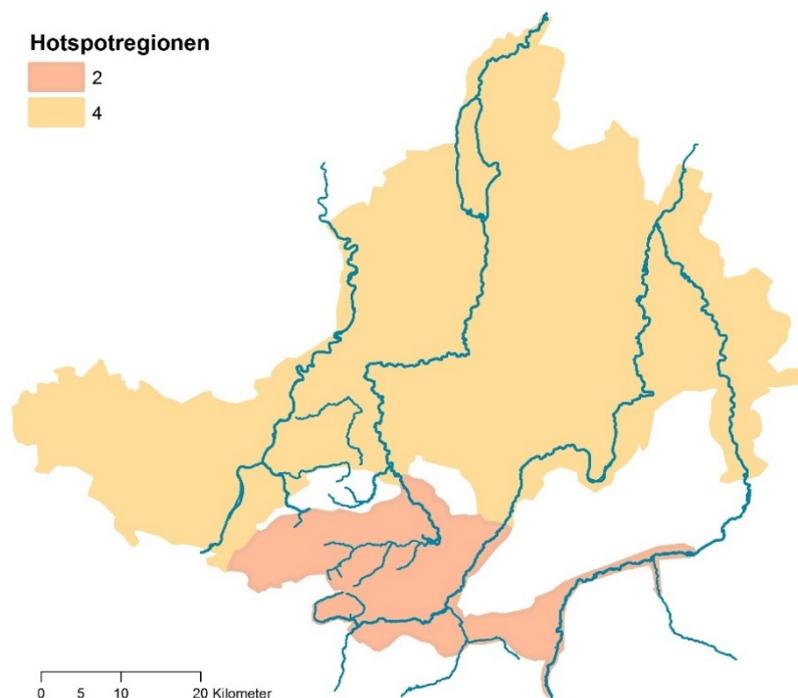
#### Alpenflüsse als Hotspots der Biodiversität

Flüsse und ihre Auen gehören zu den besonders artenreichen Lebensräumen, in Mitteleuropa aber auch zu den am meisten genutzten Ökosystemen (Hauer et al. 2016). Seit rund 200 Jahren werden hier Flussauen durch den Menschen in ihrer Morphologie und Hydrologie stark verändert, meist vor dem Hintergrund von Hochwasserschutz, Wasserkraftgewinnung, Fischerei oder Tourismus. Bei den dynamischen Fließgewässern des Alpenraums wirkten sich die damit einhergehenden Beeinträchtigungen des Wasser- und Geschiebehaushalts besonders gravierend aus (Habersack und Piégay 2007). Sie verloren durch die „Zähmung“ einen Großteil ihrer einzigartigen Habitatvielfalt. Lebensräume mit extremen Standortverhältnissen, wie ufernahe, kaum bewachsene Kiesbänke, sind in Deutschland heute nur noch an wenigen Flussabschnitten in Bayern zu finden. Größere Geschiebeumlagerungen finden wegen der Regulierung praktisch nicht mehr statt. Tier- und Pflanzenarten, die an diese extremen, sich ständig verändernden Lebensräume angepasst sind, sind daher stark im Rückgang begriffen und viele von ihnen sind heute gefährdet, darunter die Deutsche Tamariske (*Myricaria germanica*), Gefleckte Schnarrschrecke (*Bryodemella tuberculata*) (Reich 2006), oder der in Deutschland verschollene Zwergrohrkolben (*Typha minima*) (Müller 2007). Als sogenannte Wildflussspezialisten mit einer hohen Spezifität für kaum bewachsene Kiesbänke gelten sie dabei als wichtige Indikatoren für eine naturnahe Flusssdynamik (Kudrnovsky 2013, Sitzia et al. 2016). Die zugehörigen Lebensraumtypen der FFH-Richtlinie befinden sich ebenso überwiegend in einem unzureichenden bis schlechten Zustand (BfN 2013). Die Lebensräume an den alpinen Flüssen gehören heute zu den meist gefährdeten Habitaten in Europa (Müller 1995, Sitzia et al. 2016). Die alpinen Flussauen in Deutschland befinden sich in einem kritischen Zustand. Sie sind aber weiterhin wichtige Refugien und Verbundachsen für zahlreiche gefährdete Arten der (halb)offenen Standorte (Tranter 2015). Ob die Einhaltung der nationalen und internationalen Ziele zur Erhaltung dieser biologischen Vielfalt gelingt, hängt daher zu einem großen Teil vom zukünftigen Umgang mit den Flussauen ab (BMUB 2009). Daher stehen diese im Zentrum der nationalen Strategien zum Biodiversitätsschutz und der Wasserreinhaltung, zur Renaturierung von mindestens 15 % der degradierten Ökosysteme und des Klimaschutzes (Kohlenstoffspeicher und Hochwasservermeidung) (BMUB 2015). Im Rahmen des Bundesprogramms zur Biologischen Vielfalt, einem wichtigen Instrument zur Umsetzung des UN-Übereinkommens über die biologische Vielfalt (CBD), wurden für Deutschland Regionen mit besonderer Diversität charakteristischer Arten und Lebensräume definiert. Zwei dieser „Hotspots der biologischen Vielfalt“ sind Gegenstand des WWF-Verbundprojekts „Alpenflusslandschaften – Vielfalt leben von Ammersee bis Zugspitze“ (Abb. 1). Gefördert durch das Bundesamt für Naturschutz werden hier seit 2014 zahlreiche Teilprojekte zur Flussrevitalisierung, Wiederansiedlung gefährdeter Arten und Umweltbildung durchgeführt.

#### Potentialstudie: Schutz und Wiederansiedlung von Wildflussarten

Eine Zielsetzung des Projekts ist der verbesserte Schutz und die Wiederansiedlung von stark gefährdeten Wildflusspflanzen. Für einige Arten, wie die Deutsche Tamariske (*Myricaria germanica*), wurden in der Vergangenheit bereits verschiedene Bemühungen zur Wiederansiedlung an Ammer, Lech sowie mehreren Flüssen in Österreich und in der Schweiz unternommen. Das Ziel der Wiederansiedlungsmaßnahmen, langfristige, sich selbst erhaltende Populationen zu etablieren, wurde in den meisten Fällen jedoch verfehlt. Auch bei den Tamarisken-Wiederansiedlungen in Bayern hielten sich die

Erfolge bisher in Grenzen. Ein zentraler Aspekt des Hotspot-Projekts ist daher eine Studie zur Identifizierung der Bedingungen, unter denen eine Wiederansiedlung ausgewählter Wildflussarten erfolgversprechend ist. Gegenstand dieser von Oktober 2016 bis September 2017 vom Lehrstuhl für Renaturierungsökologie der TU München, vom Institut für Landschaftspflege und Biotopentwicklung der FH Erfurt und von der Universität Hannover durchgeführten Studie sind die charakteristischen und stark gefährdeten Arten Deutsche Tamariske, Uferreitgras (*Calamagrostis pseudophragmites*), Zwergrohrkolben (*Typha minima*) und Sklavenameise (*Formica selysi*). Die Bestandserhebung in den Hotspotregionen sowie die Identifikation geeigneter Habitats bilden die Grundlage für eine Empfehlung zum Schutz und zur Wiederansiedlung. Populationen bzw. Individuen werden punktgenau verortet und hinsichtlich ihrer Größe, Altersstruktur und Verjüngungspotential charakterisiert. Parallel dazu werden die besiedelten Lebensräume erfasst und im Folgenden der potentielle Lebensraum abgeschätzt. Eine hohe zeitliche und räumliche Auflösung ist bei hochdynamischen Systemen mit kleinräumigem Habitatmosaik, wie den Alpenflüssen, eine wichtige Grundlage für die Abschätzung der Populations- und Habitatdynamik. Die Habitatcharakterisierung wird daher durch Drohnenbefliegungen unterstützt. Diese liefern aktuelle und hochaufgelöste Luftbildaufnahmen der untersuchten Abschnitte. Eine umfangreiche Literaturrecherche sowie die Auswertung unveröffentlichter Expertenaufzeichnungen und Abschlussarbeiten liefern Informationen zur aktuellen und historischen Verbreitung der Arten im Untersuchungsgebiet. Ergänzend werden Flussrenaturierungsmaßnahmen in den Hotspotregionen recherchiert, die geeignet sind, den Bestandsrückgängen entgegenzuwirken und entsprechende Lebensräume wiederherzustellen. Basierend auf diesen Daten werden Vorschläge und Hinweise zur Erhaltung der Arten in den Hotspotregionen gemacht.

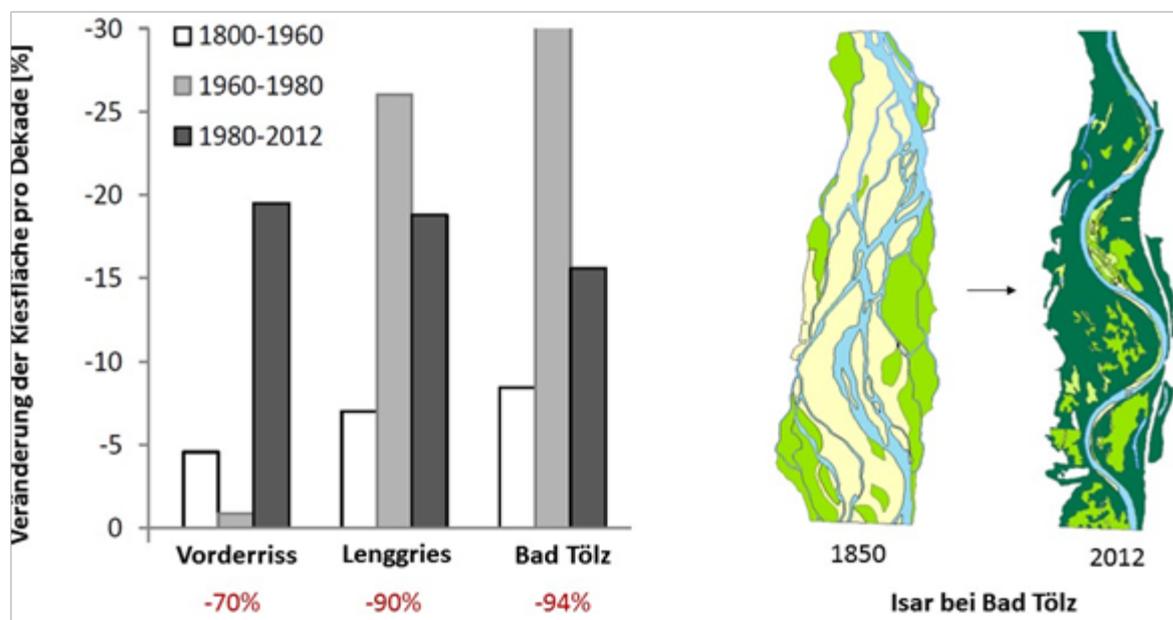


**Abb. 1: Gegenstand des WWF-Projekts „Alpenflusslandschaften – Vielfalt leben von Ammersee bis Zugspitze“ sind die Hotspotregionen 2 und 4. Sie umfassen ein Großteil der alpin geprägten Flüsse in Deutschland, wie Lech Ammer, Loisach und Isar (von links nach rechts).**

### Zielartenverbreitung und Habitatsituation

Erste Ergebnisse der Auswertung historischer und aktueller Verbreitungsdaten zu den drei Pflanzenarten zeigen einen deutlichen Rückgang der Bestände an den bayerischen Alpenflüssen. Während an der Isar und Ammer noch Populationen von Uferreitgras und Deutscher Tamariske existieren, sind an Lech und Loisach nahezu alle bekannten Vorkommen erloschen. Bei der aktuellen Verbreitung des

Uferreitgrases zeigt sich besonders deutlich die Barrierewirkung der großen Stauseen, wie Forggensee (Lech) und Sylvensteinspeicher (Isar). Unterhalb dieser Staustufen treten nur wenige kleine Bestände auf, während die Arten oberhalb sehr häufig sind. Der Zwergrohrkolben gilt trotz intensiver Suche in den Hotspotregionen als verschollen. Am Lech in Österreich in der Nähe der deutschen Grenze konnte eine größere Population in einer Kiesgrube erhalten werden, die als potentieller Spender dienen kann (Müller 2007). Die Datenlage zur Sklavenameise ist bisher sehr lückenhaft; der Erstnachweis für Deutschland erfolgte erst 1993, sodass keine historischen Verbreitungsdaten vorliegen. Da diese Art nur unter dem Binokular sicher bestimmt werden kann, lassen sich erst nach Abschluss der Bestimmungsarbeiten Aussagen über deren tatsächliche Verbreitung treffen. Die in der Fachliteratur als Gründe für den Rückgang der Wildflussspezialisten oftmals genannten drastischen Veränderungen der Auenstruktur wurde für die betroffenen Regionen bisher nur lückenhaft untersucht. Es finden sich nur wenige Arbeiten, die sich mit dem quantitativen Umfang der Verluste und ihren räumlichen Variationen auseinandersetzen (z. B. Reich 2006). Im Vorfeld der Potentialstudie zeigte Crabot (2015) an ausgewählten Flussabschnitten, dass bis zu 90 % der ursprünglichen Kiesflächen und damit potentiellen Pionierlebensräumen seit Mitte des 19. Jahrhunderts verschwunden sind (Abb. 2). Die größte Abnahme fand zwischen 1960 und 2012 statt, u. a. bedingt durch den Bau großer Staustufen.



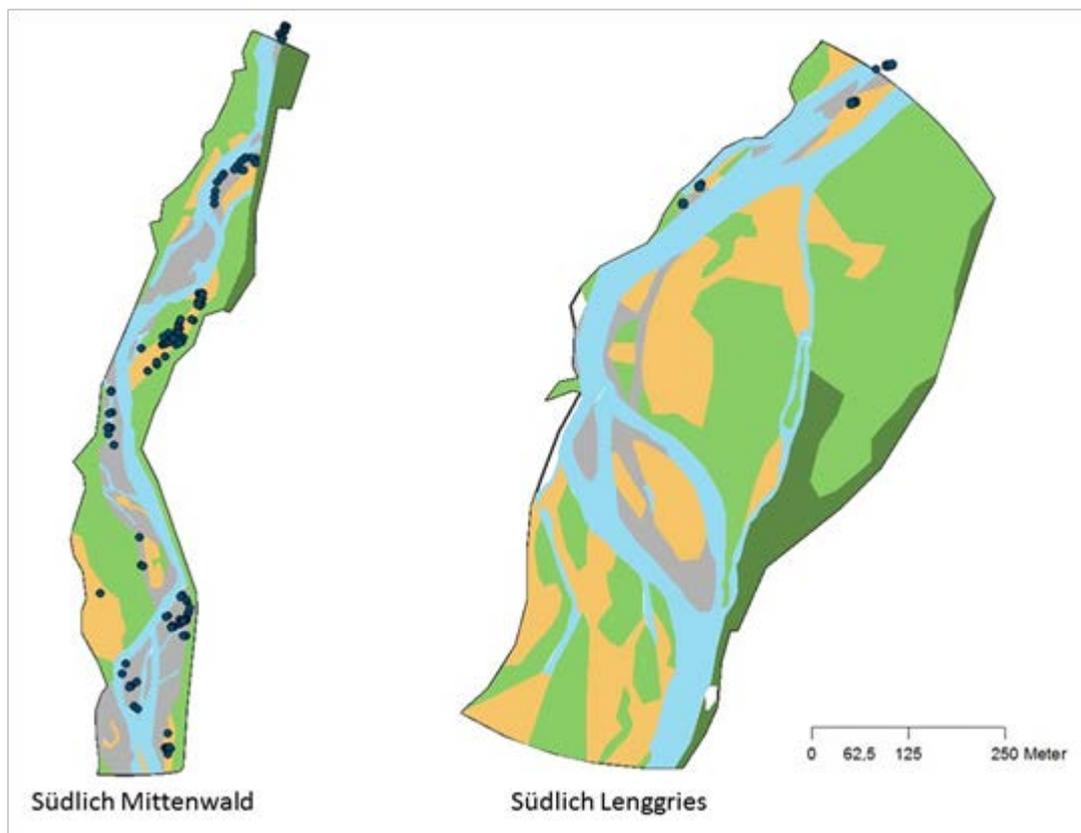
**Abb. 2:** Der Verlust an Kiesflächen, hier am Beispiel verschiedener Flussabschnitte an der Isar, liegt im Gesamtzeitraum bei 70–94 %. Die Mittelläufe der Flüsse sind am stärksten betroffen (Crabot 2015).

Eine Untersuchung des Zusammenhangs zwischen dem Verlust der Pionierhabitate und dem Rückgang der Deutschen Tamariske von Behrendt (2017) zeigt, dass bei abnehmendem Kiesbankanteil je Flussabschnitt die Wahrscheinlichkeit des Vorkommens sinkt (Abb. 3). Mit weiteren Untersuchungen sollen Schwellenwerte für bestimmte Auenstrukturen ermittelt werden, ab denen die verschiedenen Zielarten vorkommen können.

### Empfehlungen für Renaturierungs- und Wiederansiedlungsmaßnahmen

Vor dem Hintergrund des Verlusts geeigneter Lebensräume stellt sich die Frage, wo und unter welchen Bedingungen in Zukunft Wiederansiedlungen und die nachhaltige Etablierung der Zielarten gelingen können. Renaturierungsmaßnahmen und die Wiederherstellung von ausreichend geeigneten Habitaten stellen dabei eine unabdingbare Voraussetzung dar. Nur wenige der bisher erfolgten Maßnahmen haben eine deutliche Verbesserung der Auenstruktur bewirkt. Nur bei der „Mühltal-Renaturie-

rung“ der Isar im Süden von München konnte zum Beispiel die Deutsche Tamariske erfolgreich re-etabliert werden. Die größte Hürde bei der Flussrevitalisierung dürfte die Verfügbarkeit der angrenzenden Flächen sein. Nur wo der Ankauf gelingt oder die Grundstücke in staatlicher Hand sind, können sich die Wasserwirtschaftsämter in Bayern um eine naturnahe Entwicklung der Fließstrecken bemühen (mündl. K. Beck). In vielen Fällen sind diese Abschnitte jedoch zu klein, um die für die Wildflussarten notwendige und langfristige Verbesserung der Auenstruktur zu erreichen (Harzer und Kollmann 2017). Der Schwerpunkt muss daher auf der Renaturierung zusammenhängender, längerer Flussabschnitte liegen. Dabei hat sich der Rückbau von Ufersicherungen als besonders effektiv erwiesen, sodass dem Fluss mehr Raum für seine eigendynamische Entwicklung gegeben wird (Muhar et al. 2016). Aufgrund der laufenden Untersuchungen kann aktuell nur eine erste Einschätzung abgegeben werden. Dort, wo Uferreitgras und Tamariske besonders häufig vorkamen, besiedelten sie unterschiedliche Habitate und zeigten keine speziellen Standortansprüche. Während es an stark verbauten Flüssen, wie dem Lech und dem Inn, an Lebensraum mangelt, weist beispielsweise die Isar oberhalb des Sylvensteinspeichers Abschnitte mit größeren Zielartenvorkommen auf. Für die Renaturierung und anschließende Wiederansiedlung sind daher besonders Flussabschnitte unterhalb der Staustufen zu bevorzugen, die für die starke Veränderung des Lebensraums und den fehlenden Samennachschub verantwortlich sind. Hier bedarf es aber weiterer Forschung, inwiefern Ausbreitungs- und Habitatlimitierung in den dynamischen Ökosystemen einen Einfluss auf das Überdauern von Wildflussspezialisten haben.



**Abb. 3:** Erste Ergebnisse der Bestandserhebung zeigen deutliche Unterschiede zwischen verschiedenen Flussabschnitten. An der Isar bei Mittenwald (links) konnten noch größere Populationen der Tamariske (blaue Punkte) gefunden werden, während bei Lenggries (rechts) nur noch wenige Einzelindividuen vorkommen. Der Isarabschnitt südlich Mittenwald (links) hat zwar eine schmalere Aue, der Anteil an Kiesfläche (grau) ist jedoch um 20 % größer als im Abschnitt unterhalb des Stausees (rechts; nach Behrendt 2017).

## Ausblick

Mit der Studie werden umfangreiche Erkenntnisse zum aktuellen Zustand und zum Wiederansiedlungspotential der Zielarten in den Hotspotregionen gewonnen. Sie erlauben konkrete Aussagen zur Notwendigkeit von populationsstützenden Maßnahmen, zur Verfügbarkeit von Standorten für die Wiederansiedlung sowie zu Handlungsempfehlung für deren Umsetzung. Allerdings sind heute viele Faktoren, die über den Erfolg oder Misserfolg von Wiederansiedlung entscheiden, noch nicht ausreichend verstanden. Vor allem die Wechselwirkung zwischen der zeitlich-räumlichen Verfügbarkeit und Vernetzung von Habitaten mit der Ausbreitungs- und Populationsbiologie der Wildflussspezialisten. Hier bieten die geplanten Wiederansiedlungsmaßnahmen eine ausgezeichnete Gelegenheit, diese Prozesse besser zu verstehen. Insofern können sie als manipulative Freilandexperimente begriffen und zukünftig entsprechend gestaltet werden. Konkrete Aussagen zu den Mechanismen und Standortansprüchen sind notwendig, um Renaturierungsmaßnahmen so zu konzipieren, dass sie besser auf die Habitatanforderungen der gefährdeten Arten abgestimmt sind. Außerdem muss die zu Recht häufig kritisierte mangelhafte oder fehlende Dokumentation von Wiederansiedlungsprojekten in Angriff genommen werden. Eine engere Verknüpfung von Renaturierungsprojekten, gezieltem Artenschutz und Wissenschaft kann zukünftig einen wichtigen Beitrag zur erfolgreichen Erhaltung der Biodiversität leisten.

## Quellenverzeichnis

- Behrendt, S. (2017): Veränderungen der Auenstruktur an den Oberläufen von Loisach, Lech und Isar und ihre Auswirkungen auf den historischen Rückgang der Deutschen Tamariske (*Myricaria germanica* (L.) DESV.). Bachelorarbeit, TU München.
- BfN – Bundesamt für Naturschutz (2013): Ergebnisse nationaler Bericht der Lebensraumtypen in der kontinentalen biogeografischen Region. - Online, URL: [https://www.bfn.de/fileadmin/BfN/natura2000/Dokumente/lrt\\_kontinental.pdf](https://www.bfn.de/fileadmin/BfN/natura2000/Dokumente/lrt_kontinental.pdf) [Zugriff: 11.06.2017].
- BMUB – Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit (2015): Nationale Strategie zur biologischen Vielfalt. Kabinettsbeschluss vom 7. November 2007. 4. Aufl. 180 S.
- BMUB – Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit (2009): Auenzustandsbericht: Flussauen in Deutschland. 1. Aufl., 36 S.
- Crabot, J. (2015): Gravel bars in Bavarian alpine rivers. A GIS-based analysis of their evolution. Projektarbeit. München, Paris. 65 S.
- Habersack, H., Piégay, H. (2007): River restoration in the Alps and their surroundings: past experience and future challenges. Gravel-Bed Rivers VI: From Process Understanding to River Restoration. Elsevier:703–735.
- Harzer, R., Kollmann, J. (2017): Innufer-Revitalisierung (2012-2016) - eine ökologische Bilanz der Auswirkungen auf terrestrische Lebensräume. Freising. 49 S.
- Hauer, F. R., Locke, H., Dreitz, V. J., Hebblewhite, M., Lowe, W. H., Muhlfield, C. C., Nelson, C. R., Proctor, M. F., Rood, S. B. (2016): Gravel-bed river floodplains are the ecological nexus of glaciated mountain landscapes. *Science advances* 2 (6): 1-13.
- Kudrnovsky, H. (2013): Alpine Flüsse mit Ufergehölzen von *Myricaria germanica* in den Ostalpen. Dissertation. Wien. 529 S.
- Muhar, S., Januschke, K., Kail, J., Poppe, M., Schmutz, S., Hering, D., Buijse, A. D. (2016): Evaluating good-practice cases for river restoration across Europe: Context, methodological framework, selected results and recommendations. *Hydrobiologia* 769: 3-19.
- Müller, N. (1995): Wandel von Flora und Vegetation nordalpiner Wildflusslandschaften unter dem Einfluss des Menschen. *Ber. ANL* 19: 125–187.

- Müller, N. (2007): Zur Wiederansiedlung des Zwergrohrkolbens (*Typha minima* Hoppe) in den Alpen- eine Zielart alpiner Flusslandschaften. *Natur in Tirol* 13: 180-193.
- Reich, M. (2006): Linking metapopulation structures and landscape dynamics: grasshoppers (*Saltatoria*) in alluvial floodplains. *Articulata Supplement* 11. 154 S.
- Sitzia, T., Michielon, B., Iacopino, S., Kotze, D. J. (2016): Population dynamics of the endangered shrub *Myricaria germanica* in a regulated Alpine river is influenced by active channel width and distance to check dams. *Ecological Engineering* 95: 828-838.
- Tranter, C. (2015): Hotspot-Projekt "Alpenflusslandschaften - Vielfalt leben von Ammersee bis Zugspitze". *Anliegen Natur* 37 (1): 97-101.

### **Kontakt**

Romy Harzer  
Technische Universität München  
Emil-Ramann-Straße 6  
85354 Freising  
E-Mail: [romy.harzer@tum.de](mailto:romy.harzer@tum.de)



**3. Beiträge zu den Querschnittsthemen der CBD**



## 3.1 Biodiversität im Klimawandel

### Ökosystembasierte Anpassung in Städten – ein Überblick

ALEXANDER HOFFMANN

#### Einleitung

Die Folgen des Klimawandels erhöhen die an Städte gestellten Anforderungen hinsichtlich Nachhaltigkeit und stellen sie vor neue Entwicklungsaufgaben. Herkömmliche „harte“ (technische) Anpassungsmaßnahmen an den Klimawandel (z. B. Flutschutzmauern) verursachen häufig hohe Kosten, zudem sind sie oft starr und inflexibel und stoßen mitunter auf ein geteiltes Echo in der Bevölkerung. Im Gegensatz dazu bieten Maßnahmen der ökosystembasierten Anpassung (englisch: Ecosystem-based adaptation - EbA) einen potenziell kosteneffizienten, umfassenden und multifunktionalen Ansatz. Die hier vorgestellte Auswertung verfügbarer Literatur von Brink und Kolleg\*innen (2016), bei der der Verfasser mitwirkte, systematisiert die bestehende Forschung zu EbA in urbanen Räumen. Die Autor\*innen stellen dabei die Nutzung von Ökosystemleistungen durch den Menschen zur Anpassung an den Klimawandel in den Mittelpunkt.

Die Nutzung von Ökosystemleistungen zum Klimaschutz und zur Anpassung an den Klimawandel wird in Forschung und Praxis zunehmend diskutiert. Allerdings findet diese Diskussion stark nach Disziplinen gegliedert statt. Disziplinübergreifende Literaturrezensionen zu EbA (z. B. Doswald et al. 2014, Sierra-Correa und Cantera Kintz 2015) haben bislang keinen Fokus auf Städte oder waren auf bestimmte Ökosysteme beschränkt. Die hier vorgestellte Auswertung von Fallbeispielen aus der Literatur wurde allerdings dadurch erschwert, dass EbA-Projekte häufig nicht als solche deklariert werden (Brink et al. 2016).

In der Auswertung wird EbA in Anlehnung an das Kaskadenmodell der Ökosystemleistungen von Haines-Young und Potschin (2010) als Zusammenwirken von fünf miteinander verbundene Komponenten verstanden: ökologischen Strukturen, ökologischen Funktionen, Vorteilen aus der Anpassung, Inwertsetzung und Praktiken des Ökosystem-Managements. Diese Definition von EbA wurde als analytischer Rahmen zur Auswertung der Fallbeispiele aus den Datenbanken Scopus und ISI Web of Knowledge verwendet. Die Fallbeispiele wurden in einem mehrstufigen Prozess ausgewählt: zunächst wurden peer-reviewte Artikel erfasst, die die Anpassung an den Klimawandel im urbanen Raum thematisieren. Die Anpassungsmaßnahmen sollten dabei auf Ökosystemleistungen zurückgreifen. Die Datenbanksuche mit verknüpften Suchbegriffen (wie z. B. „climate change adaptation“, „risk reduction“, „ecosystem service“ und verschiedenen Extremwetterereignissen wie Hochwasser oder Hitzewellen) ergab 4.040 Artikel, die nach Prüfung der Abstracts auf 256 Artikel eingeschränkt wurden. Nach Gesamtdurchsicht wurden schließlich 110 relevante Artikel aus unterschiedlichen Forschungsfeldern identifiziert, die die Anpassung an den Klimawandel durch Ökosystemleistungen in insgesamt 112 Städten weltweit untersuchten. Das Autorenkollektiv wertete die Fallbeispiele dann sowohl quantitativ-statistisch als auch mithilfe qualitativer Inhaltsanalyse aus (Brink et al. 2016).

#### Ergebnisse

Geografisch decken die Fallbeispiele vor allem Europa und den ostasiatischen Raum ab, in geringerem Umfang auch nordamerikanische Städte. Hinsichtlich der klimabedingten Gefahren kommen Untersuchungen zu Hitzewellen gefolgt von Starkregenereignissen mit Abstand am häufigsten vor. Andere Extremwetterereignisse sind nur vereinzelt analysiert worden. Dabei fällt auf, dass in Asien und Europa vor allem Hitzewellen, in Nordamerika relativ häufig Starkregenereignisse und in den Fallbeispielen aus Afrika überdurchschnittlich oft Küstenüberflutungen untersucht wurden (Brink et al. 2016).

Zu den untersuchten urbanen ökologischen Strukturen zur Verringerung klimabedingter Gefahren gehören Grünflächen, Feuchtgebiete, Bäume und Parks. Diese Strukturen sind häufig nicht genau spezifiziert, Grünflächen nehmen den relativ größten Anteil ein. Feuchtgebiete sowie Bäume und Sträucher kommen in je rund einem Viertel der Studien vor, genauer umgrenzte Strukturen wie Seen, Küsten oder begrünte Dächer nur recht selten (ebd.).

Häufig werden EbA-Maßnahmen hinsichtlich ihrer bio-geophysikalischen Leistungen ausgewertet. Die Bewertung wirtschaftlicher oder gesellschaftlicher Leistungen ist selten; sozio-politische Fragen der Umweltgerechtigkeit und Verteilung werden nur in 15 % der untersuchten Fallbeispiele thematisiert, obwohl verschiedene soziale Gruppen ungleich stark von den Anpassungen profitieren oder ihnen ausgesetzt sind und aufgrund unterschiedlicher Verteilung der Exposition verschiedene Anpassungsbedürfnisse bestehen (vgl. Wamsler 2014). Nur 6 % der untersuchten Fallbeispiele diskutieren diese Probleme detailliert (z. B. hinsichtlich sozialer Schichten, Gender oder negativer Nebenwirkungen). Zwar erwähnen 16 Artikel gesellschaftliche Indikatoren (z. B. verbesserte Gesundheit oder Wohlbefinden), aber nur drei Artikel nutzen sie zur Messung der Effektivität von EbA-Maßnahmen (ebd.).

Nur 21 % der untersuchten Fallbeispiele betrachten Fragen der Beteiligung von Stakeholdern in Forschungs- und Planungsprozessen. Grund hierfür ist u. a., dass weniger als ein Drittel der Fallbeispiele einen Anpassungsprozess untersuchen. Konsultationen der Stakeholder werden in 12 % der Studien beschrieben, partizipative Prozesse sind selten. Wenn sie vorkommen, dann am ehesten unter Einbeziehung von lokalen Behörden und Bürger\*innen. Die Akteure selbst werden selten konkret untersucht. 63 % der untersuchten Studien benennen diese nicht, und in 31 % ist es die lokale Verwaltung. Andere Akteure wie Unternehmen oder Bürger\*innen werden äußerst selten berücksichtigt (ebd.).

In den meisten untersuchten Fallbeispielen werden keine spezifischen Maßnahmen für das Management von urbanen ökologischen Strukturen genannt. Nur wenige Fallbeispiele deuten darauf hin, dass städtische EbA-Strategien in institutionelle Strukturen integriert werden. 27 % der Artikel empfehlen ein bestimmtes Management der Gebiete, insbesondere beim Hochwasserschutz (ebd.).

Für die Anwendung von EbA-Maßnahmen zur Anpassung an den Klimawandel werden nach Brink und Kolleg\*innen (2016) das Vorhandensein von Kompetenzen und Ressourcen sowie die Unterstützung durch Bürger\*innen und gesetzliche Regelungen als begünstigend bewertet. Umgekehrt ist ihr Fehlen das häufigste Hemmnis für EbA.

## **Schlussfolgerungen**

Die Ergebnisse der Auswertung legen den Schluss nahe, dass es sich bei EbA um ein fragmentiertes, jedoch schnell wachsendes Forschungsgebiet handelt. Ökosystemleistungen sollten künftig noch umfassender untersucht werden, denn bislang würden nur in 16 % der untersuchten Fallbeispiele Trade-offs und negative Konsequenzen von EbA berücksichtigt. Die fragmentierte, auch terminologisch inkonsistente Forschung im Bereich EbA bedürfe der besseren Einbeziehung von drei Elementen: verschiedene Formen von Wissen, soziale Prozesse und zukünftige Entwicklungen (ebd.).

Zum Ersten ist eine breitere Integration von verschiedenen Wissensformen geboten. Zwar trägt die bestehende große Datenmenge aus den Fallstudien zu einem besseren Verständnis des Systems „Stadt“ bei, allerdings besteht ein Mangel an systemischen Perspektiven, insbesondere solchen, die EbA in einem breiteren urbanen, sozioökonomischen und bio-geophysikalischen Kontext betrachten. In vielen Fallstudien wird bislang lediglich eine Variable (meist ein Extremwetterereignis) und nicht die Interaktion verschiedener klimabedingter Gefahren im ganzen System „Stadt“ untersucht. Brink und Kolleg\*innen (2016) empfehlen die Bewertung von EbA-Maßnahmen mit sozialwissenschaftlichen Methoden, um beispielsweise der physischen Zugänglichkeit von Grünflächen für die Bevölkerung oder der individuell unterschiedlichen Anfälligkeit für klimabedingte Gefahren nach Alter, Beruf und Einkommen Rechnung zu tragen.

Zum Zweiten bedürften normative und ethische Aspekte der EbA mehr Aufmerksamkeit: Welche Gruppen sind Gewinner und Verlierer klimabedingter Gefahren? Welche sozialen Gruppen leben in der Nähe von Parks und Grünflächen? Künftige Forschung sollte aufmerksamer im Hinblick auf den Zusammenhang zwischen EbA-Maßnahmen und Umweltgerechtigkeit sein. Dafür bedürfte es einer Systemperspektive, die die auf verschiedene Disziplinen verteilte EbA-Forschung zusammenführt. Eine Nichtbeachtung der sozialen Effekte von EbA-Maßnahmen würde Ungleichheiten und Risiken im urbanen Raum verstärken. Bei der Integration sozialer Aspekte in die Forschung sei die Partizipation der Bürger\*innen in Forschung und Praxis zu empfehlen (ebd.).

Zum Dritten sollten mögliche künftige Entwicklungen (z. B. Klimawandelpfade, sozio-demografischer Wandel, Bodenpreisentwicklung) in Zukunftsszenarien berücksichtigt werden. Es könnten gezielt neue ökologische Strukturen in Städten geschaffen werden, um die daraus resultierenden Ökosystemleistungen für EbA zu nutzen. Bislang werden nach Definition der CBD nur „sustainable management, conservation and restoration of ecosystems“ zu EbA gezählt (vgl. SCBD 2009: 41). Hier ist Raum für künftige Forschung und Ergänzung gegeben. So schlägt die Europäische Kommission (2015) das Eingreifen in und die Schaffung neuer, flexibler ökologischer Strukturen vor, möglicherweise gar in Form transportabler „grüner Wände“ zur Gestaltung von Städten.

### Danksagung

Der hier vorgestellte Artikel ist das Ergebnis eines interdisziplinären Forschungs- und Lehrprojektes unter Beteiligung des Lund University Centre for Sustainability Studies – LUCSUS (Schweden) sowie der Leuphana-Universität Lüneburg, Fakultät für Nachhaltigkeit, mit dem Methodenzentrum und dem Forschungszentrum Future of Ecosystem Services – FuturES. Das Projekt schloss 16 Dozent\*innen und Studierende aus beiden Universitäten ein, die gemeinsam die Literaturrecherche durchführten und den Artikel unter Betreuung von Forscher\*innen beider Universitäten verfassten. Die Teilnehmer von LUCSUS waren Theodor Aalders, Dóra Ádám, Alexander Hoffmann, Aude Matthey-Doret, Lucian Negrut, Lukas von Schuckmann und Sara Törnros, Doktorandin Ebba Brink und Prof. Dr. Christine Wamsler. Von der Leuphana-Universität Lüneburg beteiligten sich Yuki Henselek, Karin Ibe, Moritz Meyer, Anna-Lena Rau, Bente Riewerts, Dr. David J. Abson sowie Prof. Henrik von Wehrden. All meinen Forscherkolleg\*innen möchte ich meinen herzlichsten Dank für die gute Zusammenarbeit aussprechen sowie Prof. von Wehrden für seine Unterstützung bei der Übersetzung danken.

### Quellenverzeichnis

- Brink, E., Aalders, T., Ádám, D., Feller, R., Henselek, Y., Hoffmann, A., Ibe, K., Matthey-Doret, A., Meyer, M., Negrut, N.L., Rau, A.-L., Riewerts, B., von Schuckmann, L., Törnros, S., von Wehrden, H., Abson, D.J., Wamsler, C. (2016): Cascades of green: A review of ecosystem-based adaptation in urban areas. *Global Environmental Change* 36: 111-123. doi 10.1016/j.gloenvcha.2015.11.003
- Doswald, N., Munroe, R., Roe, D., Giuliani, A., Castelli, I., Stephens, J., Möller, I., Spencer, T., Vira, B., Reid, H. (2014): Effectiveness of ecosystem-based approaches for adaptation: review of the evidence-base. *Clim. Dev.* 6: 185-201.
- European Commission (2015): Towards an EU Research and Innovation policy agenda for Nature-Based Solutions & Re-Naturing Cities. Final Report of the Horizon 2020 Expert Group on Nature-Based Solutions and Re-Naturing Cities. Publications Office of the European Union, Luxembourg.
- Haines-Young, R., Potschin, M. (2010): The links between biodiversity, ecosystem services and human well-being. *Ecosystem Ecology, Ecological Reviews*. Cambridge University Press.

SCBD – Secretariat of the Convention on Biological Diversity (2009): Connecting biodiversity and climate change mitigation and adaptation. CBD Technical Series No. 41. Second Ad Hoc Technical Expert Group on Biodiversity and Climate Change (AHTEG), Montreal.

Sierra-Correa, P. C., Cantera Kintz, J. R. (2015): Ecosystem-based adaptation for improving coastal planning for sea-level rise: a systematic review for mangrove coasts. *Mar. Policy* 51: 385-393.

Wamsler, C. (2014): *Cities, Disaster Risk and Adaptation*. Routledge Critical Introductions to Urbanism and the City. Routledge, London.

### **Kontakt**

Alexander Hoffmann

E-Mail: [alexander.hoffmann.694@student.lu.se](mailto:alexander.hoffmann.694@student.lu.se)

## **3.2 Kommunikation, Bildung und öffentliche Wahrnehmung**

### **Nachhaltigkeit sowie Erfolgsfaktoren, Vorteile und Herausforderungen von und bei Kooperationen im Gewässerschutz zur Reduzierung des Nitratgehalts**

KATJA GÖLZ

#### **Einleitung**

Gewässer in Deutschland haben nach wie vor zu hohe Nitratwerte, wie unter anderem der Nitratbericht 2016 zeigt (BMUB und BMEL 2017). Hauptursache sind die Stickstoffeinträge durch die Landwirtschaft (BMUB und BMEL 2017; Frede und Dabbert 1998). Laut Bericht, der alle vier Jahre erscheint, verzeichnen knapp ein Drittel der Messstellen erhöhte Nitratwerte (BMUB und BMEL 2017). Erhöhte Messwerte bedeuten in diesem Fall, dass an diesen Stellen eine Nitratmenge von 50 Milligramm pro Liter oder mehr gemessen wurde. Durch die erhöhten Werte besteht eine Nährstoffübersorgung (Eutrophierung), die sich negativ auf die Böden auswirken kann. Bei einem Nährstoffüberschuss kommt es zur Versauerung von Böden, der Stickstoff im Boden kann nicht vollständig von den Pflanzen aufgenommen werden. Die Auswaschung des Überschusses führt schließlich zur Versauerung und letztendlich zur Vernichtung zahlreicher Bodenorganismen, weil diese in übersäuerten Milieus nicht mehr leben können (UBA 2009). Ferner kann Nitrat im menschlichen Körper zu Nitrit umgewandelt werden, wo es erhebliche Schäden hervorrufen kann. Insbesondere für Babys und Kleinkinder ist eine dadurch ausgelöste Methämoglobinämie („Blausucht“ = Zyanose) gefährlich (BfR 2013).

Um die Nitratwerte nachhaltig zu senken, wurden u. a. zahlreiche Kooperationen zwischen landwirtschaftlichen Betrieben und der Verwaltung bzw. Wasserversorgungsunternehmen (WVU) etabliert, um eine Win-Win-Situation für beide Parteien herzustellen: Die landwirtschaftlichen Betriebe bringen weniger Stickstoff aus, bekommen aber für eventuelle Ernteeinbußen eine Ausgleichszahlung von den WVU und haben folglich keinen finanziellen Nachteil. Durch den geringeren Stickstoffeintrag wird die Natur geschützt, was auch im Sinne der landwirtschaftlichen Betriebe ist. Den WVU hingegen entstehen geringere Kosten für die Wasseraufbereitung, wenn weniger Stickstoff im Grundwasser enthalten ist (Heinz 2004). Viele Kooperationen orientieren sich an einem Maßnahmenkatalog, der Bewirtschaftungsweisen entsprechend einer guten fachlichen Praxis beschreibt. Die Referenz für eine gute fachliche Praxis wurde vor allem in den letzten Jahrzehnten durch technische, organisatorische und biologisch-technische Fortschritte verbessert (BMUB und BMEL 2017, BMELV 2010).

Veränderte politische Rahmenbedingungen wie die Novellierung der Düngeverordnung im Frühjahr 2017, die EU-Klage gegen Deutschland im Herbst 2016 sowie der oben genannte Nitratbericht 2016 waren der Anlass, Kooperationen zwischen der Landwirtschaft und den WVU sowie der Verwaltung exemplarisch am Donauried-Hürbe-Projekt (DHP) zu untersuchen. Es soll hierbei explizit auf die Nachhaltigkeit solcher Kooperationen und den Einfluss der politischen Geschehnisse eingegangen werden. Dieser Forschungsteil, der Ende 2016 abgeschlossen wurde, stellt den Einstieg in ein übergeordnetes Promotionsprojekt dar. Das DHP wurde als exemplarischer Fall gewählt, weil das Projekt erst im Jahr 2015 etabliert wurde und ca. drei Millionen Menschen das im seinem Einzugsbereich gewonnene und aufbereitete Trinkwasser konsumieren. Es sollen insbesondere Erfolgsfaktoren und Vorteile, aber auch Herausforderungen einer solchen Kooperation dargestellt werden.

#### **Hintergrund**

##### **Kooperationen in der Landwirtschaft**

Kooperationen in der Landwirtschaft lassen sich wie folgt definieren: „Unter Kooperationen im engeren Sinn versteht man die freiwillige, vertraglich (mündlich oder schriftlich) vereinbarte Zusammenarbeit wirtschaftender Unternehmen. Kooperative Unternehmensformen lassen sich dadurch von anderen

Geschäfts- und Unternehmensformen abgrenzen, dass diese Zusammenarbeit nicht administrativ ist, sondern auf Eigeninitiative der Beteiligten beruht, auf längere Dauer angelegt ist und sich nicht auf einmalige oder sporadische Geschäftsabwicklung bezieht [...]“ (Doluschitz 2000: 3). Nach dieser Beschreibung ist die untersuchte Kooperation im DHP keine klassische Kooperation in der Landwirtschaft per definitionem. Typische Kooperationen in der Landwirtschaft sind zum Beispiel Gebäude- und Anlagengemeinschaften, Maschinen- und Arbeitsgemeinschaften sowie Betriebszweiggemeinschaften (Rentenbank 2001). Die Kooperation im DHP ist zwar auf die Eigeninitiative der Beteiligten zurückzuführen, jedoch wird sie administrativ verwaltet. Die Geschäftsabwicklung beruht eher einer gemeinsamen Vereinbarung mit Win-Win-Aspekten für beide Seiten.

### **Klage der EU-Kommission**

Nach mehrfacher Ankündigung und Verwarnung hat die Europäische Kommission im November 2016 gegen Deutschland Anklage erhoben. Der Bundesrepublik wird vorgeworfen, trotz der nach wie vor hohen Nitratwerte und der Verpflichtung zur Nachbesserung keine strengeren Richtlinien erlassen zu haben. Bereits 2014 war Deutschland aufgefordert worden, gegen die starke Verunreinigung seiner Gewässer vorzugehen. Als „Hüterin der Verträge“ ist die Europäische Kommission dazu verpflichtet, für die Einhaltung des EU-Rechts zu sorgen (EU-Kommission 2016).

### **Nitratbericht 2016**

In der europäischen Nitratrichtlinie ist vorgeschrieben, dass alle vier Jahre ein Bericht über die Umsetzung der Nitratrichtlinie vorgelegt werden muss (BMUB 1991). In dem Bericht soll dokumentiert werden, wie der „Zustand und die Entwicklung der Gewässerbelastung für Grundwasser, Oberflächen- und Küstengewässer [ist]“ (BMUB und BMEL 2017). Der aktuelle Nitratbericht aus dem Jahr 2016 beinhaltet die Messdaten aus den Jahren 2014 und 2015. Zwischen den Veröffentlichungen der letzten zwei Nitratberichte ist „der Anteil der unbelasteten oder nur gering belasteten Messstellen nur minimal gestiegen“ (BMUB und BMEL 2017). An allen Messstellen besteht ein starker anthropogener Einfluss auf das Grundwasser.

### **Novellierung der Düngeverordnung**

„Das Düngegesetz regelt im Wesentlichen die Herstellung, das Inverkehrbringen und die Anwendung von Düngemitteln“ (BMEL 2017). Auch die Düngeverordnung geht auf die gute fachliche Praxis ein, indem sie die Anforderungen präzisiert. „Der Bundesrat hat am 31. März 2017 der Novelle der Düngeverordnung zugestimmt. Sie beinhaltet schärfere Regeln zugunsten des Gewässerschutzes und der Luftreinhaltung“ (ebd.). Durch die Novellierung soll sich die Düngepraxis der landwirtschaftlichen Betriebe verbessern, was dem Gewässerschutz und der Umwelt zugute kommen soll. Weitere Änderungen betreffen z. B. die Verpflichtung zur Erstellung einer Stoffstrombilanz bei tierhaltenden Betrieben ab einer vorgegebenen Größe (ebd.).

Neben diesen Umbrüchen besteht seit dem Jahr 2000 die Wasserrahmenrichtlinie (WRRL), die die Wasserpolitik innerhalb der EU regelt. Das Hauptziel der WRRL besteht darin, einen guten Zustand der europäischen Gewässer zu gewährleisten. Hierfür müssen alle Binnengewässer wie Flüsse und Seen, aber auch das Grundwasser nachhaltig bewirtschaftet werden. Die WRRL berücksichtigt sowohl den chemischen als auch den ökologischen Zustand der Gewässer (EG 2000).

In Baden-Württemberg gilt seit 2001 die Verordnung des Umweltministeriums über Schutzbestimmungen und die Gewährung von Ausgleichsleistungen in Wasser- und Quellenschutzgebieten (Schutzgebiets- und Ausgleichs-Verordnung – SchALVO). Ihre Ziele sind der Schutz des Grundwassers, die Minimierung von Nitratreinträgen und die Vermeidung von Verunreinigungen. Auf Beantragung kann eine Ausgleichszahlung für die Verringerung der ausgebrachten Nitratmenge gewährt werden. Die finanziellen Mittel werden vom Land Baden-Württemberg zur Verfügung gestellt (MLR 2017).

## **Methodik**

### **Wasserschutzgebiet Donauried-Hürbe**

Das Gebiet befindet sich nordöstlich von Ulm in Baden-Württemberg und umfasst 502 km<sup>2</sup> (RP TÜ 2015). Das Donauried-Hürbe-Gebiet ist der Trinkwasserlieferant für die Metropolregion „Mittlerer Neckarraum“ mit drei Millionen Einwohnern. Das Gebiet erstreckt sich über zwei Landkreise (Alb-Donau-Kreis und Landkreis Heidenheim). Somit sind zwei Wasserschutzberater\*innen vom jeweiligen Landkreis für die Beratung beauftragt. Die Wasserqualität ist mit 25-35 Milligramm Nitrat pro Liter auf einem relativ guten Niveau (LW 2017). Das DHP wurde vom Land Baden-Württemberg eingerichtet, um höheren Nitratwerten vorzubeugen.

### **Methoden der Datenerhebung**

Die Daten wurden mit zwei Verfahren gewonnen. Als erstes fand eine qualitative Datenerhebung in Form leitfadengestützter Experteninterviews als Telefoninterview statt. Die Datenerhebung erfolgte nach dem Schneeball-Prinzip (Flick 2009, Patton 2015). Insgesamt konnten fünf Experten aus den Bereichen landwirtschaftlicher Beratung und der Verwaltungsebene befragt werden. Die Datenauswertung erfolgte anhand einer qualitativen Inhaltsanalyse mit induktiver Kategorienbildung (Mayring 2015). Der zweite Teil der Datenerhebung umfasste die Auswertung von Sekundärquellen. Vor allem neu erschienene Berichte wie der Nitratbericht 2016, Gesetzesänderungen wie die Novellierung der Düngeverordnung, und auch Stellungnahmen bzw. Klagen der Europäischen Kommission wurden ausgewertet, um Daten zu gewinnen.

## **Ergebnisse**

„Baden-Württemberg jammert auf sehr hohem Niveau“ – darüber sind sich die interviewten Expert\*innen einig. Die Wasserqualität im DHP sei mit durchschnittlich ca. 30 Milligramm Nitrat pro Liter auf einem sehr guten Niveau. Dieser gute Zustand soll gehalten und weiter ausgebaut werden. Laut den Expert\*innen sind die landwirtschaftlichen Betriebe hauptsächlich wegen der finanziellen Ausgleichszahlungen bereit, Kooperationen einzugehen. Allerdings muss erwähnt werden, dass sehr viele Betriebe bereits Maßnahmen für einen geringeren Nitratreintrag ergriffen haben, bevor das DHP etabliert wurde. Dafür bekommen sie nun durch das DHP einen zusätzlichen finanziellen Ausgleich. Als einen großen Erfolgsfaktor bei der konkreten Kooperation im DHP sehen die Expert\*innen die Einbeziehung der landwirtschaftlichen Betriebe bei der Entwicklung des Maßnahmenkatalogs. Die landwirtschaftlichen Betriebe sind somit aktiv dazu aufgefordert bzw. haben die Chance, den Maßnahmenkatalog weiterzuentwickeln und für dementsprechende Maßnahmen Ausgleichszahlungen zu bekommen.

Als weiterer Vorteil bei den freiwilligen Kooperationen ist die Selbstkontrolle zu nennen, die unter den landwirtschaftlichen Betrieben erfolgt. Dieses Instrument sei sehr wirksam, da die landwirtschaftlichen Betriebe dadurch einem gewissen Gruppendruck ausgesetzt seien und vermehrt auf die Einhaltung einer guten fachlichen Praxis achten würden (Heinz 2008).

Eine große Herausforderung besteht in den Organisationsstrukturen, die im DHP vorherrschen. So sind jeweils zwei Regierungspräsidien (Tübingen und Stuttgart) sowie zwei Landkreise (Alb-Donau-Kreis und Landkreis Heidenheim) bei der Verwaltung involviert, weil sich das Donauried-Hürbe-Gebiet über diese Grenzen erstreckt.

Für den Schutz der Biodiversität können Kooperationen ein geeignetes Instrument sein. Die Vereinigung der Interessen der landwirtschaftlichen Betriebe, WVU und der Verwaltung könnte zu einer geringeren Menge an ausgebrachtem Nitrat und somit zur langfristigen Senkung des Nitratgehalts im Grundwasser führen.

Rechtliche Vorgabe der EU ist, dass Gewässer geschützt und weitestgehend frei von zu hohen Nitratreinträgen gehalten werden müssen. Mit den Kooperationen und mit strikteren Reglementierungen

soll ein Beitrag zur Erhaltung der biologischen Vielfalt geleistet werden, denn verringerte Nitrateinträge tragen zur Erreichung der Ziele des Übereinkommens über die biologische Vielfalt (CBD) bei.

### Ausblick

Die durchgeführten Untersuchungen für das übergeordnete Promotionsvorhaben haben gezeigt, dass im exemplarisch untersuchten DHP eine erfolgreiche Kooperation im Gewässerschutz möglich ist, um langfristig die Nitratwerte zu senken bzw. auf einem guten Niveau zu halten. Jedoch können nach den vorliegenden Messdaten keine deutlichen Reduktionen für die letzten Jahre beobachtet werden. Es stellt sich deswegen die Frage, ob es neben den freiwilligen Kooperationen besser geeignete Instrumente gibt, die zur nachhaltigen Senkung der Nitrateinträge führen könnten. Der drohende Anstieg der Wasserpreise aufgrund des höheren Aufwands der Wasseraufbereitung wegen der hohen Nitratwerte im Grundwasser könnte dazu führen, dass der Themenbereich Trinkwasser und Nitrat zukünftig an Bedeutung und Aufmerksamkeit gewinnt.

