



Vegetationsmanagement und Renaturierung



Festschrift zum 65. Geburtstag von Prof. Dr. Jörg Pfadenhauer

Laufener Spezialbeiträge 2/09

Vegetationsmanagement und Renaturierung

Festschrift zum 65. Geburtstag von Prof. Dr. Jörg Pfadenhauer

Vegetation management and restoration

Festschrift on the occasion of the 65th anniversary of Prof. Dr. Jörg Pfadenhauer

ISSN 1863-6446
ISBN 978-3-931175-87-0

Herausgeber:

Bayerische Akademie für Naturschutz
und Landschaftspflege (ANL)
2009

und

Lehrstuhl für Vegetationsökologie
Technische Universität München (TUM)
2009

Vorwort der Herausgeberin – Preface by the editor	Ursula SCHUSTER	4
Vita von Prof. Dr. Jörg Pfadenhauer <i>Vita of Prof. Dr. Jörg Pfadenhauer</i>	Daniela RÖDER und Harald ALBRECHT	5-6
Veröffentlichungen von Prof. Dr. Jörg Pfadenhauer (Auswahl) <i>Publications by Prof. Dr. Jörg Pfadenhauer (selection)</i>		7-11
Dissertationen und Habilitationen bei Prof. Dr. Jörg Pfadenhauer <i>Doctorates and habilitations supervised by Prof. Dr. Jörg Pfadenhauer</i>		11-13
Einführung – Introduction		
Naturschutzmanagement und Renaturierung mitteleuropäischer Ökosysteme mit einem Ausblick auf subtropische Grasländer und Savannen <i>Nature conservation management and restoration of Central European ecosystems with an outlook on subtropical grasslands and savannas</i>	Harald ALBRECHT	14-16
Teil 1		
Wälder – Forests		
Schneelawine als natürliche Störung im Bergmischwald <i>Snow avalanches as a natural disturbance in the mixed mountain forest</i>	Anton FISCHER, Hagen S. FISCHER und Ulrike LEHNERT	19-25
Veränderung der Waldlebensräume Bayerns im Klimawandel <i>Habitat changes in Bavaria's forests in the view of climate change</i>	Jörg EWALD	26-33
Teil 2		
Feuchtgebiete – Wetlands		
Zur Renaturierung von Feuchtgebieten aller Art im Alpenrandbereich <i>Restoration of wetlands in the Alpine Foothills</i>	Frank KLÖTZLI	37-45
Langzeitbeobachtungen und Erfolgskontrolle in Regenmooren des Alpenvorlandes nach Torfabbau und Wiedervernässung <i>Long-term monitoring and success control in raised bogs of the Alpine Foothills after peat extraction and rewetting</i>	Peter POSCHLOD, Udo HERKOMMER, Christina MEINDL, Ulrike SCHUCKERT, Andreas SEEMANN, Anja ULLMANN und Teresa WALLNER	46-59
Was haben Moore mit dem Klimawandel zu tun? <i>What is the link between peatlands and climate change?</i>	Matthias DRÖSLER	60-69
Teil 3		
Fließgewässer – Running water		
Makrophyten in bayerischen Fließgewässern – Verbreitung, Bioindikation, Langzeit-Monitoring und Biotop-Management <i>Macrophytes in Bavarian running waters – distribution, bio-indication, long-term monitoring and habitat management</i>	Alexander KOHLER und Uwe VEIT	73-83
Teil 4		
Kalkmagerrasen – Oligotrophic calcareous grasslands		
Langfristige Perspektiven für die Entwicklung neuangelegter Kalkmagerrasen in der Münchner Schotterebene <i>Long-term perspectives for the development of newly established oligotrophic calcareous grasslands in the Munich gravel plain</i>	Kathrin KIEHL	87-96
Management seltener und gefährdeter Arten <i>Management of rare and endangered species</i>	Daniela RÖDER	97-102
Auswirkungen verschiedener Renaturierungs- und Managementverfahren auf die Artendiversität von Gefäßpflanzen und Kryptogamen in Kalkmagerrasen <i>Impacts of various restoration and management techniques on species diversity of vascular plants and cryptogams in oligotrophic calcareous grasslands</i>	Michael JESCHKE	103-112

Teil 5

Wirtschaftsgrünland – Pastures and meadows

Agrarumweltmaßnahmen für das Grünland – Wie wirkt sich das bayerische Kulturlandschaftsprogramm auf die Artenvielfalt aus? <i>Agri-environment schemes for grassland – what are the effects of the Bavarian Cultural Landscape Programme (KULAP) on species diversity?</i>	Gisbert KUHN, Franziska MAYER und Sabine HEINZ	115-121
Renaturierung von Auenwiesen – Perspektiven für die langfristige Entwicklung <i>Restoration of alluvial meadows – perspectives for the long-term development</i>	Tobias W. DONATH, Ralf SCHMIEDE, Matthias HARNISCH, Sandra BURMEIER, R. Lutz ECKSTEIN und Annette OTTE	122-132

Teil 6

Ackerflächen – Arable land

Biodiversität und Artenschutz bei Ackerwildpflanzen <i>Biodiversity and species conservation of arable weeds</i>	Harald ALBRECHT, Franziska MAYER und Klaus WIESINGER	135-142
---	--	---------

Teil 7

Siedlungsräume – Settlement areas

Ehemaliges Gleislager München-Neuaußing – Bestand, Dynamik und Schutz einer urbanen Verkehrsbrache <i>Former rail depot Munich-Neuaußing – status, dynamics and conservation of an urban traffic waste land</i>	Harald ALBRECHT, Susan ALBERT, Elisabeth EDER, Kathrin HASELBERGER, Manuela KARP, Thomas LANGBEHN und Gabriele ANDERLIK-WESINGER	145-156
Naturschutz in Wohnfolgelandschaften – Möglichkeiten des Einsatzes von gebietseigenen Pflanzenherkünften <i>Nature conservation in shrinking cities – options for using autochthonous plant material</i>	Norbert KÜHN und Alexander von BIRGELEN	157-166

Teil 8

Ökosystemare Perspektiven für (wechsel-)feuchte Tropen und Subtropen – Ecosystem perspectives of wet (wet-dry) tropics and subtropics

Vegetationsdynamik und Regenerationsstrategien im Grasland Südbrahiliens <i>Vegetation dynamics and regeneration strategies in southern Brazilian grasslands</i>	Julia-Maria HERMANN, Gerhard OVERBECK, Sandra Cristina MÜLLER und Alessandra FIDELIS	169-174
Anthropogene Einflüsse auf die Dynamik artenreicher Wald-Graslandmosaiken in Porto Alegre, Südbrahilien <i>Anthropogenic influences on the dynamics of species-rich forest-grassland mosaics in Porto Alegre, Southern Brazil</i>	Wolfram ADELMANN und Gerhard OVERBECK	175-180
Publikationen und Neuerscheinungen der ANL/Publikationsliste <i>Publications and new releases by ANL</i>		181-184

Impressum
Imprint

hintere Umschlag-Innenseite
see back cover inside

Vita von Prof. Dr. Jörg Pfadenhauer

Vita of Prof. Dr. Jörg Pfadenhauer

Daniela RÖDER und Harald ALBRECHT*

Prof. Dr. Jörg Pfadenhauer hat mit seiner Tätigkeit als Forscher und Hochschullehrer einen essentiellen Beitrag zum Verständnis der Funktion und Dynamik unterschiedlichster Ökosystemen und ihrer Vegetation geleistet. Aus diesem Verständnis der Lebensräume heraus hat er ein breites Spektrum an Methoden und Konzepten zum Naturschutzmanagement und zur Renaturierung entwickelt, das inzwischen weltweit Anerkennung findet.

Der 65. Geburtstag von Jörg Pfadenhauer am 1.2.2010 ist ein willkommener Anlass, diese Leistungen im Rahmen einer Festschrift zu würdigen. Dass die Beiträge, die alle von Freunden, Weggefährten und Mitarbeitern stammen und eine Palette von Lebensräumen von den Gebirgen über die Feuchtgebiete und Grasländer bis hin zu den anthropogenen Ökosystemen der Äcker und Städte abdecken, veranschaulicht die Breite seines Wirkens. Die folgende Vita gibt einen Überblick über die verschiedenen Stationen dieses Weges. Dabei wurde bewusst auf emotionale Wertungen verzichtet – die Fakten sprechen für sich.

Jörg Pfadenhauer wurde am 01.02.1945 in München geboren und ist auch dort aufgewachsen. Nach dem Abitur im Jahre 1963 studierte er an der Ludwig-Maximilians-Universität München die Fächer Biologie, Chemie und Geographie.

Bei Prof. Dr. Paul Seibert promovierte er 1969 zum „Dr. rer. nat.“ mit dem Thema „Edellaubholzreiche Wälder im bayerischen Alpenvorland und in den bayerischen Alpen“. Ein Jahr später folgte ein einjähriger Forschungsaufenthalt am Geobotanischen Institut der ETH Zürich, wo er mit Frank Klötzli und Andreas Gigon zusammenarbeitete. Aus Zürich kehrte Jörg Pfadenhauer von 1971 bis 1974 als Wissenschaftlicher Angestellter in die Abteilung für Vegetationskunde und Landschaftspflege der Forstwissenschaftlichen Fakultät, Universität München zu Paul Seibert zurück. Hier arbeitet er im Rahmen eines Habilitationsstipendiums der DFG an der Waldökosystemforschung. 1974 wechselte er an das Institut für Landeskultur und Pflanzenökologie der Universität Hohenheim, wo er 1975 für das Fachgebiet „Landeskultur, insbesondere Landschaftsökologie“ mit dem Thema „Beziehungen zwischen Standortseinheiten, Klima, Stickstoffernährung und potentieller Wuchsleistung der Fichte im bayerischen Flyschgebiet“ habilitierte.

Von 1976 bis 1978 hatte Jörg Pfadenhauer eine DAAD-Gastprofessur am Instituto Central de Biociências, Departamento de Botânica, Universidade Federal do Rio Grande do Sul in Porto Alegre Brasilien inne. Danach kehrte er von 1978 bis 1982 als Wissenschaftlicher Angestellter zu Prof. Dr. Alexander Kohler an das Institut für Landeskultur und Pflanzenökologie der Universität Hohenheim zurück. Hier wurde durch die Untersuchungen von Mooren ein Grundstein für die Renaturierungsforschung gelegt, was unter anderem die Veröffentlichung „Rekultivierung ausgenutzter Flächen. Vorträge und Aussprache am Landschaftstag 1979“ beim Ministerium für Ernährung und

Landwirtschaft, Umwelt und Forsten Baden-Württemberg dokumentiert.

1982 wurde er zum C3-Professor für das Lehrgebiet Geobotanik an die Fakultät für Landwirtschaft und Gartenbau der Technischen Universität München in Freising-Weihenstephan berufen. Innerhalb der folgenden Jahre baute er hier mit seinen wissenschaftlichen Mitarbeitern Otto Assmann, Dieter Maas, Christian Ganzert, Andreas Otto und Annette Otte einen eigenständigen, vielseitigen Lehr- und Forschungsbetrieb auf. Nach der Ablehnung zweier Rufe auf C4-Professuren nach Hannover (Lehrstuhl für Geobotanik) und Kiel (Lehrstuhl für Landschaftsökologie) erfolgte schließlich 1993 die Berufung zum Inhaber des Lehrstuhls für Vegetationsökologie im Department für Ökologie, TU München-Weihenstephan. Auf der Seite des „nichtwissenschaftlichen Personals“ haben Irmgard Scholz, Charlotte Tork, Michaela Bücherl und Ingrid Kapps entscheidend zur Entwicklung des Lehrgebietes beziehungsweise Lehrstuhls beigetragen.

Durch das Interesse Jörg Pfadenhauers an der breit ausgerichteten interdisziplinären Zusammenarbeit mit Biologie und Bodenkunde sowie den Agrar- und Forstwissenschaften haben sich in den 28 Weihenstephaner Jahren drei Forschungsschwerpunkte – Moorökologie, Graslandökologie und Agrarökologie – herauskristallisiert, wobei die Renaturierung und das Naturschutzmanagement dieser Ökosysteme stets im Vordergrund stand. Dies zeigt die Fülle an Projekten, von denen nur einige exemplarisch genannt werden können. Zu Beginn der Zeit in Weihenstephan stand ein „Projekt zur Aushagerung von Streuwiesenstandorten in Baden-Württemberg“ (bis 1985, Sabine Görs, Alois Kapfer). Darauf folgten mehrere Forschungsvorhaben, die sich inhaltlich der Grundlagenforschung zum Feuchtgebietsmanagement (Peter Poschold, Dieter Maas, Armin Schopp-Guth, Christian Ganzert, Barbara Stammel, Christine Rauber, Alfred Wagner) oder der Renaturierung einzelner Moorkomplexe zuordnen lassen (Kendlmühlfilze: 1984-1988, Jan Sliva; Donau-Moos: 1990-2000, Ulrich Wild, Sabine Heinz, Annette Patzelt, German Grünbauer; Wurzacher Ried: 1993-1997, Gerhard Krüger, Gisbert Kuhn; Rhinluch (Brandenburg): 1993-1998, Claudia Wagner). Mit den Projekten zum Naturschutzmanagement im Okavango-Delta im südlichen Afrika bekam die Feuchtgebietsforschung ab 2000 auch eine internationale Dimension (Jan Sliva, Michael Heintl). Seit 2006 werden von der Arbeitsgruppe „Global Change Ecology“ unter Leitung von Matthias Drösler mit seinen Mitarbeitern Marika Bernrieder, Lindsey Bergmann, Tim Eickenscheidt, Christoph Förster, Jan Heinichen und Julia Hermann im Rahmen mehrerer Großprojekte die Auswirkungen der Nutzung und Renaturierung von Feuchtgebieten auf den Klimawandel erforscht und die Grundlagen für die Berichterstattung zur Klimarahmenkonvention geschaffen.



*unter Verwendung eines Manuskriptes von Annette OTTE

Die im Rahmen dieser Projekte entwickelten Mess- und Modellierungsverfahren zum Austausch klimarelevanter Spurengase wurden zum Standard in den verschiedenen Verbundprojekten.

Die Renaturierung von Extensiv-Grünland wurden in den Projekten „Sicherung und Entwicklung der Heiden im Münchener Norden“ (1994-2004: Ulrich Miller, Klaus Wiesinger), „Auswirkungen von Pflege- und Entwicklungsmaßnahmen auf die Phytodiversität mitteleuropäischer Kalkmagerrasen“ (2003-2006: Kathrin Kiehl, Michael Jeschke, Daniela Röder), „Wald- und Grasland-Mosaik in Brasilien“ (2000-2008: Wolfram Adelman, Gerhard Overbeck, Julia Hermann, Alessandra Fidelis) und „Sustainable Use of African Savannas“ (2003-2006: Steven Higgins, Simon Scheiter, Maria Delgado) untersucht. Den Einfluss von Vegetation und Landnutzung auf die abiotische Ressource Wasser im Nationalpark Berchtesgaden analysierte Johann Köppel.

Seit 1985 wurde Agrarökologie zu einem wichtigen Forschungsgebiet des Lehrstuhls. Der Forschungsverband Agrarökosysteme München (FAM), den Jörg Pfadenhauer 1989 mit konzipierte und dem er von 1994 bis 1998 vorstand, vereinte erstmals das Kollegium der Weihenstephaner Agrarwissenschaftler, Kollegen der GSF und der Landschafts- und Vegetationsökologie unter ein Forschungsdach. Am Beispiel eines großen landwirtschaftlichen Betriebes wurde dabei erforscht, wie sich umwelt-schonende Bewirtschaftung realisieren lässt und wie die erzielten Ergebnisse in eine nachhaltige Landwirtschaft der Zukunft implementiert werden können. Vom Lehrstuhl Vegetationsökologie waren an dem Projekt Harald Albrecht, Gabriele Anderlik-Wesinger, Norbert Kühn, Barbara Sprenger, Petra Toetz und Franziska Mayer beteiligt. Weitere Projekte der agrarökologischen Forschung behandelten unter anderem die Risiken durch gentechnisch veränderte Kulturpflanzen und potentiell kreuzungskompatibler Wildpflanzen (Heike Beismann, Albrecht Roller, Martin Kuhlmann).

Im Zuge dieser vielfältigen Forschungsaktivitäten betreut und betreute Jörg Pfadenhauer vier abgeschlossene Habilitationen und 41 Dissertationen sowie eine laufende Habilitation und sechs laufende Promotionen.

Der Lehrstuhl für Vegetationsökologie hat unter der Leitung von Prof. Dr. Jörg Pfadenhauer internationale Bedeutung erlangt und ist zu einer der ersten Adressen auf dem Gebiet der vegetationsökologischen Forschung und der Renaturierungsökologie geworden. Dazu haben neben sehr guten Publikationen auch die Ausrichtungen von großen internationalen Tagungen wie die der Gesellschaft für Ökologie (GfÖ) 1990 oder die der International Association of Vegetation Science (IAVS) 2001 beigetragen.

Am Lehrstuhl für Vegetationsökologie wurden seit 1982 insgesamt 514 wissenschaftliche Publikationen veröffentlicht. Dass Jörg Pfadenhauer „nur“ bei 279 Arbeiten als

Autor angegeben ist, zeugt davon, dass er seinen Mitarbeitern in einem Maße Gestaltungsspielraum gewährt, wie er im heutigen Wissenschaftsbetrieb kaum noch zu finden ist. Neben zahlreichen Beiträgen in wichtigen internationalen Zeitschriften sind unter seinen Veröffentlichungen auch viele Buchbeiträge in Hand- und Lehrbüchern sowie „Vegetationsökologie – ein Skriptum“, das nicht nur für die Studenten seiner Vorlesungen Allgemein- und Spezielle Vegetationsökologie unentbehrlich wurde.

Neben seiner wissenschaftlichen Tätigkeit sind Jörg Pfadenhauers Leistungen in der Lehre besonders hervorzuheben. Diese ist bestimmt durch ein anspruchsvolles wissenschaftliches Niveau, das wiederum auf einem immensen fachlichen Wissensfundus basiert. Diese Beschreibung trifft aber auch auf viele andere Hochschullehrer zu. Was Jörg Pfadenhauers Lehre zudem auszeichnet, ist, wie es ihm aufgrund seiner außergewöhnlichen didaktischen Fähigkeiten gelingt, den Studierenden die Relevanz seiner Ausführungen zu vergegenwärtigen. Besonders deutlich wird diese Begabung andere Menschen für Landschaften und ihre Vegetation zu begeistern auf Exkursionen, wo die Teilnehmer die fachlichen Inhalte auch physisch erleben können. Legende sind die Exkursionen, die nach Ost- und Südbayern, durch die Alpen, in die Mongolei, nach Australien und in verschiedene Teile Sibiriens und Südamerikas führten. Logische Konsequenz ist, dass Jörg Pfadenhauer 2008 auf Vorschlag der studentischen Fachschaft mit dem „Preis für gute Lehre“ der bayerischen Staatsregierung ausgezeichnet wurde.

Zu den Aufgaben in der Selbstverwaltung der Universität, wie Studiendekan des Studiengangs Landschaftsarchitektur und Landschaftsplanung (1998 bis 2007) und Geschäftsführer des Departments für Ökologie, der Lehr-tätigkeit und der wissenschaftlichen Auseinandersetzung mit immer wieder neuen Forschungsthemen erfüllt Jörg Pfadenhauer auch prominente Funktionen für die wissenschaftliche Gemeinschaft: So gelang es ihm als Präsident der 1400 Mitglieder zählenden Gesellschaft für Ökologie (2000 bis 2005) dieser über die Einführung des neuen Journals „Basic and Applied Ecology“ über den mitteleuropäischen Raum hinaus internationale Anerkennung zu verschaffen. Seit 2005 ist er 1. Vorsitzender der 1890 gegründeten Bayerisch Botanischen Gesellschaft. Weitere Mitgliedschaften wie in der Mitgliederversammlung des Zentrum für Agrarlandschaftsforschung e.V. (ZALF) in Müncheberg, im Obersten Naturschutzbeirat beim Bayerischen Staatsministerium für Umwelt und Gesundheit, im Stiftungsrat des Bayerischen Naturschutzfonds sowie im Präsidium und im wissenschaftlichen Beirat der Bayerischen Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege bezeugen die große Nachfrage nach seinem Rat und sind Kennzeichen allergrößter, breiter Wertschätzung seiner Person.

Veröffentlichungen von Professor Dr. Jörg Pfadenhauer (Auswahl)

Publications by Prof. Dr. Jörg Pfadenhauer (selection)

1969

PFADENHAUER, J. (1969):
Edellaubholzreiche Wälder im Jungmoränengebiet des Bayerischen Alpenvorlandes und in den Bayerischen Alpen. Universität Hohenheim, Hohenheim. 212 S.

PFADENHAUER, J. (1969):
Beitrag zur floristischen Kartierung Bayern. Berichte der Bayerischen Botanischen Gesellschaft 41, S. 45-46.

1971

PFADENHAUER, J. (1971):
Vergleichende ökologische Untersuchungen an Plateau-Tannenwäldern im westlichen Aargauer Mittelland. Veröffentlichungen des Geobotanischen Institutes ETH Zürich, Stiftung Rübel 47, 76 S.

1972

PFADENHAUER, J. (1972):
Vegetation und Ökologie einer Doline im Wald des Grand Risoux VD. Berichte des Geobotanischen Institutes ETH Zürich, Stiftung Rübel 41, S. 56-73.

PFADENHAUER, J. & KAULE, G. (1972):
Vegetation und Ökologie eines Waldquellenkomplexes im bayerischen Inn-Chiemsee-Vorland. Berichte des Geobotanischen Institutes ETH Zürich, Stiftung Rübel 41, S. 74-87.

KAULE, G. & PFADENHAUER, J. (1972):
Die Vegetation eines Waldquellgebietes im Inn-Chiemsee-Vorland. Berichte der Bayerischen Botanischen Gesellschaft 43, S. 85-96.

1973

PFADENHAUER, J. (1973):
Versuch einer vergleichend-ökologischen Analyse der Buchen-Tannenwälder des Schweizer Jura (Weissenstein und Chasseral). Veröffentlichungen des Geobotanischen Institutes ETH Zürich, Stiftung Rübel 50, 64 S.

KAULE, G. & PFADENHAUER, J. (1973):
Vegetation und Ökologie eines Hochmoorrandbereichs im Naturschutzgebiet Eggstätt-Hemhofer Seenplatte. Berichte der Bayerischen Botanischen Gesellschaft 44, S. 201-210.

1974

PFADENHAUER, J. (1974):
Versuch einer Kennzeichnung rutschgefährdeter Hänge im Fylsch mit Hilfe von Vegetation und Hangneigung – dargestellt am Beispiel des Teisenberg. Forstwissenschaftliches Centralblatt 93, S. 156-166.

1975

PFADENHAUER, J. (1975):
Beziehungen zwischen Standortseinheiten, Klima, Stickstoff-Ernährung und potentieller Wuchsleistung der Fichte im Bayerischen Fylschgebiet – dargestellt am Beispiel des Teisenberg. Universität Hohenheim, Hohenheim. 239 S.

PFADENHAUER, J. (1975):
Edellaubwälder des südlichen Alpenvorlandes - Vegetationsgliederung und Standort. Tagung der Arbeitsgemeinschaft der Forstlichen Vegetationskunde 5, S. 12-18.

1976

PFADENHAUER, J. (1976):
Arten- und Biotopschutz für Pflanzen - ein landeskulturelles Problem. Landschaft + Stadt 8, S. 37-44.

PFADENHAUER, J. (1976):
Beziehungen zwischen Stickstoff-Mineralisation und Stickstoff-Ernährungszustand der Fichte im südbayerischen Fylschgebiet. Forstwissenschaftliches Centralblatt 95, S. 165-174.

1978

PFADENHAUER, J. (1978):
Contribuição ao conhecimento da vegetação e de suas condições de crescimento nas dunas costeiras do Rio Grande do Sul, Brasil. Revista Brasileira de Biologia 38, pp. 827-836.

1979

PFADENHAUER, J. (1979):
Beitrag zur Kenntnis der Sphagnum-Moore in Südbrasilien. Telma 9, S. 31-37.

PFADENHAUER, J. (1979):
Die Ökologie einiger verbreiteter Dünenpflanzen in Rio Grande do Sul (Südbrasilien) im Hinblick auf ihre Eignung für den Dünenbau. Botanische Jahrbücher für Systematik, Pflanzengeschichte und Pflanzengeographie 100, S. 414-436.

PFADENHAUER, J. (1979):
Die Stickstoffmineralisation in Böden subtropischer Regenwälder in Südbrasilien. Oecologia Plantarum 14, S. 27-40.

PFADENHAUER, J. (1979):
Rekultivierung ausgenutzter Flächen. Vorträge und Aussprache am Landschaftstag 1979, Ministerium für Ernährung und Landwirtschaft, Umwelt und Forsten Baden-Württemberg. S. 93-112.

PFADENHAUER, J., MARIATH de, A., RAMOS, R.F., OLIVEIRA de, P.L., MIOTTO, S.T.S. & PORTO, M.L. (1979):
Sequencia da vegetação da praia na margem oriental da Lagoa Mirim Banhado do Taim. NIDECO, Ser. Taim UFRGS 1, 21.

PFADENHAUER, J. & RAMOS, R.F. (1979):
Um complexo da vegetação entre dunas e pantanos próximo a Tramandai Rio Grande do Sul. Iheringia 25, pp. 17-26.

1980

PFADENHAUER, J. (1980):
Die Vegetation der Küstendünen von Rio Grande do Sul Südbrasilien. Phytocoenologia 8, S. 321-364.

PFADENHAUER, J. (1980):
Natur- und Umweltschutz in Brasilien. Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie 8, S. 81-85.

PFADENHAUER, J. (1980):
Tropische und Subtropische Moore. – In: GÖTTLICH, K.H. (Hrsg.): Moor- und Torfkunde. E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart. S. 65-76.

PFADENHAUER, J.; ERZ, G. (1980):
Standort und Gesellschaftsanbindung von *Ophrys apifera* Huds. und *Ophrys holosericea* (Burm.f.) Greut. im Na-

turschutzgebiet „Neuffener Heide“. Veröffentlichung für Naturschutz und Landschaftspflege in Baden-Württemberg 51, S. 411-424.

1981

PFADENHAUER, J. & CASTRO BOECHAT de, S. (1981): Vegetation und Ökologie eines Sphagnum-Moores in Südbrasilien. *Vegetatio* 44, S. 177-187.

1982

PFADENHAUER, J. & OBERGFÖLL, F. (1982): Untersuchungen zur Trittbelastung von Halbtrockenrasen am Beispiel des Naturschutzgebietes Eichenhain, Stuttgart. *Zeitschrift für Kulturtechnik und Flurbereinigung* 23, S. 306-317.

1984

PFADENHAUER, J. & RINGLER, A. (1984): Aufgaben der Geobotanik in der Umweltforschung am Beispiel der Moore. *Landschaft + Stadt* 16, S. 200-210.

1985

PFADENHAUER, J. & ESKA, G. (1985): Auswirkungen der Innstaustufe Perach auf die Auenvegetation. *Tuexenia* 5, S. 447-453.

PFADENHAUER, J., FISCHER, W.R. & SCHEGK, L. (1985): Nährstoffgehalte im Porenwasser von Niedermoor-Extensivgrünland des Alpenvorlandes. *Zeitschrift für Kulturtechnik und Flurbereinigung* 26, S. 34-42.

PFADENHAUER, J., LÜTKE-TWENHÖVEN, F., QUINGER, B. & TEWES, S. (1985): Trittbelastung an Seen und Weihern des östlichen Landkreises Ravensburg. Beihefte zu den Veröffentlichungen für Naturschutz Landschaftspflege in Baden-Württemberg 45, S. 1-80.

PFADENHAUER, J. & KINBERGER, M. (1985): Torfabbau und Vegetationsentwicklung im Kulbinger Filz (Region Südostoberbayern). *Berichte der Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege* 9, S. 37- 44.

1986

PFADENHAUER, J. & ESKA, U. (1986): Untersuchungen zum Nährstoffhaushalt eines Schneidried-Bestandes (*Cladietum marisci*). *Veröffentlichungen des Geobotanischen Institutes ETH, Stiftung Rübel* 87, S. 309-327.

PFADENHAUER, J. & LIEBERMANN, C. (1986): Eine geobotanische Dauerbeobachtungsfläche im Naturschutzgebiet Garching Haide. *Berichte der Bayerischen Botanischen Gesellschaft* 57, S. 99-110.

PFADENHAUER, J. & LÜTKE-TWENHÖVEN, F. (1986): Nährstoffökologie von *Molinia caerulea* und *Carex acutiformis* auf baumfreien Niedermooren des Alpenvorlande. *Flora* 178, S. 157-166.

PFADENHAUER, J., POSCHLOD, P. & BUCHWALD, R. (1986): Überlegungen zu einem Konzept geobotanischer Dauerbeobachtungsflächen für Bayern. Teil I. – Methodik der Anlage und Aufnahme. *Berichte der Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege* 10, S. 41- 60.

1987

PFADENHAUER, J. & BUCHWALD, R. (1987): Anlage und Aufnahme einer geobotanischen Dauerbeobachtungsfläche im Naturschutzgebiet Echinger Loh. *Berichte der Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege* 11, S. 9-26.

PFADENHAUER, J., KAPFER, A. & MAAS, D. (1987): Renaturierung von Futterwiesen auf Niedermoorortof durch Aushagerung. *Natur und Landschaft* 62, S. 430-434.

PFADENHAUER, J. & MAAS, D. (1987): Samenpotential in Niedermoorböden des Alpenvorlandes bei Grünlandnutzung unterschiedlicher Intensität. *Flora* 179, S. 85-97.

1988

PFADENHAUER, J. & WIRTH, J. (1988): Alte und neue Hecken im Vergleich am Beispiel des Tertiärhügellandes im Landkreis Freising. *Berichte der Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege* 12, S. 59-69.

1989

PFADENHAUER, J. (1989): Renaturierung von Torfabbaufächen in Hochmooren des Alpenvorlands. *TELMA Beiheft* 2, S. 313-332.

1990

PFADENHAUER, J. (1990): Renaturierung der Agrarlandschaft für den Naturschutz. *Zeitschrift für Kulturtechnik und Landentwicklung* 31, S. 273-280.

PFADENHAUER, J. (1990): Renaturierung von Agrarlandschaften – Begründung, Konzepte, Maßnahmen als Aufgabe ökologischer Naturschutzforschung. *Laufener Seminarbeiträge* 3, S. 40-44.

PFADENHAUER, J. (1990): Tropische und subtropische Moore. – In: GÖTTLICH, K.H. (Hrsg) *Moor- und Torfkunde*. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart. S. 102-113.

PFADENHAUER, J. & KRÜGER, G.M. (1990): Naturschutz und Landwirtschaft im Donaumoos bei Ingolstadt – ein Konzept zur künftigen Landschaftsentwicklung. *Bayerisches Landwirtschaftliches Jahrbuch* 67, S. 207-214.

PFADENHAUER, J., SIUDA, C., KRINNER, C., LIPSKY, H. & BRÄU, M. (1990): Ökologisches Entwicklungskonzept Kendlmühlfilzen. *Schriftenreihe des Bayerischen Landesamtes für Umweltschutz* 91, S. 1-61.

1991

PFADENHAUER, J. (1991): Integrierter Naturschutz. *Garten + Landschaft* 2, S. 13-17.

PFADENHAUER, J. (1991): Maßnahmen zur Pflege und Entwicklung von Feucht- und Nasswiesen. *FLL-Forschungsgesellschaft Landschaftsentwicklung Landschaftsbau e.V. Bonn, Biotoppflege Biotopentwicklung* 1, S. 32-39.

PFADENHAUER, J. (1991): Restoration of wetlands in southern Germany: principles and concept. – In: RAVERA, O. (eds) *Terrestrial and Aquatic Ecosystems, Perturbation and Recovery*. Ellis Horwood, New York. pp. 387-391.

PFADENHAUER, J., GANZERT, C., ANDERLIK, G., MÜLLER, E. & DEIN, A. (1991): Indikatoren für Umweltverträglichkeit und landespflegerischer Leistungen der Landwirtschaft – einzelbetrieblicher Ansatz. *Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie* 20, S. 393-401.

PFADENHAUER, J. & KRÜGER, G.M. (1991): Ganzheitlicher Naturschutz für süddeutsche Hochmoorlandschaften: Ziele und Methoden. *Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie* 20, S. 285-290.

PFADENHAUER, J., KRÜGER, G.M. & MUHR, E. (1991): Ökologisches Gutachten Donaumoos – Konzept zur künftigen Landschaftsentwicklung. *Schriftenreihe des Bayerischen Landesamt für Umweltschutz* 109, 83 S.

PFADENHAUER, J. & MAAS, D. (1991):

Renaturierungsforschung für den Arten- und Biotopschutz – Ziele und Begründung. – In: HENLE, K. & KAULE, G. (Hrsg.) Arten- und Biotopschutzforschung für Deutschland., S. 312-315.

1992

PFADENHAUER, J. (1992):

Integrierte Naturschutzstrategie im Agrarraum. Mitteilungen des Verbandes Agrarforschung u. -bildung in Thüringen 4, S. 4-17.

PFADENHAUER, J. & GANZERT, C. (1992):

Konzept einer integrierten Naturschutzstrategie im Agrarraum. – In: Bayerisches Staatsministerium für Landwirtschaft u. Umweltfragen (Hrsg.), Untersuchungen zur Definition und Quantifizierung von landespflegerischen Leistungen der Landwirtschaft nach ökologischen und ökonomischen Kriterien und ihrer Umsetzung in Umweltberatung und Agrarpolitik, München. S. 5-50.

PFADENHAUER, J., KRÜGER, G.M., MAAS, D. & OTTE, A. (1992):

Die Vegetationskunde in der landschaftsökologischen Forschung und Planung. – In: DUHME, F., LENZ, R. & SPAN-DAU, L. (Hrsg.): 25 Jahre Lehrstuhl für Landschaftsökologie in Weihenstephan mit Prof. Dr. Dr. hc. W. Haber. S. 271-302.

1993

PFADENHAUER, J. (1993):

Dry coastal ecosystems of temperate atlantic South America. – In: van der Maarel, E.: Ecosystems of the World., Elsevier, New York. pp. 495-500.

PFADENHAUER, J. (1993):

Ökologische Folgen von Extensivierungsmaßnahmen. Berichte des Institutes für Landschafts- und Pflanzenökologie der Universität Hohenheim 2, S. 23-38.

PFADENHAUER, J. (1993):

Ökologische Grundlagen für Nutzung, Pflege und Entwicklung von Heidevegetation. Berichte der Reinhold Tüxen Gesellschaft 5, S. 221-235.

PFADENHAUER, J. (1993):

Vegetationsökologie – ein Skriptum. IHW-Verlag, Eching. 301 S.

PFADENHAUER, J. & KARLSTETTER, M., (1993):

Vorstudie für ein Forschungs- und Entwicklungskonzept „Natur und Landschaft“. Veröffentlichungen Projekt Angewandte Ökologie (PAÖ) 7, S. 423-444.

PFADENHAUER, J., SCHNEEKLOTH, H., SCHNEIDER, R. & SCHNEIDER, S. (1993):

Mire Distribution. – In: HEATHWAITE, A.L. & GÖTTLICH, K.H.(eds): Mire Process, Exploitation and Conservation. John Wiley & Sons, Chichester, New York, Brisbane, Toronto, Singapore. pp. 77-121.

1994

PFADENHAUER, J. (1994):

Ansprüche des Naturschutzes an Niedermoore (Kurzfassung). NNA-Berichte 7, S.76-77.

PFADENHAUER, J. (1994):

Erforderliche und erwünschte Umweltleistungen. Faktum 9, S. 66-81.

PFADENHAUER, J. (1994):

Integration der Landnutzung bei der Umsetzung von Naturschutzzielen. – In: 2. Statuskolloquium des PAÖ am 22. und 23. März 1994 im Schloß Ettlingen, Veröffentlichungen. S. 45-72.

PFADENHAUER, J. (1994):

Renaturierung von Niedermooeren – Ziele, Probleme, Lösungsansätze. Hohenheimer Umwelttagung 26, S. 57-73.

PFADENHAUER, J. (1994):

Restoration of fens in Southern-Germany - principle and concept. – In: Institute for Land Reclamation and Environmental Engineering: Conservation and Management of Fens. Warsaw-Biebrza, Poland. pp. 239-254.

1995

PFADENHAUER, J. (1995):

„Ökosystemmanagement für Niedermoore“ – Ausblick auf die zweite Phase des Verbundvorhabens. Zeitschrift für Kulturtechnik und Landentwicklung 36, S.132-137.

1996

PFADENHAUER, J.(1996):

Integration der Landnutzung bei der Umsetzung von Naturschutzzielen. – In: WAITZMANN, M. (Hrsg.): Plenum: Konzeption und Grundlagen. Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg, Karlsruhe. S. 189-213

PFADENHAUER, J. (1996):

Naturschutz in der Agrarlandschaft. Laufener Seminarbeiträge 5, 58.

PFADENHAUER, J. & KLÖTZLI, F. (1996):

Restoration experiments in Middle European wet terrestrial ecosystems an overview. Vegetatio 126, pp. 101-115.

PFADENHAUER, J. & ALBRECHT, H. (1996):

Exkursionsführer zur 46. Jahrestagung der Floristisch-soziologischen Arbeitsgemeinschaft. IHW-Verlag, Eching. 261 S.

PFADENHAUER, J., ALBRECHT, H., ANDERLIK-WESINGER, G., KÜHN, N., MATTHEIS, A. & TOETZ, P. (1996):

Der Forschungsverbund Agrarökosysteme München (FAM), Ein Modell für die umweltschonende Landwirtschaft der Zukunft? Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie 26, S. 649-661.

1997

PFADENHAUER, J. (1997):

Landwirtschaft und Naturschutz – Strategien zur Vermeidung eines Konflikts. Rundgespräche der Kommission für Ökologie 13, S. 65-83.

PFADENHAUER, J. (1997):

Vegetationsökologie – ein Skriptum, 2. verbesserte und erweiterte Auflage, IHW-Verlag, Eching. 448 S.

PFADENHAUER, J., ALBRECHT, H. & AUERSWALD, K. (1997):

Naturschutz in der Agrarlandschaft – Perspektiven aus dem Forschungsverbund Agrarökosysteme München. Berichte der Reinhold-Tüxen-Gesellschaft 9, S. 49-59.

PFADENHAUER, J., ALBRECHT, H., AUERSWALD, K. & JANSSEN, B. (1997):

Ein Weg zu einer umweltschonenden Landbewirtschaftung – Die Versuchsstation Scheyern des Forschungsverbunds Agrarökosysteme München. – In: MÜHLE, H.(Hrsg) et al.: Tern-Tagung, Halle. S.192-204.

1998

PFADENHAUER, J.(1998):

Zehn Jahre Projekt „Wurzacher Ried“. Naturschutzzentrum Bad Wurzach. 263 S.

PFADENHAUER, J. (1998):

Das ökologische Entwicklungskonzept Wurzacher Ried - ungestörte Entwicklung als Schutzstrategie für Moore.- In: PFADENHAUER, J.: Zehn Jahre Projekt „Wurzacher Ried“. Naturschutzzentrum Bad Wurzach. S. 35-49.

PFADENHAUER, J. (1998):

Grundsätze und Modelle der Moorrenaturierung in Süddeutschland. TELMA 28, S. 251-272.

- PFADENHAUER, J. & ALBRECHT, H. (1998): Kontrolle und Analyse der Vegetationsentwicklung bei veränderter Nutzung. – In: FILSER, J. (Hrsg): Abschlußbericht Hauptphase 1 und 2 (1993-1997). S. 139-143.
- PFADENHAUER, J. & ALBRECHT, H. (1998): Ungelenkte Ausbreitung und Etablierung von Pflanzenarten. – In: FILSER, J. (Hrsg): Abschlußbericht Hauptphase 1 und 2 (1993-1997). S. 145-149.
- 1999**
- PFADENHAUER, J. (1999): Leitlinien für die Renaturierung süddeutscher Moore. Natur und Landschaft 74, S.18-29.
- PFADENHAUER, J. (1999): Renaturierung von Mooren im süddeutschen Alpenvorland. Laufener Seminarbeiträge 6, S. 9-24.
- PFADENHAUER, J. & GROOTJANS, A. (1999): Wetland restoration in Central Europe: Aims and methods. *Journal of Applied Vegetation Science* 2, pp. 95-106.
- ROTH, S., SEEGER, T., POSCHLOD, P., PFADENHAUER, J. & SUCCOW, M., (1999): Establishment of heliophytes in the course of fen restoration. *Journal of Applied Vegetation Science* 2, pp. 131-136.
- 2000**
- PFADENHAUER, J., FISCHER, F.P., HELFER, W., JOAS, C., LÖSCH, R., MILLER, U., MILTZ, C., SCHMID, H., SIEREN, E. & WIESINGER, K. (2000): Sicherung und Entwicklung der Heiden im Norden von München. *Angewandte Landschaftsökologie* 32, 311 S.
- 2001**
- PFADENHAUER, J., (2001): Some remarks on the socio-cultural background of restoration ecology. *Restoration Ecology* 9, pp. 220-229.
- PFADENHAUER, J. & FILSER, J. (2001): Adapting land use to promote sustainable agricultural management: A model project at the Scheyern Experimental farm of FAM. – In: TENHUNEN, J. D. et. al.: *Ecosystem Approaches to Landscape Man Central Europe*. pp. 175-182.
- PFADENHAUER, J., FISCHER, F.-P., HELFER, W., JOAS, C., LÖSCH, R., MILLER, U., MILZ, C., SCHMID, H., SIEREN, E. & WIESINGER, K. (2001): Sicherung und Entwicklung der Heiden im Norden von München (Kurzfassung). Laufener Seminarbeiträge 3, S. 73-80.
- KRATZ, R. & PFADENHAUER, J. (2001): Ökosystemmanagement für Niedermoore: Strategien und Verfahren zur Renaturierung. Ulmer, Stuttgart. 317 S.
- PFADENHAUER, J., HÖPER, H., BORKOWSKY, O., ROTH, S., SEEGER, T. & WAGNER, C., (2001): Entwicklung pflanzenartenreichen Niedermoorgrünlands. – In: KRATZ, R. & PFADENHAUER, J. (Hrsg): *Ökosystemmanagement für Niedermoore: Strategien und Verfahren zur Renaturierung*. Ulmer, Stuttgart. S. 134-153.
- PFADENHAUER, J., RAUBER, C., HERRMANN, J., KLEBE, S., KANGLER, G., OVERBECK, G., RÖDER, N. & KRAUSS, S. (2001): Siberia 2000 excursion report, Freising. <http://www.wzw.tum.de/vegoek/publikat/berichte/blv1/blv1.html>
- PFADENHAUER, J. & ZEITZ, J. (2001): Leitbilder und Ziele für die Renaturierung norddeutscher Niedermoore. – In: KRATZ, R. & PFADENHAUER, J. (Hrsg): *Ökosystemmanagement für Niedermoore: Strategien und Verfahren zur Renaturierung*. Ulmer, Stuttgart. S. 17-24.
- 2002**
- PFADENHAUER, J. (2002): Landnutzung und Biodiversität – Beispiele aus Mitteleuropa. Laufener Seminarbeiträge 2, S.145-159.
- PFADENHAUER, J. (2002): Landwirtschaft und Naturschutz – Erkenntnisse aus dem Forschungsverbund Agrarökosysteme München (FAM). – In: Naturschutz und Landwirtschaft – neue Überlegungen und Konzepte. Akademie für die ländlichen Räume Schleswig-Holsteins e.V, Eckernförde. S. 159-173.
- 2003**
- PFADENHAUER, J. & KIEHL, K. (2003): Zehn Jahre „Sicherung und Entwicklung der Heiden im Norden von München“ – ein E+E-Vorhaben des Bundesamtes für Naturschutz. *Angewandte Landschaftsökologie*, Bonn. 291 S.
- PFADENHAUER, J. & KIEHL, K. (2003): Renaturierung von Kalkmagerrasen. – In: PFADENHAUER, J. & KIEHL, K.: Zehn Jahre „Sicherung und Entwicklung der Heiden im Norden von München“ – ein E+E-Vorhaben des Bundesamtes für Naturschutz. *Angewandte Landschaftsökologie*, Bonn. 292 S.
- PFADENHAUER, J. & KIEHL, K. (2003): Renaturierung von Kalkmagerrasen. *Angewandte Landschaftsökologie*. 292 S.
- PFADENHAUER, J. & KIEHL, K. (2003): Renaturierung von Kalkmagerrasen – ein Überblick. – In: PFADENHAUER, J. & KIEHL, K. (Hrsg.): *Renaturierung von Kalkmagerrasen*. *Angewandte Landschaftsökologie*. S. 25-38.
- PFADENHAUER, J., KIEHL, K., FISCHER, F.-P., SCHMID, H., THORMANN, A., WAGNER, C. & WIESINGER, K. (2003): Empfehlungen zur Neuschaffung und Wiederherstellung von Kalkmagerrasen. – In: PFADENHAUER, J. & KIEHL, K. (Hrsg.): *Renaturierung von Kalkmagerrasen*. *Angewandte Landschaftsökologie*. S. 253-260.
- 2004**
- PFADENHAUER, J., (2004): Forest-grassland mosaics from a global view. – In: Workshop „Proteção e manejo da vegetação natural de Porto Alegre com base em pesquisa de padrões e dinâmica da vegetação“. ed. Porto, M. L., PPG Ecologia, UFRGS, Porto Alegre. p. 19.
- PFADENHAUER, J. (2004): Mosaicos de floresta-campo: uma perspectiva global.- In: Porto, M.L. (ed.): Workshop “Proteção e manejo da vegetação natural de Porto Alegre com base em pesquisa de padrões e dinâmica da vegetação”. PPG Ecologia UFRGS, Porto Alegre. p. 18.
- PFADENHAUER, J. & HEINZ, S. (2004): Renaturierung von niedermoor-typischen Lebensräumen - 10 Jahre Niedermoormanagement im Donaumoos. *Naturschutz und Biologische Vielfalt* 9, 299 S.
- PFADENHAUER, J. (2004): Renaturierung intensiv landwirtschaftlich genutzter Grundwassermoore in Süddeutschland. – In: PFADENHAUER, J. & HEINZ, S. (Hrsg.): *Renaturierung von niedermoor-typischen Lebensräumen – 10 Jahre Niedermoormanagement im Donaumoos*. Bundesanstalt für Naturschutz, Bonn-Bad Godesberg. S.15-25.
- PFADENHAUER, J., HEINZ, S., RAAB, B., SCHÄCHTELE, M., KIEHL, K., SCHÜLE, P., ALKEMEIER, F., DISTLER, C., DISTLER, H., LANZ, U. & LINDINGER, v. A. (2004): Bewertung der Renaturierungs- und Managementverfahren. *Naturschutz und Biologische Vielfalt* 9, Bundesamt für Naturschutz, Bonn-Bad Godesberg. 275-280
- RAAB, B., PFADENHAUER, J. & HEINZ, S. (2004): Übersicht zum Ablauf des Erprobungs- und Entwicklungsvorhabens „Renaturierung Donaumoos“ *Naturschutz und Biologische Vielfalt* 9, Bundesamt für Naturschutz, Bonn-Bad Godesberg. 27-39

2005

PFADENHAUER, J., HOHEISEL, D., HÜBNER, R., SCHWEIGER, M., DRÖSLER, M. & OVERBECK, G. (2005): Südamerika 2005 – Bericht über die Exkursion zwischen dem 20. und 30. Grad südlicher Breite, Berichte des Lehrstuhls für Vegetationsökologie. 131 S. <http://www.wzw.tum.de/vegoek/publikat/suedam2005.pdf>

2006

PFADENHAUER, J. (2006): Subtropische Grasländer der Südhemisphäre: Verbreitung, Entstehung und Management am Beispiel des südbrasilianischen Campo. Berichte der Reinhold-Tüxen-Gesellschaft 18, S. 161-175

BERNHARDT-RÖMERMANN, M., ÖSTREICHER, S., FISCHER, A., KUDERNATSCH, T. & PFADENHAUER, J. (2006): Das Galio-Carpinetum im Münchener Raum – Ergebnis früherer Bewirtschaftung. Tuexenia 26, S. 27-36.

KIEHL, K., THORMANN, A. & PFADENHAUER, J. (2006): Evaluation of initial restoration measures during the restoration of calcareous grasslands on former arable fields. Restoration Ecology 14, pp. 148-156.

OVERBECK, G.E., MÜLLER, S.C., PILLAR, V. de P. & PFADENHAUER, J. (2006): Floristic composition, environmental variation and species distribution patterns in burned grassland in Southern Brazil. Brazil Journal of Biologie 66, pp. 1073-1090.

OVERBECK, G.E., MÜLLER, S.C., PILLAR, V. de P. & PFADENHAUER, J. (2006): No heat-stimulated germination found in herbaceous species from burned subtropical grassland. Plant Ecology 184, pp. 237-243.

STAMMEL, B., KIEHL, K. & PFADENHAUER, J. (2006): Effects of experimental and real land use on seedling recruitment of six fen species. Basic and Applied Ecology 7, pp. 334-346.

2007

BERNHARDT-RÖMERMANN, M., KUDERNATSCH, T., PFADENHAUER, J., KIRCHNER, M., JAKOBI, G. & FISCHER, A. (2007): Long-term effects of nitrogen deposition on vegetation in a deciduous forest near Munich, Germany. Journal of Applied Vegetation Science 10, pp. 399-406.

FIDELIS, A., MÜLLER, S.C., PILLAR, V. de P. & PFADENHAUER, J. (2007): Efeito do fogo na ecologia de populações de herbáceas e arbustos dos Campos Sulinos. Revista Brasileira de Biociências 5, pp. 303-305.

FIDELIS, A., MÜLLER, S.C., PILLAR, V. de P. & PFADENHAUER, J. (2007): Efeitos de altas temperaturas na germinação de espécies dos Campos Sulinos. Revista Brasileira de Biociências 5, pp. 354-356.

KIEHL, K. & PFADENHAUER, J. (2007): Establishment and persistence of target species in newly created calcareous grasslands on former arable fields. Plant Ecology 189, pp. 31-48.

MÜLLER, S.C., OVERBECK, G., PFADENHAUER, J. & PILLAR, V.D. (2007): Plant functional types of woody species related to fire disturbance in forest-grassland ecotones. Plant Ecology 189, pp. 1-14.

OVERBECK, G., MÜLLER, S., FIDELIS, A., PFADENHAUER, J., PILLAR, V.D., BLANCO, C., BOLDRINI, I., BOTH, R. & FORNECK, D. (2007): Brazil's neglected biome: The South Brazilian Campos. Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics 9, pp. 101-116.

2008

ALBRECHT, H., ANDERLIK-WESINGER, G., KÜHN, N., MATTHEIS, A. & PFADENHAUER, J. (2008): Effects of land use changes on the plant species diversity in agricultural ecosystems. – In: SCHRÖDER, P. & MUNCH, J. C. (ed.): Perspectives for agroecosystem management. Elsevier, Amsterdam, Boston, Heidelberg. pp. 203-228

ALBRECHT, H., DRÖSLER, M. & PFADENHAUER, J. (2008): Lehrstuhl für Vegetationsökologie – Perspektiven in Forschung und Lehre. – In: Ambiguous Landscapes – Vieldeutige Landschaften. Schriftenreihe der Lehrstühle für Landschaftsarchitektur und Landschaftsplanung, Freising. S. 210-215

FIDELIS, A.; OVERBECK, G., PILLAR, V. de P., PFADENHAUER, J. (2008): Effects of disturbance on population biology of the rosette species *Eryngium horridum* (Malme) in grasslands in southern Brazil. Plant Ecology 195, 55-67 S.

SCHRÖDER, P., PFADENHAUER, J. & MUNCH, J.C. (ed.) (2008) Perspectives for agroecosystem management. Balancing environmental and socio-economic demands. Elsevier, Amsterdam, Boston, Heidelberg. S. Elsevier, Amsterdam, Boston, Heidelberg, 440 S.

SCHRÖDER, P., HUBER, B., REENTS, H.J., MUNCH, J.C. & PFADENHAUER, J. (2008): Outline of the Scheyern project. – In: Schröder, P., Pfadenhauer, J. & Munch, J.C. (ed.): Perspectives for agroecosystem management. Balancing environmental and socio-economic demands. Elsevier Amsterdam, Boston, Heidelberg. pp. 3-9.

2009

FIDELIS, A., APPEZZATO-da-GLÓRIA, B. & PFADENHAUER, J. (2009): A importância da biomassa e das estruturas subterrâneas nos Campos Sulinos. – In: PILLAR, V. D. PILLAR, MÜLLER S. C., CASTILHOS Z. M. S. & JACQUES A. V. A (eds.): Campos Sulinos – conservação e uso sustentável da biodiversidade. Ministério do Meio Ambiente, Brasília. pp. 85-97.

FIDELIS, A., OVERBECK, G., PILLAR, V. de P. & PFADENHAUER, J. (2009): The ecological value of *Eryngium horridum* in maintaining biodiversity in subtropical grasslands. Austral Ecology 34, pp. 558-566.

Dissertationen und Habilitationen bei Prof. Dr. Jörg Pfadenhauer

Doctorates and habilitations supervised by Prof. Dr. Jörg Pfadenhauer

Abgeschlossenen Habilitationen

OTTE, A. (1994): Die Vegetation ländlicher Siedlungen – ökologische Kennzeichnung, Grundzüge der Verbreitung und Beziehungen zum Nutzungsgefüge. – In: Ökologie. Technische Universität München, Freising. 382 S.

MAAS, D. (1995): Nährstoffstreß, Störung und Konkurrenz in ihrer Wirkung auf ausgewählte Arten der Kopfbinsenriede. – In: Ökologie. Technische Universität München, Freising. 210 S.

ALBRECHT, H. (2005): Diasporenbanken von Ackerböden und ihre Beziehung zu Standort und Nutzung. – In: Ökologie. Technische Universität München, Freising. 292 S.

KIEHL, K. (2005): Einfluss von Renaturierungsmaßnahmen auf die Phytodiversität von Grasländern, In Ökologie. – In: Ökologie. Technische Universität München, Freising. 461 S.

Laufende Habilitationen

DRÖSLER, M. (2009): Erfassung und Modellierung des Austauschs klimarelevanter Spurengase in Grasland- und Moorökosystemen.

Abgeschlossene Dissertationen

KUHLMANN, M. (2009): Untersuchungen zur Ausbreitung von luftgetragenen Raps- und Maispollen auf mesoskallger Ebene für ein Langzeitmonitoring von gentechnisch veränderten Pflanzen (GVP). Ökologie. Technische Universität München, Freising. <http://mediatum2.ub.tum.de/?cunfoid=603850&dir=603850&id=603850>

SCHEITER, S. (2009): Grass-tree interactions and the ecology of African savannas under current and future climates. Ökologie. Technische Universität München, Freising. <http://mediatum2.ub.tum.de/?cunfoid=603850&dir=603850&id=603850>

HERMANN, J. (2009): Pioneer woody species in southern Brazilian grasslands: Life history traits and population dynamics. Ökologie. Technische Universität München, Freising. <http://mediatum2.ub.tum.de/?cunfoid=603850&dir=603850&id=603850>

FIDELIS, A. (2008): Fire in subtropical grasslands in Southern Brazil: Effects on plant strategies and vegetation dynamics. Ökologie. Technische Universität München, Freising. <http://mediatum2.ub.tum.de/?cunfoid=603850&dir=603850&id=603850>

JESCHKE, M. (2008): Einfluss von Renaturierungs- und Pflegemaßnahmen auf die Artendiversität und Artenzusammensetzung von Gefäßpflanzen und Kryptogamen in mitteleuropäischen Kalkmagerrasen. Ökologie. Technische Universität München, Freising. <http://mediatum2.ub.tum.de/?cunfoid=603850&dir=603850&id=603850>

RÖDER, D. (2008): Renaturierung von Kalkmagerrasen – Der Einfluss verschiedener Überlebensstrategien von Pflanzenarten auf den Renaturierungserfolg. Ökologie. Technische Universität München, Freising. <http://mediatum2.ub.tum.de/?cunfoid=603850&dir=603850&id=603850>

ADELMANN, W. (2006):

Umsetzung der Biodiversitätskonvention in urbanen Expansionsräumen am Beispiel der Stadt Porto Alegre (Brasilien). Ökologie. Technische Universität München, Freising. <http://mediatum2.ub.tum.de/?cunfoid=603850&dir=603850&id=603850>

ROLLER, A. (2006):

Persistenz und Auflauf von Samen von gentechnisch veränderten und konventionellen Rapsorten sowie ertragsrelevanter Wildpflanzen unter dem Einfluss der Bodenbearbeitung. Ökologie. Technische Universität München, Freising. <http://mediatum2.ub.tum.de/?cunfoid=603850&dir=603850&id=603850>

DRÖSLER, M. (2005):

Trace gas exchange of bog ecosystems, Southern Germany. Ökologie. Technische Universität München, Freising. <http://mediatum2.ub.tum.de/?cunfoid=603850&dir=603850&id=603850>

HEINL, M. (2005):

Fire regime and vegetation response in the Okavango Delta, Botswana. Ökologie. Technische Universität München, Freising. <http://mediatum2.ub.tum.de/?cunfoid=603850&dir=603850&id=603850>

OVERBECK, G. (2005):

Effect of fire on vegetation dynamics and plant types in subtropical grassland in southern Brazil. Ökologie. Technische Universität München, Freising. <http://mediatum2.ub.tum.de/?cunfoid=603850&dir=603850&id=603850>

SPRENGER, B. (2004):

Populationsdynamik von Ackerwildpflanzen im integrierten und organischen Anbausystem. – In: Ökologie. Technische Universität München, Freising. <http://mediatum2.ub.tum.de/?cunfoid=603850&dir=603850&id=603850>

STAMMEL, B. (2003):

Impact and grazing on vegetation and on selected plant species of calcareous fens. – In: Ökologie. Technische Universität München, Freising. <http://mediatum2.ub.tum.de/?cunfoid=603850&dir=603850&id=603850>

ANDERLIK-WESINGER, G. (2002):

Spontane und gelenkte Vegetationsentwicklung auf Rainen – Untersuchungen zur Effizienz verschiedener Methoden der Neuanlage. Agrarökologie, 43.164 S.

RAUBER, C. (2002):

Stability of raised bogs to climate changes – a case study. Ökologie. Technische Universität München, Freising.

TOETZ, P. (2001):

Einfluss verschiedener Stilllegungsformen auf die Vegetationsentwicklung von Ackerbrachen im Tertiärhügelland. Ökologie. Technische Universität München, Freising. <http://mediatum2.ub.tum.de/?cunfoid=603850&dir=603850&id=603850>

GRÜNBAUER, G. (2000):

Phänotypische und genetische Variationen von Wildpflanzen am Beispiel von *Succisa pratensis* (Moench). Ökologie. Technische Universität München, Freising.

MAYER, F. (2000):

Long distance dispersal of weed diaspores in agricultural landscapes – The Scheyern approach. Ökologie. Technische Universität München, Freising.

- WAGNER, A., (2000):
Minerotrophe Bergkiefernmoore im süddeutschen Alpenvorland. Die *Carex lasiocarpa*-*Pinus rotundata*-Gesellschaft. Ökologie. Technische Universität München, Freising. <http://mediatum2.ub.tum.de/?cunfoid=603850&dir=603850&id=603850>
- WIESINGER, K. (1999):
Naturschutzmaßnahmen in der Landwirtschaft – eine sozioökonomische Fallstudie aus der Münchner Ebene. Agrarwissenschaften, Herbert Utz Verlag, 165 S.
- KUHN, G. (1998):
Erprobung von Fernerkundungsmethoden für das vegetationsökologische Monitoring am Beispiel des Wurzacher Riedes. Zauner, Dachau, 96 S.
- MILLER, U. (1998):
Renaturierung von Kalkmagerrasen – Demographische Differenzierung ausgewählter Kalkmagerrasenarten bei künstlicher Ansiedlung auf einer Ackerbrache. Herbert Utz Verlag Wissenschaft, München, 134 S.
- PATZELT, A. (1998):
Vegetationsökologische und populationsbiologische Grundlagen für die Etablierung von Magerwiesen in Niedermooren. Dissertationes Botanicae, 297, 215 S.
- KÜHN, N. (1997):
Populationsbeobachtungen von ausgepflanzten *Centaurea jacea* - ein Beitrag zur Renaturierung von Glatthaferwiesen. Technische Universität München, Freising.
- SLIVA, J. (1997):
Renaturierung von industriell abgetorften Hochmooren am Beispiel der Kendlmühlfilzen. Ökologie. Technische Universität München, Freising.
- WILD, U. (1997):
Renaturierung entwässerter Niedermoore am Beispiel des Donaumooses bei Ingolstadt - Vegetationsentwicklung und Stoffhaushalt. Ökologie. Technische Universität München, Freising.
- KÖPPEL, J. (1993):
Der Beitrag der Vegetation zum Wasserhaushalt im Alpen-Nationalpark Berchtesgaden. Ökologie. Technische Universität München, Freising.
- SCHOPP-GUTH, A. (1993):
Einfluß unterschiedlicher Bewirtschaftung auf populationsbiologische Merkmale von Streuwiesenpflanzen und das Samenpotential im Boden. Ökologie. Technische Universität München, Freising.
- GANZERT, C. (1992):
Der Einfluß der Agrarstruktur auf die Umweltentwicklung in Feuchtgebieten – Konflikte, agrarpolitische Ursachen und Lösungsansätze. Ökologie. Technische Universität München, Freising.
- HERRMANN, N. (1992):
Die Flora des Landkreises Freising und ihre Veränderung seit 1875. Ökologie. Technische Universität München, Freising.
- OTTO, A. (1992):
Die Vegetationsentwicklung in Naßbaggerungen der bayerischen Donauebene. Libri Botanici, 4, IHW-Verlag, 204 S.
- POSCHLOD, P. (1989):
Vegetationsentwicklung in abgetorften Hochmooren des bayerischen Alpenvorlandes unter besonderer Berücksichtigung standortkundlicher und populationsbiologischer Faktoren. Ökologie. Technische Universität München, Freising.
- ZÖLLNER, G. (1989):
Landschaftsästhetische Planungsansätze für die Flurberreinigung und ihre Vereinbarkeit mit ökologischen und ökonomischen Anforderungen. Ökologie, Universität Hohenheim, Stuttgart.
- KAPFER, A. (1988):
Versuche zur Renaturierung gedüngten Feuchtgrünlandes – Aushagerung und Vegetationsentwicklung. Ökologie. Technische Universität München, Freising.
- MAAS, D. (1987):
Keimungsansprüche von Streuwiesenpflanzen und deren Auswirkung auf das Samenpotential. Ökologie. Technische Universität München, Freising.
- JAUCH, E. (1986):
Der Einfluß des Rehwildes auf die Waldvegetation in verschiedenen Forstrevieren Baden-Württembergs. Biologie. Universität Hohenheim, Stuttgart.
- KUTSCHER, G. (1984):
Verbreitung und Ökologie höherer Wasserpflanzen in Fließgewässern der schwäbischen Alb. Ökologie. Technische Universität München, Freising.
- BERGFÖLL, F.J. (1983):
Trittbelastung auf Halbtrockenrasen im Ballungsraum Stuttgart und Möglichkeiten der Renaturierung. Ökologie. Universität Hohenheim, Stuttgart.
- OLIVEIRA, P.L. (1982):
Blattanatomie und CO₂ Gaswechsel epiphytischer Orchideen aus Südbrasilien/Rio Grande do Sul, Porto Alegre, Porto Alegre.
- ROWECK, H., (1981):
Beitrag zur Standortsökologie und Verbreitung der Gefäßpflanzen von Schwedisch-Lapland. Biologie. Universität Hohenheim, Stuttgart.
- BUTZKE, A. (1980):
Verificacao da troca de CO₂ no esuwo em algumas Bromeliaceas como resposta a diferentes condicoes microclimaticas, Porto Alegre.

Laufende Dissertationen

- ZOLLNER, A.
Renaturierung von vorentwässerten und bewaldeten Hochmooren im Bayerischen Alpenvorland.
- HEINZ, S.
Rohrkolben als nachwachsender Rohstoff – Etablierung, Entwicklung und Optimierung der Produktivität.
- FÖRSTER, C.
Influence of management and restoration on GHG-fluxes in a prealpine bog.
- BERGMANN, L.
Ermittlung der CO₂-Austauschbilanz von degradierten und renaturierten Grundwassermooren durch stoffhaushaltliche Messungen und prozessorientierte Modellierung.
- CARTAY DELGADO, M.
Fire regimes and vegetation changes in the Gran Sabana, Canaima National Park, Venezuela.
- HEINICHEN, J.
Effects of climate change on ecosystem services of grassland fen ecosystem.
- EICKENSCHIEDT, T.
Assessment of greenhouse gas exchange (CO₂, CH₄ and N₂O) of different landuse types along a C-content gradient in peatlands via chamber measurements and modelling.

Naturschutzmanagement und Renaturierung mitteleuropäischer Ökosysteme

mit einem Ausblick auf subtropische Grasländer und Savannen

Nature conservation management and restoration of Central European ecosystems with an outlook on subtropical grasslands and savannas

Harald ALBRECHT

Durch Ausdehnung und Intensivierung der Landnutzung wird die Leistungs- und Funktionsfähigkeit der Natur weltweit in immer größerem Ausmaß beeinträchtigt. So kalkuliert DAILY (1995), dass durch diese Entwicklung schon ca. 43% der von Vegetation bedeckten Landoberfläche ihre für den Menschen relevanten Leistungen nicht mehr voll erfüllen kann. Obwohl die Europäische Union in den letzten Jahren erhebliche Anstrengungen unternimmt Arten und Lebensräume zu schützen, geht auch hier die Biodiversität weiter zurück (EUROPEAN ENVIRONMENT AGENCY 2009). Unter diesen Bedingungen gewinnen einerseits das naturschutzorientierte Management noch „intakter“ Ökosysteme, andererseits auch die „Renaturierung“ von geschädigten Lebensräumen zunehmend an Bedeutung. Als Renaturierung definiert die Society for Restoration Ecology International (SRE 2002) einen Prozess, der die Regeneration von Ökosystemen, die degradiert, gestört oder zerstört wurden, unterstützt.

Zahlreiche Gründe sprechen dafür, naturschutzfachlich hochwertige Ökosysteme zu erhalten beziehungsweise zu renaturieren. Hierdurch werden lebenswichtige Ressourcen erhalten (Güter und Leistungen), der Klimawandel abgeschwächt (zum Beispiel durch CO₂-Fixierung), gefährdete Pflanzen geschützt und ästhetische Qualitäten gefördert (HARRIS et al. 2006, MACDONALD et al. 2002). Da natürliche Ökosysteme in vielen vom Menschen besiedelten Regionen der Erde selten geworden sind, wurden auch anthropogen entstandene Lebensräume zum Objekt von Naturschutzmanagement und Renaturierung. Da solche, oft durch historische Formen der Landnutzung entstandene, Biotope wie Magerrasen, Heiden oder Feuchtwiesen ein geringeres Potential zur Stoffretention haben als die natürliche (Wald-)Vegetation, stehen beim Naturschutzmanagement dort eher die Biodiversität und kulturelle Aspekte im Vordergrund als die Leistung im Stoffhaushalt.

Um den angestrebten Zustand naturschutzfachlich hochwertiger Ökosysteme zu erhalten oder – nach Degradation – wieder herzustellen, bedarf es geeigneter Methoden und Instrumente. Die Erprobung und Entwicklung von Verfahren zur (Wieder-)Herstellung dieser Zustände ist das Aufgabenfeld der

Renaturierungsökologie („*restoration ecology*“), die Erhaltungsmaßnahmen sind dagegen das Arbeitsgebiet der „*conservation biology*“, die hier frei mit „Naturschutzmanagement“ übersetzt wird. Beide Arbeitsgebiete haben sich inzwischen als eigene wissenschaftliche Disziplinen etabliert (YOUNG 2000, ZERBE et al. 2008).

Die Entwicklung solcher Strategien zum Naturschutzmanagement und zur Renaturierung ist seit den frühen 1980er Jahren ein zentraler Forschungsschwerpunkt am Lehrstuhl für Vegetationsökologie in Weihenstephan unter Leitung von Prof. Dr. Jörg Pfadenhauer. Dort wurde in diesem Zusammenhang ein breites Spektrum verschiedener Ökosysteme von Mooren und Feuchtgrünland über Kalkmagerrasen bis hin zu urbanen und agrarisch genutzten Lebensräumen bearbeitet. Da sich die Gefährdung und Zerstörung naturschutzfachlich wertvoller Lebensräume nicht auf Mitteleuropa beschränkt, hier aber andererseits vielfältige Erfahrungen zum Schutz und Management bedrohter Ökosysteme vorliegen, wurden in den letzten Jahren auch Savannen und Grasländer in Südamerika und im südlichen Afrika in das Untersuchungsprogramm mit einbezogen.

Im vorliegenden Band der Laufener Spezialbeiträge werden die dabei gewonnenen Erkenntnisse zu einer wissenschaftlichen Publikation zusammengestellt. Um die Palette der behandelten Methoden und Lebensräume zu erweitern und fachlich abzurunden, haben dazu neben den aktuellen und ehemaligen Lehrstuhlmitarbeitern auch renommierte Wissenschaftler aus benachbarten und „befreundeten“ Instituten beigetragen. Ergebnisse aus aktuellen Forschungsprojekten werden dabei ebenso präsentiert wie Übersichtsarbeiten zum gegenwärtigen Stand von Renaturierung und Naturschutz in bestimmten Ökosystemen. Ein deutlicher Schwerpunkt der Untersuchungen liegt im Bereich der Biodiversität der Vegetation. Einzelne Beiträge fokussieren aber auch den ökosystemaren Stoffhaushalt und das Klima.

Die Beiträge im ersten Teil dieses Bandes behandeln die Vegetationsentwicklung und das Vegetationsmanagement in natürlichen und naturnahen Ökosystemen. So thematisieren Anton Fischer, Hagen Fischer und Ulrike Lehnert die Dynamik der

Pflanzendecke auf Lawinenbahnen im Kerngebiet des Nationalparks Berchtesgaden, wo sich das Naturschutzmanagement gerade über die Unterlassung menschlicher Eingriffe definiert. Im folgenden Artikel von Jörg Ewald werden die im Zuge des globalen Klimawandels zu erwartenden Veränderungen FFH-geschützter Wälder analysiert und Möglichkeiten eines angepassten Waldmanagement aufgezeigt. Thema der anschließenden Beiträge sind Feuchtgebiete und Moore, denen sowohl von ihrer Biodiversität als auch von ihrer Funktion im landschaftlichen Stoffhaushalt her eine besondere Bedeutung zukommt. Hier gibt Frank Klötzli einen Überblick über Maßnahmen, Erfolg und Empfehlungen aus Renaturierungsprojekten in verschiedenen Feuchtgebieten am nördlichen schweizer Alpenrand. Langzeitmonitoring und Erfolgskontrolle von Renaturierungsmaßnahmen in abgetorften und wiedervernassten Regenmooren des deutschen Alpenvorlandes beschreiben anschließend Poschod und Mitarbeiter. In der Diskussion fordern die Autoren, dass in Zukunft auch die Renaturierbarkeit als wichtiges Beurteilungskriterium für die Nachhaltigkeit von Moornutzungen herangezogen werden sollte. Die Klimarelevanz der Nutzung von Moor- und Feuchtgebieten ist Gegenstand der von Matthias Drösler vorgestellten Untersuchungen. Sie zeigen, wie stark Art und Intensität der Landnutzung den Haushalt klimarelevanter Spurengase beeinflussen und letztendlich entscheiden, ob diese Flächen als Quellen oder Senken für diese Stoffe fungieren. Dass sich über einen Zeitraum von vier Jahrzehnten auch in der mitteleuropäischen Kulturlandschaft der Zustand von oligo- bis mesotrophen Fließgewässern nicht zwangsläufig verschlechtern muss und dass sich auch in neu angelegten Fließgewässern artenschutzfachlich hochwertige Pflanzengemeinschaften etablieren können, zeigen die Untersuchungen von Alexander Kohler und Uwe Veit.

Das Naturschutzmanagement in Ökosystemen, die maßgeblich durch historische Formen der Landnutzung entstanden sind, ist Gegenstand der weiteren Beiträge. So gibt Kathrin Kiehl einen Überblick über die Perspektiven, die sich aus 14-jährigen Daueruntersuchungen in der Münchner Schotterebene für die Neuanlage von Kalkmagerrasen ergeben. Teilaspekte wie die Etablierungsmethoden für schlecht übertragbare Zielarten oder die Effizienz von verschiedenen Varianten der Neuanlage für die Etablierung von Kryptogamen sind Thema der Untersuchungen von Daniela Röder beziehungsweise Michael Jeschke. Die Bedeutung von diasporenökologischen Merkmalen und Prozessen für den Renaturierungserfolg naturschutzfachlich hochwertiger Auwiesen ist Schwerpunkt der Arbeit von Tobias Donath und sei-

nen Mitautoren. Im Beitrag von Gisbert Kuhn, Franziska Mayer und Sabine Heinz wurden zahlreiche Bestände des Wirtschaftsgrünlandes daraufhin analysiert, wie sich das bayerische Kulturlandschaftsprogramm auf die Biodiversität auswirkt. Im nächsten Kapitel geben dann Harald Albrecht, Franziska Mayer und Klaus Wiesinger einen Überblick über die Möglichkeiten zum Schutz der Artenvielfalt und der gefährdeten Arten in Ackerflächen – einerseits indirekt über die Bewirtschaftungssysteme wie den ökologischen Landbau, andererseits direkt über Artenschutzmaßnahmen. Das Naturschutzmanagement im urbanen Raum wurde in der Literatur bislang eher selten thematisiert. Sukzession und Management auf einer besonders artenreichen Eisenbahnbrache in München sind daher Gegenstand des Beitrages von Harald Albrecht und Mitautoren. In der Arbeit von Norbert Kühn und Alexander von Birgelen geht es um die Artenausstattung urbaner Grünflächen und deren naturschutzfachliche Aufwertung durch einheimisches Pflanzenmaterial. Die letzten zwei Beiträge behandeln Analysen zur nachhaltigen Nutzung von subtropischen Ökosystemen. Am Beispiel des Wald-Graslandmosaiks in Südbrasilien zeigen Hermann und Mitautoren, welche Bedeutung anthropogene Störungen für die Erhaltung der natürlichen Graslandstandorte, die unter heutigen Klimabedingungen baumfähig geworden sind, zukommt. Großstädte liegen weltweit bevorzugt dort, wo eine hohe standörtliche und organismische Vielfalt günstige Voraussetzungen für die Gründung von Siedlungen bietet (CINOTTA et al. 2000). So belegen Wolfram Adelman und Gerhard Overbeck auch für die südbrasilianische Millionenstadt Porto Alegre, wie die Siedlungsausweitung dort naturschutzfachlich wertvolle „Campos“-Grasländer bedroht. Auf der anderen Seite stabilisieren die im urbanen Umfeld besonders häufigen Feuer wiederum die Wald-Grasland-Grenze und tragen so zur Offenhaltung dieser artenreichen Grasländer bei.

Ziel des vorliegenden Bandes der Laufener Spezialbeiträge ist es, einen breiten Überblick über Forschungsstand und aktuelle Entwicklungen im Naturschutzmanagement und in der Renaturierung verschiedener Ökosysteme zu geben. Die Bedeutung dieses Unterfangens bringt der weltweit renommierte Biologe Edward O. WILSON (1988) auf den Punkt, indem er prognostiziert, dass nach der gegenwärtigen Phase der Ökosystemdegradation und -zerstörung eine Ära der Renaturierung folgen wird.

Dieser Band ist Jörg Pfadenhauer gewidmet, der 2010 seinen 65. Geburtstag feiert. Er hat in Forschung und Lehre einen entscheidenden Beitrag zur Naturschutz- und Renaturierungsökologie geleistet.

Quellen

CINCOTTA, R.O., WISNEWSKI, J. & ENGELMAN, R. (2000): Human population in the biodiversity hotspots. *Nature* 404, 990-992.

DAILY, G.C. (1995): Restoring value to the world's degraded lands. *Science* 269: 350-354.

EUROPEAN ENVIRONMENT AGENCY (2009): Progress towards the European 2010 biodiversity target. EEA Report 4/2009. Copenhagen.

HARRIS, J.A., HOBBS, R.J, HIGGS, E. & ARONSON, J. (2006): Ecological restoration and global climate change. *Restoration Ecology* 14: 170-176.

MACDONALD, D.J., MOORHOUSE, T.P. & ENCK J.W. (2002): The ecological context: a species population perspective. In: PERROW, M.R. & DAVY, A.E. (Hrsg.): *Handbook of ecological restoration*. Vol. 1: Principles of Restoration. Cambridge University Press, Cambridge: 47-65.

SOCIETY FOR ECOLOGICAL RESTORATION SCIENCE & POLICY WORKING GROUP (SER) (2002): The SER primer on ecological restoration. <http://www.ser.org/> (1. September 2002).

WILSON, E. O. (1988): *Biodiversity*. Washington DC: National Academy.

YOUNG, T.P. (2000): Restoration ecology and conservation biology. *Biological Conservation* 92: 73-83.

ZERBE, S., G. WIEGLEB & ROSENTHAL, G. (2009): *Einführung in die Renaturierungsökologie*. Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg. 1-21.

Anschrift des Verfassers:

PD Dr. Harald Albrecht
Lehrstuhl für Vegetationsökologie
TU München-Weihenstephan
Am Hochanger 6
86350 Freising-Weihenstephan
E-mail: albrecht@wzw.tum.de

Schneelawine als natürliche Störung im Bergmischwald

Snow avalanches as a natural disturbance in the mixed mountain forest

Anton FISCHER, Hagen S. FISCHER und Ulrike LEHNERT

Zusammenfassung

Am 18. Januar 1986 löste sich eine Lawine an der Ostseite des Watzmann im Nationalpark Berchtesgaden und brach in die etwa 50-jährigen Wälder oberhalb St. Bartholomä ein. Die Bäume wurden zu Boden gebeugt, starben aber nicht ab sondern bildeten ein dichtes, dem Boden angedrücktes Kronendach. Mittels Transektanalyse (Anlage der Transekte im Sommer 1989, Vegetationserhebungen 1989, 1994 und 1999) sollte die Vegetationsentwicklung langfristig verfolgt werden. Im Winter vor der dritten Erhebung fand ein weiterer, viel großflächiger Lawinenabgang statt, der auch den ursprünglich als Referenz genutzten, etwa 200-jährigen Bergmischwald im Bereich von zwei der angelegten drei Transekte zerstörte.

Die Analyse zeigt trotz der massiven Änderung der Bestandesstruktur eine erstaunlich geringe Änderung der floristischen Struktur im Wald auf dem durchgehend lawinenfreien Transekt. Die Situation der Bodenvegetation hat sich dort nicht wesentlich geändert: unter der zu Boden gebeugten Baumschicht bleibt das Waldbinnenklima erhalten, und mechanische Bodenstörungen (angehobene Wurzelteller) bleiben klein. Im Vergleich dazu ist auf der 1999 entstandenen Lawinenbahn im 200-jährigen Waldbestand bereits ein halbes Jahr nach Störung ein signifikanter Umbau der Artenzusammensetzung festzustellen: Es herrscht Freilandklima, und die Bodenstörungen sind großflächig.

Die Dauerflächenstudie, obwohl nur einen kurzen Ausschnitt aus der Waldentwicklung abdeckend, gestattet doch die maßgeblichen Prozesse der Walderneuerung nach Lawinenabgang besser zu verstehen. Sie bietet der Nationalparkverwaltung zudem die Möglichkeit, die Besucher unmittelbar an einem stark frequentierten Wanderweg auf die Vielfalt der Walddynamik hinzuweisen.

Summary:

On January 18, 1986 on the steep eastwards-facing slope of Mount Watzmann, Berchtesgaden National Park, Bavaria, Germany, close to St. Bartholomä on Lake Königssee, a snow avalanche ran into a 50-year-old forest. The trees were bent to the ground, but they survived, forming a dense canopy pressed to the ground. To analyse the ongoing vegetation dynamics, three transects were established and permanently marked in summer 1989. Vegetation records were to be carried out in 1989, 1994, and 1999. In February 1999, a few months before the third record was to have been carried out, another snow avalanche affected the vegetation of the upper two transects and additionally destroyed the surrounding 200-year-old forest that had been used as a reference.

The analysis of the forest patches which were affected only by the first avalanche shows that although a major change in forest structure took place, the floristic structure – in other words the species composition – remained to a large extent unchanged. Here the situation of the ground vegetation did not change significantly: underneath the dense crown canopy built up by the bent trees, the microclimate and radiation conditions did not really change; open land species therefore had no chance to establish. In contrast, the stands of the 200-year-old forest destroyed by the second avalanche show a clear change in species composition following the event. Here, the forest microclimate changed into open land conditions, and strong spoil disturbances occurred across the area.

The permanent plot study, although only covering a comparatively short section of the forest regeneration cycle, allows a better understanding of the main processes driving forest regeneration following destruction by snow avalanches. The national park administration has the chance to incorporate the snow avalanche area into its educational program and in particular to introduce national park visitors on this highly-frequented hiking trail to the spectrum and options of forest dynamics.

Einführung

Waldbestände unterliegen dauernden internen Umbauten. Wesentliche treibende Kräfte dieser Walddynamik sind „Störungen“. In Wäldern der temperaten Zone sind dies vor allem Windwurf und Insektenbefall (zum Beispiel Buchdrucker bei Fichte); Feuer dagegen spielt natürlicherweise hier keine Rolle. Nur in steilen Gebirgslagen – in Zentraleuropa damit vornehmlich in den Alpen – treten größere Schneelawinen auf. Entlang der Lawinenbahnen

sind die Vegetationsbestände an regelmäßige Lawinenabgänge angepasst, das heißt Waldbestände sind dort in der Regel durch Strauchgesellschaften ersetzt. Deshalb gibt es nur selten den Fall, dass eine Schneelawine einen Waldbestand trifft.

Am 18. Januar 1986 trat dieser Fall oberhalb St. Bartholomä im Nationalpark Berchtesgaden ein: Eine Schneelawine löste sich aus der Watzmann-Ostwand, zerstörte auf ihrem Weg ins Tal 4,4 ha eines damals großteils rund 50-jährigen Bergmischwaldes und kam erst kurz vor dem Ufer des Königssees

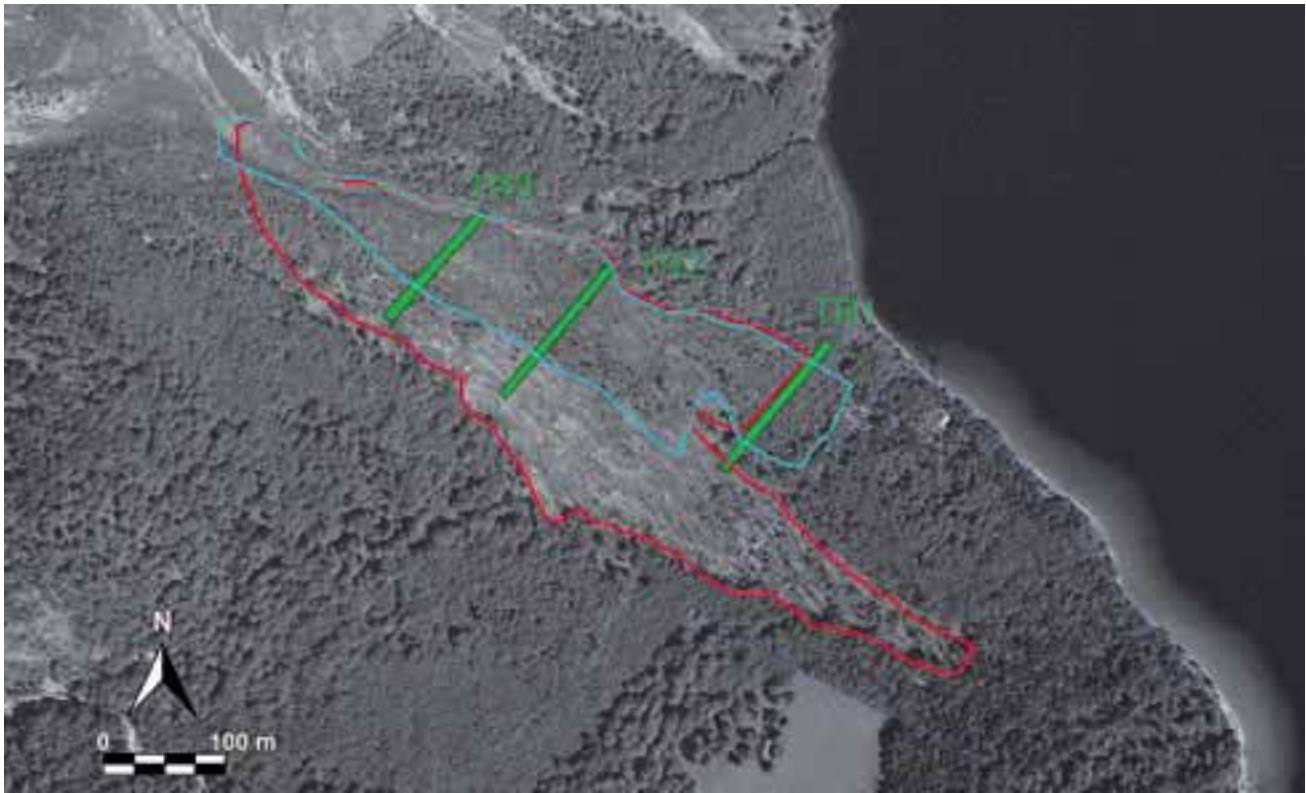


Abbildung 1: Lage der Lawinenbahn und der darauf eingerichteten Transekte bei St. Batholomä, Nationalpark Berchtesgaden. Blaue Linie: Lawinenbahn 1986; rote Linie: Lawinenbahn 1999; gepunktet: Wanderweg. (Quelle: Luftbild (2001) Landesamt für Vermessung und Geoinformation Bayern, 4432/09)

(603 m NN) zum Stillstand. Da die Vegetation innerhalb der Kernzone des Nationalparks keinem Management unterliegt, ist eine vom Menschen (zumindest direkt) nicht beeinflusste Bestandesentwicklung also langfristig möglich und analysierbar.

Angelehnt an die im Nationalpark Bayerischer Wald entwickelte Dauerflächenmethode auf Sturmwurf- flächen (FISCHER, A. et al. 1990) wurden auf der Lawinenbahn bei St. Bartholomä im Jahre 1989 drei Transekte dauerhaft markiert und erstmals aufgenommen. Da das Flächendesign letztlich auf eine Anregung von PFADENHAUER et al. (1986) zurückgeht, ist diese Fallstudie bestens geeignet in den vorliegenden Band aufgenommen zu werden. Die hier behandelte Frage ist, was man aus der un gelenkten Entwicklung von Wäldern für das Verständnis von Walddynamik lernen kann. Das „Management“ bleibt hier also in der Hand der Natur; der „Manager“ kann hier aber für die Gestaltung der Vegetation in Schutzgebieten nach Vegetationszerstörungen lernen.

Gebiet und Methode

Drei Transekte wurden am Hangfuß (Transekt 1, etwa 610 m NN) sowie am unteren Mittelhang (Transekt 2 etwa 700 m NN, Transekt 3 etwa 740 m NN) höhenparallel und die Lawinenbahn kreuzend eingerichtet (Abb 1). Jedes Transekt besteht aus unmittelbar aneinander grenzenden Quadraten von

10 m x 10 m Flächengröße. Die Transekte umfassen 15, 17 beziehungsweise 14 solcher Quadrate (Transekt 1 bis 3), wobei bei Transekt 1 drei beziehungsweise zwei Quadrate den beidseitig angrenzenden, von der Lawine nicht erfassten Waldbestand abdecken (Referenz), bei den Transekten 2 und 3 jeweils 5 Quadrate auf einer Seite (vergleiche Abb. 1). Aufgenommen wurde die Vegetation nach der gängigen mitteleuropäischen vegetationskundlichen Methode (vergleiche FISCHER, A. 2003, PFADENHAUER 1997). Zusätzlich wurde die Struktur des Gehölzbestandes dokumentiert. Die Erhebungen erfolgten von Anfang Juni bis Anfang August der Jahre 1989, 1994 und 1999 im Rahmen von Diplomarbeiten (1989: Astrid HANAK u. Christiane MAYR; 1994: Holle UNGER-ESSER und Jan-Hendrik OLDAG; 1999: Ulrike LEHNERT)

Transekt 1 ist durchgehend von einem *Lonicero alpigenae-Fagetum* synonym *Aposerido-Fagetum* (vom Gebiet des Nationalpark Berchtesgaden nach Osten hin durch das regelmäßige Auftreten von *Helleborus niger* und *Dentaria enneaphyllos* gekennzeichnet und als *Helleboro-Fagetum* bezeichnet) *caricetosum albae* bedeckt (zur Synsystematik vergleiche WALENTOWSKI et al. 2006). Das gilt auch für die Referenzbestände der oberen Transekte. Der zentrale Teil im Bereich der oberen Transekte ist aber regelmäßig von Schneelawinenabgängen betroffen; dort ist eine als *Corylus avellana-Amelanchier ovalis*-Gesellschaft bezeichnete Strauchgesellschaft ausgebildet.



Abbildung 2: Strukturdiagramm von Transekt 1: Übergang vom Wald (= Referenz, Quadrat 1-3) zur Lawinenbahn (Quadrate 4-13) wieder in den angrenzenden Wald (Quadrate 14-15). Als Baumindividuen eingezeichnet sind solche mit mindestens 14 cm Durchmesser (gemessen am dicksten Stammabschnitt im jeweiligen Quadrat). Gestrichelt dargestellt ist die Obergrenze der an den Boden gedrängten Stamm- und Astschicht (aus Diplomarbeit Mayr).

Im Februar 1999, also kurz vor der bereits geplanten zweiten Wiederholungserhebung, ereignete sich erneut ein Lawinenabgang, der in Verbindung mit einer entstehenden starken Druckwelle gut 5 ha des benachbarten, etwa 200 Jahre alten Bergmischwaldes (Referenzflächen) zerstörte. Auf der alten Lawinenbahn endete die neue Lawine abrupt und unmittelbar vor Transekt 1. Eine Druckwelle übersprang die Transektflächen und zerstörte einen weiter entfernten Teilbestand. Als Ergebnis ist Transekt 1 (mit Ausnahme einer einzigen Referenzfläche) unbeeinflusst vom neuerlichen Lawineabgang erhalten geblieben.

Die multivariaten Analysen wurden mit den Softwarepaketen MULVA (WILDI & ORLOCI 1995), R (R Development Core Team, 2008) sowie eigener Software (BEMMERLEIN & FISCHER; H. 1985) durchgeführt. Die Deckungswerte wurden vor den Analysen einer Histogramm-Transformation unterzogen, die sowohl die extreme Schiefe der Verteilung der Deckungswerte als auch bearbeiterabhängige Schätzgenheiten kompensiert.

Die Klassifikation orientiert sich an der von WILDI (1989) vorgeschlagenen Standardprozedur: Für die Klassifikation der Aufnahmen wurde der JACCARD-Index (= „VAN DER MAAREL-Koeffizient“ im MULVA-Paket), für die Klassifikation der Arten der OCHIAI-Index als Ähnlichkeitsmaß benutzt. Der OCHIAI-Index stellt die Nischenüberlappung der Arten dar. Für Arten und Aufnahmen wurde die Klassifikationsmethode nach WARD (1963) benutzt. Die Reihenfolge der Gruppen wurde anschließend mit einer Konzentrationsanalyse (FEOLI & ORLOCI 1979) optimiert. Mit einer Varianzanalyse analog zu „JANCEY's F-rank“ im MULVA-Paket wurden die signifikant differenzierenden Arten von den indifferenten Begleitern getrennt. Im Gegensatz zu der Prozedur im MULVA-



Abbildung 3: Die zu Boden gebeugte und dort verbleibende, lebende Baumschicht, vornehmlich Buche (Foto: Fischer, Herbst 1989)

Paket (JANCEY 1979) wurde jedoch ein Verfahren mit einem verteilungsfreien Monte-Carlo-Signifikanztest eingesetzt.

Da die Länge des Gradienten mit 1,68 unter 2 liegt, wurde für die Ordination die Hauptkomponentenanalyse (principal component analysis, PCA) eingesetzt. Dabei wurde in zwei parallelen Berechnungen zum einen nur die Anwesenheit der Arten berücksichtigt, zum anderen ihr jeweiliger histogrammtransformierter Deckungsgrad mit einbezogen.

Ergebnisse

In erheblichen Teilen der Lawinenbahn wurden die damals etwa 50-jährigen Bäume (vornehmlich *Fagus sylvatica*) weder ausgerissen noch ausgehebelt oder abgebrochen sondern gebeugt. Die Bäume wurden an den Boden gepresst; die dabei entstehende Stamm- und Astschicht war auf etwa 2 bis maximal 4 m Dicke zusammengedrückt (Abb. 2, Abb. 3). Obwohl die Kronen der Bäume zu Boden gedrückt waren und in dieser Position auch verblieben, lebten



Abbildung 4: Einige zu Boden gedrückte Stämme bewurzeln sich sekundär (Foto: Unger-Esser, Sommer 1994)

sie weiter. Die Wurzelteller wurden nur kleinflächig und stückweise angehoben, Wurzel- und Sprosssystem blieben aber im Wesentlichen miteinander in Verbindung. Auf der nun nach oben schauenden Stammseite wuchsen Äste zu neuen Stämmen heran. Einige zu Boden gedrückte Stämme bewurzeln sich sogar sekundär (Abb. 4).

Daraus leiten sich zwei wesentliche kleinstandörtliche beziehungsweise populationsbiologische Konsequenzen für die folgende Bestandesentwicklung ab: (1) bleibt das Mikroklima aus Sicht der Bodenvegetation unverändert: es bleibt meist dunkel, und die Luftfeuchtigkeit bleibt hoch. (2) treten kaum Bodenstörungen auf (zum Beispiel ausgehebelte Wurzelteller, aufgerissener Boden), das heißt, obwohl sich die Bestandesstruktur stark veränderte, hat sich aus Sicht der Bodenvegetation am „Waldzustand“ grundsätzlich nichts geändert.

Die PCA auf der Basis presence/absence zeigt keinerlei interne Struktur. Die „broken stick“-Statistik (JACKSON 1993) vergleicht die Größe der beobachteten Eigenwerte mit den bei Zufallszahlen zu erwartenden Größen. Wenn in dem Datensatz interpretierbare Struktur enthalten ist, sind die ersten beobachteten Eigenwerte deutlich größer als die Erwartungswerte. In unserem Fall verläuft die Kurve der beobachteten Werte jedoch weitgehend entlang der Erwartungswerte. Dies belegt, dass der Lawinenabgang keinen wesentlichen Einfluss auf die *Artenzusammensetzung* hatte, sondern allenfalls die Mengenverteilung der Arten beeinflusste. (Abb. 5).

Erst unter Einbeziehung der Deckungsgrade ergibt sich eine deutliche Struktur (Abb. 6): (1) Die von der Lawine 1989 nicht beeinflussten Waldbestände sind von den lawinenbetroffenen Beständen getrennt (negativ differenzierend zum Beispiel *Rubus idaeus* und *Sambucus racemosa*, aber auch *Asarum europaeum* und *Acer pseudoplatanus* (heranwachsend)). (2) Die Lawinenflächen von Transekt 1 stimmen bezüglich Achse 1 mit den Referenzwäldern überein; bezüglich Achse 2 sind sie zum Beispiel durch *Fagus*

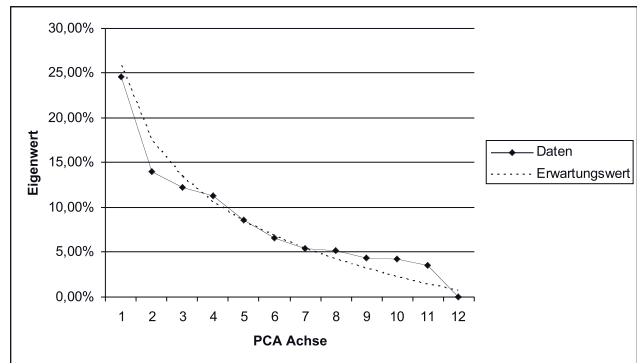


Abbildung 5: Broken stick-Statistik der PCA presence/absence im Vergleich mit Zufallsverteilung

sylvatica (Verjüngung), *Gymnocarpium dryopteris* und *Anemone nemorosa* differenziert. (3) Die beiden oberen lawinenbetroffenen Transektabschnitte sind deutlich abgesetzt, stehen ihrerseits aber nahe beieinander; differenzierende Arten sind zum Beispiel *Corylus avellana* und *Atropa belladonna*. (4) Die drei Erhebungszeitpunkte stehen für alle Lawinenbahn-

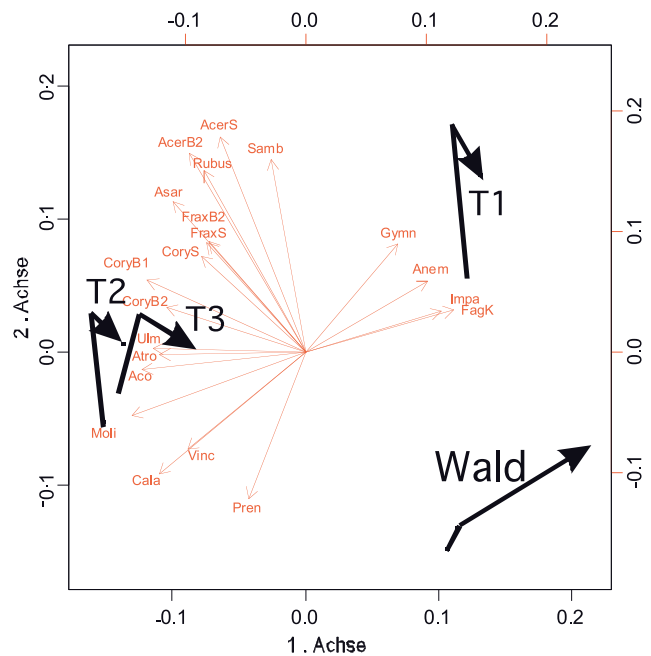


Abbildung 6: PCA mit Berücksichtigung der Deckungsgrade der Arten. Die dicken Pfeile zeigen die Position der Lawinenbahnbestände von Transekt 1 bis 3 (T1 bis T3) und der Referenz-Waldbestände (alle zusammen gefasst) im Zeitraum 1989/94/99 (in Pfeilrichtung) an. Die dünnen Pfeile weisen auf die Position der differenzierenden Arten.

Legende zu den Artkürzeln: AcerS: *Acer pseudoplatanus* (Str.); AcerB2: *Acer pseudoplatanus* (B2); Acon: *Aconitum vulparia*; Anem: *Anemone nemorosa*; Asar: *Asarum europaeum*; Atro: *Atropa belladonna*; Cala: *Calamagrostis varia*; CoryB1: *Corylus avellana* (B1); CoryB2: *Corylus avellana* (B2); CoryS: *Corylus avellana* (Str.); FagK: *Fagus sylvatica* (KS); FraxB2: *Fraxinus excelsior* (B2); FraxS: *Fraxinus excelsior* (Str.); Gymn: *Gymnocarpium dryopteris*; Impa: *Impatiens noli-tangere*; Moli: *Molinia arundinacea*; Pren: *Prenanthes purpurea*; Rubu: *Rubus idaeus*; Samb: *Sambucus racemosa*; Ulm: *Ulmus glabra* (B1); Vinc: *Vincetoxicum hirundinaria*

bereiche und auch für die Referenzwälder (mit Ausnahme der letzten Waldaufnahme, siehe dazu unten) relativ nahe beieinander, das heißt die Artenzusammensetzung hat sich qualitativ und quantitativ nicht stark geändert. Wichtig bei allen differenzierenden Arten ist: Die Unterschiede beziehen sich im Wesentlichen auf Mengen- beziehungsweise Frequenzunterschiede, nicht aber auf Fehlen/Vorhandensein von Arten.

Die jeweils 5 Referenzbestände der Transekte 2 und 3 mit einem Alter von etwa 200 Jahren wurden im Winter 1999, also ½ Jahr vor der dritten Erhebung, von einer besonders starken Lawine betroffen. Selbst diese starken Bäume wurden von der Lawine abgebrochen oder mitsamt Wurzelteller aus der Erde gerissen, das Holz über große Distanzen über den Boden transportiert. Tabelle 1 zeigt alle differenzierenden Arten.

Die Referenzbestände der Transekte 2 und 3 unterscheiden sich floristisch ein wenig (zum Beispiel *Galium album* schwerpunktmäßig in Transekt 2, *Carex flacca* in Transekt 3), doch stimmen die Bestandeszustände 1989 und 1994 weitgehend überein. Dagegen unterscheiden sich die Bestandeszustände 1999, also nach Zerstörung durch den Lawinenabgang, nicht nur durch den Verlust von *Fagus sylvatica* in der Baumschicht (*Fagus* taucht statt dessen in der niedergedrückten Baumschicht auf) sondern auch durch Verlust/Reduktion einiger typischer Bergmischwaldarten wie *Veronica urticifolia* und *Melica nutans*. Dagegen nimmt *Solanum dulcamara* und Verjüngung von *Acer pseudoplatanus* zu.

Diskussion

Störungen in Waldbeständen führen häufig zu – wenn auch zeitlich begrenzten – deutlichen floristischen Änderungen, besonders dann, wenn sie so stark sind, dass die Bestandesstruktur massiv verändert wird. Dies gilt zum Beispiel nach Holzernte (eine ganze Vegetationsklasse – die „Schlagflurgesellschaften“ – trägt ihren Namen deswegen), aber auch auf geräumten Sturmwurfflächen (zum Beispiel HETZEL & REIF, 1998, WOHLGEMUTH et al. 2002, FISCHER, A. & FISCHER; H. in Druck), und natürlich nach Feuer (in borealen Nadelwäldern zum Beispiel JOHNSON et al. 1998). Solange der Boden und damit die im Boden deponierte soil seed bank von der Störung nicht tangiert ist und keine besonderen Mikosites zur Etablierung neuer Arten angeboten werden, kann die floristische Änderung allerdings gering sein, wie sich zum Beispiel in den Hochlagen-Fichtenwäldern

Tabelle 1: Klassifikation der jeweils 5 Referenzbestände von den Transekten 2 und 3 in den Jahren 1989, 1994 und 1999. **B1:** Bäume größer 4 m, aufrecht stehend. **B2:** zu Boden gebeugte, ehemals grad-schäftige Bäume, jetzt niedriger als 4 m

Transekt Nr.:	3333333333 22 222222222 2222 333333		
Teilfläche:	5544331122 11 552244335 4321 21435		
Jahr:	9889989898 98 989898989 9999 99999		
Aufnahme-Gruppe:	3333333333 44 555555555 2222 11111		
173 <i>Tussilago farfara</i>	9	++ + ++	
186 <i>Plagiochila asplenioides</i>	1	+ + + + + + + + + +	+ + + +
127 <i>Maianthemum bifolium</i>	1	+ + + + + + + +	+ + + + +
37 <i>Veronica urticifolia</i>	1	+ + + + + + + + + +	+ + + + + + + + + +
1 <i>Fagus sylvatica</i> B1	1	5544435455 54 55555555+	+ 1++
54 <i>Melica nutans</i>	1	+ + + + + + + + + +	+ + + + + + + + + +
211 <i>Fissidens taxifolius</i>	1	+ + + + + + + + + +	+ + + + + + + + + +
237 <i>Rhizomnium punctatum</i>	1	+ + + + + + + + + +	+ + + + + + + + + +
187 <i>Plagiomnium undulatum</i>	1	+ + + + + + + + + +	+ + + + + + + + + +
297 <i>Pteridium aquilinum</i>	10	+ + + + + + + + +	+ + + + + + + + + +
255 <i>Acer pseudoplatanus</i>	10	+ + + + + + + + + +	+ + + + + + + + + +
31 <i>Carex flacca</i>	10	+ + + + + + + + + +	+ + + + + + + + + +
41 <i>Prenanthes purpurea</i>	8	+ + + + + + + + + +	+ + + + + + + + + +
60 <i>Phyteuma spicatum</i>	8	+ + + + + + + + + +	+ + + + + + + + + +
46 <i>Viola reichenbachiana</i>	8	+ + + + + + + + + +	+ + + + + + + + + +
32 <i>Helleborus niger</i>	8	+ + + + + + + + + +	+ + + + + + + + + +
352 <i>Acer pseudoplatanus</i>	8	+ + + + + + + + + +	+ + + + + + + + + +
104 <i>Galium album</i>	8	+ + + + + + + + + +	+ + + + + + + + + +
353 <i>Euphorbia amygdaloides</i>	8	+ + + + + + + + + +	+ + + + + + + + + +
214 <i>Hypnum cupressiforme</i>	8	+ + + + + + + + + +	+ + + + + + + + + +
108 <i>Solanum dulcamara</i>	3	+ + + + + + + + + +	+ + + + + + + + + +
8 <i>Fagus sylvatica</i> B2	3	I + + + + + + + + + +	11 b+aa aIb33
157 <i>Circaea lutetiana</i>	16	+ + + + + + + + + +	+ + + + + + + + + +
10 <i>Acer pseudoplatanus</i> B2	4	+ + + + + + + + + +	+ + + + + + + + + +
92 <i>Cystopteris fragilis</i>	4	+ + + + + + + + + +	+ + + + + + + + + +
357 <i>Betonica alopecuroides</i>	4	+ + + + + + + + + +	+ + + + + + + + + +
34 <i>Knautia dipsacifolia</i>	4	+ + + + + + + + + +	+ + + + + + + + + +

Indifferente Arten und Begleiter sind nicht dargestellt.

Deckungsgrade nach PFADENHAUER et al. (1986): +: <1%, 1(=1a) 1-3%, 1(=1b) 3-5%, a(=2a) 5-12,5%, b(=2b) 12,5-25%, 3: 25-50%, 4: 50-75%, 5: 75-100%

(*Calamagrostis villosae*-Piceetum) des Bayerischen Waldes nach flächigem stehenden Absterben des Baumbestandes zeigte (BAUER 2002). Der durch Schneelawindruck „gebeugte“ Wald bei St. Bartholomä ist ein weiteres Beispiel, das auf diesen Zusammenhang verweist: Obwohl die Bestandesstruktur durch den Lawinenabgang sehr stark verändert wurde, bleibt die Artenkombination in den Grundzügen unverändert. Nach wie vor herrschen am Waldboden Wald-Mikroklimatebedingungen. Und es gibt nur sehr kleinflächig mechanische Bodenstörungen (angehobene Wurzelteller). Individuen von Offenlandarten, sollten sie in der soil seed bank vertreten sein und nach Störung auskeimen, haben aber unter dem dichten beziehungsweise sogar noch verdichteten Laubdach kaum Überlebenschancen. Schlagflurarten breiten sich gerade nach anthropogenen Störungen (zum Beispiel Holzernte) im Wald oft flächig aus. Auf der Lawinenbahn kommen *Fragaria vesca*, *Rubus idaeus*, *Senecio fuchsii*, *Sambucus racemosa*, *Rubus fruticosus* agg. und *Hypericum hirsutum* vor, doch gibt es Vorkommen dieser Arten ebenso in den umgebenden Referenzwäldern (wenn auch mit geringerer Stetigkeit und Deckung).

Lediglich *Epilobium angustifolium* und *Atropa belladonna* traten ausschließlich auf der Lawinenbahn auf, aber nur in wenigen Quadraten und mit geringer Menge (deshalb in Abb. 6 nicht enthalten); bis zur zweiten Wiederholungserhebung waren die Letzgenannten wieder völlig verschwunden und die übrigen Schlagflurarten auf das Niveau der Referenzwälder zurückgegangen.

Die floristischen Unterschiede zwischen den Lawinenbahnbeständen und den angrenzenden Waldbeständen bleiben sogar deutlich geringer als die Unterschiede zwischen den beiden angrenzenden Beständen des Karbonat-Bergmischwaldes in Transekt 1. Insgesamt ergeben sich zwar Unterschiede in der Schichtzugehörigkeit (Individuen, die bisher in der oberen Baumschicht standen gehören nun zur an den Boden gedrückten Baumschicht) und es gibt Zu-/Abnahmen der Deckungsgrade und der Frequenz von Arten, aber das Artenspektrum insgesamt hat sich nach Lawinenabgang sowohl im Lonicero-Fagetum als auch in der *Corylus-Amelanchier*-Gesellschaft nicht geändert.

Im erfassten zehnjährigen Zeitraum treten Änderungen ein (vergleiche dicke Pfeile in Abb. 6), die im Wesentlichen mit der Regeneration der Baumschicht in Verbindung stehen: die dicht an den Boden gedrückten Stämme und Äste leben weiter und bilden nahe dem Boden ein besonders dichtes Laubdach. Entscheidender Faktor ist also das geänderte – in Bodennähe reduzierte – Lichtangebot. Dies hat eine Änderung der Bodenvegetation zur Folge. Einzelne Arten profitieren von der neuen Situation und breiten sich aus (*Daphne mezereum*), andere treten zurück (*Carex flacca*).

War vom Lawinenabgang 1986 ein ca. 50-jähriger Waldbestand betroffen, so traf der Lawinenabgang vom Februar 1999 einen Waldbestand, der in den zurückliegenden mindestens zwei Jahrhunderten von solchen Störungen nicht berührt worden war. Die Vegetationsänderung geht sowohl aus Tabelle 1 als auch aus Abb. 6 hervor, in welcher der Unterschied der Waldbestände 1994-99 bezogen auf die erste Achse der mit Abstand deutlichste ist.

Insgesamt hat die Waldvegetation an der Ostseite des Watzmanns am Königssee durch die beiden unterschiedlich wirksamen natürlichen Störungen an struktureller Vielfalt gewonnen. Unmittelbar benachbart zueinander sind die Auswirkungen der auf unterschiedlich alte Waldbestände getroffenen Lawinenabgänge sichtbar. Dabei stellt die Kombination von starker Änderung der Baumschichtstruktur mit geringer Änderung der floristischen Struktur einen Ausnahmefall dar.

Nationalparke ermöglichen die Analyse von natürlichen Prozessen, die in der heute fast überall stark genutzten und unmittelbar anthropogen beeinflussten Kulturlandschaft nicht mehr ablaufen können.

Sie schaffen damit die Basis für ein tieferes Verstehen natürlicher Prozesse und Abläufe. Im Nationalpark bietet sich die Gelegenheit, die Besucher auf die große Bedeutung von „Störungen“ für die Entwicklung von Waldstruktur und biologischer Vielfalt hinzuweisen.

Danksagung

Wir danken den Diplomanden Astrid Hanak, Christiane Mayr, Holle Unger-Esser und Jan-Hendrik Oldag für die engagierte und im schwer begeharen Gelände durchaus mutige Datenerhebung im Rahmen ihrer Diplomarbeiten und dem Nationalpark Berchtesgaden für sehr enge und stets fruchtbare Zusammenarbeit.

