Horst Korn & Ute Feit (Bearb.)

Treffpunkt Biologische Vielfalt VII

Interdisziplinärer Forschungsaustausch im Rahmen des Übereinkommens über die biologische Vielfalt



Hand in Hand

Forschung für das Leben



BfN-Skripten 207

2007

Treffpunkt Biologische Vielfalt VII

Aktuelle Forschung im Rahmen des Übereinkommens über die biologische Vielfalt vorgestellt auf einer wissenschaftlichen Expertentagung an der Internationalen Naturschutzakademie Insel Vilm vom 21. – 25. August 2006

> Bearbeitung Horst Korn Ute Feit



Titelbild: Annette Pahl

Konzeption und Redaktion: Dr. habil. Horst Korn, Ute Feit

Bundesamt für Naturschutz

INA Insel Vilm 18581 Putbus

Fachbetreuung des F+E-Vorhabens im BfN:

Ass. jur. Ute Feit, Fachgebiet I 3.1 "Biologische Vielfalt"

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

Die BfN-Skripten sind nicht im Buchhandel erhältlich.

Herausgeber: Bundesamt für Naturschutz (BfN)

Konstantinstr. 110 53179 Bonn Tel.: 0228/8491-0 Fax: 0228/8491-9999

www.bfn.de

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

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

Druck: BMU-Druckerei

Gedruckt auf 100% Altpapier

Bonn-Bad Godesberg 2007

Inhaltsverzeichnis

Vorwort	7
CARSTEN NeßHÖFER Das Millennium Ecosystem Assessment – Ansatz, Ergebnisse und Nutzen für die deutsche	
Biodiversitätspolitik	9
Nutzung von genetischen Ressourcen und traditionellem Wissen im Hinblick auf gerechten	
Vorteilsausgleich	
FLORIAN KERN Die Umsetzung von ABS Prinzipien durch Pharmazeutische Unternehmen	15
Agrobiodiversität	
NORMAN SIEBRECHT Naturschutz in einem Betriebsmanagementsystem für eine nachhaltige Landwirtschaft UTA MITSCH	23
Extensiv bewirtschaftetes Grünland – Artenvielfalt bei angepasstem Weidemanagement	20
und Futterselektion durch weidende Rinder	29
VRONI RETZER Vegetationsdiversität in Kulturlandschaften: Alpha- und Beta-Diversität und Landnutzung	37
MARKUS GROTH Erfahrungen aus der praktischen Erprobung von Ausschreibungen zur Honorierung pflanzlicher	
Artenvielfalt auf Grünlandflächen	43
MANUEL THIEL Ökonomische Bewertung exemplarischer Risiken des großflächigen Anbaus von gentechnisch	
verändertem Raps in Deutschland	49
Monika Nikisch	
Ökologisches Saatgut und ökologische Züchtung von Gemüse – Herausforderung und Ansätze	
zur Erhaltung, Nutzung und Entwicklung biologischer Vielfalt und ökologischer Agrarkultur	57
Biodiversität und Klima	
JANA LÜBBERT Auswirkungen des Klimawandels auf die Flora Deutschlands	63
JAN WEHBERG Der Fjellbirkenwald Nordnorwegens im Zeichen von anthropogener Überformung und	
Klimawandel	71
LASSE LOFT Erhaltung biologischer Vielfalt – Nutzung des Marktes für biologische Kohlenstoffspeicher	
zur Finanzierung von Schutzgebieten	79
Biodiversität der Meere	
Markus Geisen	
Taxonomie und Biologie mariner Kalkalgen und ihre biogeochemische Rolle in globalen	00
Stoffkreisläufen	89

GUNNAR GAD Ozeanische Seeberge als Lebensräume für eine einzigartige biologische Vielfalt – Erfassung	
des Arteninventars sowie Ansätze für dessen Schutz und Nutzung	
Invasive, gebietsfremde Arten	
JÖRG BÖLLMANN	
Ausbreitung des Neophyten <i>Glechoma hederacea L.</i> (Gemeiner Gundermann) und dessen Rostpilzparasiten <i>Puccinia glechomatis</i> DC. in Nordamerika	
Katja Heubach	
Konsequenzen anthropogen verursachter Eutrophierung im Bodensee	
TORSTEN MAIWALD Verdrängung autochthoner Flusskrebsarten durch invasive gebietsfremde Flusskrebsarten	
in Mitteleuropa	
ELKE SCHÜTTLER	
Invasive Räuber auf Inseln: Bewertung des amerikanischen Minks (Mustela vision) als neue Art auf der südchilenischen Insel Navarino aus ökologischer und sozialer Perspektive127	
auf der sudermeinschen niser Navarmo aus Okologischer und sozialer Perspektive127	
Ökosystemarer Ansatz der CBD	
Uta Berghöfer	
Die Bedeutung gesellschaftlicher Naturverhältnisse für die Naturschutzpraxis. Das Beispiel des	
Biosphärenreservats Cabo de Hornos (Kap Hoorn, Südchile)	
Biodiversität der Wälder	
PETER BORCHARDT	
Vegetationsökologie der Walnuss-Wildobstwälder im Süden Kirgistans unter besonderer	
Berücksichtigung anthropogener Einflüsse	
FRANZISKA ZILLMANN Analyse und Modellierung von natürlichen Potenzialen des Waldes und der angrenzenden	
Landschaft für ausgewählte Vogel- und Säugetierarten	
In-situ Erhaltung	
Heide Esswein	
Der Landschaftszerschneidungsgrad als Indikator für Biodiversität?157	
THILO HASSE Von kleinräumiger Vegetationsdynamik zum großräumigen Pflegemanagement in Silbergrasfluren165	
STEPHANIE KISSLING	
Trockenrasenverbund in der Region Hegau-Randen-Klettgau	
Biodiversität der Binnengewässer	
ALEXANDRA RIETHMÜLLER & ULF STEIN Biodiversität der Fließgewässer im Naturraum Kellerwald in Abhängigkeit der Nutzungsintensität177	
Julia Foerster	
Verfahren zur Bewertung des ökologischen Zustands von Fließgewässern anhand von	
Süßwasseralgen	
CHRISTIAN VOGT Genetische Verarmung als Folge von Schadstoffstress bei Wirbellosen	
Generation verainting als rouge von benaustoristiess der wildendsen	

Sonstiges

SASCHA ABENDROTH	
Biodiversität der Siedlungen – Umsetzung der Biodiversitätskonvention im besiedelten Bereich	199
OLAF ZIMMERMANN Untersuchungen zur Biodiversität von Prädatoren und Parasitoiden in einer Apfelbaumkrone	205
Entersuchungen zur Biodiversität von Fradatoren und Farasitoiden in einer Aprendaunktone	203
Гeilnehmer des Workshops	213

Vorwort

Das UN-Übereinkommen über die biologische Vielfalt, das bis dato 190 Vertragsstaaten gezeichnet haben, gewinnt zunehmend an politischer Aufmerksamkeit. Die Erreichung wesentlicher Fortschritte im Bereich der Umsetzung des Übereinkommens über die biologische Vielfalt gehört zu den offiziellen Schwerpunkten innerhalb der deutschen EU-Ratspräsidentschaft (2007/1). Deutschland ist darüber hinaus Gastgeber der 9. Vertragsstaatenkonferenz der UN-Konvention, die im Mai 2008 in Bonn stattfinden wird.

Ein maßgebliches Ziel der Regierungschefs ist es, die gegenwärtige Verlustrate an biologischer Vielfalt bis zum Jahr 2010 deutlich zu reduzieren. Ein weiteres Ziel von herausragender Bedeutung liegt im Bereich des Vorteilsausgleichs: Die umstrittenen Verhandlungen zum Zugang zu genetischen Ressourcen und dem gerechtem Ausgleich der Vorteile ihrer Nutzung sollen bis zum Jahr 2010 erfolgreich beendet werden.

Für die komplexen und vielfältigen Problembereiche, die im Rahmen der Konvention verhandelt werden, brauchen wir mehr denn je die Unterstützung durch eine umfassende Biodiversitätsforschung in Deutschland. Sowohl die naturwissenschaftliche Grundlagenforschung als auch die Kooperation zwischen Natur-, Wirtschafts- und Sozialwissenschaften sind dabei gefragt. Um diesem Anspruch gerecht zu werden, sollten die Universitäten sich auch weiterhin öffnen für eine veränderte Forschungslandschaft, in der sowohl eine interdisziplinäre als auch eine transdisziplinäre Zusammenarbeit hinreichend gefördert wird.

Zur Unterstützung dieses Prozesses führt das Bundesamt für Naturschutz (BfN) nun schon im siebenten Jahr an seiner Außenstelle, der Internationalen Naturschutzakademie Insel Vilm, ein interdisziplinäres Nachwuchswissenschaftlertreffen mit großem Erfolg durch. Diese Zusammenarbeit zwischen Fachbehörde und Forschung hat sich als eine zukunftsweisende Symbiose herausgestellt: Die Wissenschaftler nehmen den konkreten Forschungsbedarf wahr und werden so motiviert. Sie erfahren, dass der Mut zu interdisziplinärer und problemorientierter Forschung durch das BfN gefördert und honoriert wird. Gleichzeitig kann das Bundesamt aktuelle Biodiversitätsforschung sichten und Kontakte zu Wissenschaftlern aufbauen. Insgesamt ist es bisher durch die Tagungen gelungen, das Übereinkommen über die biologische Vielfalt in den verschiedenen Wissenschaftszweigen bekannter zu machen.

Des Weiteren haben die letzten Jahre gezeigt, dass ein transdisziplinärer Wissensaustausch zwischen forschenden Nachwuchswissenschaftlern und Behörden ein enormes Potenzial in sich birgt, wie der vorliegenden Tagungsband veranschaulicht.

Das BfN wird auch in Zukunft die verstärkte Zusammenarbeit zwischen natur-, geistes- und sozialwissenschaftlichen Disziplinen fördern und freut sich daher, in diesem Jahr erstmalig interessierte Professoren bundesdeutscher Universitäten zu einem Symposium zu diesem Thema im Oktober auf der Insel Vilm zu begrüßen.

Prof. Dr. Hartmut Vogtmann Präsident des Bundesamtes für Naturschutz

Treffpunkt Biologische Vielfalt 7	2007	9 - 14	Hrsg.: Bundesamt für Naturschutz, Bonn
-----------------------------------	------	--------	--

Das Millennium Ecosystem Assessment – Ansatz, Ergebnisse und Nutzen für Biodiversitätspolitik

CARSTEN NEßHÖVER

Schlagwörter: Millennium Ecosystem Assessment; Ökosystemdienstleistungen

1 Das Millennium Ecosystem Assessment – Geschichte und Ansatz

1.1 Entstehung des MA

Das Millennium Ecosystem Assessment (MA) wurde von den Vereinten Nationen im Jahr 2001 in Auftrag gegeben und 2005 mit verschiedenen Berichten abgeschlossen. Das MA zielt darauf, die Folgen des Wandels von Ökosystemen und ökosystemaren Dienstleistungen für das menschliche Wohlbefinden abzuschätzen. Dabei fasst es den Stand der Forschung zusammen, um Maßnahmen für den Schutz und die nachhaltige Nutzung dieser Systeme zu ermöglichen (MA 2005a). Das MA versteht sich damit ausdrücklich als ein Beitrag zur Politikberatung und richtet sich an Entscheidungsträger in Politik und Gesellschaft auf verschiedenen Handlungsebenen. So antwortet das MA explizit auf Anfragen unterschiedlicher Akteure und Institutionen wie der Konvention zur Biologischen Vielfalt (CBD) oder der Ramsar-Konvention. Darüber hinaus wurde das Arbeitsprogramm des MA auch entworfen, um dem Informationsbedarf anderer öffentlicher und privater Akteure Rechnung zu tragen, die an der Umsetzung der Konventionen beteiligt oder für ein nachhaltiges Ökosystemmanagement relevant sind, einschließlich der nationalen Regierungen, der Öffentlichkeit sowie des privatwirtschaftlichen Bereiches (MA 2005a).

1.2 Das Konzept der ökosystemaren Dienstleistungen

Das MA rückt die Beiträge von Ökosystemen zum menschlichen Wohlbefinden in den Mittelpunkt der Betrachtung. Die Schnittstelle zwischen Ökosystemen und menschlichem Wohlbefinden bilden die Ökosystemdienstleistungen. Dies sind Leistungen, die die Ökosysteme für den Menschen bereitstellen. Das Spektrum an Ökosystemdienstleistungen erstreckt sich von den *Basisdienstleistungen* über *Versorgungs*- und *Regulationsdienstleistungen* bis hin zu *kulturellen Leistungen* (vgl. Abb. 1).

2 Biodiversität im MA

Abb. 1 macht auch deutlich, welche herausragende Stellung Biodiversität innerhalb der Gesamtkonzeption des MA einnimmt: Die Biologische Vielfalt stellt die Grundlage für alle Ökosystemdienstleistungen dar und ist damit auch der zentrale Erhaltungsgegenstand zum Erhalt der Dienstleistungen. Wichtig ist dabei zu betonen, dass das MA bewusst die breite Definition von biologischer Vielfalt verwendet, die die Konvention zur Biologischen Vielfalt von 1992 aufgestellt hat, und die neben der genetischen Vielfalt und Vielfalt der Arten auch die der Ökosysteme und deren Wechselwirkungen umfasst. Die globale Bedeutung der Biologischen Vielfalt wird besonders deutlich im technischen Bericht des MA zu Status und

Trend der Ökosysteme und ihrer Dienstleistungen (HASSAN et al. 2005). Dort wird sie in sämtlichen Kapiteln sowohl zu ihrer Bedeutung für bestimmte Serviceleistungen, als auch in ihrer Bedeutung für das Management einzelner Ökosysteme angesprochen (vgl. HASSAN et al. 2005: 80).

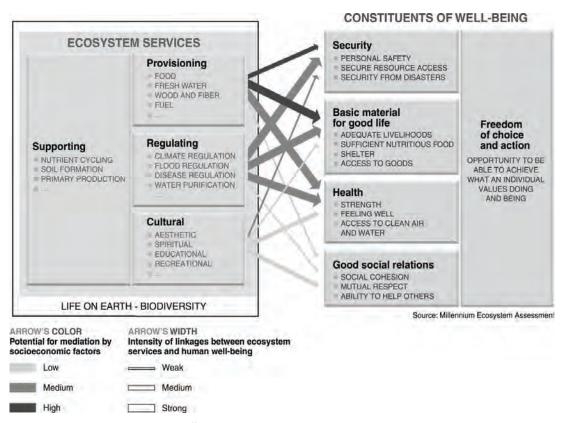


Abb. 1: Verbindungen zwischen Ökosystemdienstleistungen und menschlichem Wohlbefinden (Quelle: Millennium Ecosystem Assessment)

So wird der Biodiversität im Rahmen des MA auch ein eigener Bericht gewidmet (MA 2005b), in dem insbesondere auch die Gefährdungen der Biodiversität weltweit thematisiert werden. So wird etwa deutlich, dass die Hauptgefährdungsursachen der Biodiversität – Habitatwandel, Klimawandel, Invasive Arten, Übernutzung und Verschmutzung durch Stickstoff und Phosphor - in fast allen Biomen der Erde weiter zunehmen werden oder zumindest auf dem gleichen Niveau bleiben (MA 2005b: 68). Zum derzeit prominentesten politischen Ziel zur Biodiversität, der signifikanten Reduzierung der Rate des Verlustes der Biodiversität bis 2010 macht das MA deutlich, dass dieses nur unter erheblichem zusätzlichen Aufwand noch erreichbar scheint (MA 2005b: 77ff.). So ist auf Grund des in den letzten Jahren verzeichneten stetigen Anstiegs der Triebkräfte, die zu Verlust an Biodiversität führen, und den zu erwartenden Zeitverzögerungseffekten bei der Wirkung von Gegenmaßnahmen eine Erreichung des Zieles sehr unwahrscheinlich. Für einzelne Bereiche und Indikatoren scheint aber eine Verbesserung möglich. So nimmt etwa die Rate der Habitatzerstörung zumindest regional ab (MA 2005b: 78ff.). Die potenziell wichtigen Maßnahmen für eine entsprechende Reduzierung sieht das MA in den Arbeitsprogrammen der CBD bereits weitestgehend aufgenommen, es fehlt aber an ihrer Implementierung. Des Weiteren wird betont, dass Maßnahmen zur Erreichung des 2010-Ziels in direktem Konflikt mit Maßnahmen zur Erreichung der Millennium-Entwicklungsziele stehen können. Dies gilt vor allem für ökonomische Entwicklungsaktivitäten, solange diese nicht den Wert der Biodiversität und Ökosystemdienstleistungen abbilden (Beispiel: Ausbau ländlicher Straßennetze als übliches Merkmal von Strategien zur Hungerbekämpfung in Entwicklungsländern; MA 2005a: 80). Biodiversitätsschutz muss deswegen in die Strategien zur Armutsreduktion direkt integriert werden. Im Anbetracht der Zeithorizonte von ökologischen, aber auch politischen Systemen und ihren Reaktionen sieht es das MA als wichtig an, neben kurzfristigen Zielen wie dem 2010-Ziel auch langfristige Ziele, etwa mit dem Fokus 2050 zu formulieren. Dies ist etwa relevant, um die indirekten Triebkräfte sozialer oder ökonomischer Art überhaupt adäquat adressieren zu können.

3 Folgerungen aus dem MA

3.1 Neue Ansätze für die Umweltpolitik

Aus den Analysen zur Situation der Ökosysteme und ihrer Dienstleistungen, oben kurz skizziert für den Bereich der Biodiversität im Hinblick auf das 2010-Ziel, werden im MA für verschiedene Felder zahlreiche Empfehlungen abgeleitet (MA 2005a: 124ff.; CHOPRA et al. 2005). Auch für Deutschland und Europa lassen sich daraus zentrale Handlungsfelder ableiten. Ein zentraler Punkt hierbei ist die stärkere Querschnittsorientierung von Biodiversitäts- und Ökosystemschutz in andere relevante Politikfelder hinein. Auf der EU-Ebene schlägt sich dieser Ansatz bereits in einzelnen Richtlinien, insbesondere aber in zahlreichen verabschiedeten oder in Arbeit befindlichen Strategien, etwa zur Meeresumwelt oder zu den natürlichen Ressourcen nieder. So hebt auch die aktuell verabschiedetet Kommunikation der EU-Kommission zum 2010-Ziel (EU-KOMMISSION 2006) die Bedeutung der Biodiversität für das menschliche Wohlbefinden und den Erhalt von Ökosystemdienstleistungen hervor. Betont wird darin neben dem Ausbau des Schutzgebietsnetzes Natura 2000 auch die Umsetzung von Biodiversitätszielen in der übrigen Landschaft, und damit explizit in den Aufgabenbereichen der Land- und Forstwirtschafts-, der Fischereipolitik, sowie der Landes- und Verkehrsplanung. Solche Ansätze sind bislang noch wenig umgesetzt. Eine Ausnahme bildet hier die Wasserrahmenrichtlinie, die den Ansatz verfolgt, die Verbesserung der Gewässergüte auf Einzugsgebietsebene zu koordinieren und damit über administrative Grenzen hinweg zu arbeiten.

Für den Biodiversitätsbereich in Deutschland ist die angestrebte Verabschiedung einer Nationalen Biodiversitätsstrategie von besonderer Bedeutung (KÜCHLER-KRISCHUN & PIECHOCKI 2005; DOYLE et al. 2005). Im 2005 veröffentlichten Entwurf hierzu (BMU 2005) waren etwa für alle wichtigen Politikfelder bestimmte Ziele vorgesehen, ebenso wie ein regelmäßiges Monitoring und Berichtswesen. Zur effektiven Gestaltung einer solchen breiten Strategie sind dies essenzielle Maßnahmen.

Im internationalen Bereich wurde dem MA und seinen Ergebnissen eine hohe Aufmerksamkeit zu Teil (REID 2006). So verabschiedete die 8. Vertragsstaatenkonferenz der CBD Im Frühjahr 2006 in Curitiba, Brasilien eine eigenen Beschluss zum MA, dass die Ergebnisse würdigt und die Vertragsstaaten auffordert, die Methoden und das Konzept des Assessments in ihrer Politik zu nutzen und damit nationale oder regionale Assessments durchzuführen (CBD 2006; Beschluss VIII/26). Ferner wurde beschlossen auf der nächsten Vertragsstaatenkonferenz 2008 in Deutschland zu prüfen, ob eine Wiederholung des MA in den folgenden Jahren sinnvoll sei.

3.2 Neue Ansätze für eine integrierte Forschung

Der Konzept der ökosystemaren Serviceleistungen ermöglicht es, die Bedeutung der Umwelt für den Menschen und sein Wohlbefinden deutlicher zu machen und stellt damit eine wichtige Ergänzung zu klassischen Begründungen von Natur- und Umweltschutz dar (NEßHÖVER et al. 2006). Zu betonen ist dabei aber auch, dass hier noch ein erheblicher Forschungsbedarf besteht, da die Messung dieser Dienstleistungen und Abschätzung ihrer Bedeutung vielfach nur schwer möglich ist und daher neue Wege hierfür entwickelt werden müssen (vgl. z. B. DAILY et al. 1997; BECK et al. 2006: 93 f.).

Ein wichtiger Ansatz hierfür wäre die Umsetzung des MA-Rahmens in so genannten Subglobal-Assessments (SGA) (CAPISTRANO et al. 2005). Dies sind Untersuchungen zur Bedeutung ökosystemarer Serviceleistungen auf lokaler, nationaler Skala als Ergänzung zum globalen Ansatz des MA. Hintergrund ist dabei die Tatsache, dass die Bedeutung unterschiedlicher Ökosystemdienstleistungen je nach Betrachtungsskala durchaus unterschiedlich ausfallen kann und diesem daher Rechnung tragen muss. Ein Beispiel hierfür ist die Bedeutung von Auenflächen vornehmlich zur Hochwasserprävention bei einem mehr regionalen Blickwinkel, dagegen aber einer höheren Bedeutung etwa aus landwirtschaftlicher Sicht nach lokaler Sichtweise (vgl. BECK et al. 2006). Das MA versucht, durch die Einbindung von SGA's diesem Faktor Rechnung zu tragen, betont aber, dass weitere SGA auf verschiedenen Ebene notwendig sind, um das Verständnis von Ökosystemdienstleistungen und ihrem Wert für die Menschen unterschiedlicher Gruppen besser zu verstehen. Wichtig ist dabei, das SGA's grundsätzlich einem transdisziplinären Ansatz folgen: Stakeholder auf allen Ebenen werden in die Entscheidung, welche Ökosystemdienstleistungen mit welcher Zielsetzung im Rahmen des Assessments untersucht werden, einbezogen, um so auch die Ergebnisse leichter nutzbar zu machen und nicht an den Interessen "vorbeizuforschen" (CAPISTRANO et al. 2005). Die CBD hat auf ihrer letzten Vertragsstaatenkonferenz die Partner zu entsprechenden Aktivitäten aufgerufen (CBD 2006). In einzelnen europäischen Ländern (z. B. Frankreich, England, Schweden) gibt es bereit entsprechende Pläne.

4 Zusammenfassung

Das Millennium Ecosystem Assessment (MA, www.maweb.org), ist die größte bisher durchgeführte weltweite Studie zu Zustand und Entwicklungstrends der globalen Ökosysteme. Das MA konzentriert sich dabei auf die durch die Ökosysteme zur Verfügung gestellten Dienstleistungen und deren Rolle für das menschliche Wohlbefinden. Die Ergebnisse zeigen deutlich, dass diese Leistungen in den letzten 50 Jahren deutlich abgenommen haben und die Gefahr einer weiteren Degradierung sehr groß ist. Dies betrifft direkt auch den Erhalt der Biodiversität, da sie eine zentrale Rolle bei der Bereitstellung der Ökosystemdienstleistungen spielt. Entsprechend macht das MA deutlich, dass das Ziel einer Reduktion der Verlustrate an Biodiversität bis 2010 nur noch sehr schwer zu erreichen ist.

Der neue Ansatz des MA ist eine wichtige Ergänzung zur Argumentation bzgl. der Rolle von Biodiversität und Ökosystemdienstleistungen für den Menschen. Dies zeigt sich auch darin, dass diese Argumentation auf internationaler Ebene (etwa bei der CBD) und europäischer Ebene (etwa in der aktuellen Kommunikation der EU-Kommission zum 2010-Ziel) aufgegriffen wird. Auf nationaler Ebene fehlt dies bislang noch und sollte daher in der derzeit in Entwicklung befindlichen nationalen Biodiversitätsstrategie Berücksichtigung finden. Ergänzend hierzu muss die Forschung in diesem Bereich verstärkt werden, etwa

auch durch die Konzeption und Durchführung von Assessments nach MA-Vorbild auf lokaler oder nationaler Ebene.

5 Literatur

- Beck, S.; Born, W.; Dziock, S.; Görg, C.; Hansjürgens, B.; Henle, K.; Jax, K.; Köck, W.; Neß-höver, C.; Rauschmayer, F.; Ring, I.; Schmidt-Loske, K.; Unnerstall, H. & H. Wittmer (2006): Das Millennium Ecosystem Assessment und seine Relevanz für Deutschland. (UFZ-Berichte 2/2006)
- CAPISTRANO, D.; SAMPER, C.; LEE, M.J. & C. RAUDSEPP-HEARNE (Hrsg.) (2005): Ecosystems and human well-being: Multiscale Assessments, Vol.4. Washington DC (Island Press)
- CBD (2006): Entscheidung VIII/26 der 8. Vertragsstaatenkonferenz der CBD in Curitiba, Brasilien. online unter: http://www.biodiv.org/doc/meetings/cop/cop-08/official/cop-08-31-en.pdf [7.8.2006]
- CHOPRA, K.; LEEMANS, R.; KUMAR, P. & H. SIMONS (Hrsg.) (2005): Ecosystems and Human Well-Being: Policy responses, Vol.3. Washington DC (Island Press)
- Daily, G.; Alexander, S.; Ehrlich, P.R.; Goulder, L.; Lubchenco, J.; Matson, P.A.; Mooney, H.A.; Postel, S.; Schneider, S.H.; Tilman, D. & G.M. Woodwell (1997): Ecosystem services: Benefits supplied to human societies by natural ecosystems. (Issues in Ecology 2)
- DOYLE, U.; VON HAAREN, C.; OTT, K.; LEINWEBER, T. & C. BARTOLOMÄUS (2005): Noch fünf Jahre bis 2010 eine Biodiversitätsstrategie für Deutschland. Natur und Landschaft 80(8): 349-354
- EU-KOMMISSION (2006): Mitteilung der Kommission zur Eindämmung des Verlustes der Biologischen Vielfalt bis zum Jahr 2010 und darüber hinaus. COM (2006) 216.
- HASSAN, R.; SCHOLES, R. & N. ASH (Hrsg.) (2005): Ecosystems and Human Well-being: Current Status and Trends, Vol.1. Washington DC (Island Press)
- KÜCHLER-KRISCHUN, J. & R. PIECHOCKI (2005): Der Entwurf einer nationalen Strategie zur Biologischen Vielfalt. Natur und Landschaft 80(8): 355-363
- MA (2005a): Millennium Ecosystem Assessment Synthesis Report. Washington DC (Island Press)
- MA (2005b): Millennium Ecosystem Assessment: Biodiversity Synthesis Report. Washington D.C. (Island Press)
- Neßhöver, C.; Beck, S.; Born, W.; Dziock, S.; Görg, C.; Hansjürgens, B.; Jax, K.; Köck, W.; Rauschmayer, F.; Ring, I.; Schmidt-Loske, K.; Unnerstall, H.; Wittmer, H. & K. Henle (2006): Das Millennium Ecosystem Assessment eine deutsche Perspektive. Natur und Landschaft: akzeptiert
- REID, W. (2006): Millennium Ecosystem Assessment Survey of Initial Impacts. online unter: http://www.maweb.org/en/Article.aspx?id=75 [7.8.2006]
- Alle Berichte des MA sind unter der Internetadresse http://www.maweb.org verfügbar.

Dank

Das diesem Artikel zugrunde liegende Forschungsvorhaben "Die Relevanz des Millennium Ecosystem Assessment für Deutschland" wurde mit Mitteln des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit gefördert (FKZ 46043/114) (BECK et al. 2006). Eine ausführliche Darstellung der Ergebnisse findet sich bei BECK et al. (2006). Der Autor dankt den Mitbearbeitern des Projektes am UFZ für die Zusammenarbeit.

Treffpunkt Biologische Vielfalt 7	2007	15 - 21	Hrsg.: Bundesamt für Naturschutz, Bonn
-----------------------------------	------	---------	--

Die Umsetzung von ABS Prinzipien durch Pharmazeutische Unternehmen¹

FLORIAN KERN

Schlagwörter: CBD; benefit sharing; genetische Ressourcen; Pharmazeutische Industrie

Einleitung

1992 wurde die UN Konvention über die biologische Vielfalt (Convention on Biological Diversity, CBD) auf dem Weltgipfel in Rio de Janeiro verabschiedet. Diese Konvention hat drei Hauptziele: die Erhaltung der natürlichen Vielfalt, die nachhaltige Nutzung ihrer Bestandteile sowie die ausgewogene und gerechte Aufteilung, der sich aus der Nutzung der genetischen Ressourcen ergebenden Vorteile (access and benefit sharing, ABS) (Art. 1). Die CBD ist ein Meilenstein im Bereich biologische Vielfalt. Sie ist global ausgerichtet, umfasst alle Komponenten der biologischen Vielfalt von Ökosystemen und Habitaten, Spezies und Populationen bis zum Genom und Genen. Sie bezieht sich nicht nur auf in situ und ex situ Erhaltung von biologischer Vielfalt, sondern zugleich auch auf die nachhaltige Nutzung und den gerechten Vorteilsausgleich (TEN KATE & LAIRD 1999: 13). Damit wird die CBD häufig als erste echte Konvention in Sinne der nachhaltigen Entwicklung bezeichnet, weil sie mit der nachhaltigen Nutzung über den klassischen Naturschutz hinausgeht und zeitgemäße internationale Themen wie Entwicklung und Handel mit einbezieht (LE PRESTRE 2002: 1).

Ausgangspunkt des Beitrags ist die in Paragraph 44 (o) des *Plan of Implementation of the World Summit on Sustainable Development* in Johannesburg formulierte Aufforderung, ein internationales ABS Regime zu verhandeln. In *Entscheidung VII/19* der Vertragsstaatenkonferenz der CBD in 2004 wurde die *Ad Hoc Open-ended Working Group on Access and Benefit Sharing* damit beauftragt, mögliche Instrumente dieses ABS Regimes auszuarbeiten und abzustimmen. Die Frage nach der Notwendigkeit eines rechtlich verpflichtenden ABS Protokolls ist ein kritischer Punkt der Verhandlungen (vgl. IUCN 2004: 6). Die internationalen Verhandlungspositionen liegen in diesem Punkt weit auseinander: An natürlicher Vielfalt reiche, aber technologisch und ökonomisch arme Länder des Südens fordern ein rechtlich bindendes Instrument, das Nutzerländer verpflichtet, nationale Gesetzgebung zu verabschieden, um Biopiraterie zu unterbinden. An natürlicher Vielfalt arme, aber technologisch und ökonomisch fortgeschrittene Industrieländer haben Interesse an einem Instrument, das den einfachen Zugang zu genetischen Ressourcen fördert. Sie bevorzugen daher freiwillige Maßnahmen (IISD 2005: 10). Die aktuelle Debatte ist vielmehr von divergierenden Interessen als von Kenntnis über den aktuellen Status der Realisierung von ABS bestimmt.

In diesem Zusammenhang beantwortet der Beitrag die Frage, inwiefern die pharmazeutische Industrie freiwillig ABS Prinzipien umsetzt. Er leistet damit einen Beitrag zur Debatte, welche Rolle ,corporate

_

¹ Dieser Beitrag basiert auf der Masterarbeit des Autors, die gemeinsam mit Fabian Busch verfasst wurde (BUSCH & KERN 2005).

social responsibility' beim Schutz der biologischen Vielfalt durch ABS spielen kann, und zieht Rückschlüsse für die Verhandlungen über die Rechtsnatur eines internationalen ABS Regimes.

Der gerechte Vorteilsausgleich in der Biodiversitätskonvention

ABS ist ein Mechanismus, der zur Inwertsetzung von genetischen Ressourcen und damit zur Finanzierung der Erhaltung der biologischen Vielfalt beitragen soll. Der zugrunde liegende ökonomische Gedanke ist, dass biologische Vielfalt der Menschheit global gesehen große Vorteile bringt ("positive externalities"), aber lokale Interessen wie die Nachfrage nach Feuerholz, Siedlungsflächen oder landwirtschaftlich genutzten Flächen dem entgegenstehen. Der globale Nutzen der biologischen Vielfalt (wie den Beitrag zur Stabilisierung von Ökosystemen oder der Klimaregulation) wird in lokalen Entscheidungen bisher nicht adäquat berücksichtigt. ABS zielt darauf ab, diese globalen Leistungen der natürlichen Vielfalt aufzuwerten und damit lokale Anreize zur Erhaltung zu schaffen: "if more of the benefits of biodiversity conservation are locally capturable, the local incentive to biodiversity conservation is increased" (PER-RING et al. 1995: 17). Nach dieser Auffassung sind individuelle Entscheidungen, die zu Artenverlust führen (z. B. Konversion von Land) rational, führen aber nicht zu dem gewünschten Resultat für die Gesellschaft. Sollten durch ABS die positiven Externalitäten der biologischen Vielfalt den privaten Nutzen erhöhen, werden individuelle Entscheidungen zugunsten der Erhaltung beeinflusst.

Hervorzuheben ist hierbei, dass die CBD den Rechtsstatus von genetischen Ressourcen von 'common heritage of mankind' zu 'common concern of mankind' geändert hat. Was sich nach einem juristischen Detail anhört, ist ein großer Schritt zur Umverteilung von Rechten zugunsten von Entwicklungsländern, da der Zugang zu genetischen Ressourcen jetzt nationaler Gesetzgebung unterliegt (Ruiz 2003: 4). Der Zugang ist seitdem mit dem gerechten Vorteilsausgleich verbunden (access and benefit sharing), der im Ausgleich für den Zugang zu genetischen Ressourcen Vorteile in den artenreichen, aber finanziell und technologisch armen 'Süden' transferiert. Dieser Mechanismus wird als 'grand bargain' bezeichnet, da er das globale Interesse an der Erhaltung der biologischen Vielfalt mit dem lokalen Interesse an Einkommen für den Erhalt der Vielfalt verbindet. Damit wird sowohl den Bedürfnissen des 'Südens' als auch denen des 'Nordens' Rechnung getragen (TEN KATE & LAIRD 2000: 243; GDI 2002: 10).

Obwohl die kommerzielle Nutzung von genetischen Ressourcen nicht den Verlust von biologischer Vielfalt verursacht, wird die kommerzielle Nutzung von genetischen Ressourcen der CBD unterworfen um so einen Einkommensstrom zu erzeugen, der zur Erhaltung der biologischen Vielfalt besonders in Entwicklungsländern beitragen soll. ABS ist damit ein Umverteilungsmechanismus, der kommerzielle Nutzer dieser Vielfalt, die von Existenz und Erhalt der biologischen Vielfalt einen wirtschaftlichen Vorteil haben, an den Kosten der Erhaltung beteiligen soll. ABS zielt dabei nicht nur auf den Transfer von finanziellen Ressourcen ab, sondern auch auf nicht-monetäre Vorteile wie Technologietransfer, Ausbildung von Fachkräften oder die Beteiligung an Forschungsprojekten.

Die allgemeinen Prinzipien von ABS sind Teil der CBD (Art. 15) und wurden in den Bonner Richtlinien entscheidend weiterentwickelt (GTZ 2004). Die Bonner Richtlinien sollen gemeinsame Ansätze zur Implementierung von ABS innerhalb der Vertragsstaaten fördern (OECD 2003: 7) und sprechen dazu Nutzerund Bereitstellerländern verschiedene Verantwortlichkeiten zu (DROSS & WOLFF 2005: 15). Darüber hinaus wird aber auch erwartet, dass die Bonner Richtlinien Stakeholdern bei der Entwicklung von ABS

Strategien und der Verhandlung von ABS Verträgen behilflich sind (SECRETARIAT OF THE CONVENTION ON BIOLOGICAL DIVERSITY 2002: IV) und enthalten daher relativ detaillierte Bestimmungen auch für Stakeholder (Art 16 (b) und (c)). Dies ist ungewöhnlich, da internationales Recht normalerweise keine Verpflichtungen für private Akteure enthält, sondern nur für die Vertragsstaaten bindend ist (GODT 2004: 206). Die Bonner Richtlinien werden hauptsächlich dafür kritisiert, keine rechtlich verbindlichen Vorschriften zu enthalten (GTZ 2004; DROSS & WOLFF 2005: 19).

Die Umsetzung der Prinzipien zum gerechten Vorteilsausgleich (ABS) durch die Pharmaindustrie

Genetische Ressourcen werden von verschiedenen Industriesektoren kommerziell genutzt (u. a. Pharmaindustrie, Gartenbau, Saatguthersteller, Biotechnologie-Firmen, Kosmetikindustrie). Dabei werden teilweise natürliche Ressourcen direkt als Ausgangsbasis für Produkte verwendet (z. B. Kosmetika) oder aber wie in der Pharmaindustrie hauptsächlich der informationelle Wert der genetischen Ressourcen genutzt. In diesem Fall dienen Informationen (sog. ,leads') über die biologische Aktivität von Mikro-Organismen oder die Wirkung von pflanzlichen Wirkstoffen der Entwicklung von neuen Medikamenten. Ein erfolgreiches Beispiel dafür ist Taxol. Der 1992 zugelassene, pflanzenbasierte Wirkstoff ist eins der meistverkauften Krebsmedikamente in den USA (CBS 2004). Generell sind nach konservativen Schätzungen 25 % des globalen Pharmaumsatzes von genetischen Ressourcen abgeleitet (DEKE 2004: 8).

In diesem Beitrag wird die Umsetzung der ABS Prinzipien durch die Pharmaindustrie untersucht. In einer Studie von ten Kate und Laird wurden die Hauptnutzerindustrien von genetischen Ressourcen beschrieben. Insbesondere die pharmazeutische Industrie scheint großes Interesse an genetischen Ressourcen zu haben und verfügt im Vergleich zu anderen Nutzersektoren über einen enormen Weltmarkt (ca. \$ 550 Milliarden pro Jahr), vergleichsweise hohe Produktentwicklungsbudgets und Gewinnmargen. Des Weiteren wird davon ausgegangen, dass der Informationsstand der Pharmazeutischen Industrie vergleichsweise hoch ist und ABS hier bisher die größten Auswirkungen auf das Geschäftsverhalten gehabt hat (TEN KATE & LAIRD 2000: 253; 257). Die Analyse beschränkt sich auf die 20 weltweit größten Pharmakonzerne. Der Fokus liegt auf den größten und einflussreichsten Konzernen, um erstens die Analyse in einem überschaubaren Rahmen zu halten und zweitens die Vermutung nahe liegt, dass diese Konzerne über ausreichende finanzielle und andere Ressourcen verfügen um ABS umzusetzen. Die untersuchten Konzerne haben zusammengenommen einen Anteil von 60,5 % am Weltmarkt mit Medikamenten. Wir gehen daher davon aus, dass diese Zielgruppe signifikant ist.

Unsere Studie verbindet Regime Theorie mit Argumenten des Diskurses um "global governance" und der sich verändernden Rolle von privaten Akteuren in der globaler Umweltpolitik. Regimetheorie beschäftigt sich mit der Evaluierung von internationalen (Umwelt-)Abkommen. Entscheidendes Kriterium ist dabei oft das Verhalten der Zielgruppe, da kausale Zusammenhänge zwischen dem Abkommen und der Qualität des zu schützenden Umweltgutes oft nicht hergestellt werden können (YOUNG 1994). Da internationale Umweltabkommen Vereinbarungen zwischen Staaten sind, die damit auch nur Staaten binden, steht daher häufig das Verhalten von nationalen Regierungen und die Umsetzung der internationalen Vorgaben in nationales Recht im Vordergrund. Da die Zielgruppe von ABS letztendlich private (Pharma-)Konzerne sind und die Bonner Richtlinien entsprechende Standards für private Akteure festlegen, macht es Sinn auch das Verhalten der direkt betroffenen Konzerne zu untersuchen. Generell haben Analysen von Re-

gimen ein erhebliches Implementierungsdefizit konstatiert. Aus konstruktivistischer Sichtweise wird daher privaten Akteuren und Mechanismen, die normativen Druck auf diese ausüben können, vermehrt Beachtung geschenkt. "Corporate Social Responsibility" (CSR) ist Ausdruck von Tendenzen, die internationale Verhaltensstandards auf private Firmen anwenden und damit direkt deren Firmenstrategien beeinflussen. Gerechter Vorteilsausgleich kann als eine solche internationale Norm interpretiert werden. Aus dieser Perspektive sind global agierende Unternehmen nicht nur dem Druck ausgesetzt, Gewinne zu erwirtschaften, sondern zugleich ethischen Normen gerecht zu werden, zur Lösung globaler Umweltprobleme beizutragen und sich sozial zu engagieren. Um das Verhalten privater Pharmakonzerne zu analysieren, wird in unserem Beitrag die regimetheoretische Perspektive mit Konzepten aus der CSR Debatte ergänzt.

Unser Beitrag stützt sich auf eine Analyse der drei CSR Hauptinstrumente der Konzerne (Verhaltenskodexe, Management Standards sowie Nachhaltigkeits-, Umwelt- und Unternehmens-Berichte). Ergänzt wurden diese Informationen durch direkte Kontakte mit den Firmen und eine Fragebogenumfrage, Veröffentlichungen der Konzerne zum Thema sowie durch eine umfassende Literaturrecherche aller bisher veröffentlichten Fälle von gerechtem Vorteilsausgleich.

Wie oben beschrieben stützt sich die Analyse auf das Verhalten der Pharmakonzerne als zentrale Kategorie. Verhalten wird in diesem Zusammenhang als qualitative Kategorie mit mehreren Dimensionen gesehen. Diese Dimensionen umfassen ein Kontinuum von Bewusstsein zu Anerkennung und Aktion und fungieren als Kriterien für die Analyse. Bewusstsein ist die schwächste Form von Verhalten und beinhaltet lediglich, dass der entsprechende Konzern sich des Verlustes der biologischen Vielfalt als Umweltproblem bewusst ist. Anerkennung beinhaltet die Verknüpfung dieses Bewusstseins mit der Anerkennung der Relevanz der CBD und des ABS Mechanismus für den Konzern. Die stärkste Form des Verhaltens liegt vor wenn zusätzlich zu den ersten beiden Dimensionen der Konzern konkrete ABS Vereinbarungen mit Bereitstellern von genetischen Ressourcen getroffen hat. Für alle drei Dimensionen wurden geeignete Indikatoren entwickelt.

Anhand unserer Daten wurden in der Analyse des Verhaltens der Konzerne bezüglich ABS fünf Gruppen unterschieden:

Die *erste Gruppe* von Firmen umfasst Pfizer, Roche und Boehringer Ingelheim und ist dadurch charakterisiert, dass diese Konzerne keine genetischen Ressourcen für ihre Forschung verwenden. Diese Firmen unterliegen daher nicht den Bestimmungen der CBD oder eines potenziellen ABS Regimes und werden daher als separate Gruppe behandelt. Von dieser Gruppe sind auch durch ein ABS Protokoll keine Beiträge zur Erhaltung der natürlichen Vielfalt zu erwarten. Roche und Boehringer Ingelheim gaben an, dass die Nicht-Nutzung von genetischen Ressourcen dabei aber nicht im Zusammenhang mit der CBD stehe.

Die zweite Gruppe enthält Firmen, die in keiner Dimension des Verhaltens eine Reaktion auf die ABS Bestimmungen zeigen. Zu dieser Gruppe gehören Sanofi-aventis, Abbott, Takeda, Amgen, Schering-Plough, Schering AG und Sankyo. Es ist überraschend, dass sieben der 20 größten Pharmakonzerne nicht die international etablierten Erwartungen von "corporate social responsibility" erfüllen und zwei der Konzerne in dieser Gruppe (Takeda und Amgen) nicht einmal einen Nachhaltigkeitsbericht veröffentlichen. Im Rahmen unserer Forschung war es allerdings nicht möglich Gründe für das Verhalten dieser Firmen

näher zu analysieren. Es wäre zu erwarten, dass ein internationales ABS Abkommen den Druck auf diese Firmen, sich zu diesem Thema zu positionieren, erheblich verstärkt.

Die dritte Gruppe umfasst diejenigen Konzerne, die den Verlust von biologischer Vielfalt offiziell als wichtiges Problem anerkennen, aber keine der anderen beiden Dimensionen von Verhalten an den Tag legen. Zu dieser Gruppe gehören Johnson&Johnson, AstraZeneca, Lilly und Esai. Die CBD hat immerhin wohl dazu geführt, das Problembewusstsein der Pharmakonzerne für den Verlust der natürlichen Vielfalt zu erhöhen. Nach unseren Daten erkennen 60 % der 20 größten Pharmakonzernen den Verlust von biologischer Vielfalt offiziell als wichtiges Umweltproblem an. Dies ist von Bedeutung, da dieses Eingeständnis Biodiversitätsverlust erstmals als Problem für die Firmen anerkennt und Grundvoraussetzung für weiteres Handeln ist. Dies kann als erster Schritt einer "Normenkaskade" (FINNEMORE & SIKKINK 1998) verstanden werden. Verstärkter Druck z. B. durch ein verpflichtendes ABS Protokoll könnte dazu beitragen, dass diese Firmen sich stärker als bisher mit der Umsetzung von ABS Prinzipien beschäftigen. Andererseits beschreiben diese vier Konzerne den Verlust der biologischen Vielfalt lediglich als Naturschutz und erachten Beiträge zu Naturschutzinitiativen als angemessene Reaktion. Die dem ABS Mechanismus unterliegenden Normen scheinen nicht akzeptiert zu sein.

In der *vierten Gruppe* fassen wir drei Firmen zusammen, die ein unerwartetes Profil zeigen: Sie erkennen den Verlust von biologischer Vielfalt als wichtiges Problem an. Sie verfügen zwar nicht über eine kodifizierte CBD und ABS Strategie, waren aber an konkreten ABS Projekten beteiligt. Zu dieser Gruppe gehören Merck, Bristol-Myers Squibb und Wyeth. Dies ist überraschend, da wir davon ausgegangen waren, dass die verschiedenen Dimensionen von Verhalten aufeinander aufbauen. Es ist schwierig dieses Verhalten zu erklären. Carrizosa et al. haben argumentiert, dass Merck die Uzachi-Sandoz Vereinbarung mehr aus strategischem denn aus pharmakologischem Interesse geschlossen hat um eigene Erfahrungen mit Bioprospektion zu sammeln, obwohl diese Art von Forschung ansonsten kein Kernbereich des Unternehmens ist (CARRIZOSA et al. 2004: 138-139). Eine Erklärung für das Verhalten dieser Firmen ist daher, dass es sich bei den geschlossenen Vereinbarungen um Testfälle handelte, die danach aber nicht zu einer kodifizierten ABS Strategie führten. Von daher kann nicht unbedingt davon ausgegangen werden, dass diese Firmen in Zukunft die ABS Bestimmungen umsetzen werden.

Die *fünfte Gruppe* enthält diejenigen Firmen, die freiwillig die ABS Bestimmungen vollständig umsetzen indem sie die ABS Prinzipien direkt anerkennen, über eine offizielle ABS Politik verfügen und an konkreten ABS Abkommen beteiligt sind. Zu dieser Gruppe gehören Bayer, Novartis und GlaxoSmithKline. Die drei Firmen engagierten sich in Vereinbarungen zum gerechten Vorteilsausgleich, bei denen hauptsächlich nicht-monetäre sowie auch einige monetäre Ressourcen transferiert wurden. Unsere Analyse konnte keine strukturellen Unterschiede zwischen diesen und den anderen Konzernen feststellen. Bayer hat inzwischen angekündigt, sich Ende 2005 aus der Forschung auf der Basis von genetischen Ressourcen im Bereich Medikamentenentwicklung aufgrund interner Umstrukturierungsmaßnahmen zurückzuziehen und muss daher jetzt der ersten Gruppe zugerechnet werden.

Ergebnisse

Bisher war weitgehend unklar, in welchem Ausmaß kommerzielle Nutzersektoren von genetischen Ressourcen die Bestimmungen der CBD und der Bonner Richtlinien freiwillig umsetzen. Es war das Ziel dieses Beitrages, die freiwillige Umsetzung von ABS durch die Pharmaindustrie zu untersuchen. Unsere Studie hat gezeigt, dass die 20 größten Konzerne der pharmazeutischen Industrie bisher die ABS Prinzipien der CBD nur ungenügend realisieren. 14 Jahre nach der Unterzeichung der CBD erkennen nur drei der 20 analysierten Konzerne den Verlust der biologischen Vielfalt als wichtiges Umweltproblem an, haben konkrete Positionen zur Umsetzung von ABS entwickelt und ABS Vereinbarungen mit Bereitstellern von genetischen Ressourcen getroffen. Diese Firmen verfügen zusammen über einen Weltmarktanteil von 11,5 %.

Freiwillige Maßnahmen der Industrie auf der Basis von CSR scheinen in diesem Fall nicht die Erwartungen zu erfüllen. Dafür gibt es verschiedene Gründe: Der Verlust der biologischer Vielfalt als Umweltproblem ist eine relativ neue 'Entdeckung' und geht über klassischen Natur- und Artenschutz hinaus. Die Komplexität von Ökosystemen erfordert ein tiefer gehendes Verständnis des Problems. Daher ist der Verlust von Biodiversität und der gerechte Vorteilsausgleich nicht so präsent im CSR Diskurs wie z. B. Emissionsminderungen oder der Ressourcenverbrauch, also Themen bei denen es zudem win-win-Situationen für Firmen gibt. ABS ist ein Umverteilungsmechanismus, der Besitzrechte ändert und wird daher bisher von Pharmakonzernen in ihren CSR Bemühungen vernachlässigt. Die Pharmaindustrie galt bisher als der am meisten fortgeschrittene Nutzersektor von genetischen Ressourcen (TEN KATE & LAIRD 2002: 272). Es steht daher zu befürchten, dass ein Blick auf die generelle Bereitschaft der Industrie ABS umzusetzen ebenfalls wenig ermutigend sein könnte.

Für die internationalen Verhandlungen um ein ABS Abkommen ergeben sich aus den beschriebenen Ergebnissen folgende Schlüsse: Ein Abkommen, das sich weiterhin nur auf freiwillige Umsetzung der ABS Bestimmungen durch die Industrie stützt, wird wenig Erfolg haben. Es ist nicht anzunehmen, dass sich die Strategien der Konzerne ohne zusätzliche Anreize ändern werden. Die Hauptsitze dieser Konzerne befinden sich hauptsächlich in Ländern, die ABS Bestimmungen nicht in nationales Recht transferiert haben. Ein freiwilliges ABS Regime wird vermutlich dazu führen, dass Nutzerstaaten weiterhin ABS nicht umsetzen und damit der Umsetzung von ABS durch private Akteure nicht förderlich sein. Eine Verhandlungsposition, die sich auf freiwillige Umsetzung der ABS Bestimmungen stützt, muss daher im Licht unserer Ergebnisse als unglaubwürdig gelten. Unserer Ansicht nach ist ein rechtlich verbindliches ABS Protokoll unabdingbar um die Umsetzung der Bonner Richtlinien in nationales Recht zu fördern. Ein rechtlich verbindliches Protokoll als Ergebnis der internationalen Verhandlungen würde den gerechten Vorteilsausgleich als internationale Norm stärken. Es würde sowohl Nutzer- als auch Bereitstellerländer unter Druck setzen, nationale ABS Gesetze zu verabschieden. Damit würden sich Gesetze in Nutzerund Bereitstellerländern gegenseitig ergänzen, was die Durchsetzung und Überwachung von ABS Prinzipien gegenüber privaten Akteuren wesentlich verbessern würde.

Darüber hinaus hat unser Beitrag festgestellt, dass ein erheblicher Anteil der größten Pharmakonzerne keine genetischen Ressourcen zur Entwicklung von Medikamenten benutzt (Pfizer, Roche, Boehringer Ingelheim) oder angekündigt hat sich aus diesem Bereich zurückzuziehen (Merck, Bayer). Diese Firmen verfügen zusammen genommen über einen Weltmarktanteil von 19,9 %. Diese Entwicklung schwächt die

Wirksamkeit des ABS Mechanismus insgesamt, da die Pharmaindustrie einer der Hauptnutzer von genetischen Ressourcen ist und von diesem Sektor der größte Beitrag zu ABS erwartet wurde. Es wäre daher wünschenswert, dass die internationale Gemeinschaft parallel zu den Verhandlungen über ein ABS Protokoll über alternative Mechanismen zur Finanzierung des Schutzes der natürlichen Vielfalt verhandelt. Ein solcher Mechanismus könnte z. B. das von Swanson vorgeschlagene Protokoll für globale Landnutzungsplanung sein (SWANSON 1997: 164).

Literatur

Für eine ausführliche Literaturliste und den Nachweis der zitierten Quellen siehe:

BUSCH, F. & F. KERN (2005): Governing Biodiversity: The Realisation of Access and Benefit Sharing under the Convention on Biological Diversity (Dissertation). - Roskilde (Roskilde University, Department of Environment, Technology and Social Studies)

(online erhältlich unter:

http://dspace.ruc.dk/bitstream/1800/1148/1/Busch_Kern+Governing+Biodiversity.pdf

Treffpunkt Biologische Vielfalt 7	2007	23 - 27	Hrsg.: Bundesamt für Naturschutz, Bonn
-----------------------------------	------	---------	--

Biodiversität auf Ebene eines landwirtschaftlichen Betriebes

NORMAN SIEBRECHT & KURT-JÜRGEN HÜLSBERGEN

Schlagwörter: Landwirtschaft; Agrobiodiversität; Agrarumweltindikatoren; Umweltmanagement

Einleitung und Problemstellung

Die biologische Vielfalt wird durch natürliche und anthropogene Einflussfaktoren geprägt. So ist die heutige Ausstattung der Kulturlandschaft Mitteleuropas das Ergebnis der Jahrtausende alten Landnutzungsgeschichte. Bei Betrachtungen der Biodiversität kommt der landwirtschaftlichen Nutzung daher eine Schlüsselrolle zu. Während sie lange Zeit zur Steigerung und zur Erhaltung der Biodiversität beigetragen hat, wird ihr speziell als Folge der Intensivierung ein negativer Einfluss zugewiesen, der bis heute anhält (vgl. BMU 2005).

Generell wird die Landwirtschaft mit einer Vielzahl weiterer Umweltwirkungen in Verbindung gebracht (HEYN et al. 2000, BMU 2005). Zur Erfassung und Analyse dieser Wirkungen, wurden zahlreiche Indikatoren abgeleitet (OECD 2000), die teilweise in Betriebs- und Umweltmanagementsystemen umgesetzt wurden (HALBERG et al. 2005). In Deutschland sind dies beispielsweise die Systeme KUL (ECKERT et al. 2000) und REPRO (HÜLSBERGEN 2003). Allen bisherigen Ansätzen ist gemein, das der Schwerpunkt Aussagen zu abiotischen Ressourcen sind. Indikatoren für biotische und landschaftskulturelle Ressourcen sind nur unzureichend berücksichtigt (OPPERMANN et al. 2003). Im Rahmen des F&E-Projektes "Naturschutz in einem Betriebsmanagementsystem für eine Nachhaltige Landwirtschaft" werden derzeit Methoden und Indikatoren in REPRO integriert, mit denen Auswirkungen von Bewirtschaftungsmaßnahmen auf Arten, Biotope und Landschaftsästhetik abgebildet werden. Als ein wesentliches Element wird dabei das im Folgenden beschriebene Modul "Biodiversität" erstellt.

Das Betriebs- und Umweltmanagementsystem REPRO

Das Modell REPRO ist ein computergestütztes Betriebs- und Umweltmanagementsystem, mit dem landwirtschaftliche Betriebe bezüglich ihrer Umweltwirkungen analysiert und bewertet werden. Die Grundlage hierfür bilden die im System erfassten Bewirtschaftungsmaßnahmen in Kombination mit umfangreichen Auswertungsalgorithmen. Bisher integrierte Methoden ermöglichen beispielsweise Aussagen zu betrieblichen Stoffkreisläufen, zur Humuswirtschaft, zur Erosionsgefährdung und Bodenschadverdichtung sowie zur Energiebindung und Energieeffizienz. Um solche Analysen durchführen zu können, erfolgt in REPRO zunächst die Dateneingabe. Dazu werden die wichtigsten Standortinformationen (Boden und Klima) angelegt. Im Anschluss daran wird der Betrieb in seiner spezifischen Struktur charakterisiert. Im Pflanzenbau werden die Bewirtschaftungsflächen (Schläge) und in der Tierhaltung die Ställe bzw.

-

Gemeinschaftsprojekt des Lehrstuhls für Ökologischen Landbaus mit dem Institut für Umweltplanung, Universität Hannover - gefördert mit Mitteln der Deutschen Bundesstiftung Umwelt

Stallbereiche angelegt. Diese werden dann mit Angaben zur Nutzung ergänzt. Als Besonderheit zeichnet REPRO aus, dass der Betrieb als geschlossenes System abgebildet wird und einzelne Teilbereiche untereinander verknüpft sind². Angefallene Exkremente der Tierhaltung lassen sich so beispielsweise im Pflanzenbau als Wirtschaftsdünger einsetzen.

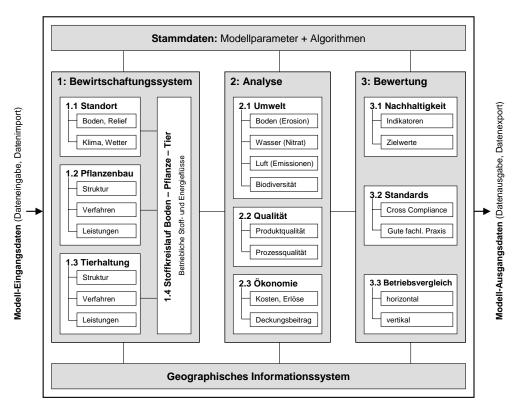


Abb. 1: Struktur des Modells REPRO (HÜLSBERGEN unveröffentlicht)

Zur programmtechnischen Umsetzung wurde REPRO in drei Arbeitsbereiche (AB) unterteilt, in denen sich verschiedene Module befinden (Abb. 1). Der erste Arbeitsbereich Bewirtschaftungssystem enthält die zuvor beschriebenen Funktionalitäten zur Darstellung des Betriebes. Zusätzlich sind hier die Auswertungen der betrieblichen Stoff- und Energieflüsse hinterlegt. Auf Grundlage der Angaben des AB 1 erfolgt im AB 2 die Analyse der Auswirkungen der Bewirtschaftungsmaßnahmen auf abiotische und biotische Umweltwirkungsbereiche (z. B. Biodiversität). Weitere Inhalte des AB 2 sind ein Modul zur ökonomischen Analyse der Kostenstruktur und der Erlöse, sowie ein Modul zur Erfassung von Qualitätsmerkmalen der Produktion. Der AB 3 beinhaltet im Modul Nachhaltigkeit eine zusammenfassende Bewertung des Betriebes auf Grundlage einer Vielzahl von Indikatoren (HÜLSBERGEN 2003), ein Modul zur Dokumentation der Bewirtschaftungsmaßnahmen und Anforderungen gemäß Cross Compliance sowie eine Funktionalität zum Vergleich von Analyse- und Betriebsergebnissen mit anderen Betrieben.

Die Analysen des AB 2 zur Biodiversität umfassen bisher lediglich den Aspekt der Kulturartendiversität. Aussagen zur Wirkung auf die biologische Vielfalt waren damit bisher unzureichend, weshalb dieses Modul derzeit um weitere Inhalte ergänzt und an neue Anforderungen angepasst wird.

² Durch diesen Systemansatz lassen sich Wechselwirkungen zwischen einzelnen Komponenten darstellen, Ursachen-Wirkungs-Zusammenhänge beschreiben und künftige (Soll-)Zustände in Form von Szenarien berechnen.

Das Modul Biodiversität

Zur Thematik Biodiversität besteht eine Vielzahl unterschiedlicher Ansätze, die nur bedingt vergleichbar sind. Sie unterscheiden sich im Wesentlichen durch Zielsetzung, methodische Umsetzung, räumliche Ebene sowie der Bezugseinheit³ der biologischen Vielfalt (HEYER & CHRISTEN 2005). Die Indikatoren dieser Ansätze sind daher immer im Zusammenhang mit diesen Hintergrundinformationen zu betrachten. Aufgrund dieser grundsätzlichen Unterschiede wird das neue Modul anhand der folgenden Merkmale beschrieben (Tab. 1).

Tab. 1: Sachverhalte des Moduls Biodiversität

Ziel(e) des Ansatzes	Entwicklung einer praxistauglichen Methode zur Analyse der biotischen Umweltwirkungen und Effekte von Bewirtschaftungsmaßnahmen auf Biodiversität sowie zur Dokumentation der Leistungen des Betriebes zum Schutz, der Erhaltung und der nachhaltigen Nutzung biologischer Vielfalt
Methodische Umsetzung	Verwendung der in REPRO hinterlegten Bewirtschaftungs- und Betriebsinformationen und daraus ableitbarer Parameter (z. B. Intensität im Pflanzenschutz)
Räumliche Ebene	Betrachtungseinheit ist der landwirtschaftliche Betriebe mit seinen Flächen innerhalb der (Agrar-)Landschaft
Verwendung	Beurteilung der Wirkung veränderter Bewirtschaftungsmaßnahmen und Unterstützung des Betriebsmanagement zur Optimierung der biotischen Umweltwirkungen

Bei der Konzipierung des Moduls wurden entsprechend der Definition zur Biodiversität (SECRETARIAT OF THE CONVENTION ON BIOLOGICAL DIVERSITY 2005) die Ebenen genetische Diversität, Artendiversität und Ökosystemdiversität differenziert. Dies ermöglicht besonders bei der Auswertung eine höhere Nachvollziehbarkeit. Ferner bestehen zwischen den Ebenen Unterschiede bezüglich der Eignung für die Umsetzung im System REPRO, die somit leichter erfolgen kann. Zusätzlich ist darauf hinzuweisen, dass das Modul nicht die "Gesamtheit der biologischen Vielfalt" in einem Landschaftsausschnitt erfasst, sondern die Agrobiodiversität im Vordergrund steht. Diese wird in Anlehnung an BMVEL (2005) wie folgt verstanden: Agrobiodiversität ist der durch das Handeln des Menschen genutzte Teil der biologischen Vielfalt. Sie umfasst die genutzten und nutzbaren Lebewesen, wie Kulturpflanzen und Nutztiere. Weitergehende Definitionen zur Agrobiodiversität ergänzen diese um Aspekte wie Diversität des Produktionssystems, die genetische Varianz innerhalb von Populationen, Sorten und Rassen usw. (vgl. HAMMER et al. 2003). Um die Zielsetzung des Moduls innerhalb der Software zu implementieren, wird Biodiversität auf die zwei Aspekte a) Beitrag des Betriebes zur und b) Wirkungen der Bewirtschaftungsmaßnahmen auf Biodiversität unterschieden. Zu beiden erfolgt eine Zuordnung spezifischer Indikatoren.

Indikatoren zur Erfassung des Beitrags zur Biodiversität:

Als Beitrag des Betriebes zur Diversität der Ökosysteme kann auf Grundlage der Betriebsinformationen auf die Angaben zu den Nutzungsformen (Grünland, Acker, Sonderkulturen) der Betriebsflächen zurückgegriffen werden. Bezüglich der Artendiversität stellt das Programm den Indikator Fruchtartendiversität bereit. Es handelt sich hierbei um einen die Verteilung der Fruchtarten berücksichtigenden Wert, der anhand des Shannon-Weaver-Index ermittelt wird. Analog dazu wird für die Tierhaltung ein Indikator ent-

_

³ Als Bezugseinheit wird beispielsweise die Anzahl (Artenzahl), die Verteilung (Shannon-Index) oder Unterschiedlichkeit von Einheiten (Diversitätspotenzial) verstanden.

wickelt, der die Tierarten erfasst. Auf der Ebene der genetischen Diversität werden die im Betrieb angebauten Sorten und die gehaltenen Rassen erfasst. Neben der reinen Anzahl der Sorten wird hier angestrebt, einen Diversitätsindex zu entwickeln, der differenzierte Aussagen zur "Qualität der Diversität" erlaubt. Dabei erweist sich jedoch die hohe Komplexität der Thematik als problematisch. Allerdings bestehen zur Lösung bereits Methoden, die zur Identifizierung der genetischen Vielfalt morphologische, taxonomische, agronomische, geographische oder molekulare Merkmale heranziehen (HAMMER et al. 2003).

Im Weiteren werden unter diesem Punkt noch besondere Leistungen des Betriebes berücksichtigt, die dieser erbringt. Darunter fallen beispielsweise die Teilnahme an speziellen Agrarumweltprogrammen, die Anlage oder Pflege von Landschaftselementen wie z. B. Hecken oder die Verwendung alter und gefährdeter Sorten und Rassen.

Indikatoren zur Erfassung der Wirkungen auf Biodiversität:

Die Unterscheidung von Indikatoren bezogen auf die unterschiedlichen Ebenen ist hier bedeutend schwieriger, weshalb die direkte Zuordnung zu diesen entfällt. Generell werden bestehende Analysen aus RE-PRO integriert, die Effekte auf die biologische Vielfalt haben. Dazu zählen neben den Nährstoffbilanzen (z. B. N-Saldo), der Einsatz von Pflanzenschutzmitteln (z. B. Anteil landwirtschaftlicher Flächen ohne PSM), die Viehbesatzdichte (Großvieheinheiten je Hektar) aber auch Merkmale der Betriebsstruktur wie z. B. die durchschnittliche Schlaggröße. Weiter zu berücksichtigende Indikatoren sind Schnittzeitpunkt und -häufigkeit und die durchgeführten Bewirtschaftungsverfahren (z. B. der Einsatz umweltverträglicher Mahdgeräte).

Das beschriebene Modul befindet sich derzeit in der Entwicklung und wird daher laufend angepasst und mit Indikatoren ergänzt. Die endgültige Fertigstellung wird voraussichtlich im Laufe des Jahres 2007 erfolgen. Bis dahin werden die beschriebenen Indikatoren konkretisiert und mit Bewertungsfunktionen ergänzt.

Ausblick

Bisher wird in REPRO der Betrieb als isolierte Einheit betrachtet. Im Rahmen des beschriebenen Projektes wird diese "Betrachtungseinheit" um die Landschaftsebene ergänzt. Dadurch ergeben sich Neuerungen, wie die Möglichkeit Heckenstrukturen zu erfassen und im Modul Biodiversität zu berücksichtigen. Durch diesen Ansatz werden erst mal differenzierte Aussagen zur Biodiversität auf Betriebsebene möglich. Unterschiede zwischen landwirtschaftlichen Systemen (z. B. integriert – ökologisch, intensiv – extensiv) lassen sich herausarbeiten, Ausgangssituationen analysieren und Verbesserungspotenziale aufzeigen. Speziell vor dem Hintergrund, dass der Betrieb die agierende Einheit ist, ließen sich damit Maßnahmen gezielt integrieren (vgl. Artikel 11 CBD). Neben der Erhöhung der Agrobiodiversität, als ein Ziel der Nationalen Strategie zur Biologischen Vielfalt (BMU 2005), würde somit auch der Aufforderung zur Überwachung des Status der Biodiversität (CBD Artikel 7, Anlage I) in Teilen nachgekommen werden.

Zusammenfassung

Die Landbewirtschaftung hat über Jahrhunderte zur Schaffung neuer Lebensräume beigetragen und auf diese Weise den Artenreichtum und die Biodiversität erhöht. Als Folge der Intensivierung und der damit einhergehenden Bewirtschaftungsänderungen (Intensivierung, Einsatz chemischer Dünge- und Pflanzenschutzmittel, ...) drehte sich dieser Zusammenhang jedoch um. Dieser Trend ist bis zum heutigen Tag unverändert und verstärkt sich in Teilen weiterhin. Neben den Biodiversitätsverlusten werden der Landbewirtschaftung weitere, meist negative Umweltwirkungen (Eutrophierung von Gewässern, Bodenerosion, usw.) zugeschrieben. Zur Versachlichung dieser Diskussion und zur Analyse und Bewertung von Umweltwirkungen, werden zunehmend Betriebs- oder Umweltmanagementsysteme eingesetzt. Schwachpunkte sind die mangelnde oder fehlende Berücksichtigung von Biodiversitätsaspekten. Im Beitrag wird beispielhaft die Entwicklung eines Analyse- und Bewertungstools zur Biodiversität aufgezeigt und die Integration in das Betriebs- und Umweltmanagementsystem REPRO vorgestellt. Der Beitrag gibt einen Überblick über Aufbau und die Inhalte von REPRO, stellt das Thema biologische Diversität mit Bezug zu dem entwickelten Modul vor und gibt einen Überblick über verwendete Indikatoren und Ansätze.

Literatur

- BMU (2005): Nationale Strategie zur biologischen Vielfalt Entwurf. 1. Aufl. Berlin.
- BMVEL (2005): Agrobiodiversität erhalten, Potenzial erschließen und nachhaltig nutzen. Bonn.
- HALBERG, N.; VERSCHUUR, G. & G. GOODLASS (2005): Farm level environmental indicators; are they useful? Agriculture, Ecosystems and Environment 105: 195-212
- HAMMER, K.; ARROWSMITH, N. & G. THOMAS (2003): Agrobiodiversity with emphasis on plant genetic resources. Naturwissenschaften 90: 241-250
- HEYER, W. & O. CHRISTEN (2005): Landwirtschaft und Biodiversität Zusammenhänge und Wirkungen in Agrarökosystemen. Bonn. (Schriftenreihe des Instituts für Landwirtschaft und Umwelt 8/2005)
- HEYN, J. et al. (2000): Nachhaltige Landbewirtschaftung Anforderungen und Kriterien aus ökologischer Sicht. In: VDLUFA (Hrsg.): Generalthema "Nachhaltige Landwirtschaft" Stuttgart (VDLUFA-Verlag) (VDLUFA-Schriftenreihe, 55/2000): 24 44
- HÜLSBERGEN, K.-J. (2003): Entwicklung und Anwendung eines Bilanzmodells zur Bewertung der Nachhaltigkeit landwirtschaftlicher Systeme. Halle (Shaker)
- OPPERMANN, R.; BRABAND, D.; HAACK, S. & C. KNÖDLER (2003): Naturindikatoren für das Schutzgut Biodiversität Erfassung auf der einzelbetrieblichen Ebene. Agrarspectrum 36: 187-198
- SECRETARIAT OF THE CONVENTION ON BIOLOGICAL DIVERSITY (2005): Handbook of the Convention on Biological Diversity Including its Cartagena Protocol on Biosafety. 3. Aufl. Montreal (Friesen)

Treffpunkt Biologische Vielfalt 7	2007	29 - 35	Hrsg.: Bundesamt für Naturschutz, Bonn
-----------------------------------	------	---------	--

Extensiv bewirtschaftetes Grünland – Artenvielfalt bei angepasstem Weidemanagement und Futterselektion durch weidende Rinder

UTA MITSCH

Schlagwörter: Grünland; Weide; extensiv; Rinder; Arten; Ertragsanteile; Futterselektion; Zunahmen

1 Einleitung

Die in landwirtschaftlichen Ökosystemen auftretenden Wechselwirkungen zwischen Umweltfaktoren, genetischen Ressourcen und Bewirtschaftung tragen oft zum Erhalt der biologischen Vielfalt bei. Die Agrobiodiversität wird durch den menschlichen Einfluss gesteuert und viele ihrer Bestandteile sind auf diese Nutzung und Bewirtschaftung angewiesen. Die "ökologischen Dienstleistungen" der Landwirte gewährleisten den Erhalt der standorttypischen Flora und Fauna. Der Fortbestand dieser biologischen Vielfalt ist daher untrennbar mit der nachhaltigen Nutzung verbunden. (BIODIV 2006)

Fragen zur Extensivierung, wie auch zu Sekundärleistungen der Landwirtschaft (im Sinne von Landschaftspflege und Naturschutz), sind Gegenstand verschiedener, zum Teil kontrovers geführter Diskussionen. Das unterstreicht die multifunktionale Bedeutung einer praxisorientierten und standortbezogenen Grünlandforschung im Schnittpunkt einzelner Fachdisziplinen.

Der reduzierte Rinderbestand in Deutschland vermag die freiwerdenden Futterflächen in den grünlandreichen Regionen nicht vollständig zu nutzen. Durch die Aufwuchsverwertung extensiv bewirtschafteter Pflanzenbestände kann die Funktionalität und Vielfalt des Grünlandes großflächig erhalten werden. Verminderte Nutzungsfrequenz, Besatzstärke und Düngung (insbesondere mit Gülle) führen im Frühjahr/Frühsommer zu einem massereichen Futterangebot mit oftmals überständigen, qualitativ geringwertigeren Aufwüchsen. Im hier vorgestellten Versuch wurde über die Untersuchungen des Pflanzenbestandes hinaus der Bogen bis zum Weidetier gespannt werden. Daraus resultierte die Frage, inwiefern Rinder durch selektives Fressen die Unterschiede und verminderte Futterqualität in der fortgeschrittenen morphologischen Entwicklungsphase der bestandsbildenden Futterpflanzen bei Weidenutzung auszugleichen vermögen.

2 Material und Methoden

2.1 Standort

Der Versuch wurde von 2002 bis 2006 durch das Institut für Tierzucht und Tierhaltung der Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg in Zusammenarbeit mit der Landesanstalt für Landwirtschaft, Forsten und Gartenbau Sachsen-Anhalt am Standort Iden (Altmark/Sachsen-Anhalt), finanziert durch die Bundesanstalt für Landwirtschaft und Ernährung, realisiert. Es wurde eine Weidemast von Rindern auf 26 ha Dauergrünland in zwei Düngungsstufen (0 und 70 kg N/ha) durchgeführt. Die jährlich zwei Versuchsherden mit je circa 30 Tieren (Ochsen und Färsen) üblicher Gebrauchskreuzungen (v. a. Charolais)

setzten sich i. d. R. aus Absetzern der Idener Mutterkuhherden zusammen (Ausnahme: 2004 – tragende Färsen der Idener Milchviehherde). Der Tierbesatz lag bei maximal 1 - 1,4 GV/ha.

Die Versuchsflächen (vier Koppeln/Herde) lagen auf drei, bezüglich Bodenart, Feuchtigkeit und Pflanzenbestand, unterschiedlichen Standorten:

<u>Typ I</u> (Koppeln 1 - 4) hat einen frischen bis feuchten Boden mit 42 - 58 Bodenpunkten und der Bodenart LT bis sLS. Es ist etabliertes Ansaatgrünland (diverse handelsübliche Grünlandmischungen), welches von *Lolium perenne*, *Trifolium repens* und *Taraxacum officinale* dominiert wird.

<u>Bei Typ II</u> (Koppeln 5 und 6a) handelt es sich um feuchten Boden mit 51 - 53 Bodenpunkten und die Bodenart T 3 bzw. 4. Das Dauergrünland (alte Ansaat) weist v. a. typische Futtergräser (v. a. *Lolium perenne, Phleum pratense, Dactylis glomerata, Poa species, Festuca pratensis*), ansonsten wenige Kräuter und an Leguminosen v. a. *Trifolium repens* auf.

<u>Typ III</u> (Koppeln 6b - 8) ist von wechselfeuchtem, tw. anmoorigem Boden mit 36 - 45 Bodenpunkten und der Bodenart T bzw. anmoorig geprägt. Die Fläche ist artenreiches und von zahlreichen Gräsern (*Agrostis stolonifera, Poa trivialis, Phalaris arundinacea, Holcus lanatus, Alopecurus species* u. a.) dominiertes Dauergrünland.

2.2 Methoden

Das weite Spektrum der erhobenen Daten reichte von Boden-Kennwerten, Wetterdaten, Erhebungen zum Pflanzenbestand (Artenspektrum, Ertragsanteile) über umfangreiche Untersuchungen zu Ertragsstruktur und Futterqualitäten sowie Kotanalysen bis hin zu Verhaltensbeobachtungen, Lebendmassezunahmen und Schlachtkörperqualitäten.

Hauptschwerpunkt im Komplex der "extensiven Weide" bildeten mit vier methodischen Ansätzen (s. Abb. 1) die Untersuchungen zur Futterselektion.

Die Beprobung des Pflanzenbestandes erfolgte je zum Teil-

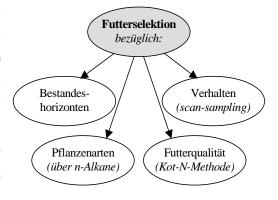


Abb. 1: Untersuchungsmethoden Selektion

flächenauftrieb ("Erstschnitt"), dann in der Regel alle zwei Tage während der Beweidung und nach dem Abtrieb ("Nachschnitte"). Geschnitten wurden je 8 Stichproben à 0,35 m² (Schnitthöhe ca. 6 cm), die anschließend zur detaillierteren Untersuchung der Bestandshorizonte in einer Lehre in 10-cm-Schichten zerteilt, 36 bis 48 h bei 60 °C getrocknet und später der nasschemischen Analyse unterzogen wurden.