### Quellenverzeichnis

- BfR – Bundesinstitut für Risikobewertung (2013): Fragen und Antworten zu Nitrat in Lebensmitteln. – Online, URL: <http://www.bfr.bund.de/cm/343/fragen-und-antworten-zu-nitrat-und-nitrit-in-lebensmitteln.pdf> [Zugriff: 15.11.2017].
- BMEL – Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft (2017): Webseite. Novelle der Düngverordnung: Düngen nach guter fachlicher Praxis. – Online, URL: <https://www.bmel.de/DE/Landwirtschaft/Pflanzenbau/Ackerbau/Texte/Duengung.html> [Zugriff: 25.07.2017].
- BMELV – Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz (Hg.) (2010): Gute fachliche Praxis im Pflanzenschutz. Grundsätze für die Durchführung. Bonn.
- BMUB – Bundesministerium für Umwelt, Bau und Reaktorsicherheit (1991): Nitratrichtlinie 1991, 91/676/EWG. – Online, URL: <http://www.bmub.bund.de/themen/wasser-abfall-boden/binnengewasser/detailseite-binnengewasser/artikel/nitratrichtlinie-1991/> [Zugriff: 19.06.2017].
- BMUB / BMEL – Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit / Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft (Hg.) (2017): Nitratbericht 2016. Gemeinsamer Bericht der Bundesministerien für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit sowie für Ernährung und Landwirtschaft.
- Doluschitz, R. (2000): Kooperationen in der Landwirtschaft. Hohenheimer Beiträge zur Agrarinformatik und Unternehmensführung, Band 2.
- EG – Europäische Gemeinschaften (2000): Beschluss des Europäischen Parlaments und des Rates über die Richtlinie 2000/60/EG vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik. ABI. Nr. L 327 vom 22.12.2000: 0001-0015. – Online, URL: [http://eur-lex.europa.eu/resource.html?uri=cellar:5c835afb-2ec6-4577-bdf8-756d3d694eeb.0003.02/DOC\\_1&format=PDF](http://eur-lex.europa.eu/resource.html?uri=cellar:5c835afb-2ec6-4577-bdf8-756d3d694eeb.0003.02/DOC_1&format=PDF) [Zugriff: 29.10.2017].
- EU-Kommission (Hg.) (2016): Nitratbelastung in Gewässern: EU-Kommission verklagt Deutschland. – Online, URL: [https://ec.europa.eu/germany/news/nitratbelastung-gew%C3%A4ssern-eu-kommission-verklagt-deutschland\\_de](https://ec.europa.eu/germany/news/nitratbelastung-gew%C3%A4ssern-eu-kommission-verklagt-deutschland_de) [Zugriff: 19.06.2017].
- Flick, U. (2009): Sozialforschung. Methoden und Anwendungen: ein Überblick für die BA-Studiengänge. 3. Auflage. Reinbek bei Hamburg: Rowohlt Taschenbuch Verlag (Rororo Rowohlt's Enzyklopädie, 55702).

- Frede, H.-G., Dabbert, S. (Hg.) (1998): Handbuch zum Gewässerschutz in der Landwirtschaft. Landsberg: ecomed.
- Heinz, I. (2004): Kooperationen zwischen Wasserversorgungsunternehmen und Landwirten - Eine EU-weite Analyse. GWF Wasser Abwasser 145 (4): 263-267.
- Heinz, I. (2008): Co-operative agreements and the EU Water Framework Directive in conjunction with the Common Agricultural Policy. Hydrology and Earth System Sciences Discussions, European Geosciences Union 12 (3): 715-726.
- LW – Zweckverband Landeswasserversorgung (Hg.) (2017): Nitratkonzentrationen der Fassungen im Donauried mit den aktuellen Monatsmittelwerten.
- Mayring, P. (2015): Qualitative Inhaltsanalyse. Grundlagen und Techniken. 12., überarb. Aufl. Weinheim: Beltz (Beltz Pädagogik).
- MLR – Ministerium für Ländlichen Raum und Verbraucherschutz Baden-Württemberg (Hg.) (2017): Schutzgebiets- und Ausgleichsverordnung (SchALVO). – Online, URL: [http://www.foerderung.landwirtschaft-bw.de/pb/,Lde/Startseite/Foerderungswegweiser/Schutzgebiets\\_+und+Ausgleichsverordnung+ SchALVO\\_+fuer+Wasserschutzgebiete](http://www.foerderung.landwirtschaft-bw.de/pb/,Lde/Startseite/Foerderungswegweiser/Schutzgebiets_+und+Ausgleichsverordnung+ SchALVO_+fuer+Wasserschutzgebiete) [Zugriff: 19.06.2017].
- Patton, M. Q. (2015): Qualitative research and evaluation methods. Integrating theory and practice. Fourth edition. Los Angeles, London, New Delhi, Singapore, Washington DC: SAGE.
- Rentenbank (Hg.) (2001): Betriebsgesellschaften in der Landwirtschaft. Chancen und Grenzen im Strukturwandel. Frankfurt am Main (Schriftenreihe, Band 15).
- RP Tü – Regierungspräsidium Tübingen (2015): Rechtsverordnung zum Schutz des Grundwassers im Einzugsgebiet der Grundwassererfassung des Zweckverbands Landeswasserversorgung im Donauried und im Hürbetal (Wasserschutzgebiet Donauried-Hürbe).
- UBA – Umweltbundesamt (Hg.) (2009): Integrierte Strategie zur Minderung von Stickstoffemissionen. Dessau-Roßlau.

## **Kontakt**

Katja Gölz  
Universität Hohenheim  
Schloss 1C (Museumsflügel)  
70593 Stuttgart  
E-Mail: [katja.goelz@uni-hohenheim.de](mailto:katja.goelz@uni-hohenheim.de)

## **Raum für Vielfalt - Online Weiterbildungsangebot zum Thema Biodiversität in der Agrarlandschaft**

MICHAEL RUDNER

### **Zielsetzung**

Das Weiterbildungsprojekt „Raum für Vielfalt“ zielt darauf ab, das Wissen zu den Randbedingungen der biologischen Vielfalt in der Agrarlandschaft zu verbreiten und so dazu beizutragen, die Vielfalt zu erhalten oder zu steigern. Mit Online-Lernmodulen sollen verschiedene Aspekte der Landbewirtschaftung mit Einfluss auf die biologische Vielfalt behandelt werden. Das Projekt wendet sich an alle, die mit der Bewirtschaftung und Gestaltung der Landschaft zu tun haben, also in erster Linie an Landwirte, Kommunen, Planer und Regionalvermarkter, und wird gefördert durch den Europäischen Sozialfonds (vhb-ESF) und durch das Bayerische Staatsministerium für Bildung und Wissenschaft.

### **Biologische Vielfalt**

Die biologische Vielfalt wird innerhalb des Projekts entsprechend dem Übereinkommen über die biologische Vielfalt (CBD) als genetische Vielfalt (Vielfalt innerhalb der Arten), Artenvielfalt (Vielfalt zwischen den Arten) und als Lebensraumvielfalt betrachtet (SCBD 2005). Dabei werden sowohl wildlebende Arten als auch Kulturarten und -sorten oder Nutztierassen einbezogen. Die räumliche Skala der Betrachtung reicht von einem kleineren Landschaftsausschnitt (2 ha) bis zu einem mittleren landwirtschaftlichen Vollerwerbsbetrieb in Mittelfranken (ca. 80 ha).

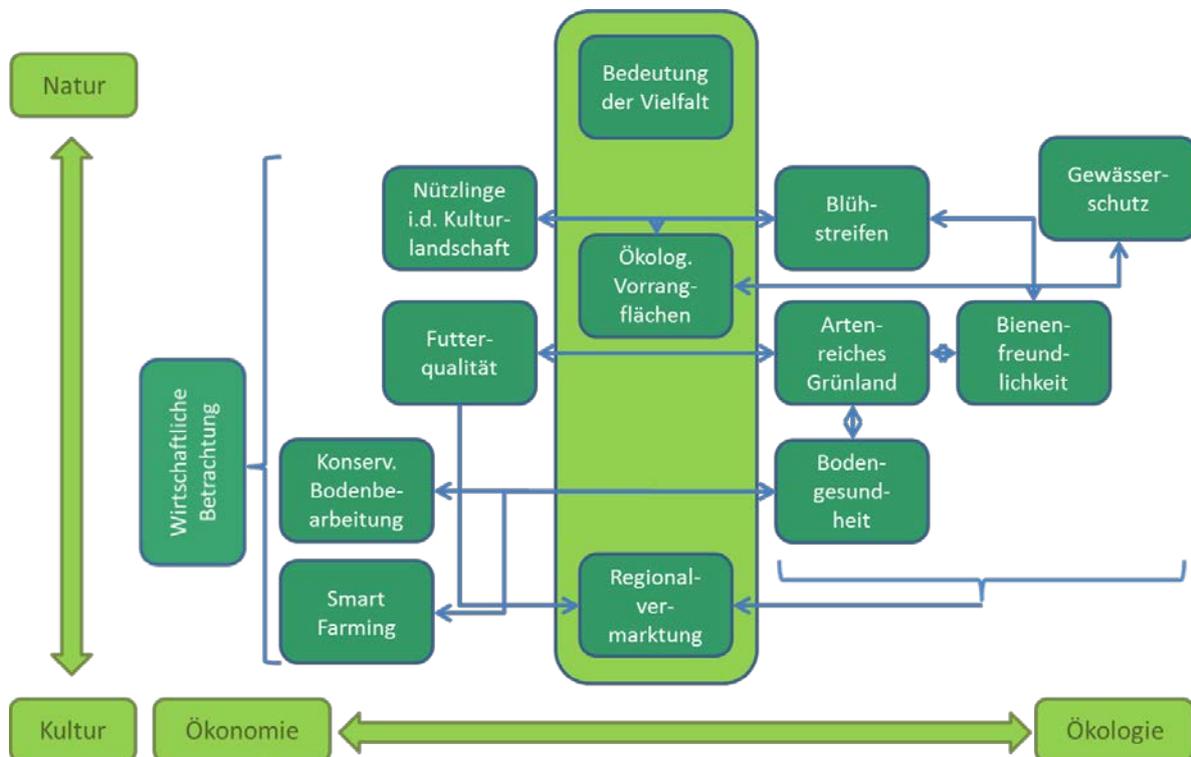
### **Motivation**

Die Agrarlandschaft verzeichnet seit langer Zeit dramatische Verluste von Arten, die an Äcker gebunden sind (Meyer 2016, Meyer et al. 2013). Auch das Grünland hat in den vergangenen Jahrzehnten aufgrund von Intensivierung an Vielfalt eingebüßt. Ein großes Problem stellt der immer noch fortschreitende Rückgang von Grünland dar (BSELF 2015, BfN 2014, Leuschner et al. 2014). Die biologische Vielfalt ist auf weniger intensiv genutzten Bereichen und zeitweilig aus der Nutzung genommenen Bereichen höher (Araujo et al. 2015, Waldhardt et al. 2004). Nur selten gemähte Kleinstrukturen beherbergen eine Vielzahl der Arten der Magerrasen, die in der Fläche stark abgenommen haben. Allerdings ist die Artenzusammensetzung stark durch die Nachbarflächen beeinflusst (Glunk und Rudner 2010).

In den letzten Jahren sind bereits Anstrengungen zu beobachten, die Artenvielfalt zu stärken (BSELF 2015). Vielfach sind in der Landschaft Brachflächen zu finden, die mit Blümmischungen angesät eine Weile Lebensraum für einige Insektenarten bieten. Von einem Jahr aufs andere liegt an dieser Stelle wieder ein Acker und die nächste blütenreiche Fläche ist weit entfernt. Um Ansätze zur Steigerung der Biodiversität in der Landschaft zu verstetigen und zu erreichen, dass die ergriffenen Maßnahmen dauerhafte Wirkung zeigen, wurde das hier vorgestellte Weiterbildungsprojekt entwickelt.

Landwirtschaftliche Betriebe müssen einen gewissen Anteil an ökologischen Vorrangflächen nachweisen, um die Flächenförderung zu erhalten. Das Projekt soll die nötigen Informationen liefern, um eine möglichst wirksame Anordnung und Gestaltung der Vorrangflächen zu erreichen. Die Wasserrahmenrichtlinie fordert Randstreifen für Oberflächengewässer und eine bestimmte Qualität der Gewässer. Kommunen und Gebietskörperschaften sind hier gezwungen zu handeln. Auch an dieser Stelle soll mit Hilfe der Lernmodule ein breiteres Verständnis für relevante ökologische Zusammenhänge geschaffen werden, um mit den umzusetzenden Maßnahmen möglichst viel für die biologische Vielfalt erreichen zu können. Weiterhin haben Kommunen mit dem Ökokonto die Möglichkeit, Flächen zu entwickeln und bei positiver Entwicklung auch eine Verzinsung zu erhalten, so dass auch hier eine passende Motivation zur Nutzung der Weiterbildungsmodule vorliegt. Regionalvermarkter als weitere Zielgruppe führen als wichtiges Verkaufsargument die Erhaltung einer intakten Landschaft mit im

Schild. Da vielfältig strukturierte Landschaften eher als intakt wahrgenommen werden, wird auch diese Gruppe vom Weiterbildungsprojekt angesprochen. Der Agrarreport des Bundesamtes für Naturschutz (2017) zeigt, dass die Notwendigkeit besteht, Weiterbildungsmöglichkeiten anzubieten, um dem Artenrückgang in der Fläche zu begegnen.



**Abb. 1: Vernetzung der Module im Spannungsfeld Ökonomie-Ökologie und Natur-Kultur**

### Team

Im Projekt Raum für Vielfalt arbeiten Ökologen (Limnologie, Mikrobiologie, Tierökologie, Vegetationskunde), Landwirte (Bodenkunde, Agrartechnik, Tierernährung, Pflanzenbau) und Betriebswirte (Regionalvermarktung, Betriebskostenrechnung) zusammen. Der interdisziplinäre Ansatz des Projekts führt zu Lernmodulen, die die Lebenswirklichkeit der Landwirte einbeziehen und so eine hohe Akzeptanz bei der Zielgruppe erreichen.

### Modulreihe

Die Modulreihe bildet eine Reihe von Themen im Spannungsfeld Ökologie vs. Ökonomie und Natur vs. Kultur ab (Abb. 1). Die Themen Bedeutung der Vielfalt, Ökologische Vorrangflächen und Regionalvermarktung stehen im Zentrum, da von ihnen die Motivation ausgeht, die Vielfalt in der Agrarlandschaft zu stärken. Die Module sind inhaltlich miteinander verbunden und werden entsprechend miteinander verlinkt. Um die inhaltliche Struktur des Weiterbildungsangebots klarer darzustellen, werden zu einigen Modulen ein Teil der behandelten Themen dargestellt (Tab. 1).

So fördern beispielsweise die Blühstreifen die Bienenfreundlichkeit, bieten Raum für Nützlige und zählen bei den ökologischen Vorrangflächen mit. Artenreiches Grünland ist ebenfalls bienenfreundlich, und kann unterschiedliche Auswirkungen auf die Futterqualität haben je nachdem, welche Arten hinzukommen (Donath et al. 2015).

Die Module sind auf eine Bearbeitungszeit von etwa 30 Minuten ausgerichtet. Sie haben eine einheitliche Struktur und beinhalten interaktive Aufgaben. Die wirtschaftlichen Aspekte der Maßnahmen zur Förderung der biologischen Vielfalt werden in einem eigenen Modul abgehandelt. Zugleich werden in

den anderen Modulen die wirtschaftlichen Randbedingungen anhand eines Beispielbetriebs mit dargestellt. Dies soll den Landwirten veranschaulichen, welche Kosten mit den Aufwendungen zu Gunsten der Biodiversität verbunden sind (vgl. Bucerius et al. 2006, Hampicke 2014).

**Tab. 1: Themen einiger Module**

<b>Modul</b>	<b>Thema</b>	<b>Ansatz</b>
Bedeutung der Biodiversität	Bedeutung	Gesellschaftliche Relevanz Bedeutung für den landwirtschaftlichen Betrieb
	Bedrohung	Landnutzungswandel
	Vergleich von zwei Landschaften	Interaktive Grafik Lebensraumvielfalt, Artenvielfalt
Gewässerschutz	Gewässerrandstreifen, Uferstreifen	Eintrag von Nähr- und Schadstoffen ins Gewässer (Pfade)
	Nutzungsmöglichkeiten	Ufergehölze, Hochstauden
	Sedimenteintrag	Erosionsgefährdung, Landnutzung
Nützlingle in der Kulturlandschaft	Kleinsäuger	Leistung für Eindämmen von Schadorganismen Notwendige Strukturen
Ökologische Vorrangflächen	Spektrum	Mehr oder weniger wertvolle Flächen bzw. Lebensräume
	Akteure	Bewirtschafter, Naturschutz, Landeigentümer
Blühstreifen	Einpassung in landwirtschaftlichen oder kommunalen Betrieb	Bezug zu ökologischen Vorrangflächen Hinweise auf Förderprogramme
	Artenmischungen	Mehrfährige, einjährige Arten Unkrautproblematik
Futterqualität	Eignung des Grünlandes	Silieren, Heugewinnung
	Grünlandextensivierung	Düngung, Erntezeitpunkt, Erntemenge, Proteingehalt
Konservierende Bodenbearbeitung	Positive Auswirkungen	Bodenleben
	Problematische Aspekte	Herbizideinsatz Toleranz für Beikräuter
Smart Farming	Verständnis	Aktuelle Entwicklungen Relevanz für Biodiversität
	Schadschwellen	Kleinräumige Anwendung
Regionalvermarktung	Wertschöpfungskette	Regionaler Anteil
	Produktionsstandards	Tierwohl, Produktqualität
	Politischer Rahmen	Fördermöglichkeiten

Nach Abschluss der Modulsequenz haben die Nutzerinnen und Nutzer die Möglichkeit, in einer virtuellen Landschaft Maßnahmen zur Förderung der biologischen Vielfalt zu ergreifen. Die Auswertung zeigt, wie gut das Potenzial der Landschaft zu den verschiedenen Aspekten der biologischen Vielfalt genutzt wurde und wie stark sich der Aufwand der Landnutzung erhöhen würde.

Das Online-Weiterbildungsangebot „Raum für Vielfalt“ wird über die Homepage der Hochschule Weihenstephan-Triesdorf angeboten. Der Probetrieb wird im Sommer 2018 starten.

## Quellenverzeichnis

- Araujo, W.S. de, Tschartke, T., Almeida-Neto, M. (2015): Global effects of land use intensity on the impoverishment of insect herbivore assemblages. *Biodivers. Conserv.* 24: 271-285.
- Bayerisches Staatsministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten (Hg.) (2015): Bayerischer Agrarbericht 2014. – Online, URL: <http://www.agrarbericht-2014.bayern.de/landwirtschaft-laendliche-entwicklung/naturschutz-und-biodiversitaet.html> [Zugriff: 14.4.2015].
- Bucerius, M., Fuß, R., Steinhoff, J., Heidler, M., Krämer, P., Haubensack, C., Rudner, M., Kleyer, M. (2006): Demonstrationsmodul für ein Landschaftsmodell im Landkreis Haßberge in Unterfranken – Methodenentwicklung und -erprobung zur Optimierung des Pflegemanagements. *Naturschutz und Landschaftsplanung* 38 (9): 276-281.
- BfN – Bundesamt für Naturschutz (Hg.) (2017): Agrar-Report: Biologische Vielfalt in der Agrarlandschaft. – Online, URL: [http://www.bfn.de/fileadmin/BfN/landwirtschaft/Dokumente/BfN-Agrar-Report\\_2017.pdf](http://www.bfn.de/fileadmin/BfN/landwirtschaft/Dokumente/BfN-Agrar-Report_2017.pdf) [Zugriff: 10.8.2017].
- BfN – Bundesamt für Naturschutz (Hg.) (2014): Grünland-Report: Alles im Grünen Bereich? Internetdokument: – Online, URL: [http://www.bfn.de/fileadmin/MDB/documents/presse/2014/PK\\_Gruenlandpapier\\_30.06.2014\\_final\\_layout\\_barrierefrei.pdf](http://www.bfn.de/fileadmin/MDB/documents/presse/2014/PK_Gruenlandpapier_30.06.2014_final_layout_barrierefrei.pdf) [Zugriff: 10.8.2017].
- Donath, T. W., Schmiede, R., Otte, A. (2015): Alluvial grasslands along the northern upper Rhine – nature conservation value vs. agricultural value under non-intensive management. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 200: 102–109.
- Glunk, V., Rudner, M. (2010): Zur Vegetation von Kleinstrukturen im Mittleren Schwarzwald und deren Eignung als Refugium für Arten der Magerweiden. *Tuexenia* 30: 149-168.
- Hampicke, U. (2014): Kosten des Biodiversitätsschutzes in Agrarlandschaften – wichtige Beispiele. *Natur und Landschaft* 89: 442-447.
- Leuschner, C., Krause, B., Meyer, S., Bartels, M. (2014): Strukturwandel im Acker- und Grünland Niedersachsens und Schleswig-Holsteins seit 1950. *Natur und Landschaft* 89: 386-391.
- Meyer, S. (2016): Naturschutz in der Agrarlandschaft – Status quo und Schutzstrategien zur Förderung der Phytodiversität auf Ackerflächen. In: Korn, H., Bockmühl, K. (Hg.): Treffpunkt Biologische Vielfalt XV, Aktuelle Forschung im Rahmen des Übereinkommens über die biologische Vielfalt. BfN-Skripten 436: 17-22.
- Meyer, S., Wesche, K., Krause, B. et al. (2013): Dramatic losses of specialist arable plants in Central Germany since the 1950s/60s - a cross-regional analysis. *Divers. Distrib.* 19 (9): 1175-1187.
- SCBD – Secretariat of the Convention on Biological Diversity (Hg.) (2005): Handbook of the Convention on Biological Diversity including its Cartagena Protocol on Biosafety. – Online, URL: <https://www.cbd.int/doc/handbook/cbd-hb-all-en.pdf> [Zugriff: 28.11.2017].
- Waldhardt, R., Simmering, D., Otte, A. (2004): Estimation and prediction of plant species richness in a mosaic landscape. *Landscape Ecology* 19: 211–226.

## Kontakt

Dr. Michael Rudner  
Hochschule Weihenstephan-Triesdorf  
Markgrafenstr. 16  
91746 Weidenbach  
E-Mail: [michael.rudner@hswt.de](mailto:michael.rudner@hswt.de)

## **Konzeptuelles Wissen angehender Lehrkräfte für Bildung für Nachhaltige Entwicklung**

LISA RICHTER-BEUSCHEL, CHRISTINE DERKSEN, SUSANNE BÖGEHOLZ

### **Einleitung**

Bildung für Nachhaltige Entwicklung (BNE) wird „[...] international immer stärker als wesentlicher Bestandteil einer qualitätsorientierten Bildung und als Schlüsselfaktor für eine nachhaltige Entwicklung anerkannt“ (DUK 2014: 9). Spätestens seit Verabschiedung des Übereinkommens über die biologische Vielfalt (Convention on Biological Diversity – CBD) 1992 soll laut Artikel 13 Biodiversität verbindlich in Bildungsprogramme integriert werden. Dabei spielt schulische Bildung eine zentrale Rolle. Bisherige Bildungsinitiativen wie das BLK-Programm „21“ und „Transfer-21“ fokussierten auf eine stärkere Verankerung von BNE in der schulischen Regelpraxis. Dazu wurde seitens der Wissenschaft mit ausgewählten Lehrkräften zusammengearbeitet, um beispielsweise Konzepte über Unterrichtseinheiten umzusetzen sowie BNE-Materialien zu entwickeln, zu erproben und zu verbreiten. Erklärtes Ziel war es, 10 % aller Schulen zu erreichen (Programm Transfer-21). Weder erreichte das BLK21 noch das Transfer-21 den Großteil der Schulen und Lehrkräfte in Deutschland, noch fand das BLK21 Einzug in die Lehrerbildung, da vornehmlich nur in das Programm involvierte Bildungswissenschaftler\*innen die innovativen Konzepte breit in der Lehre implementierten.

Welche Herausforderungen ein interdisziplinäres Unterrichten von BNE beinhaltet bzw. welche Schwierigkeiten für Lehrkräfte mit dem Unterrichten von BNE verbunden sind, wurde auch jenseits des BLK21 sichtbar (Gayford 2000, Koch et al. 2013, Summers et al. 2000). Auch knapp 20 Jahre nach Einführung des BLK21 besteht bei der unterrichtsfachbezogenen Lehrerbildung der Fachdidaktiken weiterhin Handlungsbedarf. Dabei wurde der „Kompetenzaufbau bei Lehrenden und Multiplikatoren“ im Weltaktionsprogramm „Bildung für nachhaltige Entwicklung“ der UNESCO (2015-2019) als eines der fünf prioritären Handlungsfelder deklariert (DUK 2014). Multiplikator\*innen für BNE sollten Wissen über ökologische, sozio-ökonomische und institutionelle Faktoren besitzen, die eine nachhaltige Entwicklung beeinflussen können (Koch 2012, DUK 2014). Bislang ist ein derart umfassendes Konzept von BNE noch nicht hinreichend in der Lehramtsausbildung verankert (Siegmond und Jahn 2014). Eine entsprechende Ausbildung von Lehrkräften ist jedoch zentral für die Umsetzung von BNE.

Zur Verbesserung der Lehrerbildung startete 2016 die Qualitätsinitiative Lehrerbildung des Bundes. Zahlreiche Projekte an unterschiedlichen Hochschulstandorten beschäftigen sich mit der Entwicklung von Konzepten zur stärkeren Einbindung von BNE in die Hochschullehre. Das Göttinger Projekt „Schlözer Programm Lehrerbildung“ (SPL) bietet Lehramtsstudierenden seit dem Sommersemester 2017 die Möglichkeit, mittels eines Zertifikatstudiums zum fächerübergreifenden Unterrichten eine Zusatzqualifikation im Bereich BNE zu erlangen. Berichtet wird über ein Vorhaben im SPL, in dem ein Messinstrument für eine Ermittlung von Lernausgangslagen zu interdisziplinärem Wissen für eine Gestaltung von nachhaltigen Entwicklungen sowie zur Evaluation der BNE-Zusatzqualifikation entwickelt wird.

### **Biodiversität in der Lehrerbildung**

Für eine nachhaltige Entwicklung spielt die Erhaltung der biologischen Vielfalt eine zentrale Rolle (TEEB 2015). Bisherige Studien lassen den Schluss zu, dass die Komplexität von Themen nachhaltiger Entwicklung, bei denen ökologische, ökonomische und soziale Dimensionen zu berücksichtigen sind, Studierende überfordern kann (Fiebelkorn und Menzel 2013, Gayford 2000, Koch et al. 2013). Konzeptuelles Wissen gilt dabei als Grundlage für das Verständnis fachspezifischer Inhalte und kann sowohl explizit als auch implizit bestehen. Nach de Jong und Ferguson-Hessler (1996) ist konzeptuelles Wissen statisches Wissen zu Fakten, Begriffen und Prinzipien, welches als „knowledge-in-use“

angewendet werden kann. Derart anwendbares Wissen ist erforderlich, um Lösungsstrategien zu Umweltproblemen beurteilen und damit Entscheidungen im Sinne einer nachhaltigen Entwicklung treffen zu können. Die angestrebte Messinstrumententwicklung nimmt insgesamt situationales, konzeptuelles und prozedurales Wissen in den Blick (vgl. Koch et al. 2013).

### Bienensterben als fachdidaktisch aufbereiteter Bildungskontext für eine Messinstrumententwicklung

Ein BNE relevantes Themenfeld für die Lehrerbildung ist eine „nachhaltige Landnutzung in Deutschland“. Aus dem Themenfeld wurden für die gesamte Messinstrumententwicklung Biodiversität und Klimawandel – zwei zentrale Probleme des globalen Wandels (TEEB 2015) – als Kontexte für die Aufgabenentwicklung aufbereitet. Zur exemplarischen Erfassung des konzeptuellen Wissens hinsichtlich der Biodiversität, dem sich der vorliegende Beitrag spezifisch widmet, wurde das Bienensterben ausgewählt.

Weltweit sind 35 % der Nahrungsmittelproduktion von Bestäubern abhängig (Haefeker 2010). Insgesamt 80 % der Nutz- und Wildpflanzen werden von Bienen bestäubt (Potts et al. 2010). Die Bestäubung ist damit eine zentrale Ökosystemdienstleistung. In Deutschland gehen sowohl die Anzahl der Honigbienenstöcke als auch die Anzahl der ca. 560 Arten von Wildbienen zurück. Ein Grund dafür liegt vor allem in der intensiven Landwirtschaft (z. B. Monokulturen, Pestizid-Einsatz) (Tscharntke et al. 2005). Zudem wirken sich Änderungen in der Gemeinsamen Agrarpolitik der EU auf die Bienenbestände aus.

Die komplexe Umweltproblemsituation des Bienensterbens wurde anhand eines fachdidaktischen Rahmenmodells rekonstruiert (Gausmann et al. 2010). Das Modell stellt den Zusammenhang zwischen Ökologie, Ökonomie und Sozialem heraus und differenziert dabei zwischen verschiedenen sozialen Gruppen, die sich gegenseitig beeinflussen (Bögeholz 2011). Angewandt auf das Bienensterben ergeben sich die in Abbildung 1 ausgewiesenen zentralen Aspekte und Zusammenhänge. Dargestellt werden die Beziehungen zwischen Obstbauern/Imkern, Landwirten mit Maisanbau und Saatgutherstellern sowie die daraus resultierenden Konflikte.

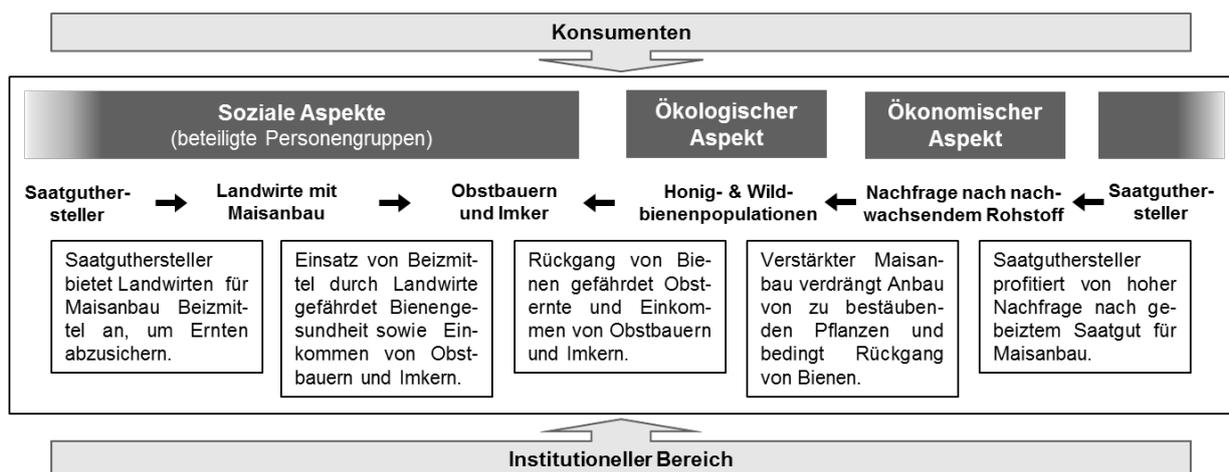


Abb. 1: Rekonstruktion der Umweltproblemsituation Bienensterben

Alle in Abbildung 1 ausgewiesenen Verbindungen zwischen den verschiedenen BNE relevanten Aspekten werden in einer Situationsbeschreibung thematisiert. Diese Situationsbeschreibung zum Bienensterben wurde als Informationstext für eine Fragebogenstudie aufbereitet, die Multiple-Choice-Aufgaben (MC-Aufgaben) enthält. Die Aufgaben lassen sich nur unter Einbringen von zusätzlichem, konzeptuellem Wissen zum Informationstext richtig beantworten. Neben Fakten zu Wild- und Honigbienen

steht ein Gespräch zwischen einem Obstbauern (Nebenerwerb Imkerei) mit einem benachbarten Landwirt mit Maisanbau im Vordergrund. Anlass für das Gespräch ist das Sterben zahlreicher Honigbienenstöcke des Obstbauern, das vermutlich durch den Einsatz gebeizten Maissaatgutes verursacht wurde.

Die Entwicklung des quantitativen Messinstrumentes erfolgt angelehnt an die Vorgehensweise von Koch (2012). Während jedoch Koch das Wissen zu nachhaltiger Entwicklung bei indonesischen Studierenden anhand von für Indonesien relevanten Bildungskontexten erfasste, werden in diesem Vorhaben für Deutschland bedeutsame Bildungskontexte – wie das Bienensterben – ins Zentrum der Aufgabenentwicklung gestellt. Operationalisiert wird das Wissen nach de Jong und Ferguson-Hessler (1996; vgl. auch Koch et al. 2013). Erste Entwürfe von Aufgaben werden bei der Messinstrumententwicklung über eine Studie Lauten Denkens evaluiert (Ericsson und Simon 1993).

Gegenstand dieses Beitrages ist es, über eine qualitative Vortestung von MC-Aufgaben in einer Studie Lauten Denkens zu berichten, die Evidenzen zu Aufgaben zum konzeptuellen Wissen zur Biodiversität für eine Weiterentwicklung eines quantitativen Messinstrumentes liefert. Neben der qualitativen Validierung der Aufgaben liegen erste inhaltliche Informationen über Lernausgangslagen im Erkenntnisinteresse, die konzeptuelles Wissen von Lehramtsstudierenden zum Thema Biodiversität betreffen.

### Stichprobe der Studie Lauten Denkens

Die Studie wurde mit zehn Testpersonen der Universität Göttingen durchgeführt. Die Testpersonen verfügen über unterschiedliche Fächerkombinationen für das Lehramt am Gymnasium und belegen jeweils mindestens ein für BNE relevantes Fach (Politik-Wirtschaft oder Biologie; s. Tab. 1a / b). Die Testpersonen befinden sich in unterschiedlichen Ausbildungsabschnitten. Fünf Testpersonen studieren derzeit noch (2-Fächer-Bachelor oder Master of Education). Die anderen fünf Testpersonen haben ihr Studium bereits absolviert und sind im Referendariat bzw. beginnen dieses in Kürze (A-MoE) oder sind in der Wissenschaft im Bereich der Lehrerbildung tätig (Promovierende).

**Tab. 1a: Testpersonen mit Fach Politik-Wirtschaft**

(2-Fä-Ba=2-Fächer Bachelor, MoE= Master of Education, A-MoE=Abgeschlossener MoE)

Test-person	2. Unterrichts-fach	Ausbildungs- abschnitt
Maria	Englisch	MoE
Sarah	Französisch	A-MoE
Lukas	Englisch	Promotion

**Tab. 1b: Testpersonen mit Fach Biologie**

Test-person	2. Unterrichts-fach	Ausbildungs- abschnitt
Luisa	Chemie	2-Fä-Ba
Jana	Spanisch	MoE
Christian	Latein	MoE
Angelika	Deutsch	MoE
Christina	Mathematik	A-MoE
Anna	Englisch	Referendariat
Daniel	Latein	Promotion

### Aufgabenmaterial beim Lauten Denken sowie Studiendurchführung und -auswertung

Anknüpfend an die realweltliche Problembeschreibung zum Bienensterben wurden zehn MC-Aufgaben (je ein Attraktor und drei Distraktoren) zur Erfassung des konzeptuellen Wissens zu Biodiversität entwickelt. Dabei stammen fünf Aufgaben aus dem ökologischen, zwei aus dem sozio-ökonomischen und drei aus dem institutionellen Bereich (in den Analysen in der Folge zusammengefasst als sozio-ökonomisch bzw. institutioneller Bereich).

In der Studie Lauten Denkens wurden die Testpersonen aufgefordert, bei jeder der vier Antwortmöglichkeiten aller Aufgaben zu begründen, warum sie diese auswählen bzw. ablehnen. Das Laute Denken zu den konzeptuellen Wissensaufgaben wurde jeweils als Audiodatei aufgezeichnet und anschließend transkribiert sowie redigiert. Die Auswertung erfolgte in Anlehnung an die Qualitative Inhaltsanalyse nach Mayring (2010). Es wurde ein Codier-Leitfaden mit Regeln zur Codierung und Ankerbeispielen entwickelt (Mayring 2010). Das Codier-System weist verschiedene Kategorien zur Eignung von Aufgaben bzw. Überarbeitungserfordernissen für Aufgaben aus. Es wurden die in Tabelle 2 angeführten Kategorien gebildet.

**Tab. 2: Kategorien zur Prüfung der Attraktoren und Distraktoren der entwickelten MC-Aufgaben**

Kategorie	Bezeichnung
Attraktor / Distraktor korrekt identifiziert und begründet	A1 / D1
Attraktor / Distraktor korrekt identifiziert	A2 / D2
Attraktor / Distraktor korrekt geraten	A3 / D3
Attraktor / Distraktor nicht identifiziert	A4 / D4
Distraktor als nicht sinnvoll eingestuft	D5
Attraktor / Distraktor nur beim Vorlesen genannt	A6 / D6
keine Einordnung möglich	99

Jede durch Testpersonen kommentierte bzw. als richtig oder falsch eingestufte Antwortmöglichkeit wurde einer Kategorie zugeordnet, wodurch die Eignung eines jeden Attraktors bzw. Distraktors geprüft wurde (Tab. 2). Als Schätzung für die Übereinstimmung der Beurteiler\*innen wurde der prozentuale Anteil der Übereinstimmungen an der Gesamtzahl der Codierungen berechnet (Hammann und Jördens 2014). Nachdem 40 % der redigierten Transkripte unabhängig voneinander doppelt codiert wurden (Übereinstimmung der Codierungen: 84,1%), erfolgte eine Überarbeitung des Codier-Leitfadens. Die anschließenden Codierungen lieferten eine Übereinstimmung von 92,4 %.

Neben der Prüfung der Eignung der Aufgaben erfolgten vorläufige Analysen zum konzeptuellen Wissen. Dazu wurden die Aufgaben jeweils mit 1 (korrekt gelöst) und 0 (falsch gelöst) codiert. Berechnet wurde der prozentuale Anteil korrekt gelöster Aufgaben. Der prozentuale Anteil korrekt gelöster Aufgaben entspricht dem Quotienten aus der Anzahl beobachteter korrekter Antworten (Zähler) dividiert durch die mögliche Anzahl von Antworten (Nenner). Der Nenner ergibt sich aus einer Multiplikation der Anzahl der Aufgaben im jeweiligen Wissensbereich mit der Anzahl der Personen in der jeweiligen Subgruppe. Bei der Auswertung wurden die ökologisch orientierten Aufgaben gesondert betrachtet und die sozio-ökonomisch und institutionell orientierten Aufgaben zusammengefasst.

### Erste Ergebnisse zur Eignung der Aufgaben

Exemplarisch sollen Ergebnisse der Studie Lauten Denkens anhand einer MC-Aufgabe gezeigt werden. Die Aufgabe mit der Frage „Was wird unter dem Begriff der Biodiversität zusammengefasst?“ wurde von neun der zehn Testpersonen korrekt beantwortet (Tab. 3). In zwei Fällen konnten die Testpersonen die Wahl des Attraktors korrekt begründen (A1 s. Tab. 2 und 3). Vier Testpersonen konnten den Attraktor korrekt identifizieren (A2), und bei drei Testpersonen führte ein Raten zur korrekten Wahl (A3) (z. B. „Ich tippe jetzt einfach auf eins, aber ich weiß es wirklich überhaupt nicht.“ [Sarah, 463-478]). Aufgrund 90 % korrekter Antworten ist die Aufgabe möglicherweise zu einfach. Ziel war es daher, die Attraktivität der Distraktoren zu erhöhen. Hierfür liefert die Studie Lauten Denkens geeignete Anknüpfungspunkte: „Also Ökosystemvielfalt würd[e] ich auf jeden Fall sagen, dass das mit drin sein muss. Da würde ja schon nur die erste Antwort bleiben.“ [Daniel, 490-505] und „weil Ökosysteme gehören auch zur Diversität, auf jeden Fall, würd ich jetzt intuitiv so sagen.“ [Luisa, 634-644]. Aufgrund

von Probandenäußerungen wurden der zweite und dritte Distraktor um jeweils einen Bereich erweitert (Ökosystemvielfalt bzw. strukturelle Vielfalt, s. Tab. 3). Insgesamt wurden sechs der zehn MC-Aufgaben weiterentwickelt.

**Tab. 3: Weiterentwicklung von MC-Aufgabe zum konzeptuellen Wissen „Was wird unter dem Begriff der Biodiversität zusammengefasst?“** (grau: Attraktor [korrekt gewählt])

Ursprüngliche Aufgabe		Zugeordnete Kategorien (s. Tab. 2)									
a	Artenvielfalt, genetische Vielfalt und Ökosystemvielfalt.	A4	A2	A2	A1	A1	A3	A3	A3	A2	A2
b	Artenvielfalt und Populationsvielfalt.	D3	D6	D6	D2	D2	D2	D2	D3	D2	99
c	Artenvielfalt und genetische Vielfalt.	99	D6	D6	D1	D6	D3	D1	D3	D6	D6
d	Artenvielfalt, Populationsvielfalt und strukturelle Vielfalt.	D4	D6	D6	D3	D2	D2	D3	D3	D2	99
Weiterentwickelte Aufgabe											
a	Artenvielfalt, genetische Vielfalt und Ökosystemvielfalt.										
b	Artenvielfalt, Populationsvielfalt und Ökosystemvielfalt.										
c	Artenvielfalt, <i>strukturelle Vielfalt</i> und genetische Vielfalt.										
d	Artenvielfalt, Populationsvielfalt und strukturelle Vielfalt.										

### Vorläufige Ergebnisse zum konzeptuellen Wissen

Alle im Folgenden präsentierten vorläufigen Ergebnisse zum konzeptuellen Wissen sind zunächst rein deskriptiver Natur – bedingt durch die begrenzte Stichprobe und deren Gruppenzusammensetzungen.

Insgesamt erscheinen die ökologisch orientierten Aufgaben für die Testpersonen der Gesamtstichprobe leichter lösbar als die sozio-ökonomisch bzw. institutionell orientierten Aufgaben (Tab. 4). Die Biologie-Studierenden / Studierten des Lehramts lösen durchschnittlich mehr der ökologisch ausgerichteten Aufgaben als die Politik / Wirtschaft-Studierenden / Studierten des Lehramts. Demgegenüber lösen die Politik-Studierenden / Studierten durchschnittlich mehr sozio-ökonomisch bzw. institutionell orientierte Aufgaben als die Biologie-Studierenden / Studierten.

Eine getrennte Betrachtung der beiden Ausbildungsabschnitte ergab, dass die Gruppe der Bachelor- und Masterstudierenden im Durchschnitt weniger ökologisch sowie weniger sozio-ökonomisch bzw. institutionell orientierte Aufgaben korrekt beantworten konnte als die Gruppe der Personen mit abgeschlossenem Lehramtsstudium (Referendare bzw. Personen, die ins Referendariat eintreten, und Promovierende). Bei Betrachtung des Ausbildungsabschnittes ist der Anteil gelöster Aufgaben der Personen mit abgeschlossenem Studium höher als bei den aktuell sich noch im Studium befindlichen Personen.

**Tab. 4: Prozentualer Anteil korrekt gelöster Aufgaben zum konzeptuellen Wissen** (in den Bereichen ökologisch (fünf Aufgaben) sowie sozio-ökonomisch bzw. institutionell (fünf) und über alle zehn Aufgaben (insgesamt))

	Ökologisch	Sozio-ökonomisch bzw. institutionell	Insgesamt
<b>Gesamt</b> (N=10)	76,0	68,0	72,0
<b>Studiertes Unterrichtsfach</b>			
<b>Biologie</b> (n=7)	82,9	65,7	74,3

		Ökolo- gisch	Sozio-ökonomisch bzw. institutionell	Insge- samt
<b>Politik</b>	(n=3)	60,0	73,3	66,7
<b>Ausbildungsabschnitte</b>				
<b>Im Lehramtsstudium</b>	(n=5)	68,0	64,0	66,0
<b>Abgeschlossenes Studium</b>	(n=5)	84,0	72,0	78,0

## Diskussion und Ausblick

Die Durchführung der Studie Lauten Denkens war aufschlussreich, um einen Zugang zur kognitiven Verarbeitung der Aufgaben durch die Testpersonen zu erlangen. Beispielsweise konnten Anhaltspunkte für eine zu geringe Attraktivität von Distraktoren identifiziert werden. Des Weiteren konnten – jenseits der dargestellten Ergebnisse – Distraktoren, die als offensichtlich falsch wahrgenommen werden, beispielsweise durch Lachen der Testperson oder durch die Aussage „Naja, das ist wohl Quatsch.“ [Christina, 522-555] der Kategorie D5 zugeordnet und anschließend überarbeitet werden. Auch Distraktoren, die nach dem Vorlesen der Aufgabe nicht mehr genannt werden, können für eine Überarbeitung in Betracht gezogen werden, da sie vermutlich direkt ausgeschlossen werden (Kategorie D6). Distraktoren, die von Personen als korrekte Antwort eingestuft wurden, bleiben vorerst für den nächsten quantitativen Schritt in der Messinstrumententwicklung unverändert. Insgesamt lieferte die Studie Lauten Denkens hilfreiche Informationen über die Qualität der Aufgabenentwürfe und Evidenzen, um die Aufgaben weiterzuentwickeln. Die Vorgehensweise bei der Weiterentwicklung wurde an einem Aufgabenbeispiel „Was wird unter dem Begriff der Biodiversität zusammengefasst?“ illustriert (Tab. 3).

Folgend werden erste Ergebnisse zur Lösung der entworfenen MC-Aufgaben betrachtet. Bei Koch et al. (2013), die die Wissensbereiche getrennt voneinander betrachten (auch den sozio-ökonomischen und institutionellen Bereich), liegen in einer großen quantitativen Studie teilweise ähnliche Befunde vor: Alle Bereiche des konzeptuellen Wissens erfahren mit Studienfortschritt einen Zuwachs. Im weitesten Studienfortschritt ist das Wissen im ökologischen Bereich am höchsten, etwas geringer im institutionellen und sehr gering im sozio-ökonomischen Bereich. In der vorliegenden Studie kann aufgrund der geringen Anzahl der Items keine differenzierte Aussage zum sozio-ökonomischen und institutionellen Bereich getroffen werden. Zum Einsatz kamen bei Koch et al. (2013) und der vorliegenden Studie strukturell ähnlich angelegte Aufgaben – allerdings mit abweichenden Umweltproblemsituationen als Kontexte. Unterschiede in den beiden Studien können durch unterschiedliche Stichprobensamensetzungen, unterschiedliche Schwierigkeiten der Aufgabenzusammenstellungen und Anzahl der Aufgaben für die einzelnen BNE relevanten Bereiche sowie unterschiedliche Schwierigkeiten der Bearbeitungskontexte der Aufgaben erklärt werden.

Bezogen auf die eigene Studie: Die jeweils höheren Lösungsanteile der Biologie-Studierenden im ökologischen und der Politik-Studierenden im sozio-ökonomischen bzw. institutionellen Bereich entsprechen aufgrund der Fächerschwerpunkte im Lehramtsstudium den Erwartungen. Auffällig ist, dass der prozentuale Anteil korrekt gelöster Aufgaben der noch studierenden Testpersonen im ökologischen und im sozio-ökonomischen bzw. institutionellen Bereich ähnlich ist – obschon mehr Biologie- als Politik / Wirtschaft-Studierende in der Stichprobe sind. Bei der Stichprobensamensetzung kann ein Selection Bias nicht ausgeschlossen werden, da BNE affine Testpersonen insbesondere in den beiden Subgruppen mit Unterrichtsfach Biologie (Studierende und Studierende) in der Stichprobe möglicherweise überrepräsentiert sind. Der vergleichsweise höhere Anteil korrekt gelöster Aufgaben bei bereits abgeschlossenem Studium im ökologischen und sozio-ökonomischen bzw. institutionellen Bereich lässt vermuten, dass während des für den Bereich einschlägigen Studiums entsprechendes Wissen erworben wurde. Der vermutete Wissenserwerb dokumentiert sich daher auch in der bereichsübergreifenden Analyse (Spalte „Insgesamt“ in Tab. 4). Der prozentuale Anteil korrekt gelöster

Aufgaben bei abgeschlossenem Studium liegt im ökologischen Bereich 16 % im sozio-ökonomischen bzw. institutionellen Bereich jedoch nur 8 % über dem der noch im Studium befindlichen Personen. Das könnte damit zusammenhängen, dass in der Stichprobe der Biologiestudierenden sich eine Person noch im Bachelor befindet (ein Viertel der Subgruppe), während alle anderen Biologie- bzw. Politik / Wirtschaft-Studierenden sich ausschließlich im MoE befinden.

Um weitere Anhaltspunkte für eine Modifikation des Messinstrumentes zu erhalten, erfolgt derzeit eine quantitative Vorstudie mit ca. 100 Testpersonen. Aus den gewonnenen Erkenntnissen der qualitativen (Studie Lauten Denkens) und quantitativen Vorstudien erfolgt eine Weiterentwicklung des Messinstrumentes, bevor es an ca. 300 Lehramtsstudierenden, insbesondere der Fächer Biologie, Erdkunde und Politik / Wirtschaft, im quasi-längsschnitlichen Design der Hauptstudie eingesetzt wird. Da durch zusätzliche Aufgaben zum Thema Klimawandel insgesamt mehr Testaufgaben vorliegen, sollen der ökologische, sozio-ökonomische und institutionelle Bereich zukünftig differenziert betrachtet werden. Zunächst sollen Lernausgangslagen ermittelt werden, um Empfehlungen für die Weiterentwicklung der Lehrerbildung im Bereich BNE geben zu können. Anschließend soll das Instrument für die Evaluation der Wirkung von Lehrveranstaltungen zu BNE (u.a. der BNE-Zusatzqualifikation im Zertifikat zum Fächerübergreifenden Unterrichten) aufbereitet und eingesetzt werden.

### **Förderhinweis**

Das Schlözer Programm Lehrerbildung wird im Rahmen der gemeinsamen „Qualitätsoffensive Lehrerbildung“ von Bund und Ländern mit Mitteln des Bundesministeriums für Bildung und Forschung unter dem Förderkennzeichen 01JA1617 gefördert.

### **Quellenverzeichnis**

- Bögeholz, S. (2011): Bewertungskompetenz im Kontext Nachhaltiger Entwicklung: Ein Forschungsprogramm. In: Höttecke, D. (Hg.), *Naturwissenschaftliche Bildung als Beitrag zur Gestaltung partizipativer Demokratie*. Gesellschaft für Didaktik der Chemie und Physik. Jahrestagung in Potsdam 2010. Münster. LIT-Verlag: 32-46.
- CBD – Convention on Biological Diversity (1992): *The Convention on Biological Diversity*. UN Conference on Environment and Development, 5 June 1992, Rio de Janeiro (Brazil).
- de Jong, T., Ferguson-Hessler, M. (1996): Types and qualities of knowledge. *Journal of Educational Psychology*, 31: 105-113.
- DUK – Deutsche UNESCO-Kommission e.V. (2014): *UNESCO-Roadmap zur Umsetzung des Weltaktionsprogramms "Bildung für nachhaltige Entwicklung"*. Bonn. Deutsche UNESCO-Kommission.
- Ericsson, K. A., Simon, H. A. (1993): *Protocol analysis: Verbal reports as data*. A Bradford book. Cambridge, Mass. MIT Press.
- Fiebelkorn, F., Menzel, S. (2013): Student Teachers' Understanding of the Terminology, Distribution, and Loss of Biodiversity. *Perspectives from a Biodiversity Hotspot and an Industrialized Country*. *Research in Science Education*, 43 (4): 1593-1615.
- Gausmann, E., et al. (2010): Wie verarbeiten Schüler/innen Sachinformationen in Problem- und Entscheidungssituationen Nachhaltiger Entwicklung? *Zeitschrift für Pädagogik, Beiheft 56*: 204-215.
- Gayford, C. (2000): Biodiversity Education: A teacher's perspective. *Environmental Education Research*, 6 (4): 347-361.
- Haefeker, W. (2010): Emsig und am Ende? Bienen und Imker existenziell bedroht – Umdenken in der Landwirtschaft gefordert. In: *AgrarBündnis e.V. (Hg.): Der kritische Agrarbericht 2010*. Konstanz. ABL Verlag: 146-150.

- Hammann, M., Jördens, J. (2014): Offene Aufgaben codieren. In: Krüger, D., Parchmann, I., Schecker, H. (Hg.): Methoden in der naturwissensdidaktischen Forschung. Heidelberg. Springer Verlag: 169-178.
- Koch, S. (2012): Natural Resource Use Conflicts in Indonesia: A Challenge for Sustainable Development and Education for Sustainable Development. Dissertation, Universität Göttingen.
- Koch, S., et al. (2013): Knowledge of Indonesian University Students on the Sustainable Management of Natural Resources. Sustainability, 5: 1443-1460.
- Mayring, P. (2010): Qualitative Inhaltsanalyse: Grundlagen und Techniken. Weinheim: Beltz.
- Naturkapital Deutschland – TEEB DE (2015): Naturkapital und Klimapolitik – Synergien und Konflikte. Technische Universität Berlin, Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung – UFZ. Berlin/Leipzig.
- Potts, S. G. et al. (2010): Global pollinator declines: trends, impacts and drivers. Trends in Ecology & Evolution, 25 (6): 345-353.
- Programm Transfer-21 (o. J.): Programm Transfer-21. Bildung für eine nachhaltige Entwicklung. Abschlussbericht des Programmträgers 1. August 2004 bis 31. Juli 2008.
- Siegmund, A., Jahn, M. (2014): Abschlussbericht zur Evaluation „BNE in der Lehramtsausbildung an baden-württembergischen Hochschulen“. Heidelberg: Pädagogische Hochschule Heidelberg.
- Summers, M., et al. (2000): Primary School Teachers' Understanding of Environmental Issues: An interview study. Environmental Education Research, 6 (4), 293-312.
- Tscharntke, T., et al. (2005): Landscape perspectives on agricultural intensification and biodiversity - ecosystem service management. Ecology Letters, 8 (8): 857-874.