Literatur

- BAUER, M. (2002): Walddynamik nach Borkenkäferbefall in den Hochlagen des Bayerischen Waldes. – Diss. TU München, 144 S. + Anhang. <http://tumb1.biblio.tu-muenchen.de/publ/diss/ww/2002/bauer.pdf>.
- BEMMERLEIN, F.A. & FISCHER, H.S. (1985): Das pflanzensoziologische Programmsystem am Regionalen Rechenzentrum Erlangen. Hoppea, Denkschrift der Regensburger Botanischen Gesellschaft 44: 373-378.
- FEOLI, E. & ORLOCI, L. (1979): Analysis of concentration and detection of underlying factors in structured tables. *Vegetatio* 40: 49-54.
- FISCHER, A. (2003): Forstliche Vegetationskunde. 3. Aufl., UTB 8268, Ulmer Verlag, 421 S.
- FISCHER, A., ABS, G. & LENZ, F. (1990): Natürliche Entwicklung von Waldbeständen nach Windwurf. Ansätze einer „Urwaldforschung“ in der Bundesrepublik. *Forstwissenschaftliches Centralblatt* 109: 306-326, Hamburg, Berlin.
- FISCHER, A. & FISCHER, H.S. (in Druck): 25 Jahre Vegetationsentwicklung nach Sturmwurf. Eine Dauerbeobachtungsstudie im Bayerischen Wald. *Forstarchiv*
- HETZEL, G. & REIF, A. (1998): Vegetationsdifferenzierung und Baumartenverjüngung von Sturmwurfflächen auf Kalkverwitterungslehmen der Schwäbischen Alp. In: FISCHER, A. (Hrsg.) Die Entwicklung von Wald-Biozönosen nach Sturmwurf. *ecomod, Landsberg*. 169-187.
- JACKSON, D.A. (1993): Stopping rules in principal components analysis: a comparison of heuristical and statistical approaches. *Ecology* 74: 2204-2214.
- JANCEY, R. (1979): Species ordering on a variance criterion. *Vegetatio* 39: 59-63.
- JOHNSON, E.A., MIYANISHI, K. & WEIR, J.M.H. (1998): Wildfires in the western Canadian boreal forests: Landscape patterns and ecosystem management. – *Journal of Vegetation Science* 9: 603-610.
- PFADENHAUER, J. (1997): Vegetationsökologie. Ein Skriptum. 2. Aufl., 448 S., IHW-Verlag, Eching.

PFADENHAUER, J., POSCHLOD, P. & BUCHWALD, R. (1986): Überlegungen zu einem Konzept geobotanischer Dauerflächen für Bayern. Teil I: Methodik der Anlage und Aufnahme. – Berichte der Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege 10: 41-60, Laufen/Salzach.

R DEVELOPMENT CORE TEAM (2008): R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <http://www.R-project.org>

WALENTOWSKI, H., EWALD, J., FISCHER, A., KÖLLING, CHR. & TÜRK, W. (2006): Handbuch der natürlichen Waldgesellschaften Bayerns. 2. Auflage, 441 S., Geobotanica-Verlag.

WOHLGEMUTH, T., KULL, P. & WÜTHRICH, H.J. (2002): Disturbance of microsites and early tree regeneration after windthrow in Swiss mountain forests due to the winter storm Vivian 1990. – Forest Snow and landscape research 77 "Vivian's legacy in Switzerland – impact of windthrow on forest dynamics": 17-47,

WARD, J.H. (1963): Hierarchical grouping to optimize an objective function. Journal of the American Statistical Association 58: 236-244.

WILDI, O. (1989): A new numerical solution to traditional phytosociological tabular classification. Vegetatio 81: 95-106.

WILDI, O. & ORLOCI, L. (1995): Numerical exploration of community patterns. The Hague, SPB Academic Publishing.

Anschrift der Verfasser:

Prof. Dr. Anton Fischer, Dr. Hagen S. Fischer,
Ulrike Lehnert (ehemals) Geobotanik
Department für Ökologie und Ökosystemmanagement
Wissenschaftszentrum Weihenstephan der Technischen
Universität München
Hans-Carl-von-Carlowitz-Platz 2
D 85354 Freising
a.fischer@wzw.tum.de

Veränderung der Waldlebensräume Bayerns im Klimawandel

Habitat changes in Bavaria's forests in the view of climate change

Jörg EWALD

Zusammenfassung

Der erwartete Klimawandel muss bei der Erhaltung und Pflege von Waldlebensräumen berücksichtigt werden. Bisher sind in der mitteleuropäischen Waldvegetation erstaunlich wenige Veränderungen (Verlängerung der Vegetationsperiode) der bereits eingetretenen Klimaerwärmung zuzuordnen und treten gegenüber den durch Nutzungswandel und Eutrophierung verursachten Vegetationsveränderungen zurück. In Bayern reagierten viele Bäume auf das Trockenjahr 2003 mit Zuwachseinbrüchen und Kronenschäden, um sich dann wieder zu erholen. Im westlichen Franken starben in den Folgejahren Fichten durch Borkenkäferbefall auf großen Flächen ab. Der seit dem 19. Jahrhundert belegte wiederholte Massenbefall in den kalten Hochlagen des Bayerischen zeigt andererseits, dass Fichten-Borkenkäfer unabhängig von der Klimaerwärmung auftreten. Die retrospektive Auswertung vorhandener Datenreihen und ein verstärktes Vegetationsmonitoring sind dringliche Aufgaben für die Wirkungsforschung.

Projektionen künftiger Wirkungen stützen sich auf Nischenmodelle, welche aus der Verschneidung von beobachteten Artvorkommen mit regionalisierten Klimavariablen abgeleitet werden. In der Verschneidung der Klimatischen wichtiger Baumarten mit Projektionen des erwarteten Klimas erweisen sich die heimischen Nadelbäume als besonders anfällig gegenüber der Erwärmung.

Die Waldlebensraumtypen der FFH-Richtlinie werden hinsichtlich Verbreitung, Gefährdung und geeigneten Erhaltungsmaßnahmen bei Klimawandel klassifiziert. Dabei ergeben sich für zonale Nadelwälder und Moorzäuner besonders ungünstige Prognosen.

Summary

Climate change has to be considered in the conservation and management of forest habitats. So far surprisingly few vegetation changes such as the lengthening of the growing season can be attributed to warming and they appear negligible compared to land-use changes and eutrophication. Following the dry summer of 2003, many trees in Bavaria suffered from reduced growth and crown damage, from which they subsequently recovered. In the following years many Norway spruce stands in western Franconia were letally infested by bark beetles. However, repeated mass-infestations in the cold uplands of the Bohemian Forest since the 19th century demonstrate that spruce bark beetles are not necessarily triggered by warming. The retrospective analysis of existing data series and extended vegetation monitoring are pressing tasks.

Projections of future warming effects rely on niche models, which are constructed by intersecting observed species occurrences with regionalised climate data. Intersection of climatic niches of important tree species with projected climates demonstrates that native conifers are particularly vulnerable towards warming.

The forest habitat types of the FFH directive are grouped according to distribution, threats and management needs under climate change. Prospects for zonal coniferous forests and mire forests are particularly critical.

Der Klimawandel ist ohne Zweifel ein beherrschendes Thema in der angewandten Landschaftsökologie unserer Tage. Er ist zum Inbegriff der Globalisierung ökologischer Probleme und zum Prüfstein für die Fähigkeit der Menschheit zu nachhaltigem Wirtschaften geworden (PACHAURI & REISINGER 2007). Das Problem lässt sich von der globalen Perspektive auf ein kleines Land wie Bayern herunterbrechen (BEIERKUHNLEIN & FOKEN 2008). Bei dieser Aufgabe nimmt die Vegetationsökologie neben Klimatologie, Geographischen Informationssystemen und mathematischen Modellen eine Schlüsselposition ein. In diesem Aufsatz fasse ich den Kenntnisstand in Bezug auf Bayerns Wälder zusammen und versuche Konsequenzen für die Erforschung, das Management und den Schutz von Waldlebensräumen zu ziehen.

Ist der Klimawandel schon spürbar?

Die Klimaerwärmung der letzten 100 Jahre ist als meteorologischer Trend (RAPP & SCHÖNWIESTE 1995) ebenso wie das dadurch verursachte Abschmelzen der Alpengletscher eine gut gesicherte Tatsache. Dagegen sind bislang erstaunlich wenige durch diese Erwärmung verursachte Vegetationsveränderungen eindeutig nachgewiesen.

Am besten gesichert ist die Verlängerung der Vegetationsperiode um durchschnittlich 10 Tage, insbesondere durch den früher einsetzenden Frühling (MENZEL 2000). Die nahe liegende Vermutung, diese Erwärmung sei zusammen mit der CO₂-Düngung (BRUNOLD et al. 2001) eine Hauptursache des Zuwachsanstiegs in den Wäldern (SPIECKER et al. 1996), konnte allerdings nicht bestätigt werden.

Vielmehr führen KAHLE et al. (2008), gestützt auf eine breite Datenbasis, das gesteigerte Wachstum auf die Eutrophierung der Wälder durch Stickstoffeintrag und durch Erholung von vorindustriellen Nutzungen zurück. Dies bestätigt die Einschätzung des MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT (2005), welches Lebensraumveränderung durch Landnutzung und Eutrophierung als Hauptbedrohung für die Biodiversität gemäßiger Wälder identifizierte.

Nachweise von erwärmungsbedingten Vegetationsveränderungen liegen aus der Schweiz vor. So gilt die abnehmende Frosthäufigkeit als wichtige Randbedingung für die Ausbreitung immergrüner Neophyten-Gehölze (*Prunus laurocerasus*, *Laurus nobilis*, *Trachycarpus fortunei*) im Tessin (WALTHER 2000). Auch für das seit den 1980er Jahren anhaltende Kiefernsterben und die Ausbreitung von *Quercus pubescens* an den Trockenhängen des Wallis (RIGLING et al. 2006) sind zunehmende Hitze und Dürre plausible Erklärungen. Aus Bayern gibt es bislang jedoch keine vergleichbar überzeugenden Beispiele. Ob vermehrt in die Baumkronen kletternder Efeu (DIERSCHKE 2005) oder zunehmende Verjüngung der Stechpalme in Bergmischwäldern des Alpenrandes Folgen der Erwärmung sind, ist nicht ausreichend erforscht.

Es erscheint durchaus plausibel, das massenweise Absterben von Fichtenbeständen im relativ trockenen Mittelfranken (AMMER et al. 2006) mit der Klimaerwärmung in Verbindung zu bringen. Den betroffenen Waldbesitzern werden die Risiken des Fichtenanbaus dadurch schmerzlich bewusst. Bevor man indessen die Borkenkäfer *Ips typographus* und *Pityogenes chalcographus*, deren Populationswachstum durch längere Sommer gefördert wird, als Vollstrecker des Klimawandels betrachtet, muss man bedenken, dass dieselben Arten in den kalten Hochlagen des Böhmerwaldes nicht nur in der warmen Gegenwart, sondern bereits um 1870 Massenvermehrungen erlebten (HEURICH & FAHSE 2001).

Insgesamt gibt es überraschend wenig schlüssige Beweise für schon eingetretene Wirkungen der Erwärmung auf die Waldvegetation. Das liegt in gut erforschten Ländern wie Bayern sicher nicht am Fehlen von vegetationsökologischen Daten, an Hand derer langfristige und großräumige Trends wie die Eutrophierung klar ablesbar sind (FISCHER 1999, BERNHARDT-RÖMERMANN & EWALD 2006). Vielmehr muss man vermuten, dass die hohe räumliche und zeitliche Variabilität des Klimas die Detektion, die Überlagerung mit parallel ablaufenden Trends von Eutrophierung und Landnutzungswandel die ursächliche Zuordnung von Reaktionen in der Vegetation erheblich erschweren. Eine verbesserte Auswertung von vorhandenen historischen und rezenten Vegetationsaufnahmen (einschließlich Forstinventurdaten) und floristischen Kartierungen (ISERMANN et al. 2006) ist ebenso dringend notwendig wie die Etablierung und Fortführung von umfassenden Monitoringssystemen (POSCHLOD et al. 2007).

Abschätzung künftiger Wirkungen der Klimaerwärmung

Wir können die Wirkungen des Klimawandels auf die Vegetation nur verstehen, wenn wir eine klare Vorstellung von den Mechanismen der Entstehung von Pflanzenbeständen haben. In Anlehnung an das Konzept des lokalen Artenpools (ZOBEL 1997) habe ich das Modell eines ökologischen Siebsatzes entwickelt, der das Zusammentreten von Arten zu Gemeinschaften als Ergebnis von drei nacheinander geschalteten Filtern beschreibt (Abb. 1).

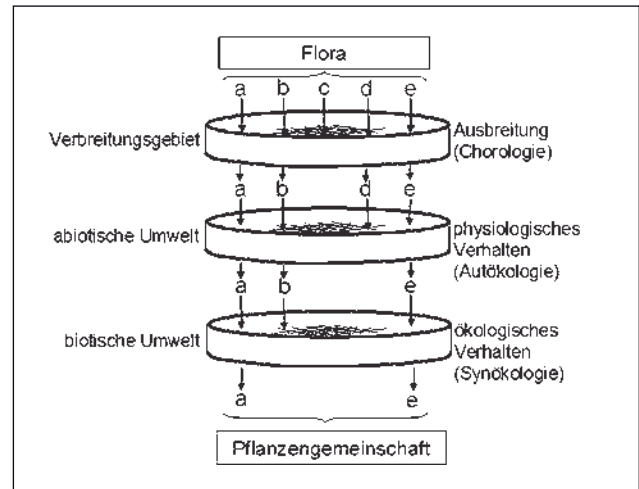


Abbildung 1: Der ökologische Siebsatz als Modell der Entstehung von Pflanzengesellschaften durch die drei hintereinander geschalteten Filter Ausbreitung, physiologische und ökologische Potenz; a-e: Arten

Die erste Frage ist, welche Arten einen Wuchsort überhaupt erreichen können („dispersal limitation“, EHRLÉN & ERIKSSON 2000). Dieser Filter umfasst neben der Differenzierung der kontinentalen Florenregionen auch kleinräumige Effekte wie die Besiedlung von (Habitat-)Inseln (JACQUEMYN et al. 2001). Sie ist stark von der Florengeschichte (RICKLEFS & LATHAM 1999), aber auch von der Ausbreitungsfähigkeit der pflanzlichen Diasporen (POSCHLOD et al. 1998) abhängig und kann, wie die Neophyten zeigen, durch den Menschen leicht, gewollt oder ungewollt, beeinflusst werden.

An zweiter Stelle steht die physiologische Kondition der Arten, das heißt ihre Ansprüche an die Ressourcen Wärme, Wasser und Nährstoffe und ihre Toleranz gegenüber Frost, Giftstoffen (vor allem Metallkationen) und Sauerstoffmangel. Es ist historisch bemerkenswert, dass hierfür in den fünfziger Jahren unabhängig voneinander ELLENBERG (1953) in Deutschland den Begriff „physiologische Potenz“ und HUTCHINSON (1957) in Amerika den Begriff „fundamental niche“ prägten. Experimentell werden sie in Reinkulturen untersucht (WALTER 1960, SCHLENKER 1968). Die Manipulation dieser Arteigenschaften durch Pflanzenzüchtung und Biotechnologie ist aufwändig.

In der wild wachsenden Vegetation vermögen sich nur jene Arten durchzusetzen, die der Konkurrenz durch andere Pflanzen und dem Einfluss von Herbivoren und Pathogenen gewachsen sind. ELLENBERG (1953) spricht von der „ökologischen Potenz“, HUTCHINSON (1957) von der „realised niche“ der Arten. In Wäldern ist die Schattentoleranz der Pflanzenarten (BAKER 1949, VALLADARES & NIINEMETS 2008) ein wichtiges Attribut in der Auseinandersetzung mit der biotischen Umwelt. Umgekehrt geht es im Waldbau vor allem um die Steuerung der intra- und interspezifischen Konkurrenz. Allgemeiner gesagt sind die biotischen Interaktionen einer Steuerung durch den Menschen durch die gezielte Änderung von Störungsregimen (forstliche Nutzung, Beweidung, Mahd, Brand) relativ leicht zugänglich (ATTI-WIL 1994).

Gemessen an den kargen Nachweisen bereits eingetretener Wirkungen macht die beispiellose Welle von Überlegungen, Projektionen, Szenarien und Risikoanalysen zu künftigen erwärmungsbedingten Vegetationsveränderungen nachdenklich. Zwischen dem Erkennen eines Klimatrends und gut begründeten Strategien der Vermeidung und Anpassung in Forstwirtschaft und Naturschutz liegen mehrere Quellen von Unsicherheit.

Der Unsicherheit der Klimaprognosen kann durch Verwendung eines optimistischen (zum Beispiel B1: + ca. 2 %) und eines pessimistischen Emissionsszenarios (zum Beispiel A1FI) Rechnung getragen werden (SPEKAT et al. 2006). Die fundamentale Nische, einschließlich des Anpassungspotenzials kann aus Herkunftsversuchen nur für die wichtigsten Wirtschaftsbaumarten abgeschätzt werden (KLEMMT & PRETZSCH 2008, KONNERT 2007). Für sehr häufig in Reinbeständen angebaute Baumarten wie die Fichte kann man hilfsweise den praktischen Anbau-erfolg evaluieren (KÖLLING et al. 2009).

Aus der Verschneidung von beobachteten Vorkommen und Umweltfaktoren werden realisierte Nischen berechnet, wobei die räumliche Auflösung von 10'-Rasterzellen (LAHTI & LAMPINEN 1999) bis hin zu 100-500 m² großen Vegetationsaufnahmen (EWALD 2001) reicht. Neben klimatologischen Variablen, die in der Regel aus Regionalisierungen gewonnen werden, gehen je nach Verfügbarkeit bodenkundliche Standortvariablen ein, die die Modellgüte erheblich verbessern können (COUDON & GÉGOUT 2006).

Die Modellbildung sucht den optimalen Mittelweg zwischen Vollständigkeit und wissenschaftlicher Sparsamkeit (Parsimonie). Bei der unvoreingenommenen Suche nach jener Kombination der verfügbaren Umweltvariablen mit der höchsten Vorhersagekraft für das Vorkommen einer Art (so genanntes „data mining“) erhält man leistungsfähige, aber oft schwer verständliche Nischenmodelle (GUISAN & ZIMMERMANN 2000). Sie bilden zwar die Korrelationsmuster in den verfügbaren Daten exakt ab, es

ist aber fragwürdig, ob diese Zusammenhänge auch jenseits des Datensatzes belastbar sind. Diese explorativen Verfahren liefern Hypothesen, die erst noch an neuen Daten getestet werden müssen. Im Gegensatz dazu beruhen mechanistische Modelle auf möglichst wenigen, allgemein gültigen Wirkungszusammenhängen (AUSTIN 2002). Dabei ist es sinnvoll, die Standortvariablen zu physiologisch aussagekräftigen Indexwerten (zum Beispiel Growing Degree Days, Transpirationsdifferenz, nutzbare Wasserspeicherkapazität, Nährstoffvorräte) zu aggregieren. Die Klimawandelforschung ist ohne Zweifel ein bedeutender Motor für die Etablierung einer neuen Generation von vegetations- und standortkundlichen Informationssystemen, die aus der Verschneidung von Punkt- und Flächendaten die für Nischenmodelle und räumliche Extrapolationen benötigten Grundlagen liefern (EWALD 2009).

Regionalisierte Standortdaten erlauben die objektivierte Kartierung der potenziellen natürlichen Vegetation (BRZEZIECKI et al. 1993). Der Projektion der künftigen pnV unter Klimaerwärmung, also der blockweisen Verschiebung ganzer Vegetationstypen, welche für die Schweiz eine Ausweitung von Eichenmischwäldern auf Kosten der Buche vorhersagte (BRZEZIECKI et al. 1995), sind Einzelartmodelle eindeutig vorzuziehen (GUISAN & ZIMMERMANN 2000).

Für wichtige Hauptbaumarten hat KÖLLING (2007) basierend auf Karten der natürlichen Verbreitungsgebiete, Temperaturjahresmittel und Niederschlags-summe Klimahüllen berechnet. Die Verschneidung mit dem heutigen und dem im B1-Szenario projizierten Klima erlaubt eine Einschätzung der Anfälligkeit gegenüber Erwärmung (KÖLLING & ZIMMERMANN 2007). Demnach sind Fichte, Kiefer, Lärche und Tanne in hohem, Buche, Bergahorn, Spitzahorn, Birke und Winterlinde in geringem Maße anfällig gegenüber dem in Deutschland erwarteten Klima, das mehr oder weniger weit außerhalb ihrer Klimahüllen liegen wird. Die natürlichen Areale von Eichen, Esche, Edelkastanie, Sommerlinde und Douglasie umfassen bereits heute Klimate, die den projizierten nahe kommen, so dass sie als unanfällig eingestuft werden.

Beurteilung der Waldlebensraumtypen im Klimawandel

Mit welchen Veränderungen ist in den Waldlebensraumtypen der FFH-Richtlinie zu rechnen und welche Managementmaßnahmen sind geeignet die Anpassung an die Klimaerwärmung zu fördern? Bei gegebenem Kenntnisstand können wir die Anfälligkeit der Hauptbaumarten (KÖLLING & ZIMMERMANN 2007) und die Kohärenz der Lebensräume (TILLMANN 2005) als wichtige Steuergröße für die Fähigkeit der Pflanzenarten, ihr Areal durch Migration anzupassen, einschätzen. Aus der Kombination dieser Kriterien mit anderen fortwirkenden Gefähr-

Tabelle 1: Verbreitung, Gefährdung und Erhaltung der Waldlebensraumtypen der FFH-Richtlinie

9110 Luzulo-Fagetum, 9130 Asperulo-Fagetum, 9120 Quercion robori-petraeae oder Ilici-Fagenion, 9410 Vaccinio-Piceetum, 4070* Mugo-Rhododendretum hirsuti, 9420 Alpiner Lärchen- und/oder Arvenwald, 91E0* Alno-Padion, Alnion incanae, Salicion albae, 91F0 Ulmenion minoris, 91D0* Moorwälder, 9180* Tilio-Acerion, 9140 Subalpiner Buchenwald mit Ahorn und *Rumex arifolius*, 9150 Cephalanthero-Fagion, 9160 Subatlantischer Eichen-Hainbuchenwald (*Carpinion betuli*), 9170 Galio-Carpinetum, 9190 Bodensaure Eichenwälder auf Sandebenen mit *Quercus robur*, 91T0 Mitteleuropäische Flechten-Kiefernwälder, 91U0 Kiefernwälder der sarmatischen Steppe;

x: trifft voll zu, (x): trifft teilweise zu, S: Sekundärsukzession nach Bruchfallen, P: Primärsukzession nach Erosion/Akkumulation; h: wärmebedingte Zunahme möglich

LRT	Verbreitung					Gefährdungen				Erhaltung				
	zonal	Inseln	Linien	Punkte	nutzungsbedingt	Erwärmung	Aus-trocknung	Eutro-phierung	Nutzungs-änderung	Nutzungs-verzicht	naturnaher Waldbau	Wald-umbau	historische Nutzung	Re-na-turierung
9110	x					(x)		x		x	x			
9130	x					(x)		(x)		x	x	x		
9120	(x)	x				(x)		x		x	x	x		
9410	x	(x)				x		(x)		x				
4070 *	x	(x)			S	(x)			S	x				
9420	(x)	x				x		(x)		x				
91E0 *			x				x			x	x	(x)	(x)	x
91F0			x				x			x	x	(x)	(x)	x
91D0 *		(x)		x		x	x	x		x				x
9180 *		(x)		x						x				
9140		(x)		x	S	x			S	x				
9150		x		(x)	(x)	↑		x	x	(x)			(x)	
9160		x		(x)	x			(x)	x				x	
9170		x		(x)	x	↑		x	x				x	
9190		x		(x)	x			x	x				x	
91T0				x	P	x		x	x				x	
91U0				x	P	x		x	x				x	

dungsursachen ergeben sich Gruppen von Lebensräumen mit ähnlichen Managementanforderungen.

In Tabelle 1 sind die Waldlebensraumtypen der FFH-Richtlinie nach ihrer flächigen Konfiguration in der Landschaft und spezifischen Gefährdungsursachen angeordnet. Da zonale Lebensraumtypen in den jeweiligen Höhenstufen eine mehr oder weniger durchgängige Matrix (kolline bis montane Buchenwälder, 9110, 9130) oder zusammenhängende Bänder und gruppierte Inseln (subalpine Nadelwälder, 9410, 4070, 9420) bilden, haben ihre Pflanzenarten vergleichsweise gute Chancen zu wandern. Ähnliches ist für die linear vernetzten Auwälder (91E0, 91F0) anzunehmen. Wenig Anpassungsspielraum durch Migration besteht bei insel- bis punktförmig verbreiteten Sonderstandorten wie Moorwäldern (91D0), Schluchtwäldern (9180) und Hochstauden-Buchenwäldern (9140), sofern nicht, wie bei den Trockenhang-Buchenwäldern (9150), eine Ausweitung der Lebensräume bei Erwärmung denkbar ist. Die Fläche nutzungsbedingter Eichen- (9160, 9170, 9190) und Kiefernwälder (91T0, 91U0) ist ausgehend von einer weiten Verbreitung in der historischen Kulturlandschaft auf Inseln und punktuelle Vorkommen geschrumpft. Allerdings sind manche typischen Arten noch als Relikte in den zonalen Lebensräumen vorhanden, so dass es ein Restitutionspotenzial bei Wiedereinführung der historischen Nutzungen gibt (WOHLGEMUTH et al. 2002, BERTILLER 2003).

Nach KÖLLING & ZIMMERMANN (2007) sind alle natürlichen Nadelwaldgesellschaften (Abb. 2, 3) einschließlich der Moorwälder (Abb. 4) durch Klimawandel besonders stark gefährdet (Tabelle 1). Im ostbay-



Abbildung 2: Subalpine Alpendost-Fichtenwälder (FFH-Lebensraumtyp 9410), Alpenrosen-Latschengebüsche (LRT 4070) und extensive Almflächen auf dem Karstplateau südlich der Hohen Kisten (Estergebirge, Lkr. Garmisch-Partenkirchen)



Abbildung 3: Hochsubalpiner Lärchen-Zirbenwald (FFH-Lebensraumtyp 9420) auf dem Karstplateau der Reiter Alm (Nationalpark Berchtesgaden)

erischen Grenzgebirge ist mit einem Verschwinden der subalpinen Fichtenstufe zu rechnen (BÄSSLER et al. in Druck). In den Bayerischen Alpen würde die Fichtenstufe selbst dann an Fläche verlieren, wenn sich ausgehend von Vorposten in Latschengebüschen der heutigen hochsubalpinen Stufe (EWALD & KÖLLING 2009, Abb. 2) neue Fichtenwälder entwickeln. Lärchen-Zirbenwälder (Abb. 3) gehören zu den am stärksten gefährdeten Lebensraumtypen Bayerns, insbesondere weil die Zirbelkiefer bereits heute die wärmeren Tallagen der Alpen meidet (EWALD & KÖLLING 2009). Der erwärmungsbedingte Verlust von Latschengebüschen könnte durch vermehrte Brachfallen von Hochalmen kompensiert werden. In den subalpinen Habitaten ist bei Einwandern von Laubbaumarten der montanen Bergmischwälder mit einer Zunahme der Baumartenvielfalt und mit einer Abnahme der Moosartenvielfalt zu rechnen (EWALD 2008).

Auch die durch Eutrophierung schon heute stark gefährdeten Kiefernwald-Lebensräume haben bei Erwärmung kaum eine Perspektive in Bayern.

Unter den heimischen Nadelbaumarten halten ELLING & DITTMAR (2008) die Weißtanne für vergleichsweise tolerant gegenüber Wärme und Trockenheit, so dass sie als naturnaher Ersatz für die Fichte in Betracht kommt. Diese Einstufung wird durch die vorliegenden Klimahüllen der Weißtanne (KÖLLING & ZIMMERMANN 2007) nicht gestützt, was eine kritische Auswertung von Anbauversuchen und dendroökologische Untersuchungen vorzudringlich erscheinen lässt.

Das künftige Areal der mesophytischen Buchenwälder hängt davon ab, ob Verluste in den warm-tro-



Abbildung 4: Rauschbeeren-Waldkiefernwald (FFH-Lebensraumtyp 91D0 *) in einem Übergangsmoor im Schönrammer Filz (Landkreis Berchtesgadener Land) (Foto: Knut Krause)

cken Tieflagen durch Ausbreitung in die heutige Fichtenstufe ausgeglichen werden können, wofür die Ausgangslage günstig, die geringe Ausbreitungsgeschwindigkeit der Buche (HUNTLEY 1991) jedoch ein Hindernis ist.

Während ihre Baumarten unanfällig gegenüber Erwärmung sein dürften, sind die verbleibenden Auwälder durch die Verminderung der klimatischen Wasserbilanz gefährdet. Die Klimaerwärmung könnte außerdem eine Invasion von Eschenahorn und Götterbaum, wie sie in den Donauauen bei Wien bereits beobachtet wird (KLIMO & HAGER 2000), fördern.

Moorwäldern unterliegen durch das Zusammentreffen von thermischen und hydrologischen Änderungen der stärksten Gefährdung (siehe oben).

Die submediterranen Pflanzenarten der thermophilen Eichen- und Buchenwaldlebensraumtypen könnten mitsamt auf Kosten der mesophilen Buchenwälder vom Klimawandel profitieren.

Unter Berücksichtigung von Verbreitungsmuster und Gefährdungen ergeben sich für die Waldlebensraumtypen folgende Erhaltungskonzepte, die als Leitbilder für die Managementplanung in FFH-Gebieten geeignet sind:

1. Die zonalen Buchenwälder können durch naturnahen Waldbau erhalten und durch Waldumbau mit Buche und Weißtanne vermehrt werden. In Altbeständen können durch Nutzungsverzicht (temporäre) Prozessschutzflächen geschaffen werden (KNAPP et al. 2008).
2. In den zonalen Nadelwäldern der subalpinen Stufe erscheint, sofern Waldschutzsituation und Schutzfunktionen dies zulassen, Nutzungsverzicht das beste Konzept, um möglichst lange Relikte dieser Lebensräume, nicht zuletzt als Habitate von Auerhuhn und Dreizehenspecht, zu erhalten. Wo Waldumbau nötig ist, könnte durch vorrangige Verwen-

dung der Weißtanne der Nadelwaldcharakter erhalten bleiben. Das Belassen von Stammholz unterstützt die Humusneubildung und die Schaffung von günstigen Kleinstandorten für die Fichtenverjüngung (BAIER & GÖTTLEIN 2006)

3. In den Auwäldern hat weiterhin die Wiederherstellung des Wasserhaushalts Vorrang. Die Erwärmung wird den Abbau standortfremder Nadelbaumstände zu Laubwald selbst ohne aktive Umbaumaßnahmen beschleunigen. Örtlich können historische Nutzungsformen wie Mittel- und Niederwald die Baumarten- und Strukturvielfalt erhöhen. An der bayerischen Donau könnten wie in den Auen bei Wien (KLIMO & HAGER 2000) Eschen-Ahorn und Götterbaum invasiv werden.
4. In Moorwäldern sind Wiedervernässung und Stabilisierung des Wasserhaushaltes vorrangig (PFA-DENHAUER 1999). Nutzungsverzicht ist wünschenswert, kann aber dort, wo Nadelbäume in Folge Austrocknung und Wiedervernässung von Borkenkäfern befallen werden, zu schwer lösbaren Konflikten mit dem Waldschutz führen.
5. Nutzungsverzicht ist auch in Buchenwäldern an trockenen und hochmontanen Sonderstandorten die beste Schutzstrategie. In Orchideen-Buchenwäldern können durch örtliche niederwaldartige Nutzungen thermophile Pflanzen und Tiere gefördert werden.
6. Der herausragende Naturschutzwert von Eichenmischwäldern muss auch künftig durch Erhaltung, Nachahmung oder Wiedereinführung der historischen Nutzung als Nieder-, Mittel- oder Hudewald gesichert werden (WOHLGEMUTH et al. 2002). Eine relative Förderung wärmeliebender Baumarten durch Schwächung der Buchenkonkurrenz im Klimawandel ist zwar denkbar, wird jedoch nicht zwangsläufig zur Wiederherstellung struktur- und artenreicher Eichenmischwälder führen.
7. Flechten- und Wintergrün-Kiefernwälder mit ihrer charakteristischen Tier- und Pflanzenwelt sind voraussichtlich nur durch planmäßige periodische Zerstörung ihres in Humusaufgaben gespeicherten Nährstoffkapitals im Zuge von landschaftspflegerischer Streunutzung (BEER & EWALD 2005, PRIETZEL & KAISER 2005), kontrollierten Bränden oder militärischer Nutzung zu erhalten.

Die vegetationsökologische Forschung ist aufgefordert, bestehende Lücken in der Aufbereitung und Auswertung der Evidenz für die bereits eingetretenen Wirkungen der Erwärmung zu schließen, das bestmögliche empirische Datenmaterial zur Eichung von Nischenmodellen zu liefern und die Entwicklung der Vegetation, insbesondere in den geschützten Lebensräumen des Natura 2000-Systems, intensiv zu dokumentieren. Vor dem Hintergrund der neuesten Forschungsergebnisse müssen alle Maßnahmen

im Zuge eines adaptiven Managements regelmäßig hinsichtlich der erwünschten Wirkungen überprüft werden (IBISCH & KREFT 2009). Dabei gebührt spontanen Entwicklungen, insbesondere der Umwandlung in andere naturnahe Lebensraumtypen, schon aus Kostengründen überall der Vorzug, wo sie nicht spezifische, prioritäre Schutzziele gefährden.

Literatur

- AMMER, C., DULLY, I., FAISST, G., IMMLER, T., KÖLLING, C., MARX, N., HOLLAND-MORITZ, H., SEIDL, G., SEITZ, R., TRIEBENBACHER, C., WOLF, M. & WOLFERSTETTER, T. (2006): Hinweise zur waldbaulichen Behandlung von Borkenkäferkalamitätsflächen in Mittelfranken. – LWF Wissen 54, Freising.
- ATTIWILL, P. M. (1994): The disturbance of forest ecosystems: the ecological basis for conservative management. *Forest Ecology and Management* 63: 247-300.
- AUSTIN, M. P. (2002): Spatial prediction of species distribution: an interface between ecological theory and statistical modeling. – *Ecological Modelling* 157: 101-118.
- BAIER, R. & GÖTTLEIN, A. (2006): Verjüngung der Fichte im naturnahen Bergmischwald und auf Schutzwald-Sanierungsflächen. – *AFZ/Der Wald* 15/2006: 820-823.
- BAKER, F. S. (1949): A revised tolerance table. – *Journal of Forestry* 47: 179-181.
- BÄSSLER, C., MÜLLER, J., HOTHORN, T., KNEIB, T., BADECK, F. & DZIOCK, F. (in Druck): Estimation of the extinction risk for high-montane species as a consequence of global warming and assessment of their suitability as cross-taxon indicators. – *Ecological Indicators*.
- BEER, A. & EWALD, J. (2005): Vegetationskundliche Untersuchungen rezent streugennutzter Kiefernwälder auf Binnendünen des niederbayerischen Tertiärhügellandes. – *Tuexenia* 25: 93-109.
- BEIERKUHNELEIN, C. & FOKEN, T. (2008): Klimawandel in Bayern. Auswirkungen und Anpassungsmöglichkeiten. – *Bayreuther Forum Ökologie* 113.
- BERNHARDT-RÖMERMANN, M. & EWALD, J. (2006): Einst zu wenig, heute zu viel: Stickstoff in Waldlebensgemeinschaften. – *Gefahrstoffe Reinhaltung der Luft* 66: 261-266.
- BRUNOLD, C., BALSIGER, P., BUCHER, J. & KÖRNER, C. (2001): Wald und CO₂. – Haupt Verlag, Bern.
- BRZEZIECKI, B., KIENAST, F. & WILDI, O. (1993): A simulated map of the potential natural forest vegetation of Switzerland. – *Journal of Vegetation Science* 4: 499-508.
- BRZEZIECKI, B., KIENAST, F. & WILDI, O. (1995): Modelling potential impacts of climate change on the spatial distribution of zonal forest communities in Switzerland. – *Journal of Vegetation Science* 6: 257-268.
- COUDON, C. & GÉGOUT, J.-C. (2006): Soil nutritional factors improve models of plant species distribution: an illustration with *Acer campestre* (L.) in France. – *Journal of Biogeography* 33: 1750-1763.

- DIERSCHKE, H. (2005): Zur Lebensweise, Ausbreitung und aktuellen Verbreitung von *Hedera helix*, einer ungewöhnlichen Pflanze unserer Flora und Vegetation. – *Hoppea* 66: 187-206.
- EHRLÉN, J. & ERIKSSON, J. (2000): Dispersal limitation and patch occupancy in forest herbs. – *Ecology* 81: 1667-1674.
- ELLENBERG, H. (1953): Physiologisches und ökologisches Verhalten derselben Pflanzenarten. – *Berichte der Deutschen Botanischen Gesellschaft* 65: 351-362.
- ELLING, W. & DITTMAR, C. (2008): Die Weißtanne im Meinungswandel. – *AFZ/Der Wald* 5/2008: 234-238.
- EWALD, J. (2001): Der Beitrag pflanzensoziologischer Datenbanken zur vegetationsökologischen Forschung. – *Berichte d. Reinhold-Tüxen-Gesellschaft* 13: 53-69.
- EWALD, J. (2008): Plant species richness in mountain forests of the Bavarian Alps. – *Plant Biosystems* 142: 594-603.
- EWALD, J. (2009): Waldinformationssystem Nordalpen - WINALP sammelt Wissen zum Schutz der Bergwälder. – *Waldforschung aktuell* 30:45-46.
- EWALD, J. & KÖLLING, C. (2009): Wo der Wald an Grenzen stößt – Höhenverbreitung der Baumarten in den Nordalpen. *LWF aktuell* 71: 34-36.
- FISCHER, A. (1999): Floristical changes in Central European forest ecosystems during the past decades as an expression of changing site conditions. – *EFI-Proceedings* 27: 53-64.
- GUISAN, A. & ZIMMERMANN, N. E. (2000): Predictive habitat distribution models in ecology. *Ecological Modelling* 135: 147-186.
- HEURICH, M., REINELT, A. & FAHSE, L. (2001): Die Buchdrucker Massenvermehrung im Nationalpark Bayerischer Wald. – *Nationalpark Bayerischer Wald Wissenschaftliche Reihe* 14: 9-48.
- HUNTLEY, B. (1991): How plants respond to climate change: migration rates, individualism and the consequences for plant communities. – *Annals of Botany* 67, Supplement 1: 15-22.
- HUTCHINSON, G. E. (1957): Concluding remarks. – *Cold Spring Harbor Symposium on Quantitative Biology* 22: 415-457.
- JACQUEMYN, H., BUTAYE, J. & HERMY, M. (2001): Forest plant species richness in small, fragmented mixed deciduous forest patches: the role of area, time and dispersal limitation. – *Journal of Biogeography* 28: 801-812.
- IBISCH, P. L. & KREFT, S. (2009): Konzepte zur Anpassung des Naturschutzes an den Klimawandel. In: KORN, H., SCHLIEP, R. & STADLER, J. (Hrsg.): *Biodiversität und Klima – Vernetzung der Akteure in Deutschland V – Ergebnisse und Dokumentation des 5. Workshops*. – *BfN-Skripten* 252, Bundesamt für Naturschutz, Bonn-Bad Godesberg.
- ISERMANN, M., DIEKMANN, M. & EWALD, J. (2006): 5. Workshop der Arbeitsgruppe Vegetationsdatenbanken zum Thema Dauerbeobachtung in Bremen. – *Tuexenia* 26: 397-398.
- KAHLE, H. P., KARJALAINEN, T., SCHUCK, A., AGREN, G. I., KELLOMÄKI, S., MELLERT, K., PRIETZEL, J., REHFUESS, K.-E. & SPIECKER, H. (HRSG., 2008): Causes and consequences of forest growth trends in Europe – results of the Recognition project. – *EFI Research Report*, European Forest Institute, Joensuu.
- KLEMMT, H.-J. & PRETZSCH, H. (2008): Langzeitmonitoring im Ökosystem Wald: Das waldwachstumskundliche Versuchsflächennetz in Bayern. In: *Bayrische Akademie der Wissenschaften (Hrsg.): Wie schnell verändert sich unsere Umwelt?* Pfeil Verlag, München, S. 57-68.
- KLIMO, E. & HAGER, H. (2000): The floodplain forests in Europe. *European Forest Institute research report* 10, Joensuu.
- KÖLLING, C. (2007): Klimahüllen für 27 Waldbaumarten. – *AFZ/Der Wald* 23/2007: 1242-1245.
- KÖLLING, C., KNOKE, T., SCHALL, P. & AMMER, C. (2009): Überlegungen zum Risiko des Fichtenanbaus in Deutschland vor dem Hintergrund des Klimawandels. *Forstarchiv* 80: 42-54.
- KÖLLING, C. & ZIMMERMANN, L. (2007): Die Anfälligkeit der Wälder Deutschlands gegenüber Klimawandel. – *Gefahrstoffe-Reinholdung der Luft* 6: 259-268.
- KONNERT, M. (2007): Bedeutung der Herkunft beim Klimawandel. – *LWF aktuell* 60: 38-39.
- LAHTI, T. & LAMPINEN, R. (1999): From dot maps to bitmaps – Atlas Flora Europaea goes digital. – *Acta Botanica Fennica* 162.
- MENZEL, A. (2000): Trends in phenological phases in Europe between 1951 and 1996. – *International Journal of Biometeorology* 44: 76-81.
- MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT (2005): *Ecosystems and Human Well-being: Biodiversity Synthesis*. – World Resources Institute, Washington DC.
- PACHAURI, R. & REISINGER, A. (Hrsg., 2007): *Climate Change 2007: Synthesis Report*. – Intergovernmental Panel on Climate Change, Geneva.
- PFADENHAUER, J. (1999): Leitlinien für die Renaturierung süddeutscher Moore. – *Natur und Landschaft* 74: 18-29.
- POSCHLOD, P., AHLMER, W., DÜRHAMMER, O., JACKEL, A.-K., REISCH, C., RÖRMERMANN, C., SCHEUERER, M., TACKENBERG, O., BERGMEIER, E., BETTINGER, A., BORGMANN, P., EWALD, J., FINK, H., HAEUPLER, H., KLEYER, M., KLOTZ, S., KÜHN, I., MAY, R. & SCHÖNFELDER, P. (2007): NetPhyD – warum brauchen wir ein Netzwerk zur Phytodiversität Deutschlands? – *Floristische Rundbriefe Beiheft* 8: 33-64.
- POSCHLOD, P., KIEFER, S., TRÄNKLE, U., FISCHER, S. & BONN, S. (1998): Plant species richness in calcareous grasslands as affected by dispersability in space and time. – *Applied Vegetation Science* 1: 75-90.
- PRIETZEL, J. & KAISER, K. O. (2005): De-eutrication of a nitrogen-saturated Scots pine forest by prescribed litter-raking. – *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* 168: 461-471.
- RAPP, J. & SCHÖNWIESE, C. (1995): Trendanalyse der räumlich-jahreszeitlichen Niederschlags- und Temperaturstruktur in Deutschland 1891-1990 und 1961-1990. – *Annalen der Meteorologie* 31: 33-34.
- RICKLEFS R. E., LATHAM, R. E. & QIAN, H. (1999): Global patterns of tree species in moist forests: distinguishing ecological influences and historical contingency. – *Oikos* 86: 369-373.

- RIGLING, A., DOBBERTIN, M., BÜRGI, M., FELDMEIER-CHRISTE, E., GIMMI, U., GINZLER, C., GRAF, U., MAYER, P., ZWEIFEL, R. & WOHLGEMUTH, T. (2006): Baumartenwechsel in den Walliser Waldföhrenwäldern. – Forum für Wissen 2006: 23-33.
- SCHLENKER, G. (1968): Kulturversuche mit Waldbodenpflanzen bei abgestufter Azidität und variierter Stickstoff-Form. – *Oecologia Plantarum* 3: 7-27.
- SPEKAT, A., ENKE, W. & KREIENKAMP, F. (2006): Neuentwicklung von regional hoch aufgelösten Wetterlagen für Deutschland und Bereitstellung regionaler Klimaszenarien mit dem Regionalisierungsmodell WETTREG 2005 auf der Basis von globalen Klimasimulationen mit ECHAM5/MPI - OM T63L31 2010 bis 2100 für die SRES – Szenarien B1, A1B und A2. – Projektbericht im Rahmen des F+E-Vorhabens 204 41 138 „Klimaauswirkungen und Anpassung in Deutschland – Phase 1: Erstellung regionaler Klimaszenarien für Deutschland“.
- SPIECKER, H., MIELIKÄINEN, K., KÖHL, M. & SKOVSGAARD, J. P. (Hrsg., 1996): Growth trends in European forests. EFI Research Report 5, European Forest Institute, Joensuu.
- TILLMANN, J. E. (2005): Habitat fragmentation and ecological networks in Europe. – *Gaia* 14:119-123.
- VALLADERES, F. & NIINEMETS, Ü. (2008): Shade tolerance, a key plant feature of complex nature and consequences. – *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics* 39: 237–57.
- WALTER, H. (1960): Einführung in die Phytologie. III. Grundlagen der Pflanzenverbreitung. I. Teil: Standortlehre, 2. Aufl.. Ulmer Verlag, Stuttgart.
- WALTHER, G.-R. (2000): Laurophyllisation in Switserland. Dissertation Naturwissenschaften ETH Zürich, Nr. 13561.
- WOHLGEMUTH, T., BÜRGI, M., SCHEIDEGGER, C. & SCHÜTZ, M. (2002): Dominance reduction of species through disturbance – a proposed management principle for central European forests. – *Forest Ecology and Management* 166: 1-15.
- ZOBEL, M. (1997): The relative role of species pools in determining plant species richness: an alternative explanation of species coexistence. – *Trends in Ecology & Evolution* 12: 266-269.

Anschrift des Verfassers:

Prof. Dr. Jörg Ewald
Hochschule Weihenstephan-Triesdorf
Fakultät Wald und Forstwirtschaft
Hans-Carl-von-Carlowitz-Platz 3
85354 Freising
joerg.ewald@hswt.de

Zur Renaturierung von Feuchtgebieten aller Art im Alpenrandbereich

Restoration of wetlands in the Alpine Foothills

Frank KLÖTZLI

Zusammenfassung

1. In einer Übersicht werden neuere Projekte zur Renaturierung von Feuchtgebieten im Alpenvorland vorgestellt und diskutiert.
2. Projekte von Gewässern aller Art sind am Nordfuß der Alpen recht zahlreich und beruhen bei Fließgewässern auf der Schaffung ausreichend großer Ausweitungen und einer großzügigen Verschiebung der Dämme. An flachen Teilen der perialpinen Seen wird Wert darauf gelegt, die aktuell steileren Böschungen abzufachen und den Böschungsfuß zu stabilisieren. Anschließend wird im – wo möglich – terrestrisch-limnischen Übergangsbereich Röhricht eingebracht.
3. Zur Rückgewinnung von Hochmoorflächen auf abgetorften Standorten (wie Acker- und feuchterem Grasland) wird mit hydraulischen Korrekturen ein optimaler Wasserhaushalt angestrebt (Lehmwall, Rückhaltebecken, Torf-beziehungsweise Sägemehl-Verfüllung). Auf nackten Torfflächen wird auch mit Ansaat und Anpflanzungen nachgeholfen.
4. Weitgehend anthropogene Streu- und Moorwiesen werden auf abgeschürften Unterlagen wie oben erwähnt wieder angepflanzt.
5. Politische Gesichtspunkte, namentlich im Zusammenhang mit moordynamischen Vorgängen werden kurz diskutiert.

Summary

1. More recent projects on wetlands of all sorts are reviewed for the northern forelands of the Alps (especially Switzerland).
2. An astonishing number of restorations have been done on streams and rivers, mostly based on the conical enlargement of riverbeds including shifting the existing dams. On more shallow parts of lakes the slopes have been adjusted to the adjoining terrestrial parts stabilised on their foot and consequently planted with reed, wherever possible.
3. To gain more space for raised bogs on old peatbogs or cultivated former bog surfaces, hydraulic corrections have been applied to optimize water regime (using loam barriers, retention basins, peat- respective sawdust-insulations). On bare peat flats seeding and planting of appropriate plant species is helpful to restore pioneer-types of vegetation.
4. Mostly anthropogenous wetland-meadows are brought up on artificially prepared peatflats (see above) or moist mineral soil.
5. Political aspects, especially concerned with mire-dynamic processes, are discussed.

Einführung

Kurz nach Abschluss seiner Dissertation (PFADENHAUER 1969) lernte ich Jörg Pfadenhauer an einem Symposium in Rinteln (1970) kennen. Seither haben sich unsere Wege des öftern gekreuzt. Die wichtigste Phase waren sicher seine Aufenthalte an der ETH-Zürich während den frühen siebziger Jahren am damaligen Geobotanischen Institut, Stiftung Rübel. Spätere Kreuzpunkte waren meist Symposien oder mehrere Einladungen zu Vorträgen nach Freising.

Verschiedene Themen interessierten uns gemeinsam: So die Kausalität dominanter Baumarten und ihre Grenzlage (Buche, Tanne, Fichte). Später dann immer mehr die Renaturierung von Feuchtgebieten, besonders intensiv nach dem Oekosyn-Projekt, das er in den neunziger Jahren und später im nationalen Rahmen geleitet hat.

Mit dieser etwas persönlich abgefassten Schrift hoffe ich auch, ein paar frohe und stolze Erinnerungen

zu wecken, dies namentlich an die vielen Projekte im Moor-Bereich, die er – teilweise im Verband mit anderen Instituten – erarbeitet hat, und ich danke ihm und seiner lieben Frau Elisabeth für die so oft erwiesene Gastfreundschaft und die ständig wache Kameradschaftlichkeit.

Seit den klaren zusammenfassenden Angaben in der „Vegetationsökologie“ von PFADENHAUER (1997; siehe auch ZERBE und WIEGLEB 2009) fällt es schwer, methodisch und erfahrungsmäßig wirklich Neues zur Diskussion zu stellen. Vielleicht können unerwartete Ergebnisse aus unserem Gebirgsland Licht in die allgemeinen vegetationsdynamischen Prozesse bringen, die bei Renaturierungen ablaufen.

In diesem Sinne erscheint hiermit ein Querschnitt durch die Renaturierungs-Bestrebungen des Autors aus der Zeit von 1969-2005 an terrestrischen und zum Teil limnischen Systemen.

Ausweitungen von Flüssen und Wiederverflachung von Seeufern *)

Zu den einfacheren Aufgaben gehört die Wiederherstellung und Neuschaffung von kleineren fließenden oder stehenden Gewässern, genauer eigentlich von Seichtwasser-Bereichen. Doch ein Vorbehalt muss angebracht werden: Man sollte so wenig eingreifen oder einbauen wie möglich. Wie immer nehme man die Natur als Vorbild und lasse nach dem Wiederaufbau die Natur wirken. Bei Bächen genügt eine „Vorzeichnung“ im verfügbaren Areal, das in der Regel kultiviertes (meist teures) Land umfasst (außer das Gefälle verlange eine natürlich einbaubare Stufung). Bei geringerem Gefälle lasse man den Bach seinen Lauf selber finden. Kann dies aus Sicherheitsgründen nicht gewährleistet werden, so muss ein mögliches Bett (str)enger geformt werden. Auf keinen Fall sollten Mäander „zementiert“ werden.

1. Neugestaltung bei „Revitalisierung“ schweizerischer Fließgewässer

Bisher erfasste Flüsse (streckenweise)
(nach Entwicklungskonzepten)

im N (von W nach E)

Birs, **Aare**, **Emme**, Limmat, **Reuss**, Töss, (Hoch-) Rhein, **Thur**, Flaz, Seez

im SW

Allondon (u.a. im Kt. Genf)

im SE

Moësa

im Kt. Zürich (GOELDI 2004)

Total 3619 km, davon nur ca. 30% eingedolt,
Rest meist beeinträchtigt

Rückführungsprogramm des Kantons ab 1985/86
(Amt für Gewässerschutz und Wasserbau):

- 33 kantonale Projekte = 15 km
- 306 kommunale Projekte = ca. 40 km (insgesamt ca. 55 km an Umfeld angepasster Verbau, meist mit Kies-Sohle)

Visionäre Neugestaltung des Alpenrheins (1994-96) zwischen Bad Ragaz und Ellhorn mit zahlreichen Aufweitungen (nach SCHLEGEL 2004).

Im Kt. SG, TG, ZH (nach BAUMANN et al. 2004)

Ausweitungen an der Thur.

Thur: 127 km bis zur Rheinmündung, Höhenunterschied 1150 m, Einzugsgebiet 1750 km², zusätzlich ca. 400 Gebirgsbäche.

Aufweitungen und andere Neugestaltungen im Verband mit dem Hochwasserschutz (Hochwasser vom 13.5.1999: 1130 m³/s, am Tag vorher 80 m³/s)

Hauptprobleme:

Platzierung der Rückhalteräume, Geschiebedefizit, Sohlen-Erosion, Restwassermengen.
Realisierung ab 1987 in allen 3 Kantonen.

Dieses so oft diskutierte Kapitel soll in erster Linie noch mit ein paar Daten aus neuerer Zeit, insbesondere aus der NE-Schweiz illustriert werden. Denn in einigen ausgeräumten Tal-Landschaften wurden seit den achtziger Jahren hunderte von Kilometern revitalisiert (siehe Kasten 1).

Bei kleineren Flüssen wurde ähnlich vorgegangen. Bei einzelnen Flüssen musste bei flacherem Relief die „Vorzeichnung“ strenger geführt werden. Oder aber es mussten die Dämme, den Umständen gemäß, etwas weniger ausgeweitet werden. In den meisten Fällen mussten die neuen Betten innerhalb der äußeren Dämme toleriert werden. Bei gewissen Flussläufen konnten sie im Bereich von bewaldeten Abschnitten stärker geöffnet werden. Für größere Flüsse liegen ebenfalls visionäre Pläne vor. (Weitere Einzelheiten in POTT & REMY 2000).

In der heutigen Zeit liegen die Grenzen des Machbaren von **Gewässer**-Renaturierungen meist im politischen Umfeld. Nach den Erfahrungen der letzten zwanzig Jahre ist ein Projekt meist möglich, falls der Souverän den finanziellen Aufwand und die Landumlegung genehmigt. An vielen Alpenflüssen bis in den Bereich von durchschnittlichen Sommer-Hochwassern von um 500 m³/s wurden Aufweitungen eingebracht und damit die spontane Entwicklung von Alluvial-Gesellschaften initiiert, die an nur wenigen Stellen an natürlichen Flussläufen diese auch landschaftlich verschönern (zum Beispiel Kiesfluren).

Visionäre Projekte wagen sich bereits an den Alpenrhein (SCHLEGEL 2006) und an den Mittel-Lauf der Rhone (deutsch: Rotten). An den aktuellen Dämmen des Alpenrheins haben sich großflächige und artenreiche *Mesobromion*-Wiesen angesiedelt, die allein schon wegen der Vielfalt an Orchideen einen hohen Stellenwert einnehmen (und bei künftigen Eingriffen berücksichtigt werden müssten).

Etwas komplexer sind die Renaturierungen von **Flachwasserzonen** an den perialpinen Seen. Denn Uferverbauten, insbesondere auch durch Mauern, haben zur Strömungsveränderung und damit zur Verlagerung von Erosion und Akkumulation geführt. Dies wiederum hat, unterstützt durch die Eutrophierung, zu großflächigem Rückgang der Seeufer-Vegetation, speziell der Röhrichte und anderer empfindlicher Vegetation, beigetragen (KLOETZLI 2004, KLOETZLI & GROOTJANS 2001, BOLLENS et al. 2001).

Namentlich Siessegger hat für den Bodensee allgemein gültige Konstruktions-Pläne entwickelt, die nunmehr in ähnlicher Form an vielen anderen Seen eingesetzt wurden (Wiederaufbau von Böschungsfüßen). Nach wie vor bringt die Neu-Installation von **Röhricht** am meisten Schwierigkeiten. Korrekturen

*) Für Deutschland ausführlich in Pfadenhauer (1997).

2. Renaturierung von Seeufern mit der Methode von SIESSEGGER (siehe zum Beispiel SIESSEGGER & TEIBER 2004) am Bodensee

Harter Uferverbau (zum Beispiel Mauern) hat zu weitläufigen Veränderungen im Gefüge der Erosions- und Akkumulations-Abschnitte geführt und somit zu weiteren Verlusten an natürlicher Seeufer-Vegetation (vor allem Röhricht).

Als Antwort auf die Situation wurden die Uferpläne entwickelt (seit ca. 1984). So wurden dann vor allem in Flachwasser-Zonen die Böschungsfuß-Zonen neu gestaltet und anschließend mit Schilf bepflanzt.

Seit den 70er-Jahren wurden an 70 Ufer-Abschnitten neue Röhrichte erstellt.

Folgen von Ufer-Verbau und Renaturierungen siehe in SIESSEGGER & TEIBER (2004, dort Literatur).

der Uferlinie sind an vielen Seen gelungen, gelegentlich auch in den Stauhaltungen alpiner Flüsse. (Praktische Beispiele siehe Kästen 1 und 2).

Renaturierung ungedüngter Feuchtwiesen aller Art (Streu- und Moorbiesen)

In mehrfacher Hinsicht komplexer als bei Gewässern verläuft eine Renaturierung von ungedüngten Feuchtwiesen, dies praktisch (bei unschönen, ruderalisierten Anfangszuständen beziehungsweise landwirtschaftlichen Ertragseinbußen) als auch wissenschaftlich (schwer kontrollierbare, unvorhersehbare Neben-Entwicklung).

Eine Renaturierung mit **Einpflanzung** von Streuwiesenpflanzen, oder aber eine Einsaat nach einer Abschürfung der Humusdecke, braucht je nach Standort viel Pflege und Kontrollen, dies auf der Grundlage von Vorarbeiten wie Ansaat- und Pflanz-Versuchen (RAMSEIER 2004). Beispielsweise vermitteln STAMMEL et al. (2006) Einzelheiten über das Keim-Verhalten (einschließlich der Wirkung von Mahd, Streue, Moorschicht) wichtiger Arten aus diesem Wiesensbereich wie zum Beispiel *Succisa pratensis*, *Serratula tinctoria*, *Primula farinosa* und so weiter. Über nach 200 Jahren intensiver Bewirtschaftung noch keimfähige Moor-Arten berichten PATZELT et al. (2001). Auch das Ausbringen von Streu aus der Umgebung (Donaumoo) ließ nach 5 Jahren die Deckung von Moor-Arten auf 60 % anwachsen mit 57 Arten (Ausbreitung der Arten abhängig vom Schnittzeitpunkt; PATZELT et al. 1997).

Etwaige **Aushagerungs**-Prozesse verlangen je nach Unterlage längere Zeiträume. Am schnellsten verlaufen sie an steileren Hanglagen und bei gröberkörnigem Oberboden beziehungsweise bei einer Umstellung der Bewirtschaftung. Ohne sonstige größere Eingriffe ist mit Zeiträumen von 7-18 (-35) Jahren zu rechnen. Um schneller auf die richtige Entwicklungs-„Spur“ zu kommen, ist mit gezielten

Eingriffen oder mit lokalen Abschürfungen nachzuhelfen (weitere Einzelheiten in PFADENHAUER 1997).

Bei den folgenden Eingriffen ist mit spezifischen Nebenwirkungen zu rechnen:

- Beim Spezialfall Verpflanzung sind nicht prognostizierbare Vorgänge auszuschließen.
 - Bessere Durchlüftung des Oberbodens verstärkt N-Mineralisierung.
 - Wurzelschäden verändern die Konkurrenz-Verhältnisse.
 - Bodenverluste führen zur Tieferlagerung und damit zu höherer durchschnittlicher Feuchte.
 - Nahtstellen zwischen den Soden führt zur Ansiedlung neuer Arten, vor allem Ruderalarten.
 - Jät- und Korrektur-Eingriffe werden notwendig.
 - Umschichtungen von Arten sind oft nicht erklärbar (zum Beispiel auch die Verluste trivialer Arten, zum Beispiel *Chrysanthemum leucanthemum*, *Trifolium pratense*; häufig vorübergehende Verluste [5-20 Jahre] von Orchideen und so weiter).
 - Stabilisierung in 10-30 Jahren (weitere Ergebnisse vergleiche KLOETZLI 1987)
- Bei Aussaat- und Pflanz-Vorgängen ist die Ruderalisierung häufig, und die notwendigen Jät-Vorgänge verbunden mit dem Trampeln führen zu lokalen Bodenverdichtungen. Als Folge treten ähnliche Veränderungen wie bei der Verpflanzung auf.
- Nebenwirkungen der Vorbehandlung der **Bodenoberfläche** (zum Beispiel Autrophierung durch Bodenbruch).

Bei allen Eingriffen können **intrinsische Vorgänge** (pathogen?) zu Gewinn/Verlust und Umschichtungen führen.

In gewissen Fällen mag die verfügbare Zeit für die Entwicklung renaturierter Flächen aus politischen Gründen eine Rolle spielen. Dann kann die gezielte Einsaat wünschenswerter Arten mithelfen – verstärkt durch das Ausmerzen von unerwünschten Arten – schneller zum Ziel zu kommen, das heißt zur Neuschaffung von artenreichem Streuland.

Das einfachste, aber auch lehrreichste „Geduldsspiel“ ergab sich bei den Pflege- und Gestaltungsarbeiten im Umfeld von abgeschlossenen Verpflanzungen im Gebiet des Zürcher Flughafens (1970-1973).

Bei der eigentlichen **Verpflanzungsarbeit** mit Moor-Raupen wurde die Umgebung der Verpflanzgrube (mit *Caricetum diandrae* und *Carici-Agrostietum*) so stark befahren, dass die frühere Vegetation (*Molinion*, *Arrhenatherion*) verschwand und die Fläche einem Panzerübungsplatz glich. Nach Abschluss der Verpflanzung wurde die umgebene Fläche planiert und im Übrigen sich selbst überlassen. Der regelgerecht eingehaltene Schnitt-Termin galt schon im darauf folgenden Jahr ab Mitte September. In den Sommer-Monaten wurde *Juncus* (vor allem *J. effusus*, *J. inflexus*) und die *Solidago*-Arten gezielt entfernt, sofern dies die Bodenverhältnisse ohne größte

re Störung der Oberfläche erlaubten. Weitere Eingriffe wurden unterlassen.

Ab dem 7. Jahr nach dem Eingriff (1973-1980) begann die anfangs so rohe Fläche sich dem Molinion anzunähern, allerdings immer noch mit etwas *Juncus*, *Solidago* und stellenweise *Eupatorium*. Die gezielte Entfernung dieser und gelegentlicher scheinender Ruderalarten während weiterer 8 Jahre (1981-1988) bewirkte eine „Reinigung“ der Fläche auch im Detail, so dass die drei Subassoziationen des *Stachyo-Molinietum* (mit *Carex tomentosa*, Typus, mit *Carex hostiana*) und die *Carex elata*-Ausbildung des *Valeriano-Caricetum davallianae* klar angesprochen werden konnten. Dabei erschienen mehrere Orchideen-Arten und typische Moose aller Einheiten. Es ist anzunehmen, dass das im Humus verbliebene **Diasporenlager** aus der früheren Streulandfläche einschließlich der Zufuhr aus der Umgebung genügte, um die floristischen Strukturen wieder aufzubauen.

In ähnlicher Art und Weise ließen sich benachbarte, aber meist vernachlässigte *Calamagrostis epigeios-Solidago serotina*-Bestände ohne Aussaat und mit Herbstmahd wieder in artenreiche *Molinion*-Wiesen aufbauen, dies allerdings mit spontan aufgetretenen, früher nicht nachgewiesenen Orchideen-Populationen.

Während die Umgebung der Verpflanzflächen zwar auch reich an Orchideen ist (Prof. Dr. W. KOCH, Feldbücher, Archiv ETHZ, erste Erhebungen ca. 1925), haben sich in den benachbarten Flächen (ca. 1 km nach N und S) vor allem von *Orchis ustulata*, *Anacamptis pyramidalis* und *Ophrys apifera* in einzelnen Jahren Hunderte bis Tausende ausgebreitet (Publikation in Vorbereitung). Erstaunlich ist, dass W. KOCH (persönliche Notizen 1928 bis 1952) weder *Orchis ustulata* noch *Ophrys apifera* aus diesem Bereich des Glatt-Tales erwähnt und dass keine der Arten in die neunaturierten Flächen eingedrungen ist.

Fazit für das Wunsch-Ergebnis einer renaturierten Fläche: Es werden sich immer Lücken oder überraschende Vorkommen zeigen, die schwierig zu erklären sind.

Neuere Arbeiten zur **Rückführung von Intensiv-Grünland im Streuland** wurden in vielen Gebieten des Schweizer Mittellandes unternommen (BOSSHARD & KLOETZLI 2002), meist im Zusammenhang mit Entbuschungs-Aktionen oder der Entfernung von Hochstauden (einschließlich Aushagerung). Umgekehrt sind doch noch viele Streulandflächen in extremen Lagen schleichend in *Arrhenatherion*-Grasland umgewandelt worden (unkontrollierbare Eutrophierung).

In Gebieten ohne aktuelle Umwandlungsflächen von Kulturland in Streuland, zum Beispiel durch Auflösen der Fläche **ohne** Düngung und **ohne** Umbruch, hat reines Zuwarten auf Neuzüger in der Regel nichts

genützt. In solchen Fällen haben auch von RAMSEIER (2000; siehe auch RAMSEIER & SUTER 2007, RAMSEIER & SUTER, im Druck) vorgeschlagene Anpflanzungen von typischen Arten nicht zum Ziel geführt, zumindest nicht in 10-20 Jahren (zum Beispiel Renaturierung Wüeri, Erlenbach/ZH). Es ist offensichtlich, dass das in früheren Jahrzehnten angereicherte Nährstoff-Kapital im Hang-Kulturland noch immer eine eigentliche Oligotrophierung verhindert, unterstützt durch den nährstoffreichen Niederschlag. Nach WILD & PFADENHAUER (1997) ergaben sich je nach früherer Bewirtschaftung Mineralisationsraten von 50-600 kg N/ha a, abhängig von der bisherigen Aufbereitung der obersten Bodenschichten (Donaumoos). Andererseits halten sich stellenweise doch einige Molinion-Arten. In gewissen Fällen genügt es freilich, die Schnitt-Frequenz zu verändern, so dass eine Rückführung auch in ehemals reicheren Gebieten möglich wird. Über die Wirkung von Schnitt und Beweidung auf basenreichere Moore äußern sich STAMMEL et al. (2003). So wird ein Einfluss auf die Diversität bei Beweidung festgestellt, aber Arten der Roten Liste und typische Flachmoor-Arten werden nicht entscheidend berührt (vergleiche auch BRUELISAUER & KLOETZLI 1998).

Neuere Erfahrungen mit der Wiederbelebung und dem Aufwuchs von Hochmoorkomplexen

Nach wie vor sind in den Tallagen Mitteleuropas **Hochmoore** Objekte höchster Priorität bei Schutz- und Renaturierungsmaßnahmen. Deshalb sollten auch einige Beispiele von natürlichen Neubildungen vermittelt werden, zumal die Ergebnisse des Autors von 30-jährigen Messreihen aus der Lüneburger Heide zwei solcher Beispiele enthalten. Denn auch bei den Umständen spontaner Neubildungen von *Sphagnum magellanicum*-Bulten können Anregungen für die Praxis geschöpft werden.

Die Renaturierung eines vollständigen Hochmoor-Komplexes ist streng genommen – wie auch Pfadenhauer (in mehreren Veröffentlichungen) anmerkt – mit den heutigen Gegebenheiten nicht machbar. (Einzelheiten für Deutschland siehe PFADENHAUER 1997).

Dagegen sind Ausschnitte von Hochmooren wie Teile der Wate oder dem Lagg wieder stellenweise aufgebaut worden. Auch dürfte die Einfügung von Hochmoor-Anflügen stellenweise gelungen sein. Voraussetzung wäre, dass dem Torfaufbau und dem Wasserhaushalt Genüge getan wird und einfließende Nährstoffe aus der Umgebung abgepuffert werden können (Literatur siehe Kästen 3-5).

In der Natur erfolgt eine Hochmoor-Neubildung, was aus zeitlichen Gründen relativ selten zu beobachten ist, stufenweise von Punkten oder kleineren Flächen aus (inselförmige Anflüge), ein Vorgang, der als säkular zu bezeichnen ist. (Untersuchungen auf Dauer-

flächen in der Lüneburger Heide von 1975-2005, während dieser Zeit beobachtet auf den Standorten der Tabelle 1).

Unter günstigsten Bedingungen und relativ schnell verlief eine Neubildung auf Braunmoos-Schwingrasen (*Campylopo-Caricetum limosae* beziehungsweise *-Caricetum lariocarpae*) mit *Polytrichum strictum*-Inseln. Versuchsweise wurde dort eine handteller-große (ca. 1 dm²) natürliche Mischung von *Sphagnum magellanicum*, *capillijolium* und *angustifolium* aus der weiteren Umgebung eingebracht. In den kommenden Jahren verhielten sich diese teilweise schwach invasiv, mit *Sphagnum angustifolium* dagegen stark invasiv und flächig wachsend. Es kam zur Bildung von *Sphagnum magellanicum*-Bulten und großflächig zu Teppichen von *Sphagnum angustifolium* (nach 2 Jahren ca. 1 m², nach 3 Jahren ca. 6 m²) (vergleiche auch Tabelle 2).

Nach diesen Erfahrungen lassen sich somit schwingende Übergangsmoore beziehungsweise Hochmoor-Inseln in entsprechend günstigen Lagen in wenigen Jahren bilden. In den darauffolgenden Jahren überlagerten sich alle früheren (*Polytrichum*-)Bulte mit *Sphagnum magellanicum*, und teilweise überzog *Sphagnum angustifolium* sukzessive benachbarte Schwingrasen mit Braunmoos-Flächen (mit *Drepanocladus intermedius* und *Campylium stellatum*) zur Gänze, in 10 Jahren ca. 200 m². Darauf wurde auch der Standort für *Sphagnum magellanicum* stellenweise besiedelbar.

Diese Entwicklung geht meist über das Höherwachsen und die Breitenentwicklung von Bulten in das flächige Zusammenwachsen solcher Bulten über, oder aber über das teppichartige Zusammenwachsen von *Sphagnum*-Inseln zu hochmoorartigen Übergangsmooren oder direkt zu schwingenden Hochmooren. Dabei können einzelne Arten zu Steigbügelhaltern einer Hochmoor-Entwicklung werden (zum Beispiel *Polytrichum strictum* und andere). Diese Prozesse können sich über Jahrzehnte hinziehen oder in einigen Jahren ablaufen.

Soll ein Hochmoor auf ehemals flächendeckenden, teilweise entwässerten oder stärker abgebauten Torflagen wieder entwickelt werden, so ist an den Aufbau einer entsprechenden Unterlage zu denken (ausführlich in PFADENHAUER, 1997; Beispiel Bunkerde). Diese Decke kann bei guter Entwicklung noch mit weiteren hochmoortypischen Pflanzen „geimpft“ werden (hochmoortypische *Sphagnen*, *Eriophorum vaginatum*, alpennah oder deckenmoorartig: *Trichophorum caespitosum*, eventuell *Ericaceen*).

Gegenspielerin in diesem Prozess kann hier auch die Natur sein, natürlich dann, wenn in der fraglichen Lokalität die Entwicklung des Moores unter abweichenden Bedingungen stattfand, allenfalls unter abweichenden Temperatur/Niederschlag-Verhältnissen (beziehungsweise deren Extrema) und die heutigen

Werte eine Hochmoor-Entwicklung gar nicht mehr zulassen.

So sind zum Beispiel am alpennahen Rande des Schweizer Mittellandes offene Hochmoor-Komplexe gar nicht mehr möglich, oder dann nur in lokal bestimmten Einzelfällen: In dieser Situation kommt es bestenfalls zur Entwicklung von Moorwäldern, die hier hainartig offen sein mögen und deshalb auch lichtbedürftige Hochmoor-Arten zeigen. Sie weisen aber keine Entwicklung von offenen Hochmoorweiten mehr auf, wie sie in der unteren montanen oder submontanen Stufe noch üblich sind (ca. 600-1000 m ü. NN; mit zum Beispiel *Pinus*- und *Betula*-Arten, zum Teil *Picea abies*) oder aber es erscheinen in Voralpennähe Moorstrukturen, die schon gebietsumfassende Deckenmoore erahnen lassen. Solche sind im Falle des Gebietes von Rothenthurm klima- und terrainbedingt vorgezeichnet (KLOETZLI, 1981, 1998).

In solchen klimatisch randlichen Fällen sind ohne spätere Rodungsmaßnahmen neu bestockte Moore möglich, so zum Beispiel Birken- und (Berg-)Föhren-Bestände verschiedener Art mit verschiedenen Nässe-Zeigern aus dem Nieder- und Übergangsmoore-Bereich (zum Beispiel *Carex rostrata*, *C. lasiocarpa*) und den so genannten Mineralboden-Wasserzeigern aus *Molinion* und *Magnocaricion*- (Beispiel mit minerotropem *Pinus rotundata*) -Niedermoor aus dem süddeutschen Alpenvorland bei WAGNER et al. (1997).

Über einige Erfahrungsbeispiele soll in den folgenden Kästen berichtet werden. Da die Tendenz besteht, solche Erfahrungen des öfters in der „grauen Literatur versickern“ zu lassen, sollen hier einige Beispiele aus der N-Schweiz herbei gezogen werden (praktische Beispiele siehe Kästen 3, 4, 5).

Rückschau und Vorschau

Seit den 60er Jahren erkannte man die außerordentlich angespannte Lage bei gewissen Gesellschafts-Komplexen, den so genannten „Mangelbiotopen“. Diese wieder nachzubauen wurde seit dieser Zeit in ehrgeizigen Projekten verwirklicht. In diesem Zusammenhang erkannte man schon gewisse Grenzen der Machbarkeit in einem solchen Unterfangen, namentlich bei Hochmooren. Diese Grenzen liegen nicht nur im ökologischen, sondern auch im politischen Bereich.

Bei all diesen Bemühungen um die Renaturierung von Mangelbiotopen steht man in der Öffentlichkeit in einem Zeit- und Erfolgsdruck!

„Man“ will ein gewisses Maß an „Grün“ sehen (was nicht immer das „richtige Grün“ ist), und es sollte – wenn möglich schon nächstes Jahr! – eine große Ähnlichkeit mit dem Angestrebten aufweisen (was Jahre dauern mag). Diese Erwartungen der Öffentlichkeit, im speziellen der Entscheidungsträger und Geldgeber, müssen in weiser politisch denkender Voraussicht berücksichtigt werden.

Diese Haltung ist bei schnell installierbaren, „antwortfähigen“ Biotopen relativ leicht zu erfüllen (Alluvial-Vegetation). Bei langsamer Entwicklung hingegen muss die interessierte Bevölkerung mit Orientierungstafeln bedient werden; oder aber man kann auch die Entwicklungs-(Sukzessions-)Stadien in ihren zeitlichen Ansprüchen skizzieren. Sie „gut zu verkaufen“ ist bei komplexen Biotopen (Hochmoor und ähnlichen) nicht immer einfach. Denn einzelne Ent-

wicklungsstadien sind auch nicht immer sehr „telegen“, können sich über längere Zeiträume erstrecken und von Rückschlägen heimgesucht werden (zum Beispiel Entwicklung von ausgebrachten Arten im Rahmen des Anflugs unerwünschter Gattungen, wie *Calamagrostis*, *Juncus*, *Cirsium*). Doch letzten Endes kennen doch viele unserer Naturfreunde die alte Aussage Seneca's: „Wo die Natur nicht will, ist die Arbeit umsonst“ (Seneca, Abh.).

3. Renaturierung Hagenmoos (Kappel, Kt. Zürich)

(nach GEISSBUEHLER 2000; LJ & JUTZ 2004) Teilweise abgetorfte Hochmoor-Komplex

Daten zu Hochmoor-Komplexen der Schweiz (relativ wenige Flächen):

Ursprünglich ca. 10.000 ha, das heißt 0,25 % der Landesfläche, aktuell 0,035 % dies entspricht noch 1500 ha (Gesamtkomplex), davon 90 % nicht mehr im natürlichen Zustand; total ca. 550 Objekte (mit Umland), im Mittelland 0,15 km² vor allem in 3 größeren Komplexen (Ballmoos, Lieli, Kt. Luzern; Seewelimoos/Reutigen, Kt. Bern; Hagenmoos).

Kt. Zürich: 3 größere Objekte, ca. 50 ha, mit Umland 215 ha.

Daten zum Hagenmoos:

Größe 0.6 ha; Höhe 595 m NN; Klima suboptimal!
Zustand vor Renaturierung: Drainage mittels Grabensystem, Überlauf ausreichend, Lehmwall.
N-Zufuhr aus umliegendem Landwirtschaftsland.
Rückgang der Fläche ab 17. Jh. Starker Torfabbau vor Mitte 19. Jh. (Schweiz: Während 1. und 2. Weltkrieg Abbau von 2.5 Mio t Torf, anschließend allg. Melioration und landwirtschaftlicher Anbau, Aufforstungen, Besiedlung).

Naturschutz:

Hochmoor-Verordnung ab 21.1.1991
Flachmoor-Verordnung ab 7.1.1994
Moor-Landschaften-Verordnung ab 1.5.1996
(ausführlich in GRUENIG et al. 1986)

Untergrund/Torfaufbau:

Auf Glaziallehm: Braunmoos-Torf, dann Radizellen-Torf, stellenweise Sphagnum-Torf unter Einfluss von Mineralbodenwasser. Freisetzung von Nährstoffen.
Regenerationspotential relativ groß

Vegetation (siehe Tab. 1):

Pedo-Klimax: Bergföhren-Moorwald, dort Moorwasserspiegel 40-50 cm u.F.

Absichten:

Regenerationsprogramm im Kt. Zürich ab 1998, insgesamt 8 prioritäre Objekte (Auswahl 1992-97). 3-4 Hauptobjekte, basierend auf Erfahrungen aus D, NL, CH (in 7 Kantonen) (vergleiche PFADENHAUER & KLOETZLI 1996, WEISSER et al. 1998).

Abklärungen (vor Regeneration):

- Abgrenzung Einzugsgebiet (Hydrologie)
- Erfassung der Vegetations- und Boden-Karte
- Verbreitung typischer Hochmoor-Arten
- Vermessung (Modell der Oberfläche)
- Moorwasserstand und Abfluss-Messungen (inkl. Leitfähigkeit, Chemismus)
- Möglicher Wirkungsbereich der Staumaßnahmen
- Aktivierung des Akrotelms
- Langfristige Maßnahmen.

Planung der prioritären Maßnahmen:

- Verfüllung der Gräben mit Torf (mit Querbauten; Kontrolle des Überstaus)
- Abdichtungen mit Lehm (inkl. Umfeld)
- Entbuschung

Bilanz nach 10 Jahren:

- Zunahme der *Sphagnum*-Schicht
- Einhaltung der Wasserspiegel (inkl. Überlauf)
- Tendenz der Torfschicht zur Entwicklung von Übergangs-Mooren
- Vorkommen typischer Arten: befriedigend
- Wünschbare Vegetations-Einheiten zunehmend in Mulden mit *Carex lasiocarpa* und *Carex limosa* in höheren (gewölbteren) Lagen mit *Sphagnum magellanicum* und *Pinus*.

Auswertung:

- mit Trend- und Hauptkomponenten-Analysen (für zum Beispiel Zeigerwerte)
- mit Fuzzy-Ordinaten (für Vegetations-Einheiten)
- Erfassung der Vorkommens-Wahrscheinlichkeitskarten von typischen Arten (vergleiche auch Tab. 2).

4. Beispiel neuerer Moor-Renaturierungen in der N-Schweiz

Altstätten und Oberriet-Moor/Kt. St. Gallen

(Bannriet, Spitzmäder) (nach SCHLEGEL et al. 2004)

Vor der Renaturierung größtenteils durchkultivierte, drainierte, teilweise abgetorfte Fläche.

Renaturierung durch Einstau, Entbuschung, Grabenverfüllung, teilweise Abschürfung.

Ausbringung von artenreichem Schnittgut aus umgebenden Streuwiesen.

Neu-Aufbau von Streu- und Moorwiesen. Renaturierung von Hoch- und Übergangsmoor-Anflügen.

Aktuell 285 Blütenpflanzen, davon 241 spontan aufgetreten. Massenbewuchs mit *Drosera intermedia*. Neu erstellte Torfstich-Landschaften.

Nussbaumer Seen/Kt. Thurgau

(nach RIEDER et al. 2004)

Vor der Renaturierung: größtenteils landwirtschaftliches Kulturland auf Torf (Moorkarte siehe KLOETZLI bei GOETTLICH & KLOETZLI (1972) ca. 60 ha:

- Torfabbau ab 1742, intensiv 1918-22.
- Wasserspiegel-Korrekturen: 1857-62.
- 1943: Absenkung um 150 cm.
- Ab 1944 Intensivierung der Landwirtschaft auf Moorböden.

Renaturierungen an den Seen und auf den Moorböden:

- ab 2002: Ufer-Abflachungen
- 2003: Erste Renaturierungen auf abgeschürften Moorböden (teilweise mit Einpflanzung von Moorpflanzen (RAMSEIER 2004))

- 2004: Auf 1,5 ha Maßnahmen zur Reaktivierung von Mooren durch Abtrag und Einsaat
- Auflistung der Moore zwischen Sargans und Grabs (im Gesamtgebiet ca. 1300 Pflanzenarten) (Schweiz 3000 Arten) (BRUELISAUER 2005).

5. Renaturierung der Zugersee-Moore

(„Zuger-Methode“ nach STAUBLI 2004)

Kt. Zug enthält 130 Naturschutzgebiete mit 1600 ha Fläche, was insgesamt 6% der Kantonsfläche entspricht. 6 Gebiete enthalten Hochmoor-Komplexe, 34 Flachmoore und 19 beide Moortypen.

Seit 1990 Regenerations-Programme (Details siehe STAUBLI 2004).

Prinzip ähnlich wie beim Zürcher Vorgehen.

Aber: Grabenabdichtung mit Sägemehl hinter Holz-

brettern. Vorherige Sondierung der Torfmächtigkeit mit Georadar.

Erfahrungen vor allem mit den **Gräben**, deren Gefälle oft > 1 % beträgt. **Dämme** meist ungenügend; Einfluss des recht kalkhaltigen **Lehms**.

Reaktion der Moor-Vegetation nach 5-10 Jahren:

- in erster Linie Ausbreitung von Sphagnum-Decke.

Erfolg: Verbuschung (mit Fi) unter Kontrolle. Vergrößerung der Moorfläche und der *Sphagnum*-Lager. Förderung bestimmter Arten. Akzeptanz bei den Grundeigentümern.

Tabelle 1: Für die pflanzensoziologische Zuordnung verwendete Assoziationen (aus GEISSBÜHLER, 2000)

Wissenschaftliche Bezeichnung	Deutsche Bezeichnung	Ökologische Beschreibung
Bazzanio-Piceetum BRAUN-BLANQUET 1939	Peitschenmoos-Fichtenwald	Fichtenwald auf torfreichen Standorten am Moorrand
Caricetum davallianae DUTOIT ex KOCH 1928	Davallseggen-Ried	Flachmoor; Kleinseggenried auf kalkreichen Standorten
Caricetum elatae KOCH 1926	Steifseggen-Ried	Flachmoor; Grossseggenried dominiert von <i>Carex elata</i>
Caricetum lasiocarpae OSVALT 1923 em. DIERSSEN 1982	Fadenseggenmoor	Übergangsmoor und Großseggenried; Schwingrasen, Randsumpf
-Caricetum limosae OSVALT 1923 em. DIERSSEN 1982	Schlammseggen-Schlenken	Übergangsmoor; Moorschlenken
Caricetum nigrae BRAUN 1915	Braunseggen-Ried	Flachmoor; Kleinseggenried auf kalkarmen Standorten
Caricetum rostratae OSVALT 1923 em. DIERSSEN 1982	Schnabelseggen-Ried	Übergangsmoor; Schwingrasen
Carici elongatae-Alnetum glutinosae ELLENBERG et KLÖTZLI 1972	Seggen-Schwarzerlen-Bruchwald	Bruchwald
Galio odorati-Fagetum ELLENBERG et KLÖTZLI 1972	Typischer Waldmeister-Buchenwald	Buchenwald
Menyantho trifoliati-Sphagnetum teretis WAREN 1926 em. DIERSSEN 1982	Fiebertree-Torfmoos-Moor	Übergangsmoor (mesotroph); Schwingrasen, Verlandungsgesellschaft
Pino mugo-Sphagnetum magellanicum NEUHÄUSL 1969	Bergföhren-Hochmoor	Hochmoor bestockt mit Bergföhren
Pruno-Fraxinetum ELLENBERG et KLÖTZLI 1972	Traubenkirschen- Eschenwald	Auenwald
Scirpo-Phragmitetum KOCH 1926	Schilf-Röhricht	Flachmoor; Schilfröhricht
Sphagnetum magellanicum KÄSTNER et FLÖSSNER 1933	Torfmoosbulten- Gesellschaft	Hochmoor; offene Bultvegetation
Sphagno-Piceetum typicum ELLENBERG et KLÖTZLI 1972,	Typischer Torfmoos-Fichtenwald	Fichten-Moorwald
Sphagno tenelli-Rhynchosporium albae OSVALT 1923 em. DIERSSEN 1982	Schnabelbinsen-Schlenken	Übergangsmoor (oligotroph); Torfmooschlenken
Vaccinio uliginosi-Pinetum sylvestris KLEIST 1929 em. MATUSKIEVICZ 1962	Moorbeeren-Waldföhren-Moorwald	Waldföhren-Moorwald

Tabelle 2: Übersicht über die wichtigsten Kriterien bei der Beurteilung von objektbezogenen Prioritäten für Hochmoor-Regenerations-Projekte im Kanton Zürich

Einzellkriterien	Hauptkriterien (aus Einzelkriterien)
<ul style="list-style-type: none"> • Größe der wiedervernässbaren Fläche • Wiedervernässungsbedarf • Potential für Wiedervernässungsmaßnahmen im Hochmoor, am Hochmoorrand und in Potentialflächen • Ausmaß der möglichen Wasserspiegelanhebung • Ausmaß der Höhendifferenzen innerhalb der wiedervernässbaren Flächen • Regenerationspotential gemäß wasserchemischen Voraussetzungen, bzw. möglichen Lenkungsmaßnahmen im Hochmoor, am Hochmoorrand und in Potentialflächen • Mittel der langjährigen örtlichen Niederschlagssumme 	Regenerationsaussichten für die Hochmoor-Kernflächen und die Hochmoor-Potentialflächen
<ul style="list-style-type: none"> • Kostenschätzung für maßnahmenbezogene Vor- und Detailuntersuchungen • Schätzung der Baukosten 	Kosten für Planung und Bau von Wiedervernässungsmaßnahmen
<ul style="list-style-type: none"> • Summe der negativen Punkte für seltene Arten mit erwarteter positiver Entwicklung bei Wiedervernässung • Summe der positiven Punkte für seltene Arten mit erwarteter negativer Entwicklung bei Wiedervernässung 	Punktesumme für die Entwicklungsaussichten von besonders seltenen Arten bei Wiedervernässung

Literatur

BAUMANN, M., GOELDI, C., GUNZENREINER, U. & OPLATKA, M. (2005):

Die Thur – ein Fluss lebt auf. In: KLOETZLI, F. et al. (Hrsg.). Der Rhein – Lebensader einer Region. Neujahrsblatt Naturf. Ges. Zürich für 2006: 352-360.

BOLLENS, U., GUESEWELL, S. & KLOETZLI, F. (2001): Vegetation changes in two Swiss fens affected by eutrophication and desiccation. Bot. Helv. 111: 121-137.

BOSSHARD, A. & KLOETZLI, F. (2002): Restoration Ecology. In: BASTIAN, O. & STEINHARDT, U. (Hrsg.): Development and Perspectives on Landscape Ecology. – Kluwer Acad. Publ., Dordrecht, Boston, London. pp. 415-424.

BRUELISAUER, A. (2005): Bestrebungen zu Schutz und Aufwertung von Natur und Landschaft im St. Galler Theintal. Ein Beispiel für Naturschutzplanung. In: KLOETZLI, F. et al. (Hrsg.). Der Rhein – Lebensader einer Region. Neujahrsblatt Naturf. Ges. Zürich für 2006: 409-415.

BRUELISAUER, A. & KLOETZLI, F. (1998): Notes on the ecological restoration of fen meadows, ombrogenous bogs and rivers: definitions, techniques, problems. Ber. Geobot. Inst. ETH, Stiftung Rübel, Zürich 64: 47-61.

GEISSBUEHLER, S. (2000): Wiedervernässung und Entbuschung als Massnahmen zur Regeneration eines abgetorften Hochmoors im Schweizer Mittelland. Vierteljschr. Naturf. Ges. Zürich 145 (2/3): 87-109.

GOELDI, C. (2005): Einblick in die Renaturierung der Bäche und Flüsse im Kanton Zürich – Teileinzugsgebiet des Rheins. In: KLOETZLI, F. et al. (Hrsg.). Der Rhein – Lebensader einer Region. – Neujahrsblatt Naturf. Ges. Zürich für 2006: 389-393.

GOETTICH, K.H. & KLOETZLI, F. (1972): Erläuterungen zu Blatt Konstanz. In: Moorkarte von Baden-Württemberg 1 : 50.000. – Stuttgart (Landesvermessungsamt Baden-Württemberg).

GRUENIG, A., VETTERLI, L. & WILDI, O. (1986): Die Hoch- und Übergangsmoore der Schweiz. Eine Inventarauswertung. Ber. Eidgen. Anst. forstl. Versuchsw. 281: 1-62.

HAAB, R. & JUTZ, X. (2004):

Das Hochmoor-Regenerationsprogramm im Kanton Zürich. Vierteljschr. Naturf. Ges. Zürich 149 (4): 105-115.

KLOETZLI, F. (1981): Zur Frage der Neuschaffung von Mangelbiotopen. Ber. Int. Sympos. IVV, Rinteln 1972: 601-606.

KLOETZLI, F. (1986): Standort und Vegetation natürlicher Moorgebiete. Jb. Schweiz. Naturf. Ges. 1982 (1): 108-116.

KLOETZLI, F. (1987): Disturbance in transplanted grasslands and wetlands. In: VAN ANDEL, J. et al. (Hrsg.): Disturbance in Grasslands. Dr. W. Junk, Dordrecht, 79-96.

KLOETZLI, F. (1998): Fluctuations, chaos and succession in a living environment. In: BARTHLOTT, W. & WINIGER, M. (Hrsg.): Biodiversity. A Challenge for Development, Research and Policy. Springer, Berlin: 111-127.

KLOETZLI, F. (2004): Zur Dynamik der Feuchtgebiete in der Nordheide. Beobachtungen zu vegetationskundlichen Dauerbeobachtungsflächen im Wassergewinnungsgebiet Nordheide. Fachl. Ber. HWW (Hamburg) 2004 (2): 28-56.

KLOETZLI, F. & GROOTJANS, A.P. (2001): Restoration of natural and seminatural systems in Central Europe: Progress and predictability of developments. Restor. Ecol. 9: 209-219.

KLOETZLI, F. ET AL. (HRG.) (2005): Der Rhein – Lebensader einer Region. Neujahrsblatt Naturf. Ges. Zürich für 2006. 458 S.

PATZELT, A., MAYER, F. & PFADENHAUER, J. (1997): Restoration management and establishment of open species. Verh. Ges. Oekol. 27: 165-172.

PATZELT, A., WILD, U. & PFADENHAUER, J. (2001): Restoration of wet fen meadows by topsoil removal: Vegetation development and germination biology of fen species. Restoration Ecology 9 (2): 127-136.

PFADENHAUER, J. (1997): Vegetationsökologie. 2. verb. u. erw. Aufl. IHW, Eching.

PFADENHAUER, J. & KLOETZLI, F. (1996): Restoration experiments in middle European wet terrestrial ecosystems: an overview. Vegetatio 126: 101-115.

- POTT, R. & REMY, D. (2000):
Gewässer des Binnenlandes. In: POTT, R. (Hrsg.): Ökosysteme Mitteleuropas aus geobotanischer Sicht. Ulmer, Stuttgart.
- RAMSEIER, D. (2000):
Why remove the topsoil for fen restoration? – Influence of water table, nutrients and competitors on the establishment of four selected plant species. *Bull. Geobot. Inst. ETH* 66: 25-35.
- RAMSEIER, D. & SUTER, M. (2007):
Renaturierung von Flachmooren am Beispiel des Projekts Seebachtobel. *KBNL Inside* 3/07: 20-23.
- RAMSEIER, D. & SUTER, M. (im Druck):
Versuche zur Renaturierung von Flachmooren um die Seebachtalseen.
- RIEDER, J., SCHLAEFLI, A. & ENTRESS, H. (2005):
Moorrenaturierung im Thurgauer Seebachtal. Ein Modellfall? In: KLOETZLI, F. et al. (Hrsg.). *Der Rhein – Lebensader einer Region. – Neujahrsblatt Naturf. Ges. Zürich für 2006: 402-408.*
- SCHLEGEL, F. (2005):
Renaturierung und Hochwasserschutz am Alpenrhein: Eine Vision auf dem Weg zur Wirklichkeit. In: KLOETZLI, F. et al. (Hrsg.). *Der Rhein – Lebensader einer Region. Neujahrsblatt Naturf. Ges. Zürich für 2006: 416-424.*
- SCHLEGEL, J., WEBER, U. & HUGENTOBLE, J. (2005):
Die Torfstichlandschaft Bannriet/Spitzmäder bei Altstätten und Oberriet (SG). Organismische Folgen ihrer ökologischen Aufwertung. In: KLOETZLI, F. et al. (Hrsg.). *Der Rhein – Lebensader einer Region. Neujahrsblatt Naturf. Ges. Zürich für 2006: 394-401.*
- SIESSEGGER, B. & TEIBER, P. (2005):
Uferrenaturierungen am Bodensee. In: KLOETZLI, F. et al. (Hrsg.). *Der Rhein – Lebensader einer Region. – Neujahrsblatt Naturf. Ges. Zürich für 2006: 361-382.*
- STAMMEL, B., KIEHL, K. & PFADENHAUER, J. (2003):
Alternative management on fens: Response of vegetation to grazing and mowing. *Applied Vegetation Sci.* 6 (2): 245-254.
- STAMMEL, B., KIEHL, K. & PFADENHAUER, J. (2006):
Effects of experimental and real land use on seeding recruitment of six fen species. – *Basic and applied Ecol.* 7 (4): 334-346.
- STAUBLI, P. (2004):
Regeneration von Hochmooren im Kanton Zug. *Vierteljahrsschr. Naturf. Ges. Zürich* 149: 75-81.
- WAGNER, A., WAGNER, I. & PFADENHAUER, J. (1997):
Minerotrophic *Pinus rotundata* mires in the south-German forelands of the Alps emphasizing their syntaxonomic position. – *Tuexenia* 17: 81-107.
- WEISSER, H., SCHALL, B. & SCHANZ, R. (1998):
Naturschutzgroßprojekt Wurzacher Ried, Baden-Württemberg. *Natur und Landschaft* 7/8: 350-357.
- WILD, U. & PFADENHAUER, J. (1997):
N dynamics on fen restoration areas. – *Verh. Ges. Oekol.* 27: 235-242.
- ZERBE, S. & WIEGLEB, G. (Hrsg.) (2009):
Renaturierung von Ökosystemen in Mitteleuropa. Spektrum, Akad. Verl., Heidelberg.

Anschrift des Verfassers:

Prof. Dr. Frank Klötzli
Gartenstrasse 13
CH-8304 Wallisellen

Langzeitbeobachtungen und Erfolgskontrolle in Regenmooren des Alpenvorlandes nach Torfabbau und Wiedervernässung

Long-term monitoring and success control in raised bogs of the Alpine Foothills after peat extraction and rewetting

Peter POSCHLOD, Udo HERKOMMER, Christina MEINDL, Ulrike SCHUCKERT, Andreas SEEMANN, Anja ULLMANN und Teresa WALLNER

Zusammenfassung

Moore haben zahlreiche Ökosystemfunktionen. Sie akkumulieren Torf, entsorgen Nährstoffe, Schwermetalle etc. und tragen damit zur Reinigung des Grundwassers bei, geben Überschusswasser nur langsam ab (Retentionsfunktion) und sind Lebensraum für seltene und gefährdete Arten. Aber auch aufgrund ihrer bedeutenden Rolle im globalen Klimahaushalt stehen Moore zunehmend im Mittelpunkt der Naturschutzpolitik. Die Wiederherstellung von ge- oder zerstörten Mooren ist deshalb eine vordringliche Aufgabe des Natur-, aber auch Umweltschutzes.

In dieser Arbeit berichten wir über die Ergebnisse von drei Langzeitprojekten, die sich mit der spontanen und gerichteten Sukzession in abgebauten Mooren auseinandersetzen.

In einem Vergleich zweier mit unterschiedlichen Techniken abgetorfte Moore (Wieninger Filz, Wendlinger Filz) zeigt sich deutlich, dass 20 Jahre nach der Erstaufnahme eine Rückentwicklung zu Flächen mit den oben genannten Funktionen nur in Torfabbauflächen anzutreffen war, die im Stichverfahren abgetorft wurden. Frästorfflächen wiesen dagegen immer noch artenarme, monodominante Stadien, die nur aus Gefäßpflanzen bestanden, auf. Eine Rückentwicklung zu Stadien, die die oben genannten Funktionen auch nur annähernd wieder wahrnahmen, war auch nach 20 Jahren nicht zu erkennen.

Im Wurzacher Ried wurde 10 Jahre nach der Durchführung von Wiedervernässungsmaßnahmen erstmals eine Erfolgskontrolle durchgeführt. Da eine ursprünglich für jeden Torfstich individuell geplante Vernässung praktisch nicht durchführbar war, finden wir sowohl überstaute, vernässte als auch trockenere Torfabbauflächen. Die Anhebung der Wasserstände hatte oft eine Überstauung, verbunden mit dem Absterben der gesamten Vegetation, zur Folge. *Sphagnum magellanicum* als Haupttorfbildner nahm deshalb im Verlauf des Beobachtungszeitraums signifikant ab. Torfbildende Stadien konnten sich aber über Schwinggrasen bilden.

Die Ergebnisse zeigen, dass viele Probleme in der Renaturierung abgetorfte Moore immer noch nicht gelöst sind. Forschungsprioritäten sollten deshalb Untersuchungen haben, die Alternativen zum Rohstoff Torf suchen beziehungsweise sich mit alternativen Renaturierungsansätzen wie der Kultur von Torfmoosen auseinandersetzen.

Summary

Mires or peatlands provide a lot of ecosystem services such as accumulation of organic matter, disposal of nutrients, heavy metals etc., water retention and conservation of rare and threatened species. Taking additionally their role in global climate regulation into account mires or peatlands are now in the focus of nature conservation and restoration management policy. In this paper we present the results of three long-term studies on spontaneous as well as directed re-vegetation of peat-mined areas in raised bogs situated in the foothills of the Alps in southern Germany. The results show that peat mining techniques affect spontaneous re-vegetation peat-cutting being the technique where peat-forming vegetation may establish after abandoning peat-mining. In contrast to the peat-cutting technique, peat milling leads to monodominant successional stages of specific species remaining stable in the respective stage over decades. Hydrological conditions after rewetting management affect the re-establishment of peat-forming vegetation. However, theoretical consideration cannot always put into practice as shown in our case study, the rewetting management in the Wurzacher Ried. Rewetting caused the flooding of large peat-mined areas resulting in the extinction of trees, shrubs and dwarf shrubs. However, it also supported the establishment of floating mats consisting mainly of fen species which may initiate, on a long-term, the re-establishment of the former peat-forming raised bog vegetation.

1. Einleitung

Moore stellen in Mitteleuropa die letzten, zumindest in kleinen Teilen nur gering anthropogen überformten Elemente der früheren Naturlandschaft dar. Sie besitzen vielfältige ökosystemare Funktionen auf

unterschiedlichen räumlichen Ebenen (POSCHLOD 1994, KAPFER & POSCHLOD 1998, JOOSTEN & CLARKE 2002, JOOSTEN 2003; vergleiche Tabelle 1). Global spielen sie eine bedeutende Rolle im Kohlenstoffhaushalt (Akkumulationsfunktion; GORHAM 1991, 1995, FRANZÉN 1994, ROULET 2000), auf regio-

Tabelle 1: Funktionelle Bedeutung (ökologische Servicefunktionen) der verschiedenen hydrologisch-entwicklungsgeschichtlichen Moortypen (Erläuterungen siehe Text).

Abkürzungen: To – Torf, Tw – Trinkwasser, Rs – pflanzliche Rohstoffe; KI – Klima global, Wa – Wasserretention regional und lokal, St – Stoffretention regional und lokal

Moortyp	Funktionen								
	Produktion			Regulation			Information	Naturschutz	Rekreation
	To	Tw	Rs	KI	Wa	St			
Verlandungsmoore									
Kesselmoore									
Versumpfungsmoore									
Auenüberflutungsmoore									
Hangmoore									
Quellmoore									
Durchströmungsmoore									
Regenmoore									

sehr gut/sehr hohe Entlastung	gut/hohe Entlastung	befriedigend/geringe Entlastung	ausreichend/weder Ent- noch Belastung	mangelhaft/geringe Belastung	ungenügend/hohe Belastung	nicht existent/extrem hohe Belastung
-------------------------------	---------------------	---------------------------------	---------------------------------------	------------------------------	---------------------------	--------------------------------------

Tabelle 2: Funktionelle Bedeutung durch Landnutzung und Torfabbau beeinträchtiger/zerstörter Moore.

Abkürzungen: To – Torf, Tw – Trinkwasser, Rs – pflanzliche Rohstoffe; KI – Klima global, Wa – Wasserretention regional und lokal, St – Stoffretention regional und lokal

Nutzungsform	Funktionen								
	Produktion			Regulation			Information	Naturschutz	Rekreation
	To	Tw	Rs	KI	Wa	St			
Extensive Grünlandnutzung			-						
Intensive Grünlandnutzung			-						
Ackerbau			-						
Forstwirtschaft									
Torfabbau			-						

sehr gut/sehr hohe Entlastung	gut/hohe Entlastung	befriedigend/geringe Entlastung	ausreichend/weder Ent- noch Belastung	mangelhaft/geringe Belastung	ungenügend/hohe Belastung	nicht existent/extrem hohe Belastung
-------------------------------	---------------------	---------------------------------	---------------------------------------	------------------------------	---------------------------	--------------------------------------

naler Ebene entziehen und speichern sie Nähr- und Schadstoffe (Entsorgungsfunktion; SUCCOW & JESCHKE 1986) und regulieren den Landschaftswasserhaushalt (Puffer gegenüber Starkregenniederschlägen; SCHMEIDL et al. 1970, INGRAM 1983) und lokal stellen die verschiedenen Standorte innerhalb eines Moores Lebensräume für Spezialisten, Eiszeitrelikte, seltene und gefährdete Arten zur Verfügung (Naturschutzfunktion; KAPFER & POSCHLOD 1998). Schließlich sind Moore wichtige Archive der Klima- und Vegetationsgeschichte beziehungsweise der Geschichte der Schadstoffbelastung (Archivfunktion; FRENZEL et al. 1991, GÖRRES 1991, POSCHLOD & BAUMANN 2010).

Trotz dieser vielfältigen Funktionen wurden Moore durch Entwässerung, land- und forstwirtschaftliche Nutzung sowie Torfabbau mehr oder weniger nachhaltig ge- und zerstört (Tabelle 2). Die so genannte

Melioration der Moore begann in Süddeutschland zwar erst gegen Ende des 18. Jahrhunderts, als die Bevölkerung nach Kriegen, Epidemien und beginnendem Ende der kleinen Eiszeit wieder anstieg und damit auch der Nahrungsmittelbedarf. Diese kurze Zeit reichte aber aus, alle großflächigen Moorkomplexe in ihren oben genannten Funktionen nachhaltig zu zerstören. In Bayern gilt dies insbesondere für die großflächigen Grundwassermoore. Das Donaumoos bei Ingolstadt war der erste große Moorkomplex in Bayern, mit dessen Melioration 1789, initiiert durch den damaligen Kurfürsten Karl Theodor, begonnen wurde (SCHUCH 1994). Heute ist das Donaumoos wie alle anderen großflächigen (zum Beispiel Dachauer Moos, Erdinger Moos), aber auch kleinen Grundwassermoore durch intensive Landwirtschaft und Überbauung vollkommen zerstört und seiner Funktionen beraubt worden (PFADENHAUER et al. 1991).

Das Donaumoos selbst ist von einem entsorgenden zu einem die Umwelt massiv belastenden Ökosystem geworden – die jährlichen Torfchwundraten unter Kartoffel- und Maisanbau betragen ein Vielfaches von dem, was im natürlichen Zustand an Torf gebildet werden würde (STEGMANN & ZEITZ 2001). Auch die großen Regenmoore blieben nicht vor Zerstörung verschont, allerdings waren es hier weniger land- und forstwirtschaftliche Praktiken, sondern der großflächige Torfabbau, zuerst für Brennstoffzwecke (Heizmaterial, Eisenbahn und anderes), seit den 1960er Jahren insbesondere zur Torfgewinnung für Kultursubstrate. Heute gibt es kein Moor mehr in Mitteleuropa, das nicht in irgendeiner Form durch den Menschen überprägt wurde (PFADENHAUER 1988). Selbst Kleinstmoore in Senken, die nur randlich entwässert und genutzt wurden und weitgehend ihre Funktionen beibehalten konnten, wurden und werden durch Säuredepositionen (FERGUSON et al. 1978, FERGUSON & LEE 1980) und der damit einhergehenden Ombrotrophisierung (ZOLLER & SELLDORF 1989) und Stickstoffdepositionen (LÜTKE-TWENHÖVEN 1992a, b, FRANKL 1996) beeinträchtigt. Stickstoffdepositionen können in Regenmooren aufgrund eines erhöhten Torfwachstums und der damit verbundenen erhöhten Austrocknungsrate der oberen Schichten in einer zunehmenden Bewaldung resultieren (FRANKL 1996) oder auch in der Zunahme bestimmter Torfmoosarten, insbesondere Arten der *Sphagnum recurvum*-Gruppe (LÜTKE-TWENHÖVEN 1992a, b), die im Gegensatz zu *Sphagnum magellanicum* nicht wesentlich zur Torfbildung beitragen. In den bayerischen Regenmooren hat sich inzwischen die Art *Sphagnum angustifolium* etabliert (POSCHLOD 1990), die noch Anfang des 20. Jahrhunderts dort niemals beobachtet wurde (PAUL & RUOFF 1932).

Die Wiederherstellung der Moorfunktionen, insbesondere der Akkumulationsfunktion ist nicht nur wegen des Klimawandels eine immer dringlicher werdende Aufgabe des Umwelt- und Naturschutzes geworden (vergleiche Drösler in diesem Band). Was wissen wir, was nicht, welche Fragen sind prioritär und welche Perspektiven bestehen?

Hier soll auf zwei Aspekte eingegangen werden – wie entwickeln sich Regenmoore nach Torfbau ohne Eingriff des Menschen beziehungsweise nach künstlicher Wiedervernässung? Umfangreiche vergleichende Untersuchungen zum ersten Punkt liegen bereits von POSCHLOD (1990) vor. Dabei stellte der Autor fest, dass in Torfabbaugebieten, in denen der Torf im so genannten Stichverfahren gewonnen wurde, eine wieder einsetzende Torfbildung nach dem Abbau beobachtet werden konnte, nicht aber auf Flächen, die im Fräsverfahren abgetorft wurden. Er schloss daraus, dass das Stichverfahren im Gegensatz zum Fräsverfahren eine nachhaltigere Methode des Torfabbaus darstellt, die langfristig zu einer Re-etablierung der meisten der oben genannten Funktio-

nen führt. Allerdings leitet er diese Schlussfolgerung über die vergleichende Betrachtung unterschiedlicher „Entwicklungsstadien“ voneinander ab. Langzeituntersuchungen, die diese Schlussfolgerung unterstreichen, liegen dazu bisher aber nicht vor. Aus diesem Grunde wurden bereits während der Untersuchungen von POSCHLOD (1990) in allen in dieser Studie untersuchten Mooren Dauerbeobachtungsflächen angelegt, was den Forderungen eines flächendeckenden Monitoringprogramms von PFADENHAUER et al. (1986) für Bayern entgegenkam. Ausgewählte Dauerbeobachtungsflächen in zwei Mooren – dem Wiener Filz (Torfabbau im Stichverfahren) und Wendlinger Fliz (Torfabbau im Fräsverfahren) – wurden deshalb etwa 20 Jahre nach der Erstaufnahme wieder aufgenommen. Folgende Fragen standen dabei im Mittelpunkt:

Lässt sich die von POSCHLOD (1990) aufgestellte Hypothese bestätigen, dass ein nachhaltiges Torfwachstum und damit eine Rückentwicklung der damit verbundenen Moorfunktionen nur auf Torfabbauflächen, die im Stichverfahren abgetorft wurden, erzielt werden kann? Wurde auf diesen Flächen weiterhin Torf akkumuliert? Bleiben Frästorfflächen dagegen in ihren oft von einzelnen Arten dominierten Entwicklungsstadien stehen?

In zahlreichen entwässerten und abgebauten Mooren Mitteleuropas wurden seit den 1980er Jahren Wiedervernässungsmaßnahmen durchgeführt. Die Etablierung eines Monitoringprogramms und damit auch einer Erfolgskontrolle, um die Eignung dieser Maßnahmen zu validieren, blieb aber mit wenigen Ausnahmen aus. Eine dieser wenigen Ausnahmen stellt das Wurzacher Ried dar, in dem nach der Erarbeitung eines ökologischen Entwicklungskonzeptes (KRÜGER & PFADENHAUER 1992) vor der Durchführung der darin empfohlenen Wiedervernässungsmaßnahmen in einem Torfabbaugebiet entlang von drei Transekten sowohl auf den entwässerten Torfrücken, den Torfabbauflächen als auch den nur schwach beeinträchtigten Randbereichen des verbliebenen Regenmoorschildes (siehe GREMER & POSCHLOD 1991) im Jahre 1991 und 1992 Dauerbeobachtungsflächen eingerichtet wurden (KÖHLER et al. 1994). Eine erste Erfolgskontrolle fand im Jahre 2002 statt. Folgende Frage stand dabei im Mittelpunkt:

Haben sich die Erwartungen in die Wiedervernässungsmaßnahmen – nämlich die Initialisierung eines Torfwachstums in den Bereichen, in denen bisher kein Torfwachstum (mehr) zu erkennen war – 10 Jahre nach Beginn der Wiedervernässungsmaßnahmen erfüllt?