Zum "Erstschnitt" wurde zusätzlich an 30 Stellen auf drei Transsekten möglichst repräsentatives Pflanzenmaterial geschnitten und zu einer Probe zusammengefasst. Diese Probe wurde manuell in "Gräser", "Kräuter" und "Leguminosen" sortiert und die einzelnen Artengruppenproben anschließend in 10-cm-Schichten getrennt und getrocknet. Nur geringfügig vertretene Arten (i. d. R. nicht in der sortierten Probe enthalten) wurden bei der Ertragsanteilsschätzung (Trockenmasse) als nicht ertragsrelevant eingestuft. Die Gesamtartenzahl umfasste sämtliche zum Beprobungstermin auf einer Fläche aufgefundenen Arten.

Parallel wurde i. d. R. täglich frisch abgesetzter Kot von ca. ¹/₃ der Tiere jeder Herde gesammelt und eine Herden-Mischprobe gebildet (ca. 500 g Frischsubstanz), die bis zur Analyse tiefgefroren wurde. Wägungen der Tiere erfolgten ca. alle 4 Wochen.

Die Schätzung der Konzentration an metabolischer Energie (ME_P in MJ/kg TS) sowie der Futterverdaulichkeit (DOM_P in %) im Pflanzenbestand erfolgte nach WEISSBACH et al. (1999). Die ME_K - und DOM_K - Werte für das tatsächlich aufgenommene Futter wurden unter Anwendung der Kotstickstoff-Methode nach SCHMIDT et al. (1999) ermittelt. Bei den Pflanzen- und Kotproben der Jahre 2003 und 2004 wurde die Alkankonzentration ermittelt (Alkanaufschluss, gaschromatografische Analyse; ELWERT 2004).

Verhaltensbeobachtungen erfolgten in den Jahren 2005 und 2006 im ersten und zweiten Aufwuchs jeweils am ersten und letzten Tag sowie einmal während einer Teilflächenbeweidung. In beiden Herden wurde über den gesamten Lichttag von einem Beobachter parallel ein Scan-Sampling (alle 15 min, 10 Focustiere) durchgeführt.

Anmerkungen: Da der Versuchsschwerpunkt auf den Untersuchungen zur Futterselektion lag, erfolgten die Probenahmen je bezüglich der Beweidung einzelner Teilflächen (von Auf- bis Abtrieb). Durch die praxisbegleitende Beprobung variieren die Probenahmetermine (zwischen den Flächentypen, Jahren...). Die dazu durchgeführten Erhebungen zum Pflanzenbestand (Arten, Ertragsanteile, Erträge etc.) dienen somit als Orientierung.

3 Ergebnisse

3.1 Pflanzenbestand

Die untersuchten Flächentypen zeigten eine sehr unterschiedliche Eignung zur extensiven Weidenutzung:

Typ I erwies sich dafür als ungeeignet: Der Bestand zeigte eine zunehmende Lückigkeit sowie Verunkrautung mit *Taraxacum officinale* (Ertragsanteile der Artengruppen s. Abb. 2). Trockenzeiten (2003,

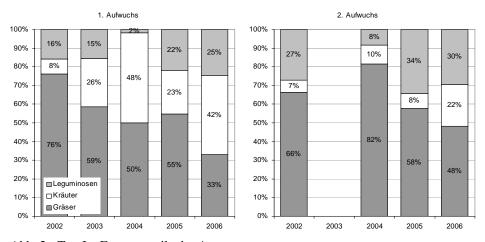


Abb. 2: Typ I – Ertragsanteile der Artengruppen

aber auch die allgemeine Sommertrockenheit) bewirkten starke Ertragsminderungen und teilw. einen Totalausfall des bei der Extensivierung wichtigen Ertragsbildners *Trifolium repens*. Das frühe Rispenschieben von *Loli-um perenne* erwies sich als nachteilig für eine Weine

denutzung (wurde verschmäht). Tendenziell hatte nur noch der erste und tw. zweite Aufwuchs einen nutzungswürdigen Ertrag. Der schwache spätere Aufwuchs war stark krankheitsbefallen (Rost, Kleeschwärze, Mehltau...) und kaum weidegeeignet.

Typ II zeigte sich bei geringeren Erträgen als gut extensivierbar. Der Ertragsanteil der Leguminosen nahm tendenziell etwas zu. Typ III war oft erst spät nutzbar. Der extrem artenreiche Bestand war für die Extensivierung gut geeignet und am interessantesten.

Die Gesamtartenzahl (s. Tab. 1) schwankte teilweise stark. Ursachen waren unterschiedliche Beprobungstermine, Jahres- und Witterungseinflüsse und v. a. die Tatsache, dass nur einzeln vorkommende Pflanzen nicht bei jeder Beprobung "entdeckt" wur-

Die Gesamtartenzahl (s. Tab. 1) Tab. 1: Anzahl aufgefundener Pflanzenarten (Mittelwert, Minimum, Maschwankte teilweise stark. Ursa-ximum) sowie der ertragsrelevanten Arten der Artengruppen

		Тур І		Typ II		Typ III	
Koppel:		1	3	5	6a	7	8
Arten gesamt	MW	45	22	42	35	49	51
	Min	36	10	29	30	36	42
	Max	58	33	59	41	64	67
relevante Arten	Gräser	5	5	7	7	14	16
	Kräuter	3	2	3	4	9	9
	Leguminosen	2	1	1	1	3	3

den. Ein wichtiger Faktor waren zudem Standorteinflüsse – auf Flächen, die an Böschungen bzw. Waldstreifen grenzten oder Trittstellen-Vegetation aufwiesen (z. B. Koppel 5 und Böschung bei Koppel 1), wurde eine deutlich höhere Artenvielfalt verzeichnet. V. a. Typ III weist zudem einige Spezies der Roten Liste auf (*Achillea ptarmica, Lychnis flos-cuculi, Serratula tinctoria*). Das artenreiche Dauergrünland von Typ III hob sich mit einer hohen ertragsrelevanten Artenzahl deutlich von den anderen Flächen ab. Letztere wiesen ertragsrelevant lediglich eingesäte Arten plus eine "Verunkrautung" v. a. mit *Taraxacum officinale* auf. Der Ertragsanteil der Einzelarten veränderte sich je nach arttypischer Entwicklung im Laufe der Saison teilweise stark (z. B. *Poa trivialis*).

3.2 Tierische Leistungen

Die Tiere ernährten sich ausschließlich vom Aufwuchs der Versuchsflächen. Bei Futterknappheit (Trockenheit, Herbst...) sowie nach Weideabtrieb wurde auf den Versuchsflächen gewonnene Silage variantengetreu zugefüttert. Die wachsenden Tiere erreichten generell hohe <u>Lebendmassezunahmen pro Tag</u> (s.

Abb. 3), wobei die Ochsen bessere Werte als die Färsen und i. d. R. die Herde der ungedüngten Variante höhere Werte als die der gedüngten aufwies (evtl. bedingt durch den etwas geringeren Tierbesatz in der ungedüngten Variante). Die kontinuierlich entsprechend der individuellen Schlachtreife (Überbauung, Verfettung) geschlachteten Tiere erreichten gute bis sehr gute Schlachtkörperqualitäten: Rund 70 % der Tiere

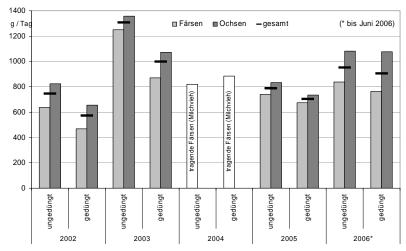


Abb. 3: Lebendmassezunahmen pro Tag in der Weideperiode

hatten die optimale Fettgewebsklasse 3. Nach etwas schlechterer Benotung bei der EUROP-Handelsklasse (Bemuskelung) 2002 und 2003, erreichten 2005 und 2006 (nur erste Schlachtungen bis Juni erfasst) alle Tiere mindestens die Einstufung R, über 50 % sogar die U. Ein Tier erhielt den Spitzenwert E.

3.3 Futterselektion

Ergebnisse der unterschiedlichen methodischen Ansätze werden im Folgenden an Hand der Daten einer Teilflächenbeweidung einer Herde veranschaulicht. (Die abschließenden Auswertungen sämtlicher Daten stehen noch aus.) Der Erstschnitt des bereits leicht überständigen Aufwuchses von Koppel 3c (gedüngte Variante) erfolgte am 18. Mai 2005, die Nachschnitte am 21., 23., 25. und 31. Mai 2005. Beweidet wurde die Fläche vom 19. (abends) bis 28. Mai 2005.

Die absolute Masse des auf der Fläche vorhandenen Futters nahm während der Beweidung insgesamt und auch in den einzelnen Schichten stetig ab. Die unteren beiden Schichten (6 - 26 cm) bildeten mit mehr als 90 % je den Hauptertragsanteil. Beim relativen Anteil der einzelnen Schichten am Gesamtertrag (siehe Abb. 4) sind unterschiedliche Tendenzen zu verzeichnen: Während der relative Ertragsanteil der oberen Schichten wie auch der untersten Schicht kontinuierlich zunimmt, ist v. a. bei Schicht 2 (16 - 26 cm) ein Rückgang zu bemerken. Diese Erscheinung kann zum einem mit dem fortschreitenden Pflanzenwachstum

und der damit stärkeren Massebildung (Blüten) in den oberen Horizonten erklärt werden. Zum anderen liegt die Vermutung nahe, dass die Rinder diesen Horizont tatsächlich stärker verbissen haben.

Hinsichtlich der Pflanzenteile (Blätter, Stängel, Blüten) wurde die unterste Schicht während der gesamten Beweidung hauptsächlich aus Blattund Stängelmasse gebildet. Schicht 2 enthielt anfangs v. a. Blätter aller drei Artengruppen und nur tw. Stängel von Gräsern und *Taraxacum officinale*. Gegen Beweidungsende ging der

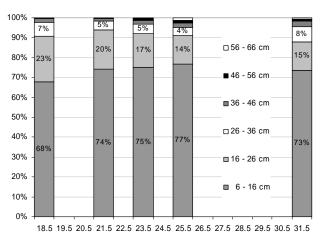


Abb. 4: Relativer Ertragsanteil der Schichten

Blattanteil, insbesondere von *Taraxacum officinale* und *Trifolium repens*, stark zurück und Gräserstängel bildeten zunehmend die Hauptmasse. Die Schicht von 26 - 36 cm enthielt durchgehend Stängel und Blü-

ten – erst von *Poa pratensis* und *Taraxacum officinale*, später von *Lolium perenne*. Die oberen Schichten wiesen in der Gesamtzeit vor allem Blütenstände von *Poa pratensis* auf.

Die Energiekonzentration in MJ ME/kg TS im Futterangebot war mit zunehmender Dauer der Beweidung erwartungsgemäß rückläufig. Die Energiekonzentration in den unteren beiden Schichten war dabei deutlich höher als in den oberen. Nebenstehende Grafik zeigt die ermittelten Energiekonzentrationen und Verdaulichkeiten aus beiden Methoden im angebotenen (Pflanzenproben) und aufgenommenen (Kot-N-Methode) Futter. Während die Qualität des Futterangebotes während der Beweidung deut-

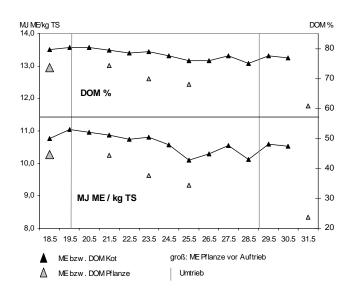


Abb. 5: ME- und DOM-Konzentration im angebotenen und aufgenommenen (Kot-N-Methode) Futter

lich abfällt, kann mit dem tatsächlich selektierten Futter lange ein hohes Qualitätsniveau gehalten werden.

SCHLUSSFOLGERUNG: Weidende Rinder haben mit bevorzugter Aufnahme energiereicherer Blattmasse v. a. aus den beiden unteren Schichten (6 - 26 cm) hohe Futterqualitäten selektiert.

Untersucht wurde, ob ein abnehmendes Futterangebot und die selektive Futteraufnahme eine erhöhte Futtersuch- und Fressaktivität der Tiere nach sich ziehen könnten. Erste Auswertungen der im Versuch durchgeführten Verhaltensbeobachtungen zeigen jedoch weder zwischen den beiden Düngungsvarianten noch im Verlauf einer Teilflächenbeweidung entsprechende Unterschiede.

Bezüglich der Gesamtalkankonzentration und Alkanstruktur wiesen die Aufwuchsschichten (verschiedene Pflanzenbestandteile/morphologische Stadien) teilweise große Unterschiede auf, die Artengruppen hingegen ähnelten sich teilweise stark. Durch das Zusammenfassen von Schichten bzw. Arten zu Gesamtproben wurden Unterschiede verwischt. Für artenreiches, teils überständiges Grünland war daher die Schätzung der relativen Anteile über die Alkan-Methode und die Unterscheidung lediglich nach Artengruppen zu ungenau. Um mehr Gruppen (Arten und Pflanzenteile) differenzieren zu können, müssen weitere Marker (z. B. langkettige Alkohole) hinzugezogen werden.

4 Fazit

Das Ergebnis einer Grünland-Extensivierung ist abhängig von den standörtlich prägenden Wachstumsbedingungen (Boden, Wasser, Nährstoffe) und entsprechenden Pflanzenbeständen. Der Tierbesatz muss in Rasse und Besatzstärke den Gegebenheiten angepasst sein. Durch selektive Futteraufnahme sind Rinder in der Lage, auch bei überständigem Futter hohe Qualitäten aufzunehmen und entsprechend gute Lebendmassezunahmen und Schlachtkörperqualitäten zu erzielen. Zudem stellt die extensive Weidemast eine Form der artgerechten Tierhaltung und nachhaltigen Landbewirtschaftung dar.

Vorteile der Extensivierung und Weidenutzung aus Sicht des Naturschutzes: Viele Pflanzen gelangen im überständigen Bestand zur Blüte. Bei selektiver Futteraufnahme meiden Rinder lange Zeit die Blütenstände und ermöglichen den Samenausfall. Gleichzeitig entspricht die selektive Beweidung einem natürlicheren Prozess als z. B. eine Pflege durch Mahd: Die Fläche kann evtl. früher beweidet als gemäht werden, da Blütenstände durch Futterselektion trotzdem noch zur Reife gelangen können. Für Futterzwecke stehen damit bessere Qualitäten zur Verfügung. Evtl. für Futterzwecke wertloses Mahdgut muss nicht extra abgefahren werden. Die Bestandesstruktur verändert sich bei Beweidung allmählicher und bleibt vielfältiger strukturiert, Einzelpflanzen erhalten teilweise mehr Raum zur Entwicklung. Der punktuelle Koteintrag leistet einen weiteren Beitrag zur Diversifizierung.

Ausschlaggebend für erfolgreich extensiviertes Grünland ist ein intensives Bewirtschaftungsmanagement!: Sowohl um einerseits Erfordernissen der "guten landwirtschaftlichen Praxis" Rechnung zu tragen und v. a. gute tierische Leistungen zu erzielen, als auch andererseits Aspekten des Naturschutzes gerecht werden zu können, muss der Bewirtschafter regelmäßig Flächen und Bestände kontrollieren, sowie schnell und flexibel handeln. Unter diesen Gesichtspunkten sind die teilweise fixen Vorgaben des Naturschutzes z.B. zu Düngung, Nutzungsterminen und -häufigkeiten, Besatzdichte und -stärke, An- und Nachsaaten sowie Zufütterung zu überprüfen. Sinnvoller wären eine Definition und entsprechende Honorierung des angestrebten Zustandes des Grünlands.

5 Literatur

- BIODIV: http://www.biodiv-chm.de/konvention/F1052472515/HTML_Page1053440242 (28.03.2006)
- ELWERT, C. (2004): Studies on the use of alkanes to estimate diet composition, intake and digestibility in sheep: Dissertation. Halle (Martin-Luther-Universität): Abschnitt 2.1
- SCHMIDT, L.; WEISSBACH, F.; HOPPE, T. & S. KUHLA (1999): Untersuchungen zur Verwendung der Kotstickstoff-Methode für die Schätzung des energetischen Futterwertes von Weidegras und zum Nachweis der selektiven Futteraufnahme auf der Weide. Landbauforschung Völkenrode, Heft 3: 123 -135
- WEISSBACH, F.; KUHLA, S.; SCHMIDT, L. & A. HENKELS (1999): Schätzung der Verdaulichkeit und der umsetzbaren Energie von Gras und Grasprodukten. Proc Soc. Nutr. Physiol., 8: 72

Treffpunkt Biologische Vielfalt 7 2	2007	37 - 42	Hrsg.: Bundesamt für Naturschutz, Bonn
-------------------------------------	------	---------	--

Vegetationsdiversität in Kulturlandschaften: Alpha und Beta-Diversität und Landnutzung

VRONI RETZER¹ & CARL BEIERKUHNLEIN¹

Schlagwörter: Ähnlichkeitsindex; Landnutzung; Kulturlandschaft; Artenreichtum; Beta-Diversität; Ska-la

Einleitung

Trotz der weltweiten Bemühungen um den Schutz der natürlichen Ressourcen setzt sich der weltweite Artenrückgang fort (BINI et al., 2005). In Artikel 7 der Biodiversitätskonvention verpflichten sich die inzwischen 188 Unterzeichnerstaaten, die biologische Vielfalt zu überwachen. Darüber hinaus sollen Prozesse und Aktivitäten, die einen negativen Einfluss auf die Bewahrung und nachhaltige Nutzung biologischer Vielfalt haben, identifiziert werden (CONVENTION ON BIOLOGICAL DIVERSITY, 2005). Trotz dieser Selbstverpflichtung fehlt es bislang an Methoden, die nicht nur Artenzahlen sondern z. B. auch räumliche Diversität mit einbeziehen und zusätzlich Einflussfaktoren auf die Biodiversität berücksichtigen. Angesichts der Geschwindigkeit der aktuellen Veränderungen kann sich solches Monitoring nicht auf die Erfassung vollständiger Artenlisten z. B. in Florenwerken beschränken. Die vollständige Kartierung schon alleine von einzelnen Taxa ist sehr arbeitsaufwändig, so dass Daten immer über längere Zeiträume akkumuliert werden müssen. Deswegen sind solche Daten für ein regelmäßiges Monitoring von Veränderungen der Biodiversität nicht geeignet, auch wenn sie sowohl für Auswertungen zum Artenreichtum wie der räumlichen Diversität wertvolle Informationen liefern (s. z. B. LENNON et al., 2001; MAC NALLY et al., 2004).

Monitoringmethoden, die rasch ablaufende Veränderungen der biologischer Vielfalt erfassen und geeignet sind, verschiedene Ökosystemen miteinander zu vergleichen, müssen folgende Kriterien erfüllen:

1) BearbeiterInnenunabhängigkeit, 2) schnelle Erfassung (z. B. innerhalb einer Vegetationsperiode),

3) parallele Erfassung verschiedener Diversitätslevel (Alpha- und Beta-Diversität), 4) gleichzeitige Erfassung unterschiedlicher räumlicher Skalen, und 5) Bezug zu Steuergrößen, die die Biodiversität beeinflussen.

Neben dem Schutz von relativ unbeeinflussten Landschaften und Artengemeinschaften in Nationalparks und Naturschutzgebieten, besteht die für Mitteleuropa wohl wichtigste sich aus der Biodiversitätskonvention ergebende Verpflichtung in der nachhaltigen Nutzung der Kulturlandschaft. In Deutschland sind nur etwa 5,6 % der Landesfläche als Naturschutzgebiete oder Nationalparke geschützt, während die restlichen knapp 95 % primär für Land- und Forstwirtschaft genutzt werden (BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ, 2004). Maßnahmen, die den flächigen Erhalt der biologischen Vielfalt zum Ziel haben, müssen sich insbesondere mit diesen Flächen auseinandersetzen. Daher war die Entwicklung einer Methode zur umfassenden Beschreibung der Vegetationsdiversität in der Kulturlandschaft Ziel dieser Arbeit.

Lehrstuhl für Biogeografie, Universität Bayreuth, 95440 Bayreuth, vroni.retzer@uni-bayreuth.de

_

Material und Methoden

Beispielhaft wurden zwei Mittelgebirgslandschaften in Bayern als Untersuchungsgebiete herangezogen: die Nördliche Frankenalb und das Hohe Fichtelgebirge (vgl. Tab. 1).

Tab. 1: Vergleich der wichtigsten abiotischen Parameter der Untersuchungsgebiete

	Nördliche Frankenalb	Hohes Fichtelgebirge
Geologie	Jurakalke (Dannapfel, 1991)	Granit, Phyllite (DANNAPFEL, 1991)
Landnutzung	Mosaik aus Äckern, Grünland & Wäldern (Heindel, 1991)	Primäre forstliche Nutzung (Fichte) (HEINDEL, 1991)
Höhenlage	430-540 m üNN	650-800 m üNN
Jahresniederschlag	Pottenstein: 850 mm (EIDEN, 1991)	Fichtelberg: 1100 mm (EIDEN, 1991)

In jeder Landschaft wurde ein Ausschnitt von ca. 2,5 km x 2,5 km ausgewählt und dort ein systematisches Raster von 7 x 7 jeweils 100 m x 100 m großen Flächen im Abstand von 300 m hinein gelegt (systematische Rastermethode). Innerhalb jeder dieser Rasterzellen wurde die Landnutzung kartiert und von jeder Landnutzungseinheit eine vollständige Liste der höheren Pflanzen erhoben (genauere Beschreibung siehe RETZER, 1999). Hieraus ergeben sich für die Betrachtung der Artenzahlen drei Skalenebenen: 1) Landnutzungseinheit, 2) Rasterzelle und 3) Landschaftsausschnitt. Die Landnutzung wurde nach einem hierarchischen System in Landnutzungsklassen (z. B. Grünland) und -unterklassen (z. B. Mähwiese, Weide ...) untergliedert (s. a. Neßhöver, 1999; RETZER, 1999). Zwischen den benachbarten Rasterzellen wurde der Sörensenindex als Maß für die Beta-Diversität der Vegetation und der Bray-Curtis-Ähnlichkeitsindex als Maß für die Heterogenität der Landnutzung berechnet (KOLEFF et al., 2003). Bei normal verteilten Daten (graphischer Test und Shapiro-Wilk Test) wurde zum Vergleich der Mittelwerte der t-test eingesetzt, bei nicht normal verteilten Daten der genaue Wilcoxon Rang-Test (s. a. QUINN & KEOUGH, 2003). Hierzu wurde die Software R (R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2005) mit dem Zusatzpaket vegan verwendet (OKSANEN et al., 2005).

Ergebnisse

Artenreichtum

Der Artenreichtum in der Frankenalb ist auf jeder betrachteten Skalenebene höher als der im Hohen Fichtelgebirge. Auf der Landschaftsebene (alle Aufnahmen zusammen) wurden in der Frankenalb 438 Pflanzenarten gefunden, im Fichtelgebirge 236 Arten. 171 Arten kamen in beiden Untersuchungsgebieten vor. Die durchschnittliche Artenzahl pro Rasterzelle liegt mit durchschnittlich 120 Arten/ha in der Frankenalb im Vergleich zu 53 Arten/ha im hohen Fichtelgebirge signifikant höher (exakter Wilcoxon Test, p < 0,001). Auch auf der Ebene der einzelnen Landnutzungsklassen, finden sich in der Frankenalb pro Aufnahme einer Klasse mit genügender Grundgesamtheit in beiden Gebieten (Forst und Weg/Straße) im Schnitt signifikant mehr Arten (s. Abb. 1).

Beta-Diversität

Die räumliche Diversität innerhalb des Untersuchungsgebietes im Fichtelgebirge ist signifikant höher als in der Frankenalb (T-test: p < 0,001). Die Ähnlichkeit innerhalb jedes einzelnen Landschaftsausschnittes ist signifikant höher als diejenige zwischen den beiden Landschaften.

Vegetationsdiversität und Landnutzung

Sowohl Alpha- als auch Beta-Diversität korrelieren mit den Parametern für Landnutzungsdiversität bzw. - heterogenität: In der Frankenalb sind alle Parameter für Landnutzungsdiversität, die Zahl der Landnutzungseinheiten, -klassen und -unterklassen pro Rasterzelle positiv mit der Artenzahl korreliert. Für den Datensatz aus dem Hohen Fichtelgebirge ist die Korrelation weniger stark ausgeprägt (Tab. 2).

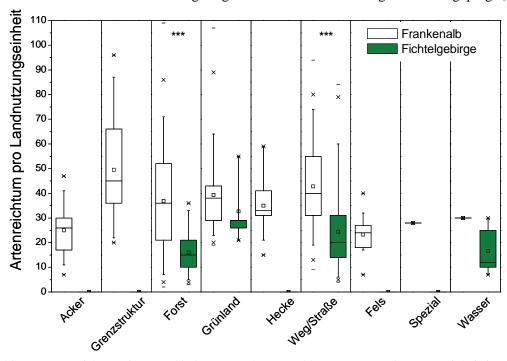


Abb. 1: Artenreichtum der verschiedenen Landnutzungsklassen pro Landnutzungseinheit in Frankenalb und Fichtelgebirge im Vergleich.

Tab. 2: Pearsons Korrelationskoeffizienten zwischen Parametern für Landnutzungsdiversität und der Artenzahl pro Rasterzelle in Frankenalb und Fichtelgebirge. Signifikanz ist dargestellt als: p < 0.001 '***', p < 0.05 '*'.

	Frankenalb	Fichtelgebirge
Zahl der Landnutzungsklassen/ha	0.64***	0.06
Zahl der Landnutzungsunterklassen/ha	0.70***	0.34***
Zahl der Landnutzungseinheiten/ha	0.63***	0.33***

Auch auf der eher abstrakten Ebene der räumlichen Ähnlichkeit gibt es einen signifikanten Zusammenhang zwischen der Ähnlichkeit in der Artenzusammensetzung der Vegetation (Sörensenindex) und der Ähnlichkeit in Landnutzungsheterogenität (Bray-Curtis-Index der Landnutzungsklassen) pro Rasterzelle (s. Abb. 2).

Diskussion

Im Vergleich zu Florenwerken, die auf wesentlich längerer und intensiverer Arbeit beruhen, erfasst die vorgestellte systematische Rastermethode einen guten Teil des auftretenden Artenreichtums: Im Vergleich zu den bis inklusive 1983 erhobenen Daten des Verbreitungsatlanten der Farn- und Blütenpflanzen Bayerns (SCHÖNFELDER et al., 1990) konnten auf jeweils weniger als 1 % des Messtischblattes sehr hohe Anteile der dort verzeichneten Artenzahl nachgewiesen werden: Im Fichtelgebirge wurden sogar mehr Arten gefunden, als bei SCHÖNFELDER et al., 1990 verzeichnet sind (140 %), in der Frankenalb wurden 78 % (Vergleich mit nördlichem Quadranten, in dem der größere Teil des Untersuchungsgebietes liegt) bzw. 121 % (Vergleich mit nördlichem Quadranten, der landschaftlich dem Untersuchungsgebiet ähnlicher ist) der bei SCHÖNFELDER et al., 1990) angegebenen Artenzahl ermittelt werden. Auch im Vergleich

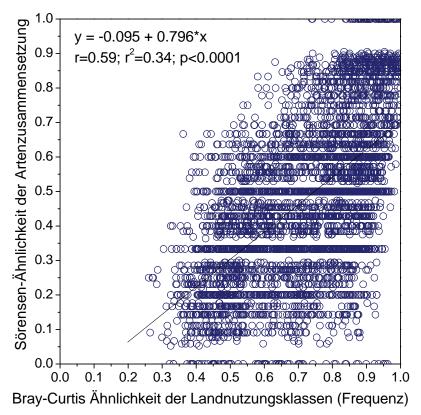


Abb. 2: Zusammenhang von Ähnlichkeit in der Artenzusammen-setzung der Vegetation (Beta-Diversität, Sörensenindex) mit der Ähnlichkeit des Landnutzungsregimes ausgedrückt als Bray-Curtis-Ähnlichkeit der Frequenz der Landnutzungs-klassen pro Rasterzelle (1 ha). Dargestellt ist der kombinierte Datensatz aus beiden Untersuchungsgebieten.

zu den aktuellen Daten der Regnitzflora (GATTERER et al., 2003) konnte ein Prozentsatz von 57 % (nördlicher Quadrant), bzw. 77 % (südlicher Quadrant) der dort verzeichneten Artenzahl gefunden werden.

Räumliche Diversität ist ein wichtiges Charakteristikum der Vegetationsdiversität, da sie indirekte Information über wichtige Parameter der Vegetationsstruktur und ihrer Populationsdynamik (Metapopulation z. B. LÖBEL et al., 2006) enthält. Die beiden untersuchten Landschaften unterscheiden sich signifikant in ihrer räumlichen Struktur. In der heterogener strukturierten Frankenalb ist es deshalb für die nachhaltige Nutzung wichtig, grö-Bere Landschaftsausschnitte bei der Konzeption von z. B. Agrar-Umweltmaßnahmen einzubeziehen.

Landnutzungsänderungen sind weltweit der bedeutsamste Faktor, der zum Rückgang von biologische Vielfalt beiträgt (SALA et al., 2000). Mitteleuropäische Landschaften sind momentan und künftig von verschiedenen Prozessen (Intensivierung, Fragmentierung, Nutzungsaufgabe) betroffen, die zu veränderter Landnutzung führen (s. z. B. BOUMA et al., 1998; JONGMAN, 2002) und damit auch die Biodiversität in der Kulturlandschaft entscheidend beeinflussen werden. Die Artenzahl in der Frankenalb ist signifikant positiv mit zunehmender Landnutzungsvielfalt verknüpft. Dass dieser Zusammenhang für das Untersuchungsgebiet Fichtelgebirge weniger deutlich ausfällt, liegt möglicherweise am Fehlen von Rasterzellen

mit hoher Landnutzungsdiversität. Neuere Untersuchungen in einem anderen Landschaftsausschnitt des Fichtelgebirges mit höherer Landnutzungsvielfalt zeigen tatsächlich ähnlich starke Korrelationen, wie sie hier im Landschaftsausschnitt Frankenalb nachgewiesen werden konnten (BUHK et al., eingereicht). Bei der Analyse des kombinierten Datensatzes (Abb. 2) zeigt sich über beide Landschaften hinweg, dass Rasterzellen, die sich in ihrer Landnutzungsvielfalt ähneln auch eine ähnliche Artenzusammensetzung haben. Der Zusammenhang zwischen Landnutzung und Vegetation gilt also nicht nur für Alpha- sondern auch für Beta-Diversität.

Schlussfolgerung & Ausblick

Die systematische Rastermethode erfüllt die Anforderungen an eine rasche, von BearbeiterInnen unabhängige Monitoringmethode. Sie erlaubt es, parallel zur Erhebung der Vegetationsdiversität (Alpha- und Beta-Diversität) auf verschiedenen räumlichen Skalenebenen, auch Faktoren zu erfassen, die die Biodiversität beeinflussen, wie hier gezeigt Landnutzung. Potentiell können aber auch andere Daten, die Biodiversität beeinflussen oder Indikatorfunktion haben, alleine oder in Kombination erfasst werden: z. B. das Störungsregime (BUHK et al., eingereicht) oder geomorphologische Vielfalt (BURNETT et al., 1998; JEDICKE, 2001).

Literaturverzeichnis

- BINI, L.M.; ALEXANDRE, J.; DINIZ-FILHO, F.; CARVALHO, P.; PINTO, M.P. & T.F. RANGEL (2005): Lomborg and the Litany of Biodiversity Crisis: What the Peer-Reviewed Literature Says. Conservation Biology 19: 1301-1305
- BOUMA, J.; VARALLYAY, G. & N.H. BATJES (1998): Principal land use changes anticipated in Europe. Agriculture, Ecosystems & Environment 67: 103-119.
- BUHK, C.; JENTSCH, A.; RETZER, V. & C. BEIERKUHNLEIN (eingereicht): Explaining plant diversity in cultural landscapes: a promising approach from central Europe. Agriculture Ecosystems & Environment
- BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ (Hrsg.) (2004): Daten zur Natur 2004. Bonn (Bundesamt für Naturschutz)
- BURNETT, M.; AUGUST, P.V.; BROWN JR, J.H. & K.T. KILLINGBECK (1998): The influence of geomorphological heterogeneity on biodiversity I: A patch-scale perspective. Conservation Biology 12: 363-370
- CONVENTION ON BIOLOGICAL DIVERSITY (2005): Convention on Biological Diversity. www.biodiv.org/convention/, letzter Zugriff: 21.3.2006.
- DANNAPFEL, M. (1991): Kurzer Abriss der Geologie von Oberfranken. Bayreuther Bodenkundliche Berichte 17: 11 19
- Eiden, R. (1991): Die klimatische Situation Oberfrankens. Bayreuther Bodenkundliche Berichte 17: 27-39
- GATTERER, K.; BAUER, E. & W. NEZADAL (Eds) (2003): Flora des Regnitzgebietes. Eching (IHW-Verlag)

- HEINDEL, F. (1991): Die oberfränkische Landwirtschaft, eine aktuelle Standortbestimmung. Bayreuther Bodenkundliche Berichte 1: 107-120
- JEDICKE, E. (2001): Biodiversität, Geodiversität, Ökodiversität: Kriterien zur Analyse der Landschaftsstruktur ein konzeptioneller Diskussionsbeitrag. Naturschutz und Landschaftsplanung 33: 59-68
- JONGMAN, R.H. (2002): Homogenisation and fragmentation of the European landscape: ecological consequences and solutions. Landscape and Urban Planning 58: 211-221
- KOLEFF, P.; GASTON, K.J. & J.J. LENNON (2003): Measuring beta diversity for presence-absence data. Journal of Animal Ecology 72: 367-382
- LENNON, J.J.; KOLEFF, P., GREENWOOD, J.J. & K.J. GASTON (2001): The geographical structure of British bird distributions: diversity, spatial turnover and scale. Journal of Animal Ecology 70: 966-979
- LÖBEL, S.; SNALL, T. & H. RYDIN (2006): Species richness patterns and metapopulation processes evidence from epiphyte communities in boreo-nemoral forests. Ecography 29: 169-182
- MAC NALLY, R.; FLEISHMAN, E.; BULLUCK, L.P. & C.J. BETRUS (2004): Comparative influence of spatial scale on beta diversity within regional assemblages of birds and butterflies. Journal of Biogeography 31: 917-929
- NEßHÖVER, C. (1999): Charakterisierung der Vegetationsdiversität eines Landschaftsausschnittes durch funktionelle Attribute von Pflanzen ein Beispiel aus der Nördlichen Frankenalb. In: BEIERKUHN-LEIN, C.(Hrsg.): Rasterbasierte Biodiversitätsuntersuchungen in nordbayrischen Landschaftsräumen. Bayreuth (Bayreuther Institut für Terrestrische Ökosystemforschung): 1-114
- OKSANEN, J.; KINDT, R. & R.B. O'HARA (2005): vegan: Community Ecology Package version 1.6-10. http://cc.oulu.fi/~jarioksa/, letzter Zugriff: 3.2.2006.
- QUINN, G.P. & M.J. KEOUGH (2003): Experimental design and data analysis for biologists. Cambridge (University Press)
- R DEVELOPMENT CORE TEAM (2005): R: A language and environment for statistical computing (http://www.R-project.org). R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
- RETZER, V. (1999): Charakterisierung und Vergleich der Vegetationsdiversität zweier Kulturlandschaften. In: BEIERKUHNLEIN, C. (Hrsg.): Rasterbasierte Biodiversitätsuntersuchungen in nordbayrischen Landschaftsräumen. Bayreuth (Bayreuther Institut für Terrestrische Ökosystemforschung): 117-206
- 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.; Lodge, D.M.; Mooney, H.A.; Oesterheld, M.; Poff, N.L.; Sykes, M.T.; Walker, B.H.; Walker, M. & D.H. Wall (2000): Biodiversity Global biodiversity scenarios for the year 2100. Science 287: 1770-1774
- Schönfelder, P., Bresinsky, A., Gernweidner, E., Krach, E., Linhard, H., Mergenthaler, O., Nezadal, W., & Wirth, V., Schönfelder, P. & A. Bresinsky (Hrsg.) (1990): Verbreitungsatlas der Farn- und Blütenpflanzen Bayerns. Stuttgart (Ulmer)

Treffpunkt Biologische Vielfalt 7	2007	43 - 48	Hrsg.: Bundesamt für Naturschutz, Bonn
-----------------------------------	------	---------	--

Erfahrungen aus der praktischen Erprobung von Ausschreibungen zur Honorierung pflanzlicher Artenvielfalt auf Grünlandflächen

MARKUS GROTH

Schlagwörter: Ausschreibungen; ELER-Verordnung; Agrarumweltpolitik; Multifunktionalität

1 Einleitung

Die nationale und internationale Agrarumweltpolitik ist derzeit durch grundlegende Entwicklungen geprägt, wobei der Multifunktionalität der landwirtschaftlichen Produktion eine zentrale Rolle zukommt. Dieser multifunktionale Charakter ist dadurch gekennzeichnet, dass die Landwirtschaft neben der Produktion klassischer Agrarerzeugnisse, wie Nahrungsmittel und Rohstoffe, unter anderem auch einen weit reichenden Einfluss auf den Umwelt- und Naturschutz sowie den Erhalt der Biodiversität ausübt (OECD 2001).

Dem spezifischen Schutz der Biodiversität, in Form ihres In-situ-Erhalts und ihrer nachhaltigen Nutzung, wurde mit dem 1992 verabschiedeten und international verbindlichen Übereinkommen über die Biologische Vielfalt (CBD) seitens der internationalen Staatengemeinschaft ein besonderer Stellenwert eingeräumt. Durch die Unterzeichnung der Biodiversitätskonvention haben sich auch die EU-Mitgliedsstaaten verpflichtet, entsprechende politische Maßnahmen zu ergreifen und notwendige Anreize für Landbewirtschafter zu setzen.¹

Mit dem Fokus auf die Landwirtschaft beinhaltet dies den Erhalt und die Förderung der Artenvielfalt auf landwirtschaftlich genutzten Flächen. Zur Erreichung der Biodiversitätsschutzziele und einer grundsätzlichen Förderung einer umweltschonenden Bewirtschaftung wurden maßgeblich mit der EU-Agrarreform aus dem Jahr 1992 Agrarumweltprogramme aufgelegt, welche sich bis heute zu den wesentlichen Aspekten der europäischen und nationalen Agrarpolitik entwickelt haben (MARGGRAF et al. 2005).

Doch wie erfolgt die Honorierung der Landwirte² innerhalb dieser Agrarumweltprogramme und im Zuge dessen die Anreizsetzung zur Produktion ökologischer Leistungen?

Sofern die Erbringung einer spezifischen Umweltleistung Eingang in ein Agrarumweltprogramm gefunden hat, ist eine Honorierung durch die Zahlung einheitlicher Prämien vorgesehen. Die ökonomische Schwäche dieses Grundsatzes einer einheitlichen Honorierung für eine identische Umweltleistung verdeutlicht der Aspekt, dass die Erbringung einer definierten Umweltleistung bei jedem Landwirt in der Regel unterschiedliche Kosten verursacht. Bei einer Honorierung über eine administrativ fixierte Einheitsprämie finden diese Kostenunterschiede keinerlei Berücksichtigung, was letztlich dazu führt, dass öffentliche Mittel undifferenziert und ineffizient eingesetzt werden (HOLM-MÜLLER et al. 2002).

_

¹ Insbesondere durch die Artikel 6, 8 und 11 der CBD.

Aus Gründen der einfacheren Lesbarkeit wird auf die explizite Nennung der weiblichen Form verzichtet. Sie ist selbstverständlich ebenfalls gemeint.

Diese Probleme werden zunehmend auch politisch erkannt und Ansätze zu ihrer Überwindung haben im Rahmen der Verordnung (EG) Nr. 1698/2005 ("ELER-Verordnung") Eingang in die aktuelle EU-Agrarreform für den Zeitraum 2007 bis 2013 gefunden. Hierbei ist für die vorliegende Untersuchung aus ökonomischer Sicht maßgeblich die in Artikel 39 der ELER-Verordnung bestimmte Möglichkeit relevant, dass Zahlungen für Agrarumweltmaßnahmen über eine Ausschreibung anstelle einer einheitlichen Prämie erfolgen können.

2 Das Forschungsprojekt

Die im Rahmen des vorliegenden Beitrags präsentierten Untersuchungen sind in das interdisziplinäre Gesamtprojekt "Ergebnisorientierte Honorierung ökologischer Leistungen der Landwirtschaft" eingebunden. Das Honorierungskonzept ist ergebnisorientiert ausgerichtet, beinhaltet in Form eines Ausschreibungsverfahrens die im Rahmen der Honorierung ökologischer Leistungen größtmögliche Einbeziehung marktwirtschaftlicher Strukturen und ist unter Berücksichtigung des Subsidiaritätsprinzips regional verankert. Zudem ermöglicht es die Beteiligung von lokalen Bevölkerungspräferenzen bei der ökologischen Zielfindung und legt einen besonderen Fokus auf eine ökonomisch effiziente Zielerreichung, wobei der Schwerpunkt auf dem Schutz der pflanzlichen Biodiversität liegt.

Als Modellregion der praktischen Erprobung fungiert der Landkreis Northeim in Südniedersachsen. Er grenzt unmittelbar an den Landkreis Göttingen und zeichnet sich durch seine vielfältige Landschaftsstruktur, seine landwirtschaftliche Flächennutzung und einem großen Interesse seitens der Agrarverwaltung und den relevanten Interessenvertretern an der Umsetzung des Forschungsprojekts aus.

3 Ausschreibungen von Umweltleistungen

3.1 Grundlagen

Bei einer Ausschreibung für Umweltleistungen handelt es sich um eine einseitige Ausschreibung mit den Akteuren der Vergabestelle (Agrarverwaltung) als durchführende Institution auf der Nachfrageseite und den Bietern (Landwirten) auf der Angebotsseite. Wie bei einer Auktion werden die Regeln für das Ausschreibungsverfahren durch die Vergabestelle vor Beginn der Ausschreibung festgelegt, den potenziellen Bietern bekannt gegeben und sie können nachträglich nicht mehr geändert werden. Somit kann eine Ausschreibung für öffentliche Güter – wie ökologische Leistungen der Landwirtschaft – als ein Marktmechanismus definiert werden, durch dessen Einsatz innerhalb eindeutig festgelegter Regeln und auf der Grundlage von Angeboten teilnehmender Bieter (Landwirte), Güter (Umweltleistungen) nachgefragt und Preise ermittelt werden (LATACZ-LOHMANN & VAN DER HAMSVOORT 1997).

Die Ziele eines Ausschreibungsverfahrens für Umweltleistung sind eng verbunden mit der Überwindung der Probleme einer Einheitsprämie, wie sie derzeit in Agrarumweltprogrammen verankert ist und können darauf aufbauend dargelegt werden. Bei einer Einheitsprämie ist das zentrale Problemfeld, dass alle teilnehmenden Landwirte unabhängig von ihren individuellen Kosten der Leistungserbringung eine einheitliche Zahlung erhalten. Neben den grundsätzlich mit einer derartigen Honorierung verbundenen Problemen kommt es zudem bedingt durch eine asymmetrische Informationsverteilung zu Lasten der Agrarverwal-

tung zu der Situation, dass die Festlegung der Höhe der Einheitsprämie in Unkenntnis der tatsächlichen Kosten der landwirtschaftlichen Betriebe erfolgt (HART & LATACZ-LOHMANN 2005).

Es ist ersichtlich, dass ein solches Vorgehen aus ökonomischer Sicht zu kritisieren ist und demzufolge fokussieren Ausschreibungen von Umweltleistungen seitens der durchführenden Institution in der Regel die folgenden drei wesentlichen Ziele: Kostenminimierung bzw. Nutzenmaximierung, Effizienz und Informationsgewinnung.

Zusammenfassend lässt sich feststellen, dass innerhalb einer Ausschreibung grundsätzlich divergierende Zielsetzungen und Anforderungen der handelnden Akteure vorhanden sind. Das Ziel der Vergabestelle ist es, ökologische Leistungen durch die Wahl eines geeigneten Ausschreibungsdesigns zu einem möglichst niedrigen Preis einzukaufen, wohingegen für die Landwirte der Anreiz besteht, durch die Wahl einer geeigneten Bietstrategie ökologische Leistungen zu einem möglichst hohen Preis zu verkaufen.

3.2 Ausschreibungsdesign im Rahmen des Forschungsprojekts

Für das Forschungsprojekt und die empirischen Untersuchungen wurde eine simultane preisdiskriminierende Mehrgüterausschreibung mit Preis-Mengen-Angeboten gewählt und im Rahmen von zwei aufeinander folgenden Ausschreibungsrunden praktisch erprobt. Dieses auf einer Niedrigstpreis-Ausschreibung beruhende Verfahren beinhaltet durch eine verdeckte Angebotsabgabe für die Vergabestelle die Möglichkeit, ökologische Leistungen zu unterschiedlichen Preisen nachzufragen und im Zuge dessen einen differenzierten und an den individuellen Kosten der Landwirte orientierten Einsatz finanzieller Mittel zu verfolgen.

Hinsichtlich der Angebotsbewertung und der Zuschlagserteilung wurde das Vorgehen einer kombinierten Bewertung gewählt, wobei sowohl ökologische als auch ökonomische Aspekte Berücksichtigung gefunden haben. Aus ökonomischer Sicht wurde der Angebotspreis pro Hektar herangezogen und als ökologisches Kriterium fungierte die Einstufung der angebotenen ökologischen Leistung in eine von drei Qualitätsabstufungen (BERTKE 2005). Ausgeschrieben wurde die Herstellung bzw. Erhaltung der Güterklassen Grünland I, Grünland II und Grünland III (wobei eine höhere Nummer eine höhere ökologische Wertigkeit repräsentiert). Innerhalb dieser Qualitätsklassen wurde nach dem günstigsten Angebotspreis pro Hektar auswählt.

4 Zeitlicher Ablauf und Ergebnisse der praktischen Erprobung

4.1 Zeitlicher Ablauf

Zu Beginn der Umsetzungsphase wurden in Kontakt mit dem Amt für Agrarstruktur Göttingen und in Anlehnung an bestehende Formulare die Ausschreibungsunterlagen erstellt. Demzufolge bestand eine größtmögliche Praxisorientierung für die Erprobung und gleichzeitig eine Vereinfachung für die mit einem neuartigen Instrument konfrontierten Landwirte. Die beiden dieser Arbeit zugrunde liegenden Ausschreibungsverfahren haben im Zeitraum 2004 bis 2005 und im Jahr 2006 stattgefunden und werden nun jeweils hinsichtlich ihres zeitlichen Ablaufs skizziert.

I. Ausschreibung 2004/2005

Zu Beginn des ersten Ausschreibungsverfahrens hat ein regionales Expertengremium (der Regional Beirat Northeim) im April 2004 den Nachfragekatalog beschlossen und die Ausschreibung wurde am 01. Juni 2004 öffentlich bekannt gemacht. Parallel dazu wurden drei räumlich über die Modellregion verteilte Informationsveranstaltungen für interessierte Landwirte durchgeführt, bei denen der Ablauf des Ausschreibungsverfahrens und die Ausschreibungsunterlagen erläutert wurden. Die Angebotsfrist endete nach sechs Wochen am 10. Juli 2004 und bis zum Ende der Zuschlagsfrist am 17. Juli 2004 wurden nach der Submission der Angebote die entsprechenden Zuschläge und Absagen an die Landwirte verschickt. Die Kontrolle der ökologischen Güter erfolgte bis zum 31. Juli 2005 und die Auszahlung an die Landwirte nach einer erfolgreichen Kontrolle im August 2005.

II. Ausschreibung 2006

Das zweite Ausschreibungsverfahren wurde auf der Grundlage des durch den Regionalen Beirat Northeim im Januar 2006 beschlossenen Nachfragekatalogs ökologischer Güter durchgeführt. Im Verlauf des Ausschreibungsverfahrens hatten die Landwirte bis zur Angebotsfrist am 31. März 2006 Zeit, ihre Angebote abzugeben, die seitens der Projektmitarbeiter bis zum 07. April 2006 bewertet wurden. Die Kontrolle der ökologischen Güter erfolgte hier bedingt durch zeitliche Restriktionen des Forschungsprojekts bereits bis zum 31. Juli des selben Jahres, so dass die Auszahlung an die Landwirte im Fall einer positiven Kontrolle im August 2006 durchgeführt werden konnte.

4.2 Ausschreibungsergebnisse

Nachdem der jeweilige zeitliche Ablauf der Ausschreibungsverfahren skizziert wurde, erfolgt nun eine Gegenüberstellung zentraler Ergebnisse beider Ausschreibungsrunden. Hierzu werden die fristgerecht und formal korrekt eingegangenen Angebote für die ökologischen Güter Grünland I, II und III in Tab. 1 jeweils anhand der Spanne der Angebotspreise in €pro Hektar sowie der auf ganze Euro gerundeten Mittelwerte der Angebotspreise, der Anzahl der angebotenen Schläge, der auf volle Hektar gerundeten Gesamtfläche und der Anzahl der ein Angebot abgebenden Landwirte gegenübergestellt und nachfolgend diskutiert.

Ein Vergleich der Preisspannen der eingegangenen Angebote zeigt, dass es sowohl in der Ausschreibung 2004/2005 als auch in der wiederholten Ausschreibung im Jahr 2006 für alle Abstufungen der ökologischen Güter Grünland zu weit reichenden Unterschieden der individuellen Angebotspreise gekommen ist. Eine Ausweitung der Preisspanne hat sich im Vergleich der zweiten zu der ersten Ausschreibung einzig für die hochwertigsten Umweltleistungen eingestellt. Für die ökologischen Güter Grünland I ist es ebenso wie – in geringem Umfang – auch für die ökologischen Güter Grünland II zu einer Verringerung der Preisspanne gekommen. Nichtsdestoweniger verdeutlichen die Ergebnisse auch für die zweite Ausschreibungsrunde die unter der Nutzung eines Ausschreibungsverfahrens aufgedeckten unterschiedlichen Angebotspreise und damit einhergehend das Potenzial für einen differenzierteren und effizienteren Finanzmitteleinsatz gegenüber einer staatlich fixierten Einheitsprämie.

Tab. 1: Gegenüberstellung zentraler Ergebnisse der eingegangenen Angebote für die Ausschreibungen 2004/2005 und 2006

	Ausschreibung	Ausschreibung
	2004/2005	2006
Grünland I		
- Spanne der Angebotspreise in €/ ha	40 – 250 (Ø 101)	25 – 160 (Ø 94)
- Anzahl der Schläge	130	216
- Gesamtfläche in ha	221	341
- Anzahl der Landwirte	27	26
Grünland II		
- Spanne der Angebotspreise in €/ ha	55 – 300 (Ø 142)	75 – 300 (Ø 148)
- Anzahl der Schläge	32	56
- Gesamtfläche in ha	53	83
- Anzahl der Landwirte	16	18
Grünland III		
- Spanne der Angebotspreise in €/ ha	100 – 350 (Ø 203)	150 – 450 (Ø 257)
- Anzahl der Schläge	18	23
- Gesamtfläche in ha	37	32
- Anzahl der Landwirte	8	7

Quelle: Eigene Berechnungen.

Für beide Ausschreibungsrunden ist hinsichtlich des Preisniveaus zu erkennen, dass dies mit einem höheren ökologischen Nutzen von Gut Grünland I über Gut Grünland II bis hin zu Gut Grünland III ebenfalls angestiegen ist. Ein Absinken des Preisniveaus der eingegangenen Angebote von der ersten zur zweiten Ausschreibung ist in einem moderaten Umfang lediglich für die ökologischen Güter Grünland I zu erkennen. Für die ökologischen Güter Grünland III hat sich diesbezüglich ein leichter und für die hochwertigsten ökologischen Güter Grünland III einer umfangreicher Anstieg der Angebotspreise eingestellt.

Hinsichtlich der Anzahl der angebotenen Schläge – und demzufolge der eingegangenen Angebote – ist es in der zweiten Ausschreibung für alle Qualitätsstufen der Umweltleistungen zu einem mitunter weit reichenden Anstieg gekommen. Im Zuge dessen hat sich für die ökologischen Güter Grünland I und II zudem die angebotene Gesamtfläche erhöht. Demgegenüber ist trotz einer größeren Zahl von Angeboten die gesamte angebotene Grünlandfläche für das Gut Grünland III zurückgegangen. Folglich zeigt die Entwicklung von der Ausschreibung 2004/2005 hin zur Ausschreibung 2006 hier sowohl ein zunehmendes Interesse und auch ein größeres Vertrauen seitens der Landwirte in Form einer für alle ökologischen Güter steigenden Anzahl von Angeboten.

5 Zusammenfassung

Die bisher gesammelten praktischen Erfahrungen und die hier präsentierten Ergebnisse zeigen, dass sich ein Ausschreibungsverfahren auch für Umweltleistungen praktisch umsetzen lässt und in der Modellregion seitens der Landwirte auf großes Interesse gestoßen ist. Aus den Ergebnisse der beiden Ausschreibungsrunden kann gefolgert werden, dass sich die Landwirte tatsächlich mit individuell verschiedenen

Kostenstrukturen und Produktionsbedingungen konfrontiert gesehen haben und eine Orientierung daran stattgefunden hat, was das praktische Potenzial für einen effizienteren Einsatz knapper finanzieller Mittel durch Ausschreibungen im Vergleich zu einer einheitlichen Prämie erwarten lässt. Damit einher geht die sich durch ein Ausschreibungsverfahren eröffnete Möglichkeit der Informationsgewinnung über die tatsächlichen Kosten landwirtschaftlicher Betriebe. Diese können für zukünftige Ausschreibungsverfahren und Prämienfestlegungen herangezogen und infolgedessen eine Minimierung der Informationsasymmetrie zwischen Agrarverwaltung und Landwirten ermöglicht werden.

6 Literaturverzeichnis

- BERTKE, E. (2005): Ökologische Güter in einem ergebnisorientierten Honorierungssystem für ökologische Leistungen der Landwirtschaft: Herleitung, Definition, Kontrolle: Göttingen, Univ., Diss. Stuttgart (Ibidem)
- HART, R. & U. LATACZ-LOHMANN (2005): Combating Moral Hazard in Agri-Environmental Schemes: A Multiple Agent Approach. European Review of Agricultural Economics 1: 75-91
- HOLM-MÜLLER, K., RADKE, V. & J. WEIS (2002): Umweltfördermaßnahmen in der Landwirtschaft Teilnehmerauswahl durch Ausschreibungen? Agrarwirtschaft 51(2): 112-120
- LATACZ-LOHMANN, U. & C. VAN DER HAMSVOORT (1997): Auctioning Conservation Contracts: A Theoretical Analysis and an Application. American Journal of Agricultural Economics 79: 407-418
- MARGGRAF, R.; BERGMANN, H.; BERTKE, E.; GEROWITT, B. & S.-K. HESPELT (2005): Effiziente und effektive Ausgestaltung der Agrarumweltprogramme: Beiträge zum Landwirtschaftsrecht und zur Biodiversität, III. In: CYBULKA, D. (Hrsg.) Wege zu einem wirksamen Naturschutz: Erhaltung der Biodiversität als Querschnittsaufgabe. Baden-Baden (Nomos): 93-102
- OECD (2001): Multifunctionality Towards an Analytical Framework. Paris.

Treffpunkt Biologische Vielfalt 7	2007	49 - 55	Hrsg.: Bundesamt für Naturschutz, Bonn
-----------------------------------	------	---------	--

Ökonomische Bewertung exemplarischer Risiken des großflächigen Anbaus von gentechnisch verändertem Raps in Deutschland

MANUEL THIEL & JAN BARKMANN

Schlagwörter: "Grüne Gentechnik"; Koexistenz; Choice-Experiment; Nutzen-Kosten-Analyse

1 Bezug zum Übereinkommen über die biologische Vielfalt

Die potentiellen Chancen und Risiken der Anwendungen der Gentechnik in der Landwirtschaft und Nahrungsmittelerzeugung, der sog. "Grünen Gentechnik" berühren in starkem Maße die Grundsätze des Übereinkommens über die biologische Vielfalt. Insbesondere der Artikel 19 der CBD hebt den Umgang mit Biotechnologie und möglichen, aus ihr resultierenden nachteiligen Auswirkungen hervor. Ferner betont der Artikel 16 der CBD, dass der Zugang und die Weitergabe von Technologie auch explizit die Biotechnologie umfasst. Die Bedeutung einer ökonomischen Bewertung ergibt sich u. a. aus den Prinzipien des ökosystemaren Ansatzes der CBD. Hier wird die Bedeutung der wirtschaftlichen Dimensionen von biodiversitätsrelevanten Entscheidungsprozessen hervorgehoben.

2 Einleitung

Mit dem Ende des "de facto Moratoriums" im Jahre 2003 wurde auch in EU-Europa der großflächige, kommerzielle Anbau von gentechnisch veränderten Pflanzen (GVP) ermöglicht. Geregelt wird dies im Rahmen von mehreren EU-Richtlinien und -Verordnungen (z. B. RL 2001/18/EG, VO 1829/2003, VO 1830/2003), die zum Teil durch das deutsche Gesetz zur Regelung der Gentechnik (GenTG) umgesetzt werden und zum Teil direkt gelten. Da entsprechend der Vorgaben der EU keine Form der landwirtschaftlichen Erzeugung - ob konventionell, ökologisch oder gentechnisch veränderte Organismen nutzend - in der EU ausgeschlossen sein soll (KOM 2003/556/EG), rückt die Frage der *Koexistenz* dieser verschiedenen Wirtschaftweisen in den Mittelpunkt. Derzeit müssen Produkte, die aus GVP hergestellt wurden oder zu mehr als 0,9 % GVP enthalten, gekennzeichnet werden. Eier, Milch und Fleischprodukte, die mit GVP-Futtermitteln erzeugt wurden, sind davon ausgenommen. Hochverarbeitete Produkte, wie etwa raffiniertes Rapsöl oder Maisstärke, fallen hingegen unter die Kennzeichnungspflicht, auch wenn diese keine Transgene mehr enthalten.

Für eine sehr gute Übersicht über den derzeitigen Diskussionsstand zu Risiken und Vorteilen der "Grünen Gentechnik" siehe WEAVER & MORRIS 2005 (vgl. auch GRUÈRE 2006, NOUSSAIR et al. 2004, TSIOUMANI 2004). Befürworter erwarten eine Sicherung oder Steigerung der landwirtschaftlichen Erträge, z. B. durch geringere Ernteverluste aufgrund von Schädlingseinwirkung. Positive Effekte werden auch durch einen verminderten Einsatz von Pflanzenschutzmitteln erwartet. Kritiker hingegen verweisen auf potenzielle Gefahrenquellen, etwa die Auskreuzungen der GVP in Saatgutbestände oder gar in Wildpopulationen verwandter Taxa. Letzteres könnte u. a. die evolutionäre Integrität der betroffenen Arten beeinträchtigen. Weitere negative Auswirkungen auf den Naturhaushalt oder auf die menschliche Gesundheit (Allergien,

Antibiotika-Resistenzen) könnten hinzukommen. Befürworter betonen, dass bisherige Studien keine signifikant negativen Auswirkungen vermuten lassen, oder nur solche die auch im Rahmen der konventionellen Pflanzenzüchtung aufträten. Dem entgegnen Kritiker, dass viele der zunächst als spekulativ geltenden negativen Auswirkungen bereits dokumentiert worden seien und zudem Langzeituntersuchungen fehlen.

Im Jahr 2006 wird deutschlandweit in 12 Bundesländer GV-Mais auf einer Fläche von ca. 950 ha angebaut. In kleinerem Umfang (insgesamt ca. 9 ha) erfolgen zusätzlich Freisetzungsversuche mit Raps, Kartoffeln, Gerste und Erbsen (BVL: Standortregister, Stand August 2006). Insbesondere der mögliche Rapsanbau wird derzeit intensiv diskutiert, da Raps viele potentielle Kreuzungspartner in Europa besitzt und die Auskreuzung von GV-Raps daher besondere Probleme aufwerfen kann. Unter Koexistenz-Gesichtspunkten ist Raps weiterhin besonders problematisch, da keimungsfähige Rapssamen mehrere Jahre im Boden überdauern können, Raps ein hohes Verwilderungspotential besitzt und Rapspollen über größere Entfernungen transportiert werden (siehe nächster Abschnitt).

In diesem Beitrag zeigen wir auf, wie aktuelle naturwissenschaftliche Erkenntnisse über Koexistenz-Probleme beim Raps genutzt werden können, um auch die ökonomischen Risiken eines großflächigen Anbaus von GV-Raps abzuschätzen. Im folgenden Abschnitt stellen wir dazu exemplarisch das Risiko einer Kontamination von konventionellen Rapsernten durch den GV-Anbau dar. Der Abschnitt 4 beschreibt die im Rahmen des BMBF-geförderten Verbundvorhabens *GeneRisk* geplante ökonomische Bewertung dieser und ähnlicher Risiken.

3 Zur Ausbreitungsdynamik von GV-Raps

Anders als etwa bei Mais (*Zea mays*) werden Rapspollen durch Wind oder Bienen über größere Entfernungen verbreitet. Raps (*Brassica napus*) ist eine der wenigen Kulturpflanzen, die sich mit in Mitteleuropa heimischen Wildpflanzen kreuzen kann. Hierzu zählen unter anderem Rübsen (*Brassica rapa*), Hederich (*Raphanus raphanistrum*) und Ackersenf (*Sinapis arvensis*). Darüber hinaus verfügt Raps über ein hohes Ausbreitungs- und Verwilderungspotential (SCHÖNFELD et al. 2004).

Im Rahmen des Forschungsverbundes GenEERA (Generische Erfassung und Extrapolation der Raps-Ausbreitung, BRECKLING et al. 2004) wurde das Ausbreitungsverhalten von Raps-Transgenen modelliert. Ziel des Projektes war es, vor einem großflächigen Anbau von GV-Raps Vorhersagen über dessen Ausbreitung und Überdauerung in der Landschaft zu machen. Es wurde u. a. ein Simulationsmodell entwikkelt und eingesetzt (MIDDELHOFF et al 2003, BRECKLING et al. 2003), mit dem die Häufigkeit von Transgenen im Erntegut und im Samenvorrat des Bodens in Abhängigkeit von Szenarienvorgaben wie der Anbaudichte von GV-Raps berechnet werden kann. Die Modellergebnisse zeigen u. a., dass der durchschnittliche Anteil an GV-Raps im Erntegut eines konventionellen Schlages, der einem Schlag mit GV-Raps benachbart ist, umso höher liegt, je kleiner der konventionelle Schlag ist. Der Anbau von GV-Raps in unmittelbarer Nachbarschaft zu konventionellem Raps erfordert in vielen Landschaften Isolationsabstände zur Vermeidung substanzieller GV-Kontamination. Weiterhin kann aufgrund der hohen Überdauerungsfähigkeit (*Persistenz*) der Rapssamen im Boden bereits ein einmaliger Anbau von GV-Raps eine konventionelle Rapsfolgenutzung für mehr als 10 Jahre mit hohen GV-Rapsgehalten belasten. Der GV-

Durchwuchs in den ersten Jahren nach einer GV-Nutzung verursacht Auskreuzung in konventionelle Nachbarschläge.

In einer detaillierten Regionalstudie für das Land Schleswig-Holstein wurde abgeschätzt, welche Auswirkungen ein 10 %- und ein 50 %-Anbau von GV-Raps vermutlich auf die konventionelle Rapserzeugung in diesem Bundesland haben werden (MIDDELHOFF et al. 2004). Drei Pfade für eine Kontamination konventioneller Rapsfelder wurden untersucht: (a) Durchwuchs von GV-Raps aus einer Vornutzung, (b) Einträge von GV-Pollen aus Nachbarflächen, und (c) Einträge über Pollenferntransport. Eine detaillierte ökonomische Auswertung der Ergebnisse soll u. a. im laufenden Projekt *GeneRisk* erfolgen. Eine von uns auf Grundlage dieser Daten vorgenommene, grobe Abschätzung der nach 5 Jahren 10 % GV-Rapsanteil in Schleswig-Holstein betroffenen Flächen (Rapsanbau pro Jahr insgesamt ca. 75.000 ha) geht von etwa 950 ha Fläche aus, deren durchschnittlicher GV-Gehalt über 0,9 % liegen würde. Nach weiteren 5 Jahren mit 50 %-GV-Rapsanteil steigt dieser Wert auf ca. 4.400 ha.

4 Ökonomische Bewertung des Risikos von großflächigem GV-Rapsanbau

Ein Schwerpunkt des Nachfolgeprojekts *GeneRisk*¹ liegt in der wohlfahrtsökonomischen Bewertung, des Umgangs mit gentechnisch veränderten Pflanzen am Beispiel von Raps und Mais. Ein zentrales Instrument der wohlfahrtsökonomischen Analyse ist die Nutzen-Kosten-Analyse (NKA) (MARGGRAF & STREB 1997). Das Kennzeichen der NKA besteht darin, alle wirtschaftlichen Auswirkungen verschiedener Handlungsoptionen möglichst vollständig in Geldeinheiten umzusetzen und so zu vergleichen. Die NKA berücksichtigt dabei nicht nur unmittelbar in Geldeinheiten angebbare Größen wie z. B. Veränderungen von Kosten, Gewinnen oder Preisen. Sie erfordert auch die Erfassung von Nutzeneinbußen bei den sog. Nicht-Marktgütern, für die oftmals Angaben in Geldeinheiten zunächst nicht vorliegen. Im Fall der "Grünen Gentechnik" handelt es sich beispielsweise um Nachteile für die Konsument/innen etwa durch die eingeschränkte Wahlfreiheit zwischen GV-Produkten und vollständig gentechnikfreien Produkten, oder auch durch vermutete Gesundheitsprobleme. Berücksichtigt wird weiterhin eine Abneigung der Bürger/innen gegen als negativ wahrgenommene ökologische Veränderungen, z. B. durch die Verbreitung von Transgenen in Wildpopulationen rapsverwandter Arten, oder durch ökosystemare Änderungen innerhalb des trophischen Gefüges.

Die bisherige Forschung zeigt, dass die europäischen Bevölkerung GV-Lebensmitteln gegenüber skeptisch ist (LUSK et al. 2003, NOUSSAIR et al. 2004, TSIOUMANI 2004). Eine differenzierte Betrachtung der Effekte verschiedener Kennzeichnungen bzw. Toleranzschwellen für die Kennzeichnungspflicht steht jedoch noch aus. Variationen in den Kennzeichnungsgrenzwerten haben ihrerseits Implikationen für die Kosten, die erforderlich sind, um die Koexistenz von konventioneller, Bio- und GV-Landwirtschaft zu sichern. Während diese betriebswirtschaftlichen Kosten von einem anderen GeneRisk-Projektpartner berechnet werden, ist es unsere Aufgabe, (a) die Präferenzen der Bevölkerung für die Nicht-Markwerte verschiedener Regelungsoptionen für die Koexistenz zu ermitteln und dann (b) zusammen mit den betriebswirtschaftlichen Ergebnissen zu einer NKA zusammen zu führen. Die Präferenzen der Bevölkerung werden über ein *Choice-Experiment* erhoben werden. Choice-Experimente gehören zu den *Stated Prefe*-

_

Weiterführende Informationen zu *GeneRisk* können auf folgender Internetseite gefunden werden: http://www.sozial-oekologische-forschung.org/de/692.php

rence-Methoden (z. B. PEARCE 1993). Stated Preference-Methoden beobachten nicht das tatsächliche Verhalten der Wirtschaftssubjekte, sondern beruhen auf deren Aussagen über ihr Verhalten in hypothetischen Situationen. Entsprechende sozialwissenschaftliche Befragungen erlauben die Modellierungen individuellen Wertschätzungen für ein bestimmtes Gut bzw. dessen Eigenschaften. Bei einem Choice Experiment wählen die Befragten zwischen verschiedenen Handlungsoptionen, die ihnen am vorteilhaftesten erscheinende Option aus. Dabei kann es sich um den Kauf verschiedener Rapsprodukte handeln, die sich beispielsweise darin unterscheiden, wie teuer sie sind, wie hoch der Anteil an verwendetem GV-Raps ist, wie das Produkt gekennzeichnet ist oder ob bei der Produktion besondere Umweltbeeinträchtigungen aufgetreten sind. Bei systematischer Variation dieser Eigenschaften erlauben es die Auswahlentscheidungen der Befragten, Rückschlüsse auf deren Präferenzen zu ziehen. Diese Präferenzen lassen sich in Zahlungsbereitschaften für oder gegen das Auftreten der Produkteigenschaften ausdrücken und somit in die NKA integrieren.

Für eine größenordnungsmäßige Abschätzung der betriebswirtschaftlichen Auswirkungen von zwei Szenarien des Anbaus von GV-Raps ohne weitere Koexistenzmaßnahmen greifen wir auf die grobe Abschätzung der durch GV-Saatgut oder Pollentransport beeinträchtigten konventionellen Rapsfelder für Schleswig-Holstein zurück (Grundlagendaten: MIDDELHOFF et al. 2004). International wird davon ausgegangen, dass GV-freier Raps aufgrund der höheren Produktionskosten 10-20 % höhere Kosten verursacht und daher mit einem entsprechenden Preisaufschlag gehandelt werden wird (BOCK 2002, BROOKES et al. 2005, KOHLER 2005). In einem 10 %-GV-Raps-Anbauszenario würden unseren Abschätzungen nach 950 ha konventionell bewirtschaftete Rapsfläche in Schleswig-Holstein beeinträchtigt werden. Dies entspricht einem Verlust von insgesamt ca. 190.000 €a für die betroffenen Betriebe, denen optimistisch gerechnete Kosteneinsparungen (z. B. STRATEGY UNIT 2003) von etwa 1,5 Mio. €a auf den GV-Rapsflächen gegenüber stehen. Bei 2,82 Mio. Einwohnern in Schleswig-Holstein reicht daher eine Zahlungsbereitschaft von unter 50 Cent pro Einwohner und Jahr, um die optimistisch angenommenen betriebswirtschaftlichen Vorteile des 10 %-GV-Raps-Anbauszenarios auszugleichen. Im 50 % Szenario sind ca. 2,50 €erforderlich. Diese Ergebnisse hängen nicht nur von der Abschätzung der betroffenen Flächen ab, sondern auch von Annahmen über die Entwicklung der Märkte für konventionelles und GV-Rapsgut in der EU und weltweit. Hierüber kann derzeit nur spekuliert werden kann. Bereits die obige Analyse ist jedoch informativ, um die Größenordnung der Zahlungsbereitschaft für den Schutz von Nicht-Markgütern abzuschätzen, die erforderlich ist, um den Anbau von GV-Raps wohlfahrtsökonomisch unattraktiv erscheinen zu lassen.

Mehrere Studien über die Zahlungsbereitschaft für gentechnikfreie Lebensmittel zeigen, dass zur Vermeidung potenzieller Risiken einer Nahrungsmittelwirtschaft mit GV-Einsatz erhebliche Zahlungsbereitschaften vorhanden sind (CARLSSON et al. 2004, RIGBY et al. 2004). So zeigen beispielsweise. MOON & BALASUBRAMANIAN (2003), dass Konsument/innen in Großbritannien bereit sind, zwischen 19-35 % mehr für gentechnikfreie Frühstücksflocken aufzuwenden. Dies entspricht einer Zahlungsbereitschaft von zusätzlich ca. 50-90 Cent pro Tüte bei durchschnittlich 2,50 €je Packung. In der Studie von LUSK et al. (2003) ist eine deutliche Zahlungsbereitschaft für Rindfleisch aus gentechnikfreier Fütterung vorhanden, die auf deutsche Verhältnisse übertragen etwa einen Preisaufschlag von 1,80 €kg bedeutet. Aus wohlfahrtsökonomischer Sicht könnte sich der Anbau von GV-Raps bei Beibehaltung der derzeitigen Anbaumuster trotz betriebswirtschaftlicher Vorteile daher durchaus als wirtschaftlich ineffizient erweisen.

5 Ausblick

In Vorbereitung für die im kommenden Jahr erfolgende Konsumentenbefragung werden derzeit erste qualitative Interviews erarbeitet. Parallel dazu erfolgen die inhaltlichen und technischen Vorbereitungen für das Choice-Experiment. Die Befragung wird auf der Basis einer bundesweiten Stichprobe mit einer regionalen persönlichen und einer überregionalen schriftlich-postalischen Erfassung erfolgen. Dabei werden neben dem Choice-Experiment auch sozioökonomische Kenngrößen ebenso berücksichtigt wie Wissens- und Einstellungsaspekte. Die zu erstellende NKA wird neben weit detaillierteren betriebswirtschaftlichen Daten, unter Berücksichtigung optimierter Anbaumuster für GV-Raps und GV-Mais, staatliche Verwaltungskosten und Koexistenz-Kosten innerhalb der Produktions- und Vermarktungskette umfassen. Abschließende Ergebnisse sind für 2008 zu erwarten. Es scheint derzeit, als würde die Politik bereits vorher eine Novellierung des GenTG vornehmen.

6 Danksagung

Wir danken B. Breckling, U. Middelhoff und W. Windhorst vom Forschungsverbund GenEERA für ihre freundliche Unterstützung und die Möglichkeit auf teilweise noch unveröffentlichte Daten zugreifen zu können. Das Projekt *GeneRisk* wird gefördert durch das BMBF (FKZ: 07VPS14A-F).

7 Literatur

- BOCK, A.-K.; LHEUREUX, K.; LIBEAU-DULOS, M.; NILSAGARD, H. & E. RODRIGUEZ-CEREZO (2002): Scenarios for co-existence of genetically modified, conventional and organic crops in European agriculture. Brussels (European Commission Joint Research Centre)
- Breckling, B.; Middelhoff, U.; Borgmann, P.; Menzel, G.; Brauner, R.; Born, A.; Laue, H.; Schmidt, G.; Schröder, W.; Wurbs, A. & M. Glemnitz (2003): Biologische Risikoforschung zu gentechnisch veränderten Pflanzen in der Landwirtschaft: Das Beispiel Raps in Norddeutschland. Bits und Gene. In: Reuter H; Breckling, B. & A. Mittwollen (Hrsg.) Theorie in der Ökologie 9: 19-46
- Breckling, B.; Baumann, R.; Borgmann, P.; Born, A.; Brauner, R. Brozio, S.; Christ, H.; Funke, B.; Glemnitz, M.; Hurka, H.; Kessler, M.; Laue, H.; Menzel, G.; Middelhoff, U.; Neuffer, B.; Reiche, E.-W.; Rinke, A.; Schmidt, G.; Schröder, W. & A. Wurbs (2004): Generische Erfassung und Extrapolation der Raps-Ausbreitung. GenEERA. Abschlussbericht
- BROOKES, G.; CRADDOCK, N. & B. KNIEL (2005): The Global GM Market: Implications for the European Food Chain. An analysis of labelling requirements, market dynamics and cost implications. Report on request of varied players in the European food and feed supply chain, www.agbios.com, 07.08.06
- CARLSSON, F.; FRYKBLOM, P. & C.-J. LAGERKVIST (2004): Consumer benefits of labels and bans on genetically modified food An empirical analysis using Choice Experiments. Gothenburg (Gothenburg University, Department of Economics) (Working Paper in Economics 129)
- EUROPÄISCHE KOMMISSION (2003): Empfehlungen der Kommission vom 23. Juli 2003 mit Leitlinien für die Erarbeitung einzelstaatlicher Strategien und geeigneter Verfahren für die Koexistenz gentechnisch veränderter, konventioneller und ökologischer Kulturen. (2003/556/EG)

- EUROPÄISCHES PARLAMENT UND RAT DER EU (2001): Richtlinie 2001/18/EG des europäischen Parlaments und des Rates vom 12. März 2001 über die absichtliche Freisetzung genetisch veränderter Organismen in die Umwelt und zur Aufhebung der Richtlinie 90/220/EWG des Rates.
- EUROPÄISCHES PARLAMENT UND RAT DER EU (2003): Verordnung (EG) Nr. 1829/2003 des europäischen Parlaments und des Rates vom 22. September 2003 über genetisch veränderte Lebensmittel und Futtermittel.
- EUROPÄISCHES PARLAMENT UND RAT DER EU (2003): Verordnung (EG) Nr. 1830/2003 des europäischen Parlaments und des Rates vom 22. September 2003 über die Rückverfolgbarkeit und Kennzeichnung von gentechnisch veränderten Organismen und über die Rückverfolgbarkeit von aus genetisch veränderten Organismen hergestellten Lebensmitteln und Futtermitteln sowie zur Änderung der Richtlinie 2001/18/EG.
- GESETZ ZUR REGELUNG DER GENTECHNIK Gentechnikgesetz vom 20. Juni 1990, zuletzt geändert durch Art. 1 G v. 17.3.2006 I 534.
- GRUÈRE, G.P. (2006): A preliminary comparison of the retail level effects of genetically modified food labelling policies in Canada and France. Food Policy 31: 148-161
- KOHLER, R. (2005): Kosten der Koexistenz landwirtschaftlicher Anbausysteme mit und ohne Gentechnik eine Literaturanalyse. Agroscope FAL, Reckenholz (CH)
- LOUVIERE, J.J.; HENSHER, D.A. & J.D. SWAIT (2000): Stated Choice Methods Analysis and Application. Cambridge (Cambridge University Press)
- LUSK, J.L.; ROOSEN, J. & J.A. FOX (2003): Demand for beef from cattle administered growth hormones or fed genetically modified corn: A comparison of consumers in France, Germany, The United Kingdom and The United States. American Journal of Agricultural Economics 85(1): 16-29
- MARGGRAF, R. & S. STREB (1997): Ökonomische Bewertung der natürlichen Umwelt: Theorie, politische Bedeutung, ethische Diskussion. Heidelberg (Spektrum)
- MIDDELHOFF, U. & B. BRECKLING (2003): Modelling population interactions and dispersal of oilseed rape (*Brassica napus L.*, *Brassicaceae*). Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie 33: 273
- MIDDELHOFF, U.; BAUMANN, R.; KESSLER, M.; REICHE, E.-W.; RINKER, A.; TILLMANN, J. & W. WIND-HORST (2004): Teil D: Regionalstudie Schleswig-Holstein. In: BRECKLING et al.: Generische Erfassung und Extrapolation der Raps-Ausbreitung. GenEERA. Abschlussbericht
- NOUSSAIR, C.; ROBIN, S. & B. RUFFIEUX (2004): Do consumers really refuse to buy genetically modified food? The Economic Journal 114: 102-120
- PEARCE, D. (1993): Economic Values and the natural world. London (Earthscan Publications Ltd)
- RIGBY, D.; YOUNG, T. & M. BURTON (2004): Consumer willingness to pay to reduce GMOs in food and increase the robustness of GM labelling. Report to the Department of the Environment, Food and Rural Affairs, Manchester
- SCHÖNFELD, J.; ZWERGER, P. & A. DIETZ-PFEILSTETTER (2004): Das Ausbreitungsverhalten von verwilderten Rapspflanzen. Posterpräsentation des Teils 1 des BMBF-Projektverbundes "Potenzielle Auswirkungen des Anbaus von transgenem Raps" beim Status Seminar "Sicherheitsforschung und Monitoring" 2004, Berlin 16. Juni 2004

- TSIOUMANI, E. (2004): Genetically modified organisms in the EU: Public attitudes and regulatory developments. Reciel 13(3): 279-288
- UK STRATEGY UNIT (2003): Field Work: weighting up the costs and benefits of GM crops. Analysis Paper, Cabinet Office
- WEAVER, S.A. & M.C. MORRIS (2005): Risks associated with genetic modification: An annotated bibliography of peer reviewed natural science publications. Journal of Agricultural and Environmental Ethics 18: 157-189

Treffpunkt Biologische Vielfalt 7	2007	57 - 62	Hrsg.: Bundesamt für Naturschutz, Bonn
-----------------------------------	------	---------	--

Ökologische Züchtung von Gemüse – Herausforderung und Ansätze zur Erhaltung, Nutzung und Entwicklung biologischer Vielfalt

MONIKA NIKISCH

Schlagwörter: Ökologischer Landbau; Ökologische Gemüsezüchtung; Leitbild; Prinzipien; Biodiversi-

tät; on-farm Erhaltung; Umsetzung; Projekte; CBD

1 Einleitung

Durch den ökologischen Landbau (ÖL) wird eine der Hauptforderungen des Übereinkommens über die biologische Vielfalt von 1992 in Rio de Janeiro (CBD), nämlich die Erhaltung und Förderung von biologischer Diversität auf verschiedenen Ebenen, verfolgt. Ökologisches Wirtschaften fördert zum Beispiel die nachhaltige Nutzung und Gestaltung diverser Ökosysteme und integriert die Ackerwildflora und fauna (VAN ELSEN 2004). Im Bereich der Agrobiodiversität und pflanzengenetischer Ressourcen kann die ökologische Züchtung als Schlüssel für die Umsetzung des Konzeptes "Erhaltung durch Nutzung" regionaler Kulturpflanzenvielfalt dienen und darüber hinaus neue Vielfalt entwickeln (WEMBER 1999).