## **Kontakt**

Lisa Richter-Beuschel  
Georg-August-Universität Göttingen  
Waldweg 26  
37073 Göttingen  
E-Mail: [lrichte2@gwdg.de](mailto:lrichte2@gwdg.de)

## **Quantität und Qualität von Unterrichtsmaterialien zum Thema Erhaltung der Biodiversität**

CHRISTINE BÖRTITZ

### **Einleitung**

Bildung, insbesondere Schulbildung, wird beim Biodiversitätsschutz eine hohe Bedeutung beigemessen (Navarro-Perez und Tidball 2012). Schon das Übereinkommen über die biologische Vielfalt (CBD) spricht im Artikel 13 einen Auftrag zur Biodiversitätsbildung aus (SCBD 1992). Dieser Bildungsauftrag wird im Aktionsfeld C 14 der Nationalen Strategie zur biologischen Vielfalt (NBS) Deutschlands, Bildung und Information, bestätigt und konkretisiert (BMU 2011). Konkret sollen „Arbeitshilfen für Unterricht und Jugendpflege zu den Themen biologische Vielfalt [...]“ (BMU 2011: 88) entwickelt und verbreitet werden. Des Weiteren sollen „Unterrichtsmaterialien für alle Schultypen und -stufen zur verbesserten Berücksichtigung des Themas `Biologische Vielfalt´ im Unterricht“ (ebd.: 88) herausgegeben sowie eine „Serie didaktischer Materialien zu jährlich wechselnden Themen der Biodiversität für Grund- und Hauptschulen“ (ebd.: 89) hergestellt werden.

„Viele Lehrkräfte suchen nach innovativen Wegen, CBD-Themen in ihrem Unterricht zu behandeln. Sie suchen nach Ideen, Ansätzen und konkreten Materialien, wie sie diese komplexen Problemstellungen im Unterricht umsetzen können.“ (Möller et al. 2012: 168) Diese Suche findet heutzutage vor allem online statt. Das Internet wird sowohl zur Unterrichtsvorbereitung (Fey und Neumann 2013, Vorndran 2016) als auch für die Suche nach Unterrichtsmaterialien (Hedtke et al. 1998b, Niehaus et al. 2011) genutzt. Das Unterrichtsmaterial aus dem Internet ist in den Schulen angekommen (Fey et al. 2015).

### **Methoden**

Bislang gibt es allerdings nur wenige Untersuchungen zur Bedeutung des Themenkomplexes „Erhaltung der Biodiversität“ bzw. zur Quantität und Qualität entsprechender Unterrichtsmaterialien. Dies wurde im Rahmen einer Dissertation untersucht (Börtitz, in Vorb.).

Die Bedeutung des Themas im Schulunterricht wurde auf der Basis einer Häufigkeitsanalyse von Schlagworten untersucht. Dazu wurden 165 Lehrpläne der Fachbereiche Biologie und Philosophie (Sekundarstufe I und II) im Hinblick auf verschiedene Begriffe wie Arterhaltung, Artenvielfalt und Biodiversität analysiert.

Das methodische Vorgehen zur Quantität und Qualität von Unterrichtsmaterialien, die kostenlos im Internet zur Verfügung gestellt werden, orientierte sich an dem von Schmit (2014) vorgestellten heuristischen Entwurf eines basalen Untersuchungsdesigns für Schulbuchanalysen.

Ab Oktober 2013 wurden im Rahmen des dreijährigen Forschungszeitraumes im Internet systematisch Unterrichtsmaterialien zur Erhaltung der Biodiversität mithilfe der Standard-Suchmaschine „Google“ (Fey et al. 2015) gesucht. Es wurden ausschließlich kostenfreie, vollständige und frei zugängliche Unterrichtsmaterialien untersucht. Zum einen möchten Lehrkräfte möglichst schon vorab beurteilen, ob ein Material für den eigenen Unterricht nutzbar sein könnte. Zum anderen stellen kostenpflichtige Materialien eine finanzielle Belastung dar, die nicht selbstverständlich in Kauf genommen wird (Hedtke et al. 1998a). Zusätzlich wurden im Rahmen des DAAD-Projektes TMEUF<sup>3</sup> studentische Unterrichtsmaterialien entwickelt und integriert (Börtitz et al. 2016).

Auf der Basis der Entwicklung eines Beobachtungssystems nach Ricart Brede et al. (2010) wurde ein eigenes Bewertungssystem mit den folgenden Kategorien entwickelt: `A – Allgemeine Informationen´,

---

<sup>3</sup> <http://www.uni-flensburg.de/tmeuf>

‘B – Fachlicher Inhalt’, ‘C – Methodik und Didaktik’ sowie ‘D – Formale Gestaltung’. Die Kategorie A hatte eine rein deskriptive Funktion. Die eigentliche Bewertung wurde mithilfe der Kategorien B bis D durchgeführt, denen acht Kriterien zugewiesen wurden. Damit die Bedeutung einer Kategorie nicht einfach aus der Zahl der Kriterien hervorgeht, wurde ein Gewichtungsfaktor eingeführt. Die Kategorie B wurde mit 50 % und die Kategorien C und D mit je 25 % gewichtet (Börtitz, in Vorb.). Mit dem Gewichtungsfaktor können jederzeit andere Gewichtungen vorgenommen werden.

Für die Gesamtbewertung eines Unterrichtsmaterials wurde der Median über die Bewertungen der gewichteten Merkmale berechnet. Anhand dieses Wertes wurde eine Empfehlung für das entsprechende Unterrichtsmaterial abgegeben. Diese wurden nach folgenden Kategorien bewertet:

- Das Unterrichtsmaterial ist empfehlenswert
- Das Unterrichtsmaterial ist tendenziell empfehlenswert
- Das Unterrichtsmaterial ist tendenziell nicht empfehlenswert
- Das Unterrichtsmaterial ist nicht empfehlenswert

Zur Validierung des entwickelten Bewertungssystems wurde die Beurteilerreliabilität anhand der Übereinstimmungskoeffizienten Prozentuale Übereinstimmung, Cohens Kappa und Spearmans Rho bestimmt (Wirtz und Caspar 2002).

## **Ergebnisse**

In den Lehrplänen der Fächer Biologie und Philosophie wurde der Begriff ‘Arterhaltung’ 3-mal, ‘Artenvielfalt’ 34-mal, ‘Biodiversität’ 15-mal, ‘biologische Vielfalt’ 3-mal, und die ‘Erhaltung der Biodiversität’ lediglich 1-mal als obligatorischer Lehrplaninhalt gefunden (Börtitz, in Vorb.). Diese Ergebnisse lassen die Schlussfolgerung zu, dass trotz deutlicher Aufforderung in der CBD und der Selbstverpflichtung in der NBS die Erhaltung der Biodiversität auch 25 Jahre nach dem Beschluss in Rio immer noch stiefmütterlich bzw. überhaupt nicht im Schulunterricht behandelt wird. Dies liegt vermutlich daran, dass es sich beim Thema Erhaltung der Biodiversität um einen Querschnittsbereich mit biologischen (u. a. Ökologie) und ethischen Anteilen (Erhaltung) handelt.

Zwischen Oktober 2013 und Oktober 2016 wurden 249 Unterrichtsmaterialien zur Erhaltung der Biodiversität zusammengestellt. Von diesen stammen knapp 30 % aus dem Projekt TMEUF (Börtitz, in Vorb.). Die NBS trat, mit der Bestätigung des Bildungsauftrages zur Biodiversität und den dafür umzusetzenden, konkret aufgeführten Maßnahmen, 2007 in Kraft (BMU 2011). Seitdem sind knapp zehn Jahre vergangen. Die Anzahl der gesammelten Unterrichtsmaterialien ist relativ gering, angesichts der Zeitspanne von neun Jahren seit Inkrafttreten der NBS 2007 bis zur Beendigung des Sammlungszeitraumes 2016. Demzufolge scheint es einen Nachholbedarf bei der Bereitstellung von Unterrichtsmaterialien zur Erhaltung der Biodiversität zu geben.

Für eine Qualitätsbestimmung der Unterrichtsmaterialien wurde das entwickelte Bewertungssystem auf 150 Unterrichtsmaterialien angewandt. Anhand der erzielten Ergebnisse sind über 80 % der kostenfreien Unterrichtsmaterialien zur Erhaltung der Biodiversität als empfehlenswert oder tendenziell empfehlenswert anzusehen (Börtitz, in Vorb.).

## **Diskussion**

Generell ist das Angebot an Unterrichtsmaterialien im Internet unüberschaubar und chaotisch (Fey und Neumann 2013, Hedtke et al. 1998b). Aus diesem Grund ist nicht auszuschließen, dass das Angebot an Unterrichtsmaterialien zur Erhaltung der Biodiversität weitaus größer ist. Jedoch ist es schwierig bis unmöglich, angesichts der Schnelllebigkeit des Internets einen Überblick über alle vorhandenen Unterrichtsmaterialien zu bekommen. Angebote von großen und bekannten Anbietern zu finden, wie beispielsweise dem WWF, von Greenpeace sowie von Bildungsservern und schulnahen

Anbietern, ist verhältnismäßig einfach. Bei diesen Anbietern handelt es sich um Institutionen, die auch außerhalb des Internets bekannt sind. Sie kommen mit der Bereitstellung von Online-Materialien den Erwartungen von Lehrkräften nach geeignetem Material aus erster Hand nach (Hedtke et al. 1998b). Hingegen ist es nahezu unmöglich, Materialien kleinerer und/oder wenig bekannter Anbieter sowie von Privatpersonen zu finden. Dies wird nur über eine gute Vernetzung der Anbieter untereinander und die Verwendung von Suchmaschinen ermöglicht. Dabei muss jedoch beachtet werden, dass Suchmaschinen, insbesondere Google, Suchergebnisse selektieren und zum Teil ganz aus der Ergebnispräsentation ausschließen (Danckert und Mayer 2010). Materialien, die nicht gefunden werden, können, unabhängig von ihrer Qualität, nicht genutzt werden.

Mit der durchgeführten Analyse konnte für den Themenbereich der Erhaltung der Biodiversität nachgewiesen werden, dass die Qualität der Unterrichtsmaterialien variiert. Damit können die allgemeinen Erkenntnisse beispielsweise von Fey et al. (2015) und Wunder (2016) auch für dieses spezielle Thema bestätigt werden. Zusätzlich konnte für die Qualität der Unterrichtsmaterialien zur Erhaltung der Biodiversität eine positive Tendenz festgestellt werden.

Eine Analyse kann nie vollständig objektiv sein. Ein subjektiver Charakter bleibt immer erhalten (Szojnik 2012). Jedoch weisen alle Unterrichtsmaterialien „gute Ansätze auf, so dass ein abschließendes Urteil über ihre Brauchbarkeit von den Ansprüchen des Beurteilers abhängt“ (Aufdermauer und Hesse 2006: 29).

Unterrichtsmaterialien geben Orientierung und Umsetzungsvorschläge. Daher ist es „keineswegs notwendig, universelle Materialien zu entwickeln, die allen von Lehrenden formulierten Anforderungen genügen“ (Hedtke et al. 1998a: 124). Lehrkräfte setzen selten das komplette Unterrichtsmaterial ein. Sie suchen häufiger nach Umsetzungsideen oder zusätzlichen bzw. aktuelleren Materialien bzw. Aufgaben (Diekema und Olsen 2012, Scheller-Brüninghaus und Schmidt 2011). Das Unterrichtsmaterial für den eigenen Unterricht sowie an die Bedürfnisse der Zielklasse anzupassen, obliegt schlussendlich immer der Lehrkraft.

## Quellenverzeichnis

- Aufdermauer, A., Hesse, M. (2006): Eine Analyse von Biologie-Schulbüchern – unter besonderer Berücksichtigung des Experimentierens mit Pflanzen. *Biologie Lehren und Lernen – Zeitschrift für Didaktik der Biologie* 15(1): 1-32.
- BMU – Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (Hg.) (2011): *Nationale Strategie zur biologischen Vielfalt*. 3. Auflage. Berlin.
- Börtitz, C. (in Vorb.): *Unterrichtsmaterial zur Erhaltung der Biodiversität - Konzeption und Entwicklung der Homepage TMEUF sowie Qualitätsanalyse ausgewählter Webdokumente*. Dissertation. Europa-Universität Flensburg.
- Börtitz, C., Clausen, S., Hobohm, C. (2016): Unterrichtsmaterial zum Thema Erhaltung der Biodiversität – Brauchen wir das? – Und wenn ja: Wo und Wie? In: Korn, H., Bockmühl, K. (Hg.): *Treffpunkt Biologische Vielfalt XV. Interdisziplinärer Forschungsaustausch im Rahmen des Übereinkommens über die biologische Vielfalt*. Bonn: Bundesamt für Naturschutz: 43-47.
- Danckert, B., Mayer, F. J. (2010): Die vorherrschende Meinungsmacht von Google. Bedrohung durch einen Informationsmonopolisten? *Multimedia und Recht* 4: 219-222.
- Diekema, A. R., Olsen, M. W. (2012): The notion of relevance in teacher information behavior. *Proceedings of the American Society for Information Science and Technology* 49(1): 1-9.
- Fey, C.-C., Neumann, D. (2013): Bildungsmedien Online – Kostenlos angebotene Lehrmittel aus dem Internet. In: Matthes, E., Schütze, S., Wiater, W. (Hg.): *Digitale Bildungsmedien im Unterricht*. Bad Heilbrunn: Verlag Julius Klinkhardt: 55-73.

- Fey, C.-C., Matthes, E., Neumann, D. (2015): Schulische Bildungsmedien zwischen staatlicher Steuerung und „freier“ Selbstregulation/Educational Media for Schools between Government Control and „Free“ Self-Regulation. *Die Deutsche Schule* 107(1): 20-35.
- Hedtke, R., Kahlert, J., Schwier, V. (1998a): Umweltbildung, Unterrichtsvorbereitung und Internet. Wie nutzen Lehrerinnen und Lehrer Umweltinformationen im Internet? Forschungsbericht 320 01 036; Sondervorhaben. Berlin: Unesco-Verbindungsstelle für Umwelterziehung im Umweltbundesamt.
- Hedtke, R., Kahlert, J., Schwier, V. (1998b): Unterrichtsmaterialien aus dem Internet. Eine empirische Studie über das Rechercheverhalten von Lehrenden. *Gegenwartskunde: Zeitschrift für Gesellschaft, Wirtschaft, Politik und Bildung* 47(3): 363-375.
- Möller, J., Ritter, U., Elster, D. (2012): Forschungsbasierte Lehrerbildung für eine nachhaltige Zukunft – das EU-Projekt INQUIRE. In: Feit, U., Korn, H. (Hg.): *Treffpunkt Biologische Vielfalt XI. Interdisziplinärer Forschungsaustausch im Rahmen des Übereinkommens über die biologische Vielfalt*. BfN-Skripten 309: 167-172.
- Navarro-Perez, M., Tidball, K. G. (2012): Challenges of Biodiversity Education. A Review of Education Strategies for Biodiversity Education. *International Electronic Journal of Environmental Education* 2(1): 13-30.
- Niehaus, I., Stoletzki, A., Fuchs, E., Ahlrichs, J. (2011): Wissenschaftliche Recherche und Analyse zur Gestaltung, Verwendung und Wirkung von Lehrmitteln (Metaanalyse und Empfehlungen). Im Auftrag der Bildungsdirektion des Kantons Zürich. Georg-Eckert-Institut für internationale Schulbuchforschung.
- Ricart Brede, J., Knapp, W., Gasteiger-Klicpera, B., Kucharz, D. (2010): Die Entwicklung von Beobachtungssystemen in der videobasierten Forschung am Beispiel von Qualitätsanalysen vorschulischer Sprachfördereinheiten. In: Aguado, K. (Hg.): *Fremdsprachliches Handeln beobachten, messen, evaluieren. Neue methodische Ansätze der Kompetenzforschung und der Videographie*, Bd. 37. Frankfurt am Main: 257-275.
- SCBD – Secretariat of the Convention on Biological Diversity (Hg.) (1992): *Convention on Biological Diversity*. United Nations.
- Schmit, S. (2014): Heuristischer Entwurf eines basalen Untersuchungsdesigns für die Analyse von Schulbüchern und Anwendung bei der Untersuchung der Eignung von Physikschulbüchern als Lernmaterialien. In: Knecht, P., Matthes, E., Schütze, S., Aamotsbakken, B. (Hg.): *Methodologie und Methoden der Schulbuch- und Lehrmittelforschung. Methodology and methods of research on textbooks and educational media*. Bad Heilbrunn: 50-62.
- Scheller-Brüninghaus, P., Schmidt, C. (2011): Neue Themen und tradierte Medien – aktuelle Herausforderungen an Lehrmittel der Naturwissenschaften. *Bildung und Erziehung* 64(1): 53-68.
- Szojnik, A. (2012): Lehrbuchanalyse. *Erdkunde-Lehrbuch für die IX. Klasse [9. Klasse]*. *Neue Didaktik* (1): 89-105.
- Vorndran, A. (2016): Informationsbedarf und Informationsnutzung bei der Suche nach unterrichtsrelevanter Information im Internet. Dissertation. Universität Hildesheim.
- Wirtz, M., Caspar, F. (2002): Beurteilerübereinstimmung und Beurteilerreliabilität. Methoden zur Bestimmung und Verbesserung der Zuverlässigkeit von Einschätzungen mittels Kategoriensystemen und Ratingskalen. Göttingen: Hogrefe Verl. für Psychologie.
- Wunder, M. (2016): Heterogene Wege der („Selbst“-)Legitimierung von digitalen Bildungsmedien. In: Matthes, E., Schütze, S. (Hg.): *Schulbücher auf dem Prüfstand. Textbooks under Scrutiny*. Bad Heilbrunn: Verlag Julius Klinkhardt: 281-293.

## **Kontakt**

Christine Börtitz  
Europa-Universität Flensburg  
Abteilung Ökologie  
Auf dem Campus 1  
24943 Flensburg  
E-Mail: [christine.boertitz@uni-flensburg.de](mailto:christine.boertitz@uni-flensburg.de)

## Welche Vorstellungen haben Jugendliche von nachhaltiger Ernährung?

MAXIMILIAN DORNHOFF, ANNELIE HÖRNSCHEMEYER, FLORIAN FIEBELKORN, SUSANNE MENZEL

### Einleitung

Das Übereinkommen über die biologische Vielfalt (CBD) betont die Rolle einer nachhaltigen Nutzung biologischer Vielfalt für das Erreichen von Nahrungsmittelsicherheit für die wachsende Weltbevölkerung (UN 1992). Gegenwärtig aber ist unser Agrar- und Ernährungssystem in großem Maße für die Degradierung von Ökosystemen und den drastischen Verlust der genetischen Vielfalt von Nutzpflanzen sowie landwirtschaftlichen Nutztieren verantwortlich (Khoury et al. 2014, Lairon 2012, Mason und Lang 2017, MEA 2005, Paoletti 2012). Zudem stellt es sich mit Blick auf die begrenzten Ressourcen und Nutzflächen unseres Planeten als wenig effizient heraus (Mason und Lang 2017, Steinfeld et al. 2006). Dies ist eine globale Problematik, da immer mehr Länder des globalen Südens Ernährungsmuster adaptieren, die in der Vergangenheit in Industriestaaten üblich waren (Brunner et al. 2007). Beispielhaft kann Ecuador genannt werden, ein Land, in dem gegenwärtig vor allem in der Andenregion landwirtschaftliche Praktiken durch Intensivierung gekennzeichnet sind (z. B. Gaglio et al. 2017).

Konsumenten können aktiv zu einer nachhaltigen Entwicklung des Ernährungssystems beitragen, indem sie z. B. ihre Kaufkraft bewusst einsetzen, um eine erhöhte Nachfrage nachhaltiger Produkte zu generieren. In diesem Kontext kommt Schulen ein wichtiger Bildungsauftrag zu. Durch die Implementierung der Thematik einer nachhaltigen Ernährung in den Unterricht können neben Schüler\*innen weitere Teile der Gesellschaft erreicht werden (Damerell, Howe und Milner-Gulland 2013). Somit kann durch eine adäquate Bildung für nachhaltige Ernährung eine öffentliche Wahrnehmung für die Thematik im Sinne des Artikels 13a der CBD erreicht werden. Die Erkenntnisse über bereits bestehende Vorstellungen von Schüler\*innen zu nachhaltiger Ernährung sind essenziell für die Entwicklung geeigneter Bildungsangebote zu diesem Thema.

### Nachhaltige Ernährung und Schülervorstellungen

Die Konzeption einer nachhaltigen Ernährung (von Koerber 2014) stellt eine Umsetzung des Leitbildes der nachhaltigen Entwicklung für den Ernährungsbereich dar. Neben den drei Dimensionen Umwelt, Wirtschaft und Gesellschaft umfasst sie zusätzlich Gesundheit und Kultur als eigene Dimensionen (Abb.1). Darüber hinaus bietet die Konzeption sieben Grundsätze an, welche integrierte Handlungsoptionen zu den fünf Dimensionen nachhaltiger Ernährung darstellen (Tab. 1).



Abb. 1: Fünf Dimensionen einer nachhaltigen Ernährung (von Koerber 2014).

**Tab. 1: Grundsätze einer nachhaltigen Ernährung (von Koerber 2014).**

1. Bevorzugung pflanzlicher Lebensmittel
2. Ökologisch erzeugte Lebensmittel
3. Regionale und saisonale Erzeugnisse
4. Bevorzugung gering verarbeiteter Lebensmittel
5. Fair gehandelte Lebensmittel
6. Ressourcenschonendes Haushalten
7. Genussvolle und bekömmliche Speisen

Aus konstruktivistischer Sicht übernehmen Lernende neue Informationen nicht einfach passiv, sondern konstruieren ihr Wissen aktiv in einem Interaktionsprozess mit ihrer Umwelt (Piaget 1983) und auf Grundlage bereits vorhandener Vorstellungen (Duit 1995, Posner et al. 1982). Diese vorunterrichtlichen Vorstellungen können einerseits Lernhindernisse darstellen, wenn durch sie die Interpretation von neuen Informationen gemäß einer wissenschaftlichen Sichtweise erschwert wird. Andererseits bilden sie die Grundlage, auf deren Basis neues Wissen konstruiert wird (Duit 1995). Somit sind Erkenntnisse über vorunterrichtliche Vorstellungen von Schüler\*innen essenziell, um eine Veränderung und/oder Erweiterung dieser in einem Prozess der Akkommodation zu ermöglichen (Duit und Treagust 2003, Piaget 1983). Nur so ist es möglich, effektive Lernarrangements zu schaffen.

## **Untersuchungsaufbau und Methode**

### **Forschungsdesign**

Das Gesamtprojekt folgt einem Mixed-Method-Design, bei dem qualitative und quantitative Untersuchungsmethoden miteinander kombiniert werden. Im Rahmen der qualitativen Projektphase werden zunächst Vorstellungen von Schüler\*innen verschiedener Schulformen in Deutschland und Schulen in Ecuador zum Themenbereich nachhaltige Ernährung untersucht (Projektphase I). Im quantitativen Teil der Studie wird, auf den Ergebnissen der qualitativen Studie aufbauend, ein standardisierter Fragebogen konzipiert (Projektphase II). Vor Beginn der eigentlichen Interviews wurden Probeinterviews mit Schüler\*innen der 9. Jahrgangsstufe eines Osnabrücker Gymnasiums geführt, um den Interviewleitfaden zu optimieren. Die folgenden Forschungsfragen und Ergebnisse beziehen sich auf die Probeinterviews der Projektphase I.

### **Forschungsfragen**

Den einzelnen Forschungsfragen übergeordnet steht die Frage, über welche Vorstellungen Schüler\*innen in Bezug auf das Thema nachhaltige Ernährung verfügen. Im Einzelnen sollen die folgenden Forschungsfragen beantwortet werden:

F1: Welche Begriffe assoziieren Schüler\*innen mit dem Ausdruck nachhaltige Ernährung?

F2: Wie bringen Schüler\*innen die von Koerber entwickelten Dimensionen mit dem Thema nachhaltige Ernährung in Verbindung?

F3: Wie bringen Schüler\*innen die Grundsätze einer nachhaltigen Ernährung mit den Dimensionen nach von Koerber in Verbindung?

### **Methode**

Für die Leitfadenoptimierung wurden zwei Schüler\*innen (14 und 15 Jahre) und ein Schüler (15 Jahre) der 9. Jahrgangsstufe eines Osnabrücker Gymnasiums befragt. Es wurden Einzelinterviews mit einer durchschnittlichen Dauer von einer Stunde mithilfe eines semistrukturierten Leitfadens geführt. Als

theoretische Grundlage zur Erstellung der Fragen und Interventionen des Leitfadens diente die Konzeption einer nachhaltigen Ernährung nach von Koerber (Tab. 1; Abb. 1). Der genutzte Leitfaden beinhaltete insgesamt 25 Fragen, die in sechs thematische Blöcke gegliedert wurden. Die hier präsentierten Ergebnisse beziehen sich ausschließlich auf die Fragen und Interventionen aus Tabelle 2.

Während des Interviews bearbeiteten die Schüler\*innen zudem vier praktische Aufgaben, von denen die Interventionen „Assoziationen“ (Guerrero et al. 2010) und „Verknüpfung Grundsätze und Dimensionen“ (Tab. 2) für die hier präsentierten Ergebnisse relevant sind.

**Tab. 2: Thematische Blöcke des Interviews mit den inhaltlich entsprechenden Fragen und Interventionen**

	Fragen und Intervention
<b>Prä-instruktionale Vorstellungen</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>▪ Was verbindest du mit nachhaltiger Ernährung? (Zehn Begriffe zu dem Thema werden auf einem Zettel notiert und deren Wahl anschließend durch die Befragten erläutert = Intervention „Assoziationen“)</li> <li>▪ Versuche einmal, in deinen eigenen Worten zu beschreiben, was du dir unter nachhaltiger Ernährung vorstellst.</li> </ul>
<b>Vorstellungen zu den Dimensionen</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>▪ Was glaubst du, was die Abbildung insgesamt darstellen soll? (Schüler*innen wird eine Abbildung mit den fünf Dimensionen nachhaltiger Ernährung gezeigt) (s. Abb. 1).</li> <li>▪ Was stellst du dir allgemein unter den Begriffen vor?</li> <li>▪ Intervention durch die interviewende Person = Erklärung der Begriffe der Dimensionen</li> <li>▪ Wie würdest du diese Bereiche mit nachhaltiger Ernährung in Verbindung bringen?</li> <li>▪ Gibt es noch irgendwelche Verständnisschwierigkeiten?</li> <li>▪ Fällt dir noch etwas ein, was du in der Abbildung ergänzen möchtest?</li> </ul>
<b>Verknüpfung der Grundsätze und Dimensionen</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>▪ Wir haben in den letzten Minuten die verschiedenen Bereiche auf dieser Abbildung und diese Empfehlungen bzw. Tipps besprochen. Kannst du einmal versuchen, die sieben Empfehlungen, die wir zuletzt besprochen haben, mit den Bereichen aus dieser Abbildung zu verknüpfen? (Schüler*innen nutzen die Abbildung mit den Dimensionen (Abb. 1) sowie die Tabelle mit den Grundsätzen (Tab. 1), um jeden Grundsatz mit verschiedenen Dimensionen in Verbindung zu bringen = Intervention „Verknüpfung Grundsätze und Dimensionen“)</li> </ul>

Bei der Intervention „Assoziationen“ bekamen die Schüler\*innen die Aufgabe, spontan zehn Begriffe auf einem vorgefertigten Zettel zu notieren, die sie mit nachhaltiger Ernährung verbinden. Anschließend erklärten die Schüler\*innen, warum sie die jeweiligen Begriffe notierten. Nachdem den Schüler\*innen zu einem späteren Zeitpunkt des Interviews eine Abbildung mit den Dimensionen nach von Koerber (2014) (Abb. 1) sowie die zugehörigen sieben Grundsätze (Tab. 1) gezeigt und diese besprochen wurden, bekamen sie die Aufgabe, zu beschreiben, wie die Grundsätze mit den Dimensionen in Verbindung stehen könnten. Die Interviews wurden digital aufgezeichnet, transkribiert, redigiert und mithilfe der Qualitativen Inhaltsanalyse ausgewertet (Mayring 2015).

## Ergebnisse

Die Wortkombination „nachhaltige Ernährung“ bereitete bei zwei Schüler\*innen (Stefanie; Jonas) keine Verständnisprobleme. Folgende Aussage von Maria zeigte jedoch, dass Schwierigkeiten bestanden, die Worte in einen sinnvollen Zusammenhang zu bringen:

„Was versteht man denn unter nachhaltig? [...] Ich kann das [...] nicht mit dem Essen [...] verbinden.“ (Maria)

### F1: Assoziationen zu nachhaltiger Ernährung

Eine Übersicht aller Assoziationen bietet Tabelle 3. Aus den notierten Assoziationen, wie z. B. „umweltbewusst“ (Maria) und „gut für die Umwelt“ (Jonas), wird ersichtlich, dass die Umwelt-Dimension

einer nachhaltigen Ernährung in den Vorstellungen der Schüler\*innen präsent war. Ebenso verbanden sie Gesundheit mit nachhaltiger Ernährung, wie durch die Assoziation „gesund“ (Stefanie; Maria) erkennbar wird. Es ließen sich jedoch keine Assoziationen finden, die sich direkt den Dimensionen Wirtschaft, Gesellschaft und Kultur zuordnen ließen.

**Tab. 3: Assoziierte Begriffe zu nachhaltiger Ernährung.**

Maria	Jonas	Stefanie
1. Stromverbrauch	1. Wenig Fleisch	1. Gesund
2. Obst	2. Gut für die Umwelt	2. Bio
3. Gemüse	3. Keine Massenproduktion	3. Bewusste Ernährung
4. Wiederverwendung	4. vegetarisch	4. „Herkunft“
5. Umweltbewusst	5. Maden	5. In der richtigen Menge Kochen
6. Gesund	6. Ergänzungsmittel	6. Umweltbewusst
7. Ernährungspyramide	7. Weniger Fischfang	7. Inhaltsstoffe
8. Naturbelassen	8. Genmanipulation	8. Viel Obst & Gemüse
9. Kompost	9. Fairtrade	9. Vegetarisch bzw. vegan
10. Vorausschauend	10. Biologischer Anbau	10. Abwechslungsreich

Des Weiteren hatten die Schüler\*innen Assoziationen, die sich direkt einigen Grundsätzen zuordnen ließen. So notierten sie zahlreiche Begriffe, wie z. B. „Obst“, „Gemüse“ (Maria) oder „vegetarisch bzw. vegan“ (Stefanie), die einer Bevorzugung pflanzlicher Lebensmittel, dem ersten Grundsatz einer nachhaltigen Ernährung, zuzuordnen sind (vgl. Tab. 1). Der zweite Grundsatz, der den Konsum ökologisch erzeugter Lebensmittel empfiehlt, war in Assoziationen wie „Biologischer Anbau“ (Jonas) und „Bio“ (Stefanie) wiedererkennbar. Der fünfte Grundsatz, fair gehandelte Lebensmittel, ließ sich in der Assoziation „Fairtrade“ (Jonas) wiederfinden. Zudem assoziierte Maria „Stromverbrauch“ mit nachhaltiger Ernährung, sodass der sechste Grundsatz, ressourcenschonendes Haushalten, in den Assoziationen der Schüler\*innen ebenfalls präsent war. Die Grundsätze drei, vier und sieben (regionale und saisonale Erzeugnisse; Bevorzugung gering verarbeiteter Lebensmittel; genussvolle und bekömmliche Speisen) kamen nicht in den Assoziationen der Schüler\*innen vor.

## **F2: Die Dimensionen nachhaltiger Ernährung**

Die Dimension Umwelt wurde von den Schüler\*innen durch verschiedene Argumentationen mit nachhaltiger Ernährung in Verbindung gebracht. So brachte z. B. eine Schülerin Umwelt mit Lebensmittelverschwendung in Verbindung:

„Bei Umwelt würde ich jetzt sagen, [...] das, was ich eigentlich gerade so gesagt habe, mit dem Wiederverwenden, nicht zu viel verschwenden.“ (Maria)

Sie begründete die vorgenommene Verbindung dabei allerdings nicht. Dahingegen ging ein anderer Schüler auf landwirtschaftliche Prozesse ein, die der Umwelt schaden:

„Umwelt, [da] sehe ich halt vor allem, dass [...] die ganzen Düngemittel und so nicht den Boden verseuchen und der Umwelt schaden.“ (Jonas)

Die Dimension Wirtschaft wurde über die Akteure im Agrarbusiness mit einer nachhaltigen Ernährung in Verbindung gebracht, wie folgendes Beispiel veranschaulicht:

„Wirtschaft: Dass [...] durch die nachhaltige Ernährung versucht wird, dass diese ganzen Massenproduktionsfirmen [...] nicht so ein riesen Einkommen kriegen.“ (Jonas)

Des Weiteren fanden sich Aussagen zu der gesellschaftlichen Dimension einer nachhaltigen Ernährung:

„[...] Dass [nachhaltige Ernährung] [...] in der Gesellschaft vielleicht auch so als eine Ernährungsart anerkannt wird, [...] so wie [es ja auch] Vegetarier und Veganer [...] gibt.“ (Maria)

Die kulturelle Dimension einer nachhaltigen Ernährung wurde wie folgt angesprochen:

„[...] Dass [nachhaltige Ernährung] [...] auch kulturübergreifend ist, dass die verschiedenen Kulturen [...] zusammenarbeiten. [...] Also dass jetzt auch Sachen aus [...] Indien hierhin kommen können [...].“ (Maria)

Die Dimension Gesundheit wurde dahingehend wie folgt ausgeführt:

„[Dass man im Rahmen einer nachhaltigen Ernährung] [...] auf sich selber achtet, dass man da jetzt nicht nur [...] Fast Food isst, oder so was.“ (Stefanie)

### F3: Verbindung zwischen Grundsätzen und Dimensionen einer nachhaltigen Ernährung

Eine Übersicht der vorgenommenen Verbindungen zwischen den Grundsätzen und Dimensionen einer nachhaltigen Ernährung, die Schüler\*innen begründet herleiten konnten, bietet Tabelle 4. Die Bezüge zur Umwelt-Dimension der Konzeption traten dabei deutlich zutage, da bei nahezu jedem Grundsatz Bezüge zu dieser Dimension genannt wurden.

**Tab. 4: Begründete Verbindungen zwischen den Grundsätzen und Dimensionen.**

Name Grundsatz	Maria	Jonas	Stefanie
<b>Pflanzliche Lebensmittel</b>	Umwelt	Umwelt	Gesundheit, Wirtschaft
<b>Ökologisch erzeugt</b>	Umwelt	Umwelt	Wirtschaft
<b>Regional &amp; Saisonal</b>	Wirtschaft, Umwelt	Gesundheit, Umwelt, Wirtschaft	Umwelt, Kultur
<b>Gering verarbeitete Lebensmittel</b>	Gesundheit	Umwelt, Gesundheit	Gesundheit
<b>Fair gehandelt</b>	Gesellschaft, Wirtschaft	Gesellschaft	Wirtschaft, Umwelt
<b>Ressourcenschonendes Haushalten</b>	Wirtschaft, Umwelt	Kultur	Gesellschaft, Umwelt

### Diskussion und Bildungsimplicationen

Obwohl bei zwei Schüler\*innen keine Verständnisprobleme bezüglich des Begriffspaares „nachhaltige Ernährung“ bestanden, hatte eine Schülerin Schwierigkeiten, Nachhaltigkeit mit Ernährung in Verbindung zu bringen. Sie griff daher auf bekannte Kontexte zurück, wie z. B. Stromverbrauch, die sie mit Nachhaltigkeit in Verbindung brachte (Tab. 3, Maria). Im Rahmen einer Unterrichtskonzeption sollte der Zusammenhang zwischen Nachhaltigkeit und Ernährung daher nicht für alle Schüler\*innen gleichermaßen als gegeben dargestellt werden.

Des Weiteren zeigte sich, dass Schüler\*innen Vorstellungen zu einigen Handlungsoptionen für eine nachhaltige Ernährung haben, die teilweise der wissenschaftlichen Sichtweise entsprachen (Ergebnisse F1). Besonders häufig wurde eine überwiegend pflanzliche sowie fleischarme, vegetarische oder vegane Ernährung genannt. Es zeigt sich jedoch Handlungsbedarf zur Vermittlung der Grundsätze zum Konsum regionaler und saisonaler Erzeugnisse sowie gering verarbeiteter Lebensmittel (Ergebnisse F1). Es zeigte sich auch, dass die Schüler\*innen nach einer Intervention durchaus dazu in

der Lage waren, Auswirkungen der weniger präsenten Grundsätze auf verschiedene Dimensionen herzuleiten (Tab. 4).

Darüber hinaus sind offensichtlich vor allem die Dimensionen Umwelt und Gesundheit in den Vorstellungen der Schüler\*innen präsent, während Wirtschaft, Gesellschaft und Kultur zumeist unerwähnt blieben. Lediglich der Begriff „Fairtrade“ (Jonas) könnte auf die Berücksichtigung der gesellschaftlichen und wirtschaftlichen Dimension hindeuten. Die Ergebnisse dieser Interviewphase decken sich damit teilweise mit denen von Gralher (2015), in deren Befragung von Schüler\*innen im Alter von 14 bis 20 Jahren ein erster Zugang zu Ernährung vor allem über eine gesundheitliche Betrachtungsweise stattfand. Gleichzeitig verdeutlicht die mehrmalige Nennung der „Umwelt“ die besondere Bedeutung, die Schüler\*innen der Umwelt-Dimension in ihrem Konzept grundsätzlich zuweisen. Eine Fokussierung von Schüler\*innen auf ökologische Aspekte sowie die Vernachlässigung ökonomischer sowie sozialer Facetten konnten bereits bei anderen Nachhaltigkeitsthemen nachgewiesen werden (Menzel und Bögeholz 2006). Allerdings verfügten die Schüler\*innen unserer Studie über unterschiedlich elaborierte Vorstellungen zu der Wirtschafts- und Gesellschaftsdimension, wenn sie direkt auf diese angesprochen wurden. Jedoch wird ersichtlich, dass die befragten Schüler\*innen in erster Linie nicht an gesellschaftliche Konsequenzen der eigenen Ernährung für Menschen in den Produktionsländern dachten. Zudem ist eine Bewusstseinsförderung für die Auswirkungen kultureller Einflüsse auf Ernährungsgewohnheiten sinnvoll, da diese in den Interviews weitestgehend unerwähnt blieben. Gerade in diesem Bereich scheinen interkulturelle Studien sehr lohnenswert, um die Auswirkungen verschiedener Ernährungskulturen auf eine nachhaltige Ernährung zu untersuchen.

Die Fokussierung auf die Umwelt- und Gesundheits-Dimension legt die Förderung einer Integration sozialer, kultureller und ökonomischer Facetten in den Biologieunterricht nahe, ohne dass ökologische und gesundheitliche Zusammenhänge außer Acht gelassen werden. Dabei ist es wichtig, neben lokalen, vor allem auch die globalen Effekte des eigenen Ernährungsverhaltens zu berücksichtigen.

Die Ergebnisse der vorliegenden Studie geben erste Hinweise auf die Vorstellungen von Schüler\*innen zu nachhaltiger Ernährung. Aufgrund der qualitativen Natur und der Erprobung des Leitfadens sind verallgemeinernde Rückschlüsse allerdings nicht zulässig und müssen durch weitere Untersuchungen validiert werden.

## Quellenverzeichnis

- Brunner, K.-M., Geyer, S., Jelenko, M., Weiss, W., Astleithner, F. (2007): Ernährungsalltag im Wandel. Chancen für Nachhaltigkeit. Wien (Springer), 244 S.
- Damerell, P., Howe, C., Milner-Gulland, E. J. (2013): Child-orientated environmental education Ì adult knowledge and household behaviour. *Environmental Research Letters*, 8(1): 1-7.
- Duit, R. (1995): Zur Rolle der konstruktivistischen Sichtweise in der naturwissenschaftsdidaktischen Lehr- und Lernforschung. *Zeitschrift für Pädagogik*, 41(6): 905-923.
- Duit, R., Treagust, D. F. (2003): Conceptual change: A powerful framework for improving science teaching and learning. *International Journal of Science Education*, 25(6): 671-688.
- Gaglio, M., Aschonitis, V. G., Mancuso, M. M., Reyes Puig, J. P., Moscoso, F., Castaldelli, G., Fano, E. A. (2017): Changes in land use and ecosystem services in tropical forest areas: a case study in Andes mountains of Ecuador. *International Journal of Biodiversity Science, Ecosystem Services & Management*, 13(1): 264-279.
- Gralher, M. (2015): Nachhaltige Ernährung verstehen. Ein Beitrag zur Didaktischen Rekonstruktion der Bildung für nachhaltige Entwicklung. Baltmannsweiler: Schneider Hohengehren.
- Guerrero, L., Claret, A., Verbeke, W. et al. (2010): Perception of traditional food products in six European regions using free word association. *Food Quality and Preference*, 21(2): 225-233.

- Khoury, C. K., Bjorkman, A. D., Dempewolf, H. et al. (2014): Increasing homogeneity in global food supplies and the implications for food security. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 111(11): 4001-4006.
- Lairon, D. (2012): Biodiversity and sustainable nutrition with a food-based approach. In: Burlingame, B., Dernini, S. (Hg.): *Sustainable diets and biodiversity: Directions and Solutions for Policy, Research and Action*. Rome (FAO; Biodiversity International): 30-35.
- Mason, P., Lang, T. (2017): *Sustainable Diets - How Ecological Nutrition can Transfer Consumption and the Food System*. New York (Routledge), 342 S.
- Mayring, P. (2015): *Qualitative Inhaltsanalyse. Grundlagen und Techniken*. 12. Auflage. Weinheim & Basel (Beltz), 152 S.
- MEA – Millennium Ecosystem Assessment (2005): *Ecosystems and Human Well-being: Opportunities and Challenges for Business and Industry*. Washington, DC (World Resources Institute), 31 S.
- Menzel, S., Bögeholz, S. (2006): Vorstellungen und Argumentationsstrukturen von Schüler(inne)n der elften Jahrgangsstufe zur Biodiversität, deren Gefährdung und Erhaltung. *Zeitschrift für Didaktik der Naturwissenschaften*, 12: 199-217.
- Paoletti, F. (2012): Organic Farming: Sustainability, Biodiversity and Diets. In: Burlingame, B., Dernini, S. (Hg.): *Sustainable diets and biodiversity: Directions and Solutions for Policy, Research and Action*. Rome (FAO; Biodiversity International): 254-260.
- Piaget, J. (1983): *Meine Theorie der geistigen Entwicklung*. Frankfurt am Main (Fischer), 104 S.
- Posner, G., Strike, K., Hewson, P., Gertzog, W. (1982): Accommodation of a science concept: Toward a theory of conceptual change. *Science Education* 66(2): 211-227.
- Steinfeld, H., Gerber, P., Wassenaar, T., Castel, V., Rosales, M., De Haan, C. (2006): *Livestock's long shadow: environmental issues and options*. Rome (FAO), 390 S.
- UN – United Nations (1992): *Convention on Biological Diversity*. – Online, URL: <https://www.cbd.int/doc/legal/cbd-en.pdf> [Zugriff: 29.10.2017]
- von Koerber, K. (2014): Fünf Dimensionen der Nachhaltigen Ernährung und weiterentwickelte Grundsätze - Ein Update. *Ernährung Im Fokus*, 9(10): 260-268.

## **Kontakt**

Maximilian Dornhoff  
Universität Osnabrück  
Iburger Straße 82a  
49082 Osnabrück  
E-Mail: [maximilian.dornhoff@biologie.uni-osnabrueck.de](mailto:maximilian.dornhoff@biologie.uni-osnabrueck.de)

## 3.3 Wirtschaft, Handel und Anreizmechanismen

### Biodiversität in Ökobilanzierungen

LISA WINTER

#### Einleitung

Die biologische Vielfalt (auch Biodiversität), welche laut Definition des Übereinkommens über die biologische Vielfalt (CBD) genetische Vielfalt, Artenvielfalt und Ökosystemvielfalt umfasst (UN 1992) nimmt weltweit drastisch ab. Ihr Rückgang kann folgenreiche Auswirkungen auf den Menschen haben, denn sie beeinflusst maßgeblich die sogenannten Ökosystemdienstleistungen (MEA 2005). Die fünf Hauptursachen für den Rückgang der biologischen Vielfalt sind Lebensraumverlust, Klimawandel, Verschmutzung, nicht-nachhaltige Nutzung und invasive Arten (SCBD 2010). Als Gegenmaßnahme wurden die Aichi-Ziele verabschiedet, die bis 2020 umgesetzt werden sollen (SCBD 2014). Diese Ziele adressieren die Hauptgründe für den Verlust der biologischen Vielfalt. Eines der Ziele ist beispielweise der Abbau der auf die biologische Vielfalt unmittelbar einwirkenden Belastungen und die Förderung einer nachhaltigen Nutzung. Um dieses Ziel zu erreichen bedarf es einer Methode, die die unmittelbar einwirkenden Belastungen (z. B. industrielle Aktivitäten) berücksichtigt. Eine dieser Methoden ist die Ökobilanz. Sie wird genutzt, um die Auswirkungen von Produkten auf die Umwelt abzuschätzen. Auch wenn die Methodik der Ökobilanz die Möglichkeit der Wirkungsabschätzung von industriellen Aktivitäten auf die Umwelt bietet (ISO 2006a), fehlt aktuell eine Methode, um Biodiversität in seiner Gänze zu integrieren. Zwar gibt es unterschiedliche Ansätze, doch es bestehen verschiedene Herausforderungen und Probleme, welche im Folgenden kurz erläutert werden (Winter et al. 2017a, Winter et al. 2017b).

#### 1. Artenvielfalt

Eine der größten Herausforderungen stellt die Abbildung der Auswirkungen auf die gesamte Biodiversität dar. Aktuell werden hauptsächlich Auswirkungen auf die Artenvielfalt errechnet. Dazu werden die Auswirkungen auf spezielle Taxa, Arten oder Zeigerarten betrachtet. Genetische Vielfalt und Ökosystemvielfalt werden dabei nicht berücksichtigt. Dennoch werden diese Ökobilanzmethoden als Methoden für die gesamte Biodiversität bezeichnet.

#### 2. Räumliche Auflösung

Weil die derzeit existierenden Wirkungsabschätzungsmethoden zumeist die Auswirkungen auf bestimmte Taxa berechnen, sind diese Methoden regional abhängig. Funktionelle Zusammenhänge von Arten oder Taxa werden in der Ökobilanz nicht betrachtet. Es wird ausschließlich errechnet, welche Arten oder taxonomische Gruppen potentiell verschwinden. Dadurch kann eine Übertragung der Auswirkungen auf andere Arten und somit andere Regionen nicht stattfinden. Hinzu kommt, dass die in der Ökobilanz genutzten Daten keine regionale Auflösung haben. Inventardaten sind üblicherweise bestenfalls auf Länderebene vorhanden, da eine höhere Auflösung deutlich höhere Kosten in Anspruch nehmen würde (Penman et al. 2010). Die Anwendung der existierenden Methoden ist dementsprechend eingeschränkt.

#### 3. Auswirkungen weniger Belastungen

Die meisten derzeit existierenden Wirkungsabschätzungsmodelle ermitteln die Auswirkungen von nur drei der fünf Hauptursachen für den Verlust der Biodiversität. Diese sind der Lebensraumverlust (z. B. Souza et al. 2015), Klimawandel (z. B. De Schryver et al. 2009) und Verschmutzungen (z. B. van Zelm et al. 2007). Die jedoch am meisten betrachtete Ursache ist der Verlust des Lebensraumes. In der Wirkungsabschätzung einer Ökobilanz wird dieser mittels der Wirkungsabschätzungskategorie ‚Land use‘ erfasst. Dazu gehören Flächenumwandlung und Flächennutzung.

Die anderen Ursachen für den Verlust der Biodiversität werden im Zusammenhang mit der Ökobilanz aktuell nicht adressiert.

#### 4. Zielkonflikte von Biologie und Ökobilanz

Biodiversität kann auf unterschiedlichen zeitlichen und räumlichen Ebenen betrachtet werden. Während in der Biologie eine regionale und zeitliche Betrachtung von Biodiversität bevorzugt wird, werden in der Ökobilanz Auswirkungen eher auf globaler Ebene und ohne zeitliche Eingrenzung ermittelt. Die Folge ist, dass für die Berücksichtigung der biologischen Vielfalt in der Ökobilanz ein Kompromiss gefunden werden muss. Dieser Kompromiss bezieht sich sowohl auf die räumliche Auflösung von Biodiversität als auch auf die zeitliche Veränderung. Für beide Aspekte ist jedoch nicht eindeutig festgelegt, wie Biodiversität gemessen werden kann und sollte. Unterschiedliche Indikatoren (wie Artenreichtum oder funktionelle Diversität) werden in verschiedenen Wirkungsabschätzungsmethoden genutzt, doch eine Einigung ist derzeit nicht in Sicht.

Ziel der hier vorgestellten Arbeit ist die Entwicklung einer Wirkungsabschätzungsmethode zur Berechnung von Auswirkungen auf die Biodiversität, welche direkt in die Ökobilanz integriert werden kann. Dabei sollen die zuvor vorgestellten Probleme adressiert werden. Die entwickelte Methode, „Biodiversity Impact Assessment“ (BIA+) genannt, wird im Folgenden vorgestellt und diskutiert.

### **Methodik**

#### **Die Ökobilanz**

Die Ökobilanz ist definiert als eine Methode zur Abschätzung von potentiellen Auswirkungen von Produkten (Güter und Dienstleistungen) oder Organisationen auf die Umwelt (ISO 2006a, ISO 2006b, Martínez-Blanco et al. 2015). Sie ist ein häufig verwendetes Mittel von produzierenden Unternehmen. Eine Ökobilanz setzt sich aus den folgenden vier Schritten zusammen: 1. Festlegung des Ziels und Untersuchungsrahmens, 2. Sachbilanz, 3. Wirkungsabschätzung und 4. Auswertung. Die Berechnung der Auswirkungen selbst findet im dritten Schritt statt. Die Auswirkungen von Produkten können auf zwei Ebenen berechnet werden: die sogenannte ‚Midpoint‘-Ebene, bei welcher die Ergebnisse problemorientiert dargestellt werden (z. B. Darstellung des Erderwärmungspotential als CO<sub>2</sub>-Äquivalente) und die ‚Endpoint‘-Ebene, bei welcher die Ergebnisse schadensorientiert dargestellt werden (z. B. Darstellung der ökologischen Gesundheit als Anzahl potentiell ausgestorbener Arten) (EC 2010).

#### **Biodiversity Impact Assessment (BIA+)**

Die Qualität der Biodiversität in einer Region setzt sich aus einem Gewichtungsfaktor der jeweiligen Region und den Umweltkonditionen in dieser Region zusammen (Michelsen 2008). Lindner und Kolleg\*innen (2014) nutzten diese Grundlage, um das „Biodiversity Impact Assessment (BIA)“ zu entwickeln. In ihrer Methode errechnen sie Gewichtungsfaktoren für die vom World Wide Fund For Nature (WWF) veröffentlichten 827 Ökoregionen (Olson et al. 2001) und entwickeln für jede Region sogenannte Potentialfeldfunktionen, welche den Einfluss von Landnutzungsparametern auf die Biodiversität wieder spiegeln.

Das Prinzip der BIA Methode wurde weiter entwickelt, um eine direkte Einbindung in die Ökobilanz zu ermöglichen. Die BIA+ Methode nutzt die durch die Ökobilanz errechneten Midpointergebnisse (z. B. kg Phosphoräquivalente), wandelt diese in Änderungen (z. B. Konzentrationsänderungen) um und errechnet dann die Auswirkungen auf die Biodiversität. Die Auswirkungen der Parameter (Midpointergebnisse) auf die Biodiversität werden über Wirkungsfunktionen ermittelt. Die Wirkungsfunktionen sind abhängig von dem zu betrachtenden Parameter und der Region. Als zu betrachtende Regionen werden die 14 Biome (WWF 2016) verwendet. Der regionale Gewichtungsfaktor für die einzelnen Biome errechnet sich aus den flächengewichteten Gewichtungsfaktoren der in einem Biom enthaltenen Ökoregionen. Die Wirkungsfunktionen pro Biom und Parameter werden über Expert\*innenbefragungen ermittelt. Dabei sollen Expert\*innen bestimmen, inwieweit die Änderung eines Parameters

eine Änderung in der Biodiversität herbeiführt. Die Biodiversität wird als Ganzes betrachtet und nicht als Summe einzelner Indikatoren. Die Expert\*innen sollen somit die Auswirkungen auf die genetische Vielfalt, die Artenvielfalt und die Ökosystemvielfalt bewerten. Die Befragung der Expert\*innen erfolgt nach einem bestimmten Schema. Dieses und weitere Ausführungen zur BIA+ Methode finden sich in Winter et al. (2017b).

## Ergebnisse und Diskussion

Die BIA+ Methode dient zur Abschätzung von potentiellen Auswirkungen auf die Biodiversität aufgrund von Produkten und ihrer Wirkung auf die Umwelt. Sie ist zur direkten Einbindung in die Methode der Ökobilanz entwickelt worden und adressiert die in der Einleitung vorgestellten Probleme.

### 1. Artenvielfalt

In der BIA+ Methode betrachten die Experten Biodiversität als ein abstraktes Modell, welches die Komponenten genetische Vielfalt, Artenvielfalt und Ökosystemvielfalt einschließen soll. Ein eindeutiger Indikator ist nicht gegeben. Zum einen ist dies vorteilhaft, da nicht ausschließlich spezifische Taxa oder Arten betrachtet werden, zum anderen jedoch müssen die Experten ein klares Bild der Biodiversität in dem jeweiligen Biom haben.