2. Material und Methoden

2.1 Wendlinger Filz

Das Wendlinger Filz ist ein Verlandungs-Regenmoor (POSCHLOD 1990) und befindet sich ca. 40 km östlich von München innerhalb der Endmoräne der letzten Eiszeit (Abb. 1). Das Moorwachstum nahm sei-

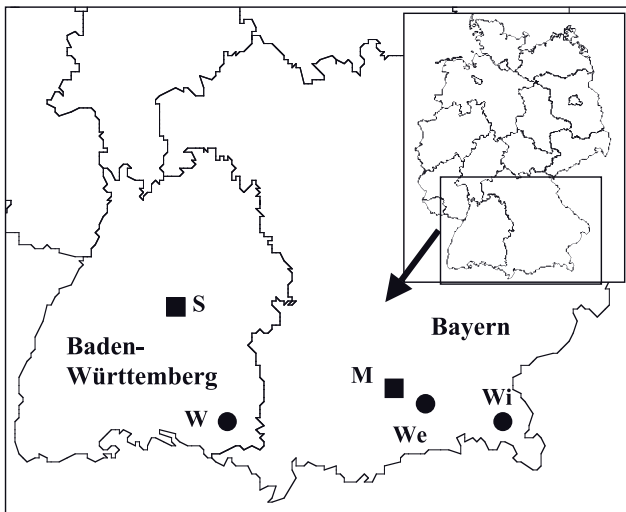


Abbildung 1: Lage der untersuchten Moore (•) in Baden-Württemberg und Bayern: W – „Wurzacher Ried“, We – „Wendlinger Filz“, Wi – „Wieninger Filz“. S – Stuttgart, M – München

nen Ausgang in der Verlandung eines Sees, der wahrscheinlich aufgrund des Schmelzens eines Totisblocks im Endmoränenmaterial entstand. Ursprünglich war es ein mit Latschen bewachsenes Regenmoor. Torf wurde erst nach dem Zweiten Weltkrieg von lokalen Landwirten zum Zwecke der Streugewinnung im Fräsverfahren, in kleinen Anteilen auch zur Brenntorfgewinnung im Stichverfahren abgebaut. Der Torfabbau hielt bis in die 1960er Jahre an, kleinfächig aber auch noch bis in die 1980er Jahre. Der Grund für die Aufgabe war die Umstellung der Stallhaltung von festen zu Spaltenböden, die keine Einstreu mehr benötigten. Zudem führte die Einstreu mit Torfmüll zu einer „Verunreinigung“ der Milch.

Im Jahre 1986 wurden sieben Transekte, entlang derer jeweils mehrere Dauerbeobachtungsflächen (4 m²) eingerichtet wurden, nivelliert und Torfprofile erstellt (POSCHLOD 1990). Auf ausgewählten Dauerbeobachtungsflächen wurden sowohl 1986 als auch 2006 die Vegetation und hydrologische Parameter (Wasserstand, Wasserqualität) erhoben.

2.2 Wieninger Filz

Das Wieninger Filz ist ein Verlandungs-Regenmoor (POSCHLOD 1990) und liegt im Südosten Bayerns nahe Traunstein (Abb. 1). Wie das Wendlinger Filz liegt es im Bereich der Endmoräne der letzten Eiszeit. Hier fand der Torfabbau bereits seit Beginn des 20. Jahrhunderts zum Zwecke der Brenntorfgewinnung für die Brauerei Wieninger statt. Der Torf wurde per Hand gestochen. Das Verfahren wurde bereits detailliert von PFADENHAUER & KINBERGER (1985) beschrieben. POSCHLOD (1990, 1995) wies nach, dass die so genannte Bunkerde, der obere durchwurzelt und nicht stechbare Horizont, Diasporen (Sporen, „vertorfte“ Stämmchen oder Ästchen) des Haupttorfbildners im Alpenvorland, *Spha-*

gnum magellanicum (PAUL & RUOFF 1932) aber auch anderer Torfmoose enthalten konnte, auch wenn sie nicht mehr in der Vegetation vorhanden waren. Diese waren unter geeigneten Bedingungen in der Lage zu keimen beziehungsweise wieder auszutreiben und damit das Torfwachstum wieder einzuleiten. Wie im Wendlinger Filz wurde auch hier der Torfabbau in den 1960er Jahren aufgegeben. Mit Ausnahme eines Aufstaus an einem Ende des Moores von Herbst bis Frühjahr (Überstau eines Torfstiches, um im Winter das Eisstockschießen auf der gefrorenen Wasseroberfläche zu ermöglichen), fanden keine Maßnahmen statt.

Das Wieninger Filz wurde ebenso im Jahre 1986 entlang dreier Transekte nivelliert und mit Torfprofilen charakterisiert (POSCHLOD 1990). Auch hier wurden entlang der Transekte mehrere Dauerbeobachtungsflächen (4 m²) eingerichtet. 1986 und 2005 wurden die Vegetation und hydrologische Parameter (Wasserstand, Wasserqualität) auf den Dauerbeobachtungsflächen erhoben und das Torfwachstum auf ausgewählten Flächen gemessen und mit Hilfe eines erneuten Nivellements validiert.

2.3 Wurzacher Ried

Das Wurzacher Ried liegt in Oberschwaben (Baden-Württemberg; Abb. 1) und repräsentiert einen der größten und am besten erhaltenen Regenmoorkomplexe im Alpenvorland. Es ist wie die beiden anderen Moore ein Verlandungs-Regenmoor, das aber nur relativ geringmächtige Kalkmuddeablagerungen am Grunde aufweist, das heißt, dass das Moor aus einem kalkreichen Flachwassersee hervorgegangen ist. Es liegt außerhalb der Jungendmoräne – der See ist durch den Aufstau eines durch die Risseiszeit geformten Beckens durch die Würmendoräne entstanden. Ursprünglich bestand der Moorkomplex aus sieben Regenmoorschilden (Abb. 2; SCHWINEKÖPER et al. 1991). Erste Entwässerungsmaßnahmen mit nachfolgendem Torfabbau begannen bereits um 1730. Im Jahre 1880 begann schließlich der „industrielle“ Torfabbau im Stichverfahren, der seinen ersten Höhepunkt nach dem ersten Weltkrieg aufgrund des damals herrschenden Brennstoffmangels erreichte (GREMER & POSCHLOD 1991). Im Jahre 1946 siedelte sich am Rande des Moores schließlich ein Glas herstellender Industriebetrieb an, was in eine weitere Intensivierung des Torfabbaus mündete. Trotz mehrerer Versuche gelang es aber aufgrund der Beckenlage des Moores nicht, den gesamten Moorkomplex zu entwässern (SCHWINEKÖPER et al. 1991, KRÜGER & PFADENHAUER 1992). Von den ehemals sieben Moorschilden sind deshalb der zentrale große Schild in großen Teilen und einer der randlichen kleinen Schilde heute noch erhalten (Abb. 2). 1959 wurde aus diesem Grunde bereits ein Teil des Riedes (ca. 4 km²) als Naturschutzgebiet ausgewiesen, während der Torfabbau im Westen des großen Schildes bis 1995 weitergeführt wurde,

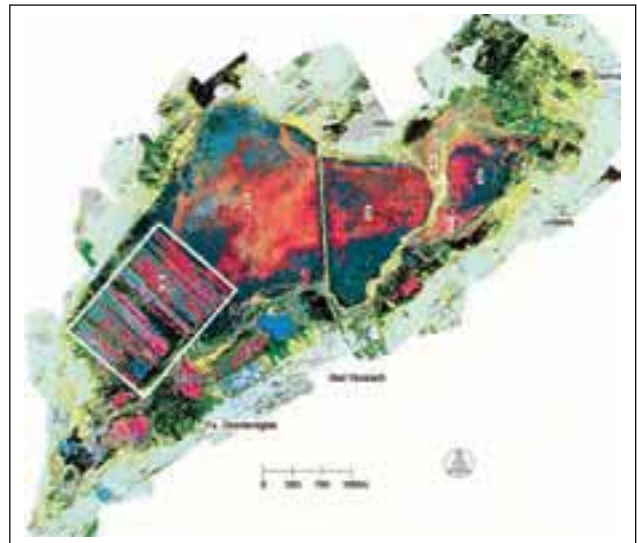


Abbildung 2: Wurzacher Ried: a (oben) – historische Situation (horizontale durchgezogene Schraffur – Regenmoorschilde; horizontale, nicht durchgezogene Schraffur – grundwasserbeeinflusste Bereiche); b (rechts)– Situation im Jahre 1995 (Luftbild aus Schuckert et al. 1997); weißer Rahmen = Torfabbaugebiet

zuletzt zum Zwecke der Badetorfgewinnung. Bereits 1981 wurde das Schutzgebiet auf eine Größe von 14 km² erweitert, 1996 auf mehr als 18 km². Im Jahre 1989 wurde das Wurzacher Ried mit dem Europa-Diplom ausgezeichnet, das mit der Auflage verbunden war, einen Management-Plan in Form eines so genannten ökologischen Entwicklungskonzepts zu erstellen. Eine der darin empfohlenen Maßnahmen bestand in der Wiedervernässung des Torfabbaugebietes im westlichen Teil des großen Regenmoorschildes. Die Maßnahmen zur Wiedervernässung begannen im Jahre 1993 (KÖHLER et al. 1994). Die Einrichtung und Aufnahme der Dauerbeobachtungsflächen (4 m²) entlang von drei Transekten im südlichen, mittleren und nördlichen Teil des Torfabbaugebietes erfolgte bereits im Jahre 1992 (KÖHLER et al. 1994), die erste und bisher einzige Erfolgskontrolle 10 Jahre danach im Jahre 2002 (HERKOMMER et al. 2002). Die Erfolgskontrolle umfasste floristische und vegetationskundliche Erhebungen.

2.4 Erhebung zur Vegetation, zum Wasserhaushalt und zur Wasserqualität

Die Vegetation wurde mit Hilfe der Schätzskalen von Schmidt oder Braun-Blanquet erhoben (PFADENHAUER et al. 1986). Die Nomenklatur der Gefäßpflanzen folgt EHRENDORFER (1973), die der Moose FRAHM & FREY (1983) mit Ausnahme der Gattung *Sphagnum* (DANIELS & EDDY 1985).

Wasserstände wurden mit Hilfe von Moorwasserpegeln von 1 oder 2 m Länge gemessen (POSCHLOD 1990). Wasserproben wurden aus diesen Pegeln für die wasserchemischen Untersuchungen (pH, Leitfähigkeit, Ca) entnommen. Die Messungen geschahen im Wendlinger und Wieninger Filz in den Jahren 1986 monatlich von Mai bis September. Im Jahre 2005 wurden Messungen im selben Zeitraum nur zweimonatlich durchgeführt. Im Wendlinger Filz konnten im Jahre 2006 nur einmal im Monat September

Messungen durchgeführt werden. Für einen Vergleich der beiden Aufnahmejahre wurden deshalb nur Daten von den Monaten herangezogen, für die aus beiden Jahren Daten vorlagen.

Die Vegetationsentwicklung und eine eventuelle Korrelation mit Arten und den erfassten Umweltparametern wurde im Wendlinger und Wieninger Filz mit Hilfe multivariater Methoden (DCA), die in PC-Ord (MC CUNE & MEFFORD 1999) zur Verfügung standen, analysiert. Im Wurzacher Ried wurden die Daten zur Veränderung der Dominanz einzelner Arten einer Varianzanalyse mit anschließendem Mann-Whitney U-Test (Software WinStat) unterworfen, um signifikante Veränderungen aufzuzeigen.

3. Ergebnisse

3.1 Wendlinger Filz - Sukzession auf geernteten Torfabbauf Flächen

Auf den geernteten Flächen im Wendlinger Filz waren im Jahr 1986 je nach Qualität des verbleibenden Resttorfkörpers, Wasserqualität, Wasserstand verschiedene „Entwicklungsstadien“, die von einzelnen Arten dominiert wurden, zu finden. *Eriophorum vaginatum* dominierte auf nassen, bodensauren (Resttorfkörper Regenmoortorf) und *Rhynchospora alba* auf nassen, sauren bis subneutralen Standorten (Resttorfkörper Übergangsmoortorf). *Carex rostrata*, *Eriophorum angustifolium* und *Phragmites australis* kamen auf nassen bis überfluteten Standorten mit neutralem pH (Resttorfkörper Grundwasser-moortorfe) vor. Auf allen trockenen Standorten (Wasserstände tiefer als 10 cm unter Flur) dominierte *Calluna vulgaris*.

Im Jahre 2006 waren mit Ausnahme der *Calluna vulgaris*-Stadien keine Veränderungen festzustellen (Abb. 3, 4). Auf allen Standorten mit oberflächennahen oder tieferen Wasserständen hat keine Torfmoosansiedlung stattgefunden. Nur auf den überfluteten Flächen (*Carex rostrata*-Stadium) konnte

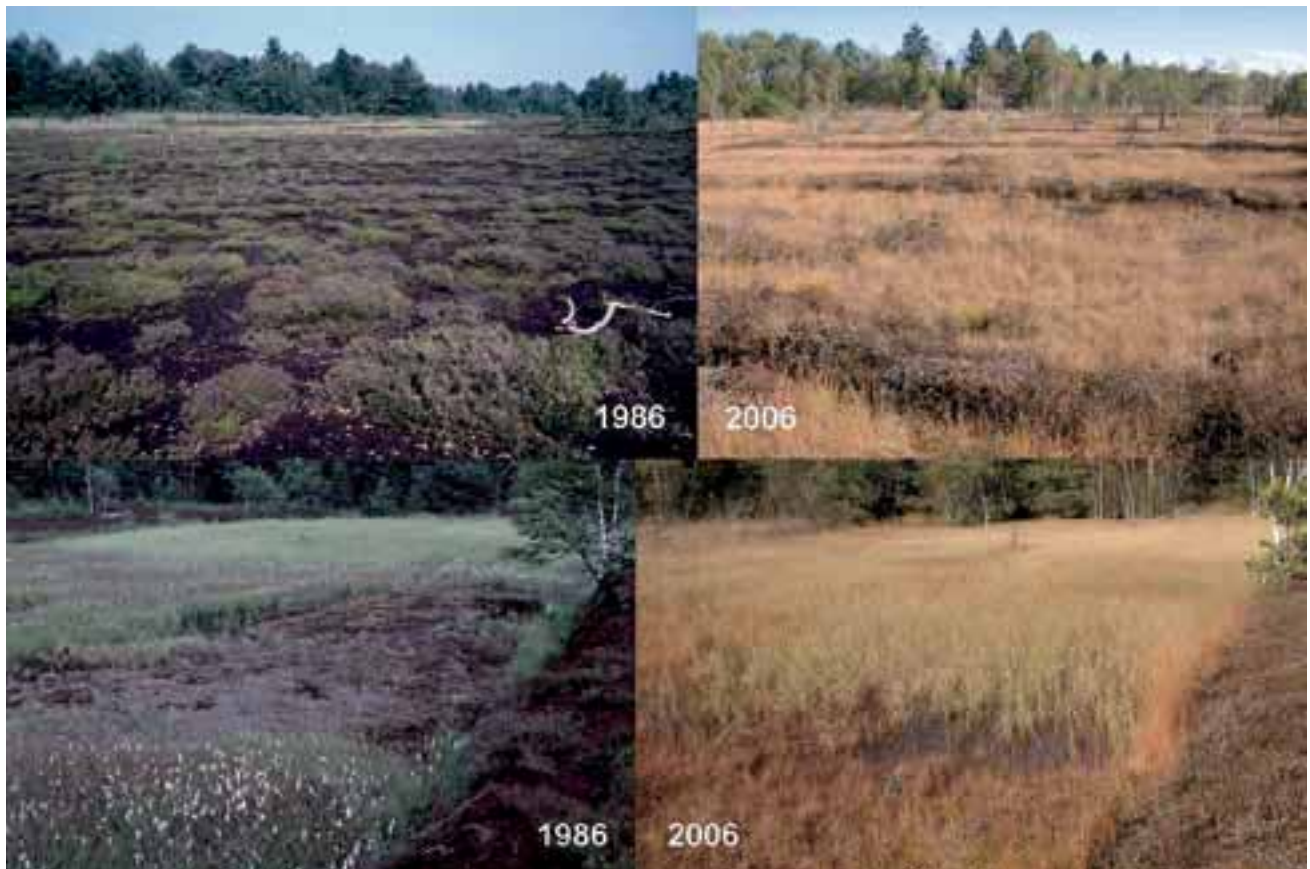


Abbildung 3: Wendlinger Filz. Oben – *Calluna vulgaris*-Stadium auf den Frästorfflächen im nördlichen Teil des Moores in den Jahren 1986 und 2006; unten – *Carex rostrata*- beziehungsweise *Eriophorum angustifolium*-Stadium im nordwestlichen Teil des Moores in den Jahren 1986 und 2006

wie bereits in 1986 *Sphagnum cuspidatum*, teilweise in dichten Matten, aber keine weitere Torfmoosart nachgewiesen werden. Torfwachstum kam aber nicht vor. Auf manchen Flächen mit ehemaligen *Calluna vulgaris*-Stadien sind inzwischen entweder *Eriophorum vaginatum* (Pegel 11, 26; Abb. 4 auf S. 52) oder *Rhynchospora alba* (Pegel 3, 4, 9, 15; Abb. 4) eingewandert. Allerdings war diese Entwicklung nicht mit zunehmenden Wasserständen verbunden. Zwischen den Jahren 1986 und 2006 konnten keine signifikanten Unterschiede gefunden werden.

3.2 Wieninger Filz – Sukzession in Torfstichflächen

Die Vegetationsentwicklung in den Torfstichen im Wieninger Filz unterschied sich wesentlich von der im Wendlinger Filz. Auffällig war zuallererst die zunehmende Verwaldung des entwässerten, nicht abgetorferten Teils seit dem Jahre 1986 (Abb. 5 auf S. 52). Die Dominanz von *Pinus mugo*, aber auch *Calluna vulgaris* hatte im Jahre 2005 stark zugenommen. Diese Entwicklung war mit abnehmenden Wasserständen korreliert (Abb. 6 auf S. 53; Pegel 9, 10, 11). Je nach Resttorfkörper beziehungsweise Qualität der so genannten Bunkerde, Wasserstand und -qualität waren im Jahre 1986 bereits torfbildende Stadien mit *Eriophorum vaginatum* und *Sphagnum magellanicum*, und/oder *S. papillosum* beziehungsweise *S.*

angustifolium oder mit *Scheuchzeria palustris*, *Sphagnum papillosum*, *S. cuspidatum* und *S. angustifolium* zu finden (Abb. 5). Die Torfmächtigkeit konnte bis zu 80 cm betragen. Auch wenn die Artenzusammensetzung sich auf allen Flächen nicht sehr veränderte (Abb. 6), so hielt die Torfbildung auf den Flächen an, die sich durch eine Dominanz der Torfmoose *Sphagnum magellanicum* und *S. papillosum* auszeichneten (Abb. 5; Abb. 6; Pegel 3, 4). Auf den entsprechenden Dauerbeobachtungsflächen konnten Zuwächse von 28 beziehungsweise 30 cm verzeichnet werden.

3.3 Wurzacher Ried – Sukzession nach Wiedervernässungsmaßnahmen

Die Wiedervernässungsmaßnahmen im Wurzacher Ried führten auf den entwässerten Moorflächen und in den Torfstichen zu einer Erhöhung der Wasserstände, in manchen Abbaufeldern aber auch zu einem Überstau. Auf den entwässerten Flächen waren kaum Veränderungen erkennbar. In den Torfabbaufeldern dagegen verursachten die Maßnahmen bereits in den ersten 10 Jahren starke Veränderungen. Durch den Überstau in den meisten Flächen starben großflächig Bäume, Zwergsträucher und andere Indikatorarten trockener oder degradierter Standorte wie *Molinia caerulea* ab (Tabelle 3 auf S. 52). Die Etablierung oder Zunahme torfbildender Arten wie *Eri-*

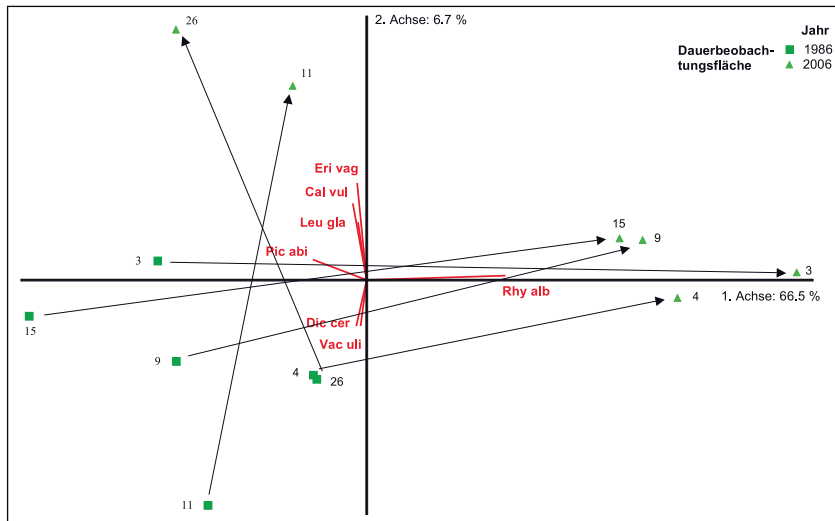


Abbildung 4 (oben): Vegetationsentwicklung im Wendlinger Filz: Ordination der Dauerbeobachtungsflächen, die im Jahre 1986 als *Calluna vulgaris*-Stadien klassifiziert wurden (DCA, Hauptmatrix: 12 Flächen, 27 Arten; zweite Matrix: 12 Flächen, 27 Arten [stark korrelierende Arten in rot; $R^2 > 0,30$] und vier Umweltparameter [WStand = Wasserstand; pH; LF = Leitfähigkeit; Ca = Calcium-Gehalt mg/l]; R^2 für alle Umweltparameter $< 0,30$; Werte der Achsen – Anteil der durch die jeweilige Achse erklärte Varianz); Pic abi = *Picea abies*, Cal vul – *Calluna vulgaris*, Vac ull – *Vaccinium uliginosum*, Eri vag – *Eriophorum vaginatum*, Rhy alb – *Rhynchospora alba*, Dic cer – *Dicranella cerviculata*, Leu gla – *Leucobryum glaucum*

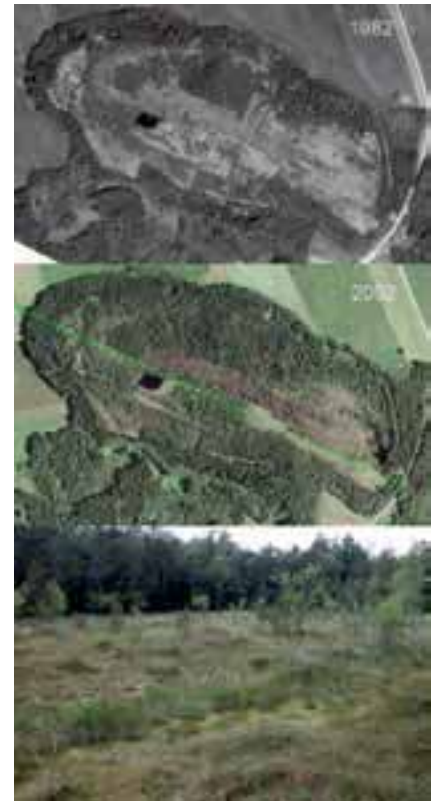


Abbildung 5 (oben rechts): Wiener Filz: Oben – Luftbilder des Moores in den Jahren 1982 und 2004. Unten – torfbildende Vegetation mit *Eriophorum vaginatum* und *Sphagnum papillosum* im Jahr 2005

Tabelle 3: Signifikante Änderungen in der Dominanz torfbildender Arten im Torfabbaugebiet des Wurzacher Rieds nach Wiedervernässung (Indikator-Arten: Erste Gruppe – torfbildende Arten der Regenmoore; zweite Gruppe – torfbildende Arten der Grundwassermoore; dritte Gruppe – Arten trockener/degradierter Standorte; Standorte: TR – Entwässerte, aber nicht abgetorfte Rücken zwischen den Torfabbauflächen; TA – Torfabbauflächen; Änderungen: h – signifikante Zunahme; i – signifikante Abnahme; † – Absterben; – – keine signifikanten Veränderungen

Indikatorarten	Standort	Änderungen	Anmerkungen
<i>Eriophorum vaginatum</i>	TR	-	-
	TA	↑	Etablierung von Schwingrasen
<i>Sphagnum magellanicum</i>	TR	-	-
	TA	↓	Abnahme aufgrund von Überflutung
<i>Sphagnum papillosum</i>	TR	-	-
	TA	↑	Etablierung von Schwingrasen
<i>Sphagnum capillifolium</i>	TR	-	-
	TA	-	-
<i>Sphagnum cuspidatum</i>	TR	-	-
	TA	↑	Torfbildende Art mit der höchsten Zunahme; Etablierung von Schwingrasen
<i>Carex rostrata</i>	TR	-	-
	TA	↑	Zunahme aufgrund von Überflutung
<i>Phragmites australis</i>	TR	-	-
	TA	↑	Zunahme aufgrund von Überflutung
Bäume, Zwergsträucher (<i>Betula spec.</i> ; <i>Vaccinium myrtillus</i> ; <i>V. vitis-idaea a.o.</i>)	TR	-	-
	TA	†, ↓	Abnahme
<i>Molinia caerulea</i>	TR	-	-
	TA	↓	Abnahme in den überfluteten Torfabbauflächen

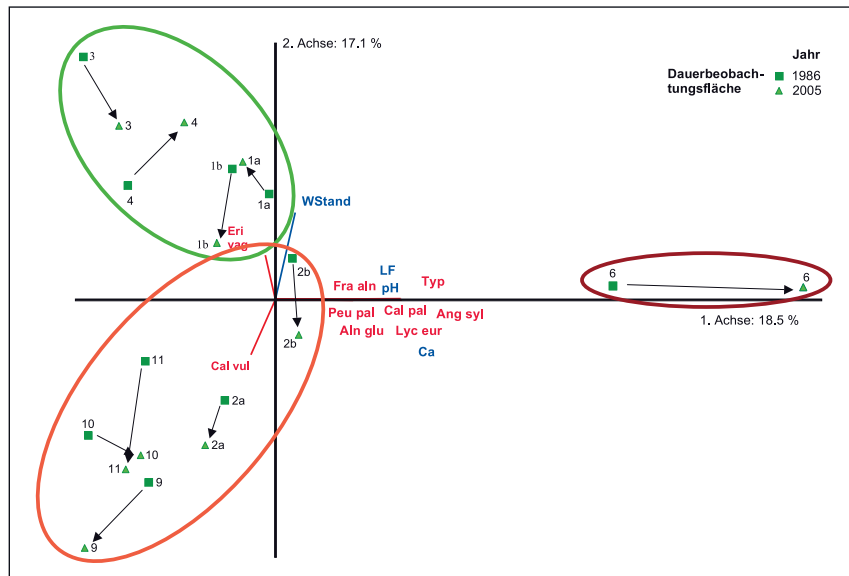


Abbildung 6: Vegetationsentwicklung im Wiener Filz: Ordination der Dauerbeobachtungsflächen in den Jahren 1986 and 2005 (DCA, Hauptmatrix: 22 Flächen, 65 Arten; zweite Matrix: 22 Flächen, 65 Arten [stark korrelierende Arten in rot; $R^2 > 0,30$] und vier Umweltparameter [WStand = Wasserstand; pH; LF = Leitfähigkeit; Ca = Calcium-Gehalt mg/l]; $R^2 > 0,30$; Werte der Achsen – Anteil der durch die jeweilige Achse erklärte Varianz); grüner Kreis – torfbildende Vegetation bei hohen Wasserständen (WStand) in ehemaligen Torfstichen mit *Eriophorum vaginatum* (*Eri vag*), *Sphagnum magellanicum*, *S. papillosum*, *S. angustifolium* u.a.; roter Kreis – Vegetation bei niedrigen Wasserständen mit *Pinus sylvestris*, *Picea abies* und *Calluna vulgaris* in ehemaligen Torfstichen (Dauerbeobachtungsflächen 2a und 2b) oder mit *Pinus mugo* und *Calluna vulgaris* auf der entwässerten Mooroberfläche; brauner Kreis – Bruchwald mit *Alnus glutinosa* (*Aln glu*), *Frangula alnus* (*Fra aln*), *Typha latifolia* (*Typ lat*), *Angelica sylvestris* (*Ang syl*), *Caltha palustris* (*Cal pal*), *Lycopus europaeus* (*Lyc eur*), *Peucedanum palustris* (*Peu pal*) u.a.

erophorum vaginatum oder *Sphagnum papillosum* erfolgte über die Bildung von Schwinggrasen (Tabelle 3). Im Gegensatz dazu wurden bereits vor den Wiedervernässungsmaßnahmen bestehende *Sphagnum magellanicum* Rasen durch den Überstau teilweise zerstört, die Art nahm in ihrem Deckungsgrad über das gesamte untersuchte Transekt 1 hinweg signifikant ab. Je nach Resttorfkörper und Wasserqualität dehnten sich auch Arten der Grundwassermoore wie *Carex rostrata* und *Phragmites australis* aus (Tabelle 3).

4. Diskussion

4.1 „Spontane“ Sukzession

Die erneute vergleichende Untersuchung von Torfabbauflächen nach 20 Jahren bestätigte die von POSCHLOD (1990) aufgestellte Hypothese, dass ein nachhaltiges Torfwachstum und eine Rückentwicklung der damit verbundenen Moorfunktionen nur dann auf Torfabbauflächen stattfindet, wenn der Torf im Stichverfahren oder einem Verfahren abgetorft wurde, in dem der oberste Vegetationshorizont vor der Abtorfung abgetragen und in die bereits abgetorften Flächen abgelagert wurde. Das Monitoring der Torfabbauflächen zeigte deutlich, dass die Torfbildung im Wiener Filz weiter voranschreitet und dass die Torfbildung, auch wenn als fast unzeretzter Torf vorliegend, sehr hoch sein kann. Im Wendlinger Filz hat dagegen auf den Frästorfflächen auch 40 Jahre nach Beendigung des Torfabbaus und

20 Jahre nach der Erstaufnahme noch keinerlei Torfbildung eingesetzt.

Diese Tatsache wird auch durch neuere vergleichende Untersuchungen der spontanen Sukzession in abgebauten Mooren Nordamerikas unterstützt. LAVOIE et al. (2003) und POULIN et al. (2005) zeigten ebenso, dass Torfmoose sich nur in Torfstichgebieten ansiedeln konnten, während auf Frästorfflächen ausschließlich Gefäßpflanzen vorkamen. Deren Wiederbesiedlungspotential wird vor allem durch die Samengröße und die Wachstumsrate bestimmt (CAMPBELL & ROCHEFORT 2003). Auch wenn LAVOIE et al. (2003) die Ansiedlung des Wollgrases *Eriophorum vaginatum* auf Frästorfflächen als positiven Entwicklungsprozess bewerteten, so zeigen unsere Langzeituntersuchungen, dass dies nicht mit einer späteren Torfmoosansiedlung einhergeht. Nicht einmal die Deckung der Wollgrasbulte hat zugenommen – die Bulte, die sich im Jahre 2006 im Wendlinger Filz auf entsprechenden Flächen angesiedelt hatten, waren dieselben, wie die im Jahre 1986 beobachteten. Die einzige Veränderung während 20 Jahren war die Einwanderung von *Rhynchospora alba* in die so genannten *Calluna vulgaris*-Stadien. Eine Etablierung von Torfmoosen fand ausschließlich auf überfluteten Flächen statt. Auch 20 Jahre nach der Erstbeobachtung waren dies ausschließlich *Sphagnum cuspidatum* oder in seltenen Fällen Arten der *Sphagnum recurvum*-Gruppe (*S. recurvum* var. *mucronatum*, *S. angustifolium*), die allerdings keine torfbildenden

Arten in den Mooren des Alpenvorlandes darstellen. Es kann deshalb auch nicht von einem Torfwachstum auf diesen Flächen gesprochen werden. Dies bestätigt noch einmal nachdrücklich die Hypothese, dass die Torfabbaumethoden, die eine nackte Torfoberfläche hinterlassen, für eine spontane Rückentwicklung in Richtung torfbildende Stadien ungeeignet sind. Auch PRICE et al. (2003) und VASANDER et al. (2003) stellen in ihren Reviews fest, dass der Frästorfabbau aufgrund des Verlustes des kapillaren Wasserflusses und schneller Austrocknung der Flächen auch nach Niederschlägen für die spontane Wiederbesiedlung durch *Sphagnum*-Arten nicht geeignet ist. Schließlich ist die Wahrscheinlichkeit des Eintrags der Diaspore einer „geeigneten“ Art auf die heute oft Dutzende von Hektar oder sogar mehrere Quadratkilometer großen Fräsflächen sehr gering. Unabhängig davon sind auch eine erfolgreiche Etablierung und das anschließende Wachstum zumindest für die Torfmoosarten limitierende Faktoren (ROCHEFORT 2000, CHIRINO et al. 2006). Die Ausbreitung und Etablierung von Torfmoossporen wurde bisher auf solchen Flächen niemals beobachtet. Dies ist im Falle des Haupttorfbildners im Alpenvorland, *Sphagnum magellanicum*, nicht erstaunlich. Individuen mit Sporenkapseln sind extrem selten. Professor Poschlod fand während über 10 Jahren Geländearbeit in Mooren nur in zwei Jahren einzelne Individuen mit Sporenkapseln. Im Gegensatz dazu werden vegetative Diasporen (Ästchen, Sprosstücke) leichter ausgebreitet (POSCHLOD 1995) und können sich unter geeigneten Bedingungen zu einem neuen Pflänzchen

entwickeln (POSCHLOD & PFADENHAUER 1989, SPENCER-FAMOUS & TAYLOR 2005). Allerdings war die Etablierung größerer „Patches“ dieser Art bisher nur nach künstlicher Einbringung erfolgreich (SLIVA 1997).

Die verantwortlichen Faktoren für eine erfolgreiche spontane Rückentwicklung zu torfbildender Vegetation nach Torfabbau wurden bereits von POSCHLOD (1994) zusammengefasst. Eine wichtige Rolle spielt dabei die Erhaltung des Vegetationshorizontes oder der so genannten Bunkerde. In der Bunkerde sind entweder noch Reste der ehemaligen, torfbildenden Vegetation oder keimfähige Diasporen (zum Beispiel *Rhynchospora alba*, *Sphagnum spec.*) vorhanden, allerdings nur, wenn sie nach dem Abtrag feucht gelagert wurde (POSCHLOD 1989, 1990, 1995). RODERFELD (1992) und RODERFELD et al. (1993) wiesen auch darauf hin, dass deren Oberflächenstruktur geeignete Mikrostandorte für eine erfolgreiche Keimung und Etablierung von Diasporen als eine gefräste „nackte“ Torfoberflächen zur Verfügung stellt. Die Bedeutung des Vegetationshorizontes für eine erneute Torfbildung nach Torfabbau war übrigens schon 1839 bekannt. So schrieb ZIERL (1839): „Die erste Bedingung der Wiedererzeugung des Torfes ist ein angemessener Grad von Feuchtigkeit; man suche daher die ausgetorfte Stelle in demselben Feuchtigkeits-Zustande zu erhalten, in dem die Moor- und Torfbildung stattgefunden hat. Damit aber dieses Ziel erreicht werden könne, muß man schon bei der Entwässerung darauf Rücksicht nehmen, daß dem ausgetorften Grunde wieder die nothwendige Feuch-

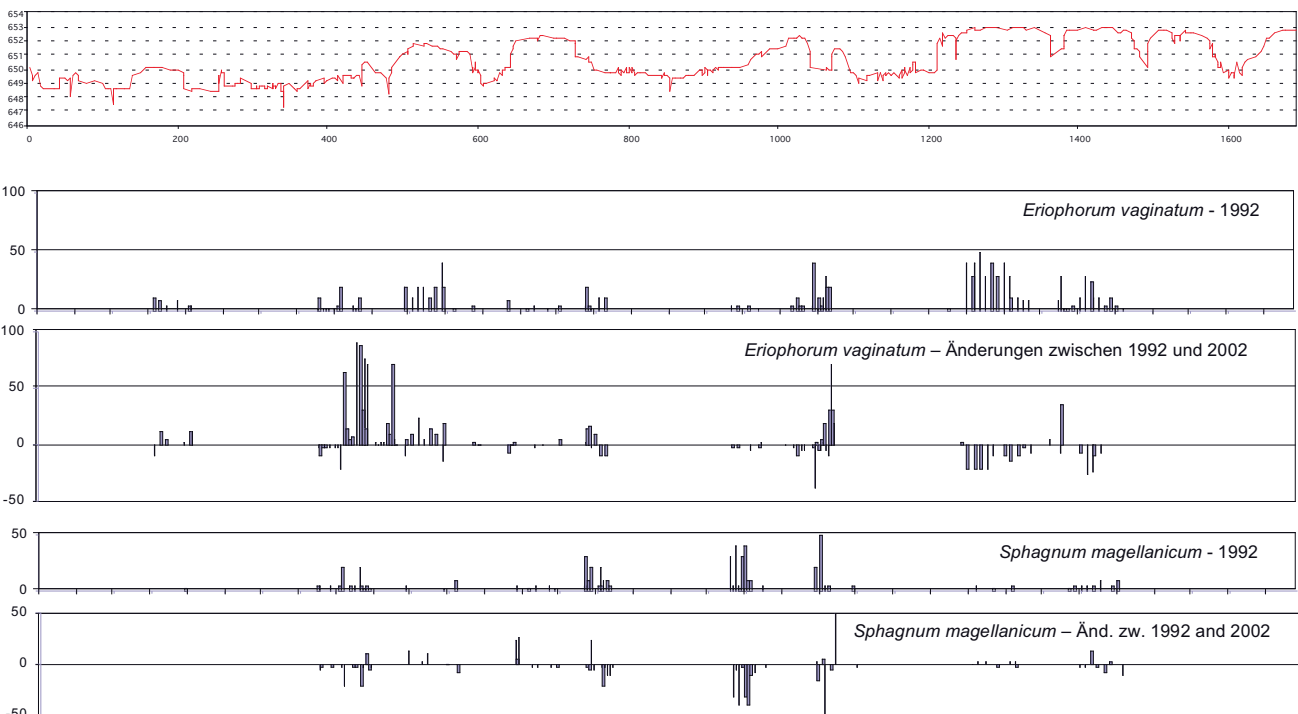


Abbildung 7: Wurzacher Ried: Nivellament des Transektes 1, Lage der Dauerbeobachtungsflächen und Deckungsgrad (% - y-Achse) im Jahre 1992 beziehungsweise Veränderungen des Deckungsgrades im Jahre 2002 (verglichen mit den Daten aus dem Jahre 1992) von *Eriophorum vaginatum* und *Sphagnum magellanicum*

tigkeit zugeführt werden könne“ und weiter „Es ist bei allen Torflagern vorteilhaft, die Moor- und Torfschichte nicht bis zum Untergrund auszustechen, sondern eine Lage stehen zu lassen, damit das Entstehen der Wasserpflanzen begünstigt werde. Zu diesem Zwecke ist es auch vorteilhaft, die Rasendecke und Moderschichte, welche bei der Eröffnung des Stiches abgeräumt werden, in die ausgetorften Stellen zu werfen“.

4.2 Sukzession nach Wiedervernässung

Wie die erste Erfolgskontrolle im Wurzacher Ried etwa 10 Jahre nach Durchführung der Maßnahmen zeigte, ist Wiedervernässung allein, zumindest nicht kurz- und mittelfristig, ein geeignetes Werkzeug, die Moorfunktionen, insbesondere die Torfbildung beziehungsweise Akkumulationsfunktion wiederherzustellen. Die Tatsache, dass eine für jede Torfabbaufäche individuelle Wiedervernässung sowohl technisch als aber auch finanziell nicht machbar war, führte dazu, dass tiefere Torfabbaufächen überstaut wurden, weniger tief abgetorfte immer noch trocken sind. Dies führte dazu, dass teilweise offene Wasserflächen entstanden und jegliche potentiell vorhandenen Initialstadien für ein Torfwachstum zerstört wurden (zum Beispiel großflächiges Absterben von Moorfichten- und -birkenwäldern, Abb. 8). Dies wird vor allem durch das Verschwinden beziehungsweise den Rückgang von *Sphagnum magellanicum* an manchen Stellen entlang des Transekts deutlich (Abb. 7). Andererseits haben sich die Wiedervernässungsmaßnahmen auf den Torfrücken und höher gelegenen Abbaufächen noch nicht bezüglich einer Veränderung in Richtung torfbildender Vegetation ausgewirkt. ROCHEFORT et al. (2002) stellten fest, dass eine Wiederbesiedlung von Torfabbaufächen mit Torfmoosen aber nur bei geringmächtigen oder jahreszeitlich befristetem Überstau gefördert wird. Alternativ besteht die Möglichkeit der Wiederbesiedlung über die Entstehung von Schwingrasen. Dieser Prozess war auch im Wurzacher Ried zu beobachten. Eine ähnliche Entwicklung wurde bei entsprechenden Wiedervernässungsmaßnahmen in Mooren der Niederlande beobachtet (SCHOUWENAARS 1982, BEETS 1993). Allerdings wandern einige regenmoorspezifische Arten wie *Eriophorum vaginatum* und *Sphagnum papillosum* relativ schnell in diese Schwingrasen ein (BEETS 1993). Optimal haben sich die Wiedervernässungsmaßnahmen nur dort ausgewirkt, wo bereits vor Beginn der Maßnahmen torfbildende Stadien vorhanden waren und der Anstau das bereits bestehende Regime nicht wesentlich erhöht hat (Abb. 8).

Deutlich wurde aber auch hier, dass die Wiedervernässungsmaßnahmen allein nicht geeignet waren, auf den Frästorfflächen auch nur annähernd eine Rückentwicklung zu torfbildender Vegetation zu initiieren. Dies entspricht den Erfahrungen, die bei der Renaturierung anderer Flächen, die im Fräsverfahren



Abbildung 8: Wurzacher Ried: Überstauter Torfstich mit abgestorbenen Fichten und Birken (oben) und Torfstich mit torfbildender Vegetation (unten) im Jahre 2007

ren abgetorft wurden. Deshalb wurde bereits von MAAS & POSCHLOD (1991) eine „technische“ Unterstützung wie das Einbringen von Stecklingen geeigneter Arten oder Torfmoostransplantaten empfohlen. Eine erste, je nach Maßnahme und Art mehr oder weniger erfolgreiche Bewertung der von den oben genannten Autoren initiierten Maßnahmen in den bayerischen Kendlmühlfilzen erfolgte durch SLIVA (1997) beziehungsweise SLIVA & PFADENHAUER (1999). Die Erfolgskontrolle lief aber nur bis sieben Jahre nach Beginn der Maßnahmen (letzte Erhebung 1995). Eine „Langzeit“bewertung der Maßnahmen steht aber immer noch aus und ist nach jetzt über 20 Jahren Laufzeit dringend überfällig. Bemerkenswert ist, dass ähnliche Maßnahmen auch schon zu Beginn des 19. Jahrhunderts diskutiert wurden. ZIERL (1839) schreibt: „Ob eine Besamung vorteilhaft sey, darüber fehlen zwar alle Erfahrungen; unterdessen ist es wahrscheinlich, daß auch bei dieser Vegetation eine Unterstützung der Natur durch künstliche Besamung vorteilhaft ist“.

Allerdings sind andere Maßnahmen, wie sie zum Beispiel in Nordamerika zur Renaturierung von Frästorfflächen praktiziert werden, im Alpenvorland nie erprobt worden. ROCHEFORT et al. (2003) nutzen das hohe vegetative Regenerationspotential von Torfmoosteilchen (Sprosstückchen, Ästchen; POSCHLOD & PFADENHAUER 1989). Dabei werden Torf-

moose entweder in wachsenden Mooren oder aus Torfmooskulturen entnommen, zerkleinert und auf die Frästorfflächen aufgebracht. Anschließend werden sie mit einer Strohmulchauflage bedeckt und eine Phosphordüngerlösung appliziert. Bei geeignetem Wasserhaushalt konnte sich eine allerdings nicht ganz geschlossene *Sphagnum*-Decke bereits nach drei Jahren entwickeln. Die Renaturierung von Frästorfflächen nach dem Abbau zu der ursprünglich torfbildenden Vegetation bleibt nach wie vor die große Herausforderung der Moorrenaturierungsforschung.

4.3 Schlußfolgerungen

Die Ergebnisse zeigen, dass die Wiederherstellung der Moorfunktionen nach Torfabbau im Stichverfahren möglich ist. Dagegen ist die Rückentwicklung von Frästorfflächen zu torfbildenden Stadien noch immer ein ungelöstes Problem. Die Wahl des Abbauverfahrens ist deshalb für eine nachhaltige Nutzung der Moore entscheidend. Dass dieser Gedanke der Nachhaltigkeit in diesem Zusammenhang allerdings bereits bestand und erst in jüngerer Zeit verloren ging, zeigen die oben genannten Ausführungen von ZIERL (1839), aber auch anderer Autoren. So steht in dem Vorwort der Übersetzung des Werkes von LESQUEREUX (1847), das von Alexander von Lengerke geschrieben wurde, folgendes: *„Da diese (Lesquereux's) Anweisungen ganz auf die Ansicht gegründet sind, daß dem Torfmoore das Wasser möglichst erhalten werden müsse, und die Moorkultur stets geringeren Gewinn als die Wiedererzeugung des Torfes bringen werde (...)“*. Und weiter: *„Wir hatten zwar schöne Torfmoore auf dem Rücken unserer Vogesen (...); aber man hat sie ohne Methode ausgestochen, ohne daran zu denken, daß es dort Stellen gäbe, an denen es möglich wäre, den Torf wieder zu erzeugen. Unsere Bergwerkskundigen kamen zu uns, um uns Rath zu ertheilen; man hörte nicht auf sie, weil die Landesregierung selbst sich nicht mit diesem wichtigen Gegenstande beschäftigt, und wir sehen schon ein, welchen Schaden diese administrative Nachlässigkeit, diese Willkür in dem Ausstechen unseres Torfes dem Lande verursacht hat“* (Dr. Mougeot de Bruyères in LESQUEREUX 1847).

Allerdings mögen auch andere Abbauverfahren, die hier nicht betrachtet wurden, für eine nachfolgende Rückentwicklung der Moorfunktionen geeigneter sein. Dies zu überprüfen, wäre eine dringliche Aufgabe.

Leider wurden diese Aspekte nicht in den Leitfaden zum *„Wise use of mires and peatlands“* (JOOSTEN & CLARKE 2002) aufgenommen. Trotzdem dieser Leitfaden für eine nachhaltige Nutzung der Moore geschrieben wurde, enthält er keine Ausführungen zu Naturschutzbelangen, wie Moore nach Torfabbau zurückentwickelt werden können, geschweige denn Empfehlungen, welche Verfahren für eine kurz- bis mittelfristige Rückentwicklung besonders geeignet

wären. Obwohl die Wiederherstellbarkeit gerade der Akkumulationsfunktion aufgrund der bedeutenden Rolle der Moore im Kohlenstoffhaushalt ein zentrales Anliegen sein sollte, wurden in Europa keinerlei Verfahren oder Pläne vor dem Abbau eines Moores entwickelt. Trotzdem in der Konvention zur Biodiversität die Leitsätze 5 und 6 lauten, dass (5) *„conservation of ecosystem structure and functioning, in order to maintain ecosystem services, should be a priority target“* und (6) *„ecosystems must be managed within the limits of their functioning“*, werden diese in der aktuellen Nutzung der Moore ignoriert. Schließlich steht in Leitsatz 11: *„The ecosystem approach should consider all forms of relevant information, including scientific and indigenous and local knowledge, innovations and practices“*. Leider gibt es in diesem Zusammenhang bisher fast kein Wissen, da die aktuellen Renaturierungsprojekte entweder keine Erfolgskontrolle beinhalten oder die Laufzeit so kurz ist, dass daraus keine Empfehlungen abgeleitet werden können. Bisher liegt zum Beispiel aus dem Alpenvorland noch nicht einmal eine Zusammenschau aller vorliegenden Bewertungen entsprechender Renaturierungsmaßnahmen vor. Schließlich ist jedes Moor individuell hinsichtlich Entstehung, Hydrologie, etc., sodass Maßnahmen, die sich in einem Moor als erfolgreich erwiesen haben, nicht unbedingt auf andere Moore übertragen werden können. Nicht nur Abbauverfahren, auch Qualität und Mächtigkeit des Resttorfkörpers, Qualität des Wassers und vieles mehr entscheiden über die Möglichkeiten der Rückentwicklung nach dem Abbau. PRICE et al. (2003) stellen deshalb fest: *„No standard management prescription can be made because each site presents unique challenges“*. Dazu ist eine vergleichende Zusammenschau dringend notwendig. Dies auch insofern, da viele theoretische Betrachtungen hinsichtlich der Moorrenaturierung (zum Beispiel EGGELSMANN 1987) sich in der Praxis als nicht durchführbar erwiesen. Dies betrifft insbesondere die Oberflächen-Gestaltung von Torfabbauflächen nach dem Abbau und die Wiedervernässungsmaßnahmen. Letztere waren zum Beispiel im Wurzachener Ried für jede Torfabbaufläche ursprünglich individuell geplant, praktisch aber nicht durchführbar. Heute verfügbare Werkzeuge wie Internetportale sollten genutzt werden, diese Erfahrungen wenigstens allgemein verfügbar zu machen.

Schließlich sind mit den wenigen wissenschaftlich begleiteten Projekten viele Probleme nicht gelöst worden. Deshalb sollten auch weiterhin Anstrengungen unternommen werden, den Torfverbrauch zu reduzieren und Alternativen insbesondere für gärtnerische Substrate zu entwickeln (SCHMILEWSKI 2001). Dies schließt insbesondere Methoden, Torf als erneuerbare Ressource zu betrachten und Torfabbauflächen für eine neue Form der *„Paludikultur“* zu nutzen, mit ein (GAUDIG & JOOSTEN 2002, GRANTZAU & GAUDIG 2005, GAUDIG et al. 2008).

Danksagung

Die Arbeiten bauen auf der Doktorarbeit des Erstautors unter der Anleitung des „Geburtstagskindes“ und einer darauf folgenden Kooperation auf. Das erste Projekt wurde von Jörg Pfadenhauer initiiert, das zweite Projekt war die Folge eines Ökologisches Entwicklungskonzeptes für das Wurzacher Ried, das unter der Koordination von Jörg Pfadenhauer erarbeitet wurde. Die starke Betonung ökologischer Langzeitforschung in der Arbeitsgruppe des Erstautors hatte ihren Ausgang in einem Konzept und einer Literaturstudie, die im Auftrag der ANL in einer Kooperation von Jörg Pfadenhauer, Rainer Buchwald und dem Autor erarbeitet wurden.

5. Literatur:

- BEETS, C. (1993): Hochmoorregeneration nach Wiedervernässung industriell abgetorfte Hochmoore in den Niederlanden (Einrichtung, Kosten und Entwicklungen). – *Telma* 23: 271-285.
- CAMPBELL, D.R. & ROCHEFORT, L. (2003): Germination and seedling growth of bog plants in relation to the recolonization of milled peatlands. – *Plant Ecology* 169: 71-84.
- CHIRINO, C., CAMPEAU, S. & ROCHEFORT, L. (2006): Sphagnum establishment on bare peat: The importance of climatic variability and *Sphagnum* species richness. – *Applied Vegetation Science* 9: 285-294.
- DANIELS, R.E. & EDDY, A. (1985): Handbook of European Sphagna. – Institute of Terrestrial Ecology, Abbots Ripton.
- EGGELSMANN, R. (1987): Ökotechnische Aspekte der Hochmoor-Regeneration. – *Telma* 17: 59-74.
- EHRENDORFER, E. (1973): Liste der Gefäßpflanzen Mitteleuropas. – Fischer, Stuttgart.
- FERGUSON, P. & LEE, J.A. (1980): Some effects of bisulphite and sulphate on the growth of Sphagnum species in the field. – *Environmental Pollution, Ser. A.*, 21: 59-71.
- FERGUSON, P., LEE, J.A. & BELL, J.N.B. (1978): Effects of sulphur pollutions on the growth of *Sphagnum* species. – *Environmental Pollution* 16: 151-162.
- FRAHM, J.-P. & FREY, W. (1983): Moosflora. – Ulmer, Stuttgart.
- FRANKL, R. (1996): Zur Vegetationsentwicklung in den Rottauer Filzen (südliche Chiemseemoore) im Zeitraum 1957 bis 1992. – *Bayreuther Forum Ökologie* 37: 1-257.
- FRANZÉN, L., G. (1994): Are wetlands the key to the ice age cycle enigma? – *Ambio* 23: 300-308.
- FRENZEL, B., PECSI, M. & VELICHKO, A.A. (1991): Atlas of Paleoclimates and Palaeoenvironments of the Northern Hemisphere. Late Pleistocene - Holocene. – Fischer, Stuttgart.
- GAUDIG, G. & JOOSTEN, H. (2002): Peat moss (*Sphagnum*) as a renewable resource – an alternative to Sphagnum peat in horticulture? – In: SCHMIDLEWSKI, G. & ROCHEFORT, L. (Eds.): Proceedings of the International Symposium: Peat in horticulture – Quality and environmental challenges. – International Peat Society, Jyväskylä (Finland), pp. 117-125.
- GAUDIG, G., JOOSTEN, H. & KAMERMANN, D. (2008): Growing growing media: Promises of *Sphagnum* biomass. – *Acta Hort.* 779: 165-172.
- GORHAM, E. (1991): Northern peatlands: role in the carbon cycle and probable responses to global warming. – *Ecological Applications* 1: 182-195.
- GORHAM, E. (1995): The biogeochemistry of northern peatlands and its possible responses to global warming. – In: WOODWELL, G.M. & MACKENZIE, F.T. (Eds.): Biotic Feedbacks in the Global Climate System: Will the Warming Feed the Warming? – Oxford University Press, Oxford, pp.169-186.
- GÖRRES, M. (1991): Über den Eintrag anorganischer Nährstoffe in ombrogenen Moore als Indikator der ehemaligen Aerosolbelastung. – *Dissertationes Botanicae* 181: 1-179.
- GRANTZAU, E. & GAUDIG, G. (2005): Torfmoos als Alternative. – *TASPO Magazin* 3: 8-10.
- GREMER, D. & POSCHLOD, P. (1991): Vegetationsentwicklung im Torfstichgebiet des Haidgauer Rieds (Wurzacher Ried) in Abhängigkeit von Abbaueise und Standort nach dem Abbau. – *Verhandlungen Gesellschaft für Ökologie* 20: 315-324.
- HERKOMMER, U., ULLMANN, A., BORSUTZKI, H., HORNING, H.-H. & MAIER, K.-J. (2002): Erfolgskontrolle Wurzacher Ried 2001/02. Vegetation – Fauna – Limnochemie. – Unveröff. Abschlußbericht im Auftrag des Naturschutzzentrums Bad Wurzach, Ulm.
- INGRAM, H.A.P. (1983): Hydrology. – In: GORE, A.J.P. (Ed.): Mires: Swamp, Bog, Fen and Moor. Ecosystems of the World 4a. – Elsevier, Amsterdam, pp.67-158.
- JOOSTEN, H. (2003): The wise use of peatlands: The Backgrounds and principles of the IPS/IMCG approach. – In: BAUEROCHSE, A. & HASSMANN, H. (Eds.): Peatlands. – Verlag Marie Leidorf, Rahden, pp. 225-232.
- JOOSTEN, H. & CLARKE, D. (2002): Wise use of mires and peatlands – Background and principles including a framework for decision-making. – International Mire Conservation Group, NHBS Ltd., Totnes.
- KAPFER, A. & POSCHLOD, P. (1998): Sümpfe und Moore. – Weitbrecht, Stuttgart.
- KOHLER, A., POSCHLOD, P., RAHMANN, H., JANSEN, W., SCHUCKERT, U., GREMER, D., DEUSCHLE, A., FOK, P., KOCH, M. & THAM, J. (1994): Wissenschaftliche Begleituntersuchung der Wiedervernässungsmaßnahmen innerhalb des Renaturierungsprojekts Wurzacher Ried. – Unveröff. Abschlußbericht im Auftrag des Umweltministeriums Baden-Württemberg, Universität Hohenheim.
- KRÜGER, G.-M. & PFADENHAUER, J. (1992): Wurzacher Ried. Ökologisches Entwicklungskonzept für ein bedeutendes Feuchtgebiet. – *Im Oberland* 3 (1): 9-16.
- LAVOIE, C., GROSVERNIER, P., GIRARD, M. & MARCOUX, K. (2003): Spontaneous revegetation of mined peatlands: An useful restoration tool? – *Wetlands Ecology and Management* 11: 97-107.
- LESQUEREUX, L. (1847): Untersuchungen über die Torfmoore im Allgemeinen (aus dem Französischen, hrsg. von A. von LENGERKE). – Verlag von Veit und Comp., Berlin.

- LÜTKE-TWENHÖVEN, F. (1992a): Effects of nitrogen depositions on the vegetation of a raised bog. – In: BRAGG, O.M., HULME, P.D., INGRAM, H. A.P. & ROBERTSON, R.A. (Eds.): Peatland Ecosystems and Man: An Impact Assessment. – Dep. Biol. Sci., Univ. Dundee, Dundee, pp. 231-237.
- LÜTKE-TWENHÖVEN, F. (1992b): Untersuchungen zur Wirkung stickstoffhaltiger Niederschläge auf die Vegetation von Hochmooren. – Mitt. AG Geobotanik Schleswig-Holstein Hamburg 44: 1-172.
- MAAS, D. & POSCHLOD, P. (1991): Restoration of exploited peat areas in raised bogs: technical management and vegetation development. – In: RAVERA, O. (Ed.): Terrestrial and Aquatic Ecosystems. Perturbation and Recovery. – E. Horwood Limited, Chichester, pp. 379-386.
- MCCUNE, B. & MEFFORD, M.J. (1999): Multivariate Analysis of Ecological Data Version 4.21. – MjM Software, Gleneden Beach, Oregon, U.S.A.
- PAUL, H. & RUOFF, S. (1932): Pollenstatistische und stratigraphische Mooruntersuchungen im südlichen Bayern. II. Teil: Moore in den Gebieten der Isar-, Allgäu- und Rheinvorlandgletscher. – Ber. Bayer. Bot. Ges. 20: 1-264.
- PFADENHAUER, J. (1988): Pflege- und Entwicklungsmaßnahmen in Mooren des Alpenvorlandes. – Natur und Landschaft 63: 327-334.
- PFADENHAUER, J. & KINBERGER, M. (1985): Torfabbau und Vegetationsentwicklung im Kulbinger Filz (Region Südostbayern). – Ber. ANL 9: 37-44.
- PFADENHAUER, J., KRÜGER, G.-M. & MUHR, E. (1991): Ökologisches Gutachten Donaumoos: Konzept zur künftigen Landschaftsentwicklung. – Schriftenreihe Bayerisches Landesamt für Umweltschutz 109: 1-88.
- PFADENHAUER, J., POSCHLOD, P. & BUCHWALD, R. (1986): Überlegungen zu einem Konzept geobotanischer Dauerbeobachtungsflächen für Bayern. Teil 1: Methodik der Anlage und Aufnahme. – Ber. ANL 10: 41-60.
- POSCHLOD, P. (1989): Untersuchungen zur Diasporenbank der Bunkerde am Beispiel der Kollerfilze (Rosenheimer Becken; Alpentorfwerke Raubling). – Telma Beiheft 2: 295-311.
- POSCHLOD, P. (1990): Vegetationsentwicklung in abgetorften Hochmooren des bayerischen Alpenvorlandes unter besonderer Berücksichtigung standortkundlicher und populationsbiologischer Faktoren. – Dissertationes Botanicae 152: 1-331.
- POSCHLOD, P. (1994): Gedanken über die Möglichkeiten und Grenzen der Renaturierung von Regen-(Hoch-)mooren. – In: BÖCKER, R. & KOHLER, A. (Hrsg.): Feuchtgebiete – Gefährdung, Schutz, Renaturierung. – 26. Hohenheimer Umwelttagung, Verlag Günter Heimbach, Stuttgart, S.75-92.
- POSCHLOD, P. (1995): Diaspore Rain and Diaspore Bank in Raised Bogs and Implications for the Restoration of Peat-mined Sites. – In: WHEELER, B.D., SHAW, S.C., FOJT, W.J. & ROBERTSON, R.A. (Eds.): Restoration of Temperate Wetlands. – John Wiley & Sons, Chichester, pp. 471-494.
- POSCHLOD, P. & BAUMANN, A. (2010): The historical dynamics of calcareous grasslands in the Central and Southern Franconian jurassic mountains – a comparative pedoanthracological and pollen analytical study. – The Holocene 20: 1-11.
- POSCHLOD, P. & PFADENHAUER, J. (1989): Regeneration vegetativer Sprosssteilchen von Torfmoosen – eine vergleichende Studie an neun *Sphagnum*-Arten. – Telma 19: 77-88.
- POULIN, M., ROCHEFORT, L., QUINTY, F. & LAVOIE, C. (2005): Spontaneous revegetation of mined peatlands in eastern Canada. – Canadian Journal of Botany 83: 539-557.
- PRICE, J.S., HEATHWAITE, A.L. & BAIRD, A.J. (2003): Hydrological processes in abandoned and restored peatlands: An overview of management approaches. – Wetlands Ecology and Management 11: 65-83.
- ROCHEFORT, L. (2000): *Sphagnum* – A keystone genus in habitat restoration. – The Bryologist 103: 503-508.
- ROCHEFORT, L., CAMPEAU, S. & BUGNON, J.-L. (2002): Does prolonged flooding prevent or enhance growth of *Sphagnum*? Implications for peatland restoration. – Aquatic Botany 74: 327-341.
- ROCHEFORT, L., QUINTY, F., CAMPEAU, S., JOHNSON, K. & MALTERER, T. (2003): North American approach to the restoration of *Sphagnum* dominated peatlands. – Wetlands Ecology and Management 11: 3-20.
- RODERFELD, H. (1992): Die ökologische Wertigkeit von Bunkerde in Nordwestdeutschland. – Dissertation, University of Göttingen.
- RODERFELD, H., KUNTZE, H. & SCHWAAR, J. (1993): Vegetationsversuche mit Bunkerde – ein Beitrag zur Wiederbesiedlung teilabgetorfte Hochmoore mit hochmoortypischen Pflanzen. – Telma 23: 163-180.
- ROULET, N.T. (2000): Peatlands, carbon storage, greenhouse gases and the Kyoto Protocol. Prospects and significance for Canada. – Wetlands 20: 605-615.
- SCHMEIDL, H., SCHUCH, M. & WANKE, R. (1970): Wasserhaushalt und Klima einer kultivierten und unbeeinträchtigten Hochmoorfläche am Alpenrand. – Schriftenreihe Kuratorium für Kulturbauwesen 19: 1-174.
- SCHMILEWSKI, G. (2001): Proceedings of the International Symposium: Peat in Horticulture – Peat and its alternatives in growing media. – International Peat Society, Jyväskylä (Finland).
- SCHOUWENAARS, J.M. (1982): Maßnahmen im Wasserhaushalt der niederländischen Hochmoorreste – zur Kenntnis der Anforderungen für eine Hochmoorregeneration. – Telma 12: 219-234.
- SCHUCH, M. (1994): Das Donaumoos bei Neuburg a.D. – Entstehung, Entwässerung, Besiedlung, Kultivierung und Zukunftspunkte. – In: KONOLD, W. (Hrsg.): Historische Wasserwirtschaft im Alpenraum und an der Donau. – Wittwer, Stuttgart, S. 493-525.
- SCHUCKERT, U., KUHN, G., BÖCKER, R. & PFADENHAUER, J. (1997): 3. Vegetation. – In: BÖCKER, R. (Hrsg.): Erfolgskontrolle im Naturschutz am Beispiel des Moorkomplexes Wurzacher Ried. – Ulmer, Stuttgart, S. 55-94.
- SCHWINEKÖPER, K., SCHÜLE, E.-M. & KONOLD, W. (1991): Die Nutzungsgeschichte des Wurzacher Rieds. Verhandlungen Gesellschaft für Ökologie 20: 291-300.
- SLIVA, J. (1997): Renaturierung von industriell abgetorften Hochmooren am Beispiel der Kendlmühlfilzen. – Herbert Utz-Verlag, München.
- SLIVA, J. & PFADENHAUER, J. (1999): Restoration of cut-over raised bogs in southern Germany – a comparison of methods. – Applied Vegetation Science 2: 137-148.

SPENCER-FAMOUS, M. & TAYLOR, N. (2005):
Regeneration of three *Sphagnum* species. – *Wetlands Ecology and Management* 13: 635-645.

STEGMANN, H. & ZEITZ, J. (2001):
Bodenbildende Prozesse entwässerter Moore. – In: SUC-COW, M. & JOOSTEN, H. (Hrsg.): *Landschaftsökologische Moorkunde*. – 2. Aufl., Schweizerbart, Stuttgart, S. 47-57.

SUCCOW, M. & JESCHKE, L. (1986):
Moore in der Landschaft: Entstehung, Haushalt, Lebewelt, Verbreitung, Nutzung und Erhaltung der Moore. – Harri Deutsch, Thun, Frankfurt/Main.

VASANDER, H., TUUTTILA, E.-S., LODE, E., LUNDIN, L., ILOMETS, M., SALLANTAU, T., HEIKKILÄ, R., PITKÄNEN, M.-L. & LAINE, J. (2003):
Status and restoration of peatlands in northern Europe. – *Wetlands Ecology and Management* 11: 51-63.

ZIERL, L. (1839):
Ueber Gewinnung und Benützung des Torfes in Bayern (hrsg. V. Central Verwaltungsausschuß des polytechnischen Vereins in Bayern). – Dr. Karl Wolf, München.

ZOLLER, H. & SELLDORF, P. (1989):
Untersuchungen zur kurzfristigen Sukzession von Torf- und Braunmoosgesellschaften in einem Übergangsmoor aus den Schweizer Alpen. – *Flora* 182: 127-151.

Anschriften der Verfasser:

Prof. Dr. Peter Poschlod, Christina Meindl,
Andreas Seemann, Teresa Wallner
Lehrstuhl für Botanik
Fakultät für Biologie und Vorklinische Medizin
Universität Regensburg
93040 Regensburg
peter.poschlod@biologie.uni-regensburg.de
christina1.meindl@biologie.uni-regensburg.de

Udo Herkommer, Anja Ullmann
agl Ulm
Marlene-Dietrich-Strasse 1
89231 Neu-Ulm

Ulrike Schuckert
Im Weizen 47
71636 Ludwigsburg

Was haben Moore mit dem Klima zu tun?

What is the link between peatlands and climate change?

Matthias DRÖSLER

Zusammenfassung

Moore sind für den Klimaschutz relevante Ökosystemtypen. Die Moore speichern weltweit ca. 550 Pg^{*)} Kohlenstoff, der seit der letzten Eiszeit der Atmosphäre als CO₂ entzogen wurde. Durch Drainage und Klimawandel kann dieser Kohlenstoff als CO₂ wieder freigesetzt werden. Die durch intensive Landnutzung der deutschen Moore verursachten Emissionen entsprechen 4,5 % der gesamten fossilen Emissionen Deutschlands. Wird Moorrenaturierung gezielt auf Klimaschutz ausgerichtet und sensibel mit dem Wasserstand umgegangen, kann ein erheblicher Beitrag zur Klimaentlastung erreicht werden. Reduktionspotenziale in Regenmooren liegen bei 15 t CO₂-Äquiv. ha⁻¹ a⁻¹ und in Grundwassermooren bei 30 t CO₂-Äquiv. ha⁻¹ a⁻¹. Für eine zukünftige Anrechnung der Emissionsreduktion ist es erforderlich, dass diese mit geeigneten Verfahren messbar, verifizierbar und berichtbar ist, was die hier präsentierten Methoden und Ergebnissen bereits ermöglichen.

Summary

Peatlands are relevant ecosystems in view of climate change. The peatlands of the world store around 550 Pg Carbon which was absorbed as CO₂ from the atmosphere since the last glaciation. But, these carbon pools can be released again to the atmosphere due to drainage and climate warming. The anthropogenic emissions from German peatlands amount to an equivalent of 4.5 % compared to the total fossil emissions of Germany. The reason is the dominating intensive landuse of the peatlands. If peatland restoration is done successfully in view of climate change mitigation goals, significant emission reduction can be achieved: Reduction potentials amount in bogs about 15 t CO₂-equiv. ha⁻¹ a⁻¹ and in fens about 30 t CO₂-equiv. ha⁻¹ a⁻¹. For future accounting of these emission reductions, it is a need that they are measurable, verifiable and reportable, what is possible with the presented methods and results.

1. Einführung

Warum sind Moore für den Klimaschutz relevante Ökosystemtypen?

Das Funktionsprinzip von Mooren ist die Kohlenstoff-Bindung. Unter ungestörten Bedingungen sind Moore die einzigen Ökosystemtypen, die kontinuierlich und dauerhaft Kohlenstoff in signifikanten Mengen aufnehmen. Damit unterscheiden sie sich von mineralischen Böden ebenso wie von Waldökosystemen. Weltweit wird der Kohlenstoffgehalt in Mooren auf 550 Pg C geschätzt, was auf nur 3% der Erdoberfläche ca. 30% des weltweiten Bodenkohlenstoffs entspricht. Für Deutschland wird der Gesamt-Kohlenstoff in Mooren mit 1200-2400 Tg C^{*)} angegeben (HÖPER 2007 und UBA 2009). Die Erhaltung dieser Kohlenstoffspeicher ist vorbeugender Klimaschutz. Austrocknung führt zu einer Freisetzung des in Mooren gebundenen Kohlenstoffs. Während in Deutschland die Drainage und Nutzung durch den Menschen für den Torfschwund verantwortlich gemacht wird, verweist eine britische Studie (BELLAMY et al. 2005) auch auf eine mögliche besondere Gefährdung von Mooren durch den Klimawandel.

Für die Klimarelevanz ist aber nicht das Risiko durch Mineralisation des C-Pools, sondern die aktuelle Bilanz des Austausches an klimarelevanten Spurengasen entscheidend: Parallel zur Bindung von CO₂ (Kohlendioxid) wird in naturnahen Mooren CH₄

(Methan) emittiert. Werden die Moore entwässert und genutzt, wird aufgrund des aeroben Torfabbaus CO₂ und N₂O (Lachgas) emittiert, wobei die natürlichen CH₄-Emissionen zurückgehen. Das Verhältnis der Flüsse bestimmt zusammen mit dem GWP (globales Erwärmungspotential) der einzelnen Gase die Klimawirksamkeit. Daher sind Abschätzungen zum Effekt von Landnutzungsmaßnahmen für den Klimaschutz nur seriös aufzustellen, wenn die Flüsse aller drei klimarelevanten Spurengase (CO₂, CH₄, N₂O) erfasst werden und mit entsprechender Messtechnik der Netto-Ökosystem-Austausch von CO₂ (NEE) bestimmt wird.

Bisherige Messungen in genutzten Mooren ergaben weite standort- und nutzungsabhängige Spannen in der Treibhausgasbilanz genutzter Moore. Mittlere Emissionsfaktoren für die wichtigsten Landnutzungsklassen in Europa (BYRNE et al. 2004) zeigen folgende Tendenz: Als klimaschädlichste Nutzung wurde die Ackernutzung mit einer Emission von 5,6 t CO₂-C Äquiv. ha⁻¹ a⁻¹ in Grundwassermooren und 4,4 t CO₂-C Äquiv. ha⁻¹ a⁻¹ in Regenmooren identifiziert. Naturnahe Flächen emittieren dagegen nur 0,5 t CO₂-C Äquiv. ha⁻¹ a⁻¹ (Grundwassermoore) beziehungsweise 0,2 t CO₂-C Äquiv. ha⁻¹ a⁻¹ (Regenmoore). Im Unterschied zur klassischen, umstrittenen „C-Senke“ durch Erhöhung von C-Vorräten in Mineralböden führt alternative Landnutzung auf Mooren zu einer echten dauerhaften Emissionsminderung.

*) 1 Teragramm ≅ 1 Million Tonnen, 1 Petagramm ≅ 1 Milliarde Tonnen

Tabelle 1: Forschungsprojekte der AG „Global Change Ecology“ (Leitung Matthias Drösler)

Projekt	Förderorganisation	Laufzeit
Klimaschutz durch Moorschutz: Abschätzung des Klimaentlastungspotenzials, der betriebswirtschaftlichen Effekte und des volkswirtschaftlichen Nutzens von alternativen Moornutzungen	BMBF	2006-2010
Erfolgskontrolle und Perspektiven für den langfristigen Schutz und die weitere Entwicklung von Voralpenmooren am Beispiel der Mooseuracher Moore	Heidehofstiftung	2000-2010
MICROMETEOROLOGICAL TECHNIQUES FOR IN SITU MEASUREMENTS OF GREENHOUSE GASES EXCHANGE: GREENFLUX	EU-FP6	2007-2010
Klimarelevanz von Moornaturierungen in Bayern	LfU-Bayern - Klip2020	2008-2011
Auswirkungen des Klimas auf Ökosysteme und klimatische Anpassungsstrategien – FORKAST; TP 4 Auswirkungen des Klimawandels auf ökologische Serviceleistungen von Grasland-Moorökosystemen	BstMWFK - Klip2020	2009-2011
Verbundvorhaben: Klimaberichterstattung „organische Böden“ – Ermittlung und Bereitstellung von Methoden, Aktivitätsdaten und Emissionsfaktoren für die Klimaberichterstattung LULUCF/AFOLU	vTI (BMELV)	2009-2012
Klimaberichterstattung "organische Böden": Teilprojekt EDDY-Kovarianz	vTI (BMELV)	2009-2012
Beitrag ausgewählter Schutzgebiete zum Klimaschutz und ihre monetäre Bewertung	BFN	2009-2010
GHG-Europe - Greenhouse gas management in European land use systems; TP peatland synthesis	EU-FP7	2010-2013

Forschungsbedarf

Es gibt noch erheblichen Forschungsbedarf um:

- die Klimarelevanz der unterschiedlichen Moornutzungen weiter zu differenzieren,
- die räumliche und zeitliche Variabilität des Spurengasaustauschs besser abzubilden,
- die Effekte von Managementmaßnahmen und des zukünftigen Klimawandels besser prognostizieren zu können,
- die Effizienz von Renaturierungsmaßnahmen zur Klimaentlastung besser einzuschätzen,
- die Hochskalierung auf Naturräume, Regionen etc. zu verbessern
- die Politik mit besseren Konzepten in nationalen und internationalen Programmen zur Einbeziehung der Klimarelevanz in flächenrelevante Instrumente und in der Vorbereitung von Anrechnungsmechanismen für die Klimarahmenkonvention zu unterstützen.

Diesen Forschungsbedarf zu bedienen hat sich die AG „Global Change Ecology“ am Lehrstuhl für Vegetationsökologie der Technischen Universität München unter Leitung des Autors vorgenommen. Seit 2006 werden hier eine Reihe von nationalen und internationalen Projekten zur Thematik „Moore und Klima“ durchgeführt (siehe Tabelle 1).

Der deutschlandweite Ansatz der beiden BMBF- und vTI-Verbund-Projekte kommt in Abbildung 1 (abgedruckt auf Seite 62) zum Ausdruck. Ziel war es, die Hauptmoorregionen, die Hauptmoortypen und Hauptmoornutzungen repräsentativ abzubilden und die Spurengase an allen Standorten mit einer einheitlichen Methodik (nach DRÖSLER 2005) zu erfassen.

2. Material und Methoden

Spurengaserafassung

Die Erfassung des Austauschs klimarelevanter Spurengase in Mooren ist ein technisch und personell aufwändiges Unterfangen. Je nach Vegetationstyp, Fragestellung, Dynamik des zu betrachtenden Gases, Skala etc. muss die beste Technik eingesetzt werden. Es gibt grundsätzlich drei verschiedene Ansätze: Die Eddy-Kovarianz-Technik (siehe zum Beispiel AUBINET et al. 2000), automatische Haubentechniken (AUGUSTIN unpubl.) oder manuelle Hauben (DRÖSLER 2005). Um eine objektive Auswahl der geeigneten Technik durchzuführen, wurde ein qualitatives Bewertungsschema entwickelt (siehe Tabelle 2).

Mit diesen Techniken werden die Flussraten von CO₂, CH₄ und N₂O auf den verschiedenen Vegetations- und Nutzungstypen in den laufenden Verbundprojekten der Arbeitsgruppe des Lehrstuhls für Vegetationsökologie erfasst.

Modellierung

Aus den erfassten Flussraten werden Jahresbilanzen gebildet (typischerweise in g C oder N m⁻² a⁻¹), die letztlich die entscheidende Größe für den Vergleich von Vegetationstypen oder Nutzungsvarianten darstellen. Je nach eingesetzter Technik liegt ein geringerer oder größerer Schwerpunkt auf der Modellierung der Gasflüsse aus den erfassten Flussraten, um auf die Austauschkurven und Jahresbilanzen zu kommen: Bei Eddy-Kovarianz wird die Modellierung nur für die Messausfall-Perioden zum so genannten „gap-filling“ genutzt. Bei den automatischen Hauben ist das im Prinzip ähnlich, wobei insbesondere im Winter die Ausfallzeiten größer sind und mehr

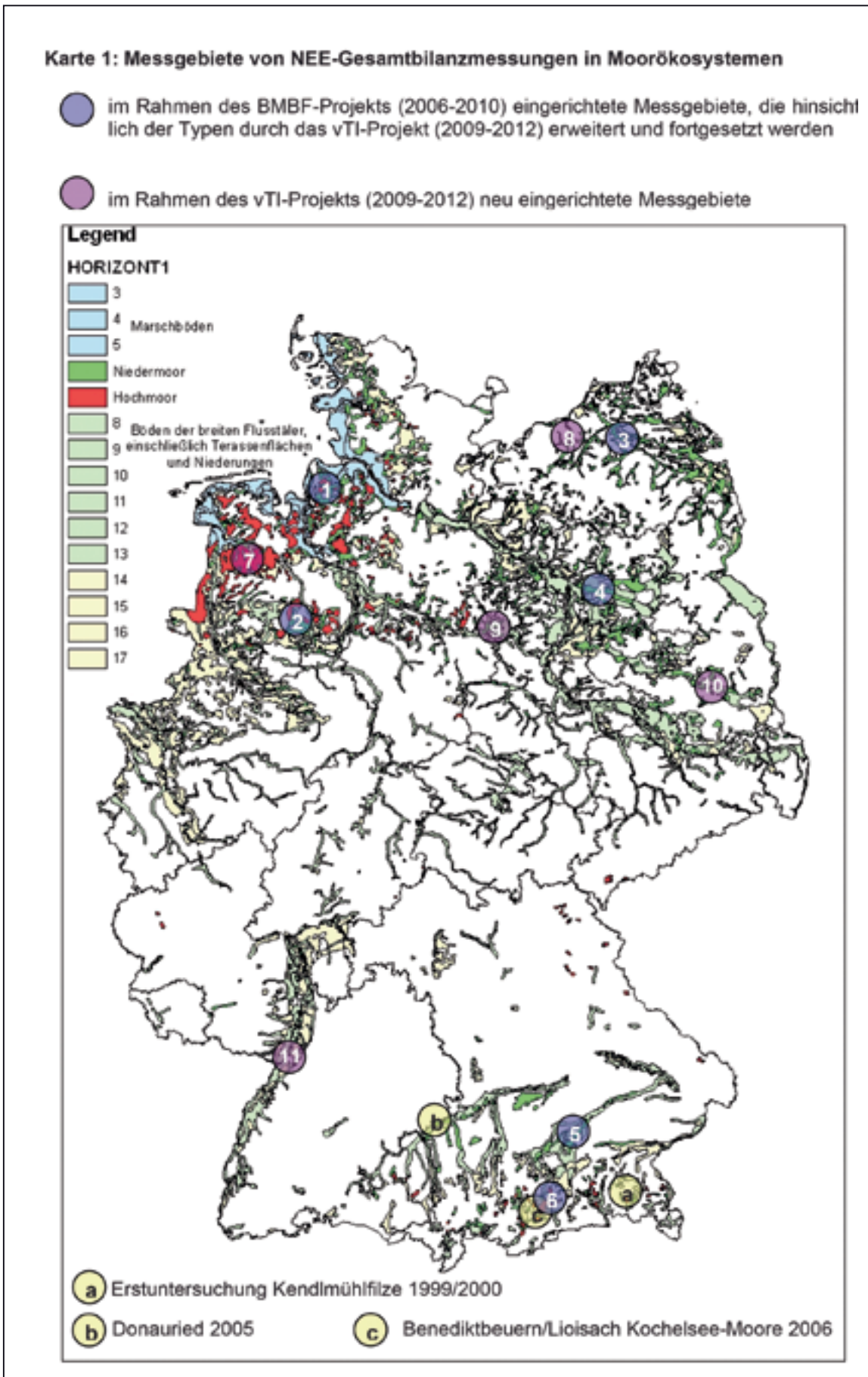


Abbildung 1: Karte 1 des vTI und BMBF-Projekts

Tabelle 2: Qualitative Einschätzung der Eigenschaften der drei gängigen Methoden zur Erfassung des Austauschs klima-relevanter Spurengase in Ökosystemen

	Eddy-Kovarianz (z.B. Aubinet et al. 2000)	Automatische Hauben (z.B. Augustin, unpub.)	Manuelle Hauben (z.B. Drösler 2005)
Durch Messgerät unbeeinflusster Gasaustausch	++	+/- (cross checks!)	+/- (cross checks!)
Eignung für alle drei Gase	+/- (Standard für CO ₂ ; für CH ₄ erste Geräte auf dem Markt, für N ₂ O noch nicht marktreif)	+/- (bisher nicht in einer Haube kombiniert: Entweder CO ₂ oder CH ₄ /N ₂ O)	++ (CO ₂ und CH ₄ /N ₂ O Messungen werden vom Programm getrennt aber mit denselben Hauben und auf denselben Plots durchgeführt)
Integration über räumliche Variabilität	++	-- (Anzahl der Hauben)	+/- (Anzahl der Hauben)
direkte Messung kleinräumiger Standortmosaike	--	+	++
Erfassung der zeitlichen Variabilität	++	++	- (Kampagnen als Basis der Modellierung)
Kosten	--	-	++
Messungen ohne Stromanschluss	--	-	++
Arbeitsbelastung	++	+	--
Eignung unter allen Wetterbedingungen	- (Einschränkungen: Regen; Nacht)	+/- (Einschränkungen: Winter; Wind)	++
Eignung unter allen topographischen Bedingungen	- (erfordert große homogene, ebene Flächen)	+/-	++

modelliert werden muss. Bei den manuellen Hauben werden Austauschkurven grundsätzlich modelliert. Für die Modellierung werden in Kampagnen die Abhängigkeitskurven der Atmung gegen Temperatur und der Bruttophotosynthese gegen Strahlung parametrisiert (zur Vorgehensweise siehe DRÖSLER 2005). Bei Methan und Lachgas liegt der Jahresbilanzermittlung meist eine blockweise Extrapolation zu Grunde. Nur bei hohen Methanflüssen (auf naturnahen oder auch renaturierten Moorstandorten) haben sich temperaturgetriebene Modelle anwenden lassen. Prozessorientierte Modelle wie PEATLAND (VAN HUISSTEDEN 2007) haben sich bisher nur auf naturnahen Standorten parametrisieren lassen. Der überwiegende Teil der degradierten Moore lässt sich damit aber bisher nicht modellieren. Lachgas-Flüsse sind besonders schwer zu prognostizieren und zeigen zum Teil stochastisches Auftreten. BRUMME et al. (1999) haben die Lachgas-Flüsse als Überlagerung von Hintergrund-Fluss (der nicht erklärbar ist), saisonalem Fluss (Temperatur-Einfluss) und Event-basiertem Fluss (Frost-Tau, Regen etc.) eingeteilt. Hierauf bauen auch einfache Modelle wie DENIT (RETH et al. 2005) auf.

C-Bilanz und Klimawirksamkeit

Die C-Bilanz eines Moores wird über die Gasflussbilanzen vereinfacht nach

$$\text{C-Bilanz} = \text{CO}_2\text{-C} - \text{CH}_4\text{-C} + \text{C}_{\text{imp}} - \text{C}_{\text{exp}} \quad (1)$$

berechnet. In C_{exp} sind gelöste und feste Exporte

vereint. DOC und DIC (Fraktionen der gelösten Kohlenstoffe), sind als Konzentrationen gut messbar, aber die in der Regel fehlende Hydrologie der Standorte lässt eine Exportberechnung nur mit großen Unsicherheiten zu. SALLANTUS & KAIPAINEN (1996) gehen von ca. 7 g Export über diesen Pfad aus, der in den Größenordnungen der C-Bilanzen meist vernachlässigbar ist.

Die C-Bilanz ist der Parameter, der zum Beispiel aus Naturschutzsicht für die Erfolgskontrolle wichtig ist, denn letztlich drückt er aus, ob ein Moor wächst, sich im Stillstand befindet oder degradiert. Für den Klimaschutz ist aber die Klimawirksamkeit der Standorte entscheidend. Diese ergibt sich aus

$$\text{GWP}_{\text{tot}} = \text{CO}_2\text{-C} * \text{GWP}_{\text{CO}_2} + \text{CH}_4\text{-C} * \text{GWP}_{\text{CH}_4} + \text{N}_2\text{O-N} * \text{GWP}_{\text{N}_2\text{O}} \quad (2)$$

Es werden für die nachfolgenden Berechnungen die GWP's (global warming potential; 100 Jahre Bezugszeit) nach IPCC (1996) verwendet (CO₂-C : 1; CH₄-C : 7,6; N₂O-N : 133), die die Grundlage für die internationale Emissionsberichterstattung darstellen.

3. Ergebnisse

Wie wirken sich unterschiedliche Standortbedingungen in Mooren auf den Spurengasaustausch aus?

Der dominierende Steuerfaktor in Mooren, der sich sowohl auf den Vegetationstyp als auch auf den Spurengasaustausch auswirkt, ist der Wasserstand.

Bei naturnahen Situationen mit mittleren Jahres-Wasserständen knapp unter der Geländeoberfläche (ca. -10 cm) sind die Bedingungen für torfbildende Vegetationstypen wie zum Beispiel bunte Torfmoosrasen oder Wollgrasstadien in Hochmooren gegeben. Unter diesen naturnahen Bedingungen überwiegt die Brutto-Primärproduktion (GPP) gegenüber der Ökosystematmung (Reco), wodurch der Jahresbilanzwert des Netto-Ökosystemaustauschs (NEE) negativ wird, das heißt eine Aufnahme ins System findet statt. Dies spiegelt der nach unten gerichtete CO_2 -Pfeil im ersten Teilbild der Abb. 2 wieder. Unter diesen naturnahen Bedingungen werden in Regenmooren am Alpenrand CO_2 -C Aufnahmen von über $100 \text{ g C m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ erreicht (siehe DRÖSLER 2005). Parallel dazu verliert das System aber CH_4 in erheblichen Mengen. Dies können in naturnahen Regenmoorbulten bis zu ca. $30 \text{ g CH}_4\text{-C}$ sein (ebd.). Die aktuelle Kohlenstoff-Bilanz der naturnahen Regenmoore weist damit aber immer noch eine deutlich höhere Aufnahme auf als das stratigraphisch bestimmte langjährige Mittel seit der Entstehungszeit der Moore (LORCA: Long term rate of carbon accumulation). Wird nun der Wasserstand mäßig abgesenkt oder entsteht eine außergewöhnliche Trockenheit (siehe zweites Teilbild in Abb. 2), dann dreht sich der Pfeil des Netto-Ökosystemaustauschs um, das heißt die Ökosystematmung überwiegt die Brutto-Primärproduktion. Dies tritt ein, weil unter aeroben Bedingungen die Mineralisation des Torfs um ca. eine Zehnerpotenz schneller verläuft als unter anaeroben Bedingungen. Die Methanemissionen sinken auf ein unbedeutendes Niveau und sind in der Richtung nicht mehr eindeutig bestimmt. Dafür werden die Lachgasemissionen angeworfen, weil sich nun die für die Denitrifikation günstigen Bedingungen (ausreichende Bodenfeuchte und Benachbarung von aeroben und anaeroben Zonen) einzustellen beginnen. Erfolgt eine weitere Dränage (siehe drittes Teilbild Abb. 2) kann sich einerseits keine torfbildende Vegetation an der Oberfläche mehr halten und andererseits sind die Bedingungen für eine effiziente aerobe Bodenatmung sehr günstig. Dadurch überwiegt die Reco die GPP deutlich und das System weist einen hohen Kohlenstoffverlust auf. Der CO_2 -C Verlust in dränierten ehemaligen Torfstichen kann unter solchen Bedingungen $450 \text{ g C m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ erreichen (DRÖSLER 2005), was ein Vielfaches der maximalen jährlichen Aufnahme beträgt. Werden die Standorte renaturiert, (siehe viertes Teilbild der Abb. 2) werden sie aus mehr oder weniger stabilen Zuständen (naturnah und degradiert) in einen dynamische Entwicklung überführt. Je nach Art der Renaturierung, vorhandener Vegetation, Geschwindigkeit der Sukzession, Dynamik des Wasserspiegels etc. stellen sich die Stoffflüsse schnell um. Die Reco lässt sich mit einer Wasserstands-anhebung drastisch und mehr oder weniger unmittelbar reduzieren. Andererseits ist die Entwicklung einer effizienten GPP davon abhängig, wie

schnell sich eine torfbildende Vegetation einstellt. Dies kann bei Sphagnen-Rasen in Regenmooren in wenigen Jahren gelingen. Die Ausbildung von reinen Kalkkleinseggenriedern kann dagegen mehrere Jahrzehnte dauern. Erst wenn aber die vegetations-abhängige GPP größer ist als die Reco, wirkt der Bestand als CO_2 -C Senke. Dies ist im vierten Teilbild der Abb. 2 durch einen CO_2 -Pfeil in beide Richtungen symbolisiert. Der CH_4 -Fluss steigt andererseits an auf ein naturnahes Niveau wohingegen die N_2O -Emissionen wegfallen. Schließlich hängt in der Überstauvariante (fünftes Teilbild Abb. 2) ebenso wie in der Anstauvariante die Aufnahme oder Abgabe von CO_2 von der Vorläufer-Vegetation und der Entwicklungsgeschwindigkeit und Richtung der Sukzessionsprozesse der Vegetation ab. Die Emissionen von CH_4 werden aber durch den Überstau erheblich ansteigen und in Grundwassermooren bis mehr als $300 \text{ g CH}_4\text{-C m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ erreichen (AUGUSTIN & CHOJNICKI 2008), was weit über naturnahen Bedingungen liegt.

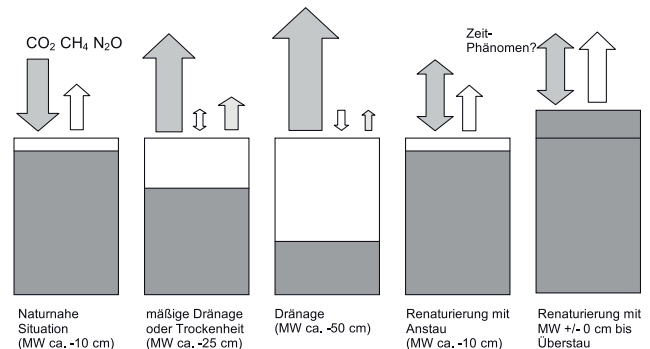


Abbildung 2: Synthese der Abhängigkeit der Spurengasflüsse vom Wasserstand in Mooren. Die Größen der Pfeile entsprechen nur Relationen keinen exakten Flussraten! (nach DRÖSLER et al. 2008)

C-Bilanz versus Klimawirksamkeit

Die Regenmoorstandorte der beispielhaft dargestellten Ergebnisse aus der Kendlmühlfilze gliedern sich entlang eines Naturnähe-Gradienten zwischen den beiden Achsen der Kohlenstoff-Akkumulation (C-Bilanz) und der Klimawirksamkeit (GWP-Bilanz) (Abb. 3). Es wird die Konvention der Meteorologie übernommen, dass negative Zahlen einen Verlust für die Atmosphäre und einen Gewinn fürs Ökosystem darstellen. Auffällig ist, dass die degradierten Standort-/Vegetationstypen am rechten Ende der Abb. 3 sowohl als Kohlenstoff-Verlustflächen als auch als Klima-Erwärmer wirken. Die naturnahen Flächen dagegen wirken als Kohlenstoffsenken (links der y-Achse) und zwar in Größenordnungen, die mit im Mittel ca. $100 \text{ g C m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ (DRÖSLER 2005) dem 2-3 fachen der langfristigen mittleren Kohlenstoffbindung (LORCA) entsprechen. Andererseits sind diese Standorte noch leichte Klima-Erwärmer (oberhalb der x-Achse). Generell kann man davon ausgehen, dass sich die naturnahen Standorte nahe an der Klimaneutralität

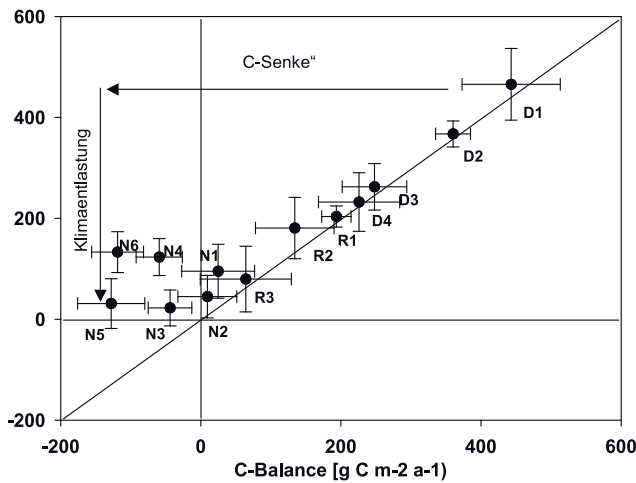


Abbildung 3: C-Bilanz vs. Klimarelevanz von Regenmoorstandorten (Kendlmühlfilze; DRÖSLER 2005). Konvention: negative Werte bedeuten Aufnahme ins Ökosystem. D1, D2: aufgelassener trockener Torfstich; D3, D4: vorentwässerte Hochmoorheide; R1: gefluteter ehemaliger Torfstich; R2: renaturierte feuchte Hochmoorheide; R3: renaturierter Sphagnumrasen; N1, N2: feuchte Hochmoorheide; N3: Sphagnumrasen; N4: Eriophorum-Bulte; N5: Übergang Bult-Schlenke; N6: Schlenke

verhalten. Im Vergleich zu den degradierten Standorten wirken die naturnahen Standorte als erhebliche Klimaentlastung.

Ermittlung der Klimarelevanz von Moorstandorten über einfache Indikatoren

Nachdem der Wasserstand vom Prozessverständnis her als dominierender Faktor für den Austausch der klimarelevanten Spurengase identifiziert wurde (siehe Abb. 2) stellt sich die Frage ob es auch quantitative Beziehungen zwischen Mittlerem Wasserstand (MW) und Klimawirksamkeit der Moore gibt. Anhand des Datensatzes aus der Kendlmühlfilze (DRÖSLER 2005) wurde diese Beziehung geprüft. Auffällig ist, dass es einen Optimum-Bereich gibt, bei dem die Klimawirksamkeit am geringsten ist: ca. -5 bis -10 cm MW (siehe Abb. 4). Steigt der Wasserstand bis zur Geländeoberkante oder wird überstaut, dann steigt die Klimawirksamkeit wieder an. Daraus lassen sich Management-Empfehlungen für die Moorrenaturierung ableiten. Allerdings repräsentieren diese Werte nur einen Zeitpunkt in einer dynamischen Entwicklung nach Renaturierung. Daher wird derzeit (2009/2010) im Rahmen des LfU-Projektes (siehe Tabelle 1) geprüft, inwieweit sich die Klimabilanz 10 Jahre nach Überstau auf exakt denselben Flächen verändert hat und eine zeitliche Komponente in die Beziehung Wasserstand zu Klimarelevanz aufgenommen werden kann. Dies ist für die Prognose der Klimaentlastung durch Renaturierung entscheidend.

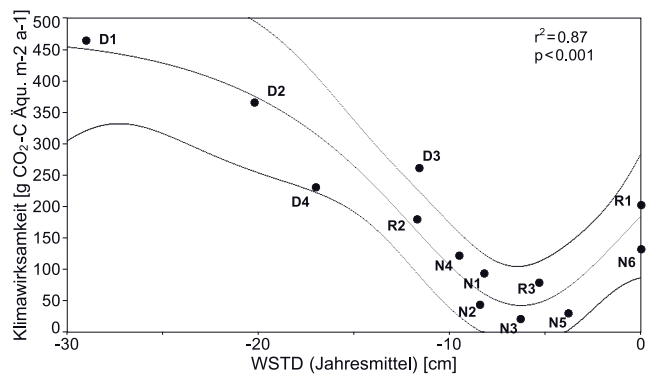


Abbildung 4: Klimawirksamkeit vs. Mittlerer Jahreswasserstand (Daten aus DRÖSLER 2005); Überstau auf 0 cm skaliert; dargestellt Regressionskurve und 95% Konfidenzintervall). D1, D2: aufgelassener trockener Torfstich; D3, D4: vorentwässerte Hochmoorheide; R1: gefluteter ehemaliger Torfstich; R2: renaturierte feuchte Hochmoorheide; R3: renaturierter Sphagnumrasen; N1, N2: feuchte Hochmoorheide; N3: Sphagnumrasen; N4: Eriophorum-Bulte; N5: Übergang Bult-Schlenke; N6: Schlenke

Welche Bedeutung haben die deutschen Moore unter aktueller Nutzung für die Klimabilanz?

Deutschland ist nach neuesten Abschätzungen mit mindestens 11% der zweitgrößte Emittent an Treibhausgasen aus Mooren im gesamt-europäischen Vergleich, obwohl die deutsche Moorfläche nur 3,2% der europäischen umfasst (BYRNE et al. 2004). Damit steht Deutschland im europäischen Vergleich an 7. Stelle der Moorfläche, aber an 2. Stelle der Klimabelastung durch moorbürtige Emissionen. Grund dafür ist die Dominanz von Grundwassermooren und die Tatsache, dass mehr als 80% der deutschen Moore landwirtschaftlich genutzt werden. Die Emissionen aus deutschen Mooren sind damit zum größten Teil anthropogen bedingt und daher Bestandteil der deutschen Emissionsinventare unter der Klimarahmenkonvention (UNFCCC). Emissionen aus genutzten Mooren werden erstmals im vierten nationalen Bericht für die UNFCCC mit ca. 12 Tg C-Äqu. a⁻¹ berichtet (UBA 2009). Die anthropogenen Treibhausgasemissionen aus Mooren entsprechen damit ca. 4,5% der deutschen fossilen Gesamtemissionen und sind daher eine Hauptquelle. Für Bayern haben eigene Schätzungen ergeben, dass die moorbürtigen Emissionen ca. 8% der fossilen Emissionen entsprechen.

Wie hoch sind die Reduktionspotenziale durch Moorrenaturierung?

Werden die Moorrenaturierungen aus Klimaschutz Gesichtspunkten optimal durchgeführt, lassen sich bei Regenmooren Reduktionspotenziale von ca. 15 t CO₂-Äqu. ha⁻¹ a⁻¹ und bei Grundwassermooren von ca. 30 t CO₂-Äqu. ha⁻¹ a⁻¹ erreichen (siehe FREIBAUER & DRÖSLER 2009). Dies setzt voraus, dass in der Renaturierung von den belastendsten Niveaus (intensive Grünland- und Ackernutzung) aus gestartet wird und sich Zielbestände etablieren lassen, die

Mittel-Wasserstände knapp unter der Oberfläche (-10 cm) aufweisen. Überstauvarianten in Grundwassermooren können dagegen die Belastungssituation sogar verschärfen, weil die erheblichen Methan-Emissionen die reduzierten Kohlendioxidemissionen in ihrer Klimawirksamkeit überkompensieren (siehe AUGUSTIN & CHOJNICKI 2008). Für Deutschland wurde nach eigenen Berechnungen ein maximales Reduktionspotenzial durch Moorrenaturierung von 35 Mio t CO₂-Äquivalenten ermittelt.

4. Diskussion

Das in der Studie in der Kendlmühlfilze eingesetzte Messsystem (DRÖSLER 2005) hat sich für die Erfassung der Spurengasflüsse von kleinräumigen Vegetationsmosaiken und ohne Stromanschluss als geeignet erwiesen. Ähnliche Haubentechniken werden zum Beispiel von TUUTTILA et al. (1999), WADDINGTON & ROULET (2000) und WILSON et al. (2008) eingesetzt, wobei deren finanzieller und instrumenteller Aufwand durch sehr aufwändige Klimatisierungssysteme sehr hoch ist.

Umfassende Tests der eigenen manuellen Haubententwicklung haben die Vergleichbarkeit mit der Eddy-Kovarianz-Technik bestätigt (siehe DRÖSLER 2005). Die Vergleichbarkeit der automatischen Hauben mit den manuellen Hauben wurde von BEYER et al. (in Vorbereitung) geprüft. Aufgrund des erheblichen Arbeitsaufwandes einerseits und der begrenzten zeitlichen Auflösung andererseits liegt die Zukunft in der Entwicklung von automatischen, klimatisierten „stand-alone“-Hauben, die alle drei Gase erfassen können.

Die hier eingesetzte Modellierungsstrategie ist angelehnt an BELLISARIO et al. (1998) und BUBIER et al. (1998), die die Parametrisierung der Flüsse gegenüber einfachen Steuerfaktoren erprobt haben. Diese datenorientierten Modellansätze sind robust und können mit wenigen Parametern für konkrete Messjahre zuverlässig eingesetzt werden. Die Limitierung der CO₂-Bodenatmung durch Feuchte, die für Mineralböden von REICHSTEIN et al. (2003) modelliert wurde, konnte auf den hier untersuchten Standorten nicht identifiziert werden. Prozessorientierte Modelle für CH₄- und CO₂-Emissionen wie zum Beispiel PEATLAND (van HUISSTEDEN et al. 2006) sind geeignet, das Verständnis der Flussratenbildung und Emission zu erhöhen, lassen sich aber unter Realbedingungen meist nur unzureichend parametrisieren.

Die aus der C-Bilanzierung über die Gasflüsse (siehe Gleichung 1 auf Seite 63) hervorgehenden Größenordnungen der C-Akkumulation sind 2-3 mal so hoch wie die langjährigen mittleren C-Akkumulationsraten (LORCA), die mit stratigraphischen Methoden bestimmt wurden (siehe zum Beispiel TURUNEN & TOLONEN 1996; TURUNEN et al. 2002). Dieser Unterschied kann daran liegen, dass zufällig besonders

effiziente Flächen mit den Haubenmethoden erfasst wurden. Dagegen spricht allerdings, dass das Mittel der verschiedenen naturnahen Flächen signifikant über den Raten der LORCA liegt. Alternativ könnten daher derzeit günstige Wachstumsbedingungen für Moore diese erhöhten Akkumulationsraten erklären. Längere Vegetationsperioden, höhere Temperaturen bei dennoch ausreichendem oder sogar steigendem Niederschlag begünstigen das Wachstum der torfbildenden Vegetation.

Dass Renaturierungsmaßnahmen aber nicht unmittelbar zur Klima-Entlastung beitragen müssen oder sogar die Klimabelastung steigern können, haben WILSON et al. (2008) für Regenmoore und AUGUSTIN & CHOJNICKI (2008) für Grundwassermoore gezeigt. Schlüsselfaktor ist der Wasserstand, denn die hohen CH₄ Emissionen bei Überstau liegen einerseits daran, dass durch die Vorläufervegetation in der Regel leicht verfügbare Kohlenstoffe vorhanden sind, die unter anaeroben Bedingungen von den methanogenen Bakterien genutzt werden. Andererseits fehlt bei Überstau die aerobe oberste Torfschicht, in der das CH₄, das in den tieferliegenden Torfschichten gebildet wurde, von den methanotrophen Bakterien zu CO₂ aufoxidiert wird. Daher sind gerade die Überstauvarianten in der Klimabilanz problematisch. Schließlich haben die Aerenchyme der Helophyten eine bypass-Funktion für den Transport des CH₄ in die Atmosphäre. Daher sind Renaturierungsverfahren erforderlich, die einerseits ohne permanenten Überstau auskommen und andererseits die Bedingungen für die Entwicklung von torfbildender Vegetation schaffen. Neben der gezielten Steuerung des Wasserstandes ist deshalb insbesondere die Lenkung der Vegetationsentwicklung in der Etablierungsphase erforderlich. Hier können die umfassenden Kenntnisse zur vegetationsbasierten Renaturierungsforschung für die Absicherung der Klimaentlastungsleitung durch Moorrenaturierung eingesetzt werden (PFADENHAUER et al. 1990; PFADENHAUER 1999; PFADENHAUER & GROOTJANS 1999; PFADENHAUER & ZEITZ 2001; PFADENHAUER & HEINZ 2004).

Wie schnell kann man durch Renaturierung Klimaentlastungsleistung erreichen? Die renaturierten Standorte nehmen entlang der Chronosequenz in den Kendlmühlfilzen eine Mittelstellung ein (siehe Abb. 3), das heißt sie verlieren weniger Kohlenstoff und sind weniger klimawirksam als die degradierten Standorte, haben aber das günstige Niveau der naturnahen Standorte noch nicht vollständig erreicht. Für die kurze Zeit seit der Renaturierung (15 Jahre bei R2 und R3) ist aber mit 66-336 g CO₂-C Äquiv. m⁻² a⁻¹ Einsparung gegenüber den degradierten Standorten schon eine erhebliche Klimaentlastung durch Renaturierung zu verzeichnen (DRÖSLER 2005). Bereits im ersten Jahr konnte an einem Standort eine Klimaentlastung von 160 g CO₂-C Äquiv. m⁻² a⁻¹ erreicht werden (ebd.).

Aber auch naturnahe Moore sind bestenfalls klimaneutral: Dies liegt daran, dass die erhöhten CH_4 -Emissionen auf den naturnahen Standorten gepaart mit dem höheren GWP des Methans die Bilanz der Klimawirksamkeit der naturnahen Standorte dominiert (siehe Abb. 3).

Da der Wasserstand ein dominierender Faktor für die Steuerung der Klimarelevanz von Mooren ist (siehe Abb. 4), bietet sich an, diesen Parameter als einzigen Skalierungsfaktor für die Flüsse zu verwenden und darüber hinaus für den Wasserstand einfache Indikatoren wie Vegetationstypen zu verwenden (siehe zum Beispiel COUWENBERG et al. 2008). Diese Verfahren sind von großen Unsicherheiten begleitet, weil die stabile Beziehung zwischen Wasserstand und Klimabilanz nicht ausreichend über weite Standortgradienten abgesichert ist, für ein weites Spektrum der extrapolierten Vegetationstypen keine realen Spurengasflüsse vorliegen und insbesondere eine einfache Indikation des Wasserstandes mit der Vegetation nur unter naturnahen Bedingungen gelingt (siehe BUBIER et al. 1998).

Der Einsatz biologischer Senken zum Klimaschutz wird kritisiert, da unter anderem bei Wäldern die zusätzliche Aufnahme (additionality) durch Management-Maßnahmen nicht eindeutig verifizierbar ist und nicht ausreichend von den Effekten zusätzlicher Düngung durch Nährstoffeintrag über die Luft getrennt werden kann. Zudem ist die Aufnahme-Leistung jährlichen Schwankungen unterworfen und es stellen die schwierige Messbarkeit der geringfügig veränderten Aufnahmeleistungen in kurzen Zeiträumen sowie die Nicht-Permanenz der Bindung (insbesondere in Wäldern, siehe Waldbrände) die Senken-Idee in Frage (NOBLE & SCHOLLES 2001, MISSFELDT & HAITES 2001).

Werden Moore zum Klimaschutz renaturiert, trifft diese Kritik nur zum Teil zu: Die Reduktion der Emissionen, beziehungsweise die Erhöhung der Senkenfunktion ist in Mooren eindeutig Management-Maßnahmen zuzuordnen (additionality), die am Wasserstand und/oder der Nutzungsintensität ansetzen. Die Flüsse klimarelevanter Spurengase reagieren signifikant auf Management-Maßnahmen insbesondere, weil intensiv genutzte oder degradierte Flächen aufgrund des großen C-Pools im Boden um bis zu fünffach höhere Verluste aufweisen, als naturnahe Flächen aufnehmen (DRÖSLER 2005). Damit sind die Einflüsse von Management sicherer messbar als bei Wäldern oder mineralischen Böden. Die Nicht-Permanenz der Bindung ist weitgehend durch entsprechende Management-Auflagen auszuschließen (Nutzungsform und -Intensität, Wasserstandregulierung). Von interannuellen Schwankungen der Spurengasflüsse bleiben auch Moore nicht verschont. Die Schwankungen der Produktivität werden in Mooren aber besonders über den Wasserhaushalt gesteuert. Je naturnaher ein Moorstandort ist, desto

besser kann aber die funktionsfähige Torfstruktur die Wasserstands-Schwankungen ausgleichen und damit die interannuellen Unterschiede dämpfen. So waren beispielsweise im extremen Trockenjahr 2003 diejenigen Bauern im Vorteil, die (extensives) Niedermoor-Grünland bewirtschafteten, wie Beispiele aus dem Freisinger Moos gezeigt haben (Ertl, mdl.). Der wesentliche Vorteil des Moorschutzes zum Klimaschutz ist die Tatsache, dass der weitaus bedeutendste Teil des Klimaschutzeffektes aus echter Reduktion der Emissionen herrührt.

Andererseits sind Senken relativ schnell und kostengünstig zu etablieren, können in den ersten Jahrzehnten nach Etablierung (insbesondere Wald) erhebliche C-Speicherungsleistungen vorweisen und sollten deshalb für die nächsten 20-30 Jahre in keinem Maßnahmenkatalog für Klimaschutzmaßnahmen fehlen (SMITH 2004c). Damit wird die „Brückenfunktion“ der Senken, bis technische Innovationen marktreif und in großem Umfang eingeführt sind, als Hauptargument für deren Einsatz zum Klimaschutz hervorgehoben (NOBLE & SCHOLLES 2001).

