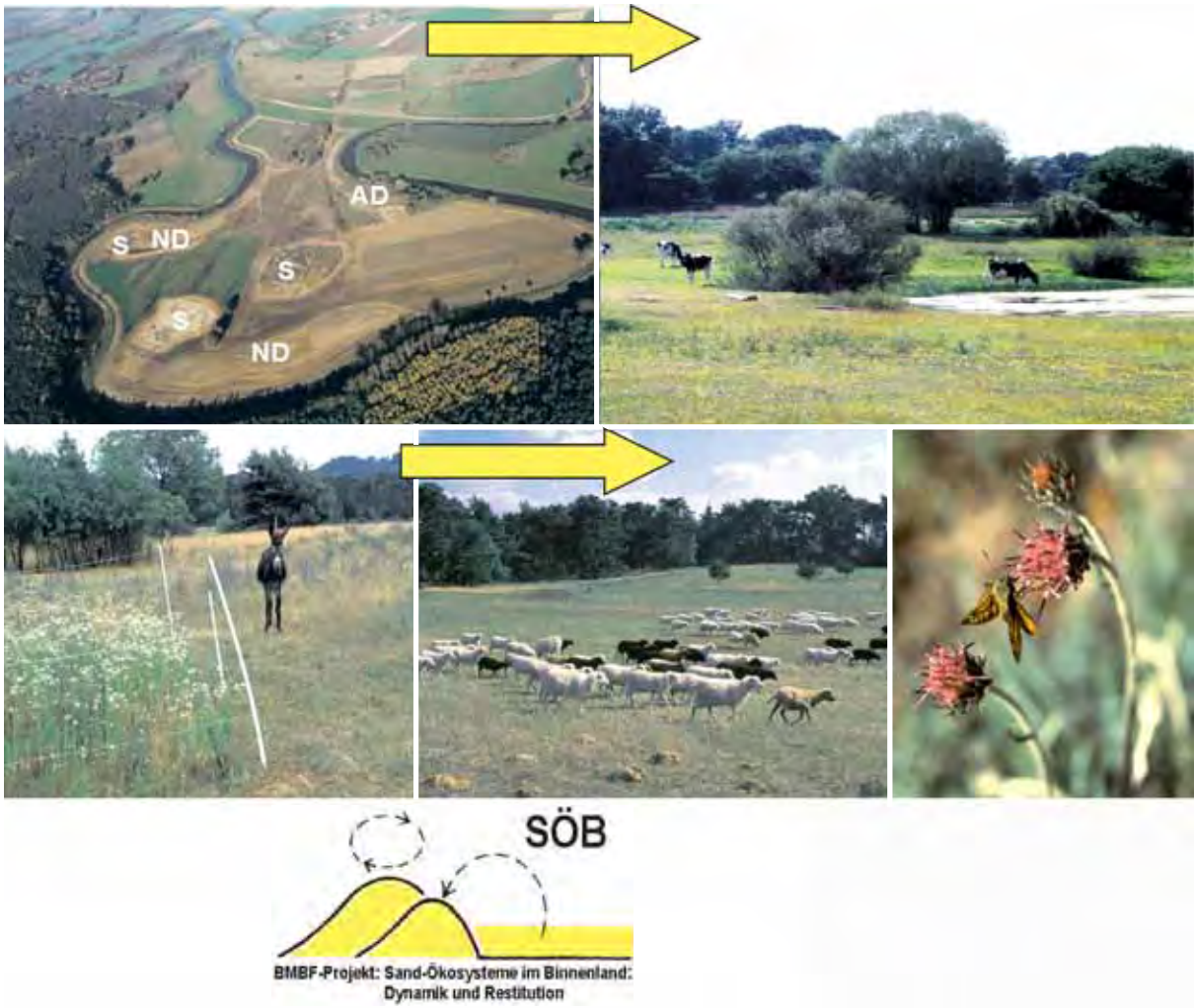
Alfred Toepfer Akademie für Naturschutz

NNA Berichte

17. Jahrgang, Heft 1, 2004



Beweidung und Restitution als Chancen für den Naturschutz?

Niedersachsen

NNA Ber.	17. Jg.	H. 1	237 S.	Schneverdingen 2004	ISSN: 0935-1450
Beweidung und Restitution als Chancen für den Naturschutz?					

Zitiervorschlag:
Schwabe, A. & Kratochwil, A. (Hrsg., 2004): Beweidung und Restitution als Chancen für den Naturschutz? – NNA-Berichte 17. Jg., H. 1. Schneverdingen. 237 S.

GEFÖRDERT VOM
Bundesministerium für Bildung und Forschung

Ergebnisse des Forschungsvorhabens „Sand-Ökosysteme im Binnenland: Dynamik und Restitution“, 2000-2003, Förderkennzeichen 01 LN 0003.

Die wissenschaftlichen Beiträge dieses Bandes wurden durch Fachwissenschaftler geprüft.
Bearbeitung: Prof. Dr. Angelika Schwabe und Prof. Dr. Anselm Kratochwil

Schriftleitung: Dr. Renate Strohschneider

Bezug:
Alfred Toepfer Akademie für Naturschutz (NNA)
Hof Möhr, D-29640 Schneverdingen
Telefon (05199) 989-0, Telefax (05199) 989-46
E-Mail nna@nna.niedersachsen.de
Internet: http://www.nna.de

ISSN 0935-1450

Titelbild:
Die Pfeile symbolisieren die mit den Maßnahmen Beimpfung und Beweidung angestrebte Entwicklung der Restitutionsflächen (restoration areas) (oben links, unten links) in Richtung Leitbildflächen (target areas). Im Emsland tritt die natürliche Flussdynamik als wesentlicher Faktor hinzu.
Oben links: „Hammer Schleife“ (Emsland) mit der mäandrierenden Hase nach der großen Restitutionsmaßnahme im Herbst 2001 mit geschliffenen Deichstrukturen, modellierten „Neo-Dünen“(ND), Senken (S) und dem Rest einer Altdüne (AD). Blickrichtung: NNO. Foto: Mecklenborg.
Oben rechts: Leitbild für die Entwicklung der Hammer Schleife als halboffene Hudelandschaft: NSG „Sandtrockenrasen am Biener Busch“ (Emsland). Foto: A. Kratochwil.
Unten links: Restitutionsexperiment in Seeheim-Jugenheim (Landkreis Darmstadt-Dieburg) mit Mahd-/Rechgut-, Soden-Beimpfung und sukzessiver Schaf-Eselbeweidung. Dritte Vegetationsperiode auf einem ehemaligen Rohboden mit Bauschutt-Material; links im Bild: unbeweidete, nicht beimpfte Nullfläche mit dem Neophyten *Erigeron annuus*. Foto: A. Schwabe.
Unten Mitte: Gemischte Herde aus Skudden und Moorschnucken des Landschaftspflegehofes Stürz im Sandrasen-Komplex (*Allio-Stipetum*) der Griesheimer Düne (Darmstadt-Griesheimer Sand). Foto: A. Schwabe.
Unten rechts: Silberscharte (*Jurinea cyanoides*): subkontinental verbreitete Leitart basenreicher initialer Sandrasen und prioritäre Art der FFH-Richtlinie. Die Pflanzenart ist auf lückige Strukturen angewiesen, um zu keimen. Foto: A. Schwabe.

Gedruckt auf Recyclingpapier (aus 100 % Altpapier)

NNA-Berichte, 17. Jahrgang, Heft 1, 2004

Beweidung und Restitution als Chancen für den Naturschutz?

Fachtagung der Alfred Toepfer Akademie für Naturschutz
vom 7.-8. Oktober 2003 in Schneverdingen.
Leitung: Prof. Dr. Angelika Schwabe-Kratochwil, Dr. Dominique Remy, Dr. Johannes Prüter

Inhalt

		Seite
Schwabe, A.	Beweidung und Restitution als Chancen für den Naturschutz - Einführende Bemerkungen und Programm des gleichnamigen Symposiums	3
Riecken, U.	Wissenschaftliche Untersuchungen zur extensiven Beweidung - Naturschutzfachliche Relevanz und Perspektiven	7
Zehm, A. & Zimmermann, K.	Sandgebiete in der hessischen Oberrheinebene: Untersuchungsflächen und Untersuchungsansatz des BMBF-Projektes „Sand-Ökosysteme im Binnenland“	15
Remy, D. & Zimmermann, K.	Restitution einer extensiven Weidelandschaft im Emsland: Untersuchungsgebiete im BMBF-Projekt „Sand-Ökosysteme im Binnenland“	27
Schwabe, A., Zehm, A., Nobis, M., Storm, C. & Süß, K.	Auswirkungen von Schaf-Erstbeweidung auf die Vegetation primär basenreicher Sand-Ökosysteme	39
Stroh, M. & Kratochwil, A.	Vegetationsentwicklung von restituierten flussnahen Sand-Ökosystemen und Feuchtgrünland im Vergleich zu Leitbildflächen (Emsland, Niedersachsen)	55
Zehm, A.	Auswirkungen der Beweidung auf die vertikale Vegetationsstruktur von Sandrasen	69
Storm, C. & Bergmann, S.	Auswirkungen von Schaf-Beweidung auf die Nährstoffdynamik von Offenland-Sand-Ökosystemen in der nördlichen Oberrheinebene	79
Remy, D. & Menzel, U.	Nährstoffstatus und Phytomasse beweideter und unbeweideter Sand-Ökosysteme in den Flussauen von Ems und Hase (Emsland, Niedersachsen).	91
Zehm, A., Süß, K., Eichberg, C. & Häfele, S.	Effekte der Beweidung mit Schafen, Eseln und Wollschweinen auf die Vegetation von Sand-Ökosystemen	111
Süß, K.	Fraß- und Raumnutzungsverhalten bei sukzessiver Multispecies-Beweidung mit Wiederkäuern (Schafe) und Nicht-Wiederkäuern (Esel) in Sand-Ökosystemen	127
Stroh, M., Kratochwil, A. & Schwabe, A.	Fraß- und Raumnutzungseffekte bei Rinderbeweidung in halboffenen Weidelandschaften: Leitbildflächen und Restitutionsgebiete im Emsland (Niedersachsen)	133
Lehmann, S., Persigehl, M., Rosenkranz, B., Falke, B. & Aßmann, T.	Struktur von Laufkäfer-Gemeinschaften (Coleoptera: Carabidae) in größtenteils beweideten Sandfluren des Emslandes	147
Persigehl, M., Lehmann, S., Vermeulen, H.J.W., Rosenkranz, B., Falke, B. & Aßmann, T.	Kolonisation restituierter Sandrasen im Darmstädter Flugsandgebiet und im mittleren Emsland durch Laufkäfer	161
Beil, M. & Kratochwil, A.	Zur Ressourcennutzung von Wildbienen (Hymenoptera, Apoidea) in beweideten und unbeweideten Sand-Ökosystemen	179
Mährlein, A.	Agrarwirtschaftliche Untersuchungen in „neuen Hudelandschaften“ bei naturschutzkonformer Extensivbeweidung mit Rindern und Schafen	191
Zimmermann, K.	GIS-basierte Integration, Analyse und Visualisierung von räumlichen und temporalen Daten des BMBF-Projektes: Sand-Ökosysteme im Binnenland	205
Zehm, A.	Praxisbezogene Erfahrungen zum Management von Sand-Ökosystemen durch Beweidung und ergänzende Maßnahmen	221
Schwabe, A.	Beweidung und Restitution als Chancen für den Naturschutz - Synopsis	233

Beweidung und Restitution als Chancen für den Naturschutz? Einführende Bemerkungen und Programm des gleichnamigen Symposiums

Offenlandhabitate mit hoher Biodiversität weisen einen kontinuierlichen Flächenrückgang auf. Zudem entwickeln sich viele Gebiete aus naturschutzfachlicher Sicht ungünstig, da dynamische Prozesse weithin fehlen. Viele dieser Flächen werden zur Zeit mit erheblichem Pflegeaufwand z. B. in Form von Mahd erhalten. Hintergrund unseres Verbundprojektes im Bereich der Sand-Ökosysteme war die Fragestellung, ob man mit Beweidungskonzepten ein dynamisches System etablieren kann, das immer wieder offene Stellen und Pionierstadien generiert. Diese Beweidung sollte relativ kostengünstig sein und die naturschutzfachlichen Ziele zur Erhaltung und Verbesserung der Flächen erreichen. Eine weitere zentrale Fragestellung war, wie man Sand-Ökosysteme restituieren kann und welche Bedeutung der Beweidung bei Restitutionsflächen zufällt. Es handelt sich um Beweidungssysteme in Offenland-Biotopkomplexen, halboffenen Weidelandschaften und in lichten Kiefernwäldern zum einen in Sandgebieten der nördlichen Oberrheinebene, zum anderen in solchen Gebieten im Emsland. Hierbei wurden zum einen Leitbildflächen untersucht, die z. T. noch intakt waren, aber deren zukünftige Bewirtschaftung naturschutzfachlich optimiert werden sollte, zum anderen konnten im großen Umfang Restitutionsflächen untersucht werden, die nach Diasporen-Inokulation beweidet wurden. Im Falle der Gebiete im Emsland handelte es sich bei den Leitbildflächen um bestehende Weiden, die Darmstädter Flächen und die Restitutionsflächen wurden neu beweidet.

Die Untersuchungen konnten in einem Verbundprojekt der Technischen Universität Darmstadt und der Universität Osnabrück vom 1.1.2000 bis 31.12.2003 im Raum Darmstadt und im Westkreis Darmstadt-Dieburg sowie im Emsland bei Haselünne und Biene durchgeführt werden. Seit dem Jahre 2001 ist die Universität Lüneburg beteiligt (Berufung des Teilprojektleiters T. Assmann von Osnabrück nach Lüneburg). Das Projekt wurde durch die TU Darmstadt (TUD) koordiniert (Sprecherin: A. Schwabe-Kratochwil, Koordinator A. Zehm); den Teil der Universitäten Osnabrück und Lüneburg koordinierte D. Remy. Die große Restitutionsmaßnahme im Emsland (Hammer und Wester Schleife, gefördert durch ein E und E-Vorhaben) verzögerte sich dabei, so dass für die Untersuchungen dieser großen Restitutionsfläche nur die Vegetationsperioden 2002 und 2003 zur Verfügung standen.

Die Untersuchungen wurden in 5 Modulen durchgeführt:

Modul A: Vegetation: Struktur und Dynamik, Konnexe mit Wildbienen (Teilprojektleiter Prof. Dr. A. Schwabe-Kratochwil, Prof. Dr. A. Kratochwil) TUD und Universität Osnabrück

Modul B: Nährstoffdynamik (Teilprojektleiter Dr. C. Storm, Dr. D. Remy) TUD und Universität Osnabrück

Modul C: Dynamik ausgewählter Arthropoden-Populationen: Laufkäfer, Heuschrecken, Spinnen (Teilprojektleiter Prof. Dr. T. Assmann) Universität Lüneburg

Modul D: Ertrags-, Betriebswirtschaft, Sozioökonomie (Teilprojektleiter: Dr. A. Mährlein) Sachverständigenbüro in Greven

Modul E: Geographisches Informationssystem (Teilprojektleiter Prof. Dr. H. Schlemmer, Dr. R. Seuss) TUD.

Nach zwei Statuskolloquien in den Jahren 2001 (TUD) und 2002 (als Gäste des Landkreises Emsland im Kreishaus in Meppen) konnten die Ergebnisse der vierjährigen Untersuchungen in Lüneburg im Rahmen der Tagung des Bundesamtes für Naturschutz und der Universität Lüneburg „Weidelandschaften und Wildnisgebiete“ (22.–26.9.2003) vorgestellt werden. Am 7. und 8.10.2003 fand das Schluss-Symposium bei der Alfred Toepfer Akademie für Naturschutz im Camp Reinsehlen statt. Wir danken der Akademie und insbesondere Dr. Prüter sehr herzlich für die Möglichkeit, das Symposium hier durchzuführen und die Ergebnisse in der hier vorliegenden Reihe der NNA zu publizieren. Dr. Riecken und Prof. Dr. Schumacher erklärten sich freundlicherweise bereit, mit einem einführenden und einem Schluss-Vortrag den Rahmen zu setzen. Wir danken Dr. Prüter und den Behördenvertretern Dr. Ernst, Dr. Heimer, L. Pott für die einführenden Worte und die gute Zusammenarbeit. Wir haben uns sehr über das große Interesse und die zahlreichen interessanten Diskussionsbeiträge gefreut und diese Aspekte in die publizierten Fassungen eingearbeitet. Prof. Dr. Klötzli, Prof. Dr. Poetsch, Dr. Riecken und Prof. Dr. Schumacher haben als Gutachter unseres Projektes an dem Schluss-Symposium teilgenommen und uns wertvolle Hinweise gegeben.

Dieses Beweidungs- und Restitutionsprojekt hätte ohne das große Entgegenkommen der Tierhalter nicht durchgeführt werden können; wir danken sehr herzlich für die Erfüllung vieler Sonderwünsche. Auch ohne das großartige Projektmanagement von Dr. A. Zehm wären viele Probleme nicht lösbar gewesen. Den Behörden sind wir zu Dank verpflichtet für die sehr gute Kooperation, ganz besonders dem Landkreis Emsland, dem Landkreis Darmstadt-Dieburg, der Bezirksregierung Weser-Ems, der Unteren Naturschutzbehörde Lingen und dem Regierungspräsidium Darmstadt.

Angelika Schwabe-Kratochwil

Beweidung und Restitution als Chancen für den Naturschutz? Vortragsprogramm und Publikationshinweise:

Grußworte und Einführung J. Prüter, Alfred Toepfer Akademie für Naturschutz L. Pott, Landkreis Emsland W. Heimer, Landkreis Darmstadt-Dieburg M. Ernst, Regierungspräsidium Darmstadt	
W. Schumacher	Einführungsvortrag: Beweidung von Magerrasen
A. Schwabe, A. Zehm	Fragestellungen des BMBF-Projektes, Untersuchungsgebiete Raum Darmstadt *
D. Remy	Untersuchungsgebiete Raum Emsland, insbesondere Restitutionsgebiete *
A. Schwabe	Skalen-abhängige Effekte der Beweidung in Sand-Ökosystemen *, **, ***
A. Zehm, K. Süß, S. Häfele	Effekte verschiedener Weidetiere: Land-Schafrassen, Esel, Wollschweine *
M. Stroh, A. Kratochwil	Restitution versus Leitbild: Effekte von Beweidung in Restitutionsgebieten im Vergleich zu Leitbildflächen *, **, ***
K. Süß, A. Schwabe	Pflanzenartendiversität und Ertrag: gibt es eine einfache Abhängigkeit? ***
A. Mährlein	Aspekte des Flächenertrags und der Tierernährung als Bestandteil der agrarökonomischen Bewertung *
T. Aßmann, M. Persigehl, S. Lehmann	Arthropoden-Populationen in beweideten Sandrasen *, **, **, ***
T. Aßmann, M. Persigehl, S. Lehmann	Restaurierungsökologie von Sand-Ökosystemen im Binnenland: Entomologische und arachnologische Untersuchungen *, ***
S. Bergmann, C. Storm	Nährstoffdynamik in Sand-Ökosystemen: ist die Bewirtschaftung nachhaltig? *, ***
D. Remy	Nährstoffdynamik und mögliche Nährstoffprobleme in flussnahen Sand-Ökosystemen (Leitbild- und Restitutionsflächen) *, ***
M. Beil, A. Kratochwil	Wildbienen als Leitarten in beweideten Sand-Ökosystemen *, ***
T. Hach, C. Eichberg	Störung und Beweidung: Prozesse der Redynamisierung ***
C. Eichberg, M. Stroh, A. Kratochwil	Samenbank im Boden und Produktion von Samen und Früchten in beweideten Sand-Ökosystemen *, ***
C. Eichberg	Schafe als Ausbreitungsvektoren von Samen und Früchten *, ***
A. Zehm	Effekte der Beweidung auf vertikale Vegetationsstruktur und Mikroklima *, **, ***
K. Süß	Management von Problemarten durch Beweidung, insbesondere von Landreitgras (Calamagrostis epigejos) *, **, ***
K. Zimmermann, V. Renninger	Lassen sich Beweidungs- bzw. Restitutionseffekte in hochauflösenden Farb-Infrarot (CIR)-Luftbildern erkennen und auswerten? **
A. Mährlein	Betriebswirtschaftliche und sozio-ökonomische Aspekte unter Berücksichtigung der Vermarktung *
K. Zimmermann	GIS-basierte Integration und Analyse von Projektdaten *
A. Zehm, S. Häfele, R. Stürz	Erfahrungen aus der Beweidungspraxis *
A. Schwabe	Übertragbare Handlungsempfehlungen für den Naturschutz und Ausblick *
U. Riecken	Wissenschaftliche Untersuchungen zur extensiven Beweidung – Naturschutzfachliche Relevanz und Perspektiven *

* (Teile) im hier vorliegenden Band publiziert.

** (Teile) im Band „Weidelandschaften und Wildnisgebiete – vom Experiment zur Praxis“, Symposium des Bundesamtes für Naturschutz und der Universität Lüneburg 23.-26.9.2003 (2004, Schr.R. f. Landschaftspfl. u. Natursch. 78) publiziert.

*** (Teile) an anderer Stelle publiziert (s. dazu Synopsis und Literaturangaben in diesem Band).

Teilnehmer des Symposiums „Beweidung und Restitution als Chancen für den Naturschutz?“ an der Alfred Toepfer Akademie für Naturschutz

Wissenschaftliche Untersuchungen zur extensiven Beweidung – Naturschutzfachliche Relevanz und Perspektiven

von Uwe Riecken

Abstract
Scientific research on low-intensity pastoral systems – importance and perspectives from a nature-conservation point of view

Low-intensity pastoral systems have characterized both semi-open natural landscapes and agricultural regions for several hundreds or even thousands of years. This farming practice seems to be the closest to nature that has ever been used. Most of these systems have been lost during the last 200 years and only a few examples still persist. Especially old traditional systems often show an extraordinary biological diversity. In the last 10 to 20 years these remaining traditional pastoral systems have come into focus as a nature-conservation strategy. They are predominantly used as a management tool for open habitats, which are endangered by abandonment caused by changing agricultural conditions.

However, many problems and questions are related to their widespread practical implementation. In this paper a number of working hypotheses have been presented as a basis for concrete scientific questions, which could be investigated in future work on low-intensity pastoral systems.

Finally some general topics are discussed, e.g. the necessity of long-term studies and monitoring, the problem of point-to-area interpolations and the practical use of modelling.

1 Einführung

Oft werden Naturschutzvorhaben, die mit extensiven Formen der Beweidung arbeiten, ausschließlich als Substitut anderer, besser geeigneter, aber auf Grund der finanziellen Situation eben nicht mehr durchführbarer Pflegemaßnahmen angesehen. Dabei wird vergessen, dass extensive Beweidungssysteme vielfältige historische Vorbilder haben und meistens eigene naturschutzfachliche Qualitäten aufweisen, die mit anderen Verfahren nicht zu erzielen sind. Aus diesem Grunde soll am Anfang dieses Beitrages ein kurzer historischer Abriss stehen, der die einzelnen Phasen der Entwicklung von Extensivweidesystemen kurz skizziert.

Nacheiszeitlich waren die mitteleuropäischen Landschaften geprägt durch Herden großer Pflanzenfresser. Dem Menschen dienten diese Tiere als Jagdbeute. Wie groß der anthropogene Einfluss dabei wirklich war und ob der Mensch tatsächlich Arten wie das Mammut ausgerottet hat oder ob andere Einflussfaktoren wie Klimaänderungen oder die zunehmende Bewaldung hier ursächlich waren, ist in der Fachliteratur umstritten und wird wohl auch nicht mehr aufzuklären sein (Bunzel-Drüke 1997, Bunzel-Drüke et al. 1995, Ellenberg 1996, Gradmann 1950, Reisinger 1999, Vera 1998b, 2000). Relativ unstrittig ist jedoch, dass die großen Pflanzenfresser einen nicht unerheblichen Einfluss auf die Vegetationsentwicklung gehabt haben.

Mit dem Erscheinen des neolithischen Ackerbauern änderte sich das Verhältnis zu den großen Pflanzenfressern jedoch grundlegend. Im Rahmen dieser Entwicklung wurden vor allem Auerochse, Wildpferd und Wildschwein mehr und mehr domestiziert. Dabei kann man davon ausgehen, dass die frühen Tierzüchter sich bei der Haltung und Ernährung dieser Arten an den Ansprüchen der ja noch existierenden natürlichen Verwandten orientierten und Waldweide betrieben (Küster 1995, Rackham 1986). Sicherlich haben sich dabei die Waldbilder gegenüber der natürlichen Situation verändert. Sie wurden allmählich lichter. Auch änderten sich die Dominanzverhältnisse der Arten (Ellenberg 1996). Insgesamt ist jedoch zu vermuten, dass sich diese Haltungsformen nicht wesentlich von den natürlichen Bedingungen unterschieden. Die damaligen Weidewälder dürften insgesamt und auch hinsichtlich ihrer biologischen Vielfalt den natürlichen Ausgangsbedingungen relativ ähnlich gewesen sein. Verbliebene Reste dieser Systeme weisen auch heute noch eine erstaunlich hohe Vielfalt auf (Assmann & Falke 1997, Hampe 1993, Hüppe 1997, Harding & Rose 1986, Plieninger & Wilbrand 2001, Pott 1993, Schwabe & Kratochwil 1987).

Auch die Haustiere dürften – möglicherweise in ihrem äußeren Erscheinungsbild bereits verändert – im Wesentlichen alle Eigenschaften ihrer natürlichen Verwandten über Jahrhunderte bewahrt haben. Einige dieser sehr ursprünglichen Rassen haben bekanntermaßen bis zum heutigen Tag überlebt. Als Beispiele seien hier das Englische oder Weiße Parkrind, das Exmoor- und das New Forest Pony erwähnt. In dieser Zeit begann auch die zunehmende Verdrängung bzw. vollständige Ausrottung der großen Pflanzenfresser wie Ur, Wildpferd, Wisent, Elch, aber auch Biber, und der großen Carnivoren wie Bär, Wolf, Luchs.

Im 17. und 18. Jahrhundert wirkte sich die Übernutzung der Gemeinschaftsweiden durch Überweidung, aber auch durch direkte Holzentnahme derart negativ aus, dass mit der Verteilung der Allmenden und der systematischen Forstwirtschaft begonnen wurde. Diese Entwicklung führte zu einer zunehmenden Wald-Offenland-Trennung und einer Zunahme von Waldbeständen (meist einartige Nadelholzplantagen). Sie mündete in die heute typischen Kulturlandschaften mit klarer Gliederung und scharfen Grenzen zwischen den einzelnen Nutzungsformen. Zu dieser Zeit war auch das lokale oder vollständige Ausrotten der großen Weidegänger (Wisent, Elch) und der großen Carnivoren Bär, Wolf, Luchs weitgehend abgeschlossen (Boye et al. 1998).

Die folgenden Jahrzehnte waren durch eine zunehmende Wald-Offenland-Trennung und vielfältige Wiederaufforstungen geprägt. Es entstanden die typischen klar gegliederten Kulturlandschaften, die bis in die Mitte des 20. Jahrhunderts in weiten Teilen Deutsch-

Foto 1:
Kulturlandschaft mit klarer Wald-Offenland-Gliederung (Oberprechtal im Mittleren Schwarzwald, Foto: A. Schwabe-Kratochwil).

Foto 2: Landschaft mit Jahrhunderte alten halboffenen Weidelandschaften (Dehesa, Extremadura, Spanien).

lands typisch waren und auch heute noch das Erscheinungsbild vor allem der Mittelgebirge prägen (Foto 1).

Es folgte eine Phase der zunehmenden Intensivierung der Landbewirtschaftung, die besonders unter dem Druck der EU-Agrarpolitik zu einer sehr intensiven Nutztierhaltung (Stallhaltung, Kraftfutter-Silage-Güllewirtschaft) führte. Auf der anderen Seite fielen und fallen auch aktuell nicht intensivierbare, extensive Grünlandökosysteme mehr und mehr brach. Extensivgrünland hat sich inzwischen zu einem „Pflegefall" des Naturschutzes entwickelt. Ähnliches gilt für viele traditionelle Haustierrassen. Nimmt man das Ziel, die Biodiversität umfassend zu schützen, ernst, ist dringender Handlungsbedarf gegeben.

Als Fazit ergibt sich, dass extensive Beweidungssysteme sowohl Vorbilder in der vom Menschen nicht beeinflussten Urlandschaft als auch in den über Jahrtausende vorhandenen extensiven Hüteweidelandschaften finden, wie sie z. B. großflächig in Teilen Spaniens (Extremadura, Sierra Morena usw.) und Portugals (Alentejo) bis in die heutige Zeit überdauert haben (Foto 2). Weiterhin hat sich gezeigt, dass die bisherigen Pflegeverfahren nur teilweise erfolgreich waren und angesichts der Entwicklung der öffentlichen Haushalte ständig in Frage gestellt werden. Es ist somit in diesem Zusammenhang dringend erforderlich, neue, alternative, aber auf den Erfahrungen der Vergangenheit fußende Konzepte zu entwickeln, zu erproben und auf ihre Eignung hin mittels wissenschaftlicher Verfahren zu überprüfen.

Vor diesem Hintergrund sollen im Folgenden Arbeitshypothesen formuliert und konkrete Fragestellungen für die Naturschutzforschung abgeleitet werden.

2 Arbeitshypothesen

Hypothese I: Extensive Beweidungssysteme haben historische Vorbilder

- Extensive Beweidungssysteme – und hier besonders solche, die einen halboffenen Charakter, bestehend aus Offenland-Ökosystemen, Gebüschen und Wäldern besitzen – stellen die naturnäheste Form landwirtschaftlicher Nutzung dar. Sie weisen große funktionale Übereinstimmungen sowohl mit von Großherbivoren geprägten Naturwäldern als auch mit traditionellen Hutelandschaften auf, wie sie über Jahrhunderte und teilweise Jahrtausende für weite Teile der Kulturlandschaft in Mitteleuropa typisch waren.

Hypothese II: Extensive Beweidungssysteme weisen eine hohe biologische Vielfalt auf

- Die biologische Vielfalt extensiver Beweidungssysteme kommt der von Naturlandschaften nahe oder kann diese sogar übersteigen. Dies gilt vor allem für solche Systeme, die über eine lange Tradition verfügen und neben jungen auch alte, teils von Zerfallsphasen der Bäume geprägte Lebensräume aufweisen. Diese Vielfalt betrifft:

  a) Biotoptypen

  Typisch für extensive Beweidungssysteme ist das Nebeneinander der unterschiedlichsten Biotoptypen. Neben teils vegetationsfreien Pionierlebensräumen sind dies vor allem Offenland-Ökosysteme wie Grünländer unterschiedlichster Trophie und Feuchte, Zwergstrauchheiden, verschiedene Moorökosysteme sowie Gebüsche und Wälder. Eingeschlossen sind zudem oft verschiedene Gewässer und ihre Ufer. Durch den Einfluss der Beweidung unterliegen diese Systeme einer ständigen räumlichen und zeitlichen Dynamik.

  b) Ökotone

  Auf Grund der beweidungsinduzierten Raum-Zeitdynamik sind vielfältige Ökotone typisch für extensive Beweidungssysteme. Diese betreffen beispielsweise die Übergänge zwischen Pionierlebensräumen <–> Offenland, Wald <–> Offenland (Magerrasen, Feuchtgrünland, Heiden), Gewässer <–> Gewässerufer usw. Die Ökotone sind wichtige Lebensräume für eine Vielzahl spezialisierter Arten. Auch viele sogenannte Waldarten gehören hierzu.

  c) Arten und Artengemeinschaften

  Die Vielfalt an standörtlichen Bedingungen, Lebensräumen und Ökotonen zwischen den verschiedenen Lebensräumen bedingt eine überdurchschnittlich hohe Biodiversität extensiver Weidesysteme. Typisch ist das Nebeneinander von Arten der Pionierlebensräume, des mageren Grünlands (trocken – feucht), alter Wälder und Bäume sowie von vielfältigen, gegliederten Ökotonen. Hinzu treten Dungspezialisten, denen bei langen Beweidungszeiträumen oder gar ganzjähriger Beweidung ein kontinuierliches Nahrungsangebot zur Verfügung steht. Für viele Arten bildet der Dung (Dungspezialisten bei den Arthropoden) der Weidetiere eine Schlüssel-Ressource, die durch Wildtiere wie Reh, Hirsch oder Wildschwein nicht kompensiert werden kann.

Hypothese III: Extensive Beweidungssysteme weisen einen aus naturschutzfachlicher Sicht günstigen Nährstoffhaushalt auf

- Auf Grund der geringen Nutzungsintensität und dem damit verbundenen geringen Nährstoffinput weisen extensive Weidesysteme einen ausgeglichenen Nährstoffhaushalt auf und können mittel- bis langfristig zu einer gewünschten Aushagerung beitragen. Punktuelle Eutrophierungen im Bereich von Tränken oder temporären Futterstellen sind für das Gesamtsystem unproblematisch.

Hypothese IV: Extensive Weidesysteme sind zu optimierten Wasserhaushalten in Mooren und Auen kompatibel

- Extensive Weidesysteme sind auch mit den naturschutzfachlichen Anforderungen im Hinblick auf verschiedene Moortypen (außer den oligotrophen Hochmooren), Feuchtgrünland oder Feuchtstandorte in Flussauen verträglich. Dies gilt umso mehr, je größer und vielfältiger die Weiden gestaltet sind, und dann, wenn auch mineralische Standorte integriert sind. Mit ihnen lassen sich auch die meisten Artenschutzziele in den Lebensraumtypen erreichen, die einer Pflege aus Sicht des Naturschutzes bedürfen.

Hypothese V: Robuste Haustiere sind neben Wildtieren für extensive landwirtschaftliche Beweidungssysteme und für Wildnisgebiete geeignet

- Trotz einer viele Jahrhunderte umfassenden Domestikation sind bestimmte Rassen der üblichen Haustiere (Rinder, Pferde, Esel, Schafe, Ziegen) für exten-

sive Weidesysteme sowohl im Hinblick auf eine vermeintliche oder tatsächliche geringere Futterqualität, einer geringeren Betreuung und extremeren Witterungsverhältnissen, wie sie z. B. bei ganzjähriger Freilandhaltung bestehen, geeignet.
- Ein Teil von ihnen ist auch für Wildnisgebiete ähnlich den niederländischen Vorbildern (Kampf 2000, Vera 1998a, b) geeignet. Besonders robuste Rinder- und Pferderassen sind dabei einer Dedomestikation zugänglich.
- Vor allem das Rind ist insgesamt als Art der Waldränder und Lichtungen anzusprechen, dessen alleinige Haltung im Grünland als nicht artgerecht bezeichnet werden könnte.

Hypothese VI: Extensive Beweidungssysteme stellen auch ökonomische Alternativen dar
- Großflächige und möglicherweise ganzjährige extensive Weidesysteme können eine wirtschaftliche Alternative zur traditionellen Biotoppflege darstellen. Dies betrifft zum einen das Kosten-Nutzen-Verhältnis im direkten Vergleich z. B. gegenüber einer Mahd bezogen auf die Verfahrenskosten pro ha. Eine höhere Effizienz könnte sich jedoch auch im Hinblick auf die tatsächlich erreichten Effekte ergeben, weil Beweidungsverfahren auf Grund ihrer Stochastizität, Dynamik und räumlichen Heterogenität bei vergleichbarem Aufwand üblichen Verfahren überlegen sein könnten.
- Großflächige extensive Beweidungsverfahren können darüber hinaus – unter Nutzung der üblichen Förderungen aus Agrarumweltprogrammen – auch für die Grünlandwirtschaft eine ökonomische Perspektive darstellen.

3 Naturschutzrelevante Fragestellungen

Aus den im vorangegangenen Abschnitt kurz skizzierten Arbeitshypothesen lässt sich eine Vielzahl konkreter Fragestellungen ableiten. Da hierauf nicht im Detail eingegangen werden kann, soll eine kurze Systematik dahin gehend erfolgen, nach welchen Gesichtspunkten hier zu einer Konkretisierung der Fragestellungen für Forschungsvorhaben im Zusammenhang mit Extensivweidesystemen gelangt werden kann.

3.1 Inhaltliche Dimension wissenschaftlicher Fragestellungen

Im Zusammenhang mit der hier zu behandelnden Thematik gibt es eine Reihe inhaltlicher Schwerpunkte, zu denen die Forschung Antworten erbringen muss, damit extensive Beweidungssysteme in ihrer Funktion verstanden und vor dem Naturschutz-Hintergrund bewertet werden können.

Untersuchungen zum **Stoffhaushalt** müssen sich vor allem der Nährstofffrage widmen. Zum einen geht es bei bereits eutrophierten Ökosystemen darum, zu prüfen, inwieweit die eingesetzten Verfahren geeignet sind, eine oft notwendige Aushagerung zu erreichen. Auf der anderen Seite ist bei Weidesystemen davon auszugehen, dass es zu kleinräumigen Nährstoffverlagerungen kommt mit der Gefahr punktueller Eutrophierung z. B. im Bereich von Futter- oder Wasserstellen. Hier gilt es nicht nur das Phänomen selbst zu beobachten, sondern ggf. auch konkrete Vorschläge abzuleiten, wie negative Beeinträchtigungen oligotropher Land- und Gewässerökosysteme zu vermeiden sind bzw. bis zu welchem Grade sie keine negativen Effekte erkennen lassen und somit zu tolerieren sind.

Im Bereich von Niedermoorgrünland und von Auen kommt dem **Wasserhaushalt** eine entscheidende Bedeutung zu. Hier wird es zunächst darum gehen, Defizite zu ermitteln (z. B. hinsichtlich Grundwasserstand, Überflutungsdynamik) und daraus Maßnahmen abzuleiten. Hierzu kann es erforderlich sein, sehr komplexe hydrologische Untersuchungen vorzunehmen, um z. B. belastbar zu prognostizieren, welche Auswirkungen Wasserstandsanhebungen haben werden und welche Betroffenheiten entstehen. Vor dem Hintergrund der engeren Fragestellung „Beweidung" ist zu prüfen, welche Wasserstände noch eine Beweidung ermöglichen und umgekehrt, welche (wieder-)vernässten Ökosysteme für eine Beweidung nicht geeignet sind. Im Bereich von Niedermooren sind die Aspekte Nährstoff- und Wasserhaushalt eng miteinander verwoben, weil niedrige Wasserstände zur Torfzersetzung führen und mit sehr gravierenden Nährstoffausträgen verknüpft sind.

Selbstverständlich steht bei Naturschutzprojekten die Frage nach der Betroffenheit bzw. dem Schutz der **biologische Vielfalt** im Mittelpunkt des Interesses. Dabei darf biologische Vielfalt nicht mit der absoluten Artenzahl eines Gebietes gleichgesetzt werden. Im Fokus der Betrachtung muss immer die für den betrachteten Ökosystemtypus typische Vielfalt stehen. Im Bereich von Weidesystemen sind dies vor allem Tier- und Pflanzenarten von Pionierbiotopen, des (mageren) feuchten und trockenen Offenlandes, der Ökotone (Offenland <–> Wald, Offenland <–> Ufer, Hochstauden usw.) und Arten besonnter Bäume oder durchlichteter Wälder. Hinzu treten weitere, oft von sehr spezialisierten oder auch gefährdeten Arten genutzte Ressourcen wie der Kot der Tiere oder auch Tierkadaver, sofern diese (z. B. in Wildnisgebieten) in der Fläche belassen werden können. Neben einer Grundinventur geht es hier vor allem darum, Beziehungen zwischen Beweidungsverfahren und der Entwicklung der (typischen) Biodiversität zu betrachten. Gegenstand der Untersuchungen können dabei Arten, Populationen und ihre Dynamik oder Teile der Zönose (Taxozönosen wie Carabiden, Vögel, Gefäßpflanzen oder ökologische Gilden usw.) sein.

Beweidung hat jedoch auch Einfluss auf die **Struktur und Dynamik von Ökosystemen**. Diese zu ermitteln und in Beziehung zum Vorkommen von Arten oder der Dynamik von Artengemeinschaften zu setzen ist ein weiterer bedeutsamer Untersuchungsgegenstand. Aus den Ergebnissen lassen sich sowohl Handreichungen für die Konzeption und Ausgestaltung von Beweidungssystemen ableiten als auch Hinweise zur Beurteilung konkreter Beweidungssysteme. Letztere sind besonders dann von hoher Praxisrelevanz, wenn umfangreiche Monitoringuntersuchungen nicht durchgeführt werden können und nur über die Beobachtungen der strukturellen Entwicklung Erfolgsaussagen getroffen werden und die Projektsteuerung erfolgt.

Eine Reihe von Vorhaben hat deutlich gemacht, dass unter den große Pflanzen-

fressern auch Haustiere wie Pferd, Esel, Rind usw. im hohem Maße natürliche Verhaltensweisen bewahrt haben, die für verschiedene Aspekte bedeutsam sind, die mit extensiven Beweidungssystemen verknüpft sind. Wir beginnen erst langsam zu begreifen, dass es sich hier nicht um reine „biologische Rasenmäher" handelt, die zu spezifischen Managementaufgaben herangezogen werden, sondern dass ihnen möglicherweise eine Schlüsselrolle in halboffenen Ökosystemen zu kommt (Bunzel-Drüke 1997, Gerken & Sonnenburg 2002, Vera 2000). Dabei spielt neben der reinen Nahrungsaufnahme und der damit verbundenen Beeinflussung der Vegetation eine Reihe von Verhaltensweisen (Raumnutzung allgemein, Schaffen offener Bodenstellen, Gehölzverbiss, Tritt, Wahl der Kotplätze usw.) eine bedeutende Rolle für die Lebensraumdynamik sowie direkt und indirekt für die Arten und Artengemeinschaften. **Ethologische Forschung** und Untersuchungen zu diesem Wirkungsgefüge stehen noch sehr am Anfang, sind aber von zentraler Bedeutung für die Naturschutzpraxis. Sie bieten darüber hinaus eine wichtige Grundlage, wenn Haustiere auch als Substitut für die ausgestorbenen Ahnen dieser Arten in Wildnisgebieten eingesetzt werden sollen und zu diesem Zweck eine Dedomestikation (Overmars et al. 2002) eingeleitet werden muss.

Sozioökonomische Untersuchungen im Zusammenhang mit großflächigen extensiven Beweidungssystemen sind ebenfalls von herausragender Bedeutung für die Praxis. Ihnen kommt es zunächst zu, die Wirtschaftlichkeit extensiver Beweidungsverfahren zu erforschen, mit anderen Verfahren zu vergleichen und aus den Ergebnissen Optimierungen abzuleiten. Mit Hilfe der Szenarientechnik können zudem Entscheidungsalternativen für die Praxis bzw. Politik entwickelt, transparent gemacht und zur Verfügung gestellt werden. Da Naturschutzprojekte immer in ein gesellschaftliches Umfeld eingebunden sind, müssen sozioökonomische Erhebungen weiterhin die Grundlage für Akzeptanzabschätzungen bzw. für die Bedarfsermittlung für akzeptanzschaffende Maßnahmen liefern.

3.2 Zeitliche Dimension

Der Faktor Zeit wird bei der Konzipierung wissenschaftlicher Untersuchungen oft vernachlässigt oder leidet unter enger zeitlicher Befristung der notwendigen finanziellen Förderung. Für das Verständnis extensiver Beweidungssysteme ist er jedoch von entscheidender Bedeutung.

Zunächst und relativ einfach zu erheben ist die **Status-quo-Situation** einer Weidefläche. Um Aussagen über den Effekt bestimmter Beweidungsvarianten treffen zu können, ist zumindest eine mehrjährige Beobachtung unerlässlich, um die **kurzfristige Entwicklung** (1 – 5 Jahre) erfassen, darstellen und bewerten zu können. Resultieren aus diesen Ergebnissen Änderungen des Managements, sind deren Effekte im Rahmen solcher Kurzfristuntersuchungen nicht mehr feststellbar und entziehen sich somit einer naturschutzfachlichen Bewertung. Die Betrachtung kurzfristiger Entwicklung macht darüber hinaus nur dann Sinn, wenn Strukturen, Arten oder Prozesse erforscht werden, bei denen natürlicherweise relativ schnelle Reaktionen zu erwarten sind. In anderen Fällen sind eigentlich langfristige (> 5 Jahre) Untersuchungen unverzichtbar (Riecken 1998). Dies gilt insbesondere für alle gehölzgeprägten Ökosysteme. Oftmals wird sich kein Förderer für so lange laufende Untersuchungen finden lassen. Auch kann es erforderlich sein, relativ kurzfristig belastbare Aussagen zu treffen. Entsprechend kann der Ansatz der **„Raum-durch-Zeit-Substitution"** (Topp 1998) erfolgversprechend sein. Im Falle extensiver Weidesysteme bedeutet dies, dass in konkrete Forschungsprojekte neben unbeweideten Referenzflächen möglichst auch Flächen einzubeziehen sind, die bereits über einen längeren Zeitraum bei vergleichbaren Standortbedingungen einer Beweidung unterliegen.

Das Verstehen und Bewerten vieler Ergebnisse und auch die Ableitung konkreter Leitbilder ist oftmals ohne die Berücksichtigung der **historischen Entwicklung** kaum möglich. Der gesamte Ansatz der Wiedereinführung halboffener Weidelandschaften beruht ja insgesamt auf genau einer solchen historischen Analyse und den daraus abgeleiteten Schlussfolgerungen (Bunzel-Drüke 1997, Bunzel-Drüke et al. 1995, Riecken et al. 2002). Dabei geht es keinesfalls darum, rückwärtsgewandt einen historischen Zustand als Referenz- oder Zielzustand zu ermitteln, der dann zum Leitbild für die Zukunft erhoben wird. Ziel ist es vielmehr, historische Funktionen der Landschaft zu ermitteln, Kausalitäten zu klären und dann unter Berücksichtigung der aktuellen ökonomischen und ökologischen Rahmenbedingungen (neue) Leitbilder zu entwerfen. Ihre Umsetzung wird dann zu (neuen) Landschaften führen, die möglichst viele der historischen Funktionen für die biologische Vielfalt, aber auch für den Menschen erfüllen können (Riecken 2001, Riecken et al. 2002).

3.3 Räumliche Dimension

Abschließend soll kurz auf die möglichen räumlichen Dimensionen wissenschaftlicher Untersuchungen eingegangen werden. Es ist grundsätzlich trivial, dass je nach Fragestellung und betrachtetem Objekt entsprechend adäquate Methoden einzusetzen sind und ein geeigneter Maßstab zu wählen ist. Bei den hier zu behandelnden Fragestellungen ist dabei die mögliche Bandbreite sehr groß. Betrachtet man die Komponenten der Biodiversität, reicht die Spannbreite von einer kleinen Biotopstruktur (Trittsiegel, Abbruchkante, Einzelbaum) über Biotop und Biotopkomplex bis hin zur landschaftlichen oder biogeographischen Ebene. Im ökonomischen Bereich ist die Spannbreite mindestens ebenso groß, wenngleich hier die Betrachtung bei anderen Raumeinheiten ansetzt. Die Spannbreite reicht etwa von der einzelnen Fläche (Schlag) über die Ebenen Betrieb und Kommune bis hin zu ganzen Bundesländern oder bei bestimmten Fragestellungen gar zu ganz Deutschland bzw. der EU oder ganz Europa; im Einzelfall kann eine weltweite Betrachtung notwendig werden.

Eine Übersicht über die möglichen räumlichen Betrachtungsebenen bei unterschiedlichen Fragestellungen gibt Tabelle 1.

A. ökologische Fragestellungen	**Raumbezug**				
Forschungsgegenstand	Struktur	Biotop	Biotop-komplex	Land-schaft	Biogeogr. Region
Stoffhaushalt		X	X	(X)	(X)
Wasserhaushalt		(X)	X	X	
Arten mit geringem Raumanspruch (Pflanzen, viele Insekten)	X	X			
Arten mit großem – sehr großem Raumanspruch		X	X	(X)	(X)
Vegetation		X	X		
Lebensraumdynamik		X	X		
Landschaftsdynamik			X	X	X
Ethologische Studien an den Weidetieren		(X)	X		
Historische Fragestellungen (ökologisch)		(X)	X	X	X
B. sozioökonomische Fragestellungen	**Raumbezug**				
Forschungsgegenstand	Einzelfläche	Betrieb	Kommune	Kreis/ Region	Staat/ Kontinent
Wirtschaftlichkeit von Verfahren	X	(X)			
Akzeptanz		X	X	X	(X)

Tab. 1: Mögliche räumliche Betrachtungsebenen bei ausgewählten ökologischen (A.) und sozioökonomischen Fragestellungen (B.).

4 Ausblick: Weitere Notwendigkeiten

Die Ergebnisse der verschiedenen BMBF-Vorhaben und vor allem das hier behandelte Vorhaben „Sand-Ökosysteme im Binnenland: Dynamik und Restitution" haben deutlich gemacht, dass eine Vielzahl der eingangs formulierten Hypothesen aufgegriffen, in konkrete Fragestellungen umgesetzt und schließlich bearbeitet worden ist. Dabei ist eine bemerkenswerte Ergebnisdichte und -qualität zu vermelden. Dessen ungeachtet bleibt – wie für wissenschaftliche Projekte üblich – eine Fülle von Fragestellungen offen, die aus den unterschiedlichsten Gründen nicht oder nicht in der nötigen Tiefe aufgegriffen werden konnte.

Entsprechend lassen sich einige allgemeine Schlussfolgerungen für künftige wissenschaftliche Untersuchungen im Kontext mit einem vergleichbar praxisbezogenen Förderschwerpunkt ziehen.

Wichtig ist ein noch stärkerer Wechsel von der Multidisziplinarität hin zur Interdisziplinarität. Das hier dokumentierte Vorhaben zeigt dabei hervorragende Ansätze. Dies gilt vor allem für die Verknüpfung naturschutzfachlicher, teils grundlagenorientierter Forschung mit praxisbezogenen Facetten und ökonomischen Fragestellungen. Inhaltlich ist in diesem Zusammenhang sicherlich in Zukunft eine intensive wissenschaftliche Auseinandersetzung mit der Ausgestaltung und den möglichen Folgen der Luxemburger Beschlüsse zur Reform der EU-Agrarpolitik von zentraler Bedeutung.

Generell defizitär in Deutschland ist die **Langzeitforschung**. Hier zeigen sich kaum Verbesserungen gegenüber dem bei Dröschmeister & Gruttke (1998a, b) dokumentierten Stand und dem dort formulierten generellen Bedarf. Dieses Defizit, was in analoger Weise auch für ein naturschutzorientiertes **Monitoring** gilt, führt zwangsläufig zu erheblichen Unsicherheiten für die Naturschutzpraxis. Dadurch, dass kaum langfristige Entwicklungen und langfristige Effekte von Maßnahmen des Naturschutzes, aber auch von Eingriffen dokumentiert sind, fällt es schwer, langfristige Prognosen zu geben und Verfahren und Maßnahmen des Naturschutzes vor diesem Hintergrund zu optimieren. Dies wäre jedoch angesichts oft sensibler Ökosysteme, auf die diese Maßnahmen wirken, und limitierter finanzieller Ressourcen dringend notwendig.

Vor allem bei punktförmigen Untersuchungen stellt sich oft das Problem der **Interpolation in die Fläche**. Hier gilt es eine Reihe statistischer und systematischer Fehlerquellen zu berücksichtigen (Bernotat et al. 2002), aber auch mehr grundlagenorientierte Forschung überhaupt durchzuführen. In diesem Zusammenhang wäre auch zu untersuchen, inwieweit Verfahren der **Modellierung** (z.B. Kleyer et al. 2000, Settele 1998) wirklich praxistauglich sind und eine Optimierung ermöglichen könnten.

Neben der großen Bedeutung für die konkrete Naturschutzpraxis gibt es jedoch auch einige allgemeinere Aspekte (und Wünsche), deren Berücksichtigung den Erfolg wissenschaftlicher Forschungen verbessern helfen könnte. Wichtig erscheint es beispielsweise, auch immer wieder traditionelle Verfahren und Ansichten des Naturschutzes in Frage zu stellen. Im Zusammenhang mit großflächigen Weidesystemen könnte beispielsweise die postulierte schädliche Wirkung der Beweidung auf Wallhecken, Kleingewässer und Fließgewässerufer

einmal kritisch hinterfragt werden oder aber geprüft werden, inwieweit Mahd durch eine extensive Beweidung kompensiert werden kann und welche Arten und Artengemeinschaften mit solchen Formen der Beweidung tatsächlich nicht erhalten werden können. Obwohl nicht jeder sensible Bereich gleichermaßen dafür geeignet erscheint, sollten doch auch in Deutschland **mutige Experimente** wie das Projekt Oostvaardersplassen in den Niederlanden (Kampf 2002, Vera 1998a) gewagt und wissenschaftlich begleitet werden. Dabei ergäbe sich eine Fülle neuer Fragestellungen und wohl auch die Notwendigkeit, neue Methoden zu entwickeln und zu erproben.

Generell sollten allen Forschungsvorhaben klare **Arbeitshypothesen** und Ziel- und Fragestellungen voran gestellt werden. Auch wenn Teilprojekte stark grundlagenorientiert sind, sollten sie in solch praxisorientierten Vorhaben nicht reiner akademischer Selbstzweck sein. Bei der Darstellung des Wissensstandes fällt häufig auf, dass Arbeiten, die älter als zehn Jahre sind, oft keine Berücksichtigung mehr finden und somit die Gefahr besteht, dass „das Rad immer wieder neu erfunden" wird. Dies ist weder besonders wirtschaftlich noch zeugt es von einem hinreichenden Maß an Wissenschaftlichkeit. In jedem Vorhaben sollte somit genug Zeit für eine solide **Literaturrecherche** vorgesehen werden. Sinnvoll erscheinen auch Teilprojekte mit eher konzeptioneller (kompilatorischer) Ausrichtung, die zu bestimmten Themenfeldern umfangreichere Literaturstudien anfertigen und daraus praxisbezogene Ergebnisse ableiten.

Zur Erhöhung der Vergleichbarkeit ist es zudem allerhöchste Zeit, bestimmte methodische Standards zu vereinbaren und dann diese Vereinbarungen auch durchzusetzen, wie dies z. B. aktuell für bestimmte Verfahren der Naturschutzplanung versucht wurde (Plachter et al. 2002).

Jedes Vorhaben sollte zudem von vorneherein Zeit und finanzielle Mittel für eine praxisgerechte Aufbereitung und **Publikation** der Ergebnisse vorsehen.

Danksagung

Ich danke meinem Kollegen Dr. Peter Finck, Bonn und Frau Prof. Angelika Schwabe-Kratochwil, Darmstadt für die kritische Durchsicht des Manuskriptes und die vielfältigen konstruktiven Hinweise sowie Frau Margareta Frauenpreiß für die redaktionelle Durchsicht.

Literatur

Aßmann, T. & Falke, B., 1997: Bedeutung von Hudelandschaften aus tierökologischer und naturschutzfachlicher Sicht. - Schr.R. f. Landschaftspfl. u. Natursch. 54, 129-144.

Bernotat, D., Schlumprecht, H., Brauns, C., Jebram, J., Müller-Motzfeld, G., Riecken, U., Scheurlen, K. & Vogel, M., 2002: 7.1 Gelbdruck „Verwendung tierökologischer Daten". In: Plachter, H., Bernotat, D., Müssner, R. & Riecken, U.: Entwicklung und Festlegung von Methodenstandards im Naturschutz. - Schr.R. f. Landschaftspfl. u. Naturschutz 70, 109-217, 445-534.

Boye, P., Hutterer, R. & Benke, H., 1998: Rote Liste der Säugetiere (Mammalia). – Schr.R. f. Landschaftspflege u. Naturschutz 55, 33-39.

Bunzel-Drüke, M., 1997: Großherbivore und Naturlandschaft. - Schr.R. f. Landschaftspfl. u. Natursch. 54, 109-128.

Bunzel-Drüke, M., Drüke, J. & Vierhaus, H., 1995: Wald, Mensch und Megafauna. - Gedanken zur holozänen Naturlandschaft in Westfalen. - LÖBF-Mitteilungen 4/95, 43-51.

Dröschmeister, R. & Gruttke, H., 1998a: Perspektiven ökologischer Langzeitforschung für Naturschutz. In: Dröschmeister, R. & Gruttke, H. (Hrsg.): Die Bedeutung ökologischer Langzeitforschung für Naturschutz - Schr.R. f. Landschaftspfl. u. Natursch. 58, 409-417.

Dröschmeister, R. & Gruttke, H. (Hrsg.), 1998b: Die Bedeutung ökologischer Langzeitforschung für Naturschutz. - Schr.R. f. Landschaftspfl. u. Natursch. 58, 435 S.

Ellenberg, H., 1996: Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen in ökologischer, dynamischer und historischer Sicht. 5. stark veränderte u. verbesserte Aufl. - Ulmer, Stuttgart, 1096 S.

Gerken, B. & Sonnenburg, H., 2002: Landscape development and species protection in woodlands, forests and pastures using large herbivores. In: Redecker, B., Finck, P., Härdtle, W., Riecken, U. & Schröder, E. (eds.): Pasture landscapes and nature conservation. - Proceedings of the 1st International Workshop on Pasture Landscapes and Nature Conservation in March 2001 at the University of Lüneburg, Germany. - Springer, Heidelberg - Berlin - New York, 285 - 301.

Gradmann, R., 1950: Das Pflanzenleben der Schwäbischen Alb. 4. Aufl. 1. Band. - Schwäbischer Albverein, Stuttgart, 447 S.

Hampe, A., 1993: Extremadura - Naturreichtum durch Tradition. - Resch, Radolfzell, 159 S.

Harding, P. T. & Rose, F., 1986: Pasture-woodlands in Lowland Britain. A review of their importance for wildlife conservation. - Institute of Terrestrial Ecology, Huntingdon, 89 S.

Hüppe, J., 1997: Vegetationsdynamik in „halboffenen Hudelandschaften" - Abhängigkeit von Nutzungsintensität und natürlichen Ausgangsbedingungen sowie Anforderungen an künftige Naturschutzziele. - Schr.R. f. Landschaftspfl. u. Natursch. 54, 145-159.

Kampf, H., 2000: Großherbivoren in großflächen Beweidungssystemen. - Erfahrungen aus den Niederlanden „Von der Politik zum Management". - Unpubliz. Mskr., 20 S.

Kampf, H., 2002: Large herbivores and government policy. - Vacblad Natuurbeheer, 41 (Special issue "Grazing and Grazing animals"), 2002, 56-59.

Kleyer, M., Kratz, R., Lutze, G. & Schröder, B., 2000: Habitatmodelle für Tierarten: Entwicklung, Methoden und Perspektiven für die Anwendung. - Z. Ökologie u. Naturschutz 8 (4), 177-194.

Küster, H., 1995: Geschichte der Landschaft in Mitteleuropa von der Eiszeit bis zur Gegenwart. - C. H. Beck'sche Verlagsbuchhandlung, München, 424 S.

Overmars, W. Helmer, W., Meissner, R. & Kurstjens, G., 2002: Natural grazing, social structure and heredity.

- Vacblad Natuurbeheer, 41 (Special issue "Grazing and Grazing animals"), 2002, 33-37.

Plachter, H., Bernotat, D., Müssner, R. & Riecken, U. (Hrsg.), 2002: Entwicklung und Festlegung von Methodenstandards im Naturschutz. - Schr. R. f. Landschaftspfl. u. Naturschutz 70, 566 S.

Plieninger, T. & Wilbrand, C., 2001: Land use, biodiversity conservation, and rural development in the dehesas of Cuatro Lugares, Spain. - Agroforestry Systems 51, 23-34.

Pott, R., 1993: Farbatlas Waldlandschaften. - Ulmer, Stuttgart, 224 S.

Rackham, O., 1986: The History of the Countryside. - Dent, London, 445 S.

Reisinger, E., 1999: Großräumige Beweidung mit großen Pflanzenfressern - eine Chance für den Naturschutz. In: Gerken, B. & Görner, M. (Eds.): Europäische Landschaftsentwicklung mit großen Weidetieren. - Natur- und Kulturlandschaft 3, Höxter/Jena 1999, 244-254.

Riecken, U., 1998: Anforderungen an Langzeituntersuchungen als Grundlage für naturschutzfachliche Konzepte zum Erhalt dynamischer Prozesse. In: Dröschmeister, R. & Gruttke, H. (Hrsg.): Die Bedeutung ökologischer Langzeitforschung für Naturschutz. - Schr.R. f. Landschaftspflege u. Natursch. 58, 63-78.

Riecken, U., 2001: Neue Konzepte des Naturschutzes zum Erhalt von Offenlandschaften - Fachlicher Hintergrund und praktische Umsetzung am Beispiel von halboffenen Weidelandschaften, Wildnisgebieten und der Redynamisierung. - In: Bayerisches Landesamt für Umweltschutz (Hrsg.): Fließgewässerdynamik und Offenlandschaften. Fachtagung vom 13.-15. März 2001 in Kulmbach. - Bayer. Landesamt f. Umweltsch., 19-29.

Riecken, U., Finck, P. & Schröder, E., 2002: Significance of pasture landscapes for nature conservation and extensive agriculture. In: Redecker, B., Finck, P., Härdtle, W., Riecken, U. & Schröder, E. (Eds.): Pasture Landscapes and Nature Conservation. - Proceedings of the 1st International Workshop on Pasture Landscapes and Nature Conservation in March 2001 at the University of Lüneburg, Germany . - Springer, Heidelberg - Berlin - New York, 423-435.

Schwabe, A. & Kratochwil, A., 1987: Weidbuchen im Schwarzwald und ihre Entstehung durch Verbiß des Wälderviehs. Verbreitung, Geschichte und Möglichkeiten der Verjüngung. - Beih. Veröff. Natursch. u. Landschaftspfl. Bad.-Württ. 49, 120 S.

Settele, J., 1998: Metapopulationsanalyse auf Rasterdatenbasis. - Teubner, Stuttgart - Leipzig, 130 S.

Topp, W., 1998: Raum-für-Zeit Ansätze als Alternativen zu ökologischen Langzeitforschungen - Schr.R. f. Landschaftspfl. u. Natursch. 58, 21-45.

Vera, F.W.M., 1998a: Das Multi-Spezies-Projekt Oostvaardersplassen. In: IZW Berlin (Hrsg.): Extensive Haltung robuster Haustierrassen, Wildtiermanagement, Multi-Spezies-Projekte - Neue Wege in Naturschutz und Landschaftspflege? - IZW, Berlin, 108-115.

Vera, F.W.M., 1998b: Naturentwicklung mit wildlebenden Huftiergemeinschaften. In: IZW Berlin (Hrsg.): Extensive Haltung robuster Haustierrassen, Wildtiermanagement, Multi-Spezies-Projekte - Neue Wege in Naturschutz und Landschaftspflege? - IZW, Berlin, 90-100.

Vera, F.W.M., 2000: Grazing Ecology and Forest History. - CABI Publishing, Oxon-New York, 506 S.

Anschrift des Verfassers:

Dr. Uwe Riecken
Konstantinstr. 10
53179 Bonn-Bad Godesberg
RieckenU@BfN.de

Sandgebiete in der hessischen Oberrheinebene: Untersuchungsflächen und Untersuchungsansatz des BMBF-Projektes „Sand-Ökosysteme im Binnenland“

von Andreas Zehm und Kai Zimmermann

Abstract
Sand ecosystems in the Hesse Rhine valley: Study sites and approach to the studies implemented as part of the BMBF project “Inland Sand Ecosystems”

The study sites included in the BMBF project (German Ministry of Education and Research): “Inland Sand Ecosystems: Dynamics and Restitution” are situated in the Ems region (Lower Saxony) and in the northern upper Rhine valley near Darmstadt (Hesse). Soil conditions, physical and geographical basic conditions, regional climate, weather conditions during the examination period as well as the historical development of the study sites in the Hesse Rhine valley will be presented. Moreover, the alternating grazing regime for regional animal species in different enclosed pastures in the main study areas – the nature reserve area “Ehemaliger August-Euler-Flugplatz von Darmstadt” and nature reserve area “Griesheimer Düne und Eichwäldchen”, on which studies in the project are based – will be introduced. The main components of the study, such as establishment of exclosures and grid system mapping, will be presented.

1 Einleitung

Das BMBF-Projekt „Sand-Ökosysteme im Binnenland: Dynamik und Restitution“ bearbeitete Untersuchungsflächen im Emsland (Niedersachsen, vgl. Remy & Zimmermann 2004) und Flächen in der nördlichen Oberrheinebene bei Darmstadt (vgl. Abb. 1). Ziel dieses Artikels ist es, wesentliche Aspekte der südhessischen Untersuchungsgebiete für die verschiedenen Beiträge in diesem Band vorzustellen. Wesentliche Untersuchungsgebiete waren das NSG „Ehemaliger August-Euler-Flugplatz von Darmstadt“ und das NSG „Griesheimer Düne und Eichwäldchen“. Die Ergebnisse der Untersuchungen im NSG „Kalksand-Kiefernwald bei Bickenbach, Pfungstadt und Seeheim-Jugenheim“ werden bei Schwabe et al. (2004a) dargestellt.

2 Geologisch-geomorphologische Grundlagen der Binnendünenlandschaft

Die Untersuchungsflächen liegen im nördlichen Teil des Oberrhein-Grabenbruchs (vgl. Pflug 1982, Ambos & Kandler 1987), westlich und südlich von Darmstadt. Die geologische Situation und Entwicklung des Gebietes wird ausführlich in Hüttner (1991), Quitzow (1978) und Franzen (2002) dargestellt.

Die für die Dünenentstehung entscheidende Flugsandbildung setzte erstmals in der trocken-kalten „Ältesten Tundrenzeit“ ein als der Boden nicht mehr ganzjährig gefroren war und eine erosionsverhindernde Vegetation fehlte. Zusammen mit der „Älteren Tundrenzeit“ bildete sich in diesem Zeitraum der ältere Flugsand, der fast flächendeckend im Darmstädter Raum die geologische Unterlage darstellt. Der ältere Flugsand zeichnet sich im Gebiet in der Regel durch gräuliche Färbung und einen geringen Basengehalt an der Oberfläche aus. Während der „Jüngeren Tundrenzeit“ wurde die Vegetation wiederum so stark aufgelichtet, dass es erneut zu einer starken Sandausblasung aus den kalkhaltigen Schotterbänken des Rheins kam bzw. der ältere Flugsand erneut umgelagert wurde. Auf Grund der Klimaverbesserung im frühen Postglazial schloss sich die Vegetationsdecke erneut. Die entscheidenden geologisch-geomorphologischen Vorgänge waren mit der Bildung des jüngeren Flugsandes um etwa 8.800 ±100 Jahre v. Chr. abgeschlossen (vgl. Ambos & Kandler 1987, Löscher & Haag 1989). Durch die Auswehung von Feinmaterial und die vorherrschenden südwestlichen Winde kam es einerseits zur Bildung der Lössauflagen und zur Ablagerung des grobkörnigeren Sandes vor dem Rand der Bergstraße. So findet sich zwischen Pfungstadt-Bickenbach und Seeheim-Jugenheim eine Faziesgrenze von grobkörnigem zu feinkörnigerem Flugsand, an die sich die Grenze zum Sandlöss am Bergstraßenrand anschließt (Schottler 1925, Kupfahl et al. 1972). Erst später wurden die Dünen durch Vegetation festgelegt, bevor diese im Mittelalter wieder in Bewegung kamen. Spätere Umlagerungen durch anthropogene Einflüsse, wie z. B. militärische Nutzung, hielten nur kleine Reste der Dünenlandschaft offen.

3 Böden der Untersuchungsgebiete

Die Grundlage für die Bodenbildung im Untersuchungsgebiet bildet Flugsand (v.a. Mittelsand, Korngröße 0,2–0,6 mm, Fickel 1985) mit unterschiedlich hohem Kalkgehalt. Seit der Festlegung der Sande begann die Bodenbildung mit den Prozessen Humusakkumulation, Entkalkung, Versauerung, Verbraunung und Tonverlagerung (Fickel 1985). Unter ungestörten Bedingungen ist das folgende Schema der Bodenentwicklung zu beobachten (Nomenklatur nach AG Boden 1996): Lockersyrosem (Ai-C) → Pararendzina (Ah-C) → (Pararendzina-Braunerde) (Ah-AhBv-C) → Braunerde (Ah-Bv-Cv) → Parabraunerde (Ah-Al-Bt-Cv).

Entscheidend für den heutigen Zustand der Böden ist der Zeitpunkt der Festlegung bzw. der anthropogene Einfluss, der im Gebiet durch Abgrabungen,

Tritt usw. die Bodenentwicklung zurückwarf und wieder kalkhaltiges Material an die Oberfläche brachte. Kalkarme Flugsande besitzen nur einen geringen Flächenanteil im Untersuchungsgebiet (Fickel 1985: <0,1%), grenzen aber sowohl nach Norden bzw. Osten als Ablagerungen von Mainsanden an.

Von besonderer Bedeutung für die Sandvegetation im Darmstädter Sandgebiet sind vor allem kalkhaltige Lockersyroseme und Pararendzinen, da diese Standorte hinsichtlich Bodenwasserhaushalt, Humus- und Nährstoffgehalt (vgl. Volk 1931, Lache 1976 u. a.) für die meisten Grünlandarten zu trocken sind, so dass sich die typische Sandflora einstellen konnte. So sind in den Sandgebieten die initialen Vegetationseinheiten wie z.B. *Bromo-Phleetum*, Corynephoretalia-Basalgesellschaft und *Jurineo-Koelerietum glaucae* an diese Bodentypen gebunden. Braunerden und Parabraunerden sind dagegen zumeist potentielle Waldstandorte. Die Lage der Dünenzüge wird sehr deutlich auf der Bodenkarte (Fickel 1985) durch die Pararendzina-Signatur hervorgehoben. Nahezu alle floristisch und naturschutzfachlich bedeutsamen Flächen liegen auf Pararendzinen.

4 Naturräumliche Gliederung und potentielle natürliche Vegetation

Der Flugsandbereich des Untersuchungsgebietes wird begrenzt durch den Anstieg des Odenwaldes im Osten, im Westen durch das ehemalige Neckarbett (Bergstraßenneckar: Harres 1990) und im Norden durch den Main und dessen saure Flugsande. Im Süden zieht es sich über die hessische Landesgrenze hinaus bis nach Baden-Württemberg (Demuth & Breunig 1999). In Richtung Nordwesten schließt sich ein weiterer Schwerpunkt im Bereich des Mainzer Sandes bzw. der Flugsandgürtel zwischen Mainz und Ingelheim an (Bitz & Folz 1984, Brauner 1992). Die Untersuchungsflächen liegen in der Untereinheit des „Pfungstadt-Griesheimer Sandgebietes", die der naturräumlichen Haupteinheit „Hessische Rheinebene" zugeordnet wird (Klausing 1967).

Das Relief der Landschaft ist geprägt durch die bis zu 15 m hohen Dünenzüge; die Sandgebiete werden zumeist als (Kiefern)-Forste oder Spargelfelder genutzt. Aufgrund der durchlässigen Sande liegt der Grundwasserspiegel, von Ost nach West ansteigend, allgemein tief. Die Wälder bestehen nach Ackermann (1954) größtenteils aus einem Mosaik von Trockenheit ertragenden Wäldern, wie verschiedenen Kiefern-Laubmischwäldern oder dem *Pyrolo-Pinetum*. Dabei ist das *Pyrolo-Pinetum* an junge Wald-Sukzessionsstadien gebunden, die sich durch Bodenreifung in Richtung *Carici-Fagetum* weiterentwickeln (Schwabe et al. 2000).

Gerade der Mündungsbereich des Mains (9 x 9 Messtischblätter) ist die Region Deutschlands mit der höchsten Phytodiversität (Haeupler 1997). Prägend ist eine floren- und faunengeographische Grenzlage mit submediterranen, subatlantischen und subkontinentalen Einflüssen.