### 2. Räumliche Auflösung

Aufgrund der Nutzung der 14 Biome als räumliche Auflösung, ist eine Einbindung in die Ökobilanz möglich. Der geringere Aufwand zur Datenermittlung für die Wirkungsabschätzung ist ein großer Vorteil der BIA+ Methode. Im Vergleich müssen hier die Wirkungsfunktionen für „nur“ 14 Regionen (in der BIA Methode in 827 Regionen) aufgestellt werden. Des Weiteren können die Wirkungsfunktionen auf Länderebene aggregiert und somit die vorhandenen Inventardaten einer Ökobilanz direkt verwendet werden.

### 3. Auswirkungen weniger Belastungen

Während die meisten existierenden Wirkungsabschätzungsmethoden bezüglich Biodiversität ausschließlich die Auswirkungen von Flächennutzung und -umwandlung berechnen, ist es möglich, mit der BIA+ Methode die Auswirkungen aller in der Ökobilanz vorhandenen Midpointkategorien auf die Biodiversität zu ermitteln. So werden die zurzeit meist vernachlässigten Belastungen, wie Versauerung oder Eutrophierung, direkt aufgegriffen.

### 4. Zielkonflikte von Biologie und Ökobilanz

Ein Kompromiss muss auf beiden Seiten, Biologie und Ökobilanz, eingegangen werden, wenn eine Einbindung von Biodiversität in die Ökobilanz erfolgen soll. Die Betrachtung von Biodiversität auf Biomebene ist stark vereinfacht, doch für den Zweck einer Ökobilanz ausreichend. Die Ökobilanz ist ein oft genutztes Mittel der Industrie und dient vor allem dazu, Hotspots in Produktionsketten zu ermitteln. Die BIA+ Methode dient in diesem Fall der Aufdeckung solcher Hotspots. Eine detaillierte Ermittlung von Auswirkungen auf die Biodiversität obliegt im Anschluss beispielsweise der Umweltverträglichkeitsprüfung oder ähnlichen Methoden der Ökologie.

Neben den bereits erläuterten Vorteilen der BIA+ Methode existieren auch Schwächen, die es zu beachten gibt. Dazu gehört zum Beispiel, dass der Faktor Zeit in der BIA+ Methode nicht betrachtet wird. Die Ökobilanz schätzt im Allgemeinen potentielle Auswirkungen auf die Umwelt ab, ohne dabei Zeit zu berücksichtigen (Shimako et al. 2017). Zwar kann Zeit in der Verteilungsmodellierung von Emissionen berücksichtigt werden, doch in der Wirkungsabschätzung selbst wird sie generell nicht betrachtet. Die BIA+ Methode könnte diesbezüglich weiterentwickelt werden. So kann Zeit in die Wirkungsfunktionen integriert werden, wenn Expert\*innen die Auswirkungen über einen bestimmten Zeitraum abschätzen. Ein weiterer diskutabler Punkt ist das Referenzszenario. Bezüglich der Biodiversität existieren drei Referenzszenarien: 1. der aktuelle Zustand der Biodiversität, 2. der natürliche Zustand der

Biodiversität und 3. der gewollte Zustand der Biodiversität. In der BIA+ Methode ist das Referenzszenario austauschbar (Winter et al. 2017b). Die Idee der Einbindung von Expert\*innen in die Ökobilanz ist nicht neu, dennoch muss auch diese kritisch betrachtet werden. Auch wenn für die Befragung der Expert\*innen Kriterien und ein klarer Ablauf in der BIA+ Methode vorgesehen sind (s. Winter et al. 2017b), sind diese kein Garant für eine möglichst realistische Einschätzung. Burgman et al. (2011) empfehlen deshalb die Einbindung von Expertengruppen. Dies kann in der BIA+ Methode beispielsweise über die sogenannte Delphi-Methode (Linstone 1975) erfolgen.

### Schlussfolgerung und Ausblick

Die BIA+ Methode bietet den Vorteil, Produktauswirkungen auf die Biodiversität mittels Ökobilanz zu bewerten. Dabei können alle Auswirkungen der in der Ökobilanz auf Midpointebene vorhandenen Belastungen auf die Biodiversität ermittelt werden. Die BIA+ Methode ist offen für weitere Entwicklung in verschiedenste Richtungen. Aktuell wird eine Fallstudie dazu erarbeitet.

### Quellenverzeichnis

- Burgman, M. A., McBride, M., Ashton, R., Speirs-Bridge, A., Flander, L., Wintle, B., Fidler, F., Rumpff, L., Twardy, C. (2011): Expert Status and Performance. *PLoS One* 6:e22998. doi: 10.1371/journal.pone.0022998
- De Schryver, A. M., Brakkee, K. W., Goedkoop, M. J., Huijbregts, M. A. J. (2009): Characterization Factors for Global Warming in Life Cycle Assessment Based on Damages to Humans and Ecosystems. *Environ Sci Technol* 43:1689-1695. doi: 10.1021/es800456m
- EC – European Commission (Hg.) (2010): ILCD handbook: Framework and requirements for LCIA models and indicators. First edition.
- ISO – International Organization for Standardization (2006a): ISO 14040, Environmental management – Life cycle assessment – Principles and framework (ISO 14040:2006).
- ISO – International Organization for Standardization (2006b): ISO 14044, Environmental management – Life cycle assessment – Requirements and guidelines (ISO 14044:2006).
- Lindner, J. P., Niblick, B., Eberle, U., Bos, U., Schmincke, E., Schwarz, S., Luick, R., Blumberg, M., Urbanek, A. (2014): Proposal of a unified biodiversity impact assessment method. 9th International Conference LCA of Food San Francisco, USA 8-10 October 2014. San Francisco, USA,
- Linstone, H. (1975): *The Delphi Method : Techniques and applications*. Reading, Mass. : Addison-Wesley
- Martínez-Blanco, J., Finbeiner, M., Inaba, A. (2015): *Guidance on Organizational Life Cycle Assessment*. United Nations Environment Programme
- Michelsen, O. (2008): Assessment of land use impact on biodiversity. *Int J Life Cycle Assess* 13: 22-31. doi: 10.1065/lca2007.04.316
- MEA – Millennium Ecosystem Assessment (2005): *Ecosystems and Human Well-Being: Synthesis*. Island Press, Washington, DC
- Olson, D. M., Dinerstein, E., Wikramanayake, E. D., Burgess, N. D., Powell, G. V. N., Underwood, E. C., D'Amico, J. A., Itoua, I., Strand, H. E., Morrison, J. C., Loucks, C. J., Allnutt, T. F., Ricketts, T. H., Kura, Y., Lamoreux, J. F., Wettengel, W. W., Hedao, P., Kassem, K. R. (2001): Terrestrial Ecoregions of the World: A New Map of Life on Earth. *Bioscience* 51: 933. doi: 10.1641/0006-3568(2001)051[0933:TEOTWA]2.0.CO;2
- Penman, T. D., Law, B. S., Ximenes, F. (2010): A proposal for accounting for biodiversity in life cycle assessment. *Biodivers Conserv* 19: 3245-3254. doi: 10.1007/s10531-010-9889-7
- SCBD – Secretariat of the Convention on Biological Diversity (2010): *Global Biodiversity Outlook 3*. Montreal, Canada

- SCBD – Secretariat of the Convention on Biological Diversity (2014): Global Biodiversity Outlook 4. Montreal, Canada
- Shimako, A. H., Tiruta-Barna, L., Ahmadi, A. (2017): Operational integration of time dependent toxicity impact category in dynamic LCA. *Sci Total Environ* 599-600: 806-819. doi: 10.1016/j.scitotenv.2017.04.211
- Souza, D. M., Teixeira, R. F. M., Ostermann, O. P. (2015): Assessing biodiversity loss due to land use with Life Cycle Assessment: are we there yet? *Glob Chang Biol* 21: 32-47. doi: 10.1111/gcb.12709
- UN – United Nations (1992): Convention on Biological Diversity. Rio de Janeiro, Brazil
- van Zelm, R., Huijbregts, M. A. J., van Jaarsveld, H. A., Reinds, G. J., de Zwart, D., Struijs, J., van de Meent, D. (2007): Time Horizon Dependent Characterization Factors for Acidification in Life-Cycle Assessment Based on Forest Plant Species Occurrence in Europe. *Environ Sci Technol* 41: 922-927. doi: 10.1021/es061433q
- Winter, L., Lehmann, A., Finogenova, N., Finkbeiner, M. (2017a): Including Biodiversity in Life Cycle Assessment – State of the Art, Gaps and Research Needs. *Environmental Impact Assessment Review* 67: 88-100. doi: 10.1016/j.eiar.2017.08.006
- Winter, L., Pflugmacher, S., Berger, M., Finkbeiner, M. (2017b): Biodiversity Impact Assessment (BIA+) – methodological framework for screening biodiversity. *Integr. Environ. Assess. Manag.* doi: 10.1002/ieam.2006.
- WWF – World Wide Fund For Nature (2016) Ecoregions. <http://www.worldwildlife.org/biomes>. Accessed 16 Jun 2016

## **Kontakt**

Lisa Winter  
Technische Universität Berlin  
Institut für Technischen Umweltschutz  
Fachgebiet Sustainable Engineering  
Sekretariat Z1  
Straße des 17. Juni 135  
10623 Berlin  
E-Mail: [lisa.winter@campus.tu-berlin.de](mailto:lisa.winter@campus.tu-berlin.de)

## Naturschutzplanung mit quantitativen Methoden

CYNTHIA WIENS

### Problembeschreibung

Der Naturschutz und seine Planung sind ein politisch und gesellschaftlich viel diskutiertes Thema. Das Bundesnaturschutzgesetz (BNatSchG) bildet in Deutschland die rechtliche Basis für die Schutzgüter Natur und Landschaft und die Maßnahmen von Naturschutz und Landschaftspflege (BNatSchG 2017). Die Naturschutzplanung hat u. a. die Einrichtung von Schutzgebieten zur Aufgabe. Notwendig ist eine räumliche Planung, da menschliches Handeln weiträumige Teile der Erde und damit den Lebensraum vieler Tier- und Pflanzenarten bedroht oder sogar zerstört. Dies betrifft die Artenvielfalt, die genetische Variabilität innerhalb der Arten und die Vielfalt der Ökosysteme. Durch den Rückgang der Biodiversität zerstört der Mensch auf lange Sicht seine eigene Lebensgrundlage. Die Hoffnung ist, dass eine monetäre Bewertung der "Dienstleistungen" der Natur als Ökosystemleistungen ein Gefühl für den enormen Wert der Natur entstehen lässt. Dazu zählen beispielsweise das Bestäuben von Nahrungs- und Nutzpflanzen oder die Bereitstellung von Nahrung, Pharmaka und Rohstoffen. Um einen weiteren Rückgang der Biodiversität zu verhindern, sind dringend Maßnahmen erforderlich. Dabei spielt die Ausweisung von Schutzgebiete eine wichtige Rolle. Dabei sind viele verschiedene Faktoren mit einzubeziehen, woraus komplexe Problemstellungen resultieren. Oftmals fehlen eine systematische Planung und eine ganzheitliche Betrachtung der relevanten Aspekte. Quantitative Methoden können die entscheidungsorientierte Naturschutzplanung hinsichtlich der Systematik und einer ganzheitlichen Betrachtung unterstützen. Sie werden eingesetzt für die Analyse, Modellierung, Lösung und Auswertung praktischer Fragestellungen.

### Modellbildung

#### Methode der mathematischen Modellierung

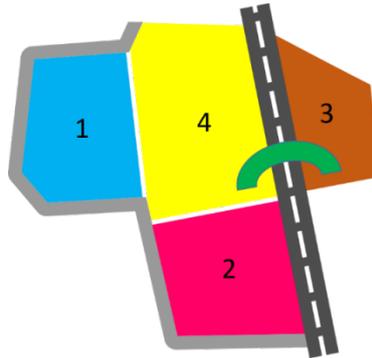
Viele praktische Fragestellungen, wie z. B. auch die Planung von Naturschutzgebieten, weisen aufgrund der Berücksichtigung verschiedenster Einflussfaktoren eine sehr komplexe Struktur auf. In diesem Fall können mathematische Modellierungen bei der Lösungsfindung unterstützen. Die praktische Fragestellung wird dazu unter bestimmten Modellannahmen in der Sprache der Mathematik ausgedrückt. Nach einer Analyse relevanter Zusammenhänge erfolgt die Entwicklung eines mathematischen Modells, das als Optimierungsproblem computergestützt gelöst werden kann. Die berechneten Ergebnisse können die Entscheidungsfindung unterstützen. Die Ergebnisse sind hinsichtlich der Relevanz für die Fragestellung zu überprüfen.

#### Annahmen

Da nicht alle Faktoren modelltheoretisch abgebildet werden können, werden bei der mathematischen Modellierung der Naturschutzplanung u. a. folgende Annahmen zugrunde gelegt:

1. Es erfolgt eine Unterteilung des zu betrachtenden Gebietes in sog. Parzellen (Teilgebiete; s. Abb. 1). Jede Parzelle erhält eine Kennziffer, um sie eindeutig identifizieren zu können. Die Einteilung in eindeutig unterscheidbare Parzellen ermöglicht die mathematische Formulierung des zu lösenden Problems.
2. Des Weiteren müssen Inputdaten für die zu betrachtenden Parameter der einzelnen Parzellen vorliegen. Folgende Parameter werden bei der mathematischen Modellierung berücksichtigt: Anzahl der Arten und Individuenzahlen der Arten in den jeweiligen Parzellen sowie die Flächengröße jeder einzelnen Parzelle, da jede Art unterschiedliche Flächenansprüche an ihren Lebensraum stellt.

3. Zudem sind die je Parzelle anfallenden Kosten aufzunehmen, die in Relation zu einem vorgegebenen Budget gesetzt werden. Die Kosten beinhalten Investitionskosten, d. h. einmalig anfallende Kosten, und Betriebskosten, d.h. in bestimmten Zeitabständen regelmäßig anfallende Kosten.



**Abb. 1: Unterteilung in Parzellen**

4. Ein weiterer relevanter Aspekt ist die Fragmentierung von Lebensräumen durch den Menschen, beispielsweise durch den Bau von Verkehrswegen. Die Fragmentierung von Lebensräumen beeinträchtigt die Wanderungsbewegungen von Tieren (vgl. Noon et al. 2009). Der Bau von sogenannten Querungshilfen (z. B. Grünbrücken oder Unterführungen) kann der Zerschneidung von Lebensräumen durch z. B. Verkehrsstrassen entgegenwirken (s. Abb. 1: grüne Brücke). Die entsprechenden Projektkosten gehen ebenfalls in die Modellierung ein. Die Problematik der Fragmentierung lässt sich unter dem Begriff der Kohärenz (Zusammenhang) zusammenfassen.
5. Eine weitere modelltheoretische Annahme besagt, dass ein einzelnes Naturschutzgebiet, das allen Anforderungen genügt, mehreren kleinen und räumlich verteilten vorzuziehen ist, auch wenn die jeweilige Gesamtfläche identisch ist (vgl. Diamond 1975).
6. Die letzte Annahme bezieht sich auf die Lage einer Parzelle zu den anderen Parzellen. Eine Parzelle, die viele Nachbarparzellen besitzt, wird höher bewertet, weil Arten von dieser Parzelle aus in mehrere verschiedene Parzellen wandern können. Von einer Parzelle mit nur einer Nachbarparzelle ist dies nicht möglich.

Diese theoretischen Überlegungen führen zur Klasse der Covering-Probleme.

#### **Exkurs: Darstellung des Covering-Problems**

Die Einteilung in individuelle Parzellen ermöglicht die Berücksichtigung verschiedener definierter Parzellenparameter (z. B. Fragmentierung). Nachteilig ist das damit verbundene sogenannte Mengenüberdeckungsproblem (Covering Problem). Übertragen auf den Naturschutz wird es als Species Covering Problem bezeichnet. In Abb. 2 wird das Problem der Überdeckung schematisch veranschaulicht, wobei die Kreise innerhalb des grünen Kreises jeweils unterschiedliche Arten (s. Abb. 2 links) und die Ellipsen die Parzellen darstellen (vgl. ReVelle et al. 2002, ReVelle und Williams 2002). In diesem einfachen Beispiel gibt es vier farblich markierte Parzellen und fünf Arten, die an den unterschiedlichen Mustern zu erkennen sind. Die Art, die durch den schraffierten Kreis dargestellt wird, ist in insgesamt zwei verschiedenen Parzellen (braun und pink) vorhanden. Werden die pinke und die braune Parzelle ausgewählt, ist diese Art insgesamt zweimal überdeckt (s. Abb. 2 rechts). Allerdings wäre es ausreichend, nur die pinke Parzelle auszuwählen, da die braune Parzelle nur eine Art überdeckt und die pinke Parzelle bereits den Schutz dieser Art (schraffierter Kreis) gewährleistet.

Da für jede Parzelle Informationen zu den in ihr existierenden Arten vorliegen, können die Arten über die Auswahl der Parzellen abgedeckt werden. Um alle in Abb. 2 dargestellten Arten abzudecken, müssen mindestens drei Parzellen, z. B. die gelbe, die hellblaue und die pinke, ausgewählt werden. Bei dieser simplen Problemstellung ist die Lösung relativ einfach zu ermitteln. Bei Betrachtung einer

Vielzahl von Parzellen und Arten wird das Problem komplexer, da zahlreiche Kombinationen von Parzellen in Frage kommen, die aber nicht unmittelbar miteinander verglichen werden können. Mathematische Modellbildung kann in diesen Fällen die Entscheidung unterstützen und eine mögliche Lösung des Problems liefern. Das Covering-Problem wird deshalb in einer Reihe von Veröffentlichungen zur Naturschutzplanung diskutiert (vgl. Pressey et al. 1993, Justus und Sarkar 2002, Fischer und Church 2003, Fairburn et al. 2004, Minor und Urban 2008, Wilson et al. 2015, Snyder und Haight 2016).

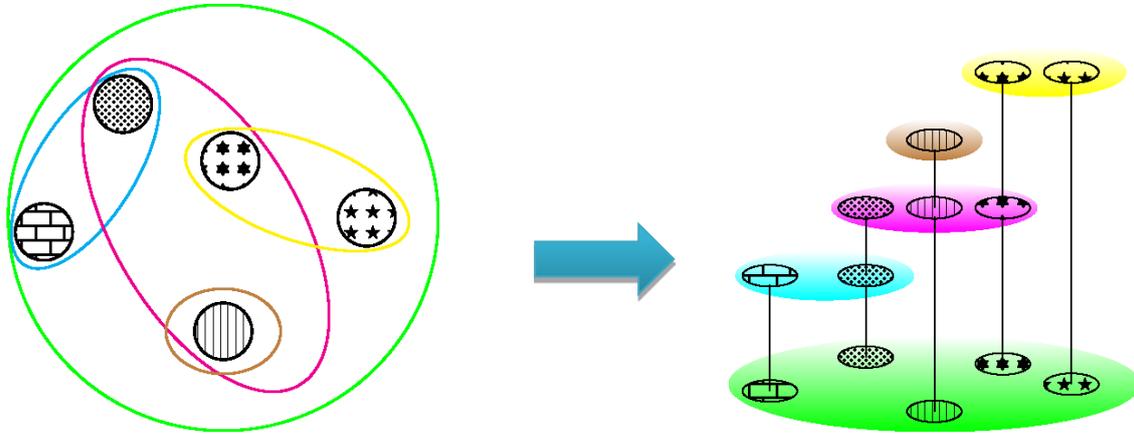


Abb. 2: Covering-Problem

### Modellierung des Species Set Covering-Problems

Allgemein enthält ein mathematisches Modell eine Zielfunktion und Nebenbedingungen. In der Zielfunktion ist das Ziel der Problembeschreibung formuliert. Dieses Ziel ist unter Beachtung von bestimmten Anforderungen (Nebenbedingungen) zu optimieren. Bei der Lösung des Species Set Covering-Problems ist das Ziel, den größten Nutzen mit geringstem Aufwand zu erreichen. Bedingung ist, die für das Schutzgebiet auszuwählenden Parzellen zu minimieren, wobei alle betrachteten Arten abgedeckt werden müssen.

Die Variable  $x_j$  steht für eine auszuwählende Parzelle  $j$  und kann die Werte 0 oder 1 annehmen (0: Parzelle nicht ausgewählt; 1: Parzelle ausgewählt). Insgesamt werden  $n$  Parzellen betrachtet. Die allgemeine mathematische Problemformulierung sieht wie folgt aus (vgl. Revelle et al. 2002: 72 f):

$$\min \sum_{j=1}^n x_j \quad (1)$$

$$\text{u. d. N. } \sum_{j=1}^n a_{ij} \cdot x_j \geq 1 \quad i = 1, \dots, m \quad (2)$$

$$x_j \in \{0, 1\} \quad j = 1, \dots, n \quad (3)$$

Die Zielfunktion (1) wählt eine minimale Anzahl aller  $n$  zu betrachtenden Parzellen aus. Nebenbedingung (2) fordert, dass alle betrachtenden Arten in dem Schutzgebiet enthalten sind, d. h. dass jede Art mindestens einmal repräsentiert sein muss. Diese Vorschrift erfolgt für jede Art, so dass das Modell insgesamt  $m$  Nebenbedingungen enthält. Der Parameter  $a_{ij}$  stellt die Information dar, welche Art  $i$  in Parzelle  $j$  existiert. Dabei nimmt  $a_{ij}$  den Wert 1 an, wenn Art  $i$  in Parzelle  $j$  vorkommt und den Wert 0, wenn dies nicht zutrifft. Den Wertebereich der Variablen  $x_j$  gibt die Bedingung (3) an. Es handelt sich in dieser Problemformulierung um eine Binärvariable und damit um ein ganzzahliges lineares Programm. Bei einer Betrachtung von vier Parzellen gibt es insgesamt 16 Kombinationsmöglichkeiten, bei 21 Parzellen bereits über 2 Millionen.

Im Beispiel zu Abbildung 2 werden die vier Parzellen (Ellipsen) durch die Variablen  $x_1$  bis  $x_4$  repräsentiert. Insgesamt gibt es in diesem Beispiel  $n=4$  Parzellen und  $m=5$  Arten.

## Erweiterungen des Species Set Covering Problems

Das klassische Set Covering Problem bezieht sich auf einen bestimmten Zeitpunkt. Für praktische Probleme der Planung erscheint es jedoch sinnvoll, einen längeren Zeitraum, d. h. mehrere Zeitpunkte zu betrachten. Dies ist bei der Lösung des klassischen Set Covering Problems nicht möglich. Daher ist eine dynamische Betrachtung der Problembeschreibung hinsichtlich einer Unterteilung in mehrere Perioden notwendig. Ziel ist es, diese Zusammenhänge unter Berücksichtigung von Nebenbedingungen in einem mathematischen Modell zu formulieren. Das erweiterte Modell ist wie folgt strukturiert:

- Zielfunktion: minimiert u. a. die Anzahl der auszuwählenden Parzellen über den gesamten Planungszeitraum
- Nebenbedingungen:
  - Einhaltung eines vorgegebenen Budgets je Periode sowie eine Übertragung von nicht verwendetem Budget in die nächste Periode
  - Festlegung einer Mindestanzahl an zu repräsentierenden Arten innerhalb des Schutzgebietes. Soll beispielsweise eine bestimmte Art mehrmals vorhanden sein, so bezieht die Modellformulierung diese Forderung ein. Ebenfalls erfolgt die Bestimmung einer Mindestindividuenzahl, damit der Fortbestand einer Art gesichert werden kann.
  - Berücksichtigung der Mindestgröße des benötigten Lebensraums je Art: Jede Art stellt andere Ansprüche an die Größe des Lebensraumes.
  - Berücksichtigung der Unterschiedlichkeit (Komplementarität) der auszuwählenden Parzellen: Hintergrund ist, dass Kombinationen von Parzellen gewählt werden, in denen unterschiedliche Arten existieren. Durch die Komplementarität resultiert der Einbezug verschiedener Lebensräume und Arten. Relevant ist dieser Aspekt vor allem bei der Festlegung einer Mindestanzahl an zu repräsentierenden Arten, die größer als Eins ist.
  - Berücksichtigung der Kohärenz der Parzellen: Es soll ein nach Möglichkeit zusammenhängendes Schutzgebiet entstehen.

## Erste Ergebnisse

Die Modellformulierung wurde mit einer mathematischen Optimierungssoftware gelöst. Dazu wurden eigens entwickelte Testinstanzen verwendet, die optimal gelöst werden konnten. Eine der Testinstanzen betrachtet 21 individuell große Parzellen und insgesamt 26 unterschiedliche Arten. Es wurden bewusst kleine Parzellen gewählt, damit die Restriktion der Mindestfläche relevant wird. Auch für die Bedingung der Kohärenz wurde eine entsprechende Wahl getroffen, so dass diese Forderung das Ergebnis maßgeblich beeinflusste. Für diese Testinstanz mit über 2 Millionen Kombinationen konnte mit Hilfe des Modells und der Optimierungssoftware für das dynamische Problem eine optimale Lösung bestimmt werden.

## Ausblick

Es kann festgestellt werden, dass der modelltheoretische Ansatz zur Entscheidungsunterstützung bei der Planung von Naturschutzgebieten eingesetzt werden kann. Dabei ist besonders hervorzuheben, dass der Ansatz nicht nur wie bisher in der Literatur zu einer Neuplanung eines Schutzgebietes dienen kann, sondern auch um ein bestehendes Naturschutzgebiet weiterzuentwickeln, zu restrukturieren oder zu erweitern. Dies könnte von erheblichem praktischen Interesse sein, da der Ansatz die Möglichkeit bietet, z. B. bei beschränktem Budget auf klimatische Veränderungen über mehrere Perioden zu reagieren.

Selbstverständlich ist das Ergebnis einer Optimierung immer nur so gut wie die verwendeten Daten und das verwendete Modell. Das Modell soll im nächsten Schritt anhand realer Daten validiert werden.

Die errechneten Ergebnisse sind auf Plausibilität zu überprüfen. Ebenfalls sollen Expertenmeinungen zu der mathematischen Formulierung eingeholt werden, so dass auch eine praktische Sichtweise zum Tragen kommt.

### Quellenverzeichnis

- BNatSchG – Bundesnaturschutzgesetz (2017): vom 20.12.1976 i. d. F. vom 15. September 2017.
- Diamond, J. M. (1975): The island dilemma: Lessons of modern biogeographic studies for the design of nature reserves. *Biological Conservation* 7: 129-146.
- Fairburn, G. A., Hughey, K. F. D., Cullen, R. (2004): Cost effectiveness of endangered species management: The kokako (*Callaeas cinerea*) in New Zealand. *New Zealand Journal of Ecology* 28(1): 83-91.
- Fischer, D. T., Church, R. L. (2003): Clustering and compactness in reserve site selection: An extension of the biodiversity management area selection model. *Forest Science* 49(4): 555-565.
- Justus, J., Sarkar, S. (2002): The principle of complementarity in the design of reserve networks to conserve biodiversity: A preliminary history. *Journal of Bioscience* 27(4): 421-435.
- Minor, E. S., Urban, D. L. (2008): A graph-theory framework for evaluating landscape connectivity and conservation planning: *Conservation Biology* 22(2): 297-307.
- Noon, B. R., McKelvey, K. S., Dickson, B. G. (2009): Multispecies conservation planning on U.S. federal lands. In: J. J. Millspaugh, F. R. Thompson (Hg.): *Models for Planning Wildlife Conservation in Large Landscapes*. Elsevier: 51-83.
- Pressey, R. L., Humphries, C. J., Margules, C. R., Vane-Wright, R. I., Williams, P. H. (1993): Beyond opportunism: Key principles for systematic reserve selection. *Trends in Ecology & Evolution* 8(4): 124-128.
- Snyder, S. A., Haight, R. G. (2016): Application of the maximal covering location problem to habitat reserve site selection: A review. *International Regional Science Review* 38: 28-47.
- ReVelle, C., Williams, J. C. (2002): Reserve design and facility siting. In: Drezner, Z., Hamacher, H. W. (Hg.): *Facility Location: Applications and Theory*. Springer: 307-328.
- ReVelle, C. S., Williams, J. C., Boland, J. J. (2002): Counterpart model in facility location and reserve selection science. *Environmental Modeling and Assessment* 7: 71-80.
- Wilson, A., Fenton, B., Malloch, G., Boag, B., Hubbard, S., Begg, G. (2015): Urbanisation versus agriculture: A comparison of local genetic diversity and gene flow between wood mouse *Apodemus sylvaticus* populations in human-modified landscapes. *Ecography* 39(1): 87-97.

### Kontakt

Cynthia Wiens  
FernUniversität in Hagen  
Universitätsstr. 41  
58097 Hagen  
E-Mail: [cynthia.wiens@fernuni-hagen.de](mailto:cynthia.wiens@fernuni-hagen.de)

## **Gemeingüterbasierte Rechte an Saatgut und Sorten als Treiber für eine sozial-ökologische Transformation des Pflanzenbaus**

NINA GMEINER, LEA KLIEM, ANOUSH FICICIYAN, STEFANIE SIEVERS-GLOTZBACH, JULIA TSCHERSICH

### **Einleitung und Problemanalyse**

Die weltweite Agrobiodiversität spiegelt sich in der Sortenvielfalt der Nutzpflanzen. Saatgut und Sorten sind essentielle Grundlage jedes pflanzenbaulichen Produktionsprozesses. Dabei prägt die Ausgestaltung der Strukturen von Saatgutproduktion und Pflanzenzüchtung entscheidend unser globales Ernährungssystem, dessen zentrale Herausforderung die Gewährleistung von Ernährungssicherheit für eine wachsende Weltbevölkerung ist (FAO et al. 2012, Godfray et al. 2010). Bisherige Lösungsansätze fokussieren seit den 1940er Jahren vorwiegend auf landwirtschaftlicher Intensivierung (IAASTD 2009; Loos et al. 2014), welche auf Ertragssteigerungen in der Pflanzenproduktion durch die Züchtung von Hochleistungssorten zielt (v. a. bezogen auf Ernteerträge pro ha und Reaktionsfähigkeit auf chemisch-synthetische Düngemittel; vgl. Dalrymple 1974). Diese Züchtungsanstrengungen trugen maßgeblich zur Produktivitätssteigerung bei (Silvey 1994, Huffman 2009) – jedoch auf Kosten ökologischer Nachhaltigkeit (Rockström et al. 2015, MEA 2005). Der Anbau der spezialisierten Hohertragsorten erfolgt vorrangig in Monokulturen, unterstützt durch einen hohen Einsatz von synthetischem Stickstoffdünger und Pflanzenschutzmitteln (Almekinders et al. 2007, Jordan 2002). Die Konzentration auf wenige, wirtschaftlich attraktive Kulturarten und -sorten führt zu einer Erosion genetischer Nutzpflanzendiversität (Van de Wouw et al. 2009, Mace et al. 2014). Der großflächige, industrielle Anbau dieser Hohertragsorten trägt überdies zu einem Rückgang von allgemeiner Biodiversität sowie regulierenden und kulturellen Agrarökosystemleistungen bei (MEA 2005, Tilman et al. 2002, Geiger et al. 2010). Dies ist gerade vor dem Hintergrund der Anpassungsfähigkeit an zukünftige Klimaveränderungen problematisch (FAO 2016, Fischer et al. 2002).

Eine grundlegende Voraussetzung für langfristige Ertragsstabilität in der landwirtschaftlichen Produktion ist ein hoher Grad an Agrobiodiversität (Frison et al. 2011, Lin 2011, Thrupp 1998). Über die Anpassungsfähigkeit von Nutzpflanzensorten an sich stark wandelnde Umweltbedingungen hinaus (Petersen und Weigel 2015) hat Agrobiodiversität auf der Ebene der Anbausysteme positiven Einfluss auf die natürliche Regulation von Pflanzenschädlingen sowie die Effektivität von Insektenbestäubung (Frison et al. 2011, Hajjar et al. 2008, Lin 2011). Eine hohe Agrobiodiversität kann daher die Notwendigkeit des Einsatzes von Agrochemikalien vermindern und zu einer umweltverträglicheren Bewirtschaftungsweise beitragen.

Bei Saatgut handelt es sich aus ökonomischer Perspektive grundsätzlich nicht um ein knappes Gut, da es sich selbst vervielfältigt und deshalb ausreichend verfügbar ist. Die ökonomische Inwertsetzung durch Unternehmen wird daher erst durch rechtliche und technische Mechanismen möglich (z. B. Sortenschutz und nicht-samenfeste Hybride), die Saatgut und Sorten vor Vervielfältigung durch Dritte schützen, einen Nutzungsausschluss erlauben und damit Anreize für privatwirtschaftliche Investitionen in innovative Züchtungen schaffen. Die Nutzung dieser Mechanismen hat gegenwärtig ein System der Pflanzenzüchtung und Saatgutproduktion hervorgebracht, das seine Innovationskraft vorrangig für Sorten mit hohen wirtschaftlichen Ertragserwartungen aufwendet. Damit einhergehen negative externe Effekte: Unter anderem führt die Konzentration der Zuchtanstrengungen auf wenige ertragsstarke Sorten weltweit zu einer Verminderung der Sortenvielfalt und beeinflusst dadurch die genetische Vielfalt in der Agrobiodiversität (vgl. DAFA und Lange 2017). Im globalen Norden sind einigen Arten (z. B. Tomate, Blumenkohl) größtenteils nur noch als Hybridsorten erhältlich (Zukunftsstiftung Landwirtschaft 2008; Lammerts van Bueren 2010).

In Deutschland schränken zudem die strengen Zulassungskriterien der Unterscheidbarkeit, Homogenität und Stabilität (DUS-Kriterien) und finanziell aufwändige Zulassungsverfahren für Sorten die Markteinführung neuer Züchtungen ein (RightSeeds-Projektworkshop 2017). Die enge Auslegung des Saatgut- und Sortenrechts und der Kriterien im Rahmen der Sortenzulassung lassen Züchtern kaum Spielraum für die Entwicklung weniger einheitlicher, nachbaufähiger Sorten (Christinck und Tvedt 2015, Serpolay et al. 2011). Sie führen rechtlich, institutionell und hinsichtlich pflanzengenetischer Ressourcen zu einem „Lock-in“- Effekt (vgl. Leach et al. 2012) für die Zucht, Anmeldung und damit Verfügbarkeit neuer Sorten. Diese Entwicklung steht im Konflikt mit Kernzielen eines zukunftsfähigen, sozial-ökologisch nachhaltigen Ernährungssystems. Für die Erhaltung von Agrobiodiversität, die Gewährleistung von Ernährungssicherheit und -souveränität sowie für die Bereitstellung vielfältiger Agrarökosystemleistungen setzt der regulative Rahmen keine wesentlichen Anreize.

Saatgut und Sorten als Gemeingüter bilden einen „zweiten Pfad“ neben dem privateigentumsrechtlichen Saatgutssystem, um die Handlungsspielräume und Mitbestimmungsmöglichkeiten der Akteure, von Kleinbauern in den Ländern des Südens sowie Landwirten und Erwerbsgärtnern im Pflanzenbau in den Ländern des Nordens zu erweitern und wichtige, gesamtgesellschaftliche Funktionen der Pflanzenzüchtung zu gewährleisten. Dazu zählt die Erhaltung und Entwicklung einer großen Nutzpflanzenvielfalt für die Anpassung der Landwirtschaft an den Klimawandel (Kloppenburger 2014, Kotschi und Rapf 2016). Das Forschungsprojekt RightSeeds stellt die Verknüpfung von Organisationsformen innerhalb dieses „zweiten Pfades“ mit ihrer sozial-ökologischen Wirkung im landwirtschaftlichen Pflanzenbau in den Mittelpunkt und fokussiert dabei das Potenzial gemeingüterbasierte Ansätze eine sozial-ökologische Transformation des Pflanzenbaus anzustoßen.

### **Saatgut und Sorten als Gemeingüter**

Vor der oben beschriebenen Intensivierung der landwirtschaftlichen Produktion wurden Sorten und oft sogar das Saatgut selbst seit den Anfängen des Landbaus vor etwa 11.000 Jahren als Gemeingut von Landwirten gepflegt, weiterentwickelt und untereinander geteilt (Banzhaf 2016, Kugbeil 2003). Dieses Prinzip wird nun vielerorts als Abkehr vom privatisierten Saatgutsektor wieder be- und gelebt. Aus den Praktiken dieser neuen Initiativen einerseits und dem wissenschaftlichen Allmende-Diskurs andererseits entwickelt das Projekt RightSeeds den Begriff der „Seed and Variety Commons“ (SVC; vgl. Kliem und Tschersich 2017). SVC beziehen sich auf gemeinschaftliche Besitz- und Organisationsformen in der Pflanzenzüchtung, Saatgutproduktion und Nutzung von Saatgut und Sorten. SVC im Globalen Norden werden derzeit überwiegend im Bereich der gemeingutbasierten Sortenentwicklung umgesetzt, während im Globalen Süden häufig auch das Saatgut selbst als gemeinschaftliche Ressource verwaltet wird. Der Konzeptualisierung von SVC liegt ein neueres Verständnis von Gemeingütern zugrunde (Hess 2008), welches sich nicht auf Rivalität und Exklusivität als Gütereigenschaften stützt, sondern die Allmende als das soziale Gefüge - sprich Normen, Regeln und Institutionen – versteht, welche die gemeinsame, nachhaltige Verwaltung und Nutzung einer Ressource ermöglichen (Ostrom 1990, Helfrich und Bollier 2015).

In dreierlei Weise wird für eine Gemeingüterorientierung im Saatgutsektor argumentiert: Zur Erhaltung von Sortenvielfalt als Kulturgut, zur Demokratisierung des Saatgutsystems und zur Erreichung von Nachhaltigkeitszielen, insbesondere der Ernährungssicherheit und Erhaltung der Agrobiodiversität.

- In der landwirtschaftlichen Sortenvielfalt spiegeln sich Jahrtausende menschlicher Kulturgeschichte. Sorten wurden über Generationen hinweg weiterentwickelt und sind Teil und Ausdruck von unterschiedlichen menschlichen Kulturen und Traditionen. Dadurch werden sie zu schützenswerten Kulturgütern (Kotschi und Rapf 2016). Diese kulturellen Errungenschaften sind durch die Dominanz einiger großer, der Marktlogik unterworfenen Agrarfirmer ernstlich bedroht.

- Eine Hinwendung zur Gemeingutorientierung könnte eine Re-demokratisierung des Saatgutsektors anstoßen. Die steigende Marktkonzentration steht einer demokratischen Verwaltung lebensnotwendiger Ressourcen und der Forderung nach Nahrungsmittelsouveränität entgegen.
- Ein dritter Argumentationsstrang ist das Erreichen internationaler Nachhaltigkeitsziele. Jahrzehntlang wurde die Intensivierung der Landwirtschaft auf Kosten der Umwelt vorangetrieben, um die Ernährung der wachsenden Erdbevölkerung zu sichern (Loos et al. 2014, IAASTD 2009). Die negativen ökologischen Folgen dieser intensiven Produktionssysteme werden jedoch immer deutlicher sichtbar. Eine Gemeingutorientierung im Saatgutwesen bietet mögliche Ansatzpunkte, um ökologische Nachhaltigkeitsziele, vor allem auch in Bezug auf Agrobiodiversität, zu adressieren.

Im Rahmen des RightSeeds Forschungsprojekts wurden folgende Kernaspekte von SVC identifiziert:

- Kollektive Besitzformen und Schutzmechanismen: An die Stelle privater Eigentumsrechte an Saatgut und Sorten (Sortenschutz- und Patentrechte) treten kollektive Besitzformen. Um die Erhaltung und Weiternutzung als Gemeingut zu gewährleisten, werden Sorten über gemeinnützige Organisationen registriert oder mit offenen Nutzungslizenzen versehen (Kotschi und Kaiser 2012, Kotschi und Rapf 2016). Diese rechtlichen oder selbstgewählten Schutzmechanismen verhindern zukünftige Nutzungseinschränkungen. Ein Beispiel bietet die kürzlich entwickelte und eingeführte Lizenz von Open Source Seeds (s. Beispiel 1).
- Nachbaufähige/samenfeste Sorten und Teilen von Züchtungswissen: Züchtung wird als zentrale gesellschaftliche Aufgabe für die langfristige Erhaltung und Entwicklung von Nutzpflanzenvielfalt begriffen. Deswegen werden nur Züchtungstechniken, die nachbaufähige bzw. samenfeste Sorten hervorbringen, genutzt. Das Wissen über Züchtungstechniken und Sorteneigenschaften wird frei zugänglich veröffentlicht. In der deutschen Praxis sind SVC derzeit fast immer mit ökologischer Züchtung und Saatgutvermehrung verknüpft. Jedoch gibt es unterschiedliche Meinungen dazu, ob dies eine notwendige Voraussetzung sein sollte.
- Gemeinschaftliches Management in polyzentrischen Institutionen: Die Bereitstellung, Entwicklung und Erhaltung von Sorten unterliegt einer gemeinschaftlichen Verantwortung und Verwaltung. SVC zeichnen sich daher durch polyzentrische Steuerungsmechanismen aus, die gemeinschaftlich vereinbarten Regeln und Normen folgen. Solche übergreifenden institutionellen Vereinbarungen sind nach Ostrom (1990) wichtig für die nachhaltige Nutzung und die langfristige Erhaltung von Ressourcen. Die dezentrale Verwaltung von Saatgut und Sorten als gemeinschaftliche Ressource wird beispielsweise in Ansätzen partizipativer Züchtung und durch die Nutzung von Open-Source-Lizenzen umgesetzt. Durch solche Ansätze werden offene Innovationssysteme geschaffen. Aus praktischer Perspektive stellt sich die Frage nach vielfältigen und innovativen Finanzierungsmechanismen für die offene und kostenfreie Bereitstellung von Sorten, wenn auf Gebühren und Abgaben im Zusammenhang mit geschützten Sorten verzichtet wird. Alternative Einnahmequellen könnten u. a. eine stärkere öffentliche Förderung oder neue Finanzierungsmechanismen entlang der Wertschöpfungskette (z. B. ‚Sortenentwicklungsbeiträge‘, die zwischen Züchtern, Saatgutproduzenten und Händlern ausgehandelt werden) darstellen.

### **Beispiel 1: Die Open-Source-Tomate Sunviva**

Im Frühjahr 2017 wurde die Tomatenzüchtung Sunviva (s. Abb.1) unter eine von der Initiative „Open Source Seeds“ entwickelte Open-Source-Lizenz gestellt (SWR 2017). Sunviva ist damit in Deutschland eine der ersten Sorten, für die eine solche Lizenz erprobt wird. Die Saatgut-Lizenz erlaubt dem Lizenznehmer, das Saatgut uneingeschränkt zu nutzen, zu vermehren, weiterzugeben, und züchterisch zu bearbeiten, sowie vermehrtes und weiterentwickeltes Material zu verbreiten. Der Lizenznehmer verpflichtet sich gleichzeitig, zukünftigen Nutzern die gleichen Rechte einzuräumen und jegliche Beschränkungen (z. B. Sortenschutz, Patentschutz oder andere gesetzlich mögliche Ausschließlichkeitsrechte) zu unterlassen (Kotschi und Rapf 2016). Zwar bezieht sich die Lizenz vom rechtlichen

Standpunkt aus auf das Saatgut und nicht die jeweilige Sorte, jedoch umfasst der Lizenzvertrag dadurch implizit auch die genetischen Informationen des Saatguts. Die Lizenz schützt daher nicht nur Sunviva, sondern auch zukünftige aus Sunviva entwickelte Sorten vor jeglicher Vereinnahmung oder Privatisierung durch Konzerne oder Privatpersonen.



**Abb. 1: Die Sunviva-Tomate**

### **Beispiel 2: Der Züchterzusammenschluss Kultursaat e.V.**

Wenn der Schutz des geistigen Eigentums an einer Sorte wie bei Sunviva nicht in Anspruch genommen wird, fällt ein Teil der Einnahmen, die Lizenz- oder Patentgebühren, für den Züchtenden weg. Trotzdem gibt es Unternehmen und Initiativen, die schon seit Jahrzehnten erfolgreich für den Markt züchten, ohne Sortenschutz für ihre Neuzüchtungen zu beantragen.

Ein Beispiel für diese Arbeitsweise bietet Kultursaat e. V. (2017). Der Verein betreibt biologisch-dynamische Neu- und Erhaltungszucht für den Erwerbsanbau für eine Vielzahl von Gemüse-, Kräuter- und Blumensorten. Es handelt sich um einen Zusammenschluss eigenständiger Züchter, die ihre Zuchtprojekte und -methoden im Rahmen der Leitlinien des Vereins selbst bestimmen. Ein wichtiger Grundsatz des Vereins ist die Überzeugung, dass Sorten Gemeingut sind und Züchtung deshalb immer gemeinnützig orientiert sein sollte. Dies hat verschiedene Konsequenzen für 1. den Züchtungsprozess, 2. die rechtliche Ausgestaltung und 3. die Finanzierung der Arbeit.

1. Die Züchtung selbst erfolgt transparent für andere Züchter und Verbraucher. So werden z. B. die Informationen der Sortenentwicklung veröffentlicht und vorhandenes Wissen weitergegeben (Kultursaat e. V. 2017). Um eine weitere Nutzung der Sorten nicht zu beschränken und die Pflanzen als Lebewesen mit Eigenwert anzuerkennen, werden Zuchtmethoden abgelehnt, die die Reproduktionsfähigkeit der Nachkommen einschränken und so zu einem „biologischen Sortenschutz“ führen (z. B. F1-Hybride).
2. Die Züchter des Vereins lehnen private Eigentumsrechte an Saatgut und Sorten ab. Deshalb melden sie auf neue Sorten keinen Sortenschutz an, d.h. sie verzichten auf Lizenzgebühren und stellen ihre Neuzüchtung rechtlich frei zur Verfügung. Für alle in Deutschland verwendeten Erwerbs-

sorten gilt die Registrierungspflicht. Registriert werden die Sorten auf den gemeinnützigen Verein und nicht auf die Züchter als Privatpersonen oder auf dritte Unternehmen. So soll Eigennutz verhindert werden und sichergestellt sein, dass die Sorten Gemeingut bleiben.

3. Die gemeinnützige Zucht für die Gesellschaft als Ganzes soll nach den leitenden Grundsätzen des Vereins nicht von Profitinteressen geleitet sein. Die Finanzierung muss demnach aus der Gesellschaft selbst erfolgen, hauptsächlich durch Spenden, Zuwendungen und Förderprogramme.

Interessant sind in diesem Zusammenhang die Implikationen, welche dieses Vorgehen für die Agrobiodiversität haben kann. Während industrielle Sorten für eine sehr breite Nutzergemeinschaft und daher standortunspezifisch gezüchtet werden müssen, um die Refinanzierung über Lizenzgebühren sicherzustellen, werden die gemeingüterbasierten Sorten auf Standorte angepasst gezüchtet und lassen so eine größere Sortenvielfalt zu (Demeulenaere 2014). Durch ihre handwerkliche Züchtung weisen sie auch auf genetischer Ebene eine höhere Vielfalt auf (z. B. Olson et al. 2012).

### **Ausblick und weiterer Forschungsbedarf**

Der positive Effekt auf die Agrobiodiversität, von dem bei gemeingutorientierter Züchtung ausgegangen wird, soll an verschiedenen Stellen aufgegriffen und erforscht werden. So werden gemeingutbasiert entwickelte Gemüsesorten mittels ökologischer Feldversuche in Rein- und Mischkulturen unter abiotischen und biotischen Stressbedingungen auf Agrobiodiversitätsmerkmale hin untersucht. Auf praktischer Ebene soll das Bewusstsein zur Bedeutung der Pflanzenzüchtung für die Erhaltung und Entwicklung von Agrobiodiversität beim Verbraucher gestärkt werden. Geplant sind hierfür die Entwicklung eines Kommunikationskonzeptes und die Markteinführung einer gemeingutbasiert gezüchteten Sorte.

### **Quellenverzeichnis**

- Almekinders, C. J. M., Thiele, G., Danial, D. L. (2007): Can cultivars from participatory plant breeding improve seed provision to small-scale farmers? *Euphytica* 153(3): 363-372.
- Banzhaf, A. (2016): Saatgut: wer die Saat hat, hat das Sagen. München: oekom.
- Christinck, A., Tvedt, M. W. (2015): The UPOV Convention, Farmers' Rights and Human Rights. Bonn, Eschborn: Deutsche Gesellschaft für Internationale Zusammenarbeit (GIZ).
- Cromwell, E. (1999): Agriculture, biodiversity and livelihoods: issues and entry points. Final report. London: Overseas Development Institute.
- DAFA, Lange, S. (2017): Fachforum Ökologische Lebensmittelwirtschaft: Forschungsstrategie der Deutschen Agrarforschungsallianz (Stand 1/2017). Braunschweig: DAFA.
- Dalrymple, D. G. (1974): Development and spread of high-yielding varieties of wheat and rice in the less developed nations. Washington, DC: U.S. Department of Agriculture & U.S. Agency for International Development.
- Demeulenaere, E. (2014): A political ontology of seeds: The transformative frictions of a farmers' movement in Europe. *Focaal* 69: 45-61.
- FAO – Food and Agriculture Organization of the United Nations (1999): Background Paper 1: Agricultural Diversity, Multifunctional Character of Agriculture and Land Conference. Maastricht, Netherlands.
- FAO – Food and Agriculture Organization of the United Nations (Hg.) (2012): Economic growth is necessary but not sufficient to accelerate reduction of hunger and malnutrition. Rome: FAO.
- FAO – Food and Agriculture Organization of the United Nations (Hg.) (2016): Climate change, agriculture and food security. Rome: FAO.

- Fischer, G., Shah, M. M., van Velthuisen, H. T. (2002): *Climate Change and Agricultural Vulnerability*. Laxenburg, Austria: IIASA.
- Frison, E. A., Cherfas, J., Hodgkin, T. (2011): Agricultural Biodiversity Is Essential for a Sustainable Improvement in Food and Nutrition Security. *Sustainability* 3 (1): 238.
- Geiger, F., Bengtsson, J., Berendse, F., Weisser, W. W., Emmerson, M., Morales, M. B., Inchausti, P. (2010): Persistent negative effects of pesticides on biodiversity and biological control potential on European farmland. *Basic and Applied Ecology* 11 (2): 97-105.
- Godfray, H. C. J., Beddington, J. R., Crute, I. R., Haddad, L., Lawrence, D., Muir, J. F., Toulmin, C. (2010): Food Security: The Challenge of Feeding 9 Billion People. *Science* 327(5967): 812-818.
- Hajjar, R., Jarvis, D. I., Gemmill-Herren, B. (2008): The utility of crop genetic diversity in maintaining ecosystem services. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 123 (4): 261-270.
- Helfrich, S., Bollier, D. (2015): Commons. In *Degrowth. Handbuch für eine neue Ära*. München: 90-94.
- Hess, C. (2008): Mapping the new commons. Presented at the 12<sup>th</sup> Biennial Conference of the International Association for the Study of the Commons, Cheltenham, UK, 14-18 July.
- Huffman, W. E. (2009): Technology and innovation in world agriculture: prospects for 2010-2019. Iowa State University, Department of Economics, Staff General Research Papers.
- IAASTD – International Assessment of Agricultural Knowledge, Science and Technology for Development (2009): *Agriculture at a Crossroads*. Library of Congress, Washington, DC: Island Press, 106 S.
- Jordan, C. F. (2002): Genetic Engineering, the Farm Crisis, and World Hunger. *BioScience* 52 (6): 523.
- Kliem, L., Tschersich, J. (2017): Begriffsdefinitionen der Nachwuchsforschungsgruppe RightSeeds. Unveröffentlichtes Diskussionspapier.
- Kloppenburger, J. (2014): Re-purposing the master's tools: the open source seed initiative and the struggle for seed sovereignty. *The Journal of Peasant Studies* 41 (6): 1225-1246.
- Kotschi, J., Kaiser, G. (2012): Open-source für Saatgut. Diskussionspapier.
- Kotschi, J., Rapf, K. (2016): Befreiung des Saatguts durch open source Lizenzierung. AGRECOL.
- Kugbe, S. (2003): Potential Impact of Privatization on Seed Supply for Small Farmers in Developing Countries. *Journal of New Seeds*, 5(4): 75-86. doi.org/10.1300/J153v05n04\_06
- Kultursaat e. V. (2017): Ziele des Vereins. – Online, URL: <https://www.kultursaat.org/verein/die-ziele/veroeffentlichung-der-sortenentwicklung.html> [Zugriff: 08.08.2017].
- Lammerts van Bueren, E. T. (2010): Ethics of Plant Breeding: The IFOAM Basic Principles as a Guide for the Evolution of Organic Plant Breeding. *Ecology & Farming*, 2010(2): 7-10.
- Leach, M., Rockström, J., Raskin, P., Scoones, I., Stirling, A., Smith, A., Olsson, P. (2012): Transforming Innovation for Sustainability. *Ecology and Society* 17 (2): 11.
- Lin, B. B. (2011): Resilience in Agriculture through Crop Diversification: Adaptive Management for Environmental Change. *BioScience* 61 (3): 183-193.
- Loos, J., Abson, D. J., Chappell, M. J., Hanspach, J., Mikulcak, F., Tichit, M., Fischer, J. (2014): Putting meaning back into "sustainable intensification". *Frontiers in Ecology and the Environment* 12 (6): 356-361.
- Mace, G. M., Reyers, B., Alkemade, R., Biggs, R., Chapin III, F. S., Cornell, S. E., Woodward, G. (2014): Approaches to defining a planetary boundary for biodiversity. *Global Environmental Change* 28: 289-297.
- MEA – Millennium Ecosystem Assessment (Hg.) (2005): *Ecosystems and human well-being: synthesis*. Washington, DC: Island Press.