Dies gilt auch für das Konzept, Moore zum Klimaschutz einzusetzen, wobei hier die erheblichen Emissionsminderungen im Vordergrund stehen. Insbesondere die „Brückenfunktion“ ist dabei hervorzuheben, da eine Emissionsreduktion bei einer Nutzungsumstellung unmittelbar wirksam werden kann. So konnte zum Beispiel durch die Renaturierung von ehemaligen Torfstichen bereits im ersten Jahr die Emission von $360 \text{ g CO}_2\text{-C m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ auf $190 \text{ g CO}_2\text{-C m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ nahezu halbiert werden (DRÖSLER 2005). Grundsätzlich sind die durchzuführenden Maßnahmen nicht kostspielig, solange der Wasserstand mit vertretbarem Aufwand geregelt werden kann. Eine differenzierte Bewertung der Kosteneffizienz hinsichtlich betriebswirtschaftlicher und volkswirtschaftlicher Effekte von Klimaschutz durch Moorschutz bietet die Basis, über die ökonomische Rationalität dieser Klimaschutzmaßnahmen zu urteilen.

Aus der Synthese der aktuellen Forschungsprojekte lassen sich generell folgende Aussagen zum Unterschied zwischen Regenmooren und Grundwassermooren ableiten: Die Reduktion der Klimabelastung durch Moorrenaturierung ist bei den Regenmooren geringer aber andererseits sicherer prognostizierbar. Für die Grundwassermoore sind die Reduktionspotenziale grundsätzlich höher, weil höhere Belastungswerte (Emissionen) gegeben sind. Andererseits ist die Abschätzung der Reduktionspotenziale unsicherer, da (1) eine größere Standortvielfalt gegeben ist, (2) eine Vielzahl von Management-Einflüssen einwirken, (3) die Ausgangsbedingungen für mögliche Umnutzungen zum Teil ungünstig sind und (4) Sukzessionsvorgänge daher schlechter prognostizierbar/lenkbar sind. Etablierungsuntersuchungen unter Einbeziehung populationsbiologischer Kenntnisse (siehe KRATZ & PFADENHAUER 2001) können in Zu-

kunft die Prognosemöglichkeiten der Effizienz von Moorrenaturierungen für den Klimaschutz verbessern.

5. Schlussfolgerungen

Renaturierungsmaßnahmen von Mooren können einen relevanten Beitrag zum Klimaschutz leisten. Die Größenordnung hängt aber einerseits von der Emissions-Bezugsgröße und andererseits von den zur Verfügung stehenden Flächen für eine Renaturierung ab. Bayern hat im Rahmen des Klip2020 vorreiterhaft ein üppig ausgestattetes Programm (2008-2011) der Moorrenaturierung zum Klimaschutz aufgelegt, das sich derzeit in Umsetzung befindet. Die Vegetationsökologie führt dazu eine wissenschaftliche Begleitforschung durch. Hiermit wird zeitnah der wissenschaftliche Erkenntnisstand in die Umsetzungspraxis eingebunden. Die Ausrichtung der Forschung auf anwendungsrelevante Grundfragen entspricht der Tradition des von Jörg Pfadenhauer geprägten Lehrstuhls für Vegetationsökologie an der TU-München.

Literatur

- AUBINET, M.; GRELE, A.; IBROM, A.; RANNIK, Ü.; MONCRIEFF, JB; FOKEN, T.; KOWALSKI, AS.; MARTIN, PH.; BERBIGIER, P.; BERNHOFER, C.; CLEMENT, R.; ELBERS, J.A.; GRANIER, A.; GRÜNWALD, T.; MORGENSTERN, K.; PILEGAARD, K.; REBMANN, C.; SNIJDERS, W.; VALENTINI, R. & VESALA, T. (2000): Estimates of the annual net carbon and water exchange of European forests: the EUROFLUX methodology, *Advances in Ecological Research*, 30, 113-175.
- AUGUSTIN, J. & CHOJNICKI, B. (2008): Austausch von klimarelevanten Spurengasen, Klimawirkung und Kohlenstoffdynamik in den ersten Jahren nach der Wiedervernässung von degradiertem Niedermoorgrünland. In: GELBRECHT, J.; ZAK, D. & AUGUSTIN J. (Hrsg.): Phosphor- und Kohlenstoff-Dynamik und Vegetationsentwicklung in wiedervernässten Mooren des Peenetales in Mecklenburg-Vorpommern. *Berichte des IGB*, Heft 26/2008, pp. 50-67.
- BELLAMY, P.H.; LOVELAND, P.J.; BRADLEY, R.I.; LARK, R.M. & KIRK, G.J.D. (2005): Carbon losses from all soils across England and Wales 1978-2003. *Nature*, 437, 245-248.
- BELLISARIO, L.M.; MOORE, T.R. & BUBIER, J.L. (1998): Net ecosystem CO₂ exchange in a boreal peatland, northern Manitoba. *Ecoscience*, 5(4): 534-541.
- BRUMME, R.; BORKEN, W. & FINKE, S. (1999): Hierarchical control on nitrous oxide emission in forest ecosystems. *Global Biogeochemical Cycles* 13, 1137-1148.
- BUBIER, J.L.; CRILL, P.M.; MOORE, T.R.; SAVAGE, K. & VARNER, R.K. (1998): Seasonal patterns and controls on net ecosystem CO₂ exchange in a boreal peatland complex. *Global Biogeochemical Cycles* 12: 703-714.
- BYRNE, K.A.; CHOJNICKI, B; CHRISTENSEN, T.R.; DRÖSLER, M.; FREIBAUER, A. ET AL. (2004): EU peatlands: Current carbon stocks and trace gas fluxes. CarboEurope-GHG Concerted Action – Synthesis of the European Greenhouse Gas Budget, Report 4/2004, Specific Study, Tipo-Lito Recchioni, Viterbo, October 2004, ISSN 1723-2236.
- COUWENBERG, J.; AUGUSTIN, J.; MICHAELIS, D. & JOOSTEN, H. (2008): Emission reductions from rewetting of peatlands. Towards a field guide for the assessment of greenhouse gas emissions from Central European peatlands. Greifswald. Duene. in press.
- DRÖSLER, M. (2005): Trace gas exchange and climatic relevance of bog ecosystems, Southern Germany. Dissertation an der Technischen Universität München, 179 S. published online: [urn:nbn:de:bvb:91-diss20050901-12494310](http://nbn:de:bvb:91-diss20050901-12494310).
- DRÖSLER, M.; FREIBAUER, A.; CHRISTENSEN, T. & FRIBORG, T. (2008): Observation and status of peatland greenhouse gas emission in Europe. In: The Continental-Scale Greenhouse Gas Balance of Europe. DOLMAN, H.; VALENTINI, R. & FREIBAUER, A. (Eds.): *Ecological Studies*, Vol. 203 2008, 305 p. ISBN: 978-0-387-76568-6.
- FREIBAUER, A.; DRÖSLER, M.; GENSIOR, A. & SCHULZE, E.-D. (2009): Das Potenzial von Wäldern und Mooren für den Klimaschutz in Deutschland und auf globaler Ebene. *Natur und Landschaft*. Heft 1/2009. Sonderheft Biodiversität und Klimawandel. pp. 20-25.
- HÖPER, H. (2007): Freisetzung klimarelevanter Gase aus deutschen Mooren. *Telma* 37., 85-116.
- KAULE, G. (1974): Die Übergangs- und Hochmoore Süddeutschlands und der Vogesen. – *Diss. Bot.* 27, Verlag Cramer, Lehre. 355 S.
- KRATZ, R. & PFADENHAUER, J. (2001): Ökosystemmanagement für Niedermooere: Strategien und Verfahren zur Renaturierung. Ulmer, Stuttgart. 317 S.
- MISSFELDT, F. & HAITES, E. (2001): The potential contribution of sinks to meeting the Kyoto protocol commitments. *Environmental Science and Policy*, 4, pp. 269-292.
- NOBLE, I. & SCHOLE, R.J. (2001): Sinks and the Kyoto protocol. *Climate Policy*, 1/2001, 5-25.
- PFADENHAUER, J.; SIUDA, C.; KRINNER, C. (1990): Ökologisches Entwicklungskonzept Kendlmühlfilzen. *Schriftenreihe BayLfU*, Heft 91, München. pp 61.
- PFADENHAUER, J. (1999): Leitlinien für die Renaturierung süddeutscher Moore. *Natur und Landschaft* 74, S.18-29.
- PFADENHAUER, J. & GROOTJANS, A. (1999): Wetland restoration in Central Europe: Aims and methods. *Journal of Applied Vegetation Science* 2, pp. 95-106.
- PFADENHAUER, J. & ZEITZ, J. (2001): Leitbilder und Ziele für die Renaturierung norddeutscher Niedermooere. – In: KRATZ, R. & PFADENHAUER, J. (Hrsg.): Ökosystemmanagement für Niedermooere: Strategien und Verfahren zur Renaturierung. Ulmer, Stuttgart. S. 17-24.
- PFADENHAUER, J. & HEINZ, S. (2004): Renaturierung von niedermooertypischen Lebensräumen – 10 Jahre Niedermooermanagement im Donaumoos. *Naturschutz und Biologische Vielfalt* 9, 299 S.
- RETH, S.; HENTSCHEL, K.; DRÖSLER, M. & FALGE, E. (2005): DenNit – Experimental analysis and modelling of soil N₂O efflux in response on changes of soil water content, soil temperature, soil pH, nutrient availability and the time after rain event. *Plant and Soil* 272: 349–363.

- REICHSTEIN, M.; REY, A. & FREIBAUER, A. ET AL. (2003): Modelling temporal and large-scale spatial variability of soil respiration from soil water availability, temperature and vegetation productivity indices. *Global Biogeochemical Cycles*, Vol. 17, No. 4, 1104.
- SALLANTUS, T. & KAIPAINEN, H. (1996): Leaching and accumulation of elements in ombrotrophic bogs as indicators of recent and past deposition quality. pp 412-417. In: ROOS J., (editor): *The Finnish Research Programme on Climate Change. Final Report. The Academy of Finland, Helsinki, Finland.*
- SMITH, P. (2004c): Soils as carbon sinks: the global context. *Soil Use and Management* Vol. 20, Special Issue 1, 212-218.
- TUITTILA, E.S.; KOMULAINEN V.M.; VASANDER H. & LAINE J. (1999): Restored cut-away peatland as a sink for atmospheric CO₂. *Oecologia*, 120, 563-574.
- TURUNEN, J. & TOLONEN, K. (1996): Rate of Carbon accumulation in boreal peatlands and climate change. In: Lappalainen (ed.) *Global peat resources, IPS, Finland 1996.* pp. 21-36.
- TURUNEN, J.; TOMPPONEN, E.; TOLONEN, K. & REINIKAINEN, A. (2002): Estimating carbon accumulation rates of undrained mires in Finland – application to boreal and subarctic regions. *The Holocene*, 12: 69-80.
- UBA (Hrsg.) (2009): *Nationaler Inventarbericht zum Deutschen Treibhausgasinventar 1990-2007.* Climate Change 02 09 ISSN 1862-4359 Dessau.
- WADDINGTON, J.M. & ROULET, N.T. (2000): Carbon balance of a boreal patterned peatland. *Global Change Biology*, 6, 87-97.
- WILSON, D.; ALM, J.; LAINE, J.; BYRNE, K.A.; FARRELL, E.P. & TUITTILA, E-S. (2008): Rewetting of Cutaway Peatlands: Are We Re-Creating Hot Spots of Methane Emissions? *Restoration Ecology*. 10.1111/j.1526-100X.2008.00416.x
- VAN HUISSTEDEN, J.; VAN DEN BOS. R. & I. MARTICORENA ALVAREZ, I. (2006): Modelling the effect of water-table management on CO₂ and CH₄ fluxes from peat soils, *Netherlands Journal of Geosciences – Geologie en Mijnbouw* 85-1 pp 3-18.

Anschrift des Verfassers:

Dr. Matthias Drösler
 Technische Universität München
 Lehrstuhl für Vegetationsökologie
 Emil-Ramann-Str. 6
 85350 Freising
 droesler@wzw.tum.de

Makrophyten in bayerischen Fließgewässern

Verbreitung, Bioindikation, Langzeit-Monitoring und Biotop-Management

Macrophytes in Bavarian running waters – distribution, bio-indication, long-term monitoring and habitat management

Alexander KOHLER und Uwe VEIT

Zusammenfassung

Die Makrophyten-Verbreitung in ausgewählten Fließgewässersystemen Bayerns wird von unserer Arbeitsgruppe seit 1970 nach syn- und autökologischen Aspekten untersucht.

Für die Aufnahme- und Kartierung der Wasserpflanzen-Arten wurde eine den Fragestellungen entsprechende Abschnittsmethode erprobt und angewandt. Die Auswertung kann unter anderem nach den Kenngrößen „Relative Arealänge“, „Relative Pflanzenmenge“, „Mittlerer Mengenindex“ rechnerisch und graphisch erfolgen.

Zur Bioindikation können Makrophyten als „Zeigerorganismen“, als „Monitoring-Pflanzen“ und als Testorganismen für Umweltschadstoffe unter Laborbedingungen verwendet werden.

Aufgrund von seit 1970 durchgeführten Langzeituntersuchungen mit dem selben Kartierverfahren, konnten wichtige Aussagen über Veränderungen der Makrophyten-Verbreitung unter sich verändernden Belastungsbedingungen gemacht werden.

Das Beispiel von kalkreichen Niedermoor-Fließgewässern im Erdinger Moos zeigt, dass es möglich ist, wertvolle Grabensysteme vom hoch sensiblen Typ *Potamogeton coloratus* neu zu schaffen, wenn die oligotrophen Grundwasserbedingungen gewährleistet sind.

Summary

The macrophytic vegetation of selected running waters in Bavaria, Germany, has been evaluated syn- and autoecologically by our working group since 1970.

For this project a new method has been developed and examined by which the macrophytic species have been mapped and recorded section-wise. The evaluation of data is done graphically and by calculating indices like for example the "Relative Area Length", "Relative Plant Mass" or the "Mean Mass Indices".

Based on these long-term studies profound knowledge could be gathered with regard to the development of macrophytic distribution patterns influenced by changing contamination conditions. It could be observed for example that a vegetation type comprising the highly sensitive *Potamogeton coloratus* can re-establish within ditches if these are sustainably influenced by oligotrophic ground water.

These evaluations were accompanied by additional laboratory testing which underlined the bio-indicative properties of macrophytes as indicator organisms for monitoring environmental pollutants.

1. Einleitung

In den Jahren 1969/1970 wurde von unserer Weihenstephaner Arbeitsgruppe als erstes Objekt zur Erforschung der limnischen Fließgewässer-Makrophyten das hydrogencarbonatreiche Niedermoor-Gewässersystem der Moosach bei Freising ausgewählt. Dieses Flusssystem ist aufgrund seiner artenreichen, üppigen Wasserpflanzen-Vegetation und seiner großen trophischen Unterschiede (von unbelastet bis mäßig eutrophiert) hervorragend geeignet, um Zusammenhänge zwischen Makrophyten-Verbreitung und Wasserqualität zu erforschen.

Nach Abschluss dieser ersten Kartierung und ermutigenden Ergebnissen zum Thema Bioindikation wurden bald weitere Fließgewässer in Bayern in unsere Untersuchungen einbezogen, so vergleichbare Niedermoor-Fließgewässer der Friedberger Au bei Augsburg und des Erdinger Mooses. Als Beispiele für weiche, hydrogencarbonatarmer Flüsse, welche von Natur aus ein völlig anderes Makrophyten-Inven-

tar besitzen, wurden Pfreimd und Naab im Oberpfälzer Wald ausgewählt. Exemplarisch für einen mesotrophen Fluss wurde die Vils (Oberpfalz) bearbeitet.

Einige der genannten Flusssysteme in Bayern sind bis heute Gegenstand von Langzeitmonitoring-Projekten, die durch die EU-Wasserrahmenrichtlinie neue Aktualität erhalten haben. Auf der Grundlage unserer Erfahrungen und Ergebnisse zur Makrophyten-Ökologie in bayerischen Fließgewässern wurden weitere Fließgewässer in Baden-Württemberg, Südschweden und Ungarn untersucht. Die dabei entwickelten Erhebungs- und Kartiermethoden fanden schließlich auch Eingang in das große internationale Donauprojekt MIDCC (Multifunctional Integrated Study Danube Corridor and Catchment), das von Prof. Dr. Georg Janauer (Universität Wien), geleitet wurde: Zwischen 2001 und 2005 wurden die Donau und viele Seitengewässer von den Quellflüssen bis zur Mündung in das Schwarze Meer nach der von uns erprobten Erhebungs- und Kartiermethode bearbeitet.

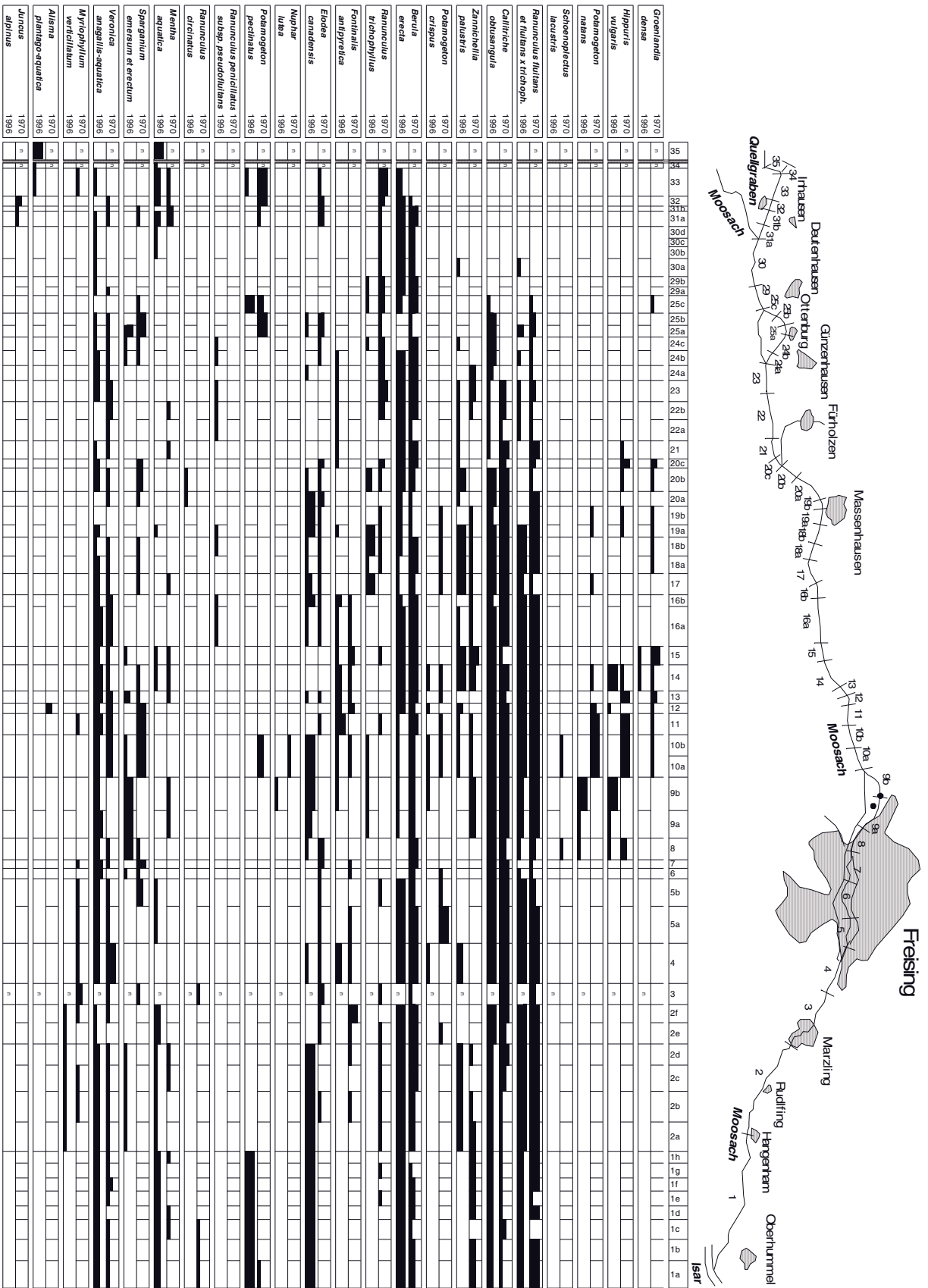


Abbildung 1: Makrophyten-Verbreitung in der Moosach (Hauptfluss) 1970 und 1996 (Kohler & Schneider 2003, verändert)

An dieser Stelle sei besonders die noch andauernde fruchtbare internationale Zusammenarbeit mit Kolleginnen und Kollegen der Universitäten Wien (Österreich), Lund (Schweden) und Gödöllő (Ungarn) erwähnt.

Die vorliegende Arbeit gibt einen Überblick über die erwähnten Kartier- und Auswertungsmethoden, zeigt Möglichkeiten des Einsatzes von Makrophyten als Indikator-Organismen auf und gibt abschließend Hinweise zum Schutz und zur Neuschaffung hochwertiger Fließgewässer-Ökosysteme.

2. Methoden

2.1 Aufnahme- und Kartiermethoden

Das Ziel bei Fließgewässer-Untersuchungen ist, die Makrophyten-Vegetation ganzer Flusssysteme auf Artniveau zu erfassen und zu kartieren. Hierzu mussten neue Verfahren der Vegetationsanalyse erprobt und entwickelt werden (KOHLER 1978, KOHLER & JANAUER 1995, KOHLER & SCHNEIDER 2003).

Für die Aufnahme galten folgende Kriterien:

- die Geländeerhebung sollte mit Hilfe einer einfachen Mengenschätzung (Abundanz) erfolgen und unabhängig vom jeweiligen Bearbeiter, reproduzierbare Ergebnisse liefern,
- die Probeflächen sollten kartographisch exakt lokalisierbar sein,
- die gewonnenen Daten sollten für quantitative Auswertungen verwendbar sein.

Die Fließgewässer werden dazu in ökologisch einheitliche Abschnitte eingeteilt, die unterschiedliche, aber exakt zu definierende Längen haben können. In der Regel wurden Abschnittslängen von 100 bis 300 m gewählt. Die Abschnitte sind in Karten (zum Beispiel 1:25.000 oder 1:10.000) einzutragen. Innerhalb der Abschnitte sollten Beschattung, Strömung, Wassertrübung möglichst einheitliche Bedingungen aufweisen.

Für jeden mit einer Nummer versehenen Abschnitt wird ein eigener Erhebungsbogen verwendet, in dem neben allgemeinen und standörtlichen Angaben alle limnischen Makrophyten-Arten (Hydrophyten, Amphiphyten und Helophyten) eingetragen und mit einem Schätzwert (Skala von 1 bis 5: sehr selten bis massenhaft) versehen werden.

An dieser Stelle sei erwähnt, dass die Auswahl der Probeflächen in Fließgewässern nicht nach den in der Vegetationskunde meist verwendeten Kriterien der Homogenität des Pflanzenbewuchses beziehungsweise einheitlicher Standortsbedingungen erfolgen kann, zumal diese in Fließgewässern fast nie vorhanden sind. Auch weicht unser Erhebungsverfahren von üblichen vegetationskundlichen Methoden dadurch ab, dass in der hier beschriebenen Methode auch Abschnitte erfasst werden, die wenig oder keinen Pflanzenbewuchs haben. Das Fehlen von Vegetation in Fließgewässern kann ökologisch von

großer Bedeutung sein (zum Beispiel Verödungszone) und bei Langzeituntersuchungen wichtige Informationen liefern.

Längskartierungen ganzer Flussläufe bieten sich an, um das Gesamt-Inventar der Makrophyten zu erfassen. In vielen Fließgewässern ist es zudem sinnvoll, zusätzlich zur Kartierung des gesamten Flusslaufes einzelne Bereiche genauer zu untersuchen. Hierzu eignen sich Mikrokartierungen zur Erfassung einzelner Makrophyten-Populationen (KOHLER et al. 1994a) und Transektkartierungen (KOHLER et al. 2003). Für die genaue Erfassung der Makrophyten-Deckung in ausgewählten Flussabschnitten empfiehlt sich das Schätzverfahren nach LONDO (1974).

2.2 Auswertungsmethoden

Die Auswertung der Daten einer Makrophyten-Kartierung eines Fließgewässers erfolgt in der Regel in folgenden Schritten:

- Die Verbreitung der Makrophyten wird für den Hauptfluss und die Seitenflüsse in Balkendiagrammen dargestellt (Abb. 1).
- Verbreitungsmuster einzelner Arten beziehungsweise Artengruppen lassen oft die Ausweisung von floristisch-ökologischen Flusszonen zu, vor allem, wenn die Sippen durch wasserchemische Messprogramme (oder Freiland- und Laboruntersuchungen) auf bestimmte Standort- beziehungsweise Belastungsfaktoren kalibriert werden können.

Aufgrund der Erstkartierungsergebnisse von 1970 wurden an der Moosach vier floristisch-ökologische Flusszonen (A, B, C, D) ausgewiesen, die als Ausdruck ansteigender trophischer Bedingungen (bezogen auf NH_4^- beziehungsweise o-PO_4^- -Werte des Wassers) gewertet werden konnten (Abb. 2 auf Seite 76). Diese Flusszonen sind keineswegs als abstrakte syntaxonomische Einheiten (zum Beispiel Assoziationen) des pflanzensoziologischen Systems zu verstehen, sondern als empirisch ermittelte vegetationsökologisch definierte Zonen eines Fließgewässers. Bemerkenswert ist, dass solche floristisch-ökologische Fließgewässerzonen auch in anderen vergleichbaren kalkreichen Niedermoor-Gebieten (Erdinger Moos, Friedberger Au und im Elsässischen Ried) nachgewiesen wurden (HABER & KOHLER 1972, KOHLER et al. 1974, CARBIENER et al. 1990).

Aufgrund der Kartierungsergebnisse kann die Vegetation ganzer Fließgewässer und Fließgewässer-Systeme oder einzelner Flusszonen mit Hilfe bestimmter Auswertungsverfahren weiter gekennzeichnet werden. Ohne auf die Berechnungsverfahren näher einzugehen (siehe KOHLER & JANAUER 1995), seien hier wichtige Kenngrößen genannt.

- „Relative Areallänge“: Diese Kenngröße charakterisiert die Verbreitung einer Makrophyten-Art im Fluss oder in einer Flusszone.
- „Relative Pflanzenmenge“: Sie ist ein Maß dafür, welchen prozentualen Anteil die Menge einer Art

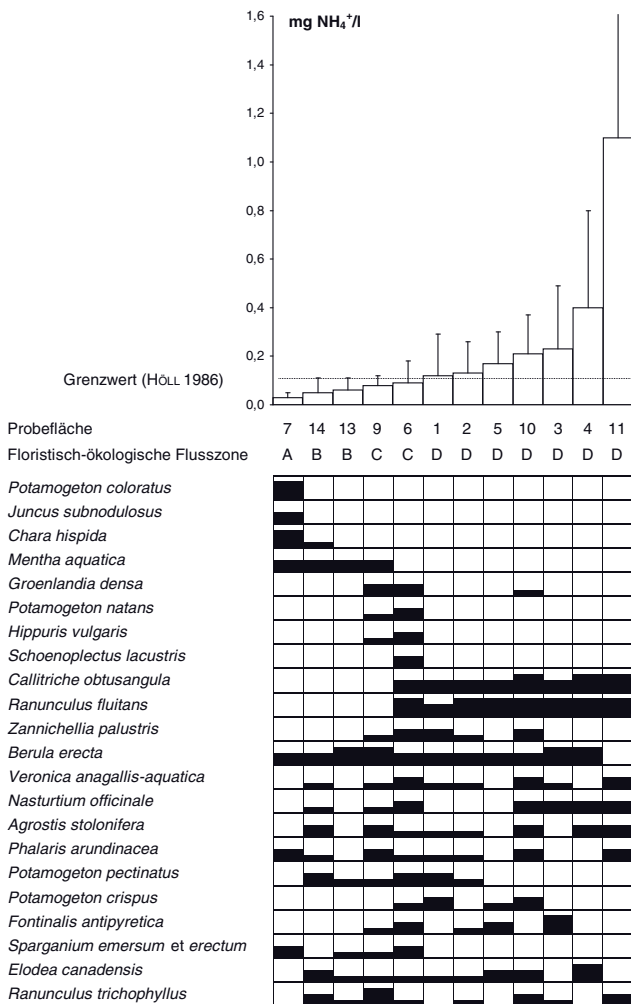


Abbildung 2: Ökologische Reihe Moosach: Pflanzenverbreitung und mittlere NH₄⁺-Konzentrationen des Wassers. Messpunkte angeordnet nach steigenden Ammonium-Werten (KOHLER & SCHNEIDER 2003)

an der Gesamtmenge aller berücksichtigten Taxa im gesamten Fluss oder einer Flusszone hat. Sie kennzeichnet die Dominanzverhältnisse von Arten. Die Graphik zu dieser Kenngröße gibt auch Auskunft über die Artenvielfalt der Wasserpflanzen eines Gewässers.

- „Mittlere Mengenindices“: Diese Indices lassen differenzierte Aussagen über Verbreitung und Mengenverhältnisse im Fluss zu, zum Beispiel, ob ein Makrophyt an einzelnen Stellen geklumpt oder über den Fluss weiter verbreitet vorkommt.

Alle drei Kenngrößen sind besonders geeignet, um qualitative und quantitative Veränderungen in der Verbreitung der einzelnen Makrophyten-Sippen bei Langzeitmonitoring-Studien darzustellen.

3. Fließgewässer-Makrophyten als Bioindikatoren

Die Untersuchungen der limnischen Makrophyten im Moosach-System eröffneten neue Aspekte zur Verwendung von Wasserpflanzen als Bioindikatoren, vor allem im Hinblick auf Belastungsvorgänge

- im Gewässer. Wie terrestrische Organismen zur Überwachung von Luftverunreinigungen herangezogen werden können (ARNDT et al. 1987, 1996), so lassen sich auch Wasserpflanzen in dreierlei Weise als Umweltindikatoren verwenden (KOHLER 1982):
- a) als „Zeigerorganismen“ in limnischen Ökosystemen,
 - b) als „aktive“ und „passive“ Monitororganismen in Gewässern,
 - c) als Testorganismen zur Untersuchung der Wirkungen von Umweltschadstoffen unter kontrollierten Laborbedingungen.

Aus diesen drei Anwendungsbereichen sollen nachfolgend ausgewählte Beispiele gezeigt werden.

3.1 „Zeigerpflanzen“ (im engeren Sinn)

Im Vordergrund der Ermittlung von Makrophyten als Zeigerpflanzen standen bei der ersten Untersuchung der Moosach Fragen der Trophie, zumal das Moosach-System sehr unterschiedliche Trophiebereiche von oligotrophen Quellgräben bis hin zu mäßig belasteten Flussbereichen aufwies. Aufgrund der Makrophyten-Kartierungsergebnisse und der über zwei Jahre durchgeführten wasserchemischer Analysen zeichneten sich Artengruppen unterschiedlicher Belastungsamplituden ab, vor allem was die Ammonium- und ortho-Phosphat-Konzentrationen des Wassers betrafen. Somit konnten vier Gruppen mit Zeigerarten unterschiedlicher Verbreitung ausgewiesen werden (KOHLER et al. 1971, 1973):

- Die *Potamogeton coloratus*-Gruppe war auf die reinsten Grundwasserstandorte beschränkt.
- Die *Groenlandia densa*-Gruppe hatte ihren Verbreitungsschwerpunkt in den leicht eutrophierten Fließgewässerbereichen oberhalb der Stadt Freising.
- Die *Ranunculus fluitans*-Gruppe kennzeichnete alle Bereiche des Moosach-Systems mit leichter bis mäßiger Eutrophierung, fehlte aber in oligotrophen Quellgräben.
- Eine weitere (indifferente) Artengruppe mit *Berula erecta* und *Ranunculus trichophyllus* war in allen Flussbereichen von oligotroph bis mäßig eutrophiert vertreten.

Mit Hilfe der ausgewiesenen Zeigerartengruppen wurde das Fließgewässersystem in vier floristisch-ökologische Flusszonen (Zonen A, B, C, D) untergliedert, die als Ausdruck steigender Nährstoffbelastung gewertet wurden (KOHLER et al. 1971). Bemerkenswert war, dass sich diese floristisch-ökologische Zonierung auch in der Abfolge von Unterwasserböden abzeichnete (FISCHER 1984).

Die Ausweisung entsprechender Zeigerartengruppen und floristisch-ökologischen Zonen war auch in anderen kalkreichen Niedermoor-Fließgewässern möglich wie denen des Erdinger Moores (KOHLER et al. 1994b, KUTSCHER & KOHLER 1976), der Friedberger Au (VEIT & KOHLER 2003) und des Elsässischen Rieds (CARBIENER et al. 1990).

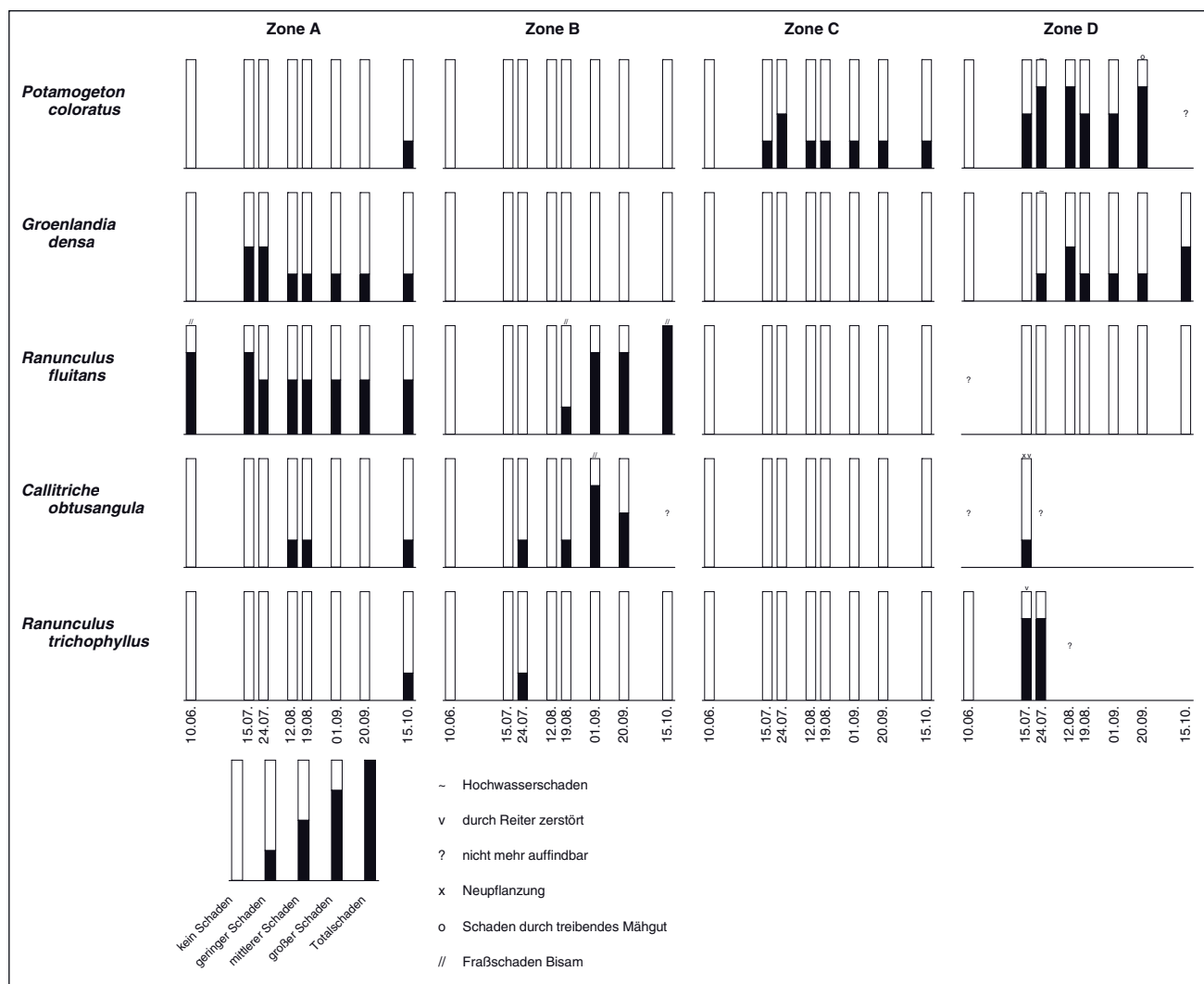


Abbildung 3: Makrophyten-Umpflanzversuch Moosach-System 1974 (nach Glänzer et al. 1977, stark verändert)

Für bayerische Seen konnte MELZER (1993) ein vergleichbares Zeigerarten-System entwickeln. Durch umfangreiche wasserchemische Messprogramme gelang es, Makrophyten als Grundlage der Trophie-Bewertung von stehenden Gewässern (Makrophyten-Index MI) zu verwenden. Auf der Grundlage dieses „Makrophyten-Index“ (MI) hat SCHNEIDER (2000) mit dem „Trophieindex Makrophyten“ (TIM) einen vergleichbaren Index für Fließgewässer entwickelt, welcher die trophischen Verhältnisse ebenso differenziert zu bewerten und kartographisch darzustellen ermöglicht.

3.2 „Aktives“ und „passives Monitoring“

Die Ermittlung von ökologischen Gruppen aufgrund von Kartierungsergebnissen und standortkundlichen Analysen im Fluss gibt wichtige Informationen über die ökologische Amplitude von Makrophyten in Bezug auf einzelne Standortparameter. Aussagen darüber, ob die Artverbreitungsmuster in Fließgewässern vorwiegend zufällig sind, wie das GESSNER (1955) angenommen hat, oder standörtlich bedingt sind, können durch Freilandexperimente getroffen werden. GLÄNZER et al. (1977) führten in der

Moosach Umpflanzversuche mit Makrophyten-Arten aller vier floristisch-ökologischen Zonen durch. Sie konnten mit diesen Studien des „aktiven Monitorings“ zeigen, dass die oben genannten Artengruppen nur in jenen Flusszonen der Moosach ohne Schädigung gut gedeihen können, in denen sie auch verbreitet waren (Abb. 3).

Durch Untersuchungen zum „passiven Monitoring“ mit Wasserpflanzen des Moosach-Systems konnte MELZER (1980) anhand einer Studie zur Nitratreduktase-Aktivität von Makrophyten zeigen, dass die N-Form im Gewässer (NO₃/NH₄⁺) auf die Verbreitung einiger Arten einen entscheidenden Einfluss hat. Arbeiten von JANAUER (1979) zum „passiven Monitoring“ von Makrophyten machen deutlich, dass Eutrophierungsvorgänge Veränderungen in der Zusammensetzung anorganischer und organischer Inhaltsstoffe von Fließgewässer-Makrophyten bedingen.

Die Wirkung von vorwiegend anthropogenen Versauerungsvorgängen in schwach gepufferten Schwarzwaldgewässern studierten TREMP & KOHLER (1993) in Freiland- und Laborexperimenten.

3.3 Makrophyten als Testorganismen unter kontrollierten Laborbedingungen

Für die Untersuchung der Wirkung gelöster, chemischer Belastungssubstanzen auf Fließgewässer-Makrophyten wurde in den 1970er Jahren in Weihenstephan eine erste Aquarienanlage entwickelt, mit der in Aquarien Fließgewässerbedingungen simuliert wurden um die Belastbarkeit von Makrophyten der Moosach durch Ammonium und Phosphat zu studieren (GLÄNZER et al. 1977). Später wurde die Aquarienanlage an der Universität Hohenheim zu einer großen Versuchsanlage ausgebaut, mit der in ca. 100 Aquarien die Wirkung unterschiedlicher Umweltchemikalien (Tenside, Schwermetalle, Bor, Phosphat etc.) unter kontrollierten Bedingungen auf eine Reihe von Makrophyten-Arten getestet werden konnte. Während bei der ersten Aquarienanlage Schadsymptome an den Blättern bonitiert wurden, war später die damals neu entwickelte Messung der Nettophotosynthese der Wasserpflanzen als sensibles und frühes Schädigungsmerkmal möglich (Abb. 4, LABUS 1979, NOBEL 1980, SCHUSTER 1979, KOHLER 1982, TREMP & KOHLER 1993).

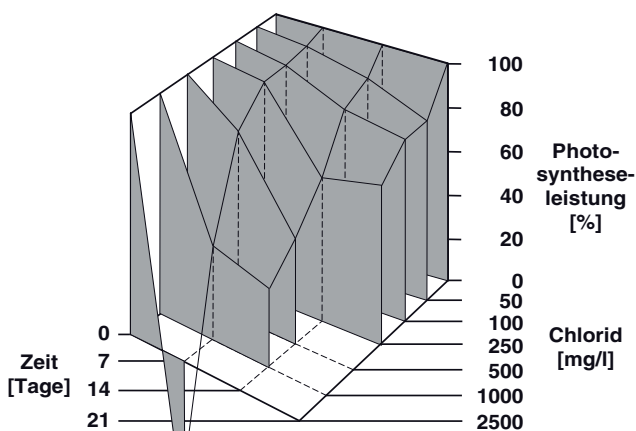


Abbildung 4: Belastungsversuch Nettophotosyntheseleistung von *Potamogeton alpinus* bei unterschiedlichen Chloridbelastungen in Aquarienanlage (nach NOBEL 1980, verändert)

4. Langzeitmonitoring von Fließgewässer-Makrophyten

Die Kartierungen der Verbreitung von Makrophyten in bayerischen Fließgewässern (Moosach, Friedberger Au, Naab und Pfreimd) wurden seit 1970 beziehungsweise 1972 auch unter dem Aspekt sich verändernder Umwelt- und Belastungsbedingungen in den Flüssen in Abständen von einigen Jahren exakt mit den selben Gewässerabschnitten und mit der selben Erhebungs- und Kartierungsmethode wiederholt (VEIT & KOHLER 2003, VEIT et al. 1997, WÜRZBACH et al. 1997). In Zusammenarbeit mit den Arbeitsgruppen Prof. Poschlod (Universität Regensburg) und Prof. Penksza (Universität Gödöllő, Ungarn) wird das Langzeitmonitoring-Programm in bayerischen Fließgewässern fortgeführt.

Die Entwicklung der Makrophyten-Verbreitung im Moosach-System von 1970 bis 2005 zeigt, dass die Artengruppe von *Groenlandia densa*, welche schwach eutrophe Bedingungen indiziert, während des 35-jährigen Untersuchungszeitraumes in Flussbereichen oberhalb der Stadt Freising weitgehend verschwunden ist. Das bedeutet, dass die Makrophyten-Vegetation im Hauptfluss eine Nivellierung erfahren hat und die trophischen Bedingungen sich zum Eutrophen hin entwickelt haben. Somit wäre die Moosach von Ottenburg im Oberlauf bis zu ihrer Mündung in die Isar bei Oberhummel durchgehend der floristisch-ökologischen Zone D zuzuordnen (POSCHLOD et al., in Vorbereitung, VEIT et al., in Vorbereitung). Im Gegensatz dazu steht der grundwassergespeiste Seitzufluss des Pullinger Grabens. Hier haben sich die trophischen Verhältnisse während des ganzen Untersuchungszeitraumes nicht verändert, was die Erhaltung der gegen Eutrophierung hoch sensiblen *Potamogeton coloratus*-Zone A gewährleistet hat.

5. Artenschutz und Biotopmanagement

In Tabelle 1 sind die Arten der Roten Liste für Bayern zusammengestellt (BAYERISCHES Landesamt für Umwelt 2009), welche durch Kartierungen unserer Arbeitsgruppe in vier untersuchten Fluss-Systemen gefunden wurden. Einige Arten (*Potamogeton coloratus*, *Apium repens*, *Sparganium natans*, *Myriophyllum alterniflorum* und andere) gelten als stark gefährdet oder als verschollen (wie zum Beispiel *P. x fluitans*).

In kalkreichen, grundwassergeprägten Niedermoor-gewässern (Moosachsystem, Friedberger Au, Erdinger Moos) sind vor allem die Standorte zu nennen, welche durch *Potamogeton coloratus* charakterisiert sind. In unserer Einteilung der Fließgewässer umfassen diese Standorte die Gewässerzone A. In Bayern existieren noch einige dieser hochsensiblen Biotope. Es handelt sich vorwiegend um Sekundärstandorte von *P. coloratus* (Niedermoor-Entwässerungsgräben). In Baden-Württemberg sind die Vorkommen von *Potamogeton coloratus* seit Jahrzehnten erloschen (vergleiche ROWECK et al. 1986).

Zum Biotopmanagement dieser stark gefährdeten Biotope sollen aufgrund langjähriger Erfahrungen in Bayern einige Vorschläge gemacht werden:

- der Grundwasser-Einfluss in Entwässerungsgräben muss langfristig gewährleistet werden, um das Trockenfallen dieser limnischen Biotope absolut zu vermeiden.
- aufgrund der hohen Sensitivität von *P. coloratus* und einigen seiner Begleitpflanzen gegenüber Eutrophierungsvorgängen ist die Einleitung von Abwässern in diese Biotope zu vermeiden. Schon die gelegentliche Einleitung von Küchen- und Waschküchenabwässern kann derartige Standorte mit ihrem Artenbestand irreversibel zerstören. Im elsässischen Ried konnten wir vor Jahren beobachten, dass durch die Einleitung des Wassers eines Forel-

Tabelle 1: Rote Liste-Arten Bayern: Gefäß-Makrophyten in vier untersuchten Fließgewässer-Systemen in Bayern

Taxon Name	Untersuchte Fließgewässer					Gefährdungs-kategorie	
	Moos-ach	Erdinger Moos	Fried-berger Au	Vils (Ober-pfalz)	Pfreimd/Naab	Bayern	Deutsch-land
<i>Apium repens</i>	•		•			2!!h	1§§F
<i>Butomus umbellatus</i>				•		3	*
<i>Callitriche hamulata</i>				•	•	G	*
<i>Groenlandia densa</i>	•	•	•	•		3!h	2
<i>Hippuris vulgaris</i>	•	•				3	3
<i>Juncus subnodulosus</i>	•	•	•			3	3
<i>Lemna trisulca</i>	•					3	*
<i>Myriophyllum alterniflorum</i>					•	2	2
<i>Myriophyllum verticillatum</i>	•	•	•	•		3	*
<i>Potamogeton alpinus</i>				•	•	3	3
<i>Potamogeton berchtoldii</i>		•	•	•		3	*
<i>Potamogeton coloratus</i>	•	•	•			2!h	2
<i>Potamogeton lucens</i>				•		3	*
<i>Potamogeton nodosus</i>				•	•	3	*
<i>Potamogeton perfoliatus</i>		•		•	•	3	*
<i>Potamogeton x fluitans</i> (<i>P. natans</i> x <i>P. lucens</i>)				•		0	
<i>Potamogeton x schreberi</i> (<i>P. natans</i> x <i>P. nodosus</i>)				•		0 ^{a)}	
<i>Ranunculus circinatus</i>	•	•				3	*
<i>Ranunculus fluitans</i>	•	•	•	•	•	3	*
<i>Ranunculus peltatus</i> ssp. <i>peltatus</i>					•	3	*
<i>Ranunculus penicillatus</i> ssp. <i>penicillatus</i>					•	3	*
<i>Ranunculus penicillatus</i> ssp. <i>pseudofluitans</i>	•	•				3	*
<i>Sparganium natans</i>		•	•			2	2

- Vorkommen
- 1 vom Aussterben bedroht
- 2 stark gefährdet
- 3 gefährdet
- ! große Verantwortung Deutschlands
- !! sehr große Verantwortung Deutschlands
- §§ streng geschützt
- * in Deutschland ungefährdet
- F FFH-Richtlinie
- G Gefährdung anzunehmen
- h Hauptverantwortung Bayerns innerhalb Deutschlands
- a) Nicht in der Roten Liste für Bayern aufgeführt, aber Status wie für *P. x schreberi* anzunehmen.

lenteiches die *P. coloratus*-Zone A in ein meso- bis eutrophes System mit dominierender *Callitriche obtusangula* umgewandelt wurde.

- landwirtschaftliche Nutzung (Ackerbau, Grünland) in der Umgebung solcher Grabensysteme stellt in ebenem Gelände kaum eine Gefährdung für die Grabenbiotope dar. Dennoch sei die Anlegung von Pufferstreifen zwischen Nutzflächen und Gewässer auch im Hinblick auf die Förderung der Strukturvielfalt in solchen oft ausgeräumten Landschaften empfohlen.

Zur Möglichkeit der Neuschaffung derartiger Grabenbiotope mit *Potamogeton coloratus* möchten wir auf Beobachtungen im Gebiet des heutigen Großflughafens München im Erdinger Moos eingehen. Die Fließgewässer im Bereich des Erdinger Moores wurden von unserer Arbeitsgruppe vor, während und nach dem Bau des Flughafens untersucht (KOHLER et al. 1994b). Zur Absenkung des Grundwasserspiegels waren nordöstlich des eigentlichen Flughafengeländes neue Gräben angelegt worden. Im „Vorflutgraben Nord“ wurde im Jahr 1992 *Potamogeton coloratus* (verbreitet) nachgewiesen. Nach unserer Auffassung dürfte es sich um eine spontane Besiedlung mit dieser Art der Zone A gemäß Einteilung für das Moosach-System und die Friedberger Au gehandelt haben, zumal sich ihr dort auch andere Arten der Zone A (*Chara hispida* und weitere typische Begleitarten wie *Mentha aquatica* und *Berula erecta*) zugesellt hatten. Die Herkunft der Diasporen von *P. coloratus* ist ungeklärt. In anderen Gewässern des Erdinger Moores wurde die Sippe nachgewiesen. Leider waren schon im Sommer 1993 die neu geschaffenen Gräben durch Grundwasserabsenkung wieder trocken gefallen.

Die Untersuchungen im Erdinger Moos weisen aber deutlich darauf hin, dass die Neuschaffung derart seltener, hoch empfindlicher Grabenbiotope in kalkreichen Niedermoor-Gebieten möglich ist, soweit die oben genannten Bedingungen (permanenter Grundwasser-Einfluss ohne Abwasserbelastung) gegeben sind. Derartige Potenziale zur Neuschaffung solcher oligotropher Grabenökosysteme gekennzeichnet durch *Potamogeton coloratus*, Characeen und andere dürften im bayerischen Alpenvorland vor allem entlang der Alpenflüsse vorhanden sein.

Abschließend möchten wir noch auf Ergebnisse unserer Langzeitstudien im Bereich der Friedberger Ach eingehen. Die Gewässer der Friedberger Au wurden seit 1972 im Abstand von mehreren Jahren nach demselben Aufnahme- und Kartierverfahren untersucht (VEIT et al. 2003). Für die Renaturierung von vormals völlig überlasteten Fließgewässer-Bereichen erscheint die Entwicklung der Wasserpflanzenbesiedlung der ehemaligen Verödungszone der Ach besonders interessant. Wir möchten betonen, dass die Renaturierung dieses Gewässerbereiches in einen Zustand entsprechend den oligotrophen Grä-

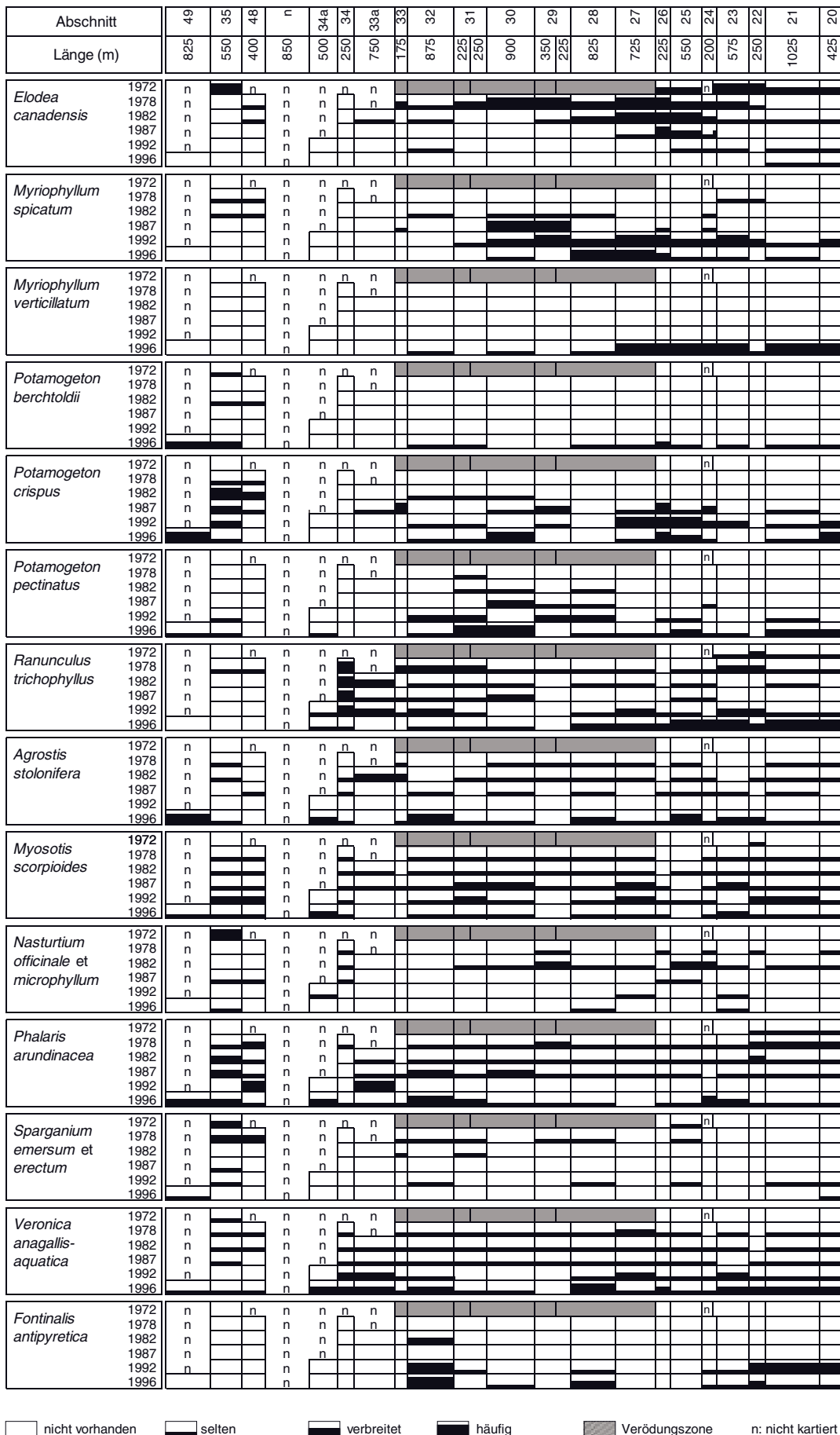
ben (Zonen A, B) weder möglich noch wünschenswert sein kann.

Die Friedberger Ach war bei der Erstkartierung im Jahre 1972 noch durch die ungeklärten Abwässer der Stadt Friedberg belastet und wies unterhalb der Einleitungsstelle die schlechteste Güteklasse (Güteklasse 4) und eine mehrere Kilometer lange Wasserpflanzen-Verödungszone auf. Nach Beseitigung der Abwassereinleitung im Jahre 1974 verbesserte sich die Gewässergüte in der ehemaligen Verödungszone von Güteklasse 4 auf 2. Die erste Wiederholungskartierung der Makrophyten erfolgte 1978. Die Vegetationsuntersuchung oberhalb der ehemaligen Einleitungsstelle ließ darauf schließen, dass der Fluss vor der starken Abwasserbelastung wohl einem mäßig eutrophen Fließgewässertyp zuzuordnen war (etwa der Zone C des Moosach-Systems mit *Groenlandia densa* als charakteristischer Art). Die bis 1996 durchgeführten Wiederholungskartierungen der Friedberger Ach zeigten, dass die Besiedlung durch Makrophyten der früheren Verödungszone nur sehr langsam erfolgte (Abb. 5, VEIT et al. 2003). Das zu erwartende Arteninventar, wie es weiter flussabwärts vorkam, hatte sich erst nach ca. 18 Jahren eingestellt.

In jüngster Zeit wird im Hinblick auf Anforderungen der EU-Wasserrahmenrichtlinie der sogenannten „Strahlwirkung“ eine wichtige Rolle für die Erreichung des „guten Zustandes“ von Gewässern beigemessen. Damit ist wohl die Hoffnung verbunden, dass nach Sanierung eines Gewässers, das sich in „schlechtem Zustand“ befindet, von weiter oben liegenden Bereichen mit „gutem Zustand“ eine positive Wirkung ausgehen wird. Das Beispiel unserer Langzeitstudie an der Friedberger Ach mag zeigen, dass, was die Makrophyten-Wiederbesiedlung betrifft, einer raschen „Strahlwirkung“ Grenzen gesetzt sind, zumindest dann, wenn „nur“ eine Abstellung der Belastungsquelle, nicht aber eine Gesamtsanierung einer ehemaligen Verödungszone (Sedimententfernung, Strukturmaßnahmen im Uferbereich) des Fließgewässers erfolgt.

In weichen, hydrogenkarbonatarmen Fließgewässern Bayerns sind als gefährdete Makrophyten-Arten *Potamogeton alpinus* (Gefährdungskategorie 3) und vor allem *Myriophyllum alterniflorum* (Gefährdungskategorie 2) zu rechnen. Die zuletzt genannte Sippe spielt in den gering belasteten Abschnitten des Perlmuschelflusses Pfreimd vor seiner Mündung in die Naab eine bemerkenswerte Rolle und konnte sich seit der ersten Kartierung 1972/1973 gut behaupten (KOHLER et al. 1992, POSCHLOD et al. in Vorbereitung). Dagegen ist der seltene *P. alpinus* in der Pfreimd in den vergangenen Jahrzehnten weitgehend verschwunden.

Als wichtigste Maßnahme für die Erhaltung und Verbesserung der meso- bis oligotrophen weichen Fließgewässer der Oberpfalz mit ihren gefährdeten



□ nicht vorhanden □ selten ■ verbreitet ■ häufig ▨ Verödungszone n: nicht kartiert

Abbildung 5: Langzeitmonitoring: Makrophyten-Verbreitung Friedberger Ach 1972-1996. Besiedlung der früheren belastungsbedingten Verödungszone seit 1974 (Kläranlagenbaujahr), (VEIT et al. 2003)

Makrophyten-Beständen (und auch der Perlmuschel-Populationen) ist die Vermeidung und Reduktion von Abwasserbelastungen sowie diffuser Einträge durch die Landwirtschaft zu nennen (vergleiche KOHLER et al. 1996).

6. Literatur

- ARNDT, U., FOMIN, A. & LORENZ, S. (Hrsg.) (1996): Bio-Indikation: Neue Entwicklungen, Nomenklatur, Synökologische Aspekte. Verlag Heimbach, 307 S.
- ARNDT, U., NOBEL, W. & SCHWEIZER, B. (1987): Bioindikatoren. Ulmer Verlag, Stuttgart, 388 S.
- BAYERISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT (2009): Rote Listen gefährdeter Gefäßpflanzen Bayerns mit regionalisierter Florenliste. http://www.lfu.bayern.de/natur/daten/rote_liste_pflanzen/index.htm Internetangebot.
- CARBIENER, R., TREMOLIERES, M., MERCIER, J. L. & ORTSCHIED, A. (1990): Aquatic macrophyte communities as bioindicators of eutrophication in calcareous oligosaprobe stream waters (Upper Rhine plain, Alsace). *Vegetatio* 86: 71-88.
- FISCHER, W. R. (1984): Ein Vorschlag zur Klassifizierung rezenter Unterwasserböden von Flüssen auf ökologischer Grundlage. *Archiv für Hydrobiologie* 100: 371-384.
- GESSNER, F. (1955): Hydrobotanik I. VEB Deutscher Verlag der Wissenschaften Berlin, 517 S.
- GLÄNZER, U., HABER, W. & KOHLER, A. (1977): Experimentelle Untersuchungen zur Belastbarkeit submerser Fließgewässermakrophyten. *Archiv für Hydrobiologie* 79: 193-232.
- HABER, W. & KOHLER, A. (1972): Ökologische Untersuchungen und Bewertung von Fließgewässern mit Hilfe höherer Wasserpflanzen. *Landschaft + Stadt* 4: 159-168.
- HÖLL, K. (1970): Wasser – Untersuchung, Beurteilung, Aufbereitung, Chemie, Bakteriologie, Biologie. Berlin, 5. Auflage.
- JANAUER, G. (1979): Veränderungen organischer und anorganischer Inhaltsstoffe in *Potamogeton pectinatus* L. bei steigender Gewässerbelastung. *Flora* 168: 344-351.
- KOHLER, A. (1978): Methoden der Kartierung von Flora und Vegetation von Süßwasserbiotopen. *Landschaft + Stadt* 1: 23-85.
- KOHLER, A. (1982): Wasserpflanzen als Belastungsindikatoren. *Decheniana Beihefte (Bonn)* 26: 31-42.
- KOHLER, A. & G. JANAUER (1995): Zur Methodik der Untersuchung von aquatischen Makrophyten in Fließgewässern. In: STEINBERG, BERNHARDT, KLAPPER (Hrsg.) *Handbuch Angewandte Limnologie*. Ecomed Verlag Landsberg, 22 S.
- KOHLER, A., VOLLRATH, H. & BEISL, E. (1971): Zur Verbreitung, Vergesellschaftung und Ökologie der Gefäß-Makrophyten im Fließwassersystem Moosach (Münchener Ebene). *Archiv für Hydrobiologie* 69: 333-365.
- KOHLER, A., WÖNNEBERGER, R. & ZELTNER, G.-H. (1973): Die Bedeutung chemischer und pflanzlicher „Verschmutzungsindikatoren“ im Fließgewässersystem Moosach (Münchener Ebene). *Archiv für Hydrobiologie* 72: 433-549.
- KOHLER, A., BRINKMEIER, R. & VOLLRATH, H. (1974): Verbreitung und Indikatorwert der submersen Makrophyten in den Fließgewässern der Friedberger Au. *Berichte der Bayerischen Botanischen Gesellschaft* 45: 5-36.
- KOHLER, A., LANGE, B. & ZELTNER, G.-H. (1992): Veränderung von Flora und Vegetation in den Fließgewässern Pfreimd und Naab (Oberpfälzer Wald) 1972-1988. *Berichte des Instituts für Landeskultur und Pflanzenökologie, Universität Hohenheim* 1: 72-138.
- KOHLER, A., BLUMENTHAL, C. & ZELTNER, G.-H. (1994a): Die Makrophyten-Vegetation des Fließgewässersystems der Moosach (Münchener Ebene) – Ihre Entwicklung von 1970 bis 1992. *Berichte des Instituts für Landschafts- und Pflanzenökologie, Universität Hohenheim* 3: 53-104.
- KOHLER, A., HEIMBERGER, K. & ZELTNER, G.-H. (1994b): Die Makrophytenvegetation in Fließgewässern des Erdinger Mooses (Münchener Ebene) – Ihre Entwicklung 1973 bis 1992. *Berichte des Instituts für Landschafts- und Pflanzenökologie, Universität Hohenheim Beiheft* 1: 101 S.
- KOHLER, A., SIPOS, V. & BJÖRK, S. (1996): Makrophyten-Vegetation und Standorte im humosen Bräkne-Fluß (Südschweden). *Botanische Jahrbücher für Systematik*. 118: 451-503.
- KOHLER, A. & SCHNEIDER, S. (2003): Macrophytes as bioindicators. *Large Rivers* 14, *Archiv für Hydrobiologie Supplement* 147: 17-31.
- KOHLER, A., SONNTAG, E., KÖDER, M., PALL, K., VEIT, U., ZELTNER, G.-H. & JANAUER, G. A. (2003): Macrophyte distribution in the River Vils (Oberpfalz, Bavaria). *Large Rivers* 14, *Archiv für Hydrobiologie Supplement* 147: 33-53.
- KUTSCHER, G. & KOHLER, A. (1976): Verbreitung und Ökologie submerser Makrophyten in Fließgewässern des Erdinger Mooses (Münchener Ebene). *Berichte der Bayerischen Botanischen Gesellschaft* 47: 175-228.
- LABUS, B. C. (1979): Der Einfluss des Waschrohstoffs Marlon A (anionenaktives Tensid) auf das Wachstum und die Nettophotosynthese verschiedener submerser Wasserpflanzen unter besonderer Berücksichtigung primärer Standortsfaktoren. *Dissertation Universität Hohenheim*, 187 S.
- LONDO, G. (1974): The decimal scale for relevés of permanent quadrats. In: Knapp, R. (ed.): *Sampling methods in vegetation science*. W. Junk Publishers, The Hague/Boston/London: 45-49.
- MELZER, A. (1980): Ökophysiologische Aspekte der N-Ernährung submerser Wasserpflanzen. *Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie* 8: 357-362.
- MELZER, A. (1993): Die Ermittlung der Nährstoffbelastung im Uferbereich von Seen mit Hilfe des Makrophytenindex. *Münchener Beiträge zur Abwasser-, Fischerei- und Flußbiologie* 47: 156-172.
- NOBEL, W. (1980): Der Einfluß der Belastungsstoffe Chlorid, Borat und Phosphat auf die Photosyntheseleistung submerser Weichwasser-Makrophyten. *Dissertation Universität Hohenheim*, 165 S.
- ROWECK, H., WEISS, K. & KOHLER, A. (1986): Zur Verbreitung und Biologie von *Potamogeton coloratus* und *P. polygonifolius* in Bayern und Baden-Württemberg. *Berichte der Bayerischen Botanischen Gesellschaft* 57: 17-52.

SCHNEIDER, S. (2000):
Entwicklung eines Makrophytenindex zur Trophieindikation in Fließgewässern. Shaker Verlag, 182 S.

SCHUSTER, H. (1979):
Experimentelle Untersuchungen zur Schwermetallresistenz von submersen Makrophyten. Verlag J. Cramer, Vaduz, 156. S.

TREMP, H. & KOHLER, A. (1993):
Wassermoose als Versauerungsindikatoren. – Praxisorientierte Bioindikationsverfahren mit Wassermoosen zur Überwachung des Säurezustandes von pufferschwachen Fließgewässern. Veröffentlichungen PAÖ 6. Landesanstalt für Umweltschutz, Karlsruhe, 126 S.

VEIT, U., ZELTNER, G.-H. & KOHLER, A. (1997):
Die Makrophyten-Vegetation des Fließgewässersystems der Friedberger Au (bei Augsburg) – Ihre Entwicklung und Veränderung von 1972 bis 1996. Berichte des Instituts für Landschafts- und Pflanzenökologie, Universität Hohenheim, Beiheft 4: 7-241.

VEIT, U. & KOHLER, A. (2003):
Long-term study of the macrophytic vegetation in the running waters of the Friedberger Au (near Augsburg, Germany). Large Rivers 14, Archiv für Hydrobiologie Supplement 147: 65-86.

WÜRZBACH, R., ZELTNER, G.-H. & KOHLER, A. (1997):
Die Makrophyten-Vegetation des Fließgewässersystems der Moosach (Münchener Ebene) – Ihre Entwicklung und Veränderung von 1970 bis 1996. Berichte des Instituts für Landschafts- und Pflanzenökologie, Universität Hohenheim, Beiheft 4: 243-312.

Anschrift der Verfasser:

Prof. Dr. Alexander Kohler
Dr. Uwe Veit
Universität Hohenheim
Institut für Landschafts- und
Pflanzenökologie (320)
70593 Stuttgart
kohleral@uni-hohenheim.de
uweveit@uni-hohenheim.de

Langfristige Perspektiven für die Entwicklung neu angelegter Kalkmagerrasen in der Münchner Schotterebene

Long-term perspectives for the development of newly established oligotrophic calcareous grasslands in the Munich gravel plain

Kathrin KIEHL

Zusammenfassung

Artenreiche Kalkmagerrasen sind in Mitteleuropa aufgrund von Nutzungsintensivierungen oder -aufgabe selten geworden. In der Münchner Schotterebene wurden die meisten der ehemals ausgedehnten Kalkmagerrasen während des 20. Jahrhunderts in Ackerland umgewandelt. Seit 1993 werden in der Umgebung des Naturschutzgebiets „Garchinger Heide“ Untersuchungen zum Einfluss unterschiedlicher Renaturierungsverfahren (zum Beispiel Bodenabtrag, Mähgutübertragung) und Managementvarianten (zum Beispiel Mahd, Mulchen, Beweidung) auf die Wiederansiedlung von Kalkmagerrasen auf ehemaligen Äckern durchgeführt. Dauerflächenuntersuchungen von 1993 bis 2006 zeigen, dass die Übertragung samenhaltigen Mähguts eine erfolgreiche Methode für die Wiederherstellung von Kalkmagerrasen mit einem hohen Anteil lebensraumtypischer Pflanzenarten und Rote-Liste-Arten ist. Obwohl der Anteil der Zielarten auf Bodenabtragsflächen höher ist als auf Flächen ohne Bodenabtrag, wurde die Vegetation der Mähgutflächen ohne Bodenabtrag von Zielarten der Klasse *Festuco-Brometea* dominiert. Renaturierungsflächen ohne Mähgutauftrag und Bodenabtrag wiesen dagegen einen hohen Anteil an Arten des Wirtschaftsgrünlands (Klasse *Molinio-Arrhenatheretea*) auf. Der Vergleich verschiedener Managementvarianten zeigt, dass sich sowohl einschürige Mahd als auch Schafbeweidung für die langfristige Erhaltung neu angelegter Kalkmagerrasen eignen.

Summary

In Central Europe, species-rich calcareous grasslands have become rare due to land-use intensification or abandonment. In the Munich gravel plain most of the formerly extensive calcareous grasslands have been converted into arable fields during the 20th century. Since 1993, experiments on the effects of different restoration measures (e.g. topsoil removal, hay transfer) and management variants (e.g. mowing, mulching, grazing) on the establishment of calcareous grasslands on arable fields have been carried out in the surroundings of the nature reserve Garchinger Heide. Permanent plot investigations from 1993 to 2006 indicate that the transfer of seed-containing hay is a successful method for the restoration of calcareous grasslands with a high proportion of habitat-specific plant species and Red-List-species. Although the proportion of target species was higher on topsoil-removal sites than on sites without topsoil removal, hay-transfer fields without topsoil removal were also dominated by target species of the class *Festuco-Brometea*. In contrast, vegetation of restoration fields without hay transfer and topsoil removal showed a high proportion of species of productive grasslands (class *Molinio-Arrhenatheretea*). The comparison of different management variants indicated that both sheep grazing and mowing once per year are suitable management variants for the long-term maintenance of newly established calcareous grasslands.

Einleitung

Mitteleuropäische Kalkmagerrasen, die sich durch einen besonders hohen Artenreichtum auszeichnen, sind durch jahrhundertelange extensive Nutzung auf trockenen nährstoffarmen Böden mit hohen CaCO₃-Gehalten entstanden (WILLEMS 2001, POSCHLOD & WALLIS DeVRIES 2002). Im Verlauf des 20. Jahrhunderts kam es durch Nutzungsintensivierung oder -aufgabe zu einem starken Rückgang artenreicher Kalkmagerrasen (POSCHLOD & WALLIS DeVRIES 2002, BENDER et al. 2005). Dort, wo Bodeneigenschaften (vor allem Tiefgründigkeit) und Topographie eine Nutzungsintensivierung zuließen, wurden sie nach der Erfindung des Kunstdüngers durch Umbruch in Ackerland oder durch Düngung in produktives Grünland umgewandelt (PFADEN-

HAUER 2001, WILLEMS 2001). In der Münchner Schotterebene wurde der größte Teil der ehemals ausgedehnten Kalkmagerrasen durch Umbruch zu Ackerland; ungedüngte und nie umgebrochene Magerrasen existieren nur noch kleinflächig, zum Beispiel im Naturschutzgebiet „Garchinger Heide“ (PFADENHAUER et al. 2000). Im Rahmen des E+E-Vorhabens „Sicherung und Entwicklung der Heiden im Norden von München“ wurde dort 1993 unter der Leitung von Prof. Dr. Jörg PFADENHAUER mit der Neuanlage von Kalkmagerrasen auf ehemaligen Äckern begonnen. Dabei wurden verschiedene Standortvorbereitungsmaßnahmen (zum Beispiel Bodenabtrag), Artentransfermaßnahmen (vor allem Mähgutübertragung) und Pflegemaßnahmen (Mahd, Mulchen, Beweidung, Brache) erprobt (PFADENHAUER & MILLER 2000, KIEHL & PFADENHAUER 2003). Die

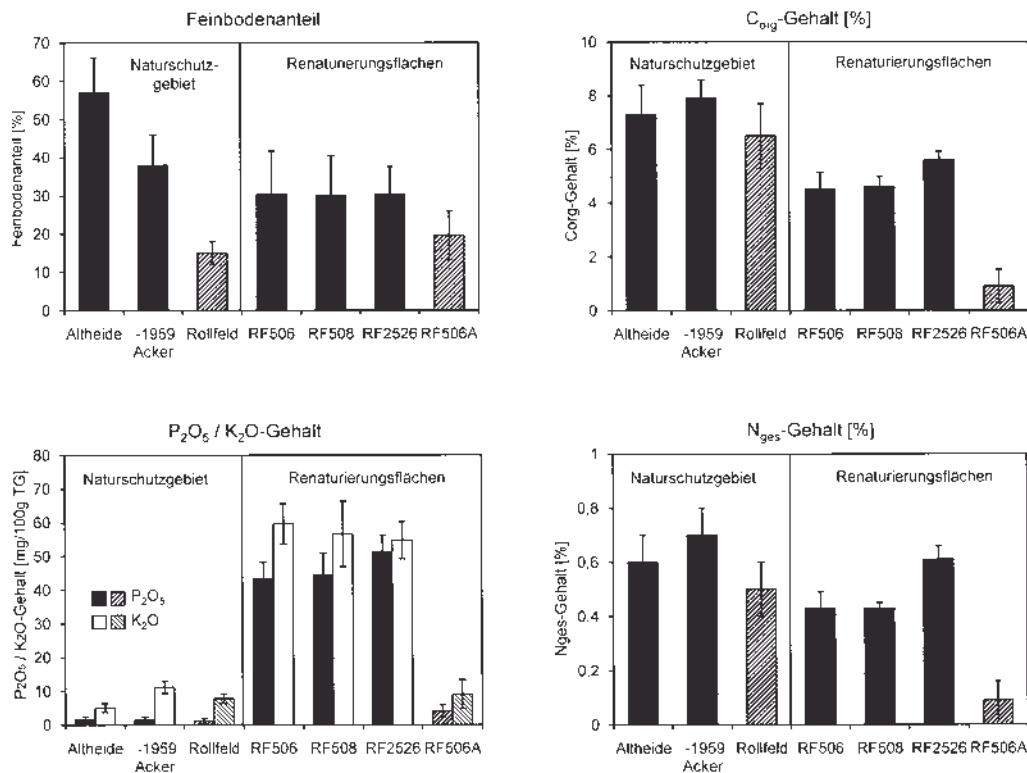


Abbildung 1: Bodenphysikalische und bodenchemische Eigenschaften der Böden des Naturschutzgebietes „Garching Heide“ (2004) und der Renaturierungsflächen (Feinbodenanteil: 1993; C_{org}- und N_{ges}-Gehalt: 2000, Gehalte an CAL-austauschbarem P₂O₅ und K₂O: 2002). Die Bodenabtragsflächen „Rollfeld“ (Abtrag 1945) und RF 506A (Abtrag 1993) sind durch Schraffuren gekennzeichnet. Angegeben sind die Mittelwerte ± 1 Standardabweichung (Altheide n = 15, Rollfeld n = 15, ehemaliger Acker n = 5, RF 506 und RF 508 n = 8, RF 2526 n = 4-6, RF 506A n = 4, Daten aus KIEHL et al. 2003, KIEHL 2005 und RÖDER et al. 2006). Die Kohlenstoff- und Nährstoffgehalte beziehen sich auf den trockenen Feinboden, der Feinbodenanteil auf den trockenen Boden

Pflege und weitere Entwicklung bestehender und neu angelegter Kalkmagerrasen wird dabei vom Heideflächenverein Münchner Norden koordiniert (WIESINGER et al. 2003, JOAS et al. 2010). Ziel der vorliegenden Veröffentlichung ist, die bisherigen Erkenntnisse über die Neuanlage von Kalkmagerrasen auf ehemaligen Äckern unter Berücksichtigung der vorliegenden Publikationen zusammenzufassen und durch bisher unveröffentlichte Daten zu ergänzen. Die Untersuchungsflächen und Methoden werden detailliert bei PFADENHAUER & MILLER 2000, PFADENHAUER & KIEHL 2003, KIEHL 2005 und HUMMITZSCH 2007 beschrieben.

Standortbedingungen in ursprünglichen und neu angelegten Kalkmagerrasen

Aufgrund der jahrzehntelangen Ackernutzung während des 20. Jahrhunderts haben sich die Böden neu angelegter Kalkmagerrasen im Norden von München gegenüber den Böden des Naturschutzgebietes „Garching Heide“ deutlich verändert (KIEHL et al. 2003). Auf den ehemaligen Ackerflächen ist der Feinbodenanteil niedriger als in der Altheide, da durch das Pflügen vermehrt Steine aus dem Kalkschotter des C-Horizonts in den Oberboden gelangt sind (Abb. 1). Einen besonders niedrigen Feinbodenanteil weisen die Bodenabtragsflä-

chen des Rollfeldes und der Bodenabtragsfläche RF 506A auf, bei denen der Kalkschotter an der Bodenoberfläche ansteht. Die pH-Werte der Böden waren 2004 in der Altheide mit 6,4 am niedrigsten, auf den Renaturierungsflächen ohne Bodenabtrag im mittleren Bereich (6,9) und auf den Bodenabtragsflächen mit 7,4 (Rollfeld) beziehungsweise 7,2 (RF 506A) am höchsten (RÖDER et al. 2006).

Der Gehalt an organischem Kohlenstoff (C_{org}) und der Gesamtstickstoff-Gehalt (N_{ges}) waren im Jahr 2000 in den Böden der neu angelegten Magerrasen aufgrund der vorherigen Ackernutzung beziehungsweise aufgrund des erst kürzlich durchgeführten Bodenabtrags noch geringer als im Naturschutzgebiet. Gegenüber 1993 war aber bereits ein deutlicher Anstieg zu verzeichnen (vergleiche KIEHL et al. 2003). Die größten Unterschiede zwischen dem Naturschutzgebiet und den neu angelegten Kalkmagerrasen zeigen sich hinsichtlich der Gehalte an CAL-austauschbarem P₂O₅ und K₂O. Die P₂O₅-Gehalte lagen auf den Renaturierungsflächen ohne Bodenabtrag etwa um das 30-fache und die K₂O-Gehalte um das 35-fache höher als in den nie gedüngten Böden der Altheide (Abb. 1).

Auf einer bis 1959 als Acker bewirtschafteten Fläche im Naturschutzgebiet „Garching Heide“, die Anfang der 1990er Jahre noch etwas erhöhte P₂O₅-Ge-

halte aufwies (MILLER & PFADENHAUER 1997, KIEHL et al. 2003), sanken die Werte bis zum Jahr 2004 auf das Niveau der nie gedüngten Altheide. Die K_2O -Gehalte waren hier 2004 noch etwas höher als in den durch jahrzehntelange Mahd stark ausgehagerten Böden der Altheide, sie haben sich aber gegenüber den Messungen von MILLER & PFADENHAUER (1997) aufgrund der jährlichen Mahd bereits halbiert. Da über die Bodennährstoffgehalte im Jahr 1959 nichts bekannt ist, können aus diesen Ergebnissen leider keine Schlüsse für die Aushagerungsdauer der 1993 neu angelegten Magerrasen ohne Bodenabtrag gezogen werden. Auf den 1993 geschaffenen Bodenabtragsflächen konnten die P_2O_5 - und die K_2O -Gehalte durch den Abtrag des nährstoffreichen Pflughorizonts deutlich reduziert werden (Abb. 1).

In den neu angelegten Kalkmagerrasen im Münchner Norden lag der Phytomasseertrag auf Flächen ohne Bodenabtrag in den meisten Jahren aufgrund der schlechten Wasserverfügbarkeit in den schotterreichen Böden unter der von Schiefer (1984) postulierten Grenze von 350 g/m^2 für Magerrasen. In Jahren mit einem kühl-feuchten Frühjahr und Frühsommer wie etwa 1999 oder 2004 wurde diese Grenze jedoch aufgrund der durch die verbesserte Wasserversorgung erhöhten Nährstoffverfügbarkeit überschritten (HUMMITZSCH 2007, KIEHL 2009). Auf den 1993 angelegten Bodenabtragsflächen blieb der Phytomasseertrag bis zum Jahr 2006 unter 100 g/m^2 .

Diasporenmangel limitiert den Erfolg von Renaturierungsmaßnahmen

Da die Samenbank degradierter Standorte in der Regel stark verarmt ist und oftmals kaum noch Zielarten enthält (GRAHAM & HUTCHINGS 1988, HUTCHINGS & BOOTH 1996), stellt die Ausbreitung der Zielarten einen der wichtigsten Faktoren für eine erfolgreiche Renaturierung lebensraumtypischer Vegetation dar (BAKKER & BERENDSE 1999, WALKER et al. 2004, KIEHL 2009). Die natürliche Ausbreitung von Diasporen ist in fragmentierten Landschaften aufgrund der großflächigen Änderungen der Landnutzung stark eingeschränkt (BAKKER et al. 1996, POSCHLOD & BONN 1998). Deshalb können sich Zielarten auf Renaturierungsflächen häufig nicht ansiedeln, selbst wenn geeignete Standortbedingungen erfolgreich wiederhergestellt wurden (zum Beispiel BISCHOFF 2002, DONATH et al. 2003). Bereits VERKAAR et al. (1983) wiesen nach, dass die Ausbreitungsdistanzen von Kalkmagerrasenarten gering sind ($< 4 \text{ m}$ pro Jahr). Auch Untersuchungen auf ehemaligen Ackerflächen in England zeigten, dass die Ausbreitung von Kalkmagerrasenarten, die auf benachbarten Flächen noch vorhanden waren, nur wenige Meter pro Jahr beträgt (HUTCHINGS & BOOTH 1996). In England werden Zielarten bei der Renaturierung von Kalkmagerrasen deshalb heute meistens durch Ansaat eingebracht (zum Beispiel PYWELL et al. 2002,

WALKER et al. 2004). Die Übertragung diasporenhaltigen Mähguts oder samentragender Pflanzenteile stellt eine günstige Alternative zur Ansaat dar, da das übertragene Pflanzenmaterial häufig sowie bei der Pflege artenreicher Grasländer anfällt und im Gegensatz zu handelsüblichem Saatgut die lokale Herkunft geeigneter Ökotypen gewährleistet ist (zum Beispiel PATZELT 1998, KIRMER & MAHN 2001, STROH et al. 2002, HÖLZEL & OTTE 2003). Bei der Neuanlage von Kalkmagerrasen im Münchner Norden wurde das frische Mähgut direkt nach der Gewinnung im Naturschutzgebiet „Garching Heide“ auf Ackerflächen aufgebracht, auf denen zuvor eine Bodenbearbeitung stattgefunden hatte (PFADENHAUER & MILLER 2000, KIEHL et al. 2006). Es lieferte nicht nur die benötigten Diasporen sondern bot den auflaufenden Keimlingen auf den sonst kahlen Ackerflächen auch Schutz vor Austrocknung, Hitze und Frost. Mit dem Mähgut werden zudem Bruchstücke von Moosen und Flechten übertragen, die sich ebenfalls erfolgreich auf Renaturierungsflächen ansiedeln können (JESCHKE & KIEHL 2006a).

Auswirkung der Mähgutübertragung auf die Vegetationsentwicklung neu angelegter Kalkmagerrasen im Münchner Norden

Die erfolgreiche Etablierung der mit dem Mähgut übertragenen Arten (= Mähgutarten) führte unabhängig vom Bodenabtrag zu einem raschen Anstieg der Artenzahlen (KIEHL et al. 2006, KIEHL & PFADENHAUER 2007). Nach der anfänglichen Etablierungsphase zwischen 1994 und 1998 kam der weitere Anstieg der Artenzahl (pro 4 m^2) dabei vor allem durch die Ausbreitung von Mähgutarten innerhalb der ehemaligen Ackerflächen zustande, die vermutlich durch Mähfahrzeuge oder Weidetiere erfolgte (vergleiche STRYKSTRA et al. 1997, COULSON et al. 2001). Bei der Ermittlung der Gesamtartenzahlen im Jahr 2001 wurden einige Magerrasenarten (Klasse *Festuco-Brometea*) neu auf den Flächen entdeckt, während andere Arten, die zwischen 1994 und 1998 vorhanden waren, nicht mehr aufgefunden wurden (KIEHL & PFADENHAUER 2007). Auf allen Renaturierungsflächen insgesamt wanderten von 1993 bis 2001 jedoch nur sieben Pflanzenarten aus dem Naturschutzgebiet ein, die nie im Mähgut gefunden worden waren (KIEHL & WAGNER 2006). Sowohl auf alle Renaturierungsflächen bezogen als auch pro Mähgutempfängerfläche war die Anzahl der neu gefundenen Magerrasenarten größer als die Zahl der verschwundenen. Die Wiederholung der Ermittlung der Gesamtartenzahlen im Jahr 2006 zeigte, dass sich die durch die Mähgutübertragung eingebrachten Magerrasenarten dauerhaft erfolgreich etablieren konnten (HUMMITZSCH 2007). Im Jahr 2006 wurden insgesamt 102 Pflanzenarten aus dem Naturschutzgebiet „Garching Heide“ in neu angelegten Kalkmagerrasen nachgewiesen, darunter 73

Tabelle 1: Auswertung der Ermittlung der Gesamtartenzahlen im Jahr 2006 durch HUMMITZSCH (2007). Angegeben werden die Anzahlen aller aus dem NSG Garchinger Heide übertragenen Gefäßpflanzenarten, die durch Mähgutübertragung erfolgreich auf die Renaturierungsflächen übertragen wurden sowie die minimale und maximale Anzahl übertragener Arten pro Mähgutempfängerfläche getrennt nach Flächen ohne Bodenabtrag (Flächengröße: 0,5-1 ha) und Bodenabtragsflächen (Flächengröße: 0,3-0,5 ha). Die Anzahl der Rote-Liste-Arten (ohne Vorwarnliste) bezieht sich auf SCHEUERER & AHLMER (2003)

Artengruppe	Alle Mähgutflächen	Gesamtartenzahl (n)	
		Flächen ohne Bodenabtrag	Bodenabtragsflächen
Mähgutarten (aus NSG)	102	57-59	57-61
Magerrasenarten (Festuco-Brometea)	73	41-44	50-55
Rote-Liste-Arten (Bayern)	16	6-8	9-10

Magerrasenarten (Klasse *Festuco-Brometea*) und 16 Arten der Roten Liste Bayerns (Tabelle 1). Die Anzahl der Magerrasenarten und Rote-Liste-Arten war dabei auf Mähgutflächen ohne Bodenabtrag hoch, wurde aber von den Werten der Bodenabtragsflächen übertroffen (Tabelle 1).

Während des gesamten Untersuchungszeitraums bis zum Jahr 2006 waren sowohl die Artenzahlen pro 4 m²-Fläche als auch die Gesamtartenzahlen aller Pflanzenarten und der Magerrasenarten auf den Mähgutflächen deutlich höher als auf Flächen ohne Mähgut (HUMMITZSCH 2007). Auf Mähgutflächen mit und ohne Bodenabtrag hatten die Magerrasenarten im Jahr 2006 den höchsten Anteil an der Arten-

scheidend auf den Renaturierungserfolg auswirkt. Der Anstieg der Anzahl der Magerrasenarten auf Abtragsflächen ohne Mähgut zeigt, dass eine Einwanderung von Magerrasenarten durch natürliche Ausbreitung aus den direkt benachbarten artenreichen Magerrasen des NSG „Garchinger Heide“ (siehe Abbildung 2) zwar möglich ist, die Besiedlung durch die meisten Arten im Vergleich zu den Mähgutflächen aber erst 10 Jahre später erfolgt. Lügen diese Bodenabtragsflächen in größerer Entfernung von bestehenden artenreichen Magerrasen mit hohem Samenpotential, so wäre der Anteil der Magerrasenarten aufgrund der geringen jährlichen Ausbreitungsdistanzen von Kalkmagerrasenarten (HUTCHINGS & BOOTH 1996) vermutlich auch langfristig niedrig.



Abbildung 2: An das Naturschutzgebiet „Garchinger Heide“ (rechts vom Weg) angrenzender neu angelegter Kalkmagerrasen 12 Jahre nach Bodenabtrag (links) (Foto: K. KIEHL, 2005)



Abbildung 3: Neu angelegter artenreicher Kalkmagerrasen mit *Filipendula vulgaris*, *Linum perenne*, *Dianthus carthusianorum*, *Rhinathus glacialis* und *Hippocrepis comosa* auf ehemaligem Acker ohne Bodenabtrag 12 Jahre nach der Mähgutübertragung (Foto: K. Kiehl, 2005)

zahl (Abbildung 2). Auf Flächen ohne Bodenabtrag und Mähgut dominierten dagegen mit zunehmender Dauer der Vegetationsentwicklung Grünlandarten der Klasse *Molinio-Arrhenatheretea*. Die Bodenabtragsflächen ohne Mähgut zeigten erst zwischen 2002 und 2006 eine deutliche Zunahme der Anzahl der Magerrasenarten. Diese Ergebnisse verdeutlichen, dass die Aufhebung der Ausbreitungslimitierung durch den Transfer von Zielarten sich nicht nur in den ersten Jahren, sondern auch langfristig ent-

Bedeutung des Bodenabtrags für die Vegetationsentwicklung

Beim Abtrag des nährstoffreichen Pflughorizonts wird auf den ehemaligen Äckern nicht nur ein großer Teil der Nährstoffe (VERHAGEN et al. 2001, MARRS 2002), sondern gleichzeitig auch die Samenbank entfernt (vergleiche PATZELT 1998, HÖLZEL & OTTE 2003).

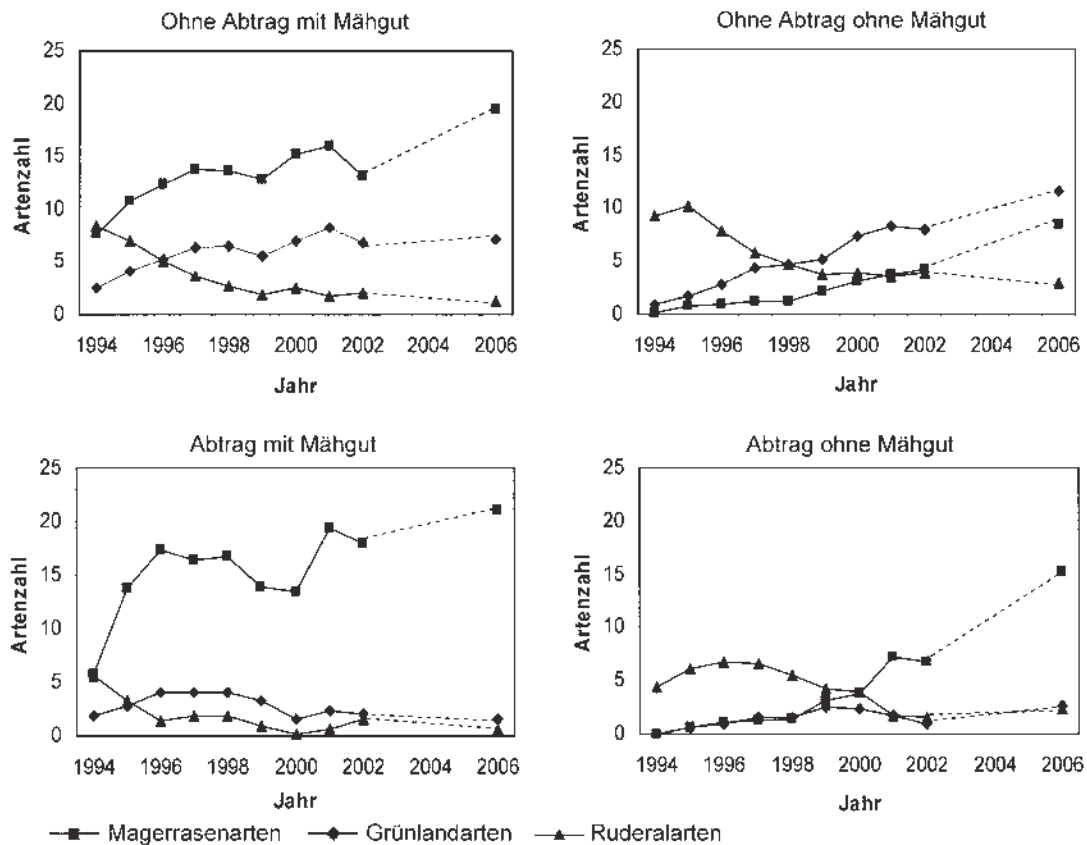


Abbildung 4: Verlauf der mittleren Anzahl von Magerrasenarten (Klasse *Festuco-Brometea*), Grünlandarten (Klasse *Molinio-Arrhenatheretea*) und Ruderalarten (Klassen *Stellarietea*, *Artemisietea*, *Galio-Urticetea* und andere) auf 4 m² großen Dauerflächen in Abhängigkeit von Bodenabtrag und Mähgutauftrag von 1994 bis 2006 (aus HUMMITZSCH 2007). Die Mittelwerte beziehen sich jeweils auf n=10 (Bodenabtragsflächen) beziehungsweise n=50 (Varianten ohne Bodenabtrag)

Da die Samenbank nach jahrzehntelanger Ackernutzung hauptsächlich aus Ackerwildpflanzen und Ruderalarten besteht und kaum noch Zielarten der Kalkmagerrasen enthält (GRAHAM & HUTCHINGS 1988, HUTCHINGS & BOOTH 1996), wirkt sich ihre Entfernung positiv auf den Renaturierungserfolg aus. So war die Anzahl und Deckung unerwünschter Ruderalarten auf den Bodenabtragsflächen im Münchner Norden niedriger als auf Flächen ohne Bodenabtrag (THORMANN et al. 2003, KIEHL et al. 2006). Zusätzlich zur Samenlimitierung durch die Entfernung der Samenbank wurden Wachstum und Reproduktion der mit dem Samenregen neu eingebrachten Ackerwildpflanzen auf den Bodenabtragsflächen durch die extrem trockenen und nährstoffarmen Bedingungen begrenzt. Letztere sind im weiteren Verlauf der Sukzession auch für den im Vergleich zu Flächen ohne Bodenabtrag geringeren Anteil an Grünlandarten an der Gesamtartenzahl und der Artenzahl der 4 m²-Flächen verantwortlich (Abb. 4, KIEHL & JESCHKE 2005, KIEHL & PFADENHAUER 2007).

Für die erfolgreiche Ansiedlung von Zielarten auf ehemaligen Ackerflächen ist die Aufhebung der Ausbreitungslimitierung zunächst zwar wichtiger als die Standorteigenschaften, langfristig wird die Richtung der Sukzession aber entscheidend durch die

Bodeneigenschaften, das Mikroklima und das Management bestimmt. Eine Detrended Correspondence Analysis (DCA) mit Vegetationsaufnahmen aus dem Jahr 2006 zeigt, dass die Bodenabtragsflächen hinsichtlich ihrer Artenzusammensetzung eine größere Ähnlichkeit mit den Referenzflächen im Naturschutzgebiet „Garchinger Heide“ aufweisen, als die Flächen ohne Bodenabtrag (Abb. 5). Der Anteil der Magerrasenarten an der Artenzahl ist auf den Bodenabtragsflächen am höchsten (Abb. 4). Mit ihrer hohen Anzahl an Grünlandarten (Abb. 4) unterscheidet sich die Vegetation der ehemaligen Äcker ohne Bodenabtrag und Mähgutauftrag dagegen am stärksten von der Vegetation der Garchinger Heide (Abb. 5).

Insgesamt gesehen ist es bisher auf keiner der Renaturierungsflächen zur Abnahme der Artenzahl und der Anzahl der Magerrasenarten gekommen (Abb. 4). Ein Grund dafür ist vermutlich, dass die Produktivität der Grünland- und Ruderalarten auf den steinigen Ackerpararendzinen der Münchner Schotterebene in den meisten Jahren durch Trockenheit begrenzt wird. Da die Magerrasenarten besser an Trockenheit und die trockenheitsbedingte schlechte Nährstoffverfügbarkeit angepasst sind, haben sie in trockenen Jahren einen Konkurrenzvorteil gegenüber Grünlandarten und Ruderalarten (vergleiche ROSÉN 1995, GIGON 1997).

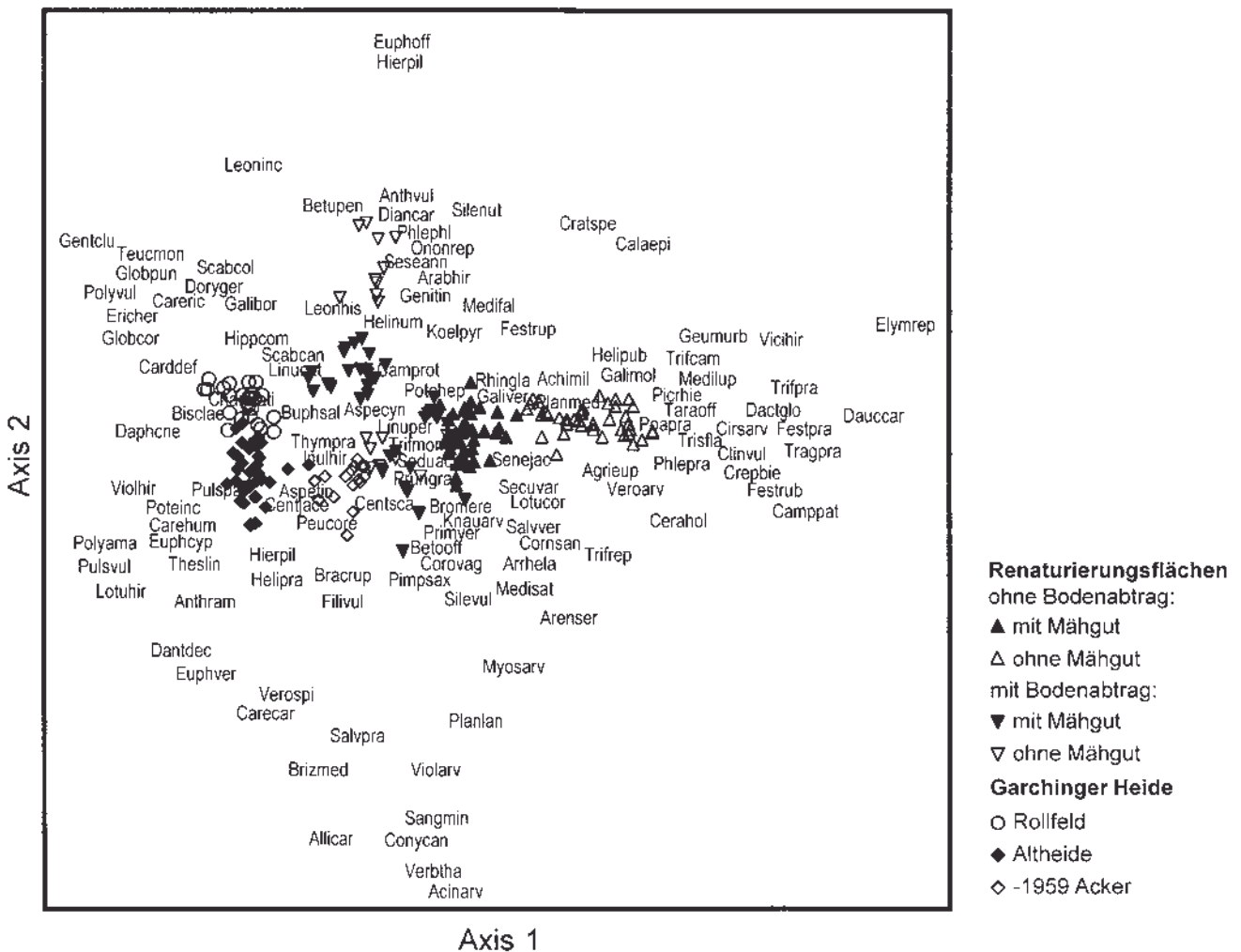


Abbildung 5: Ergebnis einer Detrended Correspondence Analysis (DCA) mit Vegetationsaufnahmen aus neu angelegten Kalkmagerrasen aus dem Jahr 2006 im Vergleich zu Referenzflächen im NSG Garchinger Heide (aus HUMMITZSCH 2007). Dargestellt sind die Dauerflächen gruppiert nach Renaturierungsvarianten und die Aufnahmeflächen der Garchinger Heide gruppiert nach den 3 Teilgebieten Altheide, ehemaliger Acker (bis 1959) und Rollfeld (Bodenabtrag 1945). Arten, die in mindestens 3 Aufnahmen vorkamen, wurden in die Analyse einbezogen. Die Gradientenlänge der ersten Achse beträgt 3,8; die erste Achse erklärt 42,9% und die zweite Achse weitere 12,2% der Gesamtvarianz im Datensatz. Artnamen sind durch die jeweils ersten vier Buchstaben des Gattungs- und die ersten drei Buchstaben des Artnamens abgekürzt

Hinsichtlich der Artenzusammensetzung unterscheiden sich die neu angelegten Abtragsflächen mit hoher Deckung der Leguminosen *Dorycnium germanicum* oder *Anthyllis vulneraria* noch deutlich von dem 1945 durch Bodenabtrag geschaffenen „Rollfeld“ (Abb. 5, KIEHL & PFADENHAUER 2007), das sich durch einen hohen Anteil niedrigwüchsiger *Chamaephyten* (zum Beispiel *Globularia cordifolia*, *Teucrium montanum*, *Polygala chamaebuxus*) und seltene Kryptogamenarten auszeichnet (JESCHKE & KIEHL 2006b). Trotz dieser Unterschiede ist für die an das Naturschutzgebiet angrenzenden Bodenabtragsflächen eine positive Entwicklung der Vegetation in Richtung der Rollfeldvegetation zu erwarten, da bisher gute Bedingungen für die – wenn auch äußerst langsame – Einwanderung neuer Arten aus dem Naturschutzgebiet herrschen. Die Vegetation einer 1980 angelegten Bodenabtragsfläche im Naturschutzgebiet

hat sich im Vergleich zu den Angaben von PFADENHAUER & LIEBERMANN (1986) bereits der Rollfeldvegetation angenähert (WILL et al. 2005). Die Ansiedlung besonders ausbreitungsschwacher Zielarten, die mit dem Mähgut nicht übertragen wurden, kann durch gezielte Ansaat (RÖDER & KIEHL 2007, RÖDER & KIEHL 2008) oder die Übertragung von Rechgut (JESCHKE 2008) gefördert werden.

Zusammenfassend zeigt der Vergleich der neu angelegten Magerrasen mit den Referenzflächen im Naturschutzgebiet „Garchinger Heide“, dass es zwar – wie zu erwarten – nicht möglich ist, die Zielvegetation innerhalb von nur 13 Jahren vollständig wiederherzustellen, dass aber dennoch ein hoher Anteil an Zielarten der Klasse *Festuco-Brometea*, unter ihnen zahlreiche Rote-Liste-Arten, durch Mähgutübertragung erfolgreich auf den ehemaligen Ackerflächen angesiedelt werden konnte.

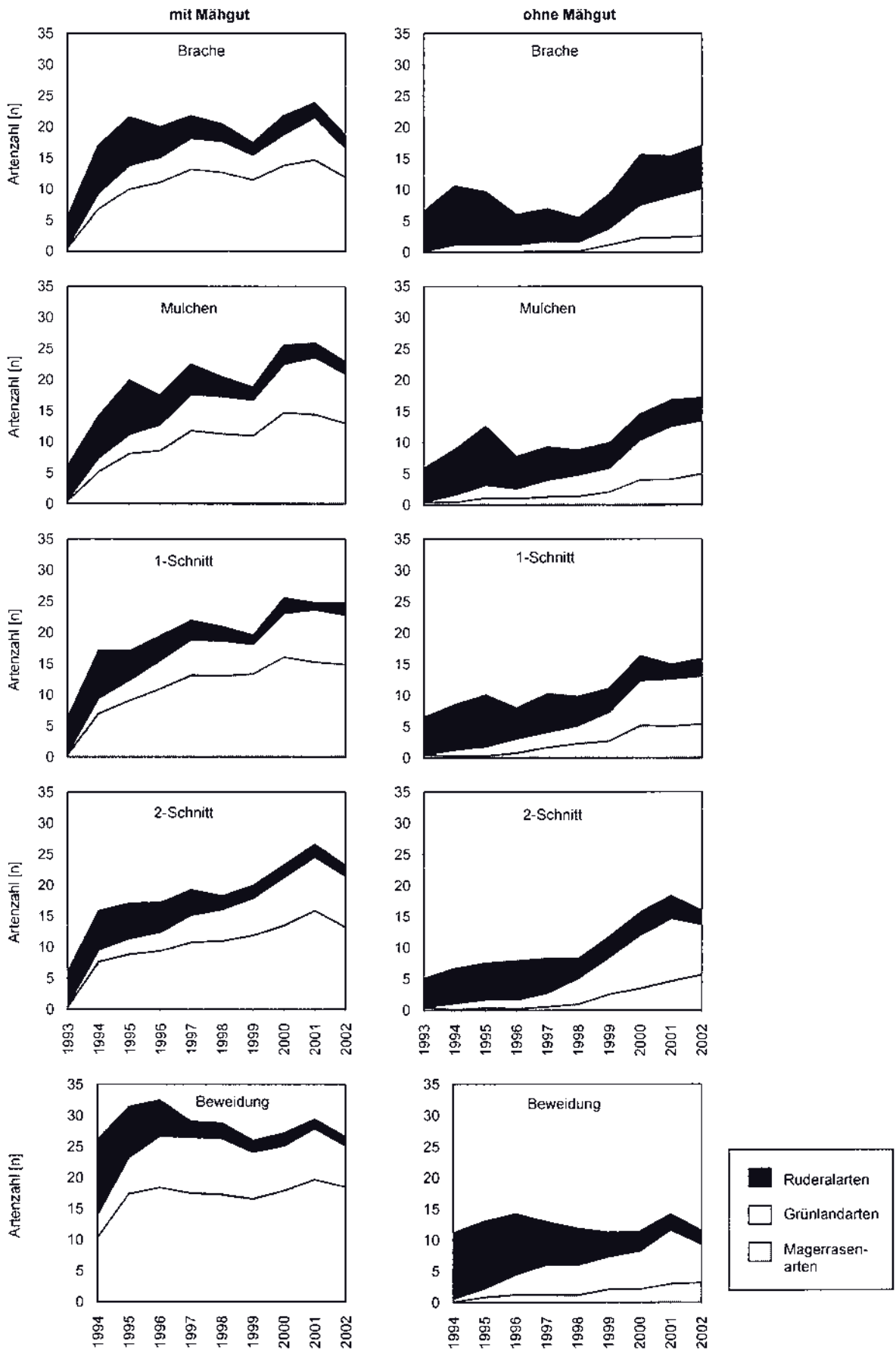


Abbildung 6: Entwicklung der mittleren Anzahl der Magerrasenarten (Klasse *Festuco-Brometea*), der Grünlandarten (Klasse *Molinio-Arrhenatheretea*) und der Ruderalarten (Klassen *Stellarietea*, *Artemisietea*, *Galio-Urticetea* und andere) auf Flächen mit Mähgut (links) und ohne Mähgut (rechts) bei unterschiedlichem Management von 1993/1994 bis 2002. Die Mittelwerte beziehen sich jeweils auf n=10 (Ausnahme: Beweidung ohne Mähgut n=20)

Bedeutung des Managements für die langfristige Erhaltung neu angelegter artenreicher Kalkmagerrasen

In Kalkmagerrasen ist eine regelmäßige extensive Nutzung oder Pflege durch Mahd oder Beweidung entscheidend für die Erhaltung der Artenvielfalt und der lebensraumtypischen Artenzusammensetzung (WILLEMS 2001, MOOG et al. 2002, JACQUEMYN et al. 2003). Die Vegetationsentwicklung in den neu angelegten Kalkmagerrasen im Münchner Norden zeigt zwar, dass Mähgutübertragung und Bodenabtrag bisher einen wesentlich größeren Einfluss auf Artenzahlen und Artenzusammensetzung haben als das Management (THORMANN et al. 2003, KIEHL & PFADENHAUER 2007). Auf Renaturierungsflächen ohne Bodenabtrag nimmt die Bedeutung des Managements jedoch mit zunehmender Sukzessionsdauer zu, während ein Management auf Bodenabtragsflächen mit Mähgut – außer der gelegentlichen Entfernung von Gehölzen – aufgrund der geringen Phytomasseproduktion ebenso wie auf dem „Rollfeld“ im NSG „Garching Heide“ (Bodenabtrag 1945) nicht notwendig ist.

In allen Managementvarianten der Mähgutflächen ohne Bodenabtrag ging die Anzahl der Ruderalarten von 1993/1994 bis 2002 zurück, während die Anzahl der Magerrasenarten stark und die der Grünlandarten leicht anstieg (Abb. 6, KIEHL et al. 2006). Im Jahr 2002 waren die Anzahl der Magerrasenarten und die Artenzahl (pro 4 m²) auf der Brache jedoch niedriger als auf den gemähten oder beweideten Flächen (KIEHL & PFADENHAUER 2007). Bezüglich der Deckung der verschiedenen Artengruppen zeigten sich im Jahr 2002 dagegen keine eindeutigen Unterschiede in Abhängigkeit vom Management (THORMANN et al. 2003). Die höhere Anzahl Magerrasenarten pro 4 m²-Fläche auf der beweideten Mähgutfläche im Vergleich zu den gemähten Flächen (Abb. 6) ist nicht auf die Beweidung zurückzuführen, mit der erst 1995 begonnen wurde, sondern auf einen besseren Etablierungserfolg der Zielarten in den ersten beiden Jahren nach der Mähgutübertragung (KIEHL et al. 2006). Bei den Flächen ohne Mähgut war die Anzahl der Ruderalarten auf der Brache signifikant höher als auf den gemähten Flächen, während die Werte der Mulchvariante dazwischenlagen (Abb. 6, KIEHL & PFADENHAUER 2007). Die allmähliche Ausbreitung potentiell dominanter Ruderalarten wie *Calamagrostis epigejos* und *Solidago spp.* auf brachliegenden Flächen mit und ohne Mähgut bis zum Jahr 2003 (unveröffentlichte Daten) deutet darauf hin, dass es ohne Management zu einer Verdrängung von Magerrasenarten und zur Abnahme der Artenzahlen kommen würde. Um dies zu verhindern, wurden die Managementvarianten „Brache“ und „Mulchen“ des E+E-Vorhabens ab 2004 durch einschürige Mahd ersetzt.