Seit Anfang der 90er Jahre werden die Methoden und Ziele einer Züchtung für den ökologischen Landbau auf europäischer Ebene verstärkt diskutiert. Den Anstoß gab die Einführung der Gentechnik, welche die Frage nach angemessenen Züchtungsmethoden für die Akteure des ÖL aufwarf. Die Diskussion wurde wissenschaftlich durch Studien u. a. des niederländischen Luis Bolk Institutes untermauert. Grundlegend wurden darin die Prinzipien ökologischen Wirtschaftens auf die Züchtung übertragen und in Kriterien übersetzt, so dass Schlussfolgerungen bezüglich adäquater Techniken und Handlungsmaßnahmen getroffen werden konnten. Ökologische Züchtung wurde dadurch von einem breiten Umfeld von Bauern, Gärtnern, Händlern, Verbrauchern und Züchtern diskutiert und umgesetzt. Das führte unter anderem zum Verbot der Gentechnik durch die Internationale Organisation Ökologischer Landbaubewegung (IFOAM) 1993 und folgend durch die EU-Verordnung 2092/91 für den ökologischen Landbau(LAMMERTS VAN BUEREN, HULSCHER, HARING 1999).

Meine Studie, mit dem Schwerpunkt Gemüsezüchtung, soll die Inhalte der Diskussion zur ökologischen Züchtung allgemein verständlich zusammenfassen und einen ausgewählten Überblick über die gegenwärtige Landschaft ökologischer Gemüsezüchtung in Europa liefern. Dies erfolgt auf Grundlage einer umfassenden Literatur- und Internet-Recherche sowie durch Experteninterviews.

Zum gegenwärtigen Zeitpunkt möchte ich folgende Ausschnitte der noch nicht abgeschlossenen Arbeit darstellen.

2 Vorläufige Ergebnisse

2.1 Problemfelder und Herausforderungen

Das finanzielle Volumen und die Konzentration des Weltsaatgutmarktes, insbesondere im Gemüsesektor, bedroht bäuerliche Saatgutsysteme, Biodiversität, Nahrungssouveränität und Ernährungssicherheit (ETC 2005). Sie steht den praktischen, sozialen und ethischen Grundsätzen der ökologischen Landbaubewegung entgegen und schafft grosse Abhängigkeiten bezüglich der zur Verfügung stehenden Sorten, deren Vielfalt und Eigenschaften. Folglich stellen transnational agierende Saatgutkonzerne bzw. die Trennung von Anbauern und Züchtern eine Beeinträchtigung der weiteren Entwicklung des ökologischen Landbaus dar. So sind Ökolandwirte und Gärtner auf Sorten aus konventioneller Züchtung angewiesen, die für die industrielle Monokultur und deren Gegebenheiten, z. B. Einsatz von Pestiziden und synthetischen Düngemitteln, gezüchtet wurden. Hingegen wird vielfach verlangt, dass Arten und Sorten entwickelt werden sollten, die den Anbaubedingungen des ökologischen Landbaus besser angepasst sind (KULTURSAAT 2006).

Ein weiteres Problem betrifft Gesetze und Verordnungen. So ist nach der EU-Verordnung 2092/91 für den ökologischen Landbau ökologisches Saatgutes solches, das mindestens ein Jahr unter ökologischen Anbaubedingungen vermehrt wurde. Sie trifft jedoch keine Aussagen zu erwünschten Pflanzencharakteristika oder den Züchtungsmethoden (EU 2004).

In Bezug auf Nutzung und Erhaltung alter Sorten und Herkünfte durch die ökologische Züchtung ist gesetzlich kein noch so geringer, freier Saatgutaustausch möglich. Hohe Zulassungsbeschränkungen des Saatgutverkehrsgesetzes behindern auch die gewerbliche Nutzbarmachung von Erhaltungssorten (WEMBER 1999).

2.2 Was ist ökologische Züchtung?

Eine generelle Antwort kann nicht erfolgen, da allein die verschiedenen Züchtungsprojekte des ÖL unterschiedliche Ansätze haben. Übereinstimmung besteht jedoch in grundlegenden Ideen des ÖL, auf denen der Entwurf eines Leitbildes für die ökologische Pflanzenzüchtung des Luis Bolk Institutes, Niederlande, beruht. Darin werden die Hauptprinzipien des ökologischen Landbaus, weitgehend geschlossene Stoffkreisläufe; natürliche Selbstregulierung sowie die Förderung und Nutzung biologischer und genetischer Vielfalt (vgl. IFOAM 2006), auf die Ebene der Pflanzenzüchtung übertragen. Kriterien für die ökologische Züchtung sind demnach die natürliche Reproduktionsfähigkeit der Pflanzen, ihr optimales Anpassungsvermögen an die ökologischen Umwelt- und Anbaubedingungen sowie die Entwicklung und Nutzung einer hohen genetischen Diversität bei gleichzeitiger Beachtung natürlicher reproduktiver Schranken.

Auf der sozio-ökonömischen Ebene der Züchtungssysteme müsste demnach eine enge Verbindung zwischen Gärtnern und Züchtern geschaffen werden (partizipative Züchtung) und die Anpassung von Gesetzen an die Gegebenheiten der ökologischen Züchtung erfolgen (LAMMERTS VAN BUEREN et al.1999).

Diese Kriterien führen zu einer Einschätzung herkömmlicher Züchtungstechniken, die seitdem oft publiziert und diskutiert wurden (vgl. WIETHALER, OPPERMANN, WYSS 2000).

Hinzu kommen Kriterien, die von der ganzheitlichen (holistischen) Sichtweise und den ethischen Grundgedanken des ÖL abgeleitet wurden und die Integrität (Ganzheit und innere Qualität) der Pflanzen als Lebwesen beinhalten (vgl. LAMMERTS VAN BUEREN 2002). Durch die beschriebene Anwendung agrarökologischer, umweltbewusster und ethischer Prinzipien des ÖL ergibt sich schließlich eine Definition ökologischer Pflanzenzüchtung:

"Pflanzenzüchtung für den ökologischen Landbau ist eine Züchtung, die Sorten mit hohem Ernährungswert und Geschmack hervorbringt, sowie das Potenzial des ökologischen Landbaus verbessert und Biodiversität fördert.

Die ökologische Pflanzenzüchtung vermeidet die Anwendung chemisch-synthetischer Stoffe, fördert die agrarökologischen, selbstregulatorischen Fähigkeiten des ökologischen Landbausystems und berücksichtigt die Integrität der Pflanzen, die sich durch die Fähigkeit der natürlichen Reproduktion und deren Barrieren sowie durch Auseinandersetzung mit dem lebenden Ökosystem auszeichnet" (nach LAMMERTS VAN BUEREN 2002).

2.3 Praktische Umsetzung

Hinsichtlich angewandter Methoden berücksichtigt die ökologische Pflanzenzüchtung natürliche Kreuzungsbarrieren und die Fruchtbarkeit der Pflanze (WILBOIS 2002).

Des Weiteren ist die ökologische Züchtung durch die Arbeit mit einem ganzheitlichen Pflanzenbild, anderen Qualitätsparametern und Erfassungsmethoden gekennzeichnet. Ein Beispiel ist die Nahrungsqualität. Werden bestimmte Eigenschaften, wie zum Beispiel die Süsse einer Möhre erwartet, lässt sich dieses Merkmal auch durch Geschmackstests ermitteln und in der Züchtung verfolgen (BAUER 1999).

Hinsichtlich der Anbaueignung arbeiten ökologische Züchter auf die optimale Anpassung der Pflanzen an die Bedingungen des ökologischen Landbaus hin. Erwünschte Eigenschaften sind zum Beispiel: schnelles Jugendwachstum, gutes Durchwurzelungsvermögen und eine harmonische Ausbildung in allen Entwicklungsstadien. Dabei sind auch Konsumentenwünsche, wie guter Geschmack, entscheidend.

Im organisatorischen Bereich versuchen die Akteure des ökologischen Landbaus wissenschaftliche Züchtung, bäuerliche Züchtung und on-farm-Erhaltung zu einer Form zu vereinen, eben der ökologischen Züchtung mit ausgeprägtem partizipativen Ansatz (Bauer – Züchter). Hier muss auch die kulturelle Vielfalt ökologischer Züchtungsprojekte erwähnt werden. Je nach Bereich können diese unterschiedliche Dimensionen annehmen, wie diverse Projekte zeigen.

Im Zusammenhang mit der Züchtung für die Nutzung regionaler Vielfalt, die von Konsumenten und Gastronomie nachgefragt wird, empfiehlt WEMBER 1999 ein kleinstrukturiertes, dezentrales und extensives Züchtungssystem.

Wegweisende Projekte der ökologischen Gemüsezüchtung und Saatgutarbeit sind zum Beispiel:

- Die Integration der Züchtung und Saatgutproduktion in den ökologischen Gemüsebaubetrieb durch die Gärtnerei Piluweri (PILUWERI 2006)
- ökologische Neuzüchtungen und deren offizielle Zulassung durch bio-dynamische Züchter und den Verein Kultursaat (KULTURSAAT 2006)

- Anbau vernachlässigter/alter Gemüsearten und -sorten on-farm durch die Kooperation ökologischer Betriebe im Dreschflegel-Verbund, darunter die Erhaltung der Duwicker Möhre und Wiederzulassung derselben durch Dreschflegel e.V. (DRESCHFLEGEL 2006)
- Sortenscreening und ökologische Neuzüchtung von Freilandtomaten durch B. Horneburg, Uni Göttingen, mit Ausrichtung auf Krankheitstoleranz und Standortangepasstheit (HORNEBURG 2006)
- Vermarktung ökologischer Züchtung durch die ökologischen "Beutelsbacher Gemüsesäfte" (BEUTELSBACHER 2006)
- Die Kursangebote in ökologischer Züchtung und Saatgutproduktion am Fachbereich 11 "Ökologische Agrarwissenschaften" der Universität Kassel (JOHN 2004)

3 Die Bedeutung ökologischer Züchtung für die Umsetzung des CBD

Wie die vorläufigen Ergebnisse meiner Studie zeigen, ist die Erhaltung, Nutzung und Entwicklung der Agrobiodiversität im lebendigen Ökosystem in den Prinzipien der ökologischen Züchtung verankert. Das Leitbild beinhaltet eine Einschränkung von Züchtungsmethoden, was der Anforderung des CBD an den vorausschauenden Umgang mit Techniken entspricht.

Eine Züchtung angepasster Sorten bei adäquaten Erträgen und hervorragenden Qualitäten durch nachhaltiges Wirtschaften, bedeutet eine Ausrichtung an der steigenden Nachfrage nach biologischen Ressourcen, jedoch unter Berücksichtigung der Langzeitfolgen. In der ökologischen Züchtung wird zudem der Wert der Agrobiodiversität erfasst. Das Wissen darum wird z. B. durch die Sortenvermarktung wieder in die Gesellschaft transportiert. Dies ist eine Voraussetzung für die im CBD erwähnte Aufklärung der Konsumenten, die notwendig ist, um eine langfristige Veränderung bezüglich der Wertschätzung von Biodiversität in unserer Gesellschaft zu erreichen. Die Ausrichtung der Politik und Gesetzgebung auf die Förderung von Biodiversität wird durch die Lobbyarbeit der ökologischen Züchter vorangetrieben und auch durch ihre Expertise begründet.

Es ist demnach wünschenswert, dass die Interessenvertreter des CBD weiterhin mit den Akteuren der ökologischen Züchtung zusammenarbeiten, um die flexible und nachhaltige Nutzung biologischer Vielfalt ideell und finanziell zu unterstützen (BIODIV 2006).

4 Literaturverzeichnis

BAUER, D. (1999): Genuss – die neue Maxime zukunftsfähiger Pflanzenzüchtung. - In: WIETHALER, C. et al. (Hrsg) (2000): Ökologische Pflanzenzüchtung und Biologische Vielfalt von Kulturpflanzen. - Bonn (NABU): 87-91

BECKER, H. (1993): Pflanzenzüchtung. - Stuttgart (Ulmer)

BEUTELSBACHER (2006): Website Beutelsbacher Gemüsesäfte http://www.beutelsbacher.de/cms.asp?AE=0&IDN=160&Plugin=&Bereich=NeueProdukte&Hauptber eich=Sortiment&Produktseite=0 (Zugriff 12.07.´06)

- BIODIV (2006): Website zum CBD. http://www.biodiv.org/doc/publications/guide.shtml?id (Zugriff 11.7.´06)
- CLAR, S. & A. WORTMANN (2001): Saatgut und Pflanzenzüchtung für den ökologischen Gemüsebau, Stand und Perspektiven. Göttingen (Dreschflegel)
- DRESCHFLEGEL (2006): Website Firma Dreschflegel. http://www.dreschflegel-saatgut.de/intern/.(Zugriff 1.07′06)
- DOTTENFELDER 2006: Website Dottenfelder Hof. http://www.kultursaat.com/dottenfelder.html (Zugriff 6.07.′06)
- ETC (2005): Global Seed Industry Concentration Communiqué 2005 http://www.etcgroup.org/search.asp?type=communique (Zugriff 5.03.´06)
- EU (2004): Council regulation (EEC) No 2092/91 of 24 June 1991. Consolidated text CONSLEG 1991R2092 01/05/2004. Brüssel (Office for Official Publications of the European Community)
- HAMMER, K. (2003): Resolving the challenge posed by agrobiodiversity and plant genetic resources an attempt. Journal of Agriculture and Rural Development in the Tropics and Subtropics 76: 184
- HORNEBURG, B. (2006): Mündliche Mitteilung. Juni 2006 (Universität Göttingen)
- IFOAM (2006): The IFOAM Norms for Organic Production and Processing. Version 2005, Deutschland (IFOAM).
- JOHN, J. (2004): Curriculare Entwicklung eines Lehrangebotes für Samenanbau und Pflanzenzüchtung mit Schwerpunkt auf Gemüse: Diplomarbeit. Kassel (Universität Kassel, Fachbereich Ökologischer Landbau)
- KULTURSAAT (2006): Website des Vereins Kultursaat http://www.kultursaat.com (12.07.06)
- KUNTZ, P. & C. KARUTZ (1991): Pflanzenzüchtung dynamisch.. Dornach(Kooperative Dürnau)
- LAMMERTS VAN BUEREN, E.T.; HULSCHER, M.; HARING, M.; JONGERDEN, J.; MANSVELDT VAN, J.D.; NIJS DEN, A.. & G. RUIVENKAMP (1999): Sustainable organic plant breeding: final report: a vision, choices, consequences and steps Driebergen (Luis Bolk Institute)
- LAMMERTS VAN BUEREN, E. (2002): Organic plant breeding and propagation: concepts and strategies. Wageningen (Wageningen University)
- PILUWERI (2006): Website Gärtnerei Piluweri http://www.piluweri.de (10.07. '06)
- WEMBER, Q. (1999): Die Rolle der Züchtung bei der Erhaltung gärtnerischer Kulturpflanzen durch Nutzung. In: OETMANN-MENNEN, A. & F. STOEDIEK (Hrsg.) (1999): Erhaltung und Nutzung regionaler landwirtschaftlicher Vielfalt von der Verpflichtung zur Umsetzung. Berkamen-Heil (IGR) (Schriften zu Genetischen Ressourcen 13): 81-83
- WEMBER, Q. (2002): Die Möhre Duwicker uralte Sorte ganz aktuell. In: BEGEMANN, F. (Hrsg.): Biologische Vielfalt für Ernährung, Landwirtschaft und Forstwirtschaft. Berlin (IBV) (Schriften zu genetischen Ressourcen 20): 82-84
- WIETHALER, C. et al. (Hrsg) (2000): Ökologische Pflanzenzüchtung und Biologische Vielfalt von Kulturpflanzen. Bonn (NABU)

- WILBOIS, C.P. (2002): Prinzipien des Ökologischen Landbaus und daraus abzuleitende Anforderungen an die Pflanzenzüchtung. In: STEINBERGER, J. (Bearb.) (2002): Workshop Züchtung für den Ökolandbau Hannover (Bundessortenamt): 11-14
- VAN ELSEN, T.: (2004): Die Naturschutzlandschaft des Ökologischen Landbaus als Investitionsproblem. In: KÄRCHER, A. et al. (Bearb.): Ökologischer Landbau Quo vadis? Bonn (BfN) (BfN-Skripten 105): 79-86

Treffpunkt Biologische Vielfalt 7	2007	63 - 70	Hrsg.: Bundesamt für Naturschutz, Bonn
-----------------------------------	------	---------	--

Auswirkungen des Klimawandels auf die Flora Deutschlands

JANA LÜBBERT

Schlagwörter: Klimaänderung; Vegetation; Arealverschiebung; biologische Invasion; exotische Arten; Naturschutz

1 Einleitung

Die ökologischen Auswirkungen der Klimaänderung treten immer deutlicher zu Tage, was aus mehreren Studien hervorgeht (WALTHER et al. 2002, LEUSCHNER & SCHIPKA 2004, PARMESAN 2006) und mittlerweile durch eine kontinuierlich steigende Zahl von Studien über so genannte ökologische "Fingerabdrücke" der Klimaänderung (= ecological `fingerprints´ of climate change) belegt wird (WALTHER et al. 2001, ROOT et al. 2003, PARMESAN & YOHE 2003). Durch die prognostizierte Klimaänderung werden u. a. weitere Verschiebungen der Verbreitungsgrenzen von Pflanzen polwärts und in höhere Lagen erwartet (BAKKENES et al. 2002, EEA 2004).

Es stellt sich die Frage, wie stark auch seltene und gefährdete Arten von der fortschreitenden Klimaänderung betroffen sind, und ob der globale Klimawandel zum Verschwinden dieser Arten führen kann. Dies ist besonders für naturschutzrelevante Fragestellungen von Bedeutung. Nach THOMAS et al. (2004) ist mit einem erhöhten Aussterberisiko einzelner Arten zu rechnen, dies betrifft besonders Gebirgsregionen (THUILLER et al. 2005) bzw. Arten, mit nur kleinflächigem geographischen Verbreitungsgebiet (WESTOBY & BURGMAN 2006).

Im Rahmen des vom Bundesamt für Naturschutz (BfN) geförderten Projektes "Modellierung der Auswirkungen des Klimawandels auf die Flora Deutschlands" (www.halle.ufz.de/index.php?de=6370) wird dieser Frage für die in Deutschland vorkommenden Pflanzenarten nachgegangen. Ziel ist es, die Klimasensitivität der in Deutschland vorkommenden Pflanzenarten zu untersuchen. In dem Projekt werden neben Modellierungen auch einige, so genannte Zielarten fallbeispielhaft im Gelände untersucht. Hierbei soll verifiziert werden, ob eine klimatisch bedingte Veränderung der Verbreitungsareale im Gelände bereits sichtbar wird. Im Mittelpunkt der Untersuchungen stehen klimasensitive, besonders seltene und gefährdete Arten, bei denen mit einer Veränderung des Verbreitungsareals zu rechnen ist. Aber auch die mögliche Ausbreitung exotischer Arten kann zu einer Veränderung der Biodiversität führen. In dem aktuellen Projekt werden folgende Aspekte untersucht (Abb. 1):

1. Rückgang

Für viele Gebirgsarten, wird ein Rückgang bzw. Arealschwund bis hin zum Aussterben erwartet, welcher mit einer Verschiebung der Untergrenze in höhere Lagen verbunden ist.

2. Ausbreitung

Wärmeliebende heimische Arten sowie gebietsfremde Exoten können nach Deutschland einwandern bzw. sich ausbreiten, wodurch es zu einer Verschiebung des Verbreitungsareals polwärts bzw. in höhere Lagen kommen kann.

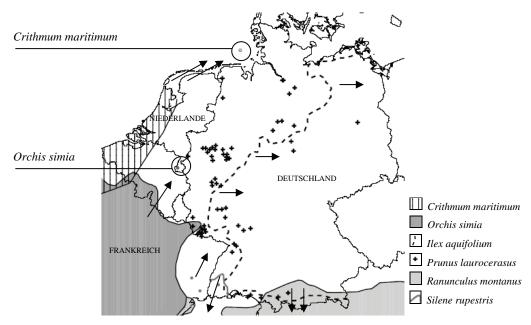


Abb. 1: Verbreitungsgebiete ausgewählter Arten für welche Arealverschiebungen erwartet werden. Dargestellt sind zu erwartende Arealverschiebungen der einzelnen Arten. Mit einer Ausbreitung ist z.B. bei *Crithmum maritimum, Orchis simia, Ilex aquifolium* und *Prunus laurocerasus*, zu rechnen. Ein Rückgang wird z.B. bei *Ranunculus montanus, Silene rupestris* erwartet.

2 Methode

Um die Reaktionen der Pflanzenarten auf die veränderten Klimabedingungen der jüngsten Jahrzehnte zu untersuchen, sind zuverlässige historische und aktuelle Verbreitungsdaten notwendig. Für die Selektion geeigneter Pflanzenarten (Zielarten), ist zunächst eine Abfrage floristischer Datenbanken (z. B. www.floraweb.de) und eine ausführliche Literaturrecherche durchgeführt worden. Unterstützend werden bioklimatische Modelle herangezogen, die Anhaltspunkte bieten für die Ermittlung klimasensitiver Arten, möglicher Veränderungen der Areale sowie Gefährdungsabschätzungen. Solche auf Modellprognosen basierenden Veränderungen sollen im Gelände verifiziert werden. Als Grundlage dienen historische Verbreitungsdaten, die mit aktuellen Geländeaufnahmen verglichen werden. Im Weiteren wird Fachliteratur ausgewertet und Expertenbefragungen durchgeführt. Die historischen und aktuellen Pflanzenverbreitungsdaten werden mit den entsprechenden Klimadaten verglichen, um so Aussagen über die Auswirkungen des Klimas auf die Verbreitung von Pflanzen zu erhalten.

3 Vorläufige Ergebnisse - Literaturrecherche und Felddaten

Jüngste Forschungsergebnisse lassen erwarten, dass sich an kühlere Klimabedingungen angepasste Arten aus Deutschland zurückziehen, wie es für viele Gebirgsarten, z. B. für *Ranunculus montanus* und *Silene rupestris* prognostiziert wird. Diese Ergebnisse basieren gegenwärtig allerdings allein auf Modellstudien, in denen die zukünftigen Verbreitungsgebiete einiger Pflanzenarten bei fortschreitender Klimaerwärmung modelliert wurden (BAKKENES et al. 2002, EEA 2004, THOMAS et al. 2004). Neben Modelldaten geben auch einige Feldbeobachtungen Hinweise auf eine Arealverschiebung. In Thüringen konnte z. B. bei *Cicerbita alpina* ein Rückgang festgestellt werden (KORSCH & WESTHUS 2004). Diese Art kommt in fast allen Mittelgebirgen Deutschlands in den höheren Lagen, sowie in den Flusstälern vor. Im Erzgebirge

zieht sich *Cicerbita alpina* infolge des wärmeren Klimas einiger Gebirgsteile in die kühleren Talschluchten zurück (ULBRICHT & HEMPEL 1965).

Ein für Deutschland endemisches Taxon ist *Pulsatilla alpina* subsp. *alba*, die nur auf der Brockenkuppe im Harz vorkommt und dort als Eiszeitrelikt überdauern konnte. Diese konkurrenzschwache Art ist auf offene Standorte angewiesen, wie es natürlicherweise auf der waldfreien Brockenkuppe der Fall ist (KARSTE 1997). Aktuelle Untersuchungen ergaben, dass kein deutlicher Bestandsrückgang zu beobachten ist. Stellenweise kann ein leichter Rückgang verzeichnet werden, während in Bereichen, wo die Bestände durch ein gezieltes Management gepflegt oder neue offene Bereiche geschaffen werden, die Anzahl der Brocken-Anemonen zunimmt. Abplaggungen und gezielte Anpflanzungsversuche werden durchgeführt und sollen einer möglichen Konkurrenzverschiebung entgegen wirken bzw. die natürliche Zwergstrauchheidevegetation sowie die *Pulsatilla*-Bestände fördern (mündl. Mittl. KARSTE 2006).

Für einige seltene Orchideen, wie z. B. *Listera cordata*, wird ein starker Rückgang verzeichnet. Die an kühlere Bedingungen angepasste Art ist im nordwestdeutschen Tiefland bis auf einzelne Relikte erloschen. Die aktuellen Vorkommen konzentrieren sich auf die höheren Lagen der Mittelgebirge und des Alpenraums (BAUMANN 2005b). Aufgrund ihrer Standortpräferenz für feuchte Standorte ist die Art jedoch nicht nur aus klimatischen Gründen, sondern auch durch Lebensraumzerstörung stark bedroht.

Nicht nur ein Rückgang, auch eine Ausbreitungstendenz von Wärme liebenden indigenen Arten, sowie gebietsfremden Exoten, die aus wärmeren Gebieten nach Deutschland einwandern bzw. eingeschleppt wurden und sich in Deutschland ausbreiten können, ist zu verzeichnen. Dieser Prozess findet in unterschiedlichsten Lebensräumen statt.

Aus dem Küstenraum gibt es nach METZING & GERLACH (2001) erste Hinweise auf eine klimatisch bedingte Arealverschiebung von Pflanzenarten. Für den Küstenraum liegen Arealmodellierungen vor, die eine Ausdehnung des Areals z. B. für Crithmum maritimum prognostizieren (METZING & GERLACH 2001, Abb. 2). Im Sommer 1935 wurde auf der Helgoländer Düne erstmals in Deutschland der Meerfenchel gefunden, der sich damals jedoch nicht etablieren konnte (PANKIN 1937). Seit 2000 hält sich ein Vorkommen des Meerfenchels auf Helgoland (KREMER & WAGNER 2000) und kann als Indiz für eine nachhaltige Ausbreitung betrachtet werden (METZING & GERLACH 2001). Das Vorkommen umfasst einige Einzelpflanzen sowie einen kleinen, vermutlich seit mindestens 2 Jahren bestehenden Bestand mit blühenden und fruchtenden Exemplaren. Es kann davon ausgegangen werden, dass der Meerfenchel sein westeuropäisches Areal auf natürliche Weise ausdehnen konnte, von einer Ansalbung oder Verbreitung durch Zugvögel wird nicht ausgegangen, eher von einer Anschwemmung mit Driftstücken aus der französischen oder englischen Kanalküste (KREMER & WAGNER 2000). Durch die Lage in der Nordsee bzw. durch den Einfluss des Golfstroms ist die Insel vor strengen Frösten geschützt und weist im Winter ein milderes Klima als an der Festlandküste auf. Im Bereich der ostfriesischen Inseln ist die Art bisher nicht beobachtet worden, so dass es sich bei dem Vorkommen auf Helgoland um den einzigen Fundort von Crithmum maritimum in Deutschland handelt (Abb. 1).

Das bisher östlichste Vorkommen des mediterran-westatlantisch verbreiteten Meerfenchels war in den Niederlanden verzeichnet (KREMER & WAGNER 2000, HEGI 1965). Die Verbreitung von *Crithmum maritimum* nach Norden wird durch die Winter-Temperaturen limitiert. An der englischen Küste kommt der Meerfenchel nicht nördlich der 4,4°C Januar-Isotherme vor (CRAWFORD & PALIN 1981). Da die Art ein

eher wintermildes Klima mit euatlantischen Temperaturengang bevorzugt (KREMER & WAGNER 2000), ist bei steigenden Winter-Temperaturen mit weiteren Fundorten der Art im Küstenraum von Deutschland zu rechnen, was auch aus Modellprognosen hervorgeht (METZING & GERLACH 2001, Abb. 2). Potenzielle Standorte wie felsige und steinige Küstenabschnitte sowie Küstenschutzbauwerke sind auch an der deutschen Nordseeküste vorhanden (METZING 2005). Der Bestand auf Helgoland konnte sich in den letzten sechs Jahren stark ausbreiten und sich um einige Jungpflanzen erweitern, was aus aktuellen Geländeaufnahmen hervorgeht (LÜBBERT, unpubl. Daten).

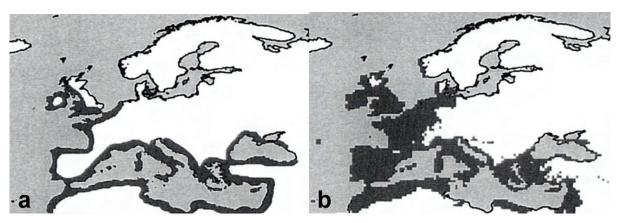


Abb. 2: a) aktuelles Verbreitungsgebiet von *Crithmum maritimum*; b) Szenario: + 1,5 K und + 7,5 % Niederschlag im Winter (METZING & GERLACH 2001).

Auch in küstenfernen Gebieten Deutschlands können Wärme liebende Arten von den milderen Klimabedingungen profitieren. Besonders bei den gut untersuchten, seltenen heimischen Orchideen ist eine Ausbreitungstendenz wärmebedürftiger Arten zu beobachten, wie z. B. bei *Himantoglossum hircinum* (KORSCH & WESTHUS 2004). Die nördliche Verbreitung von *Himantoglossum hircinum* in Europa wird durch niedrige Winter- und Sommer-Temperaturen, im Osten durch niedrige Winter-Temperaturen limitiert. Es ist mit einer Verschiebung nordwärts und einer Zunahme der Populationen mit wärmer werdendem Klima zu rechnen (GOOD 1936, CAREY& FARRELL 2002), vorausgesetzt es stehen geeignete Habitate in den aus klimatischen Gründen neu besiedelbaren Gebieten zur Verfügung. In den letzten Jahren wurde eine Ausbreitungstendenz in Baden-Württemberg (SEBALD et al. 1998), Thüringen (HEINRICH 2000, HEINRICH & VOELCKEL 2002), Rheinland-Pfalz (KORNECK et al. 1996), Niedersachsen und Nordhessen festgestellt (AHO Niedersachsen 1994, vgl. auch BAUMANN 2005a).

Eine ähnliche Entwicklung lässt sich auch für *Orchis simia* erwarten, für die langjährige Populationsbeobachtungen aus den Niederlanden vorliegen. Daraus geht hervor, dass die Art besonders empfindlich auf lang anhaltende strenge Winter reagiert. In den Niederlanden ist seit 1972 ein neues Vorkommen außerhalb des geschlossenen Verbreitungsgebietes bekannt (WILLEMS 2002, Abb. 1). Diese seltene Art bevorzugt ein mildes Klima, in Deutschland besitzt sie aktuell nur einige Vorposten in den Wärmeinseln in Südwestdeutschland (BAUMANN 2005c). Die Einwanderung der mediterranen Art nach Süddeutschland erfolgte vermutlich über Frankreich (HEGI 1939, Abb. 1). Nach SEBALD et al. (1998) besteht stellenweise eine Tendenz zur Arealerweiterung.

Eine Ausbreitung nach Nordosten bzw. Osten ist auch bei anderen einheimischen thermophilen Arten, wie z. B. des immergrünen *Ilex aquifolium* zu erwarten. Die Nordgrenze von *Ilex aquifolium* ist klimalimitiert, die Verschiebung der nördlichen Verbreitungsgrenze nach Norden konnte mit der Klimaerwär-

mung in Zusammenhang gebracht werden (IVERSEN 1944, WALTHER et al. 2005). Für das Areal in Deutschland ist eine Verschiebung nach Osten zu erwarten.

Aber auch aus südlichen Regionen eingeführte gebietsfremde Exoten, wie z. B. *Prunus laurocerasus* können verwildern und neue Gebiete in Deutschland erschließen und damit ihre Verbreitungsgrenzen nach Norden bzw. Nordosten ausdehnen. Ergebnisse einer Fallstudie zeigen, dass verwilderte Vorkommen der Lorbeer-Kirsche in den letzten Jahren in Deutschland vermehrt verzeichnet werden, was mit der Klimaerwärmung im Zusammenhang stehen könnte (SÖHLKE 2006).

4 Zusammenfassung - Ausblick

Solche auf Einzelbeispiele basierenden Szenarien sollen nun im Rahmen des BfN-Projektes für die Flora von Deutschland untersucht werden. Es werden nicht nur Modellszenarien ausgewertet, sondern die bereits heute zu erwartenden Reaktionen besonders sensibel reagierender Pflanzen im Gelände anhand ausgesuchter Beispielarten verifiziert.

Mögliche Auswirkungen beinhalten sowohl einen Arealschwund bis hin zum Aussterben, als auch eine Arealerweiterung, welche wiederum zu einer Verdrängung anderer Arten führen kann (DOYLE & RISTOW 2006), z. B. durch "invasive" Arten. Durch die Verschiebung der Verbreitungsareale und Konkurrenzbeziehungen, kann von einer starken Veränderung der Biodiversität ausgegangen werden. Die zu erwartenden Auswirkungen des Klimawandels auf die Biodiversität sind sehr komplex, da nicht allein klimatische Faktoren die Biodiversität beeinflussen. Einzelne Arten können möglicherweise bereits bevor sie physiologisch durch die wärmeren Temperaturen an ihr Verbreitungslimit kommen, durch die klimatische Begünstigung einiger ihrer Konkurrenten und Phytophagen durch direkte biologische Interaktionen limitiert werden (WESTOBY & BURGMAN 2006).

Die Ergebnisse des Projektes mit der Verknüpfung von Modellierungen und Feldarbeit sollen Aufschlüsse über mögliche klimatisch bedingte Veränderungen der Flora Deutschlands geben. Dies ist besonders im Hinblick auf naturschutzrelevante Fragestellungen von Bedeutung (LEUSCHNER & SCHIPKA 2004, DOYLE & RISTOW 2006) und soll als Grundlage für naturschutzfachliche Bewertungen und mögliche Handlungs- bzw. Schutzmöglichkeiten dienen. Auch die Schutzverantwortlichkeit für Deutschland für einzelne rückgängige Arten muss in diesem Zusammenhang in Zukunft vermehrt diskutiert werden.

5 Projektpartner

Das Projekt "Modellierungen der Auswirkungen des Klimawandels auf die Flora Deutschlands" wird gefördert vom Bundesamt für Naturschutz (BfN). Projektpartner sind das Umweltforschungszentrum (UFZ) Leipzig-Halle GmbH und das Potsdam Institut für Klimafolgenforschung (PIK), die in dem Rahmen bioklimatische Modelle für die Flora von Deutschland erstellen, sowie das Institut für Geobotanik der Leibniz Universität Hannover, welches für die Geländearbeit zuständig ist.

6 Literatur

- AHO NIEDERSACHSEN (1994): Orchideen in Niedersachsen. Arbeitskrs. Heim. Orchid. Niedersachsen e.V.
- BAKKENES, M.; ALKEMADE, J.R.; IHLE, F.; LEEMANS, R. & J.B. LATOUR (2002): Assessing effects of forecasted climate change on the diversity and distribution of European higher plants for 2050. Global Change Biology 8: 390-407
- BAUMANN, H. (2005a): *Himantoglossum hircinum* (L.) Spreng. Bocks-Riemenzunge. In: ARBEITSKREIS HEIMISCHER ORCHIDEEN (Hrsg.): Die Orchideen Deutschlands: 477-481
- BAUMANN, H. (2005b): *Listera cordata* (L.) R. Br. Kleines Zweiblatt. In: ARBEITSKREIS HEIMISCHER ORCHIDEEN (Hrsg.): Die Orchideen Deutschlands: 493-497
- BAUMANN, H. (2005c): *Orchis simia* LAM. Affen-Knabenkraut. In: ARBEITSKREIS HEIMISCHER OR-CHIDEEN (Hrsg.): Die Orchideen Deutschlands: 620-625
- CAREY, P.D. & L. FARRELL (2002): *Himatoglossum hircinum* (L.) Sprengel. Journal of Ecology 90(1): 206-218
- CRAWFORD, R.M. & M.A. PALIN (1981): Root Respiration and Temperature Limits to the North-South Distribution of Four Perennial Maritime Plants. Flora 171: 338-354
- DOYLE, U. & M. RISTOW (2006): Biodiversitäts- und Naturschutz vor dem Hintergrund des Klimawandels Für einen dynamischen integrativen Schutz der biologischen Vielfalt. Naturschutz und Landschaftsplanung 38(4): 101-107
- EEA (EUROPEAN ENVIRONMENT AGENCY) (2004): Impacts of Europe's changing climate. http://reports.eea.eu.int/climate_report_2_2004/en
- GOOD, R. (1936): On the distribution of the Lizard Orchids (*Himantoglossum hircinum* Koch). *The* New Phytologist 35: 142-170.
- HEGI, G (1939): Illustrierte Flora von Mitteleuropa. Bd. 2, Teil 2.
- HEGI, G. (1965): Illustrierte Flora von Mitteleuropa. Bd. 5, Teil 2.
- HEINRICH, W. (2000): Die Bocks-Riemenzunge (*Himantoglossum hircinum*) Langzeitbeobachtungen auf markierten Dauerflächen. In: AHO THÜRINGEN (Hrsg.): Heimische Orchideen. Uhlmstädt (A-HO Thüringen): 36-48
- HEINRICH, W. & H. VOELCKEL (2002): Mehr Individuen, mehr Fundorte Ausbreitung der Bocks-Riemenzunge in Thüringen? Arbeitskreis Heimischer Orchideen Thüringen, Bd. 47. Eisenach: 6-12
- IVERSEN, J. (1944): *Viscum*, *Hedera* and *Ilex* as climate Indicators. Geologika Föreningens Forhandlingar 66(3): 463-483
- KARSTE, G. (1997): Beobachtungen zur Populationsdynamik von *Pulsatilla alba* RCHB. auf der Brockenkuppe im Harz. Hercynia N.F. 30: 273-283
- KORNECK, D.; SCHNITTLER, M. & I. VOLLMER (1996): Rote Liste der Farn- und Blütenpflanzen (Pteridophyta et Spermatophyta) Deutschlands. Schr.-Reihe Vegetationskunde 28: 21-187.
- KORSCH, H. & W. WESTHUS (2004): Auswertung der Floristischen Kartierung und Roten Liste Thüringens für den Naturschutz. Haussknechtia 10: 3-67

- KREMER, B.P. & A. WAGNER (2000): *Crithmum maritimum* L. Neu für Deutschland. Floristische Rundbriefe 34(1): 1-8
- LEUSCHNER, C. & F. SCHIPKA (2004): Vorstudie Klimawandel und Naturschutz in Deutschland: Abschlussbericht eines F+E-Vorhabens zur Erstellung einer Literaturstudie. Bonn (Bundesamt für Naturschutz) (BfN-Skripten 115)
- METZING, D. & A. GERLACH (2001): Climate change and coastal flora. In: WALTHER, G.-R.; BURGA, C.A. & P.J. EDWARDS (eds.) "Fingerprints" of Climate Change Adapted behaviour and shifting species ranges. London (Kluwer): 185-201
- METZING, D. (2005): Küstenflora und Klimawandel der Einfluss der globalen Erwärmung auf die Gefäßpflanzenflora des deutschen Küstenraums von Nord- und Ostsee: Dissertation. Oldenburg (Universität Oldenburg)
- PANKIN, W. (1937): Ein einzelner Fund von *Crithmum maritimum* L. auf der Helgoländer Düne. Feddes repertorium specierum novarum regni vegetabilis, Bd. 41
- PARMESAN, C. & G. YOHE (2003): A globally coherent fingerprint of climate change impacts across natural systems. Nature 421: 37-42
- PARMESAN, C. (2006): Ecological and Evolutionary Responses to Recent Climate Change. Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst. 37: 637-669
- ROOT, T.L.; PRICE, J.T.; HALL, K.R.; SCHNEIDER, S.H.; ROSENZWEIG, C. & J.A. POUNDS (2003): Finger-prints of global warming on wild animals and plants. Nature 421: 57-60
- SEBALD, O., SEYBOLD, S., PHILIPPI, G. & A. WÖRZ (1998): Die Farn- und Blütenpflanzen Baden-Württembergs, Bd.8. Stuttgart (Ulmer)
- SEDDON, B. (1971): Introduction to Biogeography. London
- SÖHLKE, G. (2006): Aktuelle und potentielle Verbreitung der Lorbeer-Kirsche *Prunus laurocerasus* L. in Deutschland und angrenzenden Gebieten: Diplomarbeit. Hannover (Institut für Geobotanik, Universität-Hannover)
- THOMAS, C.D. et al. (2004): Extinction risk from climate change. Nature 427: 145-148
- THUILLER, W.; LAVOREL, S.; ARAUJO, M.B.; SYKES, M.T. & I.C. PRENTICE (2005): Climate change threats to plant diversity in Europe. PNAS 102(23): 8245-8250
- ULBRICHT, H. & W. HEMPEL (1965): Verbreitungskarten sächsischer Leitpflanzen, 1. Reihe. Bericht der Arbeitsgemeinschaft Sächsischer Botaniker N.F. 5/6(1)
- WALTHER, G.-R.; BURGA, C.A. & P.J. EDWARDS (2001): "Fingerprints" of Climate Change Adapted behaviour and shifting species ranges. London (Kluwer)
- Walther, G.-R.; Post, E.; Convey, P.; Menzel, A.; Parmesan, C.; Beebee, T.J.; Fromentin, J.-M.; Hoegh-Guldberg, O. & F. Bairlein (2002): Ecological responses to recent climate change. Nature 416: 389-395
- WALTHER, G.-R.; BERGER, S. & M.T. SYKES (2005): An ecological "footprint" of climate change. Proceedings of the Royal Society 272: 1427-1432
- WESTBOY, M. & M. BURGMAN (2006): Climate change as a threatening process. Austral Ecology 31: 549-550

WILLEMS, J.H. (2002): A founder population of *Orchis simia* in The Netherlands: a 30-year struggle for survival. - In: KINDLMANN, P.; WILLEMS, J.H. & D.F. WHIGHAM (eds.) Trends and fluctuations and underlying mechanisms in terrestrial orchid populations. - Leiden (Backhuys): 23-32

Treffpunkt Biologische Vielfalt 7	2007	71 - 77	Hrsg.: Bundesamt für Naturschutz, Bonn
-----------------------------------	------	---------	--

Der Fjellbirkenwald Nordnorwegens im Zeichen von anthropogener Überformung und Klimawandel

JAN WEHBERG

Schlagwörter: Norwegen; Wald; Fjellbirke; Betula pubescens ssp. czerepanovii; Global Change; anthropo-zoogene Einflüsse; Diversität; Sámi

Einleitung

Die Fjellbirkenwälder Norwegens (Betula pubescens ssp. czerepanovii) stellen eine bemerkenswerte geographische Einheit dar. Sommergrüne Laubwälder an der polaren Waldgrenze sind nur in Fennoskandien, in Teilen Islands und Südgrönlands, sowie in Kamtschatka zu finden. Das kühl humide Klima begünstigt die Birke in ozeanisch geprägten Gebieten an der im Allgemeinen von Nadelbäumen dominierten Waldgrenze. Sie werden in Abhängigkeit von den verschiedenen Standortfaktoren deutlich in ihrer Gestalt und in ihrer Artenzusammensetzung geprägt, wobei sich distinkte Waldtypen herausbilden. Die Bandbreite reicht von üppigen Hochstaudenwäldern der Niederungen und Moore über blaubeerdominierte Bestände bis zu parkähnlichen, lichten Wäldern mit einer deckenden Flechtenschicht. Daneben etablieren sich besondere Formen an warmen oder geschützten Sonderstandorten. Diese auch für den Tourismus sehr reizvollen Wälder sind durch die FFH-Richtlinie der EU geschützt. Weiterhin stellen die Fjellbirkenwälder den Weidegrund für die semidomestizierten Rentiere der Sámi dar, so dass sie auch ein wichtiges wirtschaftliches und, in noch höherem Maße, kulturelles Element der lokalen Bevölkerungsgruppe bilden (AIKIO & MÜLLER-WILLE 2002).

Das Ökosystem ist in seiner gegenwärtigen Struktur stark bedroht. Zu den negativen Einflussfaktoren, die sich in vielfältiger Weise auf die Waldgesellschaften auswirken, gehören in erster Linie die Klimaänderung und die Überweidung durch Rentiere. Diese führen zu einer Verschiebung des Artenspektrums und des Diversitätsmusters. Strauchflechten nehmen z. B. drastisch ab und werden durch Korallenflechten, Moose und Gräser ersetzt (THANNHEISER et al. 2005). Die verschiedenen Einflussfaktoren wirken sich auf die unterschiedlichen Waldtypen sehr spezifisch und charakteristisch aus.

Das Ziel der Arbeit bestand in der Erarbeitung von Waldtypen nach floristisch-ökologischen Merkmalen (vegetationskundliche Methodik gemäß BRAUN-BLANQUET 1964) und in der Erfassung der zugrunde liegenden Standortfaktoren. Ergänzend wurden Überlegungen zur weiteren Entwicklung des Waldes vor dem Hintergrund der intensiven Weidenutzung und der Klimaveränderung angestellt. Die vorliegende Abhandlung entstanden innerhalb des EU-Projektes HIBECO (Human Interactions with the Mountain Birch Forest Ecosystem: Implications for Sustainable Development).

Untersuchungsrahmen: Gebiet und Methoden

Das Untersuchungsgebiet befindet sich auf der "Finnmarksvidda", einer Hochebene von 300 bis 500 m Höhe über NN in der nördlichsten Provinz Norwegens, der Finnmark. Sie ist durch sanfte Hügel und geringe Reliefunterschiede gekennzeichnet. Die Böden sind überwiegend nährstoffarme Sande der mächtigen Grundmoräne und mit dünner organischer Auflage versehen. Niedrige Jahrestemperaturen mit einem sehr kalten und langen Winter und geringe Niederschläge kennzeichnen die klimatischen Verhältnisse. Die Vegetationsperiode mit Temperaturen über 5 °C beträgt durchschnittlich um die 100 Tage (TVEITO et al. 2001). Deutlich tritt ein Gradient von ozeanisch beeinflusstem, niederschlagsreicherem Klima im Norden, also in Küstennähe, zu kontinentalen bzw. trockenen Verhältnissen im Süden auf. Die Bevölkerung der Finnmarksvidda ist fast ausschließlich samischen (die frühere Bezeichnung "Lappen" wird heute als diskriminierend empfunden) Ursprungs und lebt zum Teil von der traditionellen Rentierwirtschaft, die einen wesentlichen Faktor in ihrem Leben ausmacht.

Im Untersuchungsgebiet entstanden 393 Vegetationsaufnahmen nach der Methodik von BRAUN-BLANQUET (1964), anhand derer eindeutig festgelegte Waldgesellschaften (Assoziationen) abgeleitet werden konnten. Diese Aufnahmen umfassen alle vorhandenen Waldtypen im Gebiet. Zu den jeweiligen Beständen sind verschiedene Einflussfaktoren herausgearbeitet worden, unter denen die Klimaänderung und die Überweidung zu den gravierendsten gehören. Als Beweidungszeiger dienen Arten und Gattungen, die von den Rentieren nicht verbissen werden. Dazu zählen die Korallenflechte (*Stereocaulon* spec.), Igel-Cladonie (*Cladonia uncialis*) und Krustenflechten.

Ergebnisse

Als Ergebnis der vegetationskundlichen Untersuchungen entstanden sechs Assoziationen, die sich nach floristischen, physiognomischen und ökologischen Aspekten eindeutig charakterisieren lassen:

- a) Flechtenreiche Birkenwälder mit Dominanz von Krähenbeere: Empetro-Betuletum Nordh. 1943 em. K.-Lund 1973 (E-B)
- b) Wärmeliebende Birkenwälder mit Dominanz von Preiselbeeren: Vaccinio vitis-idaeae-Betuletum Wehberg 2007 (Vv-B)
- c) Mesotrophe Birkenwälder mir Dominanz von Blaubeere: Vaccinio myrtilli-Betuletum Wehberg 2007 (Vm-B)
- d) Ozeanisch geprägte Birkenwälder mit Schwedischem Hartriegel: Corno-Betuletum Aune 1973 (C-B)
- e) Hochstaudenwälder in Flussauen und an feuchten Standorten: Geranio-Betuletum Nordh. 1943 em. Dierß. 1996 (G-B)
- f) Moorbirkenwälder auf torfhaltigen Böden mit Moltebeere: Rubo chamaemori-Betuletum provisorisch ausgewiesen (R-B)

Auf den wissenschaftliche Absicherung und die Qualität dieser Waldtypen soll im Rahmen dieser Abhandlung nicht näher eingegangen werden. Sie können bei Interesse der Dissertationsschrift des Verfassers entnommen werden (WEHBERG 2007).

Die Namen der Assoziationen beziehen sich auf einzelne, besonders charakteristische Arten, gleichwohl unterscheiden sich die Einheiten in ihrem gesamten floristischen Spektrum deutlich voneinander. Das spezifische Arteninventar ist dabei Ausdruck der vorherrschenden ökologischen Grundbedingungen bzw. Standortfaktoren (s. o.). Die nachfolgende Abbildung zeigt die Artenzahlen der verschiedenen Schichten in den einzelnen Waldgesellschaften und verdeutlicht so den Gradienten von nährstoffarmen Standorten zu reicheren. Auffälligstes Merkmal ist die starke Abnahme der Flechtenschicht vom Empetro-Betuletum (E-B) zum Rubo chamaemorei-Betuletum (R-B) und die gegenläufige Entwicklung der Krautschicht. Diese Dynamik folgt neben der Nährstoff- und Wasserverfügbarkeit, der Höhe der winterlichen Schneedecke, die anhand der auf den Birkenstämmen lebenden Flechte *Melanelia olivacea* abgelesen werden kann (diese Flechte kann nicht unterhalb der Schneedecke überdauern). Eine hohe Schneedecke steht für einen ausreichenden Frostschutz während des Winters und Schutz vor Schäden durch windverdriftete Eiskristalle. Außerdem bietet die abschmelzende Schneedecke im Frühjahr zusätzliche Wasservorräte zum Start in die Vegetationsperiode (vgl. WEHBERG 2005).

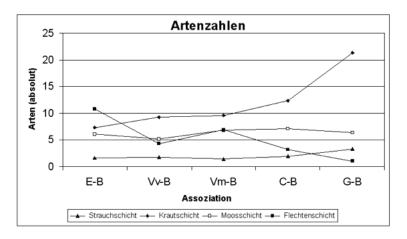


Abb. 1: Artenzahlen der Strauch-, Kraut-, Moos- und Flechtenschicht in den Waldassoziationen

Die schwierigen Lebensbedingungen mit langen, kalten Wintern und einer kurzen Vegetationsperiode fördern das Vorkommen von gut angepassten, widerstandsfähigen Arten, die dafür in großer Zahl vorkommen. So sind Vertreter der Gattungen Vaccinium (Blaubeere. Preiselbeere, Rauschbeere) und die Krähenbeere häufig bestandsbildend, wodurch die Wälder oft relativ gleichförmig wirken, wenn von den eindeutig flechtendominierten Beständen abgesehen wird. Dennoch sind die Fjellbirkenwälder sehr artenreich und weisen einen hohen Diversitätsindex (α) auf.

		n	S _n	S ₁	α	S₁/α
Empetro-Betuletum	E-B	177	141	26.7	22.08	1.21
Vaccinio vitis-idaeae-Betuletum	Vv-B	27	96	21,7	22,45	0,96
Vaccinio myrtilli-Betuletum	Vm-B	116	158	25,6	27,85	0,92
Corno-Betuletum	С-В	19	103	25,6	26,29	0,97
Geranio-Betuletum	G-B	49	242	33,2	53,65	0,62
Rubo chamaemori-Betuletum	R-B	5	54	29,8	15,04	1,98

n= Anzahl der Aufnahmen; $S_n=$ Gesamtartenzahl in n Aufnahmen; $S_1=$ durchschnittliche Artenzahl pro Aufnahmen; $\alpha=$ Diversitätsindex nach Dahl; $S_1/\alpha=$ Uniformitätsindex nach Dahl

Ausblick

Die Temperaturen in Nordeuropa steigen seit dem Beginn des 19. Jahrhunderts kontinuierlich an. Diese Temperaturerhöhung wirkt sich besonders im Winter aus. Parallel kommt es zu einer Erhöhung der Niederschläge (vgl. HANSSEN-BAUER et al. 2001, TØMMERVIK et al. 2004). Dieser Trend begünstigt eine Vergrößerung des Waldareals (Abb. 2). Junge Birken an der Waldgrenze und in niedrigen Lagen sind Zeichen für eine Expansion des Fjellbirkenwaldes, ebenso wie die zunehmende Verbuschung für günstige Wachstumsbedingungen spricht (SONESSON & HOOGESTEGER 1983). Eine mittlere Erhöhung der Schneedecke kommt als weiterer Faktor hinzu (THANNHEISER et al. 2005). Dieses fördert Gefäßpflanzen sowie Moose und benachteiligt Flechten. Stärkere Beweidung durch Rentiere, insbesondere während der Herbstweide, und die Ausbreitung von Zwergsträuchern führen ebenfalls zu einer weiteren Abnahme der Flechten (DAHL 1987, VIRTANEN et al. 2003). In "Ballungsgebieten" ist zudem eine lokale Depression der Waldgrenze durch die Beweidung möglich (Abb. 2).

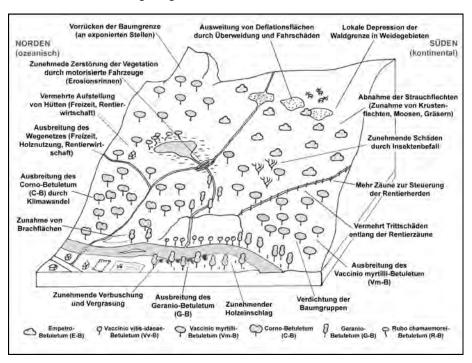


Abb. 2: Tendenzen der Entwicklungen im Fjellbirkenwald

Der Fjellbirkenwald stellt trotz aller Veränderungen in den vergangenen Jahrzehnten immer noch ein weitgehend ungestörtes Ökosystem dar. Häufig werden die nordboreale und arktische Zone als "letzte Wildnis Europas" bezeichnet. Die spärliche Besiedlung Nordskandinaviens verhinderte bislang eine stärkere Überformung des wertvollen Areals. Das Fehlen forstlicher Interessen und die geringe Bedeutung der Landwirtschaft bewahrten den Fjellbirkenwald in einem relativ naturnahen Zustand (vgl. GLÄßER et al. 2003). Bedrohliche, großflächige Einflüsse gehen heutzutage vom allgemeinen Klimawandel, der intensiven Rentierbeweidung und von Schadstoffeinträgen aus der Luft aus. Aber auch die zunehmende Zersiedelung und die Ausbreitung menschlicher Einflüsse verändern den Naturraum maßgeblich (UNEP 2001). Dabei geht wertvoller Lebensraum verschiedener Pflanzen- und Tierarten verloren (KANKAANPÄÄ 2001). Durch das klimabedingte Vorrücken der Waldgrenze nach Norden und dem damit verbundenen Vordringen des borealen Nadelwaldes könnte schließlich der Fjellbirkenwald zurückgedrängt werden. In

Nordfennoskandien ist das Potenzial für einen Vegetationswandel vermutlich besonders hoch. In den schwedischen Skanden etablieren sich schon heute Birken, Fichten und Kiefern 500 bis 700 m oberhalb der aktuellen Baumgrenze (KULLMAN 2004a). Der "Global Change" wird nach dem ACIA Klima-Report gravierende Einflüsse auf den Wald, die Biodiversität, sowie die Rentier- und Forstwirtschaft ausüben und starke sozioökonomische Umwälzungen nach sich ziehen (HASSOL 2005). Das Voranschreiten der Temperaturerhöhung und die Verlagerung der Vegetations- und Klimazonen nach Norden könnten möglicherweise für viele Arten zu schnell verlaufen, so dass diese in ihrem Bestand bedroht sein könnten (IPCC 1997). Noch schneller aber wird sich die aktuelle Flora mit neu einwandernden Arten durchmischen, die sich durch das günstigere Klima nach Norden ausbreiten können (vgl. KULLMAN 2004b). Von der Nährstoffzufuhr durch Stickstoffeinträge profitieren vor allem Gräser und Kräuter, die sich erfolgreicher etablieren können und damit Flechten auskonkurrieren (TØMMERVIK et al. 2004). Allgemein könnten schnellwüchsige Arten und Ökotypen die langsamwüchsigen, z. B. Flechten, verdrängen (SKRE 2001).

Der einzigartige Flechtenbirkenwald des Empetro-Betuletum wird als Waldtyp armer Standorte am stärksten betroffen sein und könnte in Zukunft in isolierte Gebiete zurückgedrängt werden. Negativ wirken sich sowohl die atmosphärischen Veränderungen als auch die starke Beweidung aus. Die blaubeerdominierten Wälder des Vaccinio myrtilli-Betuletum werden sich in ihrer Struktur verändern und zunehmend durch den Hartriegel (*Cornus suecica*) und andere nährstoffliebende Arten überformt (THANNHEISER et al. 2003, THANNHEISER et al. 2005). Die Hochstaudenwälder des Geranio-Betuletum werden möglicherweise in den Talauen durch die Landwirtschaft verdrängt, zumal sich die klimatischen Bedingungen für die Grünlandnutzung, langfristig gesehen, verbessern dürften. Dies würde einen großen Verlust artenreicher und vielschichtig differenzierter Habitate sowie schützenswerter Laubwaldbestände, wie im Bereich der Talauen darstellen (FYLKESMANNEN I FINNMARK 2005).

Maßnahmen zur Steuerung bzw. Regulierung der Rentierherden und zum Schutz der Atmosphäre müssen ergriffen werden, um einen nachhaltigen Fortbestand der Wälder zu gewährleisten. Die Ausweisung von Schutzgebieten mit eingeschränkten Beweidungsgenehmigungen könnte dabei einen ersten Schritt darstellen, wobei stets auf die berechtigten Interessen der Sámi Rücksicht genommen werden muss. Die Bewahrung der Fjellbirkenwälder ist eine wichtige Aufgabe für kommende Generationen, nicht nur um der FFH-Richtlinie gerecht zu werden, sondern als Maßnahme zur Erhaltung letzter (nahezu) unberührter Natur im europäischen Kulturraum.

Literaturverzeichnis

AIKIO, M.S. & L. MÜLLER-WILLE (2002): Living at the Timberline - The Sámi and the Mountain Birch Forests in Northernmost Europe. Northern Timberline Forests: Environmental and Socio-economic Issues and Concerns. - Kolari (The Finnish Forest Research Institute): 40-56

BRAUN-BLANQUET, J. (1964): Pflanzensoziologie: Grundzüge der Vegetationskunde. - Berlin (Springer)

DAHL, E. (1987): Alpine-subalpine Plant Communities of South Scandinavia. - Phytocoenologia 15(4): 455-484

GLÄßER, E.; LINDEMANN, R. & J.-F VENZKE (2003): Nordeuropa. WBG-Länderkunden. - Darmstadt (Wissenschaftliche Buchgesellschaft)

- FYLKESMANNEN I FINNMARK (2005): Verneplan for rik Lauvskog i Finnmark. Høringsdokument Miljövernavdelinga. Vadsø
- HANSSEN-BAUER, I.; TVEITO, O.E. & E.J. FØRLAND (2001): Precipitation Scenarios for Norway Empirical Downscaling from the ECHAM4/OPYC3 GSDIO Integration. Oslo. (DNMI Klima Report 10/01)
- HASSOL, S.J. (2005): Der Arktis-Klima-Report die Auswirkungen der Erwärmung. Arctic Climate Impact Assessment (ACIA). Hamburg (Convent)
- IPCC WORKING GROUP II. WATSON, R. T.; ZINYOWERA, M. C.; MOSS, R. H. & D. J. DOKKEN (1997): The Regional Impacts of Climate Change An Assessment of Vulnerability. A Special Report of Published for the Intergovernmental Panel on Climate Change. -
- KANKAANPÄÄ, P. (ed.): (2001): Arctic Flora and Fauna: Status and Conservation (Report from the Arctic Council, Program for the Conservation of Arctic Flora and Fauna. Helsinki (CAFF)
- KULLMAN, L. (2004a): The Changing Face of the Alpine World. Global Change Newsletter 57: 12-14
- KULLMAN, L. (2004b): Early Holocene Appearance of Mountain Birch (*Betula pubescens* ssp. *tortuosa*) at Unprecedented High Elevations in the Swedish Scandes: Megafossil Evidence Exposed by Recent Snow and Ice Recession. Arctic, Antarctic, and Alpine Research 36(2): 172-180
- SKRE, O. (2001): Climate Change Impacts on Mountain Birch Ecosystems. In: WIELGOLASKI, F.E. (ed.): Nordic Mountain Birch Ecosystems. Paris (UNESCO) (Man and the Biosphere Series 27): 343-357
- SONESSON, M. & J. HOOGESTEGER (1983): Recent Tree-Line Dynamics (*Betula pubescens* Ehrh. ssp. *tortuosa* [Ledeb.] Nyman) in Northern Sweden. Nordicana 47: 47-54
- THANNHEISER, D.; MEIER, K.-D. & J. WEHBERG (2003): Klimabedingte und anthropogene Veränderungen im Fjellbirkenwald in Nordnorwegen. Norden 15: 213-220
- THANNHEISER, D.; TØMMERVIK, H. & J. WEHBERG (2005): The Vegetation Changes and Recent Impact on the Mountain Birch Forest during the last 40 Years. In: WIELGOLASKI, F.E. (ed.): Plant Ecology, Herbivory and Human Impact in Northern Mountain Birch Forests. Berlin (Springer) (Ecological Studies 180): 235-253
- TØMMERVIK, H.; JOHANSEN, B.; TOMBRE, I.; THANNHEISER, D.; HØGDA, K. A.; GAARE, E. & F.E. WIEL-GOLASKI (2004): Vegetation Changes in the Mountain Birch Forest: The Influence of Grazing and Climate Change. Arctic, Antarctic, and Alpine Research 36(3): 323-332
- Tveito, O. E.; Førland, E. J.; Alexandersson, H.; Drebs, A.; Jónsson, T. & E. Vaarby-Laursen (2001): Nordic Climate Maps. Oslo (DNMI Klima Report 06/01)
- Nellemann, C.; Kullerud, L.; Vistnes, I.; Forbes, B. C.; Husby, E.; Kofinas, G. P.; Kaltenborn, B. P.; Rouaud, J.; Magomedova, M.; Bobiwash, R.; Lambrechts, C.; Schei, P. J.; Tveitdal, S.; Grøn, O. & T. S. Larsen (2001): GLOBIO. Global Methodology for Mapping Human Impacts on the Biosphere. The Arctic 2050 Scenario and Global Application. UNEP/ DEWA/TR.01-3
- VIRTANEN, R.; ESKELINEN, A. & E. GAARE (2003): Long-Term Changes in Alpine Plant Communities in Norway and Finland. In: NAGY, L.; GRABHERR, G.; KÖRNER, C. & D.B. THOMPSON (eds.): Alpine Biodiversity in Europe. Berlin (Springer) (Ecological Studies 167): 411-422

- WEHBERG, J.; THANNHEISER, D. & K.-D. MEIER (2005): Vegetation of the Mountain Birch Forest in Northern Fennoscandia. In: WIELGOLASKI, F.E. (ed.): Plant Ecology, Herbivory and Human Impact in Northern Mountain Birch Forests. Berlin (Springer) (Ecological Studies 180): 35-52
- WEHBERG, J. (2007): Vegetationsökologische Analyse der Fjellbirkenwälder in Nordnorwegen (Finnmark): Diss. Universität Hamburg, Institut für Geographie (Mitteilung der Geographischen Gesellschaft 2007) (in prep)

Treffpunkt Biologische Vielfalt 7	2007	79 - 87	Hrsg.: Bundesamt für Naturschutz, Bonn
-----------------------------------	------	---------	--

Der Markt für biologische Kohlenstoffspeicherung als Finanzierungsinstrument für Schutzgebiete

LASSE LOFT

Schlagwörter: Schutzgebiete; Finanzierung; Senken

1 Einleitung

Eines der in Art. 1 des Übereinkommens über die biologische Vielfalt (CBD) formulierten, übergeordneten Ziele, ist die Erhaltung der biologischen Vielfalt. Zur Erreichung dieses Ziels sieht Art. 8 (a) CBD den In-situ Schutz vor. Biologische Vielfalt soll in ihrer natürlichen Umgebung erhalten werden und setzt damit die Errichtung eines globalen, ökologisch repräsentativen und wirksam verwalteten Schutzgebietsnetzwerkes voraus (KORN 2005). Dafür bedarf es eines umfangreicheren Schutzes bestehender, sowie der Errichtung weiterer Schutzgebiete.

Aufgrund nicht ausreichender Finanzierung kann derzeit nicht gewährleistet werden, dass die bestehenden bzw. neu ausgewiesenen Schutzgebiete, vor allem in Entwicklungsländern, in dem Maße verwaltet werden wie es für einen effektiven Schutz notwendig wäre. Die "Ad Hoc Open Ended Working Group on Protected Areas" der CBD beschäftigt sich daher seit 2005 u. a. mit Fragen der Finanzierung von Schutzgebieten. Als ein mögliches Instrument zur (Teil)Finanzierung wird die Vermarktung von Ökosystemleistungen angesehen, die durch Schutzgebiete bereitgestellt werden. Eine dieser Ökosystemleistungen ist die Aufnahme und Speicherung von Kohlenstoff aus der Atmosphäre in der Vegetation und den Böden. Da die Förderung dieser Aktivität, nach den Regelungen der Klimarahmenkonvention (FCCC) und des Kyoto-Protokolls (KP) eine Maßnahme zum Schutz des Klimas darstellt, soll im Folgenden untersucht werden inwieweit der bereits bestehende Marktansatz des KP der Finanzierung von Erhaltungsmaßnahmen biologischer Vielfalt dient bzw. dienen könnte und welche Konflikte mit den Regelungen der CBD auftreten. Darüber hinaus wird das in diesem Zusammenhang derzeit verhandelte Konzept der Kompensation vermiedener Entwaldung dargestellt.

2 Finanzierungsproblematik

Der geschätzte Finanzbedarf für Errichtung und Unterhaltung eines ökologisch repräsentativen, globalen Schutzgebietsnetzwerks wird sehr unterschiedlich veranschlagt (EMERTON et al. 2006).¹ Die Mehrzahl der Studien rechnet mit einem weltweiten Bedarf von ca. 20-23 Mrd. U.S. \$ pro Jahr (JAMES et al. 2001; BRUNER et al. 2003).

Es besteht Konsens darüber, dass die Ausgaben für das effektive Management bestehender und die Errichtung neuer Schutzgebiete nicht ausreichen und damit den Schutz biologischer Vielfalt nicht gewähr-

Die veröffentlichten Schätzungen reichen von jährlich 680 Mio. U.S. \$ weltweit bis zu einem Bedarf von 45 Mrd. U.S. \$ pro Jahr (Schutz von ca. 15 % der weltweiten terrestrischen und ca. 30 % der aquatischen Fläche)

leisten können (EMERTON et al. 2006). Nach den oben genannten Schätzungen fehlen ca. 2,5 Mrd. U.S. \$ pro Jahr weltweit für ein effektives Management bestehender Schutzgebiete, davon ca. 1,5 Mrd. U.S. \$ in den Entwicklungsländern (JAMES et al. 2001; BRUNER et al. 2003). Für Errichtung und Management zusätzlicher Schutzgebiete würden weitere 10-13 Mrd. U.S. \$ benötigt (EMERTON et al. 2006). Daraus ergibt sich global eine Finanzierungslücke von ca. 13-16 Mrd. U.S. \$ jährlich (für die nächsten 10 Jahre) (JAMES et al. 2001; BRUNER et al. 2003), die für das Erreichen des Ziels, eines repräsentativen, globalen Schutzgebietsnetzwerkes, geschlossen werden muss.

Eine wesentliche Ursache für die unzureichende Finanzierung von Schutzgebieten stellt der enorme Zuwachs an geschützter Fläche (terrestrisch und aquatisch) in Verbindung mit einer Stagnation des Finanzbudgets dar (EMERTON et al. 2006).

3 In-Wert-Setzung und Vermarktung von Ökosystemleistungen

Ein Beitrag zur Schließung der Finanzierungslücke könnte durch die In-Wert-Setzung und Vermarktung von Ökosystemleistungen geleistet werden.

Ökosystemleistungen werden von funktionsfähigen, natürlichen Ökosystemen bereitgestellt und können ohne Beeinträchtigung des Ökosystems in Anspruch genommen werden. Ökosystemleistungen standen der Menschheit bisher überwiegend kostenfrei zur Verfügung. Um diese in Wert setzen, vermarkten und wirtschaftlichen Nutzen daraus ziehen zu können, müssen Regelungen getroffen werden, die die Voraussetzungen für einen funktionsfähigen Markt schaffen. Dies beinhaltet Vorschriften, die u. a. für eine Vielzahl an Anbietern und Nachfragern sorgen, ein einheitliches (standardisiertes) Produkt etablieren, die Versorgung von Anbietern und Nachfragern mit marktrelevanten Informationen gewährleisten, Vorkehrungen gegen Absprachen zwischen Anbietern und Nachfragern treffen, freien Marktzugang und -austritt sichern und die Transferierbarkeit des Produktes sicherstellen (OECD 2003).

Eine globale Ökosystemleistung, für die die meisten der oben genannten Voraussetzungen geschaffen wurden, stellt die Bindung und Speicherung von CO₂ aus der Atmosphäre in der terrestrischen Vegetation dar. Da natürliche Ökosysteme zur Verminderung der CO₂-Konzentration in der Atmosphäre beitragen und dadurch den Ursachen des Klimawandels entgegenwirken, wurden in der UNFCCC und dem Kyoto-Protokoll Regelungen getroffen, die zum Schutz von Ökosysteme beitragen können bzw. die Aufrechterhaltung dieser Funktionen honorieren, indem sie einen (begrenzten) Markt für biologische Kohlenstoffsenken etablieren.

4 Regelung biologischer Kohlenstoffspeicher in Klimarahmenkonvention (FCCC) und Kyoto-Protokoll (KP)

Im Folgenden wird dargelegt, dass die Vorschriften der FCCC und des KP den Erhalt terrestrischer Ökosysteme vorsehen. Es wird untersucht, welche anthropogenen Eingriffe in diese Ökosysteme das KP erfasst, wie sie durch die Marktmechanismen des KP berücksichtigt werden und welche Bedeutung das für die Finanzierung von Schutzgebieten haben könnte.

4.1 Einbeziehung von Speichern und Senken

Nach FCCC und KP sind Erhaltung und Schaffung von biologischen Kohlenstoffspeichern und -senken anerkannte Klimaschutzmaßnahmen (HOFMANN 2006). Gemäß der Präambel der FCCC kamen die Parteien "im Bewusstsein der Rolle und der Bedeutung von Treibhausgassenken und -speichern in Land- und Meeresökosystemen" überein. Regelwerke und Maßnahmen zur Bewältigung der Klimaänderung sollen daher alle wichtigen Quellen, Senken und Speicher von Treibhausgasen erfassen (Art. 3 Nr.3 FCCC). Für entwickelte Länder muss nach Art. 4 II (a) FCCC der Schutz und die Erweiterung der Treibhausgassenken Bestandteil nationaler Regelwerke und Maßnahmen sein. Während es sich bei der FCCC um eine Rahmenkonvention handelt, die keine verbindlichen Reduktionsverpflichtungen vorsieht, haben sich im KP die in Annex I aufgeführten Industriestaaten verbindlich dazu verpflichtet ihre Treibhausgasemissionen um 5,2 % im Vergleich zum Ausgangsjahr 1990 zu verringern. Das KP sieht eine Reihe von Mechanismen zur Erreichung der Reduktionsverpflichtungen vor, regelt jedoch nicht abschließend inwieweit die Industriestaaten diese durch den Erhalt von natürlichen Speichern oder die Schaffung von Senken erfüllen können (KREUTER-KIRCHHOF 2005).

4.2 Zulässige Aktivitäten

Im KP wurden nach langjährigen Verhandlungen erstmals Regelungen getroffen, die für den ersten Verpflichtungszeitraum (2008 - 2012) festlegen, inwieweit Treibhausgasreduktionen aus Quellen und Senken auf die Reduktionsverpflichtungen der Industriestaaten angerechnet werden können. Art. 3.3 KP bestimmt, dass Treibhausgasreduktionen durch Senken als Folge unmittelbar vom Menschen verursachter Landnutzungsänderungen und forstwirtschaftlicher Maßnahmen zur Erfüllung der Reduktionsverpflichtungen der Anlage I Staaten verwendet werden können. Diese Maßnahmen sind gemäß Art. 3.3 KP auf Aufforstung und Wiederaufforstung seit 1990 begrenzt.² Die bloße Existenz von Kohlenstoffbeständen (Biomasse) soll nicht angerechnet werden können (Art. 3.3, Art. 3.4 KP).

4.3 Kyoto Mechanismen

Das KP sieht mehrere Instrumente vor (sog. Kyoto Mechanismen), welche die Annex I Staaten zur kosteneffizienten Erreichung ihrer Reduktionsverpflichtungen in Anspruch nehmen können. Aufgrund der verschiedenen Reduktionsmöglichkeiten räumen diese Kyoto Mechanismen den Industriestaaten mehr Flexibilität ein und sehen eine Einbeziehung des privaten Sektors in die internationalen Anstrengungen zum Schutz des Klimas vor. Insbesondere durch den Mechanismus für umweltverträgliche Entwicklung (Clean Development Mechanism, CDM), Art. 12 KP, soll zusätzliches Kapital privater Investoren in Klimaschutzprojekte in Entwicklungsländern fließen (KREUTER-KIRCHHOF 2005).

4.3.1 Senkenprojekte im Rahmen der Gemeinsame Umsetzung (Joint Implementation, JI), Art. 6 KP

JI erlaubt eine projektbezogene Zusammenarbeit zwischen Industriestaaten. Dabei reduziert ein Industriestaat die Emissionen seines Partnerstaates auf dessen Territorium, die erzielten Emissionsreduktionen

² angerechnet werden auch Emissionen aus Entwaldung

werden ihm übertragen (KREUTER-KIRCHHOF 2005). Art. 6.1 KP sieht vor, dass JI-Projekte auch Maßnahmen zur Schaffung von Senken oder zur Reduktion der Emissionen aus Quellen beinhalten können, sofern diese gemäß Art 6.1 (b) zusätzlich zu geschaffenen Senken/reduzierten Emissionen hinzukommen die ohne das Projekt erreicht worden wären.³ Hinsichtlich der zulässigen Projektaktivitäten gelten Art. 3.3 und Art. 3.4 KP.