- Olson, M. B., Morris, K. S., Mendez, V. E. (2012): Cultivation of maize landraces by small-scale shade coffee farmers in western El Salvador. *Agricultural Systems* 111: 63-74.
- Ostrom, E. (1990): *Governing the commons: the evolution of institutions for collective action*. Cambridge: Cambridge University Press.
- Petersen, U., Weigel, H.-J. (2015): *Klimaresilienz durch Agrobiodiversität?: Literaturstudie zum Zusammenhang zwischen Elementen der Agrobiodiversität und der Empfindlichkeit von landwirtschaftlichen Produktionssystemen gegenüber dem Klimawandel* / Ute Petersen ; Hans-Joachim Weigel. Braunschweig: Thünen-Institut, Bundesforschungsinstitut für Ländliche Räume, Wald und Fischerei.
- RightSeeds (2017): *Saatgut und Sorten als Gemeingüter - Ein verbindendes Konzept für sozial-ökologischen Wandel im Pflanzenbau*. Projektworkshop 16.-17.03.2017. Nachbereitung. Unveröffentlicht.
- Rockström, J., Steffen, W., Richardson, K. et al. (2015): Planetary boundaries: Guiding human development on a changing planet. *Science* 347 (6223): 1259855-1259855.
- Serpolay, E., Dawson, J. C., Chable, V. et al. (2011). Diversity of different farmer and modern wheat varieties cultivated in contrasting organic farming conditions in Western Europe and implications for European seed and variety legislation. *Organic Agriculture* 1 (3): 127.
- Silvey, V. (1994): Plant breeding in improving crop yield and quality in recent decades. *Plant Breeding for Mankind-Symposium Agribex 94* (355): 19-34.
- SWR (2017): *Erstes Open-Source-Gemüse in Deutschland: Eine Tomate, frei für Alle*. – Online, URL: <https://www.swr.de/marktcheck/erstes-open-source-gemuese-in-deutschland-eine-tomate-frei-fuer-alle/-/id=100834/did=19440154/nid=100834/1n1oilb/index.html> [Zugriff: 11.08.2017].
- Thrupp, L. A. (1998): *Cultivating Diversity: Agrobiodiversity and Food Security*. Washington D.C., USA: World Resources Institute.
- Tilman, D., Cassman, K. G., Matson, P. A., Naylor, R., Polasky, S. (2002): Agricultural sustainability and intensive production practices. *Nature* 418: 671-677.
- van de Wouw, M., Kik, C., van Hintum, T., van Treuren, R., Visser, B. (2009): Genetic erosion in crops: concept, research results and challenges. *Plant Genetic Resources* 8 (01): 1-15.
- Zukunftsstiftung Landwirtschaft (2008): *Infobrief Saatgutfonds 1/08*. – Online, URL: [https://www.zukunftsstiftung-landwirtschaft.de/media/SGF\\_Infobrief/08\\_1\\_infobrief\\_saatgutfonds.pdf](https://www.zukunftsstiftung-landwirtschaft.de/media/SGF_Infobrief/08_1_infobrief_saatgutfonds.pdf) [Zugriff: 31.05.2017].

## Kontakt

Nina Gmeiner  
Universität Oldenburg  
Ammerländer Heerstr. 114-116  
26129 Oldenburg  
E-Mail: [nina.gmeiner1@uni-oldenburg.de](mailto:nina.gmeiner1@uni-oldenburg.de)

Lea Kliem  
Institut für ökologische Wirtschaftsforschung (IÖW)  
Potsdamer Str. 105  
10785 Berlin  
E-Mail: [lea.kliem@ioew.de](mailto:lea.kliem@ioew.de)

## Vermarktungskonzepte für Produkte von gefährdeten Nutzierrassen

KATHARINA MENGER

### Einleitung

Noch bis zur Mitte des 20. Jahrhunderts galt die Landwirtschaft als ein Förderer der Artenvielfalt. Regional angepasste Sorten und Rassen wurden in mannigfaltigen Ökosystemen gezüchtet. Das Erbgut dieser alten Sorten und Rassen ist robust, anpassungsfähig und eine Versicherung gegen heute noch nicht bekannte Krankheiten, Seuchen und Klimaveränderungen (BMELV 2007). Im Zuge der modernen Landwirtschaft werden alte und regionale Rassen aus verschiedenen Gründen in der kommerziellen Landwirtschaft kaum noch gehalten. Um aber das Genmaterial zu erhalten und einen weiteren Rückgang der Artenvielfalt in der Landwirtschaft zu vermeiden, hat die Bundesregierung in 2007 eine erste Strategie zur Erhaltung der Agrobiodiversität vorgelegt (BMELV 2007).

Seit einiger Zeit findet die Vermarktung von Lebensmitteln, die die Artenvielfalt in der Landwirtschaft erhalten, wissenschaftliche Berücksichtigung. Sponenberg und Bixby (2007) gehen davon aus, dass eine marktorientierte Erhaltung alte Sorten und Rassen langfristig vom Aussterben bewahren kann. Allerdings bieten Wissenschaft und Praxis hierzu bisher nur vereinzelt Erkenntnisse, wie eine Stellungnahme des Wissenschaftlichen Beirats für Biodiversität und genetische Ressourcen beim Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft 2016 feststellte (Hamm et al. 2016). Aufgrund ihrer geringeren Erträge und teilweise deutliche höheren Produktionskosten sind Lebensmittel, die die Artenvielfalt in der Landwirtschaft erhalten, teurer als mit neuen Sorten und Rassen produzierte Lebensmittel. In der Literatur wird eine Mehrzahlungsbereitschaft für alte und vom Aussterben bedrohte Sorten und Rassen angenommen, sie ist aber bisher wenig untersucht. Auch ist wenig darüber bekannt, ob Konsumenten die Problematik gefährdeter Nutzierrassen überhaupt bekannt ist. Es fehlen Erkenntnisse, ob Konsumenten den Wert alter Sorten und Rassen verstehen und ob sie ihn würdigen. Damit Konsumenten bereit sind, die Mehrkosten für diese mittlerweile besonderen Produkte zu zahlen, müssen sie mit den Produkten einen größeren Mehrwert verbinden. In 2014 veröffentlichten Bantle und Hamm Erkenntnisse einer qualitativen Studie, die den Bezug von Verbrauchern zum Thema Agro-Biodiversität darstellt. Hierbei fanden sie heraus, dass der Begriff (Agro-)Biodiversität von den wenigsten befragten Konsumenten verstanden wurde. Es bedarf einer einfachen und verständlichen Kommunikation, damit Personen ohne direkten Bezug zur Landwirtschaft und zum Naturschutz den Wert von biologischer Vielfalt verstehen und wertschätzen können. Eine zielgerichtete und effektive Kommunikation ist hierfür nötig.

### Vorstellung des Projekts

Das Forschungsprojekt „Vermarktungskonzepte für Produkte von gefährdeten Nutzierrassen“ verfolgt mehrere Ziele. Das letztendliche Ziel des BLE-Forschungsprojekts im Rahmen des Bundesprogramms Ökologischer Landbau und andere Formen nachhaltiger Landwirtschaft (BÖLN) ist, eine langfristige Erhaltung von gefährdeten Nutzierrassen in der aktiven Landwirtschaft zu fördern. Dies soll über eine erfolgreiche Vermarktung erlangt werden. Das Aufzeigen von Absatzkanälen neben der Direktvermarktung und die Sicherstellung einer angemessenen Entlohnung für die aufwendigere Aufzucht von alten Rassen soll Landwirte zur Haltung animieren. Um dies zu erreichen, wird in einem ersten Schritt analysiert, wie der Mehrwert von alten Nutzierrassen und deren Erhaltungsbemühungen für Konsumenten nachvollziehbar kommuniziert werden kann. In einer qualitativen Verbrauchererhebung wird untersucht, welche Informationen von Konsumenten wie verstanden werden und welche Informationen besonders wichtig sind, um eine Mehrzahlungsbereitschaft auszulösen. Das Ziel der Analyse ist eine bessere und am Konsumenten orientierte Kommunikation. Mithilfe dieser verbesserten Kommunikation sollen am Markt durchsetzbare Preise ermittelt werden. Hierfür werden Produkte gefährdeter Nutzierrassen im Handel angeboten. Das Angebot wird mit verschiedenen Kommuni-

kationsmaßnahmen unterstützt. Gleichzeitig werden Preistests durchgeführt. Ziel ist herauszufinden, ob Konsumenten eine Mehrzahlungsbereitschaft aufweisen und ob diese ausreichend ist, um eine angemessene Entlohnung der Tierhalter gewährleisten zu können. Nur eine auf Dauer gesicherte profitable Entlohnung der Landwirte wird langfristig die Erhaltung einer gesunden Rassenpopulation sicherstellen.

### **Mehrwerte gefährdeter Nutztierassen verständlich an Konsumenten weitergeben**

Im April 2017 wurden 32 Konsumenten in der Kasseler Innenstadt mit Hilfe einer qualitativen Erhebung bezüglich ihres Verständnisses und ihrer Einstellungen zu alten und gefährdeten Nutztierassen befragt. Ihnen wurden sechs Broschüren von verschiedenen gefährdeten Nutztierassen vorgelegt. Die Broschüren unterschieden sich hinsichtlich ihrer Herausgeber (zwei direktvermarktende Höfe, zwei Lebensmitteleinzelhändler, eine Metzgerei und eine regionale Vermarktungsgesellschaft), ihres Umfangs und ihres Designs. Im Vorhinein wurde darauf geachtet, dass alle Broschüren eine Nutztierasse vorstellten, die Gefährdung der Rasse erklärten und Erhaltungsmöglichkeiten ansprachen. Außerdem wurde darauf geachtet, dass die geschmacklichen Vorteile der Produkte hervorgehoben wurden und dass Möglichkeiten zum Erwerb der Produkte dargestellt wurden. Zu Beginn der Erhebung wurden die Konsumenten befragt, ob sie schon einmal von gefährdeten Nutztierassen gehört haben und was sie mit der Aussage „Erhaltung durch Aufessen“ verbinden. Danach wurden ihnen die sechs Broschüren in randomisierter Reihenfolge vorgelegt und sie wurden aufgefordert, sich mit Hilfe der Methode Lauten Denkens die Broschüren anzuschauen. Eine bestimmte Suchfrage wurde nicht gestellt. Nach Beendigung des Lauten Denkens wurden die Konsumenten gefragt, was ihnen besonders positiv bzw. negativ an den Broschüren aufgefallen sei. In einem ergänzenden Fragebogen machten sie sozio-demografische Angaben und gaben Auskunft zu ihrer Kaufbereitschaft der eben präsentierten Produkte. Die Befragungen wurden mit Video- und Audiogeräten aufgezeichnet. Die daraus erstellten wörtlichen Transkripte der Interviews werden aktuell nach der inhaltlich strukturierenden qualitativen Inhaltsanalyse ausgewertet. Bereits in der frühen Phase der Auswertung zeichnen sich Themenschwerpunkte ab. Im Folgenden werden erste Ergebnisse zur Verständlichkeit der Aussagen zu Biodiversität in der Landwirtschaft präsentiert.

Nur wenige der befragten Konsumenten hatten schon einmal von gefährdeten Nutztieren gehört. Die meisten konnten mit gefährdeten Nutztieren entweder nichts verbinden oder setzten gefährdete Nutztiere mit gefährdeten Wildtieren gleich. So wurden Fischbestände, aber auch Tiger und Pandas als Beispiele für gefährdete Nutztierassen genannt. Die Begriffe „gefährdet“ und „bedroht“ in Verbindung mit dem Wort „Tier“ sind in den Köpfen der Konsumenten hinsichtlich Konsummöglichkeiten negativ besetzt. Einige Befragte lehnten es kategorisch ab, Produkte von gefährdeten Tieren (auch Nutztieren) zu konsumieren. An dieser Stelle macht der Widerspruch Probleme, dass gefährdete Wildtiere wie Schildkröten und Nashörner dadurch geschützt werden können, dass es keine Nachfrage nach ihren Produkten gibt. Gefährdete Nutztiere können jedoch nur erhalten werden, wenn ihre Produkte nachgefragt werden.

Mit dem Verkauf von Fleisch, Milch, Eiern oder Wolle gefährdeter Nutztiere muss der Landwirt Gewinne erzielen, da er sonst auf neue Nutztierassen umsteigt, die ihm diese Gewinne bieten. In einigen Fällen konnten die vorgelegten Broschüren diesen Zusammenhang den Konsumenten nicht vermitteln, was dazu führte, dass Konsumenten kein Interesse an den Produkten hatten. Außerdem empfehlen die Konsumenten, zunächst die Stückzahlen zu erhöhen und erst dann Produkte zum Verkauf anzubieten.

Die Begriffe „gefährdet“ und „bedroht“ stellten in der Befragung ein Hemmnis für die Akzeptanz der Produkte dar. Dies legt nahe, für die Vermarktung der Produkte lieber Begriffe wie „regional“ oder „alt“ zu verwenden, die von den Konsumenten positiv gelesen und verstanden wurden. Ähnliches scheint auch für den Begriff genetisch (auch genetische Vielfalt) zu gelten, der besser mit dem Begriff „biologisch“ ausgetauscht wird. Zu ähnlichen Ergebnissen kamen auch Bantle und Hamm (2014), die zu-

dem empfehlen, den Begriff „Biodiversität“ in der Kommunikation mit Konsumenten durch den besser verständlichen Begriff „biologische Vielfalt“ zu ersetzen.

Aber nicht nur die Begriffe „gefährdet“ und „Biodiversität“ können als Hemmnisse für eine effektive Konsumentenkommunikation festgehalten werden. In Gesprächen berichten Landwirte oft, dass Konsumenten heutzutage nur noch vage Vorstellungen von der (modernen) Landwirtschaft hätten. Die Diskrepanz zwischen Vorstellung und Realität sei groß und das Verständnis für landwirtschaftliche Begriffe und Tätigkeiten nehme ab. Sehr drastisch zeigt dies eine aktuelle Veröffentlichung der Washington Post. Im Juni 2017 veröffentlichte sie einen Artikel zu einer aktuellen und repräsentativen Studie des National Dairy Council in den USA, indem 7 % der Amerikaner glaubten, dass braune Kühe schokoladenhaltige Milch geben. Eine gewisse Entfremdung und Unbedarftheit für landwirtschaftliche Begriffe und Praktiken zeigte sich auch bei den befragten Konsumenten. Sie konnten beispielsweise nicht zwischen Bullen und Ochsen unterscheiden. Außerdem wurde die extensive Tierhaltung gleichgesetzt mit der genau gegensätzlichen intensiven Massentierhaltung. Herdbuchzucht, Weidestandzeit, Stroheinstreu, Nachzucht und Körung wurden nicht verstanden. Auffällig war außerdem, dass von Baby-Kühen gesprochen wurde, die Gras essen und auf dem Hof leben. Dies weist auf eine Vermenschlichung der Nutztiere hin. Für die Kommunikation und insbesondere für das Vermitteln von Mehrwerten sind das sehr wichtige Erkenntnisse. Sie zeigen, dass Kommunikationsmaßnahmen nicht am Wissensstand der Konsumenten ansetzen. Diese Missverständnisse können aber leicht überwunden werden, indem Personen ohne landwirtschaftlichen Bezug zum Probelesen der Kommunikationsmaßnahmen eingesetzt werden.

Konsumenten gaben außerdem an, bestimmte Informationen nicht ins Verhältnis setzen zu können. Dies bezog sich im besonderen Maße auf die dargebotenen Mehrwerte. In einer Broschüre wurde beispielsweise mit Mastzeiten bei Ochsen von über 32 Monaten geworben. Keiner der befragten Konsumenten wusste aber, wie lange ein Rind in Deutschland durchschnittlich bis zur Schlachtung gemästet wird und worin also hier der Vorteil liegt. Gleiches ließ sich für Weidestandzeiten, Auslauf im Stall und Art der Fütterung festhalten. Hier ist zu empfehlen die durchschnittlichen oder gesetzlich festgelegten Werte anzugeben, dass Konsumenten ein Gespür für die Mehrwerte und deren Ausmaß bekommen. Allerdings dürfen Konsumenten hier nicht mit zu viel Information überfordert werden. Beim Lesen der Broschüren gaben mehrere Probanden an, selbst keine Landwirte zu sein und dass die ihnen dargebotenen Informationen viel zu ausführlich und spezifisch seien. Sie müssten das nicht wissen und es interessiere sie auch nicht. Auch das sind wichtige Erkenntnisse, denn es war zu beobachten, dass die Probanden sowohl bei Unverständnis als auch bei Informationsüberlastung das Lesen abbrachen. Die Kommunikation von Vorteilen und Mehrwerten wäre damit gescheitert.

Ein weiterer Aspekt, der sich in dieser frühen Phase der Analyse herauskristallisiert, zeigt, dass Landwirte es leichter haben das Vertrauen von Konsumenten zu gewinnen als Vertreter des Lebensmitteleinzelhandels. Die befragten Konsumenten waren Landwirten gegenüber positiv eingestellt, sprachen sich für deren gerechte Entlohnung aus und bekundeten ihr Vertrauen in die ehrlichen und teilweise uneigennütigen Bemühungen der Landwirte, alte Rassen zu erhalten. Eine eher emotionale Präsentation der Gegebenheiten wurde nicht negativ bewertet. Auch eher laienhafte Broschüren wurden nicht abschätzig kommentiert. Die Broschüren aus dem Handel wurden diesbezüglich kritischer angeschaut, da beim Handel hauptsächlich von finanziell motivierten Beweggründen ausgegangen wurde. Die Konsumenten überlegten vermehrt, welche Motive der Handel haben könnte, um ein solches Vorhaben zu unterstützen. Auch reagierten die Konsumenten hier empfindlicher, wenn emotional statt sachlich argumentiert wurde. Das Design der Handelsbroschüren wurde ebenfalls kritischer kommentiert. Unprofessionelle Bilder und ein billig wirkender Druck, der einer Massenwurfsendung ähnelt, standen hierbei besonders in der Kritik der Konsumenten. Dem Handel kann schon jetzt empfohlen werden, in seiner Kommunikation darauf zu achten, Vorteile sachlich zu präsentieren. Außerdem sollte der Handel den Konsumenten kurz und prägnant seine eigenen Interessen darstellen. Die Erhaltung heimischer Spezialitäten aus regionalem Bezug eignet sich als glaubwürdiges Argument.

Bei der Erstellung von Broschüren sollte sowohl von Landwirten als auch vom Handel darauf geachtet werden, dass das Design der Broschüre zum dargestellten Inhalt passt. Wird beispielsweise mit der hohen Qualität und Besonderheit der Produkte geworben, sollte auch die Broschüre hochwertig gedruckt sein. Werden Produkte aus biologischem Anbau präsentiert, empfiehlt sich der Druck auf umweltfreundlichem Papier.

### **Zahlungsbereitschaften für Produkte gefährdeter Nutztieren testen**

Um Kauf- und Zahlungsbereitschaften von Konsumenten für Produkte gefährdeter Nutztierassen im Handel zu ermitteln, ist ab Herbst 2017 ein probeweiser Verkauf im Handel geplant. Unter realistischen Bedingungen sollen Preise und Kommunikationsmaßnahmen getestet und Absatzwerte ermittelt werden.

Das Vorhaben wird gefördert durch das Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft.

### **Quellenverzeichnis**

- Bantle, C., Hamm, U. (2014): Der Bezug von Verbrauchern zu Agrobiodiversität – Grundlagen für eine zielgruppengerechte Kommunikation. Berichte über Landwirtschaft 92: 3.
- BMELV – Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz (2007): Agrobiodiversität erhalten, Potenziale der Land-, Forst- und Fischereiwirtschaft erschließen und nachhaltig nutzen. Eine Strategie des BMELV für die Erhaltung und nachhaltige Nutzung der biologischen Vielfalt für die Ernährung, Land-, Forst- und Fischereiwirtschaft. Bonn, BMELV.
- Buber, R., Holz Müller, H.H. (Hg.) (2009): Qualitative Marktforschung. Konzepte – Methoden – Analysen. 2. überarbeitete Auflage. Gabler: Wiesbaden.
- Dewey, C. (2017): The surprising number of American adults who think chocolate milk comes from brown cows. The Washington Post. June 15th, 2017. – Online; URL: <https://www.washingtonpost.com/news/wonk/wp/2017/06/15/seven-percent-of-americans-think-chocolate-milk-comes-from-brown-cows-and-thats-not-even-the-scary-part/> [Zugriff: 04.08.2017]
- Hamm, U., Feindt, P.H., Wätzold, F., Wolters, V., Backes, G., Bahrs, E., Brandt, H., Dempfle, L., Engels, E., Engels, J., Graner, A., Herdegen, M., Isselstein, J., Konnerth, M., Schröder, S., Wagner, S., Wedekind, H. - Wissenschaftlicher Beirat für Biodiversität und Genetische Ressourcen beim BMEL (2016): Verbraucher für die Erhaltung der biologischen Vielfalt in der Landwirtschaft aktivieren! Stellungnahme des Wissenschaftlichen Beirats für Biodiversität und Genetische Ressourcen beim Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft, 9 S.
- Sponenberg, P., Bixby, D. (2007): Managing breeds for a secure future: strategies for breeders and breed associations. The American livestock breeds conservancy: Pittsboro, North Carolina.
- Van Someren, M. W., Barnard, Y. F., Sandberg, J. A. C. (1994): The think aloud method: a practical approach to modelling cognitive processes. Academic Press: London.

### **Kontakt**

Katharina Menger  
Universität Kassel  
Steinstraße 19  
37213 Witzenhausen  
E-Mail: [k.menger@uni-kassel.de](mailto:k.menger@uni-kassel.de)

## 3.4 Taxonomie

### Artkonzepte – Zur normativen Relevanz für Biodiversitätsforschung und Naturschutz

DOREEN GRUSENICK

Lange schon diskutieren Biologen und Philosophen den Pluralismus von Artkonzepten, doch normative Dimensionen wurden bisher unzureichend reflektiert. Dies verwundert, sollte man doch annehmen, dass etwa Biodiversitätsstudien ein gemeinsames Konzept vorausgeht. Ein Pluralismus ist indes problematisch: Forschung und Schutz konventionell gruppierter Organismen, stark abweichende Bestandszahlen und Verbreitungsgebiete, die auf diversen und kontingenten Forschungsinteressen basieren, scheinen kaum denselben Stellenwert zu besitzen wie Kompositionen, die normative Klarheit einschließen. Zwar können pluralistische Hürden nicht geleugnet werden. Doch ein normativer Fokus einer wissenschaftsphilosophischen Klärung erhöht nicht nur den Informationsgehalt, sondern entlarvt das Artkonzept als wichtiges integratives Konzept. Vier Artkonzepte werden mithilfe der Unterscheidung von epistemischen und nichtepistemischen Werten hinsichtlich Methoden und Konsequenzen wissenschaftlicher Aktivitäten beurteilt und diskutiert.

Arten sind zentral für die Systematik, in Biodiversitätsstudien und im Naturschutz; fehlende Klarheit kann zu Unsicherheiten, Missverständnissen bis hin zu Fehlinvestitionen führen. Nun ist das Artproblem im Biodiversitäts- und Naturschutzkontext bereits bekannt (Rojas 1992, Agapow et al. 2004). Auch haben Biologen und Philosophen bereits Gründe für einen Pluralismus an Artkonzepten angeführt (Kitcher 1984, Reydon 2004, Ereshefsky 2010, Zachos 2016). Wozu eine weitere Klärung und warum von einem normativen Standpunkt aus?

Bevor diese Frage zu beantworten versucht wird, ist zu erläutern, was unter normativen Dimensionen der Wissenschaft verstanden wird. Werte spielen in der Wissenschaft eine wichtige Rolle, z. B. zur Motivierung von Forschung, bei der Auswahl von Modellen oder der Festlegung von Signifikanzniveaus (Longino 1990, Douglas 2000, Kitcher 2003, Elliott und McKaughan 2009). Häufig wird argumentiert, dass sich Werte nicht eliminieren lassen, sondern Reflexion und Management erfordern und je nach Vertreter auf die Unterdeterminierung theoretischer Ansätze, induktive Risiken und die Unterscheidung von epistemischen (kognitiven) und nichtepistemischen (kontextuellen) Werten rekurriert. Hierbei lassen sich epistemische Werte wie folgt verstehen:

„Epistemic (or cognitive) values such as predictive accuracy, scope, unification, explanatory power, simplicity and coherence with other accepted theories are taken to be indicative of a good scientific theory and figure in standard arguments for preferring one theory over another.“ (Reiss und Sprenger 2014)

Longino argumentiert zudem beispielsweise, dass es auch alternative Werte gibt wie Neuheit, Heterogenität oder Ausrichtung auf menschliche Bedürfnisse und sich wissenschaftliche Objektivität und Verantwortung darüber auszeichnet, dass Werte und normative Annahmen im Rahmen explanatorischer Modelle identifiziert und kritisiert werden (vgl. Longino 1990: 135ff).

Aus normativer Sicht ist die Biodiversitätsforschung höchst interessant. Einerseits gilt sie als wertebeladen, da Biodiversität, Arten und Ökosysteme als wertvoll gelten (Soulé 1985, Kareiva und Marvier 2012). Andererseits wird Objektivität angestrebt, indem als methodisches Prinzip Wertefreiheit gefordert wird, d. h. den Erwerb von Faktenwissen (z.B. Biodiversitätsmessung) zu unterscheiden von der Bewertung (z.B. Managementpläne). In meiner Arbeit argumentiere ich, dass sich Naturschutz und Biodiversitätsforschung vermöge unterschiedlicher Artkonzepte als wertebeladen positionieren kann, aber die strikte Trennung von epistemischen und kontextuellen Werten überdacht werden muss. Ausgangspunkt ist die historisch verankerte Überzeugung, dass Organismen als Art eigenschaftsorientiert erfassbar sind. Vier Paradigmen werden untersucht (Wilkins 2009a, b; Richards 2016, Zachos 2016).

Die älteste Artkonzeptualisierung wird in der Antike bei Aristoteles verortet. Er überlieferte morphologische, anatomische und physiologische Merkmale für zahlreiche Organismen und fasste die Art als Ordnungsbegriff auf, für den er den Begriff εἶδος verwendete, der sich mit ‚Form‘, ‚Gestalt‘ oder ‚Wesen‘ wiedergeben lässt. Demnach bestimmt sich eine Spezies durch typische bzw. essentialistische Gestaltmerkmale (Morphologisches Artkonzept – MSC). In der Neuzeit tritt ein neues Kriterium zum Vorschein, wonach sich eine Art durch Reproduktion von Individuen bestimmt, die einen Genpool teilen. Verbunden ist damit der Anspruch, sich objektiv der belebten Welt zu widmen; Menschen pflanzen sich mit Menschen fort, Hunde nicht mit Katzen usw. Die Artzugehörigkeit wird nicht durch eine unsichtbare und unveränderliche Essenz bestimmt, sondern durch die Reproduktion, die in der unbelebten Welt schlicht bedeutungslos ist (Biologisches Artkonzept – BSC; Mayr 1942, 1996; Wilkins 2009a, b). Dieses biologische Artkonzept ist aber nicht auf asexuelle Organismen anwendbar, wie wiederholt kritisiert worden ist. Auch das sonstige Interaktionsspektrum bleibt völlig ungeklärt. In eben dieser Frage behaupten ökologische Konzepte (Ökologisches Artkonzept – EcSC) ihren maßgeblichen Beitrag, die eine Art über die ökologische Nische definieren (Van Valen 1976). Problematisch ist indes, dass Nischen mehr-dimensional und veränderlich und daher schwierig zu erfassen sind. Schließlich gelten Arten vor allem seit Darwin als „units of evolution“ (Phylogenetisches Artkonzept – PSC; Dupré 1993: 42, Hull 1998: 295, Ereshefsky 1992). Entscheidender Ansatz und Problem dabei ist, eine kontinuierliche raum-zeitliche Veränderlichkeit anzunehmen, während Arterfassungen (einschließlich Namensgebung) statisch und idealerweise distinkt sind. Diese Annahmen scheinen unvereinbar zu sein. Die Art ist keine klar umgrenzte und unveränderliche Größe und der Typus ist selbst nur Abstraktion.

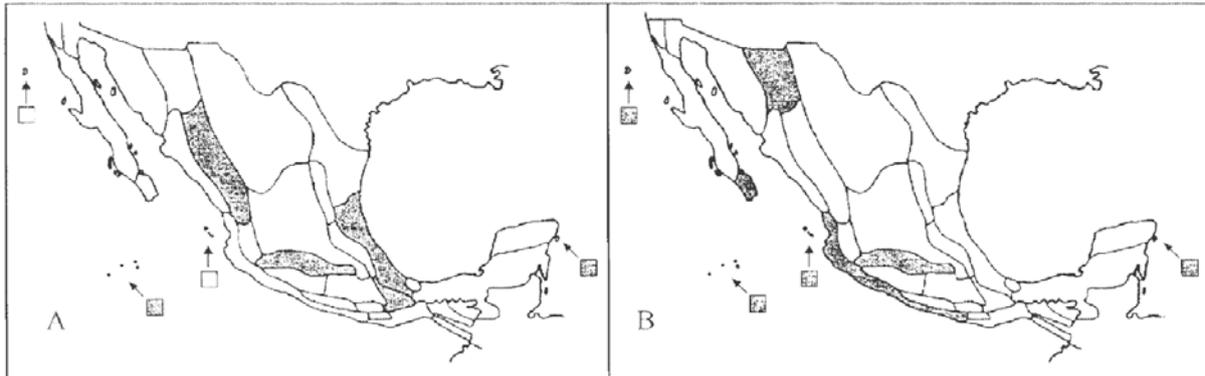
Monisten argumentieren, es könne ein einziges Artkonzept geben (Sober 1984, Ghishelin 1987, Hull 1987). Doch dies ist zumindest für die vier Paradigmen fragwürdig, erklärt kaum den fehlenden Konsens und geäußerte Unsicherheiten und kann nicht plausibilisieren, inwiefern ein Konzept auf etwas Fundamentaleres referiert. Pluralisten (Kitcher 1984, Dupré 1993, Rosenberg 1994, Ereshefsky 2001, 2010) halten daher eine Vielzahl von Artkonzepten je nach Forschungsinteresse bzw. -kontext für legitim. So gilt etwa das biologische Artkonzept als geeignet, um sich untereinander fortpflanzende Organismen in überlappenden Gebieten zu untersuchen, während Nachweise bei fehlenden raum-zeitlichen Überschneidungen schwierig sind und dann andere Interessen überwiegen mögen. Zwar mag ein Pluralismus helfen, Biodiversität umfassend zu beschreiben, er bietet aber noch keine befriedigende Lösung des Begründungsproblems, insbesondere angesichts begrenzter Ressourcen.

Wissenschaftsphilosophische Argumente für die Wertebeladenheitsthese implizieren nun, dass auch Artkonzepte von theoretischen Annahmen und Interessen abhängen können, sich epistemische und kontextuelle Werte nicht strikt trennen lassen und dies in Unsicherheiten münden kann. Unsicherheiten der Arterforschung sind bekannt:

“This practical, empirical uncertainty is conventional in the sense that scientists are rarely fully assured of a correspondence between their hypothesis and reality. [T]his uncertainty arises because of the subjective component of devising categories. Species taxa are devised by investigators and are partly a function of biologists’ tools, circumstances and inclinations.” (Hey et al. 2003: 599)

Ein Problem besteht nun darin, über die Vielzahl an Kriterien den konkreten aus Organismen bestehenden einheitlichen Gegenstand zu verlieren. Denn als biologische Grundeinheiten geben Arten wichtigen Aufschluss, z. B. über Ökosysteme und stehen gleichzeitig nicht selten besonders im Fokus der Öffentlichkeit. Für manche Menschen besitzen Arten gar einen eigenen Wert, der über einen ökologischen Nutzen oder ökonomischen Nutzen hinausgeht. Nicht zuletzt gibt es Arten, für die Deutschland auch international eine besondere Verantwortung trägt, weil ihr Verbreitungsschwerpunkt in Deutschland liegt und sie global gesehen gefährdet sind. Doch das Artproblem stellt Schutz-, Nachhaltigkeits- und Gerechtigkeitsgründe massiv in Frage. So bleibt stets die Frage offen, unter welchen normativen Gesichtspunkten gerade bestimmte Eigenschaften koexistieren und Orientierung bieten, die empirisch und normativ legitim ist. Gegen einen Monismus auf Basis eines PSC wird z. B. häufig

eingewendet, dass er einen explosionsartigen Anstieg der Artenzahl impliziert — nach Agapow et al. (2004) um bis zu 48% — und zudem Verbreitungsgebiete sehr schwanken können (vgl. Abb. 1).



**Abb. 1: Verteilung endemischer Vögel in Mexiko in Abhängigkeit von einem nicht-phylogenetischen (links) und phylogenetischen (rechts) Artkonzept (aus Agapow et al. 2004: 171)**

Dieses Beispiel verdeutlicht, dass:

“[a]ny effort directed at widespread preservation [...] would, from the point of the other, be preserving many of the „wrong“ regions“ und „[t]he question changes from one of where the biodiversity is to one of which species concept is more appropriate. [...] While there is much to be said for deemphasizing the importance of species in conservation decisions, they are far from dispensable. Indeed, the species problem is emblematic of conservation and the gulfs between science policy and practice. We would do the right thing, if only we knew what the right thing was.“ (Agapow et al. 2004: 170ff)

Sind aber Konzepte wie das phylogenetische Artkonzept epistemisch legitim, sollte es kein Problem sein, sie universell zu akzeptieren und anzuwenden: Gäbe es 500 statt 250 Arten, wer würde einwenden, die 500 Arten lieber als 250 zu behandeln? Das normative Problem ist nicht allein die Inflation an Artnamen oder die Anwendbarkeit eines Konzepts, sondern Unsicherheiten zur Begründbarkeit: Sollten wir stets alle Organismen in denselben Forschungsrahmen pressen, selbst wenn es alternative und inkompatible gibt? Was für evolutionsgeschichtlich relevante Eigenschaften gilt, gilt auch für andere Merkmale: Auch diese sind nicht in der Lage, einen unparteiischen Maßstab für einen Monismus oder einen Algorithmus für Pluralisten anzugeben. Letztlich kann man immer nur zeigen, dass sie zur Realisierung bestimmter Ziele und Interessen wertvoll sind. Andernfalls liefe dies auf die fragwürdige Schlussfolgerung hinaus, dass beispielsweise historische Entwicklungen per se wertvoller seien als andere. Stellt man Hürden einer relativen Positionierung eines Pluralismus in Rechnung, so scheint ein Monismus zwar praktikabler. Ein Pluralismus von einem normativen Standpunkt kann aber die Abwägung verschiedener Ziele und Interessen erleichtern, indem er methodologische Entscheidungen und Folgen unter epistemischen wie nichtepistemischen Werten reflektiert.

Das Übereinkommen über die biologische Vielfalt (CBD) fordert eine signifikante Reduktion des Biodiversitätsverlustes. Trotz weiter Definition bilden dabei gewöhnlich Arten bevorzugte Ziele (Garnett und Christidis 2007, Maclaurin und Sterelny 2008). Ob ein Organismus dieser, jener oder gar keiner Art angehört, mag zwar in einer idealen Welt irrelevant sein. Berücksichtigt man aber, dass Ressourcen begrenzt sind, Wissenslücken und Vorurteile Unsicherheiten erzeugen und unerwünschte Folgen haben können, folgt als Imperativ zumindest eine erneute Diskussion zum Artkonzept-Pluralismus. In seiner scheinbar wertneutralen Aura ist das Artkonzept ein geeignetes Brückenkonzept. Gelegentlich kommt aber die Spannung zwischen deskriptiver und normativer Sphäre zum Vorschein wie bei der Schätzung von Biodiversität über die Artenanzahl oder -dichte. Die Sphäre des Faktischen und Messbaren und die der Werte und des Bewertens scheinen klar unterscheidbar. Allerdings ist dies ein Artefakt der vermeintlich problem- und folgenlosen Trennbarkeit epistemischer und nichtepistemischer Werte. Für das Messen haben Baumgaertner und Holthuijzen (2016) kürzlich argumentiert, dass nichtepistemische Werte die Bedingungen ändern können, unter denen merkmalsbasierte Hypothesen

betrachtet werden. Arterfassungen gemäß dieser oder jener Merkmale haben einen direkten Effekt auf die Resultate und der Einfluss von Forschungskontext und -interesse kann nicht vermieden oder ignoriert werden. Damit reicht das Problem der informativen Arterfassung weit über die reine Zählung von Individuen hinaus. Insofern Biologen unterschiedliche epistemische Projekte verfolgen, werden sie gemäß traditioneller pluralistischer normativer Auswahlkriterien verschiedene Artkonzepte präferieren. Ein Beispiel erläutert Kitcher (1984), indem er auf den von Mayr erwähnten *Anopheles*-Fall verweist. Hiernach konnte erst das Fortpflanzungskriterium eines biologischen Artkonzeptes die Verbreitung von Malaria erklären, indem es die Unterscheidung von zwei Mückenarten implizierte. Als epistemische Werte gelten neben Erklärungsleistung v. a.: empirische Adäquatheit, theoretische Signifikanz, Kohärenz und Einfachheit (Kitcher 1984, Hull 1997, Mayden 1997, Ereshefsky 2001). Nichtepistemische Werte, zu denen soziopolitische oder ethische Werte zählen, sind für Artkonzepte indes nicht erforscht. Doch ihre Anwesenheit bei der Forschungsausrichtung ist beinahe trivial. Hier greifen nicht allein Erkenntnisinteressen, sondern auch kontextuelle Einflüsse, wie der *Anopheles*-Fall illustriert: Dem biologischen Artkonzept wird gerade deshalb eine Erklärungsleistung zugeschrieben, weil es dem biomedizinischen Interesse entspricht, Malaria zu heilen und den Wert der Gesundheit zu befördern. Ein anderes Phänomen ist der taxonomische Bias. Einseitige Präferenzen führen demnach zu sehr ungleichen Daten, wonach nicht selten Wirbeltiere gegenüber Wirbellosen und innerhalb der Wirbeltiere wiederum Vögel und Säugetiere stark überrepräsentiert seien (vgl. Clark und May 2002).

Zudem werden Präferenzen für die charismatische Megafauna eingeräumt, wonach einige Arten wie Wale, Bären etc. aufgrund ihrer Größe mehr Aufmerksamkeit erhalten als andere (Platnick 1992, Cotterill 1995: 196). Der Punkt ist, dass normative Einflüsse bekannt sind und nicht als kategorisch illegitim gelten. Körpergröße und -gestalt sind ein gutes Beispiel dafür, dass Merkmale nicht nur epistemisch relevant werden können. So kann in einem anthropozentrischen Kontext ein morphologisches Artkonzept (MSC) darauf verweisen, dass Verluste artspezifischer Merkmale Einbußen an ästhetischer Naturerfahrung bzw. im phänomenalen Erleben bedeuten können. Es ist auch offen für physiozentrische Begriffssysteme und Selbstwertintuitionen. So ist für die ästhetische Kontemplation die zweckfreie Erfahrung bestimmend (vgl. Krebs 1997: 369ff). Bei morphologischen Arterfassungen sehen wir nicht einfach nur Größen, Farben etc. Wir sehen Organismen als groß durch Anwendung eines Konzepts, das sagt, was als groß etc. zählt und was nicht.

Annahmen zur sexuellen Reproduktion eines biologischen Artkonzeptes (BSC) deuten auf den Wert des Lebens hin, der mit der Entstehung und Vermehrung natürlicher Vielfalt in Verbindung steht. Es ist eine empirische Tatsache, dass neue Generationen wesentlich durch sexuelle Fortpflanzung entstehen, die Vielfalt hervorruft. Unklar sind indes die normativen Implikationen. Verluste könnten anthropozentrisch betrachtet von Einbußen in der Medizin und Agrarwirtschaft bis hin zur Ausbreitung von Hunger und Armut beitragen. Wegen der optionalen Werte (vgl. Lanzerath et al. 2008: 202) des Genpools sind daher Reproduktionsmöglichkeiten sicherzustellen oder zu unterbinden. Zudem hat aus Sicht eines Biozentrists bloßes Leben moralischen Wert (vgl. Krebs 1997: 355). Ein biologisches Artkonzept beruht also auf starken deskriptiven Annahmen, hat aber durch den Verweis auf Leben, Vielfalt und Einzigartigkeit einen breiten normativen Anwendungs- und Begründungsbereich.

Die Annahmen eines phylogenetischen Artkonzeptes (PSC) verweisen auf verwandtschaftliche Beziehungen aller Lebewesen und legen nichtepistemische Werte wie Zusammengehörigkeit und Gemeinschaft nahe. In anthropozentrischen Kontexten kann das Bewusstwerden über Geschichte und Herkunft ermöglicht werden. So kann die Begegnung mit menschähnlichen Tieren oder Vorfahren von Haus- und Nutztieren kulturellen Wert besitzen. Eine solche bedürfnisorientierte Wertschätzung referiert etwa Krebs (1997: 375). Auch die Bewahrung regionaler Flora und Fauna zugunsten der Heimatlichkeit ließe sich so begründen (vgl. Lanzerath 2008: 203f). Zudem wird durch Betonung der Ganzheitlichkeit eine biozentrische und holistische Moral anschlussfähig, verstanden als Ursprünglichkeit käme es einer physiozentrischen Intuition entgegen.

In einem ökologischen Artkonzept (EcSC), das eine Art über ihre Funktion in der Umwelt beschreibt, können sich ökologische Werte ausdrücken, wie etwa in Jax et al. (2013) beschrieben. Es fokussiert aus anthropozentrischer Sicht auf Abhängigkeiten zwischen Lebewesen und biotischen wie abiotischen Faktoren, die für die Lebensbedingungen eines Menschen nötig sind. Damit werden primär Schutzansprüche von Arten begründbar, deren Interaktion für Bedürfnisse nützlich ist und bei denen andere Gründe wie Ästhetik (z.B. Insekten) nicht plausibel sind. Es ist aber auch mit einer physiozentrischen Moral verträglich, da keine Annahmen über Empfinden oder Leben vorausgesetzt werden; z. B. der holistischen, nach der jede Art Selbstwert besitzt, einfach weil sie als Teil der Natur existiert.

Damit eröffnet der normative Fokus einer wissenschaftsphilosophischen Klärung neue Zugänge zum Artproblem, indem bisherige Begründungsprobleme transformiert werden. Die Frage lautet dann nicht mehr primär, wo Biodiversität oder welches Artkonzept besser ist, sondern welche Form der Biodiversität mit verschiedenen Artkonzepten erfasst wird: eine ästhetische, lebenszentrierte, funktional-ökologische oder historisch-kulturelle Biodiversität. Schließlich kann erst das Wissen um Wertedimensionen verschiedener Artkonzepte zur Orientierung, Evaluation und moralischen Rechtfertigung von Forschung und zum verantwortungsvollen Umgang mit biologischen Arten beitragen.

### Quellenverzeichnis

- Agapow, P. M., Bininda-Emonds, O. R. P., Crandall, K. A., et al. (2004): The impact of species concept on biodiversity studies. *The Quarterly Review of Biology* 79: 161-179.
- Baumgaertner, B., Holthuijzen, W. (2016): On non-epistemic values in conservation biology. *Conservation Biology* 31 (1): 48-55.
- Clark, J. A., May, R. M. (2002): Taxonomic bias in conservation research. *Science* 297 (5579): 191-192.
- Cotterill, F. P. D. (1995): Systematics, biological knowledge and environmental conservation. *Biodiversity and Conservation* 4 (2): 183-205.
- Douglas, H. (2000): Inductive risk and values in science. *Philosophy of science* 67 (4): 559-579.
- Dupré, J. (1993): *The disorder of things: metaphysical foundations of the disunity of science*. Cambridge: Harvard University Press.
- Elliott, K.C., McKaughan, D.J. (2009): How values in scientific discovery and pursuit alter theory appraisal. *Philosophy of Science* 76(5): 598-611.
- Ereshefsky, M. (1992) (Hg.): *The units of evolution: essays on the nature of species*. Cambridge: MIT Press.
- Ereshefsky, M. (2001): *The poverty of the Linnaean hierarchy: a philosophical study of biological taxonomy*. Cambridge: Cambridge University Press.
- Ereshefsky, M. (2010): Species. *The Stanford Encyclopedia of Philosophy* (Summer 2016 Edition), Zalta, E.N. (Hg.), URL: <https://plato.stanford.edu/archives/sum2016/entries/species/> [Zugriff: 30.06.2017].
- Garnett, S.T., Christidis, L. (2007): Implications of changing species definitions for conservation purposes. *Bird Conservation International* 17(3): 187-195.
- Ghiselin, M. (1987): Species concepts, individuality, and objectivity. *Biology and Philosophy* 2: 127-143.
- Hey, J., Waples, R.S., Arnold, M.L., et al. (2003): Understanding and confronting species uncertainty in biology and conservation. *Trends in Ecology & Evolution* 18(11): 597-603.
- Hull, D.L. (1987): Genealogical actors in ecological roles. *Biology and Philosophy* 2: 168-183.
- Hull, D.L. (1997): The ideal species concept and why we can't get it. In: Claridge, M. F., Dawah, H. A., Wilson, M. R. (Hg.): *Species: the units of biodiversity*, London: Chapman & Hall: 357-380.

- Hull, D. L. (1998): Introduction to part V. In: Hull, D., Ruse, M. (Hg.): The philosophy of biology. Oxford: Oxford University Press: 295-299.
- Jax, K., Eser, U. et al. (2013): Ecosystem services and ethics. *Ecological Economics* 93: 260-268.
- Kareiva, P., Marvier, M. (2012): What is conservation science? *BioScience*, 62 (11): 962-969.
- Kitcher, P. (1984): Species. *Philosophy of Science* 51: 308-333.
- Kitcher, P. (2003): Science, truth, and democracy. Oxford: Oxford University Press.
- Krebs, A. (Hg.) (1997): Naturethik. Grundtexte der gegenwärtigen tier- und ökoethischen Diskussion, Frankfurt: Suhrkamp: 337-379.
- Lanzerath, D., Barthlott, W. et al. (2008): Biodiversität. Ethik in den Biowissenschaften - Sachstandsberichte der DRZE. München: Karl Alber, 147-208.
- Longino, H.E. (1990): Science as social knowledge: values and objectivity in scientific inquiry. Princeton: Princeton University Press.
- Maclaurin, J., Sterelny, K. (2008): What is biodiversity? Chicago: University of Chicago Press.
- Mayden, R.L. (1997): A hierarchy of species concepts: the denouement in the saga of the species problem. In: Claridge, M.F., Dawah, H.A., Wilson, M.R. (Hg.): Species: the units of biodiversity, London: Chapman & Hall: 381-424.
- Mayr, E. (1942): Systematics and the origin of species from the viewpoint of a zoologist. New York: Columbia University Press.
- Mayr, E. (1996): What is a species, and what is not? *Philosophy of Science* 2: 262-277.
- Platnick, N. I. (1992): Patterns of biodiversity. In: Eldredge, N. (Hg.): Systematics, ecology, and the biodiversity crisis. New York: Columbia University Press: 15-24.
- Reiss, J., Sprenger, J. (2014): Scientific objectivity. The Stanford Encyclopedia of Philosophy (Spring 2017 Edition), Zalta, E.N. (Hg.), URL: <https://plato.stanford.edu/archives/spr2017/entries/scientific-objectivity/> [Zugriff: 21.11.2017].
- Reydon, T. A. C. (2004): Why does the species problem still persist? *BioEssays* 26 (3): 300-305.
- Richards, R. A. (2016): Biological classification: a philosophical introduction. Cambridge: Cambridge University Press.
- Rojas, M. (1992): The species problem and conservation: what are we protecting? *Conservation Biology* 6 (2): 170-178.
- Rosenberg, A. (1994): Instrumental biology or the disunity of science. Chicago: Chicago Univ. Press.
- Sober, E. (1984): Sets, species, and natural kinds: a reply to Philip Kitcher's 'Species'. *Philosophy of Science* 51: 334-341.
- Soulé, M. E. (1985): What is conservation biology? *BioScience* 35 (11): 727-734.
- VanValen, L. (1976): Ecological species, multispecies, and oaks. *Taxon* 25: 233-239.
- Wilkins, J. S. (2009a): Species: a history of the idea. Berkeley: University of California Press.
- Wilkins, J. S. (2009b): Defining species: a sourcebook from antiquity to today. New York: Peter Lang.
- Zachos, F. E. (2016): Species concepts in biology. Historical development, theoretical foundations and practical relevance. Switzerland: Springer International Publishing.

## Kontakt

Doreen Grusenick  
Christian-Albrechts-Universität zu Kiel  
Königsweg 56  
24114 Kiel  
E-Mail: [doreengrusenick@gmx.de](mailto:doreengrusenick@gmx.de)

## **Integrative Taxonomie als Grundlage für den Naturschutz am Beispiel artenreicher Erzwespen**

MICHAEL HAAS, JUAN CARLOS MONJE, TANJA SCHWEIZER, DAVE KARLSSON,  
LARS KROGMANN

### **Insekten – Artenreich, unbekannt und bedroht**

Wissen über Identität und Funktion einzelner Arten und deren Ansprüche an ihre Umwelt ist eine Grundvoraussetzung für einen erfolgreichen Naturschutz. Doch speziell in artenreichen Gruppen fällt eine eindeutige Identifikation oft schwer und Kenntnisse über die Biologie der einzelnen Arten sind lückenhaft. Um diese Wissenslücken aufzuarbeiten, muss zukünftige Taxonomie effizienter werden. Gerade bei Insekten, wo seit einigen Jahren ein drastischer Rückgang sowohl in der Artenzahl als auch bei der Biomasse festgestellt wird, ist eine schnelle Erfassung nötig (Kotze und O'Hara 2003, Biesmeijer et al. 2006, Conrad et al. 2006, Schwenninger und Scheuchl 2016). In Deutschland hat die Biomasse an Insekten bereits bis zu 80 % abgenommen (Sorg et al. 2013). Zu den Gründen für diesen alarmierenden Rückgang zählen der Einsatz systemischer Pestizide, Überdüngung und eine fortschreitende Landschaftsverarmung (Bellard et al. 2012, Godfray et al. 2014, Rundlöf et al. 2015). Für einen effizienten Naturschutz sollte zukünftig ein stärkerer Fokus auf die ökologischen Ansprüche von Insekten gelegt werden, was angesichts hoher Artenzahlen und unbekannter Biologien keine leichte Aufgabe ist.

Aktuell sind mehr als 1,6 Millionen Arten weltweit beschrieben (Roskov et al. 2016), von denen alleine knapp 1 Million Insekten sind (Stork et al. 2015). Der tatsächliche Artenreichtum wird sogar auf über 5,5 Millionen geschätzt. Informationen auf Artebene sind für einen nachhaltigen Naturschutz entscheidend, da sich nur so die ökosystemaren Dienstleistungen der Insekten als Bestäuber, Destruenten oder Gegenspieler zuordnen lassen (Weisser und Siemann 2008). Parasitoide gehören zu den taxonomisch am stärksten vernachlässigten ökologischen Gruppen, obwohl sie eine entscheidende regulatorische Aufgabe als Gegenspieler ihrer Arthropodenwirte übernehmen. Zu den artenreichsten Parasitoidengruppen gehören die Erzwespen (Hymenoptera: Chalcidoidea) mit etwa 2.000 für Deutschland nachgewiesenen Arten (Noyes 2017). Sie sind wichtige Gegenspieler von 13 Insektenordnungen, wobei für die einzelnen Arten meist eine enge Abhängigkeit zu ihren Wirten besteht (Gibson et al. 1999). Erzwespen sind deshalb nicht nur von direkten äußeren Faktoren wie Pestiziden in ihren Beständen bedroht, sondern auch durch den Rückgang ihrer Wirtspopulationen betroffen, die ab einer zu geringen Populationsdichte nicht mehr für ihren Fortbestand ausreichend sind. Um das Gefährdungspotential von Erzwespen aber besser abschätzen zu können, müssen Arten richtig erkannt und die meist völlig unbekannte Biologie entschlüsselt werden. Durch ihren Artenreichtum und geringe Größe von im Durchschnitt nur knapp zwei Millimetern stellt dies jedoch eine besonders hohe taxonomische Herausforderung dar, was sich im schlechten Bearbeitungszustand von Erzwespen widerspiegelt. Neue taxonomische Methoden sollen daher in Zukunft ein effizientes Erkennen neuer Arten erleichtern, sowie die Bestimmung dieser ökologisch wichtigen Gruppe vereinfachen und damit eine bessere Einbeziehung in den Naturschutz ermöglichen.

### **Schnellere Erfassung durch integrative Taxonomie**

Das Feld der Taxonomie hat sich zum Ziel gesetzt, die Vielfalt des Lebens zu erfassen, einzuordnen und damit für weitere Forschung und den Naturschutz zugänglich zu machen. Dabei geht es nicht nur darum, Arten einen Namen zu geben, sondern auch biologische Informationen mit diesen zu verknüpfen. Klassisches taxonomisches, auf äußeren morphologischen Merkmalen basiertes Vorgehen wird dabei immer mehr durch das Konzept der integrativen Taxonomie erweitert. Durch eine Kombination verschiedenster Methoden wird es erleichtert neue Arten aufzuspüren, eine solide Artabgrenzung zu

formulieren und somit ein besseres Verständnis von Arten und ihrer Biologie zu liefern (Schlick-Steiner et al. 2010).

Als neues vielversprechendes Verfahren der integrativen Taxonomie hat sich dabei das DNA-Barcoding erwiesen. Unter DNA-Barcoding versteht man eine Technik, die sich die genetische Variabilität in einem Marker-Gen zu Nutze macht (Hebert et al. 2003). Bei Insekten wird ein Abschnitt des mitochondrialen Gens der Untereinheit I der Cytochrom-c-Oxidase (COI) verwendet, um Arten voneinander unterscheiden zu können. DNA-Barcoding kann dabei auch effektiv zum Aufspüren neuer Arten eingesetzt werden, wie im Falle von Erzwespen, bei denen häufig kryptische Artkomplexe vermutet werden. Dabei handelt es sich um Arten, die rein äußerlich nicht zu unterscheiden sind, aber über eine unterschiedliche Biologie verfügen und genetisch verschieden sind (Bickford et al. 2007). Ein prominentes Beispiel ist dabei der Artkomplex der Lagererzwespe *Lariophagus distinguendus*, bei dem sich ein Wirtswechsel vollzogen hat, aber die Arten dennoch äußerlich nicht unterschieden werden können (König et al. 2015).