5 Geschichtliche Entwicklung der Sandgebiete im Raum Darmstadt

Insgesamt wurde der gesamte Bergstraßenbereich im Mittelalter durch Waldweide (Weissgerber 1982), Rodung (z. B. 1100 n.Chr.) und Entzug von Laubstreu stark übernutzt, so dass die Wälder einem lichten Hudewald nahestanden. Weite Bereiche der Dünen kamen wieder in Bewegung und starke Sandverwehungen bis in die Stadt Darmstadt traten auf (Grosse-Brauckmann et al. 1983, Breyer 1989, Löscher & Haag 1989). Zu diesem Zeitpunkt konnten sich die Sandpflanzen, welche die waldreiche Periode auf Reliktstandorten, wie Dünenrücken und dynamischen Flächen der Flussauen (Baumgärtel & Zehm 1999) überdauert hatten, durch menschliche Nutzung stark ausbreiten und zu den heutigen Wuchsplätzen gelangen. Um 1570 begann die Festlegung der Flugsandbereiche durch Kiefernpflanzungen auf den offenen Sandböden; bis in das 19. Jahrhundert hinein waren die Erfolge nur dürftig(Joseph 1912). Neben den Kiefernpflanzungen und dem dichteren Kronenschluss der Waldbäume führte vor allem der Spargelanbau (um 1860 eingeführt) zu einem starken Rückgang der Flächen mit Sand-Ökosystemen und begrenzte das Auftreten der charakteristischen Sand-Pflanzenarten auf die heutigen Vorkommen (Philippi 1971). Bedeutende

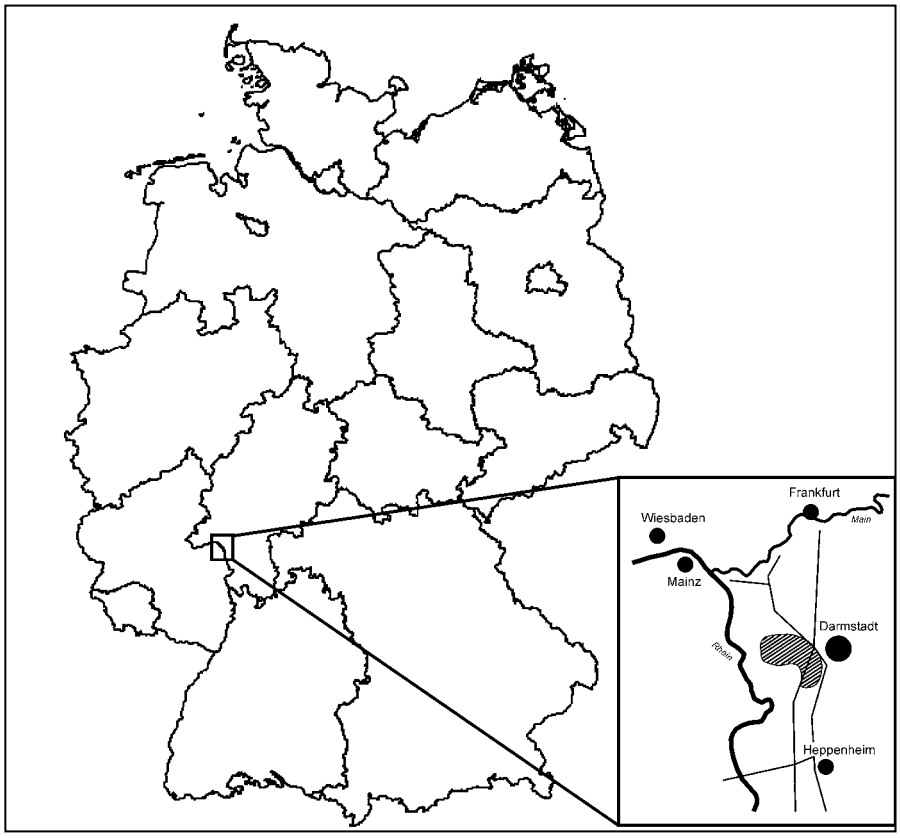


Abb. 1: Schematische Darstellung der Lage der Untersuchungsflächen bei Darmstadt (Hessen).

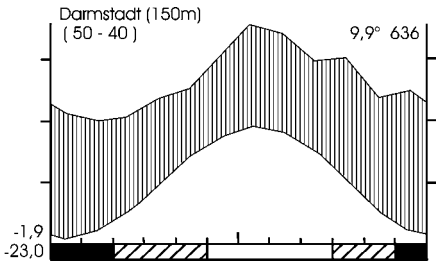


Abb. 2: Klimadiagramm von Darmstadt. Nach Walter & Lieth (1967).

Rückzugsgebiete waren wie in Mainz, Speyer oder Viernheim militärisch genutzte Flächen, auf denen durch Befahren und Tritt immer offene Bodenstellen erhalten blieben.

6 Klima des Oberrheingrabens

Der Oberrheingraben liegt nach Ambos & Kandler (1987) im Übergangsbereich zwischen dem atlantisch geprägten Westen und dem kontinentalen Klima des Ostens, so dass es zu häufigen Wetterwechseln durch konkurrierende Luftströmungen kommt. Durch die umliegenden Mittelgebirge entsteht das im Sommer subkontinental getönte Regionalklima der nördlichen Oberrheinebene (Ambos & Kandler 1987; vgl. Abb. 2). Bei hohen Jahresschwankungen der Temperatur (19°C) und einer mit 9–10°C sehr hohen Jahresmitteltemperatur, fallen nur geringe Niederschlagsmengen (etwa 650 mm; Hessisches Landesamt für Ernährung, Landwirtschaft und Landentwicklung 1981) mit einem sommerlichen Regenmaximum. Durch die Lage im Windschatten der umgebenden Mittelgebirge kommt es im Rheintal zu einem Föhneffekt, der verbunden mit Wolkenauflösung, zum außerordentlich hohen Strahlungsgenuss der Beckenregion führt (Ambos & Kandler 1987).

7 Die Witterung während des Untersuchungszeitraumes 2000–2003

Die Temperatur und die Sonnenscheinstunden im Untersuchungszeitraum entsprechen recht gut den langjährigen Mittelwerten, wohingegen die Niederschläge stark um die Mittelwerte schwanken (vgl. Abb. 3). So ist bei den Niederschlägen das Sommermaximum nur im Jahr 2000 zu er-

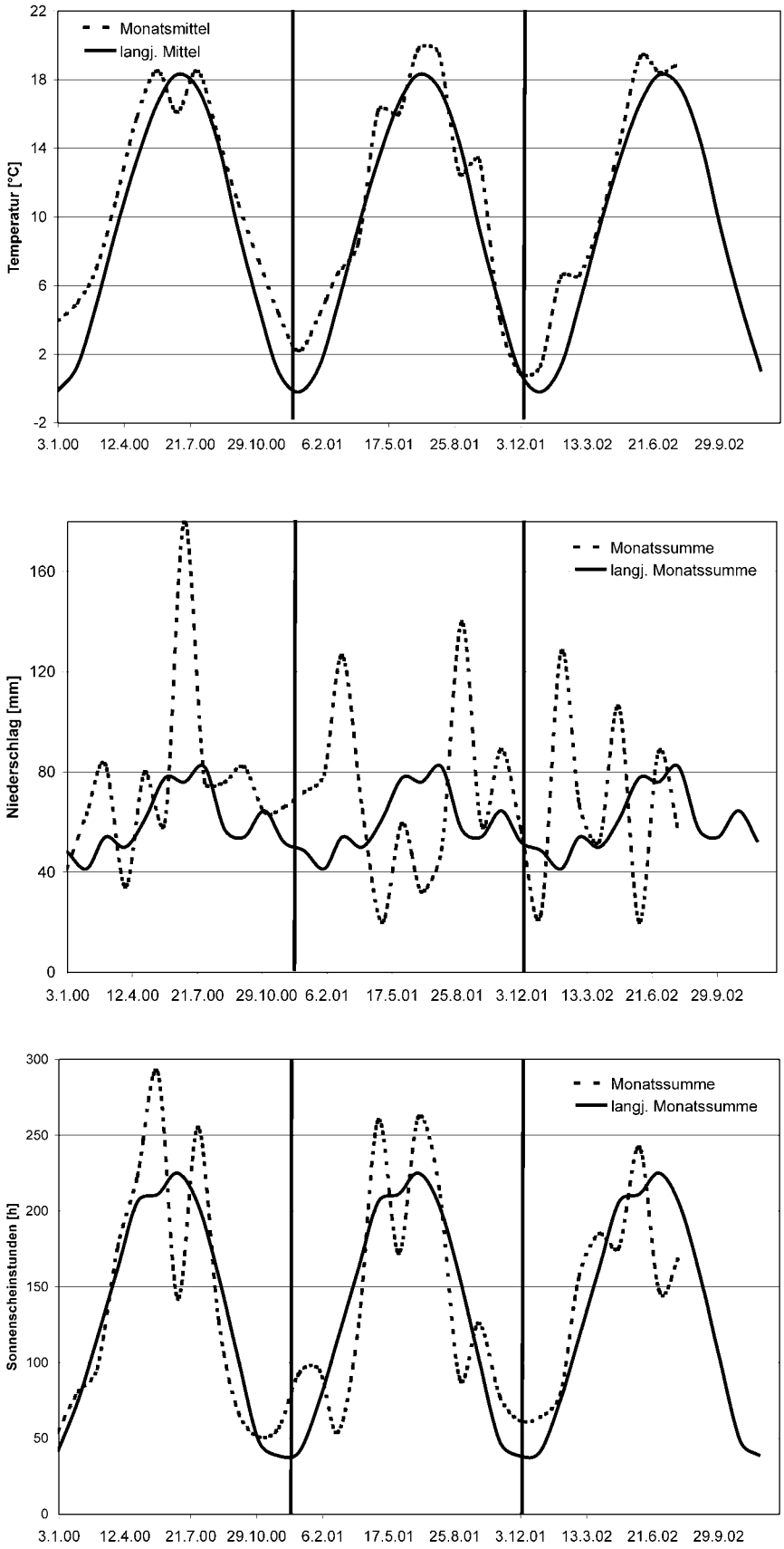


Abb. 3: Wetterdaten für Darmstadt. Geglättete Monatsmittelwerte (gestrichelt) und langjähriges Mittel (durchgezogene Linie): Temperatur (a), Niederschlag (b) und Sonnenstunden (c). Quelle: Deutscher Wetterdienst, Offenbach.

Trockenzeiten	Dauer [Tage]	Trockenzeiten	Dauer [Tage]
8.6.2000-22.6.2000	15	23.3.2002-13.4.2002	22
9.8.2000-18.8.2000	10	12.6.-30.6.2002	19
30.4.2001-14.5.2001	16	6.2.-28.2.2003	23
18.5.2001-1.6.2001	15	13.3.-24.3.2003	13
19.7.2001-2.8.2001	15	3.4-25.4.2003	23

Tab. 1: Trockenzeiten im Untersuchungszeitraum zwischen 2000 und September 2003, definiert als Perioden länger als 10 Tage ohne Niederschlag. Quelle: Deutscher Wetterdienst.

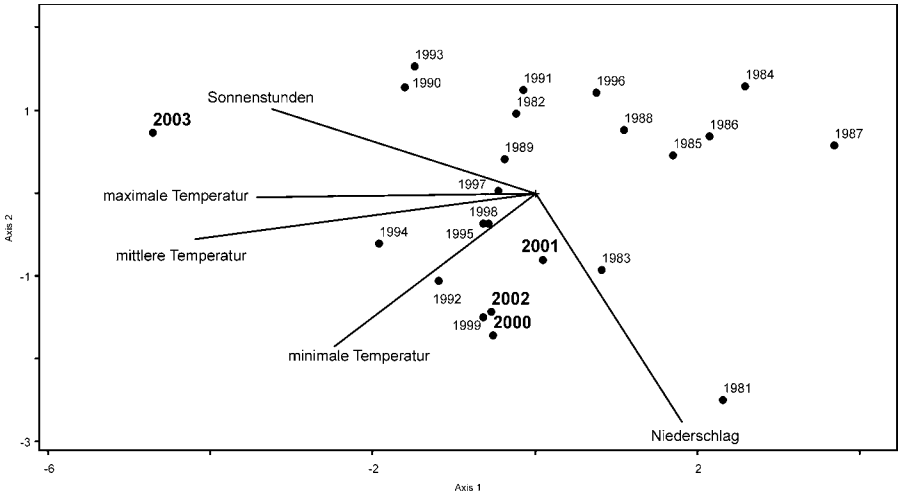


Abb. 4: Ordination der Wetterdaten der nächstgelegen Referenz-Meßstation (Frankfurt am Main, Flughafen). Untersuchungsjahre fett hervorgehoben, Vektoren = Erfasste Parameter (Datengrundlage Deutscher Wetterdienst). (PCA, λ1 = 3,04; λ2 = 1,24; λ3 = 0,45 [= 61%, 24%, 9%]).

kennen (Abb. 3), wohingegen sich 2001 und 2002 die Regenphasen auf Frühjahr und Herbst konzentrierten. Aufgrund der hohen Bedeutung trockenwarmer Witterungsbedingungen für die Entwicklung der Vegetation, sind unterschiedliche Vegetationsaspekte (z.B. Therophyten-Reichtum) zwischen den verschiedenen Jahren vermutlich besonders auf die schwankenden Niederschlagsmengen zurückzuführen.

Volk (1931) beschreibt Trockenzeiten als Perioden mit mindestens 10 Tagen unter 1 mm Niederschlag, wobei Regenfälle auf Flächen mit Moosdeckung erst oberhalb von 2 mm wirksam werden, da geringere Niederschläge vollständig vom Moos aufgesogen werden. In Tab. 1 sind die Perioden > = 10 Tage ohne Niederschläge für den Zeitraum 2000 bis 2003 zusammengestellt. Als von besonders großer Bedeutung erwiesen sich Trockenzeiten zu den Haupt-Wuchszeiten der Sandrasenvegetation. So zeigten trockene Perioden im Herbst und Winter kaum Auswirkungen, während z. B. die Trockenperiode zwischen dem 30.4.–1.6.2001 zu einem massiven Vertrocknen von z.B. *Trifolium arvense* und *Medicago minima* und anderen Therophyten führte. So war zwar ein gutes Auflaufen von Keimlingen zu beobachten, von denen allerdings ein sehr hoher Prozentsatz vor dem Erreichen einer Höhe über 2 cm vertrocknete (vgl. Ryser 1990). Das Jahr 2003, in dem die Untersuchungen abgeschlossen wurden, erwies sich als sehr trocken, sonnenstundenreich und extrem warm (Maximaltemperatur Flughafen Frankfurt am Main 38,7°C am 9.8.03, 19,3°C mittlere Sommertemperatur, Internet 1). Die Ordination der Wetterdaten des Flughafen Frankfurt (Abb. 4) verdeutlicht die Besonderheit des Jahres 2003: die Temperatur- und Sonnenstundenwerte liegen deutlich über dem Durchschnitt, die Niederschlagssummen deutlich darunter.

8 Untersuchungsgebiete des BMBF-Projektes im Raum Darmstadt

Die Untersuchungen im Raum konzentrierten sich weitgehend auf Flächen im Darmstadt-Griesheimer Sandgebiet, das in diesem Rahmen näher dargestellt werden soll.

8.1 Einführung in das Darmstadt-Griesheimer Sandgebiet

Die Untersuchungen erfolgten weitgehend im NSG „Ehemaliger August-Euler-Flugplatz von Darmstadt“ und dem NSG „Griesheimer Düne und Eichwäldchen“, die beide im Griesheimer Sandgebiet liegen. Die Gebiete waren bis in die 40er Jahre Teile eines großflächig zusammenhängenden Übungsplatzes (vgl. Abb. 5). Die Gesamtfläche des Übungsplatzes wurde erst im Zuge des Autobahnbaus (Eröffnung der Strecke 1935) zerschnitten, so dass diese Gebiete noch heute Gemeinsamkeiten aufweisen (Breyer 1989, Gromes 1989).

Mit der Ausweisung des Gebietes als Übungsplatz durch die Garnisonsstadt Darmstadt begann 1874 die Umgestaltung der Sandflächen. Es wurden z. B. künstliche Beobachtungshügel geschaffen und bis zu 30 m hohe Dünen und weitere Flächen z. B. durch französische Kriegsgefangene eingeebnet (Eckstein 2002). Die militärische Nutzung des gesamten Übungsgeländes, das sich im Norden bis Griesheim, südlich bis zur Grenze des Darmstädter Gebietes, östlich bis zum ehemaligen Jagdschloss „Griesheimer Haus“ und westlich bis fast an die heutige L 3303 ausdehnte (Topographische Karte 1946, Stadt Griesheim 2003), dauerte bis zum Jahr 1942. Dabei war die Nutzung teilweise sehr intensiv. So übten ab der Jahrhundertwende durchschnittlich bis zu 20.000 Soldaten jährlich im Griesheimer Gebiet (Eckstein 2002). Nach 1945 wurden Ungarndeutsche südlich von Griesheim angesiedelt, (Gromes 1989), die den größten Teil der Fläche intensiv landwirtschaftlich nutzten (vgl. Abb. 6). Nur die bis vor kurzem militärisch genutzten Flächen blieben als naturschutzfachlich bedeutsame Sandgebiete erhalten. Bis vermutlich etwa 1960 zog auch ein Wanderschäfer mit einer mehrhundertköpfi-

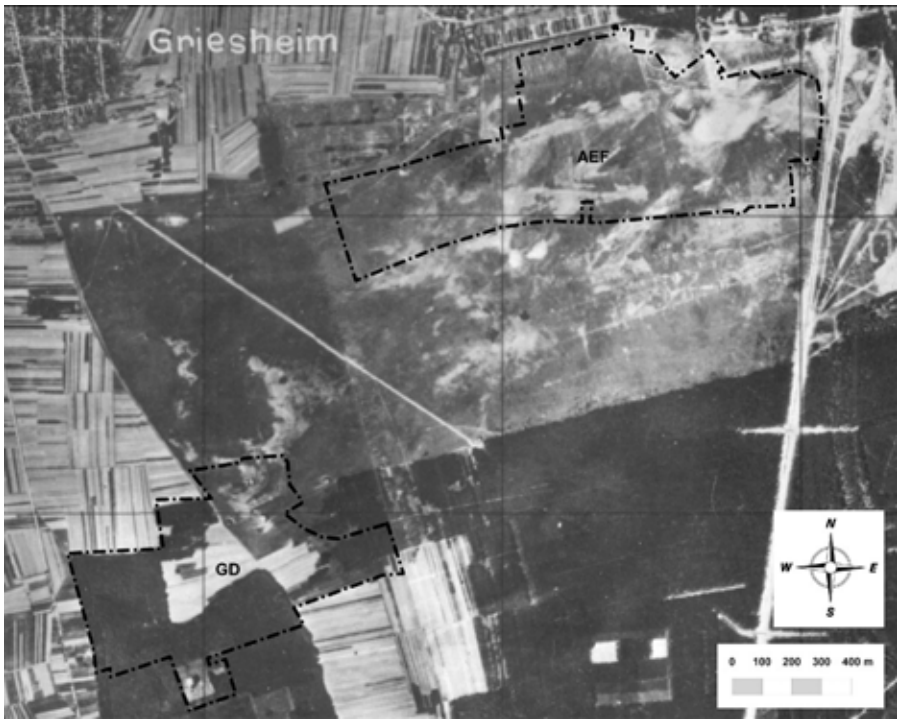


Abb. 5: Ausdehnung des ehemaligen militärischen Übungsplatzes südlich von Griesheim. Als Umringe sind die Abgrenzungen der heutigen Naturschutzgebiete „Ehem. August-Euler-Flugplatz" (AEF) und die „Griesheimer Düne" (GD) eingezeichnet. Quelle: Luftbild 1934; Landesluftbildarchiv Hessen.

Abb. 6: Isolierte Lage der Schutzgebiete inmitten der landwirtschaftlichen Flächen. Quelle: Hessisches Landesvermessungsamt; Luftbild 1997.

gen Herde durch die südlich von Griesheim liegenden Flächen (Gromes 1989). Durch die zunehmende Zersiedelung der Landschaft und ein Zurückdrängen der Schäferei aus den Sandflächen kam es zu einem dramatischen Rückgang der Nutztierzahlen im südhessischen Raum. So waren 1996 nach eigenen Schätzungen maximal 50–100 Schafe im Raum Darmstadt zu finden, wohingegen 2003 mindestens 600 Schafe wieder die Gebiete beweideten.

Besonders hervorzuheben ist die ehemals sehr hohe Bedeutung des Gebietes für Arten großflächiger Steppengebiete. Neben den einzigen deutschen Nachweisen der Wildbienenart *Pseudapis femoralis* (Westrich & Dathe 1997) finden sich Belegtiere für das Vorkommen der thermobionten Heuschreckenarten *Arcyptera microptera* und *Gampsocleis glabra* in der zoologischen Sammlung der TU Darmstadt. *A. microptera* ist inzwischen seit vielen Jahren in Deutschland ausgestorben (Ingrisch & Köhler 1998, Maas et al. 2002). Abgesehen von den Einflügen von *Locusta migratoria* ist allein der Griesheimer Bereich als Entstehungsort eines „Heuschreckenwanderzuges" von *Calliptamus italicus* für Mitteleuropa nördlich der Alpen bekannt (Leonhardt 1930, Dingler 1931). Ornithologisch bedeutsam sind die Gebiete wegen der hohen Steinschmätzer-Dichte *(Oenanthe oenanthe)* (Wolf 1992, Zehm et al. 2000), dem regelmäßigen Auftreten von Braun-, Schwarzkehlchen, Brachpieper, Ortolan, Rotfußfalke und Wiedehopf während der Zugzeit. Zudem können Heidelerche, Steinkauz, Wachtel und Grauammer als weitere Brutvögel genannt werden. Der Bereich des Darmstadt-Griesheimer Sandes wurde aufgrund der herausragenden ornithologischen Bedeutung inzwischen als Gebiet nach der Vogelschutzrichtlinie der EU ausgewiesen.

8.2 Untersuchungsgebiet NSG „Ehemaliger August-Euler-Flugplatz von Darmstadt"

Als älteste Stätte der deutschen Luftfahrt wurde das Flugplatzgelände seit 1913 für Flugversuche (inzwischen nur noch durch die TU Darmstadt) genutzt (Reinhold-Postina 1994, Eckstein 2002). Nach dem Ende

Abb. 7: Entwicklung des NSG „Ehemaliger August-Euler-Flugplatz“: Luftbilder der Jahre 1960 (a), 1977 (b) und 1997 (c) (Quelle: HLVA, Wiesbaden, Flugnr.1960: 989/6378; 1977:19/384,392,503,510; 1997: digitales Orthofoto, ohne Maßstab).

des 2. Weltkrieges wurde das Gelände als militärischer Flugplatz, zuletzt durch eine von 1989 bis 1992 stationierte US-Sanitätsstaffel, genutzt (Cezanne & Hodvina 1992) (vgl. Abb. 7). Das Gelände wurde Ende der 60er Jahre zur Verlängerung der Startbahn um ehemalige Spargeläcker (bis dahin beackert und gedüngt) erweitert. Nach der einstweiligen Sicherstellung, da die Umnutzung als kommerzieller Kleinflughafen bzw. Baugebiet drohte, erfolgte 1996 die Ausweisung als NSG (Regierungspräsidium Darmstadt 1996). Das Gebiet wurde inzwischen auch als FFH-Gebiet eingestuft. Unter amerikanischer Nutzung wurde das Gelände mehrfach jährlich gemulcht. Zusätzliche Dynamik erzeugte intensiver Fahrzeugverkehr, der den gesamten östlichen Teil offenhielt und der Rückbau einer auf dem Luftbild von 1960 sichtbaren Raketenstellung (vgl. Abb. 7). Dadurch entstand vermutlich direkt randlich der Autobahn ein großflächiger Offensandbereich, der sich heute durch die initialsten Sande auszeichnet (Koelerion glaucae, Paetz 1999). Seit 1993 wurden große Teile der Fläche durch den Naturschutz gepflegt. Anfangs konnte eine Mahd mit Abfuhr des Mahdgutes für die Gesamtfläche erfolgen, später war nur noch Mulchen möglich, was Vergrasung und Artenverringerung beschleunigte. 1998 konnte ein Schäfer zur Beweidung, vorerst von Teilflächen, gewonnen werden. Seitdem wurde die Fläche durch eine Rhönschafherde von etwa 80 Mutterschafen jährlich einmal in Umtriebs-Koppelhaltung beweidet. Anfang 2002 erfolgte ein Wechsel des Schäfers; seitdem können durch Trift die Teilflächen des Darmstadt-Griesheimer Sandgebietes verbunden werden. Eine Teilung des Geländes in einen schwach sauren Bereich im Westen (Armerion) und einen kalkreichen (Koelerion glaucae) im Osten ist gut auf der Vegetationskarte von Paetz (1999) zu erkennen (Abb. 8). Im westlichen Bereich ist der Kalk schon in tiefere Bodenhorizonte ausgeschwemmt und wird nur noch durch Maulwurf- und Kaninchenbauten wieder an die Oberfläche gebracht. Es finden sich in diesen Auswürfen in größerer Zahl Kalkkonkretionen.

Im östlichen Bereich herrscht ein oft sehr kleinflächiges Mosaik der Ge-

Abb. 8: Vegetationskartierung des NSG „Ehemaliger August-Euler-Flugplatz“ (Paetz 1999). Quelle Luftbild: Stadtvermessungsamt Darmstadt 2000.

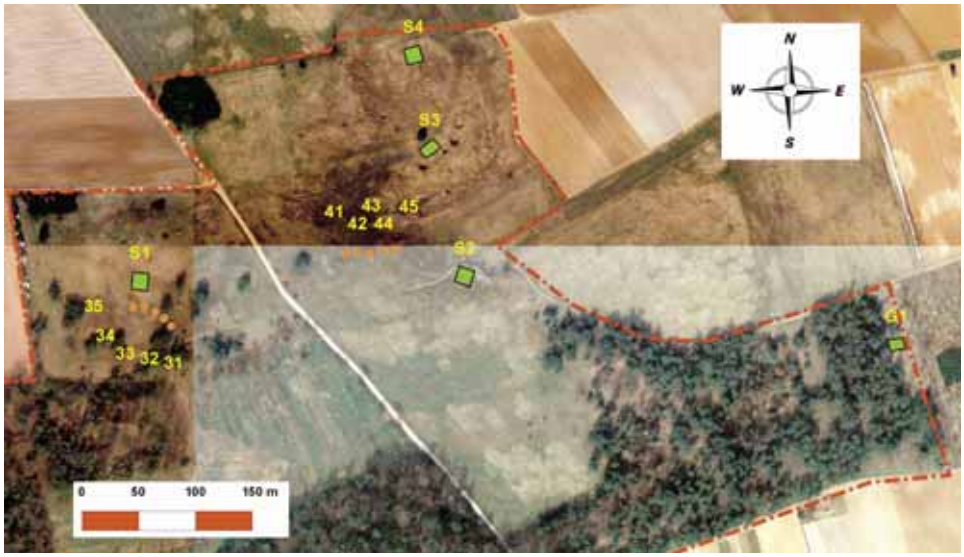


Abb. 9: Lage und Name der Exclosures sowie (orange) Fallen für die zoologischen Untersuchungen (NSG „Griesheimer Düne und Eichwäldchen“ oben, NSG „Ehemaliger August-Euler-Flugplatz“ unten). Quelle Luftbild: Stadtvermessungsamt Darmstadt 2000.

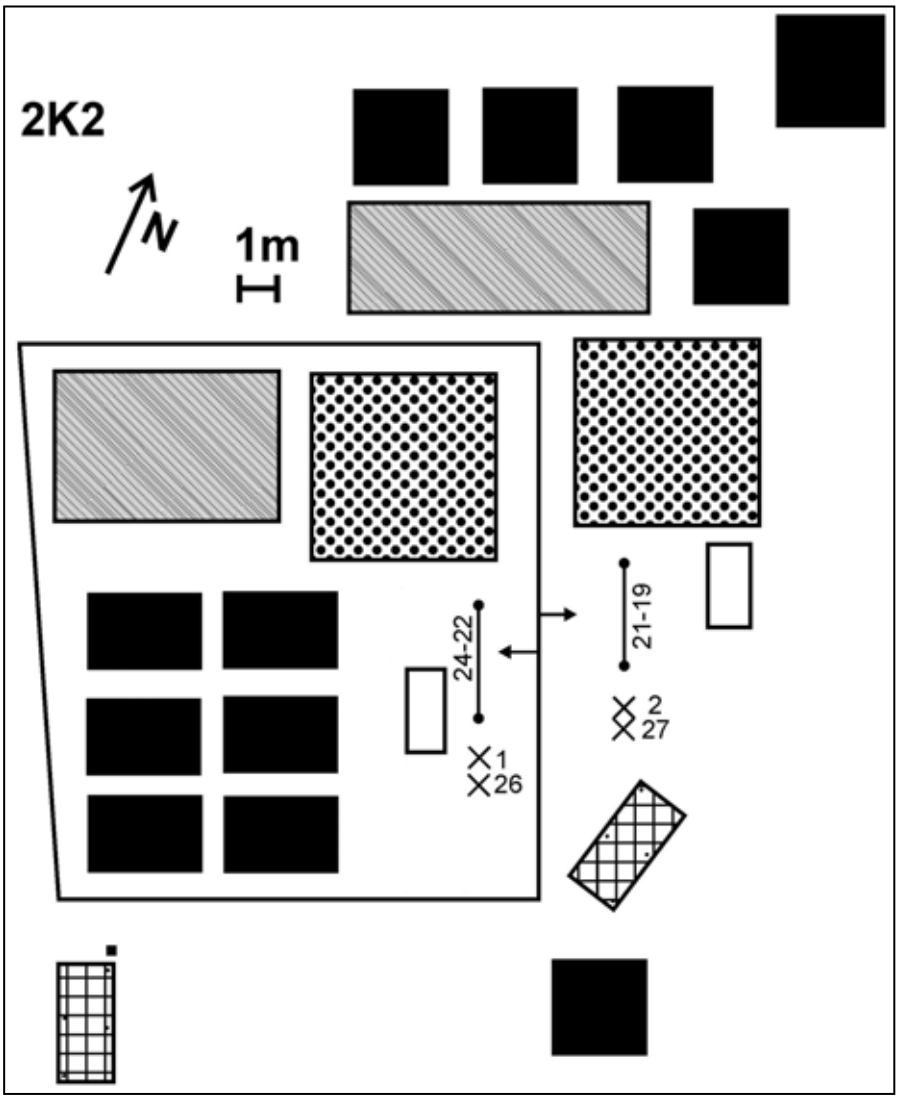


Abb. 10: Muster des Untersuchungs-Designs einer Exclosurefläche (am Beispiel der Fläche 2K2).
gepunktet = Braun-Blanquet-Aufnahmefläche
schwarz = Untersuchungsflächen Nährstoffdynamik
weiß = horizontale Vegetationsstruktur (vgl. Schwabe et al. 2002a)
grau = Diasporen-Entnahmefläche
x = Thermologger-Stellen
Striche = vertikale Vegetationsstruktur (Zehm et al. 2003)
kariert = Weidekorb-Untersuchungen.

sellschaften *Bromo-Phleetum arenarii, Jurineo cyanoidis-Koelerietum glaucae, Filagini-Vulpietum myuridis* und *Bromo-Corispermetum leptopteri* vor (vgl. Paetz 1999). Dazwischen finden sich Abbaustadien der Sandrasen mit *Poa angustifolia, Calamagrostis epigejos* und vor allem weite Flächen mit *Cynodon dactylon*, sowie kleine Bereiche, in denen sich eine Entwicklung zu subkontinentalen Steppenrasen andeutet (Aufkommen von *Stipa capillata*). Als bedeutende Pflanzengesellschaften des basenarmen Bereiches treten im westlichen Bereich das *Armerio-Festucetum*, die Corynephoretalia-Basalgesellschaft und das *Filagini-Vulpietum* hinzu. Besonders bezeichnend sind auch die großen Bereiche mit Abbaustadien des *Armerio-Festucetum*. Auf den ehemaligen Spargeläckern dominiert ein Komplex von verschiedenen Ruderalgesellschaften, geprägt durch *Calamagrostis epigejos, Vicia villosa, Elymus repens* und *Poa angustifolia*.

8.3 Untersuchungsgebiet NSG „Griesheimer Düne und Eichwäldchen“

Das NSG „Griesheimer Düne und Eichwäldchen“ (45 ha) wurde bereits 1953 als Naturschutzgebiet ausgewiesen (Hillesheim-Kimmel et al. 1978). Die Fläche mit nennenswerter Sandvegetation im Naturschutzgebiet war zwischenzeitlich durch landwirtschaftliche Nutzung und Ruderalisierung auf einen kleinen Restbereich mit offenen Sanden zusammengeschmolzen. Noch heute sind die ehemaligen Fremdnutzungen als Spargel-, Erdbeeräcker, Baumschulflächen bzw. Parkplatz gut in der Vegetation nachzuvollziehen. So zeichnen dichte Ruderalgrasbestände bzw. *Calamagrostis*-Fluren diese Gebiete sehr genau nach (vgl. Zehm 2003).

Hervorzuheben ist besonders eine im Nordosten liegende ehemalige Ackerfläche, die nahezu vollständig von *Calamagrostis*-Dominanzbeständen erobert wurde, weil die Fläche nach der Still-Legung allein der Sukzession überlassen blieb. Ein Beispiel für eine gelungene Restitutionsmaßnahme stellt die Abschiebefläche auf der ehemals als Baumschule genutzten Fläche westlich des Hauptweges dar. Nach der Still-Legung mit einem dichten *Elymus repens*-Filz bedeckt, begann nach dem Abschieben der obersten Bodenschicht *Elymus* sich intensiv wieder zu etablieren. Nur durch die bald einsetzende intensive Beweidung konnte die Fläche offengehalten werden. In den letzten 5 Jahren sind die Pflegebemühungen im Gebiet, nicht zuletzt dank der Ausweisung als FFH-Gebiet, deutlich verstärkt worden (Rodung Baumschulgelände, Entnahme der geschlossenen Heckenfront entlang des Hauptweges). Gleichzeitig wurde eine z.T. intensive Beweidung initiiert. Neben bis zu drei Weidegängen einer Schafherde (Moorschnucken und Skudden), einer Vor-, Hauptbeweidung und Nachbeweidung, kommen in den Gehölzbeständen Ziegen (Kaschmirziege, Edelziege) zum Einsatz. Zudem werden Teile der mit Schafen abgeweideten Flächen von Eseln nachbeweidet, die den Weiderest auf ein Minimum begrenzen. Kleinflächen wurden zudem mit Wollschweinen gepflegt.

Geomorphologisch sind im NSG „Griesheimer Düne und Eichwäldchen“

noch Dünenstrukturen einer maximalen Höhe von 5 m über dem umliegenden Niveau verschiedener Exposition ausgebildet. Insgesamt dominiert auf der „Griesheimer Düne" ein Komplex basenreicher Sand- bis Steppenrasen. Neben z. T. sehr flechtenreichen Beständen des *Jurineo cyanoidis-Koelerietum glaucae* und Corynephoretalia-Gesellschaften herrschen Übergangsbereiche zu Steppenrasen und gut ausgebildeten *Allio-Stipetum capillatae*-Flächen vor. Neben den diese Gesellschaften charakterisierenden Arten sind Vorkommen von *Bassia laniflora, Fumana procumbens* und *Nigella arvensis* als floristische Besonderheiten hervorzuheben. Das Vorkommen der FFH-Anhang II-Art *Jurinea cyanoides* war nach 1954 erloschen und etablierte sich aus eingeschleppten Samen im Jahr 2002 neu. Vor allem auf den ehemaligen Äckern und in den Randgebieten treten Abbaustadien des *Allio-Stipetum* in den Vordergrund, die durch P*oa angustifolia* und *Calamagrostis epigejos* bzw. *Elymus repens* dominiert werden und eine deutliche Artenverarmung zeigen. Im südöstlichen Teil der Freifläche leitet das Vorkommen von *Agrostis capillaris* in Kombination mit *Jasione montana, Ornithopus perpusillus* und *Rumex acetosella* zu Sandrasen saurer Flächen über. Neben einzelnen physiognomisch schön ausgebildeten Solitärkiefern ist vor allem im östlichen Teil ein Übergang zu lichtem Kiefernwald zu verzeichnen.

9 Einrichtung der Untersuchungsflächen für die Beweidungsuntersuchungen

9.1 Weideausschlussflächen / Exclosures

Grundlage für die Untersuchungen der Auswirkungen der Beweidung war die Einrichtung weidefester Zäune zum Ausschluss der Schafbeweidung (Exclosures). Die Einzäunung der quasihomogenen Vegetationsbestände erfolgte im Frühjahr 1999 auf dem „Ehemaligen August-Euler-Flugplatz" und im Frühjahr 2000 auf der „Griesheimer Düne". Stratifiziert-zufällig wurde mittels eines über die Fläche gelegten Rasters und Zufallszahlen als Koordinatenpunkten nach der modifizierten Vegetationskarte von Paetz

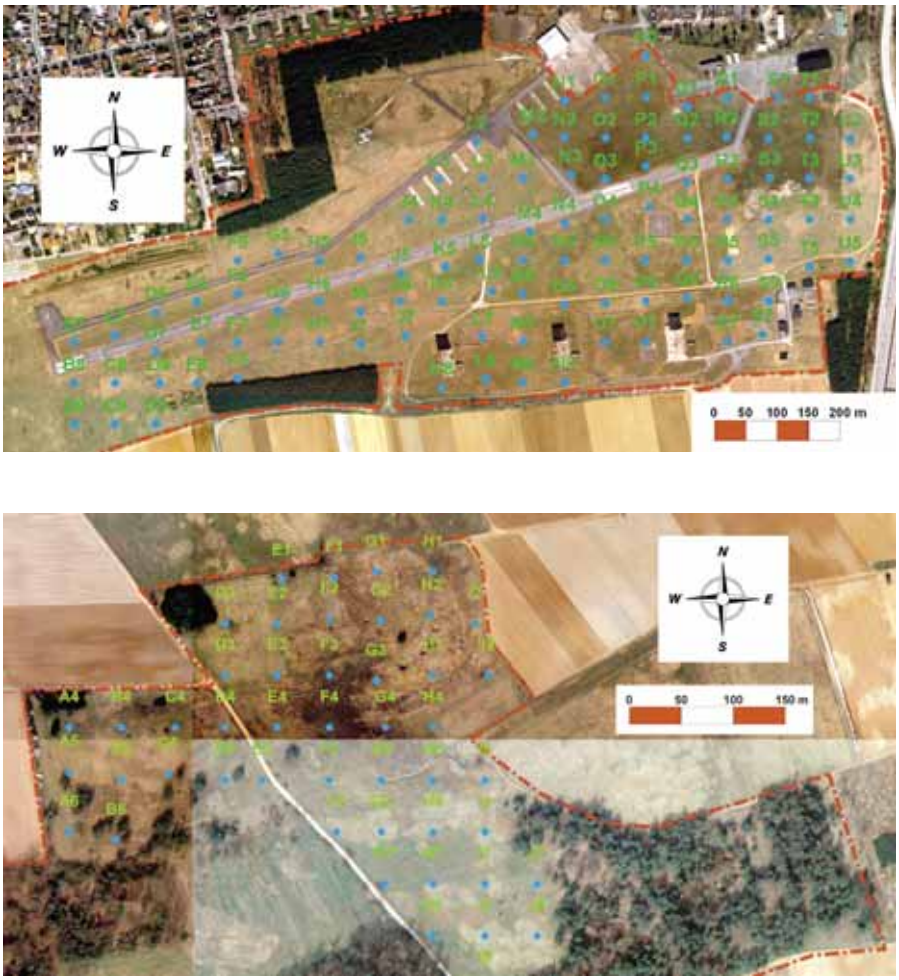


Abb. 11: Lage der Raster-Untersuchungsflächen auf dem NSG „Ehemaliger August-Euler-Flugplatz von Darmstadt" (oben) und dem NSG „Griesheimer Düne und Eichwäldchen" (unten). Quelle Luftbild: Stadtvermessungsamt Darmstadt 2000.

Abb. 12: Exemplarische Darstellung der Beweidungsintensität (in GV/ha*Jahr) des NSG „Griesheimer Düne und Eichwäldchen" im Jahre 2001. Die Intensität nimmt von blau nach rot zu. Quelle Luftbild: HLVA, Wiesbaden; Luftbild 1997.

(1999; vgl. Abb. 8) in jeder Hauptvegetationseinheit ein Replikat von Exclosures (Abb. 9, 10) angelegt (vgl. Schwabe et al. 2002a). Die Flächenauswahl im Gelände erfolgte dabei nach dem Winterzustand der Gesellschaften unter Berücksichtigung folgender Kriterien: Zum einen muss die Fläche den gesuchten Vegetationsbestand beinhalten, zudem muss eine notwendige zusammenhängende Fläche ohne große Störstellen (z.B. Kaninchenhöhlen) und ohne starke Exposition vorliegen. Weiterhin muss der homogene Vegetationsbestand ausreichend groß sein, um das 14 x 14 m große Exclosure und die beweideten Testflächen sowie eine 2 m breite Pufferzone aufzunehmen.

Aufgrund des hohen Aufwandes nährstoffökologischer Untersuchungen wurden insgesamt vier Flächen besonders intensiv untersucht (vgl. Bergmann 2004). Die Fallentransekte für die Untersuchung der Laufkäfer (s. Lehmann et al. 2004) bestanden jeweils aus Reihen von 5 Barberfallen. Die Lage der Fallenreihen ist in Abb. 9 dargestellt.

9.2 Raster-basierte Untersuchungen

Zur Einbindung der Detailuntersuchungen in die Gesamtflächen wurde ein Rasterpunktsystem etabliert. So wurde über das NSG „Ehemaliger August-Euler-Flugplatz" ein Raster mit der Maschenweite 65 m (insges. 100 Punkte, vgl. Abb. 11) und über das NSG „Griesheimer Düne und Eichwäldchen" (insges. 47 Punkte) von 50 m Maschenweite mit Vermessungspunkten vermarkt. Rund um die Rasterflächen wurde jährlich eine kreisförmige Braun-Blanquet-Vegetationsaufnahme mit dem Radius 5 m (= 79 m²) durchgeführt (R. Cezanne, [2001-2003], M. Nobis [2000], Schwabe [2000-2003]). Das Rasterpunktsystem wurde zusätzlich für die Untersuchung der Blütenbesucher und Blühphänologien auf 200 m² (Radius 8 m) genutzt (Beil & Kratochwil 2004).

10 Weidetiere und Beweidungsmanagement der Untersuchungsflächen

Zur Landschaftspflege in den Sandgebieten werden Schafe, Ziegen, Esel und Wollschweine eingesetzt. Entscheidend für die naturschutzfachlichen Effekte der Beweidung ist neben der Haltungsform und den Fachkenntnissen des Schäfers vor allem die Wahl der Schafrasse. Hochleistungsrassen können auf den Sand-Standorten nicht eingesetzt werden, Extensiv-Schafrassen, wie die im Projekt untersuchten Moorschnucken, Skudden und Rhönschafe sind gut an diese Umweltbedingungen angepasst (Sambraus 1994, 1996). Im Fraßverhalten, der Raumnutzung usw. zeigen sich Unterschiede zwischen den Rassen, so dass ohne eine Charakterisierung der Rassen Beweidungsuntersuchungen kaum reproduzierbar sind. Die im Rahmen des Projektes eingesetzten Schafrassen gehören zu den gefährdeten, alten Haustierrassen (Gesellschaft zur Erhaltung alter und gefährdeter Haustierrassen 1994). So hatte die häufigste im Projekt eingesetzte Schafrasse (Rhönschaf) 1994 nur einen Anteil von 0,4% an dem Gesamtbestand Schafe in den alten Bundesländern. Weitere Informationen zu den im Projekt genutzten Rassen finden sich bei Sambraus (1994, 1996), Auswertungs- und Informationsdienst für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten (1996) und Zehm et al. (2002) und im Internet: Internet2 (1994), Internet3 (1996), Internet4 (2001).

Die Beweidung im NSG „Ehemaliger August-Euler-Flugplatz" erfolgte von 1999 (nach dem Bau der Exclosures) bis 2001 mit einer Rhönschafherde von etwa 140 Muttertieren und einer dem Jahresverlauf entsprechenden Anzahl von Lämmern. Ab 2002 erfolgte eine jährlich mehrmalige Beweidung (vgl. Abb. 12) durch Moorschnucken, Skudden und Rhönschafe mit einer 80köpfigen Herde (Mai-Juni) und einer großen Herde von etwa 500 Tieren (Juli–September). Im NSG „Griesheimer Düne und Eichwäldchen" wurde das System der Vor- und Hauptbeweidung bereits 2000 etabliert, vor allem um *Calamagrostis*-Dominanzbestände kontinuierlich so intensiv zu beweiden, dass sie nicht zur Blüte kommen.

Die übliche Haltungsform ist die Umtriebskoppelhaltung mit auf dem NSG „Ehemaliger August-Euler-Flugplatz" anfangs großen Koppeln von 1-3 ha. Später wurden die Teilflächengrößen reduziert, um eine intensivere Nutzung der Vegetation bei gleichbleibender Intensität auf das Jahr gesehen zu erreichen.

In Abb. 12 ist exemplarisch die Beweidungsintensität für die Griesheimer Düne angegeben. Dabei wurden die Intensitäten der einzelnen Stoß-Beweidungsgänge auf GV/ha*Jahr umgerechnet und aufsummiert. Obwohl somit die unterschiedlichen Wirkungen der verschiedenen Fraßverhaltensweisen der Jahreszeiten egalisiert werden, ist dies die einzige Möglichkeit, kurzzeitige Beweidungszeiten annäherungsweise mit Beweidungsintensitäten von Dauerweiden zu vergleichen (siehe Zehm 2004).

Danksagung

Die Arbeit entstand im Rahmen des BMBF-Projektes „Sand-Ökosysteme im Binnenland: Dynamik und Restitution" (FKZ: 01LN0003). Zusätzliche Unterstützungen erhielten wir durch den Landkreis Darmstadt-Dieburg (Untere Naturschutzbehörde). Prof. Dr. Angelika Schwabe-Kratochwil danken wir für Hinweise zum Manuskript. Betretungsgenehmigungen für die Flächen verdanken wir dem RP Darmstadt (Obere Naturschutzbehörde).

Literatur

Ambos, R. & Kandler, O., 1987: Einführung in die Naturlandschaft. - Mainzer Naturwissenschaftliches Archiv 25, 1-28, Mainz.

Auswertungs- und Informationsdienst für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten (aid) e. V. (Hrsg.), 1996: Schaf- und Ziegenrassen. – Broschüre, Bonn, 58 S.

Baumgärtel, R. & Zehm, A., 1999: Zur Bedeutung von Fließgewässer-Dynamik für naturnahe Rheinufer unter besonderer Betrachtung der Schwarzpappel *(Populus nigra)* und Sandrasen. - Natur und Landschaft 74, 12, 530-535.

Beil, M. & Kratochwil, A., 2004: Zur Ressourcennutzung von Wildbienen (Hymenoptera, Apoidea) in beweideten und unbeweideten Sand-Ökosystemen. - In: Beweidung und Restitution als Chancen für den Naturschutz? NNA-Ber. 17, H.1, 179-189.

Bergmann, S., 2004: Zum Nährstoffhaushalt in Sandökosystemen der nördlichen Oberrheinebene: Sukzession, Ruderalisierungsprozesse und Effekte

von Schafbeweidung. – Diss., TU Darmstadt, FB Biologie, 220 S. + Anhang.

Bitz, A. & Folz, H. G., 1984: Letzte Kalkflugsanddünen vor der Vernichtung. - Naturschutz und Ornithologie in Rheinland Pfalz 3, 3, 315-338.

Brauner, F. O., 1992: Ergebnisse einer floristischen Kartierung der Sandflora zwischen Mainz und Ingelheim. - Schriftenreihe Umweltamt der Stadt Darmstadt 13, 3, 12-25.

Breyer, G., 1989: Das Griesheimer Sandgebiet- Naturschutz zwischen Kultivierung und Zerstörung. - Collurio 7, 3-13.

Cezanne, R. & Hodvina, S., 1992: Botanisches Gutachten über den August Euler- Flugplatz. - Unveröff. Gutachten im Auftrag der Stadt Griesheim: 20 S. + Anhang.

Demuth, S. & Breunig, T., 1999: Schutzgebietskonzeption Hardtplatten: Textband. - Broschüre der Bezirksstelle für Naturschutz und Landschaftspflege Karlsruhe (Hrsg.),Karlsruhe, 143 S.

Dingler, M., 1931: Die Griesheimer Heuschreckenplage. - Anz. Schädlingskunde 7(1), 1-20.

Eckstein, U., 2002: Der Griesheimer Sand. - Selbstverlag des Museums der Stadt Griesheim, 72 S.

Fickel, W., 1985: Erläuterungen zur Bodenkarte Hessen 1:25.000, Blatt 6117, Darmstadt West. - Hessisches Landesamt für Bodenforschung (Hrsg.), Wiesbaden, 60 S.

Franzen, J. L., 2002: Versuche einer Rekonstruktion der Entwicklung des rheinischen Flußsystems. - Natur und Museum 11, 132, 408-421.

Gesellschaft zur Erhaltung alter und gefährdeter Haustierrassen, 1994: Schwerpunkt Schafe und Ziegen. – Broschüre, Witzenhausen, 81 S.

Gromes, G., 1989: St. Stephan von A bis Z- eine Chronik vom Griesheimer Sand. - Verlag V. Bassenauer, Griesheim, 191 S.

Große-Brauckmann, G., Böger, C. & Cezanne, R., 1983: Einige neue Befunde zur Pflanzendecke des „Bergsträßer Kiefernwaldes". - Forsten und Naturschutz in Hessen, Jahresberichte 1981/82, Hessisches Ministerium für Landesentwicklung, Umwelt, Landwirtschaft und Forsten (Hrsg.), 47-51, Wiesbaden.

Haeupler, H., 1997: Zur Phytodiversität Deutschlands: Ein Baustein zur globalen Biodiversitätsbilanz. - Osnabrücker Naturwissenschaftliche Mitteilungen 23, 123-133.

Harres, H. P., 1990: Zur geoökologischen Situation der Umgebung Darmstadts. - Geoöko Test 1, 5-13.

Hessisches Landsamt für Ernährung, Landwirtschaft und Landentwicklung, 1981: Das Klima von Hessen. – Atlas, Wiesbaden, 115 S.

Hillesheim-Kimmel, U., Karafiat, H., Lewejohann, K. & Lobin, W., 1978: Die Naturschutzgebiete in Hessen. - Schriftenreihe des Institut für Naturschutz Darmstadt 11, 3, Darmstadt, 395 S.

Hüttner, R., 1991: Bau und Entwicklung des Oberrheingrabens - Ein Überblick mit historischer Rückschau. - Geologisches Jahrbuch E 48, 17-42.

Ingrisch, S. & Köhler, G., 1998: Die Heuschrecken Mitteleuropas. - Westarp Wissenschaften, Die Neue Brehm-Bücherei 629, Magdeburg, 460 S.

Internet1, 2003: www.dwd.de/de/FundE/Klima/KLIS/prod/spezial/rekordsommer_2003.pdf

Internet2, 1994: www.dainet.de/genres/tgr/geh-scha/

Internet3, 1996: www.aid-online.de/volltext/schafra/)

Internet4, 2001: http://www.ansi.okstate.edu/breeds/sheep/skudde/index.htm.

Joseph, C., 1912: Die forstliche Bewirtschaftung des Flugsandgebietes in den Oberförstereien Eberstadt und Jugenheim. - Ber. 17 Vers. Forstver. Großh. Hessen, 15.-17.9.1910, 19-43.

Klausing, O., 1967: Die naturräumlichen Einheiten auf Blatt 151 Darmstadt. - Bundesforschungsanstalt für Landeskunde und Raumordnung, Bad Godesberg, 61 S.

Kupfahl, H.-G., Meisel, S. & Kümmerle, E., 1972: Erläuterungen zur Geologischen Karte von Hessen Bl. 6217 Zwingenberg. - 2 Auflage, Wiesbaden, 276 S.

Lache, D. -W., 1976: Umweltbedingungen von Binnendünen- und Heidegesellschaften im Nordwesten Mitteleuropas. - Scripta Geobotanica 11, 93 S.

Lehmann, S., Persigehl, M., Rosenkranz, B, Falke, B., Günther, J. & Aßmann, T., 2004: Laufkäfer-Gemeinschaften (Coleoptera, Carabidae) xerothermer Sandrasen und ihre Abhängigkeit von Beweidungsmaßnahmen. - Schr.R. Landschaftspfl. Naturschutz 78.

Leonhardt, W., 1930: Massenhaftes Auftreten von *Caloptenus italicus* L. (Orth.). - Int. Entomol. Z. 24, 19, 209.

Löscher, M. & Haag, T., 1989: Zum Alter der Dünen im nördlichen Oberrheingraben bei Heidelberg und zur Genese ihrer Bänderparabraunerden. - Eiszeitalter und Gegenwart 39, 98-108.

Maas, S., Detzel, P. & Staudt, A., 2002: Gefährdungsanalyse der Heuschrecken Deutschlands. - Bundesamt für Naturschutz (Hrsg.), Bonn-Bad Godesberg, 402 S.

Paetz, U., 1999: Das Vegetationsmosaik des NSG „Ehemaliger August-Euler-Flugplatz" unter Berücksichtigung der Steinschmätzer *(Oenanthe oenanthe)*-Brutgebiete. - Diplomarbeit Technische Universität Darmstadt, FB Biologie, 55 S. + Anhang.

Pflug, R., 1982: Bau und Entwicklung des Oberrheingrabens. - Wissenschaftliche Buchgesellschaft, Darmstadt, 145 S.

Philippi, G., 1971: Zur Kenntnis einiger Ruderalgesellschaften der nordbadischen Flugsandgebiete um Mannheim und Schwetzingen. - Beiträge naturkundliche Forschungen Südwest-Deutschlands 30, 2, 113-131.

Quitzow, H. W., 1978: Die erdgeschichtliche Entwicklung des Rheintals. - Studienführer Landschaft und Geologie, Deutsches Institut für Fernstudien an der Universität Tübingen (Hrsg.), 45-49, Tübingen.

Regierungspräsidium Darmstadt, 1996: Verordnung über das Naturschutzgebiet ,,Ehemaliger August-Euler-Flugplatz von Darmstadt" vom 4. März 1996. - Staatsanzeiger für das Land Hessen 25.3.1996 13/1996, 1030-1033, Wiesbaden.

Reihhold-Postina, E., 1994: Denkmalschutz in Darmstadt, Fliegerei und Luftfahrt in Darmstadt. - unveröff. Broschüre, Magistrat der Stadt Darmstadt (Hrsg.), Darmstadt, 45 S.

Remy, D. & Zimmermann, K., 2004: Restitution einer extensiven Weidelandschaft im Emsland: Untersuchungsgebiete im BMBF-Projekt „Sand-Ökosysteme im Binnenland". - In: Beweidung

und Restitution als Chancen für den Naturschutz? NNA-Ber. 17, H.1, 27-38.

Ryser, P., 1990: Influence of gaps and neighbouring plants on seedling establishment in limestone grassland. - Veröffentlichungen des Geobotanischen Institutes der ETH, Stiftung Rübel 104, 71 S.

Sambraus, H. H., 1994: Gefährdete Nutztierrassen: Ihre Zuchtgeschichte, Nutzung und Bewahrung. - Ulmer, Stuttgart, 384 S.

Sambraus, H. H., 1996: Atlas der Nutztierrassen. - 3. Auflage, Ulmer, Stuttgart, 304 S.

Schottler, W., 1925: Die quartären Sandablagerungen der Umgebung von Darmstadt und ihre Bodenprofile. - Notizblatt Verein für Erdkunde und des Hessischen Geologischen Landesamt Darmstadt Folge V, 8, 174-196.

Schwabe, A., Remy, D., Assmann, T., Kratochwil, A., Mährlein, A., Nobis, M., Storm, C., Zehm, A., Schlemmer, H., Seuß, R., Bergmann, S., Eichberg, C., Menzel, U., Persigehl, M., Zimmermann, K. & Weinert, M., 2002a: Inland Sand Ecosystems: Dynamics and restitution as a consequence of the use of different grazing systems. - . In: Redecker, B., Finck, P., Härdtle, W., Riecken, U. & Schröder, E. (Eds.): Pasture Landscapes and Nature Conservation, 239-252, Springer, Heidelberg - Berlin - New York.

Schwabe, A., Storm, C., Zeuch, M., Kleine-Weischede, H. & Krolupper, N., 2000: Sandökosysteme in Südhessen: Status quo, jüngste Veränderungen und Folgerungen für Naturschutz-Maßnahmen. - Geobotanische Koll. 15, 25-45. Frankfurt/M.

Schwabe, A., Zehm, A., Nobis, M., Storm, C. & Süß, K., 2004a: Auswirkungen von Schaf-Erstbeweidung auf die Vegetation primär basenreicher Sand-Ökosysteme. - In: Beweidung und Restitution als Chancen für den Naturschutz? NNA-Ber. 17, H.1, 39-53.

Schwabe, A., Zehm, A., Eichberg, C., Stroh, M., Storm, C. & Kratochwil, A., 2004b: Extensive Beweidungssysteme als Mittel zur Erhaltung und Restitution von Sand-Ökosystemen und ihre naturschutzfachliche Bedeutung. - Schr.R. f. Landschaftspfl. Naturschutz 78.

Schwabe, A., Zehm,A., Süß, K., Kraft, S. & Storm, C., 2002b: Grazing versus spontaneous succession: lessons from sand ecosystems. - Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie 32, 109, Cottbus.

Stadt Griesheim, 2003: Griesheimer Sand. – Broschüre der Stadt Griesheim, 24 S., Griesheim.

Topographische Karte 1946: Landesvermessungsamt Hessen, Wiesbaden.

Volk, O. H., 1931: Beiträge zur Ökologie der Sandvegetation der oberrheinischen Tiefebene. - Zeitschrift für Botanik 24, 81-185.

Walter, H. & Lieth, H., 1967: Klimadiagramm-Weltatlas. - VEB Gustav Fischer Verlag, Jena.

Weissgerber, W., 1982: Eberstädter Geschichten aus zwölf Jahrhunderten. - Eduard Roether Verlag, Darmstadt, 307 S.

Westrich, P. & Dathe, H. H., 1997: Die Bienenarten Deutschlands (Hymenoptera, Apidae) - ein aktualisiertes Verzeichnis mit kritischen Anmerkungen. - Mitteilungen des entomologischen Vereins 32, 3-34.

Wolf, H., 1992: Die Vogelwelt des August-Euler-Flugplatzes bei Griesheim. - Collurio 10, 33-38.

Zehm, A., 2004: Praxisbezogene Erfahrungen zum Management von Sand-Ökosystemen durch Beweidung und ergänzende Maßnahmen. - In: Beweidung und Restitution als Chancen für den Naturschutz? NNA-Ber. 17, H.1, 221-232.

Zehm, A., Nobis, M. & Schwabe, A., 2003: Multiparameter analysis of vertical vegetation structure based an digital image processing. - Flora 198, 142-160.

Zehm, A., Nobis, M., Storm, C. & Schwabe, A., 2002: Dynamics of vertical vegetation structure caused by grazing. - Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie 32, 110, Cottbus.

Zehm, A., Storm, C., Nobis, M., Gebhardt, S. & Schwabe, A., 2002: Beweidung in Sand-Ökosystemen - Konzept eines Forschungsprojektes und erste Ergebnisse aus der nördlichen Oberrheinebene. - Naturschutz und Landschaftsplanung 2-3, 67-73.

Zehm, A., Süß, K. & Partsch, S., 2000: Untersuchung der Brutvorkommen des Steinschmätzers *(Oenanthe oenanthe)* auf dem NSG „Ehemaliger August-Euler-Flugplatz von Darmstadt" im Jahr 2000. - Collurio 18, 25-34.

Anschriften der Verfasser:

Dr. Andreas Zehm
TU Darmstadt, FB Biologie,
Vegetationsökologie
Schnittspahnstraße 4
64287 Darmstadt
zehm@bio.tu-darmstadt.de

Dipl.- Ing. Kai Zimmermann
Institut für Geodäsie
TU Darmstadt
Petersenstraße 13
64287 Darmstadt
zimmermann@geod.tu-darmstadt.de

Restitution einer extensiven Weidelandschaft im Emsland: Untersuchungsgebiete im BMBF-Projekt „Sand-Ökosysteme im Binnenland“

von Dominique Remy und Kai Zimmermann

Abstract
Restitution of an extensively managed pasture landscape in the Emsland region as part of the BMBF project: Inland sand ecosystems

One aim of a BMBF project (German Ministry of Education and Research) was to study possible means of restoring extensively used open habitat sites in an alluvial landscape on the basis of a target pasture landscape situated in the nature reserve area "Sandtrockenrasen am Biener Busch" in the Ems river meadow near Lingen (Emsland region). In the Hase valley, southwest of Haselünne, restitution and redynamisation measures were taken in the year 2001 in order to restore two diked and levelled meander loops which were surrounded by intensively used fields and pasture areas (about 50 ha). These former pasture complexes, with inland dunes and temporarily flooded hollows, were converted into a relief of seasonally flooded hollows or abandoned channels and dune complexes with nutrient-poor surface substrates as well as large areas intensively grazed by cattle. The dikes were moved backwards, so that dynamic fluvial processes were initiated. Subsequent winter floodings caused important erosive and accumulative processes and created erosion channels and sandy complexes which give rise to a mosaic of site-typical pioneer plant communities in humid and dry habitats. Some of the most important studies concerning the effectiveness of the restitution project are based on experiments in the area of vegetation and nutrient ecology using fenced exclosures and grid system mapping of permanent plots.

1 Einleitung

Das BMBF-Projekt „Sand-Ökosysteme im Binnenland: Dynamik und Restitution“ umfasst Untersuchungsgebiete in der nördlichen Oberrheinebene bei Darmstadt (Hessen, vgl. Zehm & Zimmermann 2004) und die hier vorgestellten Gebiete im Emsland. Das Projekt steht in organisatorischem Zusammenhang mit dem Erprobungs- und Entwicklungsvorhaben (E+E-Vorhaben) „Hasetal“ des Landkreises Emsland (Niedersachsen) und des Bundesamtes für Naturschutz (BfN), gefördert vom Bundesminister für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (BMU). Im Rahmen des E+E-Vorhabens wurden durch Flächenankäufe und -tausch ca. 500 ha – zumeist landwirtschaftlicher Flächen – im potenziellen Überflutungsraum der Hase in den Besitz des Landkreises Emsland gebracht. Dies war Grundlage für eine großangelegte Renaturierung des unteren Tals der Hase und für eine deutliche Vergrößerung des Retentionsraumes zwischen Haselünne und Meppen.

Im Rahmen des BMBF-Projektes wurden die Möglichkeiten der Erhaltung bzw. des langfristigen Schutzes und der Wiederherstellung von extensiv genutzten Offenlandbiotopen in Auenlandschaften am Beispiel von Sand-Ökosystemen im Hasetal (Emsland) untersucht. Dies geschah einerseits vor dem Hintergrund eines Rückzuges der Landwirtschaft aus Grenzertragsflächen (Riecken et al. 2001) und andererseits angesichts zunehmender Bedeutung von Retentionsflächen für Hochwässer (Nienhuis & Leuven 2001). Auf einer Teilfläche des E+E-Projektes im Tal der Hase südwestlich von Haselünne bestand die Möglichkeit, einen historischen Landschaftsausschnitt einschließlich der zugehörigen natürlichen dynamischen Prozesse zu restituieren und die Folgen der damit einhergehenden z. T. grundlegenden Nutzungsänderung zu untersuchen sowie zu bewerten.

2 Lage der Untersuchungsgebiete

Die Untersuchungsgebiete (Abb.1) liegen im mittleren Emsland zwischen Lingen, Meppen und Haselünne im so genannten Brögberner Becken, das vom Hümmling (Teil der Meppen-Cloppenburger Geest, 30–70 m ü. NN) im Norden, den Baccumer Höhen (Stauchendmoräne, 50–70 m ü. NN) im Süden und der Ems im Westen begrenzt wird (Richter & Rambow 1961). Es handelt sich um das Naturschutzgebiet „Sandtrockenrasen am Biener Busch“ bei Lingen/Ems (7° 15` O, 52° 34`N) mit 24 ha und um zwei Mäanderschleifen der Hase bei Haselünne, nahe den Gemarkungen Hamm und Wester (7° 26 `O, 52°, 34`W). Die Restitutionsflächen umfassen die Hammer Schleife (ca. 37 ha) und die östlich anschließende Wester Schleife (ca. 12 ha) und das zwischen den Flussschleifen befindliche Acker- und Grünland (ca. 24 ha) (Abb. 2).

3 Hydrologie

Als Hauptgewässer mäandrieren die Ems (von Süd nach Nord) und die Hase ab Herzlake (von Ost nach West) mit geringer Strömungsgeschwindigkeit durch teilweise weite Urstromtal-Niederungen (Boigk et al. 1960). In Meppen mündet die Hase nach 168 km Lauflänge als längstes Seitengewässer in die Ems. Wo keinerlei wasserbauliche Eingriffe erfolgten, werden beide Flüsse streckenweise von natürlichen Ufer- und Dünenwällen sowie natürlichen Uferabbruchkanten begleitet. An der Hase sind diese Strukturen weniger stark ausgebildet bzw. weitgehend durch Deiche und Steinschüttungen beseitigt worden. Typisch für beide Gewässer sind ausgeprägte Hochwasserabflüsse mit periodischer Überflutung der Aue, die mehr oder weniger regelmäßig im Winterhalbjahr, seltener auch im Sommer stattfinden. Die leicht erodierbaren Talsande in Kombination mit z.T. starken Hochwasserabflüssen führten in historischer Zeit zu häufigen Laufverlagerun-

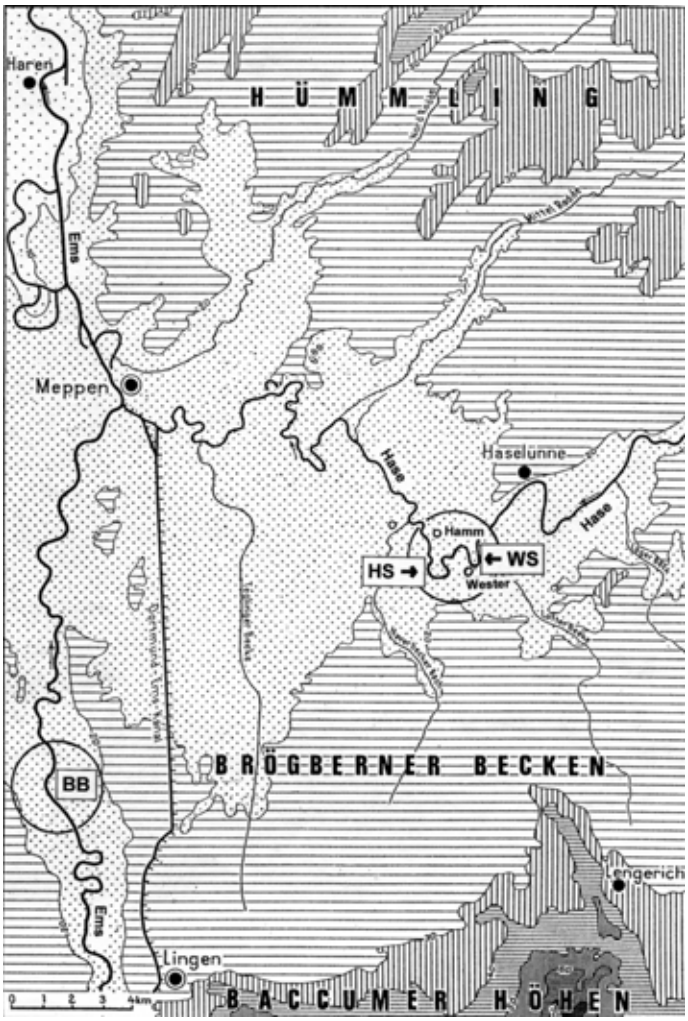


Abb. 1: Übersichtskarte und Lage der Untersuchungsgebiete im Emsland (Basiskarte aus Giese 1968, genordet) HS = Hase Schleife bei Hamm (LSG) („Hammer Schleife"); WS = Hase Schleife gegenüber Bauernschaft Wester („Wester Schleife"); BB = NSG „Sandtrockenrasen am Biener Busch" in der Emsaue bei Lingen/Ems.

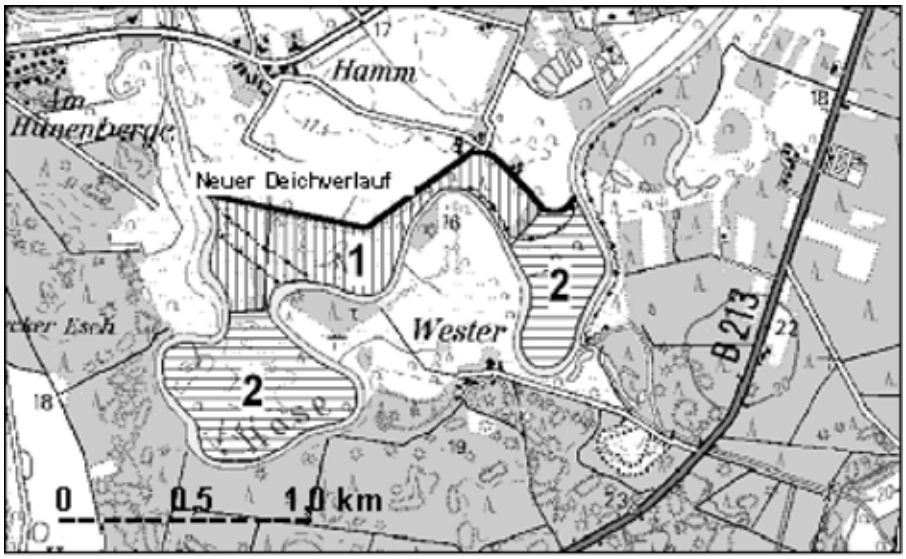


Abb. 2: Restitutionsfläche. 1: Acker- und Grünlandflächen südlich des neuen Deiches. 2: Hammer Schleife (HS) und Wester Schleife (WS); Kartengrundlage TK 25, Blatt 3310, Vervielfältigt mit Erlaubnis des Herausgebers LGN - D5260, genordet.

gen (s. Abb. 3). Ab 1950 wurde der Lauf der Hase allein innerhalb des E+E-Projektgebietes durch Durchstiche von rund 14 km auf etwa 9 km verkürzt und durch massive Steinschüttungen fixiert.

4 Geologisch-geomorphologische Grundlagen

Das mittlere Emsland ist Teil der quartär geprägten norddeutschen Tiefebene und stellt ein saaleeiszeitliches Endmoränengebiet mit erodierten Urstromtälern dar (Tietze et al. 1990). Prägende Elemente sind ausgedehnte Talsandgebiete mit Höhenlagen zwischen 10–40 m ü. NN. Es herrschen fluviatile Ablagerungen, basenarme Flugsanddecken und Binnendünen vor (Boigk et al. 1960).

Im Untersuchungsgebiet dominieren basenarme, 8–15 m mächtige Sande fluvioglazialen Ursprungs, die seit dem Holozän (ab Ende Eem-Interglazial) die saaleeiszeitlichen Grundmoränenplatten (Geest) und tiefer liegende pleistozäne Sande überdecken (Boigk et al. 1960). Die Sedimente der Ems- und Haseniederung bestehen überwiegend aus karbonat- und nährstoffarmen fluviatilen Sanden in grundwassernaher Lage (Talsandniederungen). Die weit verbreiteten Tal- und Terrassensande wurden während der letzten Vereisung in Schmelzwasserrinnen der vorletzten Vereisung abgelagert. Während des Spätglazials und Holozäns erfolgte eine teilweise Umlagerung durch Winderosion. Vielerorts entstanden Flugsanddecken und Dünengebiete mit kleinkuppigem Relief. Gleichzeitig wurden in den Alluvionen sandige, seltener auch sandig-schluffige bis tonig-schluffige, oft geringmächtige, rasch auskeilende fluviatile Sedimente abgelagert. Kleinflächig sind in wechselnder Tiefe, zwischen 0,5 bis 1,5 m, und in unterschiedlicher Mächtigkeit aquatische und semiaquatische Sedimente verschütteter Stillgewässer vorhanden. Es handelt sich durchweg um dunkle, blaugraue Horizonte mit erhöhten Schluffanteilen, die als subfossile Mudden oder Sapropel anzusprechen sind.

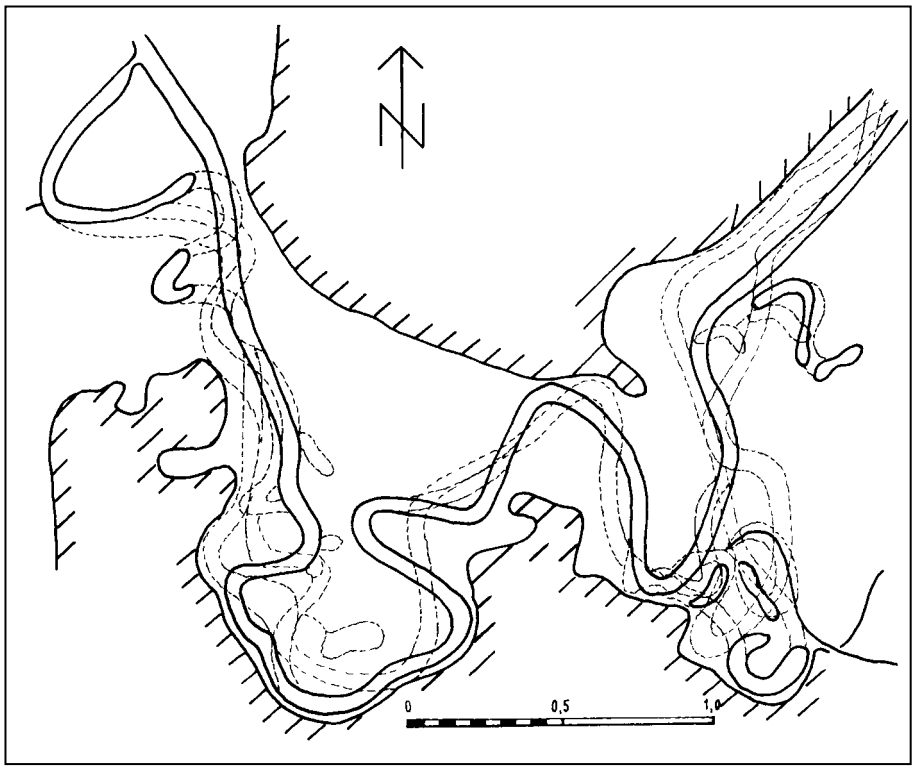


Abb. 3: Laufverlagerung und Laufverkürzung der Hase im Bereich Hammer und Wester Schleife zwischen 1773 und 1989 auf Basis historischer Karten (s. Kartenverzeichnis); Lage der Terrassenkante schraffiert.