4.3.2 Senkenprojekte in Entwicklungsländern, CDM Art. 12 KP

Im Rahmen des CDM sollen Klimaschutzprojekte in Entwicklungsländern als gemeinsame Projekte mit Industriestaaten durchgeführt werden. Dies ist die bisher einzige Möglichkeit der Einbeziehung von Entwicklungsländern. Die sich aus einem solchen Projekt ergebenden zusätzlichen Emissionsreduktionen werden zertifiziert, der beteiligte Industriestaat kann sie dann zu der ihm nach dem KP erlaubten Emissionsmenge hinzurechnen. Auf diese Weise kann der Investorstaat einen Teil seiner Reduktionsverpflichtungen durch Klimaschutzprojekte in Entwicklungsländern erfüllen (KREUTER-KIRCHHOF 2005). Das beteiligte Entwicklungsland wird zugleich darin unterstützt eine nachhaltige Entwicklung zu erreichen. Senkenprojekte können gemäß Art. 12 KP, im Rahmen des CDM in Entwicklungsländern durchgeführt werden. Auch hier gilt, dass die konkreten Maßnahmen auf Aufforstung und Wiederaufforstung beschränkt sind.

Im ersten Verpflichtungszeitraum (2008-2012) dürfen die auf diese Weise erzielten anrechenbaren Emissionsreduktionen eines Annex I Staates 1 % der Emissionen dieses Staates im Basisjahr nicht überschreiten (KREUTER-KIRCHHOF 2005).

4.3.3 Handel mit Emissionsrechten, Art. 17

Nach Art. 17 KP können zwischen Industriestaaten Emissionsrechte gehandelt werden. Ein Annex-I-Staat, der überschüssige Emissionsrechte hat, kann diese an einen Staat transferieren, der zur Einhaltung seiner Verpflichtungen noch Emissionsrechte erwerben muss. Auch ein Handel mit in Senken gespeicherten Emissionen aus Art. 3.3, Art. 3.4 KP Aktivitäten ist aufgrund der Einführung von Removal Units (RMU) möglich (HOFMANN 2006).

4.4 Effekte von Aktivitäten im Rahmen der Kyoto-Mechanismen auf die biologische Vielfalt

4.4.1 Finanzierungsinstrument für Schutzgebiete

Im Rahmen des CDM können Schutzgebietsverwaltungen in Entwicklungsländern, in Kooperation mit Investoren aus einem Annex I Staat, durch Maßnahmen wie Wiederaufforstung Emissionszertifikate generieren und veräußern. Die so erzielten Einkünfte könnten in Fonds angelegt zur nachhaltigen Finanzierung des Schutzgebietes beitragen. Auch der JI ließe sich, überwiegend in osteuropäischen Staaten, als Finanzierungsinstrument für Schutzgebiete einsetzen.

82

durch das Zusätzlichkeitserfordernis soll vermieden werden, dass "business as usual" als Emissionsreduktionsprojekte angegeben werden

Da es sich hinsichtlich der von Schutzgebietsverwaltungen vorgenommenen Aktivitäten überwiegend um Renaturierung degradierter/entwaldeter Flächen handeln dürfte, könnte einerseits die Frage, ob es sich um Wiederaufforstung iSd Art. 3.3 KP handelt problematisch sein. Des Weiteren stellt sich die Frage nach der Unmittelbarkeit dieser Maßnahme iSd. Art. 3.3 KP, Art. 12 KP, ob es sich also um einen (rein)natürlichen Vorgang handelt, mit der Folge, dass die Maßnahme nicht angerechnet werden kann, oder ob die Entscheidung natürliche Regeneration zuzulassen, schon als unmittelbar zu erachten ist. Nach Ansicht des IPCC schließt die Wiederaufforstung den Vorgang der natürlichen Regeneration nicht mit ein. Nach einer Entscheidung der COP muss der Mensch zumindest die Förderung des Wachstums der natürlichen Saat vornehmen.

Ein weiteres Problem stellen naturwissenschaftliche Unsicherheiten hinsichtlich der Messbarkeit und Dauerhaftigkeit der Kohlenstoffaufnahme und -speicherung dar (SACH & REESE 2002). Einerseits müssen einheitliche Methoden zur Berechnung entwickelt werden, andererseits müssten diese Unsicherheiten bei der Erteilung und Übertragung von Emissionsgutschriften berücksichtigt, ggf. versichert werden und würden damit die Einkünfte reduzieren.

4.4.2 Erhaltungsmaßnahmen

Neben den für die Erhaltung biologischer Vielfalt positiven Maßnahmen, wie Wiederaufforstung gerodeter Flächen mit diversen einheimischen Arten zwecks Habitatvergrößerung für gefährdete Arten, lassen die Regelungen des CDM in Art. 12 KP derzeit Maßnahmen zu, die dem Erhalt natürlicher Ökosysteme entgegenwirken. Da sich die Entwicklungsländer noch nicht zur Erreichung verbindlicher Emissionsreduktionen verpflichtet haben, müssen die durch Rodung in einem Entwicklungsland freigesetzten Emissionen nicht angerechnet werden. Dies bildet einen Anreiz zur Rodung stehender Primärwaldflächen, da die Flächen so einen kurzzeitigen wirtschaftlichen Ertrag aus der Verwertung des Holzes bringen und später den Industriestaaten zur Durchführung von Wiederaufforstungsmaßnahmen im Rahmen eines CDM Projektes zur Verfügung gestellt werden könnten (HOFMANN 2006).

Das KP kann auch Anreize zur Bepflanzung ortsfremder, besonders schnellwachsender Monokulturen schaffen, da diese die CO₂ Speicherung erhöhen und die Gewinne maximieren. Nach der geltenden Definition von Aufforstung besteht die Gefahr, dass naturbelassene Gebiete wie Moore, Feuchtgebiete in Holzplantagen umgewandelt werden.

5 Kompensation für vermiedene Entwaldung in Entwicklungsländern

Im Rahmen der derzeitigen Vorschriften des von FCCC und KP wird der Erhalt stehender (Primär)Wälder nicht kompensiert. Dies erscheint aus Klimaschutzgründen höchst problematisch, da sich globale Entwaldung und Degradation von Wäldern signifikant auf die Anreicherung von Treibhausgasen in der Atmosphäre ausgewirkt haben. Die FAO schätzt, dass in den 1990er Jahren etwa 16,1 Mio. Hektar Wald pro Jahr durch Entwaldung und Degradation verloren gingen. Der IPCC errechnete, dass in dieser Zeitspanne etwa 1,6 +-0,8 Giga Tonnen Kohlenstoff durch Landnutzungsänderungen emittiert wurden, das entspricht etwa 10-25 % der durch Menschen verursachten Emissionen (SCHLAMADINGER et al. 2005). Primärwälder sind darüber hinaus ein wichtiger Bestandteil biologischer Vielfalt und Lebensraum für zahlreiche Arten. Könnte der Erhalt von Primärwäldern ebenfalls durch die Erteilung und den Handel von Emissionsgutschriften kompensiert werden, würde ein wesentlicher Anreiz zu ihrer Erhaltung und

zur Finanzierung von Schutzgebieten geschaffen werden. Es wird daher gefordert und seit der letzten COP 2005 verhandelt, ob und wie Primärwälder vor Abholzungen zu schützen sind (HOFMANN 2006).

5.1 Die Kontroverse um die Anrechnung stehender Wälder

In der Vergangenheit wurden viele Argumente gegen die Anrechnung von bestehenden Wäldern angeführt. Es wurde u. a. darauf hingewiesen, dass Industriestaaten mit großen stehenden Wäldern praktisch all ihre vereinbarten Emissionsreduktionen mit ihren bestehenden natürlichen Kohlenstoffspeichern verrechnen könnten, und somit keine weiteren Maßnahmen ergreifen bräuchten. Entwicklungsländer mit großen Waldvorkommen betonten im Vorfeld der Verhandlungen zur FCCC, dass das Hauptgewicht der Konvention auf einer Einschränkung der Emissionen von Seiten der Industriestaaten als Hauptverursacher der industriellen CO₂-Emissionen liegen solle und diese sich nicht durch den Schutz der Wälder in Drittweltländern ihrer ökologischen Verantwortung entziehen dürften (KROHN 2002).

Der gegenwärtige Vorschlag zur Kompensation vermiedener Entwaldung sieht daher vor, dass nur Entwicklungsländer für Erhaltungsmaßnahmen kompensiert werden. Durch eine Limitierung der erzielbaren Emissionsgutschriften aus Erhaltungsprojekten könnte der Aufweichung der Reduktionsziele entgegengewirkt werden, ähnlich wie es schon jetzt im Rahmen des CDM im Hinblick auf Auf- und Wiederaufforstungsprogramme geschieht. Alternativ könnten auch die Reduktionsverpflichtungen der Annex I Staaten soweit erhöht werden, dass sie Primärwalderhaltungsmaßnahmen großen Umfangs tätigen müssten um die erhöhten Reduktionsziele erreichen zu können

5.2 Regelungsbedarf

Ein Instrument zur Kompensation für die Vermeidung von Entwaldung wird international überwiegend begrüßt (FCCC/SBSTA/2006/MISC.5). Es besteht jedoch noch Regelungsbedarf hinsichtlich einiger Punkte.⁴

5.2.1 Referenzfall (Baseline)

Zur Bestimmung von Emissionsreduktionen aus vermiedener Entwaldung müssen zunächst Referenzperioden (1980er, 1990er oder 1995-2005) festgelegt werden. Diese entscheiden darüber, um wie viel die Entwaldungsrate gesenkt werden muss, um Emissionsreduktionszertifikate zu erhalten. Ihre Festlegung wird damit unweigerlich Gegenstand politischer Verhandlungen (SANTILLI et al. 2005). Es wird vorgeschlagen die Referenzfallbestimmung auf nationaler Ebene festzulegen. Erschwerend kommt jedoch hinzu, dass nur wenige verlässliche Angaben hinsichtlich nationaler Entwaldungsraten und der Kohlenstoffspeicher existieren. Es wird technisch schwierig eine Veränderung genau zu bestimmen.

5.2.2 Verlagerungseffekt (Leakage)

Bei dem so genannten Verlagerungseffekt geht es darum, dass die Reduktion der Emissionen infolge der Entwaldung in einer Region durch höhere Entwaldungsraten in anderen Regionen ausgeglichen werden und dadurch wieder Emissionen in die Atmosphäre entweichen. Durch die Festlegung eines nationalen

⁴ auf eine Darstellung der Lösungsansätze muss aus Platzgründen verzichtet werden

Referenzfalles wird dies leichter zu verhindern sein. Im Augenblick scheint aber der Verlagerungseffekt im internationalen Zusammenhang ein Problem darzustellen, da es nach den bestehenden Regelungen des Art 3.3 KP theoretisch für Annex I Staaten möglich ist, die Entwaldungsraten im eigenen Land zu reduzieren und die notwendigen Holz-Ressourcen durch Import aus Entwicklungsländern zu erlangen. Eine Einbeziehung von Entwicklungsländern mit tropischen Waldbeständen in den Kyoto-Prozess, würde einen Ansatz für die Lösung dieses internationalen Verlagerungseffektes darstellen (SANTILLI et al.2005).

5.2.3 Zusätzlichkeit (Additionality)

Da kein Zweifel daran besteht, dass anthropogen bedingte Entwaldung international zunimmt, wird es einfacher sein dem Zusätzlichkeitserfordernis des Art. 3.3 KP zu entsprechen und zu belegen, dass eine Verminderung der Entwaldung nicht ohne die Einführung kompensierter Entwaldungsreduktionen stattgefunden hätte. Auch hier führt ein nationaler Referenzfall zur Vereinfachung der Überwachung (FCCC/CP/2005/MISC.1).

5.2.4 Dauerhaftigkeit (Permanence)

Eine weitere Frage, die es zu regeln gilt, ist wie die vermiedene Entwaldung dauerhaft gewährleistet werden kann. D. h. wie zu verfahren wäre, wenn ein Entwicklungsland durch die Vermeidung von Entwaldung Reduktionszertifikate erzielt und verkauft, dann aber in späteren Jahren die vereinbarte Abholzungsrate doch noch überschreitet. Es müssen folglich Haftungsmechanismen eingeführt werden (SCHLAMADINGER et al. 2005).

5.2.5 Unsicherheiten und Überwachung

Es bestehen auch weiterhin Unsicherheiten hinsichtlich des Beitrages den ein Schutz von Waldökosystemen langfristig zur Klimastabilität leisten kann. Problematisch erscheint derzeit noch, wie die Veränderung der Waldfläche und der Kohlenstoffspeicher genau gemessen werden soll (HOFMANN 2006).

5.2.6 Rechtlicher Rahmen für eine Regelung zur Kompensation vermiedener Entwaldung

Es werden im Wesentlichen zwei Ansätze für den Rahmen einer Regelung der Kompensation für vermiedene Entwaldung im Klimaschutzkontext verfolgt. Zum einen wird erwogen ein zusätzliches Protokoll zur FCCC zu verfassen, das auf freiwilligem Beitritt von Industrie- und Entwicklungsländern beruht. Dadurch soll es möglich sein bald praktische Erfahrungen zu sammeln und die Basis für ein zukünftiges, verbindlicheres und effektiveres Klimaschutzvertragswerk zu schaffen. Alternativ wird eine Integration in das KP erwogen. Für die erste Verpflichtungsperiode bestehen bereits Regelungen für die Industriestaaten, die u. a. die Möglichkeit der Reduzierung von Emissionen durch den CDM Art. 12 KP vorsieht und nach dem Wortlaut auch nicht die Reduktion durch Vermeidung der Entwaldung ausschließt. Allerdings präzisieren die Regeln von Marrakesch diese weite Fassung des Art. 12 KP, in dem sie lediglich Projekte zu AR zulassen also nicht die Vermeidung von Entwaldung (FCCC/CP/2005/MISC.1). Es müssten also diese Regeln neu verhandelt werden, was aufgrund der zähen Verhandlungen und dem langen Ringen um einen Kompromiss von der EU abgelehnt wird (FCCC/SBSTA/2006/MISC.5).

6 Schlussfolgerung

Eine nachhaltige Finanzierung von Schutzgebieten ist für den In-situ Erhalt biologischer Vielfalt unverzichtbar. Um diese gewährleisten zu können, müssen neue, innovative Finanzierungsinstrumente etabliert werden. Die In-Wert-Setzung und Vermarktung der Ökosystemleistung 'biologische Kohlenstoffspeicherung' könnte ein solches Instrument darstellen und einen wesentlichen Beitrag zur nachhaltigen Finanzierung leisten.

Im Rahmen der Verhandlungen über die zweite Verpflichtungsperiode des Kyoto-Protokolls sollten die Regelungen, die dem Erhalt biologischer Vielfalt entgegenwirken, überarbeitet werden. Das Konzept der Kompensation für vermiedene Entwaldung stellt eine viel versprechende Möglichkeit dar, Regierungen, örtlichen Gemeinden und privaten Grundbesitzern den Zugang zu einem Markt für Ökosystemleistungen bieten zu können und so einen tatsächlich realisierbaren Gewinn aus dem – zweifelsfrei bestehenden – Wert der Erhaltung stehender, naturbelassener Wälder erzielen zu können. Da es sowohl aus Klimaschutzgründen als auch aus Sicht des Biodiversitätsschutzes wünschenswert ist, sollte für die kommenden Verhandlungen eine enge Kooperation der beiden Konventionsgremien stattfinden.

7 Literatur

- BRUNER, A.; HANKS, J. & L. HANNAH (2003): How Much Will Effective Protected Area Systems Cost? Presentation to the Vth IUCN World Parks Congress, 8-17 September. Durban
- EMERTON, L.; BISHOP, J. & L. THOMAS (2006): Sustainable Financing of Protected Areas: A global review of challenges and options. Gland (IUCN)
- HOFMANN, C. (2006): Die "Senken"-Regelung im Kyoto-Protokoll und ihr Verhältnis zu anderen umweltvölkerrechtlichen Instrumenten. Frankfurt/Main (Lang)
- JAMES, A.; GASTON, K.J. & A. BALMFORD (2001): Can we afford to conserve biodiversity? BioScience 51: 43-52
- KORN, H. (2005): Schutzgebiete im Rahmen des internationalen Übereinkommens über die biologische Vielfalt. In: HILLER, B & M. LANGE: Biologische Vielfalt und Schutzgebiete Eine Bilanz 2004. Münster (ZUFO): 11-16
- KREUTER-KIRCHHOF, C. (2005): Neue Kooperationsformen im Umweltrecht Die Kyoto Mechanismen. Berlin (Duncker & Humblot)
- KROHN, S.N. (2002): Die Bewahrung tropischer Regenwälder durch völkerrechtliche Kooperationsmechanismen: Möglichkeiten und Grenzen der Ausgestaltung eines Rechtsregimes zur Erhaltung von Waldökosystemen am Beispiel tropischer Regenwälder Berlin (Duncker & Humblot)
- LAPHAM, N. & R. LIVERMORE (2003): Striking a Balance: Ensuring Conservation's Place on the International Biodiversity Assistance Agenda. Washington, D.C. (Conservation International Center for Applied Biodiversity Science & Center for Conservation and Government)
- OECD (2003): Harnessing Markets for Biodiversity Towards Conservation and Sustainable Use. Paris (OECD)

- SACH, K. & M. REESE (2002): Das Kyoto Protokoll nach Bonn und Marrakesch. Zeitschrift für Umweltrecht 13(2): 65-73
- SANTILLI, M.; MOUTHINO, P.; SCHWARTZMAN, S.; NEPSTAD, D.; CURRAN, L. & C. NOBRE (2005): Tropical Deforestation and the Kyoto Protocol. Climatic Change 71: 267-276
- SCHLAMADINGER, B.; CICCARESE, L.; DUTSCHKE, M.; FEARNSIDE, P.M.; BROWN, S. & D. MURDIYARSO (2005): Should we include avoidance of deforestation in the international response to climate change?

 In: MURDIYARSO, D. & H. HERWATI (Hrsg): Carbon Forestry: Who Will Benefit? Proceedings of Workshop on Carbon Sequestration and Sustainable Livelihoods. Bogor (CIFOR): 26-41

Treffpunkt Biologische Vielfalt 7	2007	89 - 98	Hrsg.: Bundesamt für Naturschutz, Bonn
-----------------------------------	------	---------	--

Taxonomie und Biologie mariner Kalkalgen und ihre biogeochemische Rolle in globalen Stoffkreisläufen

MARKUS GEISEN

Schlagwörter: Coccolithophoriden; Taxonomie; globale Stoffkreisläufe

1 Einleitung

Coccolithophoriden sind winzige einzellige marine planktische, Photosynthese treibende Algen mit einem Außenskelett aus kleinen Kalzitplättchen, den Coccolithen (aus dem Griechischen für *kokkos* – Kern und *lithos* – Stein). Obwohl Coccolithophoriden planktisch leben und damit frei im Meerwasser driften ist ein Teil der bis heute beschriebenen 200 Arten über eine Geißel schwimmfähig.

Mit Ausnahme des Südozeans südlich der Polarfront sind Coccolithophoriden häufig und in der Größenordnung von 10⁴ bis 10⁷ Zellen pro Liter im Meerwasser zu finden. Bei Massenauftreten, den Blüten – werden diese Organismen so zahlreich, dass das reflektierte Licht von den Millionen Coccolithen auch aus dem Weltraum mit Fernerkundungsverfahren sichtbar ist. Zusammen mit den Kieselalgen (Diatomeen) stellen Coccolithophoriden die größte Gruppe mariner Primärproduzenten dar.

Obwohl die meisten Coccolithophoridenarten nur zwischen 2 und 30 Mikrometer Zelldurchmesser haben und daher mit dem bloßen Auge nicht zu erkennen sind, spielen sie über komplexe Wechselwirkungen dennoch eine große Rolle in globalen geochemischen Zyklen, wie zum Beispiel dem Kohlenstoffzyklus.

2 Biologie

2.1 Taxonomie und phylogenetische Einordnung

Coccolithophoriden ist ein Sammelbegriff für Algen der Ordnung Haptophyta, die in ihrem Lebenszyklus ein kalzifiziertes Außenskelett besitzen. EDVARDSEN et al. (2000) ordnen sie in die Klasse Prymnesiophyceae ein, die auch nichtmineraliserende Organismen enthält.

Die traditionelle Taxonomie bedient sich der Morphologie der biomineralisierten Coccolithen (GEISEN et al. 2002) und in den letzten Jahren wurden diese Merkmale mit molukularbiologischen, Pigmentdaten und phykologischen Methoden sowohl bestätigt als auch verfeinert (BILLARD & INOUYE 2004; LENNING et al. 2004; SAEZ et al. 2004). Abb. 1 zeigt einen zytologischen Schnitt durch die Zelle und erläutert die Zellorganellen.

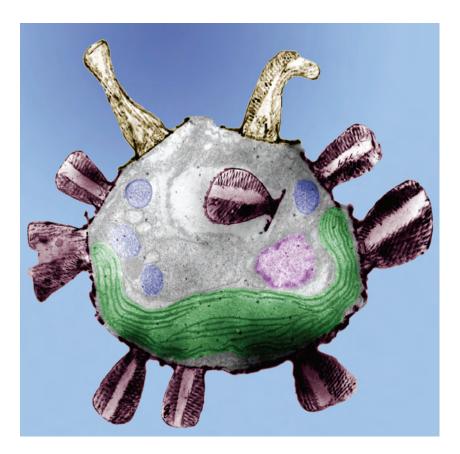
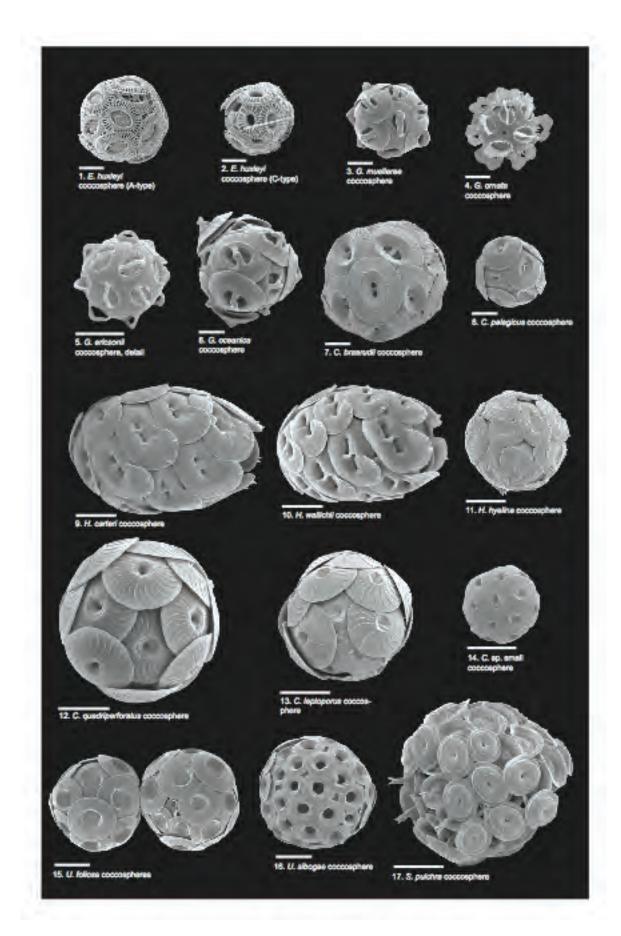


Abb. 1: Elektronenmikroskopische Aufnahme einer Coccosphaere der Art *Algirosphaera robusta*. Diese Zelle wurde so konserviert und dann geschnitten, dass sowohl die Coccolithen, die die Zelle bedecken, wie auch die Organik in der Zelle sichtbar sind. Der Chloroplast ist hier grün eingefärbt, das Mitochondrium in blau und der Zellkern in rosa. In der Mitte der Zelle sieht man einen Coccolithen im Wachstum, andere dieser rot gefärbten Coccolithen bedecken bereits das Äußere der Zelle und die flagellare Öffnung ist von modifizierten, bräunlich eingefärbten Coccolithen umgeben.

2.2 Diversität

Die Diversität rezenter Coccolithophoriden wird mit etwa 200 Arten angegeben – diese Zahl, kompiliert aus Jordan et al. (JORDAN & GREEN 1994; JORDAN & KLEIJNE 1994; JORDAN & CHAMBERLAIN 1997) beinhaltet jedoch etwa 60 Arten mit Holococcolithen, die als Lebenszyklusstadien anzusehen sind, was die Diversität auf etwa 140 reduziert. Es ist jedoch möglich das durch die Entdeckung von weiteren kryptischen Arten (GEISEN et al. 2002; SÁEZ et al. 2003) sowie durch hochauflösende Rasterelektronenmikroskopie in Zukunft weitere Arten beschrieben werden, so dass die Diversität auf bis zu 500 Arten ansteigen kann. YOUNG et al. (2005) diskutieren diese Fragestellung detailliert. Fast alle heute lebenden Arten beschreiben YOUNG et al. (2003) in einem Atlas. Die Evolution von Coccolithophoriden seit der Trias, sowie die Evolutionsrate und die Palaeodiversität wird in BOWN et al. (2004) beschrieben. Taf. 1 gibt einen Überblick über die Morphologie rezenter Coccolithophoriden Arten.



Taf. 1: Rezente Coccolithophoriden

- Fig. 1: SEM of a *E. huxleyi* coccosphere. The coccoliths exhibit the A-type morphology. Water sample, N. Atlantic, R/V *Meteor* cruise 42-4B, station US 1B. Scale bar 2 µm.
- Fig. 2: SEM of a *E. huxleyi* coccosphere. The coccoliths exhibit the C-type morphology. Water sample, N. Atlantic, R/V *Meteor* cruise 38-1, station 12. Scale bar 2 μm.
- Fig. 3: SEM of a *G. muellerae* coccosphere. Water sample, western Mediterranean, Alboran Sea, R/V *Hesperides* cruise MATER 2, station 69. Scale bar 2 µm.
- Fig. 4: SEM of a *G. ornata* coccosphere. Water sample, western Mediterranean, Alboran Sea, R/V *Hesperides* cruise MATER 2, station 44. Scale bar 2 µm.
- Fig. 5: SEM of a *G. ericsonii* coccosphere. Water sample, western Mediterranean, Alboran Sea, R/V *Hesperides* cruise MATER 2, station 15. Scale bar 2 µm.
- Fig. 6: SEM of a *G. oceanica* coccosphere. Water sample, western Mediterranean, Alboran Sea, R/V Hesperides cruise MATER 2, station 59. Scale bar 2 μm.
- Fig. 7: Scanning electron micrograph of a *C. braarudii* coccosphere. This species was previously known as the large, temperate morphotype of *C. pelagicus*. Water sample, S. Atlantic, off Namibia, R/V *Meteor* cruise M48-4, station 476. Scale bar 5 µm.
- Fig. 8: Scanning electron micrograph of a *C. pelagicus* coccosphere. This species was previously known as the small, arctic morphotype of *C. pelagicus*. Water sample, N. Atlantic, off Iceland. Scale bar 5 μm.
- Fig. 9: Scanning electron micrograph of a *H. carteri* coccosphere. The helicoliths show the typical spiral arrangement and the circumflagellar coccoliths possess enlarged flanges. The central area of this specimen shows the typical morphology with two aligned slits, which are separated by a bar. Morphotypes with 1-2 pores and intermediate central area morphologies have also been observed. Note the little triangular protrusions on the flange. Water sample, N. Atlantic, Portuguese shelf, R/V *Andromeda* cruise CODENET 2, station 6. Scale bar 5 μm.
- Fig. 10: Scanning electron micrograph of a coccosphere of *H. wallichii*. The central area shows the typical morphology with two angled slits with kinked ends, which are separated by a bar. This fine morphological feature is stable in culture. Note the little triangular protrusions on the flange. Water sample, western Pacific, Miyake-jima island, Miike Port, Japan. Scale bar 5 μm.
- Fig. 11: Scanning electron micrograph of a *H. hyalina* coccosphere. The central area is filled with tangentially arranged needle shaped elements. Note the little triangular protrusions on the flange. Culture sample (NAP 11), Mediterranean, off Naples, Italy. Scale bar 5 µm.
- Fig. 12: Scanning electron micrograph of a *C. quadriperforatus* coccosphere. This species was previously known as the large morphotype of *C. leptoporus*. Water sample, western Pacific, Miyake-jima island, Miike Port, Japan. Scale bar 5 μm.
- Fig. 13: Scanning electron micrograph of a *C. leptoporus* coccosphere. This species was previously known as the intermediate morphotype of *C. leptoporus*. Culture sample (NS 10-2), S. Atlantic, off South Africa, R/V *Agulhas* cruise MARE 2. Scale bar 5 μm.
- Fig. 14: Scanning electron micrograph of a *Calcidiscus* sp. SMALL coccosphere. Note the kinked suture lines that can be traced into the central pore. This species was previously known as the small morphotype of *C. leptoporus*. As no holococcolithophore stage has been identified an informal classification is used. Water sample, S. Atlantic, off Namibia, R/V *Meteor* cruise M48-4, station 472. Scale bar 5 µm.
- Fig. 15: Scanning electron micrograph of two *U. foliosa* coccospheres. *U. foliosa* cells are typically found in clusters of up to four cells. Water sample, western Mediterranean, Alboran Sea, R/V *Hesperides* cruise MATER 2, station 69. Scale bar 5 μm.
- Fig. 16: Scanning electron micrograph of a *U. sibogae* coccosphere. Water sample, S. Atlantic, off Namibia, R/V *Meteor* cruise M48-4, station 470. Scale bar 5 μm.
- Fig. 17: Scanning electron micrograph of a *S. pulchra* coccosphere. This typical specimen displays endothecal and exothecal coccoliths. Coccoliths surrounding the flagellar pole are spine bearing. Water sample, N. Atlantic, off the Canary Islands, R/V *Poseidon* cruise P233B, station 3. Scale bar 5 μm.

2.3 Biogeographie

Rezente Coccolithophoriden haben eine weite Verbreitung in den Weltmeeren – mit Ausnahme des Südozeans, wo unter eisenlimitierenden Bedingungen Diatomeen die Phytoplanktonvergesellschaftungen dominieren – dominieren Coccolithophoriden in offen ozeanischen, oligotrophischen Bereichen und können dort in Blüten in enormen Zelldichten auftreten. ZIVERI et al. (2004) diskutieren die Biogeographie ausgewählter Arten im Detail.

2.4 Evolution

Coccolithophoriden treten erstmals in der oberen Trias (ca. 260 Mio. Jahre) auf (BOWN 1998). In der oberen Kreide dominieren sie die pelagische Sedimentation und sind teilweise gesteinsbildend (Abb. 2). Ihre zahlenmäßige Häufigkeit, ihre gute Überlieferung und ihre rasche Evolution machen sie zu den wohl besten Leitfossilien im marinen Bereich (PERCH-NIELSEN 1985a; PERCH-NIELSEN 1985b).



Abb. 2: Die Kreideablagerungen des Königstuhls auf der Ostseeinsel Rügen. Diese auch Schreibkreide genannten Ablagerungen kennzeichnen ein Intervall in der oberen Kreide (Cenoman), in dem die Sedimentation in weiten Bereichen des damaligen Ozeans fast vollständig von Coccolithen dominiert war. Ähnliche Ablagerungen finden sich auch an der französischen und englischen Kanalküste.

2.5 Lebenszyklus und Reproduktion

Coccolithophoriden besitzen einen haplo-diplontischen Lebenszyklus der sowohl asexuelle als auch sexuelle Stadien enthält (Abb. 3) (BILLARD 1994; GEISEN et al. 2002). Die verschiedenen Phasen besitzen unterschiedliche Coccolithen – diploide Zellen bilden komplexe Heterococcolithen im Zellinnern aus, während in der haploiden Phase außerhalb der Zellmembran aus kleinen euhedralen Kristallen bestehende Holococcolithen gebildet werden. Überwiegend findet die Reproduktion (der Aufbau von Biomasse) durch einfache mitotische Teilung im der diploiden Phase statt. Während des sexuellen Stadiums in der haploiden Phase findet zwischen den beiden beteiligten Zellen eine Rekombination des genetischen Mate-

rials statt, was für eine Adaption der Populationen an sich beständig ändernde Umweltbedingungen erforderlich ist (GEISEN et al. 2004).

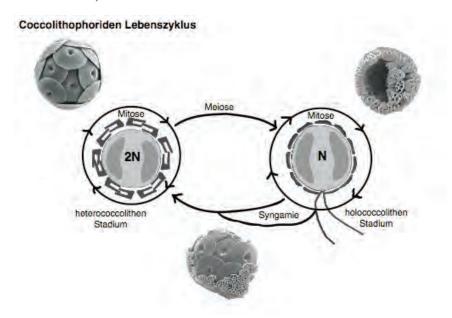


Abb. 3: Die typische Vermehrung von Coccolithophoriden geschieht asexuell durch einfache mitotische Teilung im diploiden Stadium. In diesem Stadium ist die Zelle von intrazellulär gebildeten und komplex verzahnten Heterococcolithen bedeckt (linker Teil). Unter noch nicht genau geklärten Bedingungen kann die Zelle durch Meiose in ein haploides Stadium übergehen. In diesem Stadium ist die Zelle geißeltragend und bildet ihr Skelett aus extrazellulär produzierten Holococcolithen aus winzigen euhedralen Kristallen (rechter Teil). Bei der Syngamie kommt es zu einer Verschmelzung zweier haploider Zellen und die dann diploide Zelle beginnt wieder mit der intrazellulären Produktion von Heterococcolithen. Dieser Vorgang ist in seltenen Fällen durch die Bildung von Kombinationszellen, die sowohl Holo- als auch Heterococcolithen, tragen dokumentiert.

2.6 Biomineralisation

Das Außenskelett von Coccolithen wird aus kleinen Kalkplättchen aufgebaut, die je nach Lebenszyklus in der Zelle oder außerhalb der Zellwand in einer Membran biomineralisiert werden. Die Biomineralisation in der Zelle findet in einem Vesikel statt und die Morphologie der resultierenden Plättchen ist artspezifisch und unter starker zellulärer Kontrolle (YOUNG et al. 1992; YOUNG et al. 1999; YOUNG & HENRIKSEN 2003). Damit sind die fossilen Überreste von Coccolithophoriden sehr gut für Paläoozeanographie, Biostratigraphie und Paläoproxies geeignet (STOLL & ZIVERI 2004).

2.7 Funktion

Biomineralisation ist für einen Organismus ressourcen- und energieaufwendig. Anzunehmen ist daher, dass die fertigen Produkte, die Coccolithen und das Gesamtskelett eine Funktion für den Organismus besitzen. YOUNG (1994) stellt einige Hypothesen, so zum Beispiel Fraßschutz oder Steuerung der Sinkgeschwindigkeit, aber auch Lichtkonzentration zum Chloroplasten hin auf, diese sind aber bis heute noch nicht systematisch überprüft worden. Wahrscheinlich erfüllen in Analogie zu Diatomeenschalen (HAMM et al. 2003) Coccolithen im Wesentlichen eine Schutzfunktion vor mechanischem Angriff, aber auch eine Kombination von Funktionen ist sehr wahrscheinlich. Ein tiefer gehendes Verständnis der funktionalen Morphologie von diesen Skelettelementen, die in der Natur in aller Regel hochfest und gleichzeitig leicht

sind kann eine großes Potenzial für Fragestellungen in der Technik, aber auch im Bereich Design und Architektur haben.

3 Biogeochemie

Coccolithophoriden bauen durch die Photosynthese aus inorganischen Nährstoffen wie Nitrat und Phosphat und inorganischem gelösten Kohlenstoff (in der Form von Bikarbonat und CO₂) organisches Material auf. Das organische Material kann gefressen werden, oder es sinkt ab und wird dabei remineralisiert. Ein kleiner Teil kann es bis zum Meeresboden schaffen und verbleibt dort. Dieser Prozess ist als organische Kohlenstoffpumpe beschrieben worden (ROST & RIEBESELL 2004).

Obwohl die Mineralisation von Kalziumkarbonat stöchiometrisch CO₂ produziert, tragen die absinkenden und sedimentierenden Skelette der Coccolithophoriden auch über die inorganische Kohlenstoffpumpe zum Export von Kohlenstoff bei. Auf geologischen Zeitskalen hat also die Verschiebung der marinen Karbonatsedimentation von den Riffen und Karbonatplattformen der Kontinentalränder in die offen ozeanischen Bereiche zu einer generellen Erniedrigung des atmosphärischen CO₂ geführt (HAY 2004). Coccolithophoriden haben an diesem Prozess einen großen Anteil und beeinflussen somit das Klima.

Auf langen Zeitskalen scheint eine evolutionäre Anpassung von Coccolithophoriden an die jeweiligen Umweltbedingungen gut möglich zu sein. Kreidezeitliche Coccolithophoriden lebten unter erheblich höheren pCO₂ Werten als sie heute erreicht werden (RETALLACK 2001). Dennoch haben Laborexperimente gezeigt, dass erhöhte pCO₂ Bedingungen und die damit einhergehende Versauerung der Meere für marine kalzifizierende Organismen problematisch sein könnten. Daten von Forminiferen (BIJMA et al. 1999), Coccolithophoriden (RIEBESELL et al. 2000) und Korallen (KLEYPAS et al. 1999) hatten nahe gelegt, dass es unter diesen Bedingungen zu einer Reduktion der Kalzifizierung kommt. Der sich daraus ergebende negative Rückkopplungsmechanismus hätte sich positiv auf die Gesamt-CO₂-Bilanz ausgewirkt. Neue Laborexperimente (LANGER et al. 2006) belegen allerdings, das Coccolithophoriden die Fähigkeit haben, sich auf recht kurzen Zeitskalen an geänderte Umweltbedingungen anzupassen.

4 Ausblick

Bis vor wenigen Jahren wurde das Wissen über die Diversität von marinen Kalkalgen überwiegend für Fragestellungen genutzt, die sich mit der Evolution der Gruppe und mit der Interpretation von fossilen Lebensräumen beschäftigten. Mit der mehr biologisch fokussierten Forschung und der Möglichkeit Coccolithophoriden im Laborversuch zu untersuchen, hat sich in den letzten Jahren die Perspektive verschoben. Die Fragestellungen heute beschäftigen sich mit der Reaktion der Organismen auf sich ändernde Umweltbedingungen und eine besondere Stellung nimmt hier der Kohlenstoffzyklus ein. Die Emission CO₂ aus Verbrennung von fossilen Energieträgern hat bereits dazu geführt, dass sich der CO₂-Gehalt der Atmosphäre seit dem Beginn der Industriellen Revolution deutlich erhöht hat. Das Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) (HOUGHTON et al. 2001) sagt in einem "Business as Usual" Szenario eine Verdopplung der prä-industriellen Werte bis zur Mitte dieses Jahrhunderts vorher. Etwa die Hälfte des in die Atmosphäre emittierten CO₂ wird in dem Oberflächenwässer der Ozeane gelöst und verursacht dort eine graduelle Verschiebung des pH Wertes – es kommt zu einer Versauerung der Meere. Dieser global zu beobachtende Effekt beeinflusst Organismen mit Kalkskeletten, wie Korallen, Pteropoden (Flü-

gelschnecken), Foraminiferen und Coccolithophoriden. Den Coccolithophoriden kommt dabei als Primärproduzenten eine Schlüsselrolle zu, sorgen sie doch in den offen ozeanischen Bereichen für einen Großteil des photoautotrophen Aufbaus von Biomasse. Die dringenden Fragen, die in Zukunft geklärt werden müssen, sind:

- Wie ändert sich Diversität von Coccolithophoriden unter erhöhtem pCO₂?
- Gibt es artspezifische Unterschiede in der Reaktion?
- Gibt es einen Threshold-Level für eine Reaktion?
- Ist die Reaktion selbstverstärkend oder abschwächend?
- Quantifizierung und Änderungen von Stoffflüssen.
- Welche ökologischen Konsequenzen hat eine Diversitätsänderung?
- Welche ökonomischen Konsequenzen hat eine Diversitätsänderung?

5 Literatur

- BIJMA, J.; SPERO, H.J. & D.W. LEA (1999): Reassessing foraminiferal stable isotop geochemistry: Impact of the oceanic carbonate sysrem (Experimental results). In: FISCHER, G. & G. WEFER (eds): Use of proxies in paleoceanography: Examples from the South Atlantic. Berlin (Springer): 489-521
- BILLARD, C. (1994): Life cycles. In: GREEN, J.C. & LEADBEATER BSC (eds): The Haptophyte Algae. Oxford (Clarendon Press): 167-186
- BILLARD, C. & I. INOUYE (2004): What is new in coccolithophore biology? In: THIERSTEIN, H.R. & J.R. YOUNG (eds) Coccolithophores from molecular processes to global impact. Berlin (Springer): 1-29
- BOWN, P.R. (1998): Calcareous Nannofossil Biostratigraphy. London (Chapman & Hall)
- BOWN, P.R.; LEES, J.A. & J.R. YOUNG (2004): Calcareous nannoplankton evolution and diversity through time. In: THIERSTEIN, H.R. & J.R. YOUNG (eds): Coccolithophores from molecular processes to global impact. Berlin (Springer): 481-508
- EDVARDSEN, B.; EIKREM, W.; GREEN, J.C.; ANDERSEN, R.A.; YEO MOON-VAN DER STAAY, S. & L.K. MEDLIN (2000): Phylogenetic reconstructions of the Haptophyta inferred from 18S ribosomal DNA sequences and available morphological data. Phycologia 39: 19-35
- GEISEN, M.; BILLARD, C.; BROERSE, A.T.; CROS, L.; PROBERT, I. & J.R. YOUNG (2002): Life-cycle associations involving pairs of holococcolithophorid species: intraspecific variation or cryptic speciation? European Journal of Phycology 37: 531-550
- GEISEN, M.; CROS, L.; PROBERT, I. & J.R. YOUNG (2000): Life-cycle associations involving pairs of holo-coccolithophorid species: Complex life-cycles or cryptic speciation? Journal of Nannoplankton Research 22: 99-100
- Geisen, M.; Young, J.R.; Probert, I.; Sáez, A.G.; Baumann, K.-H.; Bollmann, J.; Cros, L.; de Vargas, C.;
 Medlin, L.K. & C. Sprengel (2004): Species level variation in coccolithophores. In: Thierstein, H.R.
 & J.R. Young (eds): Coccolithophores from molecular processes to global impact. Berlin (Springer): 327-366
- HAMM, C.; MERKEL, R.; SPRINGER, O.; JURKOJC, P.; MALER, C.; PRECHTEL, K. & V. SMETACEK (2003): Architecture and material properties od diatom shells provide effective mechanical protection. Nature 421: 841-843

- HAY, W.W. (2004) Carbonate fluxes and calcareous phytoplankton. In: THIERSTEIN, H.R. & J.R. YOUNG (eds): Coccolithophores from molecular processes to global impact. Berlin (Springer): 509-528
- HOUGHTON, J.T.; DING, Y.; GRIGGS, D.J.; NOGUER, M.; VAN DER LINDEN, P.J.; DAI, X.; MASKELL, K. & C.A. JOHNSON (2001): Climate change 2001: The scientific basis: Contribution of working group I to the third assessment report of the intergovernmental panel of climate change. Cambridge (Cambridge Univ. Press)
- JORDAN, R.W. & A.H. CHAMBERLAIN (1997): Biodiversity among haptophyte algae. Biodiversity and Conservation 6: 131-152
- JORDAN, R.W. & J.C. GREEN (1994): A check-list of the extant haptophyta of the world. Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom 74: 149-174
- JORDAN, R.W. & A. KLEIJNE (1994): A classification system for living coccolithophores. In: WINTER, A. & W.G. SIESSER (eds): Coccolithophores. Cambridge (Cambridge University Press): 83-105
- KLEYPAS, J.A.; BUDDEMEIER, R.W.; ARCHER, D.; GATTUSO, J.-P.; LANGDON, C. & B.N. OPDYKE (1999): Geochemical consequences of increased atmospheric carbon dioxide on coral reefs. Science 284: 118-120
- LANGER, G.; GEISEN, M.; KLÄS, J.; RIEBESELL, U.; BAUMANN, K.-H. & J.R. YOUNG (2006): Coccolithophore calcification adapting to changes in oceanic CO2 levels. Geochemistry Geophysics Geosystems
- LENNING, K.V.; PROBERT, I.; LATASA, M.; ESTRADA, M. & J. YOUNG (2004): Pigment diversity of coccolithophores in relation to taxonomy, phylogeny and ecological preferences. In: THIERSTEIN, H.R. & J. YOUNG (eds): Coccolithophores from molecular processes to global impact. Berlin (Springer): 51-73
- PERCH-NIELSEN, K. (1985a): Cenozoic calcareous nannofossils. In: BOLLI, H.M.; SAUNDERS, J.B. & K. PERCH-NIELSEN (eds): Plankton Stratigraphy. Cambridge (Cambridge University Press): 427-555
- PERCH-NIELSEN, K. (1985b): Mesozoic calcareous nannofossils. In: BOLLI, H.M.; SAUNDERS, J.B. & K. PERCH-NIELSEN (eds): Plankton Stratigraphy. Cambridge (Cambridge University Press) 329-426
- RETALLACK, G.J. (2001): A 300-million-year record of atmospheric carbon dioxide from fossil plant cuticles. nature 411: 287-290
- RIEBESELL, U.; ZONDERVAN, I.; ROST, B.; TORTELL, P.D.; ZEEBE, R.E. & F.M. MOREL (2000): Reduced calcification of marine plankton in response to increased atmospheric CO₂. Nature 407: 364-367
- ROST, B. & U. RIEBESELL (2004): Coccolithophore and the biological pump: responses to environmental changes. In: THIERSTEIN, H.R. & J.R. YOUNG (eds): Coccolithophores from molecular processes to global impact. Berlin (Springer): 99-125
- SÁEZ, A.G.; PROBERT, I.; GEISEN, M.; QUINN, P.; YOUNG, J.R. & L.K. MEDLIN (2003): Pseudo-cryptic speciation in coccolithophores. Proceedings of the National Academy of Science of the United States of America 100: 7163-7168
- SÁEZ, A.G.; PROBERT, I.; YOUNG, J.R.; EDVARDSEN, B.; EIKREM, W. & L.K. MEDLIN (2004): A review of the phylogeny of the Haptophyta. In: THIERSTEIN, H.R. & J.R. YOUNG (eds): Coccolithophores from molecular processes to global impact. Berlin (Springer): 251-269

- STOLL, H.M. & P. ZIVERI (2004): Coccolithophorid-based geochemical palaeoproxies. In: THIERSTEIN, H.R. &J. YOUNG (eds): Coccolithophores from molecular processes to global impact. Berlin (Springer) 529-562
- YOUNG, J.R. (1994) Functions of coccoliths. In: WINTER, A. & W.G. SIESSER (eds): Coccolithophores. Cambridge (Cambridge University Press): 63-82
- YOUNG, J.R.; DAVIS, S.A.; BOWN, P.R. & S. MANN (1999): Coccolith ultrastructure and biomineralisation. Journal of Structural Biology 126: 195-215
- YOUNG, J.R.; DIDYMUS, J.M.; BOWN, P.R.; PRINS, B. & S. MANN (1992): Crystal assembly and phylogenetic evolution in heterococcoliths. Nature 356: 516-518
- YOUNG, J.R.; GEISEN, M.; CROS, L.; KLEIJNE, A.; SPRENGEL, C.; PROBERT, I. & J.B. OSTERGAARD (2003): A guide to extant coccolithophore taxonomy. Journal of Nannoplankton Research Special Issue 1: 125
- YOUNG, J.R.; GEISEN, M. & I. PROBERT (2005): A review of selected aspects of coccolithophore biology with implications for palaeodiversity estimation. Micropaleontology 51: 267-288
- YOUNG, J.R. & K. HENRIKSEN (2003): Biomineralization within vesicles: The calcite of coccoliths. In: DOVE, P.; DE YOREO, J.J. & S. WEINER (eds): Biomineralization. Mineralogical society of America / Geochemical society: 189-215
- ZIVERI, P.; BAUMANN, K.-H.; BÖCKEL, B.; BOLLMANN, J. & J. YOUNG (2004): Biogeography of selected Holocene coccoliths in the Atlantic Ocean. In: THIERSTEIN, H.R. & J. YOUNG (eds): Coccolithophores from molecular processes to global impact. Berlin (Springer): 403-428

Treffpunkt Biologische Vielfalt 7	2007	99 - 105	Hrsg.: Bundesamt für Naturschutz, Bonn
-----------------------------------	------	----------	--

Ozeanische Seeberge als Lebensräume für eine einzigartige biologische Vielfalt - Erfassung des Arteninventars sowie Ansätze für dessen Schutz und Nutzung

GUNNAR GAD

Schlagwörter: Seeberge; marine Biodiversität; isolierte Areale; endemische Arten; CenSeam; OASIS; Marine-Protected-Areas; Special Areas of Conservation; Seamount Marine Reserve

Einleitung

Die Convention on Biological Diversity (CBD) im marinen Bereich durchzusetzen oder nur in Erwägung zu ziehen, ist ein sehr viel schwierigeres Unterfangen als im terrestrischen Bereich. Abgesehen davon, dass nur Küstengewässer staatlicher Kontrolle unterliegen, unterscheiden sich diese beiden Biosphären durch einen komplett anderen Kenntnisstand und Zugang. Ein grundsätzliches Defizit besteht darin, dass die biologische Vielfalt der beiden größten Lebensräume der Erde, der Wassersäule und der Böden der Ozeane, nicht ausreichend bekannt ist, um ihre gesamte Dimension auch nur abzuschätzen. Gegenwärtig laufen große internationale Programme (BETHGE, 2006) wie z. B. Census of Marine Life, die versuchen, die biologische Vielfalt der Ozeane planmäßig zu erfassen und damit erst die Grundlagen für die Anwendung der CBD zu schaffen. In der marinen Biosphäre gibt es die zusätzliche Herausforderung, neu entdeckte, schwer zugängliche Lebensräume samt ihrer spezifischen Lebensgemeinschaften zu dokumentieren. Seitdem 1977 die Hydrothermalquellen (hot vents) in der Tiefsee entdeckt wurden, ist die Liste vorher unbekannter mariner Lebensräume stetig länger geworden: Methanquellen (cold seeps), Schlammvulkane (kalderen), anchialine Höhlen, abgesunkene Walkadaver und Baumstämme, Sauerstoffminimumzone, Manganknollenfelder und Kaltwasserriffe. Zu Recht wurden deswegen während des DIVERSITAS Workshop 1999 im Rahmen der Global Taxonomy Initiative (GTI) die marinen Lebensräume als die "vergessene Priorität" bezeichnet.

Seit Beginn der 90er Jahre ist bekannt, dass Seeberge (seamounts) eine spezifische Fauna aufweisen. Doch erst in den letzten zehn Jahren ist deutlich geworden, dass es zum einen viel mehr Seeberge gibt als vermutet und dass sie zum anderen oft isolierte, subozeanische Inseln sind, die gleich einem "hot spot" eine immense biologische Vielfalt beherbergen. Es gibt inzwischen keine internationale marine Konferenz mehr, auf der nicht die Ozeanographie und Biologie von Seebergen einen Themenschwerpunkt bildeten, und es formierte sich das neue internationale Forschungsprogramm CenSeam (Global Census of Marine Life on Seamounts). Da die Weiten der Ozeane so leergefischt sind, dass die Fischbestände zusammenbrechen, geraten nun die vergleichsweise kleinen, bisher stabilen und wenig beachteten Fischpopulationen von Seebergen unter enormen wirtschaftlichen Druck. Dadurch steigen Bereitschaft und die Bemühungen, Seeberge aufgrund ihres einzigartigen Arteninventars unter Schutz zu stellen. Erste Konzepte für marine Schutzgebiete und Nationalparks entstehen zusammen mit Überlegungen, wie eine nachhaltige Nutzung der dort vorhandenen biologischen Ressourcen möglich ist.

Die unbekannten Dimensionen der Ozeanböden und die Charakterisierung von Seebergen

Die Tiefen der Ozeane sind die am wenigsten bekannten Regionen unseres Planeten. Selbst die weiträumige Geologie der Ozeanböden ist noch immer weitgehend unbekannt. Eine Karte der Ozeanböden, wie sie erstmalig 1967 veröffentlicht wurde und seitdem in keinem Schulatlas fehlt, ist das Ergebnis einer 25-jährigen Arbeit von HEEZEN und THARP (KUNZIG, 2002). Diese Karte basiert auf den wenigen damals verfügbaren Daten und wurde von einem österreichischen Alpenpanoramen-Maler umgesetzt. Sie ist ein Porträt ozeanischer "Landschaften", in dem alle Senkrechten um das 20-fache überhöht dargestellt wurden. Letzteres geschah, um die Topographie der Ozeanböden besser hervorzuheben. So revolutionär diese "Karte" von HEEZEN und THARP damals auch war, so problematisch ist sie heute für das Verständnis der Allgemeinheit, da sie einen Realitätsverlust bedeutet und darüber hinwegtäuscht, wie wenig tatsächlich über die Ozeanböden bekannt ist. Nach dieser "Karte" ist es nicht möglich zu navigieren, da sich selbst große Formationen wie ozeanische Rücken nicht dort befinden, wo sie eingezeichnet sind. Der Durchbruch zu einer detailgenauen Karte der Ozeanböden kam mit dem seit 1985 eingesetzten Radarsatelliten GEOSAT, der die Meeresoberfläche zentimetergenau erfasst. Dabei registriert er das Schwerefeld, das geologische Formationen auf der Meeresoberfläche in Form von Senken und Erhebungen abbilden. Diese sind durch die großen Distanzen kaum wahrnehmbar, jedoch können sie bis zu 200 m von der mittleren Meereshöhe abweichen. Die Satellitenmessungen wurden 1995 mit exakten Tiefenmessungen abgeglichen und von den Ozeanographen SANDWELL und SMITH (1997) zu einer realistischen digitalisierten Karte der Ozeanböden extrapoliert. Diese Karte berücksichtigt alle Erhebungen bis zu 1.500 m Höhe, wodurch sich die Möglichkeit ergibt, erstmalig Seeberge gezielt zu erfassen. Obwohl die Auflösungsgrenze der Karte noch immer bei 4-5 km liegt, zeigte sich schnell, dass es viel mehr Seeberge gibt als vermutet.

Seeberge sind vorwiegend vulkanischen Ursprungs und überragen den Meeresspiegel als Inseln bzw. Inselketten. Sie bilden im Idealfall einen vulkanischen Kegel, dessen Krater mit der Zeit kollabiert und aufgefüllt wird. Ihre Gipfel haben die Form von Kuppen oder Plateaus. Ihre Anzahl kann trotz neuester Erhebungen nur geschätzt werden. Die Experten des CenSeam-Programms sprechen von derzeit weltweit über 100.000 Seebergen mit über 1 km Höhe, hinzu kommt noch eine unbekannte Anzahl kleinerer Formationen. Im Pazifik sind momentan 35.000 Seeberge offiziell erfasst (KUNZIG, 2002); im Nordatlantik sind es bisher nur 800 (GUBBAY, 2003). In ihrer nächsten Umgebung werden Strömungen in erheblichem Maße beeinflusst. Dies führt zu einigen Phänomenen (BOEHLERT, 1987), die erhebliche Auswirkungen auf die Lebensgemeinschaften haben, die Seeberge besiedeln:

- A) Kaltes, nährstoff- und sauerstoffreiches Tiefenwasser steigt an den Flanken auf und bildet über den Seeberggipfeln einen "Kaltwasserdom" mit erhöhter Primärproduktion.
- B) Über Seebergen bilden sich Zirkulationsströmungen (z. B. Taylor Säulen), die die Gipfel räumlich und zeitlich isolieren. Driftende Organismen können diesen Bereich nicht verlassen, dadurch wird die Bildung endemischer Faunengemeinschaften begünstigt.
- C) Durch absinkendes Plankton und die Strömungsexposition der Seeberggipfel findet dort eine spezifische Sedimentablagerung statt. Feine Partikel und Nährstoffe werden weggewaschen, übrig bleibt ein grober, nährstoffarmer Kalksand. Dieser kann verstärkt anfallen, wenn Kaltwasser-Korallenriffe den Seeberg besiedeln oder besiedelt haben.

Die Seeberg-Fauna

Ende der 80er Jahre wurde auf der Spitze des Seeberges "Jasper" (Pazifik) eine unerwartet artenreiche Lebensgemeinschaft entdeckt, die Anlass für weitere Untersuchungen gab. Die systematische Erforschung von Seebergen begann allerdings erst richtig in den 90er Jahren. In den Lebensgemeinschaften auf den Gipfeln von Seebergen dominieren Filtrierer (ROGERS, 1994). Oft wachsen dort Kaltwasser-Korallenriffe. Sie wurden in den 80er Jahren im Nordatlantik entdeckt, wo gewaltige Formationen von ihnen die Kontinentalsockel säumen (FREIWALD, 2003). Die Kaltwasserriffe erhöhen die Vielfalt von Habitatstrukturen, da sie von anderen Tieren besiedelt werden. Korallen und Benthosfauna (Bodenfauna) nutzen die erhöhte Produktion von Plankton über der Seebergspitze. Das Plankton ernährt ebenfalls Fische kleinerer und mittlerer Größe, so bevölkern oft große Fischschwärme die Gipfel der Seeberge. Diese Fischbestände stellen die wichtigste biologische Ressource dar, welche von zunehmendem kommerziellem Interesse ist. Plankton und Fische bilden jedoch auch eine wichtige Nahrungsressource für andere Konsumenten wie Pinguine, Schildkröten, Thunfische, Haie, Wale usw. Diese Räuber ziehen auf ihren Wanderungen durch die Ozeane von Seeberg zu Seeberg und nutzen das dortige Nahrungsangebot.

Fischereibiologen waren die ersten, die bei ihren Untersuchungen der Fische von Seebergen entdeckt haben, dass sich das Vorkommen mancher Arten nur auf einen Seeberg beschränkt (ROGERS, 1994). Damit ergaben sich Hinweise, dass Seeberge endemische¹ Artengemeinschaften aufweisen können. Ende der 80er Jahre wurde erstmalig Bilanz gezogen. Bis dato waren 1.045 Tierarten (meistens Fische) von nicht mehr als 100 Seebergen erfasst worden (WILSON & KAUFMANN, 1987). Basierend auf diesen Daten wurde der Anteil endemischer Fische für Seeberge generell mit bis zu 11 % geschätzt. Von nur 59 dieser 100 Seeberge wurden auch wirbellose Tiere erfasst, die zu 596 Arten gehören und fast alle marinen Tiergruppen repräsentieren. Der Anteil an endemischen Wirbelloser, die mit Seebergen assoziiert sind, wurde damals auf 15 % geschätzt. In einer neueren Studie stellten RICHER DE FORGES et al. (2000) jedoch fest, dass auf Seebergen der Tasmansee dieser Anteil sogar bis zu 30 % betragen kann. Anders als anderswo wurden dort komplette Erfassungen aller benthischen Arten durchgeführt. Trotz dieser Ergebnisse ist das Arteninventar von Seebergen bis heute kaum bekannt – es liegt noch immer weit unter 1 %.

Die Große Meteorbank (GMB) ist mittlerweile einer der am besten untersuchten Seeberge der Welt und damit ein wichtiges Fallbeispiel. Dieser gigantische subozeanische Tafelberg mit einer Plateaugröße von 1.465 km² erhebt sich im Nordatlantik mit 4.000 m vom Meeresgrund bis 270 m unter die Wasseroberfläche (PFANNKUCHE et al., 2000). Erfassungen in den 60er Jahren ergaben 108 Tierarten (WILSON & KAUFMANN, 1987). Im Jahre 1998 wurde das Seamount Ecology Project (SEAMEC) gestartet, in dessen Verlauf weitere 66 makrobenthische (BRENKE, 2002) und 74 meiobenthische wirbellose Tierarten registriert wurden (GAD & SCHMINKE, 2003; GEORGE 2004). Die Tiere der Meiofauna² wurden dort erstmalig mit erfasst. Dabei war deren Anteil an neuen Arten mit 98-100 % überraschend hoch. Laufende Untersuchungen der Meiofauna im OASIS-Projekt (siehe unten) bestätigen diese Tendenz, nach der Anteil endemischer Arten der Meiofauna auch auf anderen Seebergen sehr hoch ist. Tiere der Meiofauna haben für die Untersuchungen des Isolierungsgrades von Seebergen den Vorteil, dass sie nicht wie die Makrofauna über pelagische Larven verfügen. Daher haben sie ein geringeres Ausbreitungspotential. Sie können nur

.

¹ Endemiten = Arten, die in ihrer Verbreitung nur auf ein isoliertes, oft kleinräumiges, Areal beschränkt sind.

² Meiofauna = (abgeleitet von Meiose, verkleinern) Tiere der Bodenfauna mit 63 μm bis 1 mm Körpergröße.

weite Distanzen überbrücken, wenn sie selber oder ihre Eier verdriftet werden. Grobe Kalksande, wie sie auf den Gipfeln von Seebergen vorkommen, beherbergen eine spezifische interstitielle Meiofauna, die über spezielle Anpassungen an das Lückensystem zwischen den Sandkörnern verfügt. Es ist davon auszugehen, dass diese interstitiellen Arten sich nicht über die feinkörnigen lehmigen Böden der Tiefsee ausbreiten können und deswegen in ihrem Vorkommen im offenen Ozean an Seeberge gebunden sind (GAD & SCHMINKE, 2003).

Seeberge als subozeanische Inseln oder Trittsteine für die Ausbreitung von Tieren

Mit der Feststellung, dass Seeberge über endemische Tierarten verfügen, stellt sich sogleich die Frage nach deren Isolation. Bei der Erfassung der terrestrischen Artenvielfalt lassen sich immer wieder geographisch isolierte Areale mit so genannter "Insellage" feststellen. Populationen von Tieren, die es schafften, diese Bereiche zu besiedeln, machen oft eine Radiation durch, die zu neuen Artaufspaltungen führt. In diesem Zusammenhang entwickelten MACARTHUR & WILSON (1967) ihre "theory of island biogeography". In marinen Lebensräumen lässt sich Isolation nicht so deutlich feststellen wie in terrestrischen. Es gilt oft die Ansicht, dass kleinräumig isolierte Bereiche im Meer nicht häufig sind, da Wasser ein gutes Transportmedium für Verbreitungsstadien von Tieren ist. Dies wäre eine Erklärung, warum die bisher festgestellte Artenvielfalt an Land womöglich größer ist als die im Meer. Die Untersuchung von Seebergen deutet darauf hin, dass vor allem sie es sind, die im Meer kleinräumig isolierte Bereiche bilden. Manche Tiere, die auf Seebergen vorkommen, zeigen Merkmale, die charakteristisch für isolierte insuläre Populationen sind. So wurde z. B. beobachtet, dass viele Seeberge ihren ganz eigenen Morphotyp von Tieren aufweisen. Für den Grad der Isolation von Seebergen ist anscheinend in erster Linie die Stabilität der sie einschließenden Zirkulationsströmungen von entscheidender Bedeutung. Dazu kommt noch, ob die Seeberge einzeln und damit isoliert oder in Gruppen bzw. Ketten angeordnet sind.

Interessant sind in diesem Zusammenhang die neuesten Erkenntnisse über die Meiofauna von Seebergen. Bei seiner Auswertung der Harpacticoida (benthische Ruderfußkrebse) fand GEORGE (2004) auf dem Plateau der GMB überraschend viele neue Arten der Argestidae. Diese Ruderfußkrebse gelten eigentlich als Tiefseebewohner. Sie haben anscheinend in dem Plateau der GMB einen neuen konkurrenzfreien Lebensraum vorgefunden, den sie durch Bildung eines Arten-Schwarmes besiedelt haben. Untersuchungen der Epsilo- und Draconematidae (Nematoden) legen nahe, dass es verschiedene Szenarien für die Besiedlung der GMB durch Vertreter der Meiofauna gibt. Als Ausgangshabitate für die Besiedlung der GMB durch die Epsilo- und Draconematidae kommen sowohl Tiefseeböden und Kaltwasserriffe als auch Flachwasserhabitate des Nordatlantik sowie des Mittelmeeres in Frage. Besonders die letzte Beobachtung ist interessant, da ein Drittel der Makrofauna das Plateau der GMB ebenfalls vom Mittelmeer her besiedelt hat (BRENKE, 2002). Ein weiteres Drittel stammt von der afrikanischen Küste (BRENKE, 2002) genauso wie der größte Teil der lokalen Fischfauna (ERICH, 1977). Die GMB ist sicherlich eine subozeanische Insel, ein "hot spot" für biologische Vielfalt. Dennoch stellt sich die Frage, wie einige Tiere der Meiound Makrofauna es geschafft haben, die große Distanz von Gibraltar bzw. der afrikanischen Küste bis zur GMB zu überbrücken. Es liegt nahe anzunehmen, dass weitere Seeberge in dieser Region als "Trittsteine" für die Ausbreitung von Tierarten gedient haben. Eine Antwort auf diese Frage ergibt sich vielleicht aus laufenden Auswertungen der Tiergemeinschaften der Seine- und Sedlo- Seeberge im Rahmen des OASIS Projektes. Erste Ergebnisse deuten jedoch an, dass alle Arten z. B. der Loricifera und Nematoda auch auf diesen Seebergen neu sind. Übereinstimmung zwischen den drei Seebergen des Nordatlantiks gibt es jedoch insofern, als die Zusammensetzung der Meiofauna oft aus recht ähnlichen aber nicht den gleichen Arten besteht.

Forschungs- und Schutzprogramme

Das Projekt CenSeam (Global Census of Marine Life on Seamounts) startet als Teil des Census of Marine Life. Dabei geht es um die weltweite Erfassung der Organismen, die auf Seebergen leben, sowie ihre Biogeographie, Produktivität, Evolution und den Einfluss anthropogener Aktivitäten. CenSeam versteht sich als das internationale Projekt, welches sich um die Zusammenführung von Forschern, Forschungsreinrichtungen und anderen Projekten zum Thema Seeberge in ein umfassendes Netzwerk bemüht. Aber es wird auch nach Lösungen gesucht, wie sich die wissenschaftlichen Erkenntnisse in Schutzmaßnahmen integrieren lassen.

Das von der EU und dem WWF finanzierte Projekt OASIS ist eine integrierte Studie, die exemplarisch das Ökosystem von Seebergen am Beispiel des Seine- und Sedlo-Seeberges (Nordatlanitk) untersuchen soll. Dabei sollen die Systemeigenschaften von Seebergen und ihr Einfluss auf die nähere Umgebung aufgedeckt werden. Die Ergebnisse sollen helfen, ein Ökosystem-Modell zu erhalten, auf dem Management-Pläne und Untersuchungsstandards aufbauen können. OASIS integriert dabei folgende Forschungsschwerpunkte: (1) Identifizierung und Beschreibung physikalischer Mechanismen, (2) Bestimmung der Verfügbarkeit und Dynamik des organischen Materials, (3) Erfassung der biologischen Vielfalt bezogen auf ihre Dynamik und Produktivität, (4) Erstellung eines trophodynamischen Modells und (5) Umsetzung der wissenschaftlichen Erkenntnisse in Anleitungen zum Schutz des Systems.

Schon sehr bald nach der Erkenntnis, dass viele Seeberge eine einzigartige biologische Vielfalt beherbergen, begann eine Diskussion, wie man diese natürlichen Ressourcen managen und schützen könnte. Die heutigen wissenschaftlichen Erkenntnisse über die Ökologie von Seebergen machen deutlich, dass eine nachhaltige Fischerei der dortigen Bestände nicht möglich ist (JOHNSTON & SANTILLO, 2003). Die nutzbaren Zielarten sind langlebig und haben eine zu geringe Reproduktionsrate. Die individuenarme endemische Makrobenthosfauna ist außerdem sehr empfindlich gegenüber Schleppnetzen oder gar Rohstoffabbau (seabed mining). Derzeit werden Konzepte zum Schutz von Seeberg-Lebensgemeinschaften nach dem Marine-Protected-Areas (MPAs) Modell ausgearbeitet, wobei Null-Nutzungszonen einen entscheidenden Anteil haben sollen.

Ein Meilenstein in dem Bemühen Seeberge zu schützen ist die 1999 erfolgt Ausweisung des Tasmanian Seamount Marine Reserve zu einer ökonomischen Nutzungs- und Schutzzone. Das Gebiet umfasst 70 Seeberge in der 200-Meilenzone vor Tasmanien. Der beispielhafte, detailreiche und ausgefeilte Managementplan regelt den Schutz und die Nutzung (Fischerei, Ölförderung etc.) des Gebietes.

Derzeit prüfen einige Staaten der EU, ob sich Optionen zum Schutz von Seebergen durch die Habitat- und Artenverordnung der EU realisieren lassen. Diese Direktive listet Korallenriffe als ein gefährdetes marines Habitat auf, das mit der Ausweisung von "Special Areas of Conservation (SACs)" geschützt werden kann und soll. Einige Seeberge erfüllen durch den Bewuchs mit Kaltwasserkorallen die dort aufgeführte Definition von Korallenriffen. Portugal ist das erste Land der EU das sich mit einer solchen Argumentati-

on um die Ausweisung eines Seamount-SACs rund um die Azoren bemüht (GUBBAY, 2003; 2005). Für dieses Vorhaben soll u. a. das OASIS-Projekt die wissenschaftlichen Grundlagen liefern.

Literatur

- BETHGE, P. (2006): Volkszählung im Meer. Der Spiegel 7: 132-147
- BOEHLERT, G.W. (1987): A review of the effects of seamounts on biological processes. In: KEATING, B. et al. (eds.): Seamounts, islands and atolls. Geophysical Monograph 43: 319-334
- BRENKE, N. (2002): The benthic community of the Great Meteor Bank. ICES Annual Science Conference and ICES Centenary 1-5 October 2002. Copenhagen (Theme Session M, Pap. M 30)
- EHRICH, S. (1977): Die Fischfauna der Großen Meteorbank.. Meteor Forschungsergebnisse, D 25: 1-23
- FREIWALD, A. (2003): Korallengärten in kalten Tiefen. Spektrum der Wissenschaft 2: 56-63
- GAD, G. & H.K. SCHMINKE (2004): How important are seamounts for the dispersal of meiofauna? Archive of Fishery and Marine Research 51: 43-54
- GEORGE, K.H. (2004): Description of two new species of *Bodinia*, a new genus incertae sedis in Argestidae Por, 1986 (Copepoda, Harpacticoida). Organisms, Diversity & Evolution 4: 241-264
- GUBBAY, S. (2003): Seamounts of the North-East Atlantic: OASIS, Hamburg & WWF Germany, Frankfurt am Main, PDF.
- GUBBAY, S. (2005): Toward the Conservation and Management of the Sedlo Seamount. Hamburg (Institut f. Hydrobiologie und Fischereiwissenschaft) (OASIS report, PDF)
- KUNZIG, R. (2002): Der unsichtbare Kontinent. Hamburg (Marebuchverlag)
- JOHNSTON, A. & D. SANTILLO (2004): Conservation of Seamount Ecosystems: Application of a Marine Protected Areas concept. Archive of Fishery and Marine Research 51: 305-319
- PFANNKUCHE, O.; MÜLLER, T.J.; NELLEN, W. & G. WEFER (eds.) (2000): Meteorberichte 00-1 Ostatlantik 1998. Cruise No. 42. Hamburg (Institut für Meereskunde der Universität)
- RICHER DE FORGES, B.; KOSLOW, J.A. & G.C. POORE (2000): Diversity and endemism of the benthic seamount fauna in the southwest Pacific. Nature 405: 944-947
- ROGERS, A.D. (1994): The biology of seamounts. Advances in Marine Biology 30: 305-350
- SMITH, W.H. & D.T. SANDWELL (1997): Global sea floor topography from satellite altimetry and ship depth soundings. Science 277: 1956-1962
- WILSON, R.R. & R.S. KAUFMANN (1987): Seamount biota and biogeography. In: KEATING, B. et al. (eds.): Seamounts, islands and atolls. Geophysical Monograph 43 355-377

Sonstige Quellen zur Information:

- Archive of Fishery and Marine Research (2004): Oceanography and ecology of seamounts Indication of unique ecosystems. Selected papers of the ICES Annual Science Conference 2002 and Census of Marine Life Symposium 2003, last volume 51: 1-332.
- CenSeam http://censeam.niwa.co.nz
- OASIS-Publikationen (Newsletter & Reports) erhältlich unter: http://www1.uni-hamburg.de/OASIS

Tasmanian Seamounts Marine Reserve Management Plan (PDF) – http://www.deh.gov.au/coasts/mpa/seamounts/plan

 $Seamounts Online\ (umfassende\ Datenbank)-http://seamounts.sdsc.edu$

Treffpunkt Biologische Vielfalt 7	2007	107 - 112	Hrsg.: Bundesamt für Naturschutz, Bonn
-----------------------------------	------	-----------	--

Die Bedeutung von Anthropochorie und die Verbreitung von infiziertem Wirtsgewebe am Beispiel des Rostpilzes *Puccinia glechomatis*

JÖRG BÖLLMANN

Schlagwörter: Glechoma hederacea; Herbarium; Invasive Art; mikrozyklisch; Neomycetes; Nordamerika; Lebenszyklus; Gundermann; Verbreitung

1 Einleitung

Rostpilze (Uredinales) sind obligate Pflanzenparasiten, die nur selten das Absterben des natürlichen Wirtes verursachen. Treffen jedoch Pflanzenparasiten z. B. durch Einschleppung, auf neue Wirtspflanzen wie verwandte, jedoch nicht resistente Wild-, Forst-, Agrar- oder Zierpflanzen, kann es hingegen zu schweren Schäden und sogar zum Absterben der Wirtspflanzen kommen. Von einigen wirtschaftlich bedeutenden Rostpilzarten wie z. B Strobenrost Cronartium ribicola J. C. Fisch. (GÄUMANN 1951), Schwarz- oder Getreiderost P. gramminis Pers. (CRAIGIE 1945) und southern maize rust Puccinia polysora Underw. (GREGORY 1973) ist die Epidemiologie gut dokumentiert. Es handelt sich hier überwiegend um windverbreitete Rostpilze mit dafür geeigneten Sporenstadien. Andererseits ist wenig über die Ausbreitung und Überlebensstrategien von Rostneomyzeten, insbesondere solcher ohne Windverbreitungseinheiten, an Wildkräutern bekannt. Vor wenigen Jahren dokumentierte SCHOLLER (2000) die in Eurasien beheimatete (SYDOW & SYDOW 1904) Rostpilzart Puccinia glechomatis DC erstmalig in Nordamerika (Belege von New York 1998 und Indiana 1999). Der Pilz ist autözisch, braucht für seine Entwicklung also nur einen Wirt und nicht wie andere Rostpilze Haupt- und Zwischenwirt, und mikrozyklisch, bildet nur Telio- und Basidiosporen und nicht bis zu 5 Sporenarten wie andere Rostpilze. Die Teliosporen können sofort ohne Ruhephase auskeimen (Lepto-Form). Das Wirtsspektrum beschränkt sich auf Lamiaceae-Arten der Gattung Glechoma L. (hauptsächlich G. hederacea, ebenfalls in Eurasien heimisch, Abb. 1 und Meehania urticifolia). Die ausdauernde Pflanze wächst hauptsächlich in urban beeinflussten Habitaten und vermehrt



Abb. 1: Blatt von *G. hederazea* mit Teliosporen von *P. glechomatis*

und verbreitet sich vorwiegend asexuell durch Ausläufer (HUT-CHINGS & PRICE 1999). Über größere Distanzen kann die Pflanze vegetativ durch Pflanzenteile verbreitet werden (UVA et al. 1997). In Nordamerika wird *G. hederacea* als mattenformendes und konkurrenzstarkes Rasenunkraut (KINGSBURY 1964) und als invasive Art betrachtet (s. u. a. INDIANA NATIVE PLANT AND WILDFLOWER SOCIETY, 2002).

Im Übereinkommen über die biologischen Vielfalt (CBD) wurde unter anderem die Bedeutung der Früherkennung und des Monitoring gebietsfremder Arten hervorgehoben. Hierfür ist es wichtig, die jeweiligen Arten genau zu bestimmen, die Geschichte und die Ökologie (Epidemiologie) sowie die biologischen Eigenschaften

der Art zu untersuchen. Hierfür sind unter anderem Informationen in Datenbanken zu sammeln bzw. Be-

legfund der jeweiligen Arten zu inventarisieren. In diesem Fall kommt dem kontinuierlichen Sammeln und Herbarisieren von Pflanzenmaterial eine besondere Bedeutung zu. Im Folgenden fassen wir die gewonnenen Erkenntnisse des Lebenszyklus und der Ausbreitung des mikrozyklischen Rostpilzes *P. glechomatis* (BÖLLMANN & SCHOLLER 2006) sowie der Wirtspflanze *Glechoma hederacea* in Nord Amerika zusammen, diskutieren besondere Eigenschaften beider Arten für die erfolgreiche Ausbreitung und stellen generelle Mechanismen für den Erfolg von mikrozyklischen Rostneomyzeten vor, wobei wir insbesondere auf die Bedeutung der Verbreitung von infiziertem Pflanzenmaterial eingehen.

2 Material und Methoden

2.1 Lebenszyklus von P. glechomatis

Der Lebenszyklus von *P. glechomatis* (Sporenauskeimung, Inokulation, Infektion, Wachstum und Bildung neuer Sporen) wurde im Gewächshaus und im Labor in Petrischalen makroskopisch und mikroskopisch untersucht (BÖLLMANN & SCHOLLER 2006). Die Beobachtung der Zellkernverhältnisse erfolgte fluoreszensmikroskopisch. Jahreszeitliche Dynamiken und Überwinterungsstrategien des Pilzes wurden mit Herbarbelegen, die während der Studie gewonnen wurden, und mit Frischmaterial untersucht.

2.2 Dokumentation von Ausbreitung und Verteilung von G.hederacea und P. glechomatis

Zum Zeitpunkt der Untersuchung waren in Nordamerika keine Belege von *P. glechomatis* verfügbar, anhand derer eine Zurückverfolgung der Ausbreitung möglich gewesen wäre.