Um zukünftig eine einfache Bestimmung mit DNA-Barcoding zu erlauben, muss im Vorfeld eine Referenzdatenbank erstellt werden, die alle vorkommenden Arten enthält. Das Projekt „German Barcode of Life“ (GBOL: [www.bolgermany.de](http://www.bolgermany.de)) ist ein vom Bundesministerium für Bildung und Forschung finanziertes Verbundprojekt deutscher Naturkundemuseen und Universitäten, das sich dieses Ziel gesetzt hat. Die gesamte deutsche Flora und Fauna soll erfasst und eine öffentlich zugängliche genetische Barcode-Datenbank aufgebaut werden. Neben dem GBOL-Projekt ist das Schwedische Malaisefallen-Projekt (SMTP: [www.artdata.slu.se/svenskaartprojektet/malaisetrapp.asp](http://www.artdata.slu.se/svenskaartprojektet/malaisetrapp.asp)) eine weitere der größten europäischen Initiativen, die sich der Biodiversitätserfassung ganzer Länder verschrieben haben. In einem aktuellen Forschungsprojekt werden am Staatlichen Museum für Naturkunde Stuttgart Erzwespen beider Projekte taxonomisch aufgearbeitet, um eine Datenbank nord- und zentraleuropäischer Erzwespen aufzubauen. Neben einer digitalen DNA-Barcoding Datenbank werden zusätzlich eine genetische Vergleichssammlung erstellt und die Belegtiere in naturkundlichen Sammlungen verwahrt. Dies erlaubt es zukünftig, weitere Fragestellungen zu klären und Bestimmungen zu überprüfen. Wissenschaftlich präparierte und mit Funddaten versehene Belegtiere in naturkundlichen Sammlungen liefern dabei auch für den Naturschutz wichtige Informationen über historische Vorkommen von Arten und deren sich verändernde Verbreitungsmuster.

### **Kleine Tiere = wenig DNA**

Die genetische Datenerhebung wird durch die Größe der Erzwespen erschwert. Die Lyse eines Beines, wie sie bei größeren Insekten üblich ist, reicht nicht aus, um genügend DNA für eine anschließende Bearbeitung bereit zu stellen. Auch bei der Lyse des gesamten Tieres lässt sich durch die starke Sklerotisierung des Körpers nur wenig DNA extrahieren. Da die Tiere als Belege erhalten bleiben müssen sind destruktive Methoden, wie die komplette Homogenisierung der Proben, nicht anwendbar. Aus diesem Grund wurde ein Kompromiss entwickelt, bei dem eines der Hinterbeine entnommen wird, der Rest des Tieres aber unversehrt bleibt. Durch die so entstandene Körperöffnung kann nun bei der anschließenden Lyse des gesamten Körpers genügend Puffer eindringen und eine ausreichende Mengen an DNA herauslösen, um eine anschließende genetische Analyse zu ermöglichen. Die Tiere bleiben dennoch in nahezu unversehrtem Zustand erhalten und können als Beleg präpariert werden. Die herausgelöste DNA wird schonend gereinigt und zum Teil für die Sequenzierung verwendet. Die restliche DNA wird in einer genetischen Referenzsammlung für zukünftige Forschung eingelagert.

### **Entschlüsselung der unbekanntem Vielfalt**

Bisher wurden fast 3.500 individuelle Erzwespen-Barcodes aus dem GBOL- und SMTP-Projekt generiert, die mehr als 600 verschiedenen Arten zugeordnet werden konnten. Dabei wurden bereits zahlreiche Arten als Neunachweise für Deutschland und Schweden festgestellt. Um den Prozess des ers-

ten Bestimmens zu beschleunigen, wird die Fülle an erhobenen Barcodes für die Bearbeitung der Erzwespen nach dem Prinzip der reversen Taxonomie genutzt. Generierte Sequenzen werden mit dem Programm Geneious® 10 nach dem Neighbor-Joining Verfahren analysiert, um einen Stammbaum zu berechnen (Abb. 1A), in dem sich Gruppen (Kladen) von Einzeltieren bilden, die ähnlichen Sequenzen aufweisen (Abb. 1B). Die Belegtiere aus diesen Kladen können nun verglichen und bestimmt werden. Der Prozess des Bestimmens wird dadurch effizienter und die Merkmalsmuster aus Morphologie und Genetik können abgeglichen werden.

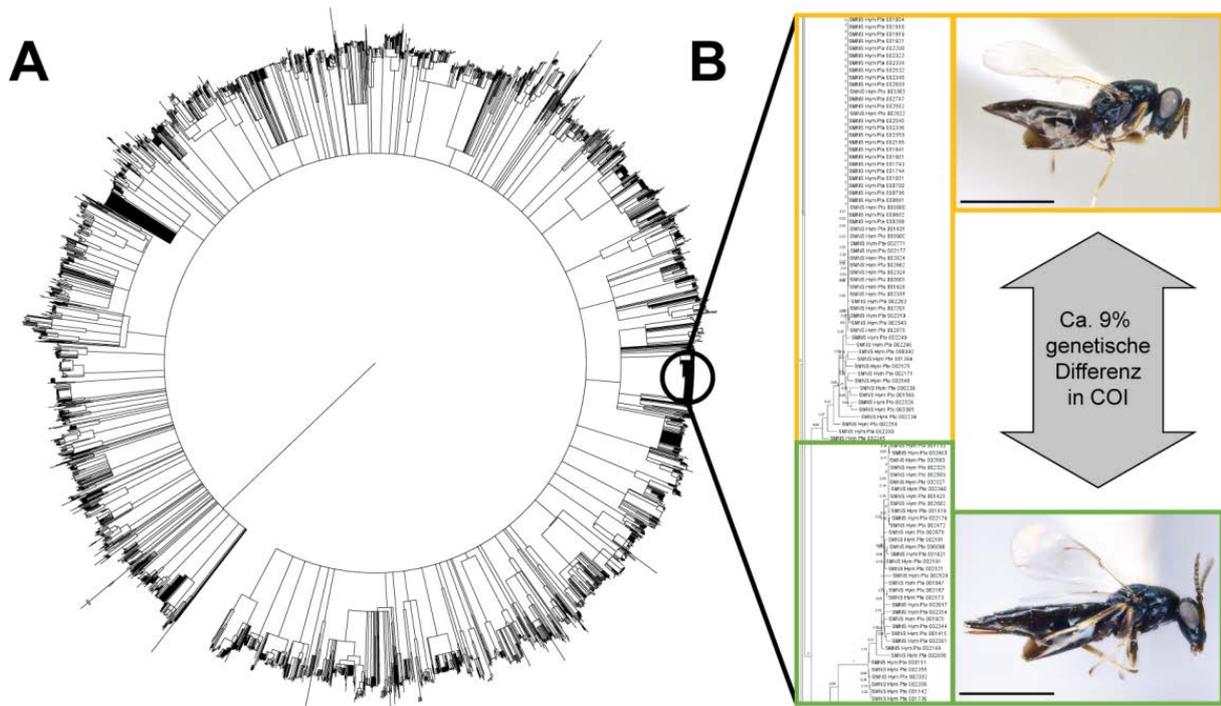


Abb. 1: A) COI-Barcodingstammbaum, berechnet aus 3.423 Erzwespensequenzen. B) Beispiel eines durch DNA-Barcoding entdeckten kryptischen Artkomplexes der Erzwespenfamilie Pteromalidae. Messbalken: 1 mm

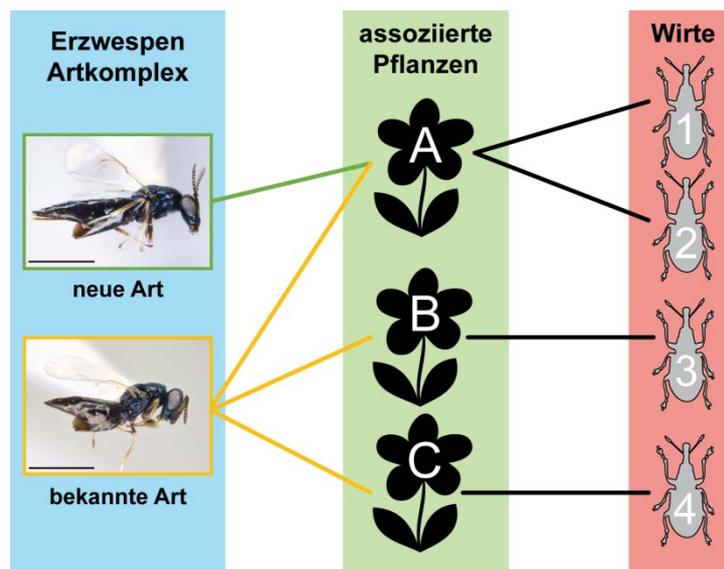


Abb. 2: Schematische Darstellung der biologischen Zusammenhänge eines Erzwespen Artkomplexes der Familie Pteromalidae. Messbalken: 1 mm

Erstaunlicherweise treten bereits bei einer der am häufigsten aufgefundenen Arten aus der Erzwespenfamilie Pteromalidae Unstimmigkeiten zwischen der bisherigen auf Morphologie basierten taxonomischen Klassifikation und den genetischen Daten auf (Haas et al. in prep). Es zeigte sich, dass sich durch das DNA-Barcoding zwei genetisch verschiedene Kladen herausbilden, die sich morphologisch derselben Art zuordnen lassen (Abb. 1B). Dabei ist in der Sequenzfolge des COI-Gens ein genetischer Unterschied von über neun Prozent feststellbar. Selbst bei Erzwespen, die durch ihre schnelle Entwicklung und daraus resultierenden schnellen Generationsfolge relativ hohe innerartliche genetische Variationen aufweisen können, sind beobachtete Werte über fünf Prozent in derselben Art ungewöhnlich. Die genetischen Daten deuteten also auf eine kryptische Art hin. Nach dem Prinzip der integrativen Taxonomie wurde nun nach biologischen Unterschieden zwischen den genetischen Gruppen gesucht. Durch Auszuchten konnten beide Gruppen in verschiedenen Pflanzenarten nachgewiesen werden (A, B, C), wobei eine der beiden Gruppen (grün) nur in einer Pflanzenart (A) zu finden ist (vgl. Abb. 2). In Pflanzenart A kommen zwei potentielle Wirtsarten (1, 2) für die Erzwespen in Frage, die sie für ihre Entwicklung nutzen können, in Pflanzenart B und C jeweils nur eine Wirtsart (3 bzw. 4). Um Konkurrenz auszuschließen hat sich also bei den beiden Erzwespengruppen eine Spezialisierung auf unterschiedliche Wirtsinsekten vollzogen, die bislang noch völlig unbekannt war. Es ist davon auszugehen, dass es sich bei einer der beiden Gruppen (gelb) um eine eher generalistische Art handelt, wohingegen die andere Gruppe (grün) vermutlich eine stärker spezialisierte Art darstellt.

Das genannte Beispiel zeigt, dass wir bei der Erfassung der in Deutschland vorkommenden Erzwespenarten noch ganz am Anfang stehen, da sich unter vielen bislang nachgewiesenen Arten eine noch unbekannt Anzahl unbeschriebener Arten verbergen dürfte. Es ist davon auszugehen, dass künftig viele Erzwespenarten, die heute als Generalisten angesehen werden, in mehrere stärker spezialisierte Arten aufgeteilt werden. Dies hat nicht nur für den Naturschutz eine hohe Relevanz, sondern wird auch zu einer Optimierung der biologischen Schädlingsbekämpfung beitragen, da zukünftig der ungewollte Einsatz von Artkomplexen besser vermieden werden kann.

In Zukunft sollen weitere Artkomplexe von Erzwespen mit Hilfe des integrativ-taxonomischen Ansatzes entschlüsselt werden. Dabei werden auch neue morphometrische und morphologische Daten erhoben. Aktuell werden weitere DNA-Barcoding-Daten gesammelt, um eine möglichst vollständige genetische Datenbank der nord- und zentraleuropäischen Erzwespen zu erstellen. Die im Freiland und im Labor gewonnen ökologischen und biologischen Daten sollen zukünftig eine bessere Einschätzung der Funktion von Erzwespenarten in den Ökosystemen erlauben.

### **Plädoyer für einen wissenschaftlichen Naturschutz**

Erzwespen sind nur ein Beispiel von vielen wenig bekannten Insektengruppen, bei denen ein größeres taxonomisches und biologisches Wissen zu einem besseren Naturschutz führen würde. Gerade bei artenreichen Insektengruppen muss davon ausgegangen werden, dass laufend ökologisch relevante Arten verloren gehen, von deren Existenz wir vielleicht nie erfahren werden. Angesichts der aktuellen politischen Debatte wird allerdings deutlich, dass gerade Taxonomen fehlen, die grundlegende Daten zum Insektensterben erheben können. Diesem Mangel sollte umgehend durch eine bessere Förderung von Nachwuchswissenschaftlern begegnet werden, die sich für eine Laufbahn in der organismischen Forschung entscheiden wollen, aber häufig durch mangelnde Berufsperspektiven abgeschreckt werden. Zusätzlich sollten taxonomische Inhalte und deren Bedeutung stärker in Lehrplänen biologischer Studiengänge verankert werden. Taxonomen können nicht nur Arten unterscheiden und einordnen, sie eignen sich im Laufe ihrer Karriere ein umfassendes Fachwissen über die ökologischen Ansprüche, Biologie und ökosystemare Rolle der bearbeiteten Gruppe an. Dies stellt einen unschätzbar wichtigen Wissenspool dar, der zukünftig verstärkt dem Naturschutz zugänglich gemacht werden muss. Nur so kann integrative taxonomische Forschung die Voraussetzung für einen fundierten wissenschaftlichen Naturschutz bilden, der die Ansprüche aller Organismen berücksichtigt.

**Quellenverzeichnis**

- Bellard, C., Bertelsmeier, C., Leadley, P., Thuiller, W., Courchamp, F. (2012): Impacts of climate change on the future of biodiversity. *Ecol. Lett.* 15: 365-377.
- Bickford, D., Lohman, D. J., Sodhi, N. S., Ng, P. K. L., Meier, R., Winker, K., Ingram, K. K., Das, I. (2007): Cryptic species as a window on diversity and conservation. *Trends Ecol. Evol.* 22: 148-155.
- Biesmeijer, J. C., Roberts, S. P. M., Reemer, M., Ohlemüller, R., Edwards, M., Peeters, T., Schaffers, A. P., Potts, S. G., Kleukers, R., Thomas, C. D., Settele, J., Kunin, W. E. (2006): Parallel Declines in Pollinators and Insect-Pollinated Plants in Britain and the Netherlands. *Science*. 313: 351-354.
- Conrad, K. F., Warren, M. S., Fox, R., Parsons, M. S., Woivod, I. P. (2006): Rapid declines of common, widespread British moths provide evidence of an insect biodiversity crisis. *Biol. Conserv.* 132: 279-291.
- Gibson, G. a. P., Heraty, J. M., Woolley, J. B. (1999): Phylogenetics and classification of Chalcidoidea and Mymarommatoidea - a review of current concepts (Hymenoptera, Apocrita): *Zool. Scr.* 28: 87-124.
- Godfray, H. C. J., Blacquiere, T., Field, L. M., Hails, R. S., Petrokofsky, G., Potts, S. G., Raine, N. E., Vanbergen, A. J., McLean, A. R. (2014): A restatement of the natural science evidence base concerning neonicotinoid insecticides and insect pollinators. *Proc. R. Soc. B Biol. Sci.* 281: 20151821.
- Hebert, P. D. N., Cywinska, A., Ball, S. L., deWaard, J. R. (2003): Biological identifications through DNA barcodes. *Proc. Biol. Sci.* 270: 313-321.
- König, K., Krimmer, E., Gantert, C., Klopstein, S., Wendt, I., König, C., Baur, H., Krogmann, L., Steidle, J. L. M. (2015): Does early learning drive ecological divergence during speciation processes in parasitoid wasps? *Proc. R. Soc. B.* 282: 20141850.
- Kotze, D. J., O'Hara, R. B. (2003): Species decline – but why? Explanations of carabid beetle (Coleoptera, Carabidae) declines in Europe. *Oecologia*. 135: 138-148.
- Noyes, J.S. (2017): Universal Chalcidoidea Database. – Online, URL: <http://www.nhm.ac.uk/chalcidoids> [Zugriff: 09.08.2017].
- Roskov, Y., Abucay, L., Orrell, T., Nicolson, D., Flann, C., Bailly, N., Kirk, P., Bourgoin, T., DeWalt, R. E., Decock, W., De Wever, A. (Hg.) (2016): Species 2000 & ITIS Catalogue of Life, 2016 Annual Checklist. Species 2000: Naturalis, Leiden, the Netherlands. ISSN 2405-884X.
- Rundlöf, M., Andersson, G. K. S., Bommarco, R., Fries, I., Hederström, V., Herbertsson, L., Jonsson, O., Klatt, B. K., Pedersen, T. R., Yourstone, J., Smith, H. G. (2015): Seed coating with a neonicotinoid insecticide negatively affects wild bees. *Nature* 521: 77-80.
- Schlick-Steiner, B. C., Steiner, F. M., Seifert, B., Stauffer, C., Christian, E., Crozier, R. H. (2010): Integrative taxonomy: a multisource approach to exploring biodiversity. *Annu. Rev. Entomol.* 55: 421-438.
- Schwenninger, H. R., Scheuchl, E. (2016): Rückgang von Wildbienen, mögliche Ursachen und Gegenmaßnahmen (Hymenoptera, Anthophila): *Mitteilungen des Entomol. Vereins Stuttgart*. Jg. 51, 1: 21-23.
- Sorg, M., Schwan, H., Stenmans, W., Müller, A. (2013): Ermittlung der Biomassen flugaktiver Insekten im Naturschutzgebiet Orbroicher Bruch mit Malaise Fallen in den Jahren 1989 und 2013. *Mitteilungen aus dem Entomol. Verein Krefeld* 1: 1-5.

Stork, N. E., McBroom, J., Gely, C., Hamilton, A. J. (2015): New approaches narrow global species estimates for beetles, insects, and terrestrial arthropods. Proc. Natl. Acad. Sci. USA 112: 7519-7523.

Weisser, W. W., Siemann, E. (2008): Insects and Ecosystem Function. Berlin, Heidelberg: Springer Berlin Heidelberg.

### **Kontakt**

Michael Haas  
Staatliches Museum für Naturkunde Stuttgart (SMNS)  
Abteilung Insektenkunde  
Rosenstein 1  
D-70191 Stuttgart  
E-Mail: [Michael.Haas@smns-bw.de](mailto:Michael.Haas@smns-bw.de)

## Naturschutzgenetik an mitteleuropäischen bedrohten Pflanzenarten – Implikationen für den Naturschutz am Beispiel von *Arnica montana* L. und *Crepis mollis* (Jacq.) Asch.

VIRGINIA K. DUWE

### Einleitung

Die hier präsentierte Arbeit wurde im Rahmen des Projektes „Integration von Ex-situ und In-situ-Maßnahmen zur Erhaltung gefährdeter Blütenpflanzen in Deutschland – ein Modellvorhaben zur Umsetzung der Global Strategy for Plant Conservation (GSPC)“ durchgeführt. Die GSPC wurde auf der 6. Vertragsstaatenkonferenz der CBD (Convention on Biological Diversity) verabschiedet, um die immense Wichtigkeit der Pflanzendiversität anzuerkennen und den Verlust pflanzlicher Biodiversität zu verlangsamen. Die GSPC hat 16 konkrete Ziele, wie z. B. die Bewertung des Erhaltungszustandes aller bekannten Pflanzenarten oder die Entwicklung von Artenschutzkonzepten auf Grundlage wissenschaftlicher Erkenntnisse. Um die Umsetzung der GSCP in Deutschland zu unterstützen, wurden im Rahmen einer Doktorarbeit die populationsgenetische Struktur und die genetische Diversität der zwei Grünlandarten *Arnica montana* L. (Echte Arnika) und *Crepis mollis* (Jacq.) Asch. (Weicher Pippau) untersucht.

Die Biodiversität Mitteleuropas hat sich innerhalb der letzten Jahrzehnte verringert, was hauptsächlich menschlichen Einflüssen wie Landnutzungsänderungen, der Fragmentierung und Isolierung von Habitaten und der Überdüngung zugeschrieben wird, aber auch durch invasive Arten und klimatische Veränderungen verstärkt wird (z. B. Hautekèete et al. 2015, Corlett 2016). Das aktuelle Verbreitungsgebiet der selbst-inkompatiblen Arnika reicht in Europa von Skandinavien, Polen, Litauen, Süd-Russland, bis nach Belgien, den Pyrenäen, Portugal und Spanien (Hegi 1987a, Meusel und Jäger 1992). Der selbst-kompatible Weiche Pippau ist hauptsächlich von Schottland, Nord-England, Polen, Litauen, Zentral- und Süd-Russland, über Ungarn, Österreich, die Schweiz und Italien bis in die Pyrenäen verbreitet (Hegi 1987b, Meusel und Jäger 1992).

Arnika weist, mit einer Verbreitung bis zu einer Höhe von 3.000m, eine große ökologische Amplitude auf. Säurehaltige und nährstoffarme Graslandschaften, Buschlandschaften sowie trockenes Heideland werden bevorzugt. Der Weiche Pippau wächst hauptsächlich auf Wiesen, Weiden oder Zwergstrauchheidlandschaften und ist von den subalpinen Regionen bis zu den Alpen anzutreffen. Beide Arten sind auf der Roten Liste Deutschlands als „gefährdet“ eingestuft (Korneck et al. 1996).

### Methode

Vom Sommer 2013 bis 2016 wurden Populationen von *Arnica montana* und *Crepis mollis* im Hauptverbreitungsgebiet repräsentativ beprobt. 561 Individuen aus 30 Arnika-Populationen in Deutschland, Italien, Frankreich, der Schweiz und Österreich, sowie 578 Individuen aus 20 Populationen des Weichen Pippaus innerhalb Deutschlands wurden gesammelt. Vierzehn polymorphe Kern-Mikrosatelliten-Markern wurden für die Echte Arnika (Duwe et al. 2015), sowie zehn polymorphe Mikrosatelliten-Markern für den Weichen Pippau (Duwe et al. 2016) entwickelt. Die Entwicklung erfolgte mit Hilfe eines Next-Generation-Sequenzierungs-Ansatzes.

Das Hauptanliegen dieser Arbeit war dabei, basierend auf den Kern-Mikrosatelliten-Markern, die genetische Diversität, die Populationsdifferenzierung und die großräumige genetische Struktur über verschiedene räumliche Distanzen hinweg zu analysieren, sowie den Grad an Inzucht innerhalb der verschiedenen Populationen zu bestimmen. Außerdem sollten mögliche Zentren genetischer Diversität sowie räumliche Managementeinheiten identifiziert werden, um basierend auf den Ergebnissen angemessene Managementstrategien für einen effektiven Artenschutz entwickeln zu können.

## Ergebnisse und Diskussion

Die höchste genetische Diversität zeigte sich in beiden Arten innerhalb der Populationen aus den Alpenregionen (hauptsächlich gemessen als erwartete Heterozygotie) und die geringste genetische Diversität bei den Populationen aus tieferliegenden Gebieten (Duwe et al. 2017a, Duwe et al. 2017b). Vor allem Populationen der Echten Arnika in der Norddeutschen Tiefebene wiesen Tendenzen zur genetischen Verarmung sowie vermehrtes klonales Wachstum auf (Duwe et al. 2017a). Des Weiteren zeigte sich eine positive Korrelation zwischen der genetischen Diversität und der Populationsgröße. Der stärkere menschliche Einfluss in tiefer gelegenen Gebieten könnte als Erklärung für die verringerte genetische Diversität in Populationen dienen, wie zum Beispiel die intensivere landwirtschaftliche Nutzung, die Fragmentierung von Habitaten oder das Vorkommen von Populationen am Rand ihres Verbreitungsgebietes – wie es vor allem bei dem Weichen Pippau der Fall ist (Duwe et al. 2017b). Weiterhin ist anzunehmen, dass sich die nacheiszeitliche Kolonisierungsgeschichte der Arten in unterschiedlichen geografischen Gebieten unterscheidet. Das könnte den beobachteten Trend der verringerten genetischen Diversität in Richtung der Norddeutschen Tiefebene weiter beeinflusst haben (Duwe et al. 2017a).

Innerhalb der untersuchten Populationen zeigten sich weder bei der Echten Arnika noch beim Weichen Pippau signifikante Anzeichen für erhöhte Inzucht. Es kann vermutet werden, dass es innerhalb der Populationen noch eine effektive Bestäubung gibt oder in den immer kleiner werdenden Populationen aufgrund von ausgekreuzten Individuen, die eine bessere Überlebenswahrscheinlichkeit aufweisen, ein Heterozygotenüberschuss vorliegt (Duwe et al. 2017a, Duwe et al. 2017b). Durch die Analyse der molekularen Varianz (AMOVA) der Mikrosatelliten konnte gezeigt werden, dass die meiste genetische Variation bei Arnika und beim Weichen Pippau innerhalb der Populationen und nicht zwischen den verschiedenen Populationen zu finden ist (ebd.). Beide Arten unterschieden sich jedoch deutlich in ihrer populationsgenetischen Struktur und Differenzierung.

Bei der Echten Arnika zeigte sich eine sehr starke populationsgenetische Struktur ( $F_{ST} = 0.27$ ), mit einer signifikanten Isolierung durch Distanz (IBD) und einer signifikanten großräumigen genetischen Struktur (LSGS), die bis zu 500 km eine höhere paarweise Verwandtschaft als zufällig aufwies. 24 Cluster wurden durch eine Bayesianische Analyse identifiziert, die auf der Zuordnung von Individuen zu unterschiedlichen Clustern basiert (STRUCTURE) (Duwe et al. 2017a). Diese hohe genetische Differenzierung deutet auf einen stark eingeschränkten Genfluss zwischen den Populationen hin. Dennoch erschienen die Populationen aus dem alpinen Raum davon genetisch wenig beeinflusst zu sein und zeigten trotz der deutlichen Differenzierung innerhalb der Populationen größere genetische Diversität und wiesen keine Anzeichen von Inzucht auf. Die Populationen aus der Norddeutschen Tiefebene jedoch sind auf menschliche Unterstützung angewiesen, wie die Ergebnisse dieser Studie zeigen (ebd.). Das könnte z. B. mit Hilfe von assistiertem Genfluss und Populationsstärkungen umgesetzt werden, um den weiteren Verlust genetischer Diversität und von Populationen abzumildern. Um unbeabsichtigte negative Effekte wie Auszuchtdepressionen zu vermeiden, sollte sich die Entwicklung von Managementeinheiten an den identifizierten genetischen Clustern orientieren (ebd.). Idealerweise sollte genetisches Material von lokalen oder regionalen Quellen innerhalb der Managementeinheiten verwendet werden (s. Diekmann et al. 2016).

Für den Weichen Pippau konnte eine moderate Populationsstruktur ( $F_{ST} = 0.09$ ) gefunden werden, jedoch ohne signifikante Isolierung durch Distanz (IBD). Die großräumige genetische Strukturanalyse (LSGS) zeigte im Kontrast dazu einen signifikanten Rückgang der individuellen paarweisen Verwandtschaft, welche bis zu 50 km höher als zufällig war (Duwe et al. 2017b). Drei genetische Cluster wurden durch die Bayesianische Analyse identifiziert. Dabei gab es zwei relativ konsistente Cluster innerhalb zweier Regionen im Mittelgebirge und eine gemischte Gruppe innerhalb der alpinen Region. Die offensichtliche räumliche Isolation der Populationen ohne signifikante IBD, aber mit moderater genetischer Differenzierung und einer signifikante LSGS deuten darauf hin, dass nicht Genfluss, sondern

vermutlich eher Genetische Drift die treibende Kraft der Populationsdifferenzierung ist (ebd.). Das Fehlen von Inzucht und die offenbar unbeeinträchtigte primäre Samenverbreitung durch Wind lassen annehmen, dass der Hauptgrund, der zur Beeinflussung und Unterbrechung der realisierten Samenverbreitung über lange Distanzen führt, in der Fragmentierung der Landschaften liegt. Für die Erhaltung der Populationen des Weichen Pippaus als effektive, kurzfristige Maßnahme heben die Ergebnisse dieser Arbeit besonders die Wichtigkeit der Erhaltung und Verbesserung der Habitatqualität hervor (ebd.). Die Etablierung von Trittstein-Habitaten sei hier als Beispiel genannt, der die Konnektivität verschiedener Landschaften steigert und natürlichen Genfluss zwischen den Habitaten ermöglichen könnte. Sollte die Etablierung solcher Habitats nicht möglich sein, könnte auch assistierter Genfluss innerhalb der durch die Bayesianische Analyse identifizierten Cluster für den Weichen Pippau in Betracht gezogen werden, die auch hier als Vorschlag für künftige Managementeinheiten gelten können. Um im Falle einer Verschlechterung der Qualität bekannter Habitats sowie des jeweiligen Populationszustand direkt Gegenmaßnahmen einleiten zu können, scheint es auch empfehlenswert, diese regelmäßig zu überprüfen (ebd.).

### Ausblick

Bei dieser Arbeit handelt es sich um die erste umfassende großräumige Studie zur populationsgenetischen Struktur und genetischen Diversität der beiden Untersuchungsarten *Arnica montana* und *Crepis mollis* in Mitteleuropa. In zukünftigen Studien könnte als Erweiterung und Fortführung dieses Vorhabens die Beprobung auf zusätzliche Populationen, vor allem aus dem alpinen Raum sowie anderen Bergregionen (z. B. Pyrenäen) ausgedehnt werden, um die populationsgenetische Struktur und den Grad der genetischen Diversität über das gesamte Verbreitungsgebiet hinweg zu untersuchen und die nacheiszeitliche Besiedlungsgeschichte der Arten umfassender verstehen zu können. Die Ergebnisse dieser Arbeit unterstützen exemplarisch die Erstellung von Artenschutzstrategien für zwei mittelhäufige krautige Arten des Grünlands. Allerdings lassen sich die Daten nicht eins zu eins auf andere krautige Arten aus ähnlichen Ökosystemen und mit ähnlichem Lebenszyklus übertragen (jeweils unterschiedliche Reproduktionssysteme, Genomevolution und Evolutionsgeschichte), so dass hier weiterer Forschungsbedarf besteht. Die Maßnahmen jedoch zum Schutz und der Pflege von Habitats der Echten Arnika und des Weichen Pippaus kommen auch vielen anderen Grünlandarten zu Gute und werden helfen, dem fortschreitenden Verlust biologischer Vielfalt entgegen zu wirken.

### Danksagung

Diese Arbeit wurde im Rahmen des Projektes „Integration von Ex-situ- und In-situ- Maßnahmen zur Erhaltung gefährdeter Blütenpflanzen in Deutschland – ein Modellvorhaben zur Umsetzung der Global Strategy for Plant Conservation (GSPC)“ unter dem Förderkennzeichen FKZ 3512-86-0400 vom Bundesamt für Naturschutz (BfN) finanziert. Für die Untersuchung der ausländischen Arnika-Populationen erfolgte eine zusätzliche Förderung durch den Verein der Freunde des Botanischen Gartens und Botanischen Museums Berlin.

### Quellenverzeichnis

- Corlett, R. T. (2016): Plant diversity in a changing world: Status, trends, and conservation needs. *Plant Diversity* 38: 10-16. doi: 10.1016/j.pld.2016.01.001
- Diekmann, M., Dupré, C., Müller, J., Wittig, B. (2016): Handlungsleitfaden zur Wiedereinbürgerung von Pflanzenarten als Naturschutzmaßnahme. Deutsche Bundesstiftung Umwelt.
- Duwe, V. K., Muller, L. A. H., Borsch, T., Ismail, S. A. (2017a): Pervasive genetic differentiation among Central European populations of the threatened *Arnica montana* L. and genetic erosion at lower elevations. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*. doi:10.1016/j.ppees.2017.02.003

- Duwe, V. K., Muller, L. A. H., Reichel, K., Zippel, E., Borsch, T., Ismail, S. A. (2017b): Genetic structure and genetic diversity of the endangered grassland plant *Crepis mollis* (Jacq.): *Asch.* as a basis for conservation management in Germany. *Conservation Genetics*. doi: 10.1007/s10592-017-1025-8
- Duwe, V. K., Muller, L. A. H., Borsch, T., Ismail, S. A. (2016): Development of Microsatellite Markers for *Crepis mollis* (Asteraceae). *Applications in Plant Sciences* 4: 1600022. doi: 10.3732/apps.1600022
- Duwe, V. K., Ismail, S. A., Buser, A., Sossai, E., Borsch, T., Muller, L. A. H. (2015): Fourteen Polymorphic Microsatellite Markers for the Threatened *Arnica montana* (Asteraceae). *Applications in Plant Sciences* 3: 1400091. doi: 10.3732/apps.1400091
- Hautekèete, N.-C., Frachon, L., Luczak, C., Toussaint, B., van Landuyt, W., van Rossum, F., Piquot, Y. (2015): Habitat type shapes long-term plant biodiversity budgets in two densely populated regions in north-western Europe. *Diversity and Distributions* 21: 631-642. doi: 10.1111/ddi.12287
- Hegi, G. (1987a): DCCLXII. *Arnica* L. Wohlverleih. In: Wagenitz, G. (Hg.): *Illustrierte Flora von Mitteleuropa* VI (4,4), 2. edn. Verlag Paul Parey, Berlin, Hamburg: 704-710.
- Hegi, G. (1987b): DCCXCIX. *Crepis* L. Pippau. In: Wagenitz, G. (Hg.): *Illustrierte Flora von Mitteleuropa* VI (4,4), 2. edn. Verlag Paul Parey, Berlin, Hamburg: 1134-1180.
- Korneck, D., Schnittler, M., Vollmer, I. (1996): Rote Liste der Farn- und Blütenpflanzen (Peridophyta et Spermatophyta): Deutschlands. In: Ludwig, G., Schnittler, M. (Hg.): *Rote Liste gefährdeter Pflanzen Deutschlands*: 21-187.
- Meusel, H., Jäger, E. J. (1992): *Vergleichende Chorologie der Zentraleuropäischen Flora*. Gustav Fischer Verlag, Jena.

## Kontakt

Virginia K. Duwe  
Botanischer Garten und Botanisches Museum Berlin-Dahlem  
Freie Universität Berlin  
Königin-Luise-Straße 6-8  
14195 Berlin  
E-Mail: [v.duwe@bgbm.org](mailto:v.duwe@bgbm.org)

## **Endemische Gefäßpflanzen in Heiden und Gebüschern Europas**

NADJA EL BALTI, CARSTEN HOBOHM

### **Einleitung**

Das Phänomen des Endemismus und das Vorkommen endemischer Arten wird im internationalen Naturschutz zunehmend als bedeutsam erachtet (Mittermeier et al. 2005, Hobohm 2014).

Unter dem Namen Heiden und Gebüsche werden physiognomisch sehr unterschiedliche und variable Lebensräume zusammengefasst. Zu den Heiden und Gebüschern gehören viele Lebensräume, die bislang - z. B. im Vergleich mit Wäldern, Gewässern oder Küstenökosystemen - ökologisch, biogeographisch oder naturschutzfachlich wenig bearbeitet sind. Dies hängt möglicherweise damit zusammen, dass diese Lebensräume fast immer räumliche oder zeitliche Übergänge vom Offenland zum Wald darstellen. In Europa ist ihre Entwicklungsgeschichte sehr oft mit der Nutzung der Landschaft, aber auch mit natürlichen Ereignissen wie Bränden verbunden.

Im Rahmen einer Promotion an der Europa-Universität Flensburg werde ich mich schwerpunktmäßig mit für Europa endemischen Gefäßpflanzen beschäftigen, die in Heiden und/oder Gebüschern vorkommen. Für diese soll eine Datenbank mit Angaben zum Vorkommen, zur Standortökologie und zur Biologie erstellt werden.

Die Erfassung und Charakterisierung von endemischen Gefäßpflanzen-Sippen in Heiden und Gebüschern soll die Bedeutung dieser Lebensräume verdeutlichen und zur Erhaltung ihrer Artenvielfalt beitragen.

### **Endemische Gefäßpflanzen in Europa**

Eine Art gilt als endemisch, wenn ihr Vorkommen auf ein bestimmtes Areal eingeschränkt ist. Dies kann historisch, geographisch oder physiologisch bedingt sein (Major 1988). Der Begriff Endemismus wurde im 19. Jahrhundert von de Candolle in einem geographischen Kontext definiert, um Krankheiten zu beschreiben, die nur in einer gewissen Region auftreten (de Candolle 1820). Später wurde der Begriff in der Biologie verwendet, um das Vorkommen von Arten oder anderen taxonomischen Einheiten mit einem eingeschränkten Verbreitungsareal zu beschreiben.

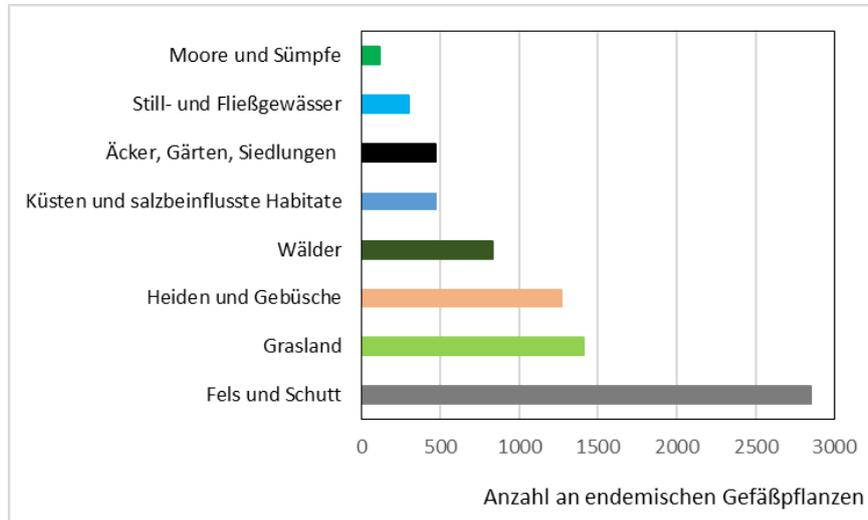
Viele Aspekte können bei der Entstehung von Endemiten eine Rolle spielen. Raum und Zeit sind zwei wesentliche Faktoren. Zeitlich betrachtet können Endemiten in zwei Kategorien unterteilt werden. Nach evolutionärem Alter werden Neo- und Paläoendemiten unterschieden (Engler 1872-1882). Paläoendemiten sind Reliktarten, die nur in bestimmten Gebieten überlebt haben und evolutionsgeschichtlich alt sind. Diese waren über einen gewissen Zeitraum weitverbreitet. Durch unterschiedliche Faktoren starben sie im Laufe der Zeit in vielen Regionen aus und konnten sich nur in gewissen Arealen erhalten. Neoendemiten sind durch Artbildung neu entstanden und weisen ein eingeschränktes Vorkommen auf (Thompson 2005). Endemiten können also durch Artbildung oder durch eine Arealfragmentierung entstehen (Bruchmann und Hobohm 2014). Geographische Separation oder genetische Isolation sind die Voraussetzung zur Artbildung.

Ob eine Art endemisch ist, hängt von dem betrachteten Raum ab. Arten können für kleine Regionen endemisch sein, aber genauso gut können Arten endemisch für einen ganzen Kontinent sein (Hobohm 2014, Petersen und Watson 1998). Natürliche Barrieren wie Bergketten, Flüsse und Ozeane können Populationen voneinander trennen. Politische Grenzen wie Länder, Kolonien oder politische Abkommen können ebenfalls einen Anlass für die Definition von Endemiten bilden.

Im Kontext dieser Forschung wird der Endemismus der Gefäßpflanzen in Bezug auf Europa untersucht. Das Untersuchungsgebiet umfasst den gesamten europäischen Kontinent. Inseln wie die Azo-

ren, Madera und die Kanaren sind mit einbezogen. Ausgeschlossen werden die asiatische Türkei, der Kaukasus, Kasachstan, aber auch die Kapverden und Grönland.

Nach einer aktuellen Auswertung der Datenbank EvaplantE von Juli 2017 (vgl. Hobohm und Bruchmann 2011, Hobohm unveröff.) beherbergen Heiden und Gebüsche ca. 1.265 der für Europa endemischen Gefäßpflanzensippen (Abb. 1).



**Abb. 1: Zahl der endemischen Gefäßpflanzensippen je Habitattyp (nach Auswertung der aktuellen Version der Datenbank EvaplantE; aus Hobohm, unveröff.)**

### Habitattyp Heiden und Gebüsche

In der EUNIS Habitat-Klassifikation werden Heiden und Gebüsche auf der obersten Ebene (Level 1) zusammengefasst. Dazu gehören trockene oder nur saisonal überflutete küstenferne Habitats mit einer Pflanzendeckung von mehr als 30 % und Gehölzen, die üblicherweise kleiner als 5 m bleiben und von strauchförmigem Wuchs sind (Davies et al. 2004). Hierzu zählen Gebüsche, Heiden und Tundren. Ebenfalls zu diesem Habitattyp gehören die Maquis, Garrigue und Phrygana. Vereinzelt höhere Bäume oder auch Kräuter und Gräser im Unterwuchs können durchaus in diesem Habitattyp vorkommen.

Die meisten Heiden und Gebüsche sind in Europa sekundär entstanden. Nur dort, wo extreme Bedingungen herrschen, wie etwa in der polaren Zone und in der alpinen Stufe, sind natürliche Formen dieses Habitattyps anzutreffen (Janssen et al. 2016). Hierzu zählen unter anderem die Tundren und die Krummholzformation. Seit langer Zeit werden diese Flächen vom Menschen genutzt (Webb 1998). Beweidung und Abholzung haben die Flächen offengehalten und Heiden, Gebüschlandschaften oder auch halboffene Weidelandschaften entstehen lassen. Die Nutzung kann je nach Region sehr unterschiedlich sein (Vandvik et al. 2005). Auch ein großer Teil der Maquis und Garrigue sind anthropogen entstanden.

Da viele Flächen dieses Habitattyps sekundär entstanden sind, kann die Aufgabe der traditionellen Nutzung eine Bedrohung für die Existenz dieser Systeme darstellen. Werden die Flächen sich selbst überlassen, können Sukzessionsstadien eintreten und in manchen Fällen können diese komplett verschwinden (Bakker et al. 2012).

### Erstellung der Datenbank

Um den Gefäßpflanzenendemismus in dem Habitattyp Heiden und Gebüsche zu untersuchen, wird eine Datenbank erstellt. Diese soll möglichst alle endemischen Gefäßpflanzen, die in den Heiden und Gebüschern Europas schwerpunktmäßig zu finden sind, enthalten. Zur jeder Pflanze werden Informa-

tionen zur Verbreitung, zur Biologie, zur Taxonomie und zur Gefährdung erfasst. Ebenfalls sollen die Ellenberg-Zeigerwerte mitefassen werden. Als Datengrundlage wird die bereits erstellte Datenbank „EvaplantE“ (Hobohm 2016) verwendet, die sehr viele der endemischen Gefäßpflanzen Europas beinhaltet. Als Informationsquelle dienen u. a. Internetseiten wie „Euro+Med PlantBase“ (Euro+med 2017) und „IUCN Red List of threatened Species“ (IUCN 2017). Darüber hinaus werden diverse Floren und weitere Internetseiten verwendet, unter anderem die Flora alpina (Aeschimann et al. 2004).

In der Kategorie Biologie sollen Wuchshöhe, Bestäubung und Lebensform mitefassen werden. Daten zur Bestäubung sind nach ersten Erfahrungen nur schwer zugänglich. Auch bei den Ellenberg-Zeigerwerten ist es schwierig, diese für alle Arten und Unterarten zu finden. Jedoch ermöglichen diese Daten Rückschlüsse auf die Standortbedingungen und die Anpassungen der Pflanzen an ihre Umgebung.

Um die Gefährdung der Endemiten zu beurteilen, wird die Rote Liste der Gefäßpflanzen Europas verwendet (Bilz et al. 2011). Es ist teilweise sehr schwierig festzustellen, in welchen Lebensräumen eine Sippe vorkommt. Hierzu ist es notwendig, sehr viele einzelne Publikationen zu sichten. Eine erste Quelle ist z. B. die neue Rote Liste der Habitats für Europa (vgl. Janssen et al. 2016) mit den dazu im Internet veröffentlichten Kennblättern.

### Ausblick

Mit Hilfe der erstellten Datenbank sollen Verbreitungsmuster der endemischen Gefäßpflanzen in Heiden und Gebüsch Europas erstellt werden. Zudem werden die erfassten Daten statistisch ausgewertet. Die große Anzahl an Endemiten unterstreicht die Bedeutung der Heiden und Gebüsch innerhalb Europas. Über die Rote Liste der Gefäßpflanzen Europas (Bilz et al. 2011) und ihre Gesamtverbreitung soll ermittelt werden, wie gefährdet die Arten sind. In den Auswertungen werden die Ellenbergschen Zeigerwerte und die biologischen Merkmale der Endemiten einbezogen, um Erklärungen für den Gefäßpflanzenendemismus in diesem Habitattyp zu finden.

### Quellenverzeichnis

- Aeschimann, D., Lauber, K., Moser, D. M., Theurillat, J. P. (2004): Flora alpina. Band 1, 2 und 3, Bern.
- Bakker, J. P., Van Diggelen, R., Bekker, M. R., Marrs, R. H. (2012): Restoration of dry grassland and heathland. In: Van Andel, J., Aronson, J.: Restoration Ecology: The New Frontier. Second edition 2012: 174-188.
- Bilz, M., Kell, S. P., Maxted, N., Lansdown, R. (2011): European Red List of Vascular Plant. Luxembourg: Publications Office of the European Union. – Online, URL: [http://bot.biologia.unipi.it/listerosse/European\\_vascular\\_plants.pdf](http://bot.biologia.unipi.it/listerosse/European_vascular_plants.pdf) [Zugriff: 08.06.2017].
- Bruchmann, I., Hobohm, C. (2014): Factors That Create and Increase Endemism. Hobohm, C.: Endemism in Vascular Plants. Plant and Vegetation 9: 51-69.
- Davies, C. E., Moss, D., Hill, M. O. (2004): EUNIS Habitat Classification. European Environment Agency, European topic centre on nature protection and biodiversity: 221- 236.
- De Candolle, A. B. (1820): Essai elementaire de geographie botanique. Dictionnaire des sciences naturelles, vol 18. Flevrault, Strasbourg: 1-64.
- Engler, A. (1879–1882): Versuch einer Entwicklungsgeschichte der extratropischen Florengebiete der nördlichen Hemisphäre. Wilhelm Engelmann, Leipzig.
- Euro+Med (2017): Euro+Med PlantBase – the information resource for Euro-Mediterranean plant diversity. – Online, URL: <http://ww2.bgbm.org/EuroPlusMed/> [Zugriff: 12.07.2017].
- Hobohm, C. (Hg.) (2014): Endemism in Vascular plants. Plant and Vegetation 9, 348 S.
- Hobohm, C., Bruchmann, I. (2011): Are there endemic vascular plants in wet habitats of Europe? Transsyl. Rev. Syst. Ecol. Res. 12: 1-14.

- IUCN - International Union for Conservation of Nature (2017): The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2017-1. – Online, URL: <http://www.iucnredlist.org> [Zugriff: 12.07.2017].
- Janssen, J. A. M., Rodwell, J. S., García Criado, M. et al. (2016): European Red List of Habitats, part 2: Terrestrial and freshwater habitats. European Union.
- Major, J. (1988): Endemism a botanical perspective. Myers, A. A., Giller, P. S. (1988): Analytical Biogeography an Integrated Approach to the Study of Animal and Plant Distributions. Dordrecht 1988: 117-146.
- Mittermeier, R. A., Robles Gil, P., Hoffman, M., Pilgrim, J., Brooks, T., Goettsch Mittermeier, C., Lamoreux, J., da Fonseca, G. A. B., Seligmann, P. A., Ford, H. (2005): Hotspots Revisited: Earth's Biologically Richest and Most Endangered Terrestrial Ecoregions. CEMEX, Mexico City.
- Petersen, A. T., Watson, D. W. (1998): Problems with areal definitions of endemism: the effects of spatial scaling. Diversity and Distributions a Journal of Conservation Biogeography Vol 4: 189-194.
- Thompson, J. D. (2005): Plant evolution in the Mediterranean. Oxford University Press: 38-64.
- Webb, N. R. (1998): The traditional management of European heathland. Journal of applied ecology vol 35: 987-990.
- Vandvik, V., Heegaard, E., Maren, I. E., Aarrestad, P. A. (2005): Managing heterogeneity: the importance of grazing and environmental variation on post-fire succession in heathlands. Journal of Applied Ecology 42: 139-149.

### **Kontakt**

Nadja El Balti  
Europa-Universität Flensburg  
E-Mail: [nadja.el-balti@uni-flensburg.de](mailto:nadja.el-balti@uni-flensburg.de)

## DNA-Barcoding der Bestäuber in der Landwirtschaft

ISABEL C. KILIAN SALAS, ANDRÉE HAMM, RALPH PETERS, XIMO MENGUAL, AXEL SSYMANK

### Einführung

Mehr als 52 % der Fläche Deutschlands werden derzeit durch konventionelle oder ökologische Landwirtschaft genutzt. Während manche Nutzpflanzen wie Kartoffeln oder Getreide selbst- oder windbestäubt sind, hängen über 70 % der häufigsten Anbaupflanzen von der Bestäubung durch Insekten ab. Die Bestäubung gehört daher zu den essenziellen Ökosystemleistungen und trägt mit mehr als 153 Milliarden Euro im Jahr 2005 zur Weltwirtschaft bei. Sie sichert zusammen mit anderen wichtigen Ökosystemleistungen die Ernährung der Menschheit (Gallai et al. 2009; Potts et al. 2010).

Doch was genau ist Bestäubung? Die Entstehung dieser komplexen Ökosystemleistung ist das Ergebnis der Koevolution zwischen hauptsächlich anthophilen (=blütenabhängigen) Insekten und entomophilen (= angepasst an die Insektenbestäubung) Blütenpflanzen. Eine erfolgreiche Bestäubung findet erst dann statt, wenn die Pollen regelmäßig und erfolgreich also konspezifisch von einem Staubblatt (Anthere) zu einer Narbe (Stigma) transportiert werden. Antehren und Narbe können dabei je nach Pflanzenart sowohl auf demselben als auch auf verschiedenen Individuen lokalisiert sein (Willemstein 1987). Nicht jeder Blütenbesuch endet in einer erfolgreichen Bestäubung.

Zur wichtigsten und größten Gruppe bestäubender Insekten gehören im mitteleuropäischen Raum die Fliegen (Diptera, Brachycera) und die Hautflügler (Hymenoptera). Zu den bekanntesten Hautflüglern gehört die Honigbiene (*Apis mellifera*), welche mit knapp 800.000 Kolonien in Deutschland den Hauptteil der Bestäubung in der Landwirtschaft übernimmt. Aber auch viele andere Arten wie die über 560 Wildbienenarten, zu denen die Hummeln gehören, leisten hierbei einen wichtigen Beitrag. Darüber hinaus ist davon auszugehen, dass zahlreiche, oftmals sehr kleine blütenbesuchende Arten wie Erzwespen oder andere parasitische Wespen ebenfalls potenzielle Bestäuber sind. In welchem Umfang sie diese Rolle einnehmen und welche Bedeutung sie damit für die Landwirtschaft haben, ist jedoch bisher noch weitestgehend unbekannt. Von den 150 Familien der Fliegen wurden schon Vertreter aus 71 Familien als Blütenbesucher beobachtet. Die bekannteste und wichtigste Bestäuberfamilie innerhalb dieser Gruppe sind die Schwebfliegen mit über 470 Arten in Deutschland. Nach den Bienen gehört diese Familie zu den wichtigsten Bestäubergruppen für viele Nutzpflanzen (Apfel, Erdbeere, Kirsche, usw.) (Ssymank et al. 2009). Alle Studien über die Rolle der Fliegen als Bestäuber in der Landwirtschaft haben bis jetzt gezeigt, dass die Anzahl der als Bestäuber in Frage kommenden Arten unterschätzt wurde oder deren Rolle in der Landwirtschaft überhaupt noch nicht oder kaum erforscht ist.

### Gefährdung der Bestäuber

Wegen des Rückgangs von bestäubenden Insekten gilt die Ökosystemleistung Bestäubung seit mehreren Jahren als gefährdet (Potts et al. 2010). Hauptverursacher für den Rückgang von bestäubenden Insekten sind im Wesentlichen die Intensivierung der Landwirtschaft, der damit verbundene erhöhte Einsatz von Pflanzenschutzmitteln und der Rückgang an Blütenpflanzen. Das Ergebnis sind strukturelle, verarmte und ausgeräumte Kulturlandschaften in weiten Teilen Deutschlands. Bereits über 52 % der Wildbienen werden daher in einer der Gefährdungskategorien der Roten Liste geführt. Grund hierfür ist neben dem Verlust der Nahrungsressourcen vor allem auch der Verlust von Nistplätzen (Westrich et al. 2008). Ähnliches gilt auch für die Schwebfliegen, von denen mindestens 30 % der Arten in der Roten Liste geführt werden (Ssymank et al. 2012).

Durch den steigenden menschlichen Druck auf die Bestäuber in der Agrarlandschaft wurde im Jahre 1998 die „Sao Paulo Declaration on Pollinators“ formuliert und auf der 6. Vertragsstaatenkonferenz (COP-6) des Übereinkommens über die biologische Vielfalt (CBD) unterzeichnet. Daraufhin wurde

neben vielen anderen Initiativen auch die europäische Bestäuberinitiative (EPI)<sup>4</sup> gegründet, die das Ziel verfolgt, die lokalen, nationalen und internationalen Aktivitäten im Bereich Bestäubung zu einem Netzwerk zu konsolidieren, um die Bestäubung als Ökosystemleistung zu sichern.

Ziel des hier vorgestellten Projektes ist es, die häufigsten Blütenbesucher und potentiellen Bestäuber ausgewählter Kulturen zu identifizieren, um auf der Basis der Ergebnisse ein effektives Bestäubungsmanagement entwickeln zu können.