5 Klima

Das Emsland gehört zum subatlantischen Klimabereich und ist durch ein feuchtgemäßigtes Makroklima mit milden Wintern und verhältnismäßig kühlen und niederschlagsreichen Sommern gekennzeichnet (Seedorf & Meyer 1992). Im Jahresmittel weist die Lufttemperatur eine Amplitude von 16,0 C° auf, wobei das Monatsmittel im Januar zwischen 0,5 und 1,0 und im Juni zwischen 16,5 und 17,0 C° schwankt (Landkreis Emsland 2001). Bei einem Jahresmittel von 650–750 mm, liegt die Summe der Niederschläge im langjährigen Mittel im Sommer über denen des Winters (Richter & Rambow 1961).

6 Landschaftsentwicklung und Nutzung

Noch zu Beginn des 20. Jahrhunderts waren Heide- und Sandlandschaften in weiten Teilen der quartären Sandgebiete des norddeutschen Tieflandes landschaftsprägende Elemente (Seedorf & Meyer 1992). Heute befindet sich ein Viertel aller in Niedersachsen schutzwürdigen Magerrasen im Landkreis Emsland (Landkreis Emsland 2001). Gerade im Umfeld der Untersuchungsgebiete konzentrierte sich die Mehrzahl der Sandtrockenrasen des Emslandes (Jeckel 1984). Hier sind bzw. waren in den Auen von Ems und Hase Talsandrücken und Dünenzüge Bestandteil lokaler Binnendünen-Flutmulden-Komplexe, die zu den halboffenen bis offenen Weidelandschaften gehören.

Die erste Bildungsperiode rezenter Binnendünen, Talsandrücken und Flugsanddecken reicht bis in das Postglazial zurück. Die zweite Periode der Dünenbildung setzte im Mittelalter ein und erreicht im Untersuchungsgebiet in der Mitte des 19. Jahrhunderts ihren Höhepunkt. So bestand die Gemarkung Hamm 1845 zu rund 23 % aus Wehsandflächen (Pyritz 1972). Derartig umfangreiche Sandverwehungen waren Folgen intensiver Rodung, Plaggenwirtschaft und Beweidung der Weich- und Hartholzauen sowie Überbeweidung angrenzender Heideflächen. Parallel bildeten sich die heute nur noch reliktär erhaltenen Hudelandschaften der Auen aus. Dieser Typ der Hudelandschaft ist durch einen mehr oder weniger engräumigen Wechsel unterschiedlich feuchter und nährstoffreicher Grünland-Standorte, u.a. mit dichten Flutrasen wie dem *Ranunculo repentis-Alopecuretum geniculati* oder Grasnelkenfluren wie dem *Diantho deltoidis-Armerietum elongatae* und lückigen Sandtrockenrasen, wie dem *Spergulo-Corynephoretum*, gekennzeichnet, in die mosaikartig Schlehen-Gebüsche, Wacholder-Gehölze oder solitäre Eichen eingestreut sind (vgl. Pott & Hüppe 1991).

Die oft kleinflächig strukturierten Biotopkomplexe weisen aufgrund der geringen Wasserkapazität der vorherrschenden Sande z. T. sehr steile Feuchtigkeitsgradienten auf. Auf sehr engem Raum können lockere Sandtrockenrasen auf Sandabhängen mit dichten (semi)aquatischen Pflanzengesellschaften in Flutrinnen verzahnt sein. Antagonistisch wirken die geringe Wasserkapazität der Sandböden einerseits und das einzugsgebietspezifische Hochwasserregime der Flüsse andererseits. Dadurch unterliegt die Bodenfeuchte einem ausgeprägten Jahresgang. Wassergesättigte Zustände bei Hochwässern wechseln im Jahresverlauf mit tiefgründiger Austrocknung der Böden ab. Unter diesen Bedingungen sind auf im Winter überfluteten Störstellen Silbergrasfluren anzutreffen. Zu morphodynamischen Prozessen kommt es durch Erosionskräfte der Fließgewässer, durch Viehtritt und untergeordnet durch Wind.

Der Gewässerausbau und die damit einhergehende Eindeichung der Hase führten zu einer hydrodynamischen Entkoppelung von Fluss und Aue. Die Überflutungshäufigkeit und -dauer wurden verringert, gleichzeitig sank der durchschnittliche Grundwasserspiegel, beides Voraussetzungen für eine nachfolgende intensivere landwirtschaftliche Nutzung der Auen. Es folgte die Anlage von Äckern oder von leistungsfähigem Grünland, in Verbindung mit der Ausbringung von organischem Dünger und turnusartigem Umbruch mit Ansaat. Der organische Dünger entstammt der Stallviehhaltung und wird für den Landkreis Emsland im Jahr 1996 mit 1,3 Dungeinheiten / ha oder 104 kg Stickstoff/ha angegeben (Finke et al. 1999). Seit der Mitte des 20. Jahrhunderts führte dies immer schneller zum

quantitativen und qualitativen Rückgang der Hudelandschaften und ihrer Biozönosen. Im gesamten Emsland sind vergleichbare Standorte weitgehend aus der agrarisch intensiv genutzten Landschaft verschwunden.

7 Konzept

Ein großangelegtes Restitutionsprojekt erfordert klare Vorstellungen hinsichtlich der Ziele und der Umsetzung (Bakker et al. 2000). Projektziel war damit die Restitution einer typischen halboffenen Weidelandschaft mit Binnendünen-Flutmulden-Komplexen auf sandigen Alluvialböden. Die wichtigsten Hypothesen, die den Untersuchungen im Tal der Hase zu Grunde liegen, sind:

1. Eine zum Zweck intensiver landwirtschaftlicher Nutzung eingeebnete Hudelandschaft kann hinsichtlich der Morphologie nur noch durch initiale landschaftsbauliche Maßnahmen restituiert werden, da eine aeolische Bildung größerer Dünen in der heutigen, festgelegten Landschaft nicht mehr zu erwarten ist.
2. Auf intensiv gedüngten landwirtschaftlichen Nutzflächen kann ein Mosaik aus extensivem Weideland mit eingestreuten Sandtrocken-/ Sandmagerrasen und Feuchtbiotopen etabliert werden.
3. Natürliche Flussdynamik nach Beseitigung der Deiche in Kombination mit extensiver Beweidung stellt ein tragfähiges Konzept dar, um Restitutionsflächen in einer Aue im Sinne des Natur- und Landschaftsschutzes zu dynamisieren, zu entwickeln und zu erhalten. Erosions- und Akkumulationsprozesse sowie untergeordnet auch Beweidung durch Rinder führen u.a. zu kleinflächigen Störungen bis zur großflächigen Ausbildung von Sandrohböden (Pionierflächen) auf denen Sukzessionsprozesse stattfinden können (Bakker et al. 1983; Olff et al. 1999; Kratochwil & Schwabe 2001).

8 Leitbildflächen

Bei Projektbeginn im Jahr 2000 lagen ein Planungskonzept für einen potentiell möglichen Landschaftszustand und die Definition der Leitbilder vor. Die Auswahl geeigneter Leitbildflächen orientierte sich an Gesichtspunkten leitbildtypischer Pflanzengesellschaften bzw. Vegetationskomplexen, an Landschaftsstrukturen, am Hydroregime und letztendlich an den Besitzverhältnissen. Potentielle Standorte für Sandtrockenrasen bilden sowohl anthropogene, gestörte Sandflächen, als auch geogene Binnendünen und Flussterrassen (Tüxen 1960) im Bereich des trockenen *Betulo-Quercetum roboris* und des trockenen *Lonicero-Fagetum* (Schröder 1989). Die heutige potentielle natürliche Vegetation ist ein Stieleichen-Auenwaldkomplex (Kaiser & Zacharias 2003). Die definierten Bedingungen, dass es sich u. a. um bereits längerfristig bestehende offene, möglichst extensiv genutzte Weidelandschaften mit Auendynamik handeln musste, wurden vom NSG „Sandtrockenrasen am Biener Busch" (BB) erfüllt. Dieses Gebiet hat den Charakter einer alten, reichstrukturierten Hudelandschaft (Abb. 4), in dem die aktive Auendynamik der Ems erhalten ist und typisch ausgeprägte Sandtrockenrasen sowie ältere, in Extensivgrünland überführte Ackerbrachen vorhanden sind. Auch Teilflächen des LSG Hammer Schleife (HS) im Norden des Mäanders erfüllten mit typischen Heidenelken-Fluren diese Bedingungen. Außerdem gibt es im Nordosten der Flussschlinge Reste einer Düne (Abb. 5).

Auf allen Flächen erfolgte eine Erfassung des Arteninventars. Die Vegetation der Restitutionsflächen im Hasetal war bereits im Rahmen des E+E-Vorhabens 1999 kartiert worden. Zur Absicherung des floristischen Hintergrundes wurde im Jahr 2000 eine großflächige Erfassung von Sandtrockenrasen und ihren Kontaktgesellschaften im mittleren Emsland durchgeführt (Ostendorp 2001). 2001 folgte eine Kartierung der Vegetation des NSG „Sandtrockenrasen am Biener Busch" (Ostendorp 2002).

Bedingt durch das Relief und die geringe Wasserkapazität der vorherrschenden Sande, wirkt sich der Einfluss von Grund- und Oberflächenwasser auf die Bodenbildung in den Auen kleinräumig sehr differenziert aus. Im unmittelbaren Einfluss der Gewässer bzw. bei hochanstehendem Grundwasser oder Staunässe sind in der Regel typische Gleye und Pseudogleye ausgebildet. Sie bildeten sich über feinen bis mittleren Talsanden oder über schluffig-feinsandigen Einlagerungen. Die für die Restitution relevanten Bodentypen werden von den Pflanzengesellschaften der Leitbildflächen *Spergulo-Corynephoretum* und *Diantho-Armerietum* besiedelt und sind im folgenden Abschnitt dargestellt. Das Substrat der restituierten Landschaftselemente selbst ist stark gestört.

Das *Spergulo morisonii-Corynephoretum canescentis* (Silbergras-Flur) besiedelt als lückige Pioniergesellschaft in der Regel höhergelegene Bereiche aus basenarmen, sauren, nährstoff- und humusarmen Sanden mit schlechter Wasserversorgung aufgrund hoher Durchlässigkeit bei gleichzeitig häufiger Störung. In Ausnahmefällen kommt diese Pflanzengesellschaft allerdings auch auf stark gestörten, tiefer liegenden offenen Sanden vor, die im Winter überflutet werden. Normalerweise handelt es sich aber um oberhalb der mittleren Hochwassermarke ausgebildete Locker-Syroseme und Regosole (jüngere Dünen, Flugsande) sowie Podsole (ältere Dünen, konsolidierte Sande). Locker-Syroseme sind vegetationsfreie oder nur locker bewachsene Sandrohböden, denen eine Humusschicht noch weitgehend fehlt. Dieses verwehungsfähige Substrat ist durch Nährstoffarmut und sehr geringe Wasserkapazität gekennzeichnet. Mit fortschreitender Humusakkumulation im Oberboden und einer deutlichen Ausbildung eines A-C-Profils geht der Syrosem in einen Regosol über, der gleichzeitig über eine verbesserte Wasserkapazität verfügt.

Das *Diantho deltoidis-Armerietum elongatae* (Grasnelken-Flur) bildet dichte, ausdauernde Rasen auf festgelegten, leicht humosen Sanden und wächst im Untersuchungsgebiet auf Böden mit zeitweisem Grundwasseranschluss. In den Alluvionen der unteren Hase liegen die mittleren Grundwasserstände teilweise im Jahresmittel tiefer als 1 m, so dass die überwiegend sandigen Oberböden nur bei hohem Stand des Grundwassers bzw. Überflutungen im Winterhalbjahr von Grundwasser erfüllt sind. Der hier vorherrschende Bodentyp

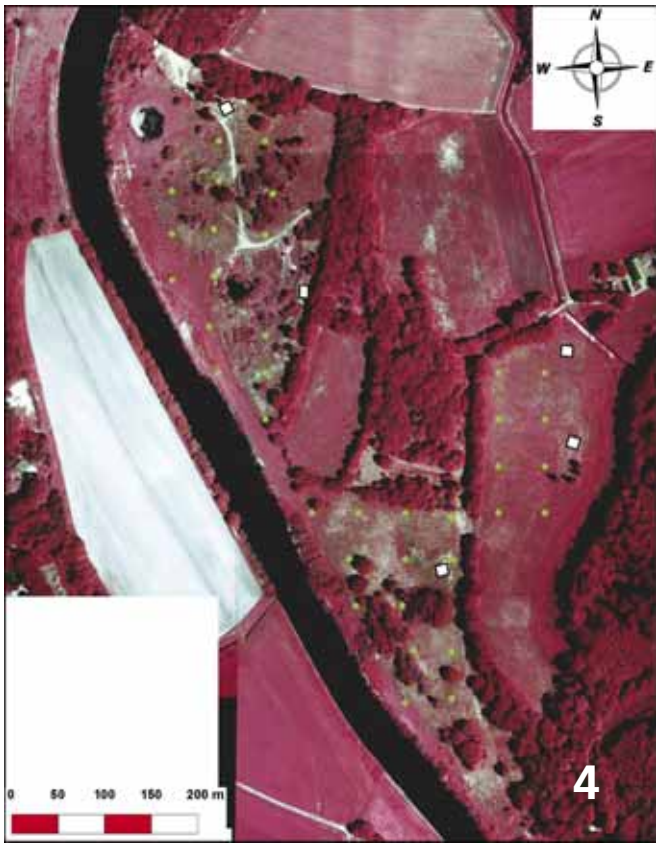


Abb. 4: Übersicht über die Leitbildfläche NSG „Sandtrockenrasen am Biener Busch" mit Lage der Rasterpunkte, Exclosures (CIR-Orthophoto 2003).

Abb. 5: Übersicht über das Restitutionsgebiet der Hammer Schleife (HS) mit Lage der Rasterpunkte, Exclosures und der Flugfallen für die zoologischen Untersuchungen (CIR-Orthophoto 2003).

Abb. 6: Übersicht über das Restitutionsgebiet der Wester Schleife (WS) mit Lage der Rasterpunkte und Exclosures (CIR-Orthophoto 2003).

ist als podsolige Gley-Braunerde anzusprechen. Der Bv-Horizont ist partiell durch Fe-Anreicherung aus dem Grundwasser rötlichbraun gefärbt (Bailly 1970). Er geht basal in einen rostfleckigen, die Grundwasseramplitude nachzeichnenden Go-Horizont über, dem unterhalb ein ständig grundwassergesättigter Gr-Horizont folgt. Wo sich in Senken Boden- und Grundwasseroberfläche annähern und damit die Obergrenze des Gr-Horizontes in weniger als 0,8–1,0 m Tiefe liegt, wird der Bv-Horizont geringmächtiger, z. T. rostfleckig und keilt schließlich ganz aus (Roeschmann 1971). Es ist dann der Übergang zu Gley-Podsolen gegeben. Da die tiefer liegenden Böden bis in das Frühjahr hinein nass sein können, erwärmen sie sich entsprechend langsam.

9 Einrichtung der Untersuchungsflächen

Die Ausgangssituationen und Entwicklungsziele der Untersuchungsflächen sind unterschiedlich (s. Tab. 1). Zum einen erfolgten die Untersuchungen auf bereits seit längerer Zeit mit Rindern beweideten Grünlandflächen, die als Leitbildflächen ausgesucht wurden. Zum anderen handelt es sich um die eigentlichen Restitutionsflächen. Auf den Leitbildflächen sollen in erster Linie die Auswirkungen einer mit Projektbeginn einsetzenden, längerfristigen „Nicht-Beweidung" auf das Arten- und Nährstoffpotential untersucht werden. Auf den Restitutionsflächen standen daneben Aspekte der Besiedlung bzw. der Sukzession auf nicht konsolidiertem Untergrund im Zentrum. Nährstoffökologische Untersuchungen beschränken sich aufgrund des hohen Aufwandes auf 5 Leitbildflächen (s. a. Remy & Menzel 2004).

Auf allen Leitbildflächen wurden im April 2000 korrespondierende Untersuchungsflächen eingerichtet, jeweils bestehend aus einer mit Rindern beweideten Vergleichsfläche und einem Exclosure von mindestens 196 m² (Schwabe et al. 2002). Ein Ausschluss natürlicher Weidegänger erfolgte nicht. Die Auswahl der Flächen orientierte sich an den Pflanzengesellschaften bzw. an typischen Vegetationskomplexen. Aufgrund der kleinräumigen Strukturen im Bereich der Auen von Hase und Ems erfolgte keine Zufallswahl der Flächen, da homogene Flächen oft nur sehr kleinräumig zur Verfügung standen. Auf den Restitutionsflächen erfolgte die Einrichtung der Exclosure erst im Frühjahr 2002. Auf allen Flächen wurden für die beteiligten Module Subplots angelegt (vgl. Schwabe et al. 2002).

Die extensive Beweidung der 3 Gebiete erfolgte mit Rindern, wobei jedes Gebiet von einem anderen Landwirt betreut wurde. Die Zeitpunkte von Auf- und Abtrieb waren stark von der Hochwassersituation im Frühjahr, dem Witterungsverlauf im Herbst und von ökonomischen Aspekten abhängig. Sie lagen zumeist im Mai und Oktober.

Analog zu den Untersuchungen im Raum Darmstadt wurde über die Untersuchungsgebiete ein georeferenziertes System rasterbasierter Punkte gelegt und mit geodätischen Markierungen versehen. Diese jeweils 50 m voneinander entfernten Vermessungspunkte markieren auf jeder Untersuchungsfläche ein unterschiedlich umfangreiches Netz von Dauerbeobachtungsflächen, dass im „Biener Busch" (BB) 36 Punkte, auf der „Hammer Schleife" (HS) 94 Punkte und auf der „Wester Schleife" (WS) 28 Punkte umfasst (Abb. 4; Abb. 5; Abb. 6). Von den 158 Punkten dienten 80 der Analyse der Vegetationsdynamik nach Barkman et al. (1964) und der Untersuchung der Fraßintensität (Stroh et al. 2004) sowie weiterer Untersuchungen, z.B. der Blütenbesucher und der Blühphänologie.

10 Zustand der Flächen vor Beginn der Restitution

1940 wurde die „Kuhweide, Hamm" (entspricht der Hammer Schleife) per Verordnung unter Landschaftsschutz gestellt. Um die jährlichen Hochwässer einzudämmen, wurde der stark mäandrierende Flusslauf der Hase seit 1950, von Meppen ausgehend, abschnittsweise ausgebaut und verkürzt. Noch 1955 bestand laut einem Protokoll zum wasserwirtschaftlichen Verfahren ein großer Altarm im mittleren Teil des Geländes. Im engeren Projektgebiet waren der Ausbau des Flussbettes mit Steinschüttungen und die Eindeichung der Flächen Hammer Schleife im Herbst 1956 abgeschlossen und die verkürzenden Laufkorrekturen an der Schleife bei Wester in der Endphase. Im Zuge dieser Maßnahmen verschwanden auch die letzten Kleingewässer. Ein Luftbild von September 1956 (Abb. 7) zeigt am nordöstlichen Rand der Flussschlinge den Dünenrest sowie verbreitet vegetationsarme, sandige Strukturen und eine größere Extensivweide, die durch ein Mosaik aus solitären Bäumen, kleinen Baumgruppen, Gebüschen, Sandtrockenvegetation und Triftwegen gekennzeichnet war. 1961 erfolgte die Flurbereinigung (Giese 1968), in deren Zuge die bis dahin noch vorhandenen Strukturen der Hammer Schleife mit Ausnahme des Dünenrestes, die aus kleineren Schlägen und Resten der ursprünglich stärker ausgeprägten Morphologie resultierten, endgültig verschwanden (Abb. 7). Das Erscheinungsbild zu Beginn der Restitution hatte sich somit grundlegend gegenüber der kartographisch belegten Situation des 19. Jahrhunderts verändert (Abb. 7).

Nach Abschluss der Flurbereinigung unterlagen die Flächen zunehmend intensiverer landwirtschaftlicher Nutzung. Zumindest bis 1963 wurden die Flächen der Flussschlingen als Rinderweiden ge-

Vergleichsfläche BB (Leitbild)	immer beweidet, ohne Änderung im Hydroregime (nie eingedeicht) (*Spergulo-Corynephoretum* typicum (OB4, OB5), *Spergulo-Corynephoretum cladonietosum* (OB1), ehemalige Ackerbrache (OB2, OB3))
Vergleichsfläche HS (Leitbild)	immer beweidet, mit Änderung durch häufigere Überflutung seit 2001 nach Ausdeichung *(Diantho deltoidis-Armerietum elongatae)* (OH1, OH2)

Tab. 1: Ausgangssituationen der Untersuchungsgebiete und Untersuchungsflächen mit Exclosure-Bezeichnungen.

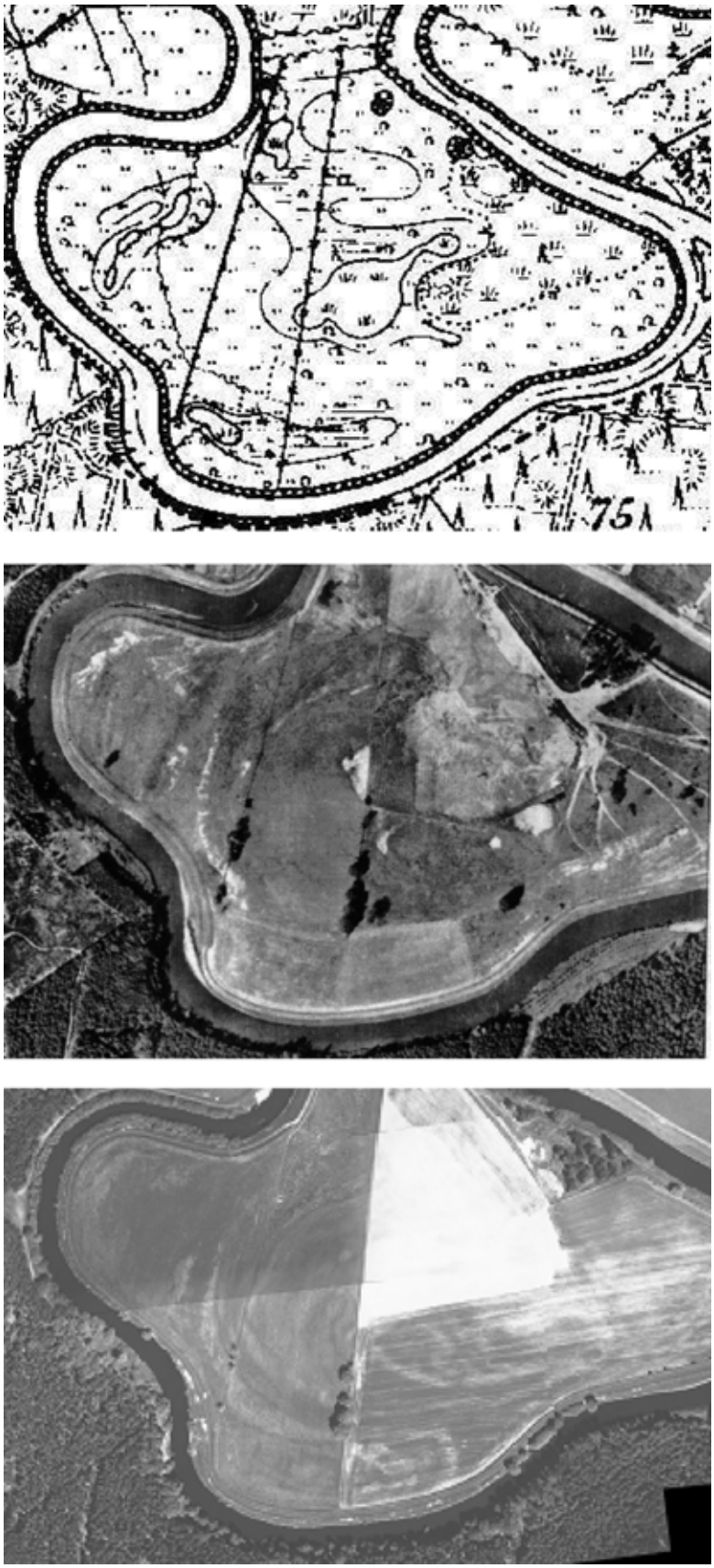


Abb. 7: Entwicklung der Hammer Schleife: Kartenausschnitt 1900, Luftbilder der Jahre 1956 und 2001 (Kartengrundlage: Preußische Landesaufnahme - Blatt 3310, Vervielfältigt mit Erlaubnis der LGN - D5260.; 8 Hansa Luftbild AG 1956; CIR-Orthophoto 2001).

nutzt, mit Ausnahme einer Ackerfläche im nördlichsten Teil der Wester Schleife (Giese 1968). Mit den 70er Jahren griff der Anbau von Mais auch auf diese Flächen über. Auf dem größeren, östlich gelegenen Flächenanteil der Hammer Schleife wurde noch im Jahr 2000 Mais und 2001 Wintergerste angebaut, der restliche westliche Teil, sowie die nördlich anschließenden Bereiche, inklusive einer Flutrinne, wurden als Grünland genutzt. Maisanbau erfolgte auf der Wester Schleife fast flächendeckend bis 1999, danach fiel die Ackerfläche brach und wurde in der Folge von Quecke *(Elymus repens)*, Rainfarn *(Chrysanthemum vulgare)* und Ackerkratzdistel *(Cirsium arvense)* besiedelt. Die auf der Hammer Schleife zu Beginn der Restitution noch vorhandenen Reste einer Düne wiesen kleine aber typisch ausgebildete Flächen mit Sandtrockenvegetation (u. a. Silbergrasflur, Sandseggenrasen) bzw. Sandmagerrasen auf. Allerdings wurde dieser Dünenrest auch noch während der Baumaßnahmen durch ungenehmigte Sandentnahme beeinträchtigt.

11 Restitution: Planungen und Voruntersuchungen

Die Planung der Oberflächengestaltung basiert auf Resten des früheren Reliefs, auf historischen Unterlagen und auf Voruntersuchungen. Berücksichtigung fanden Geländeformen, wie sie historischem Kartenmaterial entnommen werden konnten. Maßgeblich war der Zustand, den die Königlich Preußische Landesaufnahme um 1900 zeigte sowie Luftbildserien, die für den Zeitraum ab 1956 vorlagen. Zur Orientierung wurden außerdem Reproduktionen von Karten der Jahre 1773, 1805, 1858 herangezogen, die einen Einblick in die Folgen der ursprünglichen Gewässerdynamik gaben und aus denen sich die Position ehemaliger Stillgewässer bestimmen ließ, die dann auch später in Form von Mudden und Faulschlamm nachweisbar waren. Die aus Karten und Luftbildern für die Planung abgeleiteten Geländestrukturen wurden anhand der Leitbilder abgeglichen.

Ein wesentlicher Aspekt war die Ausbildung ausreichend hoher, dünen-

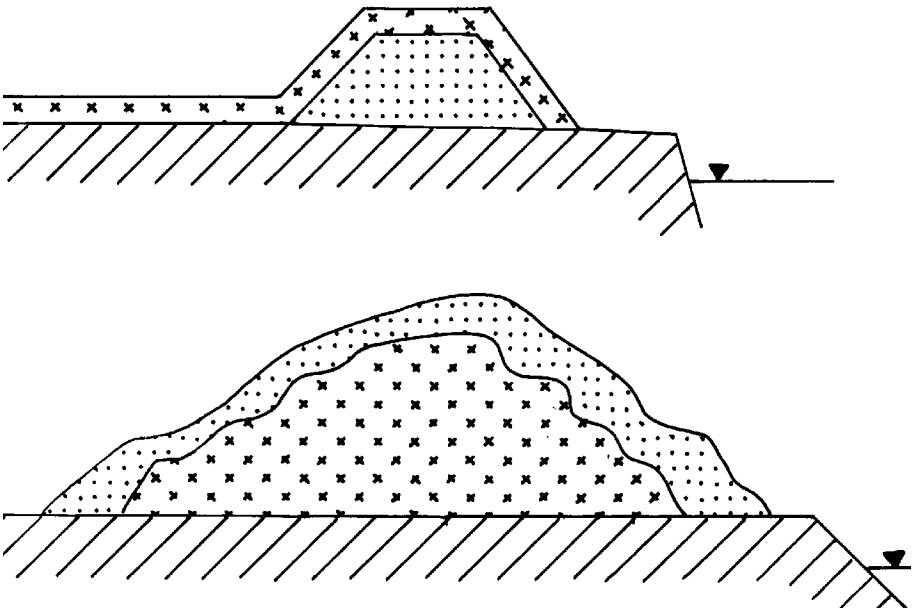


Abb. 8: Schema der Inversion der Lockergesteinsmassen bei der Umlagerung von Material der Ackerflächen und Deiche zu Neo-Dünen: Kreuzschraffur = nährstoffreiches Material; Punktschraffur = nährstoff- und diasporenarmes Lockermaterial der alten Flussdeiche.

artiger Erhebungen („Neo-Dünen"), um so weitgehende Überflutungssicherheit für eine erfolgreiche Etablierung der Sandtrockenvegetation zu gewährleisten. Die notwendigen Anhaltspunkte lieferten die Sandtrockenrasen auf dem Dünenrest der Hammer Schleife mit einer maximalen Höhe von etwas über 18 m ü. NN, an den sich Sandaufschüttungen ähnlicher Höhe aus der Zeit des Flussausbaus anschließen.

Da von Seiten des Landkreises Emsland, der das E+E-Projekt durchführte, aus ökonomischen und ökologischen Gründen ein Austausch von Böden bzw. ein Transport von Aushub über das Restitutionsgebiet hinaus ausgeschlossen wurde, mussten die Quantitäten der verfügbaren Lockergesteinsmassen und ihre Qualität hinreichend genau bekannt sein. Rasterartige bzw. stichprobenartige Voruntersuchungen bezogen auf die Hauptkompartimente (Äcker, Grünland, Altdüne, Deiche) dienten der Erfassung sowie Analyse von Nährstoffen (Gesamt-Stickstoff, Phosphat, Kalium) sowie Korngrößen (Bodenart) und deren vertikale und horizontale Verteilung. Gleichzeitig erfolgte die Abschätzung der verfügbaren Bodenmassen hinsichtlich Quantität und Qualität. Die Ergebnisse der Voruntersuchungen zeigten: deutlich erhöhte durchschnittliche Nährstoffkonzentrationen in den obersten Bodenschichten (0–30 cm) der Äcker oder ehemaligen Ackerflächen (0,054 mg N/kg; 94,3 mg P/kg), geringere durchschnittliche Nährstoffkonzentrationen im Kern der alten Sommerdeiche (0,027 mg N/kg; 21,1 mg P/kg) und weitgehend gleichmäßige Verteilung der Korngrößen bei Wechsellagerungen sandiger und schluffiger Substrate.

Da das Ziel die Ansiedlung einer Vegetation nährstoffarmer Sandstandorte war, sollten die künftigen dünenartigen Erhebungen zumindest eine Deckschicht aus möglichst nährstoffarmen Sanden erhalten. Gleichzeitig mussten auch die nährstoffreicheren Lockergesteinsmassen im Gebiet untergebracht werden. Aus diesen Vorgaben heraus wurde das Konzept der Inversion der Bodenmassen entwickelt (Abb. 8); d.h. nährstoffreicher Oberboden sowie Mudden und Sapropel ehemaliger Stillgewässer wurden im Kern der neuen Strukturen eingebaut und abschließend mit einer 30–40 cm mächtigen Schicht nährstoffarmer Sande aus den Deichkernen überschichtet.

Im 1. Quartal 2001 wurden die mit dem Landkreis Emsland abgestimmten Planungen für die Restitution, nach Abklärung der künftigen Eigentumsverhältnisse, fachplanerisch umgesetzt und den Genehmigungsbehörden vorgelegt. In diesem Zusammenhang wurde der genehmigte Modellierungsplan noch mit der Qualität und Quantität der vorhandenen Lockergesteinsmassen abgeglichen und partiell modifiziert. Abschließend war bei Ortsbegehungen mit der Bauleitung eine Anpassung an die technischen Möglichkeiten erforderlich, da die notwendigen Bodenbewegungen im Umfang von etwa 56.000 m³ allein im Bereich der Hammer Schleife (davon etwa 23.000 m³ für Neo-Dünen), nur mit entsprechenden Großgeräten (Raupen, Baggern, Dumpern, Muldenkippern) möglich war. In diesem Zusammenhang wurde deutlich, dass beispielsweise auf sehr kleinräumige fazielle Wechsel, wie sie u.a. die Ablagerungen von zugeschobenen Stillgewässern darstellen, keine Rücksicht genommen werden konnte. Aus logistischen Gründen mussten auch hinsichtlich der eigentlich zu erhaltenden extensiveren Grünlandflächen Kompromisse gefunden werden, da sich die Baumaschinen möglichst ohne gegenseitige Behinderung auf den Flächen bewegen sollten. Unter diesem Gesichtspunkt wurden alle Daueruntersuchungsflächen großräumig markiert und abgesperrt.

12 Restitution: Umsetzung der Geländemodellierung

Die Restitution wurde im Spätsommer 2001, in einem Zeitraum von 12 Wochen, von Mitte August bis Mitte November durchgeführt. Damit die natürliche Hochwasserdynamik der Hase ungehindert auf Restitutionsflächen einwirken kann, entfernte man die uferbegleitenden Deiche. Soweit notwendig wurden flussferner neue Sommerdeiche für landwirtschaftliche Nutzflächen oder Deiche für den Siedlungshochwasserschutz errichtet. Gleichzeitig fiel Material für die Gestaltung der Landschaft an. Nur kleinflächig blieben Deichabschnitte erhalten, die mit standorttypischen Gehölzen (Weiden und Eichen) von über 4 m Wuchshöhe bestockt waren.

In einem ersten Schritt wurde die als potentiell nährstoffreicher erkannte obere Bodenschicht der Deiche in einer Mächtigkeit von 20–30 cm abgeschoben und andernorts in die Basis neuer Deiche bzw. der Neo-Dünen eingebaut. Das

Material der verbliebenen Deichkerne wurde zur späteren Verwendung zusammengeschoben. Zur Gewinnung weiterer für die Modellierung der Geländekuppen notwendigen Erdmassen wurden die Hohlformen der künftigen Muldenstrukturen ausgekoffert (permanente und periodische Kleingewässer; grundwassernahe Feuchtwiesen) und ebenfalls in die Deiche integriert. Im Zuge dieser Maßnahmen kamen auch in erheblichem Umfang dunkle Mudden ehemaliger Altarme und Flutmulden zum Vorschein. Abschließend wurden die Kerne der Neo-Dünen mit einer 30–40 cm mächtigen Schicht weitgehend steriler und nährstoffarmer Sande aus den Kernen der abgetragenen Deiche überzogen. Insgesamt entstanden auf dem Areal der beiden Mäander drei als `Neo-Dünen zu bezeichnende Erhebungen, die etwa 1,8–2,0 m über dem Ausgangsniveau lagen, sowie 5 Senken. Mit Abschluss der Baumaßnahmen erfolgte gleichzeitig die Verpachtung der Flächen und im Dezember 2001 die endgültige Festlegung der künftigen Exclosureflächen auf den Neo-Dünen. Erst im Frühjahr 2002 konnten nach dem Rückgang der Winterhochwässer die Exclosures etabliert und die noch fehlenden Instrumente in die Flächen eingebaut werden.

13 Ansaat bzw. Beimpfung der Flächen im Anschluss an die Geländemodellierung

Nach Beendigung der Baumaßnahmen waren in großem Umfang vegetationsfreie Flächen vorhanden. Damit stellten sich folgende Fragen:

1. Wie ist sicherzustellen, dass mit Beginn der nächsten Weideperiode genügend Phytomasse auf den Flächen vorhanden ist?
2. Wie ist großflächige Ruderalisierung zu verhindern?
3. Wie kann die Ansiedlung der Zielarten bzw. der standorttypischen Vegetation gefördert werden?

Die Gefahr einer Ruderalisierung der Flächen schien nicht ganz so groß zu sein, da vergleichbare offene Sandflächen im Umfeld abgetragener Deiche im E+E-Projektgebiet auch nach zweijähriger Sukzessionsphase nur geringe Tendenzen einer tiefgreifenden Ruderalisierung durch Hochstauden zeigten. Bestätigt wurde dies durch Ergebnisse der Samenbank-Analyse des neu entstandenen Dünenreliefs, die einen nur geringen Diasporengehalt im Boden belegen (Kratochwil et al. 2004). Andererseits war die extensive Weidenutzung im Folgejahr sicherzustellen. Aus diesen Gründen erfolgte nach oberflächlicher Lockerung des Untergrundes die Aussaat einer standorttypischen Grünlandmischung für extensiv genutzte trockene Standorte. Unter der Prämisse künftig unterbleibender Düngung, wurde ein Leguminosenanteil von mindestens 10% vorgesehen. In diesem Zusammenhang kam die Ansaatmischung N1 der Landesanstalt für Ökologie, Bodenordnung und Forsten Nordrhein-Westfalen (LÖBF) zum Einsatz (5% *Festuca rubra*; 5% *Poa pratensis*; 30% *Festuca pratensis*; 5% *Phleum pratense*; 5% *Dactylis glomerata*; 25% *Arrhenatherum elatius*; 5% *Trifolium repens*; 5% *Lotus corniculatus*; 3% *Medicago lupulina*; 2% *Trifolium pratense*). Um Drillreihen zu vermeiden, wurde das Saatgut nur ausgestreut. Trotz des späten Aussaattermins im Oktober und einer längeren Überflutung im Winter, war im Frühjahr eine Grasnarbe ausgebildet, die sich im Laufe des Sommers schloss. Auf den Kuppen der Neo-Dünen war die Restitution eines *Spergulo-Corynephoretum* vorgesehen, im Überflutungsbereich am Dünenfuß sollte sich ein *Diantho-Armerietum* entwickeln. Aus diesem Grund wurden diese Bereiche nicht mit der LÖBF-Ansaatmischung behandelt. Hier erfolgte stattdessen im April 2002 auf Teilflächen eine Beimpfung mit autochthonem Mäh- und Rechgut (s. Stroh & Kratochwil 2004).

14 Phase der eigendynamischen Entwicklung der Restitutionsflächen

Bereits mit Beginn der Bodenbewegungen im Herbst 2001 kam es nach einer kurzen Trockenphase zu ersten, kleinräumigen Sandverwehungen im Bereich offener Sandflächen nach dem Abtrag der Deiche. Im Dezember 2001 setzten die postulierten hydrodynamischen Prozesse ein. Bis in den März 2002 hinein gingen mehrere Hochwasserwellen über die Restitutionsflächen hinweg. Der

Struktur	Entstehung	Anzahl	Fläche [m²]
S Neo-Dünen	anthropogen	1	17.500,00
NW Neo-Düne	anthropogen	1	6.100,00
zentrale Nasssenke	anthropogen	1	11.111,00
NW Nasssenke	anthropogen	1	3.600,00
Neo-Altarm	anthropogen	1	960,00
freie Deichbasis	anthropogen	div.	8.200,00
SW-Feuchtsenke	anthropogen	1	9.700,00
NE-Erosionsrinne	anthropogen	1	670,00
SW-Erosionsrinne	fluviatil	1	350,00
großer Schwemmfächer	fluviatil	1	14.618,00
kleine Schwemmfächer	fluviatil	3	
Erosion am Haseufer	fluviatil, zoogen	div.	
Sandverwehungen	aeolisch	div.	
Uferwälle	fluviatil		
		Summe	72.809,00

Tab. 2: Im Zuge der Restitution und anschließend einsetzender, natürlicher Dynamik auf der Hauptfläche der Hammer Schleife (27,5 ha) (ohne Flutmulde) entstandene Strukturen.

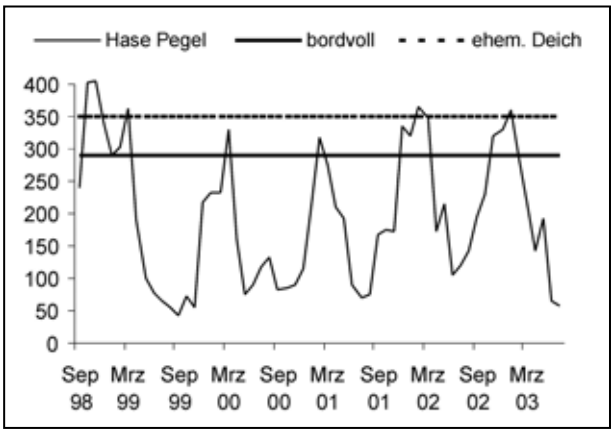
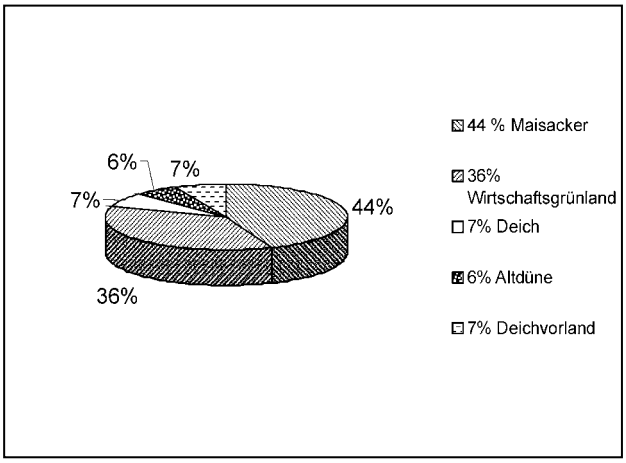


Abb. 9: Pegelstände der Hase am Pegel Haselünne (1998-2003) aus Daten des Niedersächsischen Landesbetriebes für Wasserwirtschaft und Küstenschutz (NLWK-Meppen) sowie Höhe der ehemaligen Deichkrone und der gegenwärtigen Uferkante (bordvoll) an der Hammer Schleife.

Abb. 10: Großflächige Erosions- und Akkumulationsstrukturen, u.a. Sandfächer, sowie die angelegten Senken und Neo-Dünen auf der Hammer-Schleife Anfang 2003, Blickrichtung Nordwest (Foto Mecklenborg/Haren 2003).



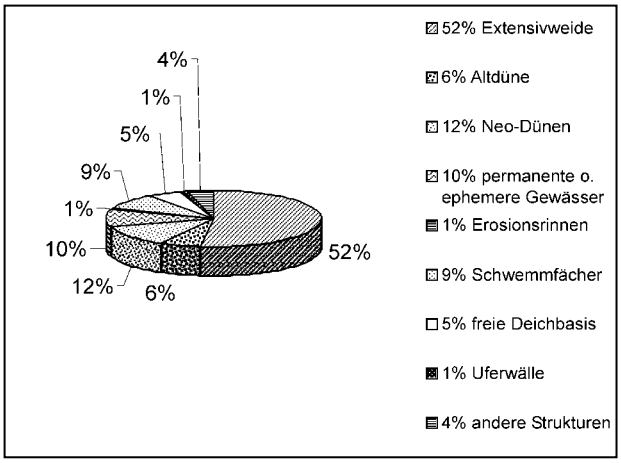


Abb. 11: Anteile unterschiedlicher Nutzungsformen und Strukturen 2000 (Abb. 11a) und 2002 (Abb. 11b) auf der Hammer-Schleife.

maximale Hochwasserstand unterschritt am 27./28.Februar 2002 die Marke des „Jahrhunderthochwassers" vom Winter 1998/99 nur um etwa 40 cm. Auch im Winterhalbjahr 2002/03 kam es zu vergleichbaren Hochwasserereignissen (Abb. 9). Wie geplant, wurden die Kuppen der Neo-Dünen nicht überflutet. Gleichzeitig erfolgte ein umfangreicher Eintrag von Hydrophyten, der sich bereits unmittelbar nach Rückgang des letzten Hochwassers in einer Vielzahl von angeschwemmten Pflanzenteilen auf den abgetrockneten Flächen manifestierte.

Zur Abschätzung der Überflutungshöhe und der Überflutungsdauer der Untersuchungsflächen an der Hase, wurden die Pegeldaten des kontinuierlich messenden Pegels in Haselünne herangezogen, die vom Niedersächsischen Landesbetrieb für Wasserwirtschaft und Küstenschutz (NLWK-Meppen) zur Verfügung gestellt wurden. Abbildung 9 zeigt neben den Pegelständen die Höhe der ehemaligen Deichkrone im Verhältnis zum Wasserstand. Die ebenfalls dargestellte Höhe der Uferoberkante nach Abtrag der Deiche verdeutlicht die mit der Restitution einhergehende Zunahme der Überflutungshäufigkeit und Überflutungsintensität der Flächen.

Die erosive und akkumulative Wirkung des Wassers war in dieser Anfangsphase besonders ausgeprägt, da

1. vegetationsfreie Flächen vorhanden waren bzw. Uferzonen im Zuge der Baumaßnahmen destabilisiert wurden
2. in den Mäanderbögen sehr starke Strömungen auftraten
3. große Sandmengen sowohl im Uferbereich als auch in der Fläche erodiert wurden.

In der Folge von Erosion und Akkumulation entstanden zahlreiche neue Strukturen, wie über 4 m tiefe Kolke und Erosionsrinnen auf der Restitutionsfläche sowie ausgedehnte und bis zu 80–100 cm mächtige Schwemmfächer bzw. Sandablagerungen mit typischen Strömungsrippeln (Abb. 10). Im Süden der Hammer Schleife bildeten sich Uferwälle aus. Die wichtigsten im Zuge der Restitution und Redynamisierung im Bereich der Hammer-Schleife entstandenen geogenen und anthropogenen Strukturen sind in Tabelle 2 zusammengefasst. Einen Hinweis auf die Effizienz der Restitution gibt auch Abbildung 11, die die flächenmäßigen Anteile unterschiedlicher Nutzungsformen und Strukturen vor und nach der Durchführung der Maßnahmen zeigt. Noch im Jahr 2000 waren 80% der Fläche der Hammer-Schleife eingeebnet und intensiv landwirtschaftlich genutzt, dem stehen 2002 52% ebene Extensivweide und 48% reliefierte, strukturreiche Fläche gegenüber.

Die Entwicklung der engeren Uferzone der Hase wird durch zwei gegenläufige Faktoren geprägt. Einerseits wurde zwischen dem Landkreis Emsland und dem Niedersächsischen Landesbetrieb für Wasserwirtschaft und Küstenschutz (NLWK) vereinbart, ab 1999 die Uferunterhaltung (Mahd, Ausbesserung) im Bereich der kreiseigenen Flächen zu unterlassen, soweit dadurch nicht Rechte Dritter beeinträchtigt werden. Andererseits sind die in den 50er Jahren eingebrachten, massiven Steinpackungen im Uferbereich nicht entfernt worden, so dass eine wirklich dynamische Entwicklung der eigentlichen Uferzone gehemmt bleibt. Trotzdem kommt es zu partiellen Uferunterspülungen und Uferabbrüchen sowie zur Ablagerung von Sand- und Schlammbänken, die potentielle Rohbodenstandorte darstellen. Die Anzahl der Rohbodenstandorte im Bereich von Hammer- und Wester-Schleife wechselt stark und hat diskontinuierlich von 9 im Jahr 1999 auf 45 im Jahr 2003 zugenommen. Neben der zunehmenden Quantität von Rohbodenstandorten veränderte sich deren Qualität. Konnten anfangs nur sandige Rohböden kartiert werden, traten ab 2001 sandig-schlammige oder auch nur schlammige Ablagerungen hinzu.

Bereits die Entwicklungen der ersten Jahre belegen den erfolgreichen Beginn der Redynamisierung der restituierten Flächen, der sich in neu geschaffene Strukturen und andauernden Prozessen manifestiert.

Danksagung

Wir danken dem Bundesministerium für Bildung und Forschung (BMBF, FKZ 01LN0003) und dem Bundesamt für Naturschutz (BfN) für die finanzielle Förderung der Projekte, dem Landkreis Emsland (Meppen), dem Niedersächsischen Landesbetrieb für Wasserwirtschaft und Küstenschutz (NLWK Meppen) und der Bezirksregierung Weser-Ems (Oldenburg) für die kooperative Zusammenarbeit. Frau Dr. Weinert (Universität Münster) danken wir für die Unterstützung in der Planungsphase.

Literatur

Bakker, J. P., de Leeuw, J. & van Wieren, S. E., 1983: Micro-patterns in grassland vegetation created and sustained by sheep-grazing. - Vegetatio 55, 153-161.

Barkman, J.J., Doing, H. & Segal, S., 1964: Kritische Bemerkungen und Vorschläge zur quantitativen Vegetationsanalyse. - Acta bot. Neerlandica 13, 394-419.

Bailly, F., 1970: Beitrag zur Frage der Eisenanreicherung durch Grund- und Stauwasser in nordwestdeutschen Podsolen. - Z. Pflanzenernähr. Bodenk. 126 (3), 229-237, Weinheim.

Boigk, H., Dietz, C., Grahle, H.-O., Hoffmann, K., holsten, W., Kühne, F., Richter, W., Schneekloth, H. & Wagner, R., 1960: Zur Geologie des Emslandes. - Beihefte zum Geologisches Jahrbuch, Beiheft 37, 419 S.

Meisel, S. (1959): Geographische Landesaufnahme 1:200.000, Naturräumliche Gliederung Deutschlands, Blatt 70/71 Cloppenburg/Lingen. - Bundesanstalt für Landeskunde, Remagen, 36 S.

Finke, C., Möller, K., Schlink, S., Gerowitt, B. & Isselstein, J., 1999: The environmental impact of maize cultivation in the European Union: Practical options for the improvement of the environmental impact - case study Germany. - Forschungs- u. Studienzentrum Landwirtschaft und Umwelt, Universität Göttingen, 40 S.

Giese, E., 1968: Die untere Haseniederung. Eine ländlich-bäuerliche Landschaft im nordwestdeutschen Tiefland. - Westfälische Geographische Studien 20, 99 S.

Jeckel, G., 1984: Syntaxonomische Gliederung, Verbreitung und Lebensbedingungen nordwestdeutscher Sandtrockenrasen (Sedo-Scleranthe-

tea). - Phytocoenologia 12, 3, 9-153, Stuttgart, Braunschweig.

Kaiser, T. & Zacharias, D., 2003 : PNV-Karten für Niedersachsen auf Basis der BÜK 50. – Informationsdienst Naturschutz Niedersachsen 23, 1, 2-60.

Kratochwil, A. & Schwabe, A., 2001 Ökologie der Lebensgemeinschaften. Biozönologie. Ulmer, Stuttgart, 756 S.

Kratochwil, A., Stroh, M. & Schwabe, A., 2004: Restitution alluvialer Weidelandschaften: Binnendünen-Feuchtgebietskomplexe im Emsland (Nordwestdeutschland). - Schr.R. f. Landschaftspfl. u. Natursch. 78.

Landkreis Emsland, 2001: Landschafts Rahmenplan. - Meppen, 410 S.

Olff, H., Huisman, J. & van Tooren, B.F., 1993: Species dynamics and nutrient accumulation during early primary succession in coastal sand dunes. - J. Ecol. 81, 693-706.

Ostendorp, J., 2001: Pflanzensoziologische Analyse der Sandtrockenrasen im Emsland.- Dipl.-Arb. Univ. Osnabrück. 107 S.

Ostendorp, J., 2002: Vegetationskarte des NSG Sandtrockenrasen am Biener Busch.- 1 Karte mit Erläuterungen, 21 S., unveröff., Univ. Osnabrück.

Pott, R. & Hüppe, J. 1991: Die Hudelandschaften Nordwestdeutschlands. - Abh. Westf. Mus. Naturkunde 53, 1/2, 313 S., Münster.

Pyritz, E., 1971: Binnendünen und Flugsandebenen im Niedersächsischen Tiefland. - Göttinger Geographische Abhandlungen 61, 153 S.

Remy, D. & Menzel, U., 2004: Nährstoffstatus und Phytomasse beweideter und unbeweideter Sandrasen in den Flussauen von Ems und Hase (Emsland, Niedersachsen). - In: Beweidung und Restitution als Chancen für den Naturschutz? NNA-Ber. 17, H.1, 91-109.

Richter, W. & Rambow, B., 1961: Hydrogeologische Verhältnisse im mittleren und südlichen Emsland. - Geol. JB. 78, 1-28, Hannover.

Riecken, U., Finck, P. & Schröder, E., 2001: Tagungsbericht zum Workshop „Halboffene Weidesysteme - Alternative zur traditionellen Landschaftspflege". - Natur und Landschaft 76, 3, 125-130.

Roeschmann, G., 1971: Die Böden der nordwestdeutsche Geest-Landschaft. - Mitt. Dtsch. Bodenkundl. Ges. 13, 151-231.

Schröder, E., 1989: Der Vegetationskomplex der Sandtrockenrasen in der Westfälischen Bucht. - Abh. Westf. Mus. Naturkunde 51, 2, 94 S., Münster.

Schwabe, A., Remy, D., Assmann, T., Kratochwil, A., Mährlein, A., Nobis, M., Storm, Ch., Zehm, A., Schlemmer, H., Seuß, R., Bergmann, S., Eichberg, C., Menzel, U., Persigehl, M., Zimmermann, K. & Weinert, M., 2002a: Inland Sand Ecosystems: Dynamics and restitution as a consequence of the use of different grazing systems. - In: Redecker, B., Finck, P., Härdtle, W., Riecken, U. & Schröder, E. (Eds.): Pasture Landscapes and Nature Conservation, 239-252, Springer, Heidelberg - Berlin - New York.

Seedorf, H.H. & Meyer, H., 1992: Landeskunde Niedersachsen - Natur und Kulturgeschichte eines Bundeslandes, Bd. 1, Historische Grundlagen und naturräumliche Ausstattung. - 517. S., Wacholtz, Neumünster.

Stroh, M. & Kratochwil, A., 2004: Vegetationsentwicklung von restituierten flussnahen Sand-Ökosystemen und Feuchtgrünland im Vergleich zu Leitbildflächen (Emsland, Niedersachsen). - In: Beweidung und Restitution als Chancen für den Naturschutz? NNA-Ber. 17, H.1, 55-68.

Stroh, M., Kratochwil, A. & Schwabe, A., 2004: Fraß- und Raumnutzungseffekte bei Rinderbeweidung in halboffenen Weidelandschaften: Leitbildflächen und Restitutionsgebiete im Emsland (Niedersachsen). - In: Beweidung und Restitution als Chancen für den Naturschutz? NNA-Ber. 17, H.1, 133-146.

Tietze, W., Boeseler, K.-A., Klink, H.-J. & Voppel, G., (eds.) 1990: Geographie Deutschlands. Staat - Natur - Wirtschaft. - Stuttgart.

Tüxen, R., 1960: Zur Geschichte der Sandtrockenrasen (Festuco-Sedetalia) im nordwestdeutschen Alt-Diluvium. - Mitt. Florist.-Soziol. Arbeitsgem. N.F.8, 338-341.

Zehm, A. & Zimmermann, K., 2004: Sandgebiete in der hessischen Oberrheinebene: Untersuchungsflächen und Untersuchungsansatz des BMBF-Projektes „Sand-Ökosysteme im Binnenland". - In: Beweidung und Restitution als Chancen für den Naturschutz? NNA-Ber. 17, H.1, 15-26.

Karten

Landesaufnahme des Amtes Meppen durch Philipp Ernst Colson, 1773-1777

Topographische Karte Westphalens, aufgenommen durch Karl Ludwig Le Coq, 1805

Reymann´s Special-Karte, Blatt 69 Freeren, revidiert 1855, Glogau.

Gaußsche Landesaufnahme (1858): Reproduktion 1:25.000, Blatt 35, Haselünne.

Königlich Preußische Landesaufnahme, 1898

Topographische Karte 1:50.000, 1954 und 1989

Bodenübersichtskarte von Niedersachsen 1:50.000, Blatt L3310 Haselünne, 2000, Hannover.

Königlich Preußische Geologische Landesanstalt (Kgl. Preuss. Geol. LA) 1907: Blatt 3310 Haselünne. - Berlin.

Anschriften der Verfasser:

Dr. Dominique Remy
Universität Osnabrück, FB 5, Ökologie
Barbarastraße 11
49069 Osnabrück
remy@biologie.uni-osnabrueck.de

Dipl.-Ing. Kai Zimmermann
Institut für Geodäsie
TU Darmstadt
Petersenstraße 13
64287 Darmstadt
zimmermann@geod.tu-darmstadt.de

Auswirkungen von Schaf-Erstbeweidung auf die Vegetation primär basenreicher Sand-Ökosysteme

von Angelika Schwabe, Andreas Zehm, Michael Nobis, Christian Storm und Karin Süß

Abstract

Impact of initial sheep grazing on the vegetation of primary calcicolous sand ecosystems

In a four-year project we analysed the effects of extensive grazing in sand ecosystems of the northern upper Rhine valley in Hesse, primarily by the sheep breeds "Skudde", "Moorschnucke", and Rhoen Sheep, but also by donkeys and goats. In a central field experiment fenced and grazed areas have been analysed since 1999/2000. Further data are based on permanent plot studies, which are partly available for 9 vegetation periods.

The results after four years were largely correlated with the grazing system concerned. If the paddocks were relatively small (about 1 ha) and were grazed relatively intensively by 400-500 sheep for a few days in the year, important effects such as reduction of litter and an increase in gaps and species numbers were observed. Especially various Red List species, small-growing species, therophytes and Koelerio-Corynephoretea species were significantly promoted. Other marked effects were recorded if a special "recondition grazing" was established (e.g. grazing of "problem" dominants such as *Calamagrostis epigejos* several times per year). In the case of a more or less non-dynamic grazing system of larger paddocks (about 3-4 ha, for about 10-14 [20] days per year by 130 sheep) the response of the vegetation was slight. Strong effects of spontaneous succession could be mainly recorded in the long-term study of permanent plots (9 years); often there is a lag phase in the initial years of spontaneous succession. This development is reversed by grazing impact with an effective grazing system.

1 Einführung

Aufgrund der Zunahme von Ruderalisierungs- und Sukzessionsprozessen in den wertvollen primär basenreichen Sand-Ökosystemen der nördlichen Oberrheinebene haben wir zu Beginn des BMBF-Projektes „Sand-Ökosysteme im Binnenland: Dynamik und Restitution" die Hypothese formuliert, dass Beweidung zur Redynamisierung der Standortskomplexe führt. Das Ziel hierbei ist, mit Hilfe von Beweidung konsolidierende Prozesse umzukehren und die Lebensräume zu „dynamisieren" (Schwabe et al. 2002).

In unseren Hauptuntersuchungsflächen im Bereich des Offenlandes („Ehemaliger-Euler-Flugplatz von Darmstadt" und „Griesheimer Düne und Eichwäldchen") ging es vor allem um die Zurückdrängung von Ruderalisierungs- und fortgeschritteneren Sukzessionsstadien im Zusammenhang mit einer Beweidungs-induzierten Dynamik. Dynamische Systeme sollten etabliert werden, die die besonders wertvollen sehr offenen Standorte (Koelerion glaucae: FFH-prioritärer Lebensraum) in besonderem Maße fördern.

Im untersuchten Kalksand-Kiefernwald ist es ein erklärtes Ziel des Naturschutzes, die lichte Steppenwald-Struktur dieser Bestände zu sichern oder wieder zu entwickeln (Foto 1). Unsere Vergleiche mit altem pflanzensoziologischen Aufnahmematerial des *Pyrolo-Pinetum* führten zu dem Ergebnis, dass viele der wertgebenden Pflanzenarten (z.B. *Pyrola chlorantha, Pyrola secunda, Moneses uniflora*) im Untersuchungsgebiet mittlerweile fast ausgestorben sind und allgemein die Wälder einer Ruderalisierung vor allem durch Zunahme von Brombeeren (*Rubus fruticosus* agg.) unterliegen. Diese Entwicklungen mögen durch aktuelle N-Immissionen begünstigt werden; sicherlich führte aber auch das Aussetzen des Streurechens zu einer Akkumukation von Nährstoffen (Schwabe et al. 2000). Durch Beweidung (Foto 2) könnten *Rubus*-Sippen zurückgedrängt und Prozesse der Streuakkumulation im Sinne einer regressiven Entwicklung beeinflusst werden. Es sollte zu einer Förderung von Zielarten der Sandstandorte und zur Kiefernverjüngung auf offenen Bodenstellen kommen (Zehm et al. 2002).

Nach einem Beweidungszeitraum von in der Regel 4 Jahren soll ein Fazit gezogen werden für diejenigen Effekte auf die floristische Struktur, die flächig im Offenland und im untersuchten Kalksand-Kiefernwald nachgewiesen werden konnten.

Die Besonderheiten linearer Strukturen, die im Zusammenhang mit der Schafbeweidung entstanden sind, und einige Aspekte, die z. B. die generelle Entwicklung der Phytodiversität betreffen, wurden bereits im Zusammenhang mit dem Symposium „Weidelandschaften und Wildnisgebiete" publiziert (Schwabe et al. 2004).

Im Folgenden möchten wir den Schwerpunkt auf die Beantwortung der folgenden Fragen legen:

1. Welche infra-phytocoenotischen Umschichtungen treten durch den Faktor Beweidung in den untersuchten Pflanzengesellschaften des Offenlandes flächig auf?
2. Gibt es Unterschiede bei den einzelnen Beweidungssystemen (verschiedene Formen der extensiven Beweidung, s. Kap. 2)?
3. Welche Effekte sind bei spontaner Sukzession festzustellen? Welche Rolle spielt hierbei die Länge der Brachezeit?

4. Welche Effekte entstehen durch ein bestimmtes Weideregime im Offenland?
5. Lassen sich Unterschiede im Offenland und im hier untersuchten Wald-Ökosystem (Kalksand-Kiefernwald) feststellen?

2 Untersuchungsgebiete und Methoden

Die hier dargestellten Ergebnisse beziehen sich im Offenland auf die beiden südhessischen Naturschutzgebiete und gleichzeitig FFH-Gebiete: NSG „Ehemaliger Euler-Flugplatz von Darmstadt" und NSG „Griesheimer Düne und Eichwäldchen" (nähere Angaben dazu, s. Zehm & Zimmermann 2004). Weitere Ergebnisse zur Beweidung werden für das NSG „Kalksand-Kiefernwald" (Südhessen) vorgestellt.

Die primär basenreichen Sande werden von verschiedenen Sukzessions- und Ruderalisierungsstadien bewachsen (Gradient offen – konsolidiert: *Bromo-Phleetum arenarii* → Koelerion glaucae → *Allio-Stipetum*; bei Versauerung im Oberboden dem *Armerio-Festucetum trachyphyllae*: bei Ruderalisierung Fazies von *Cynodon dactylon, Carex hirta, Calamagrostis epigejos* u.a.).

Wir konzentrieren uns hier mit wenigen Ausnahmen im Kalksand-Kiefernwald (Ziegen-, Eselbeweidung) vor allem auf die Effekte von Erstbeweidung mit Schaf-Landrassen (Skudden, Moorschnucken, Rhönschafe); s. auch Zehm et al. (2004b).

Im Projektzeitraum wurden drei verschiedene Beweidungssysteme eingesetzt:

1. „statisch-extensive Beweidung" (3-4 ha große Koppeln, die jeweils durch ca. 130 Schafe für 10-14 [20] Tage nach einem starren Schema beweidet wurden von Mai bis September/Oktober)
2. „dynamisch-extensive Beweidung" mit kurzzeitiger Stoßbeweidung im Spätfrühjahr/Sommer von wenigen Tagen mit 400-500 Tieren auf kleineren, ca. 1 ha großen Koppeln ohne fest fixiertes Schema; ein Wechsel der Koppel erfolgt nach effektivem Fraß der Nicht-Zielarten.
3. „Instandsetzungsbeweidung" auf Flächen mit z. B. Problempflanzen wie *Calamagrostis epigejos* oder auf nährstoffreichen ehemaligen Äckern: Mehrfach-Beweidung (einschließlich teilweise Winterbeweidung).
4. Zeitweilige Hütehaltung auf kleinen Teilflächen.

Das System 1 wurde im Sommer 2002 vollständig aufgegeben; dies ist aber nicht mehr relevant für den Projektzeitraum, da Daten des Jahres 2003 wegen der extremen Sommertrockenheit und -hitze zumeist nicht verwendet werden können.

Nach Untersuchungen von Mährlein (2004) kommt es bei System 2 zu Entnahmen oberirdischer Phytomasse durch die Weidetiere, die bei Umstellung des Systems am ehemaligen Euler-Flugplatz um im Mittel 15 % höher lagen als bei System 1.

Wenn die Flächen sich aus Naturschutzsicht gut entwickelt haben, sehen das Konzept 2 und 3 vor, die Beweidungsintensität entsprechend zu reduzieren.

Berechnungen zur effektiven Besatzdichte der verschiedenen Weideregimes erfolgten durch Zehm (2004b); oft kennzeichnet jedoch die Angabe der „Fresszeit" (= Dauer des Verbleibs von Weidetieren auf einer Koppel in Tagen nach Voigtländer & Jacob 1987) die Spezifität des Weideregimes besonders gut.

a) Grundaufnahmen

Das Untersuchungsdesign besteht in beiden Offenland-Untersuchungsgebieten und im Kalksand-Kiefernwald aus abgezäunten Weideausschluss-Flächen und beweideten Flächen (s. dazu auch Schwabe et al. 2002). Die seit 1999 (Teildatensatz) und komplett seit 2000 durchgeführten pflanzensoziologischen Aufnahmen beziehen sich im Offenland auf eine Flächengröße von je 25 m^2 (n = 19 unbeweidete, 19 beweidete Flächen), im Kalksand-Kiefernwald auf 25–100 m^2 (n = 6 unbeweidete, 6 beweidete Flächen). Es wurde die Skala von Barkman et al. (1964) verwendet und zusätzlich eine Prozentschätzung der Deckung. Pro kartiertem Vegetationskomplex (gleichzeitig Stratifizierungskriterium) wurden jeweils – randomisiert verteilt – 2 Flächenpaare beweidete Fläche/Weideausschluss-Fläche eingerichtet; nur in einem Falle in einem Gebüsch-reichen-Stadium (G) war das nicht möglich. In Tabelle 1 sind die pflanzensoziologischen Aufnahmen der beiden Replikate für die Offenland-Sandgebiete jeweils in einer Stetigkeitsspalte (mit den Mengenangaben als Exponenten) zusammengefasst worden. Das Extremjahr 2003 mit großer Trockenheit und nur geringem Therophyten-Aufkommen sowohl in beweideten als auch in unbeweideten Flächen ist nicht bei allen Auswertungen dargestellt worden.

b) Rasteraufnahmen

Ein zusätzlicher Datensatz liegt für die Raster-basierten Untersuchungen vor (Karten, s. Zehm & Zimmermann 2004). Die hier bearbeiteten 80 m^2-Flächen mit jeweils 50 m Abstand voneinander können im Falle der Griesheimer Düne in beweidete und unbeweidete Rasteraufnahmen differenziert werden und zudem noch in zwei verschiedene Weideregimes („Instandsetzungsbeweidung" und „dynamisch-extensive Beweidung", s.o.). Im Falle des NSG „Ehemaliger Euler-Flugplatz von Darmstadt" (Rasterpunkt-Abstand 65 m) gibt es nur beweidete Flächen. Das Rasterpunkt-System soll die Interpolation auf die Gesamtflächen ermöglichen. Die Effizienz wurde in Voruntersuchungen erfolgreich getestet, indem konventionelle Kartierungen von Einzelarten nach Paetz (1999) mit einer Darstellung des Vorkommens auf der Basis der Rasterflächen verglichen wurden.

Feinstrukturelle Untersuchungen auf anderen Skalenebenen wurden durchgeführt zur vertikalen Vegetationsstruktur (Zehm 2003, 2004a) und zur Horizontalstruktur auf einem 5 cm x 5 cm-Raster (Nobis et al., in Vorb.).

Weitere Dauerflächen (25 m^2 Größe) werden seit 1995 jährlich aufgenommen (spontane Sukzession und teilweise Beweidung seit 1997/98, Barkman et al.-Skala).

Die statistische Auswertung erfolgte mit SAS 8.2 (gemischte lineare Modelle = Proc mixed, s. Littell et al. 2000) sowie mit der Statistik-Software „R" (http://www.r-project.org). Mit Hilfe des „R"-Statistikpaketes wurde die Anzahl der Zu- und Abnahmen von Arten in beweideten/unbeweideten Flächen

gegen Binominalverteilung getestet. Da es sich um zahlreiche Einzeltests handelt, wurde als Adjustierung des Signifikanzniveaus eine Bonferroni-Korrektur berechnet. Bei den Arten, die dieser Korrektur genügen, ist die Einhaltung des Signifikanzniveaus sichergestellt, bei den übrigen besteht zumindest ein starker Anhaltspunkt für Veränderungen, da die Bonferroni-Korrektur sehr konservativ ist. Bei Auswertungen mit gemischten linearen Modellen wurden jeweils verschiedene Covarianz-Strukturen modelliert und diejenige mit der besten Anpassung (AIC-Kriterium) ausgewählt.

Als direkte Ordinationsmethode wurde die Detrended Correspondence Analysis (DCA) durchgeführt (mit „Canoco for Windows" bzw. PC-Ord 4.19).

Die Feldaufnahmen der hier dargestellten Daten wurden erhoben von: A. Zehm (Grundaufnahmen Offenland), A. Schwabe (Rasterflächen „Griesheimer Düne", 5 Aufnahmen im Jahr 2000 erhoben von M. Nobis), C. Storm (Grundaufnahmen „Kalksand-Kiefernwald"), die Dauerflächen von A. Schwabe, S. Kraft und K. Süss. Die Rasterflächen „Ehemaliger Euler-Flugplatz" wurden bearbeitet von M. Nobis (2000) und R. Cezanne (2001-2003).

3 Ergebnisse

3.1 Vorbemerkungen

Im Rahmen der Analyse von Vegetationsdaten wurden die vorhandenen Datensätze im Hinblick auf Artenstruktur und Artenzahl, Wuchshöhen, Lebensformen, pflanzensoziologische Zugehörigkeit, Streudeckung u. a. statistisch/multivariat bearbeitet. Wie noch zu zeigen sein wird, unterscheiden sich die Effekte der „dynamisch-extensiven Beweidung" und der „Instandsetzungsbeweidung" sehr stark von der am „Ehemaligen Euler-Flugplatz" eingesetzten statisch-extensiven Beweidung. Wir stellen im folgenden den Datensatz „Grundaufnahmen" im Offenland (zumeist statisch-extensive Beweidung) und im Kalksand-Kiefernwald vor und den Rasteransatz „Griesheimer Düne" (dynamisch-extensive und Instandsetzungsbeweidung). Der Rasteransatz „Ehemaliger Euler-Flugplatz" (statisch-extensive Beweidung) wurde zwar gründlich geprüft; die Veränderungen in der Zeitachse waren hier gering. Das Beweidungssystem wurde 2002/2003 dem der Griesheimer Düne angeglichen, so dass mit stärkeren regressiven Beweidungseffekten ab 2004/2005 zu rechnen ist.

3.2 Ergebnisse der pflanzensoziologischen Analyse, der Artenzahl-Analyse und der Ordination beweideter und unbeweideter Flächen im Offenland: Datensatz Grundaufnahmen

Tab. 1 stellt die Stetigkeitstabelle der 9 + 1 Vegetationskomplex-Typen jeweils für beweidete (links) und unbeweidete Flächen (rechts) dar. 9 Typen sind repliziert, so dass die Stetigkeitsspalten jeweils aus zwei Aufnahmen bestehen, ein Typ (G) ist singulär (s. o.). Für jedes Paar ist links der Ausgangszustand im Jahre 2000 dargestellt, rechts der Zustand nach Beweidung im Jahre 2002. Die Flächen mit den Bezeichnungen S und G befinden sich auf der Griesheimer Düne, alle anderen auf dem „Ehemaligen Euler-Flugplatz" (s. Zehm & Zimmermann 2004). Da alle Aufnahmeflächen dieselbe Größe (25 m^2) haben, ist im Bereich der Pionierfluren das Minimumareal weit überschritten, so dass *Tortulo-Phleetum arenarii*, Corynephoretalia-Basalgesellschaft und initiales *Jurineo-Koelerietum* (ohne *Jurinea cyanoides*) bei dieser Flächengröße nicht aufgetrennt werden. Der K-Bereich wird daher als Koelerion glaucae-Komplex gefasst (zur Differenzierung der Gesellschaften, s. Zehm 2003).