Ob einschürige Mahd oder Schafbeweidung sich langfristig günstiger auf die Persistenz vorhandener Magerrasenarten und die – bisher äußerst langsame – Ansiedlung nicht mit dem Mähgut übertragener Zielarten auswirken, lässt sich anhand der momentan zur Verfügung stehenden Ergebnisse noch nicht abschließend beurteilen. Zweischürige Mahd führt zwar zu schnellerer Aushagerung (BRIEMLE 1999), fördert aber vermutlich schnitttolerante Grünlandarten (vergleiche QUINGER 2002, THORMANN et al. 2003) und hat tendenziell einen negativen Einfluss auf die etablierten Magerrasenarten, da die meisten der Mähgutarten, die im Juli/August mit reifen Samen im Mähgut enthalten waren, im Frühsommer blühen und durch den ersten Schnitt geschädigt werden. Auch für Heuschrecken, die durch Mähfahrzeuge geschädigt werden, sollte die Störungsintensität durch Mahd nicht zu hoch sein (WAGNER & FISCHER 2003). Um den Tieren Rückzugsräume zu bieten, sollten bei einschüriger Mahd jährlich wechselnde Streifen, die etwa ein Zehntel der Fläche einnehmen, stehen gelassen werden (siehe PFADENHAUER et al. 2003). Beweidung mit genügsamen Schafrassen könnte vor allem dann, wenn neu angelegte Magerrasen, die beweidet werden, an beweidete langfristig bestehende Magerrasen mit hoher Artenvielfalt angrenzen (was im Münchner Norden bisher nicht der Fall ist), sowohl bei Pflanzen als auch bei Heuschrecken die Ausbreitung von Zielarten fördern (GIBSON & BROWN 1992, FISCHER et al. 1996). Die Literaturauswertung von WALKER et al. (2004) zeigt, dass sich bei der Wiederherstellung artenreicher Grasländer auf ehemaligen Äckern in Großbritannien vor allem eine Kombination aus Mahd zur Aushagerung und nachfolgender Beweidung zur Schaffung von Etablierungsnischen für Zielarten bewährt hat.

Literatur

- BAKKER, J.P., POSCHLOD, P., STRYKSTRA, R.J., BEKKER, R.M. & THOMPSON, K. (1996): Seed banks and seed dispersal: Important topics in restoration ecology. – Acta Bot. Neerl. 45: 461-490.
- BAKKER, J.P. & BERENDSE, F. (1999): Constraints in the restoration of ecological diversity in grassland and heathland communities. – Trends Ecol. Evol. 14: 63-68.
- BENDER, O., BÖHMER, H.J., JENS, D. & SCHUMACHER, K.P. (2005): Analysis of land-use change in a sector of Upper Franconia (Bavaria, Germany) since 1850 using land register records. – Landsc. Ecol. 20: 149-163.
- BISCHOFF, A. (2002): Dispersal and establishment of floodplain grassland species as limiting factors of restoration. – Biol. Conserv. 104: 25-33.
- BRIEMLE, G. (1999): Auswirkungen zehnjähriger Grünlandausmagerung – Vegetation, Boden, Biomasseproduktion und Verwertbarkeit der Aufwüchse. – Nat.schutz Landsch.plan. 31: 229-237.

- COULSON, S.J., BULLOCK, J.M., STEVENSON, M.J. & PYWELL, R.F. (2001):
Colonization of grassland by sown species: dispersal versus microsite limitation in responses to management. – *J. Appl. Ecol.* 38: 204-216.
- DONATH, T.W., HÖLZEL, N. & OTTE, A. (2003):
The impact of site conditions and seed dispersal on restoration success in alluvial meadows. – *Appl. Veg. Sci.* 6: 13-22.
- FISCHER, G., POSCHLOD, P. & BEINLICH, B. (1996):
Experimental studies on the dispersal of plants and animals on sheep in calcareous grasslands. – *J. Appl. Ecol.* 33: 1206-1222.
- GIBSON, C.W.D. & BROWN, V.K. (1992):
Grazing and vegetation change: deflected or modified succession? – *J. Appl. Ecol.* 29: 120-131.
- GIGON, A. (1997):
Fluktuationen des Deckungsgrades und die Koexistenz von Pflanzenarten in Trespen-Halbtrockenrasen (Mesobromion). – *Phytocoenologia* 27: 275-287.
- GRAHAM, D.J. & HUTCHINGS, M.J. (1988):
A field investigation of germination from the seed bank of a chalk grassland ley on former arable land. – *J. Appl. Ecol.* 25: 253-263.
- HÖLZEL, N. & OTTE, A. (2003):
Restoration of a species-rich flood meadow by topsoil removal and diaspore transfer with plant material. – *Appl. Veg. Sci.* 6: 131-140.
- HUMMITZSCH, U. (2007):
Langfristige Vegetationsentwicklung auf neu angelegten Kalkmagerrasen unter besonderer Berücksichtigung der Leguminosen und der Kryptogamen. Masterarbeit TU München, Freising, 61 S.
- HUTCHINGS, M.J. & BOOTH, K.D. (1996):
Studies on the feasibility of re-creating chalk grassland vegetation on ex-arable land. I. The potential roles of the seed bank and the seed rain. – *J. Appl. Ecol.* 33:1171-1181.
- JACQUEMYN, H., BRYSS, R. & HERMY, M. (2003):
Short-term effects of different management regimes on the response of calcareous grassland vegetation to increased nitrogen. – *Biol. Conserv.* 119: 137-147.
- JESCHKE, M. (2008):
Einfluss von Renaturierungs- und Pflegemaßnahmen auf die Artendiversität und Artenzusammensetzung von Gefäßpflanzen und Kryptogamen in mitteleuropäischen Kalkmagerrasen, Dissertation TU München, Freising, 142 S.
- JESCHKE, M. & KIEHL, K. (2006a):
Vergleich der Kryptogamenvegetation alter und junger Kalkmagerrasen im Naturschutzgebiet „Garching Heide“. – *Ber. Bayer. Bot. Ges.* 75: 221-234.
- JESCHKE, M. & KIEHL, K. (2006b):
Auswirkung von Renaturierungs- und Pflegemaßnahmen auf die Artendiversität von Gefäßpflanzen und Kryptogamen in neu angelegten Kalkmagerrasen. – *Tuexenia* 26: 223-242.
- JOAS, C., GNÄDINGER, J., WIESINGER, K., HAASE, R. & KIEHL, K. (2010):
Restoration and design of calcareous grasslands in urban and suburban areas: Examples from the Munich Plain. In: MÜLLER N., WERNER, P. & KELCEY, J. (eds.): *Urban biodiversity & design – implementing the Convention on Biological Diversity in towns and cities.* Blackwell Publishing, Oxford, in Druck.
- KIEHL, K. (2005):
Einfluss von Renaturierungsmaßnahmen auf die Phytodiversität von Grasländern. Habilitationsschrift Technische Universität München, Freising, 247 S.
- KIEHL, K. (2009):
Renaturierung von Kalkmagerrasen. In: ZERBE S. & WIEGLEB G.: *Renaturierung von Ökosystemen in Mitteleuropa.* – Elsevier Verlag, Heidelberg, 265-282.
- KIEHL, K., THORMANN, A. & PFADENHAUER, J. (2003):
Nährstoffdynamik und Phytomasseproduktion in neu angelegten Kalkmagerrasen auf ehemaligen Ackerflächen. In: PFADENHAUER, J. & KIEHL, K. (Hrsg.): *Renaturierung von Kalkmagerrasen.* – *Angew. Landsch.ökol.* 55: 39-71.
- KIEHL, K. & JESCHKE, M. (2005):
Erfassung und Bewertung der Phytodiversität ursprünglicher und neu angelegter Kalkmagerrasen der nördlichen Münchner Schotterebene. – *Tuexenia* 25: 445-461.
- KIEHL, K., THORMANN, A. & PFADENHAUER, J. (2006):
Evaluation of initial restoration measures during the restoration of calcareous grasslands on former arable fields. – *Restor. Ecol.* 14: 148-156.
- KIEHL, K. & WAGNER, C. (2006):
Effect of hay transfer on long-term establishment of vegetation and grasshoppers on former arable fields. – *Restor. Ecol.* 14: 157-166.
- KIEHL, K. & PFADENHAUER, J. (2007):
Establishment and persistence of target species in newly created calcareous grasslands on former arable fields. – *Plant Ecol.* 189: 31-48.
- KIRMER, A. & MAHN, E.-G. (2001):
Spontaneous and initiated succession on unvegetated slopes in the abandoned lignite-mining area of Goitsche, Germany. – *Appl. Veg. Sci.* 4: 19-27.
- MARRS, R.H. (2002):
Manipulating the chemical environment of the soil. In: PERROW, M.R. & DAVY, A.J.: *Handbook of Ecological Restoration.* Vol. 1: Principles of restoration. Cambridge University Press, Cambridge, 155-183.
- MILLER, U.J. & PFADENHAUER, J. (1997):
Renaturierung von Kalkmagerrasen. Zur Vorhersage der gelenkten Sukzession durch Aufbringung von diasporenhaltigem Mähgut. – *Verh. Ges. Ökol.* 27: 155-163.
- MOOG, D., POSCHLOD, P., KAHMEN, S. & SCHREIBER, K.-F. (2002):
Comparison of species composition between different grassland management treatments after 25 years. – *Appl. Veg. Sci.* 5: 99-106.
- PATZELT, A. (1998):
Vegetationsökologische und populationsbiologische Grundlagen für die Etablierung von Magerwiesen in Niedermooren. – *Diss. Bot.* 297: 154 S.
- PFADENHAUER, J. (2001):
Some remarks on the socio-cultural background of restoration ecology. – *Restor. Ecol.* 9: 220-229.
- PFADENHAUER, J. & LIEBERMANN, C. (1986):
Eine geobotanische Dauerbeobachtungsfläche im Naturschutzgebiet Garching Heide. – *Ber. Bayer. Bot. Ges.* 57: 99-110.
- PFADENHAUER, J. & MILLER, U. (2000):
Verfahren zur Ansiedlung von Kalkmagerrasen auf Ackerflächen. In: PFADENHAUER, J., FISCHER, F.P., HELFER, W., JOAS, C., LÖSCH, R., MILLER, U., MILTZ, C., SCHMID, H., SIEREN, E. & WIESINGER, K.: *Sicherung und Entwicklung der Heiden im Norden von München.* – *Angew. Landsch.ökol.* 32: 37-87.
- PFADENHAUER, J., LÖSCH, R. & JOAS, C. (2000):
Ziele, Organisation und Durchführung des Erprobungs- und Entwicklungsvorhabens. – In: PFADENHAUER, J., FISCHER, F.P., HELFER, W., JOAS, C., LÖSCH, R., MILLER, U., MILTZ, C., SCHMID, H., SIEREN, E. & WIESINGER, K.: *Sicherung und Entwicklung der Heiden im Norden von München.* – *Angew. Landsch.ökol.* 32: 19-35.

- PFADENHAUER, J. & KIEHL, K. (Hrsg.) (2003): Renaturierung von Kalkmagerrasen. – Angew. Landsch. ökol. 55: 1-272.
- PFADENHAUER, J., KIEHL, K., FISCHER, F.P., SCHMID, H., THORMANN, A., WAGNER, C. & WIESINGER, K. (2003): Empfehlungen zur Neuschaffung und Wiederherstellung von Kalkmagerrasen. – In: PFADENHAUER, J. & KIEHL, K. (Hrsg.): Renaturierung von Kalkmagerrasen. – Angew. Landsch.ökol. 55: 253-260.
- POSCHLOD, P. & BONN, S. (1998): Changing dispersal processes in the Central European landscape since the last ice age: an explanation for the actual decrease of plant species richness in different habitats? – Acta Bot. Neerl. 47: 27-44.
- POSCHLOD, P. & WALLISDEVRIES, M.F. (2002): The historical and socio-economic perspective of calcareous grasslands – lessons from the distant and recent past. – Biol. Conserv. 104: 361-376.
- PYWELL, R.F., BULLOCK, J.M., HOPKINS, A., WALKER, K.J., SPARKS, T.H., BURKES, M.J.W. & PEEL, S. (2002): Restoration of species-rich grassland on arable land: assessing the limiting processes using a multi-site experiment. – J. Appl. Ecol. 39:294-309.
- QUINGER, B. (2002): Wiederherstellung von artenreichem Magergrünland (Arrhenatherion) und Magerrasen (Mesobromion) auf Grünlandstandorten durch Mahd im Bayerischen Alpenvorland. – Schr.reihe Bayer. Landesamt Umweltschutz 167: 37-52.
- RÖDER, D., JESCHKE, M. & KIEHL, K. (2006): Vegetation und Böden alter und junger Kalkmagerrasen im Naturschutzgebiet „Garchinger Heide“ im Norden von München. – Forum Geobotanicum 2/06: 24-44.
- RÖDER D. & KIEHL, K. (2007): Ansiedlung von lebensraumtypischen Pflanzenarten in neu angelegten Kalkmagerrasen durch Ansaat und Pflanzung. – Nat.schutz Landsch.plan. 39:304-310.
- RÖDER D. & KIEHL, K. (2008): Vergleich des Zustandes junger und historisch alter Populationen von *Pulsatilla patens* (L.) Mill. in der Münchner Schotterebene. – Tuexenia 28: 121-132.
- ROSÉN, E. (1995): Periodic droughts and long-term dynamics of Alvar grassland vegetation on Öland, Sweden. – Folia Geobotanica et Phytotaxonomica 30: 131-140.
- SCHEUERER, M. & AHLMER, W. (2003): Rote Liste gefährdeter Gefäßpflanzen Bayerns mit regionalisierter Florenliste. – Schr.reihe Bayer. Landesamt Umweltschutz, Augsburg 372 S.
- SCHIEFER, J. (1984): Möglichkeiten der Aushagerung von nährstoffreichen Grünlandflächen. – Veröff. Nat.-Landsch.pfl. Baden-Württ. 57/58: 33-62.
- STRYKSTRA, R.J., VERWEIJ, G.J. & BAKKER, J.P. (1997): Seed dispersal by mowing machinery in a Dutch brook valley system. – Acta Bot. Neerl. 46: 387-401.
- STROH, M., STORM, C., ZEHEM, A. & SCHWABE-KRATOCHWIL, A. (2002): Restorative grazing as a tool for directed succession with diaspore inoculation: the model of sand ecosystems. – Phytocoenologia 32: 595-625.
- THORMANN, A., KIEHL, K. & PFADENHAUER, J. (2003): Einfluss unterschiedlicher Renaturierungsmaßnahmen auf die langfristige Vegetationsentwicklung neu angelegter Kalkmagerrasen. In: PFADENHAUER, J. & KIEHL, K. (Hrsg.): Angew. Landsch.ökol. 55: 73-106.
- VERHAGEN, R., KLOOKER, J., BAKKER, J.P. & van DIGGELEN, R. (2001): Restoration success of low-production plant communities on former agricultural soils after top-soil removal. – Appl. Veg. Sci. 4: 75-82.
- VERKAAR, H.J., SCHENKEVELD, A.J. & van den KLASHORST, M.P. (1983): The ecology of short-lived forbs in chalk grasslands: dispersal of seeds. – New Phytol. 95: 335-344.
- WAGNER, C. & FISCHER, F.-P. (2003): Einfluss unterschiedlicher Renaturierungs- und Pflegemaßnahmen auf die Entwicklung der Heuschreckenfauna neu angelegter Kalkmagerrasen. In: PFADENHAUER, J. & KIEHL, K. (Hrsg.): Renaturierung von Kalkmagerrasen. – Angew. Landsch.ökol. 55: 165-200.
- WALKER, K.J., STEVENS, P.A., STEVENS, D.P., MOUNTFORD, J.O., MANCHESTER, S.J. & PYWELL, R.F. (2004): The restoration and re-creation of species-rich lowland grassland on land formerly managed for intensive agriculture in the UK. – Biol. Conserv. 119: 1-18.
- WIESINGER, K., JOAS, C. & BURCKHARDT, I. (2003): Zehn Jahre Heideprojekt Münchner Norden – Umsetzung und Praxiserfahrung. – In: PFADENHAUER, J. & KIEHL, K. (Hrsg.): Angew. Landsch.ökol. 55: 261-272.
- WILL, H., EICHINGER, N., RÖDER, D. & KIEHL, K. (2005): Vergleich der Vegetation unterschiedlich alter Bodenabtragsflächen im Naturschutzgebiet Garchinger Heide. – Ber. Bayer. Bot. Ges. 74: 169-180.
- WILLEMS, J. H. (2001): Problems, approaches and results in restoration of Dutch calcareous grassland during the last 30 years. – Restor. Ecol. 9: 147-154.

Anschrift der Verfasserin:

Prof. Dr. Kathrin Kiehl
 Vegetationsökologie und Botanik
 Fakultät Agrarwissenschaften und
 Landschaftsarchitektur
 Fachhochschule Osnabrück
 Oldenburger Landstr. 24
 49090 Osnabrück
 E-mail: k.kiehl@fh-osnabrueck.de

Der Ansiedlungsprozess einzelner Pflanzenarten der Kalkmagerrasen

Management of rare and endangered species

Daniela RÖDER

Zusammenfassung

Anhand eines Saat- und Pflanzversuchs vier typischer Pflanzenarten der Kalkmagerrasen im Umfeld des Naturschutzgebiets „Garchinger Heide“ wird der Ansiedlungsprozess einzelner Arten zusätzlich zur Mähgutübertragung näher beschrieben. Zunächst muss eine kleinste überlebensfähige Population auf eine geeignete Fläche in der Nähe des Spenderbiotops eingebracht werden. Dazu wird ein Modell zur Einschätzung der erforderlichen Populationsgröße vorgestellt. Dieser neuen Population sollte sowohl eine hohe Wachstumsrate als auch eine große räumliche Ausdehnung ermöglicht werden. Hierfür müssen sich die eingebrachten Arten großräumig vegetativ ausbreiten und/oder blühen und aus Samen können. Um dies zu ermöglichen, sollten schon im Vorfeld die Standortbedingungen der Renaturierungsfläche optimiert und nach der Maßnahme ein geeignetes Pflegemanagement etabliert werden. Zudem sollte die Population in das umgebende Ökosystem integriert werden, damit sie Umweltveränderungen durch Evolution oder Migration ausweichen kann. Deshalb wird empfohlen, ein Biotopverbund der Renaturierungsflächen und des Spenderbiotops einzurichten.

Summary

In this article the introducing-process of single plant species of calcareous grasslands additionally to hay-transfer was explained by a sowing- and planting-experiment nearby the nature reserve "Garchinger Heide" in the north of Munich (Germany). For successful introducing of single plant species first a minimum viable population (MVP) has to be placed on suitable sites nearby the donor site. Therefore a model to estimate the required population size (MVP) is figured. Second, the introduced population should have the ability for a high growth rate and a great spatial expansion. So the plants should disperse vegetative and/or generative. Hence, restoration site-conditions had to be already previously optimized to the requirements of the introduced plant species and after introducing an adequate management had to be established. Third, the new population had to be integrated in to the surrounding ecosystem, to avoid environmental changes by evolution or migration. For this restoration and donor sites had to be connected.

1. Einleitung

Die heutigen Kalkmagerrasenreste beherbergen eine vergleichsweise hohe Zahl gefährdeter Pflanzenarten (KORNECK et al. 1996). Durch die zunehmende Zerstörung, Isolation und Fragmentation der Kalkmagerrasen sind diese stark bedroht und es kommt zum Überdauern von Populationen in durchschnittlich sehr kleinen Habitaten. Die Persistenz der Arten ist jedoch stark von der Größe und dem Isolationsgrad der Population abhängig. Kleine Populationen, denen der genetische Austausch mit Nachbarpopulationen fehlt, reagieren besonders sensibel gegenüber stochastischen Prozessen, wie zum Beispiel sich verändernde Umweltbedingungen und demographische Fluktuationen. Genetische Drift führt zudem zum Verlust der genetischen Variabilität, was letztendlich zum Aussterben dieser Populationen führen kann (vergleiche FISCHER & STÖCKLIN 1997, SMULDERS et al. 2000).

In den letzten Jahrzehnten wurden deshalb umfangreiche Studien in verschiedenen Ländern Mittel- und Westeuropas zur Renaturierung von Kalkmagerrasen durchgeführt (zum Beispiel MORTIMER et al.



Abbildung 1: Transplantation von *Globularia cordifolia*-Jungpflanzen auf Erweiterungsflächen der Garchinger Heide

1998, WILLEMS 2001, PFADENHAUER & KIEHL 2003a, PYWELL et al. 2003, WALKER et al. 2004). Diese ergaben, dass neben der Aushagerung der Fläche in den meisten Fällen ein Artentransfer erfolgen muss. Die Mähgutübertragung, das heißt dass Arten durch diasporienhaltiges Mähgut von geeigneten Spenderflächen desselben Naturraums auf neue Flächen eingebracht werden (KIEHL et al. 2006), stellte sich als eine schnelle, praktikable und kostengünstige Methode zum gleichzeitigen Transfer möglichst vie-

ler Arten heraus. Mit Hilfe der Mähgutübertragung können jedoch nicht alle Arten, die charakteristisch für Kalkmagerrasen sind, auf neuen Flächen angesiedelt werden. Dies ist in der Regel auf die verschiedenen Zeitpunkte der Fruchtreife und den jeweiligen Zeitraum, in dem das Mähgut für die Übertragung gewonnen wird (meist im Hochsommer), zurückzuführen. Aber auch Arten, die reichlich im Mähgut vorhanden sind, können sich zum Teil aufgrund spezieller Ansprüche an die Keimungs- und Etablierungsbedingungen nicht auf den Renaturierungsflächen ansiedeln (KIEHL et al. 2006). Aus diesen Gründen wird für die Ansiedlung artenreicher Kalkmagerrasen empfohlen, schwer übertragbare Arten zusätzlich zur Mähgutübertragung anzusäen beziehungsweise vorkultivierte Individuen zu pflanzen (unter anderen WIESINGER et al. 2003).

Im Folgenden wird anhand der Erkenntnisse eines Saat- und Pflanzversuchs einzelner Arten der Kalkmagerrasen (RÖDER & KIEHL 2007) der Ansiedlungsprozess näher beschrieben und Empfehlungen für die Praxis ausgesprochen.

1.1 Der Ansiedlungsversuch

Im Herbst 2004 wurden auf Renaturierungsflächen des Erprobungs- und Entwicklungsvorhabens (E+E) zur Sicherung und Entwicklung der Heiden im Münchener Norden (PFADENHAUER et al. 2000, PFADENHAUER & KIEHL 2003a) im Umfeld des Naturschutzgebiets „Garchinger Heide“ ein Versuch zur Ansaat und Pflanzung von Kalkmagerrasenarten angelegt (RÖDER & KIEHL 2007). Die Spenderpopulationen der ausgewählten Arten befinden sich im Naturschutzgebiet, welches auf einer Größe von 27 ha eine Kalkmagerrasenvegetation mit einer einmaligen Kombination von submediterranen, dealpinen und pontischen Florenelementen beherbergt (RÖDER et al. 2006). Für den Versuch wurden vier mehrjährige Arten ausgewählt, *Anthericum ramosum*, *Globularia cordifolia*, *Pulsatilla patens* und *Scabiosa canescens*,

die bisher nicht oder nur vereinzelt durch Mähgutübertragung auf den Renaturierungsflächen angesiedelt wurden (THORMANN et al. 2003, KIEHL et al. 2006). Es wurde darauf geachtet, dass die Arten für Kalkmagerrasen typische Wuchsformen mit unterschiedlichen Reproduktionseigenschaften repräsentieren sowie zu verschiedenen Zeitpunkten innerhalb der Sukzession auftreten (Tabelle 1). Dadurch können die Ergebnisse auf ein breiteres Artenspektrum übertragen werden.

Für den Ansiedlungsversuch wurden zwei Renaturierungsflächen mit Oberbodenabtrag und einer ohne Abtrag ausgewählt. Da die Ergebnisse der beiden Abtragsflächen jedoch sehr ähnlich waren, soll im Folgenden nur eine dieser Flächen betrachtet werden (weitere Ergebnisse und Diskussion siehe RÖDER & KIEHL 2007). Auf dem Flurstück 506A wurde der Oberboden im Jahr 1993 bis auf den anstehenden Kies abgetragen und direkt im Anschluss eine Mähgutübertragung mit Mähgut aus der „Garchinger Heide“ durchgeführt. Das Flurstück 2487 wurde von 1993 bis 2001 einmal im Jahr gemäht mit anschließendem Abtransport des Schnittgutes. In den Jahren 2002 und 2003 erfolgte eine weitere Aushagerung der Fläche durch den Anbau von Winterroggen im ersten Jahr und von Wintergerste im zweiten Jahr, jeweils ohne Düngung und Pflanzenschutz. Im Herbst 2004 wurde der ehemalige Acker dann gepflegt, geeggt und Mähgut aus der „Garchinger Heide“ aufgetragen.

Die Arten wurden auf jeder der Flächen in einem randomisierten Blockdesign im Herbst 2004 gesät und gepflanzt und zwei Jahre lang beobachtet (vergleiche RÖDER & KIEHL 2007).

Die Ergebnisse des Versuchs zeigten, dass die Ansaat für alle Arten trotz allgemein niedriger Keimraten am erfolgreichsten auf der Fläche mit Oberbodenabtrag war (Tabelle 2). Auf der Fläche ohne Oberbodenabtrag ließ sich durch Saat nur *Scabiosa*

Tabelle 1: Überblick über die Wuchsformen und Reproduktionseigenschaften der ausgewählten Arten (aus KLOTZ et al. 2002) sowie die Ausbreitung (nach floraweb.de) dieser

	Wuchsform	Reproduktions-eigenschaften	Ausbreitung	Auftreten im Laufe der Sukzession
<i>Anthericum ramosum</i>	monocotyl hohe, sommergrüne Halbrosettenpflanze mit Rhizomen	Blütezeit: VI-VIII Insektenbestäubung Klonalität: hoch	autochor, endochor, anemochor	spät
<i>Globularia cordifolia</i>	dicotyl sehr niedrige, immergrüne Ganzrosettenpflanze mit oberirdischen Ausläufern	Blütezeit: V-VII Insekten- und Selbstbestäubung Klonalität: hoch	anemochor	früh
<i>Pulsatilla patens</i>	dicotyl halbhohe, sommergrüne Ganzrosettenpflanze mit Rhizomen	Blütezeit: IV-V Insektenbestäubung Klonalität: gering - mittel	anemochor, epizoochor	mittel
<i>Scabiosa canescens</i>	dicotyl halbhohe, sommergrüne Halbrosettenpflanze mit Tochterrosetten	Blütezeit: VII-XI Insekten- und Selbstbestäubung Klonalität: mittel	anemochor	mittel

Tabelle 2: Ergebnisse des Ansiedlungsversuchs. Die Ansaat und Pflanzung erfolgten im Herbst 2004. Dargestellt sind die Etablierungsraten der Ansaat und der Pflanzung jeweils in % im September 2006

Flurnummer Maßnahme	506A		2487	
	Oberbodenabtrag, Mähgut 1993		kein Abtrag, Mähgut 2004	
	Ansaat [%]	Pflanzung [%]	Ansaat [%]	Pflanzung [%]
<i>A. ramosum</i>	4,9	100	0	0
<i>G. cordifolia</i>	0,9	94	0	37
<i>P. patens</i>	6,1	53	0,2	49
<i>S. canescens</i>	7,0	51	2,0	22

canescens etablieren. Die Pflanzung war ebenfalls auf der Bodenabtragsflächen erfolgreicher. Durch Bewässerung von *Pulsatilla patens* und *Scabiosa canescens* hätten sich auch hier höhere Etablierungsraten erreichen lassen (vergleiche RÖDER & KIEHL 2007). Die Verluste der Pflanzung auf der Fläche ohne Bodenabtrag ließen sich Großteils auf Tierfraß zurückführen, der durch geeignete Maßnahmen, wie zum Beispiel Netze, gemindert werden könnte (vergleiche RÖDER & KIEHL 2007).

2. Der Ansiedlungsprozesses

Kurzfristig sollte das Ziel einer Ansiedlung die erfolgreiche Etablierung einer neuen Pflanzenpopulation sein, welche in der Lage ist, die wesentlichen Lebensprozesse wie Wachstum, Reproduktion und Ausbreitung zu durchlaufen, so dass die Wahrscheinlichkeit des kompletten Aussterbens durch stochastische Ereignisse gering ist (PAVLIK 1996, DORNER 2002, VERGEER 2005). Diese Wahrscheinlichkeit erhöht sich mit einer zunehmenden Wachstumsrate der Population und einer großen räumlichen Ausdehnung (PAVLIK 1996). Langfristig sollte die eingebrachte Population möglichst genauso wie ihre Ursprungspopulation voll in das Ökosystem integriert sein und die Möglichkeit besitzen, Umweltveränderungen durch Evolution oder Migration auszuweichen (PAVLIK 1996). Dies setzt eine maximale genetische Variation der Population voraus (DORNER 2001) so-

wie ein landschaftliches Mosaik mit sowohl potentiell als auch tatsächlich verfügbaren Habitaten in der Umgebung des Ansiedlungsortes (PAVLIK 1996).

2.1 Einbringen einer kleinsten überlebensfähigen Population

Um eine neue Population erfolgreich zu etablieren, ist die Anzahl der eingebrachten Individuen von großer Bedeutung. Diese Anzahl sollte so groß sein, dass zumindest nach ein-

nigen Generationen eine kleinste überlebensfähige Population (MVP – Minimal Viable Population) entsteht (PAVLIK 1996). Die MVP beruht auf der Fortpflanzungsfähigkeit einer Population. Daher kann die Gesamtgröße einer Population irreführend sein, da nicht alle Mitglieder dieser fortpflanzungsfähig sind. So belief sich die MVP in tatsächlich untersuchten Populationen stets nur auf einen Bruchteil der Gesamtpopulation, da zahlreiche Einflüsse auf die Individuen wirken und somit die Fortpflanzungsmöglichkeit dieser einschränkt (vergleiche PAVLIK 1996). Es gibt deshalb keine konkrete Zahl wie groß eine MVP sein muss, aber eine ungefähre Spanne von 50 bis 2500 Individuen. Innerhalb dieser Spanne kann man nun mit Hilfe der von PAVLIK (1996) aufgestellten objektiven Arteigenschaften die MVP konkretisieren. In Tabelle 3 wurde dies für *Anthericum ramosum*, *Globularia cordifolia*, *Pulsatilla patens* und *Scabiosa canescens* getan. Dazu wurde die Spannweite zwischen 50 und 2500 Individuen in vier Bereiche untergliedert, in welche die Arten für jedes Merkmal separat eingeordnet wurden. Für jedes Artmerkmal ergab sich somit eine ungefähre MVP, die anschließend für alle Merkmale der Art gemittelt wurden. Die MVP der untersuchten Arten hat aufgrund der Wuchsform und der geringen Fruchtbarkeit sowie des durch Störungen geprägten Lebensraums eine Größenordnung zwischen 800 und 1200 einzubringenden Individuen (vergleiche RÖDER &

Tabelle 3: Einordnung von *Anthericum ramosum* (A), *Globularia cordifolia* (G), *Pulsatilla patens* (P) und *Scabiosa canescens* (S) in die Größenordnung einer minimal überlebensfähigen Population anhand ihrer Artmerkmale (nach PAVLIK 1996)

	50	Minimale überlebensfähige Population			2500	
Langlebigkeit	mehrfährig	A,G,P,S			einjährig	
Befruchtung	selbst	A,G,P,S			outcrossing	
Wuchsform	Baum		G	A,P,S	Kraut	
Fruchtbarkeit	hoch		S	A,P	G	gering
Vegetative Ausbreitung	hoch	A, G	S	P		gering
Überlebensrate	hoch		A,G	P,S		gering
Stabilität des Lebensraums	hoch				A,G,P,S	niedrig
Sukzessionsstatus	Klimax		A,G,P,S			Ruderal

KIEHL 2007). Aufgrund der niedrigen Keimungsraten der untersuchten Arten im Gelände ist es daher wichtig, entweder eine hohe Anzahl an autochthonen Samen einzubringen oder – bei extrem geringen Keimraten wie im Fall von *Globularia cordifolia* (Tabelle 2) – die Art zu pflanzen und durch Bewässerung und Schutz vor Fraßfeinden die Etablierung der Individuen zu verbessern (RÖDER & KIEHL 2007). Hier sollte ebenfalls Pflanzgut aus autochthonem Material verwendet werden.

2.2 Etablierung der Population

Nachdem eine überlebensfähige Population eingebracht wurde, muss dieser die Möglichkeit für eine hohe Wachstumsrate und eine große räumliche Ausdehnung gegeben werden. Dazu müssen die Arten in der Lage sein, sich großräumig vegetativ auszubreiten und/oder zu blühen und auszusamen. Außerdem müssen Nischen zum Keimen und Etablieren der Folgegenerationen vorhanden sein.

Bei Renaturierungsmaßnahmen auf nährstoffreichen Böden ehemaliger Äcker sind die eingebrachten Arten der Kalkmagerrasen aufgrund ihrer geringen Keimraten (vergleiche Tabelle 2) zunächst benachteiligt, da sie von ruderalen Arten der Samenbank und des Umlandes sehr schnell überwachsen werden (RÖDER & KIEHL 2007, vergleiche auch PYWELL et al. 2003, KIEHL & PFADENHAUER 2007). Die gepflanzten Individuen der untersuchten Arten konnten sich auf Flächen ohne Bodenabtrag durch ihren Wachstumsvorsprung besser als gesäte Keimlinge etablieren, sofern sie vor Tierfraß geschützt wurden (vergleiche RÖDER & KIEHL 2007). Besonders Arten der mittleren und späten Sukzessionsstadien wie *Anthericum ramosum*, *Pulsatilla patens* und *Scabiosa canescens* können erfolgreicher durch Pflanzung auf nährstoffreichen Flächen eingebracht werden als durch Saat (vergleiche auch WALKER et al. 2004). Dabei ist es wichtig die Arten direkt nach dem Umbruch der Fläche und zeitnah zur Mähgutübertragung zu pflanzen, um den Konkurrenzvorteil optimal auszunutzen. Auch PYWELL et al. (2003) befürworten die Pflanzung auf nährstoffreichen Flächen, da diese Individuen konkurrenzstärker und schneller in der Lage sind sich vegetativ auszubreiten als Keimlinge und Jungpflanzen. Andere Autoren berichten dagegen von einer geringen Ausbreitung trotz hoher initialer Etablierungsraten, weshalb sie von einer großflächigen Pflanzung abraten (WALKER et al. 2004). Auf nährstoffreichen Flächen sollte nach der Renaturierungsmaßnahme ein moderates Pflegemanagement in Form einer ein- bis zweimaligen Pflegemahd im Jahr durchgeführt werden, sodass Ruderalarten zu Gunsten von Kalkmagerrasenarten zurückdrängt werden (vergleiche THORMANN et al. 2003, KIEHL & PFADENHAUER 2007).

Auf nährstoffarmen Flächen mit Oberbodenabtrag ist der Konkurrenzdruck durch Ruderalarten wesentlich geringer (vergleiche THORMANN et al. 2003,

KIEHL & PFADENHAUER 2007). Daher sollten konkurrenzschwache Pionierarten der Kalkmagerrasen wie *Globularia cordifolia* möglichst auf solche Flächen eingebracht werden. Die Ansaat beziehungsweise Pflanzung dieser Arten sollte zeitnah zur Mähgutübertragung stattfinden, da das Mähgut Schutz vor Austrocknen, Verdriften und Tierfraß bietet. Da die Pflanzendecke auf Flächen mit Oberbodenabtrag über lange Zeiträume hinweg sehr lückig bleibt, können Arten der mittleren und späten Sukzessionsstadien wie *Anthericum ramosum*, *Pulsatilla patens* und *Scabiosa canescens* auch Jahre später noch gesät werden. Die bereits vorhandene Krautschicht bietet diesen Arten dann eine Vielzahl an Schutzstellen und begünstigt somit die Etablierung dieser (RÖDER & KIEHL 2007). Aufgrund der geringen Phytomasseproduktion der Flächen mit Oberbodenabtrag ist ein Pflegemanagement in den nächsten zehn Jahren hier nicht nötig.

2.3 Integration der Population in das Ökosystem

Nach der Etablierung einer stabilen Pflanzenpopulation, welche in der Lage ist zu wachsen und sich auszudehnen, muss die Population in das Ökosystem integriert werden, damit sie die Möglichkeit hat, Umweltveränderungen durch Evolution oder Migration auszuweichen. Durch die Anlage und Vernetzung weiterer Renaturierungsflächen im Umfeld der neu etablierten Population kann das Ausweichen der Art bei Standortverschlechterung, aber auch eine genetischer Austausch zwischen Subpopulationen ermöglicht werden (PAVLIK 1996).

3. Empfehlungen für die Praxis

Für die erfolgreiche Ansiedlung einer Kalkmagerrasenvegetation müssen zunächst die Nährstoffverhältnisse der Renaturierungsfläche an die des Spenderbiotops angenähert werden, wenn nötig durch einen über mehrere Jahre dauernden Anbau von Feldfrüchten ohne Düngung oder durch Oberbodenabtrag. Zudem sollten wenn nötig Pufferstreifen angelegt werden, um zu verhindern, dass vermehrt Nährstoffe durch die Nutzung umliegender Flächen eingetragen werden. Nach erfolgreicher Aushagerung werden zunächst die Arten, welche nicht durch das später aufzubringende Mähgut übertragen werden, angesät. Dabei muss beachtet werden, dass genügend Individuen einer Art eingebracht werden, um eine kleinste überlebensfähige Population zu etablieren. Dies kann durch hohe Saatedichten und – je nach Aussaaterfolg – durch eine oder mehrere Nachsaaten per Hand erfolgen. Auf die Ansaat einzelner Arten folgt die Mähgutübertragung, um ein möglichst großes Artenspektrum zu etablieren. Das Mähgut schützt außerdem die angesäten Arten vor Austrocknen und Drift. Schlecht keimende Art wie *Globularia cordifolia* müssen, vor allem auf Flächen ohne Oberbodenabtrag, gepflanzt werden (vergleiche RÖDER & KIEHL 2007). Dies sollte nach der Mäh-

gutübertragung geschehen, um die gepflanzten Individuen nicht durch die Übertragungsfahrzeuge und die Mähgutaufgaben zu schädigen. Auch bei der Pflanzung muss darauf geachtet werden, dass eine ausreichend große Anzahl von Individuen eingebracht wird. Dabei sollte ein Pflanzausfall von ca. 10% einkalkuliert werden. Bei höheren Ausfällen sollte eine Nachpflanzung erfolgen.

Wenn einzelne Arten erst einige Jahre nach einer erfolgreichen Mähgutübertragung in bereits bestehende Bestände eingebracht werden, sollte ebenfalls die Nährstoffsituation der Fläche, aber auch die Biomasseproduktion, Deckung und Artenzusammensetzung der Vegetation berücksichtigt werden. Bei der späteren Einbringung in geschlossene Rasen muss besonders auf die Artenauswahl geachtet werden. Es können konkurrenzkräftige Kalkmagerasenarten, wie zum Beispiel *Anthericum ramosum* oder *Pulsatilla patens*, möglichst in vegetationsfreie Lücken gepflanzt werden. Auf offenen, nährstoffarmen Flächen, wie zum Beispiel Oberbodenabtragsflächen, können auch konkurrenzschwächere Arten eingebracht werden, wobei Arten mit geringen Keimungsraten, wie *Globularia cordifolia*, gepflanzt und Arten mit höheren Keimungsraten, wie *Scabiosa canescens*, gesät werden können. Dies sollte möglichst in vegetationsfreien Lücken in der Nähe größerer Pflanzenpolster, die Schutzstellen bieten, geschehen.

Der Erfolg der Pflanzung kann dadurch erhöht werden, dass die Pflanzflächen bewässert und die Pflanzen durch geeignete Maßnahmen vor Tierfraß geschützt werden (vergleiche RÖDER & KIEHL 2007). Um eine dauerhafte Etablierung zu erreichen, sollten die Renaturierungsflächen in Abhängigkeit von der Biomasseproduktion und Artenzusammensetzung so gepflegt werden, dass sich die Individuen der Zielarten etablieren und vermehren können. Dies kann auf produktiven Standorten mit geschlossenen Rasen durch Mahd oder Beweidung geschehen. Auf unproduktiven Standorten, wie zum Beispiel Flächen mit Oberbodenabtrag, genügt es in der Regel, eventuell aufkommende Gehölze so früh wie möglich per Hand zu entfernen.

Falls auf einer Fläche keine minimal überlebensfähige Population angesiedelt werden konnte, sollten in der unmittelbaren Umgebung dieser weitere Renaturierungsflächen mit Teilpopulationen der Art geschaffen werden, die untereinander und mit dem Spenderbiotop vernetzt werden.

Danksagung

Danken möchte ich dem Heideflächenverein Münchner Norden e.V. und Johann Krimmer für die fachliche und tatkräftige Unterstützung bei der Vorbereitung und Durchführung des Ansiedlungsversuchs. Außerdem möchte ich mich bei Prof. Dr. Kathrin Kiehl bedanken für den Unterricht im wissenschaftlichen Arbeiten. Prof. Dr. Pfadenhauer möchte ich für seine

freundliche Aufnahme am Lehrstuhl danken, seine Unterstützung und seinen Glauben an mich. Für Deinen Ruhestand wünsche ich Dir weiterhin soviel Energie und Schaffenskraft, damit Du all Deine noch anstehenden Projekte zu Deiner Zufriedenheit durchführen kannst.

Literatur

- COULSON, S. J., BULLOCK, J. M., STEVENSON, M. J., PYWELL, R. F. (2001): Colonization of grassland by sown species: dispersal versus microsite limitation in responses to management. *Journal of Applied Ecology* 38, 204-216.
- DORNER, J. (2001): An introduction to using native plants in restoration projects. Plant Conservation Alliance. US Environmental Protection Agency. <http://www.nps.gov/plants/restore/pubs/intronatplant/intronatplant.pdf> 17.09.2007.
- FISCHER, M., STÖCKLIN, J., 1997: Local extinction of plants in remnants of extensively used calcareous grasslands 1950-1985. *Conservation Biology* 11, 727-737. [floraweb.de \(2007\): http://www.floraweb.de/index.html](http://www.floraweb.de/index.html). Stand: 13.09.2007
- KIEHL, K., PFADENHAUER, J. (2007): Establishment and long-term persistence of target species in newly created calcareous grasslands on former arable fields. *Plant Ecology* 189, 31-48.
- KIEHL, K., THORMANN, A., PFADENHAUER, J. (2006): Evaluation of initial restoration measures during the restoration of calcareous grasslands on former arable fields. *Restoration Ecology* 14, 148-156.
- KIEHL, K., WAGNER, C. (2006): Effects of hay transfer on long-term establishment of vegetation and grasshoppers on former arable fields. *Restoration Ecology* 14, 157-166.
- KIEHL, K., THORMANN, A., PFADENHAUER, J. (2003): Nährstoffdynamik und Phytomasseproduktion in neu angelegten Kalkmagerrasen auf ehemaligen Ackerflächen. In: PFADENHAUER, J., KIEHL, K. (Hrsg.): Renaturierung von Kalkmagerrasen – Angewandte Landschaftsökologie 55, 39-71.
- KIRMER, A., MAHN, E.G. (2001): Spontaneous and initiated succession on unvegetated slopes in the abandoned lignite-mining area of Goitsche, Germany. *Applied Vegetation Science* 4, 19-27.
- KLOTZ, S., KÜHN, I., DURKA, W. (Hrsg.) (2002): BIOLFLOR – Eine Datenbank zu biologisch-ökologischen Merkmalen der Gefäßpflanzen in Deutschland. Schriftenreihe für Vegetationskunde 38.
- KORNECK, D., SCHNITTLER, M., VOLLMER, I. (1996): Rote Liste der Farn- und Blütenpflanzen Deutschlands. Schriftenreihe für Vegetationskunde 28.
- MARRS, R.H. (1993): Soil fertility and nature conservation in Europe: theoretical considerations and practical management solutions. *Advances in Ecological Research* 24, 241-300.
- MILLER, U., PFADENHAUER, J. (1997): Renaturierung von Kalkmagerrasen. Zur Vorhersage der gelenkten Sukzession durch Aufbringung von diasporenhaltigem Mähgut. *Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie* 27, 155-163.
- MORTIMER, S.R., HOLLIER, J.A., BROWN, V.K. (1998): Interactions between plant and insect species-richness in the restoration of calcareous grasslands. *Applied Vegetation Science* 1, 101-114.

- MULLER, S., DUTOIT, T., ALARD, D., GREVILLIOT, F. (1998): Restoration and rehabilitation of species-rich grassland ecosystems in France: a review. *Restoration Ecology* 6, 94-101.
- PAVLIK, B.M. (1996): Defining and measuring success. In: Falk, D.A., Millar, C. I., Olwell, M. (Hrsg.): *Restoring Diversity*. Island Press, Washington D.C., Covelo, California, 127-155.
- PFADENHAUER, J., LIEBERMANN, C. (1986): Eine geobotanische Dauerbeobachtungsfläche im Naturschutzgebiet Garchinger Heide. *Berichte der Bayerischen Botanischen Gesellschaft* 57, 99-110.
- PFADENHAUER, J., KLÖTZLI, F. (1996): Restoration experiments in middle European wet terrestrial ecosystems an overview. *Vegetatio* 126, 101-115.
- PFADENHAUER, J., FISCHER, F.P., HELFER, W., JOAS, C., LÖSCH, R., MILLER, U., MILTZ, C., SCHMID, H., SIEREN, E., WIESINGER, K. (2000): Sicherung und Entwicklung der Heiden im Norden von München. *Angewandte Landschaftsökologie* 32.
- PFADENHAUER, J., MILLER, U. (2000): Verfahren zur Ansiedlung von Kalkmagerrasen auf Ackerflächen. In: PFADENHAUER, J., FISCHER, F.P., HELFER, W., JOAS, C., LÖSCH, R., MILLER, U., MILTZ, C., SCHMID, H., SIEREN, E., WIESINGER, K.: Sicherung und Entwicklung der Heiden im Norden von München. *Angewandte Landschaftsökologie* 32, 37-87.
- PFADENHAUER, J. (2001): Some remarks on the socio-cultural background of restoration ecology. *Restoration Ecology* 9, 220-229.
- PFADENHAUER, J., KIEHL, K. (2003a): Renaturierung von Kalkmagerrasen. *Angewandte Landschaftsökologie* 55.
- (2003b): Renaturierung von Kalkmagerrasen – Ein Überblick. In: PFADENHAUER, J., KIEHL, K.: Renaturierung von Kalkmagerrasen. *Angewandte Landschaftsökologie* 55, 25-38.
- PFADENHAUER, J., KIEHL, K., FISCHER, F.P., SCHMID, H., THORMANN, A., WAGNER, C., WIESINGER, K. (2003): Empfehlungen zur Neuschaffung und Wiederherstellung von Kalkmagerrasen. In: PFADENHAUER, J., KIEHL, K.: Renaturierung von Kalkmagerrasen. *Angewandte Landschaftsökologie* 55, 253-260.
- PYWELL, R.F., BULLOCK, J.M., HOPKINS, A., WALKER, K. J., SPARKS, T.H., BURKES, M.J.W., PEEL, S. (2002): Restoration of species-rich grassland on arable land: assessing the limiting processes using a multi-site experiment. *Journal of Applied Ecology* 39, 294-309.
- PYWELL, R.F., BULLOCK, J.M., ROY, D.B., WARMAN, E.A., ROTHERY, P. (2003): Plant traits as predictors of performance in ecological restoration schemes. *Journal of Applied Ecology* 40, 65-77.
- RÖDER, D., JESCHKE, M., KIEHL, K. (2006): Vegetation und Böden des Naturschutzgebiets „Garchinger Heide“ im Norden von München. *Forum Geobotanicum* 2, 24-44.
- RÖDER, D., KIEHL, K. (2007): Ansiedlung von lebensraumtypischen Pflanzen in neu angelegten Kalkmagerrasen – Methodenvergleich zwischen Ansaat und Pflanzung. *Naturschutz und Landschaftsplanung* 39 (10), 304-310.
- SCHÜTZ, M., GELPKE, G., WINTER, D. (2000): Ausmagerung contra Oberbodenabtrag – Pflegemaßnahmen in Naturschutzgebieten bei Kloten. *Birmensdorfer Informationsblätter Forschungsbereich Landschaft* 47, 1-4.
- SMULDERS, M.J.M., VAN DER SCHOOT, J., GEERTS, R.H.E.M., ANTONISEE-DE JONG, A.G., KOREVAAR, H., VAN DER WERF, A., VOSMAN, B. (2000): Genetic diversity and the reintroduction of meadow species. *Plant Biology* 2, 447-454.
- THORMANN, A., KIEHL, K., PFADENHAUER, J. (2003): Einfluss unterschiedlicher Renaturierungsmaßnahmen auf die langfristige Vegetationsentwicklung neu angelegter Kalkmagerrasen. In: PFADENHAUER, J., KIEHL, K.: Renaturierung von Kalkmagerrasen. *Angewandte Landschaftsökologie* 55, 73-106.
- TRÄNKLE, U. (2002): Sieben Jahre Mähgutflächen. Sukzessionsuntersuchungen zur standorts- und naturschutzrechtlichen Renaturierung von Steinbrüchen durch Mähgut – 1992-1998. Themenhefte der Umweltberatung im ISTE Baden-Württemberg e.V. Heft 1.
- VERGEER, P. (2005): Introduction of threatened species in a fragmented and deteriorated landscape. Dissertation Radboud Universiteit Nijmegen.
- VOLLMANN, F. (1911): Das Schutzgebiet der Bayerischen Botanischen Gesellschaft auf der Garchinger Heide. *Mitteilungen der Bayerischen Botanischen Gesellschaft* 2, 312-318.
- WALKER, K.J., STEVENS, P.A., STEVENS, D.P., MOUNTFORD, J.O., MANCHESTER, S.J., PYWELL, R.F. (2004): The restoration and re-creation of species-rich lowland grassland on land managed for intensive agriculture in the UK. *Biological Conservation* 119, 1-18.
- WALLISDEVRIES, M.F., POSCHLOD, P., WILLEMS, J.H. (2002): Challenges for the conservation of calcareous grasslands in northwestern Europe: integrating the requirements of flora and fauna. *Biological Conservation* 104, 265-273.
- WIESINGER, K., JOAS, C., BURKHARDT, I. (2003): Zehn Jahre Heideprojekt Münchner Norden – Umsetzung und Praxiserfahrung. In: PFADENHAUER, J., KIEHL, K.: Renaturierung von Kalkmagerrasen. *Angewandte Landschaftsökologie* 55, 261-288.
- WILLEMS, J.H. (2001): Problems approaches and results in restoration of Dutch calcareous grasslands during the last 30 years. *Restoration Ecology* 9, 147-154.

Anschrift der Verfasserin:

Dr. Daniela Röder
Lehrstuhl für Vegetationsökologie
Technische Universität München
Emil-Ramann-Str. 6
85350 Freising
roederd@wzw.tum.de

Auswirkungen verschiedener Renaturierungs- und Managementverfahren auf die Artendiversität von Gefäßpflanzen und Kryptogamen in Kalkmagerrasen

Impacts of various restoration and management techniques on species diversity of vascular plants and cryptogams in oligotrophic calcareous grasslands

Michael JESCHKE

Zusammenfassung

In den süddeutschen Halbtrockenrasen Garchinger Heide und Kissinger Heide sowie dem schweizerischen Halbtrockenrasen „Uf der Gräte“ nahe Merishausen wurden verschiedene Renaturierungs- und Pflegemaßnahmen untersucht. Dazu wurden Vegetationsaufnahmen auf verschiedenen Maßstabsebenen durchgeführt.

Beim Vergleich der Altheideflächen zeigte die Garchinger Heide signifikant geringere Gefäßpflanzenartenzahlen als die beiden anderen Standorte, was vermutlich auf eine bis vor kurzem durchgeführte Mahd in zweijährigen Turnus zurückzuführen ist.

Die beste Maßnahme zur Renaturierung nährstoffreicher Standorte ist der Abtrag des Oberbodens mit anschließendem Auftrag von Mahd- oder Rechgut. Ebenfalls geeignet sind einschürige Mahd und Beweidung, die zwar zu höheren Gefäßpflanzenartenzahlen, aber niedrigeren Moos- und Flechtenartenzahlen führen und damit insgesamt artenärmere Bestände ergeben. Die anderen untersuchten Mahdregime und das Abbrennen der Vegetation im Frühjahr führte entweder zum Rückgang schnittunverträglicher Arten oder zur Vergrasung und allgemein zu deutlich geringeren Artenzahlen.

Die Übertragung von Mahdgut erzeugte artenreiche Bestände, bewirkt aber auch die schnelle Ausbreitung von pleurokarpem Moosen, die weniger konkurrenzkräftige Arten unterdrücken können.

Summary

Effects of different restoration and management regimes on the species diversity of vascular and cryptogamous plants in calcareous grassland

Different restoration and conservation measures were studied in three nature reserves in Southern Germany and Switzerland (Garchinger Heide, Kissinger Heide, Merishausener Gräte), using vegetation samples with different plot sizes.

The nature reserve "Garchinger Heide" showed significantly lower numbers of vascular plant species than the other nature reserves, probably due to a lower intensity of mowing (every second year) practised in the past.

The most efficient method to restore nutrient rich sites was shown to be topsoil removal in combination with transfer of diaspore-rich hay or raking material. Initial ploughing in combination with yearly mowing or grazing led to high vascular plant species numbers. Bryophyte, lichen and overall species diversity was reduced, however. Other mowing regimes as well as controlled burning in spring increased tall grass cover and reduced both rare species total species numbers.

Hay transfer generated species-rich stands, but it also facilitates the spread of pleurocarpous mosses which can inhibit less competitive species.

Einleitung

Geschichte und Erhaltung von Kalkmagerrasen

Kalkmagerrasen zählen auf kleinen Flächengrößen (unter 100 m²) zu den artenreichsten Standorten der Welt (KORNECK et al. 1998, DENGLER 2005). Sie sind bis auf wenige Ausnahmen in Mitteleuropa anthropogen geprägt und als Lebensraum zahlreicher seltener Tier- und Pflanzenarten von hoher Bedeutung, die zu ihrem Überleben auf das Weiterbestehen dieses Vegetationstyps angewiesen sind, da ihre natürlichen Vorkommen (Felsvorsprünge, steile Abhänge und Schotterbänke entlang von Flüssen) durch menschliche Eingriffe fast vollständig erloschen sind (POSCHLOD & WALLIS DeVRIES 2002). Mittel-

europäische Kalkmagerrasen sind an flachgründige, nährstoffarme Böden aus festem (Rendzinen) oder lockerem (Pararendzinen) Karbonatgestein gebunden (SENDRNER 1854, PFADENHAUER & KIEHL 2003). Die Standorte sind durch zeitweisen Wassermangel und geringe Phytomasseproduktion geprägt (BRIEMLE et al. 1991, PFADENHAUER & KIEHL 2003). Die meisten artenreichen Kalkmagerrasen verdanken ihre Entstehung jahrhundertelanger extensiver Landnutzung durch Beweidung oder Mahd (POSCHLOD & WALLIS DeVRIES 2002). Durch Intensivierung der Landwirtschaft blieben nur noch kleine Restflächen erhalten (BENDER et al. 2005, POSCHLOD et al. 2005, BUTAYE et al. 2005).



Abbildung 1: Zwergsträucher (*Daphne cneorum*, *Globularia cordifolia*, *Chamaecytisus ratisbonensis*, *Polygala chamaebuxus*), Flechten und Moose auf dem Rollfeld der Garching Heide (Foto: M. Jeschke)

Die verbliebenen Kalkmagerrasen bedürfen zu ihrer Erhaltung regelmäßiger Pflegemaßnahmen, um einer Verbuschung und letztendlich einer Bewaldung zu entgehen, da viele dieser Magerrasen potentiell gehölzfähig sind und wohl auch vor der Landnahme des Menschen baumbestanden waren (SENDTNER 1854, GRADMANN 1950, ELLENBERG 1996). Die zur Erhaltung der Flächen eingesetzten Mahd- und Beweidungsregime fördern bestimmte Artengruppen (zum Beispiel durch Verringern der Deckung oder Streuschicht) oder schädigen diese (zum Beispiel durch ungünstige Mahd- oder Beweidungszeitpunkte) (BOBBINK & WILLEMS 1988, KAHMEN et al. 2002, POSCHLOD & WALLIS DeVRIES 2002).

Die Reste der Kalkmagerrasenstandorte sind oftmals zu klein, um die Erhaltung seltener Arten zu gewährleisten (BAKKER & BERENDSE 1999, PFADENHAUER & MILLER 2000). Um der genetischen Verarmung und dem Aussterben einzelner Arten in den kleinen Restbeständen zu begegnen, können Kalkmagerrasen auf ehemaligen Kalkmagerrasenstandorten auch wieder angelegt werden. Meist ist allerdings durch Aufdüngung und langjährige Acker- oder Intensivgrünlandnutzung keine kalkmagerrasentypische Diasporenbank mehr vorhanden (HUTCHINGS & BOOTH 1996, DAVIES & WAITE 1998) und die Flächen weisen eine hohe Phosphat- und Kaliumversorgung auf (KIEHL et al. 2003), was Ruderal- beziehungsweise Wirtschaftsgrünlandarten begünstigt (THORMANN et al. 2003). Der Nährstoffüberschuss im Boden kann durch das Abschieben des Oberbodens bis auf den anstehenden Kies vermindert werden, wodurch auch die Diasporenbank entfernt wird (KIEHL et al. 2003). Eine Einwanderung kalkmagerrasentypischer Arten geht aber selbst auf gut geeigneten Flächen nur sehr langsam vonstatten (HUTCHINGS & BOOTH 1996, THORMANN et al. 2003). Hier konnte zum Beispiel durch das Aufbringen von diasporen-



Abbildung 2: 1993 angelegte, artenreiche Mahdfläche mit Mähgutauftrag nahe der Garching Heide mit Färberginster (*Genista tinctoria*) (Foto: M. Jeschke)

haltigem Mähgut aus angrenzenden Kalkmagerrasen die Ansiedlung typischer Kalkmagerrasenarten auf den Flächen wesentlich beschleunigt werden (THORMANN et al. 2003, KIEHL et al. 2006). Andere Autoren konnten mit einer Mähgutübertragung ebenfalls viele Zielarten auf Renaturierungsflächen übertragen (HILBIG 2000, TRÄNKLE 2002, BRAUN 2006).

Kryptogamen in Kalkmagerrasen

Der Artenreichtum an Moosen und Flechten ist besonders in offenen Lebensräumen hoch (LÖBEL et al. 2006). Moose und Flechten stellen nicht nur einen großen Teil der Artenzahl (bis zu 50%), sondern auch der Vegetationsdeckung und der Phytomasse dar (INGERPUU et al. 2005). Aus hohen Gefäßpflanzenzahlen kann aber nicht auf hohe Kryptogamenartenzahlen und umgekehrt geschlossen werden, da selbst in Magerrasen die Kryptogamen sehr unterschiedliche Anteile an der Phytodiversität haben können (DENGLER 2005).

Kryptogamen beeinflussen durch Konkurrenz um Ressourcen und durch allelopathische Stoffe die Keimung und Etablierung von Gefäßpflanzen (TOOREN 1990, ZAMFIR 2000). Die vielfachen Wechselwirkungen zwischen Kryptogamen und Gefäßpflanzen sind von einigen Autoren in Feld- und Gewächshausexperimenten für einzelne Arten untersucht worden (KEIZER et al. 1985, DURING & TOOREN 1990, RYSER 1990, ZAMFIR 2000), allerdings lassen sich bisher keine allgemeingültigen Aussagen machen, da verschiedene Pflanzenarten unterschiedlich reagieren. An den meisten Standorten sind Gefäßpflanzen – zumindest in späteren Sukzessionsstadien – aber konkurrenzkräftiger als Moose und Flechten (TOPHAM 1977, FRAHM 2001). Kryptogamen können daher vor allem an Extremstandorten (Hochmoore, Felsköpfe, beschatteter Waldboden) und in frühen Sukzessionsstadien zur Dominanz gelangen (FRAHM 2001). Xerophytische Kryptogamen können

Tabelle 1: Übersicht über die untersuchten Flächen (GH = Garchinger Heide, KH = Kissinger Heide, MG = Merishausener Gräte)

	Gebiet	Renaturierung	Bodenabtrag	Mahdgutauftrag
Altheide	GH	-	-	-
Rollfeld	GH	-	1945	-
Alter Acker	GH	1959	-	-
Mahd zweischürig	GH	1993	-	1993
Mahd einschürig	GH	1993	-	1993
Beweidung	GH	1993	-	1993
Bodenabtrag	GH	1993	1993	1993
Bodenabtrag	GH	1991	1991	1991
Altheide	KH	-	-	-
Bodenabtrag	KH	1995	1995	1995
Julimahd	MG	1977-1999	-	-
Oktobermahd	MG	1977-1999	-	-
Julimahd 2jährig	MG	1977-1999	-	-
Abbrennen März	MG	1977-1999	-	-
Brache	MG	1977-1999	-	-

in einem Trockenstadium ungünstige Wetterbedingungen überdauern und dabei hohe Temperaturen ohne Schädigung überstehen (NEUMAYR 1971, FRAHM 2001).

In Deutschland sind 46 % der Moosarten und 61 % der Flechtenarten gefährdet, gegenüber nur 28 % der Gefäßpflanzen (KORNECK et al. 1996; MEINUNGER & NUSS 1996; WIRTH et al. 1996). Kalkmagerrasen weisen auch einige gefährdete Kryptogamengesellschaften auf, unter anderem die Bunte Erdflechten-Gesellschaft (vergleiche GÜNZL 2001), die in der Garchinger Heide mit sechs Rote-Liste Arten (Flechten) vertreten ist.

Untersuchungsgebiete

Die Untersuchungen wurden in drei Kalkmagerrasenkomplexen in Bayern und in der Schweiz durchgeführt.

Die Garchinger Heide ist ein Rest (27 ha) der ehemaligen ausgedehnten Heidelandschaft auf Isar-Schotterflächen, auf dem artenreiche Halbtrocken- und Magerrasen erhalten geblieben sind (Abb. 1 und Abb. 2). Auf angrenzenden Ackerflächen wurde der nährstoffreiche Oberboden bis auf den nährstoffarmen Kalkschotter (etwa 20-30 cm) abgetragen und abtransportiert. Im Anschluss wurde diasporenhaltiges Mahdgut aus den nahe liegenden Altheiden auf die Flächen verbracht und dort verteilt. Von 2003 bis 2009 fand hier neben den in Tabelle 1 dargestellten Maßnahmen eine Übertragung von Kryptogamen über Rechgut statt (siehe JESCHKE & KIEHL 2009, eingereicht), die in der Diskussion näher erörtert wird.

Diese Flächen wurden seitdem nicht gemäht oder beweidet. Weitere Ackerflächen nahe der Garchinger Heide wurden umgebrochen, ebenfalls mit Mähgut belegt und nach zwei Jahren wie in Tabelle 1 angegeben gepflegt.

Die Kissinger Heide ist Teil der noch weitläufig erhaltenen Lechheiden auf Lechschottern. Die jährlich gemähten Bestände zeigen teilweise ein Mosaik aus

Kalkmagerrasen und Feuchtwiesenflächen mit Knollendistel-Pfeifengraswiesen in ehemaligen Flutrinnen des Lechs. Auf einem angrenzenden Flurstück, das bis 1995 in ackerbaulicher Nutzung war, wurde der Oberboden abgetragen und diasporeereiches Mahdgut aus der Heide aufgebracht (vergleiche Tabelle 1).

Die Merishausener Gräte (Naturschutzgebiet „Uf der Gräte“ nahe Merishausen) liegt auf 720 m ü. NN an der deutsch-schweizerischen Grenze auf anstehenden gebankten Malmkalken. Hier wurde von der ETH Zürich zwischen 1977 und 1999 21 Jahre lang verschiedene Mahdregime und Ab-

brennen als Pflegemaßnahmen untersucht (KÖHLER et al. 2005, vergleiche Tabelle 1). Danach wurde die gesamte Fläche einheitlich jährlich im Oktober gemäht.

Methodik

An den drei Standorten wurden von 2003 bis 2005 Vegetationsaufnahmen mit Flächengrößen von 100 cm² bis 100 m² (0,01 m²; 0,0625 m²; 1 m²; 4 m²; 16 m²; 100 m²; auf der Gräte nur die kursiv gedruckten Flächengrößen) aufgenommen, wobei je 100 m²-Flächen mehrere Flächen geringerer Größe aufgenommen wurden (16 m²: 2; 4 m²: 5; 1 m²: 5; 0,0625 m²: 15; 0,01 m²: 15). Innerhalb der Aufnahmeflächen wurden alle Gefäßpflanzen, Moose und Flechten mit einer im unteren Bereich verfeinerten Londo-Skala erfasst. Die Flächen wurden jeweils im nächsten Frühjahr noch einmal begangen, um Frühjahrsblüher in die Artendiversität mit einzubeziehen. Aus den mittleren Deckungen jedes Flächenkomplexes wurden Artenzahl-Flächengröße-Kurven erstellt.

Im Jahr 2008 gewonnene Daten von 4 m²-Flächen (n = 30) auf der Garchinger Heide („Altheide“ und „Alter Acker“) flossen in eine DCA mit ein, die mit PcOrd 4.0 erstellt wurde. Alle ermittelten Daten wurden mit Statistica 7.1 auf Normalverteilung und Varianzhomogenität geprüft. Mittelwertunterschiede wurden mittels ANOVA (bei erfüllten Grundvoraussetzungen) beziehungsweise Mann-Whitney U-test auf Signifikanz getestet. Bei mehreren paarweisen Vergleichen mit dem U-Test wurde der Fehler 1. Art nach Benjamini & Hochberg korrigiert (BENJAMINI & HOCHBERG 1995, VERHOEVEN et al. 2005).

In die Schlussbetrachtung werden hier auch bereits an anderer Stelle veröffentlichte Ergebnisse mit einbezogen (KIEHL & JESCHKE 2005, JESCHKE & KIEHL 2006, JESCHKE et al. 2008, JESCHKE & KIEHL 2009).

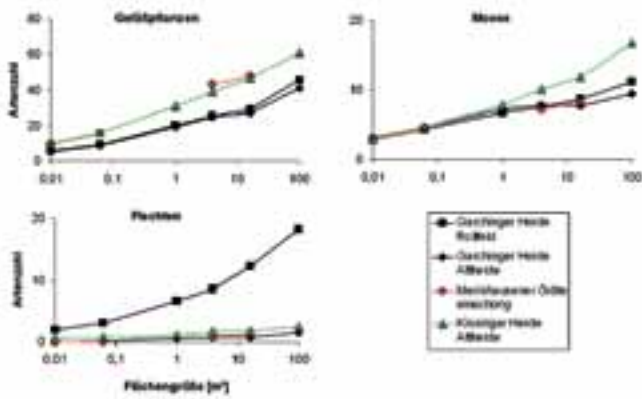


Abbildung 3: Artenzahl-Flächengröße-Kurven der Altheidebestände der drei verglichenen Naturschutzgebiete sowie des Rollfeldes der Garchinger Heide. Verglichen werden Gefäßpflanzenartenzahl, Moosartenzahl und Flechtenartenzahl auf Flächengrößen von 0,01 m² bis 100 m² (bei den Merishausener Flächen fehlen die 1 m² und 100 m²-Flächen). Signifikante Unterschiede sind in Tab. 2 dargestellt

Tabelle 2: Signifikante Unterschiede in der Artenzahl verschiedener Artengruppen zwischen den Altheidebeständen der Naturschutzgebiete Garchinger Heide (GH), Kissinger Heide (KH), der Merishausener Gräte (MG) und dem Rollfeld im NSG Garchinger Heide (RF). Unterschiedliche Buchstaben kennzeichnen signifikante Unterschiede, die Artenzahlen nehmen in alphabetischer Reihenfolge ab (zeilenweise für jede Pflanzengruppe zu lesen: Höchstwerte sind weiß belassen, Tiefstwerte dunkelgrau, Auslassungen schwarz)

[m ²]	Gefäßpflanzen				Moose				Flechten			
	RF	GH	KH	MG	RF	GH	KH	MG	RF	GH	KH	MG
100	b	b	a		b	b	a		a	ab*	b	
16	b	b	a	a	b	b	a	b	a	b	b	b
4	b	b	a	a	b	b	a	b	a	bc	b	c
1	b	b	a		a	a	a		a	b	b	
0,0625	b	b	a	a	a	a	a	a	a	c	b	c
0,01	c	c	a	b	a	ab	a	b	a	c	b	c

Ergebnisse

Artenvielfalt der Altheiden

Die Altheidestandorte innerhalb der Naturschutzgebiete unterscheiden sich bezüglich ihrer Artenzahlen deutlich voneinander (siehe Abb. 3 und Tabelle 2). Kissinger Heide und Merishausener Gräte sind bei allen gemeinsamen Flächengrößen unter 100 m² signifikant reicher an Gefäßpflanzenarten als die Flächen der Garchinger Heide.

Werden nur die Moosarten in Betracht gezogen, so ist die Kissinger Heide bei Flächengrößen über 1 m² signifikant artenreicher als die Garchinger Heide (inklusive Rollfeld) und Merishausener Gräte. Unterhalb dieser Flächengröße gibt es keine signifikanten Unterschiede im Moosartenreichtum der Flächen, bei 0,01 m² sind die Flächen der Merishausener Gräte sogar signifikant artenärmer als Rollfeld und Kissinger Altheide.

Durch den hohen Anteil an offenen Bodenstellen ist das Rollfeld bei allen Flächengrößen signifikant reicher an Flechtenarten als die anderen Standorte

(das Fehlen signifikanter Unterschiede zwischen Altheide und Rollfeld ist hier durch ein geringes n (n = 2) bedingt). Die Kissinger Heide weist bei Flächengrößen unter 1 m² signifikant höhere Flechtenartenzahlen auf als Garchinger Heide und Merishausener Gräte, bei 4 m² auch signifikant höhere als die Flächen der Merishausener Gräte.

Auswirkungen des Oberbodenabtrags mit nachfolgendem Mahdgutauftrag auf die Artenvielfalt

Die Flächen der Kissinger Heide zeigen bei nahezu allen Flächengrößen signifikant höhere Gefäßpflanzenartenzahlen als die Flächen der Garchinger Heide (Abb. 4 und Tabelle 3). Die 1991 und 1993 ange-

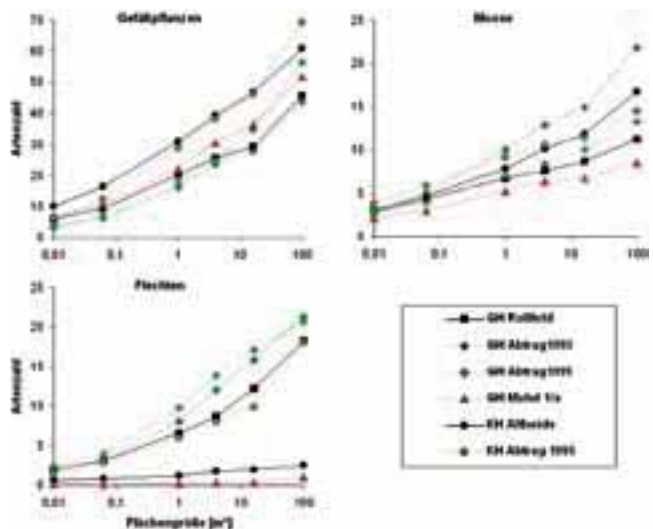


Abbildung 4: Artenzahl-Flächengröße-Kurven der Abtragsflächen und einiger Vergleichsflächen der Garchinger Heide (GH) und der Kissinger Heide (KH). Signifikante Unterschiede sind in Tab. 3 dargestellt

Tabelle 3: Signifikante Unterschiede in der Artenzahl verschiedener Artengruppen zwischen den Oberbodenabtragsflächen und einigen Vergleichsflächen der Garchinger Heide (GH) und Kissinger Heide (KH). Unterschiedliche Buchstaben kennzeichnen signifikante Unterschiede, die Artenzahlen nehmen in alphabetischer Reihenfolge ab (zeilenweise zu lesen, Höchstwerte sind weiß belassen, Tiefstwerte dunkelgrau). (AT = Oberbodenabtrag, Mahd 1/a = einschürige August-Mahd)

	[m ²]	Garchinger Heide			Kissinger Heide		
		Rollfeld	AT1991	AT1993	Mahd 1/a	Altheide	AT 1995
Gefäßpflanzen	100	d	bc	d	cd	ab	a
	16	c	b	c	b	a	a
	4	c	c	c	b	a	a
	1	b	c	c	b	a	a
	0,0625	d	e	e	c	a	b
0,01	b	c	c	b	a	b	
Moose	100	d	cd	a	e	b	bc
	16	d	cd	a	e	b	bc
	4	cd	c	a	d	b	b
	1	b	b	a	c	b	a
	0,0625	cd	d	b	e	bc	a
0,01	bc	c	b	d	bc	a	
Flechten	100	a	a	a	b	b	a
	16	b	a	ab	d	c	b
	4	b	a	a	d	c	b
	1	bc	a	ab	e	d	c
	0,0625	a	a	a	d	c	b
0,01	a	a	ab	d	c	b	

legten jüngeren Bodenabtragsflächen der Garchinger Heide (vergleiche Tabelle 1) sind zumindest bei kleinen Flächengrößen hinsichtlich der Gefäßpflanzen signifikant artenärmer als die Flächen ohne Bodenabtrag beziehungsweise als alte Bodenabtragsflächen (Rollfeld).

Die Moosartenzahlen sind bei Flächen ab 1 m² auf der 1993 angelegten Bodenabtragsfläche der Garchinger Heide und bei kleineren Flächengrößen auf den 1995 angelegten Abtragsflächen der Kissinger Heide am höchsten (signifikant wie auch alle weiteren genannten Unterschiede). Das Rollfeld und die 1991 angelegte Abtragsfläche der Garchinger Heide sind fast durchweg ärmer an Moosarten als die Altheideflächen der Kissinger Heide. Die geringsten Moosartenzahlen weist bei allen Flächengrößen die hier zum Vergleich heran gezogene neu angelegte Mahdfläche der Garchinger Heide ohne Bodenabtrag auf.

Die Oberbodenabtragsflächen sind bei allen Flächengrößen signifikant artenreicher an Flechten als die Flächen ohne Bodenabtrag, wobei die Mahdfläche der Garchinger Heide bei allen Flächengrößen die geringsten Flechtenartenzahlen aufweist (signifikant unter 100 m²). Die Abtragsflächen der Garchinger Heide sind bei fast allen Flächengrößen signifikant reicher an Flechtenarten als die Abtragsflächen der Kissinger Heide, wobei die Abtragsfläche 1991 die höchsten Werte erreicht.

Auswirkung verschiedener Pflegemaßnahmen auf die Artenvielfalt

Wie schon in Abb. 3 gezeigt, weisen die Merishausener Flächen signifikant höhere Gefäßpflanzenartenzahlen auf als die Heideflächen der anderen Standorte, weshalb die Effekte verschiedener Pflegemaßnahmen hier nicht zwischen sondern innerhalb der einzelnen Untersuchungsgebiete verglichen werden. Im Folgenden werden nur die 4 m²-Flächen verglichen. Die Mahdflächen der Merishausener Gräte zeigen signifikant höhere Gefäßpflanzenartenzahlen als

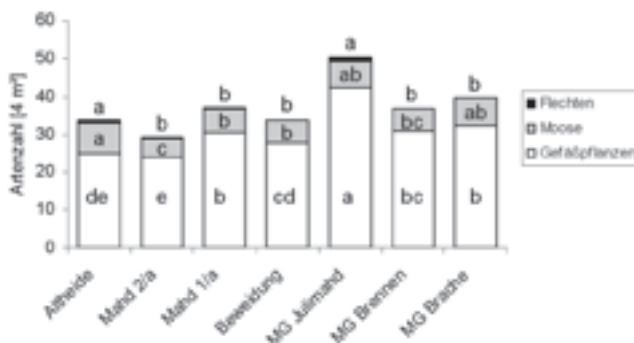


Abbildung 5: Artenzahlen verschiedener Pflanzengruppen bei unterschiedlichen Pflegemaßnahmen sowie Vergleichsflächen der Garchinger Heide (GH) und der Merishausener Gräte (MG). (Mahd 1/a = einschürig im August; Mahd 2/a Mahd zweischürig, Juni/August). Signifikante Unterschiede zwischen den Maßnahmen sind (für jede Pflanzengruppe getrennt zu lesen) durch verschiedene Buchstaben dargestellt

die dortigen Brand- und Bracheflächen (Abb. 5). In der Garchinger Heide führten einschürige Mahd und Beweidung zu signifikant höheren Gefäßpflanzenartenzahlen als zweischürige Mahd.

Die Altheideflächen der Garchinger Heide sind reicher an Moosarten als alle weiteren Flächen ohne Bodenabtrag, wobei zu den Julimahdflächen und Bracheflächen kein signifikanter Unterschied besteht. Die Julimahd (MG) und Altheidefläche (GH) zeigen die signifikant höchsten Flechtenartenzahlen.

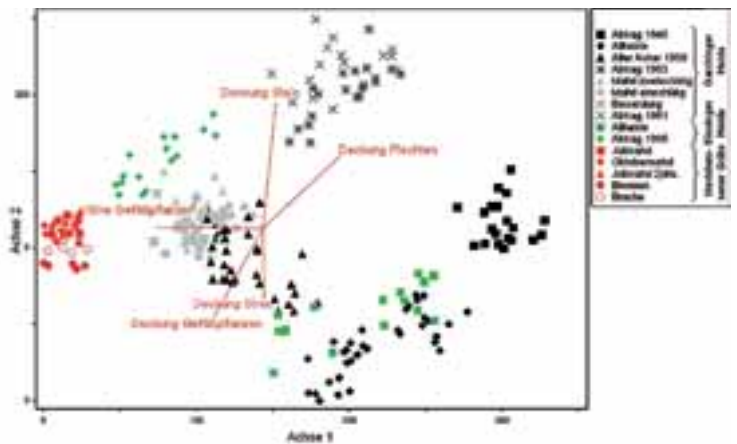


Abbildung 6: Detrended Correspondence Analysis (DCA) der 4 m²-Flächen (n = 250). Die Deckungswerte wurden wurzeltransformiert. Die Gradientenlänge der ersten Achse beträgt 3,363; die erste Ordinationsachse erklärt 39,5 % und die 2. Achse 16,1 % der im Datensatz enthaltenen Varianz (nach SORENSEN/BRAY-CURTISS)

Artenzusammensetzung

Werden die 4 m²-Flächen aller untersuchten Standorte mittels einer DCA (Deckungswerte wurzeltransformiert) bezüglich ihrer Artenzusammensetzung miteinander verglichen (siehe Abb. 6), so zeigt sich erwartungsgemäß eine größere Ähnlichkeit zwischen den bayerischen Flußschotterheiden (Garchinger Heide, Kissinger Heide) gegenüber den Halbtrockenrasen der Merishausener Gräte auf anstehenden Malmkalken. Mit der ersten Achse korreliert positiv die Flechtendeckung (Spearman R = 0,53, alle angegebenen Werte hochsignifikant) und negativ die maximale Höhe der Gefäßpflanzen (R = -0,63) sowie die Deckung der Gefäßpflanzen (R = -0,47). Mit der zweiten Achse korreliert positiv die Deckung der Steine (R = 0,70) und der Flechten (R = 0,41), negativ die Gefäßpflanzendeckung (R = -0,41) sowie die Streudeckung (R = -0,51). Die Flächen der Merishausener Gräte sind sich floristisch sehr ähnlich und unterscheiden sich deutlich von den Flächen der Garchinger und Kissinger Heide. Deutliche Unterschiede zwischen den einzelnen Pflegemaßnahmen sind in der DCA nicht auszumachen. Die Altheideflächen von Kissinger und Garchinger Heide sind sich von der Artenzusammensetzung recht ähnlich, wobei die Kissinger Flächen zum 1959 aus der Nutzung gekommenen „Alten Acker“ der Garchinger Heide vermittelt. In

die DCA wurden lokal auftretende, artenreiche Bestände der Garchinger Heide mit aufgenommen, die den Artenreichtum der Kissinger Heide erreichen (Einzelflächen bis zu 68 Gesamtarten auf 4 m²). Diese Flächen unterscheiden sich in ihrer Lage in der DCA nicht von artenärmeren Beständen desselben Gebietes. Die Renaturierungsflächen der Garchinger Heide ohne Bodenabtrag stehen von der Artzusammensetzung her zwischen den Halbtrockenrasen der Merishausener Gräte und den Altheideflächen. Das Rollfeld der Garchinger Heide (Oberbodenabtrag 1945, kein Mahdgutauftrag) steht den Altheideflächen von Kissinger und Garchinger Heide nahe, zeigt aber deutliche Unterschiede zur Abtragsfläche der Kissinger Heide. Die Abtragsflächen zeigen die größten Unterschiede entlang der ersten Achse. Dabei stehen die jüngeren Abtragsflächen (Bodenabtrag 1991 und 1993) im Umfeld der Garchinger Heide dem Rollfeld der Garchinger Heide näher als die Abtragsflächen der Kissinger Heide. Vor allem die zweite Achse zeigt Unterschiede zwischen den jüngeren Bodenabtragsflächen und den Renaturierungsflächen ohne Bodenabtrag.

Diskussion

Artenreichtum der Flächen

Die hohen Artenzahlen in Kalkmagerrasen sind durch die geringe Größe der Pflanzen, ihre Anpassung an Mikrohabitate und die Form der Besiedlung – durch Störung oder Absterben von Einzelpflanzen auftretende Lücken – begründet (GIGON & LEUTERT 1996, GIGON & RYSER 2000, DENGLER 2005). Die untersuchten Kalkmagerrasen sind auch deshalb artenreicher als zum Beispiel Kalkmagerrasen in Norddeutschland (siehe DENGLER 2005), da der Artenpool in Süddeutschland durch das Vorhandensein submediterraner, dealpiner und pontischer [Garchinger Heide (siehe LIPPERT 1989, RÖDER et al. 2006), Kissinger Heide] beziehungsweise subozeanischer Arten (Merishausener Gräte) deutlich größer ist.

Die Flächen der Garchinger Heide sind zum großen Teil deutlich artenärmer als diejenigen der Kissinger Heide. An einigen Stellen kommen aber auch in der Garchinger Heide sehr artenreiche Bestände vor (die aber nur als 4 m²-Flächen aufgenommen werden konnten und daher nur in die DCA einfließen), so dass hier eine weitaus größere Schwankungsbreite der Artenzahlen je Fläche als auf den anderen untersuchten Standorten zu finden ist. Zu erklären ist dies wohl vor allem durch zu seltene Pflege (bis vor wenigen Jahren durch Streifenmahd bedingt Mahd nur alle zwei Jahre, an einigen Stellen noch seltener) und dadurch bedingte hohe Streudeckungen auf einem großen Teil des Naturschutzgebietes (siehe KIEHL & JESCHKE 2005, RÖDER et al. 2006). Das jetzt durchgeführte Mahdregime, bei dem ca. 75-80 Prozent der Fläche jährlich gemäht werden, wird

vermutlich die Streudeckung reduzieren und wieder bessere Bedingungen für schwachwüchsige Arten schaffen.

Auf dem Rollfeld können viele Arten der Halbtrockenrasen nur in den dichten pleurokarpen Moospolstern gedeihen, die aber viele, zum Teil auch starkwüchsige Arten wie zum Beispiel *Bromus erectus* unterdrücken beziehungsweise an der Keimung hindern können (JESCHKE & KIEHL 2008). Die geringeren Gefäßpflanzenartenzahlen als auf den Altheideflächen der Kissinger Heide und Gräte sind wahrscheinlich auf die Konkurrenz durch Moose und Flechten zurückzuführen.

Oberbodenabtrag mit Mahdgutauftrag

Bei Oberbodenabtrag mit nachfolgendem Auftrag von diasporienhaltigem Mähgut konnten sich auf den skelettreichen Substraten der Kissinger und Garchinger Heide viele lichtbedürftige Moos- und Flechtenarten ansiedeln. Flächen ohne Bodenabtrag wiesen dagegen nur pleurokarpe Moos- und wenigen Flechtenarten auf. Zudem konnten durch die geringe Deckung der Gefäßpflanzen auf den Abtragsflächen Bestände entstehen, die durch einen hohen Anteil niedrigwüchsiger, konkurrenzschwacher Arten wie *Carex humilis*, *Thymus praecox*, *Cladonia rangiformis* und *Ditrichum flexicaule* dem Xerobromion nahe stehen (siehe auch RÖDER et al. 2006). Die Flächen ohne Bodenabtrag hingegen wiesen innerhalb weniger Jahre dichte Moos- und Gefäßpflanzenschichten auf, die floristisch zwischen den Altheideflächen und Halbtrockenrasengesellschaften angeordnet sind (ebd.). Dies liegt an den hohen P- und K- Gehalten der Böden, die um ein Vielfaches höher liegen als in den Altheidebeständen (KIEHL et al. 2003). Durch den Bodenabtrag wurde der nährstoffreiche Oberboden entfernt, so dass der verbleibende Kies nicht nur sehr hohe Skelettgehalte, sondern auch den Altheiden vergleichbare P- und K- Werte aufweist (ebd.). Allerdings wiesen auch Flächen ohne Bodenabtrag in den meisten Jahren unter der Schwelle für Magerrasen liegende Phytomassewerte (KIEHL et al. 2003, KIEHL & JESCHKE 2005) und einen hohen Anteil von Kalkmagerrasenarten auf (siehe KIEHL & JESCHKE 2005), da die Vegetationsentwicklung auf flachgründigen Böden mit geringer Wasserspeicherfähigkeit unter anderem durch Trockenheit gesteuert wird (KIEHL et al. 2003). Besonders deutlich war dies 2003 zu erkennen, als der sehr heiße und trockene Sommer zum frühzeitigen Einziehen beziehungsweise Absterben der meisten mesophytischen und ruderalen Arten führte (eigene Beobachtung).

Der Oberbodenabtrag erzeugt im Sinne des Schutzes der Kalkmagerrasenvegetation wertvollere Flächen, die zumindest an Standorten mit nährstoffreichem Oberboden signifikant höhere Artenzahlen als vergleichbare Renaturierungsflächen ohne Bodenabtrag aufweisen (siehe Abb. 5). Noch konnten nicht alle

möglichen Mikrostandorte besetzt werden, vermutlich durch fehlenden Diasporeneintrag oder durch ungünstige Keimungs- und Wuchsbedingungen auf dem Schotter. Weil auf den offenen Schotterböden die Konkurrenz dichter Xerophytenbestände fehlt, können sich auf den großen Flächen auch zahlreiche Ruderal- und Saumarten sowie Gehölzkeimlinge etablieren (siehe JESCHKE & KIEHL 2006), was hier zu sehr hohen Artenzahlen bei Flächen über 4 m² führt [bis zu 111 Arten (Moose, Flechten, Gefäßpflanzen) auf einer 100 m²-Fläche mit Bodenabtrag 1991].

Die saxicole (= gesteinsbewohnende) Flechtenvegetation auf dem anstehenden Kies der Bodenabtragsflächen stellt ein Sukzessionsstadium dar, das mit zunehmender Moos- und Strauchflechtendeckung größtenteils verschwindet (DREHWALD 1993). Da die Sukzession hier hin zu stärker gefährdeten Kryptogamenbeständen führt, ist die Erhaltung der Primärstadien nicht dringlich, da seltene saxicole Pionierflechten, wie etwa *Clauzadea monticola*, nicht nachgewiesen werden konnten. Zudem können sich die festgestellten, meist regelmäßig fruchtenden Arten auch innerhalb kurzer Zeit auf neuen Flächen etablieren. Kleinräumige Bodenstörungen durch gelegentlichen Tritt oder Abrechen der Kryptogamenvegetation im Rahmen einer Rechgutübertragung (JESCHKE & KIEHL 2009, eingereicht) sind aber für die Erhaltung xeropytischer Vertreter aller Pflanzengruppen erforderlich (RYSER 1990, TOOREN et al. 1990). Die Entwicklung einer dichteren Mooschicht kann dann die Sukzession hin zu gefäßpflanzendominierten Beständen verzögern und so den Lebensraum für kleinwüchsige Gefäßpflanzen über einen gewissen Zeitraum sichern.

Pflegemaßnahmen

Als am besten geeignete Pflegemaßnahmen erwiesen sich auf den untersuchten Flächen einschürige Mahd und Beweidung (vergleiche KIEHL & JESCHKE 2005, JESCHKE & KIEHL 2006). Für eine Beweidung spricht einerseits die Schaffung vieler unterschiedlicher Nischen im Bestand (FISCHER et al. 1995, PFADENHAUER 2000, KAHMEN et al. 2002), hervorgerufen durch Tritt, Fraß- und Ausscheidungsverhalten der jeweiligen Weidetierart. Außerdem bleiben die Bestände im Mittel niedriger, so dass mehr Licht auf den Boden gelangt und somit niedrigwüchsigen Arten zur Verfügung steht (BOBBINK & WILLEMS 1988). Wie die hier dargestellten Untersuchungen zeigen, sind Lücken im Bestand und offene Stellen entscheidend für die Erlangung einer hohen Artendiversität in den Beständen, vor allem hinsichtlich der Kryptogamen.

Die einschürige Mahd zeigte sich sowohl auf der Garchingener Heide als auch auf der Gräte der zweischürigen Mahd und einer Mahd alle zwei Jahre überlegen. Die gezielte Lenkbarkeit des Schnittzeitpunktes der Mahd ist für die Erhaltung seltener Arten von großer Bedeutung, da der Mahdzeitpunkt so

gewählt werden kann, dass die Samen empfindlicher Arten vollständig ausreifen (KEEL 1995, QUINGER 2002), wobei immer ein Kompromiss gefunden werden muss, da die Samenreife verschiedener Arten nicht zur selben Zeit erfolgt. Durch die Mahd gewonnenes diasporenhaltiges Mähgut kann mit gutem Erfolg zur Neuanlage oder Aufwertung von Grasländern genutzt werden (HÖLZEL & OTTE 2003, THORMANN et al. 2003, Kiehl et al. 2006). Ein Nachteil der Mahd ist die Schaffung eines relativ homogenen Bestandes, das heißt das Fehlen von Sonderstandorten wie Trittstellen und Lagerstellen.

Abbrennen und Brache führten zu dichten und hohen Grasbeständen mit einem hohen Anteil von *Brachypodium rupestre* und damit zu einer Struktur, die gerade bei kleinen Flächengrößen nur wenige dicotyle Pflanzen und Kryptogamen zulässt (vergleiche KÖHLER et al. 2005, JESCHKE et al. 2008). Das Brennen führte außerdem zum vollständigen Verschwinden der Mooschicht, die fünf Jahre nach Ende des Brennens immer noch eine Deckung von unter ein Prozent aufwies (JESCHKE et al. 2008).

Diasporentansfer von kryptogamen Arten

Die gute Eignung der Übertragung von Gefäßpflanzenarten mit diasporenhaltigem Mähgut ist aus der Garchingener Heide nachgewiesen (KIEHL et al. 2006).

Mit der gängigen Mähgutübertragung werden mit den geschnittenen Gefäßpflanzen aber auch Moose und Flechten auf neue Flächen verfrachtet (JESCHKE & KIEHL 2009, eingereicht). Durch den nicht ganz ebenen Boden wird mit den gängigen Mähwerkzeugen teilweise auch der Boden angeschnitten, so dass auch ganze Moospolster mit erfasst werden. Die durch den Mähgutauftrag aufgebrachten pleurokarpn Moose können neu geschaffene Kiesflächen, auf denen die Konkurrenz durch Gefäßpflanzen kaum ins Gewicht fällt, schnell vollständig bedecken, wodurch sich die artenreichsten gefundenen Kryptogamengesellschaften (*Tortelletum inclinatae*, *Toninio-Psoretum decipientis*) nicht mehr etablieren können. Hier wäre es sinnvoll, in Anbetracht der nicht unerheblichen Kosten des Bodenabtrags, das Mähgut nur streifenweise aufzubringen. Dazwischen könnte dann – soweit möglich – Rechgut von gut entwickelten xerophytischen Kryptogamenbeständen aufgebracht werden (siehe JESCHKE & KIEHL 2009). Bei Verwendung von Rechgut können nicht nur niedrigwüchsige Arten eingebracht werden, die sonst nicht vom Mähwerk erfasst werden würden, sondern man kann bei manueller Rechgutgewinnung auch Material aus Beständen gewinnen, die nicht gemäht werden (siehe STROH 2006). Bei der alleinigen Verwendung von Rechgut ist aber zumindest in Kalkmagerrasen damit zu rechnen, dass nur ein Teil der Gefäßpflanzenarten übertragen werden kann. STROH et al. (2002) erzielten für Gefäßpflanzen in Sandmagerrasen beim Vergleich von Mähgut-

und Rechtgutübertragung ähnliche Übertragungsraten. Die für die Rechtgutgewinnung geeigneten Kalkmagerrasen weisen meist nur eine geringe Gefäßpflanzendeckung auf, so dass die Übertragung keimfähiger Diasporen der vielen hier verstreut vorkommenden Arten unsicher ist. Daher sollten bei der Neuanlage von größeren Kalkmagerrasenflächen das Verfahren mit Mähgutübertragung auf Teilflächen kombiniert werden. Sowohl das Absaugen von Diasporen (THORMANN et al. 2003) als auch die Übertragung von Rechtgut (JESCHKE & KIEHL 2009, eingereicht) erfassten Arten, die mit dem normalen Mähgut nicht übertragen worden waren. Während aber das Absaugen nur Gefäßpflanzensamen lieferte, sollten mit dem Rechtgut in erster Linie Kryptogamen übertragen werden. Der Zeitaufwand für manuelles Zusammenrechen und Auftragen auf die Empfängerflächen belief sich hierbei auf etwa 6 Arbeitstunden für zwei 100 m² große Spenderflächen. Dieses Verfahren kann auch zum Offenhalten der Bestände benutzt werden (ebd.). Samen können allerdings auch aus feldmäßiger Zucht gewonnen und ausgebracht werden. Obwohl auch hier gute Erfolge erzielt wurden, ist die Anzucht und das Ausbringen vieler verschiedener Arten möglichst lokaler Herkunft und das Finden der richtigen Anteilsmengen der einzelnen Arten aufwändig und teuer (JONES & HAYES 1999, JACOT 2002).

In Abb. 7 sind die Auswirkungen der untersuchten Renaturierungsmaßnahmen auf die verschiedenen Artengruppen schematisch zusammengefasst.



Abbildung 7: Entwicklung der Artendiversitäten verschiedener Pflanzengruppen bei verschiedenen Renaturierungsverfahren. (G = Gefäßpflanzen, K = Kryptogamen (Moose und Flechten), P = pleurokarpe Moose, A = akrokarpe Moose, F = Flechten (exkl. saxicole Arten))

Literatur

- BAKKER, J. P. & BERENDSE, F. (1999): Constraints in the restoration of ecological diversity in grassland and heathland communities. – *TREE* 14: 63-67.
- BENDER, O., BÖHMER, H.-J., JENS, D. & SCHUHMACHER, K. (2005): Analysis of land-use change in a sector in Upper Franconia (Bavaria, Germany) since 1850 using land register records. – *Landsc. Ecol.* 20: 149-163.
- BENJAMINI, Y. & HOCHBERG, Y. (1995): Controlling the false discovery rate – a practical and powerful approach to multiple testing. – *J. R. Stat. Soc. Ser. B.* 57: 289-300. London.
- BOBBINK, R. & WILLEMS, J. H. (1988): Effects of management and nutrient availability on vegetation structure of chalk grassland. In: DURING, H. J., WERGER, M. J. A. & WILLEMS, J. H. (eds.): *Diversity and pattern in plant communities*: 183-193.
- BRAUN, W. (2006): Die Vegetationsentwicklung auf künstlich geschaffenen Kiesflächen im Dachauer Moos nach Mähgutausbringung (Teil 2). – *Ber. Bayer. Bot. Ges.* 76: 235-266.
- BRIEMLE, G., EICKHOFF, D. & WOLF, R. (1991): Mindestpflege und Mindestnutzung unterschiedlicher Grünlandtypen aus landschaftsökologischer und landeskultureller Sicht. – *Beih. Veröff. Nat.schutz Landsch.pfl. Baden-Württ.* 60.
- BUTAYE, J., ADRIENS, D. & HONNAY, O. (2005): Conservation and restoration of calcareous grasslands: a concise review of the effects of fragmentation and land management on plant species. – *Biotechnol. Agron. Soc. Environ.* 9: 111-118.
- DAVIES, A. & WAITE, S. (1998): The persistence of calcareous grassland species in the soil seed bank under developing and established shrub. – *Plant. Ecol.* 136: 27-39.
- DENGLER, J. (2005): Zwischen Estland und Portugal – Gemeinsamkeiten und Unterschiede der Phytodiversitätsmuster europäischer Trockenrasen. – *Tuexenia* 25: 387-405.
- DREHWALD, U. (1993): Die Pflanzengesellschaften Niedersachsens – Bestandsentwicklung, Gefährdung und Schutzprobleme – Flechtengesellschaften. – *Nat.schutz Landsch.pfl. Niedersachs.* 20/10: 122 S.
- DURING, H. J. & TOOREN, B. F. van (1990): Bryophyte interactions with other plants. *Botanical J. Linnean Soc.* 104: 79-98.
- ELLENBERG, H. (1996): *Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen, in ökologischer, dynamischer und historischer Sicht.* – Ulmer, Stuttgart: 1095 S.
- FISCHER, S. F., POSCHLOD, P. & BEINLICH, B. (1995): Die Bedeutung der Wanderschäfererei für den Artenaustausch zwischen isolierten Schaftriften. – *Beih. Veröff. Nat.schutz Landsch.pfl. Bad.-Württ.* 83: 229-256.

- FRAHM, J.-P. (2001):
Biologie der Moose. – Spektrum akademischer Verlag: 357 S.
- GIGON, A. & LEUTERT, A. (1996):
The Dynamic keyhole-key model of coexistence to explain diversity of plants in limestone and other grasslands. – J. Veg. Sci. 7: 29-40.
- GIGON, A. & RYSER, P. (2000):
Wie leben die vielen Pflanzenarten in einer Halbtrockenwiese zusammen? Mitt. natf. Ges. Schaffhausen 45: 25-36.
- GRADMANN, R. (1950):
Das Pflanzenleben der Schwäbischen Alb: pflanzengeographische Darstellung, 4. Aufl. – Verlag des schwäbischen Albvereins, Stuttgart: 449 S.
- GÜNZL, B. (2001):
Die Bunte-Erdflechten-Gesellschaft (*Tonino-Psoletum decipiens* Stodiek 1937) in Nordhessen – aktuelle Erfassung und Gliederung. – Tuexenia 21: 179-191.
- HILBIG, W. (2000):
Die Vegetationsentwicklung auf künstlich geschaffenen Kalkschotterflächen. – Ber. Bayer. Bot. Ges. 69/70: 31-42.
- HÖLZEL, N. & OTTE, A. (2003):
Restoration of a species-rich flood meadow by topsoil removal and diaspore transfer with plant material. – Appl. Veg. Sci. 6: 131-140.
- HUTCHINGS, M. J. & BOOTH, K. D. (1996):
Studies on the feasibility of re-creating chalk grassland vegetation on ex-arable land. I. The potential roles of the seed bank and the seed rain. – J. Appl. Ecol. 33: 1171-1181.
- INGERPUU, L., LIIRA, J. & PÄRTEL, M. (2005):
Vascular plants facilitated bryophytes in a grassland experiment. – Plant Ecol. 180: 69-75.
- JACOT, K. A. (2002):
Wie kann man artenreiche Wiesen schaffen? Erfahrungen aus der Schweiz. In: Bayerisches Landesamt für Umweltschutz (Hrsg.): Wiederherstellung von Magerrasen. – Schr.reihe Bayer. Landesamt Umweltschutz 167: 33-36.
- JESCHKE, M. & KIEHL, K. (2006):
Auswirkung von Renaturierungs- und Pflegemaßnahmen auf die Artenzusammensetzung und Artendiversität von Gefäßpflanzen und Kryptogamen in neu angelegten Kalkmagerrasen. – Tuexenia 26: 223-242.
- JESCHKE, M. & KIEHL, K. (2008):
Effects of a dense moss layer on germination and establishment of vascular plants in newly created calcareous grasslands. – Flora 203: 557-566.
- JESCHKE, M., KIEHL, K., PFADENHAUER, J. & GIGON, A. (2008):
Langfristige Auswirkungen ehemaliger Bewirtschaftungsvarianten auf die Diversität von Blütenpflanzen, Moosen und Flechten eines Kalkmagerrasens. – Bot. Helv. 118: 95-109.
- JESCHKE, M. & KIEHL, K. (2009):
Restoration of species-rich cryptogam layers in xerophytic calcareous grasslands by transfer of raked material. – Rest. Ecol., eingereicht.
- JONES, A.T. & HAYES, M. J. (1999):
Increasing floristic diversity in grassland: the effects of management regime and provenance on species introduction. – Biol. Conserv. 87: 381-390.
- KAHMEN, S., POSCHLOD, P. & SCHREIBER, K.-F. (2002):
Conservation management of calcareous grasslands. Changes in plant species composition and response of functional traits during 25 years. – Biol. Conserv. 104: 319-328.
- KEEL, A. (1995):
Vegetationskundlich-ökologische Untersuchungen und Bewirtschaftungsexperimente in Halbtrockenwiesen (Mesobromion) auf dem Schaffhauser Randen. – Veröff. Geobot. Inst. Eidgenöss. Techn. Hochsch., Stift. Rübel Zür. 124: 181 S.
- KEIZER, P. J., TOOREN, B. F. VAN & DURING, H. J. (1985):
Effects of bryophytes on seedling emergence and establishment of short-lived forbs in chalk grassland. – J. Ecol. 73: 493-504.
- KIEHL, K., THORMANN, A., PFADENHAUER, J. (2003):
Nährstoffdynamik und Phytomasseproduktion in neu angelegten Kalkmagerrasen auf ehemaligen Ackerflächen. – Angew. Landsch.ökol. 55: 39-71.
- KIEHL, K. & JESCHKE, M. (2005):
Erfassung und Bewertung der Phytodiversität ursprünglicher und neu angelegter Kalkmagerrasen der nördlichen Münchner Schotterebene. – Tuexenia 25: 445-461.
- KIEHL, K., THORMANN, A. & PFADENHAUER, J. (2006):
Evaluation of initial restoration measures during the restoration of calcareous grasslands on former arable fields. – Rest. Ecol. 14(1): 148-156.
- KÖHLER, B., GIGON, A., EDWARDS, P., KRÜSI, B. O., LANGENAUER, R., LÜSCHER, A. & RYSER, P. (2005):
Changes in species composition and conservation value of limestone grasslands in Northern Switzerland after 22 years of contrasting managements. – Perspect. Plant Ecol. Evol. Syst. 7: 51-67.
- KORNECK, D., SCHNITTLER, M. & VOLLMER, I. (1996):
Rote Liste der Farn- und Blütenpflanzen (*Pteridophyta* et *Spermatophyta*) Deutschlands. – Schr.reihe Veg.kd. 28: 21-187.
- KORNECK, D., SCHNITTLER, M., KLINGENSTEIN, F., LUDWIG, G., TAKLA, M., BOHN, U. & MAY, R. (1998):
Warum verarmt unsere Flora? Auswertung der Roten Liste der Farn- und Blütenpflanzen Deutschlands. – Schr.reihe Veg.kd. 29: 299-444.
- LIPPERT, W. (1989):
Die Garchingener Heide und ihre Pflanzenwelt. In: Gemeinde Eching (Hrsg.): Garchingener Heide – Echingener Lohe, Naturschutzgebiete in der Gemeinde Eching, Landkreis Freising. – Bruckmann, München: 27-52.
- LÖBEL, S., DENGLER, J. & HOBOHM, C. (2006):
Species richness of vascular plants, bryophytes and lichens in dry grasslands: The effects of environment, landscape structure and competition. – Fol. Geobot. Phytotaxon. 41: 377-393.
- MEINUNGER, L & NUSS, I. (1996):
Rote Liste gefährdeter Moose Bayerns. – Schr.reihe Bayer. Landesamt Umweltschutz 137:1-62.
- NEUMAYR, L. (1971):
Moosgesellschaften der südlichen Frankenalb und des Vorderen Bayerischen Waldes. – Hoppea 29/1: 364 S.
- PFADENHAUER, J. (2000):
Empfehlungen für die Praxis. In: PFADENHAUER, J., FISCHER, F., HELFER, W., JOAS, C., LÖSCH, R., MILLER, U., MILTZ, C., SCHMID, H., SIEREN, E. & WIESINGER, K. (2000): Sicherung und Entwicklung der Heiden im Norden von München. – Angew. Landsch.ökol. 32: 295-300.
- PFADENHAUER, J. & MILLER, U. (2000):
Verfahren zur Ansiedlung von Kalkmagerrasen auf Ackerflächen. In: PFADENHAUER, J., FISCHER, F., HELFER, W., JOAS, C., LÖSCH, R., MILLER, U., MILTZ, C., SCHMID, H., SIEREN, E. & WIESINGER, K. (2000): Sicherung und Entwicklung der Heiden im Norden von München. – Angew. Landsch.ökol. 32: 37-88.

- PFADENHAUER, J. & KIEHL, K. (2003):
Renaturierung von Kalkmagerrasen – ein Überblick. In: PFADENHAUER, J. & KIEHL, K. (Hrsg.): Renaturierung von Kalkmagerrasen. – Angew. Landsch.ökol. 55: 25-38.
- POSCHLOD, B., BAKKER, J. & KAHMEN, S. (2005):
Changing land use and its impact on biodiversity. – Basic Appl. Ecol. 6: 93-98.
- POSCHLOD, P. & WALLISDEVRIES, M. F. (2002):
The historical and socioeconomic perspective of calcareous grasslands – lessons from the distant and present past. – Biol. Cons. 104: 361-376.
- QUINGER, B. (2002):
Wiederherstellung von artenreichem Magergrünland (Arrhenatherion) und Magerrasen (Mesobromion) auf Grünlandstandorten durch Mahd im Bayerischen Alpenvorland. In: Bayerisches Landesamt für Umweltschutz (Hrsg.): Wiederherstellung von Magerrasen. – Schr.reihe Bayer. Landesamt Umweltschutz 167: 37-52.
- RÖDER, D., JESCHKE, M. & KIEHL, K. (2006):
Vegetation und Böden alter und junger Kalkmagerrasen im Naturschutzgebiet „Garching Heide“ im Norden von München. – For. Geobot. 2: 24-44.
- RYSER, P. (1990):
Influence of gaps and neighbouring plants on seedling establishment in limestone grassland. – Veröff. Geobot. Inst. Eidgenöss. Techn. Hochsch., Stift. Rübel Zür.: 71 S.
- SENDTNER, O. (1854):
Vegetations-Verhältnisse Südbayerns nach den Grundsätzen der Pflanzengeographie und mit Bezugnahme auf Landescultur. – Literarisch-artistische Anstalt, München: 910 S.
- STROH, M., STORM, C., ZEHEM, A. & SCHWABE, A. (2002):
Restorative grazing as a tool for direct succession with diaspore inoculation: the model of sand ecosystems. – Phytocoenologia 32: 595-625.
- STROH, M. (2006):
Vegetationsökologische Untersuchungen zur Restitution von Sandmagerrasen. – Dissertation an der Technischen Universität Darmstadt, 129 S.
- THORMANN, A., KIEHL, K., PFADENHAUER, J. (2003):
Einfluss unterschiedlicher Renaturierungsmaßnahmen auf die langfristige Vegetationsentwicklung neu angelegter Kalkmagerrasen. – Angew. Landsch.ökol. 55: 73-106.
- TOOREN, B. F. van (1990):
Effects of a bryophyte layer on the emergence of seedlings of chalk grassland species. – Acta Oecologica 11: 155-163.
- TOOREN, B. F. van, ODÉ, B., DURING, H. J. & BOBBINK, R. (1990):
Regeneration of species richness in the bryophyte layer of Dutch chalk grasslands. – Lindbergia 16: 153-160.
- TOPHAM, P. B. (1977):
Colonization, Growth, Succession and Competition. In: SEAWARD, M. R. D. (Edt.): Lichen Ecology. – Academic Press, London: 31-68.
- TRÄNKLE, U. (2002):
Sieben Jahre Mähgutflächen. Sukzessionsuntersuchungen zur standort- und naturschutzrechtlichen Renaturierung von Steinbrüchen durch Mähgut 1992-1998. – Themenheft. Umweltberat. ISTE Baden-Württemberg. e.V. 1: 56 S.
- VERHOEVEN, K. J. F., SIMONSEN, K. L. & MCINTYRE, L. M. (2005):
Implementing false discovery rate control: increasing your power. – Oikos 108: 643-647. Lund.
- WIRTH, V., SCHOELLER, H., SCHOLZ, P., ERNST, G., FEUERER, T., GNUECHTEL, A., HAUCK, M., JACOBSEN, P., JOHN, V. & LITTERSKI, B. (1996):
Rote Liste der Flechten (Lichenes) der Bundesrepublik Deutschland. – Schriftenreihe Vegetationskunde 28: 307-368.
- ZAMFIR, M. (2000):
Effects of bryophytes and lichens on seedling emergence of alvar plants: evidence from greenhouse experiments. – Oikos 88: 603-611.

Anschrift des Verfassers:

Dr. Michael Jeschke
Lehrstuhl für Vegetationsökologie
TU München-Weihenstephan
Emil-Ramann-Str. 6
85350 Freising
michael_jeschke@hotmail.com

Agrarumweltmaßnahmen für das Grünland – Wie wirkt sich das bayerische Kulturlandschaftsprogramm auf die Artenvielfalt aus?

Agri-environment schemes for grassland – what are the effects of the Bavarian Cultural Landscape Programme (KULAP) on species diversity?

Gisbert KUHN, Franziska MAYER und Sabine HEINZ

Zusammenfassung

Die rasante Intensivierung der Landwirtschaft in den letzten 50 Jahren ist Mitverursacher eines beträchtlichen Verlustes an biologischer Vielfalt. Ende der 1980er Jahre wurden unter anderem aus diesem Grunde Agrarumweltmaßnahmen (AUM) entwickelt. Das bayerische Grünlandmonitoring ermöglicht eine Evaluierung der AUM hinsichtlich der Pflanzenartenvielfalt im bayerischen Wirtschaftsgrünland.

Es wurde ein paarweiser Vergleich zwischen Flächen ohne AUM und solchen mit verschiedenen AUM hinsichtlich ihrer Pflanzenartenzusammensetzung durchgeführt. Dabei hat sich gezeigt, dass es signifikant höhere Artenzahlen auf Flächen mit der Maßnahme „Ökolandbau“, bei völligem Verzicht auf Düngung und chemische Pflanzenschutzmittel (K57) und auf Flächen mit Vertragsnaturschutz-Maßnahmen (VNP) gab, während die Unterschiede bei anderen betriebsbezogenen Maßnahmen wie K33 und K34 (geringe Einschränkungen bei der Düngung) nicht signifikant waren. Signifikant höhere Kräuteranteile waren bei K57- und VNP-Flächen zu finden. Da bei diesen Maßnahmen die Indikatoren für die Bewirtschaftungsintensität relativ geringe Intensitäten anzeigten, hängen die höhere Arten- und Kräuterzahl möglicherweise damit zusammen.