Frühere Untersuchungen (z. B. SCHOLLER 1996, 1999) gaben Grund zur Annahme, dass eine ausreichende Anzahl von *P. glechomatis* unbeabsichtigt und unbemerkt zusammen mit der Wirtspflanze gesammelt und herbarisiert wurde. Daher wurden über 1.400 Belege von *G. hederacea*, die nach 1970 in Nordamerika gesammelt wurden, von nordamerikanischen Herbarien ausgeliehen und auf deren Pilzbefall untersucht, um anhand dessen die Einschleppung und Ausbreitung zu rekonstruieren. Weitere Daten wurden auf Exkursionen oder durch die Einsendung von Pflanzenmaterial gewonnen. Selbst gesammelte Belege sowie Fragmente von entliehenen Belegen wurden (mit Erlaubnis der jeweiligen Kuratoren) dem Rostpilzherbarium PUR zugeführt.

Für die Rekonstruktion der Einschleppung und Ausbreitung von *G. hederacea* wurden Daten von nordamerikanischen und britischen Herbarien, aus der Literatur sowie von Exkursionen ausgewertet. Die Ergebnisse wurden u. a. mit der Software ArcView visualisiert.

3 Ergebnisse

3.1 Lebens- und Kernzyklus von P. glechomatis

Ein Lebenszyklus von *P. glechomatis* dauert unter optimalen Bedingungen (ca. 20 °C) etwa 20 Tage. Für die Auskeimung der Teliosporen, die Bildung der Basidiosporen, deren Verbreitung und erfolgreiche Infektion von neuem Wirtsgewebe ist eine Nacht (ca. 6 Stunden) mit hoher Luftfeuchtigkeit ausreichend. Die Bildung von Telio- und Basidiosporen ist typisch für die Gattung Puccinia. In der Teliospore erfolgt die Kernverschmelzung (Karyogamie), in der Basidie erfolgt die Meiose mit anschließender Bildung von

4 haploiden dikaryotischen Basidiosporen. Diese keimen auf der Wirtsoberfläche aus, wobei nur ein Kern in den Keimschlauch wandert. Der Pilz durchdringt mittels Appressorium die Kutikula und Zellwand und bildet in der Epidermis ein erstes Haustorium. Anschließend bildet der Pilz ein monokaryotisches interzellulares und sehr begrenztes Myzel, welches erst einen zentralen Teliensorus und später eventuell ein bis zwei weitere ringförmige Sori ausbildet. Die Dikaryotisierung erfolgt unmittelbar vor der Bildung der Telien, wobei der Mechanismus nicht endgültig geklärt werden konnte. Eine Somatogamie mit anderen Myzelien konnte nicht beobachtet werden, weswegen eine asexuelle Reproduktion ohne maiotische Rekombination unterschiedlichen genetischen Materials angenommen wird. Die Teliosporen konnten ohne Ruhepause auskeimen

Bei normalem Befall zeigten die Blätter im Gewächshaus nur örtliche Verfärbungen. Nur unter sehr starkem Befall starben einzelne Blätter, jedoch nie die gesamte Pflanze ab. Wenige Herbariumbelege sowie einige Feldbeobachtungen zeigten hypersensitive Reaktionen (lokales Absterben des Gewebes, shot holes). Im Allgemeinen blieben die Teliosporen am Blatt befestigt, selbst nach dessen Absterben.

P. glechomatis kann zwei unterschiedliche Formen von Teliosporen bilden, die verschiedene Funktionen einnehmen. Im Frühjahr bis in den Spätsommer wird eine blasse dünnwandige Form gebildet, die sofort auskeimen kann. Eine dunkle dickwandige Form wird im Herbst gebildet, die zur Überwinterung dient. Beide Formen können im selben Sorus vorkommen.

3.2 Ausbreitung von P. glechomatis

Die Untersuchung der Herbarbelege erbrachte 10 Nachweise für den Pilz. Weitere 30 Nachweise erfolgten anhand von Frischmaterial. Abb. 2 zeigt die Fundorte des Pilzes in Nordamerika mit Jahreszahl für den ersten Beleg in jeweiligen Staat (BÖLLMANN & SCHOLLER 2006). Der Pilz konnte erstmalig 1992 in Pennsylvania dokumentiert werden und hat sich bis zum Jahr 2003 über den Nordosten und Mittleren Westen der USA ausgebreitet. In geschätzten 10 Jahren überwand der Pilz etwa 1.200 km. 1998 wurde er zusätzlich and der Westküste gefunden.

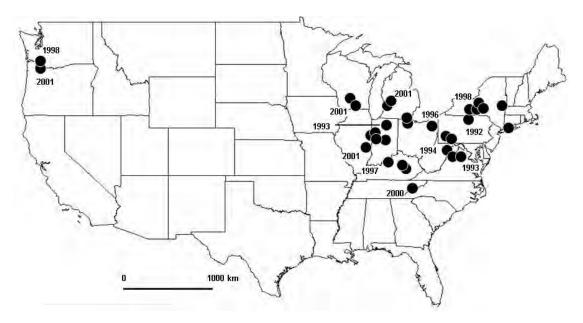


Abb. 2: Fundorte von *P. glechomatis* in Nordamerika mit den Jahreszahlen für den ersten Beleg im jeweiligen Bundesstaat

3.3 Ausbreitung von G. hederacea

Die mögliche Ausbreitung und heutige Verteilung ist in Abb. 3 veranschaulicht (BÖLLMANN & SCHOL-LER 2005). Die Pflanze wurde erstmalig von PURSH (1814) an der Ostküste dokumentiert. Die Pflanze verbreitete sich hauptsächlich westwärts mit einer durchschnittlichen Rate von 30 km im Jahr. Heute erstreckt sich diese Population über die östliche Hälfte der USA und Süd-Kanada. An der Westküste wurde die Pflanze erstmalig 1880 dokumentiert und besiedelt heute den Bereich zwischen Küste und Rocky Mountains.

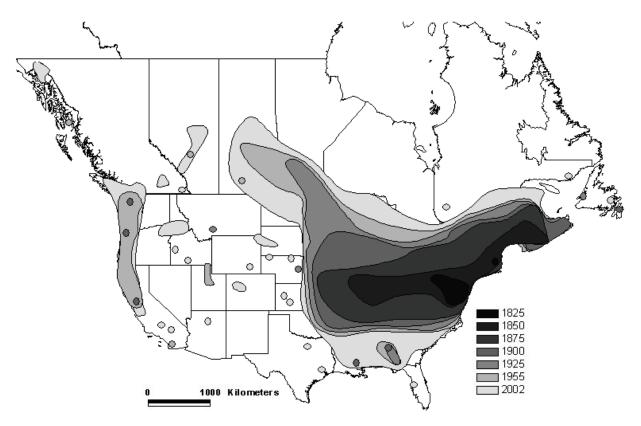


Abb. 3: Geschätzte Ausbreitung und heutige Verteilung von *Glechoma hederacea* in Nordamerika, Isographen im Abstand von 25 Jahren

4 Diskussion

Die schnelle Ausbreitung von *P. glechomatis* kann auf den ersten Blick nicht allein durch dessen Eigenschaften erklärt werden. Die Basidiosporen sind dünnwandig, nicht pigmentiert und für eine Windverbreitung über längere Strecken ungeeignet, ebenso wie die Teliosporen, die zu schwer sind und am Wirtsgewebe befestigt bleiben. BÖLLMANN & SCHOLLER (2006) schätzten die maximale Ausbreitungsgeschwindigkeit durch Basidiosporen auf einen km pro Jahr, was nur einer lokalen Verbreitung entspricht. Die schnelle Ausbreitung kann nur in Kombination mit der Wirtspflanze erklärt werden. BÖLLMANN & SCHOLLER (2006) legten dar, dass die Ausbreitung und jetzige Verbreitung der Wirtspflanze sehr stark an menschliche Aktivität ("human footprint") gebunden ist. Die Ausbreitung erfolgte wahrscheinlich durch den Transport von Teliosporen an infizierten Pflanzen und Pflanzenfragmenten durch den Menschen und somit punktuell und schrittweise, wie bereits von COUSENS & MORTIMER (1995) beschrieben. Hier zeigt sich auch der Unterschied zu Rostpilzen mit Diasporen zur Windverbreitung (Ätzio- und Uredosporen),

die sich bei hoher Abundanz der Wirtspflanze frontförmig ausbreiten, z. B. *P. graminis* (STAKMAN & HARRAR 1957). Die Eigenschaft der Teliosporen von *P. glechomatis* am Wirtsgewebe befestigt zu blei-

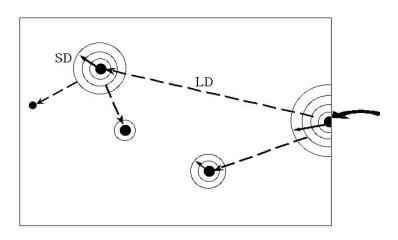


Abb. 4: Schematisiertes Prinzip der Ausbreitung von *G. hederacea* und *P. glechomatis*: LD: long distance Verbreitung durch Pflanzenfragmente, SD: short distance Verbreitung durch Basidiosporen (Pilz), Ausläuferwachstum und Pflanzenfragmente

ben, auch wenn es bereits abgestorben ist, erweist sich in diesem Zusammenhang als Vorteil. Aufgrund der bereits dichten Verteilung der Wirtspflanze können neue Populationen gegründet werden, selbst, wenn die infizierten Pflanzenteile bereits tot sind. Ein weiterer Grund für die schnelle Ausbreitung liegt in der sehr viel höheren Mobilität des Menschen in Vergleich zum 19. Jahrhundert. Abb. 4 zeigt das Prinzip der Ausbreitung beider Arten schematisiert.

Weitere Eigenschaften von *P. glecho-matis* ermöglichen ebenfalls eine er-

folgreiche Ausbreitung. Der Pilz ist autözisch und nicht auf die Verbreitung eines Zwischenwirtes angewiesen und homothallisch, wodurch eine Vermehrung ohne ein zweites kompatibles Myzel möglich ist. Selbst die klonale Vermehrung scheint durch die ebenfalls vegetative Vermehrung der Wirtspflanze kein Nachteil zu sein. Durch den schnellen Lebenszyklus und die sofort auskeimenden Telisporen können etwa 10 Zyklen pro Jahr durchlaufen werden, was ebenfalls für eine Verbreitung förderlich ist. Die Überwinterung des Pilzes als Teliospore am Wirtsgewebe bringt den Vorteil, dass auch bei abgestorbenem Wirtsgewebe eine weitere Verbreitung des Pilzes gewährleistet ist. Aufgrund des krautigen Charakters von *G. hederacea* kann ein Absterben von bodennahen Blättern sehr schnell erfolgen, was bei einigen Herbarbelegen mit überwinterten Teliosporen zu beobachten war.

Die Ausbreitung von *P. glechomatis* ähnelt der von *P. malvacearun* (Malvenrost), einem ähnlichen mikrozyklischen Rostpilz (ERIKSSON 1911), der ebenfalls durch den Transport von Zierpflanzen (*Alcea rosea*, Stockrose) in Europa verbreitet wurde. Auch die Ausbreitung von *P. lagenophorae* auf Senecio-Arten in Nord Amerika kann durch das hier erstellte Ausbreitungsmodell teilweise erklärt werden.

Ein weiteres lokaleres Beispiel für die Verbreitung eines Rostpilzes durch infizierte Pflanzenteile wurde durch SCHOLLER (1996) beschrieben. *Puccinia minussensis*, ein Rostpilz auf dem Tartarenlattich (Lactuca tartarica), beides eingeschleppte Arten, wird durch infizierte Rhizome, der Hauptverbreitungseinheit der Pflanze, verbreitet und kommt ebenfalls sehr punktuell an der Ostseeküste vor. Allerdings wird hier vermutet, dass der Parasit einen maßgeblichen negativen Einfluss auf die Wirtspopulation ausübt.

Die Arbeit zeigt, dass für eine erfolgreiche Ausbreitung von Neophyten und Neomyzeten viele Faktoren zusammenspielen, die in einem möglichst breiten Untersuchungsansatz geklärt werden müssen. Für eine erfolgreiche Etablierung und Ausbreitung von mikrozyklischen Rostpilzen mit fehlenden Diasporen zur Langstreckenverbreitung scheinen für Pilz und Pflanze u. a. folgen Eigenschaften vorteilhaft. Pflanze: Besiedlung urbaner Gebiete, anthropogene Verbreitung, hohe Abundanz, asexuelle Reproduktion/genetische Stabilität. Für den Rostpilz: autözisch (Lebenszyklus ohne Zwischenwirt), asexuelle Reproduktion

und dadurch genetische Stabilität, Verbreitung zusammen mit der Wirtspflanze. Es konnte nachgewiesen werden, dass auch eingeschleppte Rostpilze ohne effektive Windverbreitungseinheiten durch andere Mechanismen, insbesondere die menschliche Aktivität, gute Chancen auf eine erfolgreiche Besiedlung neuer Gebiete und die Überbrückung größerer Distanzen haben. *P. glechomatis* kann hier als Modellorganismus für die Ausbreitung anderer Arten mit ähnlichen Eigenschaften in Europa dienen. Die Arbeit zeigt außerdem die große Bedeutung einer konsequenten Sammlung und Herbarisierung von Pflanzenmaterial für die Beantwortung zukünftiger Fragestellungen.

5 Danksagung

Dank gilt vor allem Dr. Markus Scholler für die Betreuung dieser Arbeit, des weiterem dem Department of Botany and Plant Pathology, Purdue University, Indiana USA, wo ein Großteil der Arbeiten durchgeführt wurden, für die Unterstützung. Besonders zu nennen sind hier M. McClenning und Drs. L. Dunkle, D. Huber und G. Shaner, sowie Dr. Gardner für methodische Hinweise. Des Weiteren bedanken wir uns bei den Kuratoren der Herbarien für das Zusenden von Belegen und bei den freiwilligen Helfern z. B. S Barker und Dr. L. Norwell für die Hilfe bei der Datensammlung.

Treffpunkt Biologische Vielfalt 7	2007	113 - 118	Hrsg.: Bundesamt für Naturschutz, Bonn
-----------------------------------	------	-----------	--

Konsequenzen anthropogen verursachter Eutrophierung im Bodensee

KATJA HEUBACH; NORA BREDE; KLAUS SCHWENK

Schlagwörter: Daphnia; Evolutionsökologie; introgressive hybridization; Bodensee; Eutrophierung; life-history-variation

1 Einleitung

1.1 Eutrophierung des Bodensee

Der Bodensee ist ein permanenter, warm monomiktischer See glazialen Ursprungs am Nordrand der Alpen. Man unterscheidet den größeren Obersee (472,3 km²) und den kleineren Untersee (62,4 km²). Als voralpiner Gletschersee ist der Bodensee natürlicherweise nährstoffarm. Allerdings erlebte der See während des 20. Jahrhunderts bis ungefähr 1980 eine intensive Eutrophierungsphase infolge der Einleitung ungeklärter kommunaler und industrieller Abwässer. Mitte des letzten Jahrhunderts begann die Zunahme der Gesamtphosphorkonzentration von zunächst 7 µg/L bis auf etwa 20 µg/L in den 1960er Jahren, und zeigte dann einen sehr steilen Anstieg auf bis zu 87 µg/L Ende der 1970er Jahre. Zu diesem Zeitpunkt begann ein Re-Oligotrophierungsprozess durch umfangreiche Maßnahmen zur Abwasseraufbereitung. Gegenwärtig befindet sich der See wieder in einem Zustand, der bezüglich der Phosphorkonzentration dem vor der Eutrophierung entspricht. Anfang des Jahres 2006 konnte eine Gesamtphosphorkonzentration von 8 µg/L gemessen werden (www.umwelt.sg.ch). Der durch die Eutrophierung verursachte Anstieg der Phytoplanktonbiomasse hatte auch eine Erhöhung der Zooplanktonpopulation zur Folge. Die mittlere Zooplanktonbiomasse nahm von 1920 bis Mitte der 1950er Jahre auf das 13fache, bis Mitte der 1980er Jahre auf das 50fache zu (IGKB 2004). Gleichzeitig veränderte sich die Artenzusammensetzung des Zooplanktons drastisch. Neue Arten wanderten zu (z. B. Daphnia galeata, Cyclops vicinus) und andere, früher im Bodensee sehr häufige Arten, verschwanden (z. B. Heterocope borealis).

1.2 Die Gattung *Daphnia* als Modellorganismus

Die Gattung *Daphnia* ist Hauptbestandteil des Zooplanktons großer, permanenter Seen sowie temporärer Kleingewässer. Als Filtrierer ernährt sie sich von Phytoplankton (Algen) und fungiert damit als Bindeglied zwischen den Primärproduzenten und den planktivoren Fischen. Als Modellorganismus innerhalb der evolutionären Ökologie zeichnet sich die Gattung *Daphnia* durch ihren besonderen Vermehrungszyklus aus. *Daphnia* kann zwischen einem asexuellen, parthenogenetischen und einem sexuellen Reproduktionsmodus wechseln. In der Regel vermehrt sich ein *Daphnia*-Weibchen parthenogenetisch durch die Bildung unbefruchteter Subitaneier und ist so in der Lage, klonale Linien zu bilden. Verändern sich jedoch die Umweltbedingungen ungünstig (hohe Populationsdichte, Nahrungsmangel, Photoperiode), wird die Bildung sexueller Weibchen und Männchen stimuliert (KLEIVEN et al. 1992). Die sexuellen Weibchen bilden in ihrer Bruttasche ein oder zwei haploide Eier aus, die befruchtet werden müssen, um sich entwickeln zu können. Zum einen erfolgt so die Rekombination des genetischen Materials, zum anderen

werden hierbei Dauerstadien, so genannte Ephippien, gebildet, die sehr resistent gegenüber UV-Strahlung, Temperatur, Vereisung und Austrocknung sind und zudem durch Wasservögel weit verbreitet werden können. Schlüpfen aus den Ephippien nach der Diapause lebensfähige Organismen, so können diese beispielsweise zu einer Neubesiedelung eines Habitates führen oder aber zu der nächsten Generation einer vorhandenen Population beitragen.

Die Informationen, die solch eine Dauerstadienbank durch genetische Analysen liefert (Rekonstruktion der Artenzusammensetzung), wird durch die Möglichkeit ergänzt, Individuen aus den Ephippien zum Schlupf zu bringen und diese in ökologische Versuche einzusetzen. Solche *life-history*-Experimente untersuchen die Fitness der Tiere durch Messung verschiedener Eigenschaften des Organismus, wie z. B. Wachstum und Reproduktion, und können anschließend direkt mit ökologischen Parametern der Zeit korreliert werden, aus der sie stammen. Während die Forschung an Dauerstadien noch relativ jung ist, wird das Plankton des Bodensees schon sehr lange studiert (BÄUERLE & GAEDKE 1998) und die Synthese der Informationen aus Sediment und Plankton führt zu einem Gesamtbild ökologischer und genetischer Veränderungen innerhalb des Artenkomplexes *Daphnia galeata – Daphnia hyalina*, die sich im Zuge der Eutrophierung des Bodensees seit Mitte des letzten Jahrhunderts ereigneten, und lässt darüber hinaus auch einen Ausblick auf die zukünftige Entwicklung zu.

1.3 Introgressive Hybridisierung bei Daphnia

Hybridisierung, also die Verpaarung zwischen unterschiedlichen Arten oder Populationen, kann eine Quelle genetischer Variation sein und ermöglicht den Austausch von Genen zwischen den hybridisierenden Arten durch Rückkreuzung (introgressive Hybridisierung). Normalerweise wird dieser Austausch durch reproduktive Isolationsmechanismen verhindert (geografische Barrieren, getrennte ökologische Habitate, Inkompatibilität der Geschlechtsorgane, Zygotensterblichkeit, Sterilität der Hybriden), denn nur so können distinkte Arten weiterhin erhalten bleiben. Hybridisierung spielt also innerhalb von Artbildungsprozessen eine wichtige Rolle, da der Genfluss zu einer genetischen Annäherung der Elternarten führt, die soweit gehen kann, dass eine der Arten oder beide ausgelöscht werden (WOLF et al. 2001). Innerhalb der Untergattung Hyalodaphnia hybridisieren alle sieben Arten mit mindestens einer anderen Art (GIEßLER et al. 1999; SCHWENK et al. 2000). Die zwei Arten D. galeata und D. hyalina, die im Bodensee vorkommen, zeigen sehr hohe Hybridisierungsraten (SCHWENK & SPAAK 1995) und zeigen anhand von Rückkreuzungshybriden an, dass ein starker Genfluss zwischen diesen beiden Arten besteht. Diese Introgression kann sowohl auf mitochondrialer als auch auf nukleärer Ebene nachvollzogen werden. Da Mitochondrien ausschließlich maternal, d. h. über das weibliche Tier, vererbt werden, gibt die Identifikation des Haplotypen (mitochondrialer Genotyp) Aufschluss darüber, welche Art zu welchen Anteilen innerhalb der gesamten Lebensgemeinschaft hybridisiert. Für D. galeata wird im Bodensee der Haplotyp g1, für D. hyalina die Haplotypen h1 und x7 gefunden (SCHWENK et al. 1998; SANDROCK 2005). Auf nukleärer Ebene kann man Introgression anhand von Allelfrequenzen verfolgen (Mikrosatelliten- und Allozym-Analysen). Kennt man ursprüngliche Allele, die spezifisch für eine Art sind, und treten diese Allele in einer bestimmten Frequenz auch in der anderen Art auf mit der Hybridisierung erfolgt, so ist davon auszugehen, dass Introgression vorliegt.

2 Auswirkungen der Eutrophierung auf die *Daphnia*-Lebensgemeinschaft im Bodensee

2.1 Einwanderung von Daphnia galeata und Verschiebung der Artenzusammensetzung

Zu den in den Bodensee eingewanderten Arten gehörte auch die Cladocere Daphnia galeata. Die einheimische Art Daphnia hyalina, die an den nährstoffarmen Bodensee angepasst ist, war bis in die 1950er Jahre die einzige Art der Gattung Daphnia im Bodensee. D. galeata wurde das erste Mal 1956 im Plankton nachgewiesen (MUCKLE & DILLMANN-VOGEL 1976) und konnte sich von diesem Zeitpunkt an invasiv ausbreiten. Es wird davon ausgegangen, dass es mehrere Versuche gegeben hat, aus dem Untersee in den Obersee einzuwandern, aber aufgrund der Anpassung an meso- bis eutrophe Bedingungen (FLÖßNER 2000) gelang es D. galeata erst durch die Eutrophierung dauerhaft im Obersee zu siedeln. Die Hybridisierung zwischen den beiden Arten konnte das erste Mal 1966 anhand von Planktonproben bestätigt werden (EINSLE 1966). In Sedimentproben wurde der Hybrid schon Mitte der 1940er Jahre nachgewiesen (BREDE 2003). Da die erhöhte Nährstoffkonzentration im See auch zu futtereichen Wintern führte, konnte D. hyalina jetzt rein parthenogenetisch überwintern und stellte infolgedessen ihre sexuelle Reproduktion fast völlig ein. Über eine molekulargenetische Analyse der Dauerstadienbank während der Zeit der Eutrophierung konnte eine starke Verschiebung der Abundanzen (Häufigkeiten) der Ephippien, die mit der Phosphatkonzentration korreliert ist, beobachtet werden (Abb. 1). Während die Abundanz von D. galeata ab Mitte der 1950er Jahre stetig zunahm, sank diese von D. hyalina immer weiter, bis sie etwa 1980 in Sedimentproben gar nicht mehr gefunden werden konnte. Hybridisierungsereignisse nehmen daher aufgrund fehlender sexueller Stadien von D. hyalina bis zum Zeitpunkt der stärksten Eutrophierung ebenfalls ab und setzen etwa Mitte der 1980er Jahre wieder ein.

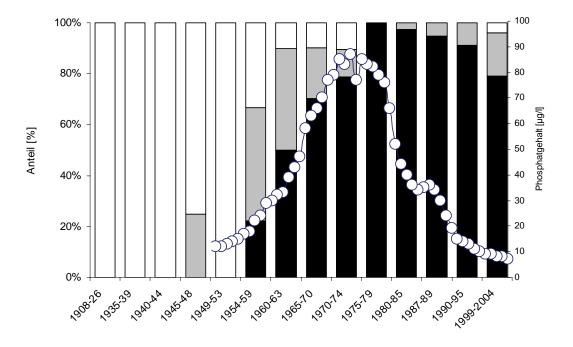


Abb. 1: Prozentuale Verteilung der Taxa *D. galeata*, *D. hyalina* und deren interspezifischer Hybrid im Sediment des Bodensees zwischen 1908 und 2004. Hellgrau: *D. hyalina*, dunkelgrau: Hybrid, schwarz: *D. galeata*. Weiße Kreise: Phosphatwerte in µg/L (nach BREDE, pers. Komm.).

Die Zusammensetzung der saisonalen *Daphnia*-Lebensgemeinschaft im Bodensee zeigte im Jahresverlauf deutliche Unterschiede bezüglich der Abundanzen von *Daphnia galeata*, *Daphnia hyalina* und dem Auftreten interspezifischer Hybride. Die Abundanzen aller Taxa stiegen im Frühjahr des Jahres an, korrelierend mit der Erhöhung der Phytoplanktondichte auf 11 µg/l Chlorophylla, (IGKB 2004) sowie einer höheren Wassertemperatur. Das Verhältnis zwischen den Parentalarten und der Gruppe der Hybriden war relativ ausgeglichen. Bis zum Juli wuchs die Population von *D. galeata* sprunghaft auf einen Anteil von 77 % an der Gesamtpopulation und brach dann im Herbst vollkommen zusammen. In dieser Zeit, in der der See einen oligotrophen Status erreicht hatte, wurde *Daphnia hyalina* zur dominanten Art.

2.2 Introgressive Hybridisierung und Annäherung der Arten

Die genetische Klassifizierung der hybridisierenden Arten D. galeata und D. hyalina, die auf Grundlage einer Mikrosatelliten-Analyse erfolgte und die daraus erhobenen populationsgenetischen Daten zeigen, dass die beiden Arten und ihr interspezifischer Hybrid D. galeata x hyalina weiterhin gut gegeneinander abgegrenzt sind und als eigene Taxa angesprochen werden können. Während die genetischen Distanzen zwischen den Arten sehr hoch sind, sind zwischen den Individuen sehr unterschiedlich verteilt (Abb. 2). D. hyalina zeigt gegenüber D. galeata eine relativ homogene Gruppierung, d. h. die genetische Variation bei D. galeata ist sehr viel größer. Dieser Unterschied lässt sich darauf zurückführen, dass sich D. galeata sehr stark sexuell reproduziert, während D. hyalina sich hauptsächlich parthenogenetisch fortpflanzt. Damit geht einher, dass die Hybridisierungsereignisse überwiegend von D. galeata ausgehen – die Analyse der mitochondrialen DNA ergab fast ausschließlich den für D. galeata typischen Haplotypen g1. Allerdings werden auch einige Hybride mit einem Haplotyp gefunden, der spezifisch für D. hyalina ist. Einen Hinweis auf nukleäre Introgression gibt das Ergebnis der AMOVA, denn etwa 33 % der Gesamtvariation werden durch die Variation zwischen den beiden Arten erklärt. Würde kein Genfluss stattfinden, müsste dieser Wert sehr viel kleiner sein. Innerhalb der Analyse der schon vorgestellten Dauerstadienbank konnte zudem festgestellt werden, dass D. galeata im Laufe der Eutrophierung zunehmend Allele aufweist, die eigentlich spezifisch für D. hyalina sind.

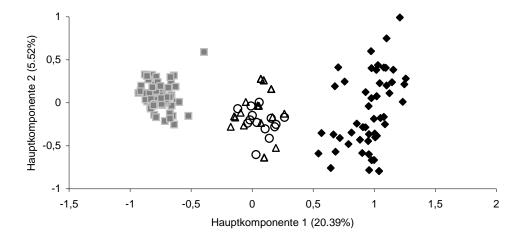


Abb.2: Hauptkomponenten-Analyse der genetischen Distanzen von Individuen einer Planktonprobe des Bodensees des Jahres 2005. Die Genotypisierung erfolgte mit dem Programm *NewHybrids* (ANDERSON & THOMPSON 2002). Schwarze Rhomben: *Daphnia galeata*, graue Quadrate: *Daphnia hyalina*, leere Kreise: F₁-Hybrid, leere Dreiecke: F₂-Hybrid.

3 Ausblick auf die mögliche Entwicklung der *Daphnia*-Lebensgemeinschaft des Bodensees

Durch die Re-Oligotrophierung ist der Phosphatgehalt des Bodensees mittlerweile wieder auf den Stand wie Mitte des letzten Jahrhunderts gesunken. Er liegt 2006 bei 8 µg/L (www.umwelt.sg.ch). In diesem Zusammenhang ist anzunehmen, dass die Rate sexueller Reproduktion bei D. hyalina in den kommenden Jahren deutlich zunehmen wird, da auch ihr das im Winter angebotene Futter nicht mehr ausreichen wird, um rein parthenogenetisch zu überleben. Das deuten sowohl die wenigen Hybridisierungsereignisse, in denen ein D. hyalina-typischer Haplotyp gefunden wird, als auch die Abundanzen sexueller Stadien von D. hyalina an. Es ist also davon auszugehen, dass eine relative Zunahme von Hybridisierungsereignissen zu beobachten sein wird, die nun auch zu hohen Anteilen von D. hyalina mitgetragen wird, und dazu führt, dass die introgressive Hybridisierung bidirektionalen Charakter annimmt. In Folge nimmt die Konkurrenz zwischen den Arten im Frühjahr zu, da nun beide Arten Individuen aus dem Sediment rekrutieren müssen und der Fitness-Vorteil der parthenogenetisch überwinternden Tiere von D. hyalina (größer, mehr Fettreserven) nicht mehr bzw. nur noch in geringem Ausmaß zum Tragen kommt. D. galeata besitzt darüber hinaus in Folge seiner durch Introgression erhöhten genetischen Variation auch eine breitere ökologische Reaktionsnorm, die ihn zur Anpassung an neue Habitate befähigen könnte und ihm eventuell dadurch ein Überleben bis in den Spätherbst und eine nochmalige sexuelle Reproduktion ermöglicht. Insgesamt wird Daphnia aber im Winter nicht mehr im See zu finden sein.

Wolf (2001) untersuchte in diesem Zusammenhang in einem Simulationsmodell, welche Faktoren maßgeblich zu einer Auslöschung von Arten führen, zwischen denen Hybridisierung stattfindet. Dabei zeigten alle getesteten Parameter einen mehr oder weniger großen Einfluss auf die Extinktionsrate, aber eine stabile Hybridzone war nur möglich, wenn das Modell differenzierte Umweltbedingungen einschloss. Gab es keine Differenzierung der Habitate, so schreibt er weiter, ersetzte entweder eine Parentalart oder aber der Hybrid die beiden anderen Arten (Wolf et al. 2001). Die bisherige Koexistenz der beiden Taxa im Bodensee war möglich, weil die Eutrophierung zu zwei unterschiedlichen Überlebensstrategien und damit zu einer zeitlichen Entkopplung ihres Auftretens führte. Mit der Re-Oligotrophierung verschwindet diese ökologisch-zeitliche Entkopplung und die beiden Arten müssen nun unter den gleichen Umweltbedingungen konkurrieren. Kann sich eine Art hierbei gegenüber der anderen Art durchsetzen, führt introgressive Hybridisierung im Bodensee unter diesen Annahmen also zwangsläufig erstens zu einem Zusammenbruch ursprünglicher, genetisch distinkter Linien und zweitens zur Entstehung neuer Genotypen, die genetische Anteile beider Elternarten vereinigen, aber hauptsächlich solche von *D. galeata* besitzen, *stabilized introgressants* (ARNOLD 1997). Die Art *Daphnia galeata mendotae* wird in der Literatur als eine solche Linie beschrieben, die durch introgressive Hybridisierung entstanden ist (TAYLOR et al. 1996).

Die Eutrophierung des Bodensees führte also zu einer Verschiebung der Artenzusammensetzung der Daphnia-Lebensgemeinschaft im Bodensee. Man könnte nun annehmen, dass eine Rückführung des Ökosystems in den ursprünglichen Zustand auch zu einer Rückführung der ursprünglichen Artenkomposition führen müsste. Es zeigt sich aber, dass diese beiden Prozesse nicht miteinander gekoppelt sind, sondern eingetretene genetische Veränderungen irreversibel fixiert wurden. Im Rahmen der "Konvention über die Biologische Vielfalt" kann evolutionsbiologische Forschung so durch die Verknüpfung genetischer und ökologischer Daten einen wichtigen Beitrag für das Aufstellen von Maßnahmen zum Erhalt der Biodiversität darstellen bzw. formulieren helfen.

4 Literaturverzeichnis

- ANDERSON, E.C. & E.A. THOMPSON (2002): A Model-Based Method for Identifying Species Hybrids Using Multilocus Genetic Data. Genetics 160: 1217-1229
- ARNOLD, M.L. (1997): Natural hybridization and evolution. New York (Oxford University Press)
- BÄUERLE, E. & U. GAEDKE (1998): Lake Constance. Archiv für Hydrobiologie. Advances in Limnology 53: 1-607
- BREDE, N. (2003): Rekonstruktion populationsgenetischer Prozesse einer Invasion: Molekulare Analyse von *Daphnia*-Dauereiern aus Sedimentablagerungen des Bodensees.
- EINSLE, U. (1966): Einige Beobachtungen und Hypothesen zur Taxonomie der Gattung *Daphnia*. Schriften des Vereins für Geschichte des Bodensees und seiner Umgebung 84: 1-17
- FLÖßNER D. (2000): Die Haplopoda und Cladocera (ohne Bosminidae) Mitteleuropas. Leiden (Backhuys Publishers)
- GIEßLER, S.; MADER E. & K. SCHWENK (1999): Morphological evolution and genetic differentiation in *Daphnia* species complexes. J. Evol. Biol. 12: 710-723
- IGKB (2004): Der Bodensee. Zustand Fakten Perspektiven. Konstanz (Internationale Gewässerschutzkomission für den Bodensee)
- KLEIVEN, O.T.; LARSSON, P. & A. HOBÆK (1992): Sexual reproduction in *Daphnia magna* requires three stimuli. Oikos 65: 197-206
- MUCKLE, R. & H. DILLMANN-VOGEL (1976): Die bisexuelle Fortpflanzung in der *Daphnia longispina* Gruppe des Bodensee-Obersees. Beitr. Naturk. Forsch. Sudw. Deut. 35: 81-94
- SANDROCK, C. (2005): Rekonstruktion populationsgenetischer Prozesse bei *Daphnia* während des letzten Jahrhunderts im Greifensee: Introgressive Hybridisierung in Abhängigkeit von anthropogen verursachten Umweltveränderungen. Frankfurt/Main (Johann Wolfgang Goethe-Universität, Fachbereich Biowissenschaften)
- SCHWENK, K.; POSADA, D. & P.D. HEBERT (2000): Molecular systematics of European *Hyalodaphnia*: the role of contemporary hybridization in ancient species. Proceedings of the Royal Society of London Series B-Biological Sciences 267: 1833-1842
- SCHWENK, K.; SAND, A.; BOERSMA M.; BREHM M.; MADER E.; OFFERHAUS D. & P. SPAAK (1998): Genetic markers, genealogies and biogeographic patterns in the cladocera. Aquat. Ecol. 32: 37-51
- SCHWENK, K. & P. SPAAK (1995): Evolutionary and ecological consequences of interspecific hybridization in cladocerans. Experientia 51: 465-481
- TAYLOR, D.J.; HEBERT, P.D. & J.K. COLBOURNE (1996): Phylogenetics and evolution of the *Daphnia-longispina* group (crustacea) based on 12s rdna sequence and allozyme variation. Molecular Phylogenetics and Evolution 5: 495-510
- WOLF, D.E.; TAKEBAYASHI, N. & L.H. RIESEBERG (2001): Predicting the risk of extinction through hybridization. Conservation Biology 15: 1039-1053

Treffpunkt Biologische Vielfalt 7	2007	119 - 125	Hrsg.: Bundesamt für Naturschutz, Bonn
-----------------------------------	------	-----------	--

Verdrängung autochthoner Flusskrebsarten durch invasive gebietsfremde Flusskrebsarten in Mitteleuropa

TORSTEN MAIWALD

Schlagwörter: Neozoen; Konkurrenz; Koexistenz; Astacus astacus; Edelkrebs; Orconectes limosus; Kamberkrebs

1 Einleitung

Der Rückgang der einheimischen Flusskrebsarten, wie zum Beispiel des Europäischen Edelkrebses (*Astacus astacus*), stellt ein drastisches Beispiel für die von Neozoen verursachten Folgen dar. Bereits Ende des 19. Jahrhunderts wurde in Mitteleuropa ein Massensterben der Bestände des einheimischen Edelkrebses und weiterer einheimischer Flusskrebsarten beobachtet. Als Hauptursache des Massensterbens wird die Krebspest angesehen, welche für europäische Flusskrebsarten hoch infektiös ist. Der aus Nordamerika stammende Erreger der Krebspest (*Aphanomyces astaci*) gelangte vermutlich zusammen mit dem im Jahre 1880 eingeführten amerikanischen Kamberkrebs (*Orconectes limosus*) erstmals nach Deutschland. Es erfolgte eine schnelle Ausbreitung der Krankheit in ganz Mitteleuropa durch den Handel mit infizierten einheimischen Flusskrebsen und im weiteren Verlauf insbesondere durch aktive Wanderung und passive Ausbreitung der eingeführten Flusskrebse, zum Beispiel durch Angler oder Züchter. Heute ist der Kamberkrebs in nahezu allen größeren Flusssystemen und einer Vielzahl von Seen anzutreffen und ist in Mitteleuropa die häufigste Flusskrebsart. Neben dem Kamberkrebs stehen auch weitere aus Nordamerika stammende Flusskrebsarten in Verdacht, Überträger von *A. astaci* zu sein. Bei diesen resistenten Arten wird der Erreger eingekapselt, sodass der Krebs zwar Träger ist, selbst aber nicht letal erkrankt (CERENI-US et al. 1988).

Auf Grund des Überträgerstatus nordamerikanischer Flusskrebsarten galt eine Koexistenz mit europäischen Arten bis vor wenigen Jahren noch als ausgeschlossen. Einzelne Berichte über das zeitweilige Auftreten einer Koexistenz zwischen nordamerikanischen und europäischen Arten widersprechen jedoch der bisher angenommenen These eines generellen Überträgerstatus der nordamerikanischen Arten. Bei einer Untersuchung von sechs Seen in Nordwestpolen konnte eine temporäre Koexistenz zwischen A. astacus und O. limosus bereits über einen Zeitraum von bis zu 10 Jahren nachgewiesen werden. Hierbei deutete sich dennoch eine langsame Verdrängung der autochthonen Art durch O. limosus an (SCHULZ et al. 2006). In Deutschland sind bisher zwei Gewässer mit Koexistenz zwischen diesen beiden Arten bekannt. Obwohl A. astacus und O. limosus hinsichtlich ihrer Häufigkeit und Verbreitung für Mitteleuropa die beiden bedeutendsten Flusskrebsarten sind, wurde die interspezifische Konkurrenz bei diesen Arten bis auf eine experimentelle Laborarbeit (MAIWALD et al. 2006) bisher nicht systematisch untersucht.

Europäische Flusskrebsarten sind heute vom Aussterben bedroht. Viele Populationen der früher weit verbreiteten und sehr häufigen einheimischen Flusskrebsarten sind durch die indirekten Folgen der Invasion gebietsfremder nordamerikanischer Flusskrebsarten und damit verbundener Einschleppung des Krank-

heitserregers schnell dezimiert worden. Aber auch die direkten Folgen dieser Ausbreitung setzen den einheimischen Flusskrebspopulationen durch Konkurrenz und Prädation langsam aber dennoch stark zu.

Flusskrebse sind als größte wirbellose Tiere in limnischen Ökosystemen von immenser Bedeutung. Die Anwesenheit der omnivoren Flusskrebse kann auf Grund ihres Status als Destruenten sogar eine gute Gewässergüte hervorrufen. Auf Grund des artspezifischen Nahrungsspektrums wird die Biozönose durch gebietsfremde Arten jedoch empfindlich gestört und das ganze System, wegen der Verdrängung einheimischer Flusskrebsarten zum einen und der Anwesenheit gebietsfremder Arten zum anderen, aus dem Gleichgewicht gebracht.

2 Fragestellung und Zielsetzung

Ziel dieser Promotionsarbeit ist es, zunächst die ursächlichen Faktoren darzustellen, die eine Koexistenz zwischen einheimischen und eingeführten Flusskrebsarten ohne das Auftreten eines Massensterbens infolge der Krebspest ermöglichen. Dabei wird erstmals eine sichere Infektionsmethode erstellt und eine flächendeckende Analyse der Erregerverbreitung erfolgen. Durch die Beschreibung der eine Koexistenz ermöglichenden Faktoren in Form eines Kriterienkatalogs und des flächendeckenden Nachweises von A. astaci, können Wiederansiedlungsmaßnahmen als wesentlicher Beitrag zum Erhalt der einheimischen Arten effektiver geplant und entsprechende Maßnahmen zur Optimierung der Habitate der einheimischen Flusskrebsbestände entwickelt werden.

Die vier folgenden Hypothesen kommen für das Auftreten von Koexistenz in Frage:

- Im Verlauf der ca. 130 Jahre seit dem ersten Auftreten der Krebspest in Mitteleuropa haben sich erste Resistenzen unter den europäischen Flusskrebsen entwickelt.
- Die gebietsfremde Flusskrebsart ist zwar Träger des Krebspesterregers, es kommt aber wegen der für den Pilz ungünstigen Umweltbedingungen in einigen Gewässern nicht zu einer Massenvermehrung und daraus resultierend nicht zum Massensterben der einheimischen Flusskrebsart.
- Einzelne gebietsfremde Flusskrebspopulationen haben im Zuge der sukzessiven Ausbreitung den Erreger verloren und sind nicht mehr Träger von A. astaci.
- Die Krebspest verläuft für einheimische Arten auf Grund einer Veränderung des Erregers nicht mehr letal.

Darauf aufbauend wird die Hypothese einer langsamen Verdrängung der einheimischen Art bei Koexistenz im Freiland geprüft. Untersuchungen zur Prädation, Dichtetoleranz und Reproduktion liefern notwendige Grundlagen, um die interspezifische Verdrängung zu verstehen und Maßnahmen zu entwickeln, die dieser entgegenwirken.

Diese Arbeit wird deshalb einen wichtigen Beitrag zum Artenschutz der einheimischen Flusskrebsarten leisten und darüber hinaus dem allgemeinen Verständnis über die Mechanismen erfolgreicher Invasionen von Neozoen dienen.

3 Durchführung

Zu Beginn dieser Promotionsarbeit wird zunächst eine sichere Infektionsmethode entwickelt (Abb. 1). Im 2. Arbeitsschritt werden einheimische und eingeführte Flusskrebspopulationen aus den bekannten Gewässern mit Koexistenz durch Infektionsversuche und molekulargenetische Nachweise auf den Erreger der Krebspest hin untersucht. Je nach Ergebnis dieser Untersuchung ergibt sich eine der drei folgenden Alternativen des weiteren Vorgehens für den 3. Arbeitsschritt:

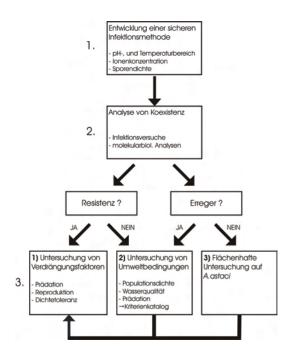


Abb. 1: Struktur der Arbeit

- Für den Fall, dass die autochthone Flusskrebsart erste Resistenzen zeigt oder die Krebspest nicht mehr letal verläuft, werden mögliche Faktoren einer Verdrängung dieser Art durch gebietsfremde Flusskrebsarten untersucht.
- Für den Fall, dass die autochthone Flusskrebsart nicht resistent ist und die gebietsfremde Art Träger des Erregers ist, werden verschiedene Umweltbedingungen untersucht und daraus ein Kriterienkatalog entwickelt, der die notwendigen Voraussetzungen beschreibt, die eine Koexistenz der Arten ermöglicht oder sogar Konkurrenzvorteile für die einheimische Art bietet.
- Für den Fall, dass die gebietsfremde Art nicht Träger des Erregers ist, wird die Verbreitung von A. astaci in Vorkommen nordamerikanischer Flusskrebse analysiert.

Neben diesen variablen ergebnisangepassten Arbeitsteilen, beinhaltet jede dieser drei Alternativen einen feststehenden Teil, der den direkten und indirekten Einfluss von Prädation als möglichen Faktor der langsamen Verdrängung einheimischer Flusskrebsarten in Koexistenz untersucht.

4 Diskussion

Eine Vielzahl von Faktoren kann eine Verdrängung der autochthonen Flusskrebspopulationen durch invasive Flusskrebsarten beeinflussen (Abb. 2). Auf die Einflüsse, die in dieser Arbeit untersucht werden, wird im Folgenden näher eingegangen.

4.1 Schnelle Verdrängung

Eine schnelle Verdrängung einheimischer Flusskrebsarten wird durch den indirekten Einfluss gebietsfremder invasiver Arten verursacht. Die durch den Krankheitserreger A. astaci verursachte Erkrankung einheimischer Flusskrebsarten führt binnen vier Wochen zum Tod. Der Verlauf kann nicht gestoppt werden, zumal zwischen Auftreten erster Symptome und dem Eintreten des Todes nur wenige Stunden liegen. Selbst wenn diese Arbeit erste Resistenzen einheimischer Flusskrebsarten, die Krebspest supprimie-

rende Umweltbedingungen, erregerfreie gebietsfremde Arten oder einen veränderten Krankheitserreger in den zu untersuchenden Gewässern nachweist, bleibt eine Gefährdung durch andere potenziell erregertragende Populationen in direkter Nachbarschaft nach wie vor bestehen. Der effektivste Schutz der letzten Populationen einheimischer Flusskrebse kann somit nur die Verhinderung des Kontaktes mit dem Krankheitserreger *A. astaci* sein.

4.2 Langsame Verdrängung

Ist in den Gewässern mit Koexistenz keine Krebspest an der Verdrängung der einheimischen Flusskrebsart beteiligt, so kann die interspezifische Konkurrenz hierfür ursächlich sein. In einer Vorstudie wurde
von mir bereits in ersten Laborversuchen die direkte Konkurrenz zwischen *A. astacus* und *O. limosus*untersucht. Entgegen der Erwartungen ergaben sich jedoch keine Hinweise auf eine Verdrängung von *A. astacus* durch *O. limosus* anhand direkter Interaktionen.

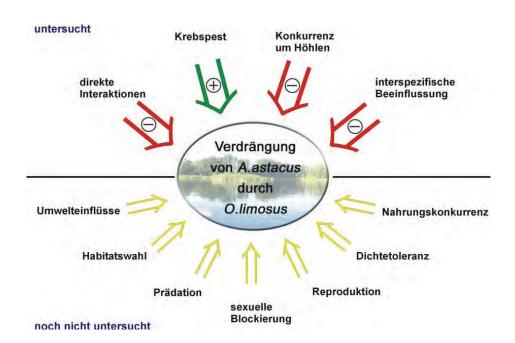


Abb. 2: In der Abbildung sind Faktoren aufgeführt, die eine Verdrängung von *A. astacus* durch *O. limosus* beeinflussen können. In der oberen Bildhälfte sind bereits untersuchte Faktoren dargestellt, welche die Verdrängung von *A. astacus* positiv (+) oder negativ (-) beeinflussen. In der unteren Bildhälfte sind weitere mögliche Faktoren aufgeführt, die bisher für das Artenpaar *A. astacus / O. limosus* noch nicht untersucht wurden.

4.1.1 Dichtetoleranz

Bestandsdichten von Flusskrebsen hängen von den Lebensraumbedingungen ab, unterscheiden sich aber auch von Art zu Art. Die bisher höchste beobachtete natürliche Populationsdichte von A. astacus liegt bei 15 Individuen/m² (APPELBERG & ODELSTRÖM 1986) und erreicht bei O. limosus bis zu 70 Individuen/m² (KOSSAKOWSKI 1975). Die Populationsdichte der Flusskrebse ist zum einen entscheidend für die auftretende Sporendichte, zum anderen aber auch für die Wahrscheinlichkeit, dass der Erreger einen geeigneten Wirt findet. Die Dichte wirkt sich aber auch über die Konkurrenz um Futter und das Auftreten von aggressiven Interaktionen auf den physiologischen Zustand der Tiere aus (PERSSON et al. 1987). Wie die

beobachteten maximalen Dichten vermuten lassen, kann die Toleranz gegenüber negativen Auswirkungen in Folge einer erhöhten Bestandsdichte bei den Arten unterschiedlich sein. Dieses kann sich bei Koexistenz ungünstig auf die Art mit geringerer Dichtetoleranz auswirken.

4.1.2 Prädation

Wie in Studien an anderen Flusskrebsarten gezeigt wurde, kann die Anwesenheit von Prädatoren durch vorhandene Unterschiede in der Prädationsvermeidung bzw. durch Auslösung von Verhaltensänderungen eine langsame Verdrängung der einheimischen Flusskrebsarten begünstigen (DI DONATO & LODGE 1993, MATHER & STEIN 1993, GARVEY et al. 1994). Die Versuche von GARVEY et al. (1994) haben darüber hinaus gezeigt, dass es zwischen gebietsfremden und autochthonen *Orconectes*-Arten in Nordamerika bei Anwesenheit eines Prädators zu einer Verdrängung der autochthonen Art kam, obwohl diese ohne Anwesenheit eines Prädators eine höhere Höhlennutzung als die gebietsfremde Art zeigte.

4.1.3 Habitatswahl

Die unterschiedlichen Habitatsansprüche und Valenz der Arten kann bei zunehmender Eutrophierung eines Gewässers die gebietsfremde Flusskrebsart gegenüber der autochthonen Art begünstigen. Während *A. astacus* vorwiegend auf lehmigen und harten Uferböschungen zu finden ist (BLANKE 1998), hält sich *O. limosus* auch in Verlandungszonen mit schlammigen Untergründen auf (PIEPLOW 1939).

4.1.4 Reproduktion

Darüber hinaus ist aber auch eine stärkere Reproduktion der gebietsfremden Flusskrebsart als ausschlaggebender Faktor einer langsamen Verdrängung denkbar. Die Geschlechtsreife wird bei *O. limosus* bereits nach zwei Jahren erreicht (HOFFMANN 1971), wohingegen sie bei *A. astacus* erst nach drei Jahren einsetzt (HAGER 1996). Die mittlere Eizahl liegt bei *O. limosus* mit 128 ± 88 höher als bei *A. astacus* mit 95 ± 46 (MANKAMPA & CHAISEMARTIN 1996). Die Eitragezeit beträgt bei *O. limosus* nur sechs Wochen im Gegensatz zu sechs Monaten bei *A. astacus* (SCHULZ & SMIETANA 2001). Das bedeutet neben einer höheren Gefährdung der Eier des Edelkrebses auch eine stärkere Schwächung der Muttertiere, die während der Eitragezeit sehr verborgen leben und wenig Nahrung zu sich nehmen.

5 Handlungsbedarf

Diese Promotionsarbeit wird einen direkten Beitrag zum Schutz der einheimischen Flusskrebsarten liefern, indem aus den bestehenden Koexistenzen Mechanismen abgeleitet werden, die ein Zusammenleben einheimischer und gebietsfremder Flusskrebsarten ohne den eliminierenden Faktor der Krebspest ermöglichen. Dieser Schutz muss nicht nur hinsichtlich der Biodiversität, sondern auch wegen der großen Bedeutung von Flusskrebsen auf das Ökosystem angestrebt werden. Um die Bestände jedoch dauerhaft vor weiteren invasiven Arten und daraus resultierend auch vor dem Krankheitserreger A. astaci schützen zu können, müssen u. a. folgende grundlegende Maßnahmen und Vorkehrungen geschaffen werden:

Verhinderung sämtlicher Kontakte autochthoner Flusskrebspopulationen mit dem Krebspesterreger.

- Intensive Aufklärung der Öffentlichkeit über die ausgehende Gefahr gebietsfremder Arten für die globale Biodiversität und das Ökosystem; im Speziellen von besonderen Interessengruppen wie Anglern, Berufsfischern, Aquarianern und Fachhändlern.
- Umsetzung eines Verbotes des Handels und der Einfuhr sämtlicher potentiell als Vektor für die Krebspest dienenden Arten, wie es auch von der Biodiversitätskonvention gefordert wird.
- Neue Definition des Begriffs "einheimische Art", weil auch gebietsfremde wirbellose Arten als einheimisch angesehen und unter nationalen Schutz gestellt werden, sobald sie sich in ihren neuen Habitaten reproduzieren.
- Anpassung der Länderrechte auf ein globales Artenschutz-Niveau.
- Verbesserung der Habitate hinsichtlich der Gewässer- und Strukturgüte.

6 Förderung

Eine Förderung dieser Promotionsarbeit erfolgt durch die Deutsche Bundesstiftung Umwelt (DBU) und das Ministerium für Umwelt und Forsten Rheinland-Pfalz.

7 Literatur

- APPELBERG, M. & T. ODELSTRÖM (1986): Habitat distribution, growth and abundance of the crayfish *Astacus astacus* L. in the littoral zone of four neutralized lakes. In: APPELBERG, M.(Hrsg.): The crayfish *Astacus astacus* L. in acid and neutralizedenvironments: Dissertation. Uppsala (Universität Upsala): 1-35
- BLANKE, D. (1998): Flusskrebse in Niedersachsen. Informationsdienst Naturschutz Niedersachsen 6: 146-174
- CERENIUS, L.; SÖDERHÄLL, K.; PERSSON, M. & R. AJAXON (1988): The crayfish plaque fungus *Aphanomyces astaci* diagnosis, isolation and pathobiology. Freshwater Crayfish 6: 131-144
- DI DONATO, G.T. & D.M. LODGE (1993): Species replacements among Orconectes crayfishes in Wisconsin lakes: the role of predation by fish. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 50: 1484-1488
- GARVEY, J.E.; STEIN, R.A & H.M. THOMAS (1994): Assessing how fish predation and interspecific prey competition influence a crayfish assemblage. Ecology 75: 532-547
- HAGER, J. (1996): Edelkrebse Biologie, Zucht, Bewirtschaftung. Graz (Stocker)
- HOFFMANN, J. (1971): Die Flußkrebse: Biologie, Haltung und wirtschaftliche Bedeutung. Hamburg (Parey)
- KOSSAKOWSKI, J. (1975): Crayfish Orconectes limosus in Poland. Freshwater Crayfish 2: 31-47
- MANKAMPA, M. & C. CHAISEMARTIN (1996): A comparative study of five crayfish species based on their natural populations located in the same area. Vie-et-Milieu. 46(1): 79-85
- MAIWALD, T.; SCHULZ, H. K.; SMIETANA, P. & R. SCHULZ (2006): Aggressive interactions and interspecific competitions between the indigenous crayfish *Astacus astacus* (Linné) and the non-indigenous *Orconectes limosus* (Rafinesque). Freshwater Crayfish 15: 203-211

- MATHER, M.E. & R.A. STEIN (1993): Direct and indirect effects of fish predation on the replacement of a native crayfish by an invading congener. Can. Journ. of Fisheries and Aquat. Science 50: 1279-1288
- PERSSON, M.; CERENIUS, L. & K. SÖDERHÄLL (1987): The influence of haemocyte number on the resistance of the freshwater crayfish, *Pacifastacus leniusculus* Dana, to the parasitic fungus *Aphanomyces astaci*. Journal of Fish Diseases 10: 471-477
- PIEPLOW, U. (1939): Fischereiwissenschaftliche Monographie von *Cambarus affinis* Say. Berlin (Mathematisch Naturwissenschaftliche Fakultät, Friedrich-Wilhelms-Universität).
- SCHULZ, H.K.; SMIETANA, P.; MAIWALD, T.; OIDTMANN, B. & R. SCHULZ (2006): Case studies on the co-occurrence of *Astacus astacus* and *Orconectes limosus* snapshots of a slow displacement. Freshwater Crayfish 15: 212-219
- SCHULZ, R. & P. SMIETANA (2001): Occurrence of native and introduced crayfish in north-eastern Germany and north-western Poland. Bulletin Francais de la Peche et de la Pisciculture 361: 629-641

Treffpunkt Biologische Vielfalt 7	2007	127 - 133	Hrsg.: Bundesamt für Naturschutz, Bonn
-----------------------------------	------	-----------	--

Invasive Räuber auf Inseln

Bewertung des Amerikanischen Minks (*Mustela vison*) als neue Art auf der südchilenischen Insel Navarino – aus ökologischer und sozialer Perspektive

ELKE SCHÜTTLER

Schlagwörter: Invasive Arten; Mustela vison; Prädation; Interviews; Bewertung; Management; Kap-Hoorn Biosphärenreservat; Chile

1 Hintergrund

Invasive Arten¹ tragen neben der Zerstörung von Habitaten und Fragmentierung wesentlich zum Verlust von Biodiversität bei (VITOUSEK et al. 1997). Ein Großteil aller ausgestorbenen Vogelarten auf Inseln sind beispielsweise auf eingeführte Raubtiere zurückzuführen (COURCHAMP et al. 2003). Damit stellen invasive Arten einen Schwerpunkt bei der Diskussion zum Schutz der Artenvielfalt dar, welchem sich das Übereinkommen über die biologische Vielfalt verpflichtet hat.

Die Untersuchungsregion, seit 2005 UNESCO-Biosphärenreservat, gilt als eines der letzten ursprünglichen Gebiete der Erde (MITTERMEIER et al. 2002) und zeichnet sich durch eine hohe biologische, sowie kulturelle Vielfalt aus. Dennoch steht die Region im Fokus des ökologischen Wandels: Insbesondere gebietsfremde Säugetiere wie Kanadischer Biber (*Castor canadensis*) und verwilderte Haustiere verändern die Region nachhaltig (ANDERSON et al. 2006). Seit 2001 stellt der in Nordamerika heimische Mink (*Mustela vison*) ein neues Phänomen auf der südchilenischen Insel Navarino (ca. 2.800 km²) dar. Der Mink weist die für invasive Arten charakteristischen Eigenschaften auf: Habitat- und Nahrungsgeneralist, hohe Reproduktionsrate, sowie hohes Ausbreitungsvermögen. Da auf Navarino keine einheimischen Raubsäuger existieren, besitzt der Mink keine natürliche Kontrolle und kann damit insbesondere bodenbrütende Küstenvögel bedrohen (ROZZI & SHERRIFFS 2003), wie in Europa mehrfach gezeigt wurde (z. B. NORDSTRÖM & KORPIMÄKI 2003).

2 Fragestellungen und Bezug zur Biodiversitätskonvention

Angewandtes Forschungsziel ist es, Empfehlungen für ein Management des Minks auf Navarino zu geben, wobei die besondere Gegebenheit ausgenutzt wird, dass die noch junge Besiedlungsgeschichte des Minks einen breiteren Handlungsspielraum zulässt. Zentrale Forschungsfragen sind:

- Welchen Einfluss hat der Mink auf einheimische Küstenvögel?
- Wie groß ist die Populationsdichte des Minks auf Navarino? Welche Lebensräume bevorzugt er?
- Welches Nahrungsspektrum zeigt der Mink?
- Welche Haltung gegenüber exotischen Tierarten haben die Menschen vor Ort?

Gebietsfremde Arten, die sich in einem neuen Gebiet außerhalb ihres bisherigen Areals ausbreiten (verkürzt aus HEGER 2004)

Invasive Arten stellen damit ein Querschnittsthema dar, das gerade im Hinblick auf Managemententscheidungen neben der naturschutzfachlichen auch eine ökonomische und soziale Dimension aufwirft.

In meiner Forschungsarbeit möchte ich die ökologische Dimension des neuen Raubsäugers beschreiben, gleichzeitig aber auch die soziale Perspektive, also Akzeptanz und Bewertung invasiver Arten durch die lokale Bevölkerung mit einbeziehen. Dabei orientiere ich mich sowohl an Prinzip 5 des Ökosystemansatzes: "Conservation of ecosystem structure and functioning, in order to maintain ecosystem services" als auch an Prinzip 12: "The ecosystem approach should involve all relevant sectors of society and scientific disciplines". Insgesamt stellt dies eine Basis für eine integrierte Bewertung der Optionen zur Handhabung von invasiven Arten auf Navarino.

3 Methoden

Prädation von Nestern. Der Einfluss des Minks auf bodenbrütende Küstenvögel wurde durch ein Monitoring des Bruterfolgs ausgewählter Vogelarten untersucht. Dazu wurde in 7 Küstenflächen (je 4 km) eine intensive Nestersuche unternommen und die Gelege alle 9-11 Tage aufgesucht bis Prädation oder Schlupferfolg eintraten. Auf denselben Flächen wurde zweimalig eine Suche nach Losungen und Vogelzählungen durchgeführt, um die Populationsgröße des Räubers mit den Prädationsraten in Beziehung setzen zu können. Parallel dazu wurden auf 4 Küstenflächen je 25 künstliche Nester (Imitate von Gänsenestern) mit einem Hühnerei als Köder und einem Ei aus Knete ausgelegt (n=100, Kontrolle alle 4-6 Tage). Damit sollten zum einen Prädationsraten anhand eines experimentellen Ansatzes untersucht werden (Vergleich zwischen zwei Habitaten: Felsküste/Strände) und zum anderen die Zuordnung von Prädatoren erleichtert werden. Künstliche Nester sollten jedoch nicht als allein stehende Methode angewandt werden, da deren Übertragbarkeit auf die Realität häufig kritisiert wird (z. B. FAABORG 2004).

Populationsgröße und Habitatansprüche. Die Populationsgröße des Minks wurde anhand von Fang-Wiederfang (direkt) und Spurensuche (indirekt) gemessen. Für den Lebendfang wurden 20 Tomahawk-Fallen im Abstand von 200 m für 4-5 Fangnächte entlang von 3 Flussläufen (einmalig) und 3 Küsten-flächen (Wiederholungsflächen) gestellt. Gefangene Minke wurden individuell markiert, vermessen, einem Geschlecht zugeordnet und wieder freigelassen. Um die Verbreitung des Minks auf der Insel und seine Habitatwahl abzuschätzen, wurden Küstenflächen (n=7), Flussläufe (n=6), Seen (n=6) und Teiche (n=5) in 500 m-Kontrollabschnitten auf Losungen untersucht. Parallel dazu wurden auf allen untersuchten Flächen für den Mink relevante Habitatcharakteristika aufgenommen.

Nahrungsspektrum. Zur Bestimmung der Beutewahl des Minks wurden die Losungen nach Habitaten und Jahreszeiten analysiert. Bislang wurden 93 Losungen in Beutegruppen eingeordnet, gewogen und das Volumen abgeschätzt. In Zusammenarbeit mit der Universidad de Magallanes (Punta Arenas, Chile) wird auch eine Bestimmung auf Artniveau mit Hilfe der Referenzsammlung der Universität angestrebt.

Wahrnehmung von invasiven Arten. Zur Sichtbarmachung der Einstellungen gegenüber invasiven Arten (Mink, Biber) wurde ein qualitativer Ansatz gewählt, da konzeptuell neue Aussagen generiert werden sollen (STRAUSS 1998), also nicht auf bestehende Theorieaussagen zurückgegriffen werden kann. Es wurden 30 Interviews mit 26 offenen Fragen geführt. Im Vordergrund standen Fragen zum Wissen, zur Bewertung und Akzeptanz von Kontrollmaßnahmen. Um eine möglichst große Vielfalt an Perspektiven darzustellen, wurden verschiedene soziale Gruppen befragt: (i) indigene Yaghan-Gemeinschaft, (ii) Ar-

meeangehörige, (iii) Öffentlicher Dienst und (iv) Zivile Dorfbewohner. Die Analyse der Interviews erfolgt nach MAYRING (2003).

4 Erste Ergebnisse

Prädation von Nestern. Der Nesterfolg dreier bodenbrütender Vogelarten: Dominikaner-Möwe (*Larus dominicanus*, n=110 Nester), Magellangans (*Chloephaga picta*, n=37) und Dampfschiffente (*Tachyeres pteneres*, n=11) unterschied sich signifikant (χ^2 =14.76, p<0.011). Die in Kolonien brütenden Möwen zeigten keine Prädationsereignisse des Minks und hatten im Vergleich zu anderen Küstenvögeln mit 52.0 % einen relativ hohen Bruterfolg. Der Mink stellte allerdings für andere Vogelarten wie Dampfschiffente (36.4 % Prädation) und Magellangans (8.3 %) einen zusätzlichen Prädationsdruck bei ohnehin geringem Bruterfolg (9.1 % bzw. 27.8 %) dar. Insgesamt stieg die Prädation durch den Mink bei nicht in Kolonien brütenden Vögeln von 44.2 % auf 65.1 % (n=43). Die Überlebenswahrscheinlichkeit der 100 künstlichen Nester war gering: Bereits nach der ersten Kontrolle waren 73.0 % der Nester prädiert, nach der 2. Kontrolle 93.0 %. Mit 56.0 % waren einheimische Greifvögel wie erwartet die wichtigsten Räuber. Die Prädation durch den Mink entsprach mit 19.0 % dem bei einzeln brütenden Vögeln beobachteten Anteil (20.9 %).

Populationsgröße und Habitatansprüche. Der Lebendfang an Flüssen lag mit 0.0-0.25 Minken/km im Herbst/Winter 2005 deutlich unter der relativen Populationsdichte an Küsten mit 2-5 gefangenen Minken (0.5-1.25/km). Wiederholungen in den drei Küstenflächen im Frühling 2005 und Herbst 2006 erzielten allerdings auch geringe Populationsdichten von 0.0-0.25/km. 22 der 24 untersuchten Gewässer (Teiche, Küste, Flüsse, Seen) enthielten Losungen (Abb. 1) und wiesen zu 20-41 % 500 m-Abschnitte mit positiven Nachweisen auf (Abb. 2).

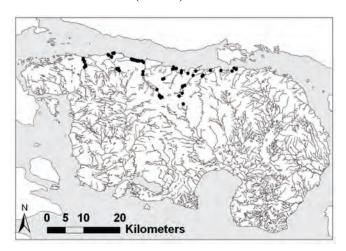


Abb. 1: Losungen (schwarze Punkte) auf Navarino. Der Mink breitet sich vom Norden ausgehend aus.

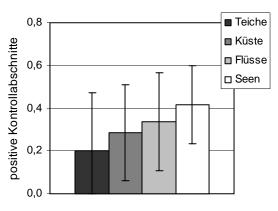


Abb. 2: Anteil positiver 500 m-Kontrollabschnitte in verschiedenen Gewässerhabitaten.

Nahrungsspektrum. Das Beutespektrum des Minks in 93 Losungen war sehr divers, wobei in einer Losung meist mehrere Beutegruppen vertreten waren. Hauptbeutegruppen stellten in den drei Gewässerhabitaten Flüsse, Seen und Küste mit 58.9-70.3 % Vögel und Säuger. Minke nutzten das an der Küste vielfältigere Nahrungsangebot (Fische, Krebse, Mollusken) (Abb. 3).

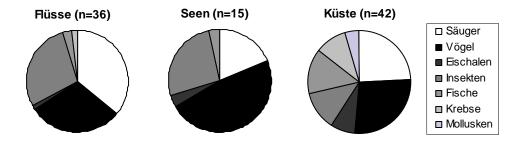


Abb. 3: Nahrungsspektrum des Minks (Sommer) in verschiedenen Gewässerhabitaten ausgedrückt als relative Auftretensfrequenz der Beutegruppen (n=181) in 93 Losungen. Hauptbeutegruppen sind Säuger und Vögel.

Bewertung aus Sicht der Bevölkerung. Erste Interviews bilden ab, dass der seit 50 Jahren auf Navarino heimische Biber durchaus als typisches Tier der Region wahrgenommen wird, zu dem ein ambivalentes Verhältnis besteht: Einerseits werden die Schäden, die er im Wald anrichtet, negativ bewertet, andererseits wird er für seine Landschaftsarchitektur bewundert und als "einer von uns" akzeptiert. Der erst kürzlich angekommene Mink ist aufgrund seiner versteckten und räuberischen Lebensweise entweder unbekannt oder unbeliebt. Er bedroht einheimische Tierarten, welche meist als wertvoller betrachtet werden ("sie sind die Hausherren"). Direkt gegen das Kontrollprogramm sprechen sich sehr wenige aus, eher Vertreter von "let nature take its course". Die Mehrheit befürwortet ein Kontrollprogramm, insbesondere direkt Betroffene (Forstbehörde, manche Yaghan-Indianer) oder Nutznießer des Programms. Häufig werden dabei milde Lösungen vorschlagen, wie z. B. Eindämmung statt Ausrottung und "humane" Kontrollmaßnahmen.

5 Diskussion

Im Folgenden soll diskutiert werden, ob der Mink eine Gefahr für die einheimische Fauna auf Navarino darstellt. Ebenso soll erörtert werden, wie häufig der Mink in bestimmten Habitaten vertreten ist und wie seine Verbreitung auf der Insel eingeschätzt wird. Dabei wird auf noch unzureichende Datengrundlagen hingewiesen.

Die vorläufigen Ergebnisse zur Auswirkung des Minks auf bodenbrütende Küstenvögel lassen einen negativen Einfluss vermuten. Mit rund 20 % Anteil an prädierten Nestern von Küstenvögeln, sowie künstlichen Nestern stellt der Mink einen ernstzunehmenden zusätzlichen Räuber dar. Ob der Mink jedoch lediglich andere Räuber ersetzt, den Prädationsdruck insgesamt also nicht ansteigen lässt, muss anhand von Korrelationen zwischen unterschiedlichen Populationsgrößen des Minks und seinen Prädationsraten noch nachgewiesen werden. Aussagen zu Langzeit-Wirkungen von Prädation ist aufgrund weiterer Einflüsse (z. B. anderer Räuber, Populationsschwankungen über Jahre) schwierig. Dennoch belegen Studien, dass das Entfernen von Minken manche Vogelpopulationen wieder anwachsen lässt, abhängig von Niststrategien (Einzelbrüter/Kolonien, frühe/späte Brüter), Vogelgröße und Verteidigungsstrategien (NORDSTRÖM & KORPIMÄK 2003). Dies kann auch erklären, warum in dieser Studie die in Kolonien brütenden Dominikaner-Möwen keine Prädation durch den Mink zeigten, wohl aber Einzelbrüter wie Magellangans und die flugunfähige Dampfschiffente.

- Die Spurensuche entlang von Seen bis zu 10 km ins Innere der Insel lässt vermuten, dass der Mink von seiner "Landestelle", der Nordküste, ausgehend in wenigen Jahren bereits eine starke Verbreitung erreicht hat (Abb. 1). Die durch Spurensuche ermittelten relativen Populationsgrößen (20-41 % positive Abschnitte) sind vergleichbar mit denen in anderen neuen Arealen, wie z. B. in Argentinien mit 18-51 % (AUED et al. 2003) und England mit 15-65 % (BONESI & MACDONALD 2004). Die beim Lebendfang ermittelten relativen Populationsgrößen liegen allerdings unter denen im Heimatareal (0.57-0.92/km DUNSTONE 1993) und unter denen in neuen Arealen, wo entlang der Küsten mit bis zu 1.5 Minken/km (PREVITALI et al. 1998) meist eine höhere Dichte gemessen wurde als entlang von Flüssen (z. B. BONESI & MACDONALD 2004). Die Ergebnisse legen nahe, dass die Territorien des Minks noch nicht dicht an dicht besetzt sind, die Population also noch anwachsen kann. In Anbetracht des reichhaltigen Nahrungsangebotes und nur bedingt vorhandener Konkurrenz durch Greifvögel ist eine niedrigere Populationsdichte als in anderen Gebieten unwahrscheinlich.
- Dass der Mink ein Generalist in der Wahl seines Lebensraums ist (DUNSTONE 1993) konnte auch durch die Spurensuche entlang verschiedener Gewässer (Seen, Küste, Flüsse, Teiche) bestätigt werden (Abb. 2). Da die Aufnahmen allerdings alle im Sommer gemacht wurden, könnten bei einer weiteren Evaluierung noch saisonale Unterschiede, bedingt durch das sich verändernde Nahrungsangebot, auftreten. Die große Varianz innerhalb eines Gewässerhabitats geht vermutlich auf noch zu untersuchende kleinräumigere Habitatfaktoren wie Nähe zum Wald, Uferbedeckung, Anzahl möglicher Minkbauten etc. zurück.
- Vögel spielen im Nahrungsspektrum des Minks in Europa eine größere Rolle als in seinem ursprünglichen Areal in Nordamerika, wo Säuger die häufigste Beutegruppe darstellen. Insgesamt scheint sich der Mink stark an das Nahrungsangebot anzupassen (DUNSTONE 1993), was auch erste Analysen auf Navarino in verschiedenen Habitaten zeigen (Abb. 3). Vögel wie auch Säuger werden demnach am stärksten erbeutet. Ob dies einen negativen Einfluss auf die Beutepopulationen hat, muss noch durch Angaben zu Abundanzen der Beute und Biomasseberechnungen ergänzt werden.

6 Anwendung und Fazit für ein Management

Das Kontrollprogramm der chilenischen Landwirtschaftsbehörde läuft bereits seit 2 Jahren, allerdings mit Schwerpunkt auf dem Biber. Ausmaß der Auswirkungen und Verbreitung des Minks waren beim Start des Programms noch unbekannt, die wissenschaftliche Erhebung solcher Daten nicht vorgesehen. Daher wurde auf einen regelmäßigen Austausch der vorläufigen Ergebnisse besonderen Wert gelegt. Langzeit-Studien, welche definitive Antworten zur Populationsbiologie und zu Auswirkungen des Minks geben, sind wichtig, jedoch ist ein schnelles Reagieren essentiell, um eine effektive Kontrolle garantieren zu können (SIMBERLOFF 2003). Die konkrete Umsetzung sah folgendermaßen aus:

- Unterstützung einer Jägerschulung im Fallenstellen (Biologie des Minks, Ort, Köder, Zeitpunkt)
- Kooperation mit Jägern im Austausch von Daten (Ort der gefangenen Tiere, Aufbewahrung der Mägen für Nahrungsanalysen)
- Diskussion der Ergebnisse bei einem Evaluierungsworkshop des Kontrollprogramms (Ergebnis: Erhöhen der Jagdprämie von 5 auf 15 Euro)

Der Jagdeinsatz war bislang allerdings uneffektiv (Gründe: Schwerpunkt auf Biberjagd, Logistik, Klima, niedrige Prämie, fehlende Erfahrung beim Fallenstellen, interne Stellenumbesetzung), was mit der Erhöhung der Prämie und einer geplanten Anleitung durch Experten verbessert werden soll. Schließlich geben Interviews einen Einblick in die Akzeptanz von Kontrollmaßnahmen und fördern somit einen partizipativen Ansatz. Die Herausforderung ist allerdings, der lokalen Bevölkerung tatsächlich ein Gehör zu verschaffen, insbesondere wenn Wahrnehmung und Interessen mit denen der Entscheidungsträger auseinander gehen.

7 Literatur

- ANDERSON, C.B.; ROZZI, R.; TORRES-MURA, J.C.; MCGEHEE, S.M.; SHERRIFFS, M.F.; SCHÜTTLER, E. & A.D. ROSEMOND (in press): Exotic vertebrate fauna of the remote and pristine sub-Antarctic Cape Horn Archipelago, Chile. Biodiversity and Conservation.
- AUED, M.B.; CHÉHEBAR, C.; PORRO, G.; MACDONALD, D.W. & M.H. CASSINI (2003): Environmental correlates of the distribution of southern river otters *Lontra provocax* at different ecological scales. Oryx 37(4): 413-421
- BONESI, L. & D.W. MACDONALD (2004): Evaluation of sign surveys as a way to estimate the relative abundance of American mink (*Mustela vison*). Journal of Zoology 262(1): 65-72
- COURCHAMP, F.; CHAPUIS, J.-L. & M. PASCAL (2003): Mammal invaders on islands: impact, control and control impact. Biological Reviews 78(3): 347-383
- DUNSTONE, N. (1993): The Mink. London (T & A D Poyser Natural History)
- FAABORG, J. (2004): Truly artificial nest studies. Conservation Biology 18(2): 369-370
- HEGER, T. (2004): Zur Vorhersagbarkeit biologischer Invasionen. Berlin (Schriftenreihe Neobiota) Band 4
- MAYRING, P. (2003). Qualitative Inhaltsanalyse: Grundlagen und Techniken. 8. Aufl. Weinheim (Beltz Verlag)
- Mittermeier, R.A.; Mittermeier C.G.; Robles Gil, P.; Pilgrim, J.D.; Konstant, W.R.; da Fonseca, G.A.B. & T.M. Brooks (2002): Wilderness: Earth's last wild places. Mexico (CEMEX-Conservation international)
- NORDSTRÖM, M. & E. KORPIMÄKI (2003): Effects of island isolation and feral mink removal on bird communities on small islands in the Baltic sea. Journal of Animal Ecology 73(3): 424-433
- PREVITALI, A.; CASSINI, M.H. & D.W. MACDONALD (1998): Habitat use and diet of the American mink (*Mustela vison*) in Argentinian Patagonia. Journal of Zoology 246(4): 482-486
- ROZZI, R. & M.F. SHERRIFFS (2003): El visón (*Mustela vison* Schreber, Carnivora: Mustelidae), un nuevo mamífero exótico para la Isla Navarino. Anales del Instituto de la Patagonia 31: 97-104
- SIMBERLOFF, D. (2003): How much information on population biology is needed to manage introduced species? Conservation Biology 17(1): 83-92
- STRAUSS, A.L. (1998): Grundlagen qualitativer Sozialforschung. 2. Aufl. München (Wilhelm Fink Verlag)

VITOUSEK, P.M.; MOONEY, H.A.; LUBCHENCO, J. & J.M. MELILLO (1997): Human domination of Earth's ecosystems. - Science 277(25): 494-499

Treffpunkt Biologische Vielfalt 7 2007 135 - 141 Hrsg.: Bundesamt für Naturschutz, E
--

Die Bedeutung Gesellschaftlicher Naturverhältnisse für die Naturschutzpraxis am Beispiel des Biosphärenreservats Cabo de Hornos (Kap Hoorn, Südchile)

UTA BERGHÖFER

Schlagwörter: Gesellschaftliche Naturverhältnisse; Ökosystemansatz; Biosphärenreservat; Naturschutz

1 Einleitung

Warum funktionieren Naturschutzgebiete selten so, wie sich das ihre Planer gedacht haben? Die Liste der Faktoren ist lang und die Diskussion um Erfolg und Misserfolg von Schutzgebieten ist ein aktuelles Thema (vgl. STOLL-KLEEMANN et al. 2006). Konflikte wie Akzeptanzprobleme, Missachtung der Regeln, Missachtung von Rechten indigener oder lokaler Bevölkerung stehen im Fokus der Diskussion (BROSIUS & RUSSELL 2003, BORRINI-FEYERABEND 1997, 2004, STOLL-KLEEMANN 2001). Es ist keine neue Erkenntnis, dass es sich bei all diesen Problemen um komplexe Zusammenhänge handelt – entsprechend schwierig gestalten sich die Lösungsversuche. In der Naturschutzpolitik hat sich die Erkenntnis durchgesetzt, dass es weder ausreicht noch sinnvoll ist, Naturschutzinseln in Form von streng bewachten Naturschutzgebieten zu schaffen, in welchen Natur unabhängig von menschlichen Aktivitäten geschützt wird. Auch der Ökosystemansatz der Biodiversitätskonvention¹ fordert, dass Naturschutzziele von der Gesellschaft gewählt und dass Informationen jeglicher Art einschließlich der wissenschaftlichen, traditionellen und einheimischen Kenntnisse, der Innovationen und der Praxis berücksichtigen werden sollen². Die Umsetzung in der Praxis ist alles andere als einfach.