Die Flächen sind aufgrund ihrer floristischen Struktur wie folgt differenziert (Ch = Charakterart, d = Differenzialart):

K1,2: Koelerion glaucae-Komplex, Typische Ausbildung (Ch, d Gruppe 1, 2, 5, 6, 11) (Foto 3)

K3,4: Koelerion glaucae-Komplex, stärker ruderalisierte Ausbildung (Ch, d Gruppe 1, 2, 5, 6, 10, 11)

S1,2: *Allio-Stipetum*, Typische Ausbildung mit offeneren Stadien (Ch, d Gruppe 2, 3, 5, 6, 11)

S3,4: *Allio-Stipetum*, stärker ruderalisierte Ausbildung (Ch, d Gruppe 3, 5, 6, 10, 11) (Foto 4)

B1,2: *Artemisia campestris*-Bestände (Ch, d Gruppe 2, 4, 5, 7, 11)

F1,2: *Festuca ovina* agg. (cf. *lemanii* Bast., det. D. Lange und F. *trachyphylla*)-Dominanzstadien (transitorische Stadien Koelerion glaucae – Armerion) (Ch, d Gruppe 2, 5, 6, 7, 11)

Die hier häufig vertretene *Festuca*-Sippe aus dem *ovina*-Komplex stellt nach D. Lange eine eigenständige Sandsippe dar, die wahrscheinlich in die Nähe von *F. lemanii* gehört; es handelt sich nicht um *F. guestfalica*. Nur eine Bearbeitung des gesamten Verwandtschaftskreises in Mittel- und Westeuropa kann Klärung bringen (D. Lange, in litt.).

A1,2: *Armerio-Festucetum trachyphyllae* (Ch, d Gruppe 2, 6, 7. 8, 11) (Foto 5)

A3,4,5,6: *Armerio-Festucetum trachyphyllae*, stärker ruderalisierte Ausbildung (Ch, d Gruppe 6,7,10) (Foto 6)

G1: Fortgeschrittenes *Prunus spinosa*-reiches Sukzessionsstadium (Ch, d Gruppe 9, 10; Fehlen praktisch aller anderen differenzierenden Artengruppen).

Die ruderalisierten Ausbildungen zeichnen sich jeweils durch mehr als zwei Arten der Gruppe 10 aus, darunter mindestens eine mit Deckung (2a)2b im Zustand des Jahres 2000.

Bei Analyse der floristischen Struktur zeigen sich für den hier dargestellten Zeitraum (noch) keine im Tabellenbild deutlich sichtbaren Beweidungs-bedingten Änderungen (s. aber die strukturellen Unterschiede, Foto 6). Bei der Analyse des Tabellenbildes fällt jedoch auf, dass im unbeweideten typischen *Armerio-Festucetum* A1,2 die Lücken-zeigende Gruppe 2 im Jahr 2002 fast vollständig verschwunden ist, leichte Zunahme-Tendenzen sind für *Medicago minima* im beweideten Bereich zu erkennen.

Die statistische Analyse mittels Test gegen Binominalverteilung zeigt im Hinblick auf den Faktor Beweidung für den Zeitraum 2000 bis 2002 folgende Artendynamik (Signifikanzniveaus ohne Bonferroni-Korrektur 0,05-0,01 = *, 0,01-0,001 = **, < 0,001 = ***): Abnahme in unbeweideten Flächen bei *Corynephorus canescens**, *Erophila verna** und *Trifolium arvense*** als Pionierarten der Gruppen 2 und 7; Zunahme in beweideten Flächen bei *Vulpia myuros**, *Bromus hordeaceus***, *Agrostis capillaris***; Abnahme von *Calamagrostis epigejos**

Code Spalte	a	b	c	d	e	f	g	h	i	k	l	m	n	o	p	q	r	s	t	u
Code beweidet,unbeweidet	b	b	b	b	b	b	b	b	b	b	b	b	b	b	b	b	b	b	b	b
Jahr	0	2	0	2	0	2	0	2	0	2	0	2	0	2	0	2	0	2	0	2
Flächentyp	K	K	K	K	S	S	S	S	B	B	F	F	A	A	A	A	A	A	G	G
	1,2	1,2	3,4	3,4	1,2	1,2	3,4	3,4	1,2	1,2	1,2	1,2	1,2	1,2	3,4	3,4	5,6	5,6	1	1
Ch, d K																				
1 Koeleria glauca	1 2	2 2 2a	1 2	2 2																
1 Veronica praecox	1 1	1 2	2 1	1 1							1 1									
1 Cetraria aculeata	1 2	1 2	1 2	2 2																
1 Cladonia pyxidata	1 2	1 2		1 2																
1 Salsola kali ssp. tragus	1 1	1 +																		
Ch, d K, S1-2,B,F																				
2 Tortula ruraliformis	2 4 5	2 4 5		1 2	1 3	1 2 2b		1 2	2 2 2a	2 2 2a	1 2	1 2			1 2					
2 Cladonia rangiformis	1 2b	1 2b	2 2a	2 2a 2b	2 2 2b	2 2 2b		1 2			1 2	2 2	1 2	1 2						
2 Vulpia myuros	1 2a	1 2	1 2a	2 2 2b		1 1			2 2 2b	2 2 3		1 1	1 2	2 2a						
2 Corynephorus canescens	2 2a	2 2	1 1	2 1 2a	1 2	1 1			2 2 2a	2 2		1 2								
2 Poa bulbosa	2 2a 3	2 2 2b	2 2 2b	2 2 2b					1 2	2 2a	2 2	2 2	1 2a	1 2						
2 Peltigera rufescens	1 2	1 2	2 2	2 1 2	1 2a	1 2b														
2 Phleum arenarium	2 1 2	2 + 2	2 1 2	2 2					1 1	1 +										
2 Psyllium arenarium	2 1 2	2 1 2	1 +	1 +					1 +	1 +										
Ch,d S																				
3 Stipa capillata					2 2b 3	2 2b 3	2 2a 3	2 2 3												
3 Phleum phleoides					1 2a	1 2a	1 2	1 2												
3 Helianthemum nummularium					1 1	1 1														
3 Alyssum alyssoides					2 2 2	2 2														
3 Asperula cynanchica					1 2	1 2														
3 Salvia pratensis							1 2	1 2												
3 Abietinella abietina						1 2														
3 Ajuga genevensis																				
d B																				
4 Artemisia campestris									2 2a	2 2 2a										
4 Herniaria glabra									2 2	1 2 2a										
Lückenzeiger K,S1,2,B,F																				
5 Saxifraga tridactylites	2 2 2a	2 2	1 2	1 2	2 2	2 2		1 1	2 2	2 2	2 2	2 1 2								
5 Oenothera biennis s.l.	1 r	1 1	1 +	1 1	2 + 2a	2 1 1	1 +	2 r	2 r +	2 +		1 r								
5 Erophila verna	2 1	2 + 1	1 1	1 1	1 +	1 1	1 2		2 2	1 1	2 2	1 1								
Festuca ovina-Gruppe als C,d																				
6 Festuca ovina agg.	1 2	1 2	2 2 2a	2 2 2a	1 2	1 1	2 2	2 2 2a			2 2a 3	2 2b 3	2 2 2b	2 2 2b	2 2a 2b	2 2a 2b	2 2a	2 2a		
Festuca duvalii (CK,S)	x	x	x	x	x	x														
Festuca cf. lemanii "Sandsippe"							x	x			x	x								
Festuca trachyphylla (d A)	x	x	x	x	x	x	x	x			x	x	x	x	x	x	x	x		
Ch,d A,B,F																				
7 Medicago falcata/M. x varia		1 +	1 1	1	1 1	1 2	2 1	2 1 2	2 2a	2 2	1 2b	1 2a	2 2	2 2	2 2b 3	2 2a 3	2 2b 3	2 2a		
7 Potentilla argentea agg.					1 1	1 1	1 2	1 2	2 1 2	1 1	2 2	2 1 2	2 2 2b	2 2 2a	2 +	2 2 2a	2 1 2	2 2		
7 Centaurea stoebe			1 +	1 1	2 1 2	2 1	1 2	2 1	2 1	2 1			2 + 1	2 1 1	1 +	2 + 1	2 1	2 2		
7 Trifolium arvense			2 1 2	2 + 2		1 +		1 1	2 2b	2 1 2	1 2a	1 1	2 2b 3	2 1 2		2 + 2	2 1 2	1 1		
7 Armeria maritima ssp. elongata			1 2						2 2	2 1 2	1 2	1 2	2 2a	2 2 2a	2 2a 2	2 2a	2 2a	2 2a 2a		
7 Brachythecium albicans						1 2			2 3	2 2a 2b	1 2	1 2			2 2a	2 2a 2b	2 2a 2b	2 2a 2b		
7 Cerastium arvense											1 2a	1 2a	2 2a 2b	2 2a 2a	2 2 2a	2 2a 2b	2 1 2a	2 2a 2a	1 2a	1 2a
7 Achillea millefolium agg.									2 2	2 2			2 2	2 1	2 2	2 1	1 1	2 1	1 +	1 1
7 Crepis capillaris	1 1		1 +						1 1		1 1	1 +	2 1 2	2 1 2			2 2	2 + 1	1 + +	1 +
7 Agrostis capillaris (dA,G)										1 2		1 2	2 2b	2 2a 3	1 1	1 2	1 2	2 +	1 2a	1 2b
7 Plantago lanceolata									2 2	2 1 2			2	1 2	1 2a	1 2b	2 1	2 1 2		
d A1,2 versus A3-6																				
8 Rumex acetosella s.l.		2 1 2b	1 + +	1 + 2	1 1				1 1	1 1	2 1 2	2 2 2a	2 2	2 2	1 1			1 +		1 1
8 Hieracium pilosella					1 2a	1 2b	1 1	1 1					2 2	2 2			+	1 2		
8 Hypochaeris radicata					1 1	1 1							2 + 2	2 + 1						
8 Agrostis vinealis									1 1	1 2			2 2 2a	2 2 3						1 2
8 Thymus pulegioides													2 2 2a	1 2				1 2		
8 Scleranthus annuus agg.													1 2	1 2						
dG																				
9 Agrimonia procera																			1 +	1 1
9 Plagiomnium affine																			1 4	1 3
9 Prunus spinosa Str																			1 3	1 3
d Ruderalisierungszeiger																				
10 Carex hirta	1 1	1 2	2 2b	2 2 2a	1 2	1 2	2 2b	2 2 2a	2 2	2 1 2			1 2a	1 2	2 2 2a	2 2a 3	1 2	2 1 2		
10 Elymus repens	1 +	1 1	1 2a	1 2			1 2	1 1	2 1 2	2 1 2		1 2	1 2		1 2	2 2 2a	2 2	2 2	1 2	1 2
10 Cynodon dactylon			1 3	1 2a					1 2	1 2	1 2				1 2b	1 2a	2 2a 2b	2 2a 2b		
10 Calamagrostis epigejos					2 2	2 1 2	2 2a 2b	2 2 2a	1 2	1 1									1 2b	1 2a
10 Tragopogon dubius					2 1 +	2 +		2 1 +							2 + 1	2 + 1	2 1 2	2 +		1 r
10 Saponaria officinalis							1 2b	1 3							2 1	1 +	1 r	1 1		
10 Convolvulus arvensis					1 1	1 1									1 2	1 2		1 1	1 +	1 1
Koelerio-Corynephoretea																				
d (ruderal. Armerion fehlend)																				
11 Helichrysum arenarium	1 1	1 2a	2 1 2	2 2	2 1 2	2 1 2	1 2	2 1 2	1 1	1 1	1 1	1 1	2 1 2	2 1 2						
11 Echium vulgare	1 1	1 1	1 2a	2 1	2 + +	2 1 1	1 1	1 +	2 + 1	2 1	1 +	1 2a	1 2	2 + 1	1 +					
11 Veronica verna	1 2	2 2	2 2	2 2		1 2		1 1	2 2	2 2	2 1 2	2 1 2	1 2	1 r						

Code Spalte	a	b	c	d	e	f	g	h	i	k	l	m	n	o	p	q	r	s	t	u
Code beweidet,unbeweidet	u	u	u	u	u	u	u	u	u	u	u	u	u	u	u	u	u	u	u	u
Jahr	0	2	0	2	0	2	0	2	0	2	0	2	0	2	0	2	0	2	0	2
Flächentyp	K	K	K	K	S	S	S	S	B	B	F	F	A	A	A	A	A	A	G	G
	1,2	1,2	3,4	3,4	1,2	1,2	3,4	3,4	1,2	1,2	1,2	1,2	1,2	1,2	3,4	3,4	5,6	5,6	1	1
Ch, d K																				
1 Koeleria glauca	2 2	2 2	1 2	1 1	1 2	1 2				1 2										
1 Veronica praecox	1 +	1 +	1 2	1 1																
1 Cetraria aculeata	1 2	1 2	1 2	1 2																
1 Cladonia pyxidata	1 2	1 2		1 2	1 2	1 2														
1 Salsola kali ssp. tragus	1 +	1 r																		
Ch, d K, S1-2,B,F																				
2 Tortula ruraliformis	2 4 5	2 3 4	1 2	1 2	1 2a	2 2 2a			2 2 2b	2 2 2a	1 2		1 2		1 2			1 2		
2 Cladonia rangiformis	1 2b	2 2 2a	2 2a 2b	2 2a 2b	2 2a	2 2 2a					1 2	2 2	1 2							
2 Vulpia myuros	2 2 2a	2 2	1 2	1 2					2 2 2a	2 2 2a			1 2	1 1						
2 Corynephorus canescens	2 2a 2b	2 2	1 2	1 2	1 1	1 2			1 2a	1 2			1 2							
2 Poa bulbosa	2 2b	2 2a	1 2b	1 2a	1 2	1 2														
2 Peltigera rufescens	2 2	2 2 2a	2 2	1 2	1 2	1 2	1 2	1 2	1 2	1 2										
2 Phleum arenarium	2 1 2	2 1	1 1	2 1 2					1 +	1 1										
2 Psyllium arenarium	2 1	2 1 2							1 +	2 +			1 +							
Ch,d S																				
3 Stipa capillata				1 2	2 2b 3	2 2b 3	2 2a 2b	2 2a 2b												1 2
3 Phleum phleoides					1 2	1 2	1 2a	1 2												
3 Helianthemum nummularium					2 1 2	2 1 2a													1 2	1 1
3 Alyssum alyssoides					2 1 2	2 2														
3 Asperula cynanchica					1 2	1 1														
3 Salvia pratensis							1 1	1 1												
3 Abietinella abietina						1 2														
3 Ajuga genevensis						1 +														
d B																				
4 Artemisia campestris									2 2 2a	2 2										
4 Herniaria glabra									1 2											
Lückenzeiger K,S1,2,B,F																				
5 Saxifraga tridactylites	2 2 2a	2 2	2 2	2 1 2	2 2	2 2	1 2	1 1	2 2	2 2	1 2	2 1			1 1					
5 Oenothera biennis s.l.		1 +	1 +		1 + 1	2 1	1 +	1 1	2 + 1	2 +										
5 Erophila verna	1 1		1 +		2 1 2	1 1	1 2		1 2											
Festuca ovina-Gruppe als C,d																				
6 Festuca ovina agg.	1 2	1 2	2 2 2a	2 2a	1 2	2 2	2 2 2a	2 2 2a			2 2b	2 2a 3	2 2a	2 2a	2 2a	2 2 2a	2 2a	2 2a		
Festuca duvalii (CK,S)	x	x	x	x	x	x														
Festuca cf. lemanii "Sandsippe"							x	x			x	x								
Festuca trachyphylla (d A)	x	x	x	x	x	x					x	x	x	x	x	x	x	x		
Ch,d A,B,F																				
7 Medicago falcata/M. x varia		1 +		2 r +	1 1	1 2	2 + 1	2 2	1 2b	2 2 2b	2 1 2a	2 + 1	1 r	1 1	2 2a 2b	2 2 2a	2 2a 2b	2 2 2a	1 +	1 1
7 Potentilla argentea agg.				1 +	1 +	2 1	2 + 2	2 1	2 1 1	1 1	2 2a	2 2 2a	2 1 2a	2 1 2a	2 2	2 2	2 2	2 + 2	1 2	
7 Centaurea stoebe					2 1	2 + +	2 + 1	1 1	2 2 2a	2 1 2			1 1	2 1 1	1 +	2 +	2 + 1	2 + 1		
7 Trifolium arvense			1 1						2 2a	1 1	1 2	1 1	1 3	1 1			2 +			
7 Armeria maritima ssp. elongata									1 2	1 2	1 2	1 2	2 2a 2	2 2	2 1 2	2 2	2 2	2 1 2		
7 Brachythecium albicans	1 2				1 2a	1 2			2 2b 3	2 2a 2b		2 2			2 2a 2b	2 2a 3	2 2 2a	2 1 2b		
7 Cerastium arvense									1 2		1 2	1 1	2 2 2a	2 2a	1 2	1 2a	2 2	2 2	1 2b	1 2b
7 Achillea millefolium agg.						1 +	1 2	1 2	2 2	2 2			2 1 2	2 1	1 2	1 2		2 1 2	1 2	1 2
7 Crepis capillaris	1 +		1 +						1 +				2 1	2 + 1			2 + 1		1 1	
7 Agrostis capillaris (dA,G)									1 2	1 1			2 2b 3	2 2a	1 2a	1 2a			1 2a	1 2a
7 Plantago lanceolata									2 2	2 1			1 1	1 1	2 + 1	1 r	2 2 2a	2 1 2a		
d A1,2 versus A3-6																				
8 Rumex acetosella s.l.		1 3		1 1	1 2				1 2	1 1	1 2	1 1	2 2	2 2	1 2	1 +				
8 Hieracium pilosella			1 1	1 1	1 2	1 2a							2 2a	1 2						
8 Hypochaeris radicata					1 +	2 1 +							2 1	2 + 1						
8 Agrostis vinealis													1 2	2 1 2		1 2				
8 Thymus pulegioides													1 2	1 2						
8 Scleranthus annuus agg.													1 2							
dG																				
9 Agrimonia procera							1 1												1 1	1 1
9 Plagiomnium affine																			1 2b	1 3
9 Prunus spinosa Str																			1 2b	1 3
d Ruderalisierungszeiger																				
10 Carex hirta	1 2	1 2	2 2a 3	2 2a	1 1	1 1	2 2a 2b	2 2a 2b	1 2	1 2					1 3	1 3	2 1 2	2 2a 2		
10 Elymus repens	1 2	1 2	2 1 2a	2 1 2		1 1	1 1	2 1	2 2	2 1 2			1 2	1 2	1 1	2 2	1 2	1 2a	1 2	1 2
10 Cynodon dactylon			1 3	1 2b					2 2	1 2					1 2a	1 2	2 2a 3	2 2a 3		
10 Calamagrostis epigejos					2 1 2	2 + 2	2 2b	2 2a 2b		1 1						1 1			1 2b	1 3
10 Tragopogon dubius									1 +						2 +	1 +	2 1	1 +		
10 Saponaria officinalis					1 +	1 +	1 2b	1 2b					1 +		2 1 2a	2 1	2 1	1 +		
10 Convolvulus arvensis															1 2	1 2			1 +	1 +
Koelerio-Corynephoretea																				
d (ruderal. Armerion fehlend)																				
11 Helichrysum arenarium	1 1	2 2	1 2a	1 2a	2 2	2 1 2	2 r 1	1 +	1 1	1 2	1 1		2 1 2	1 +						
11 Echium vulgare	1 +	1 1	2 +	1 1	1 1	1 r		1 r	2 1	2 1	2 +	1 +	1 +						1 +	
11 Veronica verna	1 2	2 1 2	2 1 2	2 1 2		1 2			2 1 2	2 + 1	1 2			1 r						

Sonst. Koelerio-Corynephoretea																																								
Sedum acre	2	2	2	2	1	1	2	2	2	2	2	2	1	2	2	2	1				2	2	2	2	1	2		2	2	2	2	2	2	2	1	1	1			
Cerastium semidecandrum	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2			2	2	2	2	2	2	1	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2		
Arenaria serpyllifolia agg.	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	1	2			2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2		2		1		
Vicia lathyroides		1	2	2	1	2	1	1	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	1	1	1			2	1	2	1	1	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2		
Myosotis stricta	1	1	2	2	2	2	2	1			1	2	2	1	1		1				2	2	1	1	2	2	1			2	2	2	2	2	1	1	1	2		
Erodium cicutarium	2	2	1	2	2	2	1	2			2	2	1	1	2	1	2	1			2	2	1	1	2	2		1			1	2	2	1		1	1	2		
Silene conica	2	2	2	2		2		1	2	2	1	1	2	2	2	1	2	2			2	2	2	2					2	2			1				2	2		
Trifolium campestre			1	2					2	2	2	2	2	2	2	2	2	2					2	2	1				2	2	2	2	2	2	1	2	1	2		
Myosotis ramosissima		1	1	1		2	1	2	1	2	1	1	1	2						1			2	2	1	2	1	2		1	1	1	1	2			1	2		1
Medicago minima	2	2	2	2	1	2		2	1	2	2	2		1		1	1	1			2	2	2	2	1	2			2	2	2	2						1		
Petrorhagia prolifera					1	1		1	1	2			2	2	2	2		1							1	1		1	1	1			2	1		1				
Acinos arvensis																									1	1														
Festuco-Brometea																																								
Koeleria macrantha	1	1	2	2			1	1	2	2	2	2	2	2	1	2	1	1			1	1	1	1	1	1	1	1	2	2	2	2	2	2	1	2	2	2		
Silene otites			2	2	1	1	1	1	2	2	1	1	2	2			1						2	2	1	1	1	1	2	2			2	1			1			
Ononis repens s.l.				1	1	1	2	2	1	2					2	2		1	1	1					1	1	2	2	1	1					2	1	1	1	1	1
Tortella inclinata												1														2				1								1		
Galium verum													1																											
Agropyretea																																								
Poa angustifolia	1	1	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	1	1	1	1	2	2	1	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	1	1
Carex praecox												1	1	1							1	1			1						1	1	1	1						
Elymus pungens ssp. campestris													1	1																1			1	2		1				
Diplotaxis tenuifolia							1																		1		2	1										1		
Chondrilla juncea																		1																						
Artemisietea																																								
Berteroa incana			1		1	1	1	1	1					1	1	2	2	2									2	2	1	1			1		2	2	2	2		
Carduus nutans					1	1	2	1			1	1	1	2	2	2	1								1	1	1				1		1	1	1	2	1	1		1
Senecio jacobaea					1	2		1									2	1		1					2	1											1	1		
Silene latifolia ssp. alba			1												2	1	1	1																	2	2	2	2		
Malva alcea																			1	1											1									
Erigeron annuus			1																		1																			
Stellarietea mediae																																								
Bromus tectorum	2	2	2	2	2	2		1	2	2	2	2	1	2	1	1					2	2	1	1	2	2		1	2	2	1	1	1	1						
Conyza canadensis		1	2	1	2	2	1		1		2	2	2									2	1	1	2	1	2	1		1		2	2		2	2	2	2		
Bromus hordeaceus						1		1	2	2			1	2	2	2	2	2							1	1		1	1				2	2	2	2	2	2		
Sisymbrium altissimum			1		1	1					1		2							1					2	2		1								1				
Arabidopsis thaliana						1		2															1	1				2			1	1								
Capsella bursa-pastoris													1			1												1							1		1			
Viola arvensis					1		1	1												1								1												
Lactuca serriola								1															1												1		1	2		
Apera spica-venti					1	1																			1	1														
Bromus sterilis						2		1	1																															
Fallopia convolvulus																	1	1							1															
Holosteum umbellatum			1								1																				1									
Chenopodium album																																	1			1				
Sonstige																																								
Hypnum lacunosum	1	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	1	1	1	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	1	1
Asparagus officinalis	2	1			2	2	2	2	2	2	2	1	2	2	2	2	1	1	1		1	1			2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	1	1	1	1	1	1
Euphorbia cyparissias	1	1	2	2	2	2	2	2	1		1	1	1	1	1	1	2	2	1	1	1	1	2	2	2	2	2	2	1		1	1			1	1	2	2	1	1
Geranium molle	1	1	1	1	1	1		2		1	2	1	2	2	2	2	2	2			1		2	2	1	1	1		1	2	1	1	2	2	2	2	2	2		
Verbascum phlomoides		1	1	1	2	2	2	2	2	2	2	1	1		1	1	1				1		1	1	2	2	1	1	2	1	2		1		1	1	1	1		
Senecio vernalis	1	1	2	2	1	1		2			1	2	1		1						2	2	2	1	2	1		1			1	1			1		1			
Cladonia furcata s.l.	1	1	2	2	2	2	1	1			2	2	1	1	1	1					2	2	2	2	1	1		1			2	1		1		1				
Vicia angustifolia		1	1	2	1	1		2	2	1				1	1	1	2	2	1	1				2					2	2			1	1		1	1	2	1	
Cynoglossum officinale					1	1	2	2	2	1	1	1	2							1			1	2	2	2	1	1	1				1			1	1	1	1	1
Rumex thyrsiflorus					2	2	1	1	1	1							1	1						1	1	2	1	1	1	1		1		1	1	1		1		
Festuca rubra					1	2		1		1		1				2	1	2	1	1				1	1	1				1				1		1		2	1	1
Hypericum perforatum			1	1	1	1			2	1										1				1	2	1		1	1	1										
Taraxacum sect. Ruderalia						1		2			1			1				1								1												1		
Crepis spec.		1						1								1						1						1				1								
Potentilla tabernaemontani						1																			1	1				1									1	1
Crepis tectorum					1	1										1									2	1														
Vicia villosa s.l.			1		1																		1	1																
Luzula campestris																				1					1	1														
Securigera varia					1	1																				1														
Vicia hirsuta																	1	1																			1			
Arrhenatherum elatius							1	1																				1												
Arabis glabra						1																			1	1														
Prunus spinosa K,J					1	1																			1	1														
Prunus serotina K,J													1										1						1											
Code beweidet,unbeweidet	b	b	b	b	b	b	b	b	b	b	b	b	b	b	b	b	b	b	b	b	u	u	u	u	u	u	u	u	u	u	u	u	u	u	u	u	u	u	u	u
Jahr	0	2	0	2	0	2	0	2	0	2	0	2	0	2	0	2	0	2	0	2	0	2	0	2	0	2	0	2	0	2	0	2	0	2	0	2	0	2	0	2
Flächentyp	K 1,2	K 1,2	K 3,4	K 3,4	S 1,2	S 1,2	S 3,4	S 3,4	B 1,2	B 1,2	F 1,2	F 1,2	A 1,2	A 1,2	A 3,4	A 3,4	A 5,6	A 5,6	G 1	G 1	K 1,2	K 1,2	K 3,4	K 3,4	S 1,2	S 1,2	S 3,4	S 3,4	B 1,2	B 1,2	F 1,2	F 1,2	A 1,2	A 1,2	A 3,4	A 3,4	A 5,6	A 5,6	G 1	G 1

Tab. 1: Pflanzensoziologische Tabelle der Exclosure-Typen im Jahr 2000 und 2002. Weitere Erläuterungen, s. Text. K = Keimling, J = Jungpflanze.
Außerdem kamen mit geringer Stetigkeit vor: Spalte cb: acrokarpe Kleinmoose 1^{2m}, eb: *Quercus robur* K,J 1^{r}, fb: *Helictotrichon pubescens* 1^{2m}, *Ajuga reptans* 1^{1}, gb: *Galium album* 1^{1}, hb: *Galium album* 1^{2m}, pb: *Taraxacum Sect. Erythrosperma* 1^{+}, ub: *Galium aparine* 1^{r}, *Quercus petraea* K,J 1^{+}, au: acrokarpe Kleinmoose 1^{2m}, du: *Verbascum lychnitis* 1^{r}, gu+hu: *Brachypodium pinnatum* 1^{2m}, ju: *Trifolium repens* 1^{1}, ku: *Trifolium repens* 1^{+}, ou: *Prunus* spec. 1^{r}, pu: *Polygonum aviculare* agg. 1^{+}, ru: *Potentilla recta* 1^{1}, *Taraxacum* Sect. *Erythrosperma* 1^{1}, *Agrimonia eupatoria* 1^{r}, *Acer negundo* K,J 1^{r}, su: *Potentilla recta* 1^{2m}, tu+uu *Acer pseudoplatanus* K,J 1^{r}.

Foto 1: Historisches Bild des *Pyrolo-Pinetum* an der Bergstraße mit *Juniperus communis* als Weidezeiger (nach ACKERMANN 1954).

Foto 2: Beweidung des ruderalisierten *Pyrolo-Pinetum* mit einer gemischten Skudden- und Moorschnucken-Herde (NSG Kalksand-Kiefernwald, bei Bickenbach).

Foto 3: Lückiges Koelerion glaucae auf basenreichem Sand als Leitbild-Gesellschaft für die Redynamisierung durch Beweidung. Die Rhönschaf-Lämmer fressen *Sedum acre.*

Foto 4: Ruderalisiertes *Allio-Stipetum* an der Griesheimer Düne (Fläche S 3) mit *Calamagrostis*-Dominanz im Exclosure und Zurückdrängung der Art im beweideten Bereich (nach drei Vegetationsperioden Zäunung).

Foto 5: Typisches *Armerio-Festucetum* im NSG „Ehemaliger Euler-Flugplatz" mit *Armeria*-Blühaspekt.

Foto 6: Ruderalisiertes *Armerio-Festucetum* NSG „Ehemaliger Euler-Flugplatz" im Winteraspekt drei Vegetationsperioden nach Einzäunung des Exclosures. Deutlich sind die Strukturunterschiede innen - außen zu sehen.

in beweideten Flächen. Das Verhalten der Leguminosen ist nicht einheitlich. 9 Grundaufnahmen-Paare, die bereits seit 1999 vorliegen (Beginn der Beweidung nach der damaligen Aufnahme) zeigen, dass sich die Leguminosen-Deckung nicht systematisch zwischen später beweidet und unbeweidet unterschied. In den folgenden Jahren bestehen jedoch signifikant höhere Deckungen der beweideten Flächen (Proc mixed), vor allem im Bereich der A- und F-Flächen in den Jahren 2000 bis 2002 (vgl. Storm & Bergmann 2004). Im Gegensatz dazu konnten keine konsistenten Beweidungseffekte auf die Leguminosen im Koelerion und in den Beständen des *Allio-Stipetum* der Griesheimer Düne gefunden werden. Die Rote Liste-Art *Medicago minima* hat durchweg in den beweideten Flächen zugenommen, erreicht aber in diesem Datensatz das Signifikanzniveau knapp nicht (s. aber: Rasterflächen „Griesheimer Düne", unten). Die Analyse von *Calamagrostis*-Flächen wird durch die Raster-Daten Griesheimer Düne auf eine breitere Datenbasis gestellt (s. u.).

Die Ordination der Grundaufnahmen beweidet/unbeweidet wird dargestellt mit Hilfe von Zeit-Trajektorien 2000–2002, die in das Streudiagramm der Grundaufnahmen 2000–2003 eingetragen wurden (Abb. 1a, b). Die floristische Grundgliederung mit den Sukzessions-/Ruderalisierungsgradienten spiegelt sich auch im Ordinationsdiagramm wider. So ist die Achse 1 mit den Eckpunkten *Tortula ruraliformis* (rechts) und *Cerastium arvense* (links) dem Gradienten basenreiche Standorte mit Pionierstadien (Koelerion glaucae-Komplex) – basenärmere konsolidierte Rasen (Armerion) zuzuordnen. Die Achse 2 trennt die konsolidierteren Rasen im sehr basenreichen Standortskomplex der Griesheimer Düne ab *(Allio-Stipetum)*. Die Grundaufnahmen-Paare K, B, F, A, S sind entsprechend der floristischen Struktur in Tab. 1 in den beschriebenen Gradienten aufgegliedert; das Gehölz-reiche singuläre Stadium G hat – wie auch in Tab. 1 – eine Randstellung im fortgeschrittenen Sukzessionsgradienten. Die Fläche K4 ist aufgrund des dominanten Vorkommens von *Cynodon dactylon* in die Nähe des A-Bereiches gerückt. Tendenzen der beweideten Flächen im Sinne einer Regression werden vor allem in konsolidierteren Stadien der Griesheimer Düne sichtbar sowie im ruderalisierten Koelerion (K3, 4) sowie im F- und B-Bereich. Vor allem im ruderalisierten A-Bereich ist (noch) kein klarer Trend zu erkennen.

Für die Abschätzung der Entwicklung der Artenzahlen konnte für einen eingeschränkten Datensatz von 9 Flächenpaaren (Ehemaliger Euler-Flugplatz) eine Periode von 5 Jahren analysiert werden (1999 bis 2003: nur Phanerogamen). Zwar traten zunächst starke gerichtete Veränderungen in den konsolidierten Flächen auf im Sinne einer Artenzunahme (Abb. 2), darauf folgten jedoch Fluktuationen, so dass bisher keine signifikante Artenzahl-Veränderung durch die Beweidung erfolgte.

3.3 Infra-phytocoenotische Umschichtungen im Offenland: Datensatz Raster Griesheimer Düne

3.3.1 Vorbemerkungen

Für die Griesheimer Düne liegen Daten für den Zeitraum 2000 bis 2002 für insgesamt 42 Rasterpunkte vor, darunter sind 11, die konstant nicht beweidet wurden. Wegen verschiedener Störfaktoren (Wildschweine, Halbbeweidung von Rasterflächen) musste der Datensatz z. T. auf 30 (beweidet) + 10 (unbeweidet) verkleinert werden. Es ergibt sich für das Gebiet der Griesheimer Düne eine sehr viel größere Datenbasis als im Falle der Grundaufnahmen, wenn auch die Zahl beweidet/unbeweidet nicht gleich ist. Die meisten Rasterflächen liegen im Bereich des vorhandenen oder potentiellen *Allio-Stipetum*-Komplexes. Einige Bereiche stellen ehemalige Äcker dar, wo dieser Komplex zusammen mit offeneren Stadien nach und nach entwickelt werden soll (s. Zehm & Zimmermann 2004); einige Untersuchungsflächen sind offener und weisen Elemente des Koelerion glaucae auf (u.a. mit der sehr seltenen und gefährdeten *Bassia laniflora*).

Die unten aufgeführten Analysen zur Lebensformen-, Wuchshöhen- und soziologischen Struktur mit gemischten linearen Modellen wurden jeweils auch für die Grundaufnahmen gemacht, jedoch (noch) ohne signifikante Veränderungen durch den Faktor Beweidung.

3.3.2 Artenstruktur, Artenzahl und Streu-Anteile

Die Entwicklung der Flächen unter „dynamisch-extensiver Beweidung" und „Instandsetzungsbeweidung" führte zu deutlichen regressiven Entwicklungen und Förderung von Lückenzeigern. So haben in den beweideten Flächen von 2000 bis 2002 als Rote Liste-Lückenzeiger *Vicia lathyroides* (***) und *Medicago minima* (***) zugenommen; als weitere Lückenzeiger *Hypochaeris radicata, Geranium molle, Trifolium campestre* (jeweils ***) (genügen jeweils der Bonferroni-Korrektur), mit geringerem Signifikanzniveau *Silene conica* (**), *Alyssum alyssoides* (*) und *Helichrysum arenarium* (*) (genügen nicht der Bonferroni-Korrektur). Die Arten *Bromus tectorum, Petrorhagia prolifera* und *Arenaria serpyllifolia* zeigen deutlich gegensätzliche Entwicklungen im beweideten (Zunahme**) und unbeweideten (Abnahme**) Ansatz (genügt nicht der Bonferroni-Korrektur).

Die signifikante Abnahme von *Calamagrostis epigejos* in beweideten Flächen und Stagnation/Abnahme in unbeweideten sowie allgemein die hoch signifikante Zunahme der Artenzahl in beweideten im Vergleich zu unbeweideten Flächen wird für die Griesheimer Düne bei Schwabe et al. (2004) mit einem gemischten linearen Modell (SAS Proc mixed) dargestellt. Eine Aufschlüsselung nach Weideregime zeigt (Abb. 3), dass sowohl bei der dynamischen Extensivbeweidung als auch bei der Instandsetzungsbeweidung – ausgehend von verschiedenen Niveaus der ursprünglichen Artenzahlen – signifikante Zunahmen der Artenzahl in den beweideten Flächen erfolgten.

Parallel zu diesen Entwicklungen konnte eine signifikante Abnahme der Streudeckung auf beweideten und eine Stagnation/Abnahme auf unbeweideten Flächen festgestellt werden (Abb. 4). Der Offenbodenanteil nahm in den beweideten Flächen um 4,3 % zu, während er im nicht beweideten Bereich gleich blieb.

3.3.3 Lebensformen im Offenland

Der Datensatz Rasterflächen „Griesheimer Düne" zeigt eine deutliche Förderung der Artenzahl von Thero-

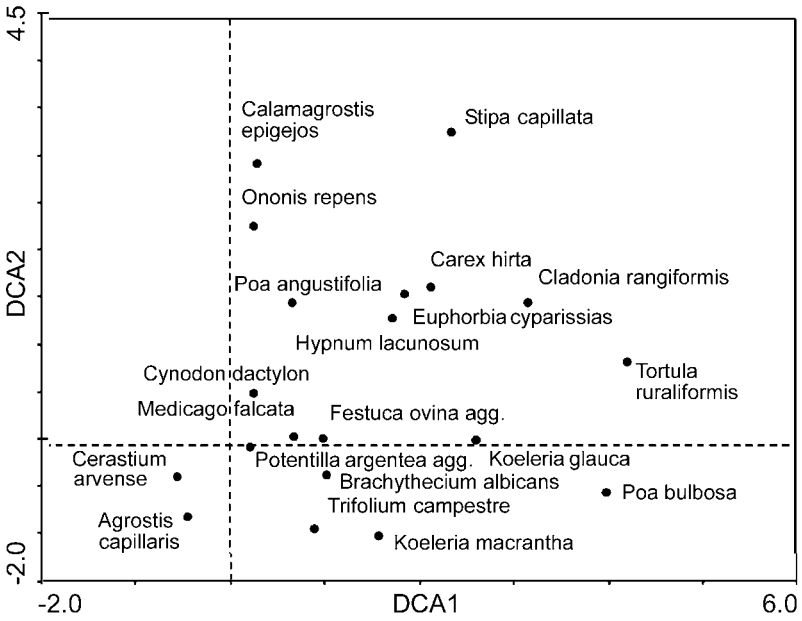


Abb. 1a: Streudiagramm einer Detrended Correspondence Analysis auf Basis der Grundaufnahmen 2000-2003 „Ehemaliger Euler-Flugplatz" und „Griesheimer Düne" (wurzeltransformierte Prozentwerte wurden verwendet; down-weighting nach HILL; detrending by segments; DCA1 = 16.8%, DCA2 = 8.2%, total inertia = 2.508). Angegeben sind Leitarten für einzelne Vegetationstypen und Leitarten für die Sukzessionswege.

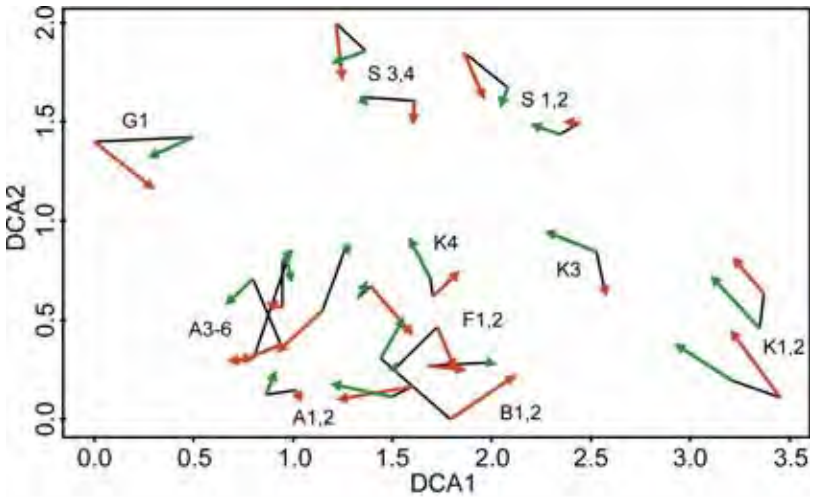
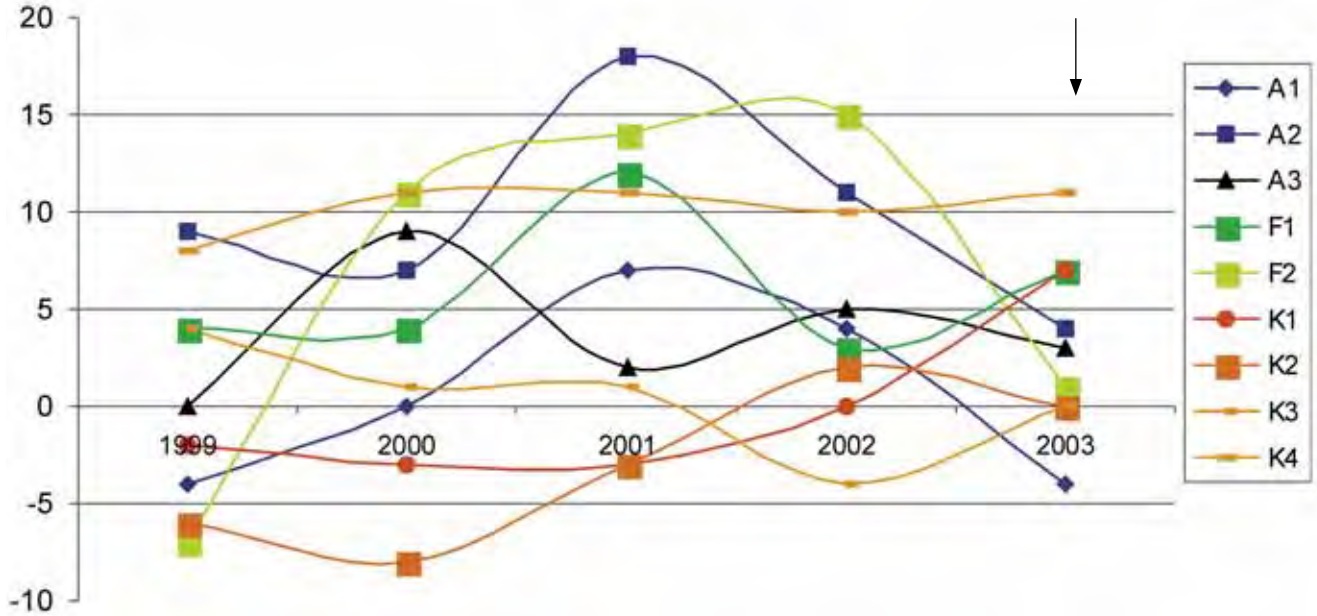


Abb. 1 b: Trajektorien der Grundaufnahmen für den Zeitraum 2000 bis 2002 bezogen auf das Streudiagramm der Abb. 1a. Grün: unbeweidet, rot: beweidet.

Abb. 2: Entwicklung der Artenzahlen im Untersuchungsgebiet „Ehem. August-Euler-Flugplatz" bei extensiver Beweidung („statisch-extensiv"). Dargestellt sind die Differenzen zwischen beweideten Flächen und unbeweideten Exclosures (b-u) der jeweiligen Aufnahmen vor dem Beweidungstermin. Im Jahr 1999 lag noch kein Beweidungseinfluss vor, es handelt sich bei diesem Ausgangszustand um initiale Unterschiede zwischen den beweideten und unbeweideten Flächen.



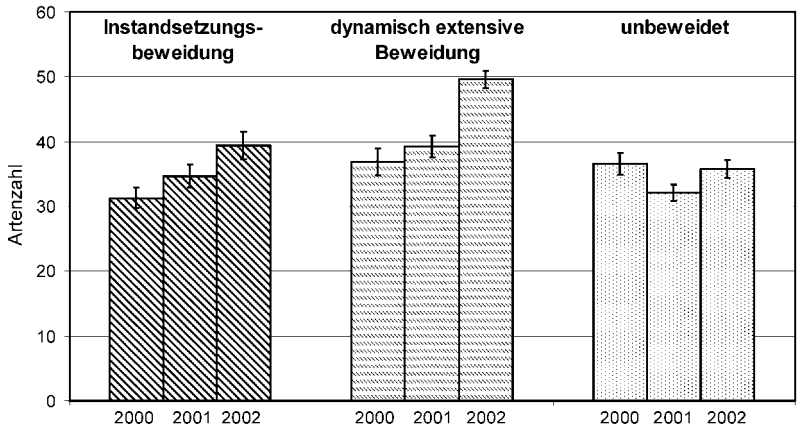


Abb. 3: Artenzahl-Entwicklung bei dynamischer Extensivbeweidung (n = 16), Instandsetzungsbeweidung (n = 14) und fehlender Beweidung (n = 10) im Datensatz Rasterflächen Griesheimer Düne 2000-2002. Fehlerbalken = Standardfehler. Beweidung*Jahr, p =<0,0001 nach Mixed linear model, SAS.

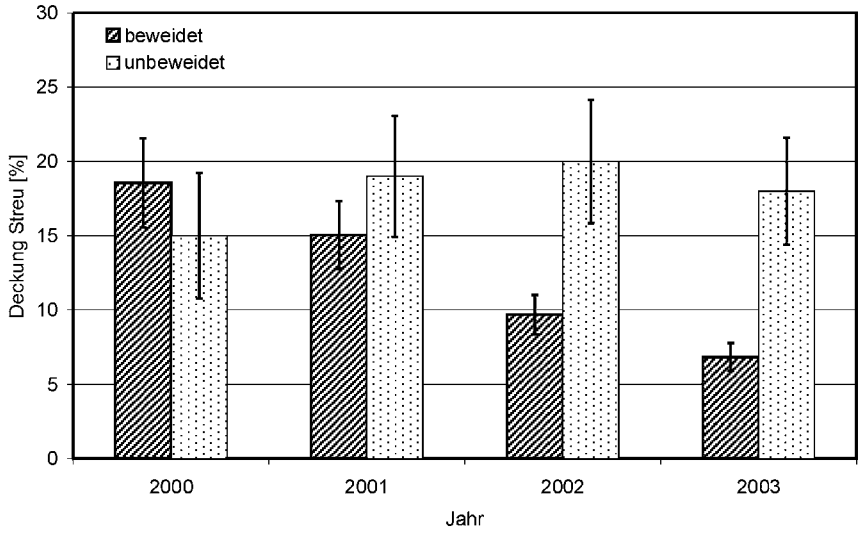


Abb. 4: Veränderung der Deckung der Streuschicht auf beweideten (n = 30) und unbeweideten (n = 10) Rasterpunkten des NSG „Griesheimer Düne und Eichwäldchen" zwischen 2000 und 2003. Fehlerbalken = Standardfehler. Beweidung*Jahr, p = 0,0006 nach Mixed linear model, SAS.

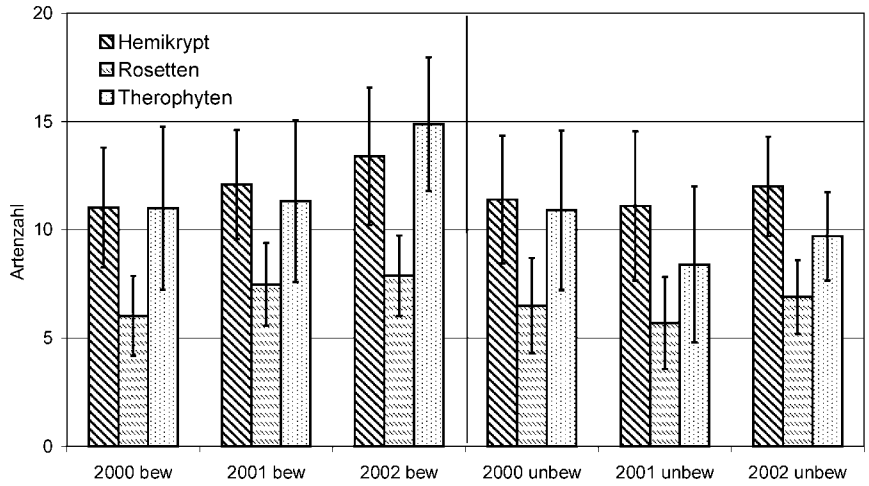


Abb. 5: Artenzahl-Entwicklung bei einzelnen Lebensformen im Datensatz Rasterflächen Griesheimer Düne im Vergleich beweidet (n = 30)/unbeweidet (n=10) 2000-2002. Beweidung*Jahr, Therophyten p = < 0,0001, Hemikryptophyten (ohne RH) p = 0,0063, Rosetten-Hemikryptophyten (RH), p = 0,0111 nach Mixed linear model, SAS.

phyten (***), Hemikryptophyten ohne Rosetten-Hemikryptophyten (**) und Rosetten-Hemikryptophyten (**) auf den beweideten Flächen (Abb. 5). Die anderen Lebensformen lassen keine Veränderungen durch Beweidung erkennen. Die Kryptogamendeckung ist im beweideten Bereich schwach signifikant erhöht (Proc mixed p = 0,0102), diejenige der Krautigen signifikant erhöht (Proc mixed p = 0,0018). Betrachtet man die Deckung der Gesamtgruppe Gräser/Grasartige im Datensatz Rasterflächen „Griesheimer Düne", ergibt sich (noch) keine signifikante Veränderung (Proc mixed p = 0,0678).

Unter den gefährdeten Therophyten kam es bei *Phleum arenarium* zu einer bemerkenswerten Populationsdynamik (Neu-Etablierung auf drei beweideten Rasterflächen in den Jahren 2002, 2003); *Bassia laniflora*-Populationen vergrößerten sich im Randbereich von Kaninchen-Wechseln. Die gefährdete Art *Linum perenne* (Hemikryptophyt) erreichte das Gebiet im Jahre 2003 neu (die Weidetiere hatten im Zuge der Trift im *Linum*-reichen Pfungstädter Kiefernwald-Gebiet gefressen).

3.3.4 Wuchshöhen im Offenland

Die drei unterschiedenen Wuchshöhen 1 = < 20 cm, 2 = 20-50 cm, 3 = >50 cm zeigen entsprechend der Zunahme von Therophyten auch eine hoch signifikante Zunahme der Artenzahl der Wuchshöhe 1 von 2000 bis 2002 in den beweideten Flächen (Proc mixed p = < 0,0001). Auch der Anteil der Artenzahl: Wuchshöhe 2 vergrößerte sich in den beweideten Flächen (p = 0,0036); Abb. 6. Zwischen niedrigen Wuchshöhen, Therophyten sowie der soziologischen Zuordnung „Koelerio-Corynephoretea" besteht eine Interkorrelation.

3.3.5 Soziologische Zugehörigkeit im Offenland

Es wurde geprüft, ob sich die Anteile pflanzensoziologischer Gruppen unter dem Einfluss der Beweidung geändert haben (Abb. 7). Im Bereich der Rasterpunkte Griesheimer Düne kam es entsprechend den oben festgestellten Regressionen zu einer hoch signifikanten

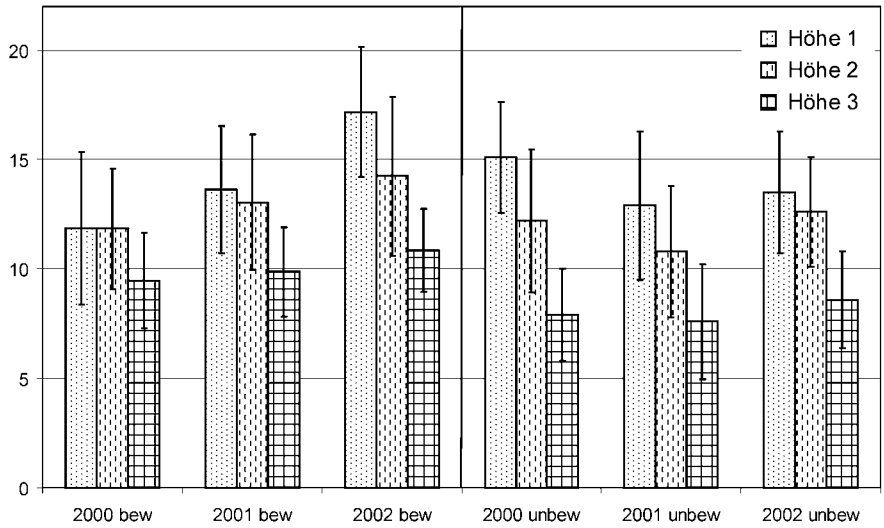


Abb. 6: Artenzahl-Entwicklung bei den drei unterschiedenen Wuchsformen-Typen im Datensatz Rasterflächen Griesheimer Düne im Vergleich beweidet (n = 30)/unbeweidet (n=10) 2000-2002. Beweidung*Jahr, Wuchshöhe 1: p = < 0,0001, Wuchshöhe 2: p = 0,0036 nach Mixed linear model, SAS.

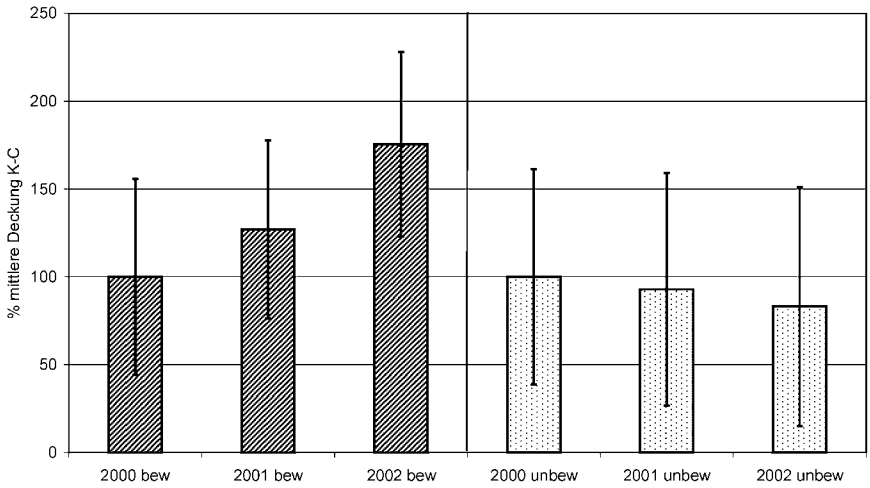


Abb. 7: Mittlere Deckung bei Koelerio-Corynephoretea-Arten im Datensatz Rasterflächen Griesheimer Düne im Vergleich beweidet (n = 30)/unbeweidet (n = 10) 2000-2002.

Beweidung*Jahr, p =<0,0001 nach Mixed linear model, SAS proc mixed.

Zunahme der mittleren Deckung von Koelerio-Corynephoretea-Arten in den beweideten Flächen (Proc mixed p = < 0,0001). Festuco-Brometea-, Agropyretea-, Stellarietea-Arten u. a. zeigten keine Veränderungen.

3.4 Verhalten von *Calamagrostis epigejos* im Projektzeitraum im Vergleich mit langjährig untersuchten Dauerflächen

Betrachtet man eine längere Zeitspanne (9 Vegetationsperioden, Abb. 8a, b), stellt man fest, dass nach Etablierung (mit geringer Deckung) von *Calamagrostis epigejos* eine **Lag-Phase** auftritt, in der sich die Deckung kaum verändert und dann innerhalb von 5 Vegetationsperioden z.T. von unter 5 % auf über 80 % ansteigt. Ordiniert man die im 4-Jahreszeitraum untersuchten Dauerflächen der Grundaufnahmen zusammen mit den 9-Jahresflächen zeigen sich die klaren Trajektorien der langjährigen Untersuchungen besonders deutlich. Die Achsen zunehmender *Calamagrostis*-Deckung bei spontaner Sukzession laufen von rechts nach links (Achse 2) und von oben nach unten (Achse 3); bei Beweidung vice versa. Die 4-Jahresflächen haben noch keine eindeutigen Trends entsprechend der Abb. 9a, b. Die Korrelation der *Calamagrostis*-Deckung mit den Achsen liegt bei r_2= 0,581 und r_3=-0,582.

3.5 Effekte der Beweidung im Kalksand-Kiefernwald

Im Kalksand-Kiefernwald (Foto 2) konnte auf einigen der sechs untersuchten Flächenpaare (beweidet/unbeweidet) bei Schaf-, Ziegen- oder Eselbeweidung eine Reihe von unmittelbaren Fraßeffekten protokolliert werden. Hervorzuheben ist der Fraß an Rosaceen sowohl von Schafen als auch von Ziegen (*Rubus fruticosus* agg. [insbesondere bei Winterbeweidung mit Ziegen], *Crataegus monogyna, Rosa*-Sippen). Ziegen befressen insbesondere Gehölze wie *Euonymus europaea, Sambucus nigra* und *Ligustrum vulgare*. In einer Ziegen-beweideten Fläche wurde die Strauchschicht (u.a. *Rubus fruticosus* agg. und *Fagus sylvatica*) von 20 % auf 5 % reduziert (unbeweidete Fläche unverändert). Esel, die erst seit dem Jahre 2003 vermehrt eingesetzt werden, fressen hingegen besonders Gräser, beispielsweise *Calamagrostis epigejos*.

Die Fraßeffekte haben bisher auf unseren Probeflächen allerdings noch nicht zur völligen Reduktion z. B. von *Rubus fruticosus* agg. geführt. Auch hat sich nur in einem Falle eine Zielart auf einer beweideten Fläche im *Pyrolo-Pinetum* neu eingestellt: Es handelt sich um *Euphorbia seguieriana*, die nach den Befunden von Krolupper & Schwabe (1998) in der Unterboden-Diasporenbank überdauern kann. Als weitere mögliche Diasporenbank-Art stellte sich in zwei Flächen die konkurrenzschwache *Campanula rotundifolia* ein. Die Gesamt-Artenzahl blieb bisher unverändert. Bemerkenswert ist, dass der aus Sicht des Naturschutzes erwünschte *Pinus sylvestris*-Jungwuchs nicht von Eseln verbissen wird, wohl aber von Schafen und Ziegen. Bei extensiver Schafbeweidung überwog aber in einer unserer Untersuchungsflächen deutlich der Effekt der Bodenöffnung und Keimungsförderung von *Pinus sylvestris*. Zudem kann

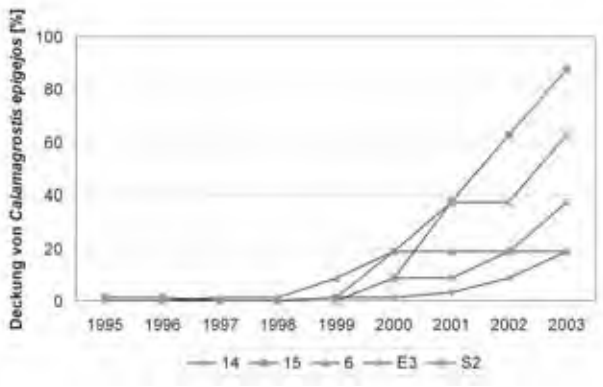


Abb. 8 a: Deckungszunahme von *Calamagrostis epigejos* bei ungestörter Sukzession (5 Dauerflächen im Landkreis Darmstadt-Dieburg).

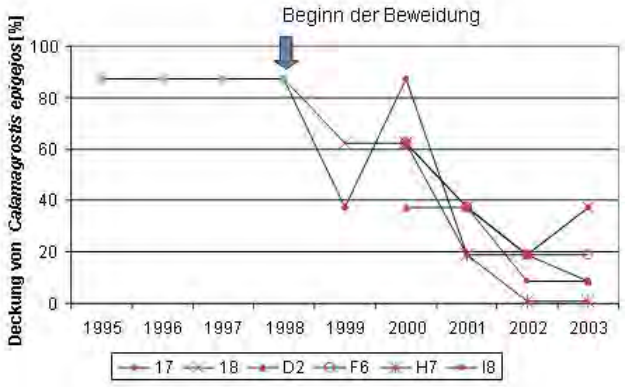


Abb. 8 b: Deckungsabnahme von *Calamagrostis epigejos* unter Beweidung seit 1998 (6 Dauerflächen im Landkreis Darmstadt-Dieburg).

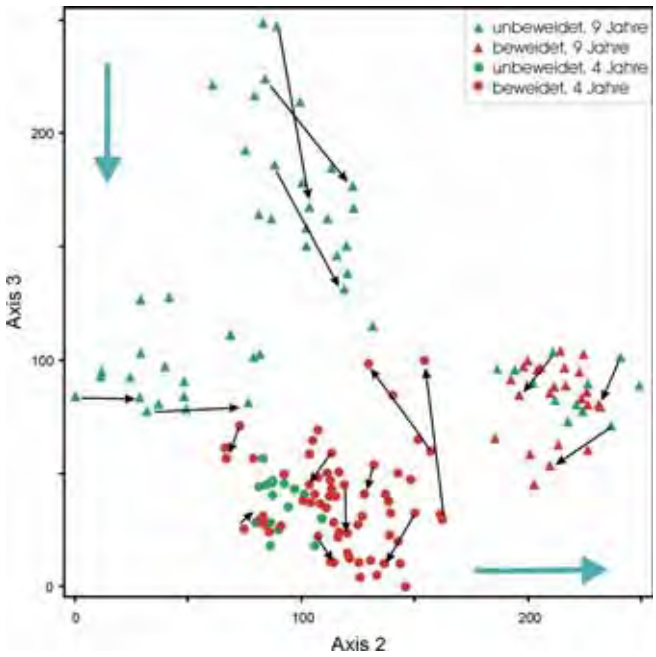


Abb. 9a: Sukzessionsprozesse und Darstellung der Deckung von *Calamagrostis epigejos* bei spontaner Sukzession und bei Beweidung. Eigenvalues Axis 2: 0,21, Axis 3: 0,14. Dicke Pfeile: Zunahme der Deckung von *Calamagrostis*.

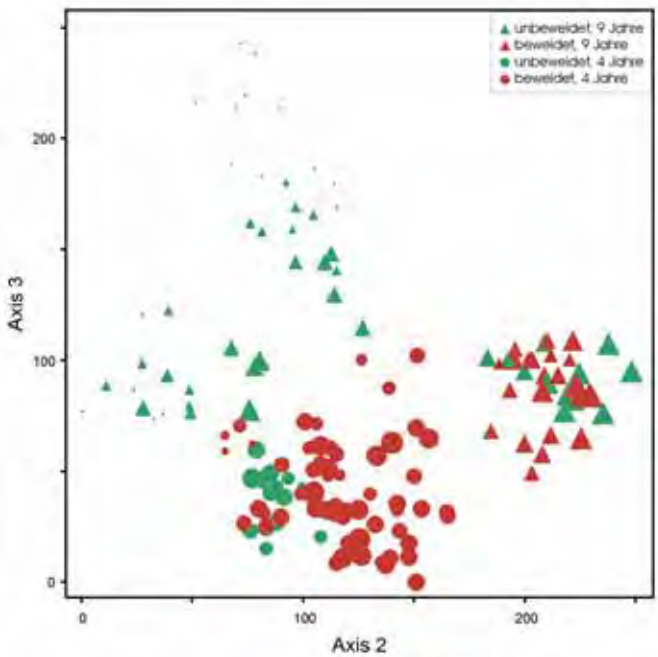


Abb. 9b: Darstellung der Deckung von *Calamagrostis* in Abb. 9a (Größe der Symbole proportional der Deckung).

durch eine geschickte Weideführung der Schaf-/Ziegenverbiss an *Pinus* minimiert werden (Wechseln der Fläche, wenn nährstoffreiche Ressourcen erschöpft sind). Im Bereich der Wälzkuhlen von Eseln konnten punktuell Gruppen von *Pinus*-Sämlingen festgestellt werden.

4 Diskussion

4.1 Effekte der Beweidung im Offenland

Die Bedeutung des Beweidungsmanagements für den Naturschutz im Sinne eines Einsatzes verschiedenartiger Beweidungsverfahren ist sehr groß. Dolek & Geyer (2002), die Kalkmagerrasen der Fränkischen Alb untersuchten, weisen auf die Bedeutung möglicher Variationen der Beweidungsintensität hin. Bei Münzel & Schumacher (1991) finden sich konkrete Ergebnisse zum erfolgreichen Streuabbau und Erhöhung der Pflanzenartenzahl durch scharfe Schaf-Erstbeweidung verfilzter Flächen im Bereich von Kalktriften der Eifel. Die Arbeit enthält auch ein Musterbeispiel für einen entsprechenden Pflege- und Bewirtschaftungsvertrag. Als

Weidetiere wurden Extensivrassen, u. a. auch Moorschnucken, eingesetzt. Verschiedene Autoren weisen auf die Effekte von Intensivbeweidung hin, die Artenzahlen herabsetzt und z. T. ähnliche Effekte auf die Phytodiversität erkennen lässt wie längerzeitige Brachlegung (z.B. Olff & Ritchie 1998, Dupré & Diekmann 2001).

Unsere Ergebnisse zeigen, dass die Effekte der Beweidung im Falle von „dynamisch-extensiver Beweidung" und „Instandsetzungsbeweidung" innerhalb des Projektzeitraumes deutlich nachweisbar sind; sie sind naturschutzfachlich im Sinne einer Förderung Sand-spezifischer Leitarten und Lebensräume hoch einzustufen. Eine weitere Steigerung der Beweidungs-Effektivität für den Naturschutz ist durch kombinierte Beweidung mit Wiederkäuern und Nicht-Wiederkäuern (hier Schafe/Esel) erreichbar; diese Untersuchungen begannen im Jahre 2003 – erste Ergebnisse liegen vor (Süss 2004).

Die hier nachgewiesene Zunahme von Pflanzen-Artenzahlen durch die Beweidung, insbesondere von konkurrenzschwachen Arten (oft einjährig), ist offenbar systemabhängig und nicht für verschiedenste Ökosysteme verallgemeinerbar (Olff & Ritchie 1998, Bakker 2003). Unsere Ergebnisse sind z.B. kompatibel mit denen von Hellström et al. (2003). Die Autoren weisen eine starke Zunahme der Pflanzenartenzahl bei extensiver Schafbeweidung in lange brach liegendem *Agrostis capillaris*-Grasland nach. Bakker & Olff (2003) stellten in *Agrostis capillaris*-reichen flussnahen Weiden in den Niederlanden eine Licht-limitierung der Artenzahl fest durch „thinning"-Effekte (Auflichtung der vertikalen Struktur, die auch bei uns quantifiziert werden konnte, s. Zehm 2003).

Die nachgewiesene höhere Beteiligung kleinwüchsiger Arten (oft früh sich entwickelnder Therophyten, die der Klasse Koelerio-Corynephoretea angehören), dürfte vor allem mit der Reduzierung der Streumenge zusammenhängen und mit der Zurückdrängung einiger dominanter Arten (z. B. *Calamagrostis epigejos*). Die Reduktion des „grass-encroachment" durch Beweidung ist ein wesentlicher Faktor; dies konnte auch von Kooijman & van der Meulen (1996) innerhalb von 6 Jahren in Küstendünen in den Niederlanden nachgewiesen werden. Durch die Streuabnahme entstehen vor allem im Frühjahr neue Wuchsplätze; weiterhin verbessern sich durch die Beweidung die Lichtverhältnisse am Boden („thinning", s. Bakker 2003). Allerdings sind nicht alle Gräser ausgeprägte Dominanzbildner mit Effekten des „grass-encroachment" und nachfolgender Artenverarmung. Untersuchungen des Hochgras-Artenpaares *Calamagrostis epigejos* und *Stipa capillata* zeigten in unserem System, dass der Guerilla-Stratege *Calamagrostis* diese Eigenschaften hat, wohingegen der Phalanx-Stratege *Stipa capillata* mit kleinwüchsigen Arten koexistiert.

Sala (1987), Titlyanova et al. (1988) und Zehm (2003) beobachteten eine Abnahme von Arten, die dominant waren, durch Beweidung. Die bei uns festgestellte Zunahme kleinwüchsigerer Arten steht auch im Einklang mit der „size hypothesis", die davon ausgeht, dass bei zunehmender Artenzahl je Flächeneinheit die Zahl der Arten mit geringer Größe sich vermehren (Schaefer 1999, Zehm 2003). Noy-Meir et al. (1989) stellten im mediterranen Grasland fest, dass – entsprechend unseren Ergebnissen – „grazing increasers" signifikant kleinwüchsiger sind oder es sich um Rosettenpflanzen handelt. Die Effekte werden von den Autoren mit den Prozessen der Entstehung von Regenerationslücken erklärt. Entsprechende Befunde teilen Dupré & Diekmann (2001) von einer „side-by-side"-Untersuchung schwedischer Grasland-Typen mit.

Den Änderungen in den beweideten Flächen gegenüber steht eine in der Regel längere „Lag-Phase" der experimentell ausgezäunten Flächen mit spontaner Sukzession. Eine Verlustrate von Arten bei spontaner Sukzession im Bereich von 10 %/Jahr, wie sie von Shugart & Hett (1973) für verschiedene Systeme in Nordamerika zusammengestellt wurde, tritt bei unseren 4- bis 5-Jahresflächen noch nicht auf; bei den langjährig untersuchten Dauerflächen lässt sich dies bei einer *Calamagrostis*- oder *Cynodon*-Deckung von 15–25 % in manchen Flächen aber aufzeigen (Abnahme von 20 auf 7 Arten in 9 Vegetationsperioden). Eine Zunahme bestimmter Lebensformen in den unbeweideten Flächen, wie Dupré & Diekmann (2001) für den Fall der Geophyten in lange brach liegenden Grasländern Südschwedens fanden, war in der Periode von 4–5 Jahren ebenfalls (noch) nicht feststellbar.

Für das Verständnis der gesamten Artendynamik in den hier untersuchten Sandtrockenrasen sind auch lineare Effekte z. B. über die Entstehung von Weidepfaden von Wichtigkeit (Ergebnisse von Eichberg in Schwabe et al. 2004); sie bewirken vor allem in konsolidierten Bereichen eine Regression.

Ferner spielt der regionale Arten-Pool zusammen mit der Verfügbarkeit der Diasporen eine große Rolle. Viele der durch Beweidung geförderten Arten sind in der Diasporenbank vorhanden und werden bei Öffnung der Vegetationsdecke gefördert bzw. werden endo- und/oder epizoochor ausgebreitet; letzteres trifft z. B. für *Medicago minima* zu (Eichberg, in Vorb.). Der „seed rain" enthält in unseren Systemen fast ausschließlich Arten, die Ubiquisten sind, wie Krolupper & Schwabe (1998) zeigen konnten.

4.2 Effekte der Beweidung im Kalksand-Kiefernwald

Unsere Ergebnisse belegen, dass durch Waldweide strukturelle Effekte erzielt werden können, insbesondere eine Reduktion der Deckung von Gehölzen, Kräutern oder Gräsern. Die unterschiedlichen Fraßpräferenzen der Weidetiere (Schafe, Ziegen, Esel) können dabei genutzt werden, um aus der Sicht des Naturschutzes erwünschte Effekte zu erzielen und beispielsweise Dominanzbildner wie *Rubus*-Sippen oder *Calamagrostis epigejos* zurückzudrängen sowie gleichzeitig bestimmte Arten zu schonen (z. B. *Pinus*-Verjüngung). Daraus wird deutlich, dass Waldweide eine geeignete Maßnahme für den Naturschutz sein kann, dass aber das Weideregime sehr differenziert den jeweiligen Flächen angepasst werden muss.

Gleichzeitig hat sich bestätigt, dass die im Wald durch Beweidung ausgelösten Effekte auf die Vegetationsstruktur in dem kurzen Zeitraum von vier Jahren nicht in allen Fällen ausreichen, um Zielarten zu fördern oder neu zu etablieren. Während Zehm et al. (2002) auf einigen Probeflächen erhöhte Artenzahlen nach

Schaf-Ziegen-Mischbeweidung in zuvor *Rubus*- oder *Calamagrostis*-dominierten Beständen des Kalksand-Kiefernwaldes fanden, blieben sie bei uns (noch) unbeeinflusst. Erst in längeren Zeiträumen könnten sich diese Bestände zu Hudewäldern entwickeln.

5 Ausblick

Insbesondere bei der „dynamisch-extensiven Beweidung" und „Instandsetzungsbeweidung" in neu beweideten Sand-Ökosystemen konnten bedeutende Effekte der Beweidung für den Naturschutz nachgewiesen werden. Diese liegen vor allem in Strukturveränderungen der oberirdischen Phytomasse, größerer Lückigkeit, verminderter Streudeckung und dadurch bedingter Veränderung der pflanzensoziologischen Struktur, des Lebens- und Wuchshöhen-Spektrums. Beweidung spielt bei gutem Management eine zentrale Rolle für die Erhaltung von offenen Teil-Lebensräumen. Auf den hier untersuchten mageren Standorten erfolgt bei entsprechendem Management durchweg eine Erhöhung der Phytodiversität vor allem aufgrund der Therophyten, darunter sind auch Rote Liste-Arten. Zu den besonders wichtigen Randbedingungen gehört das Beweidungsmanagement. Wie für die untersuchten Sand-Ökosysteme gezeigt werden konnte, führt das „statisch- extensive System" hier nicht zu den gewünschten Effekten. Die oft erforderliche „Instandsetzungsbeweidung" leidet zurzeit noch unter den Rahmenbedingungen der Kulturlandschaftsprogramme, die nur eine einmalige Beweidung im Jahr vorsehen.