Die Ergebnisse zeigen also eine höhere Diversität bei AUM-geförderten Flächen. Ob diese höhere Diversität allerdings schon vor der Förderung bestand oder ob sie erst durch diese bedingt wurde, kann mit dieser Form

des Monitorings nicht beurteilt werden. Weitere Untersuchungen im Rahmen des Grünlandmonitorings können zur Beantwortung dieser Frage beitragen.

Summary

The rapid intensification of agriculture within the last 50 years led to a significant reduction of species richness in agricultural grasslands. In the 1990s, policy makers became aware of the environmental impact of agriculture and, thus, agri-environment schemes (AES) were developed.

The aim of this study was to evaluate several Bavarian AES in terms of plant diversity by means of the Bavarian Grassland Survey, which was started in 2002. In order to achieve this goal we selected pairs of grassland plots with and without AES. Differences in species richness between AES and control plots were most significant in the site related AES schemes and organic farming, whereas plots with other farm related AES schemes hardly differed from their controls.

At the moment, we are not able to decide if AES only conserve species rich grassland or whether they are able to improve species richness. With the second cycle of our Bavarian Grassland Survey, we hope to be able to estimate the direct effects of AES in the future and to answer the question as to what extent AES is in a position to improve species richness and composition.

1. Einleitung

Spätestens seit der UN-Naturschutzkonferenz in Bonn 2008 ist die Erhaltung und Förderung der Biodiversität als politisches Ziel in Deutschland anerkannt. Verluste an biologischer Vielfalt ziehen schwerwiegende Folgen für alle Ökosysteme sowie für das Wirtschaften und Wohlergehen vor allem von zukünftigen Generationen nach sich (SOTHMANN 2007). Die Erhaltung der Biodiversität muss zudem als kulturelle Aufgabe angesehen werden.

Die Landwirtschaft wird als bedeutender Mitverursacher solcher Verluste in Mitteleuropa angesehen

(KORNECK & SUKOPP 1988, ISSELSTEIN et al. 2005, POSCHLOD & SCHUMACHER 1998, BRIEMLE et al. 1998, DIETL 1995, DIEMER et al. 2001). Sie trägt also eine große Verantwortung, Biodiversität auf landwirtschaftlich genutzten Flächen zu erhalten. Unter anderem zu diesem Zweck wurden seit Ende der 1980er Jahre Agrarumweltmaßnahmen (AUM) entwickelt, die teilnehmenden Landwirten finanzielle Entschädigungen zusichern, wenn sie zugunsten von Zielen des Natur- und Umweltschutzes die Bewirtschaftungs-Intensität reduzieren.

Bayern hat als eines der ersten Länder in Europa bereits im Jahr 1988 sein Kulturlandschafts-Programm

(KULAP) aufgelegt (BAYERISCHES STAATSMINISTERIUM FÜR LANDWIRTSCHAFT UND FORSTEN 2006, 2008). Seither werden pro Jahr bis zu 200 Millionen € ausgegeben und bis zu 55% der landwirtschaftlichen Nutzfläche gefördert, um natürliche Ressourcen wie Grundwasser, Boden, Atmosphäre und Artenvielfalt sowie eine für den Menschen angenehme Kulturlandschaft zu erhalten.

Seit sich die EU im Jahr 1992 entschloss, solche AUM mit der Richtlinie EEC 2078/92 stärker zu fördern (HERZOG et al. 2005), haben sie in vielen europäischen Ländern Eingang in die landwirtschaftliche Praxis gefunden. Zwischen 20 und 25% der landwirtschaftlich genutzten Fläche der einzelnen EU-Mitgliedsstaaten werden heute durch AUM gefördert (KLEIJN et al. 2006).

Die umfangreichen finanziellen Mittel, die dafür aufgewendet wurden, verlangen nach einer Erfolgskontrolle. Vor dem Jahr 2000 begnügte man sich meist damit, den Erfolg der AUM mit der Zahl der teilnehmenden Landwirte, der geförderten Hektar-Zahl oder den ausgegebenen Summen zu belegen. Seither ist man aber um einen Nachweis bemüht, dass die anvisierten Ziele im Natur- und Umweltschutz tatsächlich erreicht wurden (KLEIJN & SUTHERLAND 2003).

KLEIJN et al. (2001) fanden in niederländischen Vegetationsdaten keinen Hinweis auf höhere Artenvielfalt in AUM-Flächen. In einer Zusammenschau auf Evaluierungen von 62 europäischen Agrarumwelt-Programmen aus sechs europäischen Ländern konnten KLEIJN & SUTHERLAND (2003) ebenfalls keine Unterschiede nachweisen. Sie waren allerdings der Meinung, dass die untersuchten Evaluierungen methodisch problematisch seien. Deshalb haben KLEIJN et al. (2006) eigene Untersuchungen in sechs europäischen Ländern mit konsequenterer Methodik durchgeführt und einen positiven Effekt der AUM belegt. Dasselbe gelang KNOP et al. (2006) mit Schweizer Heuwiesen. Auch eine Studie in Österreich zeigte, dass AUM, die einen verringerten Einsatz von Produktionsmitteln fordern, mit höheren Artenzahlen einhergingen (LEBENSMINISTERIUM 2005). Keinen Zusammenhang zwischen dem Österreichischen Programm für umweltgerechte Landwirtschaft (ÖPUL) und der Artenzahl zeigte dagegen die Evaluierung von PÖTSCH & BLASCHKA (2003). Auch BLOM-QVIST et al. (2009) fanden bei der Untersuchung von Grabenrändern auf Milchviehbetrieben keinen eindeutigen Zusammenhang zwischen AUM und Pflanzenartendiversität.

Seit 2002 wird in Bayern ein Grünlandmonitoring betrieben, das unter anderem die Evaluierung von AUM zum Ziel hat (HEINZ et al. 2008, MAYER et al. 2008). Aus einem Pool von 4400 Vegetationsaufnahmen (2002-2006) wurden Aufnahmen ausgewählt für einen paarweisen Vergleich von Grünland-Flächen, deren Nutzung über AUM gefördert wird, mit solchen, deren Nutzung nicht gefördert wird. Im Fol-

genden möchten wir darstellen, ob und wie sich bayerische AUM auf die Vielfalt der Gefäßpflanzen-Arten auswirken. Daran anschließend werden die Grenzen der Evaluierung von AUM mit Hilfe von Vegetationsdaten diskutiert.

2. Methoden

Das Bayerische Kulturlandschaftsprogramm (KULAP) bietet vier betriebszweigbezogene und zahlreiche einzelflächenbezogene Maßnahmen für das Grünland. Zu den Agrarumweltmaßnahmen gehören in Bayern außer dem KULAP aber zum Beispiel auch die Maßnahmen des Vertragsnaturschutzes (VNP), die individuell auf die Einzelflächen zugeschnitten werden und die Möglichkeit bieten, landwirtschaftlich genutzte Grünland-Flächen naturschutzfachlich aufzuwerten. Die berücksichtigten AUM sind in Tabelle 1 kurz dargestellt (nur die wichtigsten Grünland-relevanten Bestandteile wurden behandelt).

Wie Tabelle 1 zeigt, liegen die Hauptunterschiede zwischen den Maßnahmen in der Art und dem Umfang der Düngung und des Pflanzenschutzes, sowie in Schnitzeitauflagen und Viehbestandszahlen.

Gegenstand der Untersuchung war das bayerische Wirtschaftsgrünland. Um den Effekt von AUM auf die Pflanzenartendiversität des Grünlandes zu untersuchen, wurden aus 4400 über ganz Bayern verteilten Vegetationsaufnahmen 631 Aufnahme-Paare ausgewertet. Dazu wurden zu den AUM-freien Flächen die am nächsten gelegenen Flächen mit AUM gesucht und Paare gebildet (ArcGIS 9.2, ESRI: nearest neighbour-tool). Die Flächen eines Paares mussten sich im selben Naturraum (MEYNEN & SCHMITHÜSEN 1953) befinden. Nur ca. 10% der Flächen eines Paares hatten eine Distanz größer als 10 km.

Die Vegetationsaufnahmen wurden auf einem homogenen und für den Bestand typischen 25 m²-Kreis durchgeführt. Der Kreismittelpunkt wurde mit einem vergrabenen Magneten und mit GPS-Koordinaten vermarktet. Auf diesen Flächen wurden zwischen Ende April und Anfang Oktober der Jahre 2002 bis 2006 die Ertragsanteile jeder vorkommenden Gefäßpflanzenart geschätzt (KLAPP & STÄHLIN 1936). Der Heuertrag wurde ebenfalls visuell geschätzt. Die Landwirtschaftsverwaltung stellte zu den Aufnahme-flächen jeweils Informationen über den Viehbestand, die Größe des Betriebes, die Nutzungsart und AUM der Flächen zur Verfügung.

Da laut HAEUPLER (1982) neben der Artenzahl auch die Dominanzstruktur des Bestandes ein wichtiges Maß der Diversität ist, wurde die Evenness in die Auswertungen miteinbezogen. Die Berechnung der Evenness erfolgte nach PIELOU (1969, 1975).

Aus den Ellenberg-Zeigerwerten (Feuchte- und Stickstoff-Zahl; ELLENBERG et al. 1991) und Futterwerten (KLAPP et al. 1953) der Einzelarten wurde ein mittlerer Bestandeswert für jede Aufnahme berechnet.

Tabelle 1: Übersicht über die untersuchten Agrarumwelt-Maßnahmen

AUM-Kürzel	Erläuterung	GV/ha Limitierung	Düngung	Chemische Pflanzenschutzmittel	Erster Schnitt	n (Paare)
KULAP gesamt	alle KULAP-Maßnahmen zusammen	ja	je nach Maßnahme	je nach Maßnahme	je nach Maßnahme	215
Flächen-KULAP gesamt	alle einzelflächenbezogenen KULAP-Maßnahmen zusammen	ja	je nach Maßnahme	je nach Maßnahme	je nach Maßnahme	90
Betriebszweigbezogen						
K33	extensives Dauergrünland	0,5 - 2,5	alles	eingeschränkt	immer möglich	189
K34	extensives Dauergrünland	0,5 - 2,5	kein Mineraldünger	eingeschränkt	immer möglich	125
K14	Öko-Landbau	0,5 - 2	kein Mineraldünger	verboten	immer möglich	85
Einzelflächenbezogen						
K57	keine Düngung, keine chemischen Pflanzenschutzmittel	max. 2	verboten	verboten	immer möglich	57
K51	später 1. Schnitt	max. 2	kein Mineraldünger	keine Einschränkung	16. Juni	51
K55	später 1. Schnitt	max. 2	kein Mineraldünger	eingeschränkt	1. Juli	40
K76	Streuobstbau	nein	alles	keine Einschränkung	immer möglich	26
VNP	Vertragsnaturschutzprogramm	individuelle Vereinbarungen				58

Der mittlere jährliche Niederschlag konnte für jede Fläche aufgrund ihrer GPS-Koordinaten ermittelt werden (BAYERISCHER KLIMAFORSCHUNGSVERBUND 1996).

Die registrierten Arten wurden zu Artengruppen zusammengefasst: Gräser (Poaceae, Juncaceae, Cyperaceae), Leguminosen (Fabaceae) und Kräuter (alle anderen Familien).

Als landwirtschaftlich „unerwünschte Arten“ wurden *Rumex obtusifolius*, *R. crispus*, *Taraxacum officinale*, *Poa trivialis* und *Elymus repens* zusammengefasst, während als „erwünschte Arten“ *Lolium spp.*, *Trifolium repens*, *Poa pratensis* und *Dactylis glomerata* galten.

Um signifikante Unterschiede innerhalb der Aufnahme-paare feststellen zu können, wurde bei Normalverteilung der Differenzen der t-test für Paardifferenzen angewandt, während bei nicht normal-verteilten Differenzen der Wilcoxon-Paardifferenzentest zur Verwendung kam.

Bei den Signifikanzen (,sig.) steht ‚ns‘ für ‚nicht signifikant‘, *** für $p < 0,0001$, ** für $p < 0,005$ und * für $p < 0,05$. Alle Analysen wurden mit SAS 9.1 durchgeführt (SAS Institute Inc., Cary, NC, USA).

3. Ergebnisse und Diskussion

3.1 Ergebnisse des Paarvergleichs

Wie aus Tabelle 2 ersichtlich wird, haben AUM-geförderte Flächen mit durchschnittlich 18,8 Gefäßpflanzenarten (pro 25 m²) geringfügig mehr Arten als die Kontrollflächen (17,9). Dabei beträgt die mittlere Artenzahl auf den Kontrollflächen 17,8 bis 21,5. Auf den KULAP-Untersuchungsflächen ist sie, bezogen auf alle untersuchten KULAP-Varianten, mit 18,3 bis 23,3 Arten immer geringfügig höher. Die maximale mittlere Artenzahl wurde mit 25,8 auf den VNP-Flächen gefunden.

Generell bestanden die größten Unterschiede zwischen geförderten und nicht geförderten Flächen bei den Maßnahmen VNP, K57, K14 und überhaupt

Tabelle 2: Mittlere Artenzahl von AUM-Aufnahmen und korrespondierenden Kontroll-Flächen

	KULAP gesamt (ns)	K33 (ns)	K34 (ns)	K14 (**)	Flächen-KULAP gesamt (**)	K57 (**)	K76 (ns)	K51 (ns)	K55 (ns)	VNP (**)
Kontrolle	17,9	18,2	18,8	18,2	19,3	18,8	18,9	20,3	21,5	17,8
AUM	18,8	18,3	20,1	21,8	21,8	22,3	20,3	21,7	23,3	25,8
Differenz	0,9	0,1	1,3	3,6	2,5	3,5	1,4	1,4	1,8	8,0

Tabelle 3a: Mittlere Unterschiede zwischen Kontrollflächen und AUM-Flächen – Teil A

GV: Großvieh-Einheiten; * Jahres-Niederschlag in Klassen: 1: <550 mm; 2: 550-650 mm usw. 6: 950-1100 mm; 7: 1100-1300 mm; 8: 1300-1500 mm; 9: 1500-2000 mm; 10: >2000 mm

	KULAP gesamt		Flächen- KULAP		K33		K34		K14	
	Mittel	sig.	Mittel	sig.	Mittel	sig.	Mittel	sig.	Mittel	sig.
<u>Standortbedingungen:</u>										
Höhe NN (m)	0,91	ns	4,51	ns	4,33	ns	9,70	ns	13,41	*
Jahresniederschlag*	-0,05	ns	0,01	ns	-0,03	ns	0,02	ns	0,01	ns
Feuchte-Zahl	0,05	ns	0,36	**	0,00	ns	-0,05	ns	0,08	ns
N-Zahl	-0,09	ns	-0,22	ns	0,00	ns	-0,10	ns	-0,20	ns
<u>Intensitäts-Maße:</u>										
Heu-Ertrag (geschätzt) GV/ha	-1,71	ns	-5,94	*	-0,67	ns	-2,12	ns	-6,18	*
	-0,09	ns	-0,13	ns	-0,02	ns	-0,08	ns	-0,16	ns
<u>Biodiversitäts-Maße:</u>										
Artenzahl	0,88	ns	2,50	**	0,13	ns	1,32	ns	3,60	**
Evenness	0,03	***	0,03	ns	0,03	**	0,03	*	0,06	***
Unerwünschte Arten (%)	-1,03	ns	-2,29	ns	-0,11	ns	-2,30	ns	-2,01	ns
Erwünschte Arten (%)	-0,43	ns	-7,06	*	2,75	ns	2,29	ns	-3,31	ns
Futterwert	-0,01	ns	-0,42	*	0,04	ns	0,12	ns	-0,16	ns
Ertragsanteil Gräser (%)	-0,01	ns	-0,24	ns	0,20	ns	-0,58	ns	-7,18	**
Ertragsanteil Kräuter (%)	-0,20	ns	1,89	ns	-0,84	ns	-0,55	ns	3,88	ns
Ertragsanteil Leguminosen (%)	0,79	ns	-0,54	ns	1,25	ns	2,11	*	4,33	**

Tabelle 3b: Mittlere Unterschiede zwischen Kontrollflächen und AUM-Flächen – Teil B

	K57		K76		K51		K55		VNP	
	Mittel	sig.	Mittel	sig.	Mittel	sig.	Mittel	sig.	Mittel	sig.
<u>Standortsbedingungen:</u>										
Höhe NN (m)	-16,53	*	20,12	ns	42,67	*	49,70	*	12,26	ns
Jahresniederschläge*	-0,16	ns	0,04	ns	0,25	*	0,30	*	-0,07	ns
Feuchte-Zahl	0,49	**	0,04	ns	0,31	*	0,23	ns	0,41	*
N-Zahl	-0,05	ns	-0,12	ns	0,00	ns	-0,53	*	-0,71	**
<u>Intensitäts-Maße:</u>										
Heu-Ertrag (geschätzt) GV/ha	-3,68	ns	-6,54	ns	-2,84	ns	-10,38	*	-16,90	***
	-0,35	*	0,19	ns	0,16	ns	-0,15	ns	-0,22	ns
<u>Biodiversitäts-Maße:</u>										
Artenzahl	3,58	**	1,42	ns	1,43	ns	1,85	ns	8,07	***
evenness	0,07	**	0,01	ns	0,00	ns	0,01	ns	0,05	*
Unerwünschte Arten (%)	-4,33	ns	1,23	ns	1,41	ns	-5,15	ns	-6,29	*
Erwünschte Arten (%)	-9,53	*	2,92	ns	-9,61	**	-9,40	*	-15,71	***
Futterwert	-0,54	*	-0,04	ns	-0,14	ns	-0,50	*	-1,14	***
Ertragsanteil Gräser (%)	-6,49	*	3,19	ns	-1,22	ns	2,53	ns	-7,31	*
Ertragsanteil Kräuter (%)	7,99	**	-1,54	ns	2,00	ns	-0,90	ns	8,07	**
Ertragsanteil Leguminosen (%)	0,00	ns	-1,07	ns	-0,42	ns	-1,43	ns	1,12	ns

den einzelflächen-bezogenen Maßnahmen. Dagegen waren die Unterschiede bei K33 und K34 kaum signifikant (Tabelle 3a).

Faktoren wie Feuchte- und Stickstoff-Zahl, geschätzter Heu-Ertrag, GV/ha, Anteil von unerwünschten und erwünschten Arten, Futterwert und Ertragsanteil an Gräsern und Kräutern sind Indikatoren für die Bewirtschaftungsintensität. Aus Tabelle 3 resultieren demnach für die AUM-Maßnahmen „Flächen-KULAP gesamt“, K14, K51, K55, K57 und VNP geringere Bewirtschaftungsintensitäten verglichen zu ihren Kontrollflächen.

Dass VNP gegenüber den KULAP-Maßnahmen hier heraussticht, ist nicht verwunderlich, da VNP-Flächen mit größerem Aufwand ausgesucht, geplant und betreut werden; hier sind diejenigen Grünland-Flächen zu finden, die naturschutzfachlich am wertvollsten und landwirtschaftlich von geringster Bedeutung sind. Dementsprechend sind auch die Artenzahlen hier am größten. Im Gegensatz dazu haben PÖTSCH & BLASCHKA (2003) jedoch keinen eindeutigen Zusammenhang zwischen ÖPUL und Bestandesfutterwert gefunden.

Im Ökolandbau (K14) sind neben VNP die größten Unterschiede zu Nicht-AUM-Flächen zu finden. Artenzahl und Evenness sind erhöht, Ertrag und Gräseranteil sind niedriger. Als Erfolg für den Ökolandbau aus landwirtschaftlicher Sicht kann der hohe Leguminosen-Anteil gewertet werden.

Interessanterweise haben K33, K34, K76 und K55 sogar einen geringeren Kräuteranteil als die Kontrollflächen. Eigentlich würde man erwarten, dass eine extensive Bewirtschaftung die krautigen Arten gegenüber den Gräsern relativ fördert, da sie bei niedrigen Schnitzzahlen konkurrenzkräftiger sind als bei hohen.

Dagegen weisen K14 (Ökolandbau), K57, K51 und VNP einen erhöhten Kräuteranteil auf.

Aus zweierlei Gründen sind diese Zahlen bedeutsam: Zum einen ist der Kräuteranteil ein wichtiger Indikator für die Insektenvielfalt, zum anderen sind blumenbunte Grünlandbereiche touristisch attraktiv und entsprechen dem angestrebten Ziel der intakten Kulturlandschaft.

3.2 Bewertung der bayerischen Agrarumwelt-Maßnahmen

Wenn man anhand der oben dargestellten Ergebnisse das bayerische Kulturlandschaftsprogramm bewerten will, muss man zunächst bedenken, dass die Biodiversität nicht das erste Ziel dieses Agrarumwelt-Programmes ist. Vielmehr fördert KULAP allgemein die Erhaltung der Kulturlandschaft und strebt ökologische Verbesserungen an. Die Erhaltung der Artenvielfalt ist also nur eines von mehreren Zielen.

Die Unterschiede zwischen geförderten und nicht geförderten Grünland-Flächen sind insgesamt eher gering (siehe Tabelle 2), zwischen den einzelnen Maßnahmen haben sich aber deutliche Unterschiede ergeben: Die betriebsbezogenen Maßnahmen K33 und K34 verlangen nur geringe Einschränkungen und leisten nur eine geringe Erhöhung der Artenzahlen. Sie werden von Landwirten oft in Anspruch genommen und drücken deshalb den Gesamtdurchschnitt nach unten (Tabelle 2). Dagegen schreiben K14, K57 und das Vertragsnaturschutz-Programm weitgehende Einschränkungen in der Bewirtschaftung vor, was sich auch in deutlichen Erhöhungen der Artenzahl niederschlägt, vor allem bei VNP.

Generell fällt auf, dass die durchschnittlichen Artenzahlen eher niedrig sind, vor allem wenn man Faustzahlen aus der Literatur (zum Beispiel DIERSCHKE 1997, RIEDER 1997) bedenkt, die (zumindest in früheren Jahrzehnten, zumindest teilweise) im Bereich von 30-60 Arten liegen. Man muss dabei aber folgendes berücksichtigen:

1. Die Vergleichszahlen sind oft historisch, aufgenommen zum Beispiel in den 1950er oder 1960er Jahren. Es ist bekannt, dass sich die Grünlandnut-

zung seither grundlegend verändert hat und dementsprechend die Artenvielfalt abgenommen hat.

2. Es ist oft nicht bekannt, nach welchen Kriterien die Aufnahmeflächen damals ausgesucht wurden. Gebiete mit hohen Artenzahlen und vielen seltenen Arten waren möglicherweise bevorzugt (CHYTRY 2001).

Unsere Vegetationsaufnahmen stammen dagegen aus normalem Wirtschaftsgrünland, wobei die artenreichsten Bestände (die landschaftspflegerisch gemanagt werden und deren Aufwuchs nicht landwirtschaftlich verwertet wird) nicht untersucht wurden. Vergleichbare umfassende Untersuchungen mit Schwerpunkt auf dem Wirtschaftsgrünland gibt es in Deutschland bisher nicht. OPPERMAN et al. (2009) haben in einer kleineren Studie ebenfalls durchschnittliche Artenzahlen zwischen 11 und 21 in den verschiedenen deutschen Regionen gefunden, BASSLER et al. (2002) haben im Waldviertel (Österreich) durchschnittlich 18 Arten gefunden.

4. Grenzen der Evaluierung von Agrarumwelt-Maßnahmen

Im Folgenden sollen einige Gedanken über aktuelle Probleme der AUM-Evaluierung kurz erörtert werden.

Dass AUM-Flächen im bayerischen Grünland mehr Arten aufweisen als Nicht-AUM-Flächen, wurde oben gezeigt. Ob dieser Unterschied schon zu Förderbeginn bestand oder ob AUM zu einer Vermehrung der Artenzahl beigetragen hat, können wir mit den vorhandenen Daten nicht untersuchen, dazu fehlt die Null-Aufnahme vor Maßnahmenbeginn.

Wir vermuten jedoch, dass AUM eher einen artenreichen Status aufrechterhalten als ihn erst zu schaffen (KAMPMANN et al. 2008). Eine gezielte Artenvermehrung (zum Beispiel mit Mahdgut-Übertragung oder Ansaat) ist im nicht naturschutzfachlich betreuten Grünland nicht zu erwarten, weil der Aufwand für die Landwirte zu hoch ist. Auch die spontane Artanreicherung nach Nutzungsreduzierung durch Einwanderung aus benachbarten Flächen (auch von Grabenrändern, Rainen, Waldrändern) oder aus dem Bodensamenvorrat dürfte wegen der meist geringen Ausbreitungsgeschwindigkeiten beziehungsweise einer fehlenden Samenbank bisher in Anbetracht der kurzen Zeitspanne nur in geringem Ausmaß stattgefunden haben (vergleiche PÖTSCH & BLASCHKA 2003).

Eine andere Möglichkeit der Beurteilung speziell des KULAP-Erfolges liegt in der Frage, was denn geschehen wäre, hätte es KULAP nicht gegeben. Wenn man davon ausgeht, dass vor allem ertragsschwache, nicht weiter zu intensivierende Standorte einbezogen wurden, dann wären möglicherweise große Flächenanteile der Verbrachung, Verbuschung oder Aufforstung anheimgefallen (vergleiche SUSKE 2003).

Obwohl solche Entwicklungen nicht per se naturschutzfachlich negativ beurteilt werden müssen, hätten sie jedenfalls nicht dem Bild einer intakten Kulturlandschaft entsprochen. HEISSENHUBER et al. (2004) haben diese Entwicklung beispielhaft für den Bayerischen Wald skizziert. Trotz der genannten Unsicherheiten und geringen Artenzahlen gehen wir doch davon aus, dass KULAP aus naturschutzfachlicher Sicht Positives geschaffen hat, auch mit der Erhaltung der flächenhaften Grünlandbewirtschaftung, und dass die hohen Geldsummen, die seit 1988 investiert wurden, einen Beitrag zur Pflege der Kulturlandschaft geleistet haben.

Bringt eine Wiederholungsaufnahme neue Erkenntnisse?

Von 2009 bis 2012 läuft der zweite Durchgang des Grünlandmonitorings, allerdings mit verminderter Aufnahmen-Zahl. Von diesem zweiten Durchgang erhoffen wir uns eine verbesserte Einschätzung des AUM-Erfolges.

Zwar ist damit das Problem der fehlenden Null-Aufnahmen nicht behoben, doch kann man dann für jeden Bestand eine individuelle Entwicklung beschreiben. Damit wird eine dritte Beobachtungsebene gewonnen: Neben dem landesweiten Durchschnitt und dem regionalisierten Vergleich (aus dem paarweisen Vergleich, siehe oben) gibt es dann einen Vergleich auf der Ebene der Aufnahmefläche, woraus sicher weitere Erkenntnisse resultieren.

Danksagung

Wir möchten uns bei J. Beitrock, L. Wenig, Dr. M. Storch und Dr. S. Springer für die Vegetationsaufnahmen bedanken und bei E. Weidele sowie bei E. Kraus für die Dateneingabe. Das Projekt wurde finanziell durch das Bayerische Staatsministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten unterstützt.

Literatur

BASSLER, G., LICHTENECKER, A., KARRER, G., KRASSNITZER, S. & SEGER, M. (2002): Der Vertragsnaturschutz als Werkzeug zur Erhaltung naturschutzfachlich bedeutsamer Wiesentypen. Evaluierung des status quo anhand zweier Fallstudien im Waldviertel. Bericht zum 10. Österreichischen Botanikertreffen, BAL Gumpenstein, 113-116.

BAYERISCHER KLIMAFORSCHUNGSVERBUND (BAYFORKLIM)(1996): Klimaatlas von Bayern. – München.

BAYERISCHES STAATSMINISTERIUM FÜR ERNÄHRUNG, LANDWIRTSCHAFT UND FORSTEN (HRSG.)(2008): Das Kulturlandschaftsprogramm (KULAP) – Herzstück bayerischer Agrarumweltpolitik. – München, 31 S.

BLOMQUIST, M.M., TAMIS, W.L.M. & De SNOO, G.R. (2009): No improvement of plant biodiversity in ditch banks after a decade of agri-environment-schemes. *Basic and Applied Ecology* 10/4: 368-378.

BRIEMLE, G., ECKERT, G. & NUSSBAUM, H. (1998): Wiesen und Weiden. – in: KONOLD, W.; BÖCKER, R. & HAMPICKE, U. (Hrsg.): Handbuch Naturschutz und Landschaftspflege. Ecomed-Verlag, Landsberg.

CHYTRÝ, M. (2001): Phytosociological data give biased estimates of species richness. *Journal of Vegetation Science* 12: 439-444.

DIEMER, M., OETIKER, K. & BILLETER, R. (2001): Abandonment alters community composition and canopy structure of Swiss calcareous fens. *Applied Vegetation Science* 4: 237-246.

DIERSCHKE, H. (1997): Molinio-Arrhenatheretea (E1) – Kulturgrasland und verwandte Vegetationstypen – Teil 1: Arrhenatheretalia. Wiesen und Weiden frischer Standorte. Synopsis der Pflanzengesellschaften Deutschlands 3: 1-74.

DIETL, W. (1995): Wandel der Wiesenvegetation im Schweizer Mittelland. *Zeitschrift für Ökologie und Naturschutz* 4: 239-249.

ELLENBERG, H., WEBER, H.E., DÜLL, R., WIRTH, V., WERNER, W. & PAULISSEN, D. (1991): Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. *Scripta Geobotanica* XVIII.

HAEUPLER, H. (1982): Evenness als Ausdruck der Vielfalt in der Vegetation – Untersuchungen zum Diversitätsbegriff. *Dissertationes Botanicae* 65. Cramer Verlag.

HEINZ, S., MAYER, F. & KUHN, G. (2008): Agricultural grasslands in Bavaria – interrelationship of diversity and management. – in: HOPKINS, A. et al.(eds.): *Biodiversity and Animal Feed – Future Challenges for Grassland Production*, Proceedings of the 22nd General Meeting of the European Grassland Federation, Uppsala (Sweden), 9.-12. June 2008, *Grassland Science in Europe* 13: 910-912.

HERZOG, F., DREIER, S., HOFER, G., MARFURT, C., SCHÜPBACH, B., SPIESS, M. & WALTER, T. (2005): Effect of ecological compensation areas on floristic and breeding bird diversity in Swiss agricultural landscapes. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 108: 189-204.

HEISSENHUBER, A., KANTELHARDT, J., SCHALLER, J. & MAGEL, H. (2004): Visualisierung und Bewertung ausgewählter Landnutzungsentwicklungen. *Natur und Landschaft* 79(4): 159-166.

ISSELSTEIN, J., JEANGROS, B. & PAVLU, V. (2005): Agronomic aspects of extensive grassland farming and biodiversity management. *Grassland Science in Europe* 10: 211-220.

KAMPMANN, D., HERZOG, F., JEANNERET, P., KONOLD, W., PETER, M., WALTER, T., WILDI, O. & LÜSCHER, A. (2008): Mountain grassland biodiversity: impact of site conditions versus management type. *Journal for Nature Conservation* 16: 12-25.

KLAPP, E., BOEKER, P., KÖNIG, F. & STÄHLIN, A. (1953): Wertzahlen der Grünlandpflanzen. *Das Grünland* 5 (Beilage der Zeitschrift ‚Der Tierzüchter‘, Schaper, Hannover).

KLAPP, E. & STÄHLIN, A. (1936): Standorte, Pflanzengesellschaften und Leistungen des Grünlandes. Stuttgart.

KLEIJN, D., BERENDSE, F., SMIT, R. & GILISSEN, N. (2001): Agri-environment schemes do not effectively protect biodiversity in Dutch agricultural landscapes. *Nature* 413: 723-725.

KLEIJN, D. & SUTHERLAND, W.J. (2003): How effective are European agri-environment schemes in conserving and promoting biodiversity? *Journal of Applied Ecology* 40: 947-969.

- KLEIJN, D., BAQUERO, R.A., CLOUGH, Y., DIAZ, M., DE ESTEBAN, J., FERNÁNDEZ, F., GABRIEL, D., HERZOG, F., HOLZSCHUH, A., JÖHL, R., KNOP, E., KRUESS, A., MARS-HALL, E.J.P., STEFFAN-DEWENTNER, I., TSCHARNTKE, T., VERHULST, J., WEST, T.M. & YELA, J.L. (2006): Mixed biodiversity benefits of agri-environment schemes in five European countries. *Ecology Letters* 9: 243-254.
- KNOP, E., KLEIJN, D., HERZOG, F. & SCHMID, B. (2006): Effectiveness of the Swiss agri-environment scheme in promoting biodiversity. *Journal of Applied Ecology* 43: 120-127.
- KORNECK, D. & SUKOPP, H., (1988): Rote Liste der in der Bundesrepublik Deutschland ausgestorbenen, verschollenen und gefährdeten Farn- und Blütenpflanzen und ihre Auswertung für den Arten- und Biotopschutz. Schriftenreihe für Vegetationskunde 19, Bonn. 210 S.
- MAYER, F., HEINZ, S. & KUHN, G. (2008): Effects of agri-environment schemes on plant diversity in Bavarian grasslands. *Community Ecology* 9(2): 229-236.
- MEYNEN, E. & SCHMITHÜSEN, J. (1953): Handbuch der naturräumlichen Gliederung Deutschlands. Verlag der Bundesanstalt für Landeskunde.
- OPPERMANN, R., KRISMANN, A., SONNBERGER, M. & WEISS, B. (2009): Bundesweites Biodiversitätsmonitoring zur Grünlandvegetation. *Natur und Landschaft* 84/2: 62 -69.
- PIELOU, E.C. (1969): An introduction to mathematical ecology. Wiley InterScience, New York.
- PIELOU, E.C. (1975): Ecological diversity. Wiley InterScience, New York.
- PÖTSCH, E.M. & BLASCHKA, A. (2003): Abschlußbericht über die Auswertung von MAB-Daten zur Evaluierung des ÖPUL hinsichtlich Kapitel VI.2.A „Artenvielfalt“. Bundesanstalt für alpenländische Landwirtschaft, Gumpenstein.
- POSCHLOD, P. & SCHUMACHER, W. (1998): Rückgang von Pflanzen und Pflanzengesellschaften des Grünlandes – Gefährdungsursachen und Handlungsbedarf. Schriftenreihe für Vegetationskunde 29: 83-99.
- RIEDER, J.B. (1997): Extensive Bewirtschaftung von Dauergrünland. – Auswertungs- und Informationsdienst für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten (aid) e.V. (Hrsg.), Bonn, 47 S.
- SCHWAB, A., DUBOIS, D., FRIED, P.M. & EDWARDS, P.J. (2002): Estimating the biodiversity of hay meadows in north-eastern Switzerland on the basis of vegetation structure. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 93: 197–209.
- SOTHMANN, L. (2007): Biodiversität im Ländlichen Raum – Zukunftssicherung unserer Gesellschaft. *ANLiegen Natur* 31: 13 -19.
- SUSKE, W. (2003): Grünlandwirtschaft und Naturschutz – Symbiose oder Widerspruch. 9. Alpenländisches Expertenforum „Das österreichische Berggrünland – ein aktueller Situationsbericht mit Blick in die Zukunft“, BAL Gumpenstein, 25-27.

Internet-Quellen

BAYERISCHES STAATSMINISTERIUM FÜR LANDWIRTSCHAFT UND FORSTEN (HRSG.) (2006): Bayerischer Agrarbericht 2006. URL: <http://www.agrarbericht.bayern.de> (17.9.2009)

LEBENSMINISTERIUM ÖSTERREICH (2005): Evaluierungsbericht 2005 – Update-Evaluierung des österreichischen Programms für die Entwicklung des ländlichen Raums. URL: <http://www.landnet.at/filemanager/download/14162>. (8.10.2009) 332 S.

Anschrift der Verfasser:

Dr. Gisbert Kuhn, Dr. Franziska Mayer und Sabine Heinz
 Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft
 Institut für Agrarökologie, Ökologischen Landbau und Bodenschutz
 Lange Point 12
 85354 Freising
gisbert.kuhn@LfL.bayern.de
franziska.mayer@LfL.bayern.de
sabine.heinz@LfL.bayern.de

Renaturierung von Auenwiesen – Perspektiven für die langfristige Entwicklung

Restoration of alluvial meadows – perspectives for the long-term development

Tobias W. DONATH, Ralf SCHMIEDE, Matthias HARNISCH, Sandra BURMEIER, R. Lutz ECKSTEIN und Annette OTTE

Zusammenfassung

Stromtalwiesen gehören in Deutschland und Europa zu den am stärksten gefährdeten Lebensräumen. Ziel mehrerer in der nördlichen Oberrheinebene seit 1997 durchgeführter Renaturierungsvorhaben war die Wiederausbreitung seltener Stromtalwiesen mit Hilfe der Übertragung von samenhaltigem Mahdgut. Wie in anderen Renaturierungsprojekten auch, erwies sich das Verfahren der Mahdgutübertragung am hessischen Oberrhein als sehr geeignet für die Renaturierung artenreicher Auenwiesen. Allerdings zeigt sich, dass die mangelnde Verfügbarkeit von qualitativ hochwertigem Mahdgut einer der stärksten begrenzenden Faktoren bei der Durchführung der Renaturierungsmaßnahmen ist. Erfolgt dann, wie in den meisten derartigen Vorhaben, die Mahdgutübertragung nur auf einem Teilbereich der Renaturierungsflächen, stellt sich die Frage, in welchem Ausmaß und in welchem Zeitraum eine Ausbreitung der übertragenen Arten von den Mahdgutstreifen in die Restfläche erfolgt. Außerdem wurde untersucht, in welchem Maße die aus Mahdgut etablierten Arten eine für Stromtalwiesen typische Samenbank aufbauen, aus denen sich die Arten nach Phasen ungünstiger Wuchsbedingungen wieder etablieren können.

Es zeigt sich, dass die etablierten Vorkommen von Mahdgutarten auf den Mahdgutstreifen tatsächlich Initialpopulationen darstellen, von denen aus auch die umgebenden Flächen besiedelt werden. Selbst in den nicht mit Mahdgut beschickten Bereichen hat der Aufbau einer für Stromtalwiesen typischen Samenbank bereits begonnen. Allerdings wird aufgrund der Ergebnisse auch deutlich, dass sowohl die Ausbreitung von den Streifen in die Fläche als auch der Samenbankaufbau ein langwieriger, möglicherweise Jahrzehnte dauernder Prozess ist. Um die dauerhafte Etablierung typischer, zum Teil stark gefährdeter Stromtalwiesenarten, für die der Aufbau einer langlebigen Samenbank eine Überlebensstrategie zur Überbrückung ungünstiger Wuchsbedingungen darstellt, sicherzustellen, sollte das Management der Renaturierungsflächen in den ersten Jahren nach der

Mahdgutauftragung auf eine hohe Samenproduktion der Mahdgutarten abzielen. Die Renaturierungsflächen sollten daher in den ersten drei bis vier Jahren nur spät im Jahr gemulcht werden.

Summary

Flood meadows belong to the most endangered plant communities in Germany and at a European scale. Since 1997, several restoration projects along the northern Upper Rhine aimed at the restoration of these flood meadows by the transfer of seed containing plant material. As in several similar restoration projects, this method proved very effective and efficient to re-establish species rich plant communities. However, the low availability of plant material of species-rich remnant meadows turned out to be the main limiting factor for these projects. While this was handled by applying the plant material in narrow strips instead of covering the whole restoration site, it remains unclear how long plants need to spread from plant material strips to the area not supplied with plant material. Additionally, it is of interest how fast the newly established flood meadow species are able to build up a seed-bank, from which they may re-emerge after unfavorable periods.

It was shown that the established plant populations on the plant material strips did indeed serve as a nucleus for the spread onto the surrounding area not supplied with plant material. Even in sites adjacent to plant material strips, the build-up of a typical seed bank has already started. Still, it became quite clear that the development of a seed bank is a long-lasting process. Since the formation of a seed bank enables several flood meadow species to bridge unfavorable periods it seems mandatory to gear the management of the restoration sites towards a high seed production of the target species. Thus, mulching of the restoration sites late in the season during the first three to four years seems to be promising to enhance seed bank formation of such newly created flood meadows.

1. Ausgangslage

Auenwiesen gehören aufgrund tiefgreifender Eingriffe in die Hydrologie der Flüsse und Auen sowie einer deutlichen Intensivierung der landwirtschaftlichen Nutzung zu den am stärksten bedrohten Lebensräumen in Deutschland (RIECKEN et al. 2006) und in Europa (JOYCE & WADE 1998). Die europä-

weiten drastischen Rückgänge artenreicher Auenwiesenbestände führten auch zur Aufnahme der Stromtalauenwiesen des Verbandes Cnidion (Brenndolden-Wiesen, Abbildung 1), die in Deutschland zum Beispiel entlang von Donau, Rhein und Elbe anzutreffen sind, in den Anhang I der FFH-Richtlinie (RICHTLINIE 92/43/EWG). Wie in anderen Auengebieten auch, erreichten am hessischen Oberrhein



Abbildung 1: Artenreiche Stromtalwiese mit *Iris spuria* in Blüte (Photo: Matthias Harnisch, Riedstadt)

die Grünlandverluste zu Beginn der 1980iger Jahre stellenweise bis zu 90 % der ursprünglich vorhandenen Bestände (BÖGER 1991, KRUG 1997). Insbesondere die artenreichen, subkontinental getönten Stromtalwiesen, waren als Folge dieser Entwicklung damals nur noch in kleinflächigen und isolierten Restbeständen anzutreffen. Die naturschutzfachliche Besonderheit der Stromtalwiesen ergibt sich aus dem Vorkommen zahlreicher typischer Pflanzenarten mit subkontinentaler Verbreitung, die besondere Bedeutung der Vorkommen am hessischen Oberrhein ergibt sich daraus, dass einige typische Stromtalwiesenarten dort an die Westgrenze ihres Areals stoßen. Darunter befinden sich Arten wie *Arabis nemorensis* (Flachsotige Gänsekresse), *Cnidium dubium* (Brenndolde), *Iris sibirica* (Sibirische Schwertlilie) und *Viola pumila* (Niedriges Veilchen), die nicht nur national (KORNECK et al. 1996) sondern auch international als gefährdet eingestuft werden (SCHNITTLER & GÜNTHER 1999). Der hohe naturschutzfachliche Wert der Stromtalwiesen am hessischen Oberrhein begründet sich auch in ihrer hohen faunistischen Diversität. So konnte HANDKE (2006) dort innerhalb von drei Jahren über 600 Arten an Tagfaltern, Dickkopffaltern, Widderchen, Heuschrecken, Laufkäfern, Rüsselkäfern, Blattkäfern und Wanzen nachweisen. Das Vorkommen von alleine 34% der in Hessen nachgewiesenen Laufkäferarten, 37 % der Heuschreckenarten und 31% der Tagfalter-, Dickkopffalter- und Widderchenarten konnte belegt werden.

Den Wendepunkt hin zum Besseren in der Bestandesentwicklung der Auenwiesen am hessischen Oberrhein markierten zwei kurz aufeinander folgende Hochwasser im Frühjahr des Jahres 1983. Diese führten im Bereich von Hessens größtem NSG „Kühkopf-Knoblochsaue“ schließlich zur Aufgabe des bis dahin auf 300 ha durchgeführten intensiven Ackerbaus. Auf der Hälfte der so freiwerdenden Flächen sollte sich durch gelenkte Sukzession eine arten-

reiche Auenwiesenvegetation entwickeln (BÖGER 1991). Nach 20 Jahren zeigte sich jedoch, dass eine Ansiedelung seltener Pflanzenarten trotz günstiger Standortvoraussetzungen (regelmäßige Überflutung der Flächen, relativ geringe Nährstoffverfügbarkeit) kaum stattgefunden hatte (HÖLZEL et al. 2002, BISSELS et al. 2004). Hauptursache für diese enttäuschende Entwicklung ist vor allem eine Samen- und Ausbreitungslimitierung der Pflanzenarten der Auenwiesen (DONATH et al. 2003), die sich auch in anderen europäischen Regionen als ein wesentliches Hindernis für die Renaturierung von Auenwiesen herausgestellt hat (BAKKER & BERENDSE 1999, BISCHOFF 2002). Nach Ackernutzung ist auch die persistente Samenbank, die von zahlreichen typischen Arten der Auenwiesen aufgebaut wird, aufgezehrt (HÖLZEL & OTTE 2004a, BISSELS et al. 2005), und eine Ausbreitung von Restbeständen der Arten in die ehemaligen Ackerflächen findet aufgrund ihrer isolierten Lage und der nur kleinen Populationen nur extrem langsam statt (BISCHOFF 2002, DONATH et al. 2003). Verschärfend kommt hinzu, dass der Wassertransport von Samen, der unter naturnäheren Bedingungen ein effektiver Ausbreitungsvektor für Samen sein kann (VOGT et al. 2004), im Untersuchungsgebiet aufgrund der starken Regulierung des Rheins kaum statt findet.

Neue Impulse erfuhre die Renaturierung artenreicher Auenwiesenbestände am hessischen Oberrhein durch die Anwendung der Methode der Übertragung von Mahdgut („Mahdgutübertragung“) im Gebiet der ca. 30 km südlich von Frankfurt am Main gelegenen südhessischen Stadt Riedstadt (HÖLZEL et al. 2006, DONATH et al. 2007). Bei diesem Verfahren werden artenreiche, leitbildhafte Restbestände der Stromtalwiesen zur Samenreife der typischen Arten gemäht, ohne vorherige Trocknung mit einem Siloladewagen aufgenommen und auf der Renaturierungsfläche ausgebracht (Abbildung 2).



Abbildung 2: Mahdgutverteilung auf einer Renaturierungsfläche mit einem Siloladewagen (Photo: Matthias Harnisch, Riedstadt)

Zur Renaturierung von Stromtalwiesen kam das Verfahren der Mahdgutübertragung erstmals 1997 als Kompensationsmaßnahme im Rahmen des Ausbaus des Rheinwinterdeiches zum Einsatz. Ziel war es, einen Ausgleich für eine zerstörte artenreiche Pfeifengraswiese zu erreichen. Um die Standortbedingungen an die des Ausgangsbestandes anzugleichen, wurde auf der Renaturierungsfläche der nährstoffreiche Oberboden bis zu einer Tiefe von 30 bis 50 cm abgeschoben. Bereits vier Jahre nach der Mahdgutübertragung konnten auf dieser Flächen 102 aus dem Mahdgut etablierte Arten nachgewiesen werden, darunter zahlreiche Arten der Roten Liste (HÖLZEL & OTTE 2003).

Ermotigt durch diesen schnellen Erfolg, kam das Verfahren der Mahdgutübertragung zwischen 2000 und 2005 in einem durch das Bundesamt für Naturschutz (BfN) geförderten Erprobungs- und Entwicklungsvorhaben (E+E-Vorhaben „Stromtalwiesen“) auf einer Fläche von ca. 47 ha zum Einsatz, von denen 38 ha vorher als Acker- und 9 ha als Grünland genutzt wurden (HÖLZEL et al. 2006, DONATH et al. 2007). Aufgrund der Flächengröße wurde in diesem Vorhaben auf den Abtrag des Oberbodens verzichtet. Außerdem sind Stromtalwiesen relativ produktive Systeme, deren typische Pflanzenarten somit an eine relativ hohe Nährstoffverfügbarkeit angepasst sind (BURKART et al. 2004). Auch zeigte sich, dass auf den ehemaligen Ackerstandorten die Stickstoffgehalte (Nt) in den Böden aufgrund der vorhergehenden Humuszehrung durch die Ackernutzung deutlich unter denen der Spenderbestände lagen ($0,33 \pm 0,02$ % versus $0,53 \pm 0,04$ %) und somit die höheren Gehalte an pflanzenverfügbarem Phosphor (PCAL) auf den Renaturierungsflächen ($4,22 \pm 0,75$ mg/100g Boden versus $2,32 \pm 0,29$ mg/100g Boden) nicht wirksam wurden (DONATH et al. 2007). Hinzu kommt, dass die Nährstoffverfügbarkeit in der hessischen Oberrheinebene auf Grund der regelmäßig auftretenden Sommertrockenheit zeitweise deutlich herabgesetzt ist.

Auf den Renaturierungsflächen des E+E-Vorhabens „Stromtalwiesen“ konnten innerhalb von vier Jahren insgesamt 92 Arten, davon 25 Arten der Roten Listen Hessens und Deutschlands (BUTTLER et al. 1996, KORNECK et al. 1996), angesiedelt werden. Allerdings zeigte sich, dass der Etablierungserfolg in artenarmen Grünlandbeständen, trotz vorherigen Fräsens zur Störung der Grasnarbe, weit hinter dem der Ackerflächen zurück blieb (HÖLZEL et al. 2006, DONATH et al. 2007). Dieser enttäuschende Verlauf der Vegetationsentwicklung gab Anlass zu einem durch die Deutsche Bundesstiftung Umwelt (DBU) geförderten Projekt (Laufzeit 2005-2009), in dem unter anderem das Verfahren der Mahdgutübertragung für die Aufwertung von artenarmen Grünlandbeständen optimiert werden soll. Darüber hinaus wird im Rahmen dieses DBU-Projektes auch die Zusammenführung der bislang in der Fachliteratur zer-

streut vorliegenden Erkenntnisse zu dem Verfahren der Mahdgutauftragung in Form eines Leitfadens für die Auengrünlandrenaturierung durchgeführt.

Die eingeschränkte Verfügbarkeit von qualitativ hochwertigem Mahdgut hat sich, neben den vorherrschenden Konkurrenzbedingungen, den hydrologischen Verhältnissen und der Nährstoffverfügbarkeit auf den Renaturierungsflächen, regelmäßig als der am stärksten begrenzende Faktor erwiesen. In den Renaturierungsprojekten am hessischen Oberrhein hat sich ein Verhältnis der Fläche des Spenderbestandes zu der Fläche der Empfängerfläche von im Mittel 3:1 bis 7:1 bewährt (HÖLZEL & OTTE 2003, HÖLZEL et al. 2006). Dies führt allerdings zu einem sehr hohen Mahdgutbedarf, so dass durchschnittlich nur 20 % einer Renaturierungsfläche mit Mahdgut in 10 Meter breiten Streifen beschickt werden können. Diesem Verfahren liegt die Annahme zugrunde, dass sich die übertragenen Arten zunächst auf den Streifen selbst etablieren und anschließend von diesen aus in die restliche Fläche ausbreiten. Für die Bewertung des langfristigen Renaturierungserfolges ist es daher von Bedeutung zu erfassen, in welchem Ausmaß und in welchem Zeitraum diese Ausbreitung stattfindet. Außerdem gilt es zu ermitteln, in welchem Maße die aus Mahdgut etablierten Arten eine für Stromtalwiesen typische Samenbank aufbauen, aus denen sich die Arten nach Phasen ungünstiger Wuchsbedingungen wieder etablieren können. Die Analyse dieser Prozesse und der an ihnen beteiligten Mechanismen sind unter anderen Schwerpunkte zweier Projekte, die durch die Deutsche Bundesstiftung Umwelt (DBU) und die Deutsche Forschungsgemeinschaft (DFG) gefördert werden. Im Folgenden werden erste Ergebnisse aus beiden Projekten präsentiert (SCHMIEDE et al. 2009, BURMEIER – unpublizierte Daten) und ihre Bedeutung für die Renaturierungspraxis diskutiert. Die Untersuchungen wurden insbesondere von den folgenden Fragen geleitet:

1. Wie lange dauert es, bis auf Renaturierungsflächen eine für Stromtalwiesen typische Samenbank aufgebaut ist?
2. Welche Arteigenschaften beeinflussen den Aufbau und die Entwicklung dieser Samenbank?
3. In welchem Ausmaß und in welchem Zeitraum erfolgt eine Ausbreitung der übertragenen Arten von den Mahdgutstreifen in die Fläche?

2. Material und Methoden

2.1 Untersuchungsflächen

Die Untersuchungen wurden auf fünf in den Jahren 2000 beziehungsweise 2001 im Rahmen des oben beschriebenen E+E-Vorhabens „Stromtalwiesen“ mit Mahdgut beschickten Renaturierungsflächen am hessischen Oberrhein durchgeführt. Die Mahdgutauftragung erfolgte in 10 m breiten Streifen. Bevor die Flächen in die landwirtschaftliche Regelnutzung gegeben wurden, wurden die Renaturierungsflächen,

je nach Geschwindigkeit der Vegetationsentwicklung, für eine Übergangszeit von zwei bis vier Jahren einmal jährlich im Herbst gemulcht (HÖLZEL et al. 2006). Die Flächen wurden, mit Ausnahme einer drei Jahre alten Ackerbrache, bis unmittelbar vor dem Beginn der Renaturierungsmaßnahmen als Ackerflächen genutzt. Eine vor der Mahdgutauftragung durchgeführte Dokumentation der oberirdischen Vegetation und Analyse der Bodensamenbank hatten gezeigt, dass alle Flächen zu diesem Zeitpunkt von Acker- und Ruderalarten dominiert wurden und keine typischen Pflanzenarten der Stromtalwiesen vorkamen (BISSELS et al. 2005, HÖLZEL et al. 2006).

2.2 Entwicklung der Bodensamenbank

Im Februar 2006 wurden auf jeder der fünf Untersuchungsflächen fünf 10 x 10 m große Aufnahme­flächen auf den Mahdgutstreifen eingerichtet. Um die Samenbankentwicklung nach Mahdgutauftragung der Entwicklung ohne Mahdgutauftragung (Kontroll­flächen) gegenüberzustellen, wurden auf jeder der fünf Untersuchungsflächen zusätzlich fünf weitere 10 x 10 m große Aufnahme­flächen in zwei Meter Abstand zu den Mahdgutstreifen eingerichtet. Innerhalb jeder dieser insgesamt 50 Aufnahme­flächen wurden im Februar 2006 jeweils 20 Bodenproben mit einem Bohrstock entnommen (3 cm Durchmesser, 10 cm Tiefe). Zur Erfassung der vertikalen Samenverteilung wurden die Bohrstockproben jeweils in drei Tiefen aufgeteilt: 0-1 cm (obere Schicht), 1-5 cm (mittlere Schicht), 5-10 cm (untere Schicht). Die Samenbankdichte und -zusammensetzung wurde nach der Auflaufmethode von ROBERTS (1981) bestimmt. Dazu wurden die Samenbankproben in einer 2 cm hohen Schicht in Styroporschalen (18 x 28 cm) überführt und drei Monate in ein klimatisiertes Gewächshaus mit automatischer Bewässerung gestellt. Um weitere im Boden vorhandene Samen zur Keimung anzuregen, wurden die Proben im Anschluss nochmals 15 Monate Freilandbedingungen ausgesetzt. Die aufgelaufenen Keimlinge wurden alle 2-6 Wochen bestimmt und aus den Schalen entfernt. Exemplare, die nicht unmittelbar bestimmt werden konnten, wurden umgepflanzt und so lange kultiviert, bis eine eindeutige Bestimmung möglich war.

Ergänzend zu den Samenbankuntersuchungen wurde im Juni 2006 auch die Vegetation der Aufnahme­flächen erfasst. Abundanz und Deckung der Pflanzenarten wurden dabei nach einer modifizierten Braun-Blanquet-Skala geschätzt (van der MAAREL 1979).

2.3 Ausbreitung von den Mahdgutstreifen

Ausgehend von den ersten Ergebnissen der Untersuchung zum Aufbau der Samenbank soll in diesem, zurzeit noch andauernden, DFG-Forschungsprojekt auf kleinräumigem Maßstab untersucht werden, auf welcher Art und Weise und in welchem Ausmaß sich die übertragenen Arten von den Mahdgutstreifen in

die umgebenden Flächen ausbreiten. Die Untersuchungen werden auf den gleichen fünf Projektflächen durchgeführt. Im September 2007 wurde auf jeder Untersuchungsfläche ein zu den Mahdgutstreifen senkrechter Transekt von 2 x 16 m eingerichtet, der aus acht 2 x 2 m großen Teilflächen besteht. Jeder Transekt beginnt im Zentrum eines Mahdgutstreifens und verläuft dann senkrecht dazu, so dass jeweils drei der acht Teilflächen auf dem Mahdgutstreifen und fünf im unmittelbaren Anschluss daran liegen.

Auf jeder Teilfläche werden Vegetationsaufnahmen durchgeführt, Samenbankproben entnommen und Samenfallen zur Ermittlung des Diasporeneintrags aufgestellt. Die Vegetationsaufnahmen werden seit dem Jahr 2007 zweimal jährlich durchgeführt (Anfang Juni und Ende September). Samenbankproben wurden einmalig im Februar 2008 genommen, wobei in jeder der 40 Teilflächen zehn Proben (2,5 cm Durchmesser, 10 cm Tiefe) entlang einer Linie parallel zum Streifenrand genommen wurden. Die Proben wurden anschließend wie in der oben beschriebenen Untersuchung in drei Schichten unterteilt (0-1 cm, 1-5 cm und 5-10 cm) und schichtweise zu einer Mischprobe pro Teilfläche und Tiefe vereinigt. Die Proben werden ebenfalls mit der Auflaufmethode nach ROBERTS (1981) analysiert.

2.4 Datenanalyse

Die im Rahmen der beiden Untersuchungen nachgewiesenen Pflanzenarten wurden für die Datenauswertung nach Arteigenschaften gruppiert. Dabei wurden folgende Kategorien gebildet:

1. **Herkunft der Art:** Basierend auf der Einordnung nach HÖLZEL et al. (2006), DONATH et al. (2007) und eigenen Erhebungen wurden die Arten der oberirdischen Vegetation und der Samenbank folgenden Kategorien zugeordnet:
 - i) **Acker- und Ruderalarten:** Ihr Vorkommen ist überwiegend auf die vormalige Ackernutzung der Flächen zurückzuführen.
 - ii) **Residente Grünlandarten:** Diese Arten sind nicht nur mit dem Mahdgut auf die Flächen gelangt, sondern waren entweder auch bereits auf den Renaturierungsflächen vorhanden beziehungsweise sind möglicherweise aus der näheren Umgebung eingewandert.
 - iii) **Mahdgutarten:** Diese Arten wurden durch die Mahdgutübertragung auf den Flächen angesiedelt.
 - iv) **Zielarten:** Bei der Untersuchungen zur Ausbreitung der Mahdgutarten von den Streifen in die Fläche wurden von den Mahdgutarten noch Zielarten als typische und gefährdete Arten der Stromtalwiesen abgetrennt.
2. **Samenbanktyp:** Die Samenbankpersistenz (<1 Jahr = kurzlebig, 1-5 Jahre = transient, >5 Jahre = lang­lebig; THOMPSON et al. 1997) wurde nach der

Datenbank BIOPOP (POSCHLOD et al. 2003) berechnet. Diese Datenbank umfasst 91% der nachgewiesenen Arten.

3. **Samenmasse und Samenform:** Informationen zu Samengewicht und -form wurden aus der Datenbank BIOFLOR (KLOTZ et al. 2002), aus den Untersuchungen von HÖLZEL & OTTE (2004b) sowie durch eigene Messungen bestimmt.

Unterschiede in den Arteeigenschaften der in der Samenbank nachgewiesenen Arten zwischen Mahdgutauftragsflächen und Kontrollflächen sowie zwischen den unterschiedlichen Bodenschichten wurden mit einer zweifaktoriellen Varianzanalyse getestet. Unterschiede zwischen der oberirdischen Vegetation und der Samenbank der Untersuchungsflächen wurden mit dem Ordinationsverfahren der Nichtmetrischen Multidimensionalen Skalierung (NMS) überprüft (LEYER & WESCHE 2007). Indikatorarten der Samenbank und der oberirdischen Vegetation für Flächen mit und ohne Mahdgutauftragung wurden mit der Indikator-Arten-Analyse (Indicator Species Analysis) bestimmt (LEYER & WESCHE 2007). Bei diesem Verfahren wird für jede Art in Gruppen von zum Beispiel Vegetationsaufnahmen unter Verwendung von deren Häufigkeit und Frequenz in diesen Gruppen ein Indikatorwert berechnet. Dieser ist ein Maß dafür, wie gut das Vorkommen einer bestimmten Art eine Gruppe von – zum Beispiel – Vegetationsaufnahmen charakterisiert.

Die NMS und Indikatorartenanalyse wurden mit dem Programm PC-Ord 5.09 durchgeführt (Mc CUNE & MEFFORD 1999), für alle weiteren statistischen Analysen wurden die Statistiksoftware STATISTICA 6.0 verwendet (ANON. 2002).

3. Ergebnisse

3.1 Entwicklung der Bodensamenbank

Über alle Flächen und Tiefen hinweg konnten in der Samenbank und der oberirdischen Vegetation insgesamt 196 Arten nachgewiesen werden. Von diesen waren 96 Arten Bestandteil sowohl der Samenbank als auch der oberirdischen Vegetation, 31 Arten nur Bestandteil der Samenbank und 69 Arten waren nur in der oberirdischen Vegetation vertreten. In der Samenbank konnten zwischen 9 und 35, im Mittel $21,6 \pm 0,9$ (Standardfehler) Arten pro Aufnahmefläche nachgewiesen werden.

Dominiert wurde die Samenbank von der Art *Juncus bufonius* (Kröten-Binse), die allein 41% aller nachgewiesenen Samen ausmachte. Alle übrigen Arten wiesen einen deutlich geringeren Anteil an der Samenbank auf: Nur sechs weitere Arten hatten einen Anteil von über 5% (*Potentilla supina*, *Chenopodium polyspermum*, *Plantago intermedia*, *Veronica catenata* und *Rorippa spec.*).

Die Samendichte auf den mit Mahdgut beschickten Flächen in 0-10 cm Tiefe lag im Mittel bei $41\,660 \pm$

$7\,606$ Samen m^{-2} und diese stammten im Mittel von $22,9 \pm 1,3$ Arten. Dagegen erreichte die Samendichte bei ähnlicher Artenzahl ($20,3 \pm 1,4$) auf den Kontrollflächen ohne Mahdgutauftragung deutlich höhere Werte ($49\,815 \pm 10\,135$ Samen m^{-2}). Die Samenbankdichte nahm am stärksten von der obersten zur mittleren Schicht ab (von $842,3 \pm 113,1$ Samen dm^{-3} zu $434,4 \pm 56,7$ Samen dm^{-3}). Von dieser unterschied sich die untere Schicht nur gering ($398,8 \pm 69,1$ Samen dm^{-3}).

Im Vergleich zur Samenbank umfasste die oberirdische Vegetation fast doppelt so viele Arten ($35 \pm 1,5$, $n = 50$). Die Artenzahlen auf den mit Mahdgut beschickten Flächen lagen im Mittel bei $38,8 (\pm 1,9, n = 25)$ pro Aufnahmefläche, wohingegen die nicht mit Mahdgut beschickten Flächen mit $31,7 \pm 2,1$ ($n = 25$; $P = 0,003$) signifikant niedriger waren. Des Weiteren waren auf den Flächen mit Mahdgutauftragung übertragene Arten in signifikant höherer Deckung und Anzahl vertreten als auf den Flächen ohne Mahdgutauftragung ($P < 0,0001$).

Die NMS-Ordination zeigt ansatzweise eine Auftrennung zwischen oberirdischer Vegetation und den zugehörigen Samenbankproben (Abbildung 3). Die Vegetationsaufnahmeflächen trennen sich mit einigen Überlappungen, in Flächen mit Mahdgutauftragung und Kontrollflächen. Im Falle der Samenbanken war diese Auftrennung noch schwächer ausgeprägt. Allerdings lässt die NMS-Ordination deutlich erken-

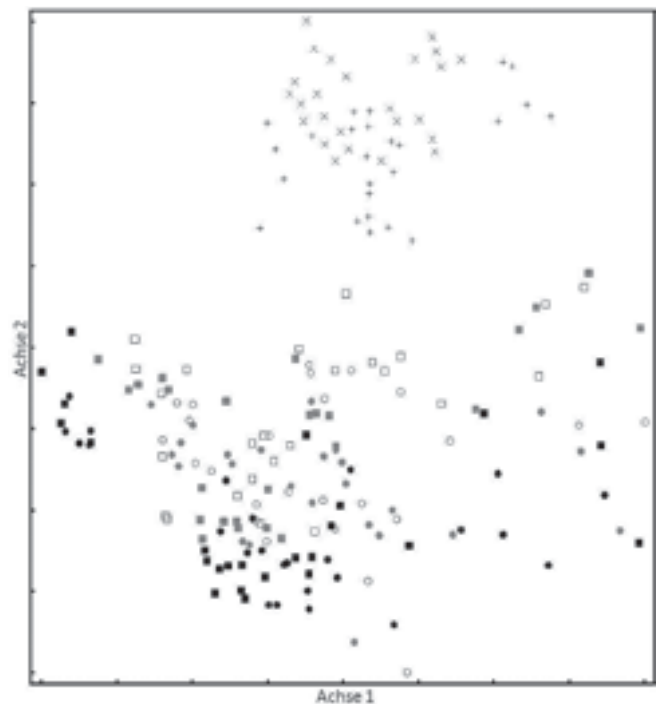


Abbildung 3: NMS-Ordinationsdiagramm der Vegetationsaufnahmen und der Samenbankproben. Vegetationsaufnahmen: x = von Mahdgutstreifen, + = der Kontrollflächen, Samenbankproben: weiße Symbole = 0-1cm, graue Symbole = 1-5 cm, schwarze Symbole = 5-10 cm, Quadrate = Samenbankproben von Mahdgutstreifen, Kreise = Samenbankproben von Kontrollflächen.

Tabelle 1: Indikator-Arten für die Vegetation und die Samenbank, der Flächen mit und ohne Mahdgutauftragung und der verschiedenen Bodentiefen (P = Signifikanzniveau: * $\leq 0,05$, ** $\leq 0,01$, *** $\leq 0,001$). Z = übertragenen Zielarten, M = weitere übertragenen Mahdgutarten

	Oberirdische Vegetation		Samenbank				
	IV	P	Tiefe	IV	P		
mit Mahdgutübertrag	<i>Lathyrus pratensis</i>	77.8	***	<i>Plantago lanceolata</i> (M)	32.5	***	
	<i>Inula salicina</i> (Z)	65.6	***	<i>Leucanthemum vulgare</i> (C)	0-1 cm	30.9	***
	<i>Vicia cracca</i> (M)	64.4	***	<i>Agrostis stolonifera</i>		29.2	**
	<i>Bromus inermis</i>	44	***				
	<i>Sanguisorba officinalis</i> (Z)	40	***	<i>Lysimachia vulgaris</i> (M)	1-5 cm	23.9	**
	<i>Vicia sepium</i> (M)	40	***				
	<i>Galium wirtgenii</i> (Z)	70	**				
	<i>Centaurea jacea</i> (M)	63.3	**				
	<i>Poa angustifolia</i>	49	**				
	<i>Agrimonia eupatoria</i> (M)	44	**				
	<i>Ranunculus acris</i> (M)	44	**				
	<i>Leucanthemum vulgare</i> (M)	61.5	**				
	<i>Agrostis stolonifera</i>	49.3	*				
	<i>Symphytum officinale</i>	48.6	*				
	<i>Silaum silaus</i> (M)	25.8	*				
	<i>Genista tinctoria</i> (Z)	23.7	*				
	<i>Galium boreale</i> (Z)	22.9	*				
<i>Filipendula ulmaria</i> (M)	20	*					
ohne Mahdgutübertrag	<i>Taraxacum officinale</i> agg.	67.6	**	<i>Poa trivialis</i>	0-1 cm	46.1	***
	<i>Epilobium hirsutum</i>	41.4	**	<i>Epilobium tetragonum</i>		37.3	***
	<i>Sonchus oleraceus</i>	38.3	**				
	<i>Sonchus asper</i>	37.4	*	<i>Alopecurus myosuroides</i>	1-5 cm	25.6	**
	<i>Galium aparine</i>	31.8	*				
	<i>Tripleurospermum perforatum</i>	31.2	*				
	<i>Veronica serpyllifolia</i>	28	*				

nen, dass die Ähnlichkeit zwischen der oberirdischen Vegetation und der zugehörigen Samenbank mit zunehmender Bodentiefe abnimmt.

Die Indikator-Arten-Analyse ergab für die oberirdische Vegetation der Mahdgutstreifen zahlreiche Indikatorarten: fünf von diesen – *Galium boreale*, *Galium wirtgenii*, *Genista tinctoria*, *Inula salicina* und *Sanguisorba officinalis* – sind typische, zum Teil gefährdete Arten der Stromtalwiesen (Tabelle 1, KORN-ECK et al. 1996). Dagegen waren die Indikatorarten der Kontrollflächen entweder typische Ackerarten, zum Beispiel *Sonchus asper* und *Galium aparine*, oder windverbreitete Arten, wie *Taraxacum officinale* und *Epilobium hirsutum*, die in hoher Stetigkeit in den umliegenden Flächen anzutreffen sind. Für die Samenbank der oberen und mittleren Schicht ergaben sich nur wenige, für die unterste Schicht sogar keine Indikatorarten. In der Samenbank der Mahdgutstreifen waren dies entweder typische Arten der

vorhergehenden Ackernutzung oder Grünlandarten, die mit dem Mahdgut übertragen wurden, (zum Beispiel *Plantago lanceolata*, *Leucanthemum vulgare* und *Lysimachia vulgaris*). Wurden die Samenbankdaten der oberen und mittleren Schicht für die Analyse zusammengefasst, ergaben sich in der Indikator-Arten-Analyse sogar zwei Arten der Roten Liste (*Arabis nemorensis* und *Inula britannica*) als Indikatorarten für die Mahdgutstreifen.

Die Varianzanalyse zeigte, dass fünf bis sechs Jahre nach der Übertragung Mahdgutarten in signifikant höheren Samendichten und Artenzahlen in den Samenbankproben der Mahdgutflächen als auf der Kontrollflächen vertreten waren (Abbildung 4). Es zeigte sich auch eine Abnahme der Artenzahl und Samendichte der Mahdgutarten von der obersten zur untersten Schicht der Samenbank, allerdings war dieser Trend nur im Falle der Samendichte signifikant. Während die Samendichte und Artenzahl der resi-

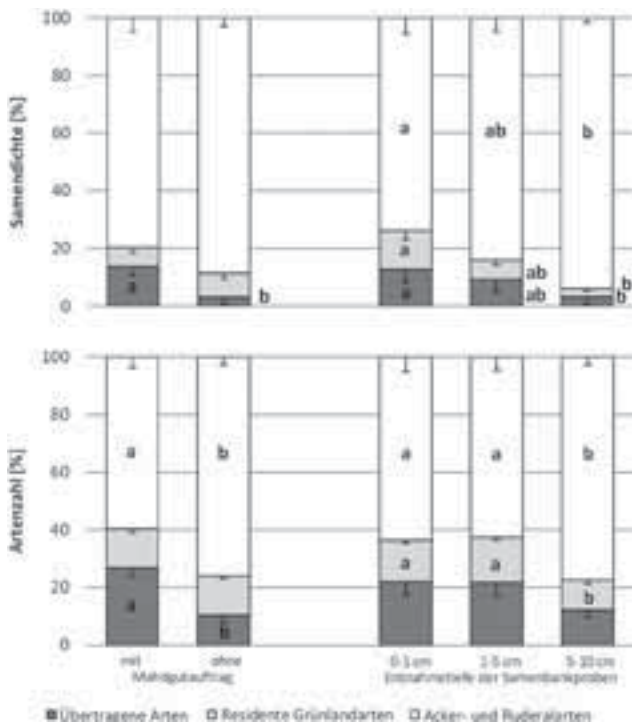


Abbildung 4: Anteil der Mahdgotarten, residenten Grünlandarten, Acker- und Ruderalarten an der Bodensamenbank (Mittelwert \pm Standardfehler). Unterschiedliche Buchstaben zeigen signifikante Unterschiede ($P < 0,05$) zwischen den Aufnahmeflächen mit und ohne Mahdgotauftragung sowie zwischen den Bodentiefen an

den Grünlandarten mit zunehmender Tiefe abnahm, zeigte sich ein umgekehrter Trend bei den Acker- und Ruderalarten. Auch wenn generell Arten mit langlebigen Samen in der Samenbank überwogen, konnten doch bereits in der Samenbank der Mahdgutstreifen Arten mit transientsamer Samenbank in signifikant höherer Zahl und höheren Samendichten nachgewiesen werden als auf den Kontrollflächen.

Bezüglich des Samengewichts und des Breiten/Längen-Verhältnisses der Samen zeigte sich, dass die

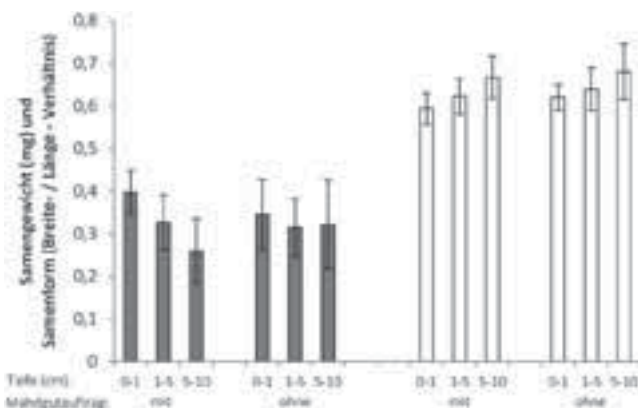


Abbildung 5: Samengewicht (grau) und -form (weiß; Breiten-Längen-Verhältnis) der Arten der Samenbankproben gruppiert nach Bodentiefe und nach Mahdgotauftragung (Mittelwert \pm Standardfehler). Die Unterschiede waren nicht statistisch signifikant

Anzahl der Arten mit kleinen und/oder runden Samen (geringes Samengewicht und höheres Breiten/Längen-Verhältnis) mit zunehmender Schichttiefe anstieg (Abbildung 5).

3.2 Ausbreitung von den Mahdgutstreifen

Die vorläufigen Ergebnisse der Auswertung der Vegetationsaufnahmen aus dem Jahr 2008 zeigen, dass sich sieben beziehungsweise acht Jahre nach Durchführung der Renaturierungsmaßnahmen bereits etliche Zielarten auf den Mahdgutstreifen etablieren konnten (Abbildung 6, linke Seite). Auch in den an die Mahdgutstreifen angrenzenden Flächen konnten in den meisten Fällen bereits Zielarten nachgewiesen werden, allerdings in geringerem Umfang. Auffällig ist hier der gegenüber den Mahdgutstreifen deutlich höhere Anteil an Acker- und Ruderalarten. Betrachtet man nicht die reine Artenzahl, sondern die Deckung der einzelnen Artengruppen, so wird deutlich, dass insbesondere die Teilflächen neben den Mahdgutstreifen gegenwärtig noch von Gräsern dominiert werden (Abbildung 6, rechte Seite). Es ist jedoch bemerkenswert, dass Mahdgut- und Zielarten auf allen Teilflächen bereits eine deutlich höhere Abundanz als Acker- und Ruderalarten aufweisen.

Die ersten Ergebnisse der Samenbankanalyse zeigen, dass sich die Zusammensetzung der Samenbank stark von der oberirdischen Vegetation unterscheidet und zu einem deutlich höheren Teil aus Acker- und Ruderalarten besteht (Abbildung 7, linke Seite). Es konnten allerdings auch schon einige Mahdgut- und sogar Zielarten nachgewiesen werden, und zwar sowohl auf dem Mahdgutstreifen als auch auf den angrenzenden Flächen. Berücksichtigt man auch die Abundanz der einzelnen Arten, dann wird deutlich, dass die Samenbank auch sieben beziehungsweise acht Jahre nach Durchführung der Renaturierungsmaßnahmen sowohl auf als auch neben den Mahdgutstreifen noch deutlich von Acker- und Ruderalarten dominiert wird (Abbildung 7, rechte Seite).

4. Diskussion

In der Bodensamenbank (0-10 cm) der Renaturierungsflächen waren vor der Mahdgutübertragung nur Acker- und Ruderalarten vertreten. Bei einer mittleren Artenanzahl von 16,8 (Min.: 12; Max.: 25) betrug die mittlere Samendichte 188 871 Samen m^{-2} (Min.: 18 464 Samen m^{-2} , Max.: 705 067 Samen m^{-2} , BISSELS et al. 2005, HÖLZEL et al. 2006). Im Vergleich dazu zeigen die aktuellen Daten (Mittelwert über alle Aufnahmeflächen: 45 740 Samen m^{-2}), dass innerhalb von fünf bis sechs Jahren eine Reduktion der Samendichten um 75 % stattgefunden hat. Damit liegen diese aber immer noch deutlich über denen von artenreichen Stromtalwiesen im Gebiet (12 066 \pm 1520 Samen m^{-2} , HÖLZEL & OTTE 2001), Auenwiesen entlang der Maas (11 333 \pm 3213 Samen m^{-2} , VECRIN et al. 2002) sowie der Themse (11 333 \pm 728 Sa-

Abbildung 6: Ergebnisse der Vegetationsaufnahmen 2008. Dargestellt sind die Anteile unterschiedlicher Artengruppen (weiß = Acker- und Ruderalarten, hellgrau = residente Graslandarten, dunkelgrau = Mahdgutarten, schwarz = Zielarten) auf den Transektflächen, links als Artenzahl und rechts als Abundanz (Mittelwerte \pm Standardfehler, $n = 5$). Die durchbrochene Linie zeigt die Grenze des Mahdgutstreifens an

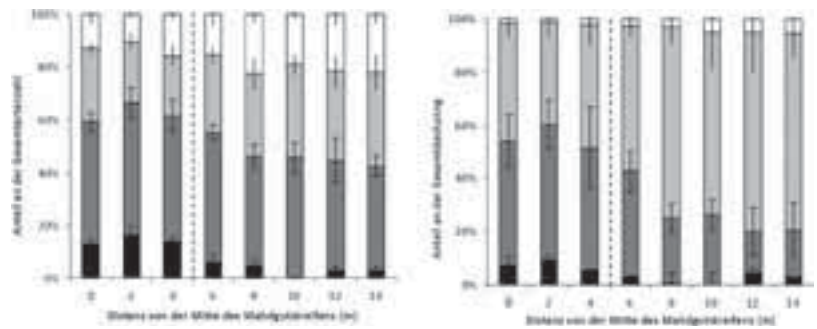
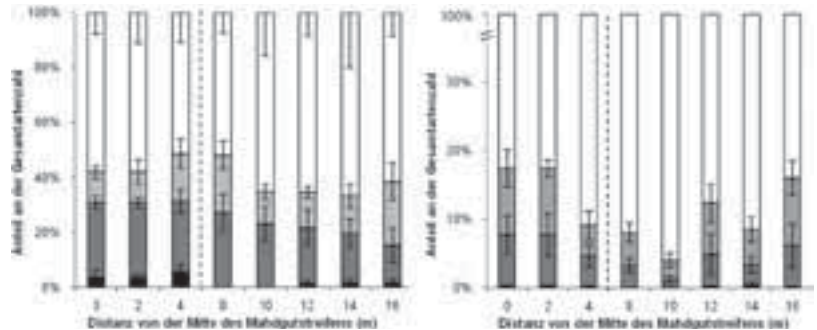


Abbildung 7: Vorläufige Ergebnisse der Samenbankanalyse. Dargestellt sind die Anteile unterschiedlicher Artengruppen (weiß = Acker- und Ruderalarten, hellgrau = residente Graslandarten, dunkelgrau = Mahdgutarten, schwarz = Zielarten) in 0-10 cm Tiefe auf den Transektflächen, links als Artenzahl und rechts als Abundanz (Mittelwerte \pm Standardfehler, $n = 5$). Die durchbrochene Linie gibt die Grenze des Mahdgutstreifens an



men m^{-2} , Mc DONALD et al. 1996). Ursache hierfür ist vermutlich, dass im Verlauf der Vegetationsentwicklung der Anteil von Acker- und Ruderalarten, die tendenziell eine hohe Schüttung kleiner Samen aufweisen, abnimmt und diese Arten zunehmend durch Grünlandarten ersetzt werden, die größere Samen in geringerer Anzahl ausbilden (GRIME et al. 1988). Darauf deuten auch die ersten Ergebnisse der Transektuntersuchung hin, aus denen hervorgeht, dass die Mahdgutstreifen bereits einen deutlich höheren Anteil von Grünlandarten als die benachbarten Flächen aufweisen. Dies entspricht der Erwartung einer in zunehmender Entfernung von den Streifen zunehmend zeitverzögerten Entwicklung der an Zielarten reichen oberirdischen Vegetation.

Die deutliche Auftrennung von Samenbank und oberirdischer Vegetation in der NMS-Ordination (Abbildung 3) bestätigte den allgemeinen Trend, dass die Ähnlichkeit zwischen der oberirdischen Vegetation und der zugehörigen Samenbank meist geringer ist als die zwischen Beständen der oberirdischen Vegetation und zwischen der Samenbank verschiedener Flächen. Mit der Zunahme typischer Grünlandarten in der oberirdischen Vegetation geht auch der Anteil der Arten zurück, die einen Beitrag zum Aufbau einer dauerhaften Samenbank leisten. Als Folge davon wird die Samenbank auch nach Jahren der Grünlandsukzession noch von langlebigen Samen der Ruderal- und Ackerarten dominiert (Abbildungen 4 und 7)

Die Vegetationsaufnahmen trennten sich in der NMS-Ordination zwar nicht sehr deutlich nach Flächen mit Mahdgutauftragung und Kontrollflächen auf, doch es zeigte sich dennoch, dass die Mahdgutstreifen übertragene Arten in deutlich höherer Anzahl und Deckung als die benachbarten Flächen be-

herbergen. Dieser Befund wurde auch mit der Indikator-Arten-Analyse bestätigt, in der Mahdgutarten nur für die Mahdgutstreifen als Indikatoren ermittelt wurden, wohingegen auf den Kontrollflächen Acker- und Ruderalarten als Indikatoren wirkten. Die Ergebnisse der Transektuntersuchung zeigen, dass dieses Muster auch sieben bis acht Jahre nach Durchführung der Renaturierungsmaßnahmen noch zu erkennen ist (Abbildung 6), aber insbesondere in der Übergangszone zwischen Streifen und angrenzender Fläche bereits zu verschwimmen beginnt. Dies weist darauf hin, dass eine Neubesiedelung über kurze Strecken möglich ist und erwartungsgemäß auch durchaus erfolgreicher verläuft als über weite Strecken (BISCHOFF 2002).

Im Fall der Samenbank ergab die NMS-Ordination im Gegensatz zu den Ergebnissen der Analyse der oberirdischen Vegetation keine Auftrennung zwischen Flächen mit und ohne Mahdgutauftragung. Die Indikator-Arten-Analyse gab jedoch bereits deutliche Hinweise auf eine begonnene Entwicklung der Samenbank hin zu der artenreicher Auenwiesen: In der Samenbank der Mahdgutstreifen konnten einige der typischen, mit dem Mahdgut übertragenen Stromtalwiesenarten bereits als Indikatorarten identifiziert werden. Auffällig war dabei, dass es sich durchweg um solche Arten handelte, die sich auf den Renaturierungsflächen schnell etablieren und zur Blüte gelangen konnten und generell eine hohe Samenproduktion aufweisen.

Die vorläufigen Ergebnisse der Transektuntersuchung zeigen zudem, dass auch bei der Samenbank die Unterschiede zwischen Flächen mit und ohne Mahdgutauftragung in der Grenzzone zwischen Streifen und umgebender Fläche bereits verschwimmen (Abbildung 7) – wenngleich dieses Phänomen hier

auch noch deutlich schwächer ausgeprägt ist als bei der oberirdischen Vegetation (Abbildung 6).

Die hier dokumentierten Muster in der Samenbank lassen sich möglicherweise durch spezifische Eigenschaften der in der Samenbank nachgewiesenen Pflanzenarten erklären, wie beispielsweise Samenbanktyp, Samengewicht und Samenform.

Das Samengewicht und die Samenform werden dabei generell als die wichtigsten Einflussfaktoren für die Tiefenverteilung von Samen angesehen (BEKKER et al. 1998). Entsprechend konnte die Erwartung, dass mit der Zunahme der Bodentiefe der Anteil runder und kleiner Samen in der Samenbank zunehmen würde, durch die vorliegenden Daten bestätigt werden (Abbildung 5). Außerdem zeigte sich, dass die Abnahme der Samengröße bei zunehmender Bodentiefe mit einer Zunahme langlebiger Samen einher ging, was vermutlich durch den engen Zusammenhang zwischen Samengröße und Langlebigkeit der Samen erklärbar ist (BEKKER et al. 1998, MILBERG et al. 2000).

Da andere Studien gezeigt hatten, dass die Mehrzahl der im Grünland vertretenen Pflanzenarten nur eine transiente oder kurzlebige Samenbank ausbildet (THOMPSON et al. 1997, BOSSUYT & HERMY 2004), erwarteten wir außerdem, dass nach der Mahdgutübertragung der Anteil an Arten mit kurzlebiger und transientsamer Samenbank in der oberirdischen Vegetation zunehmen würde. Auch diese Annahme konnte bestätigt werden: Auf den Mahdgutstreifen waren Arten mit kurzlebiger und transientsamer Samenbank in signifikant höherer Anzahl und Deckung vertreten als auf den Kontrollflächen. Allerdings wurde die oberirdische Vegetation der Kontrollflächen auch fünf bis sechs Jahre nach Mahdgutübertragung immer noch von Arten mit langlebiger Samenbank dominiert.

Auch von den erfolgreich auf den Renaturierungsflächen etablierten Mahdgutarten sollten sich in der Samenbank vor allem solche finden, die eine langlebige Samenbank ausbilden. Es zeigte sich in der Tat, dass von den 45 Mahdgutarten, die in der Samenbank nachgewiesen werden konnten, 51 % eine langlebige Samenbank ausbilden, wohingegen nur 39 % aller etablierten Mahdgutarten eine langlebige Samenbank ausbilden können. Auch artenreiche alte Auenwiesen entlang der Themse wiesen höhere Anteile an Arten mit transientsamer Samenbank und geringere Anteile an Arten mit langlebiger Samenbank auf als Renaturierungsgrünland nach sechsjähriger Vegetationsentwicklung (Mc DONALD 1993).

5. Schlussfolgerungen für die Renaturierungspraxis

Die hier dargestellten Untersuchungsergebnisse bestätigen, dass die Mahdgutübertragung ein geeignetes Verfahren zur Renaturierung von artenreichen

Grünlandbeständen ist. Wenn das Mahdgut wie in den hier beschriebenen Projekten in Streifen aufgebracht wird, wirken diese offenbar tatsächlich als Initiale, von denen aus auch die umgebenden Flächen mit Mahdgut- und Zielarten besiedelt werden. Es ist daher anzunehmen, dass die Maßnahmen langfristig zu einer dauerhaften Etablierung der Zielarten auf der gesamten Renaturierungsfläche führen werden.

Außerdem zeigt sich auch, dass in den nicht mit Mahdgut beschickten Bereichen der Renaturierungsflächen der Aufbau einer für Stromtalwiesen typischen Samenbank bereits begonnen hat. Allerdings wird aufgrund der Ergebnisse auch deutlich, dass sowohl die Ausbreitung von den Streifen in die Fläche als auch der Samenbankaufbau ein langwieriger, möglicherweise Jahrzehnte dauernder Prozess ist. Selbst wenn die oberirdische Vegetation bereits eine hohe Ähnlichkeit mit den Spenderbeständen aufweist, erfolgt die Entwicklung der dazugehörigen Samenbanken offenbar deutlich zeitverzögert. Für zahlreiche typische, zum Teil stark gefährdete Stromtalwiesenarten wie *Viola pumila* (Niedriges Veilchen) oder *Arabis nemorensis* (Flachsotige Gänsekresse) stellt der Aufbau einer langlebigen Samenbank jedoch eine wichtige Überlebensstrategie der Populationen zur Überbrückung ungünstiger Wuchsbedingungen dar, denn sie ermöglicht ihnen, sich nach Störungsereignissen, wie Überflutungen oder Wildschweinumbrochen, wieder auf den Flächen zu etablieren. Daher sollte das Management der Renaturierungsflächen in den ersten Jahren nach der Mahdgutübertragung darauf abzielen, die Samenproduktion der Mahdgutarten für den Aufbau einer Samenbank zu fördern. Dies gilt insbesondere für konkurrenzschwache Arten, die für ihre Entwicklung auf lückige Bestände angewiesen sind. Solche Arten, zum Beispiel *Arabis nemorensis* oder *Linum catharticum* (Purgier-Lein), können sich sehr gut in den noch offenen Beständen in den ersten Jahren nach der Mahdgutübertragung etablieren und in dieser Phase eine umfangreiche Samenbank aufbauen (Burmeier, unpublizierte Daten). Die Renaturierungsflächen sollten daher in den ersten drei bis vier Jahren nach Mahdgutübertragung erst spät im Jahr gemulcht werden, um den Samenbankaufbau solcher Arten zu fördern. Nach dieser Anfangsphase können sie erfolgreich in eine reguläre, extensive landwirtschaftliche Nutzung überführt werden (DONATH et al. 2004). Der im Zuge einer solchen Grünlandbewirtschaftung stattfindende Samentransport könnte sich sogar positiv auf die weitere Ausbreitung der Arten auf den Renaturierungsflächen auswirken (STRYKSTRA et al. 1997, BONN & POSCHLOD 1998) und so zur dauerhaften Wiederherstellung der gefährdeten Stromtalwiesen beitragen.

Dank

Wir danken allen, die nun seit mehr als 10 Jahren die Renaturierungsprojekte am hessischen Oberrhein

unterstützen. Für die gute Zusammenarbeit danken wir insbesondere der Stadt Riedstadt, der Oberen Naturschutzbehörde des RP Darmstadt, dem Forstamt Groß-Gerau, und dem Amt für ländlichen Raum in Darmstadt. Der Deutschen Bundesstiftung Umwelt (DBU; Förderkennzeichen: 23329-33/0), dem Bundesamt für Naturschutz (BfN; Förderkennzeichen: 1.3-89211-07/00) und der Deutschen Forschungsgemeinschaft (DFG, Förderkennzeichen: OT 167/3-1) danken wir für die, von stetem Interesse begleitete, Förderung. Der Hessischen Industriemüll GmbH und der Fraport AG danken wir für die großzügige finanzielle Unterstützung der Renaturierungsmaßnahmen. Unser besonderer Dank gilt auch den örtlichen Landwirten, ohne deren dauerhafte und extensive Nutzung der Stromtalwiesen die erfolgreiche Vegetationsentwicklung nicht möglich wäre.

Literatur

- ANON. (2002):
STATISTICA 6.0 for Windows. Statsoft, Tulsa, US.
- BAKKER, J.P. & BERENDSE, F. (1999):
Constraints in the restoration of ecological diversity in grassland & heathland communities. – *Trends in Ecology & Evolution* 14: 63-68.
- BEKKER, R.M., BAKKER, J.P., GRANDIN, U., KALAMEES, R., MILBERG, P., POSCHLOD, P., THOMPSON, K. & WILLEMS, J.H. (1998):
Seed size, shape and vertical distribution in the soil: indicators of seed longevity. – *Functional Ecology* 12: 834-842.
- BISCHOFF, A. (2002):
Dispersal and establishment of floodplain grassland species as limiting factors in restoration. – *Biological Conservation* 104: 25-33.
- BISSELS, S., DONATH, T.W., HÖLZEL, N. & OTTE, A. (2005):
Ephemeral wetland vegetation in irregularly flooded arable fields along the northern Upper Rhine: the importance of persistent seedbanks. – *Phytocoenologia* 35: 469-488.
- BISSELS, S., DONATH, T.W., HÖLZEL, N. & OTTE, A. (2006):
Effects of different mowing regimes on seedling recruitment in alluvial grasslands. – *Basic and Applied Ecology*, 7: 433-442.
- BISSELS, S., HÖLZEL, N., DONATH, T.W. & OTTE, A. (2004):
Evaluation of restoration success in alluvial grasslands under contrasting flooding regimes. – *Biological Conservation* 118: 641-650.
- BÖGER, K. (1991):
Grünlandvegetation im Hessischen Ried – pflanzensoziologische Verhältnisse und Naturschutzkonzeption. – Botanische Vereinigung für Naturschutz in Hessen e.V. (BV-NH), Frankfurt a. M.
- BONN, S. & POSCHLOD, P. (1998):
Ausbreitungsbiologie der Pflanzen Mitteleuropas. Quelle & Meyer, Wiesbaden.
- BOSSUYT, B. & HERMY, M. (2004):
Seed bank assembly follows vegetation succession in dune slacks. – *Journal of Vegetation Science* 15: 449-456.
- BURKART, M., DIERSCHKE, H., HÖLZEL, N. & NOWAK, B. (2004):
Molinio-Arrhenatheretea – Teil 2: Molinietales. Floristisch-soziologische Arbeitsgemeinschaft e.V., Göttingen.
- BUTTLER, K.P., FREDE, A., KUBOSCH, R., GREGOR, T., HAND, R., CEZANNE, R. & HODVINA, S. (1996):
Rote Liste der Farn- und Samenpflanzen Hessens. Hessisches Landesvermessungsamt, Wiesbaden.
- DONATH, T.W., BISSELS, S., HÖLZEL, N. & OTTE, A. (2007):
Large scale application of diaspore transfer with plant material in restoration practice – Impact of seed and microsite limitation. – *Biological Conservation* 138: 224-234.
- DONATH, T.W., HÖLZEL, N., BISSELS, S. & OTTE, A. (2004):
Perspectives for incorporating biomass from non-intensively managed temperate flood-meadows into farming systems. – *Agriculture Ecosystems & Environment* 104: 439-451.
- DONATH, T.W., HÖLZEL, N. & OTTE, A. (2003):
The impact of site conditions and seed dispersal on restoration success in alluvial meadows. – *Applied Vegetation Science* 6: 13-22.
- DONATH, T.W., HÖLZEL, N. & OTTE, A. (2006):
Influence of competition by sown grass, disturbance and litter on recruitment of rare flood-meadow species. – *Biological Conservation* 130: 315-323.
- GRIME, J.P., HODGSON, J.G. & HUNT, R. (1988):
Comparative Plant Ecology – A functional approach to common British species. Academic Division of Unwin Hyman Ltd, London.
- HANDKE, K. (2006):
Faunistische Untersuchungen – E+E-Vorhaben „Stromtalwiesen“. Naturschutz und Biologische Vielfalt 31:112-199.
- HÖLZEL, N., BISSELS, S., DONATH, T.W., HANDKE, K., HARNISCH, M. & OTTE, A. (2006):
Renaturierung von Stromtalwiesen am hessischen Oberrhein. – *Biologische Vielfalt* 31: 263.
- HÖLZEL, N., DONATH, T.W., BISSELS, S. & OTTE, A. (2002):
Auengrünlandrenaturierung am hessischen Oberrhein – Defizite und Erfolge nach 15 Jahren Laufzeit. – *Schriftenreihe für Vegetationskunde* 36: 131-137.
- HÖLZEL, N. & OTTE, A. (2001):
The impact of flooding regime on the soil seed bank of flood-meadows. – *Journal of Vegetation Science* 12: 209-218.
- HÖLZEL, N. & OTTE, A. (2003):
Restoration of a species-rich flood-meadow by topsoil removal and diaspore transfer with plant material. – *Applied Vegetation Science* 6: 131-140.
- HÖLZEL, N. & OTTE, A. (2004a):
Assessing the soil seed bank persistence in flood-meadows: the search for reliable traits. – *Journal of Vegetation Science* 15: 93-100.
- HÖLZEL, N. & OTTE, A. (2004b):
Ecological significance of seed germination characteristics in flood-meadow species. – *Flora* 199: 12-24.
- JOYCE, C.B. & WADE, P.M. (1998):
European Wet Grasslands. John Wiley & Sons, Chichester.
- KLOTZ, S., KÜHN, I. & DURKA, W. (2002):
BIOFLOR – Eine Datenbank zu biologisch-ökologischen Merkmalen der Gefäßpflanzen in Deutschland. – *Schriftenreihe für Vegetationskunde* 38.
- KORNECK, D., SCHNITTLER, M. & VOLLMER, J. (1996):
Rote Liste der Farn- und Blütenpflanzen (Pteridophyta et Spermatophyta) Deutschlands. – *Schriftenreihe für Vegetationskunde* 28: 21-187.

- KRUG, A. (1997):
Situation und Niedergang des Großen Brachvogels (*Numenius arquata*) im Kreis Groß-Gerau. – *Collurio – Zeitschrift für Vogel- und Naturschutz in Südhessen*, 15: 111-120.
- LEYER, I. & WESCHE, K. (2007):
Multivariate Statistik in der Ökologie. Springer, Heidelberg.
- McCUNE, B. & MEFFORD, M.J. (1999):
PC-ORD – Multivariate analysis of ecological data. MjM Software, Gleneden Beach, Oregon, USA.
- McDONALD, A.W. (1993):
The role of seedbank and sown seeds in the restoration of an English flood-meadow. – *Journal of Vegetation Science*, 4: 395-400.
- McDONALD, A.W., BAKKER, J.P. & VEGELIN, K. (1996):
Seed bank classification and its importance for the restoration of species-rich flood-meadows. – *Journal of Vegetation Science*, 7: 157-164.
- MILBERG, P., ANDERSSON, L. & THOMPSON, K. (2000):
Large-seeded species are less dependent on light for germination than small-seeded ones. – *Seed Science Research*, 10: 99-104.
- POSCHLOD, P., KLEYER, M., JACKEL, A.-K., DANNE-MANN, A. & TACKENBERG, O. (2003):
BIOPOP – a database of plant traits and internet application for nature conservation. – *Folia Geobotanica*, 38: 263-271.
- RIECKEN, U., FINCK, P., RATHS, U., SCHRÖDER, E. & SSYMANK, A. (2006):
Rote Liste der gefährdeten Biotoptypen Deutschlands. – *Naturschutz und Biologische Vielfalt*, 34: 1-318.
- ROBERTS, H.A. (1981):
Seedbanks in soil. – *Advances in Applied Biology*, 6: 1-55.
- SCHMIEDE, R., DONATH, T.W. & OTTE, A. (2009):
Seed bank development after the restoration of alluvial grassland via transfer of seed-containing plant material. – *Biological Conservation*, 142: 404-413.
- SCHNITTLER, M. & GÜNTHER, K.F. (1999):
Central European vascular plants requiring priority conservation measures – an analysis from national Red Lists and distribution maps. – *Biodiversity and Conservation*, 8: 891-925.
- STRYKSTRA, R.J., VERWEIJ, G.L. & BAKKER, J.P. (1997):
Seed dispersal by mowing machinery in a Dutch brook valley system. – *Acta Botanica Neerlandica*, 46: 387-401.
- THOMPSON, K., BAKKER, J. & BEKKER, R.M. (1997):
Methods of seed bank analysis. Pages 23-29 *The soil seed banks of North West Europe: methodology, density and longevity*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Van Der MAAREL, E. (1979):
Transformation of cover-abundance values in phytosociology and its effects on community similarity. – *Vegetatio*, 39: 97-114.
- VECRIN, M.P., Van DIGGELEN, R., GREVILLIOT, F. & MULLER, S. (2002):
Restoration of species-rich flood-plain meadows from abandoned arable fields in NE France. – *Applied Vegetation Science*, 5: 263-270.
- VOGT, K., RASRAN, L. & JENSEN, K. (2004):
Water-borne seed transport and seed deposition during flooding in a small river-valley in Northern Germany. – *Flora* 199: 377-388.

Anschriften der Verfasser:

Dr. Tobias W. Donath, Dipl.-Geogr. Ralf Schmiede,
Dipl.-Biol. Sandra Burmeier, Prof. Dr. Dr. Annette Otte,
PD Dr. R. Lutz Eckstein
Professur für Landschaftsökologie
und Landschaftsplanung
Justus-Liebig-Universität Giessen
Institut für Landschaftsökologie
und Ressourcen-Management
Interdisziplinäres Forschungszentrum (IFZ)
Heinrich-Buff-Ring 26-32
D-35392 Giessen
tobias.w.donath@umwelt.uni-giessen.de
ralf.schmiede@umwelt.uni-giessen.de
sandra.burmeier@umwelt.uni-giessen.de
annette.otte@umwelt.uni-giessen.de
lutz.eckstein@umwelt.uni-giessen.de

Dipl.-Ing. Matthias Harnisch
Landschaftsarchitekt
Stadtverwaltung Riedstadt
Grünflächenmanagement & Stromtalwiesen
FB Stadtentwicklung & Umweltplanung
Rathausplatz 1
64560 Riedstadt
m.harnisch@riedstadt.de

Biodiversität und Artenschutz bei Ackerwildpflanzen

Biodiversity and species conservation of arable weeds

Harald ALBRECHT, Franziska MAYER und Klaus WIESINGER

Zusammenfassung

Mit der rasanten Entwicklung der ackerbaulichen Produktionstechnik kam es nach 1950 zu einem dramatischen Rückgang der pflanzlichen Artenvielfalt auf Ackerflächen, mit dem auch für viele Tierarten Nahrung und Habitat verloren gingen. Unter diesen Bedingungen wurden verschiedene Konzepte zum Schutz der Ackerwildkrautflora entwickelt. Diese reichen von der Integration des Artenschutzes in die ackerbauliche Produktion bis hin zu Maßnahmen, bei denen der Schutz gefährdeter Arten im Vordergrund steht.

Die vorliegende Arbeit zeigt, dass sich mit beiden Strategien viel für die Erhaltung und die Förderung von Ackerwildpflanzen tun lässt. Bei den Systemen, die den Artenschutz in die reguläre Bewirtschaftung integrieren, wurden vor allem mit ökologischem Landbau gute Erfolge erzielt. Wenn die aktuelle Bewirtschaftung den Fortbestand seltener und gefährdeter Arten nicht gewährleisten kann, werden direkte Maßnahmen zum Schutz der Ackerwildpflanzen nötig. Mit der Erhaltungskultur, Ackerwildkraut-Blühstreifen, den Ackerrandstreifen, Feldflorenereservaten und Schutzäckern wurde hierfür in den letzten Jahrzehnten ein breites Instrumentarium entwickelt. Neue Untersuchungen zur naturrauminternen Übertragung gefährdeter Arten haben gezeigt, dass solche Maßnahmen nur dann zum Erfolg führen, wenn die Bewirtschaftungsbedingungen auf den Zielflächen auch wirklich die Entwicklung der seltenen und gefährdeten Arten begünstigen.

Summary

The rapid improvement of the arable farming methods after 1950 caused a dramatic decrease in the plant species diversity of arable ecosystems. With this decline came significant food and habitat losses for the corresponding fauna. This process gave rise to the development of various concepts to protect the arable weed vegetation. They range from an integration of species conservation into the farming systems to measures where nature conservation takes priority over the arable production.

The overview given in this article shows that both strategies provide good opportunities to conserve and to support the arable weed vegetation. Among the systems that integrate species conservation into the production process, substantial success was achieved with organic farming. Where the actual management is not able to guarantee the survival of endangered species, direct conservation measures are required. With strategies such as preservative cultivation plots, flower strips, field margin strips, arable weed reserves and protected fields, a broad spectrum of alternatives is available to realize this intention. Actual transplantation experiments with populations of endangered species highlight the importance of favourable management conditions for a successful establishment of these species at the target sites.

1. Einführung

Die häufigsten Formen des prähistorischen Ackerbaues waren der Dauerfeldbau mit einfachen Hakenpflügen und die Feld-Wald-Brandwirtschaft (RÖSCH & HEUMÜLLER 2008). Beide Systeme begünstigten Ackerwildpflanzengemeinschaften aus mehrjährigen, einheimischen Arten. Mit Einführung der wendenden Bodenbearbeitung in der Römerzeit und im Mittelalter gelangten dann annuelle Arten zur Dominanz (ELLENBERG 1996). Diese benötigen zum Überleben regelmäßige Bodenstörungen, an die sie durch die Produktion zahlreicher persistenter Diasporen gut angepasst sind (THOMPSON et al. 1998) und die sie auch vor konkurrenzkräftigeren, ausdauernden Arten schützen. Die Möglichkeiten zur Regulation der Ackerwildpflanzen waren bis in die frühe Neuzeit limitiert. Da die übliche Breitsaat eine effiziente Bekämpfung im Bestand eher behinderte, waren regelmäßiges Vergraben durch Bodenbearbeitung, häufige Bewei-

dung in kulturfreien Phasen und der Anbau von langstrohigem, konkurrenzkräftigem Getreide (vor allem Roggen) die wirksamsten Regulierungsmaßnahmen.

Viele Florenwerke belegen, dass sich unter diesen Bedingungen eine arten- und individuenreiche Ackerwildkrautvegetation etabliert hatte. Mit Einführung der „verbesserten Dreifelderwirtschaft“ und anderer anbautechnischer Neuerungen kam es in der zweiten Hälfte des 19. Jh. zu einer deutlichen Steigerung der Bewirtschaftungsintensität, die schon damals zum Rückgang einiger besonders empfindlicher Arten führte (MEISEL 1985). Trotzdem belegen vegetationskundliche Untersuchungen auch für die Zeit um 1950 noch sehr arten- und individuenreiche Bestände. Das änderte sich mit der rasanten Entwicklung der ackerbaulichen Produktionstechnik nach 1950 radikal. Durch Einführung synthetischer Herbizide und Mineraldünger, Verengung der Fruchtfolgen, Intensivierung der Bodenbearbeitung, verbesserte Saatgutreinigung und Vergrößerung der Ackerparzellen unter Beseiti-

gung der Feldraine kam es zu einem dramatischen Rückgang der pflanzlichen Artenvielfalt auf Ackerflächen (ALBRECHT 1995). Aus Sicht des Bewirtschafters war diese Entwicklung positiv, da mit dem Rückgang der Wildpflanzen auch die Erträge der Kulturpflanzen stiegen. Da die Ackerwildpflanzen aber für zahlreiche Tierarten eine Schlüsselfunktion als Nahrungs- und Habitatpflanzen haben, war deren Rückgang in ackerbaulich geprägten Landschaften eng mit der Abnahme der gesamten Biodiversität verbunden (ALBRECHT 2003; MARSHALL et al. 2003). Weil in Mitteleuropa nach jahrtausendelanger menschlicher Nutzung fast keine naturnahen Ökosysteme mehr existieren, ist hier die Erhaltung der Artenvielfalt in der Kulturlandschaft zudem von besonderer Bedeutung.

Unter diesen Bedingungen wurden seit den 1980er Jahren verschiedene Konzepte zum Schutz der Ackerwildkrautflora entwickelt. Sie reichen von der Integration des Artenschutzes in die ackerbauliche Produktion bis hin zu Maßnahmen, bei denen der Schutz gefährdeter Arten Vorrang hat. Die vorliegende Arbeit gibt einen Überblick über die einzelnen Strategien, über ihre Umsetzung und ihre Effizienz im Artenschutz.

2. In die reguläre Bewirtschaftung integrierter Artenschutz

Hier werden Strategien behandelt, die den Artenschutz mit in die Bewirtschaftung integrieren, die Produktion landwirtschaftlicher Güter aber das Hauptziel bleibt. Erfahrungen zur Effizienz solcher Verfahren auf Ackerwildpflanzen wurden auf der FAM-Versuchsstation Scheyern im oberbayerischen Tertiärhügelland gesammelt. Hier wurden 30 Hektar (ha) eines zuvor konventionell bewirtschafteten Betriebes auf integrierten Landbau mit reduzierter Bodenbearbeitung und 31 ha auf ökologischen Landbau umgestellt (ALBRECHT & AUERSWALD 2009). Die Veränderungen der Vegetation wurden über zehn Jahre nach der Umstellung kontinuierlich beobachtet. Auch die Flächenstilllegung, die in den 1990er Jahren mit dem Ziel der Verringerung von Überproduktion von der EU forciert wurde und die ebenfalls auf 6 ha der FAM-Versuchsstation realisiert wurde, wird hier behandelt.

Die Umstellung auf ökologische Bewirtschaftung führte innerhalb von fünf Jahren zu einem Anstieg von 16 auf 34,5 Arten pro 100 m² (vergleiche Abbildung 1). Faktoren, die einen solchen Anstieg begünstigen, sind nach ALFOELDI et al. (2002) die verringerte Effizienz der mechanischen gegenüber der chemischen Unkrautregulierung, der Verzicht auf synthetische Dünger und ein geringere Deckung der Kulturpflanzen. Nach dem sechsten Jahr fiel die Artenzahl wieder und schwankte vom 7. bis 10. Umstellungsjahr zwischen 23 und 28. Dieser Rückgang entspricht nicht den Erwartungen aus der Literatur. So fanden BECKER & HURLE (1998) auf Ackerflä-

chen in Baden-Württemberg 1-2 Jahre nach der Umstellung durchschnittlich 34 Arten (n = 49), nach 3-8 Jahren waren es 35 Arten (n = 69) und auch nach mehr als 8 Jahren Ökolandbau lag der Mittelwert bei 35 Arten (n = 46). Der Rückgang auf der FAM-Versuchsstation steht in engem Zusammenhang mit der zunehmenden Dichte der dortigen Kulturpflanzenbestände, die vor allem durch vermehrten Klee-gras- und Zwischenfruchtanbau erzielt wurde (ALBRECHT 2005).

Auch bei den seltenen und gefährdeten Arten führte die Umstellung auf ökologischen Anbau zu einer signifikanten Zunahme. Von den regional gefährdeten Einzelarten (SCHEUERER & AHLMER 2003), die häufig genug gefunden wurden um die Veränderung statistisch abzusichern, haben *Legousia speculum-veneris* und *Sherardia arvensis* signifikant zugenommen, bei *Centaurea cyanus*, *Myosurus minimus* und *Veronica triphyllos* war dagegen keine signifikante Veränderung nachweisbar. Warum diese Arten trotz verbesserter Lebensbedingungen nicht zugenommen haben, wurde an *V. triphyllos* näher untersucht (ALBRECHT et al. 2000). Die Art kommt vorwiegend auf Sandböden vor und ist durch Keimung bei niedrigen Temperaturen, frühe Blüte und Reife sowie eine persistente Diasporenbank gut an die Sommertrockenheit dieser Standorte angepasst. Auf der kiesig-sandigen Kuppe, wo die Art zu Projektbeginn vorkam, hat die Art zwar leicht zugenommen, zu einer Besiedlung vergleichbarer Standorte, die nur 80 m entfernt lagen, kam es jedoch nicht. Eine Analyse der Ausbreitungsbiologie und der vorhandenen Ausbreitungsvektoren zeigte, dass eine solche Besiedlung auch wenig wahrscheinlich ist. So ist *V. triphyllos* ein gutes Beispiel dafür, dass Habitatisolation in normalen Agrarlandschaften weit verbreitet ist.

Insgesamt bestätigen diese Untersuchungen die Ergebnisse anderer Autoren und zeigen, dass durch ökologischen Landbau viel für die Entwicklung der Biodiversität in der Agrarlandschaft getan werden kann. Der Erhaltung seltener Ackerwildkräuter entgegen wirkt der Anbau von Klee-Gras-Gemengen und Zwischenfrüchten. Die dort erzielten Bestandesdichten der Kulturpflanzen haben sich als sehr effizientes Mittel zur Reduktion der Wildpflanzenpopulationen erwiesen (ALBRECHT 2005). Auf Flächen zum Schutz von seltenen und gefährdeten Ackerwildkräutern darf daher der Fruchtfolgeanteil dieser Kulturen nicht auf einen Umfang ausgedehnt werden, der das Schutzziel gefährdet.