### Material und Methoden

Die Rolle von Hautflüglern und Fliegen in der Landwirtschaft soll zunächst an Hand von zwei Nutzpflanzenkulturen – Apfel (*Malus sp.*; Rosaceae) und Kümmel (*Carum carvi*; Apiaceae) ermittelt werden. Da Blühstreifen nachweislich die Diversität von bestäubenden Insekten in der Landwirtschaft erhöhen können (Behrens 2009), wurden hierzu jeweils zwei Flächen ausgewählt, von denen je eine mit und eine ohne assoziierten Blühstreifen mit den jeweiligen Nutzpflanzen bestellt war.

Die beiden Nutzpflanzen wurden ausgewählt, da sie unterschiedliche Pflanzenfamilien repräsentieren, die in einer modernen, multifunktionalen Landwirtschaft von großer Bedeutung sind. Sie unterscheiden sich sowohl in der Architektur der Blüten als auch in ihrer Phänologie deutlich.



**Abb.1:** links: Sandbiene *Andrena sp.* auf einer Apfelblüte; rechts: Schwebfliege *Eristalis tenax* auf einer Kümmeldolde

Erste Aufsammlungen erfolgten ab Beginn der Vegetationsperiode 2016. Weitere Erfassungen sind bis Ende 2018 geplant. Hierbei werden einzelne Individuen mit einem Handkescher entlang eines 50 m langen Transekts für Dauer von 30 min während dreier Tagesintervalle (10-12, 12-14, 14-16 Uhr) gesammelt und bei -20 °C zwischengelagert. Anschließend werden die einzelnen Tiere im Labor mit einem linsengroßen Glycerinstückchen abgetupft, um anhaftende Pollen untersuchen zu können. Die Tiere und die Pollen werden nicht nur morphologisch bestimmt, sondern auch mittels DNA-Barcoding überprüft. Dabei sollen neben den potenziellen Bestäuberarten auch die von den Insekten als Nahrungsquelle genutzten Pflanzenarten ermittelt werden.

DNA-Barcoding ist eine etablierte Methode, die sich in den letzten Jahren als globaler Standard zur schnellen und zuverlässigen genetischen Artidentifizierung entwickelt hat. Anhand eines kurzen Marker-Gens ist es damit möglich, auch besonders schwierig zu identifizierende Arten oder artenreiche Gruppen zu bestimmen. Für dieses Projekt wird u. a. die Referenzdatenbank des „German Barcode of Life“ (GBOL) benutzt ([www.bolgermany.de](http://www.bolgermany.de)). Das GBOL-Projekt hat das Ziel, die Artenvielfalt aller deutschen Tiere, Pilze und Pflanzen anhand ihres DNA-Barcodes zu erfassen. Es handelt sich um das größte DNA-Barcoding-Vorhaben in Europa und es ist gelungen, innerhalb der ersten Projektphase über 30 % der aus Deutschland bekannten Arten zu erfassen (Wägele 2016). Erreicht wurde die-

---

<sup>4</sup> Homepage: <http://www.reading.ac.uk/AcaDepts/aa/epi/publish/EPI/>

ses Ziel mithilfe eines deutschlandweiten Netzwerks aus 23 Institutionen der Biodiversitätsforschung und ehrenamtlichen Taxonomen. In das Teilprojekt "Bestäuber in der Landwirtschaft" sind im Wesentlichen drei Einrichtungen involviert:

1. Institut für Nutzpflanzenwissenschaften und Ressourcenschutz (INRES) der Universität Bonn
2. Zoologisches Forschungsmuseum Alexander König (ZFMK) in Bonn
3. Team Integrierte Umweltüberwachung (TIEM GbR) der Justus Liebig Universität Gießen (JLU)

In der ersten Phase des Projekts (2012-2015) wurde vornehmlich am Aufbau der Referenzdatenbank gearbeitet. In der zweiten Phase von GBOL (2016-2018) werden praxisorientierte Anwendungen entwickelt, so auch im Rahmen des vorgestellten Teilprojektes.

### **Vorläufige Ergebnisse**

Im Jahr 2016 wurden über 2.000 Individuen an 20 Fangtagen in der Apfelplantage und über 1.000 Individuen an 15 Fangtagen in der Kümmelplantage gesammelt. In 2017 waren es bereits über 1.800 Individuen an 16 Fangtagen in der Apfelplantage und über 900 Individuen an 12 Fangtagen in der Kümmelplantage. Von den insgesamt ca. 5.700 Tieren wurden bisher 600 Individuen auf Pollen untersucht und konserviert.

Die Pollenproben von 253 Individuen – gesammelt in der Apfelplantage während der Vegetationsperiode 2016 – wurden morphologisch bestimmt. Es befanden sich bis zu sieben verschiedene Pollentypen auf einem Tier, die in der Summe bisher mindestens 35 verschiedenen Pflanzenarten angehören. Auffällig ist, dass der Solidago-Typ (Asteraceae) stark dominiert. Eine exakte Liste der Pflanzenarten, von denen die Pollen stammen, wird anhand der Ergebnisse des DNA-Barcoding erstellt.

Des Weiteren konnten bisher für dem Fangzeitraum zwischen Mai und September 2016 mindestens 41 Morphospezies der Ordnung Hymenoptera (20 Gattungen, 11 Familien) identifiziert werden. Insgesamt 16 Morphospezies wurden bereits bis zur Art bestimmt.

Die geplanten Meilensteine des Projekts sind folgende:

- Bis Ende 2017:
  - Die häufigsten Pollentypen/Arten (ca. 50 Arten) sind gebarcodet und identifiziert
  - Die gesammelten Tiere aus dem Jahr 2016 sind gebarcodet, identifiziert und in die GBOL Referenzdatenbank eingepflegt
  - Die zweite Sammelperiode (2017) ist abgeschlossen
- Bis Ende 2018:
  - Die gesammelten Tiere aus dem Jahr 2017 sind gebarcodet, identifiziert und in die GBOL Referenzdatenbank eingepflegt
  - Die Entwicklung eines Bestimmungswerkzeugs für Pollen und Bestäuber ist abgeschlossen
  - Alle Pollenproben sind gebarcodet und identifiziert
  - Die Bestäubernetzwerke sind analysiert
  - Die Referenzdatenbanken für Pollen und Bestäuber ist vervollständigt
  - Die Empfehlungen für Landwirte sind formuliert und kommuniziert
  - Das Bestimmungswerkzeug für Pollen und Bestäuber steht zur Verwendung zur Verfügung

## Quellenverzeichnis

- Behrens, M., Moeller, D., Haase, T., Hess, J. (2009): Ökonomische Bewertung der Integration temporärer Naturschutzmaßnahmen im Ökologischen Landbau – Beispiel Blühstreifen.
- Gallai, N., Salles, J. M., Settele, J., Vaissière, B. E. (2009): Economic valuation of the vulnerability of world agriculture confronted with pollinator decline. *Ecological Economics*, 68(3): 810-821.
- Potts, S. G., Biesmeijer, J. C., Kremen, C., Neumann, P., Schweiger, O., Kunin, W. E. (2010): Global pollinator declines: trends, impacts and drivers. *Trends in ecology & evolution*, 25(6): 345-353.
- Ssymank, A., Hamm, A., Vischer-Leopold, M. (Hg.) (2009): Caring for Pollinators. Safe-guarding agrobiodiversity and wild plant diversity. Results of a workshop and research project commissioned by the German Federal Agency for Nature Conservation. Bundesamt für Naturschutz, Bonn. BfN-Skripten 250, 191 S.
- Willemstein, S. C. (1987): An evolutionary basis for pollination ecology (Vol. 10). Brill Archive
- Wägele, J. W. (2016): DNA-Barcoding ermöglicht den universellen und effizienten Zugang zu Artenwissen. *Biologie in unserer Zeit*, 46: 267. doi:10.1002/biuz.201690078

## Kontakt

Isabel C. Kilian Salas  
Zoologisches Museum Alexander König  
INRES Universität Bonn  
Diezstraße 8  
53113 Bonn  
E-Mail: [I.Kilian@gmx.de](mailto:I.Kilian@gmx.de)

## 3.5 Monitoring, Indikatoren und Berichte

### Die Evidenzgrundlage von Biodiversität und Ökosystemdienstleistungen in europäischen Agroforstsystemen

ANNE-CHRISTINE MUPEPELE, AMELIE GÖBEL, CARSTEN F. DORMANN

Agroforstsysteme aus dem Mittelmeerraum und Zentraleuropa wurden auf ihren Einfluss auf Biodiversität untersucht. Die Ergebnisse von 38 Studien wurden auf ihre Evidenzgrundlage geprüft um festzustellen, wie zuverlässig die Ergebnisse sind. Sie erreichten meist nur die Kategorie ‚schwach‘. Das lag vor allem an der mangelhaften Umsetzung der wenigen kontrollierten Studien, sodass kein kausaler positiver Zusammenhang zwischen Agroforst und Biodiversität hergestellt werden konnte. Die anschließend durchgeführte Meta-Analyse zeigte die hohe Heterogenität der Daten und ließ ebenfalls keine Schlussfolgerung auf einen positiven Effekt von Agroforst auf Biodiversität zu. Die Heterogenität zwischen den einzelnen Studien, allein schon in Bezug auf die untersuchten Taxa und Biodiversitätsmaße, ist zu groß und mit zu wenigen Replikaten um eine zuverlässige Aussage treffen zu können.

#### Einleitung

Agroforstsysteme sind vor allem aus den Tropen als eine Form der nachhaltigen Landnutzung bekannt (Nair und Garrity 2012). Aber auch in der europäischen Landwirtschaftstradition spielen sie eine bedeutende Rolle, z. B. als Streuobstplantagen (McAdam und McEvoy 2009). Der Name 'Agroforst' bezeichnet eine landwirtschaftliche Nutzung in Kombination mit mehrjährigen, verholzten Pflanzen. Die landwirtschaftliche Komponente kann entweder in Form von einjährigen Kulturpflanzen wie Getreide oder in Form von Beweidung oder Futterproduktion vorliegen. Je nach Definition müssen auch Bäume in irgendeiner Form (Holz oder Fruchtproduktion) genutzt werden (Dupraz et al. 2005), oder als Schattenspender und strukturgebendes Merkmal vorhanden sein (Lundgren 1982, Fagerholm et al. 2016).

Agroforstsysteme werden oft wegen ihres höheren Strukturreichtums mit einer höheren Biodiversität in Zusammenhang gebracht. Studien haben dahingehend allerdings zu widersprüchlichen Ergebnissen geführt (Akbulut et al. 2003, Smits et al. 2012). Um Biodiversität erfolgreich schützen zu können, ist es unabdingbar, die Zuverlässigkeit solcher Ergebnisse zu überprüfen. Evidenzbasierte Entscheidungen, wie sie in der Medizin bereits seit Jahren praktiziert werden (GRADE Working Group 2004; Higgins und Green 2011), garantieren eine solche Qualitätsprüfung und lassen sich ebenso im Naturschutz anwenden (Mupepele und Dormann 2016, Mupepele et al. 2016). Vor allem in Großbritannien ist die Entwicklung des evidenzbasierten Naturschutzes in den vergangenen 15 Jahren vorangetrieben worden (Sutherland et al. 2015).

In der vorliegenden Studie wurde der Frage nachgegangen, ob Agroforstsysteme Biodiversität fördern können und zwar sowohl im Vergleich zu baumlosen Agrarlandschaften wie auch zu reinen Wäldern. Außerdem wird untersucht, wie zuverlässig sowohl Ergebnisse einzelner Studien als auch einer Meta-Analyse sind.

#### Methoden

##### Studiengebiet

Es wurden ausschließlich europäische Studien verwendet, wobei sich die Ergebnisse auf zwei Klimazonen beschränken. Das Mittelmeerklima, welches an dieser Stelle auch das atlantische Klima mit Studien aus Nordostspanien und Westfrankreich mit einbezieht, und das nemorale zentraleuropäische Klima, gekennzeichnet durch kalte Winter und warme Sommer (Walter und Breckle 1999).

## Literaturrecherche

Literatur wurde im Januar 2016 in der wissenschaftlichen Literaturdatenbank 'Web of Science' gesucht. Die Suche fand im Rahmen eines größeren Projektes zu Ökosystemdienstleistungen aus Agroforstsystemen statt. Hier werden nur die Ergebnisse zur Biodiversität vorgestellt (Mupepele et al. 2017). Die Studien wurden nach ihrer Evidenzgrundlage und der Zuverlässigkeit ihrer Ergebnisse in schwach, moderat und stark eingeteilt (Mupepele et al. 2016).

## Analyse

Relevante Fallstudien wurden in einer Meta-Analyse synthetisiert. Synthesen, idealerweise in Form von quantitativen Meta-Analysen, haben die Stärke lokal untersuchte Aussagen zu verallgemeinern und Ergebnisse auf ihre Belastbarkeit und Heterogenität zu untersuchen (Mupepele et al. 2016; Mupepele und Dormann 2017). In dieser Meta-Analyse wurde als Effektgröße die 'Log ratio of the mean' (Gleichung 1) genommen, um unterschiedliche Maßeinheiten wie zum Beispiel Artenreichtum oder ein Diversitätsmaß wie den Shannon-Index kombinieren zu können. In einer Subgruppenanalyse ('random-effects models') und einem gemischten Model werden die Einflüsse verschiedener Variablen, die die Unterschiede zwischen den Studien erklären könnten, untersucht (Gurevitch und Nakagawa 2015).

$$\text{Log response ratio} = \ln \frac{\text{Biodiversität}_{\text{Agroforst}}}{\text{Biodiversität}_{\text{Kontrolle}}} \quad (\text{Gleichung 1})$$

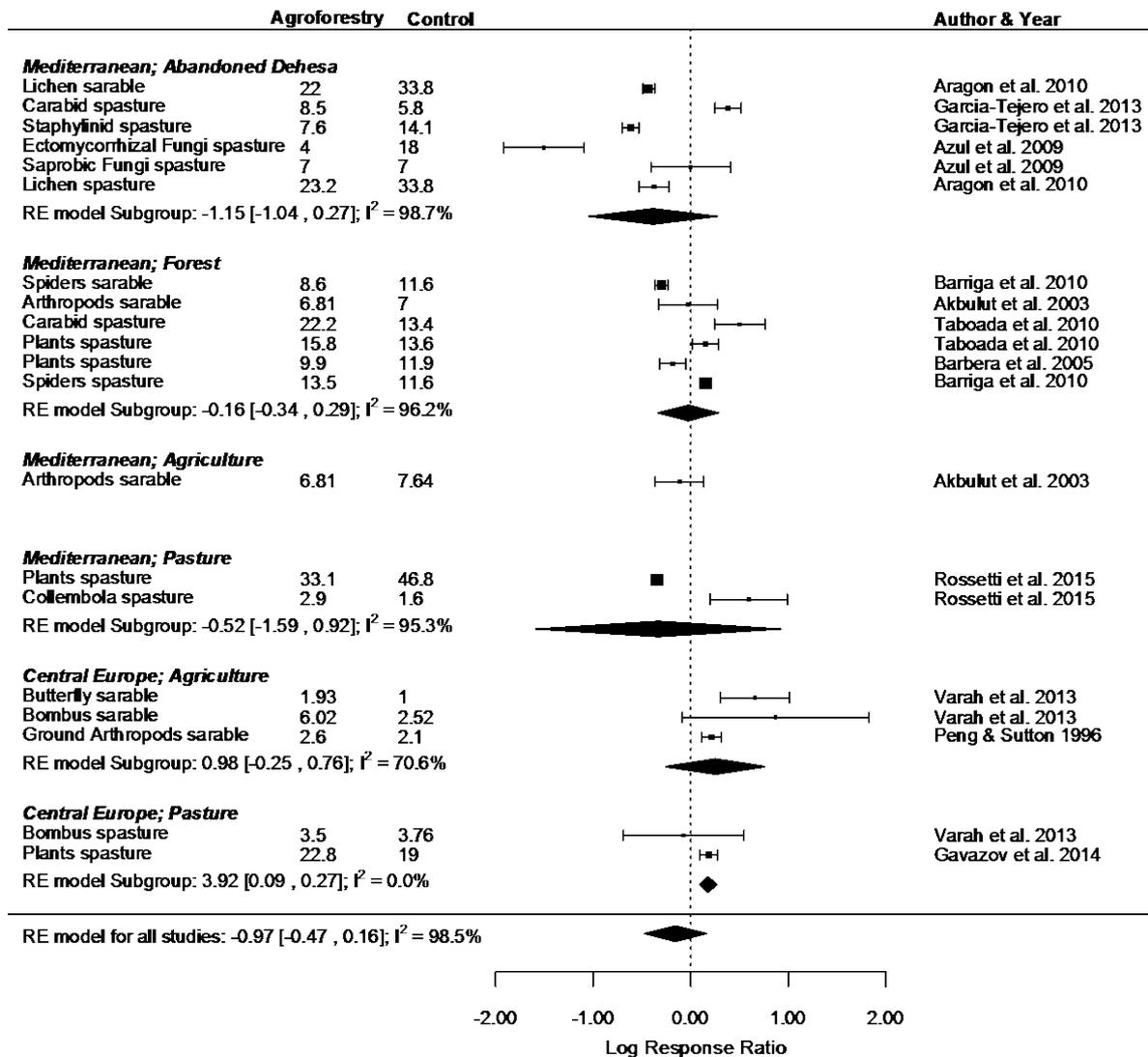
## Ergebnisse und Diskussion

Biodiversität in Agroforstsystemen wurde in 38 Studien untersucht, davon 20 im Mittelmeerraum und zwölf aus Zentraleuropa. Sechs weitere decken mehrere Klimazonen ab. Die Ergebnisse verteilen sich heterogen auf verschiedene Taxa, hauptsächlich Pflanzen und Arthropoden, v. a. Spinnen und Käfer. Die Zuverlässigkeit der Studienergebnisse wurde bei der Evidenzuntersuchung oft als 'schwach' eingestuft (20 Studien). Das lag vor allem an der hohen Anzahl deskriptiver Studien und unsystematisch durchgeführter Reviews. Die zwölf Studien, die mit einem kontrollierten Design durchgeführt wurden, waren in der Regel mangelhaft in ihrer Umsetzung. Mehrere Studien konnten ein moderat-zuverlässiges Evidenzniveau (moderate evidence) erzielen (16 Studien), aber nur ein Studienergebnis erreichte ein starkes Evidenzniveau: Smits et al. (2012) untersuchten Blattläuse und deren Räuber und kamen zu dem Ergebnis, dass kein Unterschied in Blattlaus- und Räuber-Abundanz und -Zusammensetzung zwischen Agroforst und monokulturell bewirtschafteten Getreidefeldern besteht. Diese Studie konnte nicht in die Meta-Analyse mit einbezogen werden, da aus der Veröffentlichung nicht ausreichend Informationen extrahiert werden konnten.

Die Ergebnisse der Meta-Analyse zu Biodiversität in europäischen Agroforstsystemen basieren auf zwölf Studien mit 20 Vergleichen und zeigen, dass kein positiver Einfluss von Agroforstsystemen auf Biodiversität nachgewiesen werden kann. Die Effektgröße, die alle Studienergebnisse zusammenfasst, weist sogar eher darauf hin, dass in Agroforstsystemen eine eher niedrigere Biodiversität zu finden sei (s. Abb. 1).

Die Heterogenität zwischen den einzelnen Studien ist groß, aber die Variablen 'Biodiversitätsmaß' (mit den Kategorien: Artenreichtum, Shannon-Diversitätsindex, Margalef-Diversitätsindex, Reichtum auf Familienniveau und Log-Serien); 'Agroforstsystem' (Baum-Getreideproduktion (silvoarable) versus Waldweiden (silvopasture)); 'Kontrollgruppe' (verlassene Waldweiden, Wälder, baumlose Weiden und Felder); hatten in einem gemischten Model keinen Einfluss auf die Effektgröße. In einer Subgruppen-Analyse wurde noch einmal genauer untersucht, ob Effekte innerhalb der einzelnen Kontrollgruppen gefunden werden konnten. Es wurde vermutet, dass Agroforstsysteme im Vergleich zu Wäldern, die ebenfalls sehr strukturreich sein können, weniger divers sind, wohingegen im Vergleich zu reiner monokulturell bewirtschafteter Landwirtschaft ein positiver Effekt von Agroforst auf die Biodiversität erwartet wurde. Diesen leicht positiven, jedoch nicht signifikanten Effekt im Vergleich zu landwirtschaftli-

chen Feldern konnten wir in Zentraleuropa finden (s. Abb. 1 ‚Central Europe; Agriculture‘), nicht jedoch im Mittelmeerraum, indem dieser Vergleich nur von einer Studie überhaupt untersucht wurde (Akbulut et al. 2003). Auffällig sind die sehr heterogenen Ergebnisse selbst innerhalb eines Taxons. Die Pflanzendiversität im Mittelmeergebiet im Vergleich zu Wäldern war zum Beispiel höher in einer Studie von Taboada et al. (2010), dafür aber deutlich niedriger in einer früheren Studie von Barbera et al. (2005).



**Abb. 1:** Meta-Analyse zu Biodiversitätsunterschieden zwischen Agroforstsystemen und einer Kontrollgruppe. Sortiert nach Klimaregion und Kontrollgruppe (fett, kursiv). Welche Taxa in welcher Agroforstbewirtschaftung (silvopasture - "spasture" oder silvoarable - "sarable") untersucht wurden, ist für jede Studie aufgeführt. Die random-effects models (RE model) sind mit mittlerer Effektgröße und Konfidenzintervall in eckigen Klammern angegeben und durch Rauten abgebildet. Der prozentuale Anteil an unerklärter Heterogenität (I<sup>2</sup>) ist meist hoch und kann durch die teils widersprüchlichen Ergebnisse, die einen positiven oder einen negativen Effekt von Agroforst auf Biodiversität finden, erklärt werden.

Unsere Ergebnisse stehen im Gegensatz zu Ergebnissen einer anderen Meta-Analyse, die einen klar positiven Effekt von Agroforst auf Biodiversität im Vergleich zu rein landwirtschaftlichen genutzten Feldern wie auch Wäldern findet (Torralba et al. 2016). Gründe dafür können die unterschiedlichen

Definitionen von Agroforst sein, da in der hier vorgestellten Studie im Gegensatz zu Torralba et al. (2016) keine Flächen miteinbezogen wurden, bei denen Bäume oder Hecken Felder nur am Rande begrenzen, z. B. als bachbegleitende Vegetation. Meta-Analysen allein reichen nicht, um einen hohen Qualitätsstandard zu erreichen, und gerade bei sehr heterogenen Ergebnissen muss die Qualität der zugrundeliegenden Studien analysiert werden. Biodiversität ist multidimensional und neben den unterschiedlichen Gruppen, die untersucht werden müssen und gegebenenfalls verschieden auf Einflüsse reagieren, sollten auch verschiedene Maße der Biodiversität nicht außer Acht gelassen werden. So kann es zum Beispiel eine große Rolle spielen, ob allein Artenreichtum oder auch Häufigkeitsverteilungen betrachtet werden. Außerdem wurde bereits früher gezeigt, dass Biodiversität von Landschaftsstrukturfaktoren und der Größe der untersuchten Felder abhängt. Selbst im Falle eines Agroforst-Monokultur-Vergleiches kann sie eventuell stärker von der Distanz zum nächsten Wald als von der Bewirtschaftungsmethode abhängen (Chase und Knight 2013, Nerlich et al. 2013, Fagerholm et al. 2016).

Die pauschale Aussage, dass Agroforstbewirtschaftung Biodiversität fördert, ist zumindest auf Grundlage der aktuell verfügbaren Studien nicht haltbar. Der Effekt auf einzelne Taxa kann unterschiedlich sein, Agroforst folgt keiner einheitlichen Definition und generell muss die Qualität der auszuwertenden Studien sowie ihre Übertragbarkeit auf andere Kontexte geprüft werden.

### Quellenverzeichnis

- Akbulut, S., Keten, A., Stamps, W. T. (2003): Effect of alley cropping on crops and arthropod diversity in Duzce, Turkey. *Journal of Agronomy and Crop Science* 189: 261-9.
- Barbera, G., Cullotta, S., Pizzurro, G. M. (2005): Agroforestry systems of Mt Etna, Italy: Biodiversity analysis at landscape, stand and specific level. *Monitoring and Indicators of Forest Biodiversity in Europe - from Ideas to Operationality* 51: 481-92.
- Chase, J. M., Knight, T.M. (2013): Scale-dependent effect sizes of ecological drivers on biodiversity: Why standardised sampling is not enough. *Ecology Letters* 16: 17-26.
- Dupraz, C., Keesman, K., Lawson, G. et al. (2005): Silvoarable Agroforestry for Europe (SAFE).
- Fagerholm, N., Torralba, M., Burgess, P. J., Plieninger, T. (2016): A systematic map of ecosystem services assessments around European agroforestry. *Ecological Indicators* 62: 47-65.
- GRADE Working Group (2004): Grading quality of evidence and strength of recommendations. *British Medical Journal* 328: 1-8.
- Gurevitch, J., Nakagawa, S. (2015): Research synthesis methods in ecology. *Ecological Statistics: Contemporary Theory and Application*. Princeton and Oxford: Princeton University Press.
- Higgins, J. P. T., Green, S. (2011): *Cochrane Handbook for Systematic Reviews of Interventions*. In: Higgins, J. P. T., Green, S. (Hg.): *The Cochrane Collaboration*.
- Lundgren, B. O. (1982): Introduction. *Agroforestry Systems* 1(1): 3-6.
- McAdam, J. H., McEvoy, P. M. (2009): The Potential for Silvopastoralism to Enhance Biodiversity on Grassland Farms in Ireland. In: Rigueiro-Rodríguez, A., McAdam, J., Mosquera-Losada, M. R. (Hg.): *Agroforestry in Europe. Current Status and Future Prospects*. Dordrecht: Springer.
- Mupepele, A.-C., Dormann, C. F. (2016): Environmental management: Synthesize evidence to steer decisions. *Nature* 529: 466-466.
- Mupepele, A.-C., Dormann, C. F. (2017): Influence of forest harvest on nitrate concentration in temperate streams — a meta-analysis. *Forests* 8: 1-14.
- Mupepele, A.-C., Walsh, J. C., Sutherland, W. J., Dormann, C. F. (2016): An evidence assessment tool for ecosystem services and conservation studies. *Ecological Applications* 26: 1295-301.
- Nair, P. K. R., Garrity, D. (Hg.) (2012): *Agroforestry the future of global land use*. Dordrecht: Springer Netherlands.

- Nerlich, K., Graeff-Hönninger, S., Claupein, W. (2013): Agroforestry in Europe: a review of the disappearance of traditional systems and development of modern agroforestry practices, with emphasis on experiences in Germany. *Agroforestry Systems* 87: 1211.
- Smits, N., Dupraz, C., Dufour, L. (2012): Unexpected lack of influence of tree rows on the dynamics of wheat aphids and their natural enemies in a temperate agroforestry system. *Agroforestry Systems* 85: 153-64.
- Sutherland, W. J., Dicks, L. V., Ockendon, N., Smith, R. K. (Hg.) (2015): *What Works in Conservation*. Cambridge, UK: Open Book Publishers.
- Taboada, Á., Tárrega, R., Calvo, L. et al. (2010): Plant and carabid beetle species diversity in relation to forest type and structural heterogeneity. *European Journal of Forest Research* 129: 31-45.
- Torralba, M., Fagerholm, N., Burgess, P. J. et al. (2016): Do European agroforestry systems enhance biodiversity and ecosystem services? A meta-analysis. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 230: 150-61.
- Walter, H., Breckle, S.-W. (1999): *Vegetation und Klimazonen*. Stuttgart: Ulmer.

### **Kontakt**

Dr. Anne-Christine Mupepele  
Universität Freiburg  
Naturschutz und Landschaftsökologie  
Tennenbacherstr. 4  
79106 Freiburg  
E-Mail: [anne-christine.mupepele@biom.uni-freiburg.de](mailto:anne-christine.mupepele@biom.uni-freiburg.de)

## 3.6 Invasive Arten

### Häufigkeit von (sub)tropischen Arten in thermisch-belasteten Gewässern in Deutschland und Konsequenzen für die lokale Biodiversität

JULIANE LUKAS, DAVID BIERBACH

#### Einleitung

Viele Arten, die als stark invasiv eingeschätzt werden, haben ihr natürliches Verbreitungsgebiet in den Tropen oder Subtropen. Unter gegenwärtigen Szenarien zur globalen Erwärmung werden Lebensräume, die für wärmeliebende Arten einst zu kalt waren, thermisch erschlossen (Sala et al. 2000, Rahel 2002, Walther et al. 2009, Britton et al. 2010). Einige Ökosysteme erleben bereits jetzt klimawandelartige Bedingungen und sind somit repräsentativ für die zukünftige Beeinträchtigung anderer Ökosysteme (O’Gorman et al. 2014, Mulhollem et al. 2016). Besonders eindrucksvoll lassen sich die Folgen des Klimawandels allerdings an thermisch belasteten Gewässern beobachten. Hier ist die durchschnittliche Wassertemperatur ganzjährig durch das Einleiten von Warmwasser aus anthropogenen oder geothermalen Quellen erhöht. Im Folgenden werden wir aufzeigen, wie häufig thermisch belastete Gewässer in Deutschland sind und anhand konkreter Beispiele mögliche Konsequenzen für die lokale Biodiversität diskutieren.

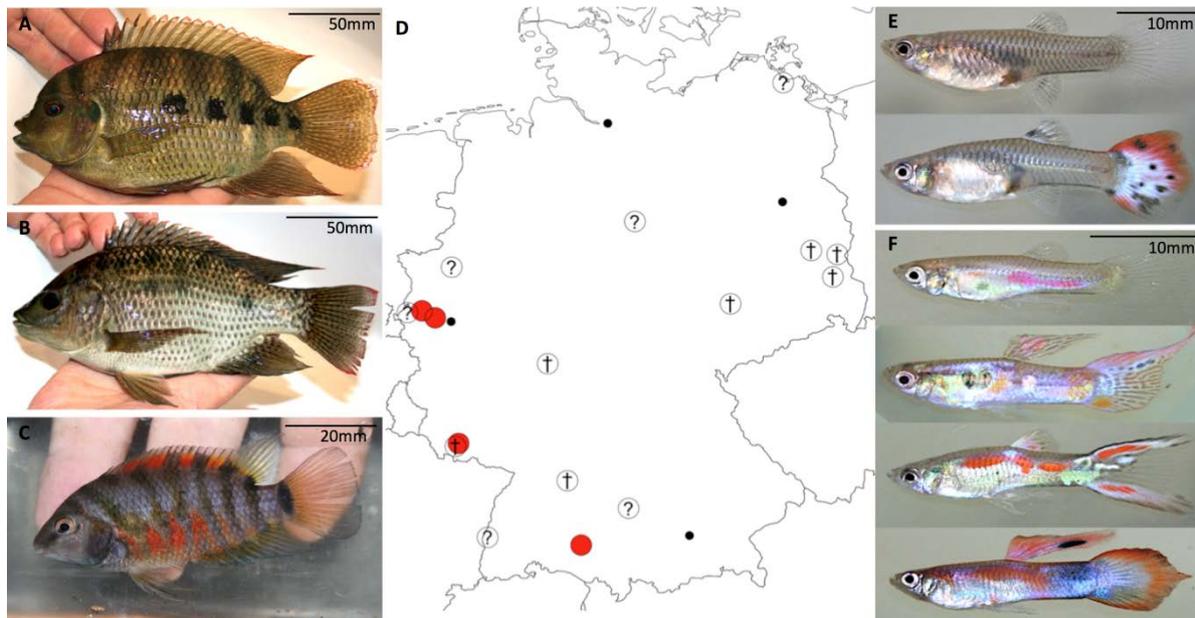
#### Häufigkeit von thermisch-belasteten Gewässern mit etablierten invasiven Arten in Deutschland

Thermische Gewässerbelastung kann durch das Einleiten von Abwasser (z. B. Kondensator- bzw. Prozesskühlung, Sümpfung im Bergbau) oder das Vorkommen natürlicher Thermalquellen entstehen. Drei größere Regionen in Deutschland bergen geothermales Potential – die Norddeutsche Tiefebene, das süddeutsche Molassebecken und der Oberrheingraben – doch auch thermische Kraftwerke sind trotz des Gesetzes zum Ausbau erneuerbarer Energien (EEG) weiterhin reichlich vorhanden (z. B. Ruhrgebiet, Saarland oder Harz). Zur Kühlung entnehmen thermische Kraftwerke Wasser aus nahe gelegenen Gewässern, um es in einem Durchlaufsystem wieder mit erhöhter Temperatur (oft 23-28 °C nach Einleitung; LAWA 2013) an die Umgebung abzugeben. Trotz des gemäßigten Klimas in Deutschland bieten thermisch-belastete Gewässer ganzjährig geeignete Bedingungen für (sub)tropische Neobiota.

In der jüngsten EU-Verordnung zur ‚Prävention und Kontrolle der Einbringung und Verbreitung invasiver gebietsfremder Arten‘ (OJEU 2014) werden unter anderem Aktivitäten wie Fischbesatz, Aquakultur, Schifffahrt, Gewässerkorrekturen oder Freisetzung als Einwanderungsvektoren für aquatische Arten identifiziert. Während Fischbesatz hauptsächlich zur Verbreitung von gebietsfremden Arten aus ähnlichen Klimaten beiträgt, ist in den gemäßigten Breiten das Aussetzen von Haustieren als wichtigster Invasionsweg für tropische Arten anzusehen (Gozlan et al. 2010, Nehring et al. 2010, Chucholl 2013, Maceda-Veiga et al. 2013). Aggressives Verhalten, häufige Fortpflanzung, Größe und Krankheit erhöhen die Wahrscheinlichkeit, dass Tiere freigesetzt werden (Padilla und Williams 2004). Unter ihnen befinden sich häufig Fische wie der Guppy (*Poecilia reticulata*) oder verschiedene Buntbarscharten (z. B. *Amatitlania nigrofasciata*, *Oreochromis sp.*, *Pelmatolapia mariae*), die mittlerweile global verbreitet sind (Welcomme 1988, Canonico et al. 2005, Deacon et al. 2011). Guppies beispielsweise haben ein besonders hohes Fortpflanzungspotential mit früher Geschlechtsreife sowie hoher Wurfzahl und -folge (Magurran 2005). Zudem können Guppy-Weibchen Spermien über mehrere Wochen speichern, was zur Folge hat, dass einzelne Individuen eine ganze Population gründen können (Deacon et al. 2011). Guppies wurden zeitweise gezielt zur Eindämmung von Vektorpopulationen infektiöser Malaria-Mücken angesiedelt, aber auch entwichene oder freigesetzte Tiere aus Zuchtfarmen (v. a. Südostasien, Florida, Israel) spielten eine große Rolle in der Verbreitung der Art. In den nachfolgend vor-

gestellten Standorten waren es jedoch tatsächlich Aquarianer, die durch das Aussetzen ihrer Zierfische in mitteleuropäische Gewässer zu einer Besiedlung mit tropischen Arten beigetragen haben.

Im Jahr 2016 wurden in einem wissenschaftlichen Projekt mit Bürgerbeteiligung (auch: Citizen Science) Daten zum Vorkommen freilebender Populationen des Guppys und anderer Zierfische in Deutschland gesammelt (Lukas et al., in Begutachtung). Bisher war nur eine Guppy-Population in Deutschland beschrieben, die sich im thermisch-belasteten Gillbach-Erft-Flusssystem in der Nähe von Köln etabliert hat. Im Laufe des Projekts konnten zwei weitere Systeme mit etablierten (sub)tropischen Fischen identifiziert und zusätzliche Daten über bereits ausgestorbene Populationen zusammengetragen werden (Abb. 1D).



**Abb. 1: Identifizierte Standorte in Deutschland (D), die derzeit verwilderte Populationen von gebietsfremden, (sub)tropischen Fischen (A-C,E-F) beherbergen. Es konnten gegenwärtig vier thermisch-belastete Gewässer mit rezenten Populationen tropischer Fischarten identifiziert werden (rot). Ferner sind ausgestorbene Populationen (†) und solche mit derzeit unbekanntem Status (?) aufgezeigt. Daten aus Lukas et al. (in Begutachtung).**

### Beispiel Gillbach (Erft/Rhein)

Gillbach, Erft und Rhein sind stark durch die lokale Braunkohleindustrie geprägt. Der Gillbach, welcher komplett vom Kühlwasser des Kraftwerks Niederaußem gespeist wird, weist selbst im Winter tropische Temperaturen um 20 °C auf und bietet somit gute Lebensbedingungen für Fisch- und Pflanzenarten aus (sub)tropischen Gefilden (s. Tab. 1). Das Vorkommen der meisten Neobiota lässt sich auf Aus- bzw. Einsetzen von Aquarianern zurückführen, denen die Tiere fürs Aquarium zu groß, zu aggressiv oder zu vermehrungsfreudig geworden sind (z. B. Marienbuntbarsch (Abb. 1A) und der Zebrabuntbarsch (Abb. 1C)). Gillbach-Guppys (Abb. 1E: Weibchen; 1F: Männchen) zeigen ein für den Aquarienhandel typisches Farbspektrum, was Indiz für ein kontinuierliches Einsetzen neuer Fische ist. Durch natürliche Selektion werden diese extremen Phänotypen sonst nach wenigen Generationen wieder eliminiert (Kempkes et al. 2009, Jourdan et al. 2014). Doch auch Nachkömmlinge von Tilapia (Abb. 1B) aus einer stillgelegten Aquakulturanlage wurden im Gillbach nachgewiesen (Lukas et al. 2017). Eine Ausbreitung über die künstlich beheizten Gewässerabschnitte der Erft hinaus und in den Rhein gilt jedoch als unwahrscheinlich, da dessen Wintertemperaturen auch trotz thermaler Belastung stark abfallen können.

**Tab 1: Im Gillbach bei Köln nachgewiesene, gebietsfremde Arte. Manche Arten konnten in subsequenten Beprobungen nicht mehr nachgewiesen werden ( † ).**

Art	Wiss. Bezeichnung	Vorkommen	Erstnachweis Gillbach
Zebrabuntbarsch (Abb. 1C)	<i>Amatitlania nigrofasciata</i> (Günther, 1867)	Mittelamerika	1998 (Höfer und Staas 1998)
Antennenwels	<i>Ancistrus sp.</i>	Südamerika	2013 (Jourdan et al. 2014)
Goldfisch	<i>Carassius auratus gibelio</i>	Aquarienhandel	1998 (Höfer und Staas 1998)
Koi	<i>Cyprinus carpio</i> (Linnaeus, 1758)	Aquarienhandel	2013 (Jourdan et al. 2014)
Blau-Rote- Ringelhand-Garnele	<i>Macrobrachium dayanum</i> (Henderson, 1893)	Asien	2012 (Klotz et al. 2013)
Aurora-Buntbarsch ( † )	<i>Maylandia aurora</i> (Burgess, 1976)	Afrika	1998 (Höfer und Staas 1998)
Rückenstrichgarnele	<i>Neocaridina davidi</i> (Bouvier, 1904)	Asien	2011 (Klotz et al. 2013)
Tilapia (Abb. 1B)	<i>Oreochromis sp.</i>	Afrika	1998 (Höfer und Staas 1998)
Marienbuntbarsch (Abb. 1A)	<i>Pelmatolapia mariae</i> (Boulenger, 1899)	Afrika	2016 (Lukas et al. 2017)
Guppy (Abb. 1E-F)	<i>Poecilia reticulata</i> (Peters, 1859)	Südamerika	1970s (Kempkes, Bude und Rose 2009)
Black Molly	<i>Poecilia sphenops</i> (Valenciennes, 1846)	Mittel- /Südamerika	2016 (eigene Beobach- tung)
Blauband-Bärbling ( † )	<i>Pseudorasbora parva</i> (Temminck und Schlegel, 1846)	Asien	1998 (Höfer und Staas 1998)
Gewöhnliche Wasser- schraube	<i>Vallisneria spiralis</i> (Linnaeus, 1758)	Asien	2003 (Hussner und Lösch 2005)

**Weitere Vorkommen**

Seit 2016 sind zwei rezente Guppy-Populationen im Saarland und in Baden-Württemberg bekannt (Abb. 1D), der Zeitpunkt der Etablierung ist jedoch ungewiss (Lukas et al., in Begutachtung). Bei dem ersten Gewässer handelt es sich um einen durch gehobenes Grubenwasser erhitzten Wassergarten auf dem ehemaligen Gelände des Steinkohle-Bergwerks Reden. Neben Guppys konnten hier auch die

bei Aquarianern beliebten Black Mollys (*Poecilia sphenops*) beobachtet werden. Eine Population im baden-württembergischen Bad Saulgau besiedelt einen aus Thermalwasser gespeisten Bach auf dem Gebiet der dortigen Rehabilitationsklinik. Dieser Standort birgt das Potential für ein langfristiges Überleben der Guppys, falls die Thermalquelle nicht versiegt. Industriell erwärmte Gewässer hingegen sind stets abhängig von der anthropogenen Warmwassereinleitung. Dies konnte in jüngerer Vergangenheit mehrfach beobachtet werden, als Wärmequellen im Zuge der Stilllegung vieler DDR-Kraftwerke oder durch Maßnahmen der jüngsten Energiewende versiegten und zum anschließenden Aussterben der Populationen führten (z. B. Zerkwitzer Kahnfahrt bei Lübbenau oder Wölfersheimer See, s. Abb.1D).

### Konsequenzen

Viele der eingeschleppten Arten sind für ihre Robustheit und Anpassungsfähigkeit bekannt. Eine hohe Anpassungsfähigkeit erhöht die Wahrscheinlichkeit des Überlebens auch außerhalb der thermisch belasteten Gewässer und ist ein wichtiger Treiber für den Invasionserfolg vieler Arten (Heger und Trepl 2003). Gillbach-Guppys beispielsweise zeigen schon eine niedrigere kritische Mindesttemperatur als ihre wilden Pendanten aus Venezuela (Jourdan et al. 2014). Obwohl es momentan unwahrscheinlich ist, dass sich (sub)tropische Fischarten in normal temperierte deutsche Gewässer ausbreiten, ist dies für einige ursprünglich aus Zentralasien stammende Garnelenarten dagegen sehr wohl denkbar (Klotz et al. 2013).

Doch auch die lokal begrenzten tropischen Fischpopulationen bergen hohe Risiken für die heimische Fauna: sie sind Überträger nicht-heimischer Krankheitserreger und Parasiten. Emde et al. (2016) zeigten, dass Buntbarsche aus dem Gillbach sowohl als Zwischen- als auch als Endwirt für lokale (Kratzwurm *Acanthocephalus anguillae*) und drei eingeschleppte Fischparasiten (Schwimmblassenwurm *Anguillicoloides crassus*, Bandwurm *Bothriocephalus acheilognathi* und Fräskopfwurm *Camallanus cotti*) fungieren.

Je länger künstlich aufgeheizte Gewässer wie der Gillbach bestehen, desto mehr nicht-heimische Arten können sich dauerhaft ansiedeln. Mit jeder neuen Art steigt das Gefährdungspotential für die ansässige Tier- und Pflanzenwelt. Dieses Phänomen ist bereits von thermisch belasteten Gewässern in der Süd-Toskana (Piazzini et al. 2010) oder dem Warmbach in Österreich (Petutschnig et al. 2008) bekannt. Letzterer wurde Anfang 2000 regelmäßigen Beprobungen unterzogen, wobei stetig neu etablierte, gebietsfremde Arten – meist beliebte Zierfische und -krebse – protokolliert wurden (2001-2007: zwölf neue Neobiota). Dies zeigt, dass in der Bevölkerung das Problembewusstsein fehlt. Das Aussetzen gebietsfremder Tiere kann unvorhersehbare Konsequenzen haben und ist laut Tierschutzgesetz (§3 Abs.3, 4 TierSchG) verboten.

### Zusammenfassung und Ausblick

In gemäßigten Breiten führt das Einleiten von thermisch belasteten Abwässern in Flüsse und Bäche bzw. das Vorkommen von Thermalquellen dazu, dass sich nicht-heimische, (sub)tropische Neobiota trotz der oftmals harschen Wintertemperaturen dauerhaft ansiedeln können. Bisher sind in Deutschland vier Standorte bekannt, in denen sich (sub)tropische aquatische Arten etabliert haben und fortpflanzen.

Nach unserer Einschätzung sind solche thermischen Refugien höchstwahrscheinlich nur lokal begrenzte Phänomene, da sie auf die stetige Warmwassereinleitung angewiesen sind. Dennoch fordern wir eine kontinuierliche Überwachung solcher Systeme, da Neobiota die lokale Biodiversität durch das Einschleppen und die Verbreitung neuer Pathogene und Parasiten gefährden. Zudem konnten in der seit 40 Jahren etablierten Guppy-Population des Gillbachs bereits Anpassungen an niedrigere Temperaturen nachgewiesen werden. Biotope wie der Gillbach eignen sich zur detaillierten Untersuchung von Invasionsprozessen und zur Verbesserung unseres Verständnisses der möglichen Auswirkungen auf einheimische Arten und Ökosysteme.

Wir fordern außerdem eine thematische Sensibilisierung der Öffentlichkeit.

### Quellenverzeichnis

- Britton, J. R., Cucherousset, J., Davies, G. D., Godard, M. J., Copp, G. H. (2010): Non-native fishes and climate change: predicting species responses to warming temperatures in a temperate region. *Freshwat Biol* 55: 1130-41.
- Canonico, G. C., Arthington, A., Mccrary, J. K., Thieme, M. L. (2005): The effects of introduced tilapias on native biodiversity. *Aquat Conserv Mar Freshw Ecosyst* 15(5): 463-83.
- Chucholl, C. (2013): Invaders for sale: trade and determinants of introduction of ornamental freshwater crayfish. *Biol. Invasions* 15(1): 125-141. doi:10.1007/s10530-012-0273-2
- Deacon, A. E., Ramnarine, I. W., Magurran, A. E. (2011): How Reproductive Ecology Contributes to the Spread of a Globally Invasive Fish. *PLoS One* 6(9): e24416.
- Emde, S., Kochmann, J., Kuhn, T., Dörge, D. D., Plath, M., Miesen, F. W., Kimpel, S. (2016): Cooling water of power plant creates “hot spots” for tropical fishes and parasites. *Parasitol Res* 115(1): 85-98.
- Gozlan, R. E., Britton, J. R., Cowx, I., Copp, G. H. (2010): Current knowledge on non-native freshwater fish introductions. *J. Fish. Biol.* 76(4): 751-786. doi:10.1111/j.1095-8649.2010.02566.x
- Heger, T., Trepl, L. (2003): Predicting biological invasions. *Biol Invasions* 5: 313-321.
- Höfer, S., Staas, S. (1998): Bericht zur fischerei-biologischen Untersuchung des Gillbaches im Bereich Bergheim/Auenheim (Okt./Nov. 1998)
- Hussner, A., Lösch, R. (2005): Alien aquatic plants in a thermally abnormal river and their assembly to neophyte-dominated macrophyte stands (River Erft, Northrhine-Westphalia). *Limnologica* 35: 18-30.
- Jourdan, J., Miesen, F. W., Zimmer, C., Gasch, K., Herder, F., Schleucher, E., Plath, M., Bierbach, D. (2014): On the natural history of an introduced population of guppies (*Poecilia reticulata* Peters, 1859) in Germany. *BiolInvasions Rec* 3(3): 175-184. doi: 10.3391/bir.2014.3.3.07
- Kempkes, M., Rose, U., Budenheim, F. (2009): Etho-ecological observations of a guppy population (*Poecilia reticulata* Peters, 1859) in a thermally polluted stream in Germany – Westarp Wissenschaften, BrehmSpace.
- Klotz, W., Miesen, F. W., Hüllen, S., Herder, F. (2013): Two Asian fresh water shrimp species found in a thermally polluted stream system in north Rhine-Westphalia, Germany. *Aquat Invasions* 8(3): 333-9.
- LAWA – Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser (2013): Handlungsempfehlung „Überprüfung und Aktualisierung der Bestandsaufnahme nach Wasserrahmenrichtlinie bis Ende 2013 - Kriterien zur Ermittlung signifikanter anthropogener Belastungen in Oberflächengewässern, Beurteilung ihrer Auswirkungen und Abschätzung der Zielerreichung bis 2021“
- Lukas, J. A. Y., Jourdan, J., Kalinkat, G., Emde, S., Miesen, F. W., Juengling, H., Cocchiararo, B., Bierbach, D. (2017): On the occurrence of three non-native cichlid species including the first record of a feral population of *Pelmatolapia (Tilapia) mariae* (Boulenger, 1899) in Europe. *Royal Society Open Science* 4: 170160. doi: 10.1098/rsos.170160
- Lukas, J. A. Y., Kalinkat, G., Kempkes, M., Rose, U., Bierbach, D. (in Begutachtung): Feral guppies in Germany – a critical evaluation of a citizen science approach as biomonitoring tool. *Bulletin of Fish Biology*.
- Maceda-Veiga, A., Escribano-Alacid, J., de Sostoa, A., García-Berthou, E. (2013): The aquarium trade as a potential source of fish introductions in southwestern Europe. *Biological Invasions* 15(12): 2707-16.

- Magurran, A. E. (2005): Evolutionary ecology: the Trinidadian guppy. Oxford Univ. Press.
- Mulhollem, J. J., Colombo, R. E., Wahl, D. H. (2016): Effects of heated effluent on Midwestern US lakes: implications for future climate change. *Aquat Sci*: 1-11, doi: 10.1007/s00027-016-0466-3
- Nehring, S., Essl, F., Klingenstein, F., Nowack, C., Rabitsch, W., Stöhr, O., Wiesner, C, Wolter, C. (2010): Schwarze Liste invasiver Arten: Kriteriensystem und Schwarze Listen invasiver Fische für Deutschland und für Österreich. BfN-Skripten 285, 185 S.
- O’Gorman, E. J., Benstead, J. P., Cross, W. F. et.al. (2014): Climate change and geothermal ecosystems: Natural laboratories, sentinel systems, and future refugia. *Global Change Biology* 20(11): 3291-9.
- OJEU – Official Journal of the European Union (2014): Regulation (EU) no 1143/2014 of the European Parliament and of the Council of 22 October 2014 on the prevention and management of the introduction and spread of invasive alien species. Official Journal of the European Union L317/35.
- Padilla, D. K., Williams, S. L. (2004): Beyond ballast water: aquarium and ornamental trades as sources of invasive species in aquatic ecosystems. *Front Ecol Environ* 2(3): 131-8.
- Petutschnig, J., Honsig-Erlenburg, W., Pekny, R. (2008): Zum aktuellen Flusskrebs- und Fischvorkommen des Warmbaches in Villach. *Carinthia II* 198(118): 95-102.
- Piazzini, S., Lori, E., Favilli, L., Cianfanelli, S., Vanni, S., Manganelli, G. (2010): A tropical fish community in thermal waters of Southern Tuscany. *Biol Invasions* 12(9): 2959-65.
- Rahel, F. J. (2002): Using current biogeographic limits to predict fish distributions following climate change. McGinn, N. A. (Hg.): Fisheries in a changing climate. Symposium 32. American Fisheries Society, Bethesda, Maryland: 99-110.
- Sala, O. E., Chapin, F. S., Armesto, J. J., Berlow, E., Bloomfield, J., Dirzo, R., Huber-Sanwald, E., Huenneke, L. F., Jackson, R. B., Kinzig, A., Leemans, R. (2000): Global biodiversity scenarios for the year 2100. *Science* 287(5459): 1770-1774.
- Tierschutzgesetz vom 18.05.2006 (BGBl. Teil I: 1206, 1313), zuletzt geändert am 18.07.2016 (BGBl. Teil I: 1666).
- Walther, G. R., Post, E., Convey, P., Menzel, A., Parmesan, C., Beebee, T. J., Fromentin, J.-M., Hoegh-Guldberg, O., Bairlein, F. (2002): Ecological responses to recent climate change. *Nature* 416 (6879): 389-395.
- Welcomme, R. L. (1988): International introductions of inland aquatic species. FAO fisheries technical paper 294. Food and Agriculture Organisation of the United Nations: Rome.

## Kontakt

Juliane Lukas  
 Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei  
 Humboldt-Universität zu Berlin  
 Lebenswissenschaftliche Fakultät  
 Holsteinische Straße 32  
 12161 Berlin  
 E-Mail: [contact@julianelukas.com](mailto:contact@julianelukas.com)

## 3.7 Schutzgebiete

### Systemische Governance und ökosystembasierte Managementplanung von Biosphärenreservaten

ANJA KRAUSE

#### Einführung

Die Effekte des anthropogenen globalen Wandels wie z. B. zunehmende Planungsunsicherheiten und Komplexität sowie schnellere Veränderungen der sozial-ökologischen Systeme können bereits weltweit beobachtet werden, darunter auch in UNESCO-Biosphärenreservaten (Geyer et al., in Begutachtung, IPCC 2014). Biosphärenreservate sind Teil des UNESCO-Programms ‚Mensch und Biosphäre‘ (UNESCO-MAB) und fungieren als Pilotstandorte für die Erprobung innovativer interdisziplinärer Konzepte zur Governance sozial-ökologischer Systeme und deren Veränderungen. Auf diese Weise werden sie zu Modellregionen für eine nachhaltige Entwicklung (UNESCO 2017a). Darüber hinaus können grenzüberschreitende Biosphärenreservate Friedensprozesse und die Vermeidung von Konflikten unterstützen (UNESCO 2017b). 2016 wurde der Lima-Aktionsplan (UNESCO 2017c) von der UNESCO auf dem 4. Weltkongress der Biosphärenreservate abgestimmt und verabschiedet, der die drei Funktionen von Biosphärenreservaten (Schutz, Entwicklung und logistische Unterstützung) konkreter ausführt, um die Ziele für nachhaltige Entwicklung (SDGs) der Vereinten Nationen (UN 2015) und die Aichi-Biodiversitätsziele des Übereinkommens über die biologische Vielfalt (CBD) zu erreichen (CBD 2010).