Auch Fragen der nachhaltigen Bewirtschaftung im Hinblick auf die Nährstoff-Flüsse sind von zentraler Bedeutung und werden von Bergmann (2004), Storm & Bergmann (2004) dargestellt. Die Nährstoffverhältnisse in fortgeschrittenen *Calamagrostis*-Sukzessionsstadien beleuchten Süss et al. (accepted).

Damit „neue Hudelandschaften" entstehen können, müssen auch die betriebswirtschaftlichen und agrarökonomischen Aspekte einbezogen werden. Insbesondere sollten hier die Direktvermarktung der Tiere gefördert und Strategien der Direktförderung umgesetzt werden (Mährlein 2004). Es besteht ein Antagonismus zwischen dem Wert der Flächen für den Naturschutz und für die Tierernährung; dieser kann z. B. durch innovative Konzepte etwa im Sinne eines Verbundsystems für die Tierernährung mit mageren Naturschutzflächen und produktiveren Flächen gelöst werden.

Für den Nachweis von Änderungen der Vegetation durch Beweidung reicht z. T. ein Zeitfenster von vier Jahren nicht aus; insbesondere gilt dies für neu entstehende Hudewälder. Hier bedarf es einer Langzeitforschung (Dröschmeister & Gruttke 1998, Riecken 2004); dafür gibt es zur Zeit in Deutschland kaum Förderstrukturen. Durch die langjährige Kooperation mit dem Landkreis Darmstadt-Dieburg war es glücklicherweise möglich, einige Flächen bereits seit dem Jahre 1995 zu betreuen.

Nomenklatur

Die Nomenklatur folgt für Phanerogamen Wisskirchen & Haeupler (1998), für Moose Koperski et al. (2000), für Flechten Wirth (1995).

Danksagung

Wir danken sehr herzlich den folgenden Institutionen und Personen für die gute Kooperation:
BMBF (FKZ 01LN0003) und dem Projektträger DLR; Bundesamt für Naturschutz; Landkreis Darmstadt-Dieburg; Regierungspräsidium Darmstadt; Forstämter in Seeheim-Jugenheim und Darmstadt; Landschaftspflegehof Stürz (Ober-Ramstadt); Dipl.-Biol. Rainer Cezanne, NABU Kreisverband Darmstadt e.V., Reinhold Joeck (Schäfer 2000-2001). Frau Dr. Dagmar Lange, Landau, bestimmte freundlicherweise einige *Festuca*-Sippen aus dem *ovina*-Aggregat.

Literatur

Ackermann, H., 1954: Die Vegetationsverhältnisse im diluvialen Flugsandgebiet der nördlichen Bergstraße. - Diss. TH Darmstadt, FB Biologie, 110 S. + Anhang.

Bakker, E.S., 2003: Herbivores as mediators of their environment: the impact of large and small species on vegetation dynamics. - Wageningen (Wageningen Universiteit), (Proefschrift), 184 S.

Bakker, E.S. & Olff, H., 2003: The impact of different-sized herbivores on recruitment opportunities for subordinate herbs in grasslands. - J. Vegetation Science 14, 465-474.

Barkman, J.J., Doing, H. & Segal, S., 1964: Kritische Bemerkungen und Vorschläge zur quantitativen Vegetationsanalyse. - Acta Bot. Neerlandica 13, 394-419.

Bergmann, S., 2004: Zum Nährstoffhaushalt in Sand-Ökosystemen der nördlichen Oberrheinebene: Sukzession, Ruderalisierungsprozesse und Effekte von Schafbeweidung. – Diss., TU Darmstadt, FB Biologie, 220 S. + Anhang

Dolek, M. & Geyer, A., 2002: Conserving biodiversity on calcareous grasslands in the Franconian Jura by grazing: a comprehensive approach. - Biological Conservation 104, 351-360.

Dröschmeister, R. & Gruttke, H., 1998: Perspektiven ökologischer Langzeitforschung für Naturschutz. In: Dröschmeister, R. & Gruttke, H. (Hrsg.): Die Bedeutung ökologischer Langzeitforschung für Naturschutz. - Schr.R. f. Landschaftspfl. u. Natursch. 58, 409-417.

Dupré, C. & Diekmann, M., 2001: Differences in species richness and life-history traits between grazed and abandoned grasslands in southern Sweden.- Ecography 24, 275-286.

Hellström, K., Huhta, A.-P., Rautio, P., Tuomi, J., Oksanen, J. & Laine, K., 2003: Use of sheep grazing in the restoration of semi-natural meadows in northern Finland. - Applied Vegetation Science 6, 45-52.

Kooijman, A.M. & van der Meulen, F., 1996: Grazing as a control against "grass-encroachment" in dry dune grasslands in the Netherlands. - Landscape and Urban Planning 34, 323-333.

Koperski, M., Sauer, M., Braun, W. & Gradstein, S.R., 2000: Referenzliste der Moose Deutschlands. - Schr.R. f. Vegetationskunde. 34, 519 S.

Krolupper, N. & Schwabe, A., 1998: Ökologische Untersuchungen im Darmstadt-Dieburger Sandgebiet (Südhessen): Allgemeines und Ergebnisse zum Diasporen-Reservoir und Niederschlag. - Botanik und Naturschutz in Hessen 10, 9-39.

Littell, R. C., Milliken, G. A., Stroup, W. W. & Wolfinger, R. D., 2000: SAS System for Mixed Models. - Cary NJ (SAS Institute), 633 S.

Mährlein, A., 2004: Agrarwirtschaftliche Untersuchungen in „neuen Hudelandschaften" bei naturschutzkonformer Extensivbeweidung mit Rindern und Schafen. - In: Beweidung und Restitution als Chancen für den Naturschutz? NNA-Ber. 17, H.1, 191-203.

Münzel, M. & Schumacher, W., 1991: Regeneration und Erhaltung von Kalkmagerrasen durch Schafbeweidung am Beispiel der „Alendorfer Kalktriften" bei Blankenheim/Eifel. - Schr.R. Foschung und Beratung 41, 27-48.

Noy-Meir, I., Gutman, M. & Kaplan, Y., 1989: Responses of mediterranean grassland plants to grazing and Protection. - J. Ecology 77, 290-310.

Olff, H. & Ritchie, M.E., 1998: Effects of herbivores of grassland plant diversity. – Trends in Ecology and Evolution 13, 261-265.

Paetz, U., 1999: Das Vegetationsmosaik des NSG „Ehemaliger August-Euler-Flugplatz" unter Berücksichtigung der Steinschmätzer *(Oenanthe oenanthe)*-Brutgebiete. – Diplomarbeit Technische Universität Darmstadt, FB Biologie, 55 S. + Anhang.

Riecken, U., 2004: Wissenschaftliche Untersuchungen zur extensiven Beweidung - Naturschutzfachliche Relevanz und Perspektiven. - In: Beweidung und Restitution als Chancen für den Naturschutz? NNA-Ber. 17, H.1, 7-14.

Sala, O.E., 1987: The effect of herbivory on vegetation structure. - In: Werger, M. et al. (Ed.): Plant form and vegetation structure, 317-330. Dordrecht.

Schaefer, M., 1999: The diversity of the fauna of two beech forests: some thoughts about possible mechanisms causing the observed patterns. - In: Kratochwil, A. (Ed.): Biodiversity in ecosystems: principles and case studies of different complexity levels, 39-57, Dordrecht.

Schwabe, A., Storm, C., Zeuch, M., Kleine-Weischede, H. & Krolupper, N., 2000: Sand-Ökosysteme in Südhessen: Status quo, jüngste Veränderungen und Folgerungen für Naturschutzmaßnahmen. - Geobotan. Kolloqu. 15, 25-45. Frankfurt/Main.

Schwabe, A., Remy, D., Assmann, T., Kratochwil, A., Mährlein, A., Nobis, M., Storm, Ch., Zehm, A., Schlemmer, H., Seuß, R., Bergmann, S., Eichberg, C., Menzel, U., Persigehl, M., Zimmermann, K. & Weinert, M., 2002: Inland Sand Ecosystems: Dynamics and restitution as a consequence of the use of different grazing systems. - In: Redecker, B., Finck, P., Härdtle, W., Riecken, U. & Schröder, E. (Eds.): Pasture Landscapes and Nature Conservation, 239-252, Springer, Heidelberg - Berlin - New York.

Schwabe, A., Zehm, A., Eichberg, C., Stroh, M. & Kratochwil, A., 2004: Extensive Beweidungssysteme als Mittel zur Erhaltung und Restitution von Sand-Ökosystemen und ihre naturschutzfachliche Bedeutung. – Schr.R. f. Landschaftspfl. u. Natursch. 78.

Shugart, H.H. & Hett, J.M.,1973: Succession: Similarities of species turnover rates.- Science 180, 1379-1381.

Storm, C. & Bergmann, S., 2004: Auswirkungen von Schaf-Beweidung auf die Nährstoffdynamik von Offenland-Sand-Ökosystemen in der nördlichen Oberrheinebene. - In: Beweidung und Restitution als Chancen für den Naturschutz? NNA-Ber. 17, H.1, 79-90.

Süss, K., 2004: Fraß- und Raumnutzungsverhalten bei sukzessiver Multispecies-Beweidung mit Wiederkäuern (Schaf) und Nicht-Wiederkäuern (Esel). - In: Beweidung und Restitution als Chancen für den Naturschutz? NNA-Ber. 17, H.1, 127-132.

Süss, K., Storm, C., Zehm, A. & Schwabe, A. (accepted): Succession in inland sand ecosystems: which factors determine

the occurrence of the tall grass species *Calamagrostis epigejos* (L.) Roth and *Stipa capillata* L.? - Plant Biology.

Titlyanova, A., Rusch, G. & van der Maarel, E., 1988: Biomass structure of limestone grasslands on Öland in relation to grazing intensity. - Acta Phytogeographica Suecica 76, 125-134, Uppsala.

Voigtländer, G. & Jacob, H., 1987 (Ed.): Grünlandwirtschaft und Futterbau. – Stuttgart (Ulmer), 480 S.

Wirth, V., 1995: Flechtenflora. - 2. Auflage, Ulmer, Stuttgart, 661 S.

Wißkirchen, R. & Haeupler, H., 1998: Standardliste der Farn- und Blütenpflanzen Deutschlands. – Stuttgart (Ulmer), 765 S.

Zehm, A., 1997: Zur Koinzidenz von Sandvegetation, ihrer Struktur und Heuschrecken-Zönosen (Orthoptera) in der hessischen Oberrheinebene. - Tuexenia 17, 193-222.

Zehm, A., 2003: Analyse der vertikalen Vegetationsstruktur: Methodenentwicklung und Beziehungen zu Pflanzengesellschaften, Mikroklima, Beweidung und Heuschrecken-Gemeinschaften. - Diss., TU Darmstadt, FB Biologie, 312 S.

Zehm, A., 2004a: Auswirkungen von Beweidung auf die vertikale Vegetationsstruktur von Sandrasen. - In: Beweidung und Restitution als Chancen für den Naturschutz? NNA-Ber. 17, H.1, 69-77.

Zehm, A., 2004b: Praxisbezogene Erfahrungen zum Management von Sand-Ökosystemen durch Beweidung und ergänzende Maßnahmen. - In: Beweidung und Restitution als Chancen für den Naturschutz? NNA-Ber. 17, H.1, 221-232.

Zehm, A., Storm, C., Nobis, M., Gebhardt, S. & Schwabe, A., 2002: Beweidung in Sand-Ökosystemen. - Naturschutz und Landschaftsplanung 2-3, 67-73.

Zehm, A., Nobis, M. & Schwabe, A. (2003): Multiparameter analysis of vertical vegetation structure based an digital image processing. - Flora 198, 142-160.

Zehm, A., Süß, K., Eichberg, C. & Häfele, S., 2004: Effekte der Beweidung mit Schafen, Eseln und Wollschweinen auf die Vegetation von Sand-Ökosystemen. - In: Beweidung und Restitution als Chancen für den Naturschutz? NNA-Ber. 17, H.1, 111-125.

Zehm, A. & Zimmermann, K., 2004: Sandgebiete in der hessischen Oberrheinebene: Untersuchungsflächen und Untersuchungsansatz des BMBF-Projektes „Sand-Ökosysteme im Binnenland". - In: Beweidung und Restitution als Chancen für den Naturschutz? NNA-Ber. 17, H.1, 15-26.

Anschriften der Verfasser:

Prof. Dr. A. Schwabe, Dr. A. Zehm,
Dr. M. Nobis*, Dr. C. Storm,
Dipl.-Biol. K. Süß
Technische Universität Darmstadt,
FB Biologie, Vegetationsökologie,
Schnittspahnstr. 4, 64287 Darmstadt,
schwabe@bio.tu-darmstadt.de

*jetzt: Eidgenössische Forschungsanstalt WSL, Zürcherstr. 111, CH-8903 Birmensdorf.

Vegetationsentwicklung von restituierten flussnahen Sand-Ökosystemen und Feuchtgrünland im Vergleich zu Leitbildflächen (Emsland, Niedersachsen)

von Michael Stroh und Anselm Kratochwil

Abstract

Vegetation development in restored riverine sand ecosystems and wetlands in comparison with target areas in the Emsland region

In the Emsland region (northwestern German lowland) it was possible to restore inland sand dune complexes in an alluvial pasture landscape, characterised by pioneer stands, wetlands and dry sites on formerly intensively managed maize/cereal field and pasture areas. As reference we chose a target pasture landscape with endangered plant communities (*Spergulo-Corynephoretum*, *Diantho-Armerietum*) situated in the nature reserve "Sandtrockenrasen am Biener Busch" (Lingen). The representativeness of the target sites was tested within an analysis of 108 relevés of *Spergulo-Corynephoretum* and *Diantho-Armerietum* taken from surrounding sites (40 km gradient length of the rivers Ems and Hase). After having introduced favourable abiotic conditions in the restoration area (dikes were moved backwards, a landscape relief was established within 75 ha (two meander loops of the river "Hase")) target plant communities (*Spergulo-Corynephoretum*, *Diantho-Armerietum*) were developed in the restoration area. This was arranged by inoculation of mown and raked vegetation material taken from the target plant communities (nature reserve area "Sandtrockenrasen am Biener Busch", Lingen/Ems and others). Wide parts of the restoration area were treated with special seed mixtures (plant species of nutrient-poor habitats). Additionally, an exclosure system was established in the target and in the restoration area to investigate cattle-grazing influence. Multivariate ordinations of the analysed plots in the restored areas indicate that, concerning species composition and structure, in contrast to non-inoculated plots, inoculated plots are beginning to develop in direction of target plots. The species composition of non-inoculated plots, however, show similarities with an eight years old fallow field treated with commercial seed material. All vegetation processes were analysed in detail by vegetation relevés and multivariate ordinations. A comparison of inoculated and non-inoculated plots shows that inoculated plots have significantly higher species numbers. This is also true for the species numbers of target plots compared with those occuring in inoculated plots. We suppose that these higher species numbers of inoculated plots only represent a transition stage after which the species numbers will decline to a level similar to that in target plots. In those target areas characterised by pasture landscapes which have already been existing for a long time, cattle grazing exclusion, today, has only shown slight vegetational changes in species numbers and abundance in the course of 4 years. We conclude that in a landscape characterised by pasture influence since the Middle Ages the regional species pool (including seed bank in the soil) is restricted to plant species selected by grazing influences. Moreover, the habitat conditions and dynamic processes of sand accumulation in the *Spergulo-Corynephoretum typicum*, the close vegetation cover of *Spergulo-Corynephoretum cladonietosum* and *Diantho-Armerietum* prevent the rapid establishment of other plant species.

1 Einführung

Während in früheren Jahrhunderten „Hudelandschaften" das nordwestdeutsche Tiefland großflächig prägten, sind diese in den letzten Jahrzehnten insbesondere durch Landnutzungsänderungen bis auf wenige Reste verschwunden (Burrichter et al. 1980; Pott & Hüppe 1991; Seedorf & Meyer 1992; Drachenfels 1996). Dort, wo sie in Fragmenten, z.T. weit voneinander separiert, noch vorhanden sind, fehlt heute in der Regel der notwendige Beweidungseinfluss, um ihre typischen Lebensgemeinschaften erhalten zu können (Assmann & Kratochwil 1995; Kratochwil & Assmann 1996). So erwächst dringend aus naturschutzrelevanter Sicht die Notwendigkeit, die noch vorhandenen Gebiete durch Beweidung wieder zu dynamisieren und des weiteren durch gezielte Neuansiedlung solche Lebensgemeinschaften zu restituieren (Riecken et al. 2001). Das Ziel ist dabei auch die Entwicklung „neuer Hudelandschaften" (Riecken et al. 1997; Finck et al. 2002; Härdtle et al. 2002) im Sinne eines ökonomisch tragbaren Arten- und Biotopschutzes.

Zu den besonders gefährdeten und deshalb auch in der Flora-Fauna-Habitat-Richtlinie aufgeführten Lebensraumtypen innerhalb dieses Hudelandschaftsmosaiks gehören Binnendünen (Ssymank et al. 1998), oft flussnah eingebettet in Flutrasen, magere Cynosurion-Bestände, Weidengebüsche (*Salix viminalis* u.a.) und kleine Weidewäldchen. Wir konzentrieren uns im folgenden auf die typische und flechtenreiche Silbergrasflur (*Spergulo morisonii-Corynephoretum typicum* und *cladonietosum*) und die Heidenelkenflur (*Diantho deltoidis-Armerietum*) als die wesentlichen Leitgesellschaften der im Emsland von uns untersuchten Sand-Ökosysteme.

Im Gebiet der Hase, einem Seitengewässer der Ems, konnte im Rahmen eines Erprobungs- und Entwicklungsvorhabens[1] auf einer einst intensiv landwirtschaftlich genutzten Fläche eines

[1] Erprobungs- und Entwicklungsvorhaben „Hasetal – Wiederherstellung der natürlichen Flussdynamik in der Hase-Aue im Landkreis Emsland sowie Sicherung bzw. Entwicklung auetypischer Biotope" (gefördert vom Bundesamt für Naturschutz, Bonn und dem Landkreis Emsland)

der größten Restitutionsvorhaben einer typischen halboffenen Weidelandschaft Mitteleuropas mit Binnendünen-Flutmulden-Komplexen auf sandigen Böden realisiert werden (Kratochwil et al. 2004; Stroh et al., submitted). Die Restitution begann im Oktober 2001 mit der vollständigen Ausdeichung zweier Fluss-Schlingen im Gebiet der „Hammer Schleife" und der „Wester Schleife" zwischen Haselünne und Meppen, um das Gebiet der winterlichen Hochwasserdynamik auszusetzen. Anschließend wurde auf ca. 38 ha ehemaliger Mais-/Grünland-Fläche ein Relief modelliert (63.000 m³ Substratumlagerungen), das den natürlichen Binnendünen-Flutmulden-Auenkomplexen entspricht (Stroh et al., submitted). Die so geschaffenen „Neo-Dünen" wurden im selben Jahr nach der Methode von Stroh et al. (2002) mit Rech- und Mahdmaterial des *Spergulo-Corynephoretum* (*typicum*, *cladonietosum*) und des *Diantho-Armerietum* (stammend aus den Leitbildflächen) inokuliert. Das Restitutionsgebiet unterliegt seit 2002 in den Monaten Mai bis Oktober zusammen mit den dort angrenzenden feuchteren Standorten einer extensiven Rinder-Beweidung.

Im Rahmen des vom Bundesministerium für Bildung und Forschung (BMBF) geförderten Projektes „Sand-Ökosysteme im Binnenland, Dynamik und Restitution" war es möglich, für einen Zeitraum von 4 Jahren detaillierte Untersuchungen zur extensiven Beweidung solcher Sand-Ökosysteme in Leitbild- und Restitutionsflächen des Emslandes durchzuführen (Schwabe et al. 2002, 2004).

Es stellen sich folgende Fragen:

1. Wie hat sich die Vegetation der aufmodellierten Binnendünen der Restitutionsflächen in den Jahren 2002 bis 2003 in den inokulierten und wie in den nicht inokulierten Flächen entwickelt?
2. Gibt es eine Vegetationsentwicklung in Richtung auf die Vegetationszusammensetzung der Leitbildflächen?
3. Wie unterscheidet sich die Vegetation einer Referenzfläche, eine vor 8 Jahren mit herkömmlichem Saatmaterial behandelte ehemalige Ackerbrache, von der Vegetation der inokulierten Restitutionsflächen?
4. Welche Auswirkungen hat ein Weideausschluss auf die Vegetation der Leitbildflächen, die kontinuierlich über große Zeiträume bis heute mit Rindern beweidet wurden?

Darüber hinaus sollen in einem Bereich von 40 km in den Flussgebieten von Hase und Ems Lokalitäten mit Vorkommen von typischen und flechtenreichen Silbergrasfluren (*Spergulo morisonii-Corynephoretum typicum* und *cladonietosum*) und Heidenelkenfluren (*Diantho deltoidis-Armerietum elongatae*) vegetationskundlich analysiert und die Repräsentativität der hier als Leitbilder zugrundeliegenden Flächen geprüft werden.

2 Untersuchungsgebiet

Als Leitbildfläche einer über lange Zeiträume kontinuierlich beweideten Hudelandschaft dient das Naturschutzgebiet „Sandtrockenrasen am Biener Busch" bei Lingen/Ems (7°15′ O, 52°34′ N) (Foto 1) mit flussnahen Weidengebüsch-Zonen (*Salix*), großflächigen Flutrasen und Silbergrasfluren (*Spergulo vernalis-Corynephoretum canescentis typicum* [Foto 2]und *cladonietosum* [Foto 3]) sowie großflächigen Heidenelken-Fluren (*Diantho deltoidis-Armerietum elongatae*; Foto 4) nördlich der „Hammer Schleife" (Haselünne).

Die Restitutionsflächen befinden sich innerhalb zweier Mäanderschleifen des Flusses „Hase" bei Haselünne, die sich seit Jahrzehnten unter intensiver landwirtschaftlicher Bewirtschaftung befanden („Hammer Schleife", „Wester Schleife", 7° 26′ O, 52° 34′ W). Die Flächen wurden nach Reliefmodellierung wie folgt behandelt: 860 kg diasporenhaltiges Mahd- und Rechgut [Frischgewicht] auf 960 m² Fläche der neu geschaffenen Dünenzüge; 1465 kg Rechgut *Diantho-Armerietum*-Material für einen Bereich von 1060 m² außerhalb der Weideausschlussflächen. In den tiefer gelegenen Bereichen (13,7 ha) wurde eine Saatmischung magerer Standorte ausgebracht (35 kg/ha), um genügend Phytomasse für eine Rinderbeweidung bereitstellen zu können.

Als weitere Referenzfläche zum Inokulationsversuch diente neben den Leitbildflächen eine 8 Jahre alte mit kommerziellem Saatgut behandelte ehemalige Ackerbrache im Naturschutzgebiet „Sandtrockenrasen am Biener Busch". Eine ausführliche Charakterisierung der Untersuchungsgebiete geben Remy & Zimmermann (2004).

3 Methoden

Zur Überprüfung des Beweidungseinflusses wurden im Leitbild- und im Restitutionsgebiet 11 Weideausschluss-Flächen eingerichtet (Leitbildflächen: 4 Exclosures je 144 m², 1 Exclosure: 130 m²; ehemalige mit kommerziellem Saatgut begrünte Ackerbrache-Flächen: 2 Exclosures je 144 m²; Restitutionsflächen: 1 Exclosure 450 m², 1 Exclosure 288 m², 2 Exclosures je 120 m²). Gleichgroße Flächen in direkter Nachbarschaft dienten der Analyse des Weideeinflusses. Im Restitutionsgebiet wurde der Ansatz durch inokulierte und nicht inokulierte Flächen ergänzt. Die Größe der Aufnahmeflächen für die Vegetation beträgt in allen Exclosures 25 m². Die Abb. 1 zeigt den Versuchsansatz am Beispiel der neu aufmodellierten Westdüne („Hammer Schleife").

Die Dokumentation der Unterschiede in der Vegetationsentwicklung erfolgte durch Vegetationsaufnahmen auf 25 m² nach Barkman et al. (1964) (Feldaufnahmen durch M. Stroh, J. Ostendorp und U. Mönninghoff). Darüber hinaus wurde ein rasterbezogenes, mittels Satellitenfunk-Navigation (GPS) georeferenziertes Netz von Markierungspunkten in allen Flächen angelegt, einerseits zur großflächigen Erfassung der Vegetationsdynamik (80 m^2, nach Barkman et al. 1964), andererseits zur Analyse der Fraßintensität unter Rinderbeweidung (Gebiet „Biener Busch" n = 36 Rasterpunkte, „Hammer Schleife" n = 192 Rasterpunkte, „Wester Schleife" n = 73 Rasterpunkte; Abstand 50 m).

Zur Prüfung der Repräsentativität der als Leitbild ausgewählten Probeflächen (*Spergulo-Corynephoretum canescentis typicum* und *cladonietosum* sowie *Diantho deltoidis-Armerietum elongatae*) wurden entlang eines Bereichs der Ems von Haren bis Lingen (40 km) und entlang eines Bereichs der Hase von Meppen bis Haselünne (40 km) 36 Lokalitäten mit Silbergrasfluren und 72 mit Heidenelkenfluren vegetationskundlich untersucht und analysiert (Ostendorp 2001).

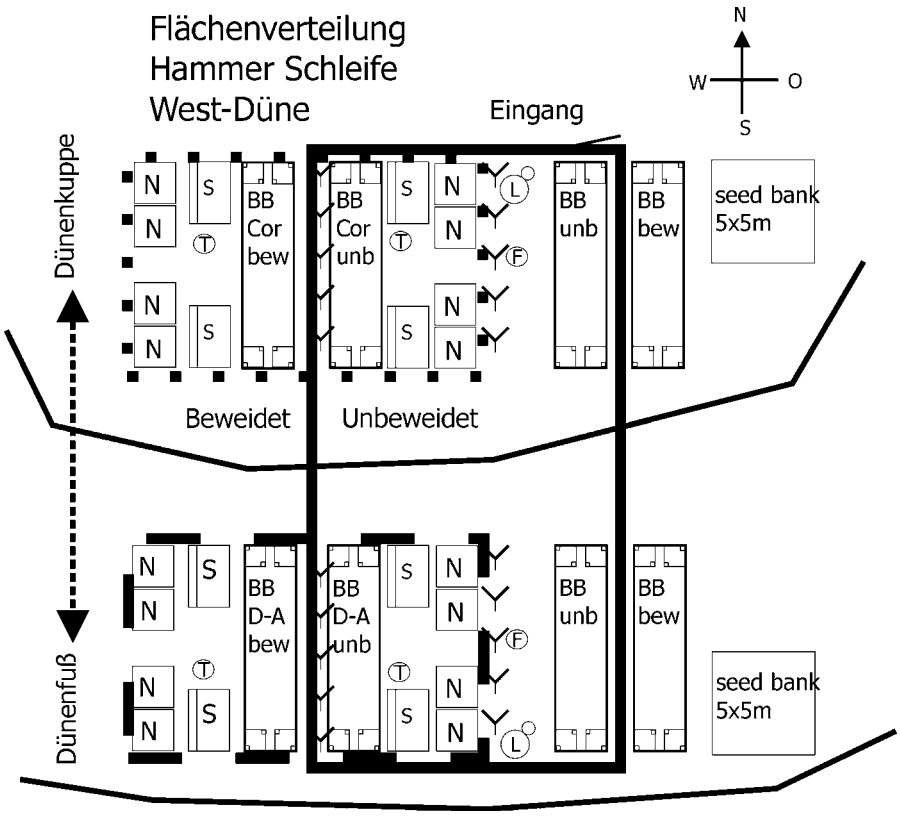


Abb. 1: Probeflächendesign einer aufmodellierten Düne im Restitutionsgebiet. Schwarz umrahmt: Weideausschluss-Fläche (Exclosure). BB: Flächen zur Vegetationsaufnahme nach Braun-Blanquet mit je 4 1 m² großen Sub-Aufnahmeflächen. Gepunktet (oben, Dünenkuppe) bzw. gestrichelt (unten, Dünenfuß) umrahmt sind die mit Pflanzenmaterial des *Spergulo-Corynephoretum* (Cor) bzw. *Diantho-Armerietum* (D-A) inokulierten Flächen; bew: beweidet, unb: unbeweidet. N: Flächen für Nährstoff-Untersuchungen, S: für Vegetationsstruktur-Untersuchungen; T: Lage der Thermologger, L: Lysimeter, F: Farbschalen für entomologische Untersuchungen. Ferner befinden sich im oberen und unteren Bereich des Exclosures je 2 Reihen mit je 5 Schalen zum Diasporen-Niederschlag eingezeichnet.

Die Ordinationen wurden mit PC-Ord 4.19 durchgeführt, die statistische Analyse erfolgte mit dem Programm SAS 8.2. (Littell et al. 2000).

4 Ergebnisse

4.1 Repräsentativität der ausgewählten Probeflächen zur Analyse der Sandtrockenrasen-Gesellschaften

Ein Vergleich der 36 Lokalitäten mit Silbergrasfluren und 72 mit Heidenelkenfluren eines Bereichs im Emsgebiet von Haren bis Lingen (40 km) und eines Bereichs der Hase von Meppen bis Haselünne (40 km) zeigt im Falle des *Diantho-Armerietum* eine zentrale Lage der beiden Leitbildflächen in der Punktwolke der 72 erfassten *Diantho-Armerietum*-Flächen; gleiches gilt für die Leitbildflächen *Spergulo-Corynephoretum cladonietosum* und das *S.-C. typicum* 2, die inmitten der Punktwolke der 36 untersuchten Flächen von *Spergulo-Corynephoretum* liegen (Abb. 2). Die Leitbildfläche „*Spergulo-Corynephoretum typicum* 1“ befindet sich am Rande der Punktwolke der untersuchten Bestände des *Spergulo-Corynephoretum*.

4.2 Vegetationsvergleich Leitbildflächen, Restitutionsflächen, Referenzfläche

Die Stetigkeitstabelle (Tab. 1) stellt die Leitbildflächen (L) den aufmodellierten Dünenzügen der Restitutionsflächen (R) und der Vergleichsfläche (mit kommerziellem Saatgut behandelte Ackerbrache; Alter 8 Jahre; V) gegenüber. Paarweise angeordnet sind jeweils gleiche Flächen im Ausgangszustand von 2000 bzw. von 2002 und im Zustand von 2003, getrennt nach beweideten und unbeweideten Flächen.

Aufgrund ihrer floristischen Struktur lassen sich die einzelnen Flächen wie folgt charakterisieren:

- Block 1: *Spergulo vernalis-Corynephoretum canescentis typicum*
- Block 2: *Spergulo vernalis-Corynephoretum canescentis cladonietosum*
- Block 3: *Diantho deltoidis-Armerietum elongatae*
- Block 4: ehemalige Ackerbrache, beweidet
- Block 4,5: zwischen der ehemaligen Ackerbrache und den Restitutionsflächen verbindende Arten
- Block 5: Artengruppe der neu geschaffenen Dünenzüge der Restitutionsflächen

Zu Block 1–3:
Die Leitbildflächen, das *Spergulo-Corynephoretum* mit den Subassoziationen „*typicum*“ und „*cladonietosum*“ und das *Diantho-Armerietum*, sind durch Charakterarten und Differentialarten deutlich voneinander differenziert. Gegenüber dem *Diantho-Armerietum* sind das *Spergulo-Corynephoretum typicum* und *S.-C. cladonietosum* durch eine höhere Anzahl an Koelerio-Corynephoretea-Arten charakterisiert, wohingegen das *Diantho-Armerietum* durch eine Reihe von Molinio-Arrhenatheretea-Arten differenziert wird. Letztere kennzeichnen frischere Standortsbedingungen infolge höherer Lehmanteile im Boden. Die mittleren Feuchtewerte betragen in *S.-C. typicum* 3,43 ± 0,08, im *S.-C. cladonietosum* 3,40 ± 0,15, dagegen im *Diantho-Armerietum* 4,18 ± 0,08 (Mittelwerte von jeweils 4 Beständen).

Zu Block 4 und 5:
Die ehemalige Ackerbrache ist durch einen eigenen Artenblock (4) charakterisiert, der sich u. a. aus Lückenzeigern (*Hieracium pilosella*), Weideunkräutern (*Ononis repens*) u. a. zusammensetzt. Eine weitere Artengruppe kommt, wenngleich in höherer Stetigkeit, durchgehend auch in den neu geschaffenen Dünenzügen der Restitutionsflächen vor. Es handelt sich hierbei im wesentlichen um Futtergräser, die u. a. auch in den tiefer liegen-

Foto 1: Leitbildfläche Naturschutzgebiet „Sandtrockenrasen am Biener Busch", Hudelandschaft mit Weidengebüsch-Zonen, Flutrasen, mageren Frischweiden und Silbergrasfluren (14.06.2001).

Foto 3: Flechtenreiche Ausbildung der Silbergrasflur *(Spergulo-Corynephoretum cladonietosum)* mit beweideten Bereichen und der Exclosure-Fläche (14.06.2001).

Foto 2: Typische Ausbildung der Silbergrasflur *(Spergulo-Corynephoretum typicum)* mit beweideten Bereichen auf der linken Seite, rechts Exclosure-Fläche (21.08.2003).

Foto 4: Leitbildfläche im Altgebiet der „Hammer Schleife": Heidenelkenflur *(Diantho-Armerietum)*, im Vordergrund beweideter Bereich, im Hintergrund Exclosure-Fläche (14.06.2001).

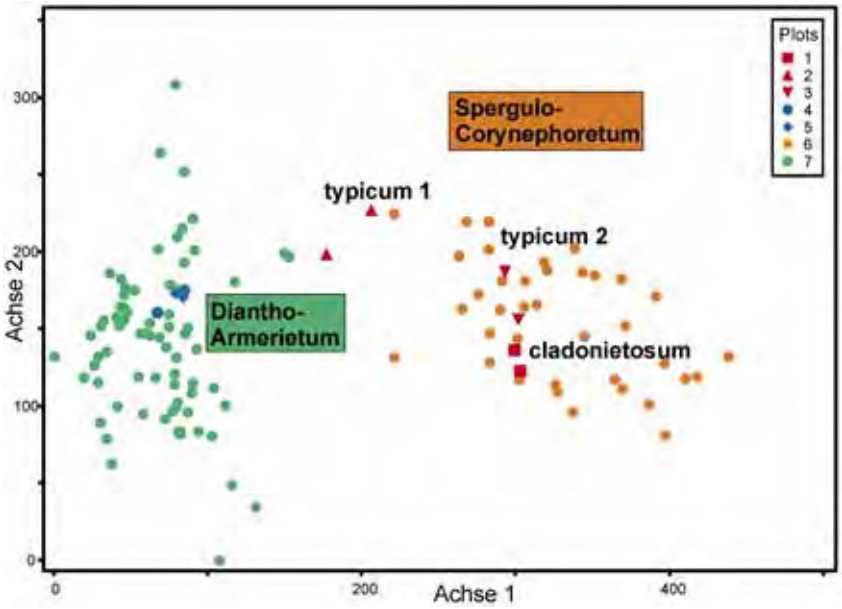


Abb. 2: DCA von 36 Vegetationsaufnahmen des *Spergulo-Corynephoretum* und 72 des Diantho-Armerietum im Bereich der Ems und Hase nach Aufnahmen von Ostendorp (2001). Rot sind die im Rahmen unserer Untersuchung als Leitbildflächen ausgewählten Bestände des *Spergulo-Corynephoretum*, braun die des Diantho-Armerietum dargestellt. Achse 1: λ= 0,645; Achse 2: λ= 0,205. 1: Leitbildfläche *„Spergulo-Corynephoretum cladonietosum"*, 2: Leitbildfläche *„Spergulo-Corynephoretum typicum 1"*, 3: Leitbildfläche *„Spergulo-Corynephoretum typicum 2"*, 4: Leitbildfläche *„Diantho-Armerietum* 1", 5: Leitbildfläche *„Diantho-Armerietum* 2", 6: 36 Vegetationsaufnahmen des *Spergulo-Corynephoretum* in der Ems- und Hase-Region. 7: 72 Vegetationsaufnahmen des *Diantho-Armerietum* in der Ems- und Hase-Region.

den Bereichen der Restitutionsflächen durch Ansaat eingebracht wurden. Eine ähnlich hohe Zahl an Koelerio-Corynephoretea-Arten verbindet die ehemalige Ackerbrache mit dem *Spergulo-Corynephoretum typicum*, eine ähnlich hohe Zahl an Molinio-Arrhenatheretea-Arten mit dem *Diantho-Armerietum*. Die ehemalige Ackerbrache nimmt demzufolge in der Artenzusammensetzung eine vermittelnde Stellung zwischen dem *Spergulo-Corynephoretum*, *Diantho-Armerietum* und den jungen Restitutionsflächen ein.

Zu Block 5:
Der Block 5 umfasst Arten, die nur auf die Restitutionsdünen beschränkt sind. Hierbei handelt es sich um eine Vielzahl von Arten recht unterschiedlicher Standorte, die einerseits den mosaikartigen Wechsel unterschiedlicher Substrat- und damit Feuchtigkeitsverhältnisse (oberer und unterer Dünenbereich), andererseits unterschiedliche Nährstoffsituationen betreffen (Koelerio-Corynephoretea, Stellarietea, Artemisietea, Agropyretea, Molinio-Arrhenatheretea). Auf die frischeren Bereiche der Restitutionsdünen sind vor allem *Arrhenatherum elatius*, *Trifolium pratense*, *Festuca pratensis* und *Ranunculus repens* beschränkt (Block 5e1). Die meisten nur auf den Restitutionsdünen vorkommenden Arten sind sowohl im oberen als auch im unteren Dünenbereich zu finden. Mit höherer Stetigkeit als in den Leitbildflächen und in der ehemaligen Ackerbrache kommen auch zahlreiche Arten der Koeleria-Corynephoretea und Molinio-Arrhenatheretea auf den Restitutionsdünen vor.

Ein Vergleich der inokulierten und nicht-inokulierten Restitutionsflächen dokumentiert deutlich den Inokulationserfolg (Entwicklung der Bestände in Richtung auf die Leitbildflächen). Die mit Pflanzenmaterial des *Spergulo-Corynephoretum* inokulierten Flächen zeigen fast das gesamte Charakter- und Differentialarten-Spektrum der Leitbildflächen (Foto 5); gleiches gilt auch für die mit Material des *Diantho-Armerietum* inokulierten tieferen Dünenbereiche (Foto 6). Einige wenige Arten (z. B. *Carex arenaria*, *Corynephorus canescens* bzw. *Ranunculus bulbosus*, *Galium verum*) haben sich, wohl aufgrund der nahen Lage zu den inokulierten Flächen, auch in kurzer Zeit in den nicht inokulierten Nachbarflächen angesiedelt. Das Experiment belegt damit deutlich den Erfolg einer pflanzengesellschaftsspezifischen Inokulation.

Unterschiede in der floristischen Zusammensetzung zwischen den beweideten und unbeweideten Flächen (Leitbildflächen, Referenzfläche „ehemalige Ackerbrache", Restitutionsflächen) können derzeit nicht festgestellt werden.

Ein Artenzahl-Vergleich belegt weitaus höhere Artenzahlen in den Restitutionsflächen gegenüber den Leitbildflächen und dem ehemaligen Acker (durchschnittlich 61 gegenüber 35 Arten auf 25 m²) (Abb. 3). Auch sind die Artenzahlen bei inokulierten Flächen signifikant höher als bei nicht inokulierten (Mixed linear model SAS [proc mixed]: Vergleich mit *Spergulo-Corynephoretum*-Material inokuliert/nicht inokuliert: $Pr(t) < 0{,}001$, Vergleich mit *Diantho-Armerietum*-Material inokuliert/nicht inokuliert: ($Pr(t) = 0{,}0445$).

Eine Korrespondenzanalyse (DCA) (Abb. 4) spiegelt die Vegetationsentwicklung in den Leitbildflächen (2000–2003) und im Restitutionsgebiet (2002–2003) wider. Berücksichtigt sind hierbei einerseits die Vegetationsaufnahmen in den Weideausschluss- und ihren Referenzflächen, andererseits die Vegetationsaufnahmen um die Rasterpunkte. Die Ordination belegt eine größere Ähnlichkeit zwischen den mit dem jeweiligen Pflanzenmaterial inokulierten Flächen und ihren Leitbildflächen. Nicht inokulierte Flächen zeigen einen größeren Abstand von den Leitbildflächen als die inokulierten. Eine Konzentration von Punkten der nicht-inokulierten Flächen findet sich vor allem in Nähe der Sukzessionsfläche „ehemalige Ackerbrache". Die Vegetationsaufnahmen um die Rasterpunkte, die einen Bezug zu den gesamten Leitbild- bzw. Restitutionsflächen ermöglichen, belegen auf der x-Achse einen Feuchtigkeitsgradienten:

- linke Seite des Ordinationsdiagramms: feuchtere und frischere Bereiche der „Hammer Schleife" und „Wester Schleife" sowie standortsanaloge Bereiche der Leitbildfläche „Biener Busch"
- rechte Seite des Ordinationsdiagramms: trockenere Bereiche der Leitbildflächen *Diantho-Armerietum*, *Spergulo-Corynephoretum typicum* und *S.-C. cladonietosum* und der inokulierten Restitutionsflächen.

Der rote Pfeil, der parallel zur Achse 1 verläuft, entspricht der Vegetationsent-

Tab. 1: Pflanzensoziologische Tabelle der Grundaufnahmeflächen: Leitbilder *(Spergulo-Corynephoretum typicum* und *cladonietosum, Diantho-Armerietum)*, Sukzessionsfläche „Ehemalige Ackerbrache", Restitutionsflächen mit Pflanzenmaterial der Leitbildflächen inokuliert und nicht inokulierte Referenzflächen.
Legende Tabelle 1: In der Tabelle lies 2 im Exponenten = 2m.
Erläuterungen / Abkürzungen:
Typ: Ct: *Spergulo-Corynephoretum typicum*, Leitbildfläche; Cc: *Spergulo-Corynephoretum cladonietosum*, Leitbildfläche; DA: *Diantho-Armerietum*, Leitbildfläche; A: Sukzessionsfläche „ehemalige Ackerbrache", Referenzfläche; CI: Restitutionsfläche, inokuliert mit Material des *Spergulo-Corynephoretum*; DI: Restitutionsfläche, inokuliert mit Material des *Diantho-Armerietum*; CN: Restitutionsfläche, nicht inokuliert; DN: Restitutionsfläche, nicht inokuliert
Gruppe: L: Leitbild; V: Referenzfläche; R: Restitutionsfläche
Gebiet: B: Naturschutzgebiet „Biener Busch"; H,W: „Hammer Schleife", „Wester Schleife"
Beweidung: u: unbeweidet; B: beweidet
Differenzierung im Block 5 (Restitutionsflächen): 5a: Koelerio-Corynephoretea; 5b: Stellarietea; 5c: Artemisietea; 5d: Agropyretea; 5e: Molinio-Arrhenatheretea; 5f: Gehölze; 5g: Sonstige
Außerdem kamen mit geringerer Stetigkeit vor (Leitbild: L; Vergleichsfläche Ackerbrache: V; Restitutionsfläche: R; kleiner Buchstabe: Code Spalte): La: *Hypericum perforatum* 1^{+}, *Taraxacum laevigatum* 1^{r}; Lc: *Gnaphalium sylvaticum* 1^{r}; Lk: *Euphorbia cyparissias* 1^{+}; Aa: *Gnaphalium sylvaticum* 1^{+}; Rb: *Plantago intermedia* 1^{+}; Rc: *Spergularia rubra* 2^{r}; Re: *Senecio vulgaris* 1^{+}, *Urtica dioica* 1^{+}; Rg: *Spergularia rubra* 1^{r}; Ri: *Vicia tetrasperma* 1^{+}, *Agrostis stolonifera* 1^{+};Rj: *Plantago intermedia* 1^{+}; Rk: *Lolium multiflorum* 1^{r}; Rm: *Epilobium tetragonum* 1^{+}, *Agrostis stolonifera* 2^{+}, Rn: *Senecio jacobaea* 1^{r}; Ro: *Sedum telephium* 1^{+}; Rp: *Sedum telephium* 1^{r}.

		Typ	Ct	Ct	Ct	Ct	Cn	Cn	Cn	Cn	DA	DA	DA	DA	A	A	A	A	CI	CI	CI	CI	DI	DI	DI	DI	CN	CN	CN	CN	DN	DN	DN	DN
		Leitbild/Restitution	L	L	L	L	L	L	L	L	L	L	L	L	V	V	V	V	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R
		Code Spalte	a	b	c	d	e	f	g	h	i	j	k	l	a	b	c	d	a	b	c	d	e	f	g	h	i	j	k	l	m	n	o	p
		Gebiet	B	B	B	B	B	B	B	B	H	H	H	H	B	B	B	B	H,W	H,W	H,W	H,W	H,W	H,W	H,W	H,W	H,W	H,W	H,W	H,W	H,W	H,W	H,W	H,W
		Beweidung	u	u	b	b	u	u	b	b	u	u	b	b	u	u	b	b	u	u	b	b	u	u	b	b	u	u	b	b	u	u	b	b
		Datum	0	3	0	3	0	3	0	3	0	3	0	3	0	3	0	3	2	3	2	3	2	3	2	3	2	3	2	3	2	3	2	3
		Untersuchungsfläche	IV/V	IV/V	IV/V	IV/V	I	I	I	I	I/II	I/II	I/II	I/II	II/III	II/III	II/III	II/III	III-VI	III-VI	III-VI	III-VI	III-VI	III-VI	III-VI	III-VI	III-VI	III-VI	III-VI	III-VI	III-VI	III-VI	III-VI	III-VI
		Spergulo-Corynephoretum																																
1		Carex arenaria	2 2	2 2a 2b	2 2	2 2 2a	1 2	1 2	1 2	1 2a	1 2	1 1				1 1			3 * 1	3 1	2 1	1 1	1 *	1 1	1 *	1 *	2 1	2 1	3 * 1	3 * 1	1 *	2 * 1	1 1	
1		Aira praecox	2 1	2 1	2 2	2 1	1 2		1 2	1 1							1 1	1 1				2 1		1 1		3 1								
1		Corynephorus canescens	2 2b	2 2a 2b	2 2a 2b	2 2a	1 2a	1 2	1 2a	1 2									4 1 2	4 1 2b	4 1 2	4 2 2a	3 2 2a	3 1 3	3 1 2a	3 1 2a	2 1	2 * 1	1 1	2 * *	2 * 1	2 * 1		1 *
1		Teesdalia nudicaulis	2 1 2	2 1 2	1 1	2 2	1 2	1 1	1 2	1 1												2 * *	1 *		1 *	2 * *								1 *
1	M	Polytrichum piliferum	1 1	2 2 2a	2 1	2 2	1 2	1 2	1 2	1 2a										2 2														
1		Festuca filiformis	1 1	2 * 2a	1 2	1 2a	1 3	1 4	1 2a	1 2b				1 1	1 2b					4 * *		4 *	2 *	1 *		2 * *	1 *		1 *		1 *			
1	M	Polytrichum juniperinum			1 1	1 2	1 1		1 1	1 1			1 1		1 2	1 2a	1 2a	1 2b	4 2	4 2	4 1 2	4 2	1 *	1 2			1 1							
1		Sedum acre	1 2	1 2a	2 * 2	2 1 2	1 1				2 1								2 * 2	1 1	3 1	1 1		1 1				1 *						
1	M	Campylopus introflexus		2 2	1 1	1 3	1 2a	1 2b	1 2	1 2									4 * 2	1 2	2 1 2													
1	F	Cladonia furcata		2 2		2 * 2	1 *	1 2	1 *	1 1										1 2														
1		Spergula morisonii	2 * 1		2 1	1 *	1 1		1 2	1 *																								
1		Arenaria serpyllifolia	1 2	1 1	1 1	2 * 1	1 1										1 2		1 1		1 *													
1	F	Cladonia pyxidata agg.		1 2		2 1	1 *	1 2	1 *	1 2																								
1		Cytisus scoparius juv.	1 1	1 1	2 * 1	2 * 1														1 *		2 *	1 1	1 1	1 1	1 1		1 *		1 *		2 * 1		2 * *
1		Scleranthus annuus agg.	1 1			1 1													1 *		2 *		1 1	2 * 2		2 * 1					1 *			
1		Potentilla argentea	1 *																															
1		Sagina procumbens			1 *																													
		Sp.-Corynephoretum clad.																																
2	F	Cladonia uncialis	2 *				1 *	1 2	1 *	1 2										2 * 2		1 1												
2	M	Dicranum scoparium		2 1 2			1 2	1 2	1 2	1 2																								
2	F	Cetraria aculeata		1 1			1 *	1 2	1 *	1 1																								
2	F	Cladonia arbuscula					1 1	1 2b	1 1	1 2										2 2		1 2												
2	F	Cladonia portentosa					1 1	1 2	1 1	1 2										2 2		1 2												
2		Calluna vulgaris					1 2a	1 2b	1 2a	1 2a																								
2	F	Cladonia ciliata					1 2	1 2	1 1	1 2																								
2	F	Cladonia coccifera					1 *	1 2	1 *	1 1																								
2	F	Cladonia floerkeana					1 *	1 2	1 *	1 1																								
2		Aira caryophyllea					1 1		1 *													1 1												
2	F	Cladonia foliacea					1 *		1 1																									
2	F	Cladonia phyllophora				1 *		1 1																										
2	F	Cetraria islandica						1 1																										
		Diantho-Armerietum																																
3a		Dianthus deltoides									2 2 2a	2 2 2b	2 2a	2 2									3 * 1	4 1	3 * 1	4 1		1 *				1 *		
3b		Ranunculus bulbosus									2 1	2 * 1	2 1	2 1				1 *	3 * 1	2 1	2 * 1	3 * 1	1 *	1 *	1 *	2 * 1	1 *	1 *	1 *	2 *	2 * 1	2 * 1	2 *	2 *
3b		Galium verum									2 1 2	2 * 2	2 1	2 2										1 *	1 *						1 *	1 *		
3b		Anthoxanthum aristatum									2 1 2		1 2						1 *			1 *	2 1	2 * 1		2 *	1 *				2 * 1	2 * 1		2 * 1
3b		Sedum reflexum									1 1	1 1													1 *									
		Ehemaliger Acker																																
4		Festuca brevipila													1 3	1 3	1 3	1 2a																
4		Hieracium pilosella													2 1 2a	1 2																		
4		Trifolium hybridum													1 2		1 2																	
4		Verbascum nigrum													1 1	1 *																		
4		Ononis repens													1 *																			
		Ehem. Acker/Restitutionsfl.																																
4,5		Holcus lanatus													1 3	1 2a	1 1	2 1 2b	3 1 2a	3 1 2b	2 1 2a	4 * 2a	3 * 1	3 * 1	3 * 1	3 * 1	2 2 2a	2 2a	2 2a	2 2a	4 * 2	4 1 2a	3 1 1	3 * 2a
4,5		Cirsium arvense													1 *	1 1			2 * 1	1 1	3 * 1	3 1 1	4 1	3 * 1	4 * 1	3 * 1	3 1 1	2 * 1	2 *	1 *	4 * 1	3 * 2	3 * 1	3 * 2a
4,5		Trifolium repens													1 *	1 *	2 * 1	2 2a	2 * 1	2 1	3 1 1	3 * 1	1 3	3 * 2b	2 * 2b	2 1 3	1 1	3 * 2a	2 1 *	2 * 2a	2 1 2b	3 * 2a	2 1 2a	3 1 2b
4,5		Lolium perenne													1 1		1 2	1 1			1 *	2 *	2 * 1	1 *	1 1	2 *	1 *	1 1	2 *	1 *			3 1 *	3 1 *
4,5		Dactylis glomerata													1 2a	1 2a	1 1	1 2	1 *		1 *		1 2	1 2	2 * 2	1 1			1 *		1 2	1 1	1 2	1 1
4,5		Vicia angustifolia													1 1	2 1	1 *	1 *	2 * 1					1 *			1 *		1 *		1 1	2 *	2 1 *	
4,5		Elymus repens	1 1	1 1		1 1									1 2	2 2		2 1 2	4 * 2	4 1	4 * 2	4 * 2	4 1 2	2 1	4 1 2	4 1	3 1 2	4 * 2	4 * 2	4 * 2	4 1 2	4 1 2	3 1 2	4 1 2
		Restitutionsflächen																																
5a		Filago arvensis																			2 * 1		1 *				1 *				2 *		1 *	
5a		Vulpia myuros																					1 *	1 1		1 *					1 *		1 *	
5b		Spergula arvensis																	2 * 1		2 *	1 1	4 * *		4 *	1 *	2 * *		3 * 1	1 1	2 * 1	1 2	2 * 1	2 * 1
5b		Tripleurospermum maritimum																	2 * 1	1 1	2 1	1 2	3 * 1	1 *	2 * 1		1 1	2 * 1	2 * 1	1 1	2 * 1	1 1	3 * 1	3 1
5b		Apera spica-venti																	1 1		2 1	1 *	2 * 1	2 * 1	3 *		2 * 1		1 1	2 *	2 * 1	2 1	3 1 *	2 1 2
5b		Polygonum aviculare																	4 *		2 *		3 * 1		3 * 1		3 * *		1 *		4 * 1		2 * 1	
5b		Fallopia convolvulus																	1 *		1 *		3 * *		2 * *						2 * *			1 *
5b		Polygonum persicaria																	1 *		2 *				1 1		1 *				1 *		1 *	
5b		Myosotis arvensis																			1 *		1 *				2 *		1 *					
5c		Artemisia vulgaris																	2 * 1	1 *	2 * 1	2 *	1 *		1 1	1 *			1 *	2 * 1	1 1	2 1	2 * 1	1 1
5d		Equisetum arvense																	3 * 2	2 2 2b	2 1 2	2 1 2	3 * 2	3 1 2a	2 1 2	2 2	2 1 2	2 2 2a	2 1 2	2 2 2a	3 1 2	3 1 2	3 2	3 2 2a
5d		Tanacetum vulgare										1 *		1 2a					2 1	2 1 2	2 1	2 1 2	3 * 1	2 * *	2 1 2	3 * *	2 1 2	2 1	2 1 2	2 1 2	2 1 2	4 * 1	3 * 2	3 * 2
5e1		Arrhenatherum elatius																					1 1	1 2	1 1	1 2					1 *	1 1	1 *	1 1
5e1		Trifolium pratense																					1 1	1 *	1 1	1 *					1 1	1 *	1 *	1 *
5e1		Festuca pratensis																					1 2a		1 2					1 2				1 1

5e1	Ranunculus repens																						1 1								1 +		1 +
5e2	Rumex acetosa																	2 + 1		3 ' 1	1 +	2 +		2 + 1	1 +	2 + 1		2 +	1 1	1 +		2 ' +	2 ' +
5e2	Juncus effusus																		1 +	2 +	1 1		1 1		1 +		1 1	1 +	1 1		2 + 1		2 ' +
5e2	Vicia cracca																	1 +	2 + 1	1 +	1 +		1 '	1 1	1 1		1 1		1 1		1 +		1 +
5f	Pinus sylvestris K.																	4 + 1	3 ' +	4 ' 1	2 +	3 + 1	3 + 1	4 +	2 +	4 ' 1	2 + 1	2 1	2 +	4 + 1	4 ' +	2 + 1	2 +
5f	Salix viminalis juv.																			1 +	2 + 1							1 +	1 1		2 ' 1	1 1	1 1
5f	Salix caprea juv.																				2 +								1 +		1 +		2 +
5f	Alnus glutinosa																														1 '		
5g	Juncus bufonius																	2 1 2	1 1	2 2	1 1	2 2 2a		1 2	1 2	2 2	1 1	2 1 2	1 1	2 2	1 2	3 ' 2	1 2
5g	Rumex crispus																			1 '	1 +	1 +		1 '	1 '			2 ' +	1 '	2 '	2 '	1 '	1 +
5g	Rorippa palustris																	1 +		2 ' +		1 +		3 +		2 ' +				1 +		1 +	
5g	Poa trivialis																	1 +		1 +		3 1	1 1	3 + 1			1 +						
5g	Cardamine hirsuta																	1 +		2 +		1 +		1 1				1 +				1 +	1 +
5g	Carex muricata agg.																						1 1			1 1	1 1			1 1	1 2	1 1	1 1
5g	Solanum nigrum																	1 '		1 +				1 '				1 +					
5h	Poa annua																	2 1		2 1		2 + 1		2 1		2 1		3 + 1		2 1		3 1	2 1
	Koelerio-Corynephoretea																																
	Rumex acetosella	2 1 2	2 2	2 1 2	2 1 2	1 2	1 2	1 2	1 2	2 2	2 2	2 2	2 2	2 2 2b	2 1 2	2 2	2 + 2	4 2	4 2 2b	4 2	4 2 2a	4 2 2a	4 2 2b	4 2	4 2 2a	4 2	4 2 3	4 1 2	4 2 2a	4 1 2	4 2 3	4 1 2	4 2 2b
	Agrostis vinealis	2 2	2 2 2a	1 1	2 2	1 2a	1 2a	1 2a	1 2b	2 2a 2b	2 2	2 2a	2 2 2a	1 2b	1 1	1 2a	1 2		3 + 1	4 + 1	4 1	4 + 2	4 + 2	4 1 2	4 1 2	2 + 1	1 '	1 1	1 +	3 + 1	1 +	1 +	
	Ornithopus perpusillus			1 1								1 +		2 2 2a		2 2 2a	1 1	4 + 1	2 + 1	4 1	3 + 1	4 1 2a	3 1 2a	3 1	3 1	4 + 2	4 1	4 1	2 + 1	4 + 2	3 + 1	3 1	2 1
	Erophila verna	1 1	1 1	1 1	1 2	1 +		1 +		2 1 2	1 +	2 1 2		1 1		1 +		2 1		2 1	1 1	3 1		3 + 1		2 1		1 1		4 + 1	1 +	3 ' 1	2 + 1
	Herniaria glabra									1 1		1 +						2 + 1	2 +	2 + 1	1 +	3 +	1 1			2 ' 1	2 +	1 +	1 +	2 + 1	2 +	2 + 1	1 +
	Cerastium semidecandrum	2 + 2	2 + 1	1 2	2 1 2	1 +		1 1						2 + 1		2 2 2a	1 2				1 1	1 +		3 +		2 +				2 ' +			
	Vicia lathyroides			1 +		1 +									2 +	1 1	2 + 1		1 1		1 +										1 +	1 '	3 +
	Trifolium arvense	1 +			1 +									2 2 4	1 1	2 2 2b	2 1		1 +	1 +													
	Trifolium campestre	1 1		1 1										2 2	1 1	2 1 2a	2 1							1 1									
	Erodium cicutarium			1 1	1 1									2 1 2a		2 2a		1 +	1 '														
	Filago minima			1 1												1 +		1 +	2 + 1	1 +	2 1 2												
	Sedum sexangulare	1 +												1 +																			
	Scleranthus perennis											1 2																					
	Jasione montana																		1 +														
	Stellarietea mediae																																
	Conyza canadensis			1 '										2 1 2		2 1 2a		2 + 1	1 2	2 +	2 + 1	2 1	3 1	3 + 1	3 + 1	1 1	1 +	2 + 1	2 + 1	2 +	4 1 2	2 +	3 1 2
	Bromus hordeaceus			1 1	1 1	1 '				2 1 2a	2 1	2 1 2	2 1 2	2 +	2 2	2 2	2 1 2					2 ' 1	4 1 2	3 + 1	3 1 2						1 1	1 '	3 + 1
	Veronica arvensis	1 1	2 +	1 1	2 + 1	1 1	1 1	1 1		1 2	2 + 1			2 1 2		2 1 2	2 1	1 +				2 1		2 1			1 +	1 1		3 ' +	1 '	2 +	2 +
	Chenopodium album													1 '				3 + 2		2 2		3 + 2		4 1 2		3 + 2		2 2		3 1 2		3 1 2	
	Arabidopsis thaliana	1 1	1 1		2 + 2									2 + 1		1 +		2 1		2 + 1	1 +	1 +				1 +		1 +	1 +	2 +		2 +	3 1
	Capsella bursa-pastoris											1 1		1 +				2 + 1		2 +		3 + 2		3 1 2		3 ' 1		1 +		3 + 1		3 ' +	1 1
	Viola arvensis			1 '														2 ' 1		1 1		1 +		2 +		1 +		2 ' 1		3 + 1		1 '	1 +
	Geranium pusillum	1 1	1 +	1 1										2 2		2 2 2a	1 1																
	Geranium molle					1 1		1 +						1 2	1 +	1 2	1 +																
	Aphanes inexspectata											1 1		1 1		2 2		1 '															
	Bromus sterilis	1 1	1 1																					1 1									
	Stellaria media			1 +		1 +														1 '													
	Molinio-Arrhenatheretea																																
	Achillea millefolium				1 +					2 2	2 3	2 2 2a	2 3	1 1	1 2	1 2	1 2	2 1 2	2 2	3 1	3 1 2	4 + 2	4 2	4 + 2	4 1 2	2 + 1	3 + 2	3 + 1	3 + 1	3 + 1	3 1 2	3 + 1	3 1 2
	Trifolium dubium	1 1		1 1						2 1		2 1		2 2	1 1	2 1 2a	2 1 2	3 ' +	2 1	3 + 1	2 1 2	4 1	4 + 2b	2 + 1	4 1 2a	3 +	4 + 1	1 '	2 1	3 + 1	4 + 1	2 1	4 + 1
	Plantago lanceolata							1 +		1 1		1 1	1 2	2 1 2b	2 1 2a	1 2a	2 1 2a	4 ' +	4 ' 1	2 1	2 + 1	3 + 1	3 + 1	4 + 1	3 + 1	3 ' 1	3 ' 1	2 + 1	2 1	4 + 1	3 + 1	3 + 1	3 + 1
	Stellaria graminea										1 1		2 1 2		1 2			3 ' 2	3 + 1	3 ' 1	2 1	4 + 2	4 1 2	4 1 2	4 1 2	3 ' 1	3 + 1	2 1	2 1	3 + 2	4 1	4 ' 1	4 + 2
	Poa pratensis	1 1	1 2	1 2	1 2					2 2 2a	2 2	2 2	2 2		2 2	1 1	2 1 2	3 + 2	1 1	2 2	1 1	4 + 2	1 +	3 2		2 1 2	2 + 1	2 1 2	1 1	4 + 2	1 1	2 1 2	3 + 1
	Phleum pratense									1 1								2 1 2	2 1	2 1	2 1	3 1 2b	2 + 3	3 + 2a	2 + 2b	2 1 2	2 + 1	2 1 2	1 1	3 + 2a	4 ' 2a	2 1 2a	2 1 2b
	Alopecurus pratensis									2 2 2a	2 1 2	1 2	1 1					3 + 1	3 ' 1	2 1	1 1	2 + 1	2 + 1	2 +	1 +	2 1	2 + 1	1 1	2 + 1		2 +	1 +	2 +
	Taraxacum officinale agg.		1 +	2 ' +						1 +	1 +	1 '	2 1	1 +	1 +		1 +	3 ' 1	1 '	1 +		1 1		1 1	1 +	2 ' +	1 +	1 +		2 ' +	2 +	2 1	1 '
	Veronica serpyllifolia									1 1	1 +	1 1	1 +					2 + 1	1 1	2 1	1 1	2 + 1	1 1	1 1	1 1	2 +	1 1	1 '		2 1	1 1	2 + 1	1 1
	Cerastium holosteoides			1 '		1 +	1 +			2 1	1 1	2 1 2	1 1	2 + 1	2 2	2 + 2	2 2						1 +		1 +				1 1				2 + 1
	Lotus corniculatus												1 1		1 +			1 +	2 ' +		1 '	1 2	1 1	1 2	1 1				1 +	1 2	2 + 2	1 2	2 + 1
	Crepis capillaris									1 '				1 2												1 +							
	Sonstige Begleiter																																
	Quercus robur juv.	1 '	1 +					1 '	1 +						1 +							1 '	1 +	2 '	1 '		1 '			1 '	1 '		1 '
	Hypochoeris radicata	1 1	2 1	2 ' 1	2 1 2	1 +	1 +			2 1 2a		2 + 2	2 1	1 1			2 1	1 +	1 '	1 +		3 1	3 1 2a	4 + 1	3 1	1 +	1 +			1 +	1 +		
	Agrostis capillaris	1 2	1 2	2 1	1 1		1 1		1 +	2 2 2b	2 2	2 2a 3	2 2 2a	2 1 3	2 2 3	2 2a 3	2 3	4 1 2a	4 1 3	4 1 2a	4 1 3	4 2a	4 2a 3	4 1 2a	4 2b 3	3 1 2b	4 + 3	4 ' 2a	4 + 3	4 1 2a	4 1 2b	4 1 2	4 1 2a
	Festuca rubra ssp. rubra		1 +	1 1	1 1	1 1				2 2	2 2a 3	2 2a	2 3	2 2b	2 2 3	2 3 4	2 2a 3	1 2	3 ' 2	3 + 1	2 + 1	4 2	4 1 2	4 2	4 2	2 1	3 1	2 + 1	1 1	2 + 2	3 1 2	2 + 2	3 1 2a
	Leontodon saxatilis	1 1	1 1	1 1	2 +					2 + 1	2 + +	2 + 1	2 + 1	2 1 2	1 1	2 2 2a	2 + 2	1 '	3 ' 1	1 1	2 1	4 + 1	3 + 1	3 + 1	3 + 1		1 2		1 1	2 ' 1	3 + 1	1 1	2 +
	Cerastium arvense				1 1	1 +		1 +		2 1 2	2 2 2a	2 1 2	2 1 2	1 1	1 2			2 1	1 1	1 +		4 1 2	3 1 2	4 1 2	4 + 1	1 +		1 +	2 +	3 +	3 + 1	1 '	
	Anthoxanthum odoratum	1 '		1 1				1 +		2 1 2a		1 1			1 1		1 1	1 1	1 1	1 1	3 ' 1	2 +	2 1	2 + 1	3 + 1		1 +	1 +	1 1	2 1	1 1	1 +	3 +
	Linaria vulgaris									2 + 1	2 1 2	1 1	1 2							2 +		3 + 1	3 + 1	2 ' +	3 + 1	2 + 1	2 1			2 1	2 1 2	3 + 1	3 1 2
	Luzula campestris	2 + 1	2 1	1 1	2 1	1 1	1 1	1 1	1 2					1 +	1 2	1 +	2 + 2	1 2	1 2		1 1					1 +	1 1					1 +	1 +
M	Rhytidiadelphus squarrosus		2 1	1 1	1 2		1 2	1 1	1 2	2 2b 3	2 3	2 3	2 3	2 2a 3	2 2b 4	2 1 3	2 2 4	3 1 2	2 2	1 1	1 2	4 2 3	4 2b 4	4 2 3	4 2 4		1 2		1 2	2 1	4 1 2	1 +	1 2
M	Ceratodon purpureus	2 1 2a	2 2 2a	1 1	2 2	1 2	1 2	1 1	1 2	2 1		2 1	2 2			1 2		3 2 2b	2 2 2b	2 2a	2 2a	2 2		1 2		2 2b	2 2a 3	2 2 2a	2 2a 3	2 2a 2b	2 2b	2 2 2a	2 2a
M	Brachythecium albicans	1 2a	1 2a	1 1	2 1 2			1 1		1 1	1 2	2 2a 3		2 2b 2a		2 2 3	1 1	3 2	2 2	1 2	1 2	1 2		1 1	1 2								
M	Scleropodium purum		1 1								2 2a		2 2		2 2		2 2 2a	1 2	1 2			1 1		1 1		1 +							
M	Brachythecium rutabulum		1 2												2 2a		2 2 2b		1 2	1 1	1 1						1 1						
M	Pleurozium schreberi						1 2	1 1	1 2	1 1				2 2a 3		2 2 2a																	
M	Hypnum cupressiforme agg.						1 2		1 2								1 2		1 2	1 2													

Foto 5: Mit Pflanzenmaterial des *Spergulo-Corynephoretum* beimpfte Neodüne an der „Hammer Schleife"; linke Seite nicht beimpft, rechts inokuliert (21.08.2003).

Foto 6: Mit Pflanzenmaterial des *Diantho-Armerietum* inokulierte Neodüne an der „Hammer Schleife" (linke Seite), rechts nicht inokuliert (27.06.2003). Auf der rechten Seite sind die dichteren Bestände von dem Honiggras *(Holcus lanatus)* und der Ackerkratzdistel *(Cirsium arvense)* erkennbar.

Foto 7: Mit Pflanzenmaterial des *Spergulo-Corynephoretum* beimpfte Neodüne an der „Hammer Schleife"; linke Seite beweideter Bereich, rechts unbeweidet (21.08.2003).

wicklung der mit Pflanzenmaterial des *Spergulo-Corynephoretum* inokulierten Flächen in Richtung auf die Leitbildflächen, der grüne Pfeil analog der Vegetationsentwicklung der mit Pflanzenmaterial des *Diantho-Armerietum* inokulierten Flächen. Der braune Pfeil charakterisiert die Entwicklung bei ausbleibender Inokulation in Richtung auf die Sukzessionsfläche „Ehemalige Ackerbrache".

Aufgrund der langanhaltenden Winterhochwässer findet sich auf der Restitutionsfläche „Hammer Schleife" (abgesehen von den restituierten Dünenbereichen) großflächig Feuchtvegetation. Das Restitutionsgebiet zeigt bereits jetzt schon eine hohe Phytodiversität mit dem Vorkommen auch zahlreicher Arten der Roten Liste: *Corynephorus canescens*, *Teesdalia nudicaulis*, *Dianthus deltoides*, *Myosurus minimus* (Garve 1993).

4.3 Einfluss eines 4-jährigen Weideausschlusses auf die Vegetationsentwicklung von Silbergras- und Heidenelken-Fluren als Leitbildgesellschaften für die Restitution

Die Korrespondenzanalyse (DCA) der Vegetation der Leitbildflächen: *Spergulo-Corynephoretum typicum* (N = 2), *S.-C. cladonietosum* (N = 1) und *Diantho-Armerietum* (N = 2) zeigt keine größeren Veränderungen der Vegetation in den beweideten und unbeweideten Flächen zwischen den Jahren 2000 und 2002 und zwischen den beweideten und unbeweideten Flächen nach 4 Jahren Weideausschluss (2000 bis 2003) (Abb. 5, Foto 7). Auch sind keine signifikanten Unterschiede bezüglich Veränderungen von Artenzahlen (Vergleich alle Flächen über 4 Jahre, Vergleich Beweidung/ Nicht-Beweidung) feststellbar. Eine Ausnahme zeigt lediglich der Vergleich der Artenzahlen zwischen den Jahren 2000 bis 2003; der signifikante Unterschied ($F = 8.66$, $Pr [F] = 0.0011$) wird durch den Witterungseinfluss des extrem trockenen Jahres 2003 auf die Vegetation gegenüber Normaljahren 2000 bis 2002 hervorgerufen. Unterschiede zwischen den beweideten und nicht beweideten Flächen sind auf den Restitutionsflächen nach 2 Jahren Weideeinfluss ebenfalls noch nicht festzustellen.

Zu den wenigen Ausnahmen mit signifikanten Unterschieden zwischen den beweideten und unbeweideten Flächen im Vergleich der Jahre 2000–2003 zählen das akrokarpe Moos *Ceratodon purpureus* im *Spergulo-Corynephoretum cladonietosum* und *S.-C. typicum* (hochsignifikant; $p = 0{,}0008$; Mixed linear model, SAS proc mixed) sowie der Haarschwingel (*Festuca filiformis)* im *S.-C. cladonietosum* ($p = 0{,}0003$). Schwach signifikante Unterschiede zeigen auch *Festuca rubra* agg. und *Carex arenaria*. Deutlichere Unterschiede belegen jahreszeitliche Veränderungen der horizontalen und vertikalen Vegetationsstruktur durch die Beweidung, die bei den unbeweideten Flächen nicht festzustellen waren.

Auch der Anteil Offenboden hat sich zwischen den beweideten und unbeweideten Flächen (noch) nicht verändert. Eine Analyse der Streudeckungen der Ackerbrache (Vergleich der Jahre 2002 und 2003) zeigt Zunahmen im unbeweideten Bereich (Fläche 1: unbeweidet: 5 % Streu 2002, 25 % Streu 2003; beweidet 0 bzw. 1 %; Fläche 2: unbeweidet: 8 % Streu 2002, 25 % Streu 2003; beweidet 1 bzw. 2 %). Längerfristig sind jedoch Änderungen in den unbeweideten Flächen zu erwarten, wie die Streuzunahmen einzelner Sippen andeuten.