Ein wesentliches Ziel des integrierten Pflanzenbaues ist der nachhaltige und schonende Umgang mit der Umwelt. Grundlegendes Element dieses Ansatzes im Bereich Pflanzenschutz ist das Prinzip der wirtschaftlichen Schadensschwellen. Für die Ackerwildpflanzen hat GEROWITT (1992) die Relation zwischen der Wildpflanzendichte und dem Kulturpflanzenertrag als Basis für die Festlegung solcher Schadensschwellen

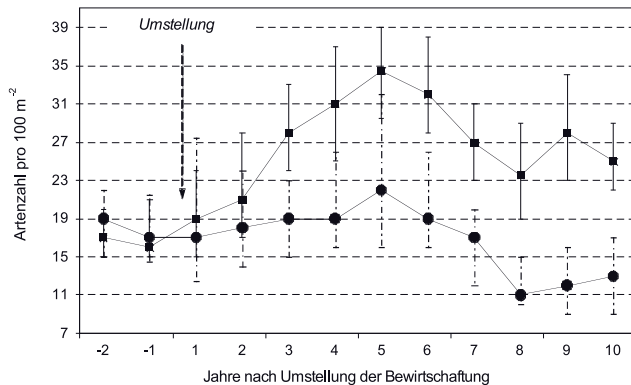


Abbildung 1: Entwicklung der Zahl von Pflanzenarten auf 10 x 10 m großen Probestellen zehn Jahre nach Umstellung auf ökologischen (n) und integriert-bodenschonenden (l) Landbau auf der FAM-Versuchsstation Scheyern (Median mit 25%- und 75%-Quartilen). Berücksichtigung aller angebauten Kulturen außer Klee gras und Einsaatbrachen. ALBRECHT et al. 2008; ergänzt)

vorgeschlagen. Da die FAM-Versuchsstation Scheyern in einer Hügellandschaft mit einem hohen Anteil erosionsanfälligen Lösslehmböden liegt, war der Erosionsschutz ein weiteres wichtiges Ziel der dortigen integrierten Bewirtschaftung (AUERSWALD et al. 2000). Zu diesem Zweck wurde die wendende Grundbodenbearbeitung mit dem Pflug hier durch eine flache Bearbeitung mit Grubber und Rototiller ersetzt. Unter diesen Bedingungen stieg die Artenzahl in den ersten fünf Umstellungsjahren von 17 auf 22,5 pro 100m² an, ging allerdings dann bis zum 10. Jahr nach der Umstellung auf 13 zurück (Abbildung 1). Diese insgesamt rückläufige Artenvielfalt lässt sich dadurch erklären, dass sich bei nicht wendender Bodenbearbeitung die Wildpflanzensamen an der Bodenoberfläche angereichert hatten. Konsequenz ist, dass mehr „Unkräuter“ aufgelaufen sind und die Regulierung nach dem Schadschwellenprinzip intensiviert werden musste. Dies führte offensichtlich zu einem deutlichen Rückgang der Artenvielfalt (ALBRECHT et al. 2008). Auch bei der bundesweit gefährdeten Art *Legousia speculum-veneris* kam es zum Rückgang. Als winterannuelle Sippe ist sie voll von der verstärkten Wildkrautregulierung betroffen. Die auf regionaler Maßstabsebene gefährdete Sippe *Sherardia arvensis* hat dagegen signifikant zugenommen. Als Art, die erst im Spätsommer ausreift, wird *S. arvensis* (SCHNEIDER et al. 1994) kaum noch von der Unkrautbekämpfung tangiert. Sie hat vermutlich vom Wegfall der Bodenbearbeitung nach der Ernte profitiert.

Generell ist die Höhe der wirtschaftlichen Schadschwellen stark abhängig vom Ertragsniveau, vom Marktpreis der Kulturpflanzen und von den Behandlungskosten. Letztere sind bei einfachen Herbiziden so niedrig, dass sich eine Behandlung fast immer rentiert. Da viele seltene Arten als Winterannuelle der Behandlung nicht entgehen können und auch auf einfache Herbizide zumeist empfindlich reagie-

ren (WILSON 1990, ALBRECHT & MATTHEIS 1998), sind die Chancen für die Erhaltung seltener Ackerwildpflanzen in integrierten Systemen auch ohne reduzierte Bodenbearbeitung gering.

Fallen Ackerflächen aus der Nutzung, führt die ungestörte Entwicklung aus dem Diasporenvorrat in Verbindung mit der Zuwanderung ausbreitungsfreudiger Pflanzen wie Löwenzahn in den ersten Jahren nach der Flächenstilllegung oft zu einem starken Anstieg der Artenzahlen (Abbildung 2). Da die annualen Acker-

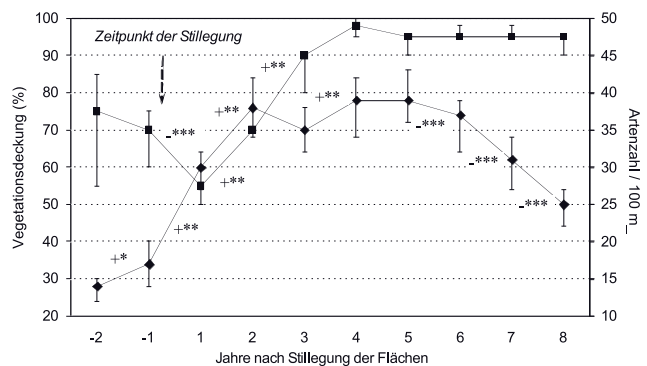


Abbildung 2: Veränderung der Vegetationsdeckung (n) und der Artenzahl (u) auf 23 je 10 x 10 m² großen Probestellen acht Jahre nach Aufgabe der Ackernutzung (Median mit 95%-Vertrauensintervall). Mit dem Friedman-Test wurde geprüft, ob sich die Artenzahl generell verändert hat ($P < 0.001$), der Wilcoxon-Test diente zur Prüfung von Unterschieden zwischen den einzelnen Jahren

wildpflanzen bei zunehmender Bestandesdeckung Probleme bekommen, sich jährlich neu zu etablieren, kommt es bei fortschreitender Sukzession wieder zum Rückgang der Artenvielfalt. Diasporenbankanalysen, die parallel zur Bestandesuntersuchung (Abbildung 2) durchgeführt wurden, belegen, dass ab dem 5. Stilllegungsjahr auch der Diasporenvorrat im Boden zurückging (ALBRECHT 2004). Auch die Rote-Liste-Arten, die vom 1. bis 5. Brachejahr in der Diasporenbank nachgewiesen werden konnten, wurden im 6. Brachejahr dort nicht mehr gefunden. Diese Ergebnisse stehen im Widerspruch zu Beobachtungen von WÄLDCHEN et al. (2005), die auf ehemaligen Ackerflächen Jahrzehnte nach der Stilllegung noch Samen gefährdeter Ackerpflanzen durch Umgraben zur Keimung aktivieren konnten. Ein Faktor, der diese Unterschiede erklären kann, ist, dass die Diasporen in den eigenen Untersuchungen erst nach Brachebeginn gebildet wurden. Sie fielen folglich nach dem Abreifen auf die Bodenoberfläche, wo sie starken Keimreizen und einem hohen Mortalitäts- und Prädationsrisiko ausgesetzt waren. Auf den Flächen von WÄLDCHEN et al. wurden die neu gebildeten Diasporen dagegen bis zur Stilllegung regelmäßig in den Boden eingearbeitet. Dort herrschten durch Lichtabschluss und ausgeglichene Umweltbedingungen wesentlich günstigere Bedingungen für die Entwicklung einer dormanten Diasporenbank.

Für das Artenschutzmanagement bedeutet dies, dass längere Brachephasen nur dann zur Erhaltung seltener Ackerwildkräuter beitragen, wenn die Zielarten schon vor der Stilllegung ausreichende Diasporenvorräte im Boden aufgebaut haben. Befinden sich die meisten Diasporen an der Bodenoberfläche, sollte die Fläche nach zwei bis fünf Jahren wieder einer geregelten Ackernutzung zugeführt werden. WALDHARDT (1994) und TSCHARNKE et al. (1996) zeigen, dass sich auch die Einsaat von Klee-Gras-Gemengen und anderen konkurrenzkräftigen Deckfrüchten negativ auf die Diversität der Wildpflanzen in Bracheäckern auswirkt.

Ein generelles Problem solcher in die Produktion integrierter Schutzmaßnahmen ist, dass die Ackerwildpflanzen dabei mit den Kulturen um Ressourcen konkurrieren. Artenreiche Bestände sind in der Regel wiederum auch so individuenreich, dass sie deutliche Ertragsverluste verursachen. Deshalb besteht für den Landwirt ein latenter Anreiz, diese Balance zugunsten des Ertrags zu verschieben. Vor allem für die Erhaltung stark gefährdeter Arten und Artengemeinschaften reicht der integrierte Artenschutz deshalb oft nicht aus und gezielte Schutzmaßnahmen werden erforderlich.

3. Artenschutzvorrangflächen

Zur Erhaltung seltener Sippen hat man in vielen Botanischen Gärten, Freilichtmuseen und Genbanken Erhaltungskulturen von Ackerwildpflanzen angelegt, wo der Fortbestand durch regelmäßige Pflege sichergestellt wird (SCHMITZ & GÖTZ 2004). Viele dieser Bestände dienen neben dem Artenschutz auch dem Naturerleben und der Umweltbildung. Da eine Veränderung der Standort- und Konkurrenzbedingungen zu einer genetischen Differenzierung gegenüber den Ackerpopulationen führen kann, ist der Anbau kompletter Ackerphytozönosen – also auch in Verbindung mit Feldfrüchten (Kulturarten) – dabei der Einzelkultur vorzuziehen. Unter Artenschutzgesichtspunkten erscheint die Erhaltungskultur „ex-situ“ vor allem dann sinnvoll, wenn der Fortbestand am ursprünglichen Standort nicht gesichert werden kann.

Häufig genannte Ziele bei der Anlage von „Buntbrachen“ und „Blühstreifen“ sind die Verbesserung des Nahrungsangebotes für blütenbesuchende Insekten, eine Verbesserung der Habitatqualität für die Tierwelt, die Förderung von Nützlingen, die Unterdrückung schädlicher „Unkräuter“ und eine Erhöhung der Attraktivität des Landschaftsbildes. Zu diesem Zweck werden in der Regel Mischungen attraktiv blühender Kulturpflanzen wie Phacelia, Esparsette, Malve oder Sonnenblume eingesetzt. Für den Artenschutz von Ackerwildpflanzen ist diese Entwicklung eher nachteilig, da entsprechende Maßnahmen oft mit dem Segetalartenschutz um Flächen und Fördermittel konkurrieren. Zudem unterdrücken die Blühstreifen Wildkräuter teilweise sogar effektiver als

Ackerkulturen (van ELSSEN & HOTZE 2006). Gelegentlich werden auch attraktiv blühende Ackerwildpflanzen wie Kornblume, Kornrade oder Mohn mit eingebracht. Problematisch ist dies vor allem dann, wenn Saatgut unbekannter Herkunft Verwendung findet. Deren Bestände können sich mit heimischen Populationen vermischen und so die intraspezifische Diversität nivellieren. Im Extremfall werden die heimischen Populationen sogar verdrängt. Potentiell eignet sich diese Maßnahme auch zur Erhaltung von autochthonen Ackerwildpflanzenbeständen. Informationen über Chancen und Risiken solcher Ansaaten geben van ELSSEN & HOTZE (2008).

Bei den Ackerrandstreifenprogrammen macht man sich zu Nutze, dass Ackerwildpflanzen am Feldrand durch ein günstiges Lichtangebot und eine geringere Bewirtschaftungsintensität bessere Entwicklungschancen haben als im Feldinneren. Um diesen Randeffect zu fördern, bleibt ein Streifen von mehreren Metern Breite zwar in der ackerbaulichen Nutzung, auf Maßnahmen, die der Erhaltung der Ackerwildpflanzen entgegenwirken (Herbizidbehandlungen, hohe Dünger- und Saatenmengen) wird aber gegen eine finanzielle Entschädigung verzichtet. Die großen Erfolge des entsprechenden Pilotprogrammes von Schumacher (1980) in Nordrhein-Westfalen führten dazu, dass alle Bundesländern Randstreifenprogramme einführen. Deren Anteil erreichte 1989 0,1% der gesamten Ackerfläche (SCHNEIDER et al. 1994). Bei Erfolgskontrollen wurde festgestellt, dass die Artenzahlen auf diesen Streifen deutlich zunahmten und viele seltene, teilweise sogar verschollen geglaubte Arten wieder auftraten. So wurden in Niedersachsen 45 (SCHACHERER 1994), in Nordrhein-Westfalen 43 (FRIEBEN 1995), in Rheinland-Pfalz 47 (OESAU & JÖRG 1994) und in Oberbayern 23 (MATTHEIS & OTTE 1994) Arten der Roten Liste in Ackerrandstreifen nachgewiesen. Allerdings führte das Nebeneinander von Artenschutz und Produktion innerhalb einer Ackerfläche auch immer wieder zu Problemen. So verzeichneten MATTHEIS & OTTE (1994) bei Kontrolluntersuchungen in 30% aller analysierten Ackerrandstreifen Vertragsverstöße. Durch solche Umsetzungsprobleme, einen zunehmenden bürokratischen Aufwand durch EU-Kofinanzierung (WHITFIELD 2006), Konkurrenz anderer Programme und ungünstige finanzielle Rahmenbedingungen haben diese Förderprogramme ab Mitte der 1990er Jahre stark an Bedeutung verloren (Wicke 1998).

Im Gegensatz zu den Randstreifen genießt der Artenschutz in „Feldflorenereservaten“ und „Schutzäckern“ auf der gesamten Ackerfläche Vorrangfunktion. So werden Abgrenzungsprobleme durch divergierende Nutzungsziele innerhalb einer Bewirtschaftungseinheit vermieden. Ein inhaltlicher Unterschied zwischen diesen beiden flächigen Schutzgebietstypen besteht darin, dass in vielen der bestehenden Feldflorenereservate Arten aus der Umgebung gesammelt und

eingebraucht wurden. In den neu konzipierten Schutzäckern sollen dagegen regional typische Bestände der Adonisröschen-, Lämmersalat-, Sandmohn- und Weinbergslauch-Gesellschaft in ihrem naturräumlichen und bewirtschaftungsgeschichtlichen Kontext erhalten und im Rahmen eines bundesweiten Netzes gesichert werden (MEYER et al. 2008). Wichtige Elemente dieses Konzeptes sind eine langfristig gesicherte Finanzierung, eine regelmäßige naturschutzfachliche Betreuung und eine mit den beteiligten Landwirten auf die jeweilige Artenkombination ausgerichtete Bewirtschaftung. Am 10. Juli 2009 wurde auf der Sandharlander Heide im Landkreis Kehlheim der erste Schutzacker in Bayern offiziell präsentiert und im Landkreis Coburg und im Lechtal bei Augsburg sind unter Federführung des Landesbundes für Vogelschutz weitere Schutzäcker geplant (KRETTINGER 2009). Generell ist das Schutzacker-Konzept auch gut vereinbar mit den Richtlinien des ökologischen Landbaus, in denen Herbizidverzicht und eine reduzierte Stickstoff-Düngung verankert sind. Bei einer entsprechenden Kombination müsste jedoch eine spezifische Anpassung von Fruchtfolgegestaltung, Bodenbearbeitung und mechanischer Beikrautregulierung auf das Schutzziel Ackerwildkräuter vorgenommen werden.

Wenn seltene Arten in einem Naturraum zwar noch vorkommen, diesen Restvorkommen aber durch Intensivierung der Bewirtschaftung oder andere Maßnahmen (zum Beispiel Überbauung, Kiesabbau) langfristig die Extinktion droht, kann eine naturrauminterne Übertragung an Ackerstandorte mit günstigeren Überlebensbedingungen die gefährdeten Populationen sichern. Gegenüber der Erhaltungskultur hätte dies den Vorteil, dass die übertragenen Populationen zusammen mit anderen Wildpflanzen



Abbildung 3: Der Schutz floristischer Kostbarkeiten wie der seit 130 Jahren in Europa verschollen geglaubten Armeleuchteralge *Chara baueri* aus einer temporär überfluteten Ackersenke in Brandenburg (RAABE 2009) bedarf angepasster Maßnahmen. So sichern Ausgleichszahlungen, dass die Fläche gepflegt aber nicht mit Herbiziden und Düngemitteln behandelt wird. Eine eingebrochene Drainage wird nicht erneuert

bei regulärer ackerbaulicher Nutzung gedeihen könnten. Im Idealfall würden die Standortbedingungen also nur unwesentlich modifiziert und lediglich die negativen Umwelteinflüsse wären reduziert.

Entsprechende Versuche zur Übertragung solcher Populationen wurden in den Naturräumen südliche Frankenalb und Münchner Ebene durchgeführt. In beiden Gebieten sind in den letzten Jahrzehnten zahlreiche Standorte seltener und gefährdeter Arten durch Intensivierung verloren gegangen. Spenderflächen waren das vom Heideflächenverein Münchner Norden e.V. im Jahr 1999 eingerichtete und unterhaltene Feldflorenereservat Kastnergrube (Landkreis Freising) und die von der Unteren Naturschutzbehörde des Landkreises Eichstätt betreuten Schutzäcker am Pfeimberg bei Titting (siehe SIEBEN & OTTE 1992). Die Populationen wurden auf Äcker eines Ökolandbau-Betriebes (Bioland) bei Pulling (Landkreis Freising) bzw. auf die eines biologisch bewirtschafteten Betriebes (Naturland) in Bieswang (im Landkreis Weißenburg-Gunzenhausen) übertragen. Die Spender- und Empfängerflächen lagen maximal 20 Kilometer voneinander entfernt. Die Entnahme von Wildkrautsamen aus den Spenderflächen erfolgte mit Zustimmung der Naturschutzbehörden. Die Samen wurden im Sommer 2007 gesammelt. Im Herbst 2007 wurden auf die Zielflächen der Münchner Ebene (zwei Versuchsflächen von je 100m²) kurz nach der Aussaat von Winter-Roggen Samen von *Silene noctiflora*, *Consolida regalis* und *Buglossoides arvensis* ausgebracht. Bereits vor der Winter-Roggen-saat hatte der Betrieb eine von ihm selbst entwickelte Mischung aus Gras- und Kleearten sowie Wiesenkräutern ausgebracht (BAUN et al. 2009), mit dem Ziel, den Humusgehalt zu erhöhen und die Durchwurzelung des Ackerbodens zu verbessern. Auf die Versuchsfläche der südlichen Frankenalb (ebenfalls 100m²) wurden unmittelbar nach der Saat von Winter-Spelzweizen (Dinkel) Samen von *Silene noctiflora*, *Consolida regalis*, *Melampyrum arvense*, *Neslia paniculata*, *Phleum paniculatum*, *Valerianella dentata* und Bulbillen von *Allium vineale* eingesät. Auf den Ansaatparzellen wurden vor der Einsaat und 2008 und 2009 jeweils im Frühling (Mitte Mai) und im Sommer (Anfang Juli) Vegetationsaufnahmen gemacht, bei denen aufkommende Exemplare der Zielarten einzeln gezählt wurden.

Bei allen untersuchten Arten und Herkünften wurden Keimfähigkeitstests (ANDERSEN 1968, GÜNTER 1997) an jeweils zweimal 100 Samen durchgeführt. Unter den Populationen der Münchner Ebene erreichten *Consolida regalis* (60%) und *Buglossoides arvensis* (85%) hohe Keimraten, bei *Silene noctiflora* keimten nur 32% der Samen. Bei den Samenherkünften der südlichen Frankenalb hatten *Phleum paniculatum* und *Allium vineale* mit je 100% und *Valerianella dentata* mit 75% gute bis sehr gute Auflaufferfolge. Die Samen von *Melampyrum arvense* verpilzten zwar



Abbildung 4: Das deutschlandweit stark gefährdete Rispensieschgras (*Phleum paniculatum*) vom Pfeimberg bei Titting (Landkreis Eichstätt, Bild) konnte auch zwei Jahre nach der Übertragung noch auf der Zielfläche nachgewiesen werden

stark, keimten aber nach sechs Monaten doch noch zu 48%. Bei *Consolida regalis* keimten 20% der Samen dieser Herkunft, bei *Silene noctiflora* nur 1,5% und *Neslia paniculata* zeigte keinen Keimerfolg. Ursache dafür war vermutlich, dass die Samen zum Sammelzeitpunkt noch nicht die optimale Reife erlangt hatten.

Vor der Ansaat war keine der Zielarten auf den Untersuchungsflächen vorhanden gewesen. Auf den Parzellen der Münchner Ebene erreichte der Kulturpflanzenbestand aus Roggen und einer Feldfutter-Untersaat 2008 eine Bodenbedeckung von fast 100%. Bei den Vegetationsaufnahmen konnten nur in einer der beiden Parzellen drei Exemplare von *Consolida regalis* gefunden werden, in der anderen Parzelle wurden keine der gesäten Arten nachgewiesen. 2009 wurde die 2007 gesäte Futtermischung in beiden Parzellen Hauptfrucht. Dort war keine der eingesäten Arten mehr zu finden. Auf der Südlichen Frankenalb wurden im Sommer 2008 ca. 50 Exemplare von *Consolida regalis*, 30 von *Silene noctiflora*, 25 von *Melampyrum arvense*

und eines von *Neslia paniculata* gezählt. Die mit Dinkel eingesäte Parzelle war mit einer Bodenbedeckung von 30% sehr licht. Auf eine mechanische Beikrautregulierung (Striegeln) wurde verzichtet. 2009 wurde mit einer Klee-Gras-Einsaat trotz verringerter Saatstärke eine Kulturdeckung von 80% erzielt. Unter diesen Bedingungen konnten im Sommer 2009 noch vier Exemplare von *Consolida regalis*, sieben von *Melampyrum arvense* und zwei von *Phleum paniculatum* nachgewiesen werden. *Allium vineale* und *Valerianella dentata* wurden weder 2008 noch 2009 beobachtet, *Silene noctiflora* und *Neslia paniculata* wurden nur in dem Jahr mit Klee-Gras-Anbau (2009) nicht gefunden.

Die Ergebnisse der ersten beiden Untersuchungsjahre zeigen, dass im Wesentlichen zwei Faktoren zum Erfolg einer naturrauminternen Übertragung seltener Arten beitragen. Zum ersten müssen die Samen die Möglichkeit haben zu keimen, zum zweiten müssen sich aufgelaufene Keimlinge auch etablieren können. Eine Etablierung der Keimlinge ist nur möglich, wenn sie nicht durch mechanische Regulierungsmaßnahmen entfernt werden. Im Jahr der Einsaat und auch im darauf folgenden Frühjahr sollte deshalb auf Striegel und Hacke verzichtet werden. Um einen möglichst guten Etablierungserfolg der Keimpflanzen zu erzielen, ist es wichtig, die Konkurrenz gering zu halten (van ELSEN & HOTZE 2008). Das Beispiel in der Südlichen Frankenalb hat im Jahr nach der Ansaat schon gute Besiedlungserfolge gezeigt. Vermutlich hätte der weitere Nachbau von Wintergetreide anstelle des Klee-Gras-Gemenges den Ackerwildkräutern noch günstigere Entwicklungsbedingungen geboten. Die vom Betrieb durchgeführte dünnere Klee-Gras-Saat und die unterlassene Mahd reichten nicht aus, um in dieser Kultur einen nennenswerten Bestand an Ackerwildkräutern zur Blüte kommen zu lassen. In zwei Jahren Wintergetreide könnten die Ackerwildkräuter eine ausreichend große Samenbank aufbauen, um eine darauffolgende Klee-Gras-Ansaat zu überstehen und in der nächsten Winterung wieder zu keimen. Das Klee-Gras sollte allerdings nur einjährig und nicht als Untersaat, sondern erst nach der Getreideernte gesät werden. Durch Optimierung der Bodenbearbeitung (Art, Zeitpunkt, verwendete Geräte) zwischen Getreideernte und Aussaat des Klee-Gras-Gemenges können möglicherweise die Bedingungen für die Überdauerung der Ackerwildkraut-Samen während der Klee-Gras-Phase optimiert werden. Untersaaten bzw. vorab oder gleichzeitig ausgebrachte Gemenge aus Ackerfrüchten und Feldfuttermischungen – wie auf den Versuchsflächen der Münchner Schotterebene – sind für die Etablierung von seltenen, meist konkurrenzschwachen Ackerwildkräutern nicht zielführend. Offenbar sind die drei im Ökolandbau wichtigen Ziele Humusmehrung, gute Bodendurchwurzelung und Erhaltung/Etablierung von seltenen Ackerwildkräutern nur schwer auf ein und derselben Fläche realisierbar.

4. Schlussfolgerungen

Die Ausführungen haben gezeigt, dass sich sowohl durch Integration des Artenschutzes in Bewirtschaftungssysteme mit vorrangiger Produktionsfunktion als auch bei Vorrang des Artenschutzes vor den Bewirtschaftungszielen Ackerwildpflanzen erhalten und fördern lassen. Unter den Systemen, die den Artenschutz in die reguläre Bewirtschaftung integrieren, wurden vor allem im ökologischen Landbau gute Erfolge erzielt. Der integrierte Pflanzenbau leistet dagegen für andere Ziele wie zum Beispiel den Schutz abiotischer Ressourcen wie Boden und Wasser erheblich mehr als für die Ackerwildpflanzen. Das Instrument der Ackerbrache ist vor allem dort sinnvoll für Artenschutz Zwecke einzusetzen, wo die Zielarten vorkommen. Liegen keine entsprechenden Nachweise vor, kann es zu einer starken Zunahme schwer bekämpfbarer Arten kommen, ohne dass davon schutzwürdige Arten profitieren. Da Samen gefährdeter Arten an der Bodenoberfläche von Bracheäckern normalerweise weniger lang leben als wenn sie im Boden vergraben sind, kann deren Überleben durch wendende Bodenbearbeitung gefördert werden.

Wenn die aktuelle Bewirtschaftung den Fortbestand seltener und gefährdeter Arten nicht gewährleisten kann, werden direkte Maßnahmen zum Schutz der Ackerwildpflanzen nötig. Mit der Erhaltungskultur, Ackerwildkraut-Blühstreifen, den Ackerrandstreifen, Feldflorenereservaten und Schutzäckern wurde hierfür in den letzten Jahrzehnten ein breites Instrumentarium entwickelt. Versuche zur naturrauminternen Übertragung gefährdeter Arten haben allerdings gezeigt, dass solche Maßnahmen nur dann zum Erfolg führen, wenn Zielarten auf den Empfängerflächen wirklich günstige Entwicklungsbedingungen vorfinden.

Literatur

- ALBRECHT, H. & AUERSWALD, K. (2009): Seed traits in arable weed seed banks and their relationship to land use changes. *Basic and Applied Ecology* 10: 516-524.
- ALBRECHT, H. (1995): Changes in the arable weed flora of Germany during the last five decades. Proc. 9th EWRS-Symposium „Challenges for Weed Science in a Changing Europe“; Budapest, 10.-12.7.1995: 41-48.
- ALBRECHT, H. (2003): Suitability of arable weeds as indicator organisms to evaluate species conservation effects of management in agricultural ecosystems. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 98: 201-211.
- ALBRECHT, H. (2004): Entwicklung der Diasporenbanken in Ackerböden sechs Jahre nach der Stilllegung. *Zeitschrift für Pflanzenkrankheiten und Pflanzenschutz*, Sonderheft XIX: 49-56.
- ALBRECHT, H. (2005): Development of arable weed seed banks during six years after the change from conventional to organic farming. *Weed Research* 45: 339-350.

- ALBRECHT, H., ANDERLIK-WESINGER, G., KÜHN, N., MATTHEIS, A. & PFADENHAUER, J. (2008): Effects of land use changes on the plant species diversity in agri-cultural ecosystems. In: SCHRÖDER, P., PFADENHAUER, J. & MUENCH, J.C. (Hrsg.): *Perspectives for agroecosystem management. Balancing environmental and socio-economic demands*. Elsevier, Amsterdam/Oxford: 204-235.
- ALBRECHT, H. & AUERSWALD, K. (2009): Seed traits in arable weed seed banks and their relationship to land use changes. *Basic and Applied Ecology* 10: 516-524.
- ALBRECHT, H. & MATTHEIS, A. (1998): The effects of organic and integrated farming on rare arable weeds on the Forschungsverbund Agrarökosysteme München (FAM) research station in southern Bavaria. *Biological Conservation* 86: 347-356.
- ALBRECHT, H., MAYER, F. & MATTHEIS, A. (2000): *Veronica triphyllos* L. in the Tertiärhügelland landscape in southern Bavaria – an example for habitat isolation of a stenoeceous plant species in agroecosystems. *Zeitschrift für Ökologie und Naturschutz* 8: 219-226.
- ALFOELDI, T., FLIESSBACH, A., GEIER, U., KILCHER, L., NIGGLI, U., PFIFFNER, L., STOLZE, M. & WILLER, H. (2002): Organic agriculture and the environment. In: EL-HAGE SCIALABBA, N. & HATTAM, C. (Herausgeber): *Organic agriculture, environment and food security*. Environment and Natural Resources Series 4. Food and Agriculture Organisation of the United Nations (FAO), Rome, Italy.
- ANDERSEN, R.N. (1968): Germination and establishment of weeds for experimental purposes. W.F. Humphrey Press, Geneva, N.Y., USA.
- AUERSWALD, K., ALBRECHT, H., KAINZ, M. & PFADENHAUER, J. (2000): Principles of sustainable land-use systems developed and evaluated by the Munich Research Alliance on Agro-Ecosystems (FAM): Pethermanns Geographische Mitteilungen 144/2: 16-25.
- BECKER, B. & HURLE, K. (1998): Unkrautflora auf Feldern mit unterschiedlich langer ökologischer Bewirtschaftung. *Zeitschrift für Pflanzenkrankheiten und Pflanzenschutz*, Sonderheft XVI: 155-161.
- BRAUN, M., SCHMIDT, H. & GRUNDLER, T. (2009): Vergleich verschiedener Klee-Gras-Mischungen anhand der Wurzel- und Sprossleistung. *Schriftenreihe der Bayerischen Landesanstalt für Landwirtschaft* 7: 35-42.
- ELLENBERG, H. (1996): *Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen*. 5. Aufl. Eugen Ulmer Verlag, Stuttgart.
- FRIEBEN, B. (1995): Effizienz des Schutzprogrammes für Ackerwildkräuter. *Mitteilungen der Landesanstalt für Ökologie, Landschaftsentwicklung und Forstplanung NRW* 4/95: 14-19.
- GEROWITT, B. (1992): Dreijährige Versuche zur Anwendung eines Entscheidungsmodells für die Unkrautbekämpfung nach Schadenswellen in Winterweizen. *Zeitschrift für Pflanzenkrankheiten und Pflanzenschutz*, Sonderheft XIII: 301-310.
- GÜNTHER G (1997): *Populationsbiologie seltener Segetalarten*. *Scripta Geobotanica* 22, Goltze Verlag, Göttingen.
- KRETTINGER, B. (2009): Präsentation des ersten „Ackers für die Vielfalt“ in Bayern am 10. Juli 2009 in Kelheim. <http://www.schutzaecker.de/?Kelheim>.

- MAHN, E.-G. (2002):
Erhaltung gefährdeter Ackerunkräuter. In: ZWERTGER, P. & AMMER, H.-U. (Herausgeber): Unkraut. Ulmer, Hohenheim. S. 74-78.
- MARSHALL, E.J.P., BROWN, V.K., BOATMAN, N.D., LUTMAN, P.J.W., SQUIRE, G.R. & WARD, L.K. (2003):
The role of weeds in supporting biological diversity within fields. *Weed Research* 43: 77-89.
- MATTHEIS, A. & OTTE, A. (1994):
Ergebnisse der Erfolgskontrollen zum Ackerrandstreifenprogramm im Regierungsbezirk Oberbayern 1995-1991. Schriftenreihe der Stiftung zum Schutz gefährdeter Pflanzen 5: 56-71.
- MEISEL, K. (1985):
Gefährdete Ackerwildkräuter – historisch gesehen. *Natur und Landschaft* 60: 62-66.
- MEYER, S., LEUSCHNER, C. & Van ELSEN, T. (2008):
Schutzäcker für die Segetalflora in Deutschland – Bestandsanalyse und neue Impulse durch das Projekt „Biodiversität in der Agrarlandschaft“. *Journal of Plant Diseases and Protection, Special Issue XXI*: 363-368.
- OESAU, A. & JÖRG, E. (1994):
The pilot-project: "field margin strips" in Rheinland-Pfalz (1984-1993). In: JÖRG, E. (Herausgeber): Field margin strip programmes. Proceedings of a technical seminar held at Mainz, Germany on 25.-27.5.1994. S. 29-34.
- RAABE, U. (2009):
Chara baueri rediscovered in Germany – plus additional notes on Gustav Heinrich Bauer (1794-1888) and his herbarium. *ICGC News* 20: 13-16.
- RÖSCH, M. & HEUMÜLLER, M. (2008):
Vom Korn der frühen Jahre. Sieben Jahrtausende Ackerbau und Kulturlandschaft. Archäologische Informationen aus Baden-Württemberg 55.
- SCHACHERER, A. (1994):
Das niedersächsische Ackerwildkrautprogramm – Ergebnisse des Pilotprojektes. Schriftenreihe der Stiftung zum Schutz gefährdeter Pflanzen 5: 2-77.
- SCHEUERER, M. & AHLMER, W. (2003):
Rote Liste gefährdeter Gefäßpflanzen Bayerns mit regionalisierter Florenliste. Schriftenreihe Bayerisches Landesamt für Umweltschutz 165.
- SCHMITZ, G. & GÖTZ, T. (2004):
Mitteleuropäische Ackerwildkräuter: Zusammenstellung ökologischer Daten für eine Lebensammlung im Botanischen Garten. Bericht über ein Kooperationsprogramm des Botanischen Gartens der Universität Konstanz mit dem Kanton Thurgau.
- SCHNEIDER, C., SUKOPP, U. & SUKOPP H. (1994):
Biologisch-ökologische Grundlagen des Schutzes gefährdeter Segetalpflanzen. Schriftenreihe für Vegetationskunde 26. Bundesamt für Naturschutz, Bonn-Bad Godesberg.
- SCHUMACHER, W. (1980):
Schutz und Erhaltung gefährdeter Ackerwildkräuter durch Integration von landwirtschaftlicher Nutzung und Naturschutz. *Natur und Landschaft* 55: 447-453.
- SIEBEN, A. & OTTE, A. (1992):
Nutzungsgeschichte, Vegetation und Erhaltungsmöglichkeiten einer historischen Agrarlandschaft in der südlichen Frankenalb: Landkreis Eichstätt. Berichte der Bayerischen Botanischen Gesellschaft; Beiheft 6. München, Selbstverlag.
- THOMPSON, K., BAKKER, J.P., BEKKER, R.M. & HODGSON, J. G. (1998):
Ecological correlates of seed persistence in soil in the north-west European flora. *Journal of Ecology*, 86: 163-169.
- TSCHARNKE, T., GREILER, H.-J., DEWENTER, I., KRUESS, A., GATHMANN, A., ZABEL, J., WESSERLING, J., DUBBERT, M., KUHNHENNE, J. & VU, M.-H. (1996):
Die Flächenstilllegung in der Landwirtschaft – eine Chance für die Flora und Fauna der Agrarlandschaft? *NNA-Berichte* 2/96: 59-72.
- Van ELSEN, T. & HOTZE, C. (2008):
Die Integration autochtoner Ackerwildkräuter und der Kornrade in Blühstreifenmischungen für den ökologischen Landbau. *Journal of Plant Diseases and Protection; Special Issue XXI*: 373-378.
- WÄLDCHEN, J., PUSCH, J. & LUTHARDT, V. (2006):
Zur Diasporen-Keimfähigkeit von Segetalpflanzen. Beiträge zur Forstwirtschaft u. Landschaftsökologie 38: 145-156.
- WALDHARDT, R. (1994):
Flächenstilllegung und Extensivierung im Ackerbau – Flora, Vegetation und Stickstoff-Haushalt. *Vorländer, Siegen*.
- WHITFIELD, J. (2006):
Agriculture and environment: How green was my subsidy? *Nature* 429: 908-909.
- WICKE, G., (1998):
Stand der Ackerrandstreifenprogramme in Deutschland. Schriftenreihe Landesanstalt für Pflanzenbau und Pflanzenschutz (Mainz) 6: 55-84.
- WILSON, P.J. (1990):
The ecology and conservation of rare arable weed species and communities. PhD Thesis, University of Southampton.

Anschrift der Verfasser:

PD Dr. Harald Albrecht
Lehrstuhl für Vegetationsökologie
TU München-Weihenstephan
Emil-Ramann-Str. 6
85350 Freising
albrecht@wzw.tum.de

Dr. Franziska Mayer und Dr. Klaus Wiesinger
Institut für Agrarökologie
Ökologischen Landbau und Bodenschutz
Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft
Lange Point 12
85354 Freising
franziska.mayer@LfL.bayern.de
klaus.wiesinger@LfL.bayern.de

Ehemaliges Gleislager München-Neuaubing

Bestand, Dynamik und Schutz der Vegetation einer urbanen Verkehrsbrache

Former rail depot Munich-Neuaubing – status, dynamics and conservation of an urban traffic waste land

Harald ALBRECHT, Susan ALBERT, Elisabeth EDER, Kathrin HASLBERGER, Manuela KARP, Thomas LANGBEHN und Gabriele ANDERLIK-WESINGER

Zusammenfassung

Auf dem seit 1982 stillgelegten Gleislager München-Neuaubing wurden die oberirdische Vegetation, die Samenbank und die Samenproduktion untersucht. Dazu wurden 60 im Jahr 1996 erstellte Vegetationsaufnahmen 2008/2009 an gleicher Stelle wiederholt und 62 Probeflächen auf ihre Samenbank hin analysiert. Auf 32 Flächen wurde zudem die Samenproduktion erfasst.

Der Vergleich von Luftbildern aus dem ersten und dem 27. Brachejahr ergab eine Zunahme der phanerophytischen Gehölze von 3 % auf 24 %, was eine für urbane Brachflächen sehr geringe Sukzessionsgeschwindigkeit indiziert. Der Vergleich von Vegetationsaufnahmen aus dem 15. und 27./28. Brachejahr zeigt, dass sowohl die Gesamtdeckung als auch der Artenzahlen zugenommen haben. Gehölze und mehrjährige Arten der Magerrasen, der Fettwiesen, der Säume und der Ruderalfluren haben von der Bracheentwicklung profitiert. Zu signifikanten Abnahmen kam es bei kurzlebigen Ruderalarten und Arten offener Sand- und Kiesflächen. Die Bestände von in der Roten Liste verzeichneten Arten zeigen eine konstante oder positive Entwicklung. In der Samenbank sind viele der in der oberirdischen Vegetation rückläufigen Arten noch häufig zu finden. Zudem sind auch Neophyten im Samenvorrat wesentlich häufiger als im Bestand.

2002 wurden ein Pflege- und Entwicklungsplan und ein daran angelehntes Gestaltungskonzept für die Fläche erarbeitet. Sie sollen dazu beitragen, negative Auswirkungen angrenzender städtischer und privater Planvorhaben auf das Gleislager zu verringern. Für die vorliegende Studie wurden die dort vorgeschlagenen Maßnahmen aufgrund der Erkenntnisse aus den neuen Untersuchungen modifiziert.

Summary

The established vegetation, the seed bank and the seed production were studied in a railway depot which was abandoned in 1982. Therefore, 60 vegetation surveys sampled in 1996 were repeated in 2008/2009. Furthermore, soil seed banks were analysed at 62 sampling points and the seed production was studied at 32 sites.

A comparison of aerial photos from the 1st and the 27th year after the abandonment revealed a very slow increase in phanerophyte cover from 3 % to 24 %. Furthermore, the surveys from the 15th and 27th/28th year of undisturbed succession showed a significant increase in both species number and vegetation cover. Woody plants and perennials which are characteristic for grassland, forest edges and ruderal habitats benefited from the succession. In contrast, short-lived ruderals and species of open sands and gravel significantly decreased. Populations of species listed in the Red Data Book either remained constant or increased. Many of the species declining in the established vegetation, were frequently recovered from the seed bank samples and also the percentage of non native species was significantly increased there.

In order to reduce the negative impact of adjacent building projects, a management and development plan was worked out for the area in 2002. In the present study, the measures proposed in the plan from 2002 were advanced according to the new findings.

1. Einführung

Zwischen 1950 und 2004 ist die Siedlungsfläche in Deutschland von 7,5 % auf 12,8 % gewachsen und soll bis 2010 weiter auf 13,4 % steigen (BLUME 1992; STATISTISCHES BUNDESAMT 2003, 2004). Durch rückläufige Einwohnerzahlen, hohe Kosten für Abriss und Sanierung, divergierende Nutzungsinteressen und generelle wirtschaftliche Probleme sind dabei in vielen Städten große Industrie-, Gewerbe- und Verkehrsbrachen entstanden (MATHEY et al. 2003). Die Spontanvegetation, die sich auf solchen Flächen ansiedelt, kann einen wichtigen Beitrag zur Verbes-

serung des Stadtklimas leisten, die Belastung durch Schadstoffe und Lärm reduzieren und der Bevölkerung zur Erholung dienen (REBELE 2008). Beispiele wie das „Südgelände“ in Berlin (KOWARIK & LANGER 1994), der Frankfurter Haupt- und Güterbahnhof (BÖNSEL et al., 2000) und das Bahngelände Basel-Lörrach (BIRRER et al., 2003) zeigen, dass sich unter günstigen Bedingungen dort auch sehr vielfältige Bestände mit zahlreichen seltenen und gefährdeten Arten etablieren können, die einen wesentlichen Beitrag zur Biodiversität des urbanen Raumes leisten und für den dortigen Naturschutz von großer Bedeutung sind (REBELE & DETTMAR 1996).

Auch das Untersuchungsgebiet (folgend: UG) des ehemaligen Gleislagers in München-Neuaubing gehört aufgrund seiner Artenvielfalt und seiner hohen Zahl an seltenen und gefährdeten Arten zu diesen bundesweit bedeutsamen Stadtbiotopen. Da das dortige Arteninventar inzwischen gut dokumentiert ist (vergleiche v. BRACKEL 1998, URBAN & RUDOLPH 2001), gibt die vorliegende Arbeit dazu nur einen kurzen Überblick. Zwei Aspekte, die auf solchen Standorten bislang kaum untersucht wurden, werden dagegen ausführlich behandelt: die Sukzessionsgeschwindigkeit und das Diasporenreservoir. Die Kenntnisse zur Sukzessionsgeschwindigkeit sind sowohl für das allgemeine Management städtischer Brachen als auch für den gezielten Schutz seltener Arten wichtig. Da die Vegetation urbaner Ruderalstandorte häufigen und tiefgreifenden Störungen ausgesetzt ist (SUKOPP 2002), muss sie sich immer wieder aus dem Diasporenreservoir des Bodens und der Umgebung regenerieren. Deshalb hat für das Naturschutzmanagement urbaner Freiflächen auch die Diasporendynamik grundlegende Bedeutung. Abschließend wird ein Konzept zur Pflege- und Entwicklung für das UG vorgestellt, das neben Bereichen mit ungestörter Sukzession auch Maßnahmen zur Erhaltung und zur Förderung bestimmter Arten- und Artengemeinschaften vorsieht.

2. Lage und ehemalige Nutzung

Das 13,6 ha große UG im Südwesten Münchens war bis 1937 ein beweideter Kalkmagerrasen (Abbildung 1), danach wurde dort eine Vorrats- und Montagefläche für Eisenbahnweichen eingerichtet (PFEIFFER & LEUPOLTZ 1981). 1967 wurde die Weichenmontage wieder eingestellt und das Areal wurde Abstell- und Rangierfläche für das benachbarte Ausbesserungswerk. Im Jahr 1980 erfolgte die endgültige Schließung und der Verkauf an die Stadt München (URBAN & RUDOLPH 2001). Bei einer 1985/86 durchgeführten Kartierung der Magerrasen und nährstoffarmen Brachen Münchens wurde dem Gebiet ein überdurchschnittlich hoher naturschutzfachlicher Wert zuerkannt (BANSE & ASSMANN 1987), 1987 wird die Fläche Stadtbiotop. Weitere floristische und faunistische Erhebungen bestätigen die naturschutzfachliche Bedeutung der Fläche in den Folgejahren (URBAN & RUDOLPH 2001). Heute fungiert das Gleislager als Ausgleichsfläche für die Bebauung der benachbarten Stadtentwicklungsmaßnahme Freiham. Sie ist im Flächennutzungsplan der Stadt München von 2006 als Ökologische Vorrangfläche festgelegt.

3. Geologie, Böden und Klima

Das UG liegt im Westen des Naturraumes Münchener Schotterebene auf 535 m ü. NN. Da wasserführendes Molassematerial dort von mächtigen glazialen und postglazialen Kalkschotterpaketen überdeckt ist (GROTTENTHALER 1986), beträgt der Grund-



Abbildung 1: In den Jahren 1937/38 wurde das 1906 gegründete „Reisezugwagen-Ausbesserungswerk“ in München-Neuaubing (Vordergrund) durch ein Gleislager erweitert, wo Weichen montiert und gebrauchte Gleisteile zwischengelagert wurden. Die Abbildung zeigt den Zustand vor der Umwandlung, als die Fläche noch Teil der damals im Norden und Westen Münchens verbreiteten Kalkmagerrasen war (Foto: anonym).

wasserflurabstand im UG zwischen 10 und 14 Meter (RGU MÜNCHEN 1989). Um auf der nach Norden abfallenden Münchner Ebene einen gefällefreien Eisenbahnbetrieb zu ermöglichen, musste in großen Teilen des UGs der Oberboden abgetragen und bis zu 3 Meter in den Schotterkörper eingetieft werden. Da sich der brüchige Kalkschotter schlecht als Gleisbett eignet, wurde für die Gleistrassen zusätzlich Granitschotter aufgeschüttet. Dies bedingt einen mit 68,3 % in den oberen 10 cm ungewöhnlich hohen durchschnittlichen Skelettanteil im Boden (Mittelwert von 62 Probeflächen). Die pH-Werte lagen im Mittel bei 8,2 (H₂O-Messung). Im nördlichen Teil des UGs, der ebenerdig an die Umgebung anschließt, wurde kaum Oberboden entfernt, weshalb die dortigen Substrate mehr Feinboden enthalten. Die Jahresmitteltemperatur von 7,9 °C und eine mittlere Niederschlagsmenge von 964 mm an der Wetterstation Riem kennzeichnen das warm-gemäßigte, immerfeuchte Klima Münchens (HÄCKEL 1987).

4. Material und Methoden

4.1 Vegetationsveränderungen

Die Veränderung der Gehölzdeckung wurde durch Vergleich der Flächenanteile phanerophytischer Gehölze in Luftbildern des Stilllegungsjahres 1981 mit solchen von 2007 ermittelt (Maßstab 1:1000). Informationen über die Veränderung der Artenzusammensetzung liefern 60 Vegetationsaufnahmen, die im Sommer 1996 (dem 16. Stilllegungsjahr) von S. Albert im Rahmen einer Diplomarbeit erhoben worden waren und in den Jahren 2008 und 2009 wiederholt wurden. Bei allen Einzelarten, die bei der Erst- und Wiederholungsaufnahme an insgesamt mindestens sechs Aufnahmepunkten vorkamen, sowie bei der Gesamtartenzahl und -deckung wurde die Signi-

fikanz der Veränderung mit dem Wilcoxon-Test für paarweise verbundene Stichproben geprüft (SACHS 1992). Die pflanzensoziologische Zuordnung der Arten folgt BRANDES (2005), dort fehlende Angaben wurden ergänzt nach ELLENBERG et al. (1991).

4.2 Diasporenbank und -produktion

Zur Analyse der Diasporenbank im Boden wurden vor Vegetationsbeginn 2005 und 2006 an 62 Probenflächen je zwei Bodenwürfel mit einer Größe von 10x10x10 cm entnommen. Die Streuauflage an der Bodenoberfläche wurde zuvor entfernt. Die Diasporengehalte wurden mit der Auflaufmethode bestimmt, wobei die Samen 18 Monate Zeit bekamen zu keimen. Dazu wurden die Proben in 18 x 24 cm große Styroporschalen ausgebreitet und in einem Gewächshaus aufgestellt. Zur Stratifikation der Samen von Kältekeimern wurden Schalen im Winter für zwei Wochen ins Freie gestellt. Auflaufende Keimlinge wurden erfasst und entfernt. Um die Keimung zu stimulieren, wurden die Proben regelmäßig durchmischt und gegossen.

Im oberirdischen Bestand wurde während der folgenden Vegetationsperiode von Mai bis August monatlich die Deckung und die Samenproduktion der Einzelarten erfasst. Die Deckungsschätzung (%) erfolgte an allen 62 Probenflächen, die Samenproduktion wurde auf insgesamt 32 Probenflächen durch die Auszählung der fruchtenden Triebe pro m², die Zählung der Blütenköpfe an je 12 Trieben und die Zählung der Samen an je 10 zufällig gewählten Blütenköpfen ermittelt.

4.3 Bodeneigenschaften

Parallel zur Diasporenbankbeprobung wurden an 62 Punkten Bodenproben zur Analyse der Bodeneigenschaften entnommen. Der Skelettanteil von >2 mm wurde durch Absieben und Wiegen ermittelt. Die Konzentrationen an pflanzenverfügbarem Stickstoff (NO₃-N und NH₄-N) und Phosphor (PO₄-P) wurden durch Messung der photometrischen Extinktion in einem Wasseraufschluss mit dem Dr. Lange Küvettestest[®] bestimmt. Auch die pH-Messung erfolgten nach Wasseraufschluss.

4.4 Datenerhebung zum Pflege- und Entwicklungsplan

Um zur Erstellung eines räumlich differenzierten Pflege- und Entwicklungsplanes die naturschutzfachliche Bedeutung einzelner Bereiche herauszuarbeiten, wurden im Sommer 2002 Freilandhebungen durchgeführt. Da auf der in Sukzession befindlichen Bahnbrache mit pflanzensoziologischen Einheiten keine klare räumliche Differenzierung erreicht werden konnte, wurden bei der Kartierung auch Standort- und Strukturmerkmale sowie funktionale Artmerkmale berücksichtigt. Die gefundenen Pflanzenbestände wurden zunächst anhand ihrer Höhe und ihrer Bestandesdeckung in Strukturtypen untergliedert. Dadurch wurden gehölzdominierte Be-

stände, Areale mit dichter krautiger Vegetation und offene, nur spärlich bewachsene Bereiche differenziert. Die krautigen Bestände mit einer Deckung >30 % wurden weiter nach ihrer pflanzensoziologischen Zuordnung, nach der Dominanz der CSR-Strategietypen (GRIME et al. 1988) und hinsichtlich ihrer Stellung in der Sukzession unterschieden. Bereiche mit gut an Stress angepassten Arten wurden als „Pioniervegetation“ und „Magerrasen“ klassifiziert. In „Säumen“ und „Dichten Grasfluren“ dominierten konkurrenzverträgliche Arten und die „Ruderalfluren“ waren durch störungstolerante Sippen gekennzeichnet. Die Areale dieser Einheiten wurden anschließend kartiert und nach Präsenz, Populationsgröße und Gefährdung von Tieren und Pflanzen der Roten Liste sowie nach der Eignung als Habitat für Tiere (HOVESTADT et al. 1993) bewertet.

5. Vegetation

Eine Auswertung der Biotopkartierungsunterlagen (v. BRACKEL 1998), der Untersuchung von URBAN & RUDOLPH (2001) und der eigenen Erhebungen ergibt für das Gleislager einen Bestand von 227 Blütenpflanzenarten.

Ein Verbreitungsschwerpunkt der Gehölzbestände sind die Randbereiche des UG. Inzwischen werden aber auch der feinerdereiche nördliche Gebietsteil und Areale besiedelt, wo durch Verrottung von Eisenbahnschwellen kleinräumige Gunstandorte mit besserer Wasser- und Nährstoffversorgung entstanden sind (vergleiche Abbildung 2).

Die aufgrund höherer Feinerdeanteile günstigere Wasser- und Nährstoffversorgung im nördlichen Teil des UG kommt auch in der Zusammensetzung der krautigen Vegetation zum Ausdruck. Die Bestände werden von Konkurrenzstrategen dominiert, die sich pflanzensoziologisch den ausdauernden Ruderalfluren (*Solidago canadensis*, *Artemisia vulgaris*; Gruppe 1 in Tabelle 2), dem Wirtschaftsgrünland (*Arrhenatherum elatius*, *Achillea millefolium* und *Galium album*; Gruppe 3) und den thermophilen Säumen (*Origanum vulgare*, *Securigera varia*, *Lathyrus sylvestris*; Gruppe 6) zuordnen lassen. In den südlich angrenzenden, feinerdeärmeren Bereichen nehmen Magerrasenarten zu, wie *Potentilla tabernaemontani*, *Sanguisorba minor* und *Ononis repens*, die sich durch größere Stresstoleranz auszeichnen.

Der Süden und Westen des UG werden durch anstehende kalkhaltige Kiese und Granitschotter geprägt. Diese Substrate haben nur geringe Feinerdeanteile und auch die Bestandesdeckung der Vegetation geht zurück. Hier werden Arten der „Pioniervegetation“ häufiger (Abbildung 2). Diese sind entweder durch Stresstoleranz (*Sedum spp.*, *Thymus pulegioides*), oder als stressvermeidende Pluviotherophyten (*Arenaria serpyllifolia*, *Saxifraga tridactylites*, *Erophila verna*, *Cerastium semidecandrum*, *C. glutinosum*) an die Trockenheit der Standorte angepasst.

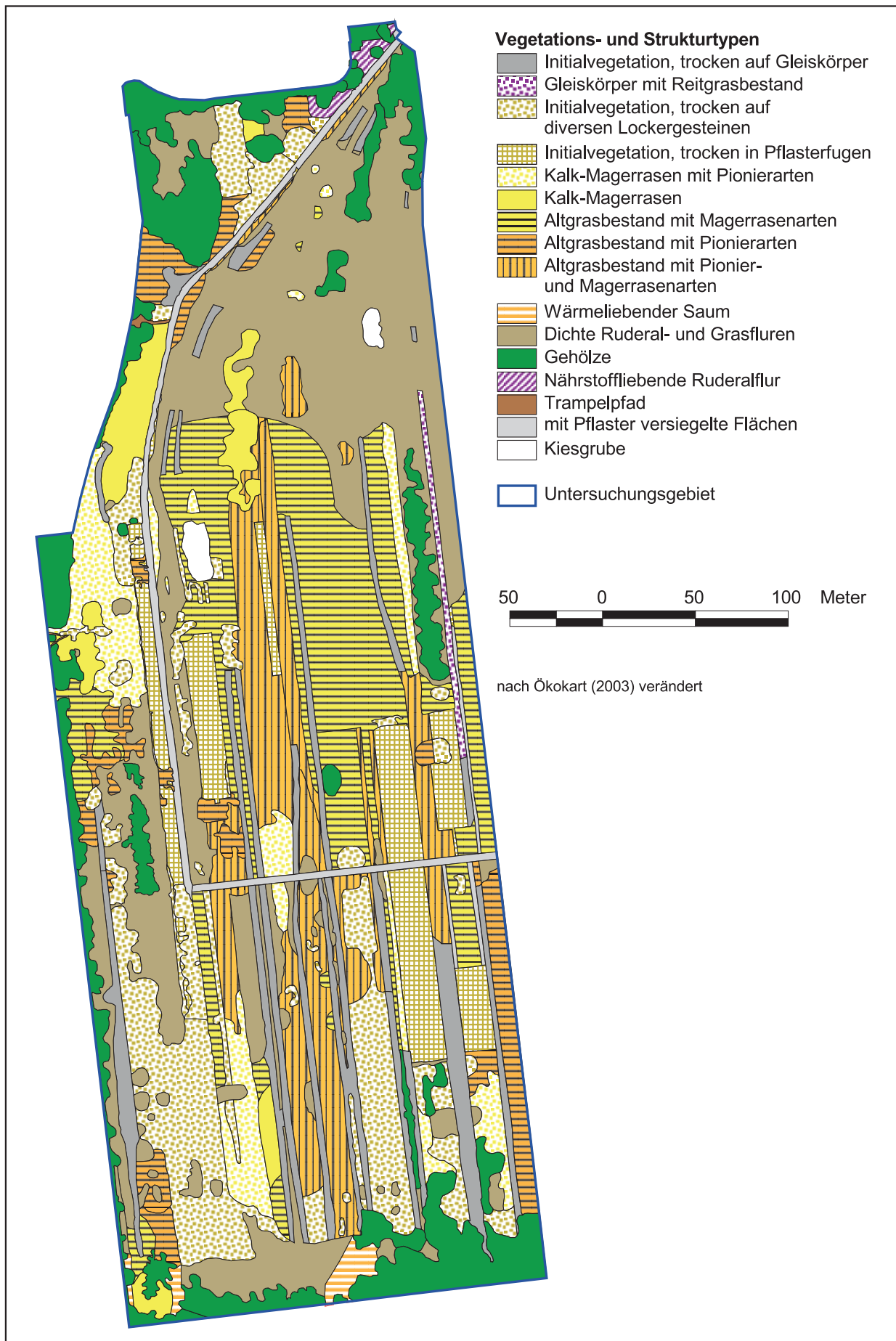


Abbildung 2: Kartierung der Vegetations- und Strukturtypen im Gleislager 2002

Pflanzensoziologisch lassen sich viele dieser Arten der Vegetation der offenen Sand-, Schutt- und Geröllfluren (Gruppe 5 in Tabelle 2) subsumieren. In den lückigen Beständen des südlichen UG sind auch floristische Kostbarkeiten zu finden wie der Thymian-Würger (*Orobancha alba*), die Zottige Fahnenwicke (*Oxytropis pilosa*, größte Population in Bayern), die Bastard-Miere (*Minuartia hybrida*) sowie das Ungarische (*Hieracium bauhini*), das Rainbewohnende (*H. arvicola*) und das Berg-Habichtskraut (*H. montanum*). Die meisten der genannten Arten gelten als kontinentaleuropäische Florenelemente. Ob sie über natürliche Ausbreitungsprozesse, Weidetiere oder über die Eisenbahn nach München gelangt sind ist unklar. In den Kalkmagerrasenresten im Süden des Gebietes haben auch einige dealpine „Schwemmlinge“ wie *Tolpis staticifolia*, *Thesium pyrenaicum* und *Epilobium dodonaei* ihre Wuchsorte. Der Fortbestand der Populationen dieser seltenen, meist konkurrenzschwachen Arten wird durch das Land-Reitgras (*Calamagrostis epigejos*) gefährdet, das sich im Süden und Südosten des Gebietes immer weiter ausbreitet und seine Bestände verdichtet („Altgrasbestände mit Pionierarten“ in Abbildung 2; vergleiche ALBRECHT et al. 2006).

Insgesamt ist das UG durch eine für urbane Ruderalstandorte ungewöhnlich hohe Zahl an Rote-Liste-Arten gekennzeichnet. Es kommen 26 Pflanzenarten vor, die für Bayern als „gefährdet“, „stark gefährdet“ oder „vom Aussterben bedroht“ gelten. 16 Sippen haben diesen Status auch bundesweit (vergleiche Tabelle 1).

Tabelle 1: Liste der auf dem Gleislager Neuaubing bei v. BRACKEL (1998), URBAN & RUDOLPH (2001) und bei eigenen Erhebungen erfassten Rote-Liste-Arten (SCHEUERER & AHLMER 2003). B: Bayern; D: Deutschland; 1: „vom Aussterben bedroht“; 2: „stark gefährdet“; 3 „gefährdet“; G: „Gefährdung anzunehmen“; D: „Daten mangelhaft“.

Artname	B	D
<i>Alchemilla glaucescens</i>		3
<i>Botrychium lunaria</i>	3	3
<i>Carex praecox ssp. praecox</i>	3	3
<i>Centaurea stoebe</i>	3	
<i>Cerastium glutinosum</i>	3	
<i>Dianthus armeria</i>	3	
<i>Hieracium aridum</i>		D
<i>Hieracium arvicola</i>	2	G
<i>Hieracium bauhini</i>	2	
<i>Hieracium caespitosum</i>	3	3
<i>Hieracium lactucella</i>		3
<i>Hieracium maculatum</i>	3	
<i>Hieracium montanum</i>	1	D
<i>Isatis tinctoria</i>	3	
<i>Medicago minima</i>	3	3
<i>Minuartia hybrida</i>	2	3
<i>Myosotis stricta</i>	3	

6. Vegetationsentwicklung nach der Stilllegung

Die Analyse von Luftbildern vom Frühjahr 1981 zeigt, dass große Teile des UG kurz nach der Stilllegung nur spärlich mit Vegetation bedeckt waren. Die Deckung phanerophytischer Gehölze betrug lediglich 3 % und konzentrierte sich auf die Gebietsränder. Eine Wiederholung mit aktuellen Luftbildern ergab, dass 27 Jahre nach der Stilllegung 24 % des UG mit Gehölzen bewachsen waren. 22 Jahre nach der Stilllegung des ehemaligen Bahnstandortes „Südgelände“ in Berlin beschreiben KOWARIK & LANGER (2005) eine Deckung von 35,5 % und weitere 10 Jahre später 69,1 %. Auf einem ehemaligen Kokereigelände in Duisburg stieg der Anteil gehölzdominierter Flächen schon vom 11. bis zum 17. Stilllegungsjahr von 34,8 % auf 60,5 % (KÖLLNER 1999). Das humide Klima und die vergleichsweise günstige Nährstoff- und Wasserspeicherkapazität von Bergematerial und Hochofenschlacke haben diese rasche Sukzession sicher begünstigt. Das Berliner Klima, das gegenüber dem Münchener deutlich geringere Jahresniederschläge und ausgeprägte Trockenphasen im Sommer aufweist, würde dagegen eine langsamere Gehölzentwicklung erwarten lassen. Für eine langsamere Gehölzentwicklung in Berlin spricht zudem, dass dort außer windverbreiteten Arten wie *Betula pendula* und *Salix spp.* auch die in Neuaubing seltene, eher ausbreitungsträge *Robinia pseudoacacia* häufig vorkommt. Es ist also anzunehmen, dass der extrem hohe Skelettanteil und der große Grundwasserabstand entscheidend zur vergleichsweise langsamen

Artname	B	D
<i>Orobancha alba</i>	2	3
<i>Orobancha gracilis</i>		3
<i>Oxytropis pilosa</i>	1	2
<i>Petrorhagia saxifraga</i>	3	
<i>Populus alba</i>	3	
<i>Potentilla incana (= arenaria)</i>	3	
<i>Potentilla pusilla</i>	G	
<i>Pyrola minor</i>	3	
<i>Sagina micropetala</i>	3	
<i>Thesium pyrenaicum</i>	3	3
<i>Teucrium botrys</i>	3	
<i>Tolpis staticifolia</i>		3
<i>Verbascum blattaria</i>	3	3
<i>Vulpia myuros</i>	3	
Gesamt (incl. G, D)	26	16

Sukzession im UG beigetragen haben. Untersuchungen von PRACH et al. (1993) an extraurbanen Ruderalstandorten in Tschechien bestätigen einen derart starken Einfluss der Substrateigenschaften auf die Sukzessionsgeschwindigkeit. Ebenso könnten dichte Bestände von *Calamagrostis epigejos* und *Solidago canadensis* die Gehölzentwicklung verzögert haben (PRACH 2007, BORNKAMM 2007), diese sind aber im UG nicht häufiger als am Berliner Südgelände. Ein weiterer Faktor, der wohl ebenfalls zur schnelleren Gehölzentwicklung in Berlin geführt hat, ist die große Länge und damit die große Oberfläche des Südgeländes. Dies erleichtert das Vordringen des randlichen Gehölzbewuchses in die Fläche.

Ein Verbreitungsschwerpunkt der Gehölzbestände sind immer noch die Randbereiche des Gleislagers, inzwischen werden auch der feinerdereichere nördliche Gebietsteil und Areale, wo durch Verrottung von Eisenbahnschwellen offenbar kleinräumige Gunststandorte mit besserer Wasser- und Nährstoffversorgung entstanden sind, besiedelt.

Genauere Informationen über die Veränderung der Artenzusammensetzung liefert der Vergleich der 60 Vegetationsaufnahmen von 1996 mit ihrer Wiederholung in den Jahren 2008 und 2009. Über den Vergleichszeitraum hinweg ist die Deckung im Mittel von 50 % auf 60 % gestiegen. 25 % der Aufnahmeflächen hatten auch im 29. Jahr nach Nutzungsaufgabe noch eine Deckung unter 40 % (vergleiche Abbildung 3a).

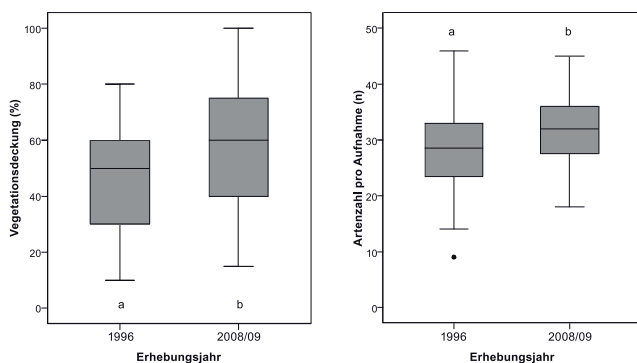


Abbildung 3a: Veränderung der Vegetationsdeckung an 60 Aufnahmeorten zwischen 1996 und 2008/09 (16. beziehungsweise 28./29. Sukzessionsjahr)

Abbildung 3b: Veränderung der Artenzahl höherer Pflanzen auf 60 Aufnahmeflächen zwischen 1996 und 2008/09 (16. beziehungsweise 28./29. Sukzessionsjahr)

Zwischen dem 16. und dem 29. Sukzessionsjahr stieg auch der Median der Artenzahl signifikant von 28,5 auf 32 pro Aufnahmefläche an (Abbildung 3b). Viele der Arten, die von dieser Veränderung profitierten, lassen sich pflanzensoziologisch dem Wirtschaftsgrünland (Gruppe 3 in Tabelle 2), den thermophilen Säumen (Gruppe 6) und den ruderalen Quecken- und Flutrasen (Gruppe 2) zuordnen oder sind wie *Calamagrostis epigejos* und *Agrostis capillaris* gesell-

schaftsvage (Gruppe 9). Bei den Gehölzen (Gruppe 7) haben *Betula pendula*, *Cornus sanguinea*, *Cotoneaster horizontalis*, *Pinus sylvestris*, *Quercus robur*, *Rosa canina*, *Rubus caesius* und *Ulmus glabra* zugenommen. Andere Gehölze zeigen keine signifikanten Veränderungen. Unverändert blieben auch die Bestände von Grünlandarten wie *Plantago lanceolata* und *Taraxacum officinale*, die als Rosettenhemikryptophyten von einer zunehmenden Bestandesdichte nicht begünstigt werden. Bei den meisten Arten der ausdauernden Ruderalgesellschaften (Gruppe 1) kam es zu keiner Veränderung oder, wie bei den kurzlebigen Arten *Erigeron annuus*, *Erysimum hieraciifolium* agg., *Oenothera biennis* und *Pastinaca sativa*, sogar zu starken Abnahmen. Lediglich *Melilotus albus*, *Centaurea stoebe* und *Solidago canadensis* (letztere wird inzwischen durch Mahd bekämpft) verzeichneten Zunahmen. Eine weitere Artengruppe, die unter der fortschreitenden Sukzession gelitten hat, sind die Kennarten offener Sand-, Schutt- und Geröllfluren (Gruppe 5). Viele dieser Sippen zeigen entweder unveränderte oder – im Falle von *Arenaria serpyllifolia*, *Galeopsis angustifolia*, *Herniaria glabra* und *Trifolium campestre* – abnehmende Häufigkeiten. In dieser Gruppe konnten nur *Petrorhagia saxifraga* und *Hieracium piloselloides* zunehmen. Günstiger verlief die Entwicklung für Arten der Kalkmagerrasen (Gruppe 4). Bei fast allen Arten dieser Gruppe wurde eine konstante bis zunehmende Verbreitung diagnostiziert.

Dass Gehölze sowie konkurrenzstarke Saum- und Grünlandarten im Zuge der Sukzession auf urbanen Ruderalstandorten zunehmen, während kurzlebige und lichtbedürftige Arten zurückgehen, ist unter anderem durch BORNKAMM (2007) aus einem Langzeitversuch in Berlin belegt. Weniger bekannt ist, dass auch die Sippen der Kalkmagerrasen von der Entwicklung profitieren während die meisten der ausdauernden Ruderalarten stagnieren oder sogar deutlich zurückgehen.

Vier der seltenen und gefährdeten Arten waren im UG so häufig, dass sich Aussagen über ihre Entwicklung statistisch absichern lassen. Demnach haben *Centaurea stoebe* und *Petrorhagia saxifraga* signifikant zugenommen und *Minuartia hybrida* und *Teucrium botrys* blieben unverändert. Auch weniger häufig gefundene Rote-Liste-Arten blieben weitgehend konstant. Insgesamt zeichnet sich somit für die Bestandesentwicklung der gefährdeten Arten bislang eine positive Tendenz ab. Eine Bedrohung für die seltenen Arten stellt vor allem *Calamagrostis epigejos* dar. Die Art wurde bei den Vergleichsuntersuchungen in 93 % aller Aufnahmeflächen nachgewiesen und hat hochsignifikant zugenommen. Ihre Deckung betrug im Mittel 9 %. Die anspruchslose Art (REBELE & LEHMANN 2001) siedelt schwerpunktmäßig auf den feinerdearmen Standorten im Süden des Gleislagers, wo auch die seltenen Arten ihre

Hauptverbreitung haben. Ihnen könnte langfristig das gleiche Schicksal drohen wie den Wildpflanzenpopulationen ungarischer Magerrasen, deren Arten sich bei zunehmender Beschattung durch *Calamagrostis epigejos* nicht mehr regenerieren können (SOMODI et al. 2008).

Der Anteil von Neophyten an der Artenzahl pro Aufnahme lag 2008/09 im Mittel bei 4,2 %, ihr Deckungsanteil betrug durchschnittlich 6,1 %. In der Entwicklung verhalten sich die einzelnen Arten sehr unterschiedlich: *Solidago canadensis* und *Cotoneaster horizontalis* haben signifikant zugenommen, während *Oenothera biennis* und *Erigeron annuus* rückläufige Tendenzen aufweisen. Eine Erklärung für die unterschiedliche Entwicklung der Arten liefern deren Lebenszyklen: *S. canadensis* und *C. horizontalis* sind ausdauernd, *E. annuus* und *O. biennis* zweijährig (KLEYER et al. 2008). Im Zuge der Sukzession profitieren vor allem die ausdauernden Sippen, die sich nicht regelmäßig aus der Diasporenbank regenerieren müssen.

Tabelle 2: Einzelartveränderungen von 1996 bis 2008/09. Die pflanzensoziologische Zuordnung folgt der von BRANDES (2005) für Eisenbahnanlagen vorgeschlagenen Klassifikation. Die Veränderungen wurden berechnet, indem die Zahl der Flächen mit zunehmender Artmächtigkeit der Zahl an Abnahmen gegenübergestellt wurde. Signifikant waren diese Veränderungen dann, wenn nach dem Wilcoxon-Test für zwei verbundene Stichproben die Zu- oder Abnahmen mit einer Irrtumswahrscheinlichkeit von $p < 0,05$ von einer Zufallsverteilung abwichen. Signifikanzniveaus: *: $0,05 > p > 0,01$; **: $0,01 > p > 0,001$; ***: $p < 0,001$. Die Artbezeichnung folgt WISSKIRCHEN & HAEUPLER (1998). Bei Taxa, die häufig in schlecht bestimmbar Zustand angetroffen wurden, sind nur die Gattungen angegeben.

Pflanzensoziologische Gruppen: Gruppe 1 = Ausdauernde Ruderalfluren (Artemisietea); Gruppe 2 = Ruderale Quecken- und Flutrasen (Agropyreteae, Agrostietea stoloniferae); Gruppe 3 = Wirtschaftsgrünland (Molinio-Arrhenathereteae); Gruppe 4 = Kalkmagerrasen (Festuco-Brometeae); Gruppe 5 = Offener Sand-, Schutt- und Geröllfluren (Sedo-Sclerantheteae, Thlaspieteae); Gruppe 6 = Thermophile Säume (Trifolio-Geranieteae); Gruppe 7 = Gehölzformationen; Gruppe 8 = andere Gesellschaften; Gruppe 9 = gesellschaftsvage Arten

Art	Soz. Gruppe	Veränderung	Stetigkeit 2008/09 (%)
<i>Achillea millefolium</i> agg.	3	+**	14
<i>Acinos arvensis</i>	5	n.s.	12
<i>Agrimonia eupatoria</i>	6	n.s.	37
<i>Agrostis capillaris</i>	9	+*	32
<i>Agrostis stolonifera</i>	2	+*	32
<i>Anthyllis vulneraria</i>	4	n.s.	4
<i>Arenaria serpyllifolia</i>	5	-*	4
<i>Arrhenatherum elatius</i>	3	+**	82
<i>Artemisia vulgaris</i>	1	n.s.	37
<i>Betula pendula</i>	7	+*	34
<i>Buphtalmum salicifolium</i>	8	+*	37
<i>Calamagrostis epigejos</i>	9	+***	45
<i>Campanula rotundifolia</i>	4	+*	30

Art	Soz. Gruppe	Veränderung	Stetigkeit 2008/09 (%)
<i>Cardaminopsis arenosa</i>	5	n.s.	22
<i>Carex ornitopoda</i>	8	n.s.	32
<i>Carlina vulgaris</i>	4	+***	17
<i>Centaurea stoebe</i>	1	+**	47
<i>Cerastium holosteoides</i> agg.	3	-***	22
<i>Clinopodium vulgare</i>	6	n.s.	5
<i>Cornus sanguinea</i>	7	+*	87
<i>Cotoneaster horizontalis</i>	7	+*	82
<i>Crategus spec.</i>	7	n.s.	32
<i>Crepis biennis</i>	3	n.s.	37
<i>Dactylis glomerata</i>	3	n.s.	22
<i>Daucus carota</i>	1	n.s.	52
<i>Echium vulgare</i>	1	n.s.	22
<i>Erigeron acris</i>	4	-*	35
<i>Erigeron annuus</i>	1	-***	85
<i>Erysimum hieraciifolium</i> agg.	1	-**	22
<i>Euphorbia cyparissias</i>	4	n.s.	7
<i>Festuca rubra</i>	3	n.s.	30
<i>Fragaria vesca</i>	8	n.s.	75
<i>Galeopsis angustifolia</i>	5	-*	7
<i>Galium album</i> agg.	3	+**	40
<i>Geranium robertianum</i>	1	n.s.	20
<i>Herniaria glabra</i>	5	-*	0
<i>Hieracium pilosella</i>	5	n.s.	32
<i>Hieracium piloselloides</i> agg.	5	+***	55
<i>Hypericum perforatum</i>	1*	n.s.	42
<i>Lathyrus sylvestris</i>	6	+*	22
<i>Leucanthemum vulgare</i>	3	-*	30
<i>Linaria vulgaris</i>	1	n.s.	24
<i>Lotus corniculatus</i>	3	n.s.	42
<i>Medicago lupulina</i>	4	n.s.	80
<i>Melilotus albus</i>	1	+*	75
<i>Minuartia hybrida</i>	5	n.s.	22
<i>Oenothera biennis</i> agg.	1	-**	27
<i>Ononis repens</i>	4	n.s.	55
<i>Origanum vulgare</i>	6	+**	14
<i>Pastinaca sativa</i>	1	-***	85
<i>Petrorragia prolifera</i>	5	n.s.	37
<i>Petrorragia saxifraga</i>	5	+*	22
<i>Picea abies</i>	7	n.s.	4
<i>Picris hieracioides</i>	1	n.s.	72
<i>Pinus sylvestris</i>	7	+*	32
<i>Plantago lanceolata</i>	3	n.s.	30
<i>Poa compressa</i>	2	+**	32
<i>Populus spp.</i>	7	n.s.	35
<i>Potentilla reptans</i>	2	+**	22
<i>Potentilla tabernaemontani</i>	4	n.s.	35
<i>Quercus robur</i>	7	+*	22
<i>Reseda lutea</i>	1	n.s.	4
<i>Rosa canina</i>	7	+*	75
<i>Rubus caesius</i>	7	+*	47
<i>Salix caprea</i>	7	n.s.	37
<i>Sanguisorba minor</i>	4	+***	43
<i>Securigera varia</i>	6	+*	70
<i>Sedum acre</i>	5	n.s.	25
<i>Sedum album</i>	5	n.s.	72
<i>Sedum rupestre</i> agg.	5	n.s.	80
<i>Sedum sexangulare</i>	5	n.s.	50

Art	Soz. Gruppe	Veränderung	Stetigkeit 2008/09 (%)
<i>Silene latifolia subsp. alba</i>	9	+*	82
<i>Solidago canadensis</i>	1	+*	14
<i>Sorbus aucuparia</i>	7	n.s.	5
<i>Tanacetum vulgare</i>	1	n.s.	24
<i>Taraxacum officinale agg.</i>	3	n.s.	54
<i>Teucrium botrys</i>	5	n.s.	35
<i>Thymus pulegioides</i>	5	n.s.	25
<i>Trifolium campestre</i>	5	-*	37

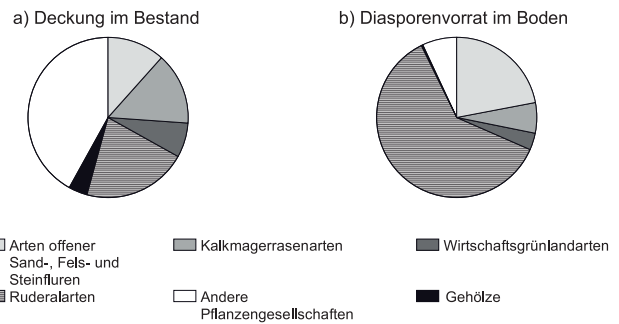


Abbildung 4: Anteile verschiedener pflanzensoziologischer Klassen (a) an der Deckung der aktuellen Vegetation und (b) am Diasporenvorrat im Boden

7. Bedeutung der „potentiellen“ Vegetation

Ein Vergleich der Deckungsanteile pflanzensoziologischer Klassen in der aktuellen Vegetation mit dem Anteil am Diasporenvorrat des Bodens zeigt, dass mit den ausdauernden Ruderalarten und den Arten der offenen Sand- und Felsstandorte vor allem diejenigen Formationen im Diasporenvorrat höhere Anteile erreichten, die in der etablierten Vegetation zurückgegangen sind (Kapitel 6). Das bedeutet, dass man durch Maßnahmen, die die Diasporenbank des Bodens aktivieren und die Konkurrenz der anderer Sippen verringert, wie zum Beispiel Schnitt oder Bodenstörung, den Anteil dieser Artengruppen im Bestand erhöhen könnte.

Ein zweites wichtiges Ergebnis ist, dass Neophyten in der „potentiellen Vegetation“ im Boden mit durchschnittlich 23,1 % einen deutlich größeren Anteil einnahmen als im aktuellen Bestand, wo ihr Deckungsanteil nur 4,5 % betrug. So wurden auch die drei häufigsten neophytischen Einzelarten *Erigeron annuus*, *Solidago canadensis* und *Oenothera biennis* in 90 %, 84 % und 53 % aller Bodenproben gefunden, im Bestand erreichten sie dagegen nur Stetigkeiten von 44 %, 50 % und 8 %. Für das Management bedeutet dies, dass Neophyten durch Maßnahmen zur Aktivierung der Diasporenbank wie zum Beispiel Bodenstörung begünstigt werden könnten.

Da die Neophyten zwar 23,1 % Anteil an der Diasporenbank haben (siehe Tabelle 3), andererseits aber nur 3,5 % zur Diasporenproduktion beitragen, sind deren große Diasporenvorräte nicht durch eine hohe Diasporenproduktion zu erklären. Ein Abgleich der gefundenen Arten mit den Angaben zur Persistenz der Diasporen (LEDA-Datenbank von Kleyer et al. 2008) zeigt, dass die gebietsfremden Arten vor allem deshalb so häufig im Diasporenvorrat vertreten sind, weil ihre Diasporen eine hohe Persistenz aufweisen. Die einheimischen Grünlandarten und Gehölze produzieren zumeist nur kurzlebige Diasporen, die trotz reichlicher Produktion schnell aus dem Bodenvorrat verschwinden und deshalb selten nachgewiesen werden.

8. Konzeption für die zukünftige Entwicklung des Gleislagers

Derzeit sind im Umfeld des Gleislagers tiefgreifende Umgestaltungsmaßnahmen geplant beziehungsweise schon realisiert: In Freiham wird direkt westlich ans Gleislager angrenzend ein Gewerbe-, Büro- und Wohngebiet gebaut, das bis zu 20.000 Einwohnern Wohnraum bieten soll. Das östlich des Planungsgebiets gelegene Eisenbahn-Ausbesserungswerk Neuaubing wird stillgelegt und ebenfalls in Gewerbe-

Tabelle 3: Anteil einheimischer, archäophytischer und neophytischer Pflanzenarten in der Deckung der etablierten Vegetation, der Diasporenproduktion und am Diasporenvorrat im Boden. Die verschiedenen Entwicklungsstadien wurden mit dem Wilcoxon-Test für zwei verbundene Stichproben paarweise verglichen

Status	Entwicklungsstadium	Anteil (%)	Signifikante Merkmalsunterschiede:	
			Diasporenproduktion	Diasporenbank
Einheimische	Deckung	90,0	< 0.001	< 0.001
	Diasporenproduktion	95,0		< 0.001
	Diasporenbank	73,8		
Archäophyten	Deckung	5,5	0.001	< 0.001
	Diasporenproduktion	1,9		n.s.
	Diasporenbank	3,1		
Neophyten	Deckung	4,5	0.012	< 0.001
	Diasporenproduktion	3,1		< 0.001
	Diasporenbank	23,1		

und Wohnraum überführt. Durch die Erschließung dieses Gebietes geht der nördliche Teil des UGs verloren. Die steigende Anwohnerdichte wird den Besucherdruck auf das Gebiet erhöhen und die Verinselung der Fläche verstärken. Um diesen negativen Einflüssen entgegenzusteuern, wurde von der Stadt München im Jahr 2002 das Büro Ökokart, München, mit einem Pflege- und Entwicklungsplan (PEPL) und das Büro Lohrer + Hochrein, Waldkraiburg, mit einem Gestaltungskonzept für das Gleislager beauftragt. Der PEPL berücksichtigt neben der pflanzlichen Ausstattung auch die naturschutzfachlich hochwertige Fauna des Gebietes (BRÄU 2000) und die sozioökonomischen Konsequenzen aus der Nutzungsänderung in der Umgebung. Im Folgenden werden auf dieser Basis und unter Berücksichtigung der neu gewonnenen Erkenntnisse Prinzipien und Managementhinweise für die zukünftige Pflege und Entwicklung des Geländes dargestellt.

8.1 Naturschutzfachliche Bewertung des Untersuchungsgebiets

Die Zusammenstellung und Bewertung der Nachweise von Tier- und Pflanzenarten im Rahmen des Pflege und Entwicklungsplanes (PEPL) bestätigt die hohe naturschutzfachliche Wertigkeit des UG als eines der aus Sicht des Artenschutzes wichtigsten Gebiete in München (ÖKOKART 2003).

Innerhalb des Gleislagers können die Bestände der frühen bis mittleren Sukzessionsstadien mit einem hohen Anteil an stresstoleranten und -vermeidenden Pflanzen die mit Abstand höchste Zahl an bedrohten und stark bedrohten Arten auf sich vereinigen. Dabei ragen die Bestände mit Kombination von Pionierarten der Fels-, Sand- und Geröllfluren mit Magerrasenarten heraus, die eine große Bedeutung für zahlreiche stark bedrohte Arten haben aber auch die Einheiten, wo die Pioniervegetation und die Magerrasenarten getrennt vorkommen. Insgesamt bestimmen Zustand und Ausdehnung dieser Typen ganz wesentlich den naturschutzfachlichen Wert des gesamten Biotopkomplexes (ÖKOKART 2003).

Bezüglich des PEPL sind folgende Momente von besonderer Bedeutung:

- (1) Die Lebensgemeinschaft des Geländes ist nicht reproduzierbar und ein Totalverlust oder eine starke Beeinträchtigung damit nicht ausgleichbar.
- (2) Die Aufrechterhaltung der Vernetzung, speziell die Anbindung an das Gleisnetz der Deutschen Bahn (DB) ist sowohl für die Erhaltung der Artenvielfalt des UG von Bedeutung als auch für vergleichbare Lebensräume im Raum München, deren wertbestimmende Arten das Streckennetz der Bahn als Ausbreitungskorridor nutzen.
- (3) Entscheidend für die wertgebende Artenanreicherung war ein ortsstabiles und kontinuierliches Angebot rohbodenreicher Standorte früher Sukzessionsstadien und regelmäßig „gestörter“ Magerrasen.

- (4) Ebenfalls bestimmend für die Entwicklung der Lebensgemeinschaft sind die kleinklimatischen Bedingungen auf dem Gelände: Das Stadtklima sowie die Struktur und Ausstattung der Fläche (hohlraumreiche Schotter, Rohboden, lückig bewachsene Areale, Versiegelungen, fehlendes bis geringes Gehölzaufkommen, West-Ost-Windführung) und ihres engeren Umfeldes.

8.2 Entwicklungsziele und Maßnahmen

Gemäß des oben dargestellten wurden für das Gebiet folgende Entwicklungsziele formuliert:

- Sicherung und Förderung der Populationen beziehungsweise Teilpopulationen vor allem bedrohter Arten, die nachweislich oder vermutlich ursprüngliche Elemente der südbayerischen Flussheiden beziehungsweise der Niederterrassenheiden der Münchener Schotterebene und deren Sukzessionsstadien sind (Pionierarten unbewachsener Kies- und Sandschüttungen, Arten der Magerrasen, trocken-warmer Säume, Gebüsche und Lichtwälder).
- Einbeziehung der xerothermophilen und nicht-invasiven, Industriebrachen und Gleisverschnittflächen besonders auszeichnenden „Neubürger“ in die Schutzbemühungen (Adventivarten/Neozoen beziehungsweise heimische Arten weit entfernter Naturräume).
- Erhaltung dieser Arten in den für den städtischen Raum typischen (und durch das Stadtklima mit bedingten) Vergesellschaftungen, die durch die enge räumliche Assoziation und Durchdringung dynamischer (und damit immer wieder rohbodenreicher) Brachen mit Magerrasen auf anthropogenen Standorten entstehen.

Prinzipiell bestehen zur Pflege der Fläche drei Möglichkeiten: Mahd, Beweidung und Zurücksetzen der Sukzession durch Eingriffe in den Oberboden beziehungsweise Schaffung von Rohbodenflächen. Das von der DB ehemals gehandhabte Freihalten der Flächen durch Spritzmitteleinsatz verbietet sich im Gebiet.

Der vermutlich erstmalige Einsatz von Mahd und/oder Beweidung auf der Fläche als alleinige Pflegemaßnahme ist kritisch zu sehen. Sie dürfte zu Veränderungen im Dominanzspektrum der Biozönose führen und dadurch höchst wahrscheinlich auch die Verdrängung besonders wertbestimmender Artenkollektive, speziell etwa solche rohbodenreicher Pionierstandorte und steppenartig licht-höherwüchsiger Staudenfluren, zur Folge haben. Ungehinderte Sukzession ist jedoch auch kein geeigneter Lösungsansatz, da die hier vorgestellten Ergebnisse ebenfalls einen Rückgang wertbestimmender Arten dokumentieren.

Eine Einschränkung der Handlungsoptionen ergibt sich aus dem Altlastenverdacht bei Eisenbahn- und Industriebrachen. Umlagerung von Material zur Schaffung von Rohbodenstandorten scheidet aus,

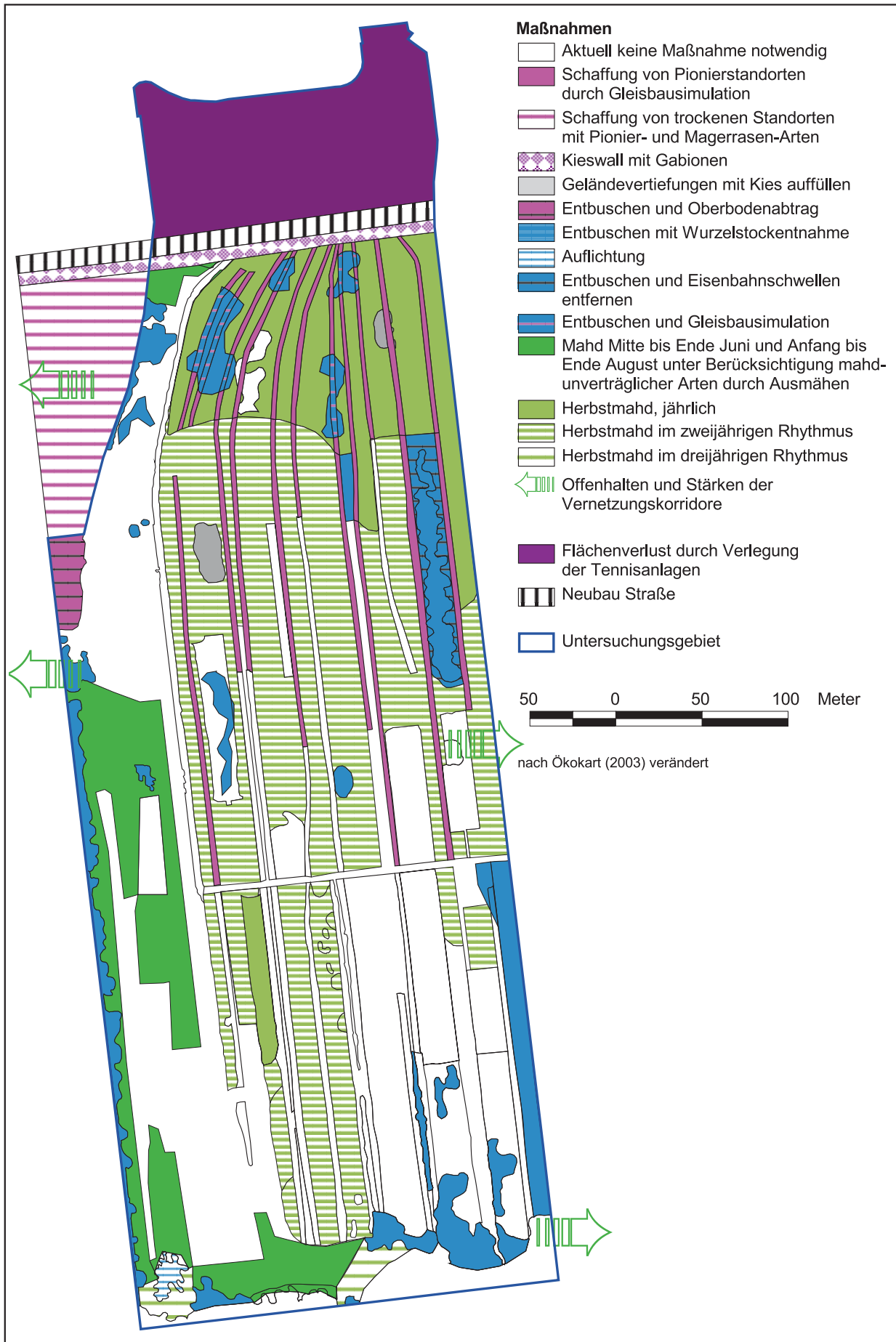


Abbildung 5: Pflege- und Entwicklungsmaßnahmen

um vorhandene Belastungen nicht zu aktivieren beziehungsweise an die Geländeoberfläche zu bringen. Da neophytische Arten in der Samenbank wesentlich häufiger sind als im Bestand, könnte eine mechanische Störung des Oberbodens zudem zu einer ungewollten Förderung problematischer Arten führen. Ebenso kritisch ist die Entfernung von Oberboden zu sehen, da hier große Mengen schwer zu entsorgenden Materials anfallen.

Eine gewisse Veränderung im Artenspektrum wird also jede der oben genannten Handlungsoptionen mit sich bringen. Um das Risiko von Artenverlusten zu minimieren wird vorgeschlagen, durch ein differenziertes Mahdregime, durch Schaffung von Rohbodenstandorten durch Oberbodenabtrag in unbedenklichen Bereichen und durch flächenhafte Überschüttung von Altlastenverdachtsflächen sowie der Entnahme von Gehölzen mit Wurzelstock den Offenlandcharakter zu erhalten und die standörtliche Dynamik in Teilen des Gebiets wieder herzustellen (Details zur Planung siehe Abbildung 5). Als wichtiges Vernetzungselement mit externen Rohbodenstandorten ist zudem eine ca. 30 m breite Schotterbahn westlich des UG geplant.

Um den angestrebten Zustand des Lebensraums auch auf Dauer zu sichern, sind auch in Zukunft Pflegeeingriffe erforderlich, die eine Kontinuität der nötigen „Störungen“ und damit das Angebot an ausgedehnten Rohbodenstandorten gewährleisten. Um geeignete Zeitpunkte für diese Eingriffe ist neben der kontinuierlichen Pflege auch ein regelmäßiges Monitoring der dominanten und der seltenen Arten erforderlich.

8.3 Gestaltungskonzept für den „Park Gleislager Neuaubing“

Um dem prognostizierten vermehrten Erholungsdruck zu begegnen, wurde vom Büro LOHRER + HOCHREIN (2003) ein Gestaltungskonzept entwickelt, das das Biotop als zukünftige Erholungsfläche „Park“ versteht. Neben Aufnahme von bahntypischen Gestaltungselementen zur vorgesehen sparsamen Möblierung der Fläche werden zur Besucherlenkung die angebotenen Wege durch Überhöhung (Nord-Süd-Wege) oder beidseitige Gräben (Ost-West-Weg) vom Gelände abgesetzt. So soll flächiges Betreten verhindert werden. Verweilmöglichkeiten mit Ausblicksmöglichkeit über das Gleislager werden an den Böschungskanten angeboten. Durch dieses Konzept kann die bisherige, unter Gesichtspunkten des Naturschutzes positive, Entwicklung fortgeführt und mit einer „sanften“, naturbezogenen Erholungsnutzung kombiniert werden.

Literatur

- ALBRECHT, H. & LANGBEHN, T. (2006): The diaspore pool in soils of urban wasteland. Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie 36: 373.
- BANSE, G. & ASSMANN, O. (1987): Magerrasen und nährstoffarme Brachflächen in München. Gutachten im Auftrag des Umweltreferates der Landeshauptstadt München. Lehrstuhl für Landschaftsökologie, TU München-Weihenstephan.
- BIRNER, S., BRODTBECK, T. & KIENZLE, U. (2003): Farn- und Blütenpflanzen (Pteridophyta und Spermatophyta). In: BURCKHARDT, B., BAUR, B., STUDER, A. (Hrsg.): Fauna und Flora auf dem Eisenbahngelände im Norden Basels. Monographien der Entomologischen Gesellschaft Basel 1: 45-71.
- BLUME, H.-P. (1992): Handbuch des Bodenschutzes. 2. Aufl. Ecomed, Landsberg.
- BÖNSEL, D., MALTEN, A., WAGNER, S. & ZIZKA, G. (2000): Flora, Fauna und Biotoptypen von Haupt- und Güterbahnhof in Frankfurt am Main. Kleine Senkenberg-Reihe 38.
- BORNKAMM, R. (2007): Spontaneous development of urban woody vegetation on differing soils. Flora 202: 695-704.
- BRANDES, D. (2005): Kormophytendiversität innerstädtischer Eisenbahnanlagen. Tuexenia 25: 269-284.
- BRÄU, M. (2000): Kommentierte Zusammenstellung von floristischen und faunistischen Daten zur Biotopfläche „Ehemaliges Gleislager Neuaubing“ auf eine Anfrage des Referates für Stadtplanung und Bauordnung (HA II/35). – Referat für Gesundheit und Umwelt der Stadt München, Stand Dezember 2000.
- DETTMAR, J., JEBINK, K. & KEIL, A. (1999): Landschaftspark Duisburg-Nord: Vorbild für den Wandel der Industrielandschaft. In: HOPPE, W. & KRONSBEIN, S. (Hrsg.): Landschaftspark Duisburg-Nord – Ökologische und landeskundliche Beiträge. Mercator-Verlag, Duisburg. 9-19.
- ELLENBERG, H., WEBER, H., DÜLL, R., WIRTH, V., WERNER, W. & PAULISSEN, D. (1991): Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. Scripta Geobotanica XVIII.
- GRIME, J. P., HODGSON, J. G. & HUNT, R. (1988): Comparative plant ecology. Unwin Hyman, London.
- GROTTENTHALER, W. (1986): Böden aus jüngeren (holozänen und spätpleistozänen) Schottern. In: BGL [= Bayerisches Geologisches Landesamt] (Hrsg.): Standortkundliche Bodenkarte von Bayern 1:50000. München-Augsburg und Umgebung. Erläuterungen: 52-55.
- GROTTENTHALER, W. (1986): Schotterebenen und Flusstäler. In: BGL: 21-22.
- HÄCKEL, E. (1987): Das Klima. In: BGL: 162-187.
- HOVESTADT, T., ROESER, J. & M. MÜHLENBERG (1993): Flächenbedarf von Tierpopulationen als Kriterien für Maßnahmen des Biotopschutzes und als Datenbasis zur Beurteilung von Eingriffen in Natur und Landschaft. Forschungszentrum Jülich GmbH, Berichte aus der ökologischen Forschung, 1: 1-277.

- KLEYER, M., BEKKER, R. M., KNEVEL, I. C., BAKKER, J. P., THOMPSON, K., SONNENSCHNEIN, M., POSCHLOD, P., Van GROENENDAEL, J. M., KLIMES, L., KLIMESKOVA, J., KLOTZ, S., RUSCH, G. M., HERMY, M., ADRIAENS, D., BOEDELTEJE, G., BOUSSUYT, B., DANNEMANN, A., ENDELS, P., GÖTZENBERGER, L., HODGSON, J. G., JACKEL, A.-K., KÜHN, I., KUNZMANN, D., OZINGA, W. A., RÖMMERMANN, C., STADLER, M., SCHLEGELMILCH, J., STEENDAM, H. J., TACKENBERG, O., WILMANN, B., CORNELISSEN, J. H. C., ERIKSSON, O., GARNIER, E. & PECO, B. (2008):
The LEDA Traitbase: A database of life-history traits of Northwest European flora. *Journal of Ecology* 96: 1266-1274.
- KOWARIK, I. & LANGER, A. (1994):
Vegetation einer Berliner Eisenbahnfläche (Schöneberger Südgelände) im vierten Jahrzehnt der Sukzession. *Verhandlungen des Botanischen Vereins Berlin-Brandenburg* 127: 5-43.
- KOWARIK, I. & LANGER, A. (2005):
Natur-Park Südgelände: linking conservation and recreation in an abandoned railyard in Berlin. In: KOWARIK, I. & KÖRNER, S. (Hrsg.): *Wild Urban Woodlands. New perspectives for urban forestry*. Springer, Berlin & Heidelberg, 287-299.
- LOHRER + HOCHREIN (2003):
Gestaltungskonzept „Park Gleislager Neuaubing“.
- MATHEY, J., KOCHAN, B. & STUTZRIEMER, S. (2003):
Städtische Brachflächen – ökologische Aspekte in der Planungspraxis. In: ARLT, G., KOWARIK, I., MATHEY, J. & REBELE, F. (Hrsg.): *Urbane Innenentwicklung in Ökologie und Planung*. IÖR-Schriften 39: 75-84.
- PFEIFFER, G. & LEUPOLZ, E. (1981):
Die Geschichte des Ausbesserungswerks München-Neuaubing. In: *Bundesbahn-Ausbesserungswerk München-Neuaubing (Hrsg.): 1906-1981 – 75 Jahre Bundesbahn-Ausbesserungswerk München-Neuaubing*. S. 8-42.
- ÖKOKART (2003):
Pflege- und Entwicklungsplan „Ehemaliges Gleislager Neu-Aubing“. Unpubl. Gutachten i. A. der Landeshauptstadt München. Bearb.: ANDERLIK-WESINGER, G., HECKES, U., KOLBECK, H. & W. LORENZ.
- PRACH, K., PYŠEK, P. & ŠMILAUER, P. (1993):
On the rate of succession. *Oikos* 66: 343-346.
- PRACH, K.; PYŠEK, P. & JAROSÍK, V. (2007):
Climate and pH as determinants of vegetation succession in Central-European human-made habitats. *Journal of Vegetation Science* 18: 701-710.
- REBELE, F. & DETTMAR, J. (1996):
Industriebrachen. Ökologie und Management. Ulmer, Stuttgart.
- REBELE, F. & LEHMANN, C. (2001):
Biological Flora of Central Europe: Calamagrostis epigejos (L.) Roth. *Flora* 196: 325-344.
- REBELE, F. (2008):
Renaturierung von Ökosystemen in urban-industriellen Landschaften. Kapitel 14 in: ZERBE, S., WIEGLEB, G. (Hrsg.): *Renaturierung von Ökosystemen in Mitteleuropa*. Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg. S. 389-422.
- RGU MÜNCHEN (REFERAT FÜR GESUNDHEIT UND UMWELT):
Karte der Grundwasserflurabstände, Stand 1989: http://www.muenchen.de/Rathaus/rgu/vorsorge_schutz/wasser/grundwasser/88698/index.html
- SOMODI, I., VIRÁGH K. & PODANI, J. (2008):
The effect of the expansion of the clonal grass *Calamagrostis epigejos* on the species turnover of a semi-arid grassland. *Applied Vegetation Science* 11:187-194.
- STATISTISCHES BUNDESAMT (2003):
Eckzahlen der Erhebung der Siedlungs- und Verkehrsfläche zum 31.12.2004. <http://www.destatis.de/presse/deutsch/pm2003/p2980112.htm>.
- STATISTISCHES BUNDESAMT (2004):
Zunahme der Siedlungs- und Verkehrsfläche: 117 ha/Tag. http://www.destatis.de/allg/d/veroe/d_eckzahlensv.htm.
- SUKOPP, H. (2002):
On the early history of ecology in Europe. *Preslia* 74: 373-393.
- URBAN, R. & RUDOLPH, E. (2001):
Das ehemalige Gleislager Neuaubing – jetzt ein Stadtrandbiotop. In: *Umwelt und Verkehr: Beiträge zur umweltverträglichen Planung und Beurteilung von Verkehrswegen*. Schriftenreihe des Bayerischen Landesamtes für Umweltschutz 147: 153-158.
- v. BRACKEL, W. (1998):
Biotopkartierung Bayern (Stadt-BK). Biotopbeschreibung zu Objekt Nr. MÜNCHEN-0317: Ehemaliges Gleislager Neuaubing.
- WISSKIRCHEN, R. & HAEUPLER, H. (1998):
Standardliste der Farn- und Blütenpflanzen Deutschlands. Ulmer Verlag, Stuttgart.
- WITTIG, R. (2002):
Siedlungsvegetation. Ulmer, Stuttgart.

Anschriften der Verfasser:

PD Dr. Harald Albrecht, Susan Albert,
Elisabeth Eder, Kathrin Haslberger,
Manuela Karp und Thomas Langbehn
Lehrstuhl für Vegetationsökologie
TU München-Weihenstephan
Emil-Ramann-Str. 6
85354 Freising-Weihenstephan
albrecht@wzw.tum.de
edere@wzw.tum.de (Elisabeth Eder)
kathrin_haslberger@web.de
schwammerln@yahoo.com (Manuela Karp)
thomas.langbehn@mytum.de

Dr. Gabriele Anderlik-Wesinger
Dahlienstr. 18b
85521 Riemerling
Anderlik.Wesinger@t-online.de

Naturschutz in Wohnfolgelandschaften – Möglichkeiten des Einsatzes von gebietseigenen Pflanzenherkünften

Nature conservation in shrinking cities – options for using autochthonous plant material

Norbert KÜHN und Alexander von BIRGELEN

Zusammenfassung

Freiflächen in Wohnfolgelandschaften besitzen infolge vorangegangener gärtnerischer Eingriffe eine hohe strukturelle und biotische Vielfalt. Da sich hier verschiedene Herkünfte der Pflanzen treffen (indigene Arten, Neophyten, Kultursorten) lässt sich die daraus entstandene Vegetation als Hybridvegetation beschreiben. Die hohe Eigenart dieser Bereiche korrespondiert mit einer geringen Anzahl an seltenen oder gefährdeten Arten. Um die Bedeutung dieser Flächen im Sinne eines konventionellen Artenschutzes zu erhöhen, ließen sie sich mithilfe gebiets-eigenen Pflanzenmaterials anreichern. Dieses Konzept ist bislang aber nicht wirklich praxiserprüft. Es könnte als Basis für einen gestaltungsorientierten Naturschutz dienen. Zunächst sollte aber die Frage nach der richtigen Naturschutzstrategie auf diesen Flächen geklärt werden.

Summary

Due to earlier horticultural influence, unused spaces in shrinking cities offer an enormous amount of structural and biotic diversity. Because plants of different provenance (indigene species, neophytes, cultivars) meet here, this type of vegetation can be described as hybrid vegetation. The very specific character of these areas corresponds with only marginal numbers of rare or endangered species. To increase the importance of those areas for conventional species protection strategies, adding autochthonous plant material can be a possibility to enhance them. So far this concept has not really been field-tested. It might be a useful basis for conservation-oriented planting design. But first the appropriate nature conservation strategy for those areas should be agreed upon.

1. Freiraumsituation in Wohnfolgelandschaften

Während der Verbrauch unbesiedelter Flächen in Deutschland stetig ansteigt, werden innerhalb besiedelter oder zumindest erschlossener Räume immer mehr Flächen aus ihrer ursprünglichen Nutzung entlassen. Diese neuen innerstädtischen Brachflächen entstehen nicht mehr nur auf Gewerbe- und Industriestandorten sondern auch verstärkt auf ehemaligen Wohnstandorten. Rückläufige Bevölkerungszahlen, bedingt durch demographischen Wandel und wirtschaftliche Veränderungen, bewirken in weiten Teilen Deutschlands einen Wohnungsüberschuss, der zum Abriss von Wohngebäuden führt. Aus diesem Strukturwandel ergeben sich auch für den Naturschutz auf urbanen und suburbanen Flächen ungeahnte Gestaltungsspielräume (dazu HEILAND 2007):

1. Die **Rückführung** ehemaliger Bauflächen bietet die Möglichkeit, der Zersiedelung der Landschaft durch Schaffung neuer und vor allem auch engerer Stadtgrenzen entgegenzuwirken.
2. Brach fallende Flächen können wichtigen Aufgaben des **Stadtnaturschutzes**, der **Umweltbildung** und der **Naherholung** übernehmen.
3. Rückbauflächen könnten noch weiter **entsiegelt** werden.

4. Durch den Rückbau entstehen häufig große zusammenhängende Freiflächen, welche die Möglichkeit zu **neuen, großräumigen und vernetzten Grünstrukturen** bietet.

5. Durch Einbringung lässt sich die bereits vorhandene Biodiversität erhöhen. Die Flächen können zur **Erhaltung gefährdeter Arten** beitragen.

Die städtebauliche Situation und Lage, die jeweils präferierten Abrissstrategien, unterschiedliche Nachnutzungskonzeption und Flächenverfügbarkeit, die Größe der dabei entstandenen Brachflächen, der Typ der vorausgegangenen Wohnanlage und sehr unterschiedliche Besitzverhältnisse führen zu ganz unterschiedlichen, immer sehr spezifischen Ausgangsbedingungen. Dennoch gibt es einige übereinstimmende, strukturelle Charakteristika:

1. Da sich die Ausgangsbedingungen häufig verändern, werden auch die Entwicklungskonzepte stetig angepasst. Die Zukunft der meisten Flächen unterliegt daher einem Höchstmaß an Unsicherheit.
2. Trotz einer geringen Wahrscheinlichkeit der Wiederbebauung besteht für die Flächen häufig weiter ein Bauvorbehalt (eine Umwidmung in Grünflächen ist mit enormen Buchwertverlusten verbunden), so dass es zunächst zu keiner offiziellen Umwandlung in eine Freifläche kommen kann.



Abbildung 1: Stadtlandschaft mit Rückbauflächen in Chemnitz (2007)

3. Demographische und soziale Veränderungen in der Bevölkerungsstruktur, wie Überalterung und Segmentierung (beziehungsweise Gettoisierung) verändern die Nutzungsansprüche, aber auch die Bindung und Wertschätzung der verbleibenden Anwohner gegenüber den umliegenden Freiflächen.
4. Durch sinkende Anwohnerzahlen bei einer gleichzeitigen Freiflächenzunahme ist der Nutzungsdruck vergleichsweise gering. Entsprechend niedrig ist jedoch auch das Budget und die Bereitschaft der Eigentümer die Flächen pflegen zu lassen.

Die derzeit stattfindende Erhöhung des Freiflächenbestandes im urbanen Raum bedeutet nicht automatisch eine ökologische Aufwertung beziehungsweise eine Verbesserung der Freiraumqualität. Nach dem Abriss erfolgten außer einer ersten Einsaat mit Landschaftsrasen (RSM 7) meist keine weiteren Maßnahmen zur qualitativ nachhaltigen Entwicklung der ungenutzten Freiflächenpotentiale. Viele Flächeneigner unterbinden sogar bewusst jegliche Aufwertung der Flächen, da sie befürchten, dass ein gesteigener ökologischer Wert der Flächen eine bauliche Wiedernutzung erschwert.

Um einem weiteren Bevölkerungsschwund entgegenzuwirken beziehungsweise um das Bauland attraktiv erscheinen zu lassen, sind die Flächeneigentümer (meist kommunale und private Wohnungsbaugesellschaften) allerdings durchaus an einer gestalterischen Aufwertung des anwachsenden Freiflächenbestands interessiert. Die hierfür notwendigen zusätzlichen Kosten zur Herstellung und anschließenden Pflege können von ihnen jedoch

kaum bestritten werden. Auch die Kommunen selbst vermeiden es tunlichst zusätzliche Flächen zu übernehmen.

2. Untersuchungen zur gestalterischen Aufwertung ungenutzter Flächenpotentiale

Die Akteure im Stadtumbauprozess, die mit der Entwicklung von Abrissflächen und ungenutzten Freiflächen konfrontiert sind, stehen somit einer Vielzahl neuartiger Herausforderungen gegenüber. Deshalb wurden innerhalb eines zweijährigen Forschungsprojekts Möglichkeiten zur gestalterischen und ökologischen Aufwertung ungenutzter Freiflächenpotentiale in Wohnfolgelandschaften unter besonderer Berücksichtigung gebietseigenen Pflanzenmaterials sondiert¹⁾. Ziel war es, die Handlungsmöglichkeiten für die Aktivierung der ungenutzten ökologischen und gestalterischen Potentiale dieser Flächen im urbanen Raum aufzuzeigen.