Die Beziehung des Menschen zur Natur drückt sich nicht nur in seinen Handlungen in der Natur und der Nutzung der natürlichen Ressourcen aus, sondern auch in den Vorstellungen und dem Verständnis von Natur. Um neue Lösungen zu entwickeln, ist es notwendig, die Beziehungen des Menschen mit der Natur in ihren unterschiedlichen Ausprägungen stärker in den Blickpunkt zu stellen. Dafür bedarf es einer systematischen Herangehensweise: Wie kann ich die vielfältigen Beziehungen und ihre Dimensionen angemessen erfassen und darstellen?

In meiner Arbeit gehe ich vom Konzept der Gesellschaftlichen Naturverhältnisse aus, welches in den letzten Jahren erarbeitet wurde (BECKER & JAHN 2006, GÖRG 1998, 2003, 2005, JAHN & WEHLING 1998). Ich will die Vielfalt der Beziehungen anhand des neuen Biosphärenreservats Cabo de Hornos (Kap Hoorn) in Südchile untersuchen, systematisch darstellen und im Sinne der Grounded Theory (s. 3.2) das Konzept der Gesellschaftlichen Naturverhältnisse in Hinblick auf seine Bedeutung für den Naturschutz weiterentwickeln.

http://www.biodiv.org/programmes/cross-cutting/ecosystem/default.shtml

Prinzip 1: "Management objectives are a matter of societal choice".

Prinzip 11: "The ecosystem approach should consider all forms of relevant information, including scientific and indigenous and local knowledge, innovations and practices".

2 Gesellschaftliche Naturverhältnisse

Von Naturverhältnissen auszugehen bedeutet, dass Natur und Gesellschaft mit ihren Individuen nicht als zwei sich gegenüberstehende Einheiten verstanden werden, sondern als Sphären, die auf dialektische Weise miteinander verknüpft sind und deren Grenzen nicht feststehen, sondern dynamisch sind und historischem Wandel unterliegen. Das heißt: menschliches Handeln findet immer in Natur statt, der Mensch interagiert auf bestimmte Weise mit Natur und durch diese Interaktion formt sich sein Bild und sein Verständnis von Natur, während Natur sich wieder auf das menschliche Handeln auswirkt. Naturverhältnisse sind demzufolge die vielfältigen Beziehungsmuster, in sowohl materieller wie symbolischer Dimension zwischen Natur, Gesellschaft und Individuum.

Meiner Ansicht nach hat die Betrachtung von gesellschaftlichen Naturverhältnissen für den Naturschutz wesentliche Vorteile:

(1) Der erste Grund ist pragmatischer Natur. Wenn ich von einer *Vielzahl* von unterschiedlichen Naturverhältnissen in einem Gebiet ausgehe und diese in der Planung, bei der Umsetzung von Schutzgebietsmaßnahmen und bei Konfliktsituationen berücksichtige, dann kann ich die Kommunikation verbessern, Akzeptanz steigern und zur Lösung der Konflikte beitragen.

Ich will mich jedoch nicht mit diesem pragmatischen Grund begnügen. Vielmehr gehe ich davon aus, dass die Maßstäbe dessen, was überhaupt als schützenswert angesehen wird und warum dies so ist, eine Frage gesellschaftlicher Übereinkunft ist, wie es der Ökosystemansatz im ersten Prinzip vorsieht. BROSI-US (2006: 684) betont, dass der Sinn der Sozialwissenschaften, die sich mit Naturschutz beschäftigen, nicht darin besteht, herauszufinden, wie man Menschen besser managt, sondern ausgehend von einer kritischen Analyse der Situation Alternativen entwickelt.

- (2) Der zweite Grund ist ein demokratischer. Die Bestimmung der Ziele des Naturschutzes ist nicht alleine eine Frage von Experten und Wissenschaftlern, sondern es müssen Bewertungsmaßstäbe gefunden werden, an deren Erstellung möglichst viele gesellschaftliche Gruppen beteiligt sein können. Neben der inhaltlichen Frage, wie diese Bewertungsmaßstäbe aussehen können, stellt sich natürlich auch die Frage, wie das konkret umsetzbar ist. Ich gehe davon aus, dass die Analyse von Naturverhältnissen einen Beitrag leisten kann, die bestehenden Werkzeuge des Naturschutzes zu reflektieren und gegebenenfalls zu verändern.
- (3) Und schließlich fordert die Betrachtung von Naturverhältnissen dazu heraus, die strukturellen Rahmenbedingungen zu berücksichtigen. Denn die Grenzen der Gestaltbarkeit von Naturverhältnissen hängen entscheidend von den bestehenden gesellschaftlichen Machtverhältnissen und strukturellen Rahmenbedingungen ab und sind nicht allein eine Frage des pragmatischen Managements (BROSIUS (forthcoming), GÖRG 2003).

Für Schutzgebiete hat diese Betrachtung zur Konsequenz, dass man nicht von *einer* Natur in einem Schutzgebiet ausgehen kann, die es zu schützen gilt, sondern diese Natur oder auch Naturen erst durch gesellschaftliche Perspektiven entstehen (vgl. auch CASTREE & BRAUN 2001). Auch die Analysen der Naturwissenschaft können Natur nicht objektiv erfassen, auch sie sind geprägt durch ihre Methoden und durch ihre Theorien (GÖRG 2005: 122, JAX 2002). Deshalb ist es notwendig, die Beziehungen zwischen

Individuen, Gesellschaft und Natur in den Vordergrund zu stellen und danach zu fragen, wie sich die Beziehungen gestalten.

Die Kriterien dafür, was schützenswert ist und was nicht; wer dies überhaupt entscheiden kann und wie diese Entscheidung ablaufen soll, stellen folglich eine Herausforderung für jedes Schutzgebiet dar.

Ein Schutzgebiet sollte daher nicht lediglich als Maßnahme zur Erhaltung von Natur bzw. "natürlichen Objekte" verstanden werden, da dabei immer die Frage offen bleibt, um welche und wessen Natur es sich handelt und welche Beziehungen und Abhängigkeiten eine Rolle spielen. Vielmehr sollten die vielfältigen Naturverhältnisse berücksichtigt werden. Dabei gilt es zu analysieren, wie sich die Naturverhältnisse gestalten und transformieren, um ggf. kritisieren und verändern zu können.

Die Fragen, die ich für das Biosphärenreservat Kap Hoorn beantworten möchte, lauten deshalb:

- 1) Wodurch sind die verschiedenen Naturverhältnisse charakterisiert?
- 2) Was folgt aus der Analyse der verschiedenen Naturverhältnisse und ihrer Gestaltung für den Naturschutz, d. h. für die weitere Arbeit im Biosphärenreservat Kap Hoorn?

3 Die Fallstudie im Biosphärenreservat Kap Hoorn

3.1 Das Biosphärenreservat Kap Hoorn

Die Region des Kap Hoorn, das Feuerland im Süden Chiles, wurde nach einer fünfjährigen Vorbereitungszeit von der UNESCO im Juni 2005 als Biosphärenreservat anerkannt.³ Damit stellt sich das achte Biosphärenreservat in Chile dem Anspruch, die biologische und kulturelle Vielfalt eines großen Gebietes zu schützen (ROZZI et al 2006). Im Unterschied zu den bisherigen Biosphärenreservaten in Chile ist die Integration von Naturschutz und Entwicklung im Kap Hoorn-Gebiet eine neue Herausforderung, da hier erstmals menschliche Besiedlungen integriert sind.

3.2 Untersuchungsmethode

Der Schwerpunkt meiner Untersuchung ist die Beziehung zwischen Individuum und Natur. Im Kontext des Projektes BIOKONCHIL⁴ (2003-2006), welches vom BMBF gefördert wird, habe ich 60 qualitative Interviews mit Vertretern der verschiedenen sozialen Gruppen in Puerto Williams in der Kap Hoorn-Region durchgeführt. Ich orientiere mich bei der Durchführung meiner empirischen Arbeit (Datenerhebung, Auswertung und theoretische Diskussion) an der Grounded Theory nach Anselm Strauss (STRAUSS 1998). Charakteristisch für die Grounded Theory ist ihr Prozesscharakter: Datenerhebung, -analyse und Theoriebildung fallen zusammen in einem zeitlich, thematisch und forschungspraktisch integrierten Prozess, bei dem Veränderungen in einem der Bereiche notwendig Konsequenzen für die anderen haben.

_

http://www2.unesco.org/mab/br/brdir/directory/biores.asp?code=CHI+08&mode=all

⁴ http://www.halle.ufz.de/index.php?de=1894

3.3 Naturverhältnisse im Biosphärenreservat Cabo de Hornos

Im Folgenden stelle ich die ersten Ergebnisse meiner Arbeit vor. Ich konzentriere mich dabei auf die erste Frage: Wodurch sind die verschiedenen Naturverhältnisse charakterisiert? In Tab. 1 habe ich die Kategorien und ihre Dimensionen aufgelistet, welche sich aufgrund der Analyse meiner Interviews als relevant erwiesen haben und welche die bisher meist übliche Aufteilung in eine materielle und eine symbolischsprachliche Dimension verfeinert. Die Kategorien sind entstanden aus dem Wechselspiel zwischen Datenauswertung und theoretischer Diskussion.

Tab. 1: Kategorien und Dimensionen von Naturverhältnisse

Kategorie	Dimensionen
Materiell-stoffliche Interaktionen	Landwirtschaft, Fischerei, Forstwirtschaft, Jagd, Kunsthandwerk, Ernährung, Medizin
Nicht materiell-stoffliche Interaktionen	Freizeitaktivitäten (Spazieren gehen, Wandern, etc.)
	(Öko-) Tourismus, Wissenschaftliche Feldarbeit
	Kontemplation, ästhetische Betrachtung
"Wissensraum"	Wissensformen: Ortsspezifisches Wissen, Erfahrungswissen, Wissenschaftliches Wissen, Kulturelles Wissen
	Formen der Wissensvermittlung bzw. Aneignung
	Informationsgehalt
Identifikation und Verbundenheit	Selbstbild, emotionale Bindung
	Heimatgefühl und -bewusstsein
	Kulturelle Identität

Die Kategorie "Materiell-stoffliche Interaktionen" bezeichnet die direkten Aktivitäten der Befragten in ihrer natürlichen Umwelt wie Landwirtschaft, Fischerei, Forstwirtschaft, Jagd, Medizin, Kunsthandwerk und Ernährung. Wichtig ist dabei die Betonung auf direkt: jeder Mensch steht in materiell-stofflicher Beziehung mit Natur, allerdings findet diese beispielsweise beim Kauf von irischer Butter in einem Supermarkt im Süden Chiles nicht in direkter Form und vor allem meistens unbewusst statt.

"Nicht materiell-stoffliche Interaktion" meint die direkten Aktivitäten der Befragten in ihrem natürlichen Umfeld, bei der kein materiell-stofflicher Eingriff geschieht. Dass vielen Aktivitäten, die hier als nicht materiell-stofflich bezeichnet werden, ein materiell-stofflicher Eingriff vorausgeht, wird ebenfalls nicht direkt erfahren: beispielsweise legt der Wanderer die Wege, auf denen er geht, selten selber an.

Als "Wissensraum" bezeichne ich die Kategorie, welche die Dimensionen Wissensformen, Wissenserwerb und Informationsgehalt umschließt. Dabei verstehe ich Wissen im Gegensatz zu Daten oder Informationen: die Funktion des Wissens ist es, aus einer Menge an Informationen auszuwählen, diese zu sortieren und zu integrieren vor allem in Hinblick auf ihre Relevanz. Diese Definition begreift Wissen als Prozess, bei dem Sinngebung und Verbesserung der Handlungsfähigkeit eine zentrale Rolle spielt (MATTHIESEN 2005). Mit der Kategorie "Wissensraum" möchte ich die dichotome Betrachtungsweise wissend – unwissend, lokales Wissen – wissenschaftliches Wissen (vgl. dazu auch BROSIUS forthcoming, AGRAWAL 1995, GÖRG 2003) überwinden und stattdessen den "Wissensraum" der Befragten anhand der verschiedenen Dimensionen charakterisieren. Dabei geht es mir jedoch nicht darum, eine Rangfolge von verschiedenen Wissensformen aufzustellen oder deren unterschiedliche Relevanz zu negieren (vgl. auch

PEDYNOWSKI 2003), sondern die Vielfalt an "Wissensräumen" angemessener darzustellen und dabei mögliche Konfliktfelder für den Naturschutz aufzuzeigen.

Die Kategorie "Identifikation und Verbundenheit" bezeichnet die Aspekte des Verhältnisses zur Natur, welche durch Heimatgefühl, kulturelle Identität und emotionale Bindung geprägt sind (vgl. auch KÖRNER 2004, GREIDER & GARKOVICH 1994).

Im Biosphärenreservat lassen sich so die verschiedenen Naturverhältnisse, die durch bestimmte Kombinationen in der Ausprägung dieser vier Kategorien gegeben sind, darstellen und weiter analysieren. Besonders kritisch und konfliktreich ist beispielsweise die Konfrontation eines Naturverhältnisses, welches vor allem durch materielle Interaktionen, Identifikation und ortspezifisches Erfahrungswissen geprägt ist, mit einem Naturverhältnis, bei dem wissenschaftliches Wissen und nicht materiell-stoffliche Interaktionen im Vordergrund stehen.

4 Fazit und Ausblick

Wenn sich der Fokus von der zu schützenden Natur auf die Gestaltung der gesellschaftlichen Naturverhältnisse verschiebt, dann eröffnen sich mit dieser Betrachtungsweise neue Perspektiven: übliche Dichotomien wie Schützer versus Nutzer und Wissende versus Unwissende können vermieden werden zu Gunsten einer komplexeren und systematischeren Betrachtung. Zudem werden historische Veränderungen und die Bedeutung von strukturellen Bedingungen nicht ausgeblendet. Unter dieser Perspektive gilt es, die für ein Schutzgebiet relevanten Themen wie Zonierung des Gebietes, Partizipation, Umweltbildung und Öffentlichkeitsarbeit einer kritischen Prüfung zu unterziehen und herauszuarbeiten, welche neuen Möglichkeiten sich dadurch erschließen.

5 Literatur

- AGRAWAL, A. (1995): Dismantling the divide between indigenous and scientific knowledge. Development and Change 26(3): 413-439
- BECKER, E. & T. JAHN (2006): Soziale Ökologie. Grundzüge einer Wissenschaft von den gesellschaftlichen Naturverhältnisse. Frankfurt und New York.
- BORRINI-FEYERABEND, G. (Hrsg) (1997): Beyond Fences: Seeking Social Sustainability in Conservation. Gland (IUCN)
- BORRINI-FEYERABEND, G.; PIMBERT, M.; FARVAR, M.T.; KOTHARI, A. & Y. RENARD (2004): Sharing Power. Learning by doing in co-management of natural resources throughout the world. Cenesta, Tehran (IIED and IUCN/ CEESP/ CMWG)
- BROSIUS, J.P. (forthcoming): What counts as local knowledge in global environmental assessments and conventions? In: REID, W., BERKES, F., CAPISTRANO, D. & T. WILBANKS (Hrsg.) Bridging Scales and Epistemologies: Linking local knowledge and global science in multi-scale assessments. Island Press. (Abrufbar unter: http://anthro.dac.uga.edu/PDFs/brosius/Alexandria8.pdf)
- BROSIUS, J.P. (2006): Common ground between anthropology and conservation biology. Conservation Biology 20(3): 683-685

- BROSIUS, J. P. & D. RUSSELL (2003): Conservation from above: an anthropological perspective on transboundary protected areas and ecoregional planning. Journal of Sustainable Forestry 17(1/2): 39-65
- CASTREE, N. & B. BRAUN (Hrsg.) (2001): Social Nature: Theory, Practice, and Politics. Malden und Oxford.
- GÖRG, C. (1998): Gestaltung als Strukturproblem. Zu einer Soziologie gesellschaftlicher Naturverhältnisse. In: BRAND, K.-W. (Hrsg.): Soziologie und Natur. Theoretische Perspektiven. Opladen: 53-74
- GÖRG, C. (2003): Regulation der Naturverhältnisse. Zu einer kritischen Theorie der ökologischen Krise. Münster.
- GÖRG, C. (2005): Die Glokalisierung der Naturverhältnisse Kultur, Politik und Gesellschaft in der Biodiversitätspolitik. Umweltpsychologie 9(2) Schwerpunktthema: Naturbilder und Naturverhältnisse in Zeiten der Globalisierung: 110-125
- GREIDER, T. & L. GARKOVICH (1994): Landscapes: The Social Construction of Nature and the Environment. Rural Sociology 59(1): 1-24
- JAHN, T. & P. WEHLING (1998): Gesellschaftliche Naturverhältnisse Konturen eines theoretischen Konzepts. In: BRAND, K.-W. (Hrsg.): Soziologie und Natur. Theoretische Perspektiven. Opladen: 75-93
- JAX, K. (2002): Die Einheiten der Ökologie: Analyse, Methodenentwicklung und Anwendung in Ökologie und Naturschutz. Frankfurt a. M.
- KÖRNER, S. (2004): Naturbilder und Heimatideale in Naturschutz und Freiraumplanung. In: FISCHER, L. (Hrsg.) Projektionsfläche Natur. Zum Zusammenhang von Naturbildern und gesellschaftlichen Verhältnissen. Hamburg.
- MATTHIESEN, U. (2005): *KnowledgeScapes*. Pleading for a knowledge turn in socio-spatial research. Working Paper. Erkner (Leibniz-Institut for Regional Development and Structural Planing (IRS))
- PEDYNOWSKI, D. (2003): Science(s) which, when and whose? Probing the metanarrative of scientific knowledge in the social construction of nature. Progress in Human Geography 27(6): 735-752
- Rozzi, R.; Massardo, F.; Berghöfer, A.; Anderson, C.; Mansilla, A.; Mansilla, M.; Plana, J.; Berghöfer, U.; Araya, P. & E. Barros (2006): Reserva de Biosfera Cabo de Hornos. Documento de Base para la Incorporacion del Territorio Insular del Cabo de Hornos a la Red Mundial de Reservas de Biosferas. Punta Arenas.
- STOLL-KLEEMANN, S. (2001): Barriers to nature conservation in Germany: A Model explaining opposition to protected areas. Journal of Environmental Psychology 21: 1-17
- STOLL-KLEEMANN, S.; BENDER, S.; BERGHÖFER, A.; BERTZKY, M.; FRITZ-VIETTA, N.; SCHLIEP, R. & B. THIERFELDER (2006): Linking governance and management perspectives with conservation success in protected areas and biosphere reserves. Perspectives on biodiversity governance and management 01. Berlin (Humboldt-Universität)
- STRAUSS, A. (1998): Grundlagen qualitativer Sozialforschung: Datenanalyse und Theoriebildung in der empirischen und soziologischen Forschung. 2. Aufl. München.

Danksagung

Dank sagen möchte ich an dieser Stelle allen Personen in Puerto Williams, die bereit waren, mit mir ein Interview zu führen, meinen Betreuern Ricardo Rozzi, Kurt Jax und Marcus Nüsser sowie meinen Kollegen Heidi Wittmer und Christoph Görg für ihre unermüdliche Unterstützung und Francisca Massardo, Gudrun Pollack, Claudia Cerda und Augustin Berghöfer für die gemeinsamen Arbeiten zur Konzeption, Durchführung und Analyse der Interviews.

Treffpunkt Biologische Vielfalt 7	2007	143 - 147	Hrsg.: Bundesamt für Naturschutz, Bonn
-----------------------------------	------	-----------	--

Vegetationsökologische Analyse und Differenzierung der Walnuss-Wildobst-Wälder in Süd-Kirgistan unter besonderer Berücksichtigung anthropogener Einwirkungen

PETER BORCHARDT

Schlagwörter: Zentralasien; Kirgistan; Transformation; Nutzungswandel; Nachhaltigkeit; Walnuss;

Juglans regia; Wildobst

Einleitung

Die Republik Kirgistan grenzt im Süden und Osten an China und Tadschikistan, im Norden an Kasachstan und im Westen an Usbekistan. Kirgistan ist ein Gebirgsland: 90 % der Gesamtfläche von 198.500 km² liegen über 1.500 m NN und fast 50 % über 3.000 m NN (MAYDELL 1983). Der politische Zusammenbruch der Sowjetunion Ende des 20. Jahrhunderts führte zur Souveränität der zentralasiatischen Sowjetrepubliken.

Exemplarisch werden die sehr heterogenen Einflüsse der politischen Umbruchsituation auf die Landnutzung - und damit auf die Diversität und Komposition der Vegetation - im Verbreitungsgebiet der weltweit einzigartigen Walnuss-Wildobst-Wälder im Süden Kirgistans untersucht.

Arbeitsgebiet

Der Transformationsprozess von einer Sowjetrepublik zu einem autonomen Staat Kirgistan hat zu vielschichtigen sozialen und ökonomischen Einschnitten sowie zu ökologischen Problemen in den Walnuss-Wildobst-Wäldern geführt. Aufgrund zunehmender Bedeutung der Subsistenzwirtschaft für die Landbevölkerung hat sich die Waldnutzung in den letzten 15 Jahren deutlich intensiviert. Nur etwas über 4 % (8.495 km²) der Landesfläche sind mit Wald bedeckt (NATIONAL STATISTICS COMMITTEE OF THE KYR-GYZ REPUBLIC 2001). Damit ist Kirgistan eines der waldärmsten Länder Asiens. Dennoch kann der Stellenwert der Wälder für die Versorgung der lokalen Bevölkerung nicht hoch genug eingeschätzt werden, da die dort lebenden Menschen zunehmend direkt vom Wald abhängig sind (SCHEUBER et al. 2000a).

Die Walnuss-Wildobst-Wälder (Abb. 1) im Süden Kirgistans besitzen eine große genetische Diversität an Walnussmorphen sowie Wildformen zahlreicher Obstgehölze wie Apfel, Pflaume und Weißdorn (GAN 1992, KOLOV 1997, BLASER et al. 1998, SHEVCHENKO et al. 1998, EPPLE 2001). Diese wertvolle genetische Ressource der allenthalben kultivierten Nutzpflanzen hat eine große wissenschaftliche und wirtschaftliche Bedeutung. Die Walnuss wird in einer Vielzahl von Freilandversuchen zur Baumzucht verwendet, um bestehende Walnussformen zu optimieren (GERMAIN et al. 1997, HEMERY & POPOV 1998, HEMERY 1998).

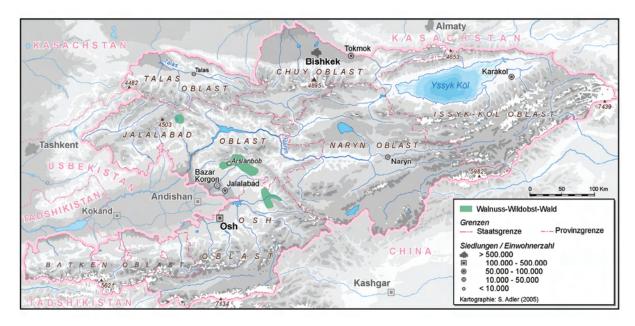


Abb. 1: Lage der Walnuss-Wildobst-Wälder in Kirgistan (SCHMIDT 2005)

Die Walnuss-Wildobst-Wälder Kirgistans sind in ihrer Ausdehnung und Artenzusammensetzung weltweit einzigartig. Sie zeichnen sich sowohl durch einen hohen Grad an Biodiversität als auch durch ihren Wert für die lokale Bevölkerung aus (SCHICKHOFF & SCHMIDT 2004). Eine massive Bedrohung des Ökosystems "Walnuss-Wildobst-Wald" ergibt sich aus dem zunehmenden Nutzungsdruck: Durch Beweidung, unkontrollierten Holzeinschlag (u. a. Brennholznutzung), Heumahd und das intensive Sammeln der Walnüsse ist der Wald heute stark gefährdet. Ein akuter Rückgang der Wälder muss befürchtet werden, da fast die Hälfte aller Bestände überaltert und zudem die natürliche Verjüngung spärlich ist (KOLOV 1998, GOTTSCHLING et al. 2005).

Zielsetzung

Zielsetzung der Untersuchungen ist es, eine grundlegende vegetationsökologische Analyse von genutzten Flächen des Walnuss-Wildobst-Waldes zu erstellen:

- Die pflanzensoziologische Bearbeitung des Waldes soll es ermöglichen, Rückschlüsse auf die Landnutzung und auf ökologische Faktoren zu ziehen.
- Weiter soll anhand multivariater Analysen der floristische Datensatz mit den unterschiedlichsten ökologischen wie anthropogenen Standortfaktoren korreliert und interpretiert werden.

Damit wird der Grad des Einfluss verschiedener Landnutzungsmethoden auf die Vegetation und ihre Diversität vor dem Hintergrund der wirtschaftlichen Veränderungen seit der Unabhängigkeit Kirgistans erfassbar.

Ergebnisse

Im Zentrum der Untersuchungen des anthropogenen Einflusses auf die floristische Komposition der Walnuss-Wildobst-Wälder stand die Klassifikation der vorgefundenen Vegetationstypen, um damit eine Aussage über die Mensch-Umwelt-Beziehung treffen zu können. Zu diesem Zweck wurden Vegetationsauf-

nahmen nach der Methode BRAUN-BLANQUETS (1964) entlang eines Nutzungsgradienten - differenziert in die Nutzungsformen Heumahd, Waldweide und Holzeinschlag - durchgeführt.

Die Vegetation differenziert sich in vier Gruppen und ihre Varianten:

- 1. Ranunculus polyanthemos-Juglans regia-Gesellschaft der Mähwiesen
 - b. Ranunculus polyanthemos-Juglans regia var. Nepeta pannonica-Variante
- 2. Milium effusum-Juglans regia-Gesellschaft der extensiv genutzten Mähwiesen
- 3. Aegopodium tadshikorum-Juglans regia-Gesellschaft der ungestörten Waldbereiche
- 4. Alliaria petiolata-Juglans regia-Gesellschaft der Waldweiden
 - a. Alliaria petiolata-Juglans regia var. Stellaria media-Variante
 - b. Alliaria petiolata-Juglans regia var. Hesperis sibirica-Variante

Diese als ranglose Gruppen klassifizierten Gesellschaften sind in direktem Zusammenhang mit den Nutzungsformen Waldweide und Heumahd zu sehen. Die Ranunculus polyanthemos-Juglans regia-Gesellschaft und ihre Variante sowie die Milium effusum-Juglans regia-Gesellschaft prägen das Bild der Mähwiesen im Untersuchungsgebiet. Letztere charakterisiert die artenärmeren, die erstgenannte die artenreicheren Mähwiesen. Die Alliaria petiolata-Juglans regia-Gesellschaft kommt auf stark beweideten Flächen vor. Die Krautschicht dieser Gesellschaft ist von geringer Deckung und Beweidungszeiger sowie ruderale Arten treten vermehrt auf. Ruderale Arten halten über diesen Vegetationstyp Einzug in zentrale Waldgebiete. Die nicht von Nutzungsformen beeinflusste Aegopodium tadshikorum-Juglans regia-Gesellschaft ist im Umkreis der Siedlungen bzw. im Fokus des Untersuchungsgebietes kaum noch verbreitet. Sie kommt nur noch an schwer erreichbaren, steilen Hängen vor.

Durch die Anwendung multivariater Statistik stellte sich die Nutzung der Flächen, gegenüber edaphischen und reliefbedingten Parametern, als am stärksten auf die Differenzierung der Vegetation wirkender Parameter heraus. Damit konnte gezeigt werden, dass sich entlang des Nutzungsgradienten die Vegetation verändert. Dies gilt auch für die Verjüngung der Gehölze, die mit zunehmender Nutzung auf den in dieser und in der Arbeit von GEND (2005) untersuchten Flächen abnimmt. Die nutzungsbedingten Vegetationsmuster deuten auf tiefgreifende Veränderungen des einzigartigen Ökosystems "Walnuss-Wildobst-Wald" hin, die u. a. auch in einer völlig unzureichenden Naturverjüngung zum Ausdruck kommen.

Schlussfolgerung

Der Fortbestand der weltweit einzigartigen Walnuss-Wildobst-Wälder muss für die Zukunft gesichert werden. Es konnte gezeigt werden, dass mit zunehmender Nutzungsintensität die natürliche Zusammensetzung der Vegetation gravierend überformt wird. Dies ist nicht unmittelbar an einen Diversitätsverlust gekoppelt, aber auf lange Sicht besteht die Gefahr, Arten aus dem natürlichen Inventar zu verlieren, da nur noch wenige Flächen ungenutzt und ungestört als Rückzugsgebiete existieren. Die Walnuss-Wildobst-Wälder werden zu Recht als eines der am stärksten bedrohten Ökosysteme Kirgistans eingestuft (MINISTRY OF ENVIRONMENTAL PROTECTION, KYRGYZ REPUBLIC 1998). Eine massive Bedrohung ergibt sich aus dem zunehmenden Nutzungsdruck: durch Beweidung, unkontrollierten Holzeinschlag (u. a. Brennholznutzung), Heumahd und das intensive Sammeln der Walnüsse. Für den Schutz der Wälder muss ein Konzept erarbeitet werden, nach dem Mensch und Umwelt im Sinne der Nachhaltigkeit im Ein-

klang leben können. Es wird als sinnvoll erachtet, Kernbereiche des Waldes vor jeglichen menschlichen Eingriffen und Störungen zu schützen.

Literatur

- BLASER, J.; CARTER, J. & D. GILMOUR (Hrsg.) (1998): Biodiversity and Sustainable Use of Kyrgyzstan's Walnut-Fruit Forests. Gland (IUCN)
- Braun-Blanquet, J. (1964): Pflanzensoziologie. 3. Aufl. Wien.
- EPPLE, C. (2001): A vegetation study in the walnut and fruit-tree forests of Southern Kyrgyzstan. Phytocoenologia 31: 571-604
- GAN, P.A. (Hrsg.) (1992): Die Walnuss-Wildobst-Wälder des südlichen Kirgistans. Teil I: Physischgeographische Bedingungen. [In russ. Sprache]. Bishkek.
- GEND, L. (2005): Die Naturverjüngung der Walnuss-Wildobst-Wälder Süd-Kirgistans entlang eines Nutzungsgradienten: Staatsexamensarbeit. Bonn.
- GERMAIN, E.; DELORT, F. & V. KANIVETS (1997): Precocious maturing walnut populations originating from Central Asia: Their behaviour in France. In: GOMES PEREIRA, J.A., MARTINS, J.M. & C. PINTO DE ABREU (Eds.): Proceedings of the Third International Walnut Congress. Leuven: 83-89
- GOTTSCHLING, H.; AMATOV, I. & G. LAZKOV (2005): Zur Ökologie und Flora der Walnuß-Wildobst-Wälder in Süd-Kirgistan. Archiv für Naturschutz und Landschaftsforschung 44(1): 85-130
- HEMERY, G.E. & S.I. POPOV (1998): The walnut (*Juglans regia* L.) forests of Kyrgyzstan and their importance as a genetic resource. Commonwealth Forestry Review 77: 272-276
- HEMERY, G.E. (1998): Walnut (*Juglans regia*) seed collecting expedition to Kyrgyzstan in Central Asia. Quarterly Journal of Forestry 92: 153-157
- KOLOV, O.V. (Hrsg.) (1997): Die Walnuss-Wildobst-Wälder im südlichen Kirgistan. Teil II. [In russ. Sprache]. Bishkek.
- KOLOV, O.V. (1998): Ecological characteristics of the walnut-fruit forests of southern Kyrgyzstan. In: BLASER, J., CARTER, J. & D. GILMOUR (eds.): Biodiversity and Sustainable Use of Kyrgyzstan's Walnut-Fruit Forests. Gland (IUCN): 59-61
- LÜDERS, M. (2003): Grenzland. Macht und Glauben in Zentralasien. Berlin.
- MAYDELL, H.J. v. (1983): Forst- und Holzwirtschaft der Sowjetunion. Teil IV: Kasachstan und die mittelasiatischen Sowjetrepubliken Usbekistan, Kirgisien, Tadschikistan, Turkmenistan. Hamburg. (Mitteilungen der Bundesforschungsanstalt für Forst- und Holzwirtschaft 140)
- MINISTRY OF ENVIRONMENTAL PROTECTION, KYRGYZ REPUBLIC (1998): Biodiversity Strategy and Action Plan. Bishkek.
- NATIONAL STATISTICS COMMITTEE OF THE KYRGYZ REPUBLIC (2001): Umwelt in der Kirgisischen Republik Statistisches Sammelwerk. [In russ. Sprache]. Bishkek.
- SCHEUBER, M., MÜLLER, U. & M. KÖHL (2000): Wald und Forstwirtschaft Kirgistans. Schweiz. Z. Forstwes. 151(3): 69-74

- SCHICKHOFF, U. & M. SCHMIDT (2004): Zwischenbericht an die Volkswagenstiftung: "The Impact of the Transformation Process on Human-Environmental Interactions in Southern Kyrgyzstan". Erlangen, Greifswald.
- SCHMIDT, M. (2005): Utilisation and Management Changes in South Kyrgyzstan's Mountain Forests. Journal of Mountain Science 2(2): 91-104
- SHEVCHENKO, V.S. & M.A. AMANKULOV (1998): Ergebnisse und Perspektiven der Selektion der Walnuss im südlichen Kirgistan. [In russ. Sprache] In: TOKTORALIEV, B.A. (Hrsg.): Bioökologie der Walnuss-Wildobst-Wälder und Geodynamik im südlichen Kirgistan. Südl. Abt. der Akademie der Wiss. Kirgistans, Biosphäreninstitut. Jalalabad. 25-33

Treffpunkt Biologische Vielfalt 7	2007	149 - 156	Hrsg.: Bundesamt für Naturschutz, Bonn
-----------------------------------	------	-----------	--

Analyse und Modellierung von natürlichen Potentialen des Waldes und der angrenzenden Landschaft für ausgewählte Vogelarten

FRANZISKA ZILLMANN & REINHARD KLENKE

Schlagwörter: Waldumbau; Waldstruktur; Vögel; Habitat-Analyse; Habitat-Modellierung; Klimaänderung

1 Einleitung

Wälder nehmen in Deutschland ca. 30 % der Landesflächen ein. Forstwirtschaftlich geschaffene Altersklassenwälder, die aufgrund ihrer Strukturarmut auch als ausgesprochen artenarm gelten, machen dabei den größten Anteil aus (WALICZKY et al. 1997). In Deutschland entscheidet sich daher die Frage der Artensicherung, die einen wesentlichen Teil der Biodiversitätskonvention von Rio de Janeiro (1992) darstellt, für waldgebundene Arten im Wirtschaftswald (SCHERZINGER 1997). Diese Bedeutung der Wälder wurde in jüngster Zeit auch auf forstpolitischer Ebene erkannt - mit dem Erlass zur Umsetzung von Grundsätzen und Zielen einer naturnahen Forstwirtschaft orientieren die meisten Bundesländer auf die langfristige Umwandlung der heute auf der Waldfläche vorherrschenden Nadelbaum-Reinbestände in arten- und strukturreiche Mischwälder (JENSSEN & HOFMANN 2004).

Eine derartige Umwandlung muss aber nicht nur positive Folgen haben. Das vom BMBF geförderte Forschungsvorhaben "Bodenbiologische und ökofaunistische Untersuchungen zur Abschätzung des Waldumbaus im nordostdeutschen Tiefland" (FKZ 0339757) widmete sich deshalb der Abschätzung von Folgen für die waldgebundenen Arten verschiedener Taxa, die sich aus der geplanten Überführung des gewachsenen Wirtschaftswaldes in einen naturnahen, möglichst standortgerechten Wald ergeben können (KLENKE et al. 2004). Im Teilvorhaben "Habitatansprüche, Strukturbindung und Raumnutzung von Vögeln und Säugetieren in forstwirtschaftlich genutzten und ungenutzten Buchenwäldern" (http://www.gnl-kratzeburg.de/projects/hastra/index.html) wurde die Abhängigkeit der Vogel- und Säugetierfauna von der vertikalen und horizontalen Struktur und dem Altersaufbau des Waldes aufgezeigt, um mögliche Reaktionen dieser Tiergruppen auf den Waldumbau abzuschätzen (KLENKE et al. 2004). Alle Untersuchungen wurden auf Waldflächen unterschiedlicher Umbaustufe und Alterszusammensetzung durchgeführt. Als Referenz für naturnahe Zustände dienten langjährig unbewirtschaftete Flächen.

In einem Anschlussprojekt (NEWAL-NET) werden diese Erkenntnisse mit Hilfe von Habitatmodellen in die Fläche gebracht und auf einen größeren Aussageraum im nordostdeutschen Tiefland übertragen. Dabei sollen auch mögliche Änderungen des Klimas Berücksichtigung finden.

Im folgenden Beitrag werden ausgewählte Ergebnisse aus dem ornithologischen Teil des abgeschlossenen Projektes sowie die methodischen Ansätze des Folgevorhabens NEWAL-NET vorgestellt.

2 Untersuchungsraum

Alle bisherigen Untersuchungen erfolgten im nordostdeutschen Tiefland. Die einzelnen Untersuchungsflächen befinden sich innerhalb des Müritz-Nationalparks (Teil Serrahn), des angrenzenden Naturpark Feldberger Seen sowie der normal genutzten Landschaft. Eine Auflistung und Charakterisierung der Untersuchungsflächen zeigt Tab. 3.

Tab. 3: Charakterisierung der Untersuchungsflächen

Fläche	Flächengröße [ha]	Erläuterung			
Ki(j)M1	15,6	Reinbestand Gemeine Kiefer 34jährig, bewirtschaftet			
Ki(j)M2	12,9	Reinbestand Gemeine Kiefer 19jährig, bewirtschaftet			
KiBu(m)M1	11,9	Mischbestand Gemeine Kiefer-Rotbuche 51 jährig / 8 jährig, bewirtschaftet			
KiBu(m)M2	6,9	Mischbestand Gemeine Kiefer-Rotbuche 80jährig / 40jährig, bewirtschaftet			
KiBu(a)M1	44,2	Mischbestand Gemeine Kiefer-Rotbuche 180jährig / 50jährig, unbewirtschaftet			
KiBu(a)M2	39,9	Mischbestand Gemeine Kiefer-Rotbuche 140jährig / 80jährig, unbewirtschaftet			
Bu(m)M2	44,7	Reinbestand Rotbuche 160jährig, bewirtschaftet			
Bu(m)M3	45,2	Reinbestand Rotbuche 170jährig, bewirtschaftet			
Bu(a)M1	36,3	Reinbestand Rotbuche 188jährig, unbewirtschaftet			
Bu(a)M2	32,5	Reinbestand Rotbuche 188jährig, unbewirtschaftet			
Bu(a)M3	25,6	Reinbestand Rotbuche 300jährig, unbewirtschaftet			
Bu(a)M4	17,5	Reinbestand Rotbuche 188jährig, unbewirtschaftet			
BuEi(m)M1	44,2	Mischbestand Rotbuche-Traubeneiche 68jährig / 68jährig, bewirtschaftet			

Im Folgeprojekt werden die Modellergebnisse auf einen weitaus größeren Raum projiziert, der von der Strelitzer Kleinseenplatte (Mecklenburg-Vorpommern) im Nordwesten bis zur Grenze des Biosphärenreservates Schorfheide-Chorin (Brandenburg) im Südosten reicht.

3 Material und Methoden

Die ornithologischen Projektteile konzentrierten sich hauptsächlich auf die Erfassungen der Brutvogelfauna und der Habitatnutzung von zwei Spechtarten (Schwarzspecht *Dryocopus martius* und Mittelspecht *Picoides medius*). Daneben fanden spezielle Untersuchungen zur Strukturnutzung durch Vögel statt.

3.1 Brutvogelkartierung

Die Brutvogelfauna wurde mittels der erweiterten Revierkartierung (vgl. BIBBY et al. 1995) erfasst. Insgesamt wurden in den Jahren 2000-2002 13 Waldflächen mit einer Größe von 12-45 ha z. T. mehrfach untersucht und verschiedene Diversitätsindizes, z. B. Shannon-Weaver-Index, Eveness berechnet (vgl. Mühlenberg 1993). Die räumliche Auswertung der Daten erfolgte mit Geografischen Informationssystemen (GIS; Atlas-GIS bzw. ArcView 3.2). Für die Analysen der Zusammenhänge zwischen Avifauna und Waldstruktur konnten der Datenspeicher Wald (DSW) sowie Ergebnisse der Kartierung von zoologisch relevanten Strukturen im Baumbestand (vgl. TSCHIRSCHKE 2002, TSCHIRSCHKE & Klenke 2002) herangezogen werden.

3.2 Beobachtungen zur Strukturnutzung durch Vögel

Auf deutlich kleinerer, räumlicher Ebene wurde im Jahr 2002 auf einer bewirtschafteten (Bu(m)M2) und einer unbewirtschafteten Buchenwaldfläche (Bu(a)M1) die horizontale und vertikale Nutzung der Vegetationsstruktur durch Vögel untersucht. Die Größe der Untersuchungsflächen betrug jeweils 0,37 ha. Bei einer Gesamtbeobachtungszeit von 25 Tagen pro Untersuchungsfläche wurden Parameter wie Art, Verhalten, genutzte Schicht und genutzte Struktur aufgenommen (vgl. ZILLMANN 2004). Für die Analyse der räumlichen Beziehungen sind auf beiden Flächen Feinkartierungen der Vegetationsstruktur durchgeführt worden. Die Auswertung der Daten erfolgte ebenfalls in ArcView 3.2, wobei detaillierte Karten der Flächen erstellt und Anteile der einzelnen Vegetationsstrukturen berechnet wurden.

4 Ergebnisse

4.1 Beobachtungen zur Strukturnutzung durch Vögel

Da die Vegetationsstruktur maßgeblichen Einfluss auf die Besiedlung eines Waldes hat (SCHERZINGER 1997) und um zunächst die strukturelle Charakteristik der Untersuchungsflächen darzustellen, sollen die Ergebnisse der Struktur-Feinkartierung denen der Vogelbeobachtungen vorangestellt werden.

Die quantitative Analyse der einzelnen Strukturelemente macht große Unterschiede beider Flächen hinsichtlich ihrer Ausstattung mit liegendem und stehenden Totholz sowie der Naturverjüngung deutlich. Für die Mengen an liegendem Totholz sind auf der Referenzfläche (Bu(a)M1) 63,39 m³ und auf der forstwirtschaftlich genutzten Fläche Bu(m)M2 6,52 m³ ermittelt worden. Ähnliche Verhältnisse zeigen sich beim stehenden Totholz mit 20,79 m³ (Bu(a)M1) und 1,93 m³ (Bu(m)M2). Die natürliche Verjüngung macht auf Bu(a)M1 einen Flächenanteil von 16,3 % aus, auf Bu(m)M2 dagegen nur 0,91 %. Die Flächenanteile der Kronen sind mit 68,43 % (Bu(a)M1) und 84,81 % (Bu(m)M2) noch verhältnismäßig ähnlich.

Bei den Beobachtungen der Strukturnutzung durch Vögel konnten auf der Referenzfläche Bu(a)M1 insgesamt 187 Individuen aus 16 Arten beobachtet werden. Auf der Fläche Bu(m)M2 wurden dagegen 78 Individuen aus 13 Arten registriert.

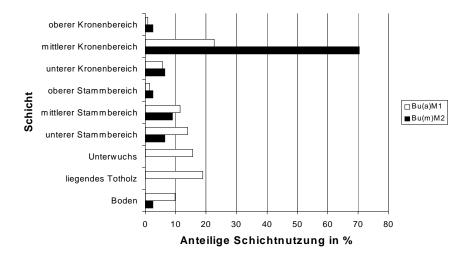


Abb. 2: Nutzung der Vegetationsstruktur auf den Flächen Bu(a)M1 und Bu(m)M2

Auf der naturbelassenen Fläche Bu(a)M1 wird eine breite Nutzung der vertikalen Bestandsstrukturen deutlich. Höchste Nutzungsintensität weisen der mittlere Kronenbereich, das liegende Totholz sowie die Naturverjüngung auf. Auf der bewirtschafteten Fläche Bu(m)M2 ist die Nutzung der Vegetationsschichten vorwiegend auf die oberen Straten beschränkt. Über 70 % der Beobachtungen wurden im mittleren Kronenbereich gemacht. Die Verjüngung und das liegende Totholz erfuhren keine Nutzung.

4.2 Brutvogelkartierung

Einen ersten Eindruck der Brutvogelzusammensetzung vermittelt die Betrachtung der Artenzahlen auf den unterschiedlichen Untersuchungsflächen. Junge Kiefernflächen weisen im Vergleich mit den Flächen älterer Bestockung mit 13 (Ki(j)M2) und 14 (Ki(j)M1) die geringsten Artenzahlen auf. Hohe Artenzahlen zeigen die reinen Buchenwaldflächen Bu(m)M2 (37-41 Arten) und Bu(m)M3 (36 Arten).

Der Diversitätsindex nach Shannon-Weaver (H_S) zeigt für Buchenreinbestände die höchsten Werte (3,05-3,22). Kiefer-Buchen-Mischbestände weisen Indizes zwischen 2,49 und 3,18 auf. In reinen Jungkieferbeständen werden dagegen nur Werte von 2,12-2,32 erreicht. Die Eveness beträgt für reine Kiefernbestände 0,83-0,88, für Kiefer-Buchen-Mischbestände 0,84-0,95 und für reine Buchenbestände 0,87-0,92.

Vier Untersuchungsflächen wurden hinsichtlich ihres Umbaustadiums und der Vogelbesiedlung miteinander verglichen.

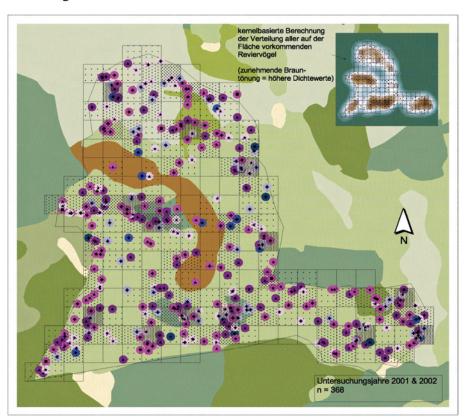


Abb. 3: Brutpaardichte der Nahrungs- und Nestgilden auf der Fläche Bu(m)M2, zusammengefasst für zwei Untersuchungsperioden. Die aus unterschiedlichen Farben und Zeichen kombinierten kreisförmigen Symbole stehen für nach Nestgilde (Zeichen) und Nahrungsgilde (Farbe) kategorisierte Revierzentren, die Schraffurdichte in den 50x50 m großen Gitterzellen ist abhängig von der Anzahl der Brutpaare pro Zelle. Die flächigen Objekte sind Biotope unterschiedlichen Typs (vgl. KLENKE et al. 2003). Im Zusammenhang mit dem vorliegenden Text soll nur die räumliche Verteilung der Punkte interessieren

Abb. 3 stellt beispielhaft die Brutpaardichte auf der forstwirtschaftlich genutzten Fläche Bu(m)M2 dar. Hier wurde primär die Verteilung der Reviere im Raum analysiert, um mögliche Dichteschwerpunkte zu finden. Im Gesamtbild lässt sich eine relativ ungleichmäßige Verteilung der Brutpaare über die Fläche feststellen. Verteilungsanalysen mit der Kernel-Methode (WORTON 1989) zeigen mehrere Teilgebiete mit höheren Brutpaarkonzentrationen. Weiterhin sind Rasterquadrate zu finden, die keine bzw. nur eine geringe Besiedlungsdichte aufweisen.

5 Diskussion

Die Beobachtungen zur Strukturnutzung durch Kleinvögel zeigten deutliche Unterschiede in der vertikalen und horizontalen Nutzung von Strukturen und Ressourcen zwischen forstwirtschaftlich genutzten (Bu(m)M2) und ungenutzten (Bu(a)M1) Buchenwaldflächen.

Unter anderem ist das Angebot dafür verantwortlich, denn liegendes und stehendes Totholz sowie Unterwuchs sind auf der Referenzfläche in deutlich größeren Mengen vorhanden. Die Referenzfläche ist vertikal äußerst vielfältig strukturiert, was aus der Waldentwicklungsphase (beginnende Zerfallsphase) sowie der Naturbelassenheit des Bestandes resultiert. Dies spiegelt sich auch in der Strukturnutzung durch Vögel wieder – auf der Referenzfläche werden alle Straten und Strukturelemente nahezu gleichmäßig genutzt. Die reiche Strukturierung der Untersuchungsfläche schafft ein entsprechend großes Angebot an ökologischen Nischen, die einer großen Zahl von Arten und Individuen vielseitige Nutzungsmöglichkeiten bieten.

Aufgrund der Bewirtschaftung und der damit verbundenen Eliminierung von Büschen sowie der Holzentnahme während der Optimalphase, ist die Fläche Bu(m)M2 wesentlich ärmer an Strukturen. Hier wurde eine verstärkte Nutzung des Kronenbereichs beobachtet. Trotz ihres Vorhandenseins, werden Elemente wie liegendes Totholz und Unterwuchs nicht genutzt, denn durch die im Wirtschaftswald fehlende Strauchschicht fehlt es zumeist an ausreichender Deckung, besonders in den unteren Straten.

Diese Effekte müssen sich auch auf der nächst höheren Skale niederschlagen. So weist die Gesamtartenzahl auf den Untersuchungsflächen große, zumeist durch Bestockung und Bestandsalter bedingte Unterschiede auf. Es gibt einen Trend in der Artenzahl, die mit dem Alter des Waldbestandes sowie zunehmender Mischung und Schichtung steigt. Die Artenzahl kann aber nur Anhaltspunkte liefern, da sie neben den genannten Faktoren auch von der Größe der kartierten Fläche (LUDER 1981, ELLENBERG et al. 1985) abhängig ist. Ähnliches gilt für Diversität und Eveness. Hier sind die Diversitätsindizes für die reinen Buchenbestände am höchsten. Die besonders hohen Werte der bewirtschafteten Flächen Bu(m)M2 und Bu(m)M3 im Vergleich mit der Referenzfläche Bu(a)M1 resultieren aus der unmittelbaren Nachbarschaft zu andersartigen Biotopen, wie z. B. Mooren, Offenland und Seen (KLENKE et al. 2003). Dafür sprechen auch die höheren Werte der Eveness auf der Referenzfläche. Im Vergleich zu den bewirtschafteten Buchenbeständen zeigen sie, dass die Unterschiede zwischen den Häufigkeiten der gefundenen Arten in den unbewirtschafteten Beständen geringer sind. Ein Resultat, dass auch auf eine bessere Ressourcenausstattung der vorhandenen Nischen in den naturnahen Beständen hindeutet (KLENKE et al. 2003).

Die Zusammenhänge zwischen Raum, Strukturangebot und Verteilung der Brutpaare über die Fläche, wurde in Abb. 3 beispielhaft für eine forstwirtschaftlich genutzte Fläche dargestellt. Generell ist die Verteilung der Brutpaare über die Fläche relativ inhomogen – es sind sowohl mehrere Dichtezentren als auch

Bereiche geringer Besiedlung vorhanden obwohl der Baumbestand horizontal und vertikal sehr homogen strukturiert ist. Offensichtlich können schon kleinflächige, geringfügig anders strukturierte Bereiche zu einer Erhöhung der Besiedlungsdichte führen. Die naturbelassene Fläche weist im Vergleich eine deutlich gleichmäßigere Verteilung an dichtbesiedelten Rasterquadraten auf, die aus dem hohen Strukturangebot auf der Gesamtfläche resultiert.

Unsere Ergebnisse zeigen, dass sich die Erhöhung des Laubholzanteils während der Umbauphase von Wäldern positiv auf die Vielfalt der Brutvogelgemeinschaften auswirkt. Eine naturnahe Bewirtschaftung und das daraus resultierende, vielfältigere Angebot an Habitatstrukturen sowie ein höheres Bestandsalter bieten darüber hinaus aber nicht nur mehr und vielfältigere Strukturen an, sie ermöglichen auch eine ausgewogenere Nutzung derselben.

6 Ausblick

Auf dieser Ergebnis- und Datengrundlage startet das Teilprojekt "Analyse und Modellierung von natürlichen Potentialen des Waldes und der angrenzenden Landschaft für ausgewählte Vogelarten und Säugetierarten" im ebenfalls durch das BMBF geförderten Vorhaben "Nachhaltige Entwicklung von Waldlandschaften im Nordostdeutschen Tiefland – NEWAL-NET" (FKZ 0330562 D, s. a. http://www.zalf.de/home_zalf/projekte/projekte/). Dabei sollen die im Untersuchungsgebiet bestehenden Laubwälder die Grundlage für die Beschreibung eines standortplastischen Waldentwicklungstyps mit großer Baumartenvielfalt und hohem Selbstorganisationspotential bilden, auf dessen Basis forstwirtschaftlich geprägte Landschaften und Wälder so bewirtschaftet und genutzt werden können, dass natürliche, soziale und wirtschaftliche Ressourcen langfristig bereitgestellt und gewährleistet werden. Mittels einer integrierten Modellierung werden verschiedene Szenarien der Waldentwicklung auf wissenschaftlichen Grundlagen entwickelt und verglichen, die von variablen Standort-, Markt- und Umweltbedingungen ausgehen. Besonders berücksichtigt werden auch die im aktuellen IPCC-Report (http://www.ipcc.ch) prognostizierten Klimaveränderungen (Zunahme von Witterungsextremen).

Wesentliches Ziel des Teilvorhabens ist die Fortführung und Intensivierung der Landschafts- und Waldstrukturanalyse, auf deren Basis Habitatmodelle für eine Spechtart (Schwarz- bzw. Mittelspecht) sowie eine Fledermausart (Mopsfledermaus, *Barbastella barbastellus*) erstellt werden sollen. Darüber hinaus wird versucht Ansätze für die Ableitung der Diversität von Brutvogelgemeinschaften zu entwickeln, die auf Informationen über die Waldstruktur und Phytodiversität beruhen werden.

Bei der Habitatanalyse werden die Informationen zur Landschaftskomposition und -konfiguration aus verschiedenen Datenquellen (u. a. Datenspeicher Wald, eigene Kartierungen, Luftbilder) mit den örtlich genau referenzierten Daten über das Vorkommen von revieranzeigenden Brutpaaren der erfassten Arten in Verbindung gebracht. Hierbei sollen klassische Verfahren der multivariaten Statistik und Geostatistik ebenso zum Einsatz kommen, wie verschiedene Ansätze zur Modellierung von so genannten Habitat Suitability Indices (u. a. U.S. FISH AND WILDLIFE SERVICE 1980, KLEYER et al. 1999/2000, BASSI 2003). Die Modellbildung erfolgt sowohl auf Basis quantitativer und qualitativer Daten als auch auf von Expertenwissen abgeleiteten Regeln oder Schwellenwerten. Besondere Bedeutung werden dabei die topischen Beziehungen der für die verschiedenen Arten unterschiedlich bedeutsamen Habitatstrukturen haben. Auch hierbei wird die Beziehung zwischen Bestandsstruktur und Diversität besondere Berücksichtigung finden.

Ein umfassender und über den gesamten Untersuchungsraum weitestgehend homogener Datenbestand, angefangen von abiotischen Faktoren, zahlreichen Kennzahlen des Waldbestandes bis hin zur Phyto- und Zoodiversität soll es möglich machen, Entwicklungsmöglichkeiten des klimaplastischen Buchenmischwaldes unter den verschiedenen wirtschaftlichen und klimatischen Szenarien aufzuzeigen. Die Aussagegüte der Modelle wird durch punktuelle Datenerhebungen im Feld überprüft.

7 Literaturverzeichnis

- BASSI, M. (2003): Habitatmodelle in der Wildökologie: Diplomarbeit (unveröffentlicht). Wien (Universität für Bodenkultur Wien, Institut für Wildbiologie und Jagdwirtschaft)
- BIBBY, C.J. (1995): Methoden der Feldornithologie. Bestandserfassung in der Praxis. Radebeul (Neumann)
- ELLENBERG, H.; EINEM, M.V.; HUDECZEK, H.; LADE, H.J.; SCHUMACHER, H.U.; SCHWEINHUBER, M. & H. WITTEKIND (1985): Über Vögel in Wäldern und die Vogelwelt des Sachsenwaldes. Beiträge zur Avifauna Hamburg 20: 1-50
- JENNSEN, M. & G. HOFMANN (2004): Konkurrenz und Diversitätspotentiale in Ökosystemen der Baumarten Kiefer und Buche im ostdeutschen Tiefland. Beiträge für Forstwirtschaft und Landschaftsökologie 2/2004:50-54
- KLENKE, R.; BIEDERMANN, M.; KELLER, M.; LÄMMEL, D.; NEUBERT, F.; SCHORCHT, W.; TSCHIRSCHKE, A. & F. ZILLMANN (2003): Habitatansprüche, Strukturbindung und Raumnutzung von Vögeln und Säugetieren in forstwirtschaftlich genutzten und ungenutzten Buchenwäldern. Abschlussbericht an das Bundesministerium für Bildung und Forschung (unveröffentlicht)
- KLENKE, R.; BIEDERMANN, M.; KELLER, M.; LÄMMEL, D.; SCHORCHT, W.; TSCHIRSCHKE, A.; ZILL-MANN, F. & F. NEUBERT (2004): Habitatansprüche, Strukturbindung und Raumnutzung von Vögeln und Säugetieren in forstwirtschaftlich genutzten und ungenutzten Kiefern- und Buchenwäldern. Beiträge für Forstwirtschaft und Landschaftsökologie 38: 102-110
- KLEYER, M.; KRATZ, R.; LUTZE, G. & B. SCHRÖDER (1999/2000): Habitatmodelle für Tierarten: Entwicklung, Methoden und Perspektiven für die Anwendung. Z. für Ökologie und Naturschutz 8: 177-194
- LUDER, R. (1981): Qualitative und quantitative Untersuchungen der Avifauna als Grundlage für die ökologische Landschaftsplanung im Berggebiet Methodik und Anwendung am Beispiel der Gemeinde Lenk (Berner Oberland). Der ornithologische Beobachter 78(3): 137-192
- MÜHLENBERG, M. (1993): Freilandökologie. 3. Aufl.. Heidelberg (Quelle & Meyer)
- SCHERZINGER, W. (1997): Naturwald und Kulturwald aus der Vogelperspektive. Berichte zum Vogelschutz 35: 49-60
- TSCHIRSCHKE, A. (2002): Vergleich der Verteilungen von zoologisch relevanten Strukturmerkmalen zwischen einem naturnahen und einem bewirtschafteten Buchenwald in der Strelitzer Kleinseenlandschaft: Diplomarbeit (unveröffentlicht). Neubrandenburg (FH Neubrandenburg, Fachbereich Agrarwissenschaft u. Landschaftsarchitektur/Umweltplanung)
- TSCHIRSCHKE, A. & R. KLENKE (2002): Verteilung zoologisch relevanter Strukturen in Buchenwäldern unterschiedlicher Umbaustufe und Bewirtschaftung. In: PESCHEL, T.; MRZLJAK, J. & G. WIEGLEB

- (Hrsg.): Landschaft im Wandel Ökologie im Wandel. Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie 32: 216
- U.S. FISH AND WILDLIFE SERVICE (Hrsg.) (1980): Habitat Evaluation Procedures. Washington D.C. (Fish and Wildlife Service) (Ecologic Service Manual, Bd. 102)
- WALICZKY, Z.; REBANE, M.; TURNER, R.; TUCKER, G. & M. EVANS (1997): Die Bedeutung von Wäldern für den Vogelschutz in Europa. Berichte zum Vogelschutz 35: 13-26
- WORTON, B.J. (1989): Kernel methods for estimating the utilisation distribution in home-range studies. Ecology 70(1): 164-168
- ZILLMANN, F. (2004): Untersuchungen zur Struktur- und Habitatnutzung durch Vögel in Buchenwäldern: Diplomarbeit (unveröffentlicht). Berlin (Humboldt-Universität Berlin, Mathematisch-Naturwissenschaftliche Fakultät I, Institut für Biologie)

Treffpunkt Biologische Vielfalt 7	2007	157 - 164	Hrsg.: Bundesamt für Naturschutz, Bonn
-----------------------------------	------	-----------	--

Der Landschaftszerschneidungsgrad als Indikator für Biodiversität?

HEIDE ESSWEIN

Schlagwörter: Landschaftszerschneidung; Artenvielfalt; Indikatoren

1 Einleitung

Wesentlicher Grundsatz der Biodiversitätskonvention ist der Erhalt der Biologischen Vielfalt, im Sinne des Erhalts der Vielfalt an Ökosystemen, der Artenvielfalt und der Vielfalt an genetischen Informationen. Das Thema Landschaftszerschneidung bezieht sich hauptsächlich auf die beiden erstgenannten Bereiche, die Lebensräume und Ökosysteme sowie die Arten, aber auch der genetische Austausch zwischen Populationen ist davon betroffen. Da diese Themenbereiche sehr vielfältig sind und Erhebungen von Artendaten sehr zeitaufwändig und oft nicht flächendeckend verfügbar, versucht man mit Hilfe von Indikatoren, etwas über den Zustand bzw. die Gefährdung der Landschaft und ihrer Arten auszusagen. Indikatoren haben dabei die Aufgabe, komplexe Themen auf einen Wert zu reduzieren, wobei sie trotzdem nachvollziehbar und aussagekräftig sein sollen. Es werden daher gewisse Anforderungen an Indikatoren gestellt (NLÖ 2002). Diese Anforderungen werden unterschieden in wissenschaftliche Anforderungen (d. h., die Daten müssen schnell reproduzierbar sein und die angewendete Methodik muss transparent sein), funktionale Anforderungen (der Indikator muss verständlich und auch in einem internationalen Kontext anwendbar sein) und pragmatische Anforderungen (die notwendigen Datengrundlagen müssen vorhanden sein und der Bezug zu politischen Zielaussagen muss gegeben sein). Eine Überprüfung der Messgröße "effektive Maschenweite", hinsichtlich ihrer Eignung als Indikator für den Themenbereich Landschaftszerschneidung, ergab durchgehend eine sehr gute Eignung aller geforderten Kriterien (ESSWEIN et al. 2003, JAEGER et al. 2006a).

Vor allem Tierarten mit großen Raumansprüchen, wie z. B. Luchs oder Wildkatze, aber auch langsame Tierarten, wie z. B. Amphibien werden durch die Zerteilung und Zerstückelung ihrer Habitate auf immer kleinere Restflächen zurückgedrängt. Durch ständig zunehmenden Verkehr endet für immer mehr Tiere der Versuch, eine Straße zu überqueren, tödlich. Die hier vorgestellte Methodik will aufzeigen, dass man über die Ermittlung des Landschaftszerschneidungsgrades Rückschlüsse auf Gefährdungszonen für zerschneidungsempfindliche Tierarten ziehen kann.

2 Definitionen

2.1 Landschaftszerschneidung

Landschaftszerschneidung bedeutet ein Zerreißen von räumlichen Zusammenhängen, mit der Folge von Habitattrennung, Eingriffen in das Lokalklima, Auswirkungen auf den Wasserhaushalt und Veränderungen des Landschaftsbildes (JAEGER et al. 2001). Nach FORMAN (1995) werden fünf Phasen der Land-

schaftsfragmentierung unterschieden (Perforation, Durchschneidung, Zerstückelung, Verkleinerung und Auslöschung), die sowohl zeitlich getrennt voneinander als auch gleichzeitig auftreten können (s. Abb. 1).

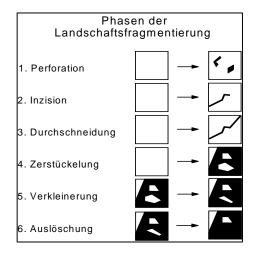


Abb. 1: Phasen der Landschaftsfragmentierung (aus JAEGER 2000; um die Phase Inzision erweitert nach FORMAN 1995: 407). Schwarz dargestellt sind Flächen, die für bestimmte Arten als Lebensraum ungeeignet sind und ein Hindernis für ihre Ausbreitung oder eine Lärm- und Unruhequelle darstellen

2.2 Die Effektive Maschenweite

Die Definition der effektiven Maschenweite $m_{\rm eff}$ stützt sich auf den Kohärenzgrad C, der die Wahrscheinlichkeit dafür angibt, dass zwei beliebige Punkte, die in einem Gebiet liegen, nach der Zerteilung des Gebietes noch in derselben Fläche liegen. Dieser Ansatz führt zu folgender Berechnungsformel (JAEGER 2000):

Definition der Effektiven Maschenweite m_{eff} :

$$m_{\text{eff}} = F_{\text{g}} \cdot \sum_{i=1}^{n} \left(\frac{F_{i}}{F_{\text{g}}}\right)^{2}$$

- Die Multiplikation mit der Größe des Gebietes rechnet die Wahrscheinlichkeit in eine Fläche um. Diese Fläche gibt die Größe der "Maschen" eines regelmäßigen Netzes mit dem gleichen Zerschneidungsgrad an und lässt sich mit anderen Gebieten vergleichen.
- 1. Dieser Teil der Formel gibt die Wahrscheinlichkeit an, dass die beiden Punkte in derselben Fläche liegen (= Kohärenzgrad *C*).

Dabei bezeichnen n die Anzahl der verbleibenden Flächen, F_i den Flächeninhalt von Fläche i und F_g die Gesamtfläche der untersuchten Region, welche in n Flächen zerteilt wurde.

3 Methodik

3.1 Erstellung der Zerschneidungsgeometrie

Um den Grad der Landschaftszerschneidung zu messen, werden ein Geographisches Informationssystem (GIS) und entsprechende digitale Daten vom jeweiligen Untersuchungsgebiet benötigt. Zunächst muss man sich überlegen, welche trennenden Elemente man verwenden möchte. In Frage kommen hier Straßen, Schienen, Siedlungen, aber auch Hochspannungsleitungen, Flughäfen und sonstige anthropogene Elemente, die wir nicht als natürlich bezeichnen würden (wie Abbaustellen oder Müllhalden). Bei der Auswahl dieser Elemente entscheiden oft pragmatische Gründe, da auf vorhandene Daten zurückgriffen werden muss, zumindest wenn man ein größeres Gebiet bearbeitet. Die gewählten "Trennelemente" werden dann im GIS zu einer Zerschneidungsgeometrie¹ verarbeitet. Diese Geometrie besteht aus Polygonen, welche die noch unzerschnittenen Flächen darstellen. Auf Grundlage dieser Geometrie kann man nun den Zerschneidungsgrad für das gesamte Gebiet ausrechnen, indem man die Flächengrößen in o. a. Formel einsetzt.

3.2 Ermittlung des Zerschneidungsgrades für Teilräume

Um den Zerschneidungsgrad von ausgewählten Teilräumen, wie zum Beispiel Naturräumen oder anderen Regionen zu ermitteln, wurde mittlerweile eine Erweiterung für das GIS-Programm ArcView entwickelt. Mit Hilfe dieses 'tools' kann man auf sehr einfache Weise den Zerschneidungsgrad von unterschiedlichen Teilräumen berechnen. Nähere Informationen zur Einsatzweise sowie die Erweiterung sind im Internet verfügbar (http://www.ilpoe.uni-stuttgart.de/team/svr/svr.html).

4 Ergebnisse für Baden-Württemberg

4.1 Landesweite Ergebnisse

Für Baden-Württemberg wurde zunächst eine aktuelle Analyse des Landschaftszerschneidungsgrads mit Hilfe von ATKIS DLM 25²-Daten durchgeführt (ESSWEIN et al. 2002). Als zerschneidende Elemente wurden hierbei Straßen, Bahnlinien, Flüsse > 6 m, Siedlungen und Seen verwendet. Darauf aufbauend wurde die historische Entwicklung mit Hilfe von Topographischen Übersichtskarten nachdigitalisiert und für vier Zeitstände ebenfalls die effektive Maschenweite berechnet. Abb. 2 zeigt die Entwicklung des Landschaftszerschneidungsgrads in BW seit 1930 auf zwei Ebenen, einmal mit und einmal ohne Einbezug der Gemeindestraßen. Es ist ein Rückgang der effektiven Maschenweite von bis zu 43 % zu verzeichnen, und der Trend zeigt weiterhin nach unten. Diese Zeitreihe wird in regelmäßigen Abständen aktualisiert und wurde in dieser Form zuletzt im Bericht "Umweltdaten 2006 Baden-Württemberg" der Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz (LUBW 2006) veröffentlicht (siehe auch JAEGER et al. 2006b). Zwischenzeitlich wurde eine weitere Zerschneidungsgeometrie erstellt, die sich in ihren Trennelementen an die von der Länderinitiative Kernindikatoren (LIKI) vereinbarte Definition anlehnt (SCHUPP 2005).

² Amtlich Topographisch Kartografisches Informationssystem Digitales Landschaftsmodell im Maßstab 1:25.000

Genaue Vorgehensweise hierzu in ESSWEIN et al. (2002)

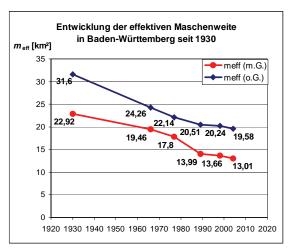


Abb. 2: Zeitreihe der Entwicklung der effektiven Maschenweite in Baden-Württemberg seit 1930 (m.G. = mit Gemeindestraßen, o.G. = ohne Gemeindestraßen).

Wert von 32,04 km². Die effektive Maschenweite liegt damit deutlich höher als bei den zuvor verwendeten Zerschneidungsgeometrien (s. Abb.2). Dadurch wird deutlich, dass es einen großen Unterschied macht, ob man Straßen auf Grund ihrer Kategorie, bzw. per se mit einbezieht, oder ob man nur stark frequentierte Straßen als Grundlage verwendet. Es verbleiben 20 Räume³ mit einer Größe über 100 km² (s. Abb. 3), die direkt aus der Zerschneidungsgeometrie selektieren werden können. Für diese großen noch unzerschnittenen Gebiete werden momentan für eine Internetpräsentation der Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg "Steckbriefe⁴" erstellt, die dazu dienen sollen, einer breiteren Öffentlichkeit die Thematik näher zu bringen. Innerhalb der Steckbriefe werden die Räume hinsichtlich ihrer Landnutzung, der darin vorkommenden Schutzgebiete, und weiterer geographischer, bzw. ökologischer Besonderheiten beschrieben.

Im Rahmen dieser Initiative wurde der Indikator Landschaftszerschneidung neu entwickelt bzw. neu definiert und im Jahr 2004 von der Umweltministerkonferenz als einer von 24 Kernindikatoren zur Verwendung in Bund und Ländern empfohlen. Die Ländervertreter der LIKI einigten sich gemeinsam mit dem Bundesamt für Naturschutz, dass der Indikator in Zukunft mit Hilfe der zwei Teilindikatoren "Unzerschnittene Verkehrsarme Räume über 100 km² Größe", und der "effektiven Maschenweite" repräsentiert wird. Als Trennelemente sollen Straßen mit einer Belastung von mehr als 1.000 KfZ/Tag, Schienen, Siedlungen und Flughäfen betrachtet werden.

Die landesweite Berechnung (auf Grundlage von AT-KIS DLM 25) ergab für Baden-Württemberg einen

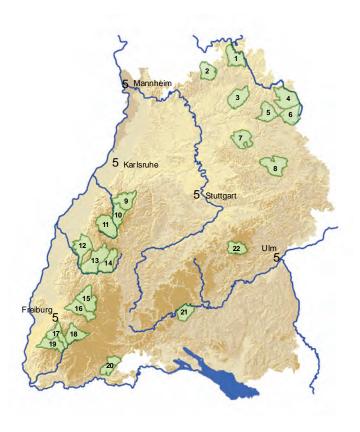


Abb. 3: Unzerschnittene Verkehrsarme Räume über 100 km² Größe in Baden-Württemberg nach der von der LIKI festgelegten Zerschneidungsgeometrie

160

Zusätzlich zu den 20 Räumen über 100 km² werden zwei Räume (Nr. 21 und 22) dargestellt und beschrieben, die nur geringfügig kleiner sind als 100 km².

⁴ http://www.lubw.baden-wuerttemberg.de/servlet/is/3504/ (verfügbar voraussichtlich ab Anfang 2007)

4.2 Ergebnisse für bestimmte Teilräume

Neben den landesweiten Analysen wurden auch Teilraumauswertungen durchgeführt. Der Einsatz eines ArcView-Werkzeugs erlaubt es, für beliebige Teilräume nach unterschiedlichen Selektionsmethoden die effektive Maschenweite zu berechnen. So können Regionen, Naturräume oder auch Räume mit einer besonders hohen Biotopdichte gesondert ausgewertet werden. Überlagerungen von Artvorkommen mit dem Zerschneidungsgrad können Problembereiche deutlich machen. Ein Beispiel für belastungsempfindliche Räume stellen die PLENUM-Projektgebiete Baden-Württembergs dar (s. Abb. 4). PLENUM steht dabei für "Projekt des Landes zur Erhaltung und Entwicklung von Natur und Umwelt". Basierend auf dem

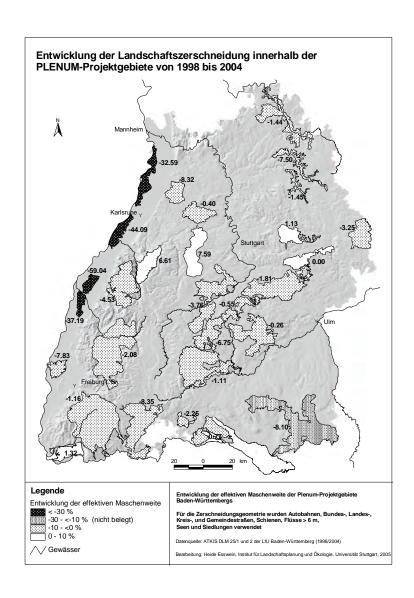


Abb. 4: Entwicklung der effektiven Maschenweite innerhalb der PLE-NUM-Projektgebiete. Quelle: NBBW (2005: 118). Straßen wurden hier nach ihrer Klassifizierung berücksichtigt.

Grundsatz der Welt-Umwelt-konferenz 1992 in Rio de Janeiro "Global denken – lokal handeln" strebt PLENUM eine nachhaltige Entwicklung und Stärkung ausgewählter Regionen an. Die Projektinitiative setzt sich für die Erhaltung und Entwicklung der biologischen Vielfalt in großflächigen, repräsentativen Kulturlandschaften ein.

Nebenstehende Karte zeigt die Entwicklung des Zerschneidungsgrads der einzelnen PLENUM-Projektgebiete. Die dunkelste Schraffur weist auf den stärksten Rückgang der effektiven Maschenweite hin. Gerade bei diesen Gebieten handelt es sich teilweise um wertvolle Auenbereiche und entlang des Rheins um einen bedeutenden Lebensraumkorridor. Für die Sicherung und Erhaltung dieses Lebensraumes sind hier grenzüberschreitende Programme erforderlich (NBBW 2005).

4.3 Bundesweite und europaweite Projekte

4.3.1 Bundesweiter Umweltindikator Landschaftszerschneidung

Wie bereits unter 4.1 erwähnt, wurde im Jahr 2004 der Indikator Landschaftszerschneidung als einer von 24 Kernindikatoren im Auftrag der Umweltministerkonferenz neu entwickelt (SCHUPP 2005). Die Berechnungen hierfür wurden im Jahr 2005 durchgeführt und es liegen bereits erste Ergebnisse vor (ESSWEIN et al. 2006a, 2006b). Die endgültigen Ergebnisse werden demnächst vom Bundesamt für Naturschutz veröffentlicht. Erstmals liegen somit bundesweit vergleichbare Ergebnisse zur Zerschneidungssituation vor. Diese Entwicklung ist sehr erfreulich, da es bislang zwar in einigen Bundesländern Projekte zum Thema gab, auf Grund unterschiedlicher Prioritäten und Herangehensweisen jedoch ein direkter Vergleich der Ergebnisse kaum möglich war.