5 Diskussion

5.1 Vegetationsvergleich Leitbildflächen, Restitutionsflächen, Referenzfläche

Die bisherigen Ergebnisse zeigen, dass eine Restitution von Binnendünen in einer eingeebneten, landwirtschaftlich einst intensiv genutzten Flussauen-Landschaft (u.a. Maisanbau) mit Hilfe von mechanischer Landschaftsmodellierung (Schaffung günstiger abiotischer Ausgangsfaktoren) und Inokulation mit Pflanzenmaterial aus Leitbildflächen gut möglich ist. Da aufgrund der Genese des Restitutionsgebietes eine authochtone „seed bank" in situ nicht (mehr) vorhanden ist (s. Kratochwil et al. 2004, Tab. 1), die nach Aktivierung eine Restitution einleiten könnte (s. z. B. bei van der Valk & Pederson 1989; Putwain & Gillham 1990; Krolupper & Schwabe 1998; Jentsch 2001), müssen andere Wege für eine Restitution gefunden werden. Das Inokulationskonzept (Einbringen von Mahd und Rechgut) ist dabei die einzige Möglichkeit, um Pflanzenarten dieser Standorte, die in ihrem Ausbreitungspotential erheblich eingeschränkt sind und die durch die Fragmentierung ihrer Lebensräume auf natürliche Weise das Restitutionsgebiet nicht mehr erreichen können (z. B. allochthon über „seed rain" oder Zoochorie), wieder erfolgreich etablieren zu können (Stroh et al. 2002). Die Verwendung von Mahd- und Rechgut aus Leitbildflächen und die darin enthaltene Diasporenbank gewährleisten, dass sich auch Pflanzengesellschaften etablieren können, die keine persistente Samenbank (sensu Thompson & Grime 1979) aufbauen. Ein Vorteil liegt auch darin, dass besonders große Flächen mit dieser Methode behandelt werden können, wohingegen eine Bodentransplantation (s. z.B. Brown & Bedford 1997; Burke 1997; Bank et al. 2002) oder im Falle des *Diantho-Armerietum* eine potentiell mögliche Soden-Übertragung wesentlich aufwendiger und kostenintensiver und auch aus naturschutzfachlicher Sicht nicht tragbar wäre. Da in den restituierten Flächen durch die Substrat-Umlagerungen keine nennenswerte Samenbank im Boden mehr vorliegt, sind ruderalisierende Störeffekte weitgehend ausgeschlossen (Tab. 1). Die Untersuchungen zeigen auch am Beispiel der „ehemaligen Ackerbrache", dass eine dem Zufall überlassene Vegetationsentwicklung zu keinem Erfolg führt.

Schon bereits nach einem kurzen Zeitraum hat sich in den Restitutionsflächen nach Inokulation eine besonders hohe Artendiversität entwickelt, die sogar weit über der der Leitbildflächen liegt. Tilman (1997) interpretiert eine höhere Diversität in Restitutionsflächen als Folge eines wesentlich höheren künstlichen Diasporeninput als dieser unter natürlichen Bedingungen möglich wäre. Tilman (l.c.) geht dabei von der Hypothese aus, dass theoretisch auch wesentlich mehr Arten an einzelnen Standorten koexistieren könnten, eine Artensättigung unter natürlichen Bedingungen nicht oder nur in den wenigsten Fällen vorliegt. Solche Interpretationen sind immer nur standorts- und vegetationsspezifisch für einzelne Regionen zu treffen. Darüber hinaus ist

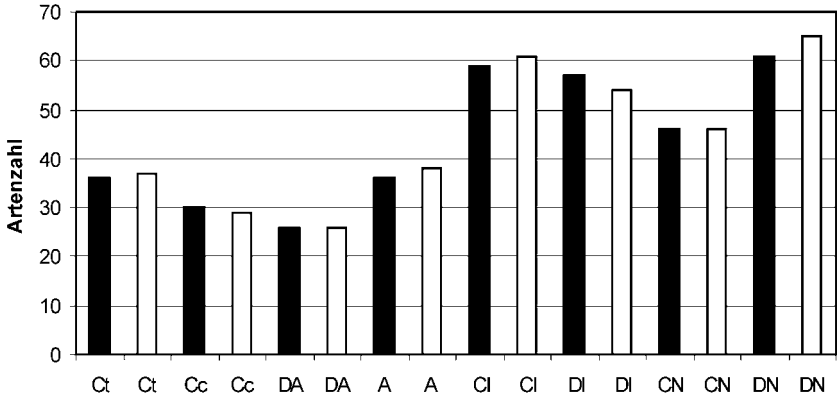


Abb. 3: Artenzahlen der verschiedenen Untersuchungsflächen des Jahres 2003 (schwarzer Balken: unbeweidet; weißer Balken: beweidet). Ct: *Spergulo-Corynephoretum typicum*, Leitbildfläche; Cc: *Spergulo-Corynephoretum cladonietosum*, Leitbildfläche; DA: Diantho-Armerietum, Leitbildfläche; A: Sukzessionsfläche „ehemalige Ackerbrache", Referenzfläche; CI: Restitutionsfläche, inokuliert mit Material des *Spergulo-Corynephoretum*; DI: Restitutionsfläche, inokuliert mit Material des *Diantho-Armerietum*; CN: Restitutionsfläche, nicht inokuliert; DN: Restitutionsfläche, nicht inokuliert.

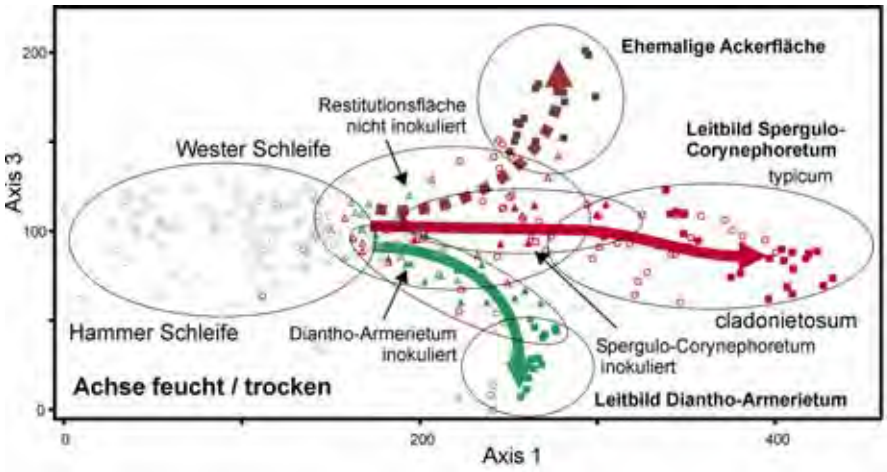


Abb. 4: DCA Gesamtdatensatz Grundaufnahmeflächen (Dreiecke, Quadrate) und Rasterpunkte (Kreise) Downweighting rare spec.; Eigenwerte: axis 1 = 0,50; axis 3 = 0,11 (axis 2 = 0,16):
Rote Quadrate: 25 m² Flächen (Exclosure-/Referenzfläche) Zielgemeinschaft *Spergulo-Corynephoretum typicum* und *cladonietosum*
Rote nicht ausgefüllte Kreise: 80 m² Flächen um die Rasterpunkte: Zielgemeinschaft *Spergulo-Corynephoretum typicum* und *cladonietosum*
Grüne Quadrate: 25 m² Flächen (Exclosure-/Referenzfläche) Zielgemeinschaft *Diantho-Armerietum*
Grüne nicht ausgefüllte Kreise: 80 m² Flächen um die Rasterpunkte: Zielgemeinschaft *Diantho-Armerietum*
Braune Quadrate: 25 m² Flächen (Exclosure-/Referenzfläche) Zielgemeinschaft *Diantho-Armerietum*
Rote ausgefüllte Dreiecke: mit Pflanzenmaterial des *Spergulo-Corynephoretum* inokulierte Bereiche des Restitutionsgebiets
Rote nicht ausgefüllte Dreiecke: mit Pflanzenmaterial des *Spergulo-Corynephoretum* nicht inokulierte Bereiche des Restitutionsgebiets
Grüne ausgefüllte Dreiecke: mit Pflanzenmaterial des *Diantho-Armerietum* inokulierte Bereiche des Restitutionsgebiets
Grüne nicht ausgefüllte Dreiecke: mit Pflanzenmaterial des *Diantho-Armerietum* nicht inokulierte Bereiche des Restitutionsgebiets
Graue nicht ausgefüllte Kreise: feuchte und frischere Bereiche der Hammer Schleife (HS) und Wester Schleife (WS).

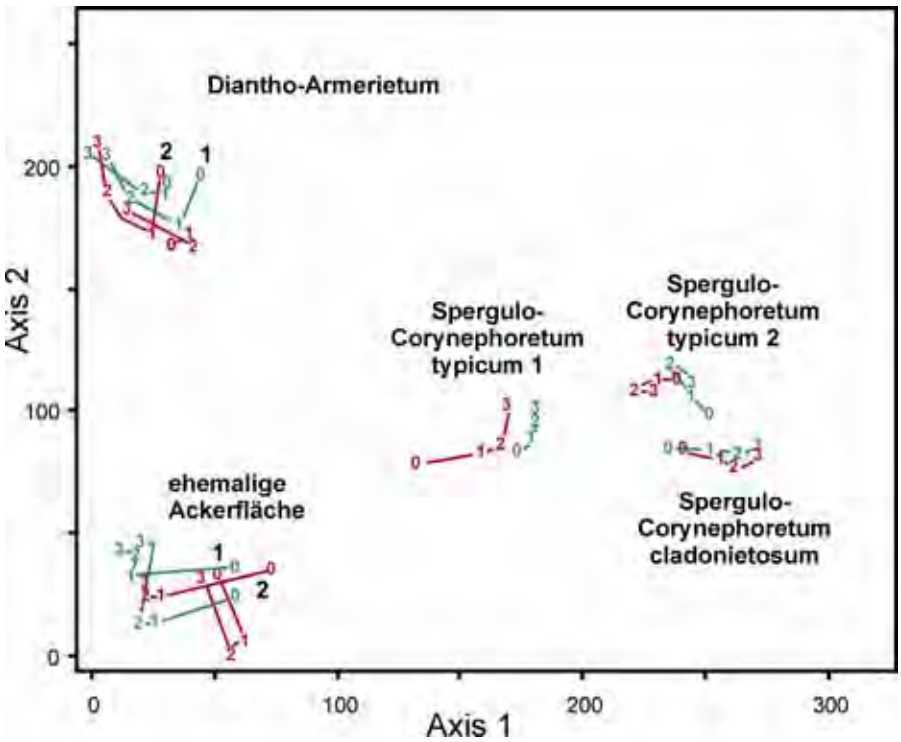


Abb. 5: DCA der Leitbildflächen und der ehemaligen Ackerfläche: *Spergulo-Corynephoretum canescentis typicum* (2 Flächen: 1, 2), *S.-C. c. cladonietosum* (1 Fläche), *Diantho deltoidis-Armerietum elongatae* (2 Flächen: 1, 2). Rot: beweidete Flächen (0 = 2000, 1 = 2001, 2 = 2002, 3 = 2003), Grün: unbeweidete Flächen (0 = 2000, 1 = 2001, 2 = 2002, 3 = 2003); Eigenwerte: Achse 1 = 0,5194; Achse 2 = 0,2506; Achse 3 = 0,0719.

die hohe Artenzahl an sich auch weniger entscheidend für den Restitutionserfolg, sondern in unserem Falle die Etablierung einer hohen Anzahl spezifischer Arten des *Spergulo-Corynephoretum* und *Diantho-Armerietum*. Die derzeitige Situation der hohen Artendiversität in den Restitutionsflächen scheint die Folge eines Transitionsstadiums zu sein; auf einen längeren Zeitraum hin werden sich nach unserer Hypothese die Artenzahlen auf die der Leitflächen einpendeln. Wir gehen nicht davon aus, dass inokulierte Restitutionsflächen per se artenreicher sind als natürlich entstandene Phytocoenosen.

5.2 Einfluss des Weideausschlusses auf die Vegetationsentwicklung von Silbergras- und Heidenelken-Fluren

Es gibt eine Fülle von Untersuchungen, die belegen, dass es unter Weideausschluss zu einer Vielzahl von Veränderungen in der Vegetation kommt: Zunahme von Biomasse, Strahlungshaushalt, Nährstoffverfügbarkeit, Veränderung der Phytodiversität und Abundanz (Al-Mufti et al. 1977, Bakker 1989; Hik & Jeffebries 1990; Pastor et al. 1993; Ritchie et al. 1998; Gough & Grace 1998; van Wijnen et al. 1999; Sirotnak & Huntley 2000). Insbesondere eine erhöhte Streuproduktion wirkt sich auf eine Verringerung der Pflanzenartenzahl aus (Fowler 1988; Berendse et al. 1994; Bergelson 1990), was auch experimentell überprüft werden konnte (Carson & Peterson 1990; Foster & Gross 1998). Eine erhöhte Streuproduktion im unbeweideten Bereich können wir am Beispiel der ehemaligen Ackerbrachen-Fläche ebenfalls belegen.

Bemerkenswert ist das Ergebnis, dass es auch nach 4 Jahren Weideausschluss in unseren Leitbildflächen zu kaum einem signifikanten Einfluss auf Pflanzenartenzahlen, Artenzusammensetzung oder Arten-Abundanz gekommen ist (Schwabe et al. 2004). Die Aussagen in der Literatur zu Sukzessionsprozessen in Sandtrockenrasen sind widersprüchlich. Während Biermann & Daniels (1997) eine Sukzession mit der Witterung verschiedener Jahre korrelieren, stellt Fanta (1986) lineare Sukzessionsreihen in Untersuchungsgebieten in den Niederlanden fest. Wiegleb (1998) wiederum betont, dass eine Vielzahl verschiedener Entwicklungen stattfinden können. Hasse et al. (2002) kommen letztlich zu dem Schluss, dass Prognosen über Vegetationsabfolgen auf Binnendünen - wenn überhaupt - so doch nur mit Einschränkung möglich sind.

Der langwährende selektive Fraß des Weideviehs in den alten Hudegebieten, der z.T. sogar mehrere Jahrhunderte umfassen kann (Pott & Hüppe 1991) hat zu einer sehr spezifischen Artenauswahl und Artenzusammensetzung in der Vegetation geführt, die mit den Standortsfaktor „extensive Beweidung" weitgehend im Gleichgewicht steht. Dies gilt auch für viele der hier untersuchten Sandstandorte. Im *Spergulo-Corynephoretum typicum* sind bedingt durch die dort herrschenden Extremfaktoren (Temperatur, Trockenheit, Sandflug) keine weiteren Pflanzenarten aus dem vorhandenen regionalen Artenpool oder veränderte Vegetationsdeckungen zu erwarten. Im *C. cladonietosum* bilden die Flechten und Moose einen dichten Vegetationsschluss, der eine Diasporen-Etablierung durch phanerogame Arten stark reduziert (Biermann & Daniels 1997; Milton et al. 1997; Jentsch & Beyschlag 2003); so kann dieses Stadium über lange Zeit große Stabilität aufweisen (Tischew & Mahn 1998; Fromm et al. 2002; Jentsch & Beyschlag 2003). Allgemein ist der Fraßdruck der Rinder im Untersuchungsgebiet in diesen Gesellschaften recht gering (Kratochwil et al. 2002). Auch belegen eigene Untersuchungen zur Samenbank und zum Diasporen-Niederschlag, dass das Potential für die Etablierung neuer Arten ebenfalls sehr gering ist (s. dazu auch Sautter 1994; Krolupper & Schwabe 1998; Jentsch 2001). Die höheren Deckungswerte der Vegetation im *Diantho-Armerietum* (97 %) verhindern darüber hinaus auch eine Etablierung neuer Individuen durch Abschirmung offener Bodenflächen durch Phytomasse (s. auch Olff et al. 1993).

Wenngleich im Augenblick im direkten Vegetationsvergleich noch keine merklichen Unterschiede feststellbar sind, können solche jedoch auf Einzelart-Ebene (erhöhte Populationsdynamik bei Beweidung im Falle von *Ceratodon purpureus* bzw. *Festuca filiformis*) nachgewiesen werden (Stroh et al. 2004). Einflüsse durch Beweidung belegen auch Untersuchungen zum Frass der Blüten- und Fruchtstände (Kratochwil et al. 2002) oder zur Veränderung der horizontalen Vegetationsstruktur und Deckung einzelner Pflanzenarten im Jahresverlauf (Stroh et al. 2004).

Wir gehen davon aus, dass solche Lag-Phasen auf der Gesellschaftsebene mindestens 5 Jahre dauern, bis die Vegetation der untersuchten Pflanzengesellschaften in diesen alten Weidegebieten auf Weideausschluss reagieren. Die Nährstoffarmut dieser Standorte ist ebenfalls ein Grund für die geringen Veränderungen in der Vegetation. So werden für Vergleiche beweideter und nicht beweideter Vegetationsbestände in mediterranen Grasland-Gesellschaften von Noy-Meir et al. (1989) 10–21 Jahre Weideausschluss zugrunde gelegt. Danach reagierten etwa zwei Drittel der Arten (N = 49) mit einer Zunahme oder Abnahme der Deckung oder keiner Reaktion; ein Drittel (24 Arten) zeigte Fluktuationen. Noy-Meir et al. (1989) betonen, dass der eigentliche Effekt der Rinderbeweidung auf die Vegetation nicht allein der vertikale Phytomasse-Entzug darstellt, sondern vor allem die horizontale Öffnung der Vegetation („gaps") (Grubb 1976, 1985, 1986; Grime 1979) und der dadurch möglichen Neuetablierung von Arten aus der Diasporenbank oder dem Diasporen-Niederschlag. Untersuchungen in den Niederlanden in Gräserdominiertem Auen-Grünland (*Agrostis capillaris*, *Festuca rubra*, *Holcus lanatus*, *Luzula campestris*) mit krautigen Arten wie z.B. *Rumex acetosa*, *Stellaria graminea* und *Dianthus deltoides*, in gewisser Hinsicht mit Bereichen unserer Flächen vergleichbare Verhältnisse, erbrachten im Vergleich beweidete/unbeweidete Flächen in 4 Jahren nur in einzelnen Jahren schwach signifikante Unterschiede in der Phytodiversität, wobei hier jedoch neben Rindern Kaninchen und Feldmäuse beteiligt waren (Bakker 2003). Der Einfluss der Witterung im Vergleich der Jahre wurde jedoch nicht untersucht. Hingegen zeigen Beweidungsexperimente von Bonte et al. (1999) in niederländischen Küstendünen-Bereichen (*Elymo-Ammophiletum*, *Tortulo-Phleetum*, *Taraxaco-Galietum*) nach Wiedereinsetzen der Beweidung

(Mischbeweidung mit Rindern und Pferden) nach 5 Jahren einen deutlichen Rückgang der Faciesbildner *Calamagrostis epigejos* und *Carex arenaria*; zu einem signifikanten Unterschied der Artenzahlen zwischen den beweideten und unbeweideten kam es jedoch nicht (nur tendenziell höhere Artenzahlen in den beweideten Flächen).

5.3 Fazit

Für eine langzeitige Erhaltung der Sandtrockenrasen im Gebiet sind dynamisierende Faktoren essentiell wichtig, wie neu entstehende fluviatile Sandfächer durch die winterlichen Hochwässer und Dünenbildungen (Middleton 1999; Stroh et al. submitted). Dies gilt besonders für das *Spergulo-Corynephoretum typicum*. In Beständen mit größerer Vegetationsdeckung (*Spergulo-Corynephoretum cladonietosum*, *Diantho-Armerietum*) ist die Schaffung einer kleinräumigen Lücken-Dynamik durch die Weidetiere für die Etablierung zahlreicher Pflanzenarten essentiell (Troumbis 2001, Schwabe et al. 2004). Eine sukzessionsretardierende Wirkung durch Beweidung betrifft vor allem das *Diantho-Armerietum* (Londo 1997, Kratochwil & Schwabe 2001). Zwar zeigen unsere Untersuchungen nach 4 Jahren Weideausschluss, dass in Gebieten, in denen über lange Zeiträume die Vegetation unter Beweidung stand, an solchen Standorten nach Weideausschluss nicht in relativ kurzer Zeit von wenigen Jahren große Vegetationsveränderungen eintreten. Auf lange Sicht hin müssen jedoch dynamisierende Prozesse wirken, um die Erhaltung dieser typischen Sandvegetation zu gewährleisten.

Danksagung

Wir danken dem Bundesministerium für Bildung und Forschung (BMBF, FKZ 01LN0003) und dem Bundesamt für Naturschutz (BfN) für die finanzielle Förderung der Projekte, beim Landkreis Emsland (Meppen) und der Bezirksregierung Weser-Ems (Oldenburg) für die gute Kooperation. R. Cezanne und M. Eichler übernahmen Teile des Monitoring (Rasterpunkte); U. Menzel, A. Möhlmeyer, B. Pahlmann, D. Remy, A. Tschuschke und K. Zimmermann unterstützten uns in organisatorischen und technischen Belangen, C. Storm in statistischen Fragen. Ihnen allen sei für die Unterstützung recht herzlich gedankt. Unser Dank gilt insbesondere auch den beteiligten Landwirten der Region.

Literatur

Al-Mufti, M.M., Sydes, C.L., Furness, S.B., Grime, J.P. & Band, S.R., 1977: A quantitative analysis of shoot phenology and dominance in herbaceous vegetation. - Journal of Ecology 65, 759-791.

Assmann, T. & Kratochwil, A., 1995: Biozönotische Untersuchungen in Hudelandschaften Nordwestdeutschlands - Grundlagen und erste Ergebnisse. - Osnabrücker Naturwissenschaftliche Mitteilungen 20/21, 275-337.

Bank, P., Bemmerlein-Lux, F. & Böhmer, H.J., 2002: Übertragung von Sandmagerrasen durch Soden, Diasporenbank oder Heuauftrag? - Naturschutz und Landschaftsplanung 2-3, 60-66.

Bakker, J.P., 1989: Nature management by grazing and cutting. - Kluwer, Dordrecht, 416 pp.

Barkman, J. J.; Doing, H. & Segal, S., 1964: Kritische Bemerkungen und Vorschläge zur quantitativen Vegetationsanalyse. - Acta Botanica Neerlandica 13, 394-419.

Berendse, F., Schmitz, M. & de Wisser, W., 1994: Experimental manipulation of succession in heathland ecosystems. - Oecologia 100, 38-44.

Bergelson, J., 1990: Life after death: site pre-emption by the remains of *Poa annua*. - Ecology 71, 2157-2165.

Biermann, R. & Daniels, E.J.A., 1997: Changes in a lichen-rich dry sand grassland vegetation with special reference to Lichen synusiae and *Campylopus introflexus*. - Phytocoenologia 27, 2, 257-273.

Brown, S.C. & Bedford, B.L., 1997: Restoration of wetland vegetation with transplanted wetland soil: an experimental study. - Wetlands 17, 3, 424-437.

Burke, D.J., 1997: Donor wetland soil promotes revegetation in wetland trials. - Restoration & Management Notes 15, 2, 168-172.

Burrichter, E., Pott, R., Raus, T., & Wittig, R., 1980: Die Hudelandschaft „Borkener Paradies" im Emstal bei Meppen. - Abhandlungen aus dem Landesmuseum für Naturkunde in Münster zu Westfalen 42, 4, 1-69.

Carson, W.P. & Peterson, C.J., 1990: The role of litter in an old-field community: impact of litter quantity in different seasons on plant species richness and abundance. - Oecologia 85, 8-13.

De Bonte, A.J., Boosten, A., van der Hagen, H.G.J.M. & Sykora, K.V., 1999: Vegetation development influenced by grazing in the coastal dunes near The Hague, The Netherlands. - Journal of Coastal Conservation 5, 59-68.

Drachenfels, O.v., 1996: Rote Liste der gefährdeten Biotoptypen in Niedersachsen. Bestandsentwicklung und Gefährdungsursachen der Biotop- und Ökosystemtypen sowie ihrer Komplexe. Stand Januar 1996. - Naturschutz und Landschaftspflege Niedersachsen 34, 1-146.

Fanta, J., 1986: Primary forest succession on blown-out areas in the Dutch drift sands. - In: Fanta, J. (Ed.): Forest dynamics research in Western and Central Europe. Proceedings of the workshop held 17-20 Sept. 1985 in Wageningen, the Netherlands. - International Union of Forestry Research Organizations Wageningen, 164-169.

Finck, P., Riecken, U. & Schroeder, E., 2002: Pasture landscapes and Nature Conservation – new strategies for preservation of open landscapes in Europe. - In: Redecker, B., Finck, P., Härdtle, W., Riecken, U. & Schröder, E. (Eds.): Pasture Landscapes and Nature Conservation, 1-13, Springer, Heidelberg - Berlin - New York.

Foster, B.L. & Gross, K.L., 1998: Species richness in a successional grassland: Effects of nitrogen enrichment and plant litter. - Ecology 79, 2593-2602.

Fowler, N.L., 1988: What is a safe site?: neighbor, litter, germination date, and patch effects. - Ecology 69, 947-961.

Fromm, A., Jakob, S. & Tischew, S., 2002: Sandy grassland in former mining areas. - Naturschutz und Landschaftsplanung 34, 45-51.

Garve, E., 1992: Rote Liste der gefährdeten Farn- und Blütenpflanzen in Niedersachsen und Bremen, 4. Fassung

vom 1.1.1993. - Informationsdienst Naturschutz Niedersachsen 13, 1, 1-37.

Gough, L. & Grace, J.B., 1989: Herbivore effects on plant species density at varying productivity levels. - Ecology 7, 1686-1594.

Grime, J.P., 1979: Plant Strategies and Vegetation Processes. - John Wiley, New York, 222 pp.

Grubb, P.J., 1976: A theoretical background to the conservation of ecologically distinct groups of annuals and biennials in the chalk grasslands ecosystem. - Biological Conservation 10, 53-76.

Grubb, P.J., 1985: Plant populations and vegetation in relation to habitats, disturbance and competitive problems of generalization. - In: White, J. (Ed.): The Population Structure of Vegetation, 595-620. Junk, Dordrecht.

Grubb, P.J., 1986: Problems posed by sparce and patchily distributed species in species-rich communities. - In: Diamond, J. & Case, T.J. (Eds.): Community Ecology, 207-225. Harper & Row, New York.

Härdtle, W., Mierwald, U., Behrends, T., Eischeid, I., Garniel, A., Grell, H., Haese, D., Schneider-Frenske, S. & Voigt, N., 2002: Pasture landscapes in germany – progress towards sustainable use of agricultural land. - In: Redecker, B., Finck, P., Härdtle, W., Riecken, U. & Schröder, E. (Eds.): Pasture Landscapes and Nature Conservation, 147-160, Springer, Heidelberg - Berlin - New York.

Hasse, T., Daniels, F. & Vogel, A., 2002: Komplexkartierung der Vegetation zur Bewertung einer mosaikartig strukturierten Binnendünenlandschaft. - Natur und Landschaft 77, 8, 340-348.

Hik, D.S. & Jefferies, R.L., 1990: Increases in the net above-ground primary production of a salt-marsh forage grass: a test of the predictions of the herbivore-optimization model. - Journal of Ecology 78, 180-195.

Jentsch, A., 2001: The significance of disturbance for vegetation dynamics. A case study in dry acid grasslands. - Diss. Univ. Bielefeld, 199 pp.

Jentsch, A. & Beyschlag, W., 2003: Vegetation ecology of dry acidic grasslands in the lowland area of central Europe. - Flora 198, 3-25.

Kratochwil, A. & Assmann, T., 1996: Biozönotische Konnexe im Vegetationsmosaik nordwestdeutscher Hudelandschaften. - Berichte der Reinhold-Tüxen-Gesellschaft 8, 237-282.

Kratochwil, A. & Schwabe, A., 2001: Ökologie der Lebensgemeinschaften: Biozönologie. - Ulmer, Stuttgart, 765 S.

Kratochwil, A., Fock, S., Remy, D. & Schwabe, A., 2002: Responses of flower phenology and seed production under cattle grazing impact in sandy grasslands. - Phytocoenologia 32, 4, 531-552.

Kratochwil, A., Stroh, M., Remy, D. & Schwabe, A., 2004: Restitution alluvialer Weidelandschaften: Binnendünen-Feuchtgebietskomplexe im Emsland (Nordwestdeutschland). - Schr.R. f. Landschaftspfl. u. Natursch. 78.

Krolupper, N. & Schwabe, A. 1998: Ökologische Untersuchungen im Darmstadt-Dieburger Sandgebiet (Südhessen): Allgemeines und Ergebnisse zum Diasporen-Reservoir und -Niederschlag. - Botanik und Naturschutz in Hessen 10, 9-39.

Littell, R.C., Milliken, G.A., Stroup, W.W. & Wolfinger, R.D., 2000: SAS System for Mixed Models. - Cary NJ (SAS Institute), 633 pp.

Londo, L, 1997: Natuurontwikkeling. Bosen Natuurbeheer in Nederland, deel 6. - Backhuys Publishers, Leiden, 658 pp.

Middleton, B., 1999: Wetland Restoration, Flood Pulsing, and Disturbance Dynamics. - John Wiley and Sons, New York, 388 pp.

Milton, S.J., Dean, W.R.J. & Klotz, S., 1997: Effects of small-scale animal disturbances on plant assemblages of set-aside land in Central Germany. - Journal of Vegetation Science 8, 45-54.

Noy-Meir, I., Gutman, M. & Kaplan, Y., 1989: Responses of Mediterranean grassland plants to grazing and protection. - Journal of Ecology 77, 290-310.

Olff, H.; Huisman, J. & van Tooren, B.F., 1993: Species dynamics and nutrient accumulation during early primary succession in coastal sand dunes. - Journal of Ecology 81, 693-706.

Ostendorp, J., 2001: Pflanzensoziologische Analyse der Sandtrockenrasen im Emsland. - Diplomarbeit Universität Osnabrück, 107 S.

Pastor, J., Dewey, B., Naiman, R.J., McInnes, P.F. & Cohen, Y., 1993: Moose browsing and soil fertility in the boreal forest of Isle Royale National Park. - Ecology 79, 467-480.

Pott, R & Hüppe, J., 1991: Die Hudelandschaften Nordwestdeutschlands. - Abhandlungen aus dem Landesmuseum für Naturkunde in Münster zu Westfalen 53, 1- 313.

Putwain, P.D. & Gillham, D.A., 1990: The significance of the dormant viable seed bank in the restoration of heathlands. - Biological Conservation 27, 1-16.

Remy, D. & Zimmermann, K., 2004: Restitution einer extensiven Weidelandschaft im Emsland: Untersuchungsgebiete im BMBF-Projekt „Sand-Ökosysteme im Binnenland". - In: Beweidung und Restitution als Chancen für den Naturschutz? NNA-Ber. 17, H.1, 15-26.

Riecken, U., Klein, M. & Schröder, E., 1997: Situation und Perspektiven des extensiven Grünlandes in Deutschland und Überlegungen zu alternativen Konzepten des Naturschutzes am Beispiel der Etablierung „halboffener Weidelandschaften". - Schriftenreihe Landschaftsplanung und Naturschutz 54, 7-23.

Riecken, U., Finck, P. & Schröder, E., 2001: Tagungsbericht zum Workshop „Großflächige halboffene Weidesysteme als Alternative zu traditionellen Formen der Landschaftspflege". - Natur und Landschaft 76, 125-130.

Ritchie, M.E., Tilman, D. & Knops, J.M.H., 1998: Herbivore effects on plant and nitrogen dynamics in Oak savanna. - Ecology 79, 165-177.

Sautter, R., 1994: Untersuchungen zur Diasporen- und Samenökologie in bedrohten Pflanzengesellschaften sandiger Böden. - Dissertationes Botanicae 226, 1-155.

Schwabe, A., Remy, D., Assmann, T., Kratochwil, A., Mährlein, A., Nobis, M., Storm, C., Zehm, A., Schlemmer, H., Seuss, R., Bergmann, S., Eichberg, C., Menzel, U., Persigehl, M., Zimmermann, K. & Weinert, M., 2002:

Inland Sand Ecosystems: dynamics and restitution as a consequence of the use of different grazing systems. - In: Redecker, B., Finck, P., Härdtle, W., Riecken, U. & Schröder, E. (Eds.): Pasture Landscapes and Nature Conservation, 239-252, Springer, Heidelberg - Berlin - New York.

Schwabe, A., Zehm, A., Eichberg, C., Stroh; M., Storm; C. & Kratochwil, A., 2004: Extensive Beweidungssysteme als Mittel zur Erhaltung und Restitution von Sand-Ökosystemen und ihre naturschutzfachliche Bedeutung. - Schr.R. f. Landschaftspfl. u. Natursch. 78.

Seedorf, H.H. & Meyer, H., 1992: Landeskunde Niedersachsen – Natur- und Kulturgeschichte eines Bundeslandes, Bd. 1, Historische Grundlagen und naturräumliche Ausstattung. - Wachholtz, Neumünster, 517 S.

Sirotnak, J.M. & Huntly, N.J., 2000: Direct and indirect effects of herbivores on nitrogen dynamics: voles in riparian areas. - Ecology 81, 78-87.

Ssymank, A., Hauke, U., Rückriem, C. & Schröder, E., 1998: Das europäische Schutzgebietssystem Natura 2000. - Schriftenreihe Landschaftspflege und Naturschutz 53, 1-560.

Stroh, M., Storm, C., Zehm, A. & Schwabe, A., 2002: Restorative grazing as a tool for directed succession with diaspore inoculation: the model of sand ecosystems. - Phytocoenologia 32: 595-625.

Stroh, M., Kratochwil, A. & Schwabe, A., 2004: Fraß- und Raumnutzungseffekte bei Rinderbeweidung in halboffenen Weidelandschaften: Leitbildflächen und Restitutionsgebiete im Emsland (Niedersachsen). - In: Beweidung und Restitution als Chancen für den Naturschutz? NNA-Ber. 17, H.1, 133-146.

Stroh, M., Kratochwil, A., Remy, D., Zimmermann, K. & Schwabe, A., submitted: Restoration of alluvial landscapes in the Ems region (northwestern Germany).

Thompson, K. & Grime, J.P. 1979: Seasonal variation in the seed banks of herbaceous species in ten contrasting habitats. - Journal of Ecology 67, 893-921.

Tilman, D., 1997: Community invisibility, recruitment limitation, and grassland biodiversity. - Ecology 78, 81-92.

Tischew, S. & Mahn, E.G., 1998: Ursachen räumlicher und zeitlicher Differenzierungsprozesse von Silbergrasfluren und Sandtrockenrasen auf Flächen des mitteldeutschen Braunkohletagebaus – Grundlagen für Renaturierungskonzepte. - Verh. Ges. Ökol. 28, 307-317.

Troumbis, A., 2001: Ecological role of cattle, sheep, and goats. - Encyclopaedia Biodiversity 1, 651-663.

van der Valk, A. & Pederson, R.L., 1989: Seed banks and the management and restoration of natural vegetation. - In: Leck, M.A., Parker, V.T. & Simpson, R.L. (Eds.): Ecology of Soil Seed Banks, 329-346.

Van Wijnen, H., Van der Wal, R., & Bakker, J.P., 1999: The impact of herbivores on nitrogen mineralization rate: consequences for salt marsh succession. - Oecologia 118, 225-231.

Wiegleb, G., 1997: Leitbildmethode und naturschutzfachliche Bewertung. - Zeitschrift für Ökologie und Naturschutz 6, 43-62.

Anschriften der Verfasser:

Dipl.-Biol. Michael Stroh
TU Darmstadt, FB Biologie,
Vegetationsökologie
Schnittspahnstr. 4
64287 Darmstadt
stroh@bio.tu-darmstadt.de

Prof. Dr. Anselm Kratochwil
Universität Osnabrück, FB 5, Ökologie
Barbarastr. 11
49069 Osnabrück
kratochwil@biologie.uni-osnabrueck.de

Auswirkungen der Beweidung auf die vertikale Vegetationsstruktur von Sandrasen

von Andreas Zehm

Abstract
Grazing effects on the vertical vegetation structure in sand ecosystems

The most important changes caused by sheep grazing impact and observed within the vertical vegetation structure (side view into the vegetation structure) are characterised by evident reduction of the above-ground phytomass and changing vegetation heterogeneity. Records of these structural changes were realised using the VESTA-method (= VErtical Vegetation STructure Analysis) in sand ecosystems in Hesse.

Grazed and non-grazed areas are characterised by adverse structural development. The non-grazed areas show continuous vegetation development, whereas grazed areas are marked by an important decrease of vegetation denseness and height (with increasing vegetation heterogeneity). The different changes of vegetation observed in the pasture areas evidently depend on the respective vegetation stands: While in initial sand ecosystems the measured absolute values of vegetational change are rather low, the data obtained in ruderal areas often show very significant values. Among the factors involved here are the amount of phytomass existing in the respective areas before being exposed to grazing impact as well as the present species combination (species dominances).

Due to different grazing impact, the vegetation heterogeneity of a given area may develop in two different directions: in the direction of decreasing "roughness" ("homogeneous grazing") on the one hand, or towards increasing habitat diversity ("heterogeneous grazing") on the other. The latter can be divided into two subtypes. If grazing intensity is not too high, heterogeneous grazing regimes are characteristic and important prerequisites for high plant species diversity and of a fauna typical of sand ecosystems.

1 Einleitung

Untersuchungen zur Beziehung von Vegetationsstruktur und Beweidung fokussieren bisher weitgehend auf die durch Beweidung erzeugte und erhaltene horizontale Vegetationsstruktur (horizontales Pattern; Bakker et al. 1983, Adler et al. 2001) oder betrachten die Vegetationsstruktur aus landwirtschaftlicher Sicht. So spielt z. B. sowohl die „Dichtheit" (im Sinne von Barkman 1988) als auch die Ausgestaltung der Vegetationshöhe eine Rolle für das Nahrungs-Aufnahmeverhalten landwirtschaftlicher Nutztiere und damit die Produktionsleistung einer Weide (z.B. Black & Kenney 1984, Penning 1986, Burlison et al. 1991, Woodward 1998). In diesen Untersuchungen wurde z. B. ein Anstieg der Nahrungsaufnahme durch Schafe bei höherwüchsiger Vegetation (Black & Kenney 1984, Edwards et al. 1995), ein Absinken der Nahrungs-Aufnahmemenge bei abnehmender Vegetationsdichte (Black & Kenney 1984) und ein Einfluss des Anteils an Pflanzenstängeln festgestellt (Stobbs 1973). Allerdings sind die Ergebnisse dieser Studien für die bei dieser Untersuchung zugrundeliegenden Vegetationsstrukturen nur wenig übertragbar, da es sich bei den zitierten Arbeiten in der Regel um intensiv landwirtschaftlich genutztes Grünland handelt, das durch niedrige (8–17 cm) Vegetationshöhe, geringe Heterogenität und das Fehlen von (in Trockenrasen häufigen) sklerenchymreichen Pflanzenstängeln gekennzeichnet ist.

Im Folgenden werden die Veränderungen der vertikalen Vegetationsstruktur im Vergleich „vor der Beweidung" – „nach der Beweidungsmaßnahme" unter Berücksichtigung unbeweideter Referenzflächen (Exclosures; vgl. Zehm & Zimmermann 2004) untersucht.

An kurz- bis mittelfristigen Beweidungseffekten (Tage bis Wochen) werden im Folgenden die Veränderungen der Struktur insbesondere hinsichtlich der „Dichtheit" und der Heterogenität der Bestände untersucht.

2 Untersuchungsgebiet

Die Untersuchungen erfolgten im Kalk-Flugsandgebiet zwischen Griesheim-Darmstadt und Seeheim-Jugenheim (Hessen), das von Zehm & Zimmermann (2004) detailliert vorgestellt wird. Die Beweidung der Untersuchungsflächen erfolgte mit einer Schafherde aus Rhönschafen, Moorschnucken und Skudden in Koppel-Umtriebsbeweidung (Zehm 2004). Im NSG „Griesheimer Düne und Eichwäldchen" wurden vorwiegend hochwüchsige Bestände des *Allio-Stipetum* und der *Calamagrostis epigejos*-Flur untersucht, wohingegen im NSG „Ehemaliger August-Euler-Flugplatz von Darmstadt" eher niedrigwüchsige Armerion elongatae-, *Festuca ovina* agg.-Bestände und (ruderalisierte) Koelerion-Bestände erfasst wurden (Schwabe et al. 2004a).

3 Material und Methoden

Die Vegetationsstruktur wurde mit VESTA (= VErtical Vegetation STructure Analysis) analysiert (vgl. Zehm et al. 2003). Dazu wurde jeweils ein 30 cm x 100 cm großer Vegetationsausschnitt isoliert, gegen eine schwarze Rückwand digital fotografiert und mit dem Programm „SideLook" (geschrieben von Dr. M. Nobis) die wesentlichen Vegetationsparameter pixelbasiert herausgelesen.

Im Folgenden wird die vertikale Vegetationsstruktur von Pflanzenbeständen betrachtet (vertikale Projektion [=Seitenansicht] gegen einen senkrechten Hintergrund). Dabei bezeichnet die „Dichtheit" die Menge der Vegetation (z. B. Phytomasse) pro Raumeinheit (vgl. Barkman 1988), während die „Rauigkeit"

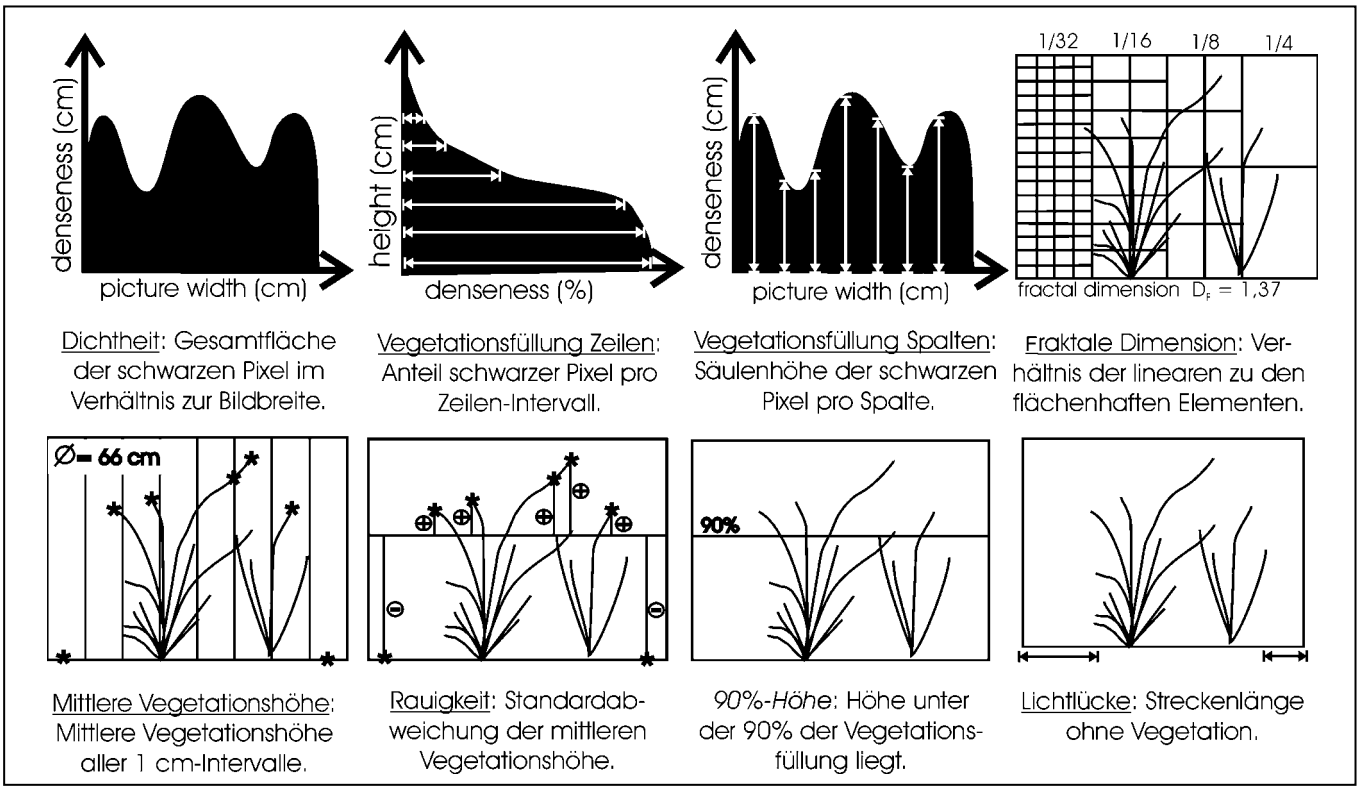


Abb. 1: Wesentliche Parameter der vertikalen Strukturanalyse von Vegetationsbeständen mit VESTA nach Zehm et al. (2003).

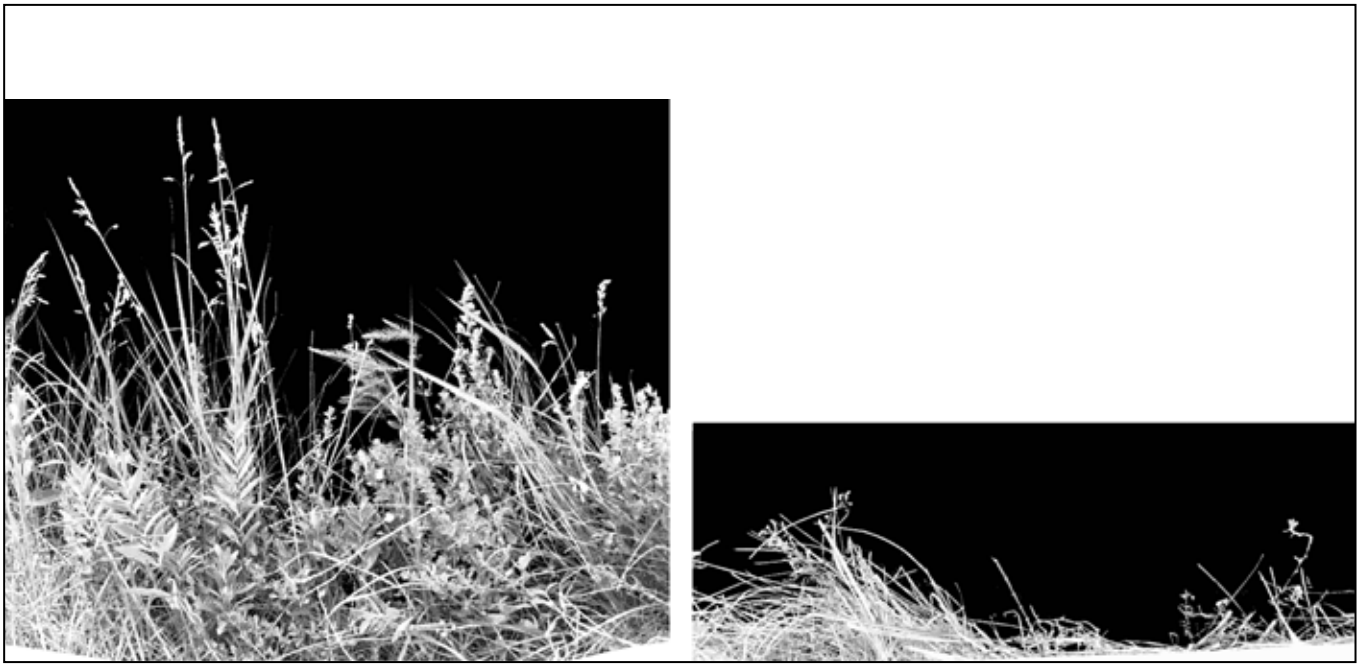


Abb. 2: Beispiel für zwei ausgewertete Strukturbilder: *Calamagrostis epigejos*- Dominanzbestand (S4b) am 1.7.2000 vor der Beweidung (links), maximale Höhe = 75 cm und nach der Beweidung (rechts) am 4.9.2000, maximale Höhe = 27 cm.

den Übergangsbereich der Interaktionen zwischen den Oberflächen der Pflanzen und dem angrenzenden Luftraum beschreibt. In der folgenden Tabelle (Abb. 1) werden zum besseren Verständnis weitere wesentliche Strukturparameter vorgestellt (nach Zehm et al. 2003).

Die multivariate Untersuchung der Datensätze erfolgte mit PC-ORD 4.25. Weitere statistische Berechnungen wurden mit SAS durchgeführt.

4 Ergebnisse

4.1 Vegetationsstruktur-Veränderungen durch Schafbeweidung

Strukturveränderung im Verlauf einer Schafbeweidung sind gekennzeichnet durch eine:

- Reduktion der oberirdischen Phytomasse (vgl. Abb. 2)
- Veränderung der Heterogenität des Bestandes
- Selektion bestimmter Pflanzenarten (Fraßpräferenz, vgl. Zehm et al. 2004)
- Veränderung der Dominanz der vorkommenden Pflanzenarten (vgl. Zehm 2003).

Im Folgenden werden nur die Punkte Reduktion der Phytomasse und die Veränderung der Heterogenität betrachtet.

Abb. 3 (oben) zeigt die Anordnung der Untersuchungsflächen in einer PCA-Ordination aufgrund von Struktur-Charakteristika und die Strukturveränderungen der untersuchten Flächen im Verlauf einer Weideperiode für unbeweidete Referenzflächen (u) und Weideflächen (b) als durch Linien verbundene Flächen. Strukturell aufgegliedert wird der PCA-Flächenschwarm durch eine hoch signifikante Zunahme ($p<0{,}001$; $n = 36$) von Höhenparametern (z.B. „maximale Vegetationshöhe“: $r = 0{,}93$; „mittlere Vegetationshöhe“: $r = 0{,}98$; „90%-Höhe“: $r = 0{,}97$), Parametern der Vegetationsfüllung (z.B. „Dichtheit“: $r = 0{,}95$; „Vegetationsfüllung Zeilen“: $r = 0{,}61$) und eine Abnahme der Lückenparameter entlang der ersten Achse von links nach rechts. Hoch signifikante Beziehungen zur 2. Achse zeigen die Parameter, die die Heterogenität des Vegetationsbestandes anzeigen („fraktale Dimension“: $r = -0{,}81$; „Rauigkeit“: $r = 0{,}58$). Dabei ist im oberen Bereich der Abbildung die Heterogenität am höchsten (Abb. 3 unten). Entscheidend für die Aufgliederung des Datensatzes sind damit die strukturellen Charakteristika der Flächen. Die pflanzensoziologisch deutliche Differenzierung der Exclosures in ruderalisierte bzw. nicht-ruderalisierte Bestände der Sandvegetation (vgl. Schwabe et al. 2004a) ist strukturell nur schwach nachzuvollziehen. Beispielsweise ähneln die Strukturen eines *Allio-Stipetum* (S1, S2) z.T. der von *Calamagrostis epigejos*-Dominanzbeständen (G1, S4, vgl. Zehm 2003).

Alle untersuchten Bestände (auch die unbeweideten Referenzflächen) zeigen eine mehr oder minder deutliche Strukturveränderung zwischen dem ersten und zweiten Aufnahmezeitpunkt. Insgesamt weisen die beweideten Flächen bei Betrachtung des Gesamtvektors allerdings eine etwa doppelt so starke Entwicklung wie die unbeweideten Referenzflächen auf. Teilt man die Veränderung auf die beiden Achsen auf, so ergibt sich bei der Analyse der Veränderungen entlang der 1. Achse eine entgegengesetzte Entwicklung der unbeweideten Referenzflächen zu den Weideflächen: Die Weideflächen orientieren sich in der Regel von links nach rechts, während die unbeweideten Referenzflächen eine Veränderung von rechts nach links zeigen. Dies ist als fortgesetzter Vegetationsaufwuchs auf den unbeweideten Referenzflächen zu interpretieren, während die „Dichtheit“ und Höhe auf den beweideten Flächen abnimmt. Ein Extrembeispiel für diesen Prozess auf der Weidefläche zeigt Abb. 2 für die Fläche S4b, auf der die Phytomasse recht gleichmäßig und sehr intensiv von den Schafen verbissen wurde.

Ein ähnliches Bild wie für die erste Achse zeigt sich bei den Veränderungen parallel zur zweiten Achse, auf der die unbeweideten Referenzflächen kaum eine Veränderung zeigen, während die beweideten Flächen stark an Heterogenität zunehmen. Die Zunahme der Heterogenität ist dabei auf den Flächen S1–S3 besonders stark, da dort zum einen die „Dichtheit“ insgesamt reduziert wird, aber die Blüten-/ Fruchtstände von *Stipa capillata* (der aspektbestimmenden Art dieser Fläche) weiterhin an Höhe zugewinnen, da sie von den Schafen nicht gefressen werden und sogar zur Blüte kommen. Auf allen Flächen nimmt die „Dichtheit“ auf den beweideten Flächen ab oder minimal zu, während auf den unbeweideten Referenzflächen ein Aufwuchs, oder ebenfalls eine leichte Abnahme festzustellen ist. Ein t-Test für verbundene Stichproben aller Teilflächen (gepoolt) ergab eine mittlere Differenz von –999 zwischen den unbeweideten Referenzflächen und der Weideflächen (95%-Vertrauensbereich: –1637; –361; $p = 0{,}007$; Wilcoxon-Einstichproben-Median-Test: $p = 0{,}0109$).

4.2 Effekte der Beweidung auf die oberirdische Phytomasse-Menge

Die Abnahme der oberirdischen Phytomasse eines Bestandes durch Beweidung kann als Reduktion des Strukturparameters „Dichtheit“ definiert werden. Es kann exemplarisch für das Jahr 2001 in Abb. 4 eine unterschiedlich starke Veränderung der „Dichtheit“ der verschiedenen Untersuchungsflächen festgestellt werden (ANOVA; $p = 0{,}000$). So zeigt die Fläche S4 eine signifikant erhöhte Abnahme der „Dichtheit“ im Vergleich zu allen anderen Untersuchungsflächen, während bei K1 und F1 im Gegensatz dazu ein Aufwuchs der Vegetation (= Erhöhung der „Dichtheit“) beobachtet wird. Zusammen mit den Flächen F2 und K4 zeigen diese Flächen signifikante Unterschiede zu den Flächen S3, A2, A5, S1, A6, S2 mit einer starken Abnahme der „Dichtheit“. In den Flächen A1, K2, K3 sind dagegen keine signifikant unterschiedlichen Abnahmen der „Dichtheit“ im Vergleich zu den anderen Flächen zu beobachten (Tukey´s HSD-Test, $p = 0{,}05$).

Besonders starke Abnahmen der Phytomasse durch Beweidung sind in den ruderalisierten Exclosures (S3, S4, A5, A6) ermittelt worden, eher geringe Abnahmen konnten in den initialen Sandrasen beobachtet werden. Die Flächen A2 und S2 zeigen trotz eines geringen Ruderalisierungsgrades Veränderungen der „Dichtheit“ ähnlich ruderalisierten Flächen. Insgesamt ergibt sich für alle Flächen (gepoolt) ein hoch signifikanter Zusammenhang ($y = -0{,}8573x + 1658{,}6$; $r^2 = 0{,}62$; $n = 38$, $p<0{,}001$) zwischen der vor dem Beginn der Beweidung auf der

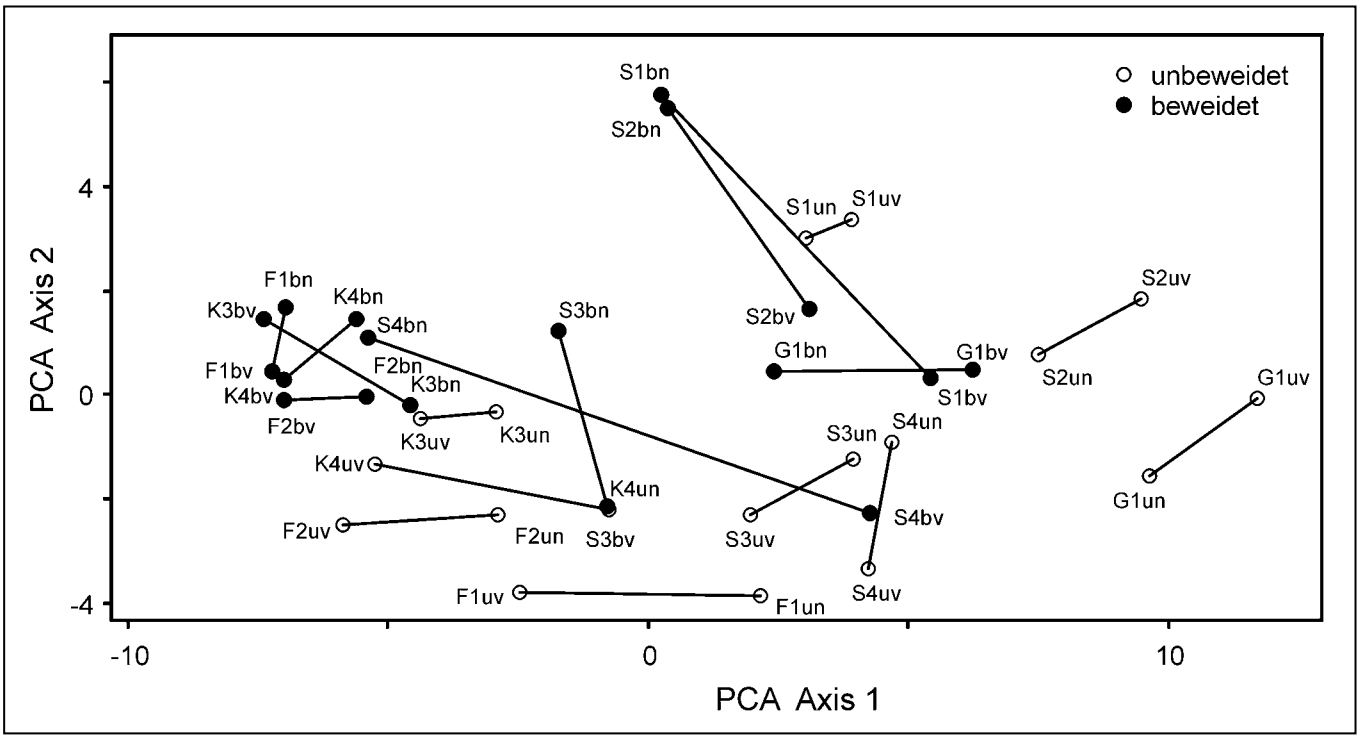
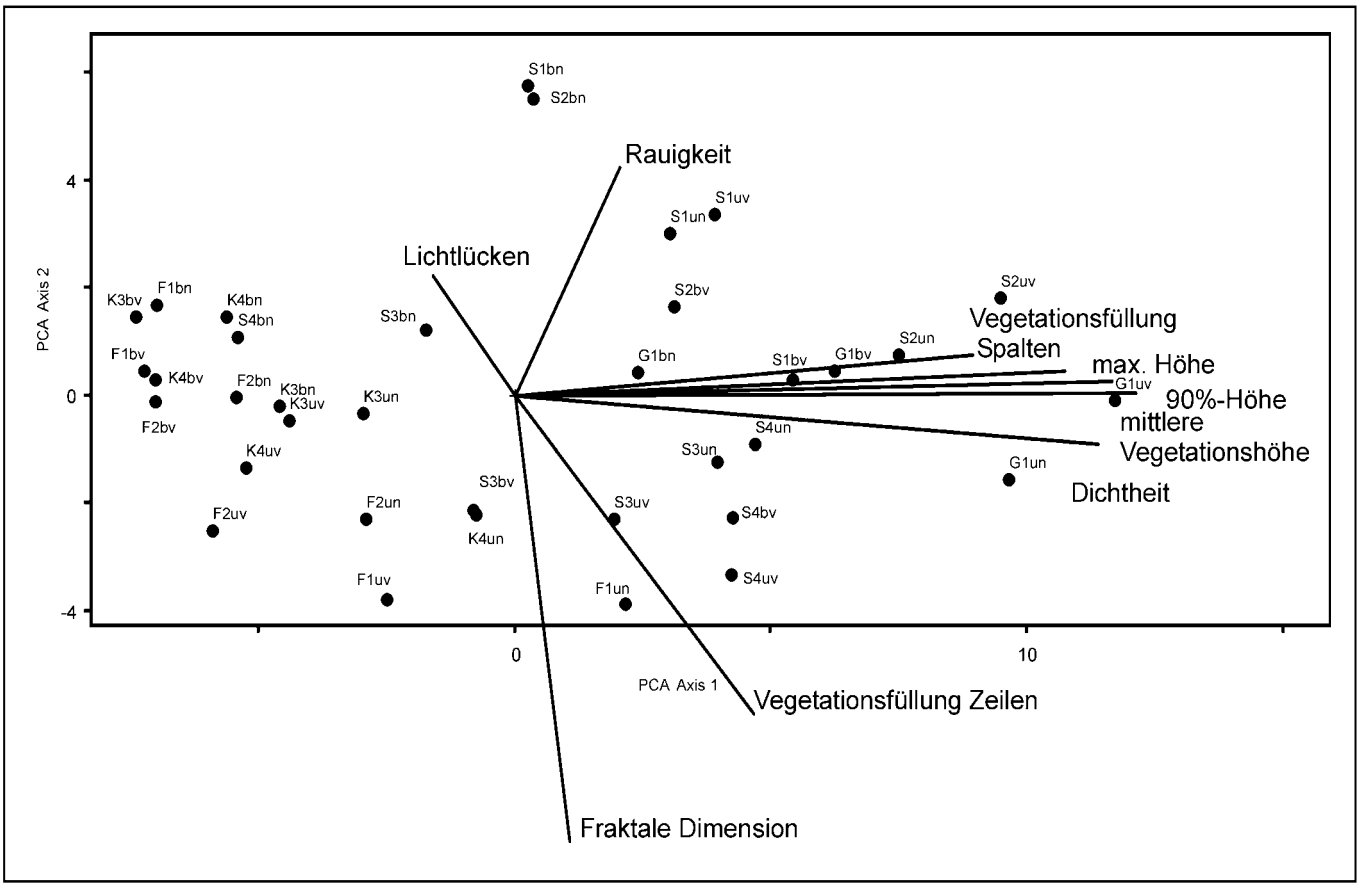


Abb. 3: PCA: Veränderung der Vegetationsstruktur von beweideten (b) und unbeweideten Flächen (u) während der Weideperiode 2000 (Basierend ausschließlich auf Strukturdaten).
oben: Lage der Probeflächen vor und nach der Schaf-Beweidung (durch Strich verbunden)

unten: Bedeutung verschiedener Strukturparameter für die Auftrennung des Datensatzes
v = vor der Bew.; n = nach der Bew. ($\lambda 1$ = 28,9: $\lambda 2$ = 5,0; $\lambda 3$ = 3,4 [= 66; 11; 8% erklärte Varianz]).



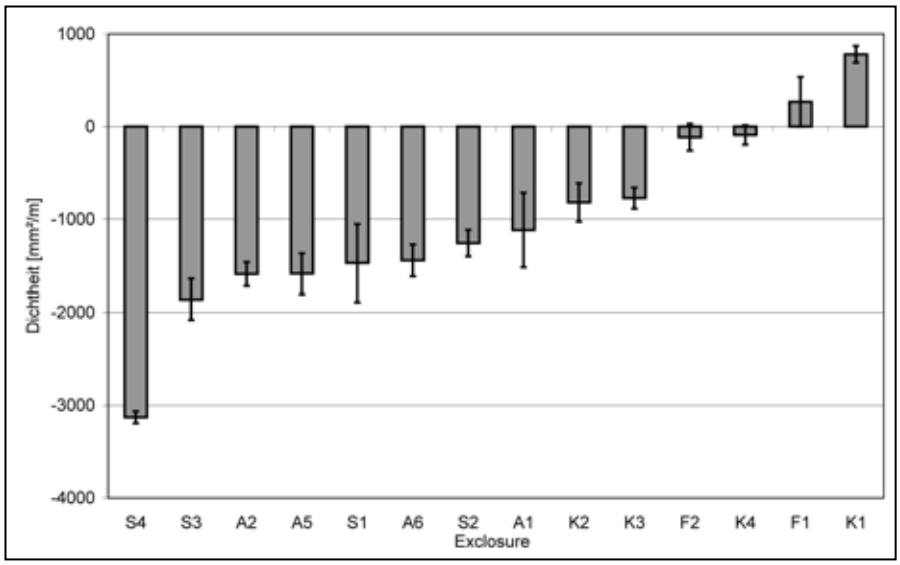


Abb. 4: Veränderungen des Strukturparameters „Dichtheit" der Exclosures der Weideflächen im Vergleich vor und nach der Beweidung für das Jahr 2001 (n = 3; Fehlerbalken = mittlere Abweichung vom Mittelwert). Zu floristischen Veränderungen siehe Schwabe et al. (2004a,b).

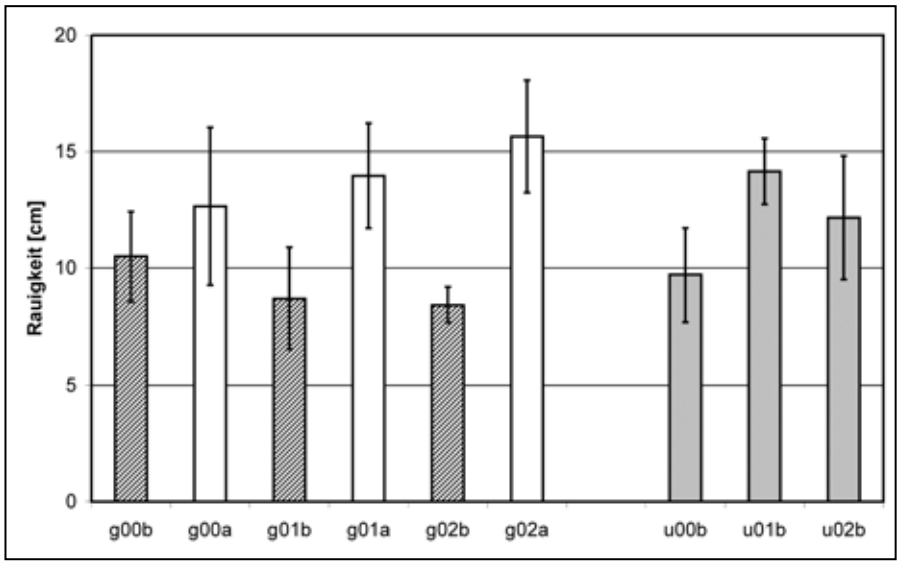


Abb. 5: Heterogene Beweidung auf der Fläche S3 (Griesheimer Düne) in den Jahren 2000-2002. Erläuterung siehe Text. g = Weidefläche, u = unbeweidete Fläche, b = vor der Beweidung, a = nach der Beweidung, Zahl = Jahr (Fehlerbalken = mittlere Abweichung vom Mittelwert; jeweils n = 3).

Fläche stehenden Phytomasse und dem absoluten Umfang der Reduktion des Pflanzenmaterials durch den Fraß der Tiere. Allerdings ist die relative Menge der entzogenen Phytomasse in den jeweiligen Vegetationstypen sehr unterschiedlich, was bei der Berechnung der prozentualen Unterschiede der „Dichtheit" vor und nach der Beweidung auffällt. So wurde in Vegetationstypen geringer Phytomasse-Produktion in einem Fall viel Pflanzenmaterial entzogen, in einem anderen Fall sehr wenig. Dieses Ergebnis spiegelt sich in einer „nur" signifikanten Korrelation der prozentualen Abnahme der Phytomasse und der vor der Beweidung zur Verfügung stehenden „Dichtheit" ($y = -0{,}0144x + 0{,}5325$; $r^2 = 0{,}25$; $n = 38$, $p<0{,}01$) wider. Daraus lässt sich ableiten, dass die Qualität des Pflanzenbestandes einen Einfluss auf die Entnahmemenge an Pflanzenmaterial hat und die Weidetiere die Fraßintensität dem jeweiligen Futterwert der Fläche anpassen. Ein wesentlicher Parameter für den Futterwert ist die Artenkombination und das Dominanzverhältnis der Pflanzenarten der Fläche.

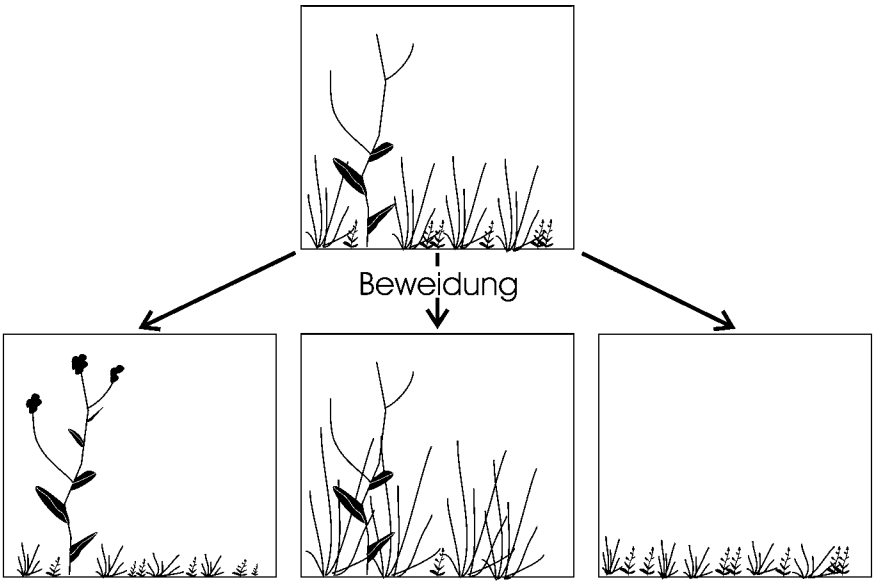
Es ließ sich ein annähernd gleichstarker (relativer) Verlust an Phytomasse in den offenen Sandrasen nachweisen, wohingegen bei den Armerion-Flächen und den stark ruderalisierten Flächen die geringsten relativen Phytomasse-Abnahmen festzustellen waren. Bei Betrachtung des relativen Phytomasse-Entzugs zeigt sich damit, dass in den offenen Sandrasen ein sehr bedeutender Anteil des auf den Flächen stehenden Pflanzenmaterials selbst durch eine statisch extensive Beweidung entzogen wurde. Aufgrund der geringen Unterschiede im Aspekt der offenen Sandrasen-Pflanzengesellschaften vor und nach der Beweidung werden die relativen Entzüge von Pflanzenmaterial auf diesen Flächen bei Freilandbegehungen in der Regel eher unterschätzt.

4.3 Änderung der Struktur-Heterogenität durch Beweidung

Bei VESTA ist die Beschreibung der Heterogenität von Beständen anhand der Parameter „Rauigkeit" [cm] und der „fraktalen Dimension" möglich.

Die Veränderung der Heterogenität einer Fläche durch Beweidung wird exemplarisch am Beispiel der durch *Calamagrostis epigejos* geprägten Fläche S3 dargestellt. Insgesamt nimmt die „Vegetationsfüllung Zeilen" durch die Beweidung im Bereich zwischen 10-60 cm Höhe in jedem Jahr deutlich ab (nicht dargestellt). Gleichzeitig steigt der Mittelwert der „Rauigkeit" von vor der Beweidung (grau) zur Aufnahme nach der Beweidungsphase (weiß) deutlich an (Abb. 5), während sie auf einer benachbarten Vergleichsfläche (S4) abfällt (vgl. Abb. 2).

Bei S4 dagegen wird die Strukturvielfalt zu einer mehr oder minder einförmigen Weidefläche reduziert, während auf S3 zahlreiche vereinzelte Elemente bestehen bleiben und eine heterogene Struktur zurücklassen (heterogene Beweidung). Auf beiden Flächen steigt der Standardfehler des Mittelwertes der drei beprobten Bestände durch die Beweidung deutlich an, was auf eine zu-



a) Typ 1: Heterogene Beweidung I. Intensive Beweidung rund um eine solitäre gemiedene Pflanzenart.

b) Typ 2: Heterogene Beweidung II. Leichte Beweidung an fast allen Arten, starker Aufwuchs einer bestandbildenenden Art (z.B. *Corynephorus canescens*).

c) Typ 3: Homogene Beweidung. Alle vorhandenen Arten werden gleichmäßig auf eine Höhe verbissen (z.B. im Armerio-Festucetum).

Abb. 6: Schematische Typisierung der Heterogenitätsveränderungen durch Beweidung. Ermittelt anhand von Strukturbildern (n = 400). Oben Ausgangszustand, unten durch Beweidung veränderte Vegetationsstrukturen.

nehmende Heterogenität innerhalb des Bestandes hinweist.

Durch eine Typisierung von insgesamt etwa 400 Strukturbildern zeichneten sich die in Abb. 6 dargestellten Typen der Heterogenitätsveränderung von Sandrasen ab. In Fall der Fläche S3 (Typ 1, Abb. 6a) wird das Pflanzenmaterial rund um eine einzelne gemiedene Pflanze (z. B. *Stipa capillata, Verbascum phlomoides*) weggefressen und somit die Struktur um die gemiedene Pflanze durch Freistellung verringert. Andererseits gibt es den Fall (Typ 2, Abb. 6b), dass ein Großteil der Pflanzenarten der Fläche befressen werden (oder weitgehend konstant bleiben) wohigegen eine bestandsbildende Art weiter aufwächst. Dieses ist z. B. für bereits angelegte Gras-Blütenstände (*Stipa capillata, Agrostis capillaris* usw.) oder wenig beliebte Pflanzen (z. B. *Corynephorus canescens*) zu beobachten, die von den Weidetieren verschmäht werden.