Als Projektgebiete wurden im Rückbau befindliche Siedlungen in Bitterfeld-Wolfen, Dessau und Chemnitz herangezogen. Es handelt sich um Großwohnsiedlungen aus den 80er Jahren, an denen noch bis in die Wendezeit hinein gebaut wurde. Danach begann der stufenweise Abriss mit unterschiedlichen Strategien (Chemnitz: Fritz-Heckert-Gebiet – Perforation (siehe Abbildung 1), Dessau: Landschaftszug – urbane Kerne (PROMINSKI & LANGNER 2007) und landschaftliche Zonen, Bitterfeld-Wolfen: Wolfen-Nord – großflächiger Abriss von Außen nach Innen). Als Partner vor Ort kooperierten die lokalen Flächeneigner und kommunalen Grünflächenverwaltungen. Die Auseinandersetzung mit bereits an anderen Orten realisierten Best-Practice-Beispielen und den Problematiken in den Planungsgebieten führte zu

¹⁾ „Verwendung gebietseigenen Pflanzenmaterials zur gestalterischen Aufwertung ungenutzter Flächenpotentiale in besiedelten Räumen“. Forschungsprojekt an der Technischen Universität Berlin in Kooperation mit der Leibniz Universität Hannover. Gefördert durch die Deutsche Bundesstiftung Umwelt (DBU).



Abbildung 2: Strukturtypenkartierung Chemnitz, Helbersdorfer Hang (2008)

einem entwurfsorientierten Wissensspeicher („Hochregallager“)²⁾. Er dient als übertragbare Planungshilfe zur Gestaltung von Rückbauflächen. Mittels Entwurfsszenarien ließ sich diese Grundlage in Workshops mit den Kooperationspartnern testen, validieren und erweitern (KÜHN & PROMINSKI 2008). Dabei stellte sich heraus, dass herkömmliche Naturschutzziele für diese Bereiche nicht wirklich greifen und daher überdacht werden sollten.

3. Die Vegetation in Wohnfolgelandschaften

3.1 Arten- und Strukturdiversität

Auf ausgewählten Flächen innerhalb der Städte Wolfen-Nord, Dessau und Chemnitz wurde die floristische Artenausstattung erhoben und die Vegetationsstruktur erfasst. Diese strukturelle Ausstattung lies sich typisieren und nach ihrer Naturnähe charakterisieren (in Anlehnung an SENATSWERALTUNG FÜR STADTENTWICKLUNG 2003) (siehe Abbildung 2).

Der Anteil an „naturnahen Vegetationstypen“ war erwartungsgemäß gering. Abgesehen von gebietstypischen Spezifika zeigten alle Flächen ein ähnliches Strukturmosaik aus überkommenen Gehölzstrukturen (vornehmlich Deckpflanzungen und Baumgruppen), Rasenflächen und auf den Standorten der ehemaligen Bebauung angesäten Landschaftsrasen. Die Artenvielfalt innerhalb der erfassten einzelnen Vegetationseinheiten schwankt beträchtlich und reicht von Monobeständen bis hin zu Flächen mit einer hohen Artenzahl. Insgesamt wurden auf den drei ca. 70 ha großen Projektflächen 304 höhere Pflanzenarten erfasst. Wie weit die Pflanzen aus dem ursprünglichen landschaftlichen Potenzial stammen, gärtnerisch eingebracht wurden oder sich spontan entwickelt haben ließ sich häufig nicht klären. Die vorgefundene Artenvielfalt differenziert sich durch einen hohen Anteil an züchterisch bearbeiteten beziehungsweise selektierten Formen genetisch weiter aus.

²⁾ Diese Planungshilfe steht potentiellen Anwendern als Wissensspeicher, Ideengenerator, Planungshilfe oder Argumentations- beziehungsweise Diskussionsgrundlage unter www.handbuch-hochregal.de frei zur Verfügung.

3.2 Das Spezifische der Artenausstattung der Projektgebiete

Die Untersuchung auf den Flächen der Projektgebiete zeigen, dass an den drei Untersuchungsstandorten trotz eines unterschiedlichen Artenspektrums eine ähnliche prozentuale Verteilung nach Herkünften vorliegt (siehe Abbildung 3). Der Anteil an im Gebiet heimischen Arten liegt bei den Gehölzstrukturen bei nur rund 20 %. Rund 60 % der Gehölzarten sind in Deutschland nicht heimisch oder eingebürgert und weitere 20 % der Arten sind im Gebiet nicht heimisch. Bei den krautigen Arten dagegen liegt der Anteil an im Gebiet heimischen Arten bei ca. 80-90 %. 5-15 % der krautigen Arten sind im Gebiet und die restlichen 5-10 % in Deutschland nicht heimisch (Statusangaben aus BENKERT et al. 1996).

Auch die Rasenbereiche weisen gegenüber den Gehölzen einen hohen Anteil an im Gebiet heimischen Arten auf. Neben den anthropogen eingebrachten, heimischen Pflanzen befinden sich auch spontan eingewanderte Arten auf den Flächen. Deren Anteil steigt bei Senkung der Pflegemaßnahmen und steigendem Alter der Vegetationsflächen.

Die detaillierte Erfassung der Kultursorten konnte im Rahmen des Projektes nicht durchgeführt werden. Für die Gehölze ist von einer hohen Vielfalt an gärtnerisch verbreiteten Sorten auszugehen, so dass es sich bei dem im Diagramm ausgewiesenen Anteil gebietseigener Arten nicht ausschließlich um Wildherkünfte handeln dürfte. Bei den Rasengräsern muss es sich sogar um Kultivare handeln, da die handelsüblichen Mischungen nach dem Saatgutverkehrsgesetz nur aus geprüften Sorten bestehen dürfen. Der in den Diagrammen für die krautigen Arten ersichtliche hohe Anteil an gebietseigenen Herkünften dürfte sich hierdurch entsprechend verringern.

Die Vegetation spiegelt somit die bewegte Geschichte dieser Flächen wider. In diesen Bereichen mischen sich indigene Arten mit spontan auftretenden Neophyten, mit heimischen Arten unbekannter Herkunft, mit züchterisch veränderten heimischen Arten und mit exotischen Arten und deren Sorten. Neben der beachtlichen Artendiversität ist daher von einem hohen Maß an intraspezifischer Diversität auszugehen – wenn auch nicht die nach konventionellen naturschützerischen Zielsetzungen erwünschte. Wir haben diesem Typus daher als „Hybridvegetation“ bezeichnet.

4. Ist die Biodiversität der Wohnfolgelandschaften schützenswert?

Mit der Convention on Biodiversity 1992 in Rio de Janeiro wurde der Rückgang der Biodiversität als weltweites Problem anerkannt und deren Schutz als nationales Ziel in Deutschland, auf Grundlage geltender EU-Richtlinien, 1998 ins BNatSchG überführt. Jedoch stehen die Bemühungen für den besiedelten

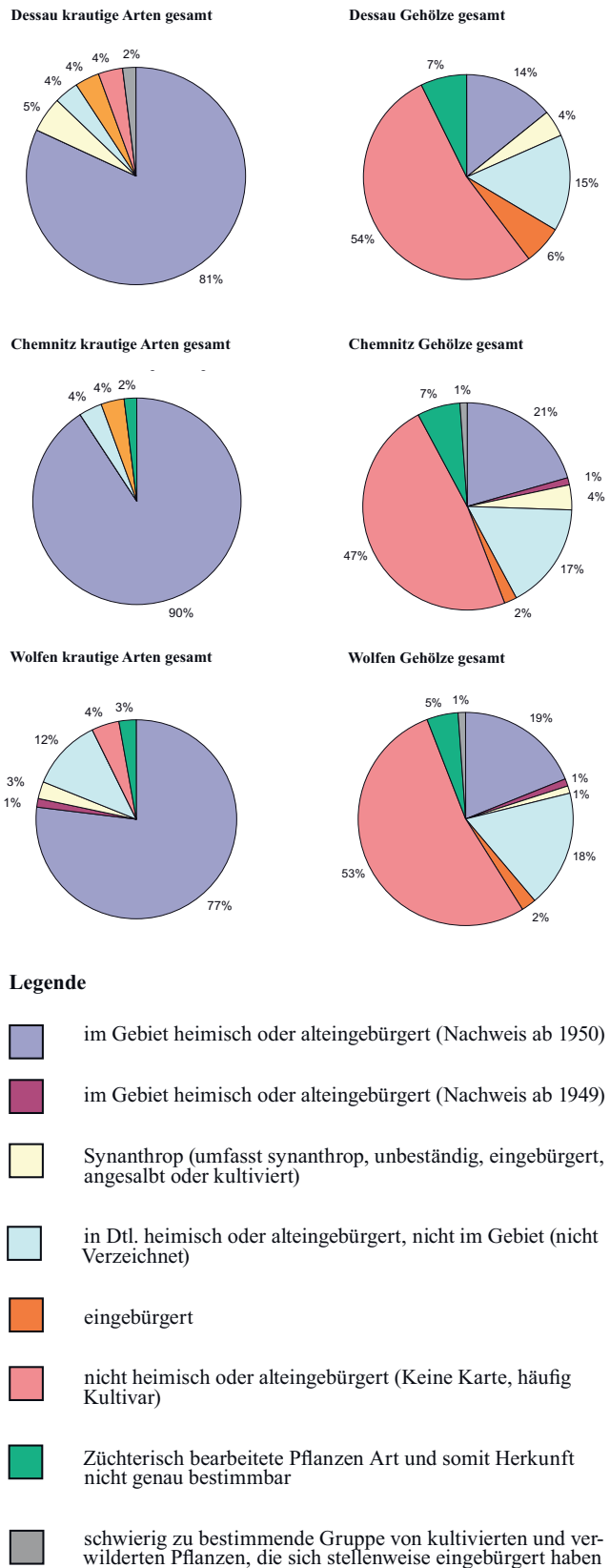


Abbildung 3: Prozentuale Verteilung der krautigen und verholzenden Pflanzenarten nach ihrer Herkunft in den Untersuchungsgebieten in Chemnitz, Dessau und Bitterfeld-Wolfen (2008)

Bereich überall noch am Anfang. „Dabei fällt auf, dass die geringsten Aussagen zur Umsetzung der Konvention im besiedelten Bereich von Ländern mit relativ hohem Wissensstand über urbane Biodiversität wie Deutschland, Tschechische Republik und Österreich getroffen werden. Deutschland verweist im Nationalreport nur auf bisher Geleistetes wie Stadtbiotopkartierungen, spezielle Artenschutzprogramme oder bestehende Gesetzesvorgabe.“ (ABENDROTH et al. 2005, S.6). Großbritannien dagegen hat bereits 2002 eine nationale Strategie zur Biologischen Vielfalt vorgelegt, in der Siedlungen auf gleicher Ebene wie Wälder, Feuchtgebiete und Landwirtschaft behandelt werden (MÜLLER & ABENDROTH 2007). Nach KÖRNER 2005 muss diese spezifische Artenvielfalt der Stadt nicht „schlecht“ sein – was aber nicht viel über ihre ökologisch-funktionale und naturhaushaltsbezogene Einschätzung aussagt und letztlich auch keine Handlungsoptionen im Umgang mit solchen Flächen eröffnet.

Erfahrungen mit zufällig entstandener, kulturell bedingter Diversität gibt es seit den 90er Jahren mit der urban-industriellen Natur, zum Beispiel im Zusammenhang mit den Projekten der IBA-Emscher Park (REBELE & DETTMAR 1996) und dem Südgelände in Berlin (KOWARIK & LANGER 2005). Wohnlandschaften unterscheiden sich jedoch von aufgelassenen Industriestandorten dahingehend, dass die Arten- und Strukturvielfalt gezielt durch gärtnerische Eingriffe (Pflanzung und Pflege) initiiert wurde. Ein solcher Gestaltungswille besteht in der Regel immer noch fort.

Warum sollte vorhandene biologische Vielfalt erhalten werden? Auf diese viel diskutierte Frage finden KIRCHHOFF & TREPL (zitiert in PIECHOCKI 2007) zwei grundsätzliche Antworten:

1. Vielfalt hat einen nutzenabhängigen Wert, denn Vielfalt bedeutet immer Vielfalt von Nutzungsmöglichkeiten. Je größer die Anzahl verschiedener Dinge, wie zum Beispiel Gene, Arten oder Ökosysteme, desto größer die Anzahl von Nutzungsmöglichkeiten.

Diese Argumentation zielt auf die Erhaltung einer umfassenden Artenvielfalt. Deshalb müssen sich die Maßnahmen auch gezielt mit den im Gebiet gefährdeten und zu schützenden Arten auseinandersetzen. Eine solche Strategie führt in unseren Bereichen – zumindest als konservierender Naturschutz – nicht zum Ziel. Aus floristischer Sicht konnten keine bedrohten Arten gefunden werden.

2. Jenseits davon hat biologische Vielfalt auch wesentliche nutzenunabhängige Werte, wie zum Beispiel die Schönheit und Eigenart von Landschaften.

Damit eine Landschaft als schützenswertes Gut gilt ist laut KÖRNER (2005) neben der Vielzahl der darin lebenden Organismen auch der hieraus entstan-

dene Charakter einer Situation wichtig. Artenvielfalt würde deshalb so hoch geschätzt, weil sich in ihr ein bestimmtes „Wesen“ eines Raumes entfaltet. Das heißt, nicht die reinen Artenzahlen, sondern die für einen Raum typische Artenvielfalt ist hoch einzuschätzen.

Die auf den Rückbauflächen vorgefundene hohe Vielfalt resultiert aus der Kombination ehemaliger intensiv genutzter Freiräume des unmittelbaren Wohnumfelds (wie Sport- und Spielflächen, Liegewiesen oder Zierbeeten) und den extensiv genutzten „Abrissfolge“-Freiflächen (Landschaftsrasen). Dieser neuartige Landschaftstyp verbindet somit eine Vielzahl verschiedner urbaner und suburbaner Freiflächentypen aus seiner Entstehungs-, Umgestaltungs- und Rückbauzeit. Als Zeitzeuge eines wirtschaftlichen und gesellschaftlichen Wandels entfaltet er eine unverwechselbare typische Vielfalt. Obwohl damit eine deutliche Eigenart (im Sinne einer naturschutzfachlichen Zielsetzung) wahrgenommen werden kann, bleibt abzuwarten, ob sie auch gesellschaftlich als schützenswert akzeptiert wird.

5. Anreicherung (sub)urbaner Biodiversität mittels gebietseigenen Pflanzenmaterials

Wie die Untersuchungen zeigen, befinden sich in den Wohnfolgelandschaften kaum Reste natürlicher Vegetation. Im Sinne der gerade genannten 1. Biodiversitätsstrategie „Erhaltung einer umfassenden Artenvielfalt“ und damit der im Gebiet seltenen und gefährdeten Arten, kann man diese Flächen daher nur als defizitär ansehen. Sie bieten damit aber ein enormes Potential zur Anreicherung, um ihnen eine entsprechende Wertigkeit (zurück) zu geben.

5.1 Bereitstellung von gebietseigenem Material

Über Möglichkeiten der Verwendung gebietseigenen Materials wird in Deutschland seit einigen Jahren intensiv debattiert. Dabei geht es im Wesentlichen um die Vereinbarkeit zweier Ziele: die Bereitstellung eines naturschutzfachlich zufrieden stellenden Materials für die Renaturierung und die Gewährleistung einer ökonomisch tragfähigen Produktion (KOWARIK & SEITZ 2003).

Es gibt verschiedene Möglichkeiten, das Konzept der Verwendung regionsbezogenen gebietseigenen Pflanzenmaterials umzusetzen. Wesentliche Kriterien hierbei sind die Größe der Region und der Bezug zwischen Herkunfts- und Einsatzort. HILLER et al. (2004) operationalisieren die Idee des „gebietseigenen“ Pflanzenmaterials mittels Bildung von vier Qualitätsstufen der Herkunftstreue: lokales, naturraumgetreues, regionales und überregionales Saat- und Pflanzengut. Aus naturschutzfachlicher Sicht wäre ein enger räumlicher Bezug wünschenswert.

Die Entwicklung zur Einführung von gebietseigenem, oft auch fälschlich als autochthon bezeichnetem

ten³⁾ Pflanzenmaterials wird auf Länderebene geregelt und ist derzeit noch nicht abgeschlossen. Ein für alle Arten gültiges Verbot für das Aussetzen gebietsfremder Arten wurde erstmals im neuen Berliner Naturschutzgesetz von 30. November 2006 im § 29 (2) ausgesprochen: „*Es ist verboten, ohne Genehmigung der obersten Behörde für Naturschutz und Landschaftspflege (...) Pflanzen außerhalb ihres natürlichen Verbreitungsgebietes oder Pflanzgut aus anderen Naturräumen in der freien Natur auszubringen*“. Auch in Brandenburg ist die Verwendung von gebietseigenen Gehölzen im außerstädtischen Bereich gesetzlich festgeschrieben.

Bereits seit 2003 gibt es Betriebe, die sich auf die „Produktion herkunftsgesicherter so genannter autochthoner Gehölze“ spezialisiert haben (KOWARIK & SEITZ 2003). Diese Entwicklung führte zur Gründung von Erzeugergemeinschaften und zur Etablierung von ersten Zertifikaten (in Bayern EAB-Gütesiegel, in Brandenburg Qualitätszeugnis Pro Agro). In Baden-Württemberg erfolgt der Nachweis gebietsheimischer Gehölze mittels achsstelliger Identifikationsnummern (Herkunftsnummer gemäß Herkunftsgebietskarte).

Das **Regiosaatgut** soll zur Verwendung von Saatgut in der freien Landschaft für den gesamtdeutschen Raum eine ökologische Mindestanforderung darstellen. Die Einteilung der Herkunftsregionen richtet sich neben den naturräumlichen Gegebenheiten auch nach der Wirtschaftlichkeit für die Betriebe. Zwei große Saatguthersteller vermarkten bereits Regionales Saatgut in Deutschland mit jeweils eigenem Sortiment und Zertifizierung für eine regionale Herkunftsqualität („VWW-Regiosaatgut®“ und „RegioZert®“). Beide streben mittelfristig eine deutschlandweite Versorgung mit regionalem Wildpflanzen-saatgut in 22 Herkunftsregionen an⁴⁾. Das Sortiment für die jeweiligen Herkunftsregionen variiert jedoch derzeit aufgrund unterschiedlicher Nachfrage noch sehr stark. Laut VWW (2009) liegt der Absatz von heimischen Wildarten für Landschaftspflege, Naturschutz und Ingenieurbiologie 2009 noch unter 1 %. Aus ökonomischen Erfordernissen heraus können daher die angestrebten naturschutzfachlichen Mindestanforderungen bis zu einem Nachfrageanstieg nur stufenweise erreicht werden. So wurden mittelfristig die Herkunftsgebiete für regionales Saatgut in 8 beziehungsweise 16 Produktionsräume zusammengefasst beziehungsweise wird derzeit das Saatgut in unterschiedlichen Qualitäten der Herkunftstreue angeboten.

5.2 Begrünungsverfahren

Zur Ausbringung gebietseigener Arten stehen im Landschaftsbau unterschiedliche Begrünungsverfahren zur Verfügung für jeweils unterschiedliche naturschutzfachliche beziehungsweise gestalterische Anforderungen.

1. Das Spektrum der **Saatgutübertragung** (dazu KIRMER & TISCHEW 2006) reicht von der Grünlandbodenübertragung, über das Heumulch- bis hin zum Heudrusch® beziehungsweise Wiesen-druschverfahren. Bei diesen Verfahren wird das Wildpflanzensaatgut direkt vom Spenderbiotop ohne Zwischenvermehrung gewonnen und auf den Zielflächen aufgebracht. Hierdurch können hohe naturschutzfachliche Anforderungen erfüllt werden, beispielsweise die Übertragung ganzer Biozönosen (Saatgut höherer Pflanzen, Diasporen von Moosen, Flechten, Pilzen und Mikroorganismen) bei der Erweiterung wertvoller Biotopflächen (ENGELHARDT & STOWASSER 2005). Die Artenkonstellation der Zielvegetation ist hierbei sehr stark vom Ausgangsmaterial der Spenderflächen abhängig. Den geringsten Einfluss auf das Ergebnis lässt die Grünlandbodenübertragung zu. Bei den übrigen Begrünungsverfahren kann die Zielartenzusammensetzung mittels Mähzeitpunkt und Anzahl der Erntegänge beeinflusst werden beziehungsweise besteht bei den Heu- beziehungsweise Wiesen-druschverfahren die Möglichkeit, unerwünschte Arten herauszunehmen (SAATENZELLER 2004).

2. **Ansaaten mit Regiosaatgut** definiert nach HILLER & HACKER (2001) „... ist Saatgut von Biotypen, das innerhalb der Grenzen einer festgelegten Herkunftsregion gewonnen, vermehrt und ausgebracht wird, ohne dass es dabei züchterisch verändert wurde.“ Die Bevorratung von Saatgut einzelner Wildarten ermöglicht die Zusammenstellung eigener, den jeweiligen naturschutzfachlichen und urbanen Nutzungsansprüchen angepasster Mischungen, abhängig von regionalen Besonderheiten und dem Angebot der Saatguthersteller.

3. Mittels **Pflanzung** regionaler Wildarten können gezielt Vegetationsbilder gestaltet werden. Das Angebot an Wildstauden und Gehölzen ist in Deutschland, bis auf wenige autochthone Gehölze aus spezialisierten Baumschulen noch sehr eingeschränkt.

Diese aufgeführten Verfahren werden auch miteinander kombiniert, beispielsweise zur gestalterischen Aufwertung naturnaher Saatgutübertragungen mit-

³⁾ Zur Diskussion „gebietseigen“ oder „autochthon“ siehe zum Beispiel: Hiller & Hacker (2001), Kowarik & Seitz (2003), Hiller et al. (2004), Jakob et al. (2007); vgl. www.gebietsheimische-gehoeelze.de.

⁴⁾ Aufteilung der Herkunftsgebiete entwickelt im Rahmen des DBU-Projektes „Entwicklung und praktische Umsetzung naturschutzfachlicher Mindestanforderungen an einen Herkunftsnachweis für gebietseigenes Wildpflanzensaatgut krautiger Pflanzen“ (Leibniz Universität Hannover)

tels Regiosaatgut (GNÄDINGER & HAASE 2003) beziehungsweise Akzentuierung von Ansaaten mittels Staudenpflanzungen (LOSCHWITZ 2005).

Somit lässt sich eine ganz Bandbreite an unterschiedlichen Vegetationstypen aus gebietseigener gewonnenem Material entwickeln, die auch im städtischen Raum sinnvoll zum Einsatz kommen kann. Da noch nicht alle Arten erhältlich sind, kann – eine entsprechende Vorlaufzeit von 2-3 Jahren für das Projekt vorausgesetzt – Vermehrungsmaterial aus geeigneten Spenderbiotopen gewonnen und entsprechend herangezogen werden.

5.3 Gebietseigenes Pflanzenmaterial auf Wohnfolgefächern

Klassische Einsatzgebiete regionaler Wildarten sind bisher Maßnahmen der Landschaftspflege und des Naturschutzes. Hierbei steht die (Re)Aktivierung naturschutzfachlicher Funktionen im Vordergrund.

Seit einigen Jahren hat sich das Einsatzspektrum für regionales Pflanzengut erweitert. Im Spannungsfeld zwischen Stadt und Land werden ‚naturnahe‘ Vegetationsbilder aufgegriffen und mit Hilfe gebietseigener Arten gestalterisch den städtischen Anforderungen angepasst, bei Suche nach großflächig angelegten kostenintensiven Begrünungsalternativen. Hierbei treten häufig die naturschutzfachlichen Anforderungen gegenüber städtischen Nutzerinteressen in den Hintergrund.

Gebietseigenes Pflanzenmaterial kann aus unterschiedlichen Gründen auf Wohnfolgefächern eingesetzt werden: Leerstandsflächen befinden sich oft am Stadtrand im Übergangsbereich zur freien Landschaft. Die Entwicklung neuer Pflanzbilder unter Verwendung von Exoten kann zu Konflikten mit den Zielen des Artenschutzes führen. Besonders im Übergangsbereich zu ökologisch sensiblen Bereichen oder an anderen natürlichen Diasporenausbreitungsvektoren wie Fließgewässern, besteht eine erhöhte Gefahr der Florenverfälschung. Der hier verwendete Begriff Artenschutz schließt nach BNatSchG § 10 (2) Nr.3 neben den einzelnen Arten auch deren Unterarten mit ein.

Auf der gesamten Flächen solcher Wohnfolgelandschaften kann durch den Einsatz von gebietseigenem Pflanzenmaterial die durch vorangegangene Nutzungen entstandene Diversität ersetzt oder weiter ergänzt werden. Die vorhandene Diversität im Sinne einer konventionellen Renaturierungsauffassung zu ersetzen, bedeutet, die aktuelle Vegetationsvielfalt zu entfernen, um eine „gereinigte“ Artenvielfalt ohne „störende“ gebietsfremde Arten und Zierformen zu erhalten.

Ganz abgesehen von dem erheblichen Aufwand bei der Realisierung und der Fragwürdigkeit des Erfolges stellen sich dabei folgende Fragen:

1. Ist eine Wiederansiedlung naturnaher, in der näheren Umgebung real vorkommender Pflanzengemeinschaften in einer urbanen Situation wirklich sinnvoll?
2. Können die für eine freie Landschaft entwickelten Leitbilder angewandt und einfach auf diese Standorte übertragen werden?
3. Ist das Dogma der Trennung von Stadt und Land überhaupt noch zeitgemäß?

Relativ unproblematisch ließe sich die vorhandene Vegetation dagegen mit gebietseigenem Pflanzenmaterial ergänzen. Dabei würden sich gebietsfremde (auch Zuchtformen) mit den neu eingebrachten gebietseigenen Arten in einer Fläche mischen. Das heißt, der Hybridcharakter dieser Vegetation würde verstärkt. Bei dieser Methode entfällt die aufwendige Entfernung vorhandener Vegetation. Das heißt, die Eigenart der urbanen Landschaft bleibt erhalten und die Biodiversität in der Fläche wird erhöht. Zugleich können diese Flächen auch einen Beitrag zur Erhaltung heimischer Arten leisten.

Doch auch hier bleiben ungeklärte Fragen bei der Übertragung gebietseigener Arten in den städtischen Raum:

1. Wie ist die Hybridvegetation insgesamt aus naturschutzfachlicher Sicht zu bewerten? Bedeutet das Einbringen gebietseigener Arten eine Aufwertung der städtischen Natur oder eine Verfälschung ihrer charakteristischen Eigenart?
2. Während exotische Arten gut von indigenen zu unterscheiden sind, lassen sich verschiedene Herkünfte der gleichen Art kaum mehr voneinander trennen. Lassen sich damit in Zukunft überhaupt noch Aussagen über natürliche Verbreitungsareale treffen?
3. Besteht die Gefahr, dass sich gebietseigene Herkünfte und Kultivare (zum Beispiel bei Gräsern) auf den Flächen mischen und dadurch ein neuer Schwarm intraspezifischer, „fast gebietseigner“ Pflanzen entstehen?

5.4 Notwendigkeit einer Positivliste

Hätte das Regiosaatkonzept wirklich Erfolg – und darauf deutet die Entwicklung der letzten Jahre hin – dann würden zahlreiche gebietseigene Arten innerhalb der jeweils festgelegten Herkunftsregion neue Standorte besiedeln und somit ihr natürliches Verbreitungsgebiet „künstlich“ ausdehnen können, beziehungsweise die Fundorte verdichteten sich. Bei stark variierenden Kleinarten wie zum Beispiel *Achillea millefolium* und *Centaurea jacea* besteht die Gefahr einer Vermischung verschiedener lokaler Genotypen innerhalb einer festgelegten „Herkunftsregion“. Diese mittel- bis langfristigen Auswirkungen auf die natürliche biologische Vielfalt sind später kaum mehr nachvollziehbar und irreversibel. Damit

werden auf dieser genetischen Ebene die Areale zum Kunstprodukt einer Naturschutzgesellschaft.

Vor diesem Hintergrund wird die Notwendigkeit einer deutschlandweit gesetzlich verankerten beziehungsweise zertifizierten Verwendung von gebietseigenem Saat- und Pflanzgut auf Grundlage einer fachlich erarbeiteten Positivartenliste ersichtlich. Das heißt, für jede Region muss eine Artenliste erarbeitet werden, in der alle vorkommenden Arten im Hinblick auf Verbreitung, Schutzstatus, Ausbreitungsverhalten und genetischer Variabilität geprüft und für die Ausbringung in der Region freigegeben oder gesperrt werden. Eine kontinuierliche Ausweitung der derzeit angestrebten 22 Herkunftsgebiete mit einem erweiterten Artenspektrum wäre bei zukünftig steigender Nachfrage ebenfalls sinnvoll.

6. Diskussion

Bei den Abrissfolgelandschaften handelt es sich um einen struktur- und artenreichen urbanen Flächentyp mit einer aus gärtnerischem Gestaltungswillen heraus entstandener Natur. Ihre spezifische Eigenart, die sich sowohl in der Artenkombination, der Herkünfte und Kulturtypen, aber auch in der sehr charakteristischen Anordnung der Vegetationsstrukturen zeigt, könnte im Sinne einer konservierenden Naturschutzstrategie als moderne Kulturlandschaft geschützt werden. Dies widerspricht jedoch völlig gängigen Naturschutzvorstellungen.

Gerade weil in diesen Bereichen noch eine gewisse Unsicherheit herrscht und es keine festgelegten Wege gibt, bieten solche Abrissflächen auch eine große Chance, Gestaltung und Naturschutz im Sinne neuartiger Landschaftsideen zusammenzubringen. Neuartige Möglichkeiten wie „gestaltender Naturschutz“ oder „Naturschutz auf Zeit“ könnten hier deshalb zukunftsweisende Strategien sein. Sie lassen bereits in Zeiten, in denen eine Unsicherheit über die Zukunft der Flächen besteht, eine Aufwertung zu.

Gebietseigenes Material könnte dazu beitragen, diese Flächen im Sinne des Artenschutzes mit indigenen, aber auch mit seltenen und gefährdeten Taxa aufzuwerten. Da man die vorhandene Vegetation wohl kaum völlig entfernen könnte, würde der Hybridcharakter der Vegetation verstärkt. Auch wäre nicht auszuschließen, dass es zu einer Vermischung von indigenen Herkünften und Kulturtypen auf der Fläche käme.

In diesem Zusammenhang stellt sich das Konzept des Gebietseigenen Materials als komplexer heraus, als es zunächst den Anschein hatte. Es erscheint in der bisherigen Struktur nur bedingt durchführbar. Neben der Bereitstellung des Saatgutes müsste zunächst geklärt werden, welche Arten überhaupt vermehrt werden dürfen. Ein zentrales Problem ist, dass keine Positivlisten für die entsprechenden Projektgebiete vorliegen, das heißt gar nicht klar ist, welche Arten

dort überhaupt zum Einsatz kommen können beziehungsweise dürfen. Ziel muss es daher sein, die Chancen aber auch die Grenzen im Umgang mit gebietseigenen Pflanzenmaterial aufzuzeigen und das Konzept so abzuändern, dass es operationalisierbar wird.

Das große Flächenreservoir der Wohnfolgelandschaften bietet auf jeden Fall Chancen für den Naturschutz. Ob der Rückgriff auf gebietseigene Arten allein schon die Naturschutzbelange wahren kann, erscheint fraglich. Ganz sicher aber ist eine flexible und objektspezifische Betrachtungsweise notwendig, um die anstehenden Probleme zu lösen.

Literatur

- ABENDROTH, S., MÜLLER, N. & PFÜTZENREUTER, S. (2005): Zur Umsetzung der Biodiversitätskonvention im besiedelten Bereich. Hintergründe der Jenaer Tagung 2004 und Stand der Bemühungen im internationalen Kontext. In: Schriftenreihe CONTUREC: 3-14.
- BENKERT, D., FUKAREK, F. & KORSCH, H. (1996): Verbreitungsatlas der Farn- und Blütenpflanzen Ostdeutschlands, Jena: Verlag Gustav Fischer
- ENGELHARDT, J. & STOWASSER, A. (2005): Exkursion zu Heudrusch®-begrüntem Flächen im Großraum München. In: Mitteilungen-Gesellschaft für Ingenieurbio-logie 26/Juli 2005: 3-9.
- GNÄDINGER, J. & HAASE, R. (2003): Magerrasen: Leitbilder, Verfahren, Pflege. In: Garten + Landschaft 5/2003: 22-24.
- HEILAND, S. (2007): Demographischer Wandel – (k)ein Thema für die Zukunft des Naturschutzes? In: Natur und Landschaft 1/2007: 2-5.
- HILLER, A. & HACKER, E. (2001): Ingenieurbio-logie und die Vermeidung von Florenverfälschungen. Lösungsansätze zur Entwicklung von Regio-saatgut. In: Mitteilungen-Gesellschaft für Ingenieurbio-logie 09/2004: 16-42.
- HILLER, A., HACKER, E. & PRASSE, R. (2004): Herkunft als Qualitätsmerkmal von Saat- und Pflanzgut. Mitteilungen-Gesellschaft für Ingenieurbio-logie 06/2004: 2-5.
- JAKOB, T., WÖRLEIN, L. & von EHREN, L. (2007): Autochthone Gehölze. In: Garten + Landschaft 2/2007: 40-41.
- KIRMER, A. & TISCHEW, S. (Hrsg.) (2006): Handbuch naturnahe Begrünung von Rohböden, Wiesbaden, Verlag Teubner/GWV Fachverlage GmbH.
- KÖRNER, S. (2005): Natur in der urbanisierten Landschaft. Müller und Busmann Verlag, Wuppertal.
- KOWARIK, I. & SEITZ, B. (2003): Perspektiven für die Verwendung gebietseigener („autochthoner“) Gehölze. Neobiota 2: 3-26.
- KOWARIK, I. & LANGER, A. (2005): Natur-Park Südgelände – Linking Conservation and Recreation in an Abandoned Railway in Berlin. In: KOWARIK, I., KÖRNER, S. (Hrsg.): Wild Urban Woodlands. New perspectives for Urban Forestry. Springer Verlag, Berlin, Heidelberg. 287-299.

- KÜHN, N. & PROMINSKI, M. (2009):
Potentiale frei werdender Flächen im Stadtumbau. In:
Stadt + Grün 1/2009: 37-43.
- LOSCHWITZ, G. (2005):
Heide für das neue Stadion – Außenanlagen der Allianz
Arena in München. Garten + Landschaft 7/2005: 36-39.
- MÜLLER, N. & ABENDROTH, S. (2007):
Biodiversität der Siedlungen. Empfehlungen für die Natio-
nale Strategie zur Biologischen Vielfalt in Deutschland.
Natur und Landschaft 4/2007: 114-118.
- PIECHOCKI, R. 2007:
Genese der Schutzbegriffe. 3. – Naturschutz (1880). Natur
und Landschaft 3/2007: 110-111.
- PROMINSKI, M. & LANGNER, S. (2007):
Städtebauliche Entwicklung angesichts fallender Bauten.
In: Anthos 4/2007, S.48-53
- REBELE, F. & DETTMAR J. (1996):
Industriebrachen: Ökologie und Management (Praktischer
Naturschutz). Ulmer Verlag, Stuttgart.
- SAATENZELLER 2004:
Wiesendrusch. Zugriff am 28.10.09, [http://www.saaten-
zeller.de/rel/images/Zeller_Wiesendrusch.pdf](http://www.saaten-
zeller.de/rel/images/Zeller_Wiesendrusch.pdf).
- SENATSV ERWALTUNG FÜR STADTENTWICKLUNG/Der
Landesbeauftragte für Naturschutz und Landschaftspfle-
ge (2003):
Biotopkartierung Berlin – Grundlagen. CD-Realisierung:
Büro Luftbild+Vegetation, Berlin.
- VWW (2009):
Regelwerk zur Zertifizierung von „VWW-Regiosaaten®“.
Zugriff am 28.10.09. [http://www.natur-im-vww.de/zertifi-
kat_und_http://www.natur-im-vww.de/download/regel-
werk-zertifikat.pdf](http://www.natur-im-vww.de/zertifi-
kat_und_http://www.natur-im-vww.de/download/regel-
werk-zertifikat.pdf)

Anschrift der Verfasser:

Prof. Dr. Norbert Kühn und
Prof. Dr. Alexander von Birgelen
Fachgebiet Vegetationstechnik und Pflanzenverwendung
Technische Universität Berlin
Lentzeallee 76
14195 Berlin
norbert.kuehn@tu-berlin.de
alexander.birgelen@tu-berlin.de

Vegetationsdynamik und Regenerationsstrategien im Grasland Südbraziens

Vegetation dynamics and regeneration strategies in southern Brazilian grasslands

Julia-Maria HERMANN, Gerhard OVERBECK, Sandra Cristina MÜLLER und Alessandra FIDELIS

Zusammenfassung

Anhand von aktuellen Ergebnissen von Untersuchungen zu Diversität von Pflanzenarten und -funktionen, Pflanzenpopulationsökologie und Störungsökologie, die in subtropischen und temperaten Grasländern Südbraziens durchgeführt wurden, werden die Charakteristika dieses Bioms erläutert sowie die wesentliche Rolle anthropogener Störungen für die Erhaltung dieser Grasländer beziehungsweise bei der Verlangsamung der Grasland-Wald-Sukzession verdeutlicht.

Summary

Plant species and functional diversity, plant population ecology and disturbance ecology were studied in subtropical and temperate grasslands in southern Brazil. Based on recent results, we illustrate the characteristics of the southern Brazilian grassland biome. We demonstrate the crucial role of man-made disturbance in grassland maintenance and in slow progression of grassland-forest-succession, respectively.

Einleitung

Weite Teile Südbraziens sind von Grasländern (bras. campos) bedeckt. Das Biom der Pampa (bras. „Bioma Pampa“; IBGE 2004) mit rund 2% der Fläche Braziens bedeckt die südliche Hälfte des Bundesstaats Rio Grande do Sul (RS); nach Süden hin schließen sich die Grasländer Uruguays und Argentiniens an. Auch in der nördlichen Hälfte von RS sowie in den angrenzenden Bundesstaaten Santa Catarina (SC) und Paraná (PR) finden sich – unterhalb 1200 m üNN im Mosaik mit subtropischen Wäldern und Araukarienwäldern, oberhalb 1200 m üNN dominierend (WATZLAWICK et al. ohne Jahreszahl) – ausgedehnte Grasländer, die dem Biom der Mata Atlântica, das den atlantischen Küstenregenwald sowie weitere Waldtypen im Landesinneren umfasst, zugerechnet werden (IBGE 2004).

Das Vorkommen ausgedehnter Grasländer im überwiegend als waldfähig betrachteten Klima Südbraziens – Jahresdurchschnittstemperaturen im südlichen Teil 13-17 °C, im nördlichen Teil 16-22 °C; Jahresniederschlagssumme 1200-1600 beziehungsweise 1500-2000 mm (NIMER 1990) – war schon früh Gegenstand intensiver Diskussion. Pollenanalytische Untersuchungen zeigen, dass die Campos Relikte aus dem frühen und mittleren Holozän sind und dass seit ca. 10000 Jahren mit dem Anstieg der Temperaturen, vor allem seit ca. 4000 Jahren mit dem Einsetzen feuchteren Klimas zunehmend Wälder vordringen, seit ca. 1100 Jahren beschleunigt (BEHLING et al. 2004). Diese Entwicklung wird überlagert

durch den Einfluss des Menschen: ca. vor 7400 Jahren nahm – wie aus der Anzahl von Kohlepartikeln geschlossen werden kann – die Häufigkeit von Feuern zu, was möglicherweise mit der Besiedlung durch indianische Bevölkerung zusammenhängt. Seit der Einführung von Vieh im 17. Jahrhundert wird die Region intensiv beweidet (PILLAR & QUADROS 1997).

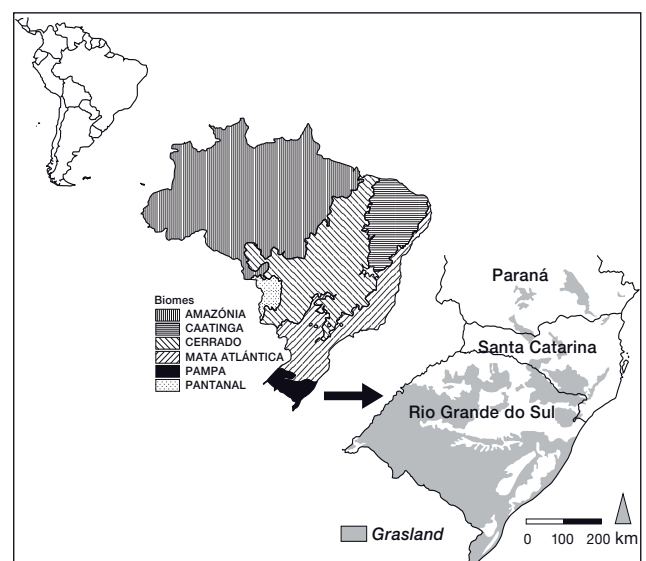


Abbildung 1: Biome Braziens (Karte Mitte; IBGE 2004) und Verbreitung von Grasländern (Quelle: OVERBECK et al. 2007); deutsche Beschreibung zu den Biom-Bezeichnungen: Amazônia: Amazonas-Regenwald; Caatinga: Trockenwälder und -gebüsche; Cerrado: Savanne; Mata Atlântica: Atlantischer Küstenregenwald s. l., beinhaltet weitere subtropische Waldtypen; Pampa: Grasland-Biom (siehe Text); Pantanal: Feuchtsavannen

Heute werden weite Bereiche Südbraziens landwirtschaftlich genutzt, vor allem im Westen, während im Nordosten und Süden Weidewirtschaft nach wie vor eine wichtige Rolle spielt (vergleiche zum Beispiel BOLDRINI 1997). Insgesamt nahm die Gesamtfläche der Grasländer in den letzten 30 Jahren um 25 % ab (OVERBECK et al. 2007). Zunehmend werden die Grasländer in Forstplantagen, meist mit Pinus- und Eucalyptus-Arten, umgewandelt, da dies ein höheres Einkommen ermöglicht (A. Jacques, mündl. Mitteilung).

In den letzten Jahren wurde – neben botanischen (siehe BOLDRINI 2009, BOLDRINI et al. 2009) und agronomischen Arbeiten (siehe NABINGER et al. 2009) – die ökologische Forschung zu den südbrazilianischen Grasländern intensiviert. Der vorliegende Beitrag gibt einen Überblick über die Untersuchungen, die seit 2001 in Kooperation des Lehrstuhls für Vegetationsökologie, TU München, und des Departamento de Ecologia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, durchgeführt wurden.

Zwei einander ergänzende Fragenkomplexe stehen dabei im Vordergrund:

- 1) Welche Charakteristika weisen die südbrazilianischen Grasländer hinsichtlich Artenzusammensetzung und Artenvielfalt auf, auch im Vergleich mit anderen Grasländern weltweit? Schwerpunkte der Forschung lagen auf der Resilienz gegenüber Störungen (Feuer und Beweidung) sowie auf den Anpassungen einzelner Graslandarten und -artengruppen an diese.
- 2) Welche Faktoren wirken einer raschen und flächigen Waldausbreitung entgegen? Die Untersuchungen befassten sich zum einen mit der Entwicklung von Gehölzpopulationen unter Einfluss von Feuer und Beweidung sowie in Graslandbrachen, zum anderen mit den Reaktionen der Arten auf beziehungsweise Anpassungen an diese graslandtypischen Störungen. In diesem Aufsatz werden Ergebnisse zur Dynamik des Graslands und zu Regenerationsmustern der Graslandarten sowie von Gehölzen im Grasland vorgestellt und vor allem vor dem Hintergrund von Naturschutz- und Managementfragen diskutiert.

Die Hauptuntersuchungsgebiete lagen auf dem Morro Santana in Porto Alegre (siehe auch ADELMANN & OVERBECK in diesem Band), dessen Grasländer häufigen Feuern unterliegen, und auf dem Gebiet der Forschungsstation CPCN Pró-Mata im feuchtgemäßigten Hochland im Nordosten von Rio Grande do Sul, ca. 900-920 m üNN. Im CPCN Pró-Mata sind Feuer und Beweidung seit 1994 ausgeschlossen, während die angrenzenden Grasländer weiterhin dem ortsüblichen Weidemanagement (ca. 0,5 GVE, Brände alle 1-2 Jahre) unterliegen.

Dynamik und Regenerationsstrategien der Arten des Graslandes

Zur Artenzusammensetzung der südbrazilianischen Grasländer liegen mittlerweile detaillierte Studien vor (zum Beispiel BOLDRINI 2009, BOLDRINI et al. 2009); Schätzungen nach beläuft sich die Gesamtartenzahl der südbrazilianischen Grasländer auf 3000 bis 4000 Arten (KLEIN 1975; BOLDRINI et al. 2002); für RS werden 2200 Arten geschätzt (BOLDRINI 2009). Sowohl in regelmäßig gebrannten als auch in beweideten Grasländern sind die Artenzahlen auch kleinräumig sehr hoch, beispielsweise am Morro Santana (häufige Brände) mit durchschnittlich fast 34 Arten in einem Untersuchungsplot von 0,75 m² (siehe ADELMANN in diesem Band) beziehungsweise zwischen 15 und 28 Arten in Plots von 0,25m² (OVERBECK et al. 2006a). Ähnlich hohe Artenzahlen wurden in beweideten Flächen festgestellt, zum Beispiel von FERREIRA et al. (im Druck) in einem beweideten Grasland bei Porto Alegre mit durchschnittlich 27 Arten pro m². Demgegenüber nimmt die Artenzahl unter Brachebedingungen zumindest kleinräumig rapide ab, weil sich die Dominanzverhältnisse ändern: In den Brachegrasländern von Pró-Mata wurde die Vegetationsdecke 12 Jahre nach Aufgabe des Managements von einigen großwüchsigen, dichthorstigen Grasarten insbesondere der Gattungen *Andropogon* und *Sorghastrum* bestimmt; dazwischen beziehungsweise unter der dichten Vegetationsdecke mit viel toter Biomasse konnten sich nur wenige weitere Arten halten; die Artenzahlen pro Untersuchungsplot von 0,25 m² beliefen sich hier auf durchschnittlich 5,6 Arten (OVERBECK et al. 2005).

Interessant ist die Frage des Zusammenhangs zwischen den Regenerationsstrategien der Graslandarten nach Störung und der Artenzusammensetzung beziehungsweise -vielfalt der Grasländer. Die Bedeutsamkeit der Regeneration aus unterirdischen Organen, aus denen ein Wiederaustreiben nach einer Störung möglich ist, wird durch mehrere Studien belegt. OVERBECK & PFADENHAUER (2007) und FIDELIS (2008) zeigen, dass die Wiederbesiedlung eines gebrannten Graslandbereichs am Morro Santana nach einem Brand bei rund 90% der Arten durch Wiederaustrieb – aus oberirdischen (vor allem Horstgräser) oder unterirdischen Knospen (nichtgraminoide krautige Arten und Sträucher) – erfolgte, was das hohe Verhältnis von unterirdischer zu oberirdischer Biomasse von nahezu 1:1 erklärt (FIDELIS et al. 2006). In vergleichenden Untersuchungen von vier Graslandflächen unter unterschiedlichem Management (Beweidung, Weide, Brache) stellte FIDELIS (2008) fest, dass in beweideten Graslandflächen über 2400 Knospen pro Quadratmeter Boden vorlagen, in regelmäßig gebrannten Grasland nur rund die Hälfte (1120 Knospen), und dass in seit 15 oder 30 Jahren brachliegenden Flächen Zahl und Vielfalt der unterirdischen Pflanzenorgane, die nach einer

Störung ein Wiederaustreiben ermöglichen, stark reduziert waren (knapp 400 beziehungsweise knapp 200 Knospen). Unterirdische Speicherorgane sind für die Regeneration vieler Graslandarten nach einer Störung entscheidend (FIDELIS 2008, FIDELIS et al. 2009).

Sowohl in den Tiefland- (Morro Santana) als auch den Hochlandgrasländern (Pró-Mata) treten – neben Straucharten, die sich nach Verlust oberirdischer Biomasse aus unterirdischen Organen regenerieren – einige nach Brand nicht austriebsfähige Campos-Straucharten (zum Beispiel die Asteraceen *Heterothalamus psiadioides* oder *Baccharis uncinella*) in vergleichsweise dichten, gleichaltrigen Beständen auf, die auf Etablierung aus Samen in großen Vegetationslücken hinweisen und die Einstufung als „obligate seeder“ rechtfertigen (MÜLLER 2005, HERMANN 2009). Es kann vermutet werden, dass mit zunehmender Dauer störungsfreier Intervalle die Rekrutierung aus Samen an Bedeutung gewinnt, da zum einen die Anzahl der austriebsfähigen Pflanzenorgane im Boden zurückgeht (siehe oben), ein erneutes Störungsereignis, zum Beispiel Feuer, jedoch aufgrund der akkumulierten Biomasse von großer Intensität wäre. Entscheidend sind sicherlich die Nähe der Diasporenquelle zu den gebrannten Flächen und vermutlich auch die Jahreszeit, zu der der Brand stattfindet. Insgesamt besteht zu diesen Fragen noch großer Forschungsbedarf. Insbesondere zur Diasporenbank im Boden liegen für die südbrasilianischen Grasländern bislang nur wenige Untersuchungen vor, die jedoch insgesamt auf eine vergleichsweise große Samenbank aus überwiegend transienten und kurzlebigen Samen hinweisen: GARCIA (2009) gibt in ihrer Übersicht Zahlen von 13 500 bis 70 000 keimfähigen Samen pro m² Boden an. Eine Stimulierung der Keimung durch Feuer, wie in vielen feuergeprägten Ökosystemen bekannt, konnte bislang für die südbrasilianischen Grasländer nicht nachgewiesen werden (OVERBECK et al. 2006b). Mit den vorliegenden Studien sind die relative Bedeutung von Samenbank, Samenausbreitung und Austreiben aus der Knospenbank für die Dynamik der Grasländer, vor allem nach Störungsereignissen oder in Abhängigkeit von bestimmten Störungsregimes, noch kaum abschätzbar.

Regenerationsstrategien der Gehölze und Wald-Grasland-Dynamik

Im südbrasilianischen Campo sind zwei Gruppen von Gehölzarten zu unterscheiden: Graslandsträucher und -halbsträucher gegenüber Waldbaum- und -Straucharten. Erstere treten im Grasland regelmäßig auf, im Waldinneren nicht; sie gehören überwiegend zur Familie der Asteraceae, und viele von ihnen besitzen kleine, windverbreitete Samen (MÜLLER 2005, HERMANN 2009). In den subtropischen Tieflandgrasländern dominieren kleinwüchsige Arten

von 0-2 m Höhe, während in den Grasländern des gemäßigten Hochlandes auch Großsträucher mit Wuchshöhen bis zu 5 Meter in Erscheinung treten (OLIVEIRA 2003, HERMANN 2009).

Waldarten, die in großer Zahl im Grasland auftreten, sind hingegen Zeichen der seit mindestens 2000 Jahren andauernden flächigen Ausbreitung von Wald über Grasland (zum Beispiel BEHLING 2007). MÜLLER (2005) registrierte insgesamt 76 Gehölzarten aus 40 Familien in den Grasländern von Morro Santana, von denen sie 44 Arten als typische Waldrandarten beziehungsweise Wald-Pionierarten im Grasland einstuft. In der Grasland-Wald-Sukzession im CPCN Pró-Mata treten dagegen nur wenige Waldarten regelmäßig in Erscheinung, unter anderem *Myrsine parvula* und einige Myrtaceen (eigene Beobachtung).

Die Untersuchungen von MÜLLER (2005) auf dem Morro Santana lassen auf eine Schutzwirkung (facilitation) von Waldrandzonen bei der Etablierung von Pioniergehölzen im Grasland schließen, nicht jedoch auf eine Schutzwirkung höherwüchsiger Campo-Sträucher. Der Großstrauch-Campo des Hochlandes bildet dagegen zeitweise ein geschlossenes Kronendach und kann gemeinsam mit Pionier-Waldbaumarten wie *Myrsine parvula* das erste Stadium der Grasland-Wald-Sukzession bilden, jedoch können Waldbäume auch bei fehlender Großstrauchbedeckung die Grasländer besiedeln (OLIVEIRA & PILLAR 2004, HERMANN 2009). In beiden Fällen schreitet die Besiedlung auffallend langsam voran: Nach Aufgabe von Feuer und Beweidung im CPCN Pró-Mata im Jahr 1994 nahmen Abundanz und Deckung von Gehölzen im Vergleich zum bewirtschafteten Campo der Nachbar-Fazenda signifikant zu (OLIVEIRA & PILLAR 2004), allerdings handelte es sich dabei zehn Jahre später noch überwiegend um Campo-Straucharten, während Waldarten sich überwiegend auf einen wenige Meter breiten Streifen am Waldrand beschränkten (MACHADO 2004).

MÜLLER (2005) beobachtete verstärkte Besiedlung durch Pioniergehölze des Waldes sowohl in Waldrandnähe als auch bei Felsausblühungen im Grasland; sie vermutete, dass in ersterem Fall die Nähe zur Diasporenquelle sowie zum Teil geringere Feuerintensität eine Rolle spielen, in letzterem Fall die Ursache in spärlichem Grasaufwuchs und verringerter Feuerintensität auf felsigem Boden zu suchen ist. Im Hochland-Campo wirken sich nach HERMANN (2009) Feuer und Beweidung direkt und indirekt limitierend auf Etablierung und Überleben von Gehölzen, insbesondere Waldgehölzen, aus. Im bewirtschafteten Hochlandcampo wurden 24 % experimentell verpflanzter Keimlinge der Waldbaumart *Myrsine parvula* durch Weideeinfluss (Grasen, Huftritt, Dung) eliminiert, weitere 8 % durch Weidebrand Ende des Südwinters 2005. 22 % wurden vor Winterende durch Frost vernichtet, dem jedoch die Pflanzen an kurz-

rasigen Stellen stärker ausgesetzt waren. Überlebende behielten bis 11 Monate nach Verpflanzung lediglich mehr oder weniger ihre Ausgangsgröße bei. Jungpflanzen der Campo-Großstrauchart *Baccharis uncinella* im gleichen Experiment litten nicht unter Frost: Die häufigsten Todesursachen waren Weideeinfluss (26 %) und Feuer (21 %), der Höhenzuwachs betrug in 11 Monaten das 5-6-fache (Median).

In der angrenzenden Graslandbrache der CPCN Pró-Mata waren hingegen experimentelle Keimung, Etablierung und Wuchs der Waldbaumart gegenüber der Großstrauchart deutlich begünstigt. Beispielsweise betrug die Mortalität von *Myrsine*-Keimlingen im Unterwuchs großer Grashorste lediglich 20 %, Frostschäden wurden nicht beobachtet. Die Jungpflanzen erreichten innerhalb von 11 Monaten das 3,6-fache (Median) ihrer Ausgangsgröße. Während jedoch im Unterwuchs großer Grashorste 17 %, im Unterwuchs großer Campo-Straucher 11 % eingebrachter Samen keimten, wurde Hintergrundkeimung in ungesäten Flächen lediglich in letzterem beobachtet. Dies weist auf natürliche Limitierung der Waldbaumart durch Samenverfügbarkeit im Brache-grasland hin. Erste Untersuchungen von 2005 eingerichteten Dauerbeobachtungsflächen ergaben, dass *Myrsine*-Populationen den Brache-Campo grobenteils durch vegetative Vermehrung besiedeln.

Analog zu den oben genannten Ergebnissen von OVERBECK & PFADENHAUER (2007) und FIDELIS (2008) stellte auch MÜLLER (2005) im Artenspektrum der Gehölze in den Grasländern des Morro Santana einen überwiegenden Anteil von wiederaustriebsfähigen Arten fest. Sie stufte die Wiederaustriebsfähigkeit als eine wesentliche Eigenschaft der Wald-Pioniergehölze ein. Nicht austriebsfähige Waldbaumarten kamen lediglich am Waldrand vor (MÜLLER et al. 2007). Allerdings ist das Wiederaustriebsvermögen der Wald-Pionierarten, Untersuchungen von HERMANN (2009) zufolge, im Vergleich zu Campogehölzarten signifikant geringer: Im Südsommer 2005 vernichtete ein Brand auf den Untersuchungsflächen am Morro Santana 70 % der Individuen der Waldbaumart *Myrsine umbellata*; 23 % der *Myrsine parvula*-Individuen in den bewirtschafteten Dauerbeobachtungsflächen des Hochlandes fielen dem Feuer am Ende des Südwinters zum Opfer. Durch Wiederaustrieb erlangten überlebende *M. parvula* innerhalb von 10 Monaten 27 % ihrer Basalfläche wieder. Campo-Kleinsträucher – zwei Tieflandarten nach Brand, eine Hochlandart nach Schnitt – bewiesen deutlich höhere Resilienz gegenüber Störungen, da 100 % der Individuen durch Wiederaustrieb überlebten und nach 12 Monaten 69-104 % (Median) ihrer ursprünglichen Basalfläche aufwiesen. Vergleichbar den Straucharten der nordamerikanischen Great Plains-Prärien (HEISLER et al. 2003), können die südbrasilianischen Campo-Kleinstraucharten als an häufige Störungen angepasst und somit als integraler

Bestandteil des Ökosystems betrachtet werden, während Feuer und Beweidung – oder Feuer in Abständen von 2-3 Jahren – der Waldausbreitung neben weiteren, näher zu erforschenden Faktoren entgegenwirken (MÜLLER 2005, HERMANN 2009).

Um die Dynamik des Wald-Grasland-Mosaiks umfassend zu erklären, sollten die Untersuchungen zum einen auf den ersten Schritt in der Grasland-Wald-Sukzession, das heißt Samenproduktion und -verbreitung, zum anderen über längere Beobachtungszeiträume und auf Landschaftsebene ausgedehnt werden. Die Ergebnisse von HERMANN (2009) legen nahe, dass der Limitierung der Keimlingsetablierung durch Störung eine Limitierung des Diasporens vorangeht. Die Hauptpionierbaumarten sind zoochor. DUARTE et al. (2006) stellten im CPCN Pró-Mata fest, dass Solitär-bäume, insbesondere von *Araucaria angustifolia*, als Ansitze im Grasland samenverbreitende Vögel anziehen. Wie jedoch gelangen die ersten Samen ins Grasland? Wie attraktiv wirken unterschiedliche Strukturtypen von Grasland? Der Einfluss abiotischer Faktoren wie Topografie und Boden wirft weitere Fragen auf. So wäre zum Beispiel zu vermuten, dass in schattigeren Südlagen die Feuerintensität geringer und somit die Waldausbreitung begünstigt ist. MÜLLER (2005) schloss allerdings aus den gestaffelten, nordexponierten Wald-rändern des Morro Santana auf kontinuierlichere Ausbreitung als an den abrupten Übergängen von Wald zu Grasland an der Südseite.

Schlussfolgerung

Bei bisherigen Forschungen standen vor allem der Einfluss von Feuer und Beweidung auf die Grasländer sowie die Wald-Grasland-Dynamik im Vordergrund. Wesentliche Grundlagen zum Verständnis dieser Prozesse sowie für den Naturschutz konnten erarbeitet werden, allerdings besteht nach wie vor Forschungsbedarf zur Dynamik der Grasländer und den genauen Auswirkungen einzelner Landnutzungen auf Artenreichtum und Graslandstruktur. Langfristige ökologische Untersuchungen und detaillierte Vergleiche zwischen Grasländern unterschiedlicher Nutzungen – auch unterschiedlicher Formen der Weidewirtschaft – fehlen bislang fast völlig. Ebenso lassen sich die bisherigen Erkenntnisse sicherlich nicht ohne weiteres auf die in Bezug auf Standort, Klima, Artenzusammensetzung, Vegetations- und Nutzungsgeschichte unterschiedlichen Grasländer der Region übertragen.

Nur ein geringer Teil der Graslandflächen (<1%) unterliegt einem offiziellen Schutzstatus. Unter den brasilianischen Naturschutzbestimmungen ist in höherrangigen Schutzkategorien, insbesondere den Nationalparks, menschliche Einflussnahme auf die Vegetation verboten; das heißt die Grasländer dürfen weder beweidet noch – von möglichen unbeabsichtigten Bränden abgesehen – abgebrannt werden.

Die bisherigen Kenntnisse zur Wald-Grasland-Dynamik weisen darauf hin, dass diese Grasländer langfristig verbuschen beziehungsweise die Sukzession zu Wald weiter fortschreitet – und somit auch die Artenvielfalt der Grasländer bedroht ist. Wie in vielen anderen Regionen der Welt verliert die traditionelle Weidenutzung auch in Südbrazilien allmählich an Bedeutung, weil andere Nutzungen, vor allem auch die Aufforstung der Grasländer mit *Pinus* oder *Eucalyptus*, höhere Erträge versprechen. Wenn Ziel des Naturschutzes ist, die Grasländer und ihre Biodiversität und damit auch das traditionelle Bild Südbraziens als Land der Gaúchos zu erhalten, müssen Wege gefunden werden, die Weidehaltung auch langfristig zu sichern.

Dank

Unser Dank geht an all diejenigen, die uns bei den Arbeiten, die diesem Aufsatz zugrundeliegen, unterstützt haben, insbesondere Prof. Dr. Valério DePatta Pillar, Prof. Dr. Maria Luiza Porto, Prof. Dr. Ilsi Boldrini und Dr. Ricardo Mello. Besonders herzlich bedanken möchten wir uns bei Prof. Dr. Jörg Pfadenhauer für die gute Zusammenarbeit, die stets anregenden Diskussionen und die Unterstützung jeglicher Art.

Literatur

- BEHLING, H. (2007): Late Quaternary vegetation, fire and climate dynamics of Serra do Araçatuba in the Atlantic coastal mountains of Paraná State, southern Brazil. *Vegetation History and Archaeobotany* 16(2-3): 77-85.
- BEHLING, H., PILLAR, V.D., ORLÓCI, L. & BAUERMANN, S.G. (2004): Late Quaternary Araucaria forest, grassland (campos), fire and climate dynamics, studied by high-resolution pollen, charcoal and multivariate analysis of the Cambará do Sul core in southern Brazil. *Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology* 203: 277-297.
- BOLDRINI, I.I. (1997): Campos do Rio Grande do Sul: caracterização fisionômica e problemática ocupacional. *Boletim do Instituto de Biociências UFRGS*, 56: 1-39.
- BOLDRINI, I.I. (2002): Campos Sulinos: caracterização e biodiversidade. In: ARAÚJO, E.d.L., MOURA, A.d.N., SAMPAIO, E.V.d.S.B., GESTINARI, L.M.d.S. & CARNEIRO, J.d.M.T. (Hrsg.): Biodiversidade, conservação e uso sustentável da flora do Brasil. UFRPE, S. 95-97.
- BOLDRINI, I.I. (2009): A Flora dos Campos do Rio Grande do Sul. In: PILLAR, V.D., MÜLLER, S.C., CASTILHOS, Z.M.S. & JACQUES, A.V.A. (Hrsg.): Campos Sulinos: conservação e uso sustentável da biodiversidade. Ministério do Meio Ambiente, Brasília: 63-77.
- BOLDRINI, I.I., EGGERS, L., MENTZ, L., MIOTTO, S.T.S., MATZENBACHER, N.I., LONGHI-WAGNER, H.M., TREVISAN, R. & SCHNEIDER, A.A. (2009): Flora In: BOLDRINI, I.I. (Hrsg.): Biodiversidade dos campos do planalto das araucárias. Ministério do Meio Ambiente, Brasília: 38-94.
- DUARTE, L.D.S., MARCHESINI, M.D.S., HARTZ, S.M. & PILLAR, V.D. (2006): Role of nurse plants in Araucaria Forest expansion over grassland in south Brazil. *Austral Ecology* 31(4): 520-528.
- FERREIRA, P.M.A., S.C. MÜLLER, I.I. BOLDRINI, & L. EGGERS (im Druck): Floristic and vegetation structure of a granitic grassland in Southern Brazil. *Revista Brasileira de Botânica*.
- FIDELIS, A., MÜLLER, S., PILLAR, V.D. & PFADENHAUER, J. (2006): Efeito do fogo na biomassa aérea e subterrânea dos Campos Sulinos. In Campos XRG (Hrsg.): Desafios e oportunidades do Biomas Campos frente à expansão e intensificação agrícola. EMPRAPA, Pelotas.
- FIDELIS, A. (2008): Fire in subtropical grasslands in Southern Brazil: effects on plant strategies and vegetation dynamics. Diss. TU München.
- FIDELIS, A., APPEZZATO-DA-GLORIA, B. & PFADENHAUER, J. (2009): A importância da biomassa e das estruturas subterrâneas nos Campos Sulinos. In: PILLAR, V.D., MÜLLER, S.C., CASTILHOS, Z.M.S. & JACQUES, A.V.A. (Hrsg.): Campos Sulinos: conservação e uso sustentável da biodiversidade. Ministério do Meio Ambiente, Brasília: 88-100.
- GARCIA, E.N. (2009): O banco de sementes no solo nos Campos Sulinos. In: PILLAR, V.D., MÜLLER, S.C., CASTILHOS, Z.M.S. & JACQUES, A.V.A. (Hrsg.): Campos Sulinos: conservação e uso sustentável da biodiversidade. Ministério do Meio Ambiente, Brasília: 78-87.
- HEISLER, J.L., BRIGGS, J.M. & KNAPP, A.K. (2003): Long-term pattern of shrub expansion in a C4-dominated grassland: fire frequency and the dynamics of shrub cover and abundance. *American Journal of Botany* 90: 423-428.
- HERMANN, J.-M. (2009): Pioneer woody species in southern Brazilian grasslands: Life history traits and population dynamics. Diss. TU München.
- IBGE – INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (2004): Mapa de Biomas do Brasil. <http://www.ibge.gov.br>
- KLEIN, R.M. (1975): Southern Brazilian phytogeographic features and the probable influence of upper quaternary climatic changes in the floristic distribution. *Boletim Paraense Geociências* 33: 67-88.
- MACHADO, R.E. (2004): P adrões vegetacionais em capões de floresta com Araucária no planalto nordeste do Rio Grande do Sul, Brasil. Masterarbeit PPG-Ecologia, UFRGS, Porto Alegre, Brasilien.
- MÜLLER, S.C. (2005): Padrões de espécies e tipos funcionais de Plantas lenhosas em bordas de floresta e Campo sob influência do fogo. Diss. PPG-Ecologia, UFRGS, Porto Alegre, Brasilien.
- MÜLLER, S.C., OVERBECK, G., PFADENHAUER, J. & PILLAR, V.D. (2007): Plant Functional Types of Woody Species Related to Fire Disturbance in Forest-Grassland Ecotones. *Plant Ecology* 189(1): 1-14.

NABINGER, C., FERREIRA, E.T., FREITAS, A.K., FACCIO CARVALHO, P.C. & SANT'ANNA, D.M. (2009):

Produção animal com base no campo nativo: aplicações de resultados de pesquisa. In: PILLAR, V.D., MÜLLER, S.C., CASTILHOS, Z.M.S. & JACQUES, A.V.A. (Hrsg.): Campos Sulinos: conservação e uso sustentável da biodiversidade. Ministério do Meio Ambiente, Brasília: 175-198.

NIMER, E. (1990):

Clima. In: IBGE (Hrsg.): Geografia do Brasil: Região Sul. IBGE, S. 151-187.

OLIVEIRA, J.M. (2003):

Padrões e processos espaço-temporais em ecotonos de campos e floresta com Araucária, em São Francisco de Paula, RS. Master Thesis, UFRGS, Porto Alegre, Brasilien.

OLIVEIRA, J.M. & PILLAR V.D. (2004):

Vegetation dynamics on mosaics of Campos and Araucaria forest between 1974 and 1999 in Southern Brazil. *Community Ecology* 5:197-202.

OVERBECK, G. & PFADENHAUER, J. (2007):

Adaptive strategies to fire in subtropical grasslands in southern Brazil. *Flora* 202 (1): 27-49.

OVERBECK, G., MÜLLER, S.C., PILLAR, V.D. & PFADENHAUER, J. (2005):

Fine-scale post-fire dynamics in South Brazilian subtropical grassland. *Journal of Vegetation Science* 16: 655-664.

OVERBECK, G., MÜLLER, S.C., PILLAR, V.D. & PFADENHAUER, J. (2006a):

Floristic composition, environmental variation and species distribution patterns in burned grassland in southern Brazil. *Brazilian Journal of Biology* 66 (4): 1073-1090.

OVERBECK, G., MÜLLER, S.C., PILLAR, V.D. & PFADENHAUER, J. (2006b):

No stimulation of germination by heat found in subtropical grassland species. *Plant Ecology* 184 (2): 237-243.

OVERBECK, G., MÜLLER, S.C., FIDELIS, A.T., PFADENHAUER, J., PILLAR, V.D., BLANCO, C.C., BOLDRINI, I.I., BOTH, R. & FORNECK, E.D. (2007):

Brazil's neglected biome: the South Brazilian Campos. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics* 9 (2): 101-116.

PILLAR, V.D. & QUADROS, L.F. 1997:

Grassland-forest boundaries in Southern Brazil. *Coenoses* 12 (2-3): 119-126.

WATZLAWICK, L., FARINHA, N.L., SPATHELF, P., REIF, A., WINCKLER CALDEIRA, M.V. & SAQUETTA, C.R. (ohne Jahreszahl):

Die phytogeografischen Einheiten von Paraná, Brasilien. URL: http://www.freidok.unifreiburg.de/volltexte/1036/pdf/Distiller_Livro%20Fitogeografia_24.05.pdf [abgerufen 17.8.2008].

Anschriften der Verfasser

Dr. Julia-Maria Hermann
Lehrstuhl für Vegetationsökologie
Technische Universität München
Emil-Ramann-Str. 6
85350 Freising
Julia-Maria.Hermann@gmx.de

Dr. Gerhard Overbeck
Akademie für Raumforschung und Landesplanung
Hohenzollernstr. 11
30161 Hannover
gerhard_overbeck@yahoo.com

Dr. Sandra Cristina Müller
Departamento de Ecologia
Universidade Federal do Rio Grande do Sul
Av. Bento Gonçalves 9500
Porto Alegre
CEP 91501-970
RS, Brasilien
sandra.muller@ufrgs.br

PhD Alessandra Fidelis
Departamento de Ecologia
Universidade de São Paulo
Rua do Matão
Trav. 14, 321, Sao Paulo
CEP 05508-900
SP, Brasilien
atfidelis@gmail.com

Anthropogene Einflüsse auf die Dynamik artenreicher Wald-Graslandmosaiken in Porto Alegre, Südbrasilien

Anthropogenic influences on the dynamics of species-rich forest-grassland mosaics in Porto Alegre, Southern Brazil

Wolfram ADELMANN und Gerhard OVERBECK

Zusammenfassung

Im Umfeld von Porto Alegre (Südbrasilien) wurde anhand von Luft- und Satellitenbildern der Landnutzungswandel analysiert. Der Schwerpunkt lag auf der Bewertung des anthropogenen Einflusses auf die naturnahen Wald-Grasland-Mosaiken um Porto Alegre. Die Daten zeigen klar den Verlust naturnaher Flächen durch die Ausweitung von Siedlungsflächen. Häufige Feuer stabilisieren die Wald-Grasland-Grenze und sind ein wichtiger Faktor für die Offenhaltung der artenreichen Grasländer.

Summary

Land use changes in Porto Alegre (Southern Brazil) were analyzed by help of aerial and satellite photos. The main focus was the assessment of anthropogenic influences on the forest-grassland-mosaics. The data clearly show the losses of natural vegetation due to expansion of settlement areas. Frequent fires stabilize the forest-grassland-boundary and can be considered an important factor for maintenance of species-rich grasslands.

Einleitung

Die unmittelbar an die südbrasilianische Metropole Porto Alegre (1,37 Mio. Einwohner, 30°03' S, 51°07' W) angrenzende granitische Hügelkette ist geprägt durch ein artenreiches Wald-Grasland-Mosaik. Teile der Waldflächen sind dem Kerngebiet des Biosphärenreservates „Mata atlântica“ zugeordnet (MARCUIZZO et al. 1998) und besitzen internationale Bedeutung. Grundsätzlich wird das Gebiet sowohl klimatisch (Cfa-Klima nach Köppen), als auch edaphisch als waldfähig eingeschätzt (LIVI 1998). Die südbrasilianischen Grasländer generell (siehe auch HERMANN et al. in diesem Band) gelten als Relikte aus einem trockeneren und kühleren Klima, die durch Beweidung und Feuer, hauptsächlich anthropogenen Ursprungs, bis heute stabilisiert werden (BEHLING 2002, BEHLING et al. 2007). Durch den gegenwärtigen Landnutzungswandel sind vor allem die Grasländer hochgradig bedroht, da sie im Gegensatz zu den Wäldern keinen offiziellen Schutzstatus besitzen. Jährlich auftretende Brände, welche allerdings nach der brasilianischen Naturschutzgesetzgebung verboten sind, bleiben der einzige Faktor zur Offenhaltung der Grasländer um Porto Alegre.

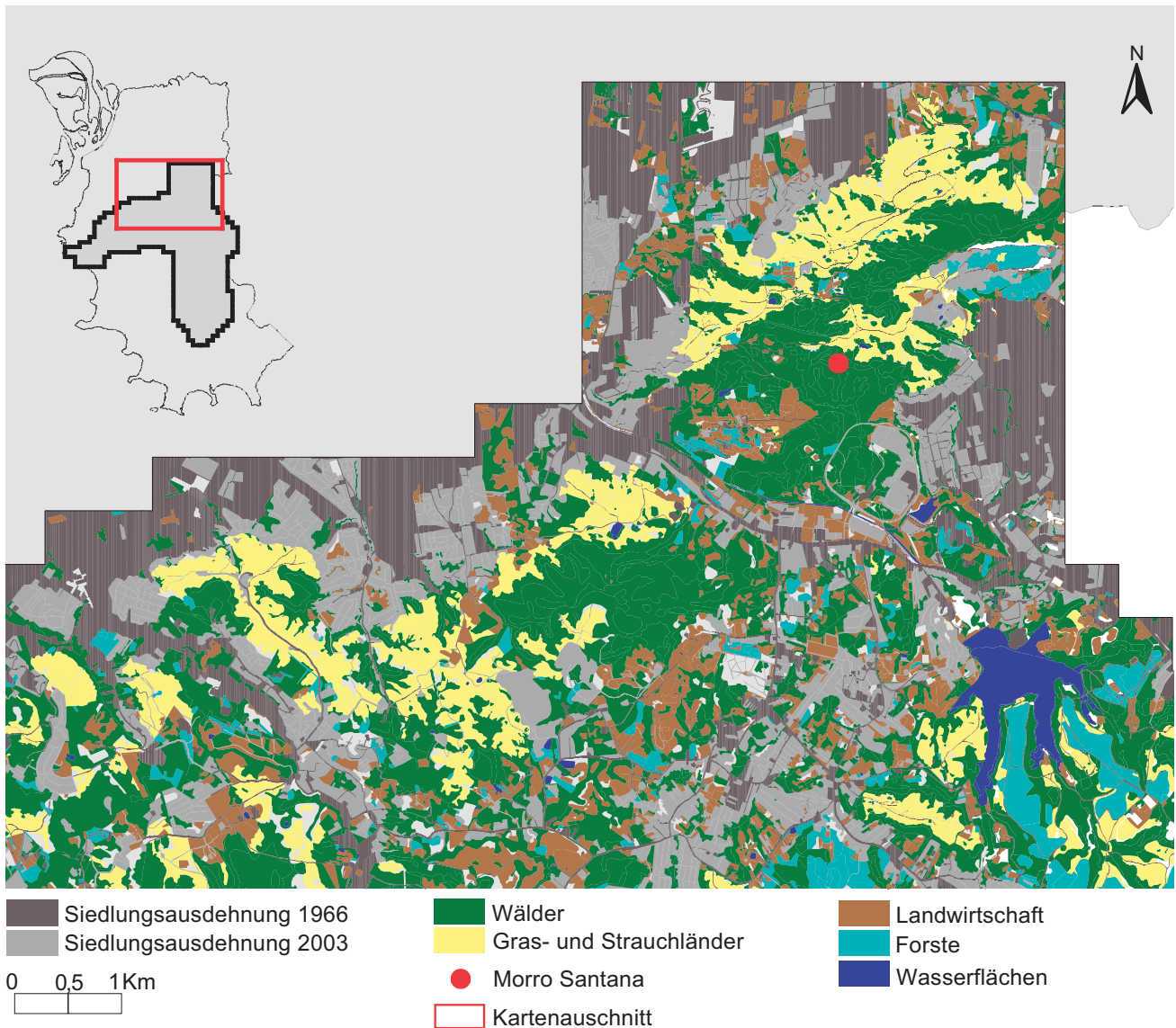
Ziel dieses Beitrags ist die Klärung, inwieweit sich der Landnutzungswandel negativ auf das Wald-Grasland-Mosaik auswirkt und welchen Einfluss häufige Feuer auf dessen Dynamik haben.

Methoden

Mittels Luft- und Satellitenbildinterpretation wurden Vegetation und Landnutzung in einem Geogra-

phischen Informationssystem erfasst. Grundlage bilden georeferenzierte S/W-Luftbilder der Jahre 1966, 1991, orthorektifizierte Luftbildmosaiken von 1999 sowie hochauflösende Satellitenbilder (Quickbird 1m) von 2003. Zur Klassifizierung von Vegetation und Landnutzung dienten physiognomisch-strukturelle Kriterien, sichtbare Nutzungsunterschiede sowie floristische Informationen (detaillierte Darstellung in ADELMANN 2006). Bei kleinräumigen Mosaiken (kartierbare Untergrenze: 5 m) wurde der prozentuale Deckungsgrad (10 %-Stufen) der verschiedenen Typen innerhalb einer Fläche geschätzt und als Mischtyp kartiert. Innerhalb der Grasländer wurde die Zu- beziehungsweise Abnahme der Strauchflächen in einer 10 %-Deckungsskala geschätzt. Eine flächige Landnutzungs- und Vegetationskarte wurde für das 141 km² große Untersuchungsgebiet (Abbildung 1) erstellt (M 1:10000, Basis 2003). Für eine detaillierte Analyse der Veränderungen wurden fünf Teiluntersuchungsgebiete (Subplots) á 3 km² ausgewählt und eine Kartierung im Maßstab 1:1000 für die Jahrgänge 1991, 1999 und 2003 durchgeführt.

Den Fernerkundungsdaten wurden vegetationskundliche Untersuchungen auf dem Morro Santana (portugiesisch morro = Hügel) gegenübergestellt, durchgeführt jeweils 2002 und 2003 (insgesamt 48 Plots von 0,75 m² in Graslandbereichen mit unterschiedlicher Brandgeschichte und Vegetationsstruktur, angeordnet in Transekten von der Wald-Grasland-Grenze in das offene Grasland). Ein Teil der Untersuchungsflächen wurde experimentell abgebrannt. Eine ausführliche Darstellung findet sich in OVERBECK et al. 2005, 2006 sowie MÜLLER et al. 2007; in diesem Bei-



Kleine Karte: Lage Untersuchungsgebiet und Kartenausschnitt im Gemeindegebiet Porto Alegre

Abbildung 1: Ausschnitt aus der Landnutzungs- und Vegetationskarte (2003), kombiniert mit den Siedlungsständen von 1966. Markiert: höchster Punkt des Morro Santana (311 m ü.N.N.)

trag werden wesentliche Ergebnisse zusammengefasst. Der Morro Santana, seit 2006 privates Schutzgebiet der Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS), Porto Alegre, weist eine typische Vegetationsverteilung auf: Seine Südflanke ist durch Wälder geprägt, auf der Hügelkuppe herrscht ein Mosaik aus Wald und Grasland vor und die Nordhänge sind durch Grasländer und gewässerbegleitende Niedrigwälder geprägt.

Ergebnisse

Landnutzung und Landnutzungswandel

Die Flächennutzung in 2003 weist mit 6240 ha (45% des Untersuchungsgebietes) noch große naturnahe Bereiche auf (ca. 3800 ha Wälder, 1150 ha naturnahe Grasländer, 1290 ha Strauchländer mit Strauchdeckung >50%). Die stadtnahen Naturflächen grenzen unmittelbar an Siedlungsflächen an, zumeist (zu 78%)

an Marginalviertel (portugiesisch favelas), selten (zu 10%) auch an Plansiedlungen mit luxuriöser Villenbebauung (portugiesisch condomínios fechados). Bei der Ausbreitung der Stadtflächen von 1966 bis 2003 wurden flache Neigungen und Tallagen bevorzugt besiedelt, wodurch die einzelnen Hügel von Siedlungen umschlossen werden (vergleiche Abbildung 1) und die Hügelkuppen als isolierte Inseln übrig bleiben. Meist wurden im Anschluss die steilen Nordhänge durch Favelas besiedelt, die Kuppen mit attraktiver Aussichtslage durch condomínios fechados (vergleiche ADELMANN & ZELHUBER 2004).

Zwischen 1966 und 2003 entstanden ca. 2300 ha neue Siedlungen, davon ca. 540 ha zwischen 1991 und 2003. Diese wurden zu 33,7% auf vorher von Grasland und Graslandbrachen eingenommenen Flächen errichtet, gefolgt von ca. 20% in bewirtschaftetem Grasland und ca. 19% in Wäldern. Neben dem direkten Verlust von Freiflächen findet in den unmittelbar an

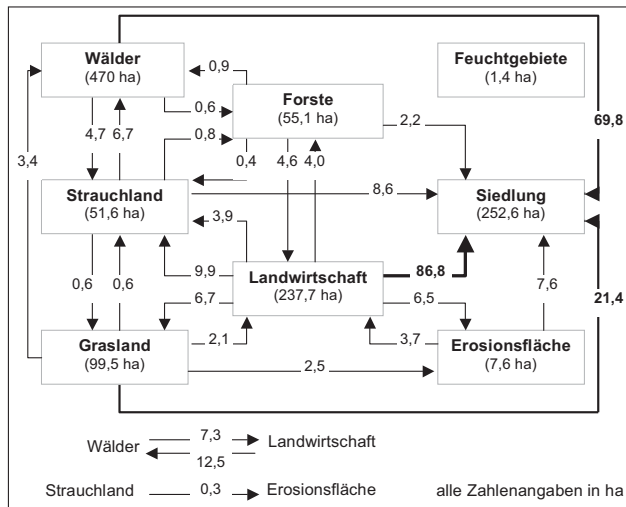


Abbildung 2: Flächenveränderungen der Landnutzungen innerhalb aller Subplots (5x3 km²) von 1991 bis 2003 (Angaben in Klammern: Fläche in 1991)

Marginalsiedlungen angrenzenden Bereichen eine Degradierung, zum Beispiel durch Brennholznutzung und Erosion statt: Ca. 12,9% des Graslandes – die Bereiche an steilen Hängen – zeigen im Luftbild erkennbare Erosionsspuren. Diese Degradierung nahm von 1991 bis 2003 um 6,6% auf 122 ha zu. Die Marginalsiedlungen sind oft Ausgangspunkt der illegalen Feuer.

In Bereichen, in denen die Stadtsiedlungen näher rücken (Umkreis von ca. 3 km) ist eine Aufgabe der landwirtschaftlichen Nutzung zu beobachten, so dass Brachen, sekundäre Strauchländer und Niedrigwälder entstehen. Die Waldfläche nimmt von 1966 bis 2003, im Gegensatz zur Graslandfläche, nicht ab, sondern sogar von ca. 2900 ha auf 3540 ha zu. Diese Sekundärwälder sind zu 88% extrem kleinflächig (<3 ha). In stadferneren Bereichen werden durch Waldrodung hingegen neue landwirtschaftliche Flächen erschlossen (ca. 340 ha). Die Stadtexpansion schiebt somit bildlich eine Welle von stadtnahen Brachen und stadtferner Neuaufnahme der Landwirtschaft vor sich her. Natürliche oder naturnahe Bereiche werden vernichtet, isoliert oder degradiert. Auch die Flächenentwicklung 1991-2003 der Subplots spiegelt diese Entwicklung wider (Abbildung 2): Deutlich werden die Flächenverschiebungen zwischen Aufnahme und Brachfallen der landwirtschaftlichen Nutzung, der Verlust der Freiflächen durch Siedlungen sowie die relativ geringe Veränderung der Flächenanteile innerhalb der Naturflächen.

Feuer als Schlüsselfaktor für die Dynamik der Grasländer

Abbildung 3 zeigt die Zu- und Abnahme von Strauchdeckungen im Grasland in den fünf Subplots von 1991 bis 2003. Die Grasländer sind hochdynamisch und weisen ein kleinräumiges Mosaik von verschiedenen Sukzessionsstadien auf. Lediglich 16% der Fläche in 2003 zeigten keine Veränderung gegenüber

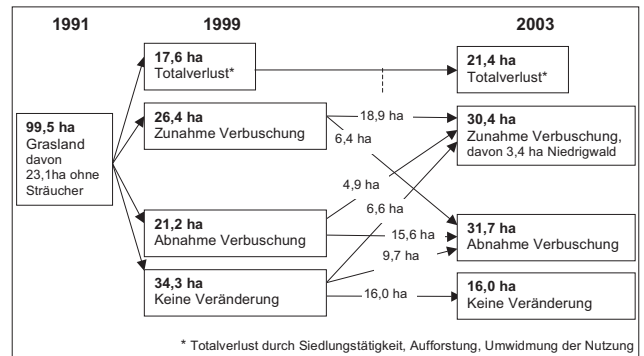


Abbildung 3: Entwicklung der Verbuschung der Grasländer von 1991-2003 in den Subplots

dem Zustand in 1991. Sieht man vom erheblichen Totalverlust an Grasland durch Siedlungen (20,5 ha) einmal ab, so zeigt sich, dass nur 0,9 ha des Graslandes sich zu Niedrigwald entwickeln (vergleiche Abbildung 2). Bei 3,4 ha des Graslandes nahm die Verbuschung um über 50% zu, so dass sie in die Klasse der Strauchländer eingestuft wurden. Von diesen wurden 0,4 ha gebrannt, so dass sie wieder in die Klasse der Grasländer zurückfielen. Die Klasse der Strauchländer ist somit nicht von denen der Grasländer zu trennen, da sie brennbar und somit rückwandelbar sind. Entwickelt sich allerdings ein Niedrigwald (ca. 5 m Höhe), so bleibt dieser bestehen, da die Feuer in diesen Vegetationstyp nicht mehr eindringen (siehe Diskussion). Im Zeitraumen von 12 Jahren konnte dies nur in geringem Maße beobachtet werden. Eine messbare Verschiebung der Waldgrenze, im Sinne einer natürlichen Ausdehnung der Wälder, ist nicht feststellbar. Häufiger ist eine Veränderung der Waldgrenzen durch Holzeinschlag, während sich ehemals gerodete Waldflächen wieder erholen. Am Morro Santana hingegen (ein Subplot) sind die Waldgrenzen in der Zeitreihe 1991-2003 sehr stabil, sogar im Vergleich zu 1966. In diesem Gebiet finden sehr häufige Feuer statt – innerhalb von ca. 3-5 Jahren brennen fast alle Flächen einmal (eigene Beobachtung). Zu- und Abnahme der Verbuschung halten sich in etwa die Waage, wenngleich sie räumlich stark fluktuieren (Abbildung 3). Daneben ist festzustellen, dass Einzelindividuen von exotischen Arten wie *Acacia negra* und *Pinus spec.*, die sich aus Forstkulturen in die Grasländer ausbreiten, Brände überleben.

Die vegetationsökologischen Untersuchungen stützen die Ergebnisse der Luftbildanalyse. Aus der Entwicklung der Artenzahlen und der Vegetationsstruktur (ausführlich in OVERBECK et al. 2005) in Abhängigkeit der Brandgeschichte lässt sich bereits auf ein grobes Modell der Vegetationsentwicklung schließen: Kurz nach einem Brand (ca. 3 Monate) sind rund 50% des Bodens noch unbedeckt. Die höchste Deckung nehmen die wieder austreibenden Horstgräser ein. Vor allem die krautigen Arten nehmen jetzt schnell zu (vor allem Wiederaustrieb aus unter-

irdischen Organen). Nach rund einem Jahr liegt der Anteil des offenen Bodens bei unter 20%, bereits 10% der Fläche sind von stehender toter Biomasse (ebenfalls im Wesentlichen der Horstgräser) bedeckt. Die Artenzahl ist nun am höchsten, geht dann mit mehr Zeit seit dem letzten Feuer langsam zurück, während die Vegetationsdecke dichter wird und sich vor allem durch die Horstgräser kontinuierlich tote Biomasse akkumuliert. Diese bildet dann den Hauptbrennstoff für den nächsten Brand. Die Graslandsträucher nehmen vor allem ca. 2-3 Jahre nach dem Brand stark an Deckung zu, bilden aber keine dichte oder gar geschlossene Vegetationsdecke. Die Vegetation der Graslandflächen direkt an der Waldgrenze unterscheidet sich hinsichtlich Struktur und Artenzusammensetzung deutlich vom offenen Grasland; der Einfluss der Waldgrenze beschränkt sich jedoch auf wenige Meter (stärkere Deckung von Gehölzen, vor allem Lianen).

Zusammensetzung und Struktur der Grasländer

Insgesamt wurden bei den Vegetationsuntersuchungen (hier: Daten 2002) 232 Arten festgestellt, von denen 201 vollständig identifiziert werden konnten. Die artenreichsten Familien waren Asteraceen (42 Arten aus 21 Genera) und Poaceen (40/21), gefolgt von Fabaceen (16/14), Rubiaceen (12/5) und Cyperaceen (9/5). Dabei war auch kleinräumig die Artenvielfalt sehr groß: in den Plots von 0,75 m² konnten durchschnittlich 33,9 Arten (mindestens 19, maximal 48; Berücksichtigung nur der Plots im offenen Grasland) festgestellt werden. Physiognomisch dominierend waren in diesen Plots Horstgräser (vor allem *Elionurus muticus*, *Aristida flaccida*, *A. laevis*; ausführliche Ergebnisse siehe OVERBECK et al. 2006). Daneben spielen auch Sträucher – und zwar Arten des Graslandes, nicht des Waldes – eine wichtige Rolle, mit durchschnittlich 14,4% Deckung (vor allem Asteraceen, zum Beispiel *Baccharis cognata*, *B. leucopappa*, *Eupatorium ivaeifolium*, *E. ligulaefolium*, *Veronia nudiflora*, *Heterothalamus psiadioides*). Neben einigen wenigen großen, stellenweise sehr abundanten Rosettenpflanzen (sehr auffällig: *Eryngium horridum*; vergleiche FIDELIS et al. 2007), konnte eine große Anzahl krautiger Arten mit sehr niedrigen Abundanzwerten festgestellt werden. Über 50% der Arten wurden in weniger als 10% der Plots nachgewiesen. Dabei ist die Artenzusammensetzung bereits über vergleichbar kleine Distanzen sehr heterogen; es liegen jedoch bislang keine Untersuchungen zu den Verteilungsmustern einzelner Arten oder Artengruppen vor.

Diskussion

Die Stabilisierung der Grasländer unter einem waldfähigen Klima am Morro Santana und auf weiteren Hügeln um Porto Alegre ist aktuell eine Folge der frequenten Feuer, in der Regel anthropogenen Ursprungs; Beweidung spielt im Gebiet heute kaum ei-

ne Rolle. Die Feuer werden hauptsächlich von den Bewohnern der Favelas gelegt, zum Beispiel um die Flächen von Vegetation zu befreien und somit die (illegalen) Siedlungen erweitern zu können oder um das Wachstum bestimmter Graslandarten zu fördern, die als Tee-pflanze verkauft werden. Die Ergebnisse zur Rolle des Feuers auf Zusammensetzung und Struktur der Grasländer sowie auf die Wald-Grasland-Dynamik am Morro Santana dürften auch auf andere granitische Hügel der Region übertragbar sein.

Artenreichtum der Grasländer

OVERBECK et al. (2006) gehen, basierend auf weiteren Untersuchungen (zum Beispiel AGUIAR et al. 1986), für die Graslandfläche von ca. 220 ha am Morro Santana von einer Gesamtartenzahl von 450 bis 500 Arten aus. Der hohe naturschutzfachliche Wert der Grasländer in der Region wird daneben auch durch einige sehr seltene Arten bestimmt (zum Beispiel *Moritzia ciliata*, vergleiche ausführl. SCHLOSORSCH 2004, und *Schlechtendahlia luzulifolia*). Die Untersuchungen lassen darauf schließen, dass in den Grasländern um Porto Alegre – wie in vielen anderen feuergeprägten Vegetationstypen – vor allem die Reduzierung der Deckung der dominierenden Arten (hier der Horstgräser) durch die häufige Störung zur hohen Artenvielfalt führt (vergleiche OVERBECK et al. 2005). Die hohe Brandfrequenz trägt möglicherweise ebenso zur hohen Artenzahl bei, da die Chance der Kongruenz von Rekrutierungsereignissen und passenden Mikrohabitaten steigt (MORGAN 1998). Die Arten des Graslandes sind an häufige Feuer angepasst. Knapp 68% der Graslandarten am Morro Santana sind in der Lage, nach einem Brand aus unterirdischen Organen wieder auszutreiben (Geophyten, hemikryptophytische Kräuter und Sträucher). Rund 24% der Arten (fast ausschließlich die Horstgräser) können als „Resister“ nach einem Brand aus ihren oberirdischen Organen wieder austreiben, da die dicht gepackten Blattscheiden sie vor dem Feuer schützen. (Angaben aus OVERBECK & PFADENHAUER 2006; vergleiche auch FIDELIS 2009). Nur ein geringer Anteil der Arten scheint auf Regenerierung aus Samen angewiesen sein; zu dieser Gruppe gehören jedoch einige der physiognomisch sehr dominanten Graslandsträucher (siehe auch HERMANN et al. in diesem Band), die die Grasländer zum Teil als niedriges, offenes Strauchland erscheinen lassen. Möglich erscheint, dass diese windverbreiteten Arten gerade nach einem Brand besonders gute Rekrutierungsmöglichkeiten haben, hierzu fehlen jedoch bislang Untersuchungen. Die auf dem Morro Santana durchgeführten Vegetationsuntersuchungen unterstützen die Ergebnisse der GIS-Analysen, dass die Wald-Grasland-Grenze im zeitlichen Verlauf weitgehend stabil ist: Zwar ist an den Waldrändern ein Vordringen der Waldgrenze vor allem durch Lianen und einzelne im Waldtrauf aufkommende Sträucher zu

erkennen, durch die regelmäßigen Brände wird dieser laubreiche Waldrand jedoch zerstört, während die Feuer nicht in den Wald selber eindringen, wo kaum brennbare Biomasse vorhanden ist (vergleiche KLEBE 2003). Insgesamt bedeutet dies einen nur relativ langsamen Verbuschungs- und Wiederbewaldungsprozess, wie in der Luftbilddauswertung klar zum Ausdruck kommt.

KLEBE (2003) hält es nach seiner Analyse von Brandereignissen und Vegetationsstruktur am Morro Santana für möglich, dass – in Abhängigkeit der Witterungsbedingungen – jährliche Brände in den Grasländern möglich sind. Dies entspricht Aussagen zu anderen produktiven Graslandssystemen (BOND et al. 2003). Nach welchem Zeitintervall die Sukzession so weit fortgeschritten ist, dass die Graslandsträucher und/oder Pionierarten der Wälder die Krautschicht soweit zurückgedrängt haben, dass nicht mehr ausreichend brennbare Biomasse für ein Feuer zur Verfügung steht, kann kaum gesagt werden. Nur in einem Bereich konnte in 12 Jahren eine Sukzession hin zu einem Niedrigwald nachgewiesen werden; diese Zahl kann allerdings – da verschiedene Faktoren zusammenspielen (zum Beispiel Exposition, einhergehend mit edaphischen Bedingungen) – nur als grober Orientierungswert gelten. Zumindest die Graslandsträucher der granitischen Hügel um Porto Alegre entwickeln jedoch durchweg kein dichtes Blätterdach und scheinen auch nicht sehr langlebig zu sein (vergleiche auch HERMANN 2009), so dass sie die Grasschicht wohl kaum in starkem Ausmaß zurückdrängen. Pionierarten der Wälder finden sich im Gebiet hauptsächlich in von Feuer geschützten „Safe Sites“, also zum Beispiel zwischen einzelnen Granitfelsen (MÜLLER et al. 2007). Ausgehend von diesen Wald-Nuklei konnten sich am Morro Santana an einigen Stellen kleinere Gehölzinseln bilden, die jedoch von starken Feuern (zum Beispiel bei entsprechenden Witterungsbedingungen und viel brennbarer Biomasse) auch wieder stark zurückgedrängt werden können. Langfristige Beobachtungen der Vegetationsentwicklung unter dem Ausschluss von Feuer stehen für die Grasländer und Wald-Grasland-Grenzen im Gebiet um Porto Alegre noch aus.

Bedrohung des Wald-Graslandmosaiks durch Siedlungsentwicklung

Deutlich ist die massive Bedrohung der naturnahen Flächen – neben den hier behandelten Grasländern auch die artenreichen (zum Beispiel AGUIAR et al. 1986) Wälder – durch die fortschreitende Expansion der Stadt Porto Alegre. Das Problem wurde von politischer Seite zwar erkannt – im Stadtentwicklungsplan (Plano Diretor) von 1999 sind die Wald-Grasland-Mosaik weitgehend von der Siedlungsentwicklung ausgenommen; dennoch findet illegale Siedlungstätigkeit sowohl durch Marginal- als auch durch Luxussiedlungen weiterhin statt (ADELMANN 2006). Schutzgebietsverwaltungen sehen sich gezwungen,

die wertvollen Gebiete einzuzäunen und bewachen zu lassen. Die Isolierung der Freiflächen wird sich damit nur verstärken. Entwicklungsszenarien gehen bei einer Fortführung bisheriger Siedlungstätigkeit von einer vollständigen Isolierung der einzelnen Hügel im Jahr 2030 aus (ADELMANN & ZELHUBER 2004; ADELMANN et al. 2004). Hoffnungsvoll sind anlaufende Projekte, die mittels partizipativer Stadtplanung alternative Siedlungsflächen entwickeln (ZELHUBER 2004a, b). Immer noch fehlen jedoch konkrete Planungen, der Isolierung der Hügel entgegenzuwirken. Umso konsequenter muss über Erhaltungsstrategien innerhalb der Schutzgebiete nachgedacht werden.

Feuer als Management-Werkzeug?

Viele Grasländer und Savannen weltweit sind durch regelmäßige Brände geprägt (vergleiche zum Beispiel BOND & V. WILGREN 1996), so zum Beispiel auch im brasilianischen Cerrado. In vielen Regionen der Welt handelt es sich dabei zumindest teilweise um natürliche Brände. Im Untersuchungsgebiet dieser Arbeit ist das offensichtlich nicht der Fall: Die Untersuchung eines Torfprofils vom Gipfel des Morro Santana (BEHLING et al. 2007) lässt darauf schließen, dass die Feuer auch in der Vergangenheit im Wesentlichen anthropogenen Ursprungs waren. Die hier vorgestellten Ergebnisse zeigen, dass eine Unterdrückung von Feuern zum Verlust der Grasländer führen würde – zumindest solange nicht beweidet oder gemäht wird. Da die Graslandflächen um Porto Alegre für Rinderzucht zu klein und zu fragmentiert sind und ein Vegetationsmanagement durch Mahd aus finanziellen Gründen unwahrscheinlich ist, bleiben regelmäßige Feuer als sinnvolles Mittel zur Erhaltung der Grasländer. Sollte es gelingen, in den Graslandflächen des 2006 eingerichteten Schutzgebiets das derzeitige unkontrollierte Brandregime durch geplante Feuer (das heißt unter kontrollierten Bedingungen, zu bestimmten Jahreszeiten, etc.) zu ersetzen, bestünde neben dem Beitrag zur Erhaltung der Graslandvegetation vor allem die Chance, den bislang nur lückenhaft bekannten Einfluss von Feuer auf Dynamik und Zusammensetzung der Grasländer besser zu untersuchen.

Danksagung

Herzlich bedanken möchten wir uns bei den brasilianischen Kolleginnen und Kollegen Sandra C. Müller, Maria Luiza Porto, Eduardo D. Forneck und Valério D. Pillar (Departamento de Ecologia, UFRGS, Porto Alegre) für die gute Zusammenarbeit im Rahmen des Projekts „Schutz und Management von naturnaher Vegetation in der Region von Porto Alegre, RS“ (gefördert von DAAD/CAPES unter ProBral), sowie bei Andrea Zellhuber (TU München). Unser ganz besonderer Dank geht an Jörg Pfadenhauer (TU München): Durch seine guten Kontakte zur UFRGS in Porto Alegre – zurückgehend auf seine Zeit als DAAD-Gastprofessor am Departamento de Botâni-

ca 1976-1978 – wurde das Projekt erst ermöglicht. Als Koordinator der deutschen Seite bot er uns vielfältige Unterstützung, kollegialen Rat und einen stets motivierenden Arbeitsrahmen. Für seinen Ruhestand 2010 wünschen wir ihm alles Gute!

Literatur

- ADELMANN, W. & ZELLHUBER, A. (2004): Analysis of environmental conflicts in areas of urban expansion using scenario methods. Workshop "Proteção e manejo da vegetação natural da região de Porto Alegre com base em pesquisas de padrões e dinâmica da vegetação", Porto Alegre, RS. PPG Ecologia, UFRGS, Porto Alegre.
- ADELMANN, W. (2006): Umsetzung der Biodiversitätskonvention in urbanen Expansionsräumen am Beispiel der Stadt Porto Alegre. Dissertation Techn. Univ. München.
- ADELMANN, W., ZELLHUBER, A. et al. (2004): Conflicts analysis by scenarios of urban expansion – perspectives for sustainable settlement planning in biodiversity hotspots. 34. Jahrestagung der GfÖ, Gießen.
- AGUIAR, L.W., MARTAU, L., SOARES, Z.F. et al. (1986): Estudo preliminar da flora e vegetação de morros graníticos da Região da Grande Porto Alegre, Rio Grande do Sul, Brasil. *Iheringia Ser. Bot.* 34: 3-38.
- BEHLING, H. (2002): South and southeast Brazilian grasslands during Late Quaternary times: a synthesis. *Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology* 177: 19-27.
- BEHLING, H., PILLAR, V.D., MÜLLER S. & OVERBECK G. (2007): Late Holocene fire history in a forest-grassland mosaic in southern Brazil: Implications for conservation. *Applied Vegetation Science* 10 (1): 81-90.
- BOND, W.J. & WILGRAN, B.W. v. (1996): *Fire and plants*. London.
- FIDELIS, A. (2008): Fire in subtropical grasslands in Southern Brazil: effects on plant strategies and vegetation dynamics. Dissertation TU München.
- FIDELIS, A., OVERBECK, G., PILLAR, V.D. & PFADENHAUER, J. (2007): Effects of disturbance on population biology of the rosette species *Eryngium horridum* Malme in grasslands in southern Brazil. *Plant Ecology* 195 (1): 55-67.
- HERMANN, J. (2009): Pioneer species in southern Brazilian grasslands: Life history traits and population dynamics. Dissertation TU München.
- KLEBE, S. (2003): Interactions between fire and vegetation in subtropical grassland near Porto Alegre, Rio Grande do Sul, Brazil. Diplomarbeit, Lehrstuhl für Vegetationsökologie der TUM.
- LIVI, F. P. (1998): Elementos do clima. In: Atlas ambiental de Porto Alegre.
- MENEGAT, R., PORTO, M.L., CARRARO, C.C. & FERNANDES, L.A.D. Porto Alegre. 73-78.
- MARCUZZO, S., PAGEL, S.M. & CHIAPETTI, M.I.S. (1998): A Reserva da Biosfera da Mata Atlântica no Rio Grande do Sul – Situação atual, ações e perspectivas. São Paulo.
- MORGAN, J.W. (1998): Importance of canopy gaps for recruitment of some forbs in Themeda triandra-dominated grasslands in South-eastern Australia. *Australian Journal of Botany*. 46: 609-627.
- MÜLLER, S.C., OVERBECK, G., PFADENHAUER, J. & PILLAR, V.D. (2007): Plant functional types of woody species related to fire disturbance in forest-grassland ecotone. *Plant Ecology* 189 (1): 1-14.
- OVERBECK, G. & PFADENHAUER, J. (2007): Adaptive strategies to fire in subtropical grasslands in southern Brazil. *Flora* 202 (1): 27-49.
- OVERBECK, G., MÜLLER, S.C., PILLAR, V.D. & PFADENHAUER, J. (2005): Fine-scale post-fire dynamics in South Brazilian subtropical grassland. *Journal of Vegetation Science* 16: 655-664.
- OVERBECK, G., MÜLLER, S.C., PILLAR, V.D. & PFADENHAUER, J. (2006): Floristic composition, environmental variation and species distribution patterns in burned grassland in southern Brazil. *Brazilian Journal of Biology* 66 (4): 1073-1090.
- OVERBECK, G., MÜLLER, S.C.; FIDELIS, A.T., PFADENHAUER, J., PILLAR, V.D., BLANCO, C.C., BOLDRINI, I.I., BOTH, R. & FORNECK E.D. (2007): Brazil's neglected biome: the South Brazilian Campos. *Perspectives on Plant Ecology, Evolution and Systematics* 9 (2): 101-116.
- SCHLOSSORSCH, T. (2004): Population biology of *Moritzia ciliata*, Rio Grande do Sul, Brazil. Diplomarbeit, Lehrstuhl für Vegetationsökologie, Techn. Univ. München.
- ZELLHUBER, A. (2004a): Case study of participatory urban planning in the periphery of Porto Alegre, Brazil. N-Aerus Conference. Barcelona.
- ZELLHUBER, A. (2004b): Cooperative planning methods applied to nature conservation and environmental planning. Workshop "Proteção e manejo da vegetação natural da região de Porto Alegre com base em pesquisas de padrões e dinâmica da vegetação", Porto Alegre, RS, PPG Ecologia, UFRGS.

Anschriften der Verfasser:

PD Dr. Wolfram Adelman
Lehrstuhl für Vegetationsökologie
Technische Universität München
Emil-Ramann-Str. 6
85350 Freising
adelmann@wzw.tum.de

Dr. Gerhard Overbeck
Akademie für Raumforschung und Landesplanung
Hohenzollernstr. 11
30161 Hannover
gerhard_overbeck@yahoo.com

Laufener Spezialbeiträge 2/09

Vegetationsmanagement und Renaturierung –
Festschrift zum 65. Geburtstag von Prof. Dr. Jörg Pfadenhauer

ISSN 1863-6446 – ISBN 978-3-931175-87-0

Verkaufspreis 10,- €

Die Themenheftreihe „Laufener Spezialbeiträge“ (abgekürzt: LSB) ging im Jahr 2006 aus der Fusion der drei Schriftenreihen „Beihefte zu den Berichten der ANL“, „Laufener Forschungsberichte“ und „Laufener Seminarbeiträge“ hervor und bedient die entsprechenden drei Funktionen.

Daneben besteht die Zeitschrift „ANLIEGEN NATUR“ (vormals „Berichte der ANL“).

Herausgeber und Verlag:

Bayerische Akademie für Naturschutz
und Landschaftspflege (ANL)

Seethalerstr. 6

83406 Laufen a.d.Salzach

Telefon: 08682/8963-0

Telefax: 08682 8963-17 (Verwaltung)

08682 8963-16 (Fachbereiche)

E-Mail: poststelle@anl.bayern.de

Internet: <http://www.anl.bayern.de>

Die Bayerische Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege ist eine dem Geschäftsbereich des Bayerischen Staatsministeriums für Umwelt und Gesundheit zugeordnete Einrichtung.

Schriftleitung:

Ursula Schuster, ANL

Telefon: 08682 8963-53

Telefax: 08682 8963-16

Ursula.Schuster@anl.bayern.de

Für die Einzelbeiträge zeichnen die jeweiligen Autoren verantwortlich. Die mit dem Verfassernamen gekennzeichneten Beiträge geben nicht in jedem Fall die Meinung der Schriftleiterin wieder.

Schriftleitung und Redaktion für das vorliegende Heft:

Ursula Schuster und Dr. Harald Albrecht,

Lehrstuhl für Vegetationsökologie,

Technische Universität München.

Wissenschaftlicher Beirat:

Prof. em. Dr. Dr. h. c. Ulrich Ammer, PD Bernhard Gill,

Prof. em. Dr. Dr. h. c. Wolfgang Haber, Prof. Dr. Klaus Hackländer,

Prof. Dr. Ulrich Hampicke, Prof. Dr. Dr. h. c. Alois Heißenhuber,

Prof. Dr. Kurt Jax, Prof. Dr. Werner Konold, Prof. Dr. Ingo Kowarik,

Prof. Dr. Stefan Körner, Prof. Dr. Hans-Walter Louis,

Dr. Jörg Müller, Prof. Dr. Konrad Ott, Prof. Dr. Jörg Pfadenhauer,

Prof. Dr. Ulrike Pröbstl, Prof. Dr. Werner Rieß,

Prof. Dr. Michael Suda, Prof. Dr. Ludwig Trepl.

Herstellung:

Satz: Hans Bleicher, Grafik · Layout · Bildbearbeitung,
83410 Laufen

Druck und Bindung:

Korona Offset-Druck GmbH & Co.KG, 83395 Freilassing

Erscheinungsweise:

unregelmäßig (ca. 2 Hefte pro Jahr).

Urheber- und Verlagsrecht:

Das Heft und alle in ihm enthaltenen einzelnen Beiträge, Abbildungen und weiteren Bestandteile sind urheberrechtlich geschützt.

Jede Verwendung außerhalb der engen Grenzen des Urheberrechtsgesetzes ist ohne Zustimmung der ANL und der AutorInnen unzulässig.

Bezugsbedingungen/Preise:

Jedes Heft trägt eine eigene ISBN und ist zum jeweiligen Preis einzeln bei der ANL erhältlich: bestellung@anl.bayern.de oder über den Internetshop www.bestellen.bayern.de.

Auskünfte über Bestellung, Versand und Abonnement:

Annamarie Maier,

Tel. 08682 8963-31

Über Preise und Bezugsbedingungen im einzelnen:
siehe Publikationsliste am Ende des Heftes.

Zusendungen und Mitteilungen:

Manuskripte, Rezensionsexemplare, Pressemitteilungen, Veranstaltungsankündigungen und -berichte sowie Informationsmaterial bitte nur an die Schriftleiterin senden.

Für unverlangt Eingereichtes wird keine Haftung übernommen und es besteht kein Anspruch auf Rücksendung.

Wertsendungen (Bildmaterial) bitte nur nach vorheriger Absprache mit der Schriftleiterin schicken.