4.3.2 Europaweite Auswertungen Landschaftszerschneidung

Die Europäische Umweltagentur hat ebenfalls Berechnungen zum Landschaftszerschneidungsgrad durchgeführt. Hier wurden lediglich die Hauptverkehrswege und die urbanen Regionen berücksichtigt. Am wenigsten zerschnitten sind danach die nordischen Länder wie Finnland, Schweden und Litauen. Belgien, die Niederlande und Deutschland sind am stärksten fragmentiert (JAEGER et al. in Vorb.). Bei derartig groben Vergleichen darf man jedoch nicht die natürlichen Voraussetzungen der Länder, wie z. B. Lage in der Alpenregion, unberücksichtigt lassen. Um die Werte aussagekräftiger zu machen, müssten daher detailliertere Auswertungen vorgenommen werden, was in einigen Ländern auch geschieht, z. B. in der Schweiz (JAEGER et al. 2006a), in Frankreich, Kroatien und Tschechien (laufende Projekte).

5 Zusammenfassung/Diskussion

Die vorgestellten Arbeiten dokumentieren, dass die für Baden-Württemberg entwickelte Methodik inzwischen deutschlandweit als Indikator anerkannt ist und auf europäischer Ebene ebenfalls wahrgenommen wird. Erste Grenz- bzw. Zielwerte werden vom Umweltbundesamt (UBA 2003, PENN-BRESSEL 2005) vorgeschlagen. Inwieweit der Landschaftszerschneidungsgrad jedoch als Indikator für Biodiversität eingesetzt werden kann, ist kritisch zu hinterfragen. Folgende Aspekte sind dabei zu beachten:

- Die Artenvielfalt kann mit diesem Indikator nicht direkt abgebildet werden, da ein stark fragmentierter Lebensraum nicht zwangsläufig weniger Arten beinhaltet als ein weniger stark fragmentierter.
- Für Tierarten mit großen Raumansprüchen kann über die effektive Maschenweite die Gefährdung durch Landschaftszerschneidung abgeschätzt werden, da diese Tiere in stark zerschnittenen Gebieten keine Überlebenschance mehr haben bzw. auch keine Möglichkeit haben, sich wieder anzusiedeln (JAEGER 2002, ROEDENBECK & KÖHLER 2006).
- Der Zerschneidungsgrad eignet sich gut, um die Landschaftsstruktur zu beschreiben, es wird möglich, Bereiche hoher Zerschneidung von Bereichen mit geringer Zerschneidung abzugrenzen.
- Über das Maß können Aussagen zum Erholungswert einer Landschaft abgeleitet werden.
- Große noch verbleibende Freiräume stellen eine wichtige, weil knappe Ressource für Mensch und Natur dar.

6 Literatur

- ESSWEIN, H. & SCHWARZ-V.RAUMER, H.-G. (2006a): Effektive Maschenweite und Unzerschnittene Verkehrsarme Räume über 100 km² als Umweltindikatoren für die BRD: GIS-Einsatz und vergleichende Analyse. In: STROBL/BLASCHKE/GRIESEBNER: Angewandte Geographische Informationsverarbeitung XVIII: Beiträge zum AGIT-Symposium. Salzburg.
- ESSWEIN, H. & SCHWARZ-V.RAUMER, H.-G. (2006b): Landschaftszerschneidung -Bundesweiter Umwelt-indikator und Weiterentwicklung der Methodik. In: KLEINSCHMIT, B. (Hrsg.) 2006: Landschaftsstrukturmaße in der Umweltplanung. Berlin (TU Berlin) (Schriftenreihe Landschaftsentwicklung und Umweltforschung 259)(im Druck)
- ESSWEIN, H.; JAEGER, J. & H.-G. SCHWARZ-V.RAUMER (2003): Der Grad der Landschaftszerschneidung als Indikator im Naturschutz: Unzerschnittene verkehrsarme Räume (UZR) oder effektive Maschenweite (meff)? NNA-Berichte 16(2): 55-70
- ESSWEIN, H.; JAEGER, J.; SCHWARZ-V.RAUMER, H.-G. & M. MÜLLER (2002): Landschaftszerschneidung in Baden-Württemberg. Zerschneidungsanalyse zur aktuellen Situation und zur Entwicklung der letzten 70 Jahre mit der effektiven Maschenweite. Stuttgart. (Arbeitsbericht Nr. 214 der Akademie für Technikfolgenabschätzung)
- FORMAN, R.T. (1995): Land mosaics. The ecology of landscapes and regions. Cambridge (University Press)
- JAEGER, J.A.; KOLÁR, J.; SOUKUP, T.; KLEESCHULTE, S. & C. STEENMANS (in Vorb.): Measuring the state of landscape fragmentation for environmental reporting in Europe.
- JAEGER, J.; BERTILLER, R. & C. SCHWICK (2006a): Umweltindikator Landschaftszerschneidung in der Schweiz: Zeitreihen zum Monitoring der Nachhaltigen Entwicklung (MONET). Naturschutz und Landschaftsplanung 38(10).
- JAEGER, J.; ESSWEIN, H.; SCHWARZ-V.RAUMER, H.-G. (2006b): Landschaftszerschneidung in Baden-Württemberg: Fortschreibung zeigt weitere starke Zunahme der Zerschneidung an. In: Zerschnitten, zerstückelt oder vernetzt? Landschaftszerschneidung contra Lebensraumverbund. Bad Boller Skripte 3/2006, ISSN 1860-0859, S. 17-48.
- JAEGER, J.; ESSWEIN, H.; SCHWARZ-V.RAUMER, H.-G. & M. MÜLLER (2001): Landschaftszerschneidung in Baden-Württemberg Ergebnisse einer landesweiten räumlich differenzierten quantitativen Zustandsanalyse. Naturschutz und Landschaftsplanung 33(10): 305-317
- JAEGER, J.A. (2000): Landscape division, splitting index, and effective mesh size: new measures of land-scape fragmentation. Landscape Ecology 15(2): 115-130
- JAEGER, J. (2002): Landschaftszerschneidung. Eine transdisziplinäre Studie gemäß dem Konzept der Umweltgefährdung. Stuttgart (Ulmer)
- Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg, Umweltministerium Baden-Württemberg (Hrsg.) (2006): Umweltdaten 2006 Baden-Württemberg. Karlsruhe
- NACHHALTIGKEITSBEIRAT DER LANDESREGIERUNG BADEN-WÜRTTEMBERG (NBBW) (2005): Statusbericht 2005 zum Umweltplan Baden-Württemberg. Stuttgart.

- NIEDERSÄCHSISCHES LANDESAMT FÜR ÖKOLOGIE (2002): Entwicklung von Umweltindikatoren für Niedersachsen Statusbericht. Hildesheim. (Nachhaltiges Niedersachsen, Band 19, Dauerhaft umweltgerechte Entwicklung)
- PENN-BRESSEL, G. (2005): Begrenzung der Landschaftszerschneidung bei der Planung von Verkehrswegen. GAIA 14(2): 130-134
- ROEDENBECK. I.A. & W. KÖHLER (2006): Effekte der Landschaftszerschneidung auf die Unfallhäufigkeit und Bestandsdichte von Wildtierpopulationen Zur Indikationsqualität der effektiven Maschenweite. Naturschutz und Landschaftsplanung 38(10).
- SCHUPP, D. (2005): Umweltindikator Landschaftszerschneidung. Ein zentrales Element zur Verknüpfung von Wissenschaft und Politik. GAIA 14(2): 101–106
- UMWELTBUNDESAMT (2003): Reduzierung der Flächeninanspruchnahme durch Siedlung und Verkehr Materialienband. Berlin (Umweltbundesamt) (UBA-Texte 90/03)

Treffpunkt Biologische Vielfalt 7 2007 165 - 170 Hrsg.: Bundesamt für

Von kleinräumiger Vegetationsdynamik zum großräumigen Pflegemanagement in Silbergras-Pionierfluren

THILO HASSE

Schlagwörter: Dünen; Flechten; Neophyten; Niederlande; Störung; Sukzession; Trockenrasen

1 Einleitung zum Frühlingsspark-Silbergras-Rasen

1.1 Schutzwürdigkeit und Gefährdung

Die Frühlingsspark-Silbergras-Rasen (Spergulo-Corynephoretum Libbert 1933) gehören zu den stark zurückgegangenen Pioniergesellschaften auf Dünensanden. Als Relikte der spätmittelalterlichen Schafbewirtschaftung sind sie heute weitgehend auf Schutzgebiete oder Truppenübungsplätze beschränkt und auf Schutz und Pflege angewiesen, um in der heutigen eutrophen Umgebung zu überdauern.

Unter dem Gesichtspunkt der Erhaltung der biologischen Vielfalt sind die bodensauren Silbergras-Pionierfluren bedeutend aufgrund des Vorkommens zahlrei-



Abb. 1: Erdflechten sind eine artenreiche Gruppe in sehr bodensauren Silbergrasfluren

cher gefährdeter Erdflechten vor allem der Gattung *Cladonia*, welche sich dort aufgrund der trockenen, nährstoffarmen Bodenverhältnisse gegen konkurrenzstärkere Pflanzen behaupten können (Abb. 1). Rentierflechten (Untergattung *Cladina*) sind zudem im Anhang V der Flora-Fauna-Habitat-Richtlinie aufgeführt und bedürfen somit besonderer Beachtung (HASSE & SCHRÖDER 2003, 2005).

1.2 Ursprung, Verbreitung und Entwicklung in den letzten Jahrhunderten

Frühlingsspark-Silbergras-Rasen kommen als Pioniervegetation auf entkalkten Küsten- und Inlanddünen mit Hauptverbreitung im zentraleuropäischen Flachland vor. Während sie an der Küste ein mittleres Sukzessionsstadium der natürlichen Xeroserie sind, benötigen sie im Binnenland vorangehende Entwaldung mit anschließender fortwährender Bodenstörung und -verarmung, die oft zur Entstehung von Wehsandgebieten führte. Meistens entstanden diese durch die Überbewirtschaftung auf Allmenden mit ohnehin nährstoffarmen Sandböden im späten Mittelalter. Später sind sie auch durch den Betrieb auf Truppenübungsplätzen hervorgegangen.

Die von solchen Wehsandgebieten ausgehende Gefahr für benachbarte Siedlungen, der Preissturz der Wollpreise und die Entwicklung von Kunstdünger leiteten im 19. Jahrhundert die drastische Abnahme von Silbergrasfluren ein. Ungehinderte Sukzession nach Nutzungsaufgabe, Wiederaufforstungen oder die Umwandlung in produktivere Bewirtschaftungsflächen waren die Folge. Die erhöhten atmosphärischen Stickstoffeinträge in den letzten Jahrzehnten werden ebenfalls als Katalysatoren für die Abnahme verantwortlich gemacht (BOBBINK et al. 1998).

1.3 Pflege und Management

Pflegemaßnahmen in Silbergras-Pionierfluren simulieren in der Regel Prozesse, welche auch zur Zeit der historischen Schafbewirtschaftung vorherrschten: Entfernung von Biomasse (durch Beweidung, Mähen, Plaggen, Streuabtrag, Entfernung aufkommenden Baumbewuchses) und Schaffung offener Sandbereiche (durch Beweidung, Plaggen, Tritt oder Fahrzeugspuren). Ersteres wirkt der natürlichen Sukzession hin zu artenärmeren Folgegesellschaften mit konkurrenzstärkeren Arten entgegen, Letzteres soll lokal die Wiederbesiedlung durch Pionierpflanzen ermöglichen und so die Entstehung des typischen Musters von verschiedenen Sukzessionsphasen nebeneinander und eine hohe Biodiversität herbeiführen.

2 Ziele des Projektes

Zur Entwicklung von effektiven Schutz- und Managementstrategien von Silbergras-Pionierfluren und deren gefährdeten Arten ist es wichtig, die Wirkung derjenigen Faktoren zu kennen, die durch Pflegemaßnahmen direkt oder indirekt beeinflusst werden können. Übersandung, Streueintrag, Stickstoffeintrag und mechanische Störung sowie die Invasion des neophytischen Kaktusmooses (Campylopus introflexus) werden hier als Schlüsselfaktoren in atlantischen Frühlingsspark-Silbergras-Rasen angesehen und deren Einfluss auf die Vegetation experimentell untersucht.

Es sollen artspezifische Anforderungen an die einzelnen Umgebungsfaktoren ermittelt werden. Dadurch unterscheidet sich diese Studie von anderen experimentellen Untersuchungen, welche bestimmte Pflegeeingriffe als gesamte Faktorenkomplexe untersuchen und Flechten meist nur als eine Gruppe einbeziehen (z. B. BEYSCHLAG et al. 2002; JENTSCH et al. 2002; WIEGLEB et al. 2003; SCHWABE & KRATOCHWIL 2004).

Dies wird auf Basis von Probeflächen realisiert, auf denen einzelne Eingriffe experimentell durchgeführt und die Reaktion aller Arten (Gefäßpflanzen, Flechten¹, Moose) in den Folgejahren dokumentiert wurden. Der Einfluss des neophytischen Mooses Campylopus introflexus wurde durch Vergleich der Entwicklungen von Campylopus-dominierten mit nicht dominierten Beständen untersucht.

Die gewonnenen Erkenntnisse werden in Hinblick auf Pflegemaßnahmen diskutiert, um deren effizientere Gestaltung zu fördern.

Einige kritische Sippen wurden zu Gruppen zusammengefasst: Die Cladonia coccifera-Gruppe umfasst C. diversa und C. borealis, die Cetraria aculeata-Gruppe umfasst C. aculeata und C. muricata (Nomenklatur der Flechten nach SCHOLZ 2000).

3 Versuchsaufbau und Methoden

Die experimentellen Untersuchungen wurden im "Deelense Zand" im Nationalpark De Hoge Veluwe in den zentralen Niederlanden durchgeführt². Sehr saure, nährstoffarme Bodenverhältnisse und regelmäßige Kleinstörungen durch Wild sind kennzeichnend für dieses Wehsandgebiet.

In allen verschiedenen Ausprägungen der Frühlingsspark-Silbergras-Rasen im Gebiet (MASSELINK 1994, HASSE 2005; vgl. auch JENTSCH & BEYSCHLAG 2003) wurden Probeflächen eingerichtet. Diese umfassen vier Sukzessionsphasen, welche die Abfolge der Silbergras-Pionierfluren auf Dünensanden widerspiegeln (Grünalgen-Typ, *Polytrichum*-Typ, *Cladonia zopfii*-Typ, *Cladonia mitis*-Typ) sowie durch hohen Kiesanteil (*Cladonia strepsilis*-Typ) und durch Dominanz des neophytischen Mooses (*Campylopus introflexus*-Typ) gekennzeichnete Bestände.

Auf jeder Probefläche wurde in 2002 eine Behandlung (Übersandung, Streueintrag, Stickstoffeintrag, mechanische Störung oder Kontrolle) durchgeführt. Zuvor und in den Folgejahren 2003 bis 2005 wurden Frequenzen und Dominanzen vorkommender Arten jährlich erfasst. Jeweils sechs Versuchsreplikationen pro möglicher Kombination aus Vegetationstyp mit Behandlung (beim *Campylopus*-Typ lediglich mechanische Störung und Kontrolle) und die zufällige Auswahl der 162 zugehörigen Probeflächen erlaubten eine Auswertung mit Hilfe statistischer Tests, um signifikante Veränderungen von zufälligen Schwankungen zu trennen. Die jährlichen Veränderungen in den Artvorkommen wurden mittels Redundanzanalyse für Versuchswiederholungen sowie ANOVA mit A-priori-Kontrasten zwischen Behandlung und Kontrolle analysiert.

Für ausführliche Angaben zu Versuchsaufbau, den durchgeführten Eingriffen sowie den Auswertungsmethoden wird auf HASSE & DANIËLS (2006a, b) verwiesen.

4 Ergebnisse und Schlussfolgerungen

4.1 Auswirkungen der untersuchten Einflussfaktoren

Insgesamt zeigen die Frühlingsspark-Silbergras-Rasen eine recht hohe Stabilität gegenüber den durchgeführten Eingriffen. Die Arten sind also gut an die auch natürlich vorkommenden Einflussfaktoren wie Übersandung aus benachbarten offenen Sandflächen, Streueintrag von angrenzenden Kiefernbeständen oder Störung durch Tritt von Wild angepasst. Atmogener Stickstoffeintrag hat einen geringeren Einfluss als in den meisten anderen nährstoffarmen Biotopen, was auf eine starke Auswaschung oder auf die limitierende Wirkung des Phosphors im Boden zurückzuführen sein könnte. Einzelne Arten profitieren jedoch von den simulierten Umweltfaktoren bzw. werden häufiger durch sie beeinträchtigt.

Längere Dürreperioden sowie die Sukzessionsphase und damit die unterschiedliche Konkurrenzsituation nahmen ebenfalls großen Einfluss auf die Entwicklung vieler Arten.

Für die Organismengruppen Gefäßpflanzen, Moose und Flechten lässt sich lediglich verallgemeinern, dass Erstere schneller auf Habitatveränderungen reagieren als die Kryptogamen, und dass Flechten im

² Für die Erlaubnis zur Durchführung der Experimente möchte ich der "Stichting De Hoge Veluwe" und für finanzielle Unterstützung der Westfälischen-Wilhelms-Universität Münster danken.

Gegensatz zu ersteren beiden Gruppen bis auf einige Ausnahmen kaum von Dürreperioden beeinträchtigt wurden. Dahingegen gibt es zahlreiche artspezifische Reaktionen innerhalb der Gruppen. Beispielsweise erwiesen sich einige Flechtenarten mit Verbreitungsschwerpunkt in Wehsandgebieten (*Cladonia cervicornis*, *C. zopfii*, *Cetraria aculeata*-Gruppe) und die Rentierflechten *Cladonia arbuscula* und *C. portentosa* als besonders resistent gegenüber den simulierten Habitatveränderungen. Die wichtigsten Ergebnisse sind in Tab. 1 zusammengestellt, welche zudem aufführt, welche Pflegemaßnahmen in der Praxis zu den genannten Habitatveränderungen führen könnten. Eine Generalisierung der Ansprüche für gefährdete Arten ist nicht möglich.

4.2 Folgerungen zum Pflegemanagement

Die oft artspezifischen Reaktionen verdeutlichen, dass Pflegemaßnahmen nach klar definierten Zielvorgaben stattfinden sollten.

Tab. 1: Auswirkungen experimentell simulierter Umweltfaktoren auf Arten und Vegetation sowie mögliche Pflegemaßnahmen zur Förderung oder Hemmung dieser Faktoren (aus HASSE & DANIËLS 2006b, leicht abgewandelt)

wanden)		
Faktor	Auswirkungen	Fördernde (+) und hemmende (–) Maßnahmen
mäßige Übersandung	 Förderung von Sandbesiedlern wie Polytrichum piliferum, Corynephorus canescens und der gefährdeten Flechte Stereocaulon condensatum Ohne rasches Wiederfortwehen des Sandes sterben von Sand bedeckte kleinwüchsige Flechten ab 	 + Schaffung freier Sandflächen durch Plaggen + Erhöhung der Winddynamik durch Entfernen umliegender Baumbestände + Erhöhung der Störungsinten- sität
mäßiger Streueintrag	 Hemmung der einheimischen Moosart Polytrichum piliferum und damit Förderung der konkurrierenden neophytischen Art Campylopus introflexus und der natürlichen Sukzession hin zu Flechtenrasen "Humusliebende" Arten (Cladonia strepsilis, C. uncialis) profitieren in bereits etablierten Flechtenrasen 	Entfernen von spontanem Gehölzaufkommen und Aufforstungen
mäßiger Stickstoffeintrag	 Insgesamt schwache und uneinheitliche Auswirkungen auf Gefäßpflanzen und Kryptogamen Empfindlich reagieren die Flechten Cladonia ramulosa und C. macilenta ssp. floerkeana aber auch andere Flechtenar- ten zeigen gelegentlich Thallusschädigungen als Reaktion Veränderungen der Gesamtvegetation, wie in vielen ande- ren oligotrophen Habitaten bei erhöhter Stickstoffzufuhr beobachtet, zeigten sich im Experiment für die Früh- lingsspark-Silbergras-Rasen nicht 	Atmogener Stickstoffeintrag lokal nicht beeinflussbar
mäßige Trittstörung	 Verlangsamung der Besiedlung offener Sandflächen Die bruchanfälligen Erdflechten zeigen zwar durch mäßigen Tritt durch Tiere geringe Dominanzeinbußen, werden aber gleichzeitig in ihrer Ausbreitung über Thallusbruchstücke dadurch gefördert 	+ Förderung bzw. Erhalt von Wild + Beweidung
Invasion von Campylopus introflexus	Die Moosteppiche des Neophyts zeigen große Ähnlichkeit in Sukzessionsverlauf und Auswirkungen auf Begleitarten mit denen des einheimischen <i>Polytrichum piliferum</i> : auf die zeitweilige Verdrängung anderer Arten folgt die langsame Besiedlung der Teppiche mit Erdflechten	+ Streueintrag

Regelmäßige größere Störereignisse zur Schaffung offener Sandstellen beispielsweise fördern zwar das Silbergras (*Corynephorus canescens*), die zum Teil stark gefährdeten Erdflechten benötigen jedoch längerfristig stabilere Bedingungen.

Ein ausreichend hoher Wildbesatz kann ähnlich wie Schafbeweidung durch Tritt regelmäßig kleinräumige Lücken in geschlossenen Kryptogamenbeständen schaffen, in denen sich Pionierarten ansiedeln können, ohne dabei die Bestände zu zerstören. Er wirkt sich zudem positiv auf die Verbreitung von Samen und Flechtenbruchstücken aus. Tritt durch Menschen erzielt diese positiven Effekte nicht im gleichen Maße, denn dieser führt überwiegend zu starkem Bruch und Verdichtung und weniger zur Verlagerungen von Flechtenthalli und Schaffung offener Sandflächen.

Die Erhöhung des Windeinflusses zur Förderung der Sandverwehung durch Entfernung umliegender Baumbestände wird nur selten als Pflegemaßnahme realisiert (vgl. HASSE et al. 2002) und kommt ohnehin nur für großflächige Wehsandgebiete in Frage. Dadurch können jedoch Pionierarten (u. a. *Polytrichum piliferum*), darunter auch die seltene Erdflechte *Stereocaulon condensatum* gefördert werden. Demgegenüber wirkt Wiederaufforstung und spontane Wiederbewaldung und damit einhergehender Streueintrag fördernd auf die invasive neophytische Art *Campylopus introflexus*.

Das Unterbinden von Verbuschung und allmählicher Wiederbewaldung ist Voraussetzung für den langfristigen Erhalt von Silbergrasfluren, da damit einhergehende Streuakkumulation letztendlich die Entwicklung zu Folgegesellschaften einleitet.

Campylopus introflexus verändert mit seinem Eindringen zwar stark die Dominanzverhältnisse und das Erscheinungsbild der Frühlingsspark-Silbergras-Rasen, die Artendiversität scheint in großen Dünengebieten jedoch dadurch nicht gefährdet.

Insgesamt konnten mehrere beobachtete oder vermutete Reaktionen von Trockenrasenvegetation (z. B. QUINGER & MEYER 1995) bestätigt, weitere ergänzt und darüber hinaus Hinweise für die Bedürfnisse einzelner Arten gegeben werden.

5 Literaturverzeichnis

- BEYSCHLAG, W.; JENTSCH, A. & A. WEIGELT (2002): Ökologische Grundlagenforschung und praktische Naturschutzarbeit in Sandlebensräumen: Konfrontation oder Kooperation? Naturschutz und Landschaftsplanung 34: 82-87
- BOBBINK, R.; HORNUNG, M. & J.G. ROELOFS (1998): The effects of air-borne nitrogen pollutants on species diversity in natural and semi-natural European vegetation. Journal of Ecology 86: 717-738
- HASSE, T. (2005): Charakterisierung der Sukzessionsstadien im *Spergulo-Corynephoretum* (Silbergrasfluren) unter besonderer Berücksichtigung der Flechten. Tuexenia 25: 407-424
- HASSE, T. & F.J. A. DANIËLS (2006a): Species response to experimentally induced habitat change in a *Corynephorus* grassland. Journal of Vegetation Science 17: 135-146
- HASSE, T. & F.J. A. DANIËLS (2006b): Kleinräumige Vegetationsdynamik in Silbergrasfluren und ihre Bedeutung für ein Pflegemanagement auf Landschaftsebene. In: BÜLTMANN, H., FARTMANN, T. & T. HASSE (Bearb.): Trockenrasen auf unterschiedlichen Betrachtungsebenen Observation Scales in Dry Grasslands. Münster: 15-26. (Arbeiten aus dem Institut für Landschaftsökologie Münster 15)

- HASSE, T., DANIËLS, F.J. A. & A. VOGEL (2002): Komplexkartierung der Vegetation zur Bewertung einer mosaikartig strukturierten Binnendünenlandschaft. Natur und Landschaft 77: 340–348
- Hasse, T. & E. Schröder (2003): *Cladonia* L. subgenus *Cladina* (NYL.) VAIN, Anhang V. In: Petersen, B.; Ellwanger, G.; Biewald, G.; Hauke, U.; Ludwig, G.; Pretscher, P.; Schröder, E. & A. Ssymank (Bearb.): Das europäische Schutzgebietssystem Natura 2000. Ökologie und Verbreitung von Arten der FFH-Richtlinie in Deutschland. Band 1: Pflanzen und Wirbellose. Münster (Landwirtschaftsverl.) (Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz 69/1): 333-346
- HASSE, T. & E. SCHRÖDER (2005): Flechten (Lichenes). Rentierflechten *Cladonia* L. subgenus *Cladina* (NYL.) VAIN. In: DOERPINGHAUS, A.; EICHEN, C.; GUNNEMANN, H.; LEOPOLD, P.; NEUKIRCHEN, M.; PETERMANN, J. & E. SCHRÖDER (Bearb.): Methoden zur Erfassung von Arten der Anhänge IV und V der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie. Münster (Landwirtschaftsverl.) (Naturschutz und Biologische Vielfalt 20): 19-27
- JENTSCH, A. & W. BEYSCHLAG (2003): Vegetation ecology of dry acidic grasslands in the lowland area of central Europe. Flora 198: 3-25
- JENTSCH, A.; BEYSCHLAG, W.; NEZADAL, W.; STEINLEIN, T. & W. WEIß (2002): Bodenstörung treibende Kraft für die Vegetationsdynamik in Sandlebensräumen. Konsequenzen für Pflegemaßnahmen im Naturschutz. Naturschutz und Landschaftsplanung 34: 37-44
- MASSELINK, A.K. (1994): Pionier- en licheenrijke begroeiingen op stuifzanden benoorden de grote rivieren: typologie en syntaxonomie. Stratiotes 8: 32-62
- QUINGER, B. & N. MEYER (1995): Lebensraumtyp Sandrasen. (Landschaftspflegekonzept Bayern II.4)
- SCHOLZ, P. (2000): Katalog der Flechten und Flechten bewohnenden Pilze Deutschlands. Münster (Landwirtschaftsverl.) (Schriftenreihe für Vegetationskunde 31)
- SCHWABE, A. & A. KRATOCHWIL (Bearb.) (2004): Beweidung und Restitution als Chancen für den Naturschutz? NNA-Berichte 17/1
- WIEGLEB, G.; MRZLJAK, J. & I. BRUNK (2003): Naturschutz in Sandlandschaften: Flächen- und Managementverfahren-bezogene Bewertung von Offenlandschaften. Culterra: Schriftenreihe des Instituts für Landespflege der Albert Ludwigs-Universität Freiburg 31: 131-150

Treffpunkt Biologische Vielfalt 7	2007	171 - 176	Hrsg.: Bundesamt für Naturschutz, Bonn
-----------------------------------	------	-----------	--

Trockenrasenverbund in der Region Hegau-Randen-Klettgau

STEPHANIE KISSLING

Schlagwörter: Biotopverbund; Trockenrasen; Zygaena carniolica; Pulsatilla vulgaris

1 Einleitung

In den vergangenen Jahrzehnten ist trotz gesteigerter Schutzbemühungen die Zahl der bedrohten Tierund Pflanzenarten weiter gestiegen. Als Ursachen werden neben dem direkten Verlust der Lebensräume zunehmend eine Verschlechterung der Lebensraumqualität und die Isolation der verbliebenen Lebensräume angenommen. Ausgangspunkt der Untersuchung ist die Fragestellung, ob durch eine regionale Verbundplanung der Schutz der Trockenrasen und ihrer Arten verbessert werden kann. Der vorliegende Beitrag befasst sich mit der Konzeption der Arbeit, während die Ergebnisse noch ausstehen.

Aufgrund der Europäischen Richtlinie Natura 2000 und den Naturschutzgesetzen des Bundes und der Länder sind Biotopverbundsysteme zu entwickeln und im Bereich der Grenzen mit den Nachbarländern abzustimmen. Auf nationaler Ebene haben sowohl die Bundesrepublik Deutschland als auch die Schweiz Konzepte für einen landesweiten Lebensraumverbund erarbeitet (RECK et al. 2004, BERTHOUD 2004). Neben den großräumigen, nationalen Konzepten und lokalen, primär flächenbezogenen Maßnahmen sind Ansätze des Biotopverbundes auf der mittleren Maßstabsebene selten. Dabei ist aus Sicht des Artenschutzes für einzelne Tierartengruppen gerade die Landschaftsebene von besonderer Bedeutung. Zum Beispiel bilden Tagfalter und Widderchen häufig so genannte Metapopulationen, worunter Populationen zu verstehen sind, die miteinander unterschiedlich eng im Austausch stehen. Für den Schutz der Arten hat dies zur Folge, dass nicht die Einzelflächen zu betrachten sind, sondern der Verbund von Flächen. Da nicht alle Arten der Trockenrasen untersucht werden können, werden im Naturschutz häufig Zielarten ausgewählt, wobei davon ausgegangen wird, dass aufgrund der hohen Ansprüche der Zielarten an die Lebensräume andere Arten, die im selben Lebensraum vorkommen mit gesichert werden.

Bei einem länderübergreifenden Workshop wurde für die Region Hegau-Randen-Klettgau die Notwendigkeit formuliert, den französischen, schweizer und deutschen Jura als eine Einheit zu betrachten. Anhand von zwei ausgewählte Zielarten, dem Esparsettenwidderchen und der Küchenschelle, werden Aspekte der Biodiversität sowohl auf der Ebene der Lebensräume als auch auf der Ebene der genetischen Diversität einer Art untersucht. In Hinblick auf das Übereinkommen über die biologische Vielfalt ist das Forschungsvorhaben der In-situ-Erhaltung (Art. 8) zuzuordnen.

2 Untersuchungsgebiet

Das Untersuchungsgebiet ist ca. 45 km x 20 km groß, umfasst Teile des Schweizer Juras und schließt Richtung Nordwesten an die Ausläufer der Schwäbischen Alb an, nach Süden wird es durch den Rhein begrenzt. Neben anstehenden jurassischen Kalkgesteinen sind im Hegau und im Klettgau kalkhaltige

tertiäre Sedimente verbreitet, die aufgrund ihrer Bodenbeschaffenheit zum Großteil landwirtschaftlich intensiv genutzt werden. Im Gebiet des schweizerischen Randens überwiegen die forstwirtschaftliche Nutzung und die Wiesennutzung auf den Hochflächen.

3 Konzeption Untersuchung

Die Konzeption der Untersuchung ist in Abb. 1 dargestellt. Über Charakter- und Differenzialarten werden Typen von Halbtrocken- und Trockenrasen unterschieden, welche unterschiedliche Habitatqualitäten für die zwei ausgewählten Zielarten haben. Mit Angaben über das Vorkommen des Esparsettenwidderchens und der genetischen Differenzierung der Küchenschelle wird der Austausch von Individuen und damit die funktionale Beziehungen zwischen den Flächen analysiert. Unter Verwendung eines Geographischen Informationssystems erfolgt die Konnektivitätsanalyse der Flächen. Auf den Ergebnissen der Konnektivitäts- und Faktorenanalyse aufbauend werden Hinweise für die Planung abgeleitet.

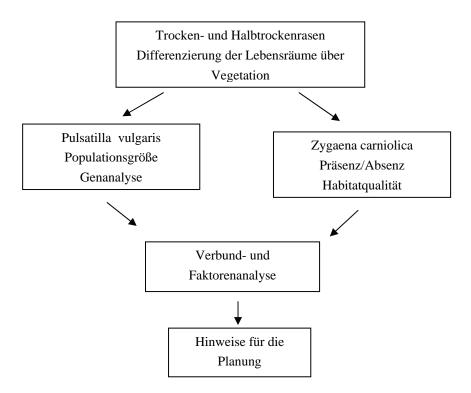


Abb. 1: Konzeption der Untersuchung

4 Kurzcharakteristik der Zielarten

Mit der Untersuchung des Esparsettenwidderchens und der Küchenschelle als Zielarten wird ein breites Spektrum der Halbtrockenrasen abgedeckt. Beide Arten kommen in Halbtrockenrasen vor, wobei die Küchenschelle zu felsigen Standorten und Säumen lichter Kiefernwälder überleitet, während das Esparsettenwidderchen bei geeigneten Bedingungen auch im nährstoffreicheren Wirtschaftsgrünland vorkommen kann.

4.1 Esparsettenwidderchen (Zygaena carniolica)

Das Esparsettenwidderchen bevorzugt als Lebensraum flachgründige, gut besonnte und offene Magerwiesen. Die Futterpflanzen der Larven sind Esparsette (*Onobrychis viciifolia*) und Hornklee (*Lotus corniculatus*), der Falter ernährt sich hauptsächlich von Gewöhnlicher Wiesen-Flockenblume (*Centaurea jacea*), Tauben-Skabiose (*Scabiosa columbaria*) und Wiesenwitwenblume (*Knautia arvensis*). Neben dem Futterangebot sind Trockenheit- und Wärmeangebot, Besonnungsgrad und offene Bodenstellen entscheidende Faktoren für das Vorkommen des Widderchens. Das Esparsettenwidderchen ist nach EBERT (1994) ein hervorragender Indikator für intakte Halbtrockenrasen.

4.2 Küchenschelle (Pulsatilla vulgaris)

Die Küchenschelle ist lichtliebend und auf offene Bodenstellen in der Vegetation angewiesen. Die Art ist ein ausdauernder Tiefwurzler, wird durch Insekten bestäubt und verträgt eine einmalige Mahd und Beweidung ab Ende Juni. Die Angaben zur Ausbreitung durch den Wind schwanken von wenigen bis zu 80 Metern, die Bedeutung der Verbreitung durch Schafe ist nach POSCHLOD gering (in AMLER et al.1999). Anhand der Flora von KUMMER ist belegt, dass die Küchenschelle vor ca. 60 Jahren im Untersuchungsgebiet noch wesentlich weiter verbreitet war, wobei insbesondere die Vorkommen in sekundären Trockenrasen erloschen sind, während die Populationen in den Kiefernwaldsäumen und auf Felsen stabil sind.

5 Datengrundlage und Vorgehensweise

5.1 Daten der Naturschutzverwaltung

Für das deutsche Gebiet wurden die Biotope der landesweiten § 32-Kartierung und der Waldbiotopkartierung von Baden-Württemberg als Datengrundlage verwendet. Auf Schweizer Seite wurden vom Kanton Schaffhausen die Vorschlagsgebiete des "Trockenwiesen und -weiden Projektes" (TWW) zur Verfügung gestellt. Im gesamten Untersuchungsgebiet sind ca. 1.800 Flächen als Trocken- und Halbtrockenrasen i.w.S. kartiert. Da nicht alle Gebiete bearbeitet werden können, erfolgt eine systematische Auswahl der Untersuchungsflächen.

5.2 Geländekartierung der Zielarten

Zunächst wurde für beide Zielarten eine Übersichtskartierung durchgeführt, auf deren Grundlage die Gebiete für die Detailuntersuchung ausgewählt wurden. Für die Genanalyse der Küchenschelle erfolgte die Flächenauswahl für die Probennahme nach den Kriterien "Populationsgröße" und "Zugehörigkeit der Population zu einer Region". Für die Detailerhebung der Habitatqualität des Esparsettenwidderchens wurden die Flächen zufällig ausgewählt. Dabei wurde eine gleich große Anzahl an Stichproben für "isolierte" Flächen sowie für "gut verbundene" "große", "mittlere" und "kleine" Flächen genommen.

6 Auswertungen der Daten

6.1 Konnektivitätsanalyse

Unter Verwendung eines Geographischen Informationssystems werden Distanzen zwischen den landesweit kartierten Trockenrasen berechnet und mit einem am ILPÖ entwickelten Verfahren der Konnektivitätsanalyse Verbundräume ermittelt. Das Schema des Verbundraumes nach JOOB (2006) ist in Abb. 2 dargestellt. Im Gegensatz zu den herkömmlichen Puffern werden bei den Verbundräumen nur die Flächen berücksichtigt, die "in Richtung" eines weiteren Trockenrasens liegen.



Abb. 2: Schema Verbundraum

6.2 Genanalyse

Es wird die genetische Diversität innerhalb einer Küchenschellenpopulation mit der genetischen Diversität zwischen den Populationen miteinander verglichen. Für die genetische Analyse wird im Labor zunächst DNA isoliert, dann mit einer Polymerase-Kettenreaktion (PCR) die Menge der DNA-Substanz vermehrt. Aus diesen Substanzen wird dann das für jedes Individuum charakteristische Bandenmuster (=RADP (Random Amplified Polymorphic)-Fingerprint) erstellt. Die statistische Auswertung der Bandenmuster erfolgt mit dem Programm AMOVA (Analysis of Molecular Variance), mit dem Anteile der Gesamtvarianz unterschiedlichen Ursachen zugeordnet werden.

6.3 Logistische Regression

Die Logistische Regression ermöglicht es, die Einfluss-Stärke von Umweltfaktoren auf das Vorkommen einer Art zu ermitteln. Es wird der Zusammenhang zwischen dem Vorkommen der Zielarten mit den Faktoren Habitatqualität und Isolationsgrad analysiert. Die räumliche und statistische Analyse ermöglicht für das Esparsettenwidderchen Aussagen, inwieweit bei gleicher Habitatqualität der Isolationsgrad einen Einfluss auf die Besetzung eines Habitates hat. Für die Küchenschelle kann bei einer stärkeren genetische Differenzierung isolierter, ehemals verbundener Habitate gegenüber weniger isolierter Flächen auf einen Verlust des funktionalen Zusammenhangs zwischen den Flächen geschlossen werden.

7 Erwartete Ergebnisse und Diskussion

Für die Küchenschelle wie auch für andere Pflanzenarten liegen standardisierte genetische Parameter vor, wobei bei den bisher durchgeführten Untersuchungen in der Regel die genetische Variabilität innerhalb der Populationen deutlich höher ist als zwischen den Populationen. (DANNEMANN 2000, HENSEN et al. 2004, REISCH et al. 2005). In der Porphyrkuppenlandschaft um Halle haben HENSEN et al. (2005) für die

Küchenschelle einen signifikantern Zusammenhang zwischen der genetischen und geographischen Distanz festgestellt, welcher sich durch die ehemals größeren, heute fragmentierten Populationen interpretieren lässt. Die genetische Diversität in kleinen Populationen ist dabei signifikant niedriger als in größeren Populationen. Für die Region Hegau-Randen-Klettgau ist die ehemals weitere Verbreitung der Küchenschelle mit der Flora von KUMMER (1937-46) belegt, so dass mit den erwarteten Ergebnissen diskutiert werden kann, inwieweit eine genetische Differenzierung durch den Wegfall einiger Lebensräume statt gefunden hat. Aus überregionaler Sicht treffen in der Region Hegau-Randen-Klettgau die Einflüsse der pannonischen und mediterranen Floren zusammen. An der westlichen Arealgrenze von *Pulsatilla vulgaris* könnte sich der Einfluss anderer Unterarten der Küchenschelle in der genetischen Ausprägung widerspiegeln.

Für das Esparsettenwidderchen liegt nach WAGNER (2002) der ökologische Optimalbereich für starke Populationen bei steinig-lückigen, trockenen, gehölzarmen und südexponierten Gebieten, die stark beweidet und mager sind. Die Flächengröße spielt wie auch für die anderen Widderchenarten keine Rolle. Einige Vorkommen des Esparsettenwidderchens im südlichen Klettgaurücken (eigene Kartierung 2005) weisen auf weniger magere und dichter bewachsene Standorte hin, so dass hier andere entscheidende Einflussfaktoren wie die gute Verbundsituation oder die allgemeine Klimagunst zu diskutieren sind. Die mit der Fang-Markierungs-Wiederfang-Methode ermittelte häufigste zurückgelegte Distanz liegt für Widderchen bei 50 m - 150 m, womit die Artengruppe allgemein als standorttreu und flugträge gilt. Nach einer Untersuchung von KREUSEL (1999) ist das Esparsettenwidderchen die flugfreudigste Art der Widderchen, bei der rund ein Viertel aller Individuen Distanzen zwischen 800 m - 1.200 m zurücklegten. Bei sehr gut verbundenen Habitaten ist kein Einfluss der Isolation oder Flächengröße auf das Vorkommen des Esparsettewidderchen feststellbar (BIENZENHÖFER et al. 2005). Die Ergebnisse der Faktorenanalyse werden zeigen, inwieweit dies auch für Flächen zutrifft, die in einer Verbunddistanz von rd. 800 m liegen und damit weniger gut verbunden sind, aber noch nicht als isoliert gelten können.

Mit der Untersuchung der Küchenschelle und des Esparsettenwidderchen wird ein breites Spektrum der Trockenrasen abgedeckt. Die bisherigen vegetationskundlichen Auswertungen zeigen die Bandbreite von echten Halbtrockenrasen über Salbei-Glatthafer-Wiesen bis zu den trocken-warmen Säumen der Kiefernheidewälder. Diese unterschiedlichen Lebensräume kommen in verschieden Stadien eines räumlichzeitlichen Kontinuums vor, deren Bedeutung für die Naturschutzpraxis diskutiert werden soll.

8 Zusammenfassung

Internationale Abkommen wie die Konvention zur Biodiversität oder die Flora-Fauna-Habitat-Richtlinie haben zum Ziel dem Verlust der Biodiversität Einhalt zu gebieten und ein ökologisches Netzwerk aufzubauen. Nachdem die Umsetzung in nationale Gesetze weitgehend erfolgt ist, müssen im nächsten Schritt Methoden gefunden werden, um die Gesetzesvorgaben in die Planungspraxis umzusetzen. Die Untersuchung soll durch die Analyse der Habitatqualität und des Isolationsgrades für ausgewählte Zielarten die Frage beantworten, ob eine Verbundplanung für Trocken- und Halbtrockenrasen im regionalen Maßstab sinnvoll und notwendig ist. Mit dem Projekt werden durch die Kombination von der Auswertung vorhandener Information, der Validierung durch eigene Erhebungen und der räumlichen Analyse unter Verwendung eines Geographischen Informationssystems Ansätze für die Biotopverbundplanung auf regionaler Ebene entwickelt. Die Arbeit hofft einen Beitrag zu der Frage leisten zu können, inwieweit auf regionaler

Ebene für Trocken- und Halbtrockenrasen und ihre Arten Schutzbemühungen durch die Berücksichtung von Habitatqualität und räumlichem Zusammenhang verbessert werden können.

9 Literatur

- AMLER, K. et al. (Hrsg.) (1999): Populationsbiologie in der Naturschutzpraxis: Isolation, Flächenbedarf und Biotopansprüche von Pflanzen und Tieren. Stuttgart (Ulmer)
- BERTHOUD, G. RIGHETTI, A. & R.-P. LEBEAU (2004): Nationales ökologisches Netzwerk REN. BUWAL, Schriftenreihe Umwelt; 373
- BINZENHÖFER, B.; SCHRÖDER B.; STRAUSS B.; BIEDERMANN R. & J. SETTELE (2005): Habitat models and habitat connectivity analysis for butterflies and burnet moths The example of Zygaena carniolica and Coenonympha arcania. Biological Conservation 126: 229-243
- DANNEMANN, A. (2000): Der Einfluss von Fragmentierung und Populationsgröße auf die genetische Variation und Fitness von seltenen Pflanzen am Beispiel von Biscutella laevigata. Dissertationes botanicae 330
- EBERT, G. & E. RENNWALD (Hrsg) (1994): Die Schmetterlinge Baden-Württembergs, Band 3: Nachtfalter. Stuttgart (Ulmer)
- HENSEN, I.; OBERPRIELER C. & K. WESCHE (2005): Genetic structure, population size and seed production of Pulsatilla vulvatis Mill. (Ranunculaceaa) in Central Germany. Flora 200: 3-14
- JOOß, R. (2006): Suchräume für den Biotopverbund ein planungsbezogenes Verfahren zur Verbundanalyse von Flächenkonfigurationen aus tierökologischer Sicht. In: STROBL, BLASCHKE, GRIESEBER (Hrsg.): Beiträge zum 18. AGIT-Symposium Salzburg: 257-263
- KUMMER, G. (1937-1946): Die Flora des Kantons Schaffhausen mit Berücksichtigung der Grenzgebiete. Schaffhausen (Kuehn)
- RECK, H.; HÄNEL K.; BÖTTCHER M. & A. WINTER (2004): Lebensraumkorridore für Mensch und Natur. Abschlussbericht zur Erstellung eines bundesweit koharänten Grobkonzeptes (Initiativskizze)
- REISCH, C.; ANKE A. & M. RÖHL (2005): Molecular variation within and between ten populations of Primula farinosa (Primulaceae) along longitudinal gradient in the northern Alps. Basic and Applied Ecology 6. 35-45
- WAGNER, W. (2002): Einnischungsmechanismen bei Rotwidderchen (Lepidoptera: Zygaenidae) auf Kalkmagerrasen der Schwäbischen Alb (Baden-Württemberg). Dissertation Universität Ulm

Treffpunkt Biologische Vielfalt 7	2007	177 - 183	Hrsg.: Bundesamt für Naturschutz, Bonn
-----------------------------------	------	-----------	--

Biodiversität der Fließgewässer im Naturraum Kellerwald in Abhängigkeit von der Nutzungsintensität

ULF STEIN & ALEXANDRA RIETHMÜLLER

Schlagwörter: Biodiversität; aquatische Oomycetes; Makrozoobenthos; Landnutzung; Kellerwald; Fließgewässer

1 Einleitung

Mit der Ausweisung des Buchenwaldnationalparks "Kellerwald-Edersee" am 1. Januar 2004 wurde der erste hessische und insgesamt der 15. deutsche Nationalpark ins Leben gerufen. Zusammen mit dem angrenzenden Naturpark "Kellerwald" bilden beide Schutzgebiete die Kulisse für das Naturschutzgroßprojekt "Kellerwald-Region" und sind somit Bestandteil eines großräumig dimensionierten, naturschutzorientierten Naturraumes im waldreichen nordhessischen Bergland.

Ziel ist die Beschreibung der Biodiversität silikatischer Mittelgebirgsbäche anhand des Makrozoobenthos und aquatischer Oomycetes-Arten. Es soll ein Überblick über die Besiedlung, die Strukturvielfalt sowie über die physikalisch-chemischen Verhältnisse der Kellerwaldbäche gegeben werden. Ein besonderes Augenmerk wurde dabei auf die Unterschiede zwischen den Bachabschnitten extensiv genutzter Wiesenbereiche und naturnaher Buchenwaldformationen gerichtet. Das Projekt zur Erforschung der Biodiversität der Fließgewässer reicht von der Erfassung der Biodiversität auf Artniveau bis hin zur Beschreibung der Biodiversität von Ökosystemen.

2 Bezug zur Biodiversitätskonvention

Die Biodiversitätskonvention (CBD) hat eine Reihe von direkten und indirekten Indikatoren zum Erhalt und zur Entwicklung von Biodiversität aufgezeigt. Davon werden im Forschungsprojekt

- die Abundanz und Verteilung von Arten
- der Waldflächenanteil
- der Schutzgebietstyp
- die Wasserqualität der Fließgewässer

für den Vergleich der räumlichen Diversitätsverteilung herangezogen. Dieser interdisziplinäre Forschungsansatz ermöglicht die Zusammenarbeit von MitarbeiterInnen der Fachbereiche Naturwissenschaften und Landschaftsplanung der Universität Kassel sowie der Naturschutz-Verwaltung. Die Untersuchungen lassen erwarten, dass sich die Bäche hinsichtlich ihrer Artenzusammensetzung und Biodiversität unterscheiden. Eine Besonderheit ist, dass die Fließgewässersysteme im Nationalpark "Kellerwald-Edersee" erstmalig eine systematische Bestandserhebung und Bewertung erfahren. Die parallele Inventarisierung anderer Artengruppen im Nationalpark lassen zukünftig zahlreiche Rückschlüsse auf synökologische Fragestellungen erwarten (vgl. FREDE et al. 2005). Die Forschungsergebnisse dienen als unverzichtbare

Grundlage für ein zukünftiges Flussgebietsmanagement und ermöglichen die Ableitung von Umweltqualitätszielen zum Schutz von Fließgewässer-Biodiversität unterschiedlicher Ausprägung. Damit ist ein umsetzungsorientierter Bezug zum Erhalt biologischer Vielfalt gemäß BNatSchG gegeben. Um den Erhalt und die Entwicklung der regionalen Biodiversität sicherzustellen, müssen abgestufte Strategien für Gebiete mit unterschiedlichem Schutzstatus entwickelt werden.

3 Untersuchungen zur Biodiversität aquatischer Oomycetes und des Makrozoobenthos

Die Probename des Makrozoobenthos mittels kick-sampling und Lebendsortierung wird in BRAUKMANN (2000) dargestellt, die der aquatischen Oomycetes-Arten in RIETHMÜLLER (2000). Für Arten des Makrozoobenthos liegt seit Beginn des letzen Jahrhunderts (u. a. KOLKWITZ & MARSSON, 1902, 1909) eine Fülle von Informationen zu bioindikativen Eigenschaften vor. Diese Erkenntnisse wurden im Saprobiensystem zusammengefasst, welches das Vorkommen von Organismen des Makrozoobenthos in Bezug zu Gewässerbelastungen (vor allem des Sauerstoffhaushalts) setzt. Untersuchungen von BRAUKMANN (2000) und anderen Autoren beschreiben die Abhängigkeit vieler Arten des Makrozoobenthos von Gewässertypen und der Wasserqualität von Fließgewässern.

In unserem Forschungsansatz soll zum einen herausgefunden werden, ob aquatische Oomycetes ähnlich wie Makrozoobenthos-Arten reagieren, oder ob sie unabhängig von den erwähnten Parametern vorkommen. Dazu untersuchen wir zum einen die Abundanz und Verteilung von Arten beider Organismengruppen in unterschiedlichen

- Nutzungsräumen
- Strukturgüteklassen
- Biologischen Gewässergüteklassen
- Bachsystemen

Zum anderen suchen wir nach Spezialisten unter den aquatischen Oomycetes-Arten die sich ähnlich wie das Saprobiensystem als Indikatororganismen eigenen, und basierend auf ihrem Vorkommen, den Gewässergütezustand anzeigen. Bisher liegen weltweit keine umfangreichen Untersuchungen zur Spezifität aquatischer Oomycetes-Arten und ihrer Indikatorfunktion vor. In den Pionierarbeiten über aquatische Oomycetes-Arten u. a. in Hessen sind Spezifitäten einiger aquatischer Oomycetes-Arten ersichtlich (RIETHMÜLLER 2000, RIETHMÜLLER, GRÜNDEL, & LANGER eingereicht, RIETHMÜLLER, GRÜNDEL, & LANGER 2006, RIETHMÜLLER, KELLNER, & LANGER angenommen, RIETHMÜLLER & LANGER 2005a,b). Die organismische Biodiversität aquatischer Oomycetes und des Makrozoobenthos sind bisher in Deutschland noch nicht gemeinsam erfasst worden. Im Naturraum Kellerwald werden erstmalig solche Untersuchungen durchgeführt. Der Forschungsansatz ist somit eine weitere Pionierarbeit zur Erforschung einer bisher nur unzureichend untersuchten Organismengruppe. Die Auswertung einiger vorläufiger Ergebnisse haben wir zusammengestellt.

Insbesondere bei denjenigen Arten der Oomycetes, die mehrfach nur bei ganz spezifischen Bedingungen isoliert werden konnten, beispielsweise nur aus Gewässerabschnitten der Gewässergüteklasse I, könnte es sich eventuell um spezifisch nur dort auftretende Arten handeln. In weiteren Untersuchungen sollte abgeklärt werden, ob diese Arten Spezialisten beispielsweise einer Gewässergüteklasse I sind, oder als Ubi-

quisten in weiteren Güteklassen angetroffen werden können. Dazu ist der vorliegende Datensatz zurzeit jedoch noch zu gering.

4 Ergebnisse und Diskussion

In den Jahren 2005 und 2006 konnten insgesamt 24 Arten aquatischer Oomycetes und eine parasitisch, in Oomycetes auftretende Plasmodiophoromycetes-Art (*Woronina polycystis*) aus den Bachsystemen des Naturraums Kellerwald (Nationalpark und Naturpark) einschließlich einiger Quellen des Bärenbachtals im Nationalpark und des Stausees (Bärenbach/Edersee Mündung) isoliert werden. Auf Grund von nicht bis zur Art bestimmbaren Taxa und *Woronina polycystis*, welche in 2 verschiedenen Oomycetes-Wirten gefunden wurden, können bei den Oomycetes insgesamt 29 Taxa unterschieden werden.

Die Auswertung der Makrozoobenthosproben erfolgt exemplarisch anhand von Untersuchungen an der Urff. Dieser Teildatensatz bestehend aus sieben Einzelproben aus dem Jahr 2005 wurde unter gleichen Gesichtspunkten wie die Oomycetesproben ausgewertet. In den Urffproben des Makrozoobenthos wurden insgesamt 101 Taxa nachgewiesen, wobei nicht alle auf Artniveau bestimmt werden konnten.

4.1 Nutzung des Einzugsgebiets

Betrachtet wurden die Nutzung der Gewässereinzugsgebiete und die Anzahl der aquatischen Oomycetes-Taxa und *Woronina polycystis* (Plasmodiophoromycetes). Es konnten im Siedlungsbereich durchschnittlich nur 2 Taxa pro Probe und im Bereich mit Ackernutzung durchschnittlich 3 Taxa pro Probe isoliert werden. Die mittlere Taxazahl im Grünlandbereich betrug 4,4 Taxa, im Bereich Wald 4 Taxa. Dies entspricht einem Artendefizit von Oomycetes im Siedlungsbereich und den Ackerflächen. Die Ubiquistenart *Saprolegnia ferax* konnte aus nahezu allen Proben isoliert werden.

Betrachtet man die auftretenden Taxa in den Gewässerabschnitten mit unterschiedlicher Nutzung, so traten 8 Taxa spezifisch im Grünland, 3 spezifisch im Wald auf. Davon sind 5 Taxa mehr als einmal isoliert worden. Dies könnten Taxa sein, die speziell in diesen Ökosystemen auftreten, was in Zukunft zu untersuchen ist. Alle anderen Taxa sind ubiquitär verteilt.

Obwohl die Makrozoobenthos-Arten des Siedlungsbereichs bisher noch nicht vollständig in die Ergebnisse eingeflossen sind, zeichnen sich ähnliche Ergebnisse ab. Die Fließgewässerabschnitte im Grünland sind deutlich artenreicher als die im Wald oder unter Ackernutzung. Dies bedeutet aus naturschutzfachlicher Sicht, dass die vorrangig extensiv genutzten Grünlandbereiche an der Urff eine hohe Diversität der untersuchten Organismengruppen ermöglichen. Signifikante Stressfaktoren, die aus dem Umfeld herrühren, lassen sich in diesen Bereichen nicht identifizieren. Bemerkenswert ist das Vorkommen von anspruchsvollen Arten wie *Perla marginata* und *Epeorus assimilis* in den Gewässerabschnitten der Grünlandbereiche mit bachbegleitendem Galerieauewald. In den Waldstandorten lassen sich vereinzelnd ausgesprochen stenöke Arten wie beispielsweise *Cordulegaster bidentata* oder *Wormaldia occipitalis* finden.

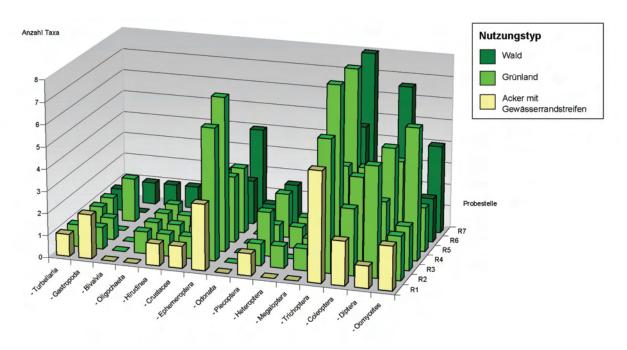


Abb. 4: Einfluss unterschiedlicher Nutzungstypen auf die Anzahl der Taxa untersuchter taxonomischer Gruppen am Beispiel ausgewählter Probestellen der Urff im Jahr 2005.

4.2 Biologische Gewässergüte

In der Güteklasse I traten spezifisch 4 Taxa, in der Klasse I-II 5 Taxa und in Klasse II 2 Taxa aquatischer Oomycetes und *Woronina polycystis* (Plasmodiophoromycetes) auf, welche nicht über mehrere Güteklassen verteilt vorkommen. Davon sind 3 Taxa mehr als einmal isoliert worden. So konnte beispielsweise *Achlya americana* in 4 von insgesamt 73 Proben ausschließlich in Gewässergüteklasse I-II gefunden werden. Hier gilt es in Zukunft herauszufinden, ob diese Taxa spezifisch für den jeweiligen saprobiellen Zustand sind. 4 Taxa traten in der Gewässergüteklasse I oder I-II auf. Alle anderen Taxa zeigen keine Präferenzen zu einem speziellen saprobiellen Zustand.

Das Gebiet des Nationalparks kann fast komplett mit der Gewässergüteklasse I beschrieben werden, was dem Zustand für eine organisch unbelastete Naturlandschaft entspricht. Die Gewässergüteklasse I-II kann als charakteristisch für Fließgewässer in der moderat genutzten Kulturlandschaft des Naturparks "Kellerwald" betrachtet werden.

4.3 Strukturgüte

Auch wenn die Gewässersysteme im Nationalpark "Kellerwald-Edersee" nur abschnittsweise Referenzcharakter im Sinne der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie (WRRL 2000) haben, so zeichnen sie sich doch im Vergleich zum Naturpark "Kellerwald" durch eine überdurchschnittlich hohe Gewässerstrukturgüte aus (STEIN & BRAUKMANN 2005).

Insgesamt konnten 9 Taxa aquatischer Oomycetes und *Woronina polycystis* (Plasmodiophoromycetes) jeweils spezifisch in Proben der Strukturgüteklassen 1, 2, 3 bzw. 5 gefunden werden. Allerdings handelt es sich hier bis auf ein Taxon um Einzelfunde. In den im Untersuchungsgebiet vorhandenen Sturkturgüteklassen traten durchschnittlich jeweils 4 Taxa pro Probe auf. Die mittlere Taxazahl in Proben der Ge-

wässerstrukturgüteklasse 4 betrug 3 Taxa. Bei dieser Gleichverteilung der mittleren Taxazahl kann davon ausgegangen werden, dass die Strukturgüte keinen signifikanten Einfluss auf die Diversität der Oomycetes hat.

Die Ergebnisse der aquatischen Oomycetes sind in dieser Hinsicht nicht vergleichbar mit den Ergebnissen des Makrozoobenthos. Betrachtet man das Makozoobenthos, so ist bei den relativ homogenen physikochemischen Eigenschaften des Wasserkörpers die strukturelle Qualität der Gewässer möglicherweise der entscheidende Faktor für die Ausprägung der makrozoobenthischen Fließgewässerzönosen. Eine hohe strukturelle Diversität der Gewässer spiegelt sich deutlich in der biologischen Vielfalt des Makrozoobenthos wieder.

4.4 Gewässertypen Quellen, Bäche, Stausee

Durch Einbezug einiger Quellen des Bärenbachtals im Nationalpark und des Stausees (Bärenbach/Edersee Mündung) konnten 2 in Hessen seltene Taxa (*Achlya papillosa*, *Pythiopsis* sp.) isoliert werden, die in keiner anderen Probe des Untersuchungsgebiets vorkommen. Um die Biodiversität des Gebiets möglichst umfassend zu ermitteln, sollen neben den Bachsystemen auch Quellen und Stauseen in die weiteren Auswertungen mit einbezogen werden.

4.5 Bachsysteme / Räumliche Verbreitung

Insgesamt konnten 11 Taxa aquatischer Oomycetes und *Woronina polycystis* (Plasmodiophoromycetes) nur in bestimmten Bachsystemen isoliert werden. Von diesen sind 3 Taxa mehr als einmal isoliert worden. 18 Taxa traten dagegen in verschiedenen Bachsystemen auf. Welche Faktoren dieser besonderen räumlichen Verbreitung zu Grunde liegen, ist noch abzuklären.

5 Ausblick

Die hier dargestellten vorläufigen Untersuchungen zeigen erste Ergebnisse zum Einfluss von Flächennutzungen und anthropogener Belastung (Saprobie, Struktur) auf aquatische Lebensgemeinschaften auf, wobei die sehr unterschiedlichen Organismengruppen der Oomycetes und *Woronina polycystis* (Plasmodiophoromycetes) sowie des Makrozoobenthos teilweise durchaus unterschiedlich auf verschiedene Umweltfaktoren reagieren. Eine vertiefende weiterführende u. a. auch statistische Analyse soll die Beziehungen zwischen ökologischen Faktoren und der biologischen Diversität der behandelten Gruppen eingehender analysieren. Zukünftige Auswertungen der Untersuchungsergebnisse sollen auch bisher nicht betrachtete Aspekte mit einbeziehen, beispielsweise

- Jährliche und längszonale Variabilität der Diversität für die Organismengruppen aquatischer Oomycetes und Makrozoobenthos durch Vergleich zweier Jahresserien
- Auswertung des Makrozoobenthos unter Verwendung verschiedener Diversitäts-Indices in Bezug auf die ökologisch relevanten Einflussgrößen
- Darstellung der räumlichen Verteilung der Biodiversität beider Organismengruppen im Untersuchungsgebiet
- Identifikation von Indikatororganismen f
 ür unterschiedliche Landnutzungstypen

• Einfluss von Erlenbeständen auf die Verbreitung bestimmter aquatischer Oomycetes Arten.

Langfristiges Ziel ist die Ableitung von regionalen Leitbildern für den betrachteten Naturraum, sowohl für naturlandschaftlich als auch für kulturlandschaftlich geprägte Ökosysteme. Dabei stehen die Aspekte der Biodiversität im Vordergrund.

6 Literatur

- BRAUKMANN, U. (2000): Hydrochemische und biologische Merkmale regionaler Fließgewässertypen in Baden-Württemberg: Oberirdische Gewässer. Karlsruhe. (Gewässerökologie. Bd. 56)
- FREDE, A.; HOFFMANN, A.; PALEIT, J. & N. PANEK (2005): Forschung in Buchenwald-Nationalparken: sigmasoziologisch-strukturanalytische Ansätze mit Fokus auf den Nationalpark Kellerwald-Edersee. Natur und Landschaft 80(12): 514-518
- KOLKWITZ, R. & M. MARSSON (1902): Grundsätze für die biologische Beurteilung des Wassers nach seiner Flora und Fauna. Mitt. Königl. Prüfanst. f. Wasservers. u. Abwasserbes., Berlin-Dahlem 1: 33-72
- KOLKWITZ, R. & M. MARSSON (1909): Ökologie der tierischen Saprobien. Int. Rev. d. ges. Hydrobiol. u. Hydrogr. 2: 126-152
- LAWA (LÄNDERARBEITSGEMEINSCHAFT WASSER) (2000): Gewässerstrukturgütekartierung in der Bundesrepublik Deutschland. Berlin (Kulturbuchverlag)
- RIETHMÜLLER, A. (2000): Morphologie, Ökologie und Phylogenie aquatischer Oomyceten. Berlin (Cramer) (Bibliotheca Mycologica 185)
- RIETHMÜLLER, A.; GRÜNDEL, A. & E. LANGER (eingereicht): The seasonal occurrence of aquatic Oomycetes in lakes and rivers of different water chemistry of Hesse, Germany. Limnologica.
- RIETHMÜLLER, A.; GRÜNDEL, A. & E. LANGER (2006): The seasonal occurrence of the sewage fungus Leptomitus lacteus (Roth) C. Agardh in stagnant and running water bodies of different water chemistry of Hesse and Thuringia, Germany. Acta hydrochimica et hydrobiologica 34: 58-66
- RIETHMÜLLER, A.; KELLNER, K. & E. LANGER (angenommen): Species of the Saprolegniales in water and soil samples of moist areas declared as laminar natural monuments of the administrative district of Kassel, Germany. Philippia.
- RIETHMÜLLER, A. & E. LANGER (2005a): Biodiversität und Ökologie aquatischer Oomycetes-Arten im Auesee und in der Fulda in Kassel (Hessen). Acta hydrochimica et hydrobiologica 33(2): 157-164
- RIETHMÜLLER, A. & E. LANGER (2005b): Saisonales Vorkommen von Arten der Saprolegniales und Leptomitales im Auesee und in der Fulda in Kassel (Hessen) unter Berücksichtigung fischpathogener Arten. Acta hydrochimica et hydrobiologica 33(6): 622-634
- STEIN, U. & U. BRAUKMANN (2005): Gewässerökologische Bestanderfassung und Maßnahmenplanung als Beitrag zur Renaturierung der Waldbäche im Nationalpark "Kellerwald-Edersee": 1. Zwischenbericht: Schadstrukturen, Strukturdefizite und erste Vorschläge zur naturgemäßen Gewässerentwicklung. Unveröffentlichtes Gutachten.
- WRRL (EU-WASSERRAHMENRICHTLINIE) (2000): Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Ge-

meinschaft im Bereich der Wasserpolitik. - Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften L327/1 vom 22.12.2000, Luxemburg.

Treffpunkt Biologische Vielfalt 7	2007	185 - 190	Hrsg.: Bundesamt für Naturschutz, Bonn
-----------------------------------	------	-----------	--

Wasserrahmenrichtlinie schafft Anreiz zur vollständigen Erfassung der benthischen Algen in Fließgewässern - aktueller Stand und Ausblick

JULIA FOERSTER & ANTJE GUTOWSKI

Schlagwörter: Fließgewässer; ökologischer Zustand; Wasserrahmenrichtlinie; benthische Algen

1 Einleitung

Im Dezember 2000 wurde von der Europäischen Union die Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) verabschiedet (EU 2000), wonach in Zukunft für Oberflächengewässer (Fließgewässer und Seen) der ökologische Zustand festgestellt werden muss. Dieser wird in erster Linie anhand der Artenzusammensetzung der Gewässerorganismen bestimmt, während chemisch-physikalische Parameter nur noch zweitrangig in die Bewertung eingehen. Dieser Organismen-zentrierte Ansatz stellt eine wesentliche Neuerung der WRRL gegenüber den bisher verwendeten Verfahren zur Gewässergütebestimmung dar (FELD et al. 2005). In der WRRL werden explizit vier biologische Qualitätskomponenten genannt: (a) Fische, (b) Makrozoobenthos, (c) Phytobenthos und Makrophyten sowie (d) Phytoplankton. Gemäß den Definitionen der WRRL müssen im sehr guten ökologischen Zustand die Zusammensetzung der Biozönosen sowie die Abundanzen der Arten den für den jeweiligen Gewässertyp charakteristischen Bedingungen (Referenzbedingungen) vollkommen oder nahezu vollkommen entsprechen.

Im Jahr 2000 existierte weder in Deutschland noch in den anderen europäischen Staaten ein Verfahren, mit dem eine Bewertung des ökologischen Zustands eines Fließgewässers anhand der aktuellen Situation der biologischen Qualitätskomponenten möglich gewesen wäre (ATV-DVWK 2001). Daher wurde in den Jahren 2000 bis 2003 das Forschungsprojekt "PHYLIB" durchgeführt, mit dem für die Qualitätskomponente "Makrophyten und Phytobenthos" ein Bewertungsverfahren für Fließgewässer und Seen Deutschlands entwickelt wurde, das den Anforderungen der WRRL entspricht (SCHAUMBURG et al. 2004a,b). Im Jahr 2004 wurden die im PHYLIB-Projekt erreichten Ergebnisse durch einen bundesweiten Praxistest überprüft und in einigen Bereichen überarbeitet. In beiden Projekten wurden neben den Makrophyten (inkl. Charales) und den benthischen Diatomeen auch alle anderen benthischen Algen (Phytobenthos excl. Charales und Diatomeen; "übriges" Phytobenthos) erfasst. Diese Algen wurden bisher bei wasserwirtschaftlichen Routineuntersuchungen gar nicht und bei wissenschaftlichen Forschungsarbeiten nur selten beachtet. Gründliche Untersuchungen der Algenflora einzelner Fließgewässer oder Regionen Deutschlands stammen vorwiegend aus den 1920-1960er Jahren (BACKHAUS 1968, 1973; BEHRE 1961, 1963; BUDDE 1927, 1928, 1935; BRAUNE 1975; FRIEDRICH 1973; GEITLER 1927; MÖLLER & PANKOW 1973, 1981), es gibt nur wenige aktuelle Studien (ENSMINGER et al. 2000; LEUKART 1995; TÄUSCHER & TÄU-SCHER 1994). Diese wissenschaftlichen Arbeiten beziehen sich zudem jeweils nur auf ein begrenztes geographisches Gebiet oder nur auf einzelne Algengruppen. Daher stellen die im Rahmen des PHYLIB-Projektes und des anschließenden Praxistestes erhobenen Daten eine erste bundesweite und umfassende Datenerhebung des "übrigen" Phytobenthos (Phytobenthos excl. Charales und Diatomeen) dar.

2 Material und Methoden

Im Rahmen des PHYLIB-Projektes wurde die Zusammensetzung des "übrigen" Phytobenthos an 122 Probestellen an unterschiedlichsten Fließgewässern Deutschlands ermittelt, wobei die meisten Probestellen zweimal beprobt wurden: im Winter 2000/01 und im Sommer 2001. Weitere 65 Probestellen in elf Bundesländern wurden im Rahmen des Praxistestes im Sommer 2004 beprobt. Somit lagen insgesamt Daten von 275 Probenahmen an 187 Probestellen an 148 Fliessgewässern Deutschlands vor. Diese Fließgewässer gehörten zu unterschiedlichen Fließgewässertypen (SOMMERHÄUSER & POTTGIESSER 2004) und waren in unterschiedlichem Maße anthropogenen Beeinflussungen ausgesetzt. Zu den beprobten Fließgewässern wurde ein umfangreiches Datenset an Umweltdaten zusammengestellt. Multivariate statistische Auswertungen (v. a. Korrespondenz- und Clusteranalysen) ebenso wie univariate Auswertungsmethoden und vegetationssoziologische Kreuztabellen dienten dazu, unterschiedliche Typen von Fließgewässern zu definieren (vgl. FOERSTER et al. 2004) und innerhalb dieser Fließgewässertypen Korrelationen der Artenzusammensetzung zu den Degradationsstufen aufzudecken. Weitere Angaben zur Verbreitung, zum Vorkommen und zur Autoökologie der Arten wurden der Literatur entnommen.

3 Ergebnisse

An nahezu allen untersuchten Probestellen waren Vertreter des Phytobenthos excl. Charales und Diatomeen zu finden. Nur bei fünf Probenahmen war keinerlei Bewuchs durch benthische Algen nachzuweisen, was in einigen Fällen vermutlich durch extreme hydrologische Verhältnisse (Hochwassersituation bzw. Trockenfallen) bedingt war. Im Durchschnitt traten pro Probestelle 5-15 Taxa auf. Insgesamt konnten an den untersuchten Probestellen 176 benthische Taxa aus elf Algenklassen nachgewiesen werden. Dabei konnten insgesamt 58 Nachweise von 15 Arten geführt werden, die in der Roten Liste (BFN 1996) in die Kategorien 2 oder 3 eingestuft sind.

Multivariate statistische Auswertungen zeigten, dass sich die Artenzusammensetzung an den Referenzstellen vor allem in Abhängigkeit von der geochemischen Prägung des Gewässers verändert: an silkatisch geprägten Fließgewässern traten andere Arten auf als an karbonatisch geprägten Fließgewässern. Weitere Unterschiede in der Artenzusammensetzung konnten auf die Ökoregion (Alpen, Voralpen, Mittelgebirge oder Norddeutsches Tiefland) zurückgeführt werden. Auf Grundlage dieser Kriterien wurden sechs biozönotisch relevante Typen von Fließgewässern definiert, die unter Referenzbedingungen eine jeweils charakteristische Artenzusammensetzung aufweisen.

Um anhand der benthischen Algen innerhalb der Fließgewässertypen verschiedene Degradationsstufen beschreiben zu können, wurden die Taxa in vier Kategorien eingestuft (Tab. 1). Diese Einstufungen beruhten auf den Ergebnissen der multivariaten Auswertungen und denen der univariaten Auswertungen zum Vorkommen einzelner Taxa in Bezug zu bestimmten gewässerchemischen Parametern ebenso wie auf Literaturangaben.

Über eine Formel, bei der die Abundanzen der Taxa aus den jeweiligen Kategorien gewichtet und miteinander verrechnet werden, kann nun ein Bewertungsindex berechnet werden, aus dem sich der ökologische Zustand ableiten lässt. Für eine Gesamtbewertung des Gewässers kann dieser Bewertungsindex mit den Bewertungen der Teilkomponenten "Makrophyten" bzw. "Diatomeen" verschnitten werden.

Tab. 1: Einteilung von Phytobenthos-Taxa in die vier Bewertungskategorien (vgl. SCHAUMBURG et al. 2004a)

Kategorie	Beschreibung
Α	sensible Arten, charakteristisch für bestimmte Fließgewässertypen
В	weniger sensible Arten, Vorkommen nicht so eng begrenzt wie unter A
С	typunspezifische Störzeiger (Eutrophierung bzw. einen mäßigen bis unbefriedigenden saprobiellen Zustand anzeigend)
D	typunspezifische Störzeiger (sehr starke Eutrophierung, unbefriedigenden bis schlechten saprobiellen Zustand bzw. Schwermetallbelastung anzeigend)

4 Diskussion

Benthische Algen stehen als Primärproduzenten an der Basis der Nahrungsnetze im Fließgewässer. Insbesondere in belichteten Abschnitten von kleinen und mittelgroßen Flüssen wird die Primärproduktion zum großen Teil durch benthische Algen geleistet (VANNOTE et al. 1980, STEVENSON 1996). Für ihr Wachstum benötigen die Algen neben einem ausreichenden Lichtangebot anorganische Nährstoffe wie z. B. Stickstoff und Phosphor. Für das Ökosystem stellen die Algen somit wichtige "sinks" für diese Nährstoffe dar (BORCHARDT 1996, MULHOLLAND 1996). Nachdem sich die Forschung in den letzten Jahrzehnten vor allem auf das Erfassen der Kieselalgengemeinschaften konzentrierte, wurden in der hier vorgestellten Arbeit zum ersten Mal bundesweit alle anderen Gruppen der benthischen Algen umfassend untersucht. Dabei konnte eine große Artenvielfalt nachgewiesen werden. Taxa des Phytobenthos excl. Charales und Diatomeen waren an fast allen Probestellen anzutreffen. Der Artenreichtum pro Probestelle war zwar deutlich geringer als der der Diatomeen, war aber mit dem der Makrophyten vergleichbar.

Auch wurden Zusammenhänge zwischen dem Artvorkommen und bestimmten Umweltfaktoren deutlich. Dies waren einerseits Umweltfaktoren, die zur Abgrenzung unterschiedlicher Fließgewässertypen genutzt werden konnten. Andererseits ergaben sich mitunter auch deutliche Korrelationen zwischen den Veränderungen der Artenzusammensetzung und physikochemischen Parametern, die eine Belastung des Fließgewässers anzeigen (wie z. B. der BSB₅-Wert oder der Nitratgehalt des Wassers). Mit den erhobenen Daten konnte daher ein Bewertungsverfahren entwickelt werden, dass den Anforderungen der WRRL entspricht. Die Anwendung dieses Verfahrens liegt nun in der Hand der zuständigen wasserwirtschaftlichen Behörden.

Der Vorteil der Untersuchung des Phytobenthos liegt im integrierten Bild über Einflüsse auf den Wasserlauf vor der Probenahme. Denn anders als bei den Momentaufnahmen der chemisch-physikalischen Analysen bietet sich wegen der unterschiedlichen Generationszeiten der verschiedenen Organismen von wenigen Tagen bis zu mehreren Jahren die Möglichkeit, sowohl Kurzzeit- als auch Langzeitveränderungen zu beobachten. Damit nehmen die benthischen Algen eine vermittelnde Stellung ein zwischen den Diatomeen (Kurzzeitindikation) und den Makrophyten (Langzeitindikation). Potentiell können anhand der Algengemeinschaften Aussagen zu den Nährstoffbedingungen sowie zu thermischen Bedingungen, zum Salzgehalt, zur Versauerung und zur Schadstoffbelastung der Fließgewässer getroffen werden. Allerdings führt das im PHYLIB-Projekt entwickelte Bewertungsverfahren zu einer integrativen Aussage, es findet keine Einzelindikation statt.