Es besteht weiterhin die Möglichkeit, dass auf einer Fläche eine vom Weidevieh bevorzugt gefressene Pflanzenart mit sehr hoher Dominanz auftritt, oder alle vorhandenen Arten intensiv befressen werden (Typ 3, Abb. 6c). Ist dies der Fall und die Beweidung erfolgt an der hauptsächlich auf der Fläche dominierenden Pflanzenart (vgl. Arnold 1987), wird nahezu die gesamte Vegetationsschicht bis auf das Bodenniveau heruntergefressen und die Heterogenität reduziert sich auf ein Minimum.

Insgesamt können Typ 1 und 2 zu „heterogene Beweidung" zusammengefasst werden, wohingegen die dritte Variante in die Kategorie „homogene Beweidung" fällt. Bei dieser Einteilung wird unterschieden, ob die Beweidung wie im letzteren Fall eine etwa gleichmäßige Vegetationsschicht erzeugt („Golfrasen"), oder auch nach der Beweidung eine heterogene Vegetationsschicht bestehen bleibt.

5 Diskussion der Auswirkungen von Beweidung auf die Vegetationsstruktur von Sand-Ökosystemen

5.1 Allgemeines

Infolge von Beweidung konnten starke Veränderungen der Vegetationsstruktur festgestellt werden, die allerdings zwischen den verschiedenen Vegetationstypen und zwischen den Jahren (Unterschiede bedingt durch Wetter, Beweidungszeitpunkt und Beweidungsintensität) stark schwankten.

In der Regel konnte auf den unbeweideten Referenzflächen ein fortgesetzter Vegetationsaufwuchs festgestellt werden, während auf den beweideten Flächen die „Dichtheit" und „Vegetationshöhe" abnahm. Dabei zeigte sich ein hoch signifikanter Zusammenhang zwischen der vor dem Beginn der Beweidung zur Verfügung stehenden Phytomasse („Dichtheit") und dem Umfang der absoluten Reduktion des Pflanzenmaterials durch die Beweidung. Relativ gesehen wird allerdings ein sehr unterschiedlicher Anteil der Phytomasse entzogen, abhängig von dem Artenanteil gemiedener oder präferierter dominanter Pflanzenarten (Fraßpräferenz und -phänologie, vgl. Stroh et al. 2002, Zehm et al. 2004). Es lassen sich die unterschiedlichen „Dichtheits"-Veränderungen der Exclosure-Flächen (Abb. 4) auf das Vorkommen bestimmter Pflanzenarten zurückführen. So ist beispielsweise die sehr intensive Reduktion auf S4 (vgl. Abb. 3) auf den starken Verbiss von *Calamagrostis epigejos* zurückzuführen, das von Land-Schafrassen bei entsprechender Haltung (z. B. dynamisch extensives Beweidungssystem, vgl. Zehm 2004) deutlich verbissen wird. *Cynodon dactylon*, das auf K4 dominant ist, wird dagegen nur gering verbissen, so dass die Phytomasse-Reduktion auf dieser Fläche nur minimal ausfiel. Somit ließe sich bei einer Erhöhung der Stichprobenzahl pro Koppel für jeden nach den dominanten Pflanzenarten definierten Flächentyp eine „Dichtheits"-Abnahmemenge ermitteln und das horizontale raumzeitliche Fraßmuster der Weidetiere präzise erfassen. In Verbindung mit flächenhaften Abgrenzungskarten der Vegetationsbestände (z. B. luftbildunterstützt) ließe sich somit für komplette Flächen eine optimale Beurteilung der Beweidungs-Raummuster erstellen (vgl. Scheibe et al. 1998).

5.2 Heterogenität

Ein besonderes Gewicht für die Beurteilung der Beweidungsauswirkungen hat die „Rauigkeit" (Heterogenität), die

neben den Parametern „Dichtheit" und „Vegetationshöhe" einen wesentlichen Aspekt für die Beschreibung der Vegetation darstellt (Zehm 2003). Beweidung führt im Gegensatz zu anderen Landschaftspflege-Maßnahmen (z. B. Mahd) je nach betrachtetem System zu einer unterschiedlichen Veränderung der Heterogenität (Steigerung oder Verringerung). Bei „heterogener Beweidung" entwickelten sich starke Höhenunterschiede der Vegetationselemente; bei „homogener Beweidung" dagegen entsteht eine gleichmäßige Vegetationsschicht. Als Ursache für die unterschiedliche Ausformung der Beweidung konnte die prozentuale Aufteilung der Artenanteile auf präferierte bzw. gemiedene Arten identifiziert werden. Eine Steigerung der Heterogenität eines Pflanzenbestandes kann bei nicht zu intensiver Beweidung als eine grundlegende Eigenschaft der Beweidung von Sandrasen angesehen werden. So ist festzustellen, dass selbst bei vollständiger Ausschöpfung der Nahrungsressourcen einer Sandrasen-Fläche eine Anzahl von hohen Elementen (wie z. B. die sklerenchymreichen Stängel von *Centaurea stoebe*, Blütenstände von Ruderalgräsern usw.) bestehen bleiben und für eine hohe Heterogenität der beweideten Fläche sorgen. Dies trifft wohl auch für einen Großteil von versaumenden Halbtrockenrasen der Festuco-Brometea zu. Eine besonders hohe Bedeutung hat die heterogene Beweidung für die Fauna, da eine gesteigerte Heterogenität mit einer höheren faunistischen Artendiversität gekoppelt ist und somit Ziel vieler naturschutzfachlich begründeter Management-Maßnahmen ist. Ziel ist es beispielsweise:

- Strukturen für netzbauende Spinnen zu erhalten (Scheidler 1990, Uetz 1991, Meyer & Reinke 1996),
- Sitzwarten für Vögel zu belassen (z.B. Braunkehlchen: Gladitz et al. 2002, Steinschmätzer: Zehm et al. 2000),
- oder markhaltige Kräuter zu schonen, in die z. B. *Oecanthus pellucens* (Weinhähnchen; Kretschmer 1995) seine Eier ablegt.

Bei der heterogenen Beweidung ist neben einer Zunahme der Heterogenität auf der Gesellschaftsebene auch innerhalb der Kleinflächen ein deutlicher Anstieg der Ungleichmäßigkeit zu verzeichnen (Abb. 5). Das weist darauf hin, dass das vielfach beschriebene räumliche Nutzungsmuster von Weidetieren (Rutter et al. 1997, Saidi & Mende 1999), das auf der Landschaftsebene immer wieder festgestellt wird, auch auf der Skalenebene von einem Quadratmeter zu beobachten ist. So stellen auch Bakker et al. (1983) fest, dass die Fraßpräferenz der Weidetiere sich zuerst an einem Makropattern der Vegetation (Vegetationstypen, Pflanzengesellschaften) orientiert und dann im Mikropattern eine Fraßauswahl entsprechend der Qualität und dem Zustand der Pflanze trifft (vgl. auch Porzig & Sambraus 1991).

Homogene Beweidung kann vor allem auf mesophilen bis feuchten Weiden beobachtet werden. Eine sehr niedrige Grasnarbe aufgrund einer homogenen Beweidung findet sich auf Weideflächen mit eher guter Futterqualität. Sie entsteht außer bei einer sehr intensiven Beweidung (kleinflächig-kurz oder großflächig-lang) z.B. durch ein Portions-Weidemanagement.

Die Veränderung der Heterogenität ist damit eine Vorstufe für die Entstehung des horizontalen Beweidungspattern auf Dauerweiden. Nach Arnold (1987) und Stroh et al. (2002) zeigt sich eine Präferenz der Weidetiere für höherwüchsige Bestände, die stark verbissen werden und durch eine Rückkopplung (beispielsweise gesteigerter Proteingehalt der Pflanzen) das entstehende Vegetations-pattern langfristig persistent bleibt. Das Beweidungsregime von Dauerweiden, mit den vielfältigen Möglichkeiten zur individuellen Raumnutzung und Ausschöpfung der Futterressourcen ist auf das hier untersuchte System kaum anwendbar, da bei der untersuchten Koppelbeweidung in relativ kurzer Zeit (statisch extensive Beweidung: 2–4 Wochen) die gesamte Vegetation mit Ausnahme einiger Blütenstände u.ä. stark verbissen wird (vgl. Zehm 2004) und „grazing lawns" kaum entstehen. Mitchley & Willems (1995) stellen in diesem Zusammenhang fest, dass eine hohe Heterogenität innerhalb eines Vegetationsbestandes durch die Veränderung der Belichtungsverhältnisse von hoher Bedeutung für die Artenkombination eines Bestandes ist. Somit ist durch heterogene Beweidung z. B. mit einer Zunahme von Lücken für die Etablierung neuer Individuen oder Arten zu rechnen, insbesondere in Kombination mit dem Transport von Diasporen durch Weidetiere (Beinlich 2001). So beeinflusst eine heterogene Beweidung die Phytodiversität einer Fläche positiv (vgl. Zehm 2003, Schwabe et al. 2004a,b).

Obwohl Beweidungsmaßnahmen für den Naturschutz in den letzten Jahren stark an Bedeutung gewonnen haben (z. B. Riecken et al. 1997, Krüger 1999, Riecken et al. 2001, Expertisecentrum LNV 2002) liegt bis heute kaum ein adäquates Wissen über die Auswirkungen der Veränderungen der vertikalen Vegetationsstruktur zugrunde. So sind über quantitativ beschreibende Informationen hinausgehend nahezu keine Daten zu ökologischen Effekten der vertikalen Strukturveränderungen in Beweidungssystemen vorhanden. Dies ist umso bedeutender, als gerade die Strukturveränderungen wesentlich für zahlreiche Parameter sind, die den naturschutzfachlichen Wert einer Fläche bestimmen. So ist neben einer maßgeblichen Beeinflussung von abiotischen Faktoren, wie der Bodentemperatur, beispielsweise das Auftreten von Strukturen, die das Vorkommen von Arthropoden (z. B. Heuschrecken) limitieren, entscheidend (vgl. Tischler 1973, Zehm 2003, Schwabe et al. 2004a).

Danksagung

Die Untersuchung wurde durch das BMBF-Projekt „Sand-Ökosysteme im Binnenland: Dynamik und Restitution" (FKZ 01LN0003), ein Graduiertenstipendium des Landes Hessen und den Landkreis Darmstadt-Dieburg gefördert. Für die Rücksicht auf die Untersuchungen danke ich „unseren Schäfern" R. Stürz und R. Joeck. Dr. C. Storm danke ich für Hilfen bei der statistischen Auswertung. Prof. Dr. A. Schwabe-Kratochwil, K. Süss und C. Eichberg danke ich für Hinweise zum Manuskript. Für Betretungsgenehmigungen der Flächen danke ich dem Regierungspräsidium Darmstadt.

Literatur

Adler, P. B., Raff, D. A. & Lauenroth, W. K., 2001: The effect of grazing on the spatial heterogeneity of vegetation. - Oecologia 128, 465-479.

Arnold, G. W., 1987: Influence of the biomass, botanical composition and sward height of annual pastures on foraging behaviour by sheep. - Journal of Applied Ecology 24, 759-772.

Bakker, J. P., de Leeuw, J. & van Wieren, S. E., 1983: Micro-patterns in grassland vegetation created and sustained by sheep-gazing. - Vegetatio 55, 153-161.

Barkman, J. J., 1988: A new method to determine some characters of vegetation structure. - Vegetatio 78, 81-90.

Beinlich, B., 2001: Schafe als „lebende Verbundsysteme". - Bucklige Welt, Sonderband 1, 26-38, Nümbrecht.

Black, J. L. & Kenney, P. A., 1984: Factors affecting diet selection by sheep. 2. Height and density of pasture. - Australian Journal of Agricultural Research 35, 565-578.

Burlison, A. K., Hodgson, J. & Illius, A. W., 1991: Sward canopy structure and the bite dimensions and bite weight of grazing sheep. - Grass and Forage Science 46, 29-38.

Edwards, G. R., Parsons, A. J., Penning, P. D. & Newman, J. A., 1995: Relationship between vegetation state and bite dimensions of sheep grazing contrasting plant species and its implications for intake rate and diet selection. - Grass and Forage Science 50, 4, 378-388.

Expertisecentrum LNV, ministerie van Landbouw, Natuurbeheer en Visserij, 2002: Special issue "Grazing and grazing animals". - Vakblad Natuurbeheer 41, 5, 1-64.

Gladitz, F., Zerbe, S. & Böhner, J., 2002: Habitatanalyse in Revieren des Braunkehlchens auf ehemaligen Rieselfeldern bei Berlin. - Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie 32, 298.

Kretschmer, H., 1995: Zur Biologie und Verbreitung des Weinhähnchens *Oecanthus pellucens* (Orthoptera: Gryllidae). Verhandlungen Westdeutscher Entomologen-Tag 1994, 51-58.

Krüger, U., 1999: Das niederländische Beispiel: Die „Oostvaardersplassen"- ein Vogelschutzgebiet mit Großherbivoren als Landschaftsgestaltern. - Natur und Landschaft 74, 10, 428-435.

Meyer, H. & Reinke, H. D., 1996: Veränderungen in der biozönotischen Struktur der Wirbellosenfauna von Salzwiesen durch unterschiedliche Beweidungsintensitäten mit Schafen. - Faunistisch-Ökologische Mitteilungen 7, 3-4, 109-151.

Mitchley, J. & Willems, J. H., 1995: Vertical canopy structure of Dutch chalk grasslands in relation to their management. - Vegetatio 117, 17-27.

Penning, P. D., 1986: Some effects of sward conditions on grazing behaviour and intake by sheep. - In: Gudmundsson, O. (Ed.), Proceedings of a NATO Advanced Research Workshop, Grazing Research at Northern Latitudes, 219-226.

Porzig, E. & Sambraus, H. H., 1991: Nahrungsaufnahmeverhalten. - Deutscher Landwirtschaftsverlag, Berlin, 404 S.

Riecken, U., Finck, P. & Schröder, E., 2001: Tagungsbericht zum Workshop „Großflächige halboffene Weidesysteme als Alternative zu traditionellen Formen der Landschaftspflege". - Natur und Landschaft 76, 3, 125-130.

Riecken, U., Klein, M. & Schröder, E., 1997: Situation und Perspektive des extensiven Grünlandes in Deutschland und Überlegungen zu alternativen Konzepten des Naturschutzes am Beispiel der Etablierung „halboffener Weidelandschaften". - In: Klein, M., Riecken, U. & Schröder, E. (Hrsg.): Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz 54, 7-23.

Rutter, S. M., Beresford, N. A. & Roberts, G., 1997: Use of GPS to identify the grazing areas of hill sheep. - Computers and electronics in agriculture 17, 2, 177-188.

Saidi, S. & Mende, C., 1999: A GIS to analyse the strategies of grazing with *Equus przewalskii*. - In: Gerken, B. & Görner, M. (Hrsg.): Natur- und Kulturlandschaft: Europäische Landschaftsentwicklung mit großen Weidetieren 3, 343-347.

Scheibe, K. M., Lange, B., Sieling, C., Scheibe, A., Heinz, C. & Gladitz, F., 1998: Entwicklung von Ortspräferenzen bei Przewalskipferden und Heckrindern und ihr Einfluß auf Vegetationsstrukturen. - Brandenburgische Umwelt Berichte 3, 69-77.

Scheidler, M., 1990: Influence of habitat structure and vegetation architecture on spiders. - Zoologischer Anzeiger 225, 333-340.

Schwabe, A., Zehm, A., Nobis, M., Storm, C. & Süß, K., 2004a: Auswirkungen von Schaf-Erstbeweidung auf die Vegetation primär basenreicher Sand-Ökosysteme. - In: Beweidung und Restitution als Chancen für den Naturschutz? NNA-Ber. 17, H.1, 39-53.

Schwabe, A., Zehm, A., Eichberg, C., Stroh; M., Storm; C. & Kratochwil, A., 2004b: Extensive Beweidungssysteme als Mittel zur Erhaltung und Restitution von Sand-Ökosystemen und ihre naturschutzfachliche Bedeutung. - Schr.R. f. Landschaftspfl. u. Natursch. 78.

Stobbs, T. H., 1973: The effect of plant structure on the uptake on tropical pastures. II. Differences in sward structure, nutrition value, and bite size of animals grazing *Setaria anceps* and *Chloris gayana* at various stages of growth. - Australian Journal of Agricultural Research 24, 821-829.

Stroh, M., Storm, C., Zehm, A. & Schwabe, A., 2002: Restorative grazing as a tool for directed succession with diaspore inoculation: the model of sand ecosystems. - Phytocoenologia 32, 4, 595-625.

Tischler, W., 1973: Über Strukturelemente im Ökosystem am Beispiel von Strukturteilen der Umbellifere *Angelica sylvestris* L. - Biologisches Zentralblatt 92, 337-355.

Uetz, G. W., 1991: Habitat structure and spider foraging. - In: Bell, S. S., McCoy, E. D., Mushinky, H.R. (Hrsg.) Habitat structure: The physical arrangement of objects in space. Chapman & Hall, 325-348, London.

Woodward, S. J. R., 1998: Bite mechanics of cattle and sheep grazing in grass-dominant swards. - Applied Animal Behaviour Science 56, 203-222.

Zehm, A., 2003: Analyse der vertikalen Vegetationsstruktur: Methodenentwicklung und Beziehungen zu Pflanzengesellschaften, Mikroklima, Beweidung und Heuschrecken-Gemeinschaften. – Diss., TU Darmstadt, FB

Biologie, 312 S.

Zehm, A., 2004: Praxisbezogene Erfahrungen zum Management von Sand-Ökosystemen durch Beweidung und ergänzende Maßnahmen. - In: Beweidung und Restitution als Chancen für den Naturschutz? NNA-Ber. 17, H.1, 221-232.

Zehm, A., Nobis, M. & Schwabe, A., 2003: Multiparameter analysis of vertical vegetation structure based an digital image processing. - Flora 198, 142-160.

Zehm, A., Süß, K. & Partsch, S., 2000: Untersuchung der Brutvorkommen des Steinschmätzers (*Oenanthe oenanthe*) auf dem NSG „Ehemaliger August-Euler-Flugplatz von Darmstadt" im Jahr 2000. - Collurio 18, 25-34.

Zehm, A., Süß, K., Eichberg, C. & Häfele, S., 2004: Effekte der Beweidung mit Schafen, Eseln und Wollschweinen auf die Vegetation von Sand-Ökosystemen. - In: Beweidung und Restitution als Chancen für den Naturschutz? NNA-Ber. 17, H.1, 111-125.

Zehm, A. & Zimmermann, K., 2004: Sandgebiete in der hessischen Oberrheinebene: Untersuchungsflächen und Untersuchungsansatz des BMBF-Projektes „Sand-Ökosysteme im Binnenland". - In: Beweidung und Restitution als Chancen für den Naturschutz? NNA-Ber. 17, H.1, 15-26.

Anschrift des Verfassers:

Dr. Andreas Zehm
TU Darmstadt, FB Biologie,
Vegetationsökologie
Schnittspahnstr. 4
64287 Darmstadt
zehm@bio.tu-darmstadt.de

Auswirkungen von Schaf-Beweidung auf die Nährstoffdynamik von Offenland-Sand-Ökosystemen in der nördlichen Oberrheinebene

von Christian Storm und Sabine Bergmann

Abstract

Effects of sheep grazing on nutrient dynamics of open sand ecosystems in the northern upper Rhine valley

This study provides basic information for an evaluation of the effects of grazing on nutrient dynamics of grassland sand ecosystems. 19 sites in the sandy region of Darmstadt-Dieburg (northern upper Rhine valley, Hesse, Germany) were analysed by a split-plot design. Soil, phytomass and litter were intensively analysed. Pioneer communities are rich in phytomass in spite of their sparse above-ground vegetation. This is due to the high contribution of cryptogams and below-ground phytomass. The soils are (probably) sufficiently rich in phosphorus and potassium, but exhibit low contents of humus and total nitrogen, especially in pioneer communities.

Extensive grazing by sheep had no detectable effects on the soil chemical parameters within two years. The nitrogen balance shows the reason for this result: the quantities of nitrogen withdrawn by sheep are very small compared to the internal nitrogen dynamics – and are, moreover, partly returned. A direct effect of grazing will require a longer period of grazing. More significant than direct removal of nitrogen could be indirect effects; for instance, an altered species composition with increased phytomass of legumes (Fabaceae) could raise the nitrogen input considerably. As a matter of fact, an increase of legumes in the Armerion community was conspicuous in our study period. More investigations are necessary to validate this effect. Further significant results of grazing were reduced litter, increased C:N ratio of the phytomass after grazing, reduced N content of herbs and increased bulk density of the upper soil.

Due to the initially marginal effects on the nitrogen budget, extensive (static) grazing management can be regarded as sustainable within a period of 2 years. But it cannot serve as a tool for oligotrophication of ruderalized sites. This would require a more dynamic grazing system and a reduction of nutrient returns.

1 Einführung und Fragestellungen

Sand-Ökosysteme im Binnenland sind primär sehr nährstoffarme Standorte. Neben der Wasserversorgung kommt daher vermutlich der Nährstoffversorgung erhebliche Bedeutung für die Zusammensetzung der Pflanzengemeinschaften zu, und zwar vor allem den Nährelementen Stickstoff und Phosphor (z. B. Atkinson 1973, Kachi & Hirose 1983, DeAngelis et al. 1989, Storm et al. 1998). Ein grundlegendes Verständnis der Struktur und Dynamik der Vegetation ist daher nur zu erzielen, wenn Kenngrößen des Nährstoffhaushaltes wie die Höhe der Nährstoffvorräte und wichtige Stoffflüsse bekannt sind.

Dies gilt um so mehr, als die vielerorts beobachteten **Ruderalisierungs- und Vergrasungsphänomene**, die aus der Sicht des Naturschutzes unerwünschte Entwicklungen sind, mit Nährstoffanreicherungen in Verbindung gebracht werden. Eutrophierungen können beispielsweise bedingt sein durch vorangegangene landwirtschaftliche Nutzung, Einträge stickstoffhaltiger Immissionen oder Einwehung von benachbarten Äckern. Diese schleichende Eutrophierung kann zur Zurückdrängung schutzwürdiger Arten durch konkurrenzkräftigere Ruderalarten oder dominanzbildender Gräser führen (z. B. Korneck 1987, Quinger & Meyer 1995, Süss et al. accepted). Die langfristige Erhaltung der standortstypischen Artenkombination von Sandrasen könnte damit in Frage stehen (z. B. Ellenberg 1989, 1996).

Beweidung stellt – unter anderem – einen Eingriff in den Stoffhaushalt eines Ökosystems dar. Sie führt einerseits zu Nährstoffentzügen, andererseits zu Nährstoffumlagerungen und erzeugt allgemein eine räumliche und zeitliche Dynamik. Auch hier ist ein Verständnis der ablaufenden Prozesse unter anderem abhängig von einem Einblick in die Dynamik des Nährstoffhaushaltes. In einigen Studien wurde gezeigt, dass durch Beweidung der Nährstoff-Umsatz, insbesondere die Stickstoffmineralisation, beschleunigt wird (Belsky 1987, Hobbs 1996, Dormann 1997, Tracy & Frank 1998). In einigen Systemen wurde eine Stimulierung der jährlichen Stickstoffumsätze um das zehnfache festgestellt (Floate 1970, Spedding 1971). Dadurch wurden teilweise Anstiege der verfügbaren Nährstoffgehalte im Boden nach Beweidung festgestellt (Vaughn et al. 1986, Unkovich et al. 1998). Anderseits können beweidete Ökosysteme an Nährstoffen verarmen, da die leicht verfügbaren Nährstoffe auch einer erhöhten Auswaschung unterliegen (Douglas & Evans 1997, Stout et al. 1998). So berichten Kooijman & Smit (2001) von teilweise nur halb so hohen Stickstoffnachlieferungs-Raten und Kalium-Gehalten im Boden beweideter Gebiete im Vergleich zu unbeweideten. Die genannten Untersuchungen wurden allerdings in anderen Ökosystem-Typen und unter anderen Beweidungssystemen durchgeführt, so z. B. von Kooijman & Smit (2001) nach über 10-jähriger Rinder/Pony-Beweidung von Sanddünen auf saurem Substrat (Niederlande).

In Abhängigkeit vom Ausgangs-Trophieniveau stellen sich somit für die hier im Blickpunkt stehenden Sand-Ökosys-

teme des Binnenlandes zwei **Fragenkomplexe**:

1. Ist eine **nachhaltige Beweidung** der nährstoffarmen Standorte mit typischen Sand-Ökosystemen möglich? Durch die direkten Nährstoffentzüge und indirekte Effekte könnten die ohnehin schon nährstoffarmen Standorte weiter verarmen, so dass die Ertragsleistung abnimmt. In diesem Fall wäre Beweidung – ohne Düngung – kein nachhaltiges Management.
2. Inwieweit kann es zu einer **Kompensation eutrophierender Immissionen** durch die Beweidung kommen? Nährstoffentzüge durch Bewirtschaftung sind im Falle eutrophierter Standorte erwünscht. Durch regelmäßige Mahd mit Abtransport des Mähgutes lassen sich langfristig zwar Ausmagerungen erzielen (z. B. Bischof 1992), großflächig ist der damit verbundene Aufwand jedoch sehr hoch. Deshalb stellt sich die Frage, inwieweit auch durch Beweidung Abnahmen der Nährstoffvorräte möglich sind, die zumindest einer weiteren Eutrophierung entgegenwirken (Ten Harkel & Van der Meulen 1996).

Da über die Auswirkungen von Beweidung auf die Nährstoffdynamik von Sand-Ökosystemen des mitteleuropäischen Binnenlandes bislang kaum umfassende Studien vorlagen, war es Ziel dieser Untersuchung, die hierfür notwendigen Daten zu erfassen und in Hinblick auf die genannten Fragestellungen auszuwerten. Die Untersuchungen zur Nährstoffdynamik sind ausführlich dargestellt in Bergmann (2004).

2 Methoden

Untersuchungsgebiet ist das Darmstadt-Dieburger Sandgebiet in der nördlichen Oberrheinebene (vgl. Zehm & Zimmermann 2004). Hier liegen zwei Naturschutzgebiete, in denen ein breites Spektrum von primär basenreichen Offenland-Sand-Ökosystemen vorkommt: der „Ehemalige August-Euler-Flugplatz von Darmstadt" (= AEF) und das Gebiet „Griesheimer Düne und Eichwäldchen" (= GD). In beiden Gebieten wurden stratifiziert-randomisiert Untersuchungsflächen ausgewählt, die sowohl unterschiedliche Sukzessionsstadien (Pionierfluren bis konsolidierte Sandrasen) als auch Ruderalisierungsgrade (typische bis stark ruderalisierte Ausbildungen) repräsentieren:

- AEF: **A1-A6** = **A**rmerion-, **B1-B2** = *Artemisia campestris*-, **F1-F2** = ***F**estuca ovina* agg.- **K1-K4** = **K**oelerion glaucae-Vegetationskomplex;
- GD: **S1-S4** = *Allio-**S**tipetum*-Vegetationskomplex, **G** = **G**ebüsch-Sukzessionstadium im *Allio-Stipetum*-Vegetationskomplex.

Als Pionierfluren sind vor allem die Koelerion glaucae-Bestände zu betrachten, als konsolidierte Sandrasen die Bestände des Armerion und *Allio-Stipetum*. Jede Untersuchungsfläche wurde zu Beginn der Untersuchungen (1999) in zwei Probeflächen aufgeteilt (Split-plot-Untersuchungsansatz), indem jeweils eine Flächenhälfte beweidet wurde und die andere (= Exclosure) als Kontrollfläche unbeweidet blieb (vgl. Zehm & Zimmermann 2004). Durch dieses Design ist sichergestellt, dass die jeweils zusammen gehörigen Flächenhälften vor Beginn der Beweidung einen sehr ähnlichen Ausgangszustand aufwiesen. Zu beachten ist das unterschiedliche Weidemanagement (vgl. Schwabe et al. 2004a,b):

- Die 14 Flächen des AEF wurden 1999-2001 statisch-extensiv mit Schafen beweidet,
- die 5 Flächen der GD wurden 2000-2001 dynamisch-extensiv mit Schafen beweidet.

Es wurden gezielt wichtige Kenngrößen des Nährstoffhaushaltes untersucht, aufgrund ihrer vermutlich herausragenden Bedeutung (siehe oben) vor allem für die Nährelemente Stickstoff und Phosphor. Auf allen genannten Flächen wurde ein Grundprogramm (Bodenuntersuchung) durchgeführt, das die wichtigsten Parameter abdeckt. Darüber hinaus wurden ausgewählte Flächen einem Intensivprogramm unterworfen, das wichtige Zusatzinformationen lieferte (ganzjährige Erfassung der Netto-Stickstoff-Mineralisierungsrate sowie jährliche Phytomasse-Untersuchung vor der Beweidung). Dies betrifft die Flächen K1, K3, A2, A5 sowie (nur Phytomasse) K2 und K4. Die Entnahme der Boden- bzw. Pflanzenproben erfolgte – in Abhängigkeit von der Intensitätsstufe der Untersuchungen – entweder am Rand der Grundaufnahme-Flächen oder auf separaten 4–6 Kleinflächen (vgl. Probeflächendesign in Zehm & Zimmermann. 2004).

2.1 Phytomasse und Streu

Oberirdische Phytomasse und Streu wurde auf den Flächen K1-4, A2 und A5 in den Jahren 2000 und 2001 nach der Erntemethode bestimmt, d. h. Abschneiden der oberirdischen Biomasse auf je 12 Entnahmeflächen (20 cm* 20 cm) je Probefläche und Vereinigung zu 3 Mischproben. Termin war jeweils der des maximalen Aufwuchses („peak standing crop", Mai–Juni). Die Proben wurden jeweils kurz vor der Beweidung genommen, so dass die Proben außerhalb der Exclosures eventuelle Effekte der Beweidung des jeweiligen Vorjahres widerspiegeln. Die Proben wurden fraktioniert in: Leguminosen/sonstige Kräuter/Gräser (= Poaceae und *Carex hirta*)/Moose/Flechten sowie Streu. Separat behandelt wurden lebende, grüne Pflanzenteile (Phytobiomasse) und abgestorbene, braune Pflanzenteile (Phyto-Nekromasse).

Unterirdische Phytomasse: Entnahme von je 10 Bodenproben je Probefläche mit dem Folienprobennehmer (Fa. Eijkelkamp, Durchmesser 4,7 cm) und Einteilung in die Horizonte 0–10 cm und 10–30 cm. Die unterirdische Phytomasse wurde über Sieben (0,5 mm) ausgewaschen.

Mineralische Verunreinigungen in der ober- und unterirdischen Biomasse wurden durch Veraschung bestimmt, so dass der jeweilige organische Trockenmassevorrat angegeben werden kann. Im getrockneten, feingemahlenen Material wurde außerdem der Gesamt-Stickstoff- und Kohlenstoffgehalt bestimmt (C/N-Analyzer, Fa. Carlo-Erba, NA 1400).

2.2 Boden

Die Entnahme der Bodenproben fand im Mai 2000 und 2001, jeweils vor der Beweidungsperiode, statt (auf den Intensivuntersuchungsflächen zusätzlich im Oktober). Separat beprobt wurden die Bodenhorizonte 0–10 (Oberboden) und 10–30 cm (Unterboden). Es wurden jeweils 18 Einzelproben je Probefläche entnommen und zu je drei Mischproben

vereinigt. Untersuchte Parameter sind: Lagerungsdichte (gravimetrisch nach Trocknung), pH-Wert (in 0,01 mol/l $CaCl_2$-Suspension), Gesamt-Stickstoffgehalt N_t und Gesamt-Kohlenstoffgehalt C_t (beides am C/N-Analyzer, Fa. Carlo-Erba, NA 1400), Kalkgehalt (Essigsäure-Pufferung nach Loeppert et al. 1984, Ashworth 1997), organischer Kohlenstoff C_{org} (Differenz C_t-C_{Kalk}), extrahierbare Nährstoffe (nach VDLUFA 1991): 0,0125 mol/l $CaCl_2$-extrahierbares Nitrat und Ammonium (photometrische Bestimmung am SANplus Continous Flow Analysator, Fa. Skalar) sowie Calcium-Acetat-Lactat-extrahierbares Phosphat und Kalium (photometrische Bestimmung am SANplus Continous Flow Analysator, Fa. Skalar bzw. Atom-Emissions-Spektralphotometrie, Fa. Perkin-Elmer). Es wurden für die genannten Nährstoffe jeweils die Gehalte bezogen auf die Bodentrockensubstanz sowie die Vorräte (je ha*30 cm) berechnet. Außerdem wurden die potentiellen Netto-Stickstoff-Mineralisationsraten bestimmt (anaerobe Inkubation nach Keeney 1982). Auf den Intensivflächen wurden zudem die in situ-Netto-Stickstoff-Mineralisationsraten (= NNM) ermittelt (Freilandinkubation mittels resin core-Methode nach Hübner et al. 1991).

2.3 Stoffeinträge aus der Atmosphäre

Mit Hilfe von vier über das Gebiet des ehemaligen August-Euler-Flugplatzes verteilten Bulk-Sammlern (gemäß den Vorgaben der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser 1998) wurden Niederschlagsmengen, pH-Werte, Leitfähigkeiten, Nitrat- und Ammonium-Konzentrationen in jeweils 14-tägigen Intervallen im Zeitraum 01.09.2001 bis 25.10.2002 untersucht. Durch die Bulk-Messung erfasst wird die Nassdeposition, sowie ein Teil der Trockendeposition. Der nicht erfasste Anteil der Trockendeposition wurde abgeschätzt und hinzuaddiert (nach Gauger et al. 2000).

2.4 Nährstoffentzug durch Fraß der Weidetiere

Mit Hilfe von jeweils 8 (6) Weidekörben (à 2 m^2) pro Weidekoppel wurden die unmittelbaren Phytomasse-Entzüge durch die Beweidung ermittelt (vgl. Mährlein 2004). Dazu wurden am Ende des Weidegangs jeder Koppel die oberirdischen Gefäßpflanzen der unbeweideten Weidekorb-Fläche und einer entsprechend großen beweideten Vergleichsfläche geerntet. Die Differenzen ergeben den unmittelbaren Entzug. Durch Nährstoffanalysen konnten die qualitativen Unterschiede (C:N-Verhältnis) im Weiderest gegenüber unbeweideten Beständen festgestellt sowie der Stickstoff-Entzug berechnet werden.

2.5 Nährstoffrückführung

Als Brutto-Nährstoffrückführung bezeichnet wird hier die von den Weidetieren abgegebene Nährstoffmenge in Dung und Urin. Diese wird jedoch nur unter günstigsten Bedingungen vollständig innerhalb des Ökosystems recycelt, da es zu mehr oder minder großen Verlusten durch Ausgasung oder Auswaschung kommen kann. Die Netto-Rückführung hängt von der Höhe dieser Verluste ab und konnte nur abgeschätzt werden.

Es wurden während der gesamten Beweidungsperiode 2001 (teilweise auch 2002) im Gebiet des ehemaligen August-Euler-Flugplatzes die abgegebenen Dungmengen von drei Hammeln mit Hilfe von Kotsammelgeschirren quantitativ erfasst (Methode nach Brenner 2001) Zur Ermittlung der abgegebenen Urinmengen wurden an unterschiedlichen Koppelterminen, Tageszeiten und Individuen insgesamt 11 Teilproben erfasst und deren Anteile an der Gesamtmenge (Miktion) geschätzt. Mit Hilfe von insgesamt 15 Tagesprotokollen wurde die Anzahl der Miktionen pro Tag*Schaf bestimmt. Die Analysen von Gesamtstickstoff (N_t) und Gesamtphosphor (P) erfolgten im schwefelsauren Aufschluss: Stickstoff nach Kjeldahl (Vapodest-5, Fa. Gerhardt) und Phosphor photometrisch (Photometer Zeiss PM QII). Zur Bestimmung von C und N_t siehe 2.2.

2.6 Statistische Auswertung

Für die Auswertungen wurden gemischte lineare Modelle berechnet (SAS 8.2, Proc Mixed), da es sich um ein komplexes Modell mit fixed und random effects handelt und wegen der räumlichen (split plot design) und zeitlichen (repeated measures) Autokorrelationen eine Modellierung verschiedener Covarianzstrukturen notwendig ist (Littell et al. 1998, 2000). Im Text werden Ergebnisse mit Irrtumswahrscheinlichkeiten 0,050-0,011 als schwach signifikant, bei 0,001-0,010 als signifikant und solche < 0,001 als hochsignifikant bezeichnet.

3 Ergebnisse

3.1 Phytomasse und Streu

Die im Folgenden dargestellten Untersuchungen beziehen sich auf die Flächen K1-4, A2 und A5, repräsentieren also das Spektrum von offenen Sand-Pionierfluren (Koelerion glaucae K) hin zu den konsolidierten Sandrasen (Armerion A).

3.1.1 Grundlagen

Die mittleren **Gesamt-Phytomassen** (organische Trockensubstanz, incl. Phyto-Nekromasse) der unbeweideten Flächen liegen nach Bergmann (2004) zwischen ca. 7 (K1) und 28 (A5) t/ha. Besonders in den Pionierfluren spielen dabei Kryptogamen (Moose und Flechten) eine große Rolle. Von der Phytomasse der Gefäßpflanzen ist der größte Teil unterirdisch. Das Futter-Angebot, das den Weidetieren zur Verfügung steht, ist deshalb sehr gering.

In beiden Untersuchungsjahren lagen die **N-Gehalte** der Gräser zwischen 1,1–2,0 % (Abb. 1), die der Kräuter (ohne Leguminosen) zwischen 1,4–2,6 % (Abb. 2) und der Leguminosen zwischen 2,3–3,3 % (nicht dargestellt). Die N-Gehalte der Nekromasse lagen zwischen 0,9–1,6 %, die der Streu zwischen 1,2–2,0 %, die der Moos-Biomasse ebenso wie die der Moos-Nekromasse zwischen 1,3–2,5 %. Diese auf den Intensivflächen gewonnenen Ergebnisse stehen im Einklang mit den Mittelwerten für den gesamten Aufwuchs, die von Mährlein (2004) ermittelt wurden (Rohproteingehalt 8,9 % entspricht 1,4 % N).

Die **C:N-Verhältnisse** der Leguminosen waren mit Werten zwischen 5–25 deutlich enger als die C:N-Verhältnisse der übrigen Gefäßpflanzengruppen: Die C:N-Verhältnisse der Gräser lagen

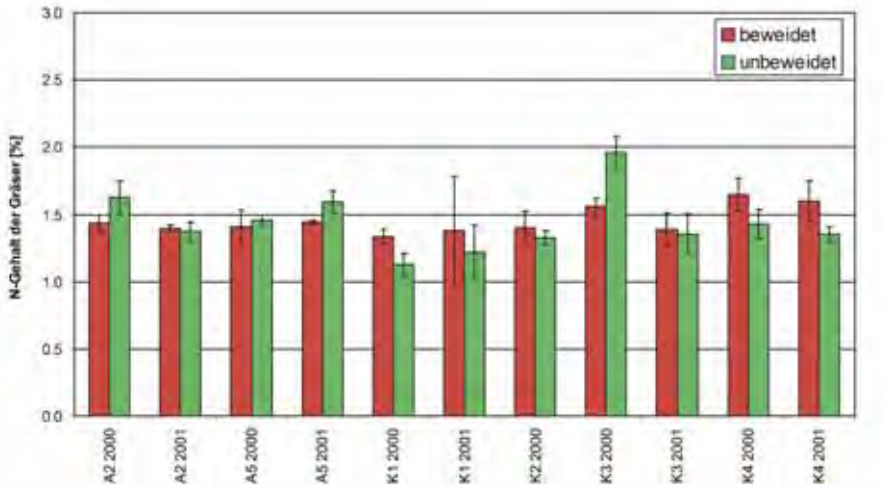


Abb. 1: Stickstoff-Gehalte in der oberirdischen Phytomasse der Gräser (Poaceae und *Carex hirta)* der Intensivuntersuchungsflächen des AEF. Die Jahre 2000 und 2001 sind jeweils nebeneinander dargestellt. Fehlerbalken: mittlere Abweichung vom Mittelwert von 3 Mischproben.

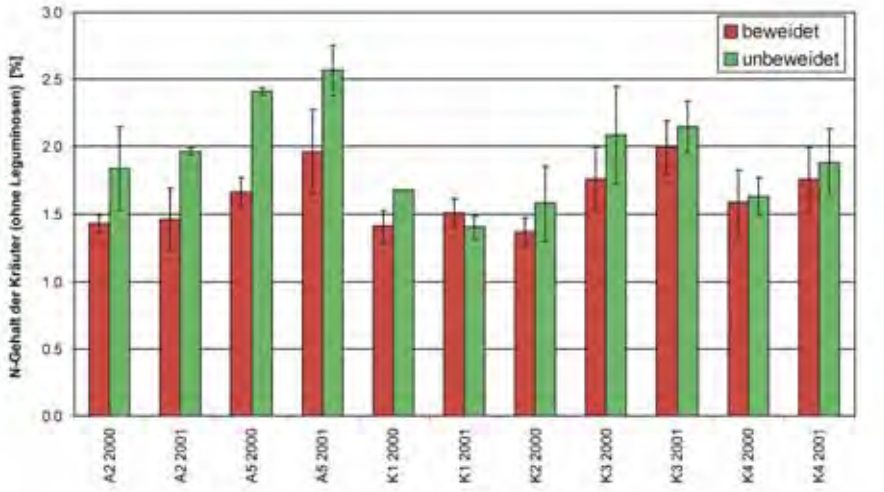


Abb. 2: Stickstoff-Gehalte in der oberirdischen Phytomasse der Kräuter (ohne Leguminosen) der Intensivuntersuchungsflächen des AEF. Die Jahre 2000 und 2001 sind jeweils nebeneinander dargestellt. Fehlerbalken: mittlere Abweichung vom Mittelwert von 3 Mischproben.

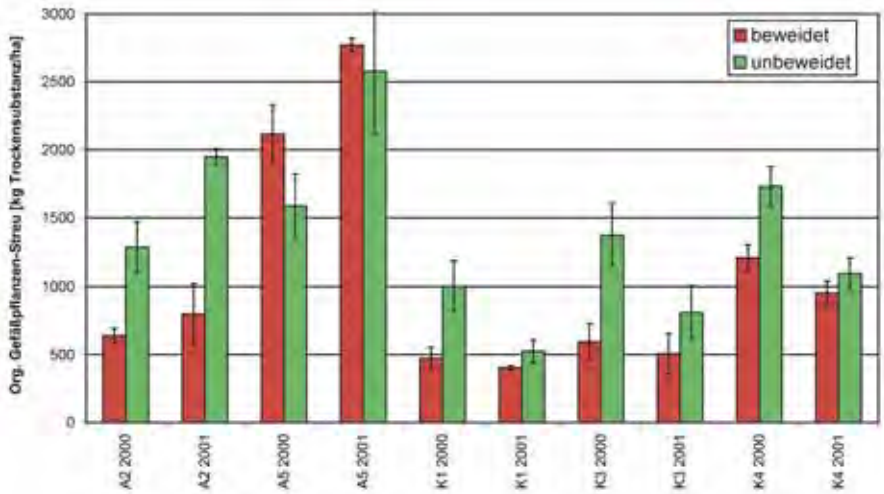


Abb. 3: Gefäßpflanzen-Streu (organische Trockenmasse) der Intensivuntersuchungsflächen des AEF. Die Jahre 2000 und 2001 sind jeweils nebeneinander dargestellt. Fehlerbalken: mittlere Abweichung vom Mittelwert von 3 Mischproben.

zwischen 28 und 52, die der krautigen Pflanzen mit 20 bis 45 etwas niedriger. Das C:N-Verhältnis der Streu lag zwischen 27 und 49. Bei den Kryptogamen fand sich eine relativ weite Spannbreite der C:N-Verhältnisse von 20 bis 38 (Moose) bzw. 18 bis 54 (Flechten).

3.1.2 Einfluss der Beweidung

Die Beweidung der untersuchten Flächen erfolgte in den Jahren 1999–2001 statisch-extensiv (vgl. Schwabe et al. 2003 a,b). Die Ergebnisse beziehen sich daher nur auf diese Form des Beweidungsmanagements. Die Parameter wurden mit gemischten linearen Modellen geprüft. Auf die meisten Parameter hat sich die Beweidung nicht nachweisbar ausgewirkt. Ausnahmen sind:

3.1.2.1 Streumenge und -qualität

Bei der Auswertung wurde zunächst der sehr phytomassereiche (und daher auch streureiche) Bestand A5 ausgeklammert. Wie Abb. 3 zeigt, war die Streu-Trockenmasse (Gefäßpflanzen) der übrigen beweideten Flächen in allen Fällen niedriger als die der unbeweideten, im Mittel um 40 %. Dieser Unterschied ist schwach signifikant und hat sich in Bestand A2 im Jahr 2001 gegenüber 2000 noch verstärkt (Interaktion Vegetationstyp*Jahr*Beweidung signifikant). Im o. g. ruderalisierten Bestand A5 erbrachte das statisch-extensive Weidemanagement in den ersten beiden Jahren (noch) keine Streureduktion. Die Zunahme der Streumasse von 2000 auf 2001 fiel aber auf der beweideten Fläche niedriger aus als auf der unbeweideten, so dass der Trend auch hier in Richtung Streureduktion durch Beweidung weist.

Interessant ist außerdem eine durchgängige, hochsignifikante Zunahme des C:N-Verhältnisses im Weiderest gegenüber unbeweideter Vegetation (unter Weidekorb) um 10–20 % auf allen Flächen in beiden Jahren (Daten von A. Mährlein), die in Abb. 4 dargestellt ist.

3.1.2.2 Phytomasse der funktionellen Gruppen

Hochsignifikant höher ist die Phytomasse (incl. Nekromasse) der **Leguminosen** beweideter Flächen gegenüber den Exclosures (Abb. 5). Dieser Effekt tritt nur im Armerion, nicht aber im Koelerion glaucae auf (Interaktion Beweidung*Vegetation hochsignifikant). Auffällig ist die sehr hohe Masse auf den Flächen A2 und A5 im Jahr 2000, die vor allem durch *Trifolium arvense* und *T. campestre* gebildet wurde. Diese einjährigen Arten wurden offenbar durch die Beweidung kurzfristig gefördert, sind dann aber wieder verschwunden (Interaktion Beweidung *Vegetation*Jahr hochsignifikant). In den beweideten Flächen ist außerdem die Phytomasse (inkl. Nekromasse) der sonstigen **Kräuter** jeweils höher als in den unbeweideten Beständen (schwach signifikant), und zwar wiederum vor allem im Armerion im Jahr 2000 (Interaktion Vegetation*Jahr schwach signifikant).

3.1.2.3 N-Gehalte der funktionellen Gruppen

Unterschiede zwischen beweideten und unbeweideten Flächen sind auch hinsichtlich der N-Gehalte der Pflanzengruppen feststellbar: Nach Beweidung im Vorjahr hochsignifikant niedriger sind die N-Gehalte der Kräuter (Abb. 2), vor allem im Armerion, aber auch im Koelerion (Interaktion Beweidung*Vegetationstyp signifikant). Dagegen verhalten sich die N-Gehalte der Gräser uneinheitlich (Abb. 1).

3.2 Bodenchemische Kennwerte

3.2.1 Grundlagen

Die **pH-Werte** der untersuchten Böden liegen weitgehend im schwach alkalischen Bereich. Niedrigere pH-Werte sind im Oberboden nur in manchen Armerion-Beständen festzustellen. Verglichen mit Literaturangaben liegen alle pH-Werte im Mittelfeld der für Gesellschaften basenreicher Flugsande angegebenen Werte (vgl. Storm et al. 1998). Während die meisten Proben noch nennenswerte Mengen an **Kalk** enthalten, sind einige Bestände im Bereich des Armerion kalkfrei. Die Gehalte an **organischem Kohlenstoff** zeigen eine sehr deutliche Differenzierung von sehr schwach humosen Pionierfluren hin zu den schwach bis mittel humosen Sandrasen (Einstufung nach AG Boden, 1996) Dieselbe Tendenz zeigt der **Gesamt-Stickstoffgehalt.** Beim **Phosphat** fallen alle Bestände in Kategorie A (0–26 mg/kg) von Grünlandböden mit sehr niedrigen P-Gehalten (Schilling 2000). Für Kulturpflanzen wird der Bereich < 40 mg/kg als „Mangelbereich" eingestuft. Andererseits sind auf landwirtschaftlichen Nutzflächen bereits ab 50 mg/kg keine Ertragssteigerungen zu erzielen (Scheffer et al. 2002). Heterogener sind die **Kaliumgehalte**: Die Mittelwerte liegen in Kategorie B (niedrige Gehalte, 20–60 mg/kg), in einzelnen Beständen der typischen Sandpionierflur (K1, K2) fallen sie in Kategorie A (sehr niedrig, ≤ 20 mg/kg). Düngungsexperimente in der Landwirtschaft zeigten, dass oberhalb 50 mg/kg keine Ertragssteigerungen auftreten (Scheffer et al. 2002).

3.2.2 Einfluss der Beweidung

Mögliche Auswirkungen der Beweidung auf die bodenchemischen Kennwerte wurden für die Jahre 2000 und 2001 geprüft. Die statistischen Analysen mit gemischten linearen Modellen ergaben keine signifikanten und gleichzeitig ökologisch plausiblen Beweidungseinflüsse für pH-Wert, C_{org}, N_t, NH_4^+, NO_3^-, P, K, potentielle Netto-N-Mineralisierung und in situ-Mineralisierung. Vielmehr lagen die Kontrollflächen (Exclosures) und die jeweils zugehörigen beweideten Flächen entweder auf bemerkenswert ähnlichem Niveau (vor allem bei den Beständen der GD) oder unterschieden sich bereits 2000 ohne Verstärkung des Trends im Jahr 2001 (z. B. für C_{org}, N_t auf den Armerion-Flächen des AEF), so dass initiale Probeflächenunterschiede nicht ausgeschlossen werden können.

3.3 Trockenrohdichte des Bodens

3.3.1 Grundlagen

Die Trockenrohdichte im Oberboden ohne Beweidungseinfluss (Abb. 6) liegt bei Pionierfluren zwischen 1,23–1,51

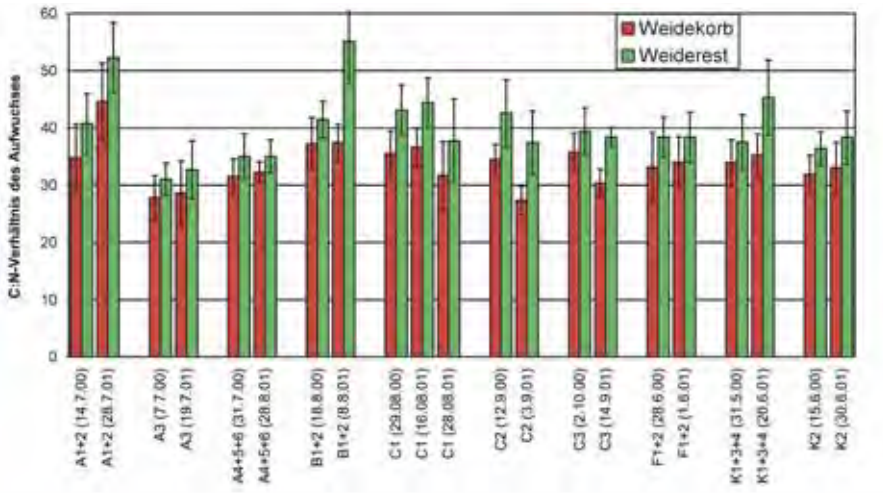


Abb. 4: C:N-Verhältnis des Aufwuchses im Weiderest und unter Weidekörben, jeweils unmittelbar nach der Beweidung, im Gebiet des AEF. Die Ergebnisse sind koppelbezogen und wurden den Namen der jeweiligen Exclosures zugeordnet (die Flächen C1–C3 liegen im Bereich ehemaliger Äcker). Die Jahre 2000 und 2001 sind jeweils nebeneinander dargestellt. Fehlerbalken: mittlere Abweichung vom Mittelwert von 6 oder 8 Weidekörben (Koppel C1: 2 Erntezeitpunkte im Jahr 2001).

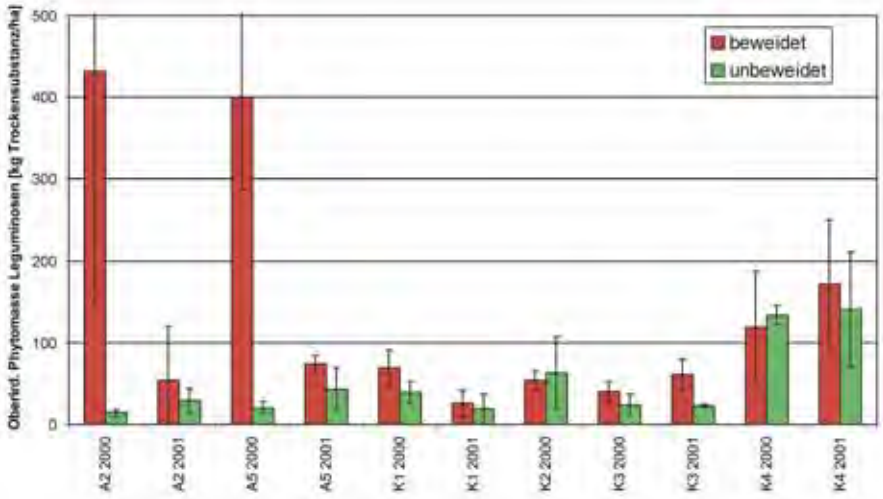


Abb. 5: Oberirdische Phytomasse der Leguminosen (organische Trockenmasse, incl. Nekromasse) der Intensivuntersuchungsflächen des AEF. Die Jahre 2000 und 2001 sind jeweils nebeneinander dargestellt. Fehlerbalken: mittlere Abweichung vom Mittelwert von 3 Mischproben.

Abb. 6: Mittlere Trockenrohdichte der Oberböden (0–10 cm) in den Proben vom Oktober 2002 (n = 3 bis 6).

g/cm³ und bei konsolidierten Sandrasen im Bereich 1,04–1,36 g/cm³. Nach AG Boden (1996) sind Werte < 1,2 g/cm³ als sehr gering einzustufen, Werte > 1,4 als mittel. Im Unterboden (10–30 cm) sind die Böden durchweg mit Werten 1,46–1,76 g/cm³ als mittel dicht gelagert anzusprechen.

3.3.2 Einfluss der Beweidung

Als statistisch schwach signifikant erweist sich der Faktor Beweidung: Die mittlere Trockenrohdichte im Oberboden aller 19 beweideten Bestände lag 2002 (nach zwei- bzw. dreimaliger Beweidung) bei 1,32 g/cm^3; innerhalb der Exclosures lag sie bei 1,26 g/cm^3. Unter den 19 untersuchten Flächenpaaren sind nur zwei, bei denen die beweidete Fläche nicht dichter gelagert ist als die unbeweidete (Abb. 6). Da sich im Unterboden beweidete und unbeweidete Flächen weitgehend gleichen, ist der Interaktionsterm Beweidung*Bodentiefe ebenfalls schwach signifikant. Diese Tatsache spricht für eine tatsächliche Bodenverdichtung durch die Beweidung.

3.4 Stickstoffdynamik der Sand-Ökosysteme

Nach den Ergebnissen von Bergmann (2004) sind die Stickstoffflüsse auf den intensiv untersuchten Flächen des AEF wie folgt zu quantifizieren: Die wichtigsten Prozesse sind die **Mineralisierung** und die **N-Aufnahme** durch die Pflanzen. Beide betragen zwischen rund 50 kg/(ha*a) (Koelerion) und 160 kg/(ha*a) (A2). Ein beweidungsbedingter Einfluss konnte nach 3.2.2 nicht festgestellt werden. Die mittlere jährliche Bulk-N-Deposition lag bei knapp 8 kg N. Daraus lässt sich nach den von Gauger et al. (2000) angegebenen Umrechungsfaktoren eine **Gesamtdeposition** von ca. 18 kg /(ha*a) ableiten. Verglichen mit dem Durchschnitt in Deutschland liegt der jährliche N-Eintrag im unteren Bereich. Sehr ähnlich ist die hier gemessene Bulk-N-Deposition den aktuellen Regionaldaten des Hessischen Landesamtes für Umwelt und Geologie, Wiesbaden (nicht veröffentlichter Zwischenbericht). Anhand der resin core-Daten ist auch eine Abschätzung der **maximalen N-Auswaschung** möglich. Sie liegt bei rund 10–30 kg/(ha*a). Die Beweidung hat sich auch auf diese Stoffverluste nicht signifikant ausgewirkt.

3.5 N-Entzug durch Fraß der Weidetiere

Die jährlichen N-Entzüge durch Fraß lagen nach den Weidekorbuntersuchungen in beiden Untersuchungsjahren (2000/2001) im Mittel zwischen 3 kg/(ha*a) (K) und 25 kg/(ha*a) (A5).

3.6 N-und P-Rückführung

Bei Gehalten von 15–20 g N und 3,7–4,6 g P/kg Trockenmasse und **Dung**abgaben zwischen 540 und 750 g Trockenmasse pro Tag und Schaf ergibt sich eine Brutto-Stickstoff-Rückführung zwischen 2,4 kg/(ha*a) (Koppel K1-3-4, Jahr 2002) und 5,2 kg/(ha*a) (Koppel A4, Jahr 2001) durch Faeces. Die berechnete Brutto-Phosphor-Rückführung lag zwischen 0,55 kg/(ha*a) (Koppel K1-3-4, Jahr 2002) und 1,51 kg/(ha*a) (Koppel A4, Jahr 2001).

Bei Ermittlung der abgegebenen **Urin**mengen pro Tag*Schaf zeigte sich eine hohe Variabilität: Die abgegebenen Mengen pro Miktion schwankten zwischen 47 und 212 g (Mittelwert: 125 g); die Anzahl der protokollierten Miktionen pro Tag lag zwischen 2,2 und 16 (Mittelwert: 7,3). Als Rechenwert verwendet wurde eine mittlere Urin-Abgabe von 840 ml pro Tag*Schaf, wobei eine mittlere Abweichung von 47 % (n = 11) zu berücksichtigen ist. Die N-Konzentrationen im Urin betrugen im Mittel (n = 9) 19,3 g/l (mittlere Abweichung 24 %); die P-Konzentrationen 0,018 g/l (± 21%). Die Brutto-Stickstoff-Rückführung durch Urin belief sich damit auf Werte zwischen 3,7 kg/(ha*a) (Koppel K1-3-4, Jahr 2002) bis 7,7 kg/(ha*a) (Koppel A4, Jahr 2001); bei Phosphor zwischen 0,003–0,007 kg/(ha*a).

3.7 Zusätzliche symbiontische N_2-Bindung

Aufgrund der höheren Leguminosen-Phytomasse einiger beweideter Flächen (s. o.) ist mit einem indirekt beweidungsbedingten Stickstoffeintrag durch gesteigerte N_2-Fixierung zu rechnen. Legt man einen linearen Zusammenhang zwischen der Leguminosen-Phytomasse der Probeflächen (Mittelwerte zweier Untersuchungsjahre) und der N_2-Fixierung zugrunde, so liegen die zu erwartenden *Mehreinträge* für die einzelnen Bestände zwischen 0 kg N/(ha*a) (z. B. K2) und 160 kg N/(ha*a) (z. B. A2).

4 Diskussion

4.1 Phytomasse und Streu

Die **N-Gehalte**, insbesondere der Gräser, sind sehr niedrig (nach Whitehead 2000 für Grasland typisch: 2,8 %). Auf den geringen Futterwert für die Weidetiere wird auch von Mährlein (2004) hingewiesen. Aus den niedrigen N-Gehalten resultiert auch ein relativ weites C:N-Verhältnis. Diese Werte liegen weit über dem für Mikroorganismen optimalen C:N-Verhältnis, wodurch die Zersetzbarkeit und Abbaugeschwindigkeit des Pflanzenmaterials beeinträchtigt werden kann.

Dass der **Streuanfall** unter Beweidung abnimmt, ist eine zu erwartende Folge des Biomasse-Entzugs durch den Fraß. Dieses trockenmassebezogene Ergebnis steht auch in Einklang mit den deckungsbezogenen von Schwabe et al. (2004a). Durch verminderten Streuanfall können vielfältige indirekte Wirkungen ausgelöst werden, z. B. auf die Bodenzersetzer-Gemeinschaften und die Bodentemperaturen (siehe Zehm 2003).

Die C/N-Zunahme im **Weiderest** und damit die Abnahme der Streuqualität ist eine Folge der Fraß-Selektion (vgl. Stroh et al. 2002). Sie bedingt eine noch schlechtere Abbaubarkeit der ohnehin schon stickstoffarmen Streu (siehe 3.1.1) und damit eine erhöhte N-Aufnahme durch Mikroorganismen (N-Immobilisierung).

Wie die Auswertung von Schwabe et al. (2004a) zeigt, handelt es sich bei der Förderung von Leguminosen durch **Beweidung** um einen Effekt, der auch außerhalb der Intensivuntersuchungsflächen A2 und A5 im Armerion- und *Festuca ovina* agg.-Bereich des AEF auftrat und insbesondere *Trifolium campestre, Medicago falcata* und *Vicia lathyroides* betraf. Die Beobachtung, dass durch Beweidung stärker Kräuter, insbesondere Leguminosen, gefördert werden können, wurde auch von anderen Autoren berichtet (z.

B. Whitehead 2000). Als charakteristisch dargestellt wurde das Auftreten von Jahr zu Jahr „oszillierender" Leguminosen- und Grasdominanz von Schwinning & Parsons (1996). In den hier untersuchten Armerion-Beständen handelte es sich bei den von der Beweidung „geförderten" Kräuter-/Leguminosen-Arten überwiegend um lichtliebende Arten, die durch Vegetationslücken gefördert werden, so bei den Therophyten *Trifolium arvense* und *Vicia lathyroides*. Bei ausdauernden Leguminosen (wie *Medicago falcata*) könnte, eventuell infolge ihrer besseren N-Versorgung, die Fähigkeit zum „compensatory growth" hinzukommen, d. h. Neuaustrieb nach der Beweidung (vgl. McNaughton 1983, Hamilton et al. 1998). Dieser Effekt kann bei anderen Arten durch das geringe Nährstoffangebot limitiert werden.

Unterschiedlich sind die in der Literatur dargestellten **Beweidungseffekte auf die N-Gehalte** der Pflanzen; typischerweise führen jedoch Änderungen der Nährstoffverfügbarkeit im Boden bei Kräutern leichter zu Änderungen der N-Gehalte, während Gräser „konservativer" reagieren (vgl. Kinzel 1982).

4.2 Bodenchemische Kennwerte

Die Untersuchungen zeigen, dass die eingangs pauschal als „nährstoffarm" charakterisierten Sand-Ökosysteme differenziert betrachtet werden müssen. Tatsächlich sind organischer Kohlenstoff (Humus) sowie Gesamtstickstoff nur in geringen Mengen in den Böden angereichert, besonders gilt das für die Pionierfluren (Koelerion glaucae). Kalium hingegen ist vermutlich in ausreichenden Mengen im Boden vorhanden, wenn man berücksichtigt, dass der Pflanzenbedarf geringer ist als auf landwirtschaftlichen Flächen. Dies unterstützt die Hypothese, dass dem Nährelement Stickstoff (eventuell kombiniert mit Phosphor in späteren Sukzessionsstadien) die entscheidende Bedeutung zukommt. Ein unmittelbarer Beleg dafür wird von einem zwischenzeitlich angelegten Nährstoffapplikationsexperiment erwartet.

Bei der Bewertung der nicht eindeutig nachweisbaren Einflüsse der **Beweidung** auf den Boden ist der kurze Untersuchungszeitraum zu berücksichtigen. Die GD-Flächen waren 2001 erst ein Jahr beweidet, die AEF-Flächen zwei Jahre. Angesichts der moderaten Beweidungsintensität und des statischen Beweidungssystems auf den Flächen des AEF sind deutliche Auswirkungen auf bodenchemische Kennwerte nach so kurzer Zeit nicht zu erwarten. Vielmehr ist mit langfristigen Effekten zu rechnen, etwa durch veränderte Bestandeszusammensetzung oder Veränderung der Abbaubarkeit der Streu. Im Vergleich zum Kompartiment Phytomasse ist der Boden ein träge reagierendes System. Möglicherweise kompensieren sich auch über längere Zeiträume Stoffumsatz-verlangsamende Wirkungen (z. B. über verminderte Streumenge und schlechtere Streuabbaubarkeit → vermindere Mineralisierung) und dynamisierende Effekte (z. B. verminderte Streu → erhöhte Bodentemperatur → erhöhte Mineralisierung). Uneinheitliche Befunde über die Auswirkung von Beweidung auf bodenchemische Kennwerte wurden von Floate (1973) und Marrs et al. (1989) festgestellt. Kleinräumige, kurzfristige Effekte auf den Stickstoffhaushalt wären grundsätzlich denkbar, insbesondere an Dungstellen oder Urinflecken. Sie wurden durch die zeitlich engmaschigen Untersuchungen zur in situ-Netto-Stickstoff-Mineralisationsrate geprüft, jedoch ohne signifikantes Ergebnis. Die sehr ähnlichen Bodenverhältnisse der jeweiligen Probeflächenpaare bieten allerdings eine hervorragende Basis für künftige Untersuchungen in größeren zeitlichen Abständen.

4.3 Trockenrohdichte des Bodens

Die Zunahme der Bodendichte im Oberboden von Pionierfluren zu konsolidierten Sandrasen ist typisch für Sandstandorte unterschiedlicher Bodenentwicklung, bei der die fortschreitende Humusakkumulation und die Aktivität des Edaphons eine Bodenlockerung bewirkt (Scheffer et al. 2002).

Bodenverdichtung nach **Beweidung** mit Schafen wurde vielfach beobachtet, in der Regel jedoch erst langfristig oder bei höheren Besatzsichten (z. B. Hiernaux et al. 1999, Dewry et al. 1999, Greenwood & McKenzie 2001); typisch ist dabei die Beschränkung der Verdichtung auf den obersten Bodenhorizont (z. B. Greenwood et al. 1997). Im Vergleich zu Rinderbeweidung ist der Einfluss der Schafbeweidung auf die Bodendichte jedoch wesentlich geringer (vgl. Murphy et al. 1995). Die Bodenverdichtung könnte sich indirekt auf weitere physikalische Bodeneigenschaften auswirken (insbesondere den Wasserhaushalt, z. B. Greenwood et al. 1997, Bergmann 2004) und auch bodenchemische Prozesse verändern (z. B. die N-Mineralisierung, vgl. Breland & Hansen 1996). Es ist anzunehmen, dass im Bereich von Weidepfaden die Auswirkungen noch wesentlich deutlicher sind als auf den von uns untersuchten Flächen.

4.4 N- und P-Rückführung

Insgesamt beträgt die **Brutto-Stickstoff-Rückführung** mit Dung und Urin ca. 6–13 kg/(ha*a). Zu berücksichtigen ist jedoch, dass unter Feldbedingungen nur ein Teil der in den Exkrementen enthaltenen Nährstoffe tatsächlich rückgeführt wird. Je nach Witterungs- und Bodenbedingungen können beträchtliche Anteile – insbesondere beim Stickstoff – durch Ausgasung oder Auswaschung dem Ökosystem verloren gehen. Diese wurden von uns nicht untersucht. Holland et al. (1992) kalkulierten für ihre Modellstudie mit Verlusten durch Ausgasung und Auswaschung in Höhe von 20 %. Unter dieser Annahme verblieben nur ca. 1,2–8 kg N/ha als **Netto-N-Rückführung** tatsächlich im Ökosystem. Die Angaben anderer Autoren bestätigen in etwa die Größenordnung (20 %) jedoch können die N-Verluste sowohl beim Urin als auch beim Kot im Extremfall wesentlich darüber liegen (z. B. Cuttle & Bourne 1993, Fraser et al. 1994, Pakrou & Dillon 1995). Daher muss zur Kalkulation der **tatsächlichen Netto-N-Entzüge** mit einer Spanne gerechnet werden, welche sich zwischen den Fraß-Entzügen als *Maximalwert* und den Fraß-Entzügen minus Brutto-N-Rückführung als *Minimalwert* bewegt.

Es seien zwei Referenzflächen für die Spanne möglicher Beweidungseinflüsse auf den Stickstoffhaushalt betrachtet: K1 ist ein Beispiel für eine sehr **lückige Pionierflur** (Koelerion glaucae) Hier beträgt der Gesamt-N-Vorrat (Boden und

Phytomasse) 1500 kg N/ha, 54 kg N/(ha*a) werden jährlich mineralisiert und ca. 8 kg/(ha*a) symbiontisch durch Leguminosen fixiert. Die Schafe bewirkten einen Brutto-N-Entzug von 3 kg N/(ha*a), wovon 0–2 kg N/(ha*a) zurückgeführt wurden. Der Netto-N-Entzug bewegt sich damit in einer vernachlässigbaren Größenordnung. A5 steht exemplarisch für einen vergleichsweise produktiven, **ruderalisierten Sandrasen** (von *Cynodon dactylon* dominierter Armerion-Bestand). Bei einem Gesamt-N-Vorrat in Boden und Pflanzen von 3500 kg/ha, einer geschätzten N_2-Fixierung durch Leguminosen von 13 kg N/(ha*a) und einer Mineralisierung von 105 kg N/(ha*a) wurden von den Schafen 23 kg N/(ha*a) gefressen und davon 0–8 kg N/(ha*a) wieder zurückgeführt, so dass es zu einem Netto-N-Entzug von 15–23 kg N/(ha*a) kommt.

Zu berücksichtigen ist noch die Tatsache, dass atmogene Einträge in Höhe von rund 18 kg N/(ha*a) über das ganze Jahr hinweg ± gleichverteilt eintreffen, während Entzüge durch die Beweidung bei gegebenem Weidemanagement binnen 7 bis 12 Tagen stattfinden. Die durch Exkremente in dem selben kurzen Zeitraum rückgeführten Anteile können, zumindest im Falle der Urinflecken, rasch zur Verfügung stehen, da sie vergleichsweise hohe Anteile leicht abbaubarer Stickstoffverbindungen enthalten. Zudem treffen sie in lokal konzentrierter Form ein.

4.5 Zusätzliche symbiontische N_2-Fixierung

Für die langfristige Beurteilung der beweidungsbedingten Effekte auf den Stickstoffhaushalt kommt nach unseren Untersuchungen den Leguminosen eine Schlüsselstellung zu. Durch die Zunahme der Leguminosen kann es – indirekt beweidungsbedingt – zu zusätzlichen N-Einträgen kommen, deren Größenordnung den Eintrag durch atmogene N-Deposition deutlich übersteigen kann. Die Förderung diverser Leguminosen-Arten bei Beweidung wurde auch in anderen Grasland-Ökosystemen beschrieben (z. B. Unkovich et al. 1998, Schwinning & Parsons 1996). In den von uns untersuchten Sand-Ökosystemen war eine Zunahme der Leguminosen auf beweideten Flächen allerdings nur im Bereich des Armerion und der *Festuca ovina* agg.-Bestände des ehemaligen August-Euler Flugplatzes festzustellen – und zwar vor allem im Jahr 2000. In den Folgejahren war der Effekt deutlich abgeschwächt, im *Allio-Stipetum* der Griesheimer Düne trat er gar nicht auf (vgl. Schwabe et al. 2004a).

Da die Leguminosen-Bestände nicht gleichmäßig verteilt sind, ist mit einer Zunahme der räumlichen Heterogenität bezüglich der Luftstickstoff-Fixierung, und damit des Mineralstickstoff-Gehaltes im Boden, zu rechnen. Wie Day et al. (2003) berichten, wird durch eine heterogene Nährstoffverteilung das Wurzelwachstum (v. a. von Feinwurzeln), die N-Aufnahme und bei bestimmten Pflanzenarten auch die Phytomasseproduktion stimuliert. Dieser Effekt kann bereits unabhängig von einer Änderung der flächenhaft gemittelten Nährstoffvorräte zu einer Stimulierung der Umsatz-Raten oder der Produktivität führen.

5 Schlussfolgerungen

5.1 Nachhaltigkeit

Ein Weidemanagement kann als „nachhaltig" bezeichnet werden, wenn das Futterangebot, also die oberirdische Phytomasse der Gefäßpflanzen, quantitativ (peak standing crop) und qualitativ (Nährstoffgehalt, insbesondere N-Gehalt) stabil bleiben. Der Nachweis einer Nachhaltigkeit kann erbracht werden, wenn

1. das Futterangebot direkt untersucht wird oder
2. die Nährstoffbilanz und andere wichtige Standorteigenschaften ermittelt werden.

Andere Kriterien (z. B. keine Erosionsförderung) können in bestimmten Gebieten hinzutreten, spielen aber für unsere Fragestellung keine Rolle.