Um den steigenden Herausforderungen und Auswirkungen des globalen und Klimawandels angemessen und effektiv begegnen zu können, müssen Biosphärenreservate ihre internen und externen Wirkungen als Modellregionen für eine nachhaltige Entwicklung entsprechend verbessern und anpassen. Bereits im Jahr 2000 verabschiedete die CBD den Ökosystemansatz als primären Handlungsrahmen (CBD 2000), der Prinzipien für diese Aufgabe bereitstellt. Bisher werden diese Themen jedoch noch nicht ausreichend in der Planung und dem Management von Biosphärenreservaten adressiert (Geyer et al. 2015, Geyer et al. o.D.). Um Biosphärenreservate ganzheitlich zu managen, schlug Vester und Hesler schon 1980 einen systemischen Ansatz vor, der Biosphärenreservate als hochdynamische komplexe Systeme behandelt (Vester und Hesler 1980). Planung und Management von Biosphärenreservaten sind jedoch weiterhin stark auf die operative Ebene fokussiert und nicht ausreichend auf deren übergeordnete sektor- und ebenenübergreifende Governance, um die anstehenden Herausforderungen umfassend behandeln zu können (Schliep und Stoll-Kleemann 2010).

Die hier dargestellte angewandte Forschung analysiert zwei Fallstudien zur Entwicklung von Biosphärenreservaten im Altaigebirge in Südsibirien. Weite Teile des Altai-Gebirges sind von hohem ökologischem und kulturellem Wert (WWF 2017), zudem ist die Region geopolitisch mit vier angrenzenden Ländern (Russische Föderation, Republik Kasachstan, Mongolei und die Volksrepublik China) einzigartig. Seit mehr als 15 Jahren teilen sie die gemeinsame Vision eines quadrilateralen Biosphärenreservates im Altaigebirge.

Die hier vorgestellte Forschung untersucht einen umfassenden systemischen und ökosystembasierten Governance- und Managementansatz für geplante Biosphärenreservate bei gleichzeitiger Ausrichtung an den UNESCO-Anforderungen. Es soll überprüft werden, ob eine ökosystembasierte systemische Governance und Managementplanung von Biosphärenreservaten möglich ist. Darüber hinaus wird untersucht, ob die erzielten Ergebnisse den SDG- und CBD-Anforderungen entsprechen und langfristige Nachhaltigkeit bieten können. Es wird analysiert, ob der Ansatz eine umfassende Anwendung und Berücksichtigung des Lima-Aktionsplans im Planungsprozess ermöglicht.

## Methode

Im Rahmen dieser Studie bezieht sich der Begriff "ökosystembasiert" auf den Ökosystemansatz der CBD (CBD 2000). Er versteht den Schutz biologischer Vielfalt nicht als Hindernis, sondern als integraler Bestandteil aller Bereiche des Managements und der Planung (Reyer et al. 2012). Die Systemanalyse und -visualisierung wurden mit Hilfe der MARISCO-Methode geleistet, bei der ein systemisches konzeptionelles Modell die wichtigste Arbeitsgrundlage ist (Schick et al. 2017). Die Methode besteht aus einem ökosystembasierten Schritt-für-Schritt-Verfahren, das in vier Hauptphasen unterteilt ist (Ibisch und Hobson 2014). Sie wurde durch neue Teilschritte erweitert, um sie auf das Management und die Rahmenbedingungen von grenzüberschreitenden Biosphärenreservaten anzupassen und die strategischen Governance-Ergebnisse mit der operativen Planung und Umsetzung zu verknüpfen. Ein weiterer neuer Schritt war die systematische Integrierung des Lima-Aktionsplans als strategischen Rahmen ins konzeptionelle Modell.

In drei Jahren wurde von einem internationalen Team ein zweisprachiger Managementplan (Ibisch et al. 2015) sowie ein Nominierungsdossier für die Einreichung bei der UNESCO für das geplante bilaterale grenzüberschreitende Biosphärenreservat Great Altay (Russland-Kasachstan) erstellt. Nach Fertigstellung wurde der Managementplan von dem Team auf dem 4. Weltkongress der Biosphärenreservate in Lima im Jahr 2016 präsentiert und das geplante Biosphärenreservat bei der UNESCO zur Nominierung eingereicht. Darauf folgte die Erstellung einer Machbarkeitsstudie samt einer Roadmap, um die nächsten Schritte für die Etablierung von Biosphärenreservate auf mongolischer und russischer Seite in der Altairegion zu prüfen. Während des ersten Projekts wurde eng mit Vor-Ort-Teams des kasachischen Biosphärenreservates Katon-Karagay und dem russischen Biosphärenreservat Katunskiy sowie den jeweiligen MAB-Ausschussmitgliedern zusammengearbeitet, die für die Koordination des internationalen UNESCO-MAB-Programms in ihrem Land verantwortlich sind. Im zweiten Projekt waren Vor-Ort-Teams des russischen Nationalparks Sailyugemskiy, des mongolischen Nationalen Naturschutzparks Altai Tavan Range und Siilxem nuruu A und B und die jeweiligen MAB-Ausschussmitglieder involviert.

Die Projekte basierten auf einem stark partizipativen Ansatz als weiteres Kernelement der MARISCO-Methode, der schon mit Projektstart beginnt und mehr als 16 aufeinander folgende Workshops, Meetings, Studienreisen, Auftakttreffen und Projektabschlüsse in den involvierten Ländern sowie die Teilnahme am 4. Weltkongress der Biosphärenreservate umfasste. Damit sollten Zwischenergebnisse validiert und vorgestellt, regionale und lokale Kenntnisse gesammelt und Ergebnislücken in einem partizipativen und transparenten Prozess identifiziert werden. Die Standortanalyse und die nachfolgenden Planungs- und Managementschritte wurden dann in systemischen konzeptuellen Modellen dargestellt. Die systemische Schrittfolge ermöglichte die Entwicklung einer Theorie der Veränderung, die darlegte, wie sich durch Strategien verursachte Veränderungen im System mittels direkter und indirekter Rückwirkungen auswirken können. Begleitende räumliche Analysen wurden für die festzulegende Zonierung (Kern-, Puffer- und Übergangszonen) der geplanten grenzüberschreitenden und nationalen Biosphärenreservate durchgeführt. Durch eine abschließende wissenschaftliche Literaturrecherche wurden die Ergebnisse der partizipativen Prozesse geprüft und analysiert.

## Ergebnisse

Im Juni 2017 wurde das grenzüberschreitende Biosphärenreservat Great Altay (Russland-Kasachstan) durch die UNESCO designiert (UNESCO 2017d), wobei die UNESCO den drei Jahre dauernden ökosystembasierten, adaptiven und partizipativen Planungsansatz hervorhob (UNESCO 2017e). Es ist das erste asiatisch-europäische grenzüberschreitende Biosphärenreservat.

## **Systemische Governance und Management**

Biosphärenreservate umfassen Ökosysteme mit genesteten sozialen Systemen, die verschiedenen ökologischen und sozialen Belastungen ausgesetzt sind. Deren systemische Darstellung fungierte als Basis für umfassende Governance- und Managementanalysen, von denen Strategien zur Reduzierung der Vulnerabilität und Steigerung der Resilienz für die Altairegion abgeleitet wurden. Strategische Governance- mit nachfolgenden Managementebenen wurden systematisch abgeleitet, woraus in einem effektiven, fortlaufenden partizipativen und transparenten Prozess robuste Strategien und Maßnahmen entwickelt wurden. Als Teil des adaptiven Managements und seiner Governance wurde eine speziell formulierte Metasystemstrategie eingeplant, um die Effektivität der Strategieimplementierung überwachen und gleichzeitig auf unerwünschte Auswirkungen und unerwartete Veränderungen reagieren zu können. Das daraus entwickelte konzeptionelle Ergebnismodell enthielt die Strategien mit deren angenommener Theorie der Veränderung im System. Dieses Modell diente als strategischer Governance-Rahmen, aus dem einzelne Strategie-Ergebnisnetze für die detaillierte Management-Ebene abgeleitet wurden. Dadurch konnten die Strategien von der Governance- bis zur detaillierten operativen Managementebene analysiert werden.

## **Systemisches Portfolio grenzüberschreitender Strategien**

Ein Portfolio von grenzüberschreitenden Strategien wurde gemeinsam mit den russischen und kasachischen Projektteams auf Basis der systemischen Situationsanalyse identifiziert und im konzeptionellen Modell an relevanten Einstiegspunkten abgebildet, um die auftretenden Probleme umfassend adressieren zu können und ein effektives Funktionieren des geplanten grenzüberschreitenden Biosphärenreservates zu fördern. Dabei wurde deutlich, dass der gesetzliche Rahmen zusätzlich adressiert werden musste, was von der UNESCO nicht vorgegeben ist. Daher wurden die erforderlichen Funktionen für grenzüberschreitende Biosphärenreservate – Naturschutz, Entwicklung, logistische Funktion und institutioneller Rahmen – in der ersten Fallstudie erweitert, um die effektive Umsetzung und das Funktionieren der aufeinander abgestimmten grenzüberschreitenden Strategien sicherzustellen. Als endgültiges Ergebnis wurde ein umfassender Satz von zehn kohärenten standortspezifischen grenzüberschreitenden Strategien entwickelt, der durch eine gemeinsam entwickelte Vision eingeraht wird. Diese gemeinsame Vision war ein wichtiges Ergebnis, um die Akteure zusammenzubringen und ein gemeinsames Ziel zu fördern. Die Strategien wurden dann auf ihren räumlichen Einfluss, ihre Machbarkeit, Plausibilität und Kohärenz geprüft. Auf Grundlage des konzeptionellen Ergebnis-Modells wurden Ergebnisnetze für jede Strategie entwickelt, die eine detaillierte Ausarbeitung der Arbeitsschritte zur Implementierung jeder Strategie beinhalteten. Dadurch bildeten sie eine umfassende Basis für die operative Managementebene des geplanten grenzüberschreitenden Biosphärenreservates.

## **Integration des Lima-Aktionsplans**

Um die Rahmenbedingungen für weitere mögliche Biosphärenreservate in der Region zu prüfen, wurde es notwendig, den Lima-Aktionsplan als verbindliche Rahmenvorgabe der UNESCO in die Analyse einzubeziehen und die Methode um diesen weiteren Schritt zu ergänzen. Dafür wurden die Inhalte des Lima-Aktionsplans im konzeptionellen Modell als Strategien für Biosphärenreservate abgebildet, die sich mit den jeweiligen Problemen befassen. Daraus wurde ein weiteres Ergebnismodell abgeleitet, um die Gesamtkohärenz zu testen, indem Lücken zwischen dem gegebenen Rahmen und den spezifischen Bedingungen der Situation vor Ort identifiziert wurden. Die Lücken sollten dann zusätzlich durch weitere Strategien adressiert werden, die nicht im Lima-Aktionsplan enthalten sind. Darüber hinaus wurde die angenommene Wirksamkeit des Lima-Aktionsplans als Veränderung im System dargestellt und als Basis für eine umfassende Strategieentwicklung herangezogen, um die Probleme des Ökosystems mit den darin lebenden Menschen adäquat zu lösen.

## Diskussion

Der hier dargestellte Ansatz ermöglicht die Entwicklung von sektor- und ebenenübergreifenden Governance-Mechanismen als umfassende Rahmengestaltung für das nachgeschaltete detaillierte, operative Management. Für die Managementebene werden logische Ergebnisnetze der Strategien erstellt, die auf konzeptionellen Modellen der aktuellen Situation basieren und mit deren Hilfe die Governance-Ebene Schritt für Schritt auf die operative Managementebene übertragen werden kann. Dadurch werden adaptives Management und systemische Governance ermöglicht. Weiterhin erleichtert der systemische ökosystembasierte Ansatz die Erarbeitung eines umfassenden Strategiekomplexes, der den vorgegebenen Funktionen der Biosphärenreservate gerecht wird und an die Situation vor Ort angepasst ist, jedoch flexible Handlungsspielräume für adaptives Management erlaubt. Zusätzlich stellt das Kartieren von übergeordneten Strategien wie etwa dem Lima-Aktionsplan in konzeptionelle Modelle einen neuen wichtigen Schritt systemischer strategischer Planung dar, der hilft, Lösungsansätze umfassend und angepasst an die Situation vor Ort herauszuarbeiten.

Die Ergebnisse der beiden Fallstudien und ihre weitere wissenschaftliche Analyse veranschaulichen die Machbarkeit der ökosystembasierten systemischen Governance und Managementplanung von Biosphärenreservaten. Sie zeigen, wie die Planung von nationalen und grenzüberschreitenden Biosphärenreservaten systematisch angesichts zunehmender durch den anthropogenen globalen und Klimawandel verursachten Herausforderungen durchgeführt werden könnte, um effektiv funktionierende Biosphärenreservate zu etablieren. Die angewandte Methode einschließlich der Anwendung des Lima-Aktionsplans als Rahmenbedingung und den generierten Ergebnissen stellt einen wertvollen Beitrag zur Einhaltung der SDGs und Aichi-Biodiversitätsziele dar. Der systemische Ansatz kombiniert die Entwicklung der Governance-Ebene als übergeordnete Rahmenplanung mit der detaillierten, nachfolgenden operativen Managementebene im Gegensatz zu konventioneller sektoraler Planung und separatem Management. Die Integration des Lima-Aktionsplans in konzeptionelle Modelle ist ein wichtiger Schritt der systemischen strategischen Planung, um den zunehmenden Anforderungen an Biosphärenreservate gerecht zu werden und Lücken zwischen dem vorgegebenen Rahmen und der aktuellen Situation vor Ort umfassend adressieren zu können.

Mit der Anerkennung des grenzüberschreitenden Biosphärenreservates Great Altay wurde die Wertschätzung des angewandten Ansatzes durch die UNESCO deutlich. Das grenzüberschreitende Biosphärenreservat Great Altay könnte zusammen mit den potenziellen russischen und mongolischen Biosphärenreservaten im Altai-Gebiet zu einer Modellregion für die Planung und Umsetzung von systemischer Governance und Management werden. Sie stellen systemische Planungslösungen für eine nachhaltige Entwicklung dar, die mit der Erhaltung der biologischen Vielfalt verknüpft sind und für die Anwendung in anderen Biosphärenreservaten empfohlen werden können. Der Ansatz, der das adaptive Management zur Verringerung von Planungsunsicherheiten beinhaltet, kann helfen, ihre Vulnerabilität zu verringern und die Resilienz gegenüber den steigenden Anforderungen und Herausforderungen dieser komplexen und dynamischen, gekoppelten sozial-ökologischen Systeme zu erhöhen. Der systemische Ansatz scheint für eine nachhaltige langfristige Planung sehr umfassend zu sein, vor allem, wenn er in einem breiten und kontinuierlichen partizipativen Ansatz während des gesamten Projekts durchgeführt wird. Weitere vertiefende Forschung, insbesondere auf der Implementierungsebene, könnte das Verständnis zusätzlich vertiefen und zu einer breiteren Nutzung für Biosphärenreservate führen.

Die hier dargestellte angewandte Forschung stellt einen methodischen Ansatz dar, mit dem Biosphärenreservate in Zeiten raschen Wandels und zunehmender Komplexität als Pilotstandorte für nachhaltige Entwicklung auch in Deutschland umfassender und systemisch gesteuert und adaptiv gemanagt werden können.

## Quellenverzeichnis

- CBD – Convention on Biological Diversity (2010): Decision X/2. Tenth Meeting of the Conference of the Parties of the Convention on Biological Diversity.
- CBD – Convention on Biological Diversity (2000): Decision V/6. Fifth meeting of the Conference of the Parties of the Convention on Biological Diversity.
- Geyer, J., Strixner, L., Kreft, S., Jeltsch, F., Ibisch, P. L. (2015): Adapting conservation to climate change: a case study on feasibility and implementation in Brandenburg, Germany. *Regional Environmental Change*, Volume 15: 139-153.
- Geyer, J., Kreft, S., Jeltsch, F., Ibisch, P. L. (in Begutachtung): Assessing Climate Change-Robustness of Protected Area Management Plans - the Case of Germany.
- Ibisch, P. L., Hobson, P.(Hg.) (2014): MARISCO. Adaptive Management of vulnerability and RiSk at COnservation sites. A guidebook for risk-robust, adaptive and ecosystem-based conservation of biodiversity. Centre for Econics and Ecosystem Management. Eberswalde, Germany.
- Ibisch, P. L., Hobson, P., Krause, A., Wuensch, A., Kloiber, J., Krykbaeva, R., Gabdullina, A., Yashina, T., Schaaf, T. (2015): Great Altay Transboundary Biosphere Reserve. Development of a management plan of the Great Altay Transboundary Biosphere Reserve, Republic of Kazakhstan and Russian Federation. Centre for Econics and Ecosystem Management. Eberswalde, Germany.
- IPCC – Intergovernmental Panel on Climate Change (2014): Climate Change 2014: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Geneva, Switzerland, 151 S.
- Reyer, Ch., Bachinger, J., Bloch, R., Hattermann, F. F., Ibisch, P. L., Kreft, S., Lasch, P., Lucht, W., Nowicki, C., Spathelf, P., Stock, M., Welp, M. (2012): Climate change adaptation and sustainable regional development: a case study for the Federal State of Brandenburg, Germany. *Regional Environmental Change* 12 (3): 523-542.
- Schick, A., Hobson, P. R., Ibisch, P. L. (2017): Conservation and sustainable development in a Volatility, Uncertainty, Complexity, and Ambiguity world: the need for a systemic and ecosystem-based approach. *Ecosystem Health and Sustainability* 3 (4): e01267.10.1002/ehs2.1267.
- Schliep, R., Stoll-Kleemann, S. (2010): Assessing governance of biosphere reserves in Central Europe. *Land Use Policy* 27: 917-927.
- UNESCO – United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization (2017a): Ecological Sciences for Sustainable Development. Biosphere Reserves – Learning Sites for Sustainable Development. – Online, URL: [www.unesco.org/new/en/natural-sciences/environment/ecological-sciences/biosphere-reserves/](http://www.unesco.org/new/en/natural-sciences/environment/ecological-sciences/biosphere-reserves/) [Zugriff: 25.05.2017].
- UNESCO – United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization (2017b): Ecological Sciences for Sustainable Development. Transboundary Biosphere Reserves (TBRs). – Online, URL: [www.unesco.org/new/en/natural-sciences/environment/ecological-sciences/biosphere-reserves/regional-and-subregional-collaboration/transboundary-biosphere-reserves-tbr/](http://www.unesco.org/new/en/natural-sciences/environment/ecological-sciences/biosphere-reserves/regional-and-subregional-collaboration/transboundary-biosphere-reserves-tbr/) [Zugriff: 25.05.2017].
- UNESCO – United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization (2017c): A New Roadmap for the Man and the Biosphere (MAB) Programme and its World Network of Biosphere Reserves. MAB Strategy (2015-2025). Lima Action Plan (2016-2025). Lima Declaration, Paris, France: s.n.
- UNESCO – United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization (2017d): Ecological Sciences for Sustainable Development. Transboundary Biosphere Reserves. – Online, URL: [www.unesco.org/new/en/natural-sciences/environment/ecological-sciences/biosphere-reserves/transboundary-biosphere-reserves/](http://www.unesco.org/new/en/natural-sciences/environment/ecological-sciences/biosphere-reserves/transboundary-biosphere-reserves/) [Zugriff: 24.06.2017].

UNESCO – United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization (2017e): Man and the Biosphere Programme. 29th Session of the International Coordinating Council of the MAB Programme. – Online, URL: [www.unesco.org/new/en/natural-sciences/environment/ecological-sciences/man-and-biosphere-programme/about-mab/icc/icc/29th-session/](http://www.unesco.org/new/en/natural-sciences/environment/ecological-sciences/man-and-biosphere-programme/about-mab/icc/icc/29th-session/) [Zugriff: 23.06.2017].

UN – United Nations (2015): Transforming our world: the 2030 Agenda for Sustainable Development. Resolution adopted by the General Assembly (A/RES/70/1).

Vester, F., Hesler, A.v. (1980): Das Sensitivitätsmodell: Ökologie und Planung in Verdichtungsgebieten; Forschungsbericht. Frankfurt, Germany: Regionale Planungsgemeinschaft.

WWF – World Wide Fund For Nature (2017): Altai-Sayan Mountains. – Online, URL: [http://wwf.panda.org/what\\_we\\_do/where\\_we\\_work/altai\\_sayan\\_mountain/](http://wwf.panda.org/what_we_do/where_we_work/altai_sayan_mountain/) [Zugriff: 25.05.2017].

### **Kontakt**

Anja Krause  
Hochschule für nachhaltige Entwicklung Eberswalde  
Alfred-Moeller-Str. 1  
16225 Eberswalde  
E-Mail: [anja.krause@hnee.de](mailto:anja.krause@hnee.de)

## Mensch-Wildtier-Konflikte im Biodiversitäts-Hotspot Hyrcanische Wälder / Iran

LAURA MEINECKE

### Einleitung

Der Iran trägt als Gründungsstaat des Übereinkommens über die biologische Vielfalt (CBD) die Verantwortung, seine vielfältigen Lebensräume, Arten und genetische Diversität zu schützen und verfolgt mit dem neu aufgelegten Nationalen Biodiversitätsstrategie- und Aktionsplan 2016-2030 (NBSAP2) das Ziel, die Erhaltung der biologischen Vielfalt sektorübergreifend und bildungsorientiert umzusetzen (DOE 2015, 2016). Die endemische Artenvielfalt im Land, insbesondere die der Pflanzenarten, ist einzigartig und prägt vor allem die Waldregionen. Doch die massiven Probleme wie die Landdegradation, Wasserknappheit, Überweidung und der Raubbau, Bevölkerungszuwachs sowie die Umweltverschmutzung führen zu anhaltendem Habitat- und Artenverlust. Zum Umsetzen der Aichi-Ziele verfolgt die Iranische Regierung u. a. das Ziel, die Anzahl der 274 Schutzgebiete, von denen bisher weniger als die Hälfte einer IUCN-Schutzgebietskategorie zugeordnet ist, bis 2020 zu erhöhen und besser zu vernetzen (Aichi-Ziel 5), einen umfassenden Managementplan für besonders stark gefährdete Wildtiere zu erstellen (Aichi-Ziel 12) und die lokale Bevölkerung in Naturschutzprozesse stärker einzubinden (Aichi-Ziel 18) (Nosrati et al. 2005, DOE 2015).

Zu den zentralen Herausforderungen bei der Erhaltung der biologischen Vielfalt im Iran zählen auch Konflikte zwischen Menschen und Wildtieren in der Peripherie von Schutzgebieten. Die Dezimierung von Wildtierpopulationen durch den Menschen kann zu sogenannten „population sinks“ und damit zu einem Verlust von Biodiversität führen (Woodroffe und Ginsberg 1998). Die Ursachen für die auftretenden Konflikte sind komplex und können regionspezifisch sehr unterschiedlich sein. Oft bestehen unzureichende Maßnahmen der Konfliktprevention, ein ineffektives Schutzgebietsmanagement und wenig Toleranz gegenüber Wildtieren, vor allem dann, wenn hochwertige Agrarerzeugnisse mit zunehmender Intensität geschädigt werden (Messmer 2000). Die wesentlichen Folgen solcher Konflikte für den Menschen sind finanzielle Verluste, Existenzgefährdungen, Verletzungen oder Todesfälle (Karanth et al. 2013). In vielen Ländern mangelt es im Allgemeinen an der Identifizierung und Umsetzung adäquater, an die lokale Situation und Konfliktart angepasster und nachhaltiger Lösungsmechanismen. Klar ist auch, dass der moderne Arten- und Naturschutz es bis heute versäumt hat, die Ursachen von Mensch-Wildtier-Konflikten systematisch anzugehen (Sillero-Zubiri et al. 2007). Es mangelt an akkuraten Informationen über das Ausmaß von Schäden, Konfliktlokalisation sowie die Ermittlung von ökologischen und sozio-ökonomischen Einflussfaktoren. Diese Informationen können als wichtige Grundlage für politische Entscheidungsträger dienen, um Maßnahmen zur Konfliktverminderung und -vermeidung zu fördern (Treves und Karanth 2003). Dabei hängt der Erfolg jeder Maßnahme und somit auch die Erhaltung der Biodiversität von der Fähigkeit ab, die Einflüsse von Wildtieren auf die menschliche Existenz zu reduzieren, ohne Wildtierpopulationen irreversibel zu dezimieren (Woodroffe und Frank 2005).

Mensch-Wildtier-Konflikte sind im Iran kaum erforscht. Doch wie allgegenwärtig sie sind, wollte ich in der fruchtbarsten Region des Landes herausfinden, den Hyrcanischen Wäldern. Als Teil des Kaukasus-Biodiversitätshotspots und größtes Relikt zusammenhängender temperater Laubwälder beheimatet die 800 km entlang des Kaspischen Meeres gelegene warm-feuchte Region diverse Habitats, endemische Arten und unter Schutz stehenden Großsäugetiere wie Braunbär (*Ursus arctos*), Wolf (*Canis lupus pallipes*) und Persischer Leopard (*Panthera pardus saxicolor*) (Talebi et al. 2014, Jafari et al. 2013). Die Landtransformation in dieser Region, d. h. der zunehmende Feldfruchtanbau am Rande von Schutzgebieten, die Isolation von Schutzgebieten sowie der Rückgang von Beutetieren durch Wilderei haben die natürlichen Dynamiken des empfindlichen Waldökosystems negativ beeinflusst und zum Biodiversitätsverlust geführt.

Um ein tiefergreifendes Verständnis über Mensch-Wildtier-Konflikte in den Hyrkanischen Wäldern zu erlangen, die Situation der Landwirte vor Ort zu verstehen und Lösungsansätze zu definieren, wurde eine explorative Studie auf Dorfebene durchgeführt. Diese Masterarbeit fand im Rahmen einer Dissertation an der Georg-August Universität Göttingen (Workgroup on Endangered Species Conservation) zum Thema „Effects of anthropogenic pressures on four large mammal species in the Hyrcanian forest, Iran“ statt (Soofi 2015).

Ziel der Arbeit war es, artspezifische und räumliche Muster von Mensch-Wildtier-Konflikten zu untersuchen, die sich innerhalb eines Jahres vor Beginn der Umfrage ereigneten. Dabei verfolgte das Vorhaben die folgenden Forschungsziele:

- Detaillierte Informationen über die Ursachen von Konflikten zwischen Mensch und Tier in den Dörfern an vier Studienorten in den Hyrkanischen Wäldern erhalten.
- Besser verstehen, wie landwirtschaftliche Aktivitäten Konflikte zwischen Menschen und Wildtieren beeinflussen und Konfliktgebiete in und um Dörfer identifizieren.
- Sammeln von Informationen über (a) Konfliktbewältigungsmethoden, die von den Dorfbewohnern angewandt werden, und (b) die Einstellung der lokalen Bevölkerung zu Wildtierkonflikten und Naturschutz.
- Geeignete Maßnahmen zur Prävention von Konflikten zwischen Mensch und Natur im Untersuchungsgebiet vorschlagen.

## Methoden

Anhand eines Fragebogens und mithilfe eines Übersetzers wurden zwischen August und September 2015 quantitative und qualitative Daten zu Konflikten zwischen Dorfbewohnern und Wildtieren innerhalb der gesamten geographischen Breite der Hyrkanischen Wäldern ermittelt. In den drei großen Provinzen wurden in 45 Dörfern 42 Dorfrepräsentanten („Showra“) und 120 Landwirte (n=162) befragt. Der Großteil der Dörfer lag außerhalb von Wald- oder Schutzgebieten (33 Dörfer). Die Dörfer wurden nach räumlichen Kontrasten (u. a. Distanz zu Wald- und Schutzgebieten, unterschiedliche Höhenlage), also mittels einer nichtzufälligen Stichprobe, ausgewählt (Newing 2011). Folgende Fragen sollten beantwortet werden:

1. Welche Arten lösen besonders schwere Konflikte aus?
2. Welche Konfliktmuster und potenziellen Treiber dieser Konflikte bestehen?
3. Inwieweit beeinflussen anthropogene Faktoren Wildtierarten?
4. Was sind mögliche Lösungen, um Konflikte zwischen Mensch und Natur in den Hyrkanischen Wäldern zu mildern?

**Tab. 1: Variablen der Regressionsanalysen (multiple logistic regression, generalized linear regression model)**

Abhängige Variablen	Unabhängige Variablen
Conflict presence (1/0)	Crop and fruit variety of farmers – number of crop and fruits species
Crop field size damage (qm)	Crop area of farmers – in qm
Livestock loss – number lost to carnivore attacks	Livestock holding of farmers – number of livestock kept
	Village elevation (m)
	Village distance to nearest PA/non-PA

Mithilfe der Analyse-Software SPSS wurden die Eigenschaften von Wildtierkonflikten, Landnutzung, Wilderei und Lösungsansichten deskriptiv zusammengefasst und Regressionsanalysen zur Ermittlung von ökologischen und sozio-ökonomischen Einflussfaktoren durchgeführt (s. Tab. 1).

## Ergebnisse

Mensch-Wildtier-Konflikte existieren im gesamten Gebiet der Hyrkanischen Wälder. 98 % der Landwirte erlebten im genannten Zeitraum 381 Konflikte mit 15 verschiedenen Wildtierarten (Abb. 1). Die sieben Hauptkonfliktarten sind in kräftigerer Farbe hinterlegt.

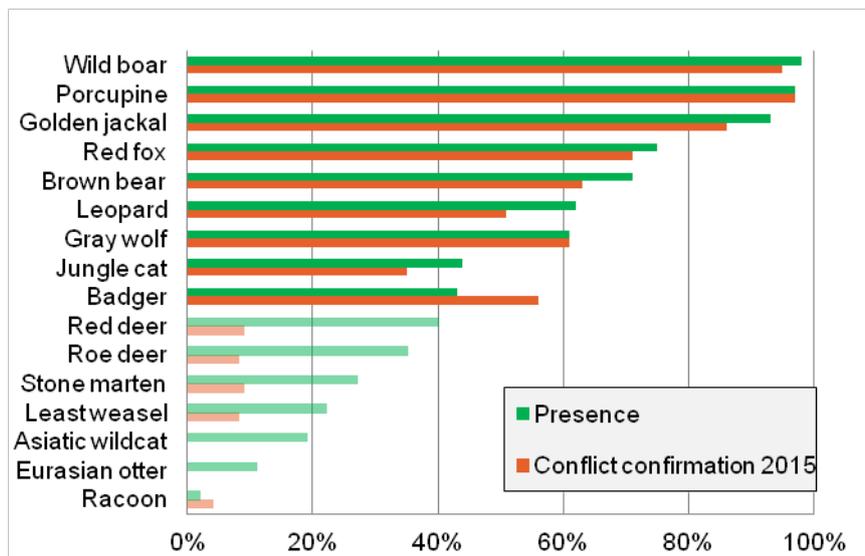


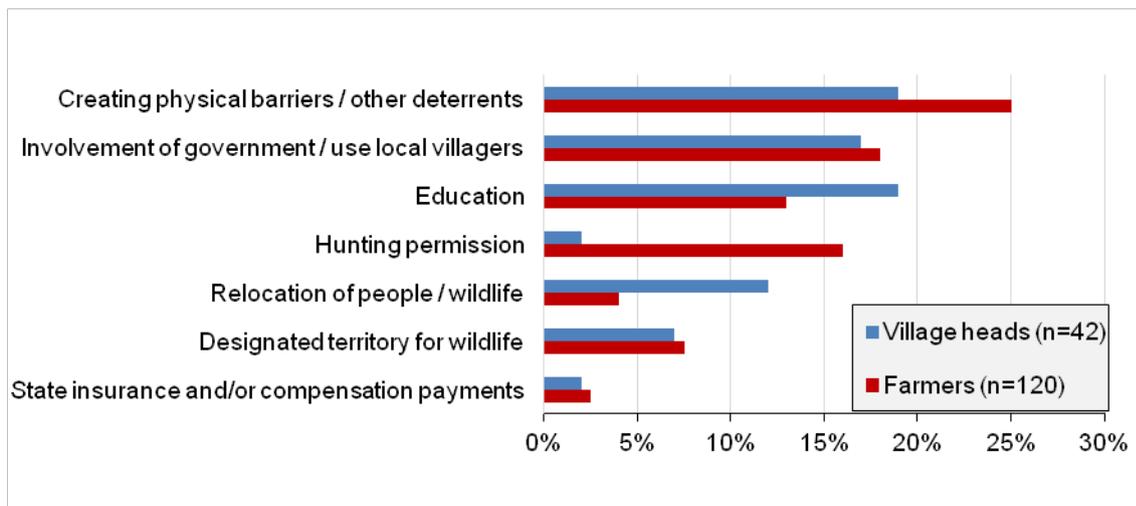
Abb. 1: Antworten der Befragten bzgl. Präsenz von und Konfliktaufreten mit Wildtieren (n=162)

Als Hauptkonflikt nannten die Landwirte die Feldfruchtplünderung (51 %). Diese wurden maßgeblich durch Wildschweine (47 %, hauptsächlich Reis, Weizen, Kürbis), die besonders große Flächen zerstörten, und Stachelschweine (30 %, hauptsächlich Wassermelonen, Kürbis, Weizen) verursacht. Den Viehriss verursachten vor allem Schakale (36 %, hauptsächlich Hühner) und Wölfe (23 %, hauptsächlich Schafe). Konflikte mit Leoparden ereigneten sich nach Angaben der Landwirte am wenigsten. Wildschweine und Wölfe lösten die folgenschwersten Konflikte aus (befragte Konfliktschweregrade „niedrig“, „mittel“, „hoch“). Die Einflussfaktoren dieser beiden Hauptkonfliktarten werden im Folgenden dargelegt.

Der vom Wildschwein verursachte Feldfruchtschaden (crop damage) wird signifikant positiv durch die Vielfalt an angebauten Feldfrüchten (crop variety,  $p < 0.05$ ) sowie die Anbaugröße der Felder (crop area,  $p < 0.05$ ) beeinflusst. Das Flächenausmaß der geschädigten Felder (crop area damage) durch Wildschweine war umso größer, je höher die Felder gelegen waren (elevation,  $p < 0.001$ ) und je diverser die Feldfruchtvielfalt auf diesen Flächen war ( $p < 0.01$ ). Ein weiteres Ergebnis war, dass auf höheren Ebenen mehr Feldfruchtarten ( $r_s = 0.309$ ,  $p < 0.01$ ,  $n = 101$ ) angebaut werden und die hier bewirtschafteten Felder größer sind ( $r_s = 0.204$ ,  $p < 0.05$ ,  $n = 93$ ). Es werden auch mehr Arten auf Feldern in unmittelbarer Nähe zum Waldrand angebaut (negative Korrelation zwischen Feldfruchtvielfalt und Schutzgebietsdistanz ( $r_s = -0.2$ ,  $p < 0.05$ ,  $n = 114$ )). Konflikte mit Wölfen, d. h. der Riss von Schafen, wurden positiv von der Dorfhöhenlage beeinflusst ( $p < 0.01$ ).

79 aller Befragten berichteten, dass in über 2.500 Einzelfällen Wildtiere beabsichtigt oder unbeabsichtigt gejagt bzw. getötet wurden. Die meisten Fälle fanden im ungeschützten Waldgebiet Baliran statt. Wildschweine zählten zu den am häufigsten und Karnivore (Wolf, Leopard und Braunbär) zu den am wenigsten getöteten Tieren. Waffen waren das meistgenannte Tötungsinstrument (54 %).

Laut der Dorfrepräsentanten sind staatliche Regulierungen zur Konfliktminderung unzureichend und stark ineffektiv. Es gebe viel zu wenig oder mangelhafte Ausgleichszahlungen und die Bearbeitungsprozesse seien sehr bürokratisch. Viele Landwirte berichteten von großer Unzufriedenheit, waren frustriert und sehr misstrauisch gegenüber den örtlichen Vertretern vom Umweltministerium. Die Maßnahmen zum Schutz ihrer Felder und Viehherden, die sie selber anwendeten, seien mehrheitlich ineffektiv. 86 % von ihnen nutzen physische Barrieren wie z. B. Drahtzäune und Mauern, die Wildschweine teilweise durchgraben bzw. überwinden. Sie nutzen außerdem verschiedene Abschreckungsmittel, um Lärm zu erzeugen (z. B. Metall Dosen, Taschenlampen, Feuer), ungeschulte Hunde oder stellten nächtliche, kostenintensive Wildhüter ein. Nur drei Landwirte berichteten, dass sie staatliche Versicherungen in Anspruch nehmen, die eine Entschädigung für Viehverlust zahlen. Bezüglich der Ansichten zu Lösungsmechanismen favorisierten beide Interviewgruppen nicht-tödliche Methoden (Abb. 2).



**Abb. 2: Ideen der Befragten zu Lösungsansätzen von Mensch-Wildtier-Konflikten (Mehrfachnennungen)**

Landwirte bevorzugten den Bau von Zäunen und Mauern um ihre Felder und Weiden sowie engagierte Wildhüter. Beide Gruppen äußerten aber auch das starke Bedürfnis nach verbesserten staatlich regulierten Maßnahmen und eine bessere, vertrauensvollere Kommunikation zwischen ihnen als Dorfbewohner und örtlichen politischen Akteuren. Beide Gruppen sprachen sich auch für Bildungsmaßnahmen aus, die ein allgemeines Bewusstsein für Wildtierschutz und natürliche Ressourcen stärken und auch Expertise von Akteuren (Politikern, Naturschützern) fördern soll.

### Schlussfolgerungen für Konfliktlösungen

Die Studie zeigt, dass im gesamten geographischen Raum der Hyrkanischen Wälder ein Ressourcenkonflikt zwischen Mensch und Wildtier in der Peripherie von Schutzgebieten besteht. Dabei gibt es zwei Ausprägungen: 1. die Feldfruchtplünderung durch Omnivore, und 2. der Viehriss durch Karnivore in ungeschütztem Terrain. Dies löst wenig Toleranz und hohen Frust bei Landwirten aus und führt zum Tod vieler Tiere. Es besteht ein komplexes Geflecht aus sozialen und kulturellen Aspekten, das geprägt ist durch ein Misstrauen der Landwirte gegenüber der örtlichen Umweltbehörde (DOE), traditioneller Viehzucht, die sich für Konflikte angreifbar macht, und dem fehlenden Bewusstsein vieler Dorfbewohner über langfristige ökologische Folgen von Wildtiertötungen. Die Methoden, die von den Landwirten angewendet werden sind mangelhaft und ineffektiv. Um Konflikte zu vermindern, bedarf es einen holistischen, interdisziplinären Ansatz. Lokale Ressourcen müssen verbessert und direkte sowie indirekte Lösungsmaßnahmen komplementär implementiert werden, die die biologischen Eigenschaften der Hauptkonfliktarten mitberücksichtigen. Dabei sind pro-aktive Methoden wichtig, die zuverlässig, kosteneffizient und einfach sind. Sie sollten permanent statt temporär angewendet werden und den Natur- und Artenschutz begünstigen.

Direkte Lösungsmechanismen bei Konflikten mit Wildschweinen können künstliche Barrieren und zusätzlich nicht-tödliche Abschreckungsmittel sein. So dienen Elektrozäune und Steinmauern mit einer Mindesthöhe von 1,50 m als wichtige Prävention, da sie robuster als beispielsweise lokal hergestellte Holzpfehlzäune sind und für Wildschweine eine unüberwindbare Höhe darstellen. Priorität sollten dabei am Waldrand gelegene Felder haben. Auf diesen Flächen sollten auch für die Art weniger genießbare Feldfrüchte angebaut werden. Ackerschäden durch Wildtiere können auch vermieden werden, indem Dorfbewohner kooperieren und abwechselnd in der Nacht auf den Feldern patrouillieren. Um den Schaden des Viehverlusts zu minimieren, müssen sich die Praktiken der Nutztierhaltung ändern. Auf Weideflächen grasende Nutztiere sollten ausreichend überwacht, effektiv verteidigt oder mit Elektrozäunen geschützt werden. Dies bedarf qualifizierte Viehhirten sowie gut trainierte Herdenschutz-hunde, die wirklich fähig sind, wilde Prädatoren zu verjagen.

Indirekte Lösungsmechanismen sollten auf einem partizipativen Konfliktmanagement basieren. Das heißt, eine vertrauensvolle Zusammenarbeit zwischen Landwirten und lokalen Regierungsmitarbeitern fördern, die Ängste, Sorgen und Ansichten der Menschen aufmerksam wahrnimmt. Es muss die Toleranz und das Bewusstsein der Dorfgemeinschaften gegenüber der Existenz von Wildtieren gestärkt werden, damit die Jagd auf Konfliktarten eingedämmt und ein Miteinander von Mensch und Wildtier nachhaltig funktioniert. Was es braucht, ist die Bereitschaft von relevanten Akteuren zum gegenseitigen Lernen. Die Umsetzung sollte sich insbesondere an die verbindlichen Archi-Ziele 1 und 18 sowie den Nationalen Biodiversitätsstrategie- und Aktionsplan richten. Weiterhin fundamental für die Umsetzung der CBD im Iran ist ein nachhaltiges Schutzgebietsmanagement, das die komplexen sozio-ökonomischen und institutionellen Herausforderungen auf lokaler Ebene adressiert und die Erhaltung von gefährdeten Wildtierpopulationen fördert.

## Quellenverzeichnis

- DOE – Department of Environment (2015): The Fifth National Report to the Convention on Biological Diversity. Islamic Republic of Iran. Teheran. – Online, URL: <https://www.cbd.int/doc/world/ir/ir-nr-05-en.pdf> [Zugriff: 09.08.2017].
- DOE – Department of Environment (2016): Revised National Biodiversity Strategies and Action Plan 2016-2013. – Online, URL: <https://www.cbd.int/doc/world/ir/ir-nbsap-v2-en.pdf> [Zugriff: 09.08.2017].
- Jafari, S. M., Zarre, S. Alavipahah, S. K. (2013): Woody species diversity and forest structure from lowland to montane forest in Hyrcanian forest ecoregion. *Journal of Mountain Science*: 609-620.
- Karanth, K. K., Gopalaswamy, A. M., Prasad, P. K. Dasgupta, S. (2013): Patterns of human-wildlife conflicts and compensation: insights from Western Ghats protected areas. *Biological Conservation* 166: 175-185.
- Messmer, T. A. (2000): The emergence of human-wildlife conflict management: turning challenges into opportunities. *International Biodeterioration & Biodegradation* 45(3-4): 97-102.
- Newing, H. (2011): *Conducting research in conservation. Social science methods and practice*. New York, USA.
- Nosrati, K., Mohadjer, R. M., Bode, W., Knapp, H. D. (2005): *Schutz der biologischen Vielfalt und integriertes Management der Kaspischen Wälder (Nordiran)*. Bundesamt für Naturschutz, Bonn.
- Sillero-Zubiri, C., Sukumar, R., Treves, A. (2007): Living with wildlife: the roots of conflict and the solutions. In: MacDonald, D., Service, K. (Hg.): *Key Topics in Conservation Biology*. Blackwell Publishing, Oxford, UK: 253-270.
- Soofi, M. (2015): *Dissertation Proposal: Effects of anthropogenic pressure on four large mammal species in the Hyrcanian forest, Iran*. Workgroup Endangered Species Conservation. Abteilung Naturschutzbiologie, Georg-August Universität Göttingen.

- Talebi, K. S., Sajedi, T., Pourhashemi, M. (2014): Forests of Iran. A treasure from the past, a hope for the future. Plant and Vegetation Bd. 10. Springer, Heidelberg.
- Treves, A., Karanth, K. U. (2003): Human-carnivore conflict and perspectives on carnivore management worldwide. Conservation Biology 17: 1491-1499.
- Woodroffe, R., Ginsberg, J. R. (1998): Edge Effects and the extinction of populations inside protected areas. Science 280: 2126-2128.
- Woodroffe, R., Frank, L. G. (2005): Lethal control of African lions (*Panthera leo*): local and regional population impacts. Animal Conservation 8: 91-8.

### **Kontakt**

Laura Meinecke  
Haeselerstraße 22c  
14050 Berlin  
E-Mail: [laura.meinecke@gmx.de](mailto:laura.meinecke@gmx.de)

## Evaluierung des Schutzstatus von Lebensraumtypen unter Natura 2000

MARTIN FRIEDRICHS, VIRGILIO HERMOSO, VANESSA BREMERICH, SIMONE D. LANGHANS

Weltweit sterben täglich 150-200 Pflanzen-, Insekten, Vogel- oder Säugetierarten aus. Das ist eine tausendfach erhöhte Aussterberate im Vergleich zu einer Natur ohne menschlichen Einfluss. Dieser drastische Verlust der Artenvielfalt bedroht nicht nur die Funktionalität vieler Ökosysteme, sondern auch das menschliche Wohlergehen, welches untrennbar mit intakten Ökosystemen verbunden ist.

Zum Schutz von Ökosystemen gewinnen ausgedehnte Schutzgebietsnetzwerke immer mehr an Bedeutung. In Europa wurde unter dem Namen Natura 2000 das weltweit größte zusammenhängende Netzwerk von Schutzgebieten errichtet, um dem Verlust der Artenvielfalt entgegenzuwirken.

Natura 2000 ist auf zwei wesentlichen Eckpfeilern errichtet: der Vogelschutzrichtlinie und der Flora-Fauna-Habitat-Richtlinie. Die Flora-Fauna-Habitat-Richtlinie fokussiert neben dem Ziel des Schutzes von ca. 400 Arten auf den expliziten Schutz von ca. 220 besonders wertvollen Lebensraumtypen. Dieser spezielle Schutz von Lebensraumtypen widerspiegelt die wachsende Erkenntnis, dass neben dem Schutz von seltenen und bedrohten Arten auch der Schutz von Lebensräumen, also Ökosystemen, eine wesentliche Rolle spielt um den weiteren Verlust an Artenvielfalt zu stoppen.

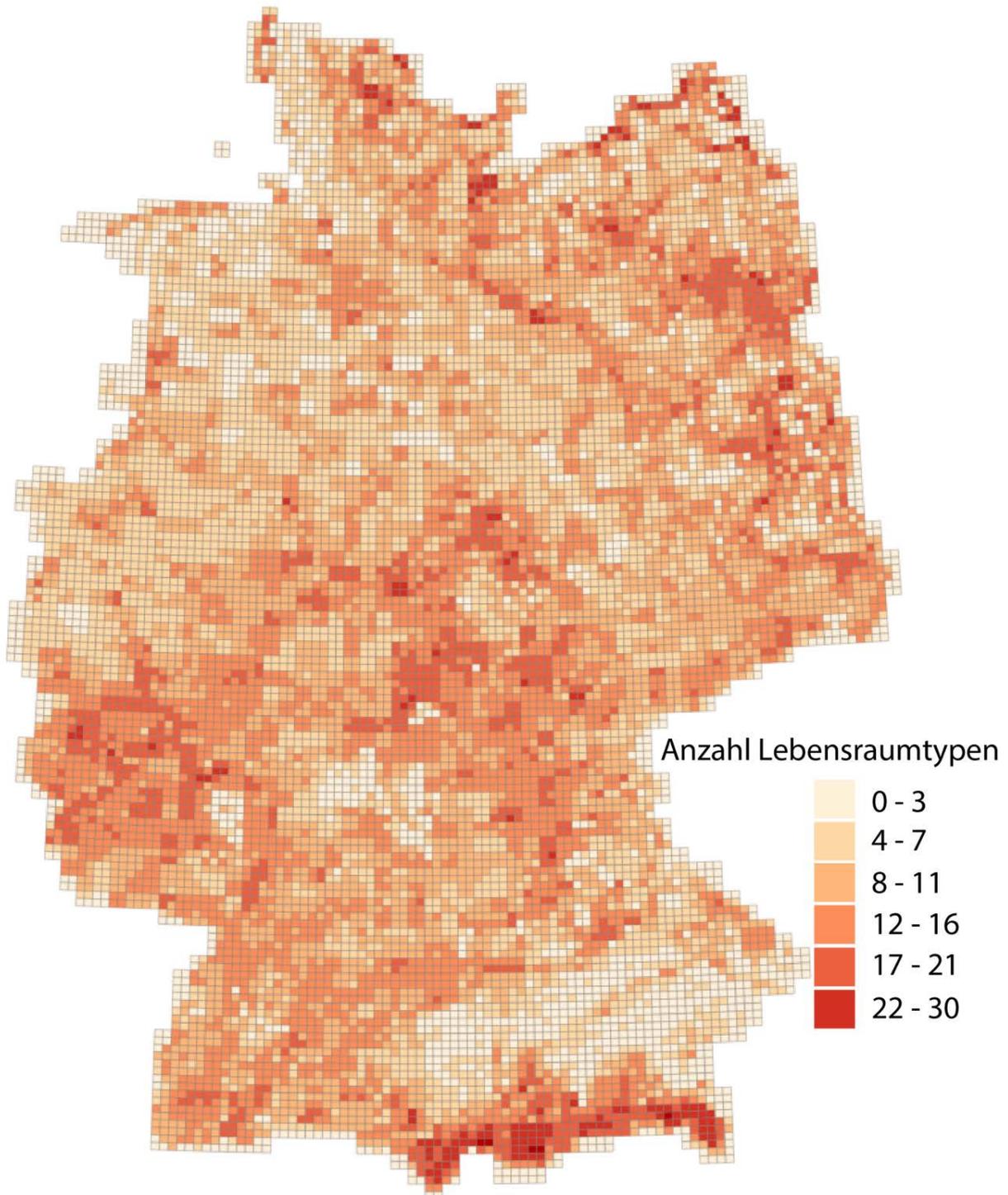
Trotz des Schutzgebietsnetzwerks Natura 2000, das seit 17 Jahren existiert, hat sich das Artensterben in Europa bisher nicht verlangsamt. Wie nützlich ist Natura 2000 denn überhaupt, um Arten zu schützen? Dieser Frage ging eine Reihe von wissenschaftlichen Studien nach, wobei sich die meisten, mit wenigen Ausnahmen, auf die Effektivität bezüglich der gelisteten Tier- und Pflanzenarten konzentrierten. Die Ergebnisse waren sehr unterschiedlich ohne dass sich ein deutlich positives oder negatives Urteil ableiten ließ.

Der Schutzstatus von Lebensraumtypen wurde dagegen bisher nur unzureichend untersucht. Es ist bekannt, dass Lebensraumtypen generell schlechter geschützt sind als Tier- und Pflanzenarten. Aus diesem Grund haben wir in unserer Studie evaluiert, wie effektiv Natura 2000 für den Schutz der gelisteten Lebensraumtypen ist. Zusätzlich haben wir, basierend auf der räumlichen Verteilung von Natura 2000-Teilgebieten, besonders bedeutungsvolle Gebiete identifiziert, welche in zukünftigen Planungsprozessen berücksichtigt werden sollten. Für diese Optimierung haben wir die Planungssoftware Marxan verwendet. Marxan ist öffentlich verfügbar und wurde speziell für die Errichtung von kosteneffektiven Naturschutznetzwerken entwickelt, die eine möglichst hohe Zahl von Zielarten in einem Netzwerk mit möglichst hoher Konnektivität einschließen.

Als Grundlage für die Evaluierung, aber auch für die Planungsanalyse, wurden zwei öffentlich verfügbare und im Kern sehr unterschiedliche Kartengrundlagen verknüpft. Diese Karten haben sich in Bezug auf thematische Auflösung und räumlicher Genauigkeit komplementär ergänzt: Die erste ist eine offizielle Natura 2000 Lebensraumtyp-Verbreitungskarte, welche über eine hohe thematische Auflösung (220 Lebensraumtypen), jedoch eine geringe räumliche Genauigkeit (120 km<sup>2</sup> Rasterzellengröße) verfügt. Die zweite ist eine Habitatklassenkarte mit geringer thematischer Auflösung (40 Habitatklassen), aber sehr hoher räumlicher Genauigkeit (1 km<sup>2</sup> Rasterzellengröße). Die Verknüpfung beider Karten ermöglichte es uns eine Verbreitungskarte der Lebensraumtypen für ganz Deutschland zu erstellen (s. Abb.1). Außerdem konnten wir so den Schutzstatus der Lebensraumtypen effektiv evaluieren und eine aussagekräftige Analyse für die Naturschutzplanung durchführen. Der gesamte Arbeitsablauf wurde für ganz Deutschland getestet, ist jedoch auf alle Natura 2000-Mitgliedsstaaten anwendbar.

Unsere Analyse zeigte, dass alle in Deutschland vorkommenden Lebensraumtypen im jetzigen Natura 2000-Netzwerk vertreten sind. Großflächige und häufig vorkommende Lebensraumtypen sind jedoch deutlich unterrepräsentiert. Ein Vergleich des jetzigen Natura 2000-Netzwerks mit einem hypothetischen, idealen Netzwerk, welches wir mit Marxan berechnet haben, zeigte deutlich, dass das beste-

hende Netzwerk besonders schützenswerte Gebiete einschließt. Für eine ausgewogene Repräsentation aller Lebensraumtypen, wie sie für Natura 2000 gefordert ist, müssten daher zusätzliche Gebiete unter Schutz gestellt werden.



**Abb. 1: Anzahl Lebensraumtypen pro Rasterzelle (32 km<sup>2</sup>) in Deutschland**

In Zukunft könnten typspezifische Flächenziele Abhilfe gegen die unausgewogene Repräsentation von Lebensraumtypen im jetzigen Natura 2000-Netzwerk schaffen. Denn nur wenn alle Lebensraumtypen effektiv geschützt werden, kann Natura 2000 seiner Rolle als weltweit größtes Netzwerk von zusammenhängenden Schutzgebieten zum Schutz der Artenvielfalt gerecht werden.

Mehr Informationen zu der Studie finden sich in:

Friedrichs, M., Hermoso, V., Bremerich, V., Langhans, S. D. (in Begutachtung): Effectiveness of Natura 2000's large reserve network to protect Europe's habitat diversity: current status and a way forward for Germany. Biological Conservation.

**Kontakt**

Martin Friedrichs  
Justus-von-Liebig Strasse 7  
12489 Berlin  
E-Mail: [friedrichs@igb-berlin.de](mailto:friedrichs@igb-berlin.de)