Da das "übrige" Phytobenthos in den letzten Jahrzehnten nur sehr selten untersucht wurde und die Artenkenntnis dieser Organismen in den Lehrplänen der Universitäten fast nicht mehr auftaucht, sind zurzeit in Deutschland nur wenige Experten in der Lage, die Arten zuverlässig zu bestimmen. Abhilfe soll durch die Durchführung von Kursen geschaffen werden. In einigen Bundesländern wurden bereits Schulungen der Mitarbeiter hinsichtlich der Probenahme und der mikroskopischen Auswertung durchgeführt. Weiterhin ist geplant, eine übersichtliche Bestimmungshilfe zu erarbeiten, die sowohl die Vorgehensweise bei der Probenahme beschreibt als auch die bei der mikroskopischen Analyse nötigen Kriterien zusammenfassend darstellt. Auch Hinweise zur Qualitätssicherung müssen erarbeitet werden.

Insgesamt bietet sich somit bei der Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie die Chance, dass der Bestand der bisher vergleichsweise selten beachteten Algen des "übrigen" Phytobenthos flächendeckend erfasst wird. Diese Daten können nicht nur zur Bewertung des Fließgewässers, sondern auch für Fragestellungen des Naturschutzes und der Artenvielfalt herangezogen werden – z. B. für die regelmäßige Überarbeitung der Roten Liste.

5 Literatur

- DEUTSCHE VEREINIGUNG FÜR WASSERWIRTSCHAFT, ABWASSER UND ABFALL E.V. (ATV-DVWK) (2001): Leitbild-bezogenes Bewertungsverfahren mit Makrophyten und Phytobenthos. Hennef (GFA-Verlag)
- BACKHAUS, D. (1968): Ökologische Untersuchungen an den Aufwuchsalgen der oberen Donau und ihrer Quellflüsse. II. Die räumliche und zeitliche Verteilung der Algen. Archiv für Hydrobiologie / Supplement XXXIV: 24-73
- BACKHAUS, D. (1973): Fließgewässeralgen und ihre Verwendbarkeit als Bioindikatoren. Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie 2: 149-168
- BEHRE, K. (1961): Die Algenbesiedlung der Unterweser unter Berücksichtigung ihrer Zuflüsse (ohne Kieselalgen). Veröffentlichungen des Institutes für Meeresforschung in Bremerhaven 7: 71-263
- BEHRE, K. (1963): Die Algenbesiedlung einiger Häfen in Bremerhaven und ihre Beziehungen zur Verschmutzung dieser Gewässer. Veröffentlichungen des Institutes für Meeresforschung in Bremerhaven VIII: 192-249
- BORCHARDT, M.A. (1996): Nutrients. In: STEVENSON, R.J., BOTHWELL, M.L. & R. LOWE.: Algal Ecology. Freshwater Benthic Ecosystems. San Diego (Academic Press): 183-227
- BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ (1996): Rote Liste gefährdeter Pflanzen Deutschlands. Münster (Landwirtschaftsverlag) (Schriftenreihe für Vegetationskunde 28)
- BRAUNE, W. (1975): Studien zur Algenbesiedlung der Saale im Raum Jena. II. Vergleich der jahreszeitlichen Besiedlungsdynamik ober- und unterhalb der Stadt. Limnologica 9: 443-480
- BUDDE, H. (1927): Die Rot- und Braunalgen des Westfälischen Sauerlandes. Berichte der Deutschen Botanischen Gesellschaft XLV:143-150
- BUDDE, H. (1928): Die Algenflora des Sauerländischen Gebirgsbaches. Archiv für Hydrobiologie XIX: 433-520
- BUDDE, H. (1935): Die Algenflora der Eder. Archiv für Hydrobiologie XXVIII: 240-253

- ENSMINGER, I.; HAGEN, C. & W. BRAUNE (2000): Strategies providing success in a variable habitat: I. Influence of environmental factors on dominance of *Cladophora glomerata*. Plant, Cell & Environment 23(10): 1119-1128
- EUROPÄISCHE UNION (2000): Richtlinie/60/EG des Europäischen Parlamentes und des Rates vom 23.Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik. Amtsblatt der Europäischen Union, L 327/1, 22.12.2000.
- FELD, C.K.; RÖDIGER, S.; SOMMERHÄUSER, M. & G. FRIEDRICH (2005): Typologie, Bewertung, Management von Oberflächengewässern. Stand der Forschung zur Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie. Stuttgart (E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung) (Limnologie Aktuell 11)
- FOERSTER, J.; GUTOWSKI, A. & J. SCHAUMBURG (2004): Defining types of running waters in Germany using benthic algae: A perequisite for monitoring according to the Water Framework Directive. Journal of Applied Phycology 16: 407-418
- FRIEDRICH, G. (1973): Ökologische Untersuchungen an einem thermisch anomalen Fließgewässer (Erft/Niederrhein). (Schriftenreihe der Landesanstalt für Gewässerkunde und Gewässerschutz des Landes Nordrhein-Westfalen 33)
- GEITLER, L. (1927): Über Vegetationsfärbungen in Bächen. Biologia Generalis 3: 791-814
- LEUKART, P. (1995): Studies on the macroalgal vegetation of a small soft-water stream in the Spessart mountains, Germany, with reference to algal distribution and seasonality. Algological Studies 79: 77-92
- MÖLLER, B. & H. PANKOW (1973): Beitrag zur Algenflora der Elde (Mecklenburg). Wissenschaftliche Zeitschrift der Universität Rostock Mathematisch-Naturwissenschaftliche Reihe 6/7: 741-748
- MÖLLER, B. & H. PANKOW (1981): Algensoziologische und saprobiologische Untersuchungen an Vorflutern der Elbe. Limnologica 13: 291-349
- MULHOLLAND, P.J. (1996): Role in Nutrient Cycling in Streams. In: STEVENSON, R.J., BOTHWELL, M.L. & R. LOWE: Algal Ecology. Freshwater Benthic Ecosystems. San Diego (Academic Press): 609-639
- Schaumburg, J., Schmedtje, U.; Schranz, C.; Köpf, B.; Schneider, S.; Meilinger, P.; Stelzer, P.; Hofmann, G.; Gutowski, A. & J. Foerster (2004a): Erarbeitung eines Bewertungsverfahrens für Fließgewässer und Seen im Teilbereich Makrophyten und Phytobenthos zur Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie, Schlussbericht. Bundesministerium für Bildung und Forschung (FKZ 0330033), Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (O 11.03) http://www.bayern.de/lfw/technik/gkd/lmn/fliessgewaesser_seen/pilot/pub_g.htm
- SCHAUMBURG, J.; SCHRANZ, C.; FOERSTER, J.; GUTOWSKI, A.; HOFMANN, G.; MEILINGER, P.; SCHNEIDER, S. & U. SCHMEDTJE (2004b): Ecological classification of macrophytes and phytobenthos for rivers in Germany according to the Water Framework Directive. Limnologica 34: 283–301
- SOMMERHÄUSER, M. & T. POTTGIESSER (2004): Biozönotisch bedeutsame Fließgewässertypen der BRD, Stand Februar 2004,
 - $http://www.fliessgewaesserbewertung.de/downloads/typ_anhang_typen_tabelle.pdf.$

- STEVENSON, R.J. (1996): An Introduction to Algal Ecology in Freshwater Benthic Habitats. In: STEVENSON, R.J.; BOTHWELL, M.L. & R. LOWE: Algal Ecology. Freshwater Benthic Ecosystems. San Diego (Academic Press): 3-30
- TÄUSCHER, H. & L. TÄUSCHER (1994): Hydrobotanische Untersuchungen an und in den Gewässern von Berlin und Brandenburg. Verhandlungen der Botanischen Vereinigung Berlin Brandenburg 127: 171-175
- VANNOTE, R.L.; MINSHALL, G.W.; CUMMINS, K.W.; SEDELL, J.R. & C.E. CUSHING (1980): The River Continuum Concept. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 37(1): 130-137

Treffpunkt Biologische Vielfalt 7 200°	191 - 198	Hrsg.: Bundesamt für Naturschutz, Bonn
--	-----------	--

Anpassung, Aussterben und genetische Verarmung - Auswirkungen des Pestizids TBT auf die Fitness und genetische Populationsstruktur bei *Chironomus riparius*

CHRISTIAN VOGT, MAREN HEß & CARSTEN NOWAK

Schlagwörter: Habitatfragmentierung; Schadstoffbelastung; Gewässerverschmutzung; genetische Vielfalt; Chironomiden

1 Einleitung

Die anthropogen verursachte Schadstoffbelastung der Umwelt wird generell als eine der Hauptursachen für die Bedrohung der globalen Lebensvielfalt oder Biodiversität betrachtet (COLBORN et al., 1996; FENT, 2003). Es gibt zahlreiche Beispiele in der Geschichte, welche die dramatischen Auswirkung von Chemikalien in der Umwelt zeigen. In Folge zahlreicher Chemieunfälle wurden ganze Ökosysteme derart belastet, dass fast alles Leben im wahrsten Sinne des Wortes erlosch. Die Liste solcher Störfälle ist lang und Namen wie Seveso (1976), Bophal (1984) und Sandoz (1986) haben sich als bittere Mahnmale in der Menschheitsgeschichte manifestiert. In Europa konnten Chemieunfälle in den letzten Jahren, aufgrund verbesserter Sicherheitstechniken und größerem öffentlichen Interesse glücklicherweise vermieden werden. Neben Störfällen gelangen Chemikalien allerdings auch gezielt in die Umwelt, wie es beispielsweise durch Pflanzen- und Holzschutzmittel der Fall ist. Durch die gezielte Ausbringung werden neben Agrarökosystem auch angrenzende Lebensräume durch z.B. Windverdriftung belastet. Im Gegensatz zu den Schaumkronen auf Flüssen früherer Tage sind die heutigen Umweltprobleme in Folge von Chemikalienbelastungen nicht mehr durch Fische, welche auf dem Rücken schwimmen zu identifizieren. Sie sind viel subtilerer Natur, da "moderne Chemikalien" zumeist im sehr niedrigen Konzentrationen schädigende Wirkungen auf Organismen haben (FENT, 2003). Ein trauriges Beispiel dafür ist das Imposexphänomen bei Schnecken, welches durch Bisphenol A bereits bei umweltrelevanten Konzentrationen im Nanogramm pro Liter-Bereich ausgelöst wird (OEHLMANN et al., 2006). Interessanterweise sind bisher jedoch kaum Aussterbeprozesse bekannt, bei denen eine chronische Umweltbelastung als Hauptursache ermittelt werden konnte. Die Gründe hierfür sind vielfältig: Zum Ersten spielen beim Aussterben von Arten meist mehrere Faktoren eine wichtige Rolle (Fischerei und Jagd, Habitatzerstörung, Umweltverschmutzung etc.) (FRANKHAM et al., 2004) und zweitens ist der Rückgang der Biodiversität ein versteckter, schleichender Prozess, der nur in wenigen Fällen wissenschaftlich genau dokumentiert und erforscht wurde (BICKHAM et al., 2000). Die Auswirkungen von chronischen, also lang anhaltenden Schadstoffbelastungen auf Artgemeinschaften und Ökosysteme über längere Zeiträume hinweg sind kaum bekannt.

Um neue Erkenntnisse zu gewinnen, inwieweit sich umweltrelevante Schadstoffkonzentrationen längerfristig auf Populationen auswirken, wurden im Rahmen des Projektes "Genetische Verarmung bei Wirbellosen als Folge von Schadstoffstress - ein Beitrag zur Biodiversitätsforschung" (BWPLUS-Programm, Projektnummer BWR22018) mehrere Multigenerationsexperimente mit der Zuckmücke *Chironomus riparius* durchgeführt. Weiterhin wurden die vorexponierten Populationen anschließend an einen zusätzlichen Stressor exponiert. *Chironomus*-Larven sind in vielen Typen von Süßgewässern der gemäßigten

Zonen weit verbreitet und besetzen aufgrund ihrer hohen Biomasse und den dadurch bedingten großen Stoffumsatzraten, eine zentrale Rolle in vielen aquatischen Ökosystemen (PINDER, 1986; ARMITAGE et al., 1995). Chironomiden sind im Labor gut zu hältern und werden in ökotoxikologischen Untersuchungen routinemäßig eingesetzt (OECD, 2004). Als Stressor wurde die Organozinnverbindung Tributylzinn aufgrund der weiten Verbreitung in aquatischen Ökosystemen (BURTON et al., 2005) und der hohen Toxizität gegenüber Chironomiden (HAHN & SCHULTZ, 2002) ausgewählt. Als weiterer Stressor wurde Cadmium auf seine Effekte bei einem Schadstoffwechsel untersucht. Im Rahmen des Projektes wurden mehrere Multigenerationsexperimente mit verschiedenen Belastungskonzentrationen durchgeführt, von denen zwei Studien, mit einer geringen und einer höheren Belastungsstufe, vorgestellt werden. Außerdem wurde die natürliche Situation von wechselnden Schadstoffen simuliert, indem an die Multigenerationsexperimente anschließend eine Cadmiumexposition durchgeführt wurde.

2 Effekte von umweltrelevanten TBT-Konzentrationen auf Fitness und langfristige Aussterbewahrscheinlichkeit von *C. riparius*

2.1 Durchführung der Multigenerationsstudien

Die Multigenerationsstudien wurden im Labor in Anlehnung an die standardisierte OECD Vorschrift 218 (OECD, 2004) durchgeführt. Diese internationale Vorschrift wurde speziell für die routinemäßige Durchführung von Studien, mit dem Ziel der Effektermittlung von Chemikalien auf *C. riparius* entwickelt. Die Zuckmücken wurden im Labor gegenüber zwei unterschiedlich hohen Schadstoffkonzentrationen, welche sich beide im umweltrelevanten Bereich befinden, über zahlreiche Generationen exponiert. Zum Ersten wurde eine niedrige TBT Konzentration von 195 μg TBT/kg ausgewählt, bei der im Vorversuch keine Effekte auf die Fitness festgestellt werden konnten. Zum Zweiten wurde eine deutlich höhere TBT Konzentration von 390 μg TBT/kg eingesetzt (VOGT et al., 2006). Bei dieser Konzentration wurden im Vorexperiment deutlich Effekte auf die Entwicklung und Reproduktion festgestellt. In den Experimenten wurden fitnessrelevante Parameter und die genetische Diversität, welche anhand von hoch variablen Mikrosatellitenmarkern bestimmt wurde (NOWAK et al., 2006), als Endpunkte definiert. Weiterhin wurde zur besseren Abschätzung des Aussterberisikos die Populationswachstumsrate (PWR) nach FORBES & COLD (2005) berechnet.

2.2 Ergebnisse und Diskussion der Studie mit einer niedrigen TBT-Konzentration

In den Experimenten konnte deutlich festgestellt werden, dass eine niedrige TBT-Konzentration (195 μg TBT/kg) über elf Generationen keinen wesentlichen Effekt auf die Entwicklung und Reproduktion der *Chironomus*-Populationen hat. Die Populationswachstumsraten (PWR) beider Behandlungsgruppen sind stets auf demselben hohen Niveau und liegen deutlich über der kritischen Grenze von 1,0 d⁻¹ (Abb. 1A). Die Beobachtungen des Vorexperimentes können auch für den Multigenerationsansatz bestätigt werden. Ähnlich hohe Populationswachstumsraten für *C. riparius* wurden auch von LOPES et al. (2005) im Labor unter Kontrollbedingungen mit 1,28 d⁻¹ festgestellt. Diese hohen PWR sind durch den potentiell sehr großen reproduktiven Output zu erklären, da jedes Weibchen ein Gelege aus etwa 600 einzelnen Eiern produziert. Außerdem wurden die Experimente im Labor durchgeführt, wobei stets optimale Temperaturen und Futterbedingungen gewährleistet wurden. Sehr interessant ist die Beobachtung, dass in den letzten

Generationen die gegenüber TBT exponierte Population eine höhere PWR aufweist als die Kontrollbehandlung. Dieses ist zum großen Teil durch die erhöhte Anzahl an produzierten Gelegen pro Weibchen und durch größere Gelege zu erklären. Die Veränderung der Lebensstrategien hin zu mehr Nachkommen ist bereits in zahlreichen Studien mit Chironomiden beschrieben worden (POSTMA & DAVIDS, 1995; RISTOLA et al., 2001) und kann teilweise zusätzlich durch Anpassung erklärt werden. So weisen Akutexperimente, welche parallel zu den Multigenerationsstudien durchgeführt wurden, auf eine geringere Sensitivität nach acht Generationen gegenüber TBT hin (Ergebnisse nicht dargestellt). Die exponierte Population minimiert durch diese beiden Möglichkeiten der Veränderung des Lebenszyklus und durch Anpassung das langfristige Aussterberisiko.

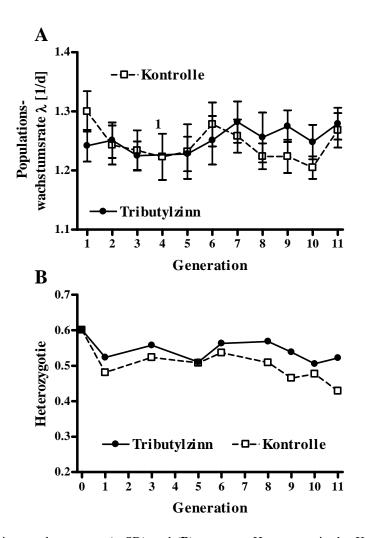


Abb. 1: (A) Populationswachstumsrate (± SD) und (B) erwartete Heterozygotie der Kontrolle und der TBT-Behandlung der Multigenerationsstudie mit einer TBT-Konzentration von 195 μg TBT/kg (Index 1 – ausgefallene Population - nächste Generation aufgebaut durch Rückstellpopulation, 500 Tiere pro Population)

Hinsichtlich der genetischen Diversität wurde in beiden Behandlungen eine annähernd gleiche Heterozygotie ermittelt (Abb. 1B). Die genetische Variabilität bleibt durch die Schadstoffexposition bei der niedrigen Konzentration unbeeinflusst, was durch die hohe effektive Populationsgröße zu erklären ist. Auch in Freilandstudien konnte durch andere Autoren festgestellt werden, dass zahlreiche Organismen wie z. B. Mäuse (BERCKMOES et al., 2005) und Fische (WHITEHEAD et al., 2003) keine Unterschiede hinsichtlich

ihrer genetischer Diversität in Zusammenhang mit Umweltbelastung aufweisen. Durch die gewonnen Erkenntnisse ist davon auszugehen, dass eine niedrige TBT Konzentration kein erhöhtes Aussterberisiko für *C. riparius*-Populationen birgt.

2.3 Ergebnisse und Diskussion der Studie mit einer erhöhten TBT-Konzentration

Im Falle der höheren TBT-Konzentration von 390 µg TBT/kg konnten die bekannten toxischen Effekte des Biozids auf Invertebraten deutlich gezeigt werden. So ist die Populationswachstumsrate (PWR) in jeder Generation in der TBT-Behandlung stets niedriger als in der Kontrolle (Abb. 2A). Signifikante Unterschiede wurden in zahlreichen Generationen festgestellt (p < 0,05; T-Test) und die Ergebnisse der Vorstudie konnten auch in diesem Fall bestätigt werden (VoGT et al., 2006) Interessant ist dabei, dass die PWR auch für TBT stets über 1,0 d⁻¹ liegen und die Populationen somit täglich wachsen. Der Fortbestand ist unter Laborbedingungen nicht gefährdet. Jede Generation produziert genug Nachkommen, um die nächste Generation gründen zu können. Die verringerten PWR bei TBT Belastung implizieren aber für die Freilandexposition bereits ein erhöhtes Aussterberisiko. Chironomiden gehören z. B. zu den wichtigsten Fischnährtieren und unterliegen deshalb einem hohen Räuberdruck (ARMITAGE et al., 1995). Hohe PWR sind für das Überleben dieser Art dadurch essentiell.

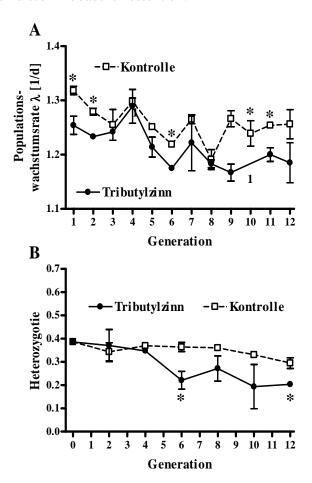


Abb. 2: (A) Populationswachstumsrate (MW ± SD) und (B) erwartete Heterozygotie (MW ± SD) der Kontrolle und der TBT-Behandlung in der Multigenerationsstudie bei einer **TBT-Konzentration von 390 μg TBT/kg** (* p < 0,05; T-Test; X²-Test; Index 1 – ausgefallene Population - nächste Generation aufgebaut durch Rückstellpopulation, 350 Tiere pro Population).

Im Gegensatz zur ersten Studie wurden weiterhin dramatische Effekt auf die genetische Diversität festgestellt (Abb. 2B). Die Heterozygotie nimmt im Verlauf der Generationen stetig ab und der Anteil an heterozygoten Genorte liegt bei der TBT-Behandlung ab der sechsten Generation stets unter der Kontrolle. Der Verlust an genetischer Diversität wird auch durch eine signifikant negative Korrelation deutlich (p < 0,05; Pearson-Korrelation) deutlich, wobei die Heterozygotie mit jeder weiteren Generation abnimmt. Dieses Phänomen wurde bei der Kontrolle nicht beobachtet und ist somit nur durch die TBT-Exposition zu erklären. Neben der reinen Gefährdung durch die niedrigeren PWR besteht also noch eine weitere Gefahr für die exponierte Population, die der genetischen Verarmung. Studien haben gezeigt, dass Populationen mit einem verarmten Genpool empfindlicher gegenüber Krankheiten und gegen Inzuchtdepression sind (HEBERT & LUIKER, 1996; REED et al., 2003). Weiterhin besitzen solche Populationen ein niedrigeres Potential sich an neue Umweltbedingungen anzupassen und damit auch erhöhtes langfristiges Aussterberisiko (FRANKHAM, 2005). Als Ursache für die Verringerung der genetischen Variabilität innerhalb der TBT-exponierten Population kommen eine Verkleinerung der effektiven Populationsgröße (Bottleneck) als auch die negative Beeinflussung der Reproduktion in Betracht. Dieses wurde auch von BICK-HAM et al. (2000) als eine der wichtigsten Ursachen für die Verminderung der genetischen Vielfalt bei Schadstoffexposition postuliert. Weiterhin spielen Selektion und Adaption eine wichtige Rolle (BELFIORE & ANDERSON, 2001).

Um der aufgeworfenen Fragestellung, inwieweit die verarmte Population in der Lage ist, sich an veränderte Umweltbedingungen anzupassen, wurden die Multigenerationsstudien erweitert und die freilandrelevantere Situation von wechselnden Schadstoffen mit dem Schwermetall Cadmium simuliert.

3 Effekte eines anschließenden Schadstoffwechsel von TBT auf Cadmium

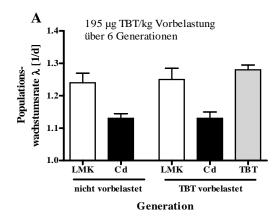
3.1 Durchführung

In der ersten Studie erfolgte der Schadstoffwechsel nach der sechsten Generation (HEß, 2005) und in der zweiten Studie nach der neunten Generation. Dabei wurde das in der Umwelt weit verbreitete Schwermetall Cadmium in einer Konzentration von 1,2 mg/kg eingesetzt. Die Tiere wurden für weitere drei Generationen nur an das Schwermetall exponiert.

3.2 Ergebnisse und Diskussion

In den Experimenten konnte deutlich festgestellt werden, dass die niedriger und über einen kürzeren Zeitraum vorbelastete Population in der Lage ist den Stressorwechsel zu verkraften. So ist zwar deutlich der negative Effekt von Cadmium auf die Populationswachstumsraten (PWR) zu erkennen, allerdings unterscheiden sich vorbelastete und nicht vorbelastete Population nicht (Abb. 3A). Ähnliche Ergebnisse wurden auch von RISTOLA et al. (2001) festgestellt, wobei mit 2,4,5-trichlophenol vorexponierte Zuckmückenpopulationen nicht empfindlicher gegenüber dem Stressor nach drei Generationen waren, als die dazugehörige Kontrollgruppe. Bei der höher vorbelasteten und länger exponierten Population kann allerdings festgestellt werden, dass die nicht vorbelastete und vorbelastete Population signifikant unterschiedliche PWR bei Cadmiumstress aufweisen (Abb. 3B). So ist die PWR der vorbelasteten Population signifikant niedriger (p < 0,05; T-Test) als die der nicht vorbelasteten. Wenn man dieses nun mit den Ergebnissen der ersten Studien vergleicht, wird die Tragweite der Ergebnisse sichtbar. Es gibt offensichtlich bei

höheren Konzentrationen der Vorexponierung deutlich Effekte auf die PWR, die genetische Vielfalt und die Fitness bei Schadstoffwechsel. Augenscheinlich werden nur geringe Effekte der Schadstoffexposition auf die Fitness festgestellt, da die Population unter Standardbedingungen trotzdem weiter wächst, im Hintergrund laufen allerdings bedrohliche Prozesse ab. Durch die Verringerung der genetischen Variabilität wird auch die Möglichkeit sich an neue Verhältnisse anzupassen dramatisch vermindert (BICKHAM et al., 2000; FRANKHAM, 2005). Somit ist von einer Gefährdung von Populationen durch Schadstoffe bereits bei Konzentrationen, bei denen noch keine Effekte auf die Fitness offensichtlich werden auszugehen.



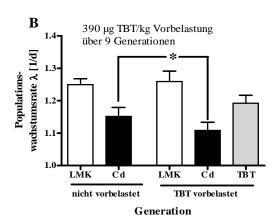


Abb. 3: Chironomus riparius. Populationswachstumsraten (MW \pm SD) der beiden Multigenerationsstudien (A&B) mit Schadstoffwechsel auf Cadmium (Cd) über drei Generationen bei unterschiedlichen Vorbelastungen. Dargestellt sind jeweils die nicht vorbelasteten und TBT-vorbelasteten Populationen. Weiterhin sind die Vergleichsgruppen aufgeführt (* p < 0,05; T-Test).

4 Zusammenfassung und Implikationen für den Artenschutz

In der vorliegenden Studie wurden langfristige Experimente mit der Zuckmücke Chironomus riparius durchgeführt, um Effekte auf die Fitness und das Aussterberisiko durch die Exposition gegenüber dem hochaktiven Biozid TBT feststellen zu können. Dabei wurden in allen Experimenten unter standardisierten Laborbedingungen Populationswachstumsraten über 1,0 d⁻¹ festgestellt und die ausgewählten umweltrelevanten Konzentrationen (195 und 390 µg TBT/kg) führten nicht zu einem Aussterben der Zuckmückenpopulation. Bei einer höheren TBT Konzentration konnten deutliche Effekte auf die Fitness und eine genetische Verarmung der belasteten Population festgestellt werden. Bedenkliche Ergebnisse wurden weiterhin in den Experimenten mit einem Schadstoffwechsel festgestellt, wobei die an eine höhere TBT-Konzentration vorexponierten Zuckmücken eine deutlich niedrigere Fitness bei folgendem Cadmiumstress aufwiesen. Somit kann davon ausgegangen werden, dass vorexponierte Populationen Schwierigkeiten haben sich an veränderte Umweltbedingungen anzupassen. Für den Artschutz bedeuteten diese Ergebnisse eine besorgniserregende Dimension, da bereits Effekte durch Schadstoffexposition in umweltrelevanten, niedrigen Konzentrationen auf die genetische Vielfalt von Populationen auftreten, bevor sie überhaupt visuell durch Tod oder komplettes Verschwinden von Arten wahrgenommen werden können. Chemikalien besitzen das Potential, bereits bei umweltrelevanten Konzentrationen die genetische Variabilität herabzusetzen. Dadurch werden die Anpassungsmöglichkeiten an sich verändernde Umweltbedingungen deutlich verschlechtert. Weiterhin werden durch die Verringerung des Genpools negative Prozesse wie z. B. Inzuchtdepression beschleunigt. In natürlichen Ökosystemen können Diversitätsverluste z. B. durch Migration von fruchtbaren Individuen ausgeglichen werden. Aufgrund des menschlichen Handels wird allerdings diese Möglichkeit des Genflusses zwischen Populationen immer stärker durch Habitatzerschneidung oder gezielte Entnahme von Einzelorganismen (z. B. durch Bejagung) negativ beeinflusst. Deshalb muss es Ziel des Naturschutzes sein, genetische Verarmung von Freilandpopulationen frühzeitig zu erkennen und dieser mit geeigneten Maßnahmen zu begegnen. Dabei sollten auch Arten betrachtet werden, die bis heute nicht im Focus des klassischen Artenschutzes stehen. Außerdem sollte der Umgang mit Chemikalien weiterhin kritisch betrachtet, diskutiert und thematisiert werden, wie dies z. B. in der neuen EU Chemikalieninitiative "REACH" ansatzweise der Fall ist.

5 Literatur

- ARMITAGE, P.D.; CRANSTON, P.S.; PINDER, L.C.V. (1995): The Chironomidae: Biology and ecology of non-biting midges. London (Chapman and Hall)
- BELFIORE, N.M. & S.L. ANDERSON (2001): Effects of contaminants on genetic patterns in aquatic organisms: a review. Reviews in Mutation Research 489: 97-122
- BERCKMOES, V.; SCHEIRS, J.; JORDAENS, K.; BLUST, R.; BACKELJAU, T. & R. VERHAGEN (2005): Effects of environmental pollution on microsatellite DNA diversity in wood mouse (*Apodemus sylvaticus*) populations. Environmental Toxicology and Chemistry 24: 2898-2907
- BICKHAM, J.W.; SANDHU, S.; HERBERT, P.D.N.; CHIKHI, L. & R. ATHWAL (2000): Effects of chemical contaminants an genetic diversity in natural populations: implications for biomonitoring and ecotoxicology. Reviews in Mutation Research 463: 33-51
- BURTON, E.D.; PHILLIPS, I.R. & D.W. HAWKER (2005): In-situ partitioning of butyltin compounds in estuarine sediments. Chemosphere, 59: 585-592
- COLBORN, T.; DUMANOSKI, D. & J.P. MYERS (1996): Our Stolen Future. New York (Penguin Books) FENT, K. (2003): Ökotoxikologie. Stuttgart (Thieme)
- Forbes, V.E. & A. Cold (2005): Effects of the pyrethroid esfenvalerate on life cycle traits and population dynamics of *Chironomus riparius* importance of exposure scenario. Environmental Toxicology and Chemistry 24: 78-86
- FRANKHAM, R.; BALLOU, J.D. & D.A. BRISCOE (2004): A Primer of Conservation Genetics. Cambridge (University Press)
- FRANKHAM, R. (2005): Genetics and extinction. Biological Conservation 126: 131-140
- HAHN, T. & R. SCHULTZ (2002): Ecdysteroid synthesis and imaginal disc development in the midge *Chironomus riparius* as biomarkers for endocrine effects of tributyltin. Environmental Toxicology and Chemistry 21: 1052-1057
- HEBERT, P.D.N. & M.M. LUIKER (1996): Genetic effects of contaminant exposure towards an assessment of impacts on animal populations. The Science of the Total Environment 191: 23-58

- HEB, M. (2005): Genetische und ökotoxikologische Charakterisierung von TBT-vorexponierten Zuckmücken (*Chironomus riparius*) unter dem Einfluss der chemischen Stressors Cadmium: Diplomarbeit. Frankfurt/Main (J.W. Goethe-Universität Frankfurt am Main)
- LOPES, C.; PERY, A.R.R.; CHAUMOT, A. & S. CHARLES (2005): Ecotoxicology and population dynamics: Using DEBtox models in a Leslie modeling approach. Ecolology Modelling 188: 30-40
- NOWAK, C.; HANKELN, T.; SCHMIDT, E.R. & K. SCHWENK (2006): Development and localization of microsatellite markers for the sibling species *Chironomus riparius* and *Chironomus piger* (Diptera: Chironomidae). Molecular Ecology Notes 6: 915-917
- OECD ORGANISATION FOR ECONOMIC DEVELOPMENT AND COOPERATION (2004): Guideline for testing chemicals no 218. Sediment-water chironomid toxicity test using spiked sediment. Original guideline 218, adopted 13th April 2004, Paris, Frankreich.
- OEHLMANN, J.; SCHULTE-OEHLMANN, U.; BACHMANN, J.; OETKEN, M.; LUTZ, I.; KLOAS, W. & T.A. TERNES (2006): Bisphenol A induces superfeminization in the ramshorn snail *Marisa cornuarietis* (Gastropoda: Prosobranchia) at environmentally relevant concentrations. Environmental Health Perspectives, 114: 127-133
- PINDER, L.C.V. (1986): Biology of freshwater Chironomidae. Annual Reviews of Entomology 31: 1-23
- POSTMA, J. & C. DAVIDS (1995): Tolerance induction and life-cycle changes in cadmium-exposed *Chironomus riparius* (Diptera) during consecutive generations. Ecotoxicology and Environmental Safety 30: 195-200
- REED, D.H.; LOWE, E.H.; BRISCOE, D.A. & R. FRANKHAM (2003): Inbreeding and extinction: Effects of rate of inbreeding. Conservation Genetics: 405-410
- RISTOLA, T.; PARKER, D. & J.V.K. KUKKONEN (2001): Life-cycle effects of sediment associated 2,4,5-trichlophenol on two groups of the midge *Chironomus riparius* with different exposure histories. Environmental Toxicology and Chemistry 20: 1772-1777
- VOGT, C.; GALLUBA, S.; BELZ, D.; NOWAK, C.; OETKEN, M. & J. OEHLMANN (2006): Effects of cadmium and tributyltin on development and reproduction of the non biting midge *Chironomus riparius* (Diptera) -baseline experiments for future multi-generation studies-. Journal of Environmental Science and Health Part A. (im Druck)
- WHITEHEAD, A.; ANDERSON, S.L.; KUIVILA, K.M.; ROACH, J.L. & B. MAY (2003): Genetic variation among interconnected populations of *Catostomus occidentalis*: Implications for distinguishing impacts of contaminants from biogeographical structuring. Molecular Ecology 12: 2817-2833

Treffpunkt Biologische Vielfalt 7 2007 199 - 203 Hrsg.: Bundesamt für Naturschutz, Bonn

Biodiversität der Siedlungen - Umsetzung der Biodiversitätskonvention im besiedelten Bereich

SASCHA ABENDROTH

Schlagwörter: Biodiversitätskonvention; urbane Biodiversität; Umsetzungsbemühungen

1 Hintergrund

Die Umsetzung der Ziele der Konvention zur Biologischen Vielfalt (im folgenden CBD oder Biodiversitätskonvention) ist derzeit eine der wichtigen Aufgaben internationaler und nationaler Naturschutzpolitik. Bei der 6. Vertragsstaatenkonferenz im Jahr 2002 haben sich die Unterzeichnerstaaten das Ziel gesetzt bis zum Jahre 2010 den Verlust der Biodiversität auf regionaler, nationaler und internationaler Ebene signifikant zu reduzieren (so genanntes "2010 Ziel"). Vorläufer für diese Vereinbarung war die so genannte Biodiversitätsstrategie auf EU Ebene, die bereits 1998 von der Europäischen Kommission angenommen wurde.

In Deutschland wurde vom Staatssekretärsausschuss 2004 beschlossen im Jahr 2006 das Thema Biodiversität zu einem Schwerpunkt der Nationalen Nachhaltigkeitsstrategie zu machen (DOYLE et al. 2005). In der letzten Legislaturperiode hat die Bundesregierung unter Federführung des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit mit der Bearbeitung einer nationalen Strategie zur biologischen Vielfalt im Sinne der Biodiversitätskonvention begonnen, über deren Inhalte in jüngster Zeit in der Fachliteratur berichtet wurde (vgl. KÜCHLER-KRISCHUN & PIECHOCKI 2005). Im Gegensatz zu England, wo bereits 2002 eine Strategie zur Biologischen Vielfalt vorgelegt wurde, haben diese Bestrebungen in Deutschland nicht nur deutlich später begonnen, sondern weisen noch einige Defizite auf. Im Besonderen ist die biologische Vielfalt der Städte und Dörfer d. h. die biologische Vielfalt der Siedlungen in ihrer Gesamtbedeutung nicht ausreichend berücksichtigt worden (vgl. ABENDROTH et al. 2005). Die Ausführungen basieren auf den Ergebnissen einer nationalen Tagung zum Thema in Jena 2004, sowie eines darauf aufbauenden Forschungsprojekts an der Fachhochschule Erfurt - Fachbereich Landschaftsarchitektur.

Einführend sollen einige Begründungen genannt werden, warum die Einbeziehung des Themenkomplexes "Biodiversität in Siedlungen" bei der Umsetzung der Konvention besonders wichtig ist:

- a) Urbane und suburbane Räume zählen auf Grund der besonderen standörtlichen und entwicklungsgeschichtlichen Bedingungen zu den biologisch vielfältigsten Ökosystemen (KLAUSNITZER 1993, PYSEK 1983). Da in Siedlungen die Entwicklung neuer Sippen besonders rasch verläuft, sind sie auch Zentren der Evolution (z. B. KEIL & LOOS 2005).
- b) Urbane und suburbane Räume zeichnen sich durch einen besonders hohen Anteil gebietsfremder Arten aus (KOWARIK 2003). Diese sind Bestandteil der siedlungstypischen Biodiversität (MÜLLER 2005a). Andere Schwerpunktthemen der Konvention wie z. B. "Invasive gebietsfremde Arten" können darum nicht ohne den Themenkomplex "Biodiversität im besiedelten Bereich" abschließend behandelt werden.

- c) Bereits heute leben weltweit über 60 % der Bevölkerung in urban-industriellen Räumen, in Europa sind es bereits 80 % (KOM 1998). Dort wo schon heute der Hauptanteil der Bevölkerung lebt, ist das unmittelbare Erleben natürlicher Elemente besonders wichtig und sollte gefördert werden. Denn nur so kann das Anliegen der Biodiversitätskonvention in weiten Bevölkerungskreisen Akzeptanz finden.
- d) Die UNO betont immer wieder, dass wir einem Zeitalter der Urbanität entgegen gehen. Die direkten und indirekten Wirkungen der Urbanisierungsprozesse werden maßgeblich die Probleme und damit die Zukunft der biologischen Vielfalt auf unserer Erde bestimmen (WULLKOPF & WERNER 2005).

2 Biodiversitätskonvention und Natur in der Stadt

Die Biodiversitätskonvention zählt neben der Klimaschutzkonvention und der Agenda 21 zu den drei wichtigsten internationalen Vereinbarungen der Umweltkonferenz in Rio de Janeiro 1992. Die Sicherung der biologischen Vielfalt d. h. der Vielfalt der Lebewesen in der Natur soll dabei auch mit ihrer nachhaltigen Nutzung in Einklang gebracht werden - im Sinne von "Natur schützen und nutzen".

Natur in der Stadt kann prinzipiell in vier Typen untergliedert werden (KOWARIK 1993):

- a) Natur der ursprünglichen Naturlandschaft (z. B. Wälder und Seen)
- b) Natur der agrar-vorindustriellen Kulturlandschaft (z. B. Wiesen und Äcker)
- c) Natur der urban-industriellen Landschaft (z. B. Brachflächen)
- d) Natur der gärtnerisch-gestalteten Landschaft (z. B. Parkanlagen und Privatgärten)

Die "stadttypische Natur" d. h. die der urban-industriellen Landschaft und die der gärtnerisch-gestalteten Landschaft steht im Vordergrund der weiteren Darstellungen.

Flächennutzung:

(mit Anzahl der untersuchten Objekte)

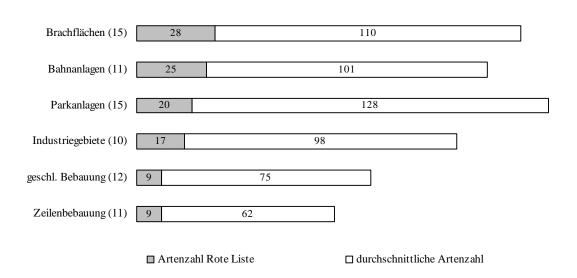


Abb. 1: Biodiversität (durchschnittliche Artenzahl und Artenzahl der Roten Liste Farn- und Blütenpflanzen) in verschiedenen Flächennutzungen in der Stadt Augsburg (aus MÜLLER 1990)

Verschiedene Untersuchungen in Städten haben gezeigt, dass innerhalb der Stadt die Brachflächen und Parkanlagen die höchste Artenvielfalt aufweisen (Abb. 1). Auch in Hinblick auf den Bestand von gefährdeten Arten d. h. Arten der Roten Liste sind diese beiden Flächennutzungen besonders bedeutsam.

3 Nutzung und Gestaltung urbaner Biodiversität - Erste Ergebnisse aus dem Forschungsprojekt der Fachhochschule Erfurt

Vor dem Hintergrund, dass der Verlust von Biodiversität im besiedelten Bereich häufig auf ein mangelndes Verständnis um den Eigenwert von "spontaner Natur" bei den Stadtbewohnern zurück zu führen ist, begann im Jahre 2003 an der Fachhochschule Erfurt ein Forschungsprojekt mit dem Titel "Umsetzung der Biodiversitätskonvention im besiedelten Bereich - Entwicklung von Leitlinien und Zielkonzepten am Beispiel der Stadt Erfurt". Dabei standen Fragen im Vordergrund, wie durch gezielte Nutzung und Gestaltung städtischer Natur die biologische Vielfalt im Siedlungsraum "in Wert" gesetzt und somit positiv für den Bürger belegt werden kann. Anhand von Modellprojekten in Erfurt sollte beispielhaft gezeigt werden, wie die Biodiversität urban- industrieller Natur und gärtnerisch- gestalteter Natur im Sinne der Konvention genutzt bzw. gestaltet werden kann. Dabei sollten die speziellen Rahmenbedingungen der Stadt Erfurt – nämlich die Zunahme von Brachflächen im Siedlungsbereich und die Finanzknappheit der Kommunen – berücksichtigt werden. Da innerhalb der städtischen Nutzungstypen Brachflächen und Grünanlagen eine besonders hohe Biodiversität aufweisen (KOWARIK 1993, MÜLLER 1990) und sie repräsentativ für die beiden Typen von Natur in der Stadt sind, standen sie im Mittelpunkt der Modellprojekte.

3.1 Biodiversität urban-industrieller Landschaften

Wie in vielen Städten ist auch in Erfurt die Zunahme von Brachflächen und "Wildwuchs" von weiten Bevölkerungskreisen negativ belegt.

Aus Sicht der Sicherung stadttypischer Biodiversität in der Stadt sind aber Brachflächen besonders bedeutsam, da sie den höchsten Anteil gefährdeter Arten aufweisen (vgl. Abb. 1, MÜLLER 1990, REBELE & DETTMAR 1996).

Auch ihre soziale Bedeutung für Kinder und Jugendliche ist inzwischen durch zahlreiche Studien belegt. Brachflächen werden bevorzugt von Kindern und Jugendlichen aufgesucht und sind die einzigen Freiräume in der Stadt, die sie selbst gestalten können und so spielerisch Natur erfahren können (KEIL 2002).

Vor diesem Hintergrund und um die Beziehung zwischen Mensch und Natur im städtischen Raum aufzuwerten und zu fördern, wurde im Auftrag des Bundesamtes für Naturschutz die Flächenkategorie "städtischer Naturerfahrungsraum" entwickelt (SCHEMEL 1998). "Naturerfahrungsräume" sind eine neue Kategorie von Freiflächen, die im Gegensatz zu den gestalteten öffentlichen Grünflächen die spontane Natur in der Stadt in den Vordergrund stellt. "Naturerfahrungsräume" werden durch die Anwohner selbst gestaltet und ihre Nutzung geprägt. Sie sollen dem Stadtbewohner das unmittelbare Erleben natürlicher Elemente in seiner Umwelt selbstverständlich werden lassen (SUKOPP 1980). Inhaltlich beschäftigten sich die 2 Modellprojekte mit der Etablierung von Naturerfahrungsräumen und der Entwicklung einer nachhaltigen Nutzungskonzeption von ausgewählten Brachflächen in Erfurt.

3.2 Biodiversität gärtnerisch-gestalteter Landschaften

Parkanlagen und sonstige öffentliche Freiräume haben gerade im Siedlungsraum Vorbildcharakter für die Bevölkerung (GERSTER-BENTAYA 1999) und haben neben dem Erholungspotenzial gleichzeitig ökologische und städtebauliche Funktionen inne (vgl. ALBERTSHAUSEN 1985, MÜLLER 1989). Durch die modellhafte ökologische und naturgemäße Gestaltung und Pflege von Freiräumen soll die Eigenart und Vielfalt der gärtnerisch-gestalteten Siedlungslandschaft erlebbar gemacht werden. Besonders zu berücksichtigen sind dabei ebenfalls ökonomische Aspekte, wie Pflegeaufwand und Kosteneinsparung (vgl. SCHMIDT 1987) sowie Akzeptanzsteigerung bei Bewohnern. In weiteren zwei Modellprojekten wurden versuchsweise Blumenwiesen durch Auftrag von Heumulch angelegt und ein Parkplatzareal mit attraktiven Ruderalpflanzen gestaltet.

4 Ableitung von Leitlinien für die Stadt Erfurt und Umsetzung der Modellprojekte

Primäres Ziel bei allen Modellprojekten ist es gewesen, die biologische Vielfalt im Stadtgebiet zu erhalten und nachhaltig für die Bewohner nutzbar und erlebbar zu machen. Die Modellprojekte in Erfurt und eine vergleichende Auswertung mit Erfahrungen anderer Städte lassen zum einen allgemeine Planungsgrundsätze von ökologischer Gestaltung ableiten und sie zeigen zudem konkrete Möglichkeiten auf, wie die Biodiversitätskonvention im besiedelten Bereich umgesetzt werden kann.

Neben der Biodiversitätskonvention wurde 1992 ebenfalls die Agenda 21 unterzeichnet, welche ein Aktionsprogramm für eine nachhaltige und zukunftsorientierte Entwicklung in Gemeinwesen, Wirtschaft und Umwelt darstellt. Das Zusammenwirken von sozialen Themen mit Ökologie und Ökonomie bei Entwicklungsprozessen spielt gerade in Städten und Gemeinden eine übergeordnete Rolle. Kapitel 28 "Initiativen der Kommunen zur Unterstützung der Agenda 21" (BMU o. J.) stellt hierbei einen Ausgangspunkt für viele Projektgruppen der Lokalen Agenda dar, wie auch im Fall der Stadt Erfurt.

Somit kommt der Lokalen Agenda 21 auch die Aufgabe zu Naturschutzbelange in einen nachhaltigen Stadtentwicklungsprozess zu integrieren. Es besteht die Chance, die Umsetzung der Biodiversitätskonvention im besiedelten Bereich im Rahmen von Programmen der Lokalen Agenda 21 zu unterstützen. Die vorgestellten Modellprojekte sollten darum Impulse für den Lokalen Agenda 21 Prozess in Erfurt geben, um Freiflächengestaltung und -entwicklung im Sinne der Nachhaltigkeitsstrategie voran zu treiben.

5 Literatur

ABENDROTH, S.; MÜLLER, N. & S. PFÜTZENREUTER(2005): Zur Umsetzung der Biodiversitätskonvention im besiedelten Bereich – Hintergründe der Jenaer Tagung 2004 und Stand der Bemühungen im internationalen Kontext. - In: MÜLLER, N. (Hrsg.): Biodiversität im besiedelten Bereich. - CONTUREC 1: 3-14

DOYLE, U.; VON HAAREN, C.; OTT, K.; LEINWEBER, T. & C. BARTOLOMÄUS (2005): Noch fünf Jahre bis 2010 – eine Biodiversitätsstrategie für Deutschland. - Natur und Landschaft 79: 349- 354

ALBERTSHAUSEN, E.M. (1985): Neue Grünflächen für die Stadt. Natur, die man sich leisten kann. Synthese zwischen Sparzwang und Ökologie. - München (Callway)

- BUNDESMINISTERIUM FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ UND REAKTORSICHERHEIT (o. J.): Konferenz der Vereinten Nationen für Umwelt und Entwicklung im Juni 1992 in Rio de Janeiro Dokumente. Bonn.
- GERSTER-BENTAYA, M. (1999): Biotop oder Psychotop? Untersuchungen zum Konzept des Naturgartens und zu seiner Akzeptanz im Stadtbereich Stuttgart. Weikersheim (Marggraf Verl.) (Kommunikation und Beratung 31)
- KEIL, P. & G.H. Loos (2005): Neogene Sippen im Siedlungsraum am Beispiel des Ruhrgebietes. In: MÜLLER, N. (Hrsg.): Biodiversität im besiedelten Bereich. CONTUREC 1: 27-34
- KLAUSNITZER, B. (1993): Ökologie der Großstadtfauna. Fischer (Jena)
- KOM (1998): Mitteilung der Kommission an den Rat, das Europäische Parlament, den Wirtschafts- und Sozialausschuss und den Ausschuss der Regionen: Nachhaltige Stadtentwicklung in der Europäischen Union: Ein Aktionsrahmen: 6
- KEIL, A. (2002): Industriebrachen Innerstädtische Freiräume für die Bevölkerung: mikrogeografische Studien zur Ermittlung der Nutzung und Wahrnehmung der neuen Industrienatur in der Emscherregion. Dortmund (Duisburger Geographische Arbeiten Bd. 24)
- KOWARIK, I. (1993): Stadtbrachen als Niemandsländer, Naturschutzgebiet oder Gartenkunstwerke der Zukunft? Geobot. Kollog. 9: 3-12
- KOWARIK, I. (2003): Biologische Invasionen Neophyten und Neozoen in Mitteleuropa. Stuttgart (Ulmer)
- KÜCHLER-KRISCHUN, J. & R. PIECHOCKI (2005): Der Entwurf der nationalen Strategie zur biologischen Vielfalt von konkreten Visionen zu politischen Aktionsfeldern. Natur und Landschaft 79: 355-363
- MÜLLER, N. (1989): Ökologische Grundlagen für die Pflege und Gestaltung von Parkanlagen. Taspo Magazin 10: 28-29
- MÜLLER, N. (1990): Charakteristik von Flora und Vegetation in Städten. Schriftenreihe Bayer. Landesamt für Umweltschutz 107: 30-40
- MÜLLER, N. (2005): Biologischer Imperialismus zum Erfolg von Neophyten in Großstädten der alten und neuen Welt. Artenschutzreport 18: 49-63
- PYSEK, P. (1989): On the richness of Central European flora. Preslia 61: 329-334
- REBELE, F. & J. DETTMAR (1996): Industriebrachen Ökologie und Management. Stuttgart (Ulmer)
- SCHEMEL, H.-J. (1998): Naturerfahrungsräume. Ein humanökologischer Ansatz für naturnahe Erholung in Stadt und Land. Bonn (Bundesamt für Naturschutz) (Angewandte Landschaftsökologie, 19)
- SCHMIDT, H. (1987): "Naturnähe" bei der Planung, Anlage und Pflege öffentlicher Grünflächen beim Gartenbauamt Karlsruhe. Das Gartenamt 35: 556- 562
- SUKOPP, H. (1980): Naturschutz in der Großstadt. Naturschutz und Landschaftspflege in Berlin Heft 2
- WULLKOPF, U. & P. WERNER (2005): Stadtentwicklung und Ökologie. In: FRIEDEMANN, J. & R. WIE-CHERS (Hrsg.): Städte für Menschen. Grundlagen und Visionen europäischer Stadtentwicklung. Frankfurt a. M. (Fritz Knapp Verl.): 323-336

Treffpunkt Biologische Vielfalt 7 2007 205 - 211 Hrsg.: Bundesamt für Naturschutz, Bo

Untersuchungen zur Biodiversität von Arthropoden, insbesondere Prädatoren und Parasitoiden, in einer Apfelbaumkrone

OLAF ZIMMERMANN & HANS-REINER SIMON

Schlagworte: Baumkronenforschung; Biodiversität; urbane Gartenanlagen; Arthropoden; Nützlinge

1 Einleitung

Die Nutzung von Gärten nimmt einen entscheidenden Teil unserer Freizeitgestaltung ein und Gartenanlagen sind als Erholungsräume von großer Bedeutung. Dennoch ist ihre ökologisch nachhaltige Bewirtschaftung noch nicht verbreitet. Die Reduktion von Pflanzenschutzmitteln dient der Förderung der Artenvielfalt gemäß dem Prinzip der Erhaltung und nachhaltigen Nutzung. Diese Zielsetzung gilt für Gartenanlagen im Siedlungsbereich ebenso wie für Agrarflächen. Beispielhaft wird im Folgenden die biologische Vielfalt insbesondere von so genannten 'Nützlingen', räuberischen und parasitoiden Arthropoden in einer Apfelbaumkrone eines Hausgartens aufgezeigt. Die beobachteten Arthropoden, werden in Ernährungsgilden gegliedert, in Beziehung zueinander gesetzt und der Verlauf ihres Auftretens über den Untersuchungszeitraum von sieben Jahren, sowie in den Einzeljahren dargestellt.

Am Beispiel des Kronenraumes eines Apfelbaumes wird in der vorliegenden Grundlagenuntersuchung dargestellt, welche Diversität und welcher Individuenreichtum auch auf relativ kleinem Raum im unmittelbaren Umfeld städtischer Gartenanlagen vorliegt. Mit einem ausführlichen Monitoring-Verfahren wurden von 1998 bis 2005 über 40.000 Individuen aus ca. 350 - 400 Arten von Arthropoden (Insekten und Spinnentiere) beobachtet. Eine Hochrechnung ergibt etwa 150.000 Individuen in einer Vegetationsperiode für den untersuchten Baum. Als typologisch gut abgrenzbare Lebensräume stellen Baumkronen einen geradezu idealen Forschungsbereich dar, deren Untersuchung in unserer heimischen Umwelt vielfältige Ansätze zur Umsetzung des Übereinkommens über die biologische Vielfalt liefert (SIMON 1999, SIMON 2003). Dennoch liegen zur Biodiversität von Baumkronen in den gemäßigten Breiten Mitteleuropas nur wenige Forschungsergebnisse vor.

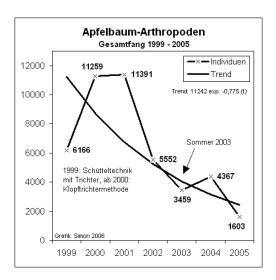
2 Standort und Untersuchungsmethode

In der vorliegenden Untersuchung wurde ein Apfelbaum (Berlepsch, Hochstamm) in der Oberrheinischen Tiefebene in Süd-Hessen (Gernsheim) beobachtet. 1998 erfolgten im Vorfeld vereinzelte Probennahmen, 1999 wurde zunächst eine Schütteltechnik mit Trichter angewandt. 2000-2005 wurde der Kronenraum mit einem Klopftrichter aus Kunststoff (25 cm Durchmesser) in 1,5 – 2,5 m Höhe regelmäßig beprobt. Die Proben wurden tiefgefroren und anschließend getrocknet. Der untersuchte Baum hat ein Kronenvolumen von etwa 48 m³, eine geschätzte Blattfläche von einseitig 80 m², sowie eine Höhe von 4,5 m, wobei auf die Krone 3,45 m entfallen. Stamm, Rinde und Rindenspalten ergeben ca. 5,6 m² Fläche. Der Baum wurde seit über 40 Jahren nicht mit Pflanzenschutzmitteln behandelt und befindet sich auf einer Wiesenfläche innerhalb eines Kleingartengeländes von ca. 5.000 m² Fläche. Nach einer zunächst

noch vollständigen Belaubung wurde ab dem Sommer 2002 eine Zunahme an Totholz beobachtet, die in 2004 bereits 55 % des Kronenbereichs betrifft und bis 2005 stark fortgeschritten ist. In kontinuierlichen Beobachtungen und Sammlungen wurden über den gesamten Untersuchungszeitraum über 40.000 Arthropoden systematisch eingeordnet und funktionell analysiert.

3 Ergebnisse und Diskussion

Die Individuenfänge für den Untersuchungszeitraum 1999 bis 2005 sind in Abb. 1 und Abb. 2 dargestellt. Die Arthropoden der Apfelbaumkrone erfahren zunächst mit veränderter Sammlungstechnik von 1999 zu 2000 eine Zunahme der Fangzahlen. Nach hohen Individuenzahlen in den Jahren 2000 und 2001 mit jeweils über 11.000 Individuen nimmt mit der Zunahme des Totholzanteils die Anzahl gefangener Arthropoden deutlich ab. In 2003 mit dem heißen "Jahrhundertsommer" sinken die Fangzahlen etwas ab. Es ist ein exponentieller Trend zu erkennen (Abb. 1). Eine kumulierte Darstellung der Arthropodenfänge zeigt zudem eine hypothetische Kapazitätsgrenze des untersuchten Lebensraumes (Abb. 2).



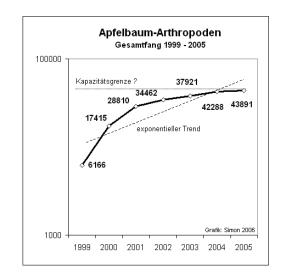


Abb. 1 Individuenzahlen von Arthropodenfängen einer Apfelbaumkrone

Abb. 2: Kumulierte Individuenzahlen einer Apfelbaumkrone

Eine Betrachtung der Fänge nach Mega-Gilden zeigt den deutlich höchsten Anteil am Gesamtfang durch die Phytophagen mit 45,7 %, Detritivore sind mit 32,3 % vertreten, schließlich Prädatoren mit 17,0 % und die Parasitoiden mit 4,8 % (Abb. 3). Nach Artenzahlen sind die Hymenopteren (Hautflügler), unter ihnen ein breites Spektrum so genannter Schlupfwespen, am häufigsten vertreten, gefolgt von Dipteren (Zweiflügler), Coleopteren (Käfern) und Heteropteren (Wanzen), schließlich folgen in geringerer Anzahl die Planipennia (Netzflügler) und weitere Gruppen. Deutlich wird in der Darstellung die große Vielfalt der Organismengruppen, die am Apfelbaum vorkommen (Abb. 4).

Die Individuen- und Artenzahlen entsprechen im Trend den Verteilungen, die aus früheren Untersuchungen bekannt sind (STEINER 1985). Insbesondere die Mega-Gilden lassen sich anhand der Untersuchung deutlich wiedergeben und sind gemäß ihrer funktionellen Eigenschaften auf trophische Ebenen verteilt. Auffällig sind die beobachtete Kapazitätsgrenze des Lebensraumes und der unmittelbare Einfluss der Totholzzunahme, sowie der Effekt des Sommers 2003.

Die Prädatoren am Beispiel der Cocccinellidae (Marienkäfer) stehen über den gesamten Versuchszeitraum in enger Beziehung zu ihrer Hauptbeute, den Aphidina (Blattläuse). Andere Räuber-Beute-Beziehungen können nicht deutlich mathematisch abgeleitet werden, da sie durch abiotische Faktoren, wie Witterung und weitere nicht berücksichtigte äußere Faktoren beeinflusst werden. Die Fangzahlen für die Coccinelidae laufen weitgehend parallel auf deutlich geringerem Niveau zu den Aphidina und fallen in 2003 stark ab (Abb. 5). Hingegen nimmt die Anzahl der Blattläuse 2004 sehr stark zu, was von einer Zunahme der Fänge von Coccinellidae begleitet wird.

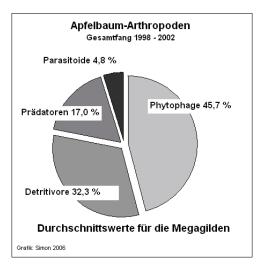


Abb. 3: Durchschnittswerte für die Gilden auf einem Apfelbaum (n = 32202)

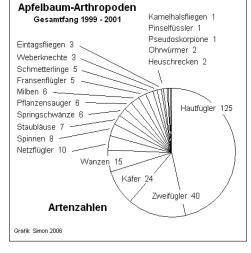


Abb. 4: Artenzahlen für Arthropoden eines Apfelbaumes

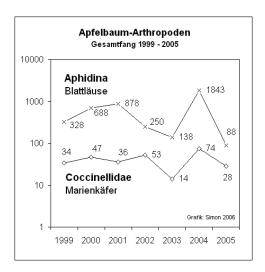


Abb. 5: Auftreten von Coccinelliden und Aphidina auf einem Apfelbaum

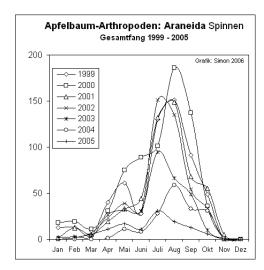
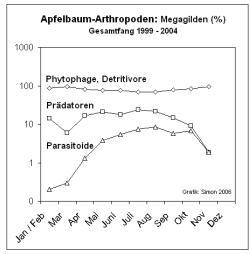


Abb. 6: Jahreszeitliches Auftreten von Araneida auf einem Apfelbaum

Das jahreszeitliche Auftreten von Araneida (Spinnentiere) als räuberische Arthropoden folgt einem zyklischen Trend (Abb. 6). Ab April beginnt eine zunehmende Aktivität, die von Juli bis Ende August ihren Höhepunkt erreicht, im Oktober / November werden lediglich Einzeltiere gefangen.

In Abb. 7 werden die Fangzahlen für Parasitoide, Prädatoren und Phytophage kumuliert nach ihrem jahreszeitlichen Auftreten dargestellt. Während die Fangzahlen für Phytophage auf gleichem Niveau bleiben, nehmen die der Prädatoren und Parasitoide zunächst im Frühjahr aufgrund des Nahrungsangebotes zu. Die Prädatoren halten das Niveau gleichmäßiger, während die Fangzahlen für Parasitoide immer langsam ansteigen. Im September sind sowohl für Prädatoren als auch Parasitoide die Fangzahlen wieder geringer, was auf fehlende Beute und schlechtere Witterungsbedingungen für die Suche nach Beute im Herbst hinweist.





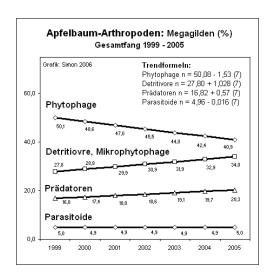


Abb. 8: Anteil der Gilden 1999-2005 (in %)

Ein Vergleich der vier Gilden in Abb. 8 weist eine gewisse Stabilität in den Trends über die Versuchsjahre auf. Ein populationsdynamischer Erklärungsansatz für die Phytophagen ist der Rückgang der Belaubung und zugleich eine Zunahme der Detritivoren mit dem höheren Anteil an Totholz. Die Prädatoren nehmen leicht zu, während der Anteil Parasitoide auf gleich bleibendem Niveau liegt. Bei den "nützlichen" Gilden zeigt sich noch keine Abnahme der Fangzahlen, was darauf schließen lässt, dass noch ausreichend Beute im Bereich des Apfelbaumes vorhanden war.

4 Schlussfolgerung und Ausblick

Die deskriptive Charakterisierung des Lebensraumes Apfelbaumkrone zeigt, dass lange Zeiträume benötigt werden, um aussagekräftige Modelle zu erstellen. Obwohl exakte populationsdynamische Gesetzmäßigkeiten von vielen Faktoren geprägt werden, können auf der Ebene der Nahrungsgilden Beziehungen hergestellt und interpretiert werden. Die Baumkrone kann nach vorliegenden Ergebnissen als eigenständiges Ökosystem eingestuft werden. Mikrohabitate im Bereich der Baumkrone begünstigen eine hohe Artenvielfalt. Als Rückzugsgebiet für Arthropoden kommt dem Apfelbaum in der Gartenanlage eine zentrale Funktion zu.

4.1 Expertenwissen und Kooperation sind gefordert

Die Vielfalt der auftretenden Arthropoden in einer Baumkrone macht es erforderlich, die Mitarbeit von Fachleuten für die jeweiligen Gruppen zu koordinieren. Im vorliegenden Fall war innerhalb einer fach- übergreifenden interdisziplinären Arbeitsgruppe letztlich auch ein Mathematiker zur Modellierung von Räuber-Beute-Beziehungen involviert (SIMON 2003).

Im Bereich der Taxonomie allgemein, speziell aber im Bereich von kleinen Insektengruppen, beispielsweise parasitoiden Hymenopteren, so genannten Schlupfwespen, fehlen jedoch zunehmend die Fachleute. Dies wird in absehbarer Zeit zu einem Engpass in der Bearbeitung von Fragestellungen zur Biodiversität führen und ist bereits aktuell ein Problem. Für die Erstellung von Arten- und Checklisten kleiner Gruppen müssen zum Teil Experten des benachbarten Auslandes herangezogen werden oder es stehen lediglich alte Literaturnachweise zur Verfügung (DATHE et al. 2001). Bestimmte Arthropodengruppen bleiben somit auf Jahre unbearbeitet. Eine Chance für ein neues Interesse an der taxonomischen Bearbeitung kleinerer Arthropodengruppen liegt möglicherweise in der Nutzung moderner molekularbiologischer Methoden, um anhand der genetischen Diversität die bisherige zoologische Systematik zu ergänzen.

Der Austausch von Untersuchungsmaterial aus voneinander unabhängigen Projekten sollte verbessert werden. Mit nicht-selektiven Fallen werden in verschiedensten wissenschaftlichen Arbeitsgruppen kontinuierlich Arthropoden gesammelt, jedoch nach Fragestellung des jeweiligen Projektes selektiert. Im besten Falle werden die übrigen Probenreste tiefgefroren oder in Ethanol archiviert. Aus persönlicher Erfahrung steht fest, dass durchaus Teile der Fänge weggeworfen werden, sei es aus fehlendem Interesse oder aus mangelnder Kenntnis der Existenz kleiner Arthropoden. Dies betrifft besonders Schlupfwespen im Größenbereich von wenigen Millimetern, die somit einer wissenschaftlichen Untersuchung verloren gehen. Eine koordinierte Kooperation mit dem Ziel des Austausches von Sammlungsmaterial wäre erforderlich, um das konservierte Material in Biodiversitätsaufnahmen zu sichern.

4.2 Schutz und Nutzung der Arthropodenvielfalt "vor der Haustüre"

Arbeiten zur biologischen Vielfalt in Baumkronen in naturnahen Kulturräumen tragen dazu bei, die Komplexität des Ökosystems weiter aufzuschlüsseln, beispielsweise die Rolle von Baumkronenbereichen als Refugium für Arthropoden, die im Agrarbereich als Nützlinge oder Schädlinge relevant sind.

Es bestehen weiterhin Wissenslücken bezüglich des Arteninventars von Arthropoden im Baumkronenbereich. Besonders betroffen sind parasitoide Hymenopteren, die eine wichtige regulative Rolle von Pflanzenschädlingen einnehmen (EVENHUIS 1976). Einige Gattungen dieser 'Schlupfwespen' werden im biologischen Pflanzenschutz genutzt (BATHON 1999). Eine erfolgreiche Anwendung stellt die Ausbringung von *Trichogramma*-Schlupfwespen gegen den Maiszünsler dar (ZIMMERMANN 2004a). Es gibt weit reichende Untersuchungen zur Laborbiologie und der Anwendung dieser Eiparasitoide. Jedoch wurden die natürliche Vielfalt und ihre Ökologie im Freiland bislang nur ansatzweise untersucht. Zum Vorkommen und der Biogeographie dieser Gattung in Deutschland kann trotz inzwischen 25 Jahren kommerzieller Nutzung keine Aussage getroffen werden. Arten der Gattung *Trichogramma* aus dem Baumkronenbereich im Forst wurden in der Vergangenheit nur in einer einmaligen Untersuchung für eine eng begrenzte Region in Deutschland nachgewiesen, darunter damals eine Neubeschreibung (WALTER 1985). In Europa

wurden in den letzten fünf Jahren zwei neue Arten der Gattung *Trichogramma* beschrieben. Für andere Gattungen von Schlupfwespen stellt sich der Sachverhalt ähnlich dar.

Die Ergänzung des Arteninventars einer Region, hier für Deutschland, kann direkte Auswirkungen auf für den Pflanzenschutz relevante Forschungsfragen haben. Ein anschauliches Beispiel ist die Untersuchung der Schlupfwespe *Hyssopus pallidus*, einem Larvenparasitoiden des Apfelwicklers. Viel versprechende Laborversuche (TSCHUDI-REIN & DORN 2001) könnten nur dann im Freiland weitergeführt werden, wenn ein Nachweis dieser Art im deutschsprachigen Raum erfolgte. Ein Auftreten dieser Art in unserer Region ist wahrscheinlich. Selbst ein Einzelnachweis würde ausreichen, um den Freilandeinsatz genehmigen zu können, konnte aber bislang nicht erbracht werden.

Im Bereich des biologischen Pflanzenschutzes werden Richtlinien zur Registrierung von kommerziell verwendeten Nützlingen erarbeitet (BATHON 1999, ZIMMERMANN 2004b). Der Einsatz heimischer Arten wird bevorzugt, um unerwünschte Risiken und negative Auswirkungen auf die heimische Artenvielfalt zu vermeiden. Die Massenzuchten von Nützlingen bedürfen zur Qualitätssicherung und Erhaltung der Wirksamkeit gegen Schädlinge regelmäßig 'wilder' Zuchtlinien zum Vergleich, bzw. zur Auffrischung der Labor-Zuchtlinien. Untersuchungen zur Biodiversität von nützlichen Arthropodengruppen können zur Entwicklung neuer Nützlingsanwendungen führen. Somit haben diese Untersuchungen zur Artenvielfalt unmittelbaren Bezug zum praktischen Pflanzenschutz. Im Bereich der untersuchten Apfelbaumkrone treten natürliche Gegenspieler beispielsweise von Schadmotten aus der Familie der Wickler (Tortricidae) oder von Blattläusen auf.

Hinsichtlich des Übereinkommens über die biologische Vielfalt ist es von grundlegender Bedeutung die Vielfalt im urbanen Bereich stärker zu berücksichtigen. Dem Verlust von Artenvielfalt in unserem unmittelbaren Lebensumfeld kann schon durch die Erhaltung und Schonung vergleichsweise kleiner Habitate, wie hier am Beispiel einer Apfelbaumkrone dargestellt, entgegen gewirkt werden. Die vorgestellten Ergebnisse aus einer Apfelbaumkrone zeigen nicht nur die ´Vielfalt vor der Haustüre´ auf, sondern auch das Forschungspotential, das hier vorliegt.

6 Literatur

- BATHON, H. (1999): Biologische Pflanzenschutz mit Nützlingen. 1. In Deutschland angebotene Nützlingsarten. Nachrichtenbl. Deut. Pflanzenschutzd. 51(2): 25-31
- DATHE, H.H.; TAEGER, A. & S.M. BLANK (2001): Verzeichnis der Hautflügler Deutschlands (Entomofauna Germanica 4). Entomologische Nachrichten und Berichte (Dresden), Beih. 7: 1-178
- EVENHUIS (1976): Die parasitischen Hymenopteren der schädlichen Apfelwickler in den Niederlanden. In: IOBC / WPRS (Hrsg.): Nützlinge in Apfelanlagen. Wageningen (Arbeitsgruppe für Integrierten Pflanzenschutz im Obstbau Nr. 3, International Organisation for Biological Control /WPRS)
- SIMON, H.-R. (1999): Arthropoden-Gilden im Kronenraum von Apfelbäumen. Ent. Zeitschr. 109(8): 340-352
- SIMON, H.R. (Hrsg.) (2003): Monitoring von Biodiversität: Arthropoden eines Apfelbaumes.- (Arbeitsbericht 1/2003, IANUS)

- WALTER, S. (1985): Eine neue Art aus der Verwandtschaft von *Trichogramma embryophagum* (Htg): *T. zeirapherae* n. sp. (Hym., Trichogrammatidae). Entomol. Nachr. Ber. 29(6):275-276
- STEINER, H. (1985): Nützlinge im Garten. Stuttgart.
- TSCHUDI-REIN, K. & S. DORN (2001):Reproduction and immature development of *Hyssopus pallidus* (Hymenoptera: Eulophidae), an ectoparasitoid of the codling moth. Eur. J. Entomol. 98: 41-45
- ZIMMERMANN, O. (2004a): Der Einsatz von *Trichogramma*-Schlupfwespen in Deutschland: Zum aktuellen Stand der Forschung und Nutzung von Eiparasitoiden gegen Schadlepidopteren im biologischen Pflanzen-und Vorratsschutz. Gesunde Pflanzen 56: 157-166
- ZIMMERMANN, O. (2004b): Die Anwendung von Nützlingen im biologischen Pflanzenschutz in Deutschland. Gesunde Pflanzen 56: 151-156

Teilnehmer des Workshops vom 21.08. – 25.08.2006

SASCHA ABENDROTH
Fachhochschule Erfurt
Fachbereich Landschaftsarchitektur
Leipziger Str. 77
99085 Erfurt

e-mail: abendroth@fh-erfurt.de

UTA BERGHÖFER
Umweltforschungszentrum (UFZ) Leipzig- Halle
Department Naturschutzforschung
Permoserstr. 15
04318 Leipzig
e-mail: uta.berghoefer@ufz.de

PETER BORCHARDT Institut für Geographie der Universität Hamburg Bundesstr.55 20146 Hamburg e-mail: pbo1@gmx.de

HEIDE ESSWEIN
Universität Stuttgart
Institut für Landschaftsplanung und Ökologie
Keplerstraße 11
70174 Stuttgart
e-mail: he@ilpoe.uni-stuttgart.de

JULIA FOERSTER Woltmershauser Str. 478 28195 Bremen e-mail: foerst@uni-bremen.de

DR. GUNNAR GAD Universität Oldenburg Fakultät V / IBU 26111 Oldenburg e-mail: gunnar.gad@mail.uni-oldenburg.de

DR. MARKUS GEISEN Alfred-Wegener-Institut für Polar- und Meeresforschung PF 12 01 61 27515 Bremerhaven mgeisen@awi-bremerhaven.de

MARKUS GROTH Georg-August Universität Göttingen Institut für Agrarökonomie Platz der Göttinger Sieben 5 37073 Göttingen e-mail: mgroth1@uni-goettingen.de

THILO HASSE
Westfälische Wilhelms-Universität Münster
Institut für Ökologie der Pflanzen
Hindenburgplatz 55
D-48143 Münster
e-mail: hasse@uni-muenster.de

KATJA HEUBACH Biologie-Campus der Universität Frankfurt am Main Zoologisches Institut, R 218 Siesmayerstraße 70 60054 Frankfurt/Main e-mail: heubach@zoology.uni-frankfurt.de

FLORIAN KERN Freeman Centre, SPRU University of Sussex Brighton BN1 9QE, UK e-mail: flokern@web.de

STEPHANIE KISSLING Universität Stuttgart Institut für Landschaftsplanung und Ökologie Keplerstr. 11 70174 Stuttgart e-mail: sk@ilpoe.uni-stuttgart.de

LASSE LOFT Schliemannstr. 6 10437 Berlin

e-mail: LasseLoft@web.de

JANA LÜBBERT Leibniz Universität Hannover Institut für Geobotanik

e-mail: luebbert@geobotanik.uni-hannover.de

TORSTEN MAIWALD
Institut für Umweltwissenschaften
Universität Koblenz-Landau
Fortstraße 7
76829 Landau
e-mail: maiwald@uni-landau.de

UTA MITSCH (Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg)

An der Feldbreite 11

39606 Iden

e-mail: uta.mitsch@web.de

DR. CARSTEN NEßHÖVER
Umweltforschungszentrum (UFZ) Leipzig- Halle
Department Naturschutzforschung
Permoserstr. 15
04318 Leipzig
e-mail: carsten.nesshoever@ufz.de

MONIKA NIKISCH Drießenstr. 8 37213 Witzenhausen e-mail: mo.nikisch@web.de

DR. VRONI RETZER
Universität Bayreuth
Lehrstuhl Biogeografie
95440 Bayreuth

e-mail: vroni.retzer@uni-bayreuth.de

DR. ALEXANDRA RIETHMÜLLER Universität Kassel Fachgebiet Ökologie Heinrich-Plett-Str. 40 34132 Kassel

e-mail: a.riethmueller@uni-kassel.de

Elke Schüttler UFZ Umweltforschungszentrum Naturschutz-Department Permoserstrasse 15 04318 Leipzig e-mail: elke.schuettler@ufz.de

NORMAN SIEBRECHT Technische Universität München Lehrstuhl für Ökologischen Landbau Alte Akademie 12 85350 Freising e-mail: norman.siebrecht@wzw.tum.de

MANUEL THIEL Georg-August-Universität Göttingen Department für Agrarökonomie und Rurale Entwicklung Platz der Göttinger Sieben 5 37073 Göttingen e-mail: mthiel1@uni-goettingen.de

CHRISTIAN VOGT Goethe Universität Frankfurt/Main FB Biowissenschaften Institut für Ökologie, Evolution und Diversität Siesmayerstraße 70, Gebäude A 60323 Frankfurt/Main e-mail vogt@bio.uni.frankfurt.de

JAN WEHBERG Universität Hamburg Institut für Geographie Bundesstraße 55 20146 Hamburg

e-mail: wehberg@geowiss.uni-hamburg.de

FRANZISKA ZILLMANN Society of Nature Conservation and Landscape Ecology Kratzeburg e.V Dorfstrasse 31 17237 Kratzeburg e-mail: franziska.zillmann@gmx.de

OLAF ZIMMERMANN Institut für Biologischen Pflanzenschutz Biologische Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft Heinrichstr. 243 64287 Darmstadt e-mail: ozimmermann@hotmail.com