Ad 1.
Die Phytomasse-Aufwüchse zeigten in den ersten beiden Jahren nach Beweidungsbeginn keine Verschlechterung. Nach den Untersuchungen von Mährlein (2004) mittels Weidekörben 2000–2002 haben sich Trockensubstanz-Ertrag und N-Gehalt im Gegenteil sogar erhöht, vor allem von 2001 auf 2002.
Ad 2.
Aus der N-Bilanz lässt sich vor allem dann auf fehlende Nachhaltigkeit schließen, wenn Nährstoffverluste auftreten: "The more efficiently nutrients are cycled within the system, the lower the losses, the more sustainable the system..." (Haynes & Williams 1993: p. 120). Ausgasungs-Verluste wurden von uns nicht direkt untersucht, wohl aber die potentielle Auswaschung. Hier zeigte sich kein Beweidungseffekt. Da die (geringen) Entzüge durch die Beweidung durch die atmosphärische Deposition vermutlich mehr als ausgeglichen werden, besteht kein Anlass, auf fehlende Nachhaltigkeit zu schließen. Sollten dauerhaft durch Beweidung Leguminosen gefördert werden, könnten eventuelle Stickstoffverluste sogar überkompensiert werden.

Beide Aussagen gelten nicht nur als Mittelwert über größere Flächen, sondern auch für die nährstoffärmsten Bestände im Bereich der Sand-Pionierfluren (Beispiel: Fläche K1). Im untersuchten – allerdings sehr kurzen – Zeitraum lassen sich somit weder direkte noch indirekte Hinweise für fehlende Nachhaltigkeit finden.

5.2 Kompensation eutrophierender Depositionen

Umgekehrt ist die Zielrichtung bei produktionskräftigeren, ruderalisierten Beständen (Beispiel: Fläche A5): Hier wären Nährstoffentzüge durch die Beweidung erwünscht, um Ausmagerungseffekte zu erzielen.

Summarisch betrachtet sind die direkten Nährstoffentzüge durch die statisch-extensive Beweidung jedoch gering (vgl. Bakker 1989). Es kann also nur im günstigsten Fall (d. h. falls der Stickstoff im Urin und im Dung vollständig ausgewaschen wird oder sich in die Atmosphäre verflüchtigt) die atmosphärische Deposition kompensiert und eine weitere Eutrophierung verhindert werden. Allerdings ist zu berücksichtigen, dass durch Beweidung Stickstoffverbindungen aus dem System entfernt werden, die leichter abbaubar sind als der Dauerhumus, so dass sich deren Reduktion deutlicher auswirken

könnte. Zudem verfügen viele Pflanzenarten über ein ausgeprägtes internes Nährstoffrecycling (Ellenberg 1996); ein Entzug oberirdischer Biomasse während der Vegetationszeit könnte daher empfindlichere Folgen haben als die Reduktion der Bodenvorräte. Bei *Calamagrostis epigejos* beispielsweise wurde gezeigt, dass bis zu 52 % des Stickstoffs aus internen Verlagerungen stammt (Werner 1983).

Die vorgelegten Zahlen gelten für das hier untersuchte statisch-extensive Weidemanagement. Dieses erreichte auf der betrachteten Fläche im Untersuchungszeitraum einen Biomasse-Entzug von ca. 50 % des peak standing crop (Mährlein 2004). Ein anderes Weidemanagement (dynamisch-extensiv) könnte höhere Entzüge bewirken. Allerdings ist eine Obergrenze durch das Futterangebot gesetzt, das aus den oberirdischen Teilen der Gräser und Kräuter besteht (die bei unseren Untersuchungen eine mittlere Stickstoff-Menge von 46 kg/ha enthielten). Sollte eine Beweidung diesen Wert annähernd erreichen und gleichzeitig die Netto-Rückführung gering sein, bestünde langfristig die Möglichkeit einer sehr allmählichen Ausmagerung. Dies könnte noch verstärkt werden, wenn (wie z. B. von Woike 1996 empfohlen) nächtliches Pferchen stattfindet oder die Tiere durch andere Maßnahmen nachts sich nicht auf der auszumagernden Fläche befinden. Die Effizienz der Nachtkoppelung zum Nährstoffentzug wurde von Brenner (2001) in Kalkmagerrasen und einer Rotschwingel-Rotstraußgras-Gesellschaft untersucht. Um beurteilen zu können, inwieweit eine solche Praxis die Ausmagerung effektiv unterstützen könnte, wäre es erforderlich, Untersuchungen zur Netto-Nährstoffrückführung durchzuführen.

Angesichts der hohen Gesamtvorräte an Nährstoffen würde eine Ausmagerung in jedem Fall längere Zeit benötigen. Das Ausmagerungsziel könnte allerdings verfehlt werden, wenn die Leguminosen durch Beweidung gefördert werden. Auch andere indirekte Effekte, beispielsweise Veränderungen der Mineralisierungsraten durch geänderte Bodentemperaturen (vgl. Zehm 2003) oder Bodenverdichtung (vgl. Abschnitt 3.3) könnten sich langfristig in schwer vorhersagbarer Weise auf die N-Dynamik auswirken.

Danksagung

Frau U. Lebong danken wir herzlich für die zuverlässige Durchführung der CN-Analysen und weiterer Laborarbeiten, Herrn Dr. U. Menzel (Universität Osnabrück) für die Kalium-Bestimmungen. Die Quantifizierung der Nährstoffrückführung war nur dank der freundlichen Hilfe von C. Eichberg möglich. Herrn Dr. A. Mährlein sei gedankt für die Überlassung von Weidekorb-Daten zur Auswertung. Frau Prof. Dr. Schwabe-Kratochwil hat die nährstoffökologischen Untersuchungen in dankenswerter Weise durch ihren fachlichen Rat und organisatorische Hilfe unterstützt. Dem BMBF und dem Projektträger DLR danken wir für die finanzielle Förderung, dem RP Darmstadt und dem Landkreis Darmstadt-Dieburg für Betretungsgenehmigungen.

Literatur

AG Boden der Geologischen Landesämter und der Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe der Bundesrepublik Deutschland (Hrsg.), 1996: Bodenkundliche Kartieranleitung. – 4. Aufl., Hannover, 392 S.

Ashworth, J., 1997: Improvements to two routine methods for calcium carbonate determination in soils. – Commun. Soil. Sci. Plant Anal. 28, 841-848.

Atkinson, D., 1973: Observations on the phosphorus nutrition of two sand dune communities at Ross Links. – J. Ecol. 61, 117-133.

Bakker J. P., 1989: Changing soil conditions and stand structure as causes of floristic changes: conclusions and synthesis. – In: Bakker, J.P. (ed.): Nature Management by Grazing and Cutting. Kluwer Academic Publishers. Dordrecht, Boston, London, 285-313.

Belsky, A.J., 1987: The effects of grazing: confounding of ecosystem, community, and organism scales. – Am. Nat. 129, 777-783.

Bergmann, S., 2004: Zum Nährstoffhaushalt in Sandökosystemen der nördlichen Oberrheinebene: Sukzession, Ruderalisierungsprozesse und Effekte von Schafbeweidung. – Diss., TU Darmstadt, FB Biologie, 220 S. + Anhang.

Bischof, N., 1992: Ausmagerung ehemals gedüngter Wiesen in den ersten 15 Jahren nach Aufgeben der Düngung. – Bauhinia 10, 191-208.

Breland, T.A. & Hansen, S., 1998: Nitrogen mineralization and microbial biomass as affected by soil compaction. – Soil Biology and Biochemistry, 28, 655-663.

Brenner, S., 2001: Quantifizierung horizontaler Nährstoffbewegungen durch angepasste Weidewirtschaft mit Schafen in Naturschutzgebieten unter Berücksichtigung floristisch-vegetationskundlicher Analysen. – Shaker, Aachen, 118 S.

Cuttle, S. P. & Bourne, P. C., 1993: Uptake and leaching of nitrogen from artificial urine applied to grassland on different dates during the growing season. – Plant and Soil 150, 77-86

Day, K. J., Hutchings, M. J. & John, E. A., 2003: The effects of spatial pattern of nutrient supply on the early stages of growth in plant populations. – J. Ecol. 91, 305-325.

DeAngelis, D. L., Mulholland, P. L., Palumbo, A. V., Steinman, A. D., Huston, M. A. & Elwood, J. W., 1989: Nutrient dynamics and food-web stability. – Annu. Rev. Ecol. Syst. 20, 71-95.

Dewry, J. J., Lowe, J. A. H. & Paton, R. J., 1999: Effect of sheep stocking intensity on soil physical properties and dry matter production on a Pallic Soil in Southland. – New Zealand Journal of Agricultural research 42, 4, 493-499.

Dormann, C. F., 1997: Sandrohr (*Calamagrostis epigejos* (L.) Roth) in Trockenrasen des Biosphärenreservates Schorfheide-Chorin: Bestandesstruktur, ökologische Auswirkungen und Pflegemaßnahmen. – Z. Ökologie u. Naturschutz 6, 207-217.

Douglas, F. & Evans, R. D., 1997: Effects of native grazers on grassland N cycling in Yellowstone National Park. – Ecology 78: 2238-2248.

Ellenberg, Heinz, 1996: Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen. – 5. Aufl., Ulmer, Stuttgart, 1096 S.

Ellenberg, Hermann, 1989: Eutrophierung – das gravierendste Problem im Naturschutz? – NNA-Berichte 2, 4-8.

Floate, M. J. S., 1970: Mineralization of nitrogen and phosphorus from organic materials and animal origin and its significance in the nutrient cycle in grazed uplands and hill soils. – J. Br. Grassl. Soc. 25, 295-302.

Floate, M. J. S., 1973: Soils associated with grassland and heather moorland and some long-term changes related to grazing influences.– Journal of the Science of Food and Agriculture 24, 1149.

Fraser, P. M., Cameron, K. C. & Sherlock, R. R., 1994: Lysimeter study on the fate of nitrogen in animal urine returns to irrigated pasture. – Eur. J. Soil Sci. 45, 439-447.

Gauger, Th., Köble, R. & Anshelm, F., 2000: Kritische Luftschadstoff-Konzentrationen und Eintragsraten sowie ihre Überschreitung für Wald und Agrarökosysteme sowie naturnahe waldfreie Ökosysteme. – Endbericht 29785079 im Auftrag des UBA. Institut für Navigation der Universität Stuttgart, http://www.nav.uni-stuttgart.de/navigation/Forschung/Critical_Loads/INS_UBA29785079_1.pdf; 1-152.

Greenwood, K. L. & McKenzie, B. M., 2001: Grazing effects on soil physical properties and the consequences for pastures: a review. – Australian Journal of Experimental Agriculture 41, 1231-1250.

Greenwood, K. L., MacLeod, D. A. & Hutchinson, K. J.. 1997: Long-term stocking rate effects on soil physical properties. – Australian Journal of Experimental Agriculture 37, 413-419.

Hamilton, E. W., Giovannini M. S., Moses S. A., Coleman J. S. & McNaughton, S. J., 1998: Biomass and element responses of a Serengeti short-grass species to nitrogen supply and defoliation: compensation requires a critical [N]. – Oecologia 116, 407-418.

Haynes, R. J. &.Williams, P. H., 1993: Nutrient cycling and soil fertility in the grazed pasture ecosystem. – Advances in Agronomy 49, 119-199.

Hiernaux, P., Bielders, C. L., Valentin, C., Bationo, A. & Fernandez-Rivera, S., 1999: Effects of livestock grazing on physical and chemical properties of sandy soils in Sahelian rangelands. – J. Arid Environments 41, 3, 231-245.

Hobbs, N. T., 1996: Modification of ecosystems by ungulates. – J. Wildlife Management 60, 695-713.

Holland, E. A., Parton W. J., Detling J. K. & Coppock, D. L., 1992: Physiological responses of plant populations to herbivory and their consequences for ecosystem nutrient flow. – Am. Nat. 140, 4, 685-706.

Hübner, C., Riedl, G. & Wurst, F., (1991): In situ methodology for studying N-mineralization in soil using anion exchange resins. – Soil Biol. Biochem. 23, 7, 701-702.

Kachi, N. & Hirose, T., 1983: Limiting nutrients for plant growth in coastal sand dune soils. – J. Ecol. 71, 937-944

Keeney, D. R., 1982: Nitrogen-availability indices: – In: Page, A. L., Miller, R. H. & Keeney, D. R. (eds.): Methods of Soil Analysis, Part 2. Madison, Wisconsin USA, 711.

Kinzel, H., 1982: Pflanzenökologie und Mineralstoffwechsel. – Ulmer, Stuttgart, 534 S.

Kooijman, A. M. & Smit, A., 2001: Grazing as a measure to reduce nutrient availability and plant productivity in acid dune grasslands and pine forests in The Netherlands. – Ecol. Eng. 17, 63-77.

Korneck, D., 1987: Die Pflanzengesellschaften des Mainzer Sand-Gebietes. – Mainzer Naturwissenschaftl. Archiv 25, 135-200.

Länderarbeitsgemeinschaft Wasser LAWA, 1998: Atmosphärische Deposition, Richtlinie für Beobachtung und Auswertung der Niederschlagsbeschaffenheit, Kulturbuch-Verlag, Berlin.

Littell, R. C., Henry P. R. & Ammerman, C. B., 1998: Statistical analysis of repeated measures data using SAS procedures. – J. Anim. Sci. 76, 1216-1231.

Littell, R. C., Miliken, G. A., Stroup, W. W. & Wolfinger, R. D., 2000: SAS System for Mixed Models. Cary NC: SAS Institute Inc., 1-633.

Loeppert, R. H., Hallmark, C. T. & Koshy, M. M., 1984: Routine procedure for rapid determination of soil carbonates. – Soil Sci. Soc. Am. J. 48, 1030-1033.

Mährlein, A., 2004: Agrarwirtschaftliche Untersuchungen in „neuen Hudelandschaften" bei naturschutzkonformer Extensivbeweidung mit Rindern und Schafen. - In: Beweidung und Restitution als Chancen für den Naturschutz? NNA-Ber. 17, H.1, 191-203.

Marrs, R. H., Rizard, A. & Harrison, A. F., 1989: The effects of removing sheep grazing on soil chemistry, aboveground nutrient distribution, and selected aspects of soil fertility in long-term experiments at Moor House National Nature Reserve. – J. Appl. Ecol. 26, 647-661.

McNaughton, S. J., 1983: Compensatory plant growth as a response to herbivory. – Oikos 40, 329-336.

Murphy, W.M., Barreto, A. D. M., Silman, J. P. & Dindal, D. L., 1995: Cattle and sheep grazing effects on soil organisms, fertility and compaction in a smooth-stalked meadowgrass-dominant white clover sward. – Grass and Forage Science 50, 191-194.

Pakrou, N. & Dillon, P., 1995: Preferential flow, nitrogen transformations and 15N balance under urine-affected areas of irrigated clover-based pastures. – J. of Contaminant Hydrology 20, 329-347

Quinger, B. & Meyer, N., 1995: Lebensraumtyp Sandrasen. Landschaftspflegekonzept Bayern, Band II.4. – Bayerisches Staatsministerium für Landesentwicklung und Umweltfragen und Bayerische Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege, München, 1-252.

Scheffer, F., Schachtschabel, P. & Blume, H.-P. (Bearb.), 2002: Scheffer/Schachtschabel/Lehrbuch der Bodenkunde. – 15. Aufl., Spektrum, Heidelberg, Berlin, 1-593.

Schilling, G., 2000: Pflanzenernährung und Düngung. – Ulmer, Stuttgart, 1-464.

Schwabe, A., Zehm, A., Nobis, M., Storm, C. & Süß, K., 2004a: Auswirkungen von Schaf-Erstbeweidung auf die Vegetation primär basenreicher Sand-Ökosysteme. - In: Beweidung und Restitution als Chancen für den Naturschutz? NNA-Ber. 17, H.1, 39-53.

Schwabe, A., Zehm, A., Eichberg, C., Stroh; M., Storm; C. & Kratochwil, A., 2004b: Extensive Beweidungssysteme als Mittel zur Erhaltung und Restitution von Sand-Ökosystemen und ihre natur-

schutzfachliche Bedeutung. - Schr.R. f. Landschaftspfl. u. Natursch. 78.

Schwinning, S. & Parsons, A. J., 1996: Analysis of the coexistence mechanisms for grasses and legumes in grazing systems. – J. Ecol. 84, 799-813.

Spedding, C. R. W., 1971: Grassland ecology. – Oxford University Press, Oxford.

Storm, C., Herget, I., Kappes, J. & Vormwald, B., 1998: Nährstoffökologische Untersuchungen im Darmstadt-Dieburger Sandgebiet in (teilweise ruderalisierten) Sandpionierfluren und -rasen. – Botanik und Naturschutz in Hessen 10, 41-85.

Stout, W. L., Gburek, W. J., Schnabel, R. R., Folmar, G. J. & . Weaver, S. R., 1998: Soil-climate effects on nitrate leaching from cattle excreta. – Journal of Environmental Quality 27, 992-998.

Stroh, M., Storm, C., Zehm, A. & Schwabe, A., 2002: Restorative grazing as a tool for directed succession with diaspore inoculation: the model of sand ecosystems. – Phytocoenologia 32, 4, 595-625.

Süß, K., Storm, C., Zehm, A. & Schwabe, A., accepted: Succession in inland sand ecosystems: which factors determine the occurrence of the tall grass species *Calamagrostis epigejos* (L.) Roth and *Stipa capillata* L.? – Plant Biology.

Ten Harkel M. J. & Van der Meulen, F., 1996: Impact of grazing and atmospheric nitrogen deposition on the vegetation of dry coastal dune grasslands. – J. Veg. Sci. 6, 445-452.

Tracy, B.F. & Frank, D. A., 1998: Herbivore influence on soil microbial biomass and nitrogen mineralization in a northern grassland ecosystem: Yellowstone National Park. – Oecologia 114, 556-562.

Unkovich, M., Sanford, P., Pate, J. & Hyder, M., 1998: Effects of grazing on plant and soil nitrogen relations of pasture rotations. – Aust. J. Agric. Res. 49, 475-485.

Vaughn, C. E., Center, D. M. & Jones, M. B.,1986: Seasonal fluctuations in nutrient availability in some northern California annual range soils. – Soil Sci. 141, 43-51.

VDLUFA (Verband Deutscher Landwirtschaftlicher Untersuchungs- und Forschungsanstalten), 1991: Methodenbuch, Band I, Die Untersuchung von Böden. VDLUFA-Verlag, Darmstadt

Werner, W., 1983: Untersuchungen zum Stickstoffhaushalt einiger Pflanzenbestände. – Scripta Geobotanica 16, 1-95.

Whitehead, D. C., 2000: Nutrient elements in grassland – Soil-Plant-Animal Relationship. CABI Publishing, Wallingford, UK, 1-300.

Woike, M., 1996: Kulturlandschaftspflege mit Schafen. – Schriftenreihe Angewandter Naturschutz 13, 25-35.

Zehm, A., 2003: Analyse der vertikalen Vegetationsstruktur: Methodenentwicklung und Beziehungen zu Pflanzengesellschaften, Mikroklima, Beweidung und Heuschrecken-Gemeinschaften. – Diss., TU Darmstadt, FB Biologie, 312 S.

Zehm, A. & Zimmermann, K., 2004: Sandgebiete in der hessischen Oberrheinebene: Untersuchungsflächen und Untersuchungsansatz des BMBF-Projektes „Sand-Ökosysteme im Binnenland". - In: Beweidung und Restitution als Chancen für den Naturschutz? NNA-Ber. 17, H.1, 15-26.

Anschrift der Verfasser:

Dr. Christian Storm,
Dr. Sabine Bergmann*
TU Darmstadt, FB Biologie, Vegetationsökologie
Schnittspahnstraße 4
64287 Darmstadt
storm@bio.tu-darmstadt.de

*jetzt: Landesumweltamt NRW
Auf dem Draap 25
D-40221 Düsseldorf
sabine.bergmann@gmx.net

Nährstoffstatus und Phytomasse beweideter und unbeweideter Sand-Ökosysteme in den Flussauen von Ems und Hase (Emsland, Niedersachsen)

von Dominique Remy und Uwe Menzel

Abstract

Nutrient status and phytomass of grazed and ungrazed sand ecosystems in alluvial landscapes of Ems and Hase (Emsland, Lower Saxony)

As part of a BMBF project (German Ministry of Education and Research) directed towards the restitution of extensive pasture landscapes in the Emsland region (Lower Saxony), grazed sandy areas were compared with others not grazed since the year 2000, with respect to their nutrient level and phytomass. The studied target areas are situated in the alluvial landscapes near the rivers Ems and Hase and served as reference for the restitution experiment begun at the end of 2001. The studies in the target areas should offer basic data for the restoration of ecosystems. Unlike the low-lying mesotrophic *Diantho-Armerietum* sites, the nutrient-poor *Spergulo-Corynephoretum* sites, which are mostly situated at higher levels, are hardly ever flooded. A small-patterned relief with vertical differences of only a few decimetres, which is typical for alluvial habitats, causes different flooding intensities even within the *Diantho-Armerietum* sites; although this fact is not made evident by different vegetation development, it does produce different nutrient dynamics. The average Bulk deposition is 16 kg N/ha/a, which, compared with regions of intensive agricultural management, represents a moderate value. During the three years of examination no significant correlations could be observed between the nutrient development, grazing impact and the duration of non-grazing periods. Different nutrient levels in grazed and ungrazed sites were irregularly distributed and did not exhibit any directional development. The hypothesis according to which the exclosures would soon be characterised by changing nutrient levels and phytomass must therefore be rejected. Moreover, surprisingly, no significant increase of litter could be observed in the exclosures in the four-year period. These results might be based on the fact that the target areas are characterised by stable, sustainable ecosystems with low nutrient levels which, in some cases, have already been existing since the Middle Ages. The following conclusions can be made: 1. changes of nutrient development and phytomass might be based on long-term processes; 2. three years of non-grazing of *Diantho-Armerietum* and *Spergulo-Corynephoretum* in base-poor sandy areas do not have any significant effects on nutrient levels.

1 Einführung

1.1 Allgemeines

Im Rahmen der vom BMBF geförderten Projektkooperation „Sand-Ökosysteme im Binnenland" der Universitäten Osnabrück, Darmstadt und Lüneburg (vgl. Schwabe et al. 2002) wurden in dem hier vorgestellten Projektteil die Möglichkeiten der Restitution und Dynamisierung einer typischen halboffenen Weidelandschaft auf sandigen Böden im Flusstal der Hase (Emsland, westliches Niedersachsen, Deutschland) untersucht. Im Zusammenhang mit dem Entwicklungs- und Erprobungs-Vorhaben (E+E) „Hasetal" des Bundesamtes für Naturschutz (BfN) wurde im Herbst 2001 die Restitution von flussbegleitenden Binnendünen-Flutmulden-Komplexen auf ca. 38 ha Fläche eingeleitet (s. Remy & Zimmermann 2004). Die auszugsweise vorgestellten Nährstoff- und Phytomasse-Untersuchungen verfolgten als Teil des BMBF-Projektes u. a. das Ziel, den Status quo von bereits seit langer Zeit beweideten Leitbildflächen (*Spergulo-Corynephoretum*, *Diantho-Armerietum*) zu erfassen und in der Folgezeit (2000–2002) die weitere Entwicklung der Weide- und Weideausschlussflächen zu untersuchen (zur Anlage des Exclosure-Ansatzes, s. Remy & Zimmermann 2004); es handelt sich um Rinderbeweidung (nähere Angaben, s. Stroh et al. 2004).

1.2 Nährstoffdynamik bestehender Sand-Ökosysteme

Flussauen in altpleistozänen Sandgebieten des norddeutschen Binnenlandes wurden traditionell als extensives Weideland genutzt. Viele dieser terrestrischen Sand-Ökosysteme sind primär extrem karbonatarm und, bedingt durch die geringe Sorptionsfähigkeit der Sande, nährstoffarm. Aufgrund der zumeist geringen Wasserkapazität der Sandböden handelt es sich auch im Bereich der Auen zumindest im Sommer um sehr trockene Standorte. Limitierend bzw. selektierend auf die Vegetation solcher Standorte wirkt ein Faktorenkomplex aus saisonalem Wasserstress und unterdurchschnittlichem Nährstoffangebot (Behmann 1930; Lache 1976). Nach Glemnitz et al. (1998) kommt den substratspezifisch extrem nährstoffarmen oder Wasserstress-anfälligen Sandstandorten besondere Bedeutung für konkurrenzschwache Arten zu, da konkurrenzstarke Pflanzengesellschaften auch nährstoffärmere Sandbrachen rasch besiedeln können. Im Zusammenhang mit limitierend wirkenden Nährstoffen werden überwiegend Stickstoff und Phosphor genannt (z. B. Willis 1963; Kachi & Hirose 1983; Boot & den Dubbelden 1990; Olff et a. 1993; ten Harkel & van der Meulen 1995; Storm et al. 1998; Jentsch 2001). Andererseits kommt es durch die eutrophierende Wirkung erhöhter Stickstoffzufuhr zu einer Verschlechterung der Bedingungen für oligotraphente Arten (Berendse et al. 1993). Struktur und Dynamik dieser Vegetation müssen vor dem Hintergrund des Nährstoffhaushaltes gesehen werden,

etwa dem Umfang der Nährstoffvorräte, deren saisonale Verfügbarkeit und dem Anteil einzelner Kompartimente an den Nährstoffvorräten. Für Sandrasen in Norddeutschland liegen zu Teilbereichen des Nährstoffkomplexes Untersuchungen von Lache (1976), Jeckel (1984), Heinken (1990), Glemnitz et al. (1998) und Christiansen (2000) vor, während vergleichende Untersuchungen zu Auswirkungen von Weideausschluss auf die Entwicklung des Nährstoffhaushaltes und der Phytomasse von Sandrasen fehlen. Broll & Schreiber (1994) weisen auf den allgemein lückenhaften Kenntnisstand zur zeitlichen Dynamik des Nährstoffhaushaltes brachliegenden Grünlandes hin.

Extensive Grünlandstandorte sind heutzutage Grenzertragsstandorte, die für eine ertragsorientierte Landwirtschaft nicht mehr rentabel zu nutzen sind. Solche Flächen unterliegen deshalb der Intensivierung oder der Nutzungsaufgabe. In beiden Fällen tritt kurz- oder langfristig ein Verlust von Sandmagerrasen ein. Soweit die Flächen aus der landwirtschaftlichen Nutzung genommen werden, und Beweidung unterbleibt, können Sukzessions- und Eutrophierungsprozesse durch regelmäßige Mahd und Entsorgung des Mähgutes erreicht werden. Die damit verbundenen Kosten eines Vertragsnaturschutzes sind allerdings sehr hoch und in der heutigen Zeit von den öffentlichen Haushalten langfristig nicht zu tragen.

Alle oligo-mesotraphenten Ökosysteme Nordwestdeutschlands sind aufgrund stickstoffhaltiger Immissionen einer schleichenden Eutrophierung ausgesetzt (Ellenberg 1996). Über 70% der Arten der Roten-Liste sind den Stickstoffmangel-Zeigern zuzurechnen (Korneck et al. 1998). Dies führt u. a. zum Rückgang standorttypischer aber konkurrenzschwacher Arten bzw. Artenkombinationen der karbonatarmen Sandrasen zugunsten ubiquitärer Arten ruderaler Standorte oder dominanzbildender Gräser (z. B. Korneck 1987, Quinger & Meyer 1995). Der zusätzliche Wegfall der Beweidung lässt in Gebieten mit etablierten Weidesystemen, so in den alten (Hude-)Weidelandschaften Nordwestdeutschlands, Veränderungen im Stoffhaushalt dieser sowieso gefährdeten Ökosysteme erwarten. Die Bedeutung von Beweidung liegt einerseits in dem damit einhergehenden Phytomasse- bzw. Nährstoffentzug und andererseits ganz allgemein in den dadurch induzierten dynamischen Prozessen in Raum und Zeit. So sind Auftreten und Erhalt des *Diantho-Armerietum* auf Binnensanden nach Heinken (1990) an Beweidung gebunden.

1.3 Hypothesen und Fragestellungen

1. Die Sandrasen der Aue unterscheiden sich deutlich hinsichtlich ihrer Nährstoffversorgung und hinsichtlich ihrer Phytomasse. Es wird eine Reihung erwartet, bei der ein relativ phytomassearmes *Spergulo-Corynephoretum typicum* die ärmsten und ein phytomassereicheres *Diantho-Armerietum* die besser versorgten Standorte besiedelt. Das *Spergulo-Corynephoretum cladonietosum* sollte sich dazwischen befinden.

2. Unter der Prämisse der Aufgabe landwirtschaftlicher Nutzung extensiver Weideflächen und vor dem Hintergrund fehlender Mittel des Naturschutzes für Pflegemaßnahmen, wird angenommen, dass sich fehlende Nutzung, simuliert durch den Ausschluss von Beweidung, rasch auf den Nährstoffstatus nährstoffarmer Standorte auswirken wird. Fehlende Beweidung sollte zu einer Nährstoff- und Phytomasseakkumulation führen, die dem Erhalt wertvoller Sandtrockenrasen entgegensteht.

Es ergeben sich für die hier betrachteten Sand-Ökosysteme des Binnenlandes folgende Fragen:

- Wie ist der Nährstoffstatus der typischen Sandrasen? Da über den Nährstoffstatus und die Nährstoffdynamik extensiv genutzter Sandrasen des mitteleuropäischen Binnenlandes nur relativ wenige Daten bzw. Datenreihen vorliegen, war ein Ziel Daten über einen Zeitraum von 3 Jahren zu erfassen und in Hinblick auf die genannten Fragestellungen auszuwerten.
- Welche Auswirkungen hat die Aufgabe der Beweidung alter, intakter Weideflächen auf nährstoffarmen Standorten mit typischen Sand-Ökosystemen? Durch den Wegfall direkten Nährstoffentzugs, Anreicherung von Streu und indirekte Effekte, wie der Wegfall dynamischer Komponenten, könnten die ohnehin schon durch Immissionen gefährdeten nährstoffarmen Standorte rasch ruderalisieren bzw. rasch in Sukzession übergehen. In diesem Fall wäre fehlende Beweidung kein nachhaltiges Management der Flächen.
- Ist der vorgegebene Zeitrahmen von 3 Vegetationsperioden bei derart extensiven Systemen überhaupt ausreichend, um Unterschiede zwischen beweideten und unbeweideten Flächen sichtbar werden zu lassen?

2 Untersuchungsflächen

Der vorliegenden Untersuchung liegen Leitbildflächen des Restitutionsprojektes zugrunde. Dies waren im NSG „Sandtrockenrasen am Biener Busch" an der Ems zwischen Lingen und Meppen (Emsland, Niedersachsen) die Flächen OB1, ein *Spergulo-Corynephoretum cladonietosum* und OB4, ein *Spergulo-Corynephoretum typicum*. Im LSG Hammer Schleife, auf einer von zwei benachbarten Fluss-Schlingen der Hase bei den Ortslagen Hamm und Wester südwestlich von Haselünne (Emsland, Niedersachsen), waren es 2 *Diantho-Armerietum*-Flächen (OH1, OH2). Von den 7 untersuchten Leitbildflächen, die jeweils aus einem beweideten/unbeweideten Flächenpaar bestanden, werden nur 4 exemplarisch vorgestellt (OB1, OB4, OH1, OH2) (s. Remy & Zimmermann 2004).

Das zum Teil sehr ausgeprägte Kleinrelief der Untersuchungsflächen brachte es mit sich, dass die zu untersuchenden Vegetationsbestände häufig nur in geringer Ausdehnung zusammenhängend vorhanden waren. Trotz sorgfältiger Auswahl und wo notwendig, räumlicher Splittung waren die Kleinflächen für nährstoffökologische Probennahmen in gewissem Umfang heterogen. Diese Heterogenität manifestierte sich in den Mikrostrukturen bzw. in einem Mosaik kleinflächiger Dominanz einzelner Gefäßpflanzenarten oder Bryophyten. Solche Mosaikbildung wurde von Schreiber & Schiefer (1985) häufig in älteren Sukzessionsstadien kennartenarmer Halbtrockenrasen-Dauerstadien gefunden.

3 Methoden

3.1 Probennahme

Den Bodenhorizonten 0–10 cm (o) und 10–30 cm (u) wurden jeweils separat 18 Einzelproben je Fläche entnommen und einzeln analysiert. Gleichzeitig wurden Phytomasseproben gewonnen, dies erfolgte bei der unterirdischen Phytomasse horizontweise (0–10 cm und 10–30 cm). Soweit Boden- und Pflanzenproben nicht unmittelbar analysiert werden konnten, wurden die Proben bei –25 °C tiefgefroren (VDLUFA 1991).

3.2 Nährstoffe

Untersucht wurden: pH-Wert (in 0,01 mol/l $CaCl_2$-Suspension mit WTW-Elektrode), Gesamt-Stickstoff (N_t) und Gesamt-Kohlenstoff C_t (C/N-Analyzer Elementar Hanau), extrahierbare Nährstoffe (VDLUFA 1991): 0,0125 mol/l $CaCl_2$-extrahierbares Nitrat und Ammonium (Methode Kjeldahl) sowie Calcium-Acetat-Lactat-extrahierbares (CAL) Phosphat (photometrische Bestimmung eines Molybdän-Blau-Komplexes bei 714 nm im Flow-Injektion Photometer Perkin Elmer) und Kalium (CAL) (Atom-Emissions-Spektralphotometrie Perkin Elmer). Es wurden für die genannten Nährstoffe jeweils die Gehalte bezogen auf die Bodentrockensubstanz berechnet und ausgewertet.

3.3 Bulk-Deposition

Stoffeinträge durch Bulk-Deposition aus der Atmosphäre erfasste ein Niederschlagssammler aus Polyethylen (RS200 „LWF") mit einer lichten Öffnung von 314,16 cm², die sich in einer Höhe von 1,5 m über dem Boden befand. Neben der feuchten Deposition wird auch ein Anteil der sedimentierbaren staubförmigen Deposition mit erfasst (Grennfeld & Hultenberg 1986). Die aufgefangenen Niederschlagsmengen wurden licht- und wärmeisoliert in einen unterirdischen Behälter geleitet und von dort im Zeitraum Mai-November 2002 und 2003 in monatlichen Intervallen entnommen.

3.4 Phytomasse

Die Gewinnung der oberirdischen Phytomasse und der Streuauflage erfolgte entsprechend der Erntemethode durch Abschneiden auf 12 Kleinflächen (20 cm* 20 cm Stechrahmen) je Probefläche. Aufgrund des hohen Probenaufkommens wurde das Erntegut tiefgefroren, später aufgetaut, in Fraktionen aufgeteilt (Leguminosen, sonstige Kräuter, Gräser (Poaceen und *Carex arenaria*), Moose, Flechten sowie Streu (absterbende oder abgestorbene Phytomasse)), getrocknet und gewogen. Die unterirdische Phytomasse wurde mit Folienprobenehmern (Durchmesser 4,7 cm; Fa. Eijkelkamp) gewonnen, wobei je 10 Bodenproben pro Probefläche entnommen und nach den Horizonten 0–10 cm und 10–30 cm aufgeteilt wurden. Das Auswaschen der Proben erfolgte über 0,5 mm Sieben. Mineralische Verunreinigungen wurden durch Veraschung (Glühverlust bei 550 °C) bestimmt. Die für Analysezwecke notwendige Phytomasse wurde nach dem Trocknen mit einer Achatkugelschwingmühle pulverisiert.

3.5 Statistische Auswertung

Hinsichtlich möglicher Einflüsse von Beweidung bzw. Nichtbeweidung auf die untersuchten Parameter kamen gemischte lineare Modelle (SAS, Proc Mixed) zur Anwendung, da es sich um ein komplexes Modell mit "fixed und random effects" handelt und da wegen der räumlichen (split plot design) und zeitlichen (repeated measures) Autokorrelationen eine Modellierung verschiedener Covarianzstrukturen notwendig ist (s. Storm & Bergmann 2004).

4 Ergebnisse

4.1 pH- Werte im Boden

Die Sandböden sind primär kalkfrei und basenarm mit pH-Werten, die durchweg im sauren Bereich liegen. Im oberen Bodenhorizont (0–10 cm) wurden pH-Werte zwischen 3,6 und 5,0 gemessen, die nur geringfügig niedriger sind, als im unteren Horizont (10–30 cm), wo sie zwischen 3,8 und 5,25 liegen (s. Tab.1). Eine ausgeprägte Versauerung der oberen Bodenhorizonte gegenüber den unteren durch Auswaschung von Basen ist nicht feststellbar.

pH	b		u	
cm	0-10	10-30	0-10	10-30
OB1	3,59	3,87	359	385
OB4	4,14	4,04	501	525
OH1	4,5	4,59	452	43
OH2	4,66	4,64	454	449

Tab. 1: Durchschnittliche pH-Werte in 0–10 cm und 10–30 cm Bodentiefe der Dauerauntersuchungsflächen im Frühjahr und Herbst der Jahre 2000–2003 (Abkürzungen s. Tab. 2).

4.2 C_t-Gehalte im Boden

Die Kohlenstoffgehalte variieren jahreszeitlich kaum. Die geringsten Gehalte mit durchschnittlich 0,3–0,5% weisen die sehr offenen Flächen des *Spergulo-Corynephoretum typicum* auf, während die *Spergulo-Corynephoretum cladonietosum*-Flächen den Grasnelken-Sandtrockenrasen vergleichbare Anteile erreichen. Innerhalb des *Diantho-Armerietum* zeigt die geringfügig tiefer liegende Fläche (OH2) mit 2,18–2,80 % die höchsten C_t-Anteile (s. Tab.2).

C [%]		b	u
OB1	F	1,80	184
	H	2,03	1,78
OB4	F	0,51	0,33
	H	0,44	0,31
OH1	F	1,80	1,80
	H	1,82	185
OH2	F	2,80	2,38
	H	2,18	2,33

Tab. 2: Durchschnittliche C_t-Gehalte [%] der Trockensubstanz in den oberen 10 cm des Bodens auf Basis der Frühjahrs- und Herbst-Probennahmen der Jahre 2000–2003 [% des Boden TS] (b = beweidet, u = unbeweidet, F = Frühjahr, H = Herbst).

Ein Vergleich der Bodenhorizonte 0–10 cm und 10–30 cm im Bereich des *Spergulo-Corynephoretum cladonietosum* offenbart den deutlich geringeren Anteil des tiefer liegenden Horizontes an organischer Substanz (s. Tab. 3). Demgegenüber ist in den Bodenhorizonten des *Spergulo-Corynephoretum typicum* kein so deutlicher Kohlenstoffgradient ausgebildet, was auch mit einer etwas gleichmäßigeren Verteilung der Wurzelmasse korrespondiert. Insgesamt gesehen spiegeln die sehr niedrigen C_t-Gehalte der Silbergrasfluren den geringen Entwicklungszustand der Böden wider. Humusanreicherung und Bodenbildung sind im Bodenprofil des *Diantho-Armerietum* wesentlich weiter fortgeschritten, was sich in einer relativ gleichmäßigen Verteilung der C_t-Gehalte bis in 30 cm Bodentiefe manifestiert.

C [%]	b		u	
cm	0-10	10-30	0-10	10-30
OB1	1,99	0,33	1,73	31
OB4	0,41	0,24	0,28	0,28
OH1	1,73	1,33	1,81	1,86
OH2	2,59	2,13	2,43	2,24

Tab. 3: Durchschnittliche C_t-Gehalte [%] der Trockensubstanz in den Bodenhorizonten 0–10 cm und 10–30 cm auf Basis der Frühjahrs- und Herbst-Probennahmen der Jahre 2000–2003 (Abkürzungen s. Tab. 2).

4.3 Stickstoff

4.3.1 Gesamtstickstoff (N_t)

Es traten deutliche Unterschiede im N_t-Niveau der untersuchten Pflanzengesellschaften auf (Tab. 4). Das *Spergulo-Corynephoretum typicum* (OB4) wies mit durchschnittlich 0,02–0,04 % N der trockenen Bodensubstanz den geringsten N_t-Gehalt innerhalb der Sandrasen auf. Im *Spergulo-Corynephoretum cladonietosum* (OB1) wurden mit 0,11–0,13 % deutlich höhere Gehalte gemessen. Die Flächen des *Diantho-Armerietum* wiesen N_t-Gehalte von durchschnittlich 0,15–0,23 % auf, wobei die etwas tiefer liegenden Vergleichsflächen der Grasnelkenflur (OH2) mit 0,19–0,23 % N_t die eindeutig höchsten Werte erreichten, gleichzeitig aber auch die am stärksten streuenden Einzelwerte aufwiesen. Die deutliche Differenzierung der N_t-Gehalte zwischen den 4 Flächen zeigt Abbildung 1. Dagegen waren keine signifikanten Wechselwirkungen zwischen Beweidung bzw. Nichtbeweidung und der Entwicklung der N_t-Gehalte mit der Zeit erkennbar.

N_t [%]		b	u
OB1	F	0,11	0,11
	H	0,13	0,11
OB4	F	0,04	0,02
	H	0,04	0,02
OH1	F	0,15	0,15
	H	0,15	0,16
OH2	F	0,23	0,20
	H	0,2	0,19

Tab. 4: Durchschnittliche N_t-Gehalte [%] der Trockensubstanz in den oberen 10 cm des Bodens, aufgegliedert nach Frühjahrs- und Herbst-Probennahmen der Jahre 2000–2003 (Abkürzungen s. Tab. 2).

4.3.2 Mineralischer Stickstoff (N_{min})

Als durchschnittliche N_{min}-Konzentrationen (Tab. 5), errechnet aus NO_3^--N + NH_4^+-N und bezogen auf den oberen Bodenhorizont von 10 cm, wurden für das *Spergulo-Corynephoretum typicum* (OB4) 0,37-2,75 mg N_{min}/kg ermittelt, während das *Spergulo-Corynephoretum cladonietosum* (OB1) mit durchschnittlich 6,75-8,89 mg N_{min}/kg die höchsten N_{min}-Gehalte der Vergleichsflächen erreichte. Demgegenüber weisen die *Diantho-Armerietum*-Flächen (OH1, OH2) durchschnittlich 2,87-3,68 mg N_{min}/kg auf. Abbildung 2 zeigt die deutlich erhöhten N_{min}-Gehalte der Fläche OB1 für die Termine Herbst 2000 und 2001 sowie Frühjahr 2001. Ein Blick auf die N_t-Gehalte läßt erkennen, dass es in diesem Zusammenhang zu keiner Erhöhung des Gesamt-Stickstoff-Pools gekommen ist, sondern sich lediglich der Anteil des mineralisierten Stickstoffs erhöht hat. Es besteht auch kein Zusammenhang mit der Nutzungsänderung, da die beweideten wie die unbeweideten Flächen im gleichen Umfang betroffen waren. Es waren keine signifikanten Wechselwirkungen zwischen Beweidung bzw. Nichtbeweidung und der Entwicklung der N_{min}-Gehalte mit der Zeit erkennbar.

Nmin [%]		b	u
OB1	F	0,61	0,63
	H	0,78	0,81
OB4	F	0,09	0,23
	H	0,69	0,93
OH1	F	0,25	0,21
	H	0,21	0,21
OH2	F	0,15	0,14
	H	0,16	0,16

Tab. 5: Durchschnittliche Anteil von N_{min} an N_t in den oberen 10 cm des, aufgegliedert nach Frühjahrs- und Herbst-Probennahmen der Jahre 2000–2003 (Abkürzungen s. Tab. 2).

In allen Untersuchungsflächen wurde der N_{min}-Gehalt wesentlich durch Ammonium bestimmt (Abb. 3). Der Anteil des NO_3-N am gesamten N_{min} lag in fast allen

NO_3/NH_4		0-10 cm		10-30 cm	
		b	u	b	u
OB1	F	0,12	0,04	0,21	0,11
	H	0,11	0,11	0,19	0,25
OB4	F	0,30	1,18	0,13	0,35
	H	0,56	0,61	0,49	0,35
OH1	F	0,16	0,23	0,29	0,36
	H	0,30	0,37	0,48	0,47
OH2	F	0,34	0,40	0,49	0,79
	H	0,52	0,57	0,38	0,58

Tab. 6: Durchschnittliches Verhältnis von NO_3-N zu NH_4-N in der Trockensubstanz für den Zeitraum 2000-2002 (Abkürzungen s. Tab. 2).

Flächen deutlich unter 50%, was sich in einem Verhältnis von NO_3-N zu NH_4-N < 1 ausdrückt (s. Tab. 6). Mit Abstand das niedrigste durchschnittliche NO_3-N/NH_4-N-Verhältnis mit einer Spanne von 0,04-0,25 trat im oberen Bodenhorizont des *Spergulo-Corynephoretum cladonie-*

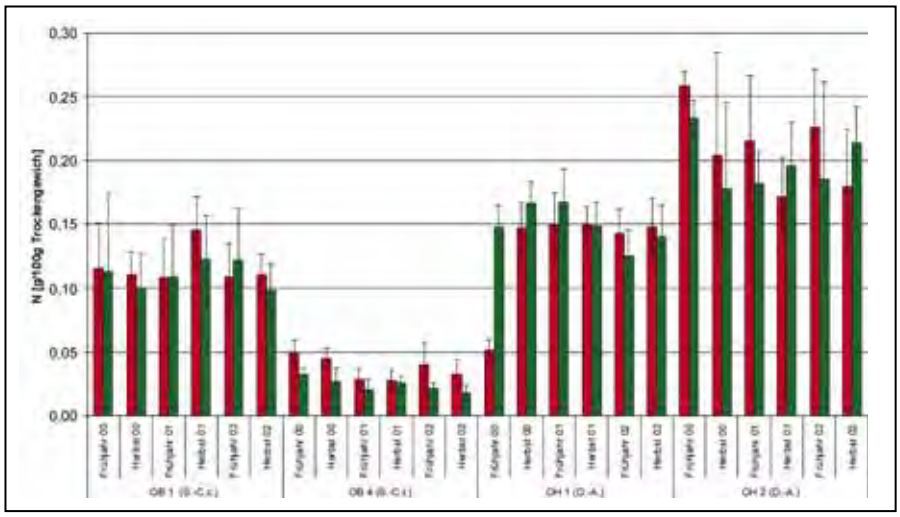


Abb. 1: Durchschnittliche Gesamt-N-Gehalte (N_t-Gehalte) im Oberboden (0–10cm) der beweideten (rot) und unbeweideten (grün) Leitbildflächen im Zeitraum 2000–2002. S.C.t. = *Spergulo-Corynephoretum typicum*, S.-C.c. = *Spergulo-Corynephoretum cladonietosum*, D.-A. = *Diantho-Armerietum* (Typ*Zeit p = 0,8570; Bew*Typ*Zeit p = 0,9779; nach mixed linear model SAS proc mixed).

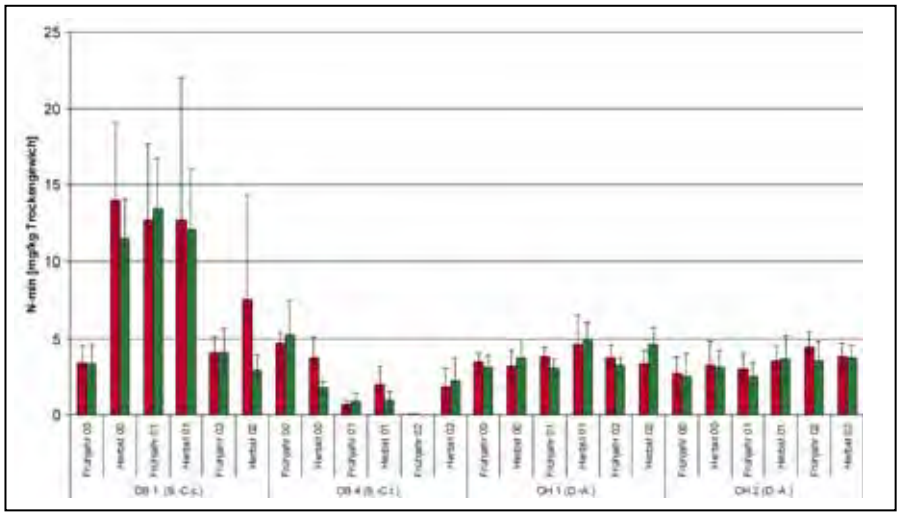


Abb. 2: Durchschnittliche N_{min}-Gehalte im Oberboden (0–10 cm) der beweideten (rot) und unbeweideten (grün) Leitbildflächen im Zeitraum 2000–2002 (Abkürzungen s. Abb. 1) (Bew*Typ*Zeit p = 0,0337; nach mixed linear model SAS proc mixed).

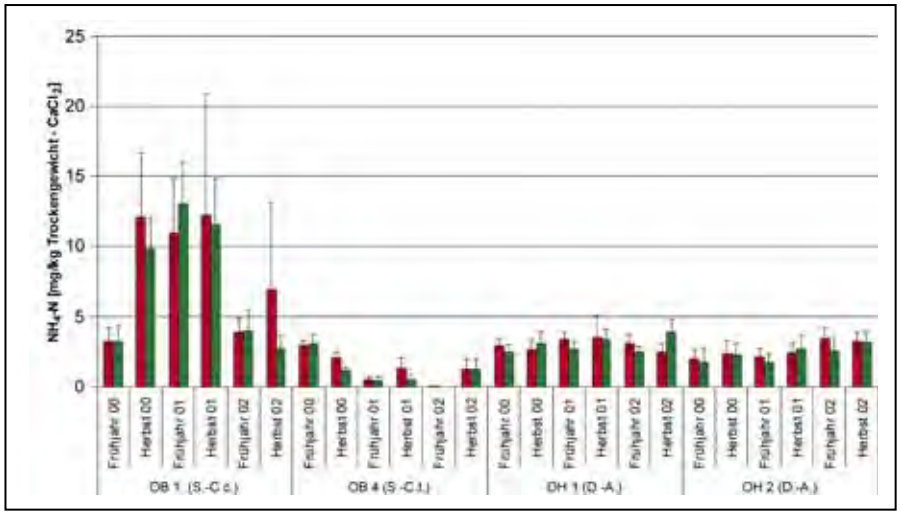


Abb. 3: Durchschnittliche NH_4-N-Gehalte im Oberboden (0–10 cm) der beweideten (rot) und unbeweideten (grün) Leitbildflächen im Zeitraum 2000–2002 (Abkürzungen s. Abb. 1) (Bew*Typ*Zeit p = 0,0059; nach mixed linear model SAS proc mixed).

tosum (OB1) auf. Im *Spergulo-Corynephoretum typicum* erreichte das Nitrat dagegen zeitweise deutlich höhere Anteile, hier wurde eine Spanne von 0,3–1,2 ermittelt. In den tiefer liegenden Flächen des *Diantho-Armerietum* (OH1, OH2) lag das NO_3-N/NH_4-N-Verhältnis zwischen 0,16–0,8.

4.3.3 Stickstoff-Gradienten

Auf allen Flächen nehmen die N_{min}-Konzentrationen vom oberen Horizont (0–10 cm) zum unteren (10–30 cm) mehr oder weniger rasch ab (s. Tab. 7). Im Fall des *Diantho-Armerietum* steht einer Spanne von 2,87-3,68 mg N_{min}/kg TS im Bereich 0–10 cm eine Spanne von 0,78–1,60 mg N_{min}/kg TS im Bereich 10–30 cm gegenüber. Bei dem *Spergulo-Corynephoretum cladonietosum* (OB1) liegen die im Vergleich mit den anderen Flächen höheren N_{min}-Konzentrationen im Oberboden im Bereich von 6,75-8,89 mg N_{min}/kg TS, denen ebenfalls erhöhte Konzentrationen im Unterboden gegenüberstehen (1,77–3,67 mg N_{min}/kg TS). Abweichend von den vorgenannten Flächen weist das *Spergulo-Corynephoretum typicum* einen relativ geringeren Gradienten zwischen Ober- und Unterboden auf. Die schon sehr geringen Werte von 0,37–2,75 mg N_{min}/kg TS im Oberboden verringern sich im Durchschnitt nur auf eine Spanne von 0,29–1,13 mg N_{min}/kg TS.

Nmin [mg/kg]		0-10 cm		10-30 cm	
		b	u	b	u
OB1	F	6,75	6,98	1,82	1,77
	H	8,87	8,89	2,98	3,67
OB4	F	0,37	0,46	0,79	0,29
	H	2,75	1,86	1,13	0,89
OH1	F	3,68	3,16	1,60	1,43
	H	3,19	3,38	0,99	0,78
OH2	F	3,38	2,87	1,14	0,97
	H	3,17	2,99	1,07	1,07

Tab. 7: Durchschnittliche N_{min}-Gehalte der Trockensubstanz Bodens in den Bodenhorizonten 0–10 cm und 10–30 cm, aufgegliedert nach Frühjahrs- und Herbst-Probennahmen der Jahre 2000–2003 und nach dem Weidestatus (Abkürzungen s. Tab. 2).

4.3.4 N-Eintrag über die Atmosphäre

Der Stickstoffeintrag über den Luftpfad im Projektgebiet an der Hase wurde im Zeitraum Mai 2002 bis November 2003 diskontinuierlich gemessen, da die Untersuchungsflächen im Winterhalbjahr über längere Zeit durch Überflutungen nicht zugänglich waren. Der Stickstoffgehalt (NH_4-N+ NO_3-N) der Niederschläge variierte zwischen den einzelnen Messzeiträumen von 1,48 bis 3,29 mg N/l, wobei die Spanne 2002 von 1,48 bis 2,7 mg N/l und 2003 von 2,03 bis 3,29 mg N/l reichte. Die Stickstoffeinträge pro Hektar und die Höhe der Niederschlagsmengen pro Monat zeigen keinen erkennbaren Zusammenhang. Aufgrund der nur unvollständig erfassten nassen Deposition kann der jährliche Stickstoffeintrag nur abgeschätzt werden auf ca. 16 kg N/ha/a.

4.3.5 Stickstoff-Gehalt in der Phytomasse

Die durchschnittlich höchsten N-Gehalte weisen Kräuter auf, mit 1,8 % bei einer Spanne von 0,5–3,5 %, gefolgt von Gräsern mit 1,6 % (0,7–2,7 %). Die Streu enthielt im Durchschnitt 1,1 % N (0,4–2,0 %). Die mit Abstand geringsten N-Gehalte wurden bei Flechten mit durchschnittlich 0,9 % (0,6–1,3 %) und in der Wurzelmasse mit ebenfalls 0,9 % (0,4–1,5 %) gemessen, während Moose mit durchschnittlich 1,4 % (0,4–2,7 %) der oberirdischen Phytomasse der Phanerogamen vergleichbare Werte erreichen. Die Ergebnisse, aufgegliedert nach Leitbildflächen und nach Nutzung zeigt Tabelle 8. Ein Vergleich der durchschnittlichen Stickstoff-Gehalte der Frühjahrs- und der Herbst-Proben zeigt bei den Fraktionen Gräser, Kräuter, Moose keine Unterschiede, weder auf beweideten noch auf unbeweideten Flächen.

4.3.6 C:N-Verhältnis im Boden

Der Boden der *Diantho-Armerietum*-Flächen weist, trotz eines niedrigen durchschnittlichen pH-Wertes von 4,5, ein ver-

N_t [%]	Kräuter		Gräser		Sträucher		Wurzeln		Streu		Moose		Flechten	
	b	u	b	u	b	u	b	u	b	u	b	u	b	u
Silbergras-Flur														
Mittelwert	1,9	1,7	1,7	1,5	1	1,2	1	1,0	1,2	1,2	1,9	1,4	1	0,9
max.	3,3	3,5	2,7	2,4	1,6	2,1	1,5	1,3	1,8	2,0	2,0	2,2	1,3	1,1
min.	0,7	0,5	0,9	0,7	0,7	0,6	0,5	0,5	0,6	0,6	0,6	0,4	0,6	0,7
Grasnelken-Flur														
Mittelwert	1,8	1,7	1,6	1,6	---	---	0,9	1,0	1,5	1,4	1,5	1,5	---	---
max.	2,6	3,0	2,3	2,5	---	---	1,4	1,3	1,5	1,7	2,7	2,5	---	---
min.	1,2	1,1	1,0	1,0	---	---	0,4	0,7	0,4	0,6	0,8	0,7	---	---

Tab. 8: Durchschnittliche Stickstoffgehalte der Trockensubstanz der Phytomassefraktionen im Zeitraum 2000–2002 (Abkürzungen s. Tab. 2).

C:N		b	u
OB1	F	16,24	15,67
	H	16,51	16,48
OB4	F	12,86	13,47
	H	12,52	13,19
OH1	F	12,25	12,23
	H	12,27	12,14
OH2	F	12,01	11,88
	H	11,69	11,8

Tab. 9: Durchschnittliche C:N-Werte der Trockensubstanz des Bodens, aufgegliedert nach Frühjahrs- und Herbst-Probennahmen der Jahre 2000–2003 (Abkürzungen s. Tab. 2).

hältnismäßig enges C:N-Verhältnis um 12 auf, wie es für Böden mit weitgehend ungehemmter mikrobieller Aktivität typisch ist. Die C:N-Werte schwanken auf beweideten und unbeweideten Flächen nur in sehr engen Grenzen und weisen keine erkennbaren Tendenzen auf (Tab. 9). Diesem sehr gleichartigen und sich im Jahresverlauf kaum verändernden C:N-Verhältnis stehen deutliche, aber gleichartig verlaufende Schwankungen der C- und N-Werte gegenüber. Im Vergleich zu den Grasnelkenfluren weist das *Spergulo-Corynephoretum typicum* partiell geringfügig höhere pH-Werte auf (4,1–5,2). Sein C:N-Verhältnis ist mit durchschnittlich 12,9–13,5 geringfügig weiter, aber immer noch in einem Bereich, der für eine optimale mikrobielle Aktivität typisch ist. Allerdings ist hier die Schwankungsbreite der C:N-Werte deutlich größer und reicht von 10,9 bis 14,6. Die durchschnittlichen pH-Werte von 3,6-3,9 des *Spergulo-Corynephoretum cladonietosum* korrespondieren mit mittleren C:N-Werten von 15,7–16,5. Die C:N-Werte schwanken auf beweideten und unbeweideten Flächen gleichermaßen zwischen 12,9 und 17,3. Keine der Flächen weist auf divergierende Entwicklungen zwischen beweideten und unbeweideten Flächen hin, die auf Beweidungseffekte schließen ließen (s. Abb. 4).

4.3.7 C:N-Verhältnis in der Phytomasse

Das durchschnittlich engste C:N-Verhältnis weisen Kräuter mit 22 bei einer Spanne von 10–44 auf, gefolgt von Gräsern mit 28 (15–50) und von Moosen mit 26 (13–48). Eine zweite Gruppe mit sehr weitem C:N-Verhältnis bilden Wurzeln 40 (16-99), Flechten 42 (24–65) und Zwergsträucher 46 (22–83). Das C:N-Verhältnis der Streu mit 34 liegt nahe dem Durchschnittswert aus allen Fraktionen von 33. Die C:N-Werte, aufgegliedert nach Leitbildflächen und nach der Nutzung zeigt die Tabelle 10.

4.4 Pflanzenverfügbares Phosphat im Boden

Der Gehalt an pflanzenverfügbarem Phosphat-P differenziert die Sandrasen sehr deutlich (Tab. 11). Die beiden Ausbildungen des *Spergulo-Corynephoretum* (OB1, OB4) weisen eine Spanne der durchschnittlichen P-Konzentrationen von 5,3–11,2 mg P/kg TS (Trockensubstanz) auf, während im *Diantho-Armerietum* durchschnittliche Werte von 11,5–30,6 mg P/kg TS gemessen wurden. Besonders die etwas tiefer liegende Fläche OH2 unterliegt sehr starken Schwankungen des pflanzenverfügbaren Phosphats, die eine jahreszeitliche Abhängigkeit erkennen lassen, da die P-Konzentrationen im Frühjahr immer deutlich unter denen im Herbst lagen (s. Abb. 5).

P [mg/kg]		0-10 cm		10-30 cm	
		b	u	b	u
OB1	F	8,6	6,6	2,8	4,2
	H	7,1	5,3	3,9	5,3
OB4	F	9,8	5,8	6,4	5,6
	H	11,2	8,6	6,9	6,3
OH1	F	24,5	25,4	13,3	12,0
	H	30,6	30,6	8,5	9,0
OH2	F	11,7	11,7	3,1	3,8
	H	28,4	29,6	9,9	9,2

Tab. 11: Durchschnittliche Phosphor-P-Gehalte der Trockensubstanz des Bodens, aufgegliedert nach Horizonten und Frühjahrs- und Herbst-Probennahmen der Jahre 2000–2003 (Abkürzungen s. Tab. 2).

C:N	Kräuter		Gräser		Sträucher		Wurzeln		Streu		Moose		Flechten	
	b	u	b	u	b	u	b	u	b	u	b	u	b	u
Silbergras-Flur														
Mittelwert	20,4	21,9	27,0	29,2	48,3	45,3	39,1	39,1	34,7	34,6	27,9	24,8	39,6	44,5
max.	39,9	44,4	49,8	44,1	63,6	82,6	73,9	99,1	61,2	73,1	47,9	39,3	64,9	54,2
min.	10,2	9,8	15,8	18,6	30,2	21,7	21,1	23,8	19,9	17,3	17,0	15,2	24,0	28,7
Grasnelken-Flur														
Mittelwert	22,1	24,1	26,3	28,3	---	---	42,3	39,2	33,4	34,9	25,9	25,6	---	---
max.	31,7	34,0	43,6	46,2	---	---	54,7	50,5	63,2	59,9	42,2	43,3	---	---
min.	14,9	12,9	17,3	17,2	---	---	31,4	15,7	17,3	16,6	13,3	14,2	---	---

Tab. 10: Durchschnittliche C:N-Werte der Trockensubstanz der Phytomassefraktionen im Zeitraum 2000–2002 (Abkürzungen s. Tab. 2).

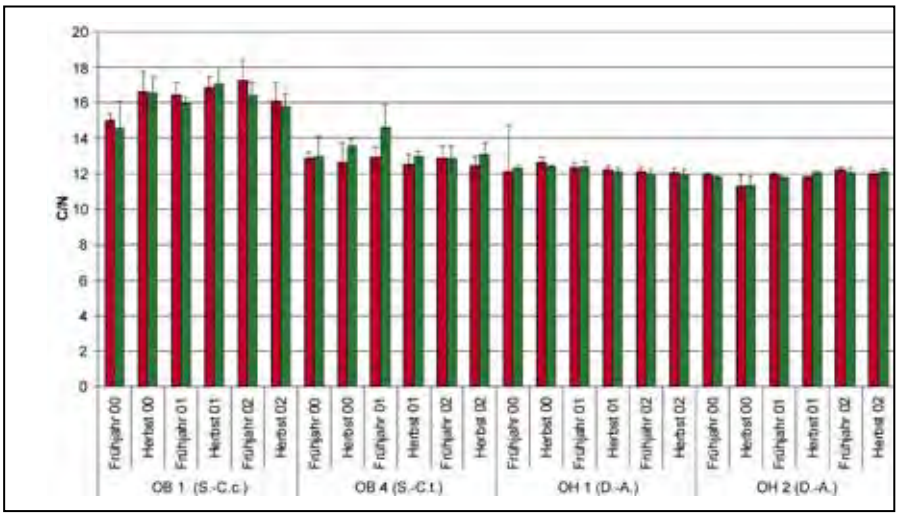


Abb.4: Entwicklung der durchschnittlichen C:N-Werte im Oberboden (0–10 cm) der beweideten (rot) und unbeweideten (grün) Leitbildflächen 2000–2002 (Abkürzungen s. Abb. 1) (Bew*Typ*Zeit p = 0,0357; nach mixed linear model SAS proc mixed).

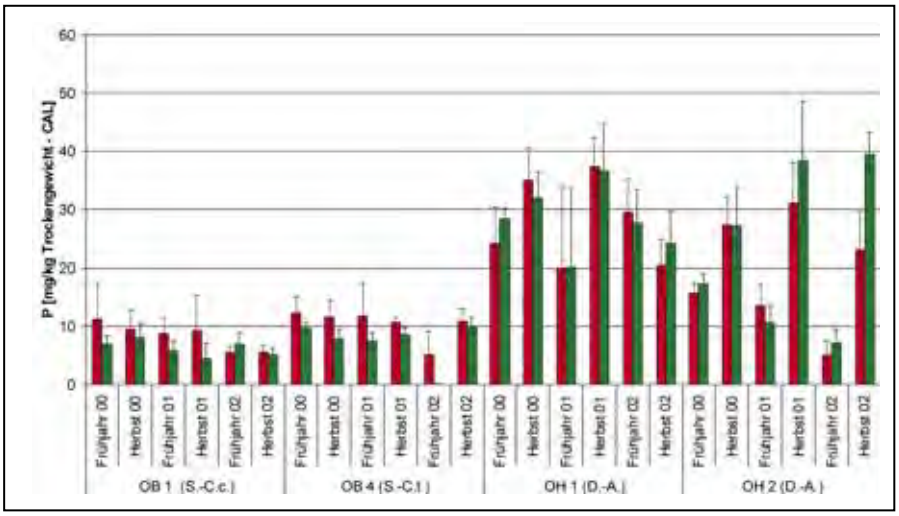


Abb.5: Phosphor-P-Gehalte im Oberboden (0–10 cm) der beweideten (rot) und unbeweideten (grün) Leitbildflächen 2000–2003 (Abkürzungen s. Abb. 1) (Typ*Zeit p = 0,003; Bew*Typ*Zeit p = 0,9975; nach mixed linear model SAS proc mixed).

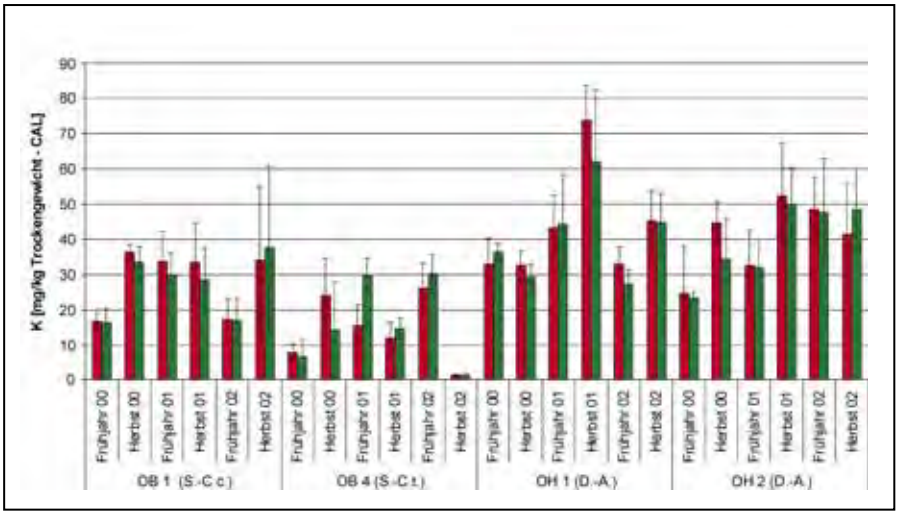


Abb.6: Kalium-Gehalte im Oberboden (0–10 cm) der beweideten (rot) und unbeweideten (grün) Leitbildflächen 2000–2003 (Abkürzungen s. Abb. 1) (Typ*Zeit p = 0,0539; Bew*Typ*Zeit p = 0,7707; nach mixed linear model SAS proc mixed).

K [mg/kg]		0-10		10-30 cm	
		b	u	b	u
OB1	F	22,6	20,9	5,7	7,2
	H	36,2	30,3	25,7	19,9
OB4	F	16,4	22,1	9,1	13
	H	21,7	20,1	7,3	4,7
OH1	F	36,3	36	13,4	13,7
	H	58,1	49,2	21,6	18,3
OH2	F	35,3	34,3	14,5	11
	H	44,8	42,7	14,4	12,1

Tab. 12: Durchschnittliche Kalium-Gehalte der Trockensubstanz der Bodenhorizonte 0–10 cm und 10–30 cm auf Basis der Frühjahrs- und Herbst-Probennahmen der Jahre 2000–2003 (Abkürzungen s. Tab. 2).

4.5 Kalium im Boden

Das *Spergulo-Corynephoretum typicum* (OB4), als sehr offener Sandtrockenrasen, weist mit durchschnittlich 16–22 mg K/kg, bezogen auf 10 cm Bodentiefe, die geringsten Kalium-Gehalte auf, gefolgt vom *Spergulo-Corynephoretum cladonietosum* mit 21–36 mg K/kg. Die K-Gehalte der jährlich überfluteten *Diantho-Armerietum*-Flächen liegen im Durchschnitt bei 34–58 mg K/kg. Alle Flächen zeigen gegenüber dem unteren Horizont eine deutliche Anreicherung von Kalium im Oberboden (Tab. 12). Die Mittelwerte sind starken Schwankungen unterworfen und lassen bei keiner Fläche eindeutige jahreszeitliche Abhängigkeiten erkennen, auch sind in der zeitlichen Entwicklung bei keiner der Leitbildflächen Trends aufgetreten, die auf mögliche Wechselwirkungen zwischen Beweidung und der Entwicklung der Kalium-Konzentrationen schließen lassen (Abb. 6).

4.6 Bodenfeuchte

Der Wassergehalt im Bereich der obersten 10 cm des Bodens steht in engem Zusammenhang mit dem Witterungsverlauf. Während die Böden der Silbergrasfluren der Leitbildflächen an der Ems ganzjährig keinen Grundwasseranschluss haben, werden die Flächen des *Diantho-Armerietum* im Projektgebiet an der Hase (OH1, OH2) im Winterhalbjahr durch Überflutungen geprägt und können nach längerfristigen Hochwasserereignissen Anschluss an das Grundwasser haben. Die Werte der Bodenfeuchte variierten während der Vegetationsperiode auf den leichten Sandböden erwartungsgemäß stark. Der Bodenwassergehalt ist im Bereich des *Spergulo-Corynephoretum typicum* mit durchschnittlich 2,3 % bezogen auf das Bodenfrischgewicht am geringsten und erreicht in niederschlagsreichen Perioden nur etwas über 8 %. Damit ist dieser Standort als extrem trocken einzustufen.

4.7 Phytomasse

4.7.1 Allgemeines

Auf allen Flächen dominieren Gräser gegenüber Kräutern (Tab. 13). In allen Vergesellschaftungen ist ein hoher Anteil von Bryophyten an der oberirdischen Trockensubstanz (TS) zu verzeichnen, der im Schnitt über 40 % lag und auf zwei Flächen sogar 70 % erreichte. Der unterschiedlich hohe Anteil von Moosen und Flechten an den Gesellschaften bzw. Subassoziationen ist Abbildung 7 zu entnehmen. Flechten sind erwartungsgemäß im *Spergulo-Corynephoretum cladonietosum* am stärksten vertreten und fehlen in dem rasig ausgebildeten *Diantho-Armerietum* völlig. Auf die flechtenreichen Silbergrasfluren beschränkt tritt *Calluna vulgaris* als Zwergstrauch auf, der den Übergang der Sandrasen in Heideflächen einleiten kann.

% Gräser TS	b	u
OB1	84 %	87 %
OB4	81 %	67 %
OH1	70 %	71 %
OH2	72 %	60 %

Tab. 13: Mittlerer Gewichtsanteil der Gräser an der krautigen Vegetation im Zeitraum 2000–2003 (Abkürzungen s. Tab. 2).

Reiht man die Sandrasen entsprechend einer hypothetischen Sukzessionsabfolge (OB4 -> OB1 -> OH1+2), so kommt es, ausgehend vom *Spergulo-Corynephoretum typicum* (10 to org. TS/ha), beim *Spergulo-Corynephoretum cladonietosum* (24 to org. TS/ha) zu mehr als einer Verdoppelung der Gesamtphytomasse (s. Tab. 14). Das *Diantho-Armerietum* ist mit durchschnittlich 18 to org. TS/ha gegenüber der flechtenreichen Silbergrasflur wiederum deutlich ärmer an Phytomasse. Die Grasnelkenflur ist in Bezug auf die Silbergrasfluren allerdings nur bedingt als weitere Sukzessionsstufe anzusehen, da ihr Vorkommen auf periodisch überflutete Wuchsorte beschränkt ist. Betrachtet man ausschließlich die oberirdische Phytomasse, fällt das *Spergulo-Corynephoretum typicum* mit durchschnittlich 1 to TS/ha gegenüber dem *Spergulo-Corynephoretum cladonietosum* mit 7 to TS/ha noch deutlicher ab. Die Grasnelkenfluren erreichen 3,2–4,6 to TS/ha.

Soweit zu Versuchsbeginn zwischen beweideten und unbeweideten Flächenpaaren deutlichere Unterschiede in der

[to/ha]	Gesamtphytomasse		oberird. Phytom. ohne Streu		unterird. Phytom.		Streu	
	b	u	b	u	b	u	b	u
OB1	23	25	5,8	8,7	15	13,6	2,4	2,7
OB4	12	7	1,1	1	9,6	4,5	0,9	1,3
OH1	19	18	4,5	4,6	12,3	11	2,5	2,4
OH2	16	16	4,5	3,2	9,3	10,7	1,9	22

Tab. 14: Durchschnittliche Phytomasse (to org. Trockensubstanz/ha), berechnet aus den Frühjahrs- und Herbsterhebungen der Jahre 2000–2002 (Abkürzungen s. Tab. 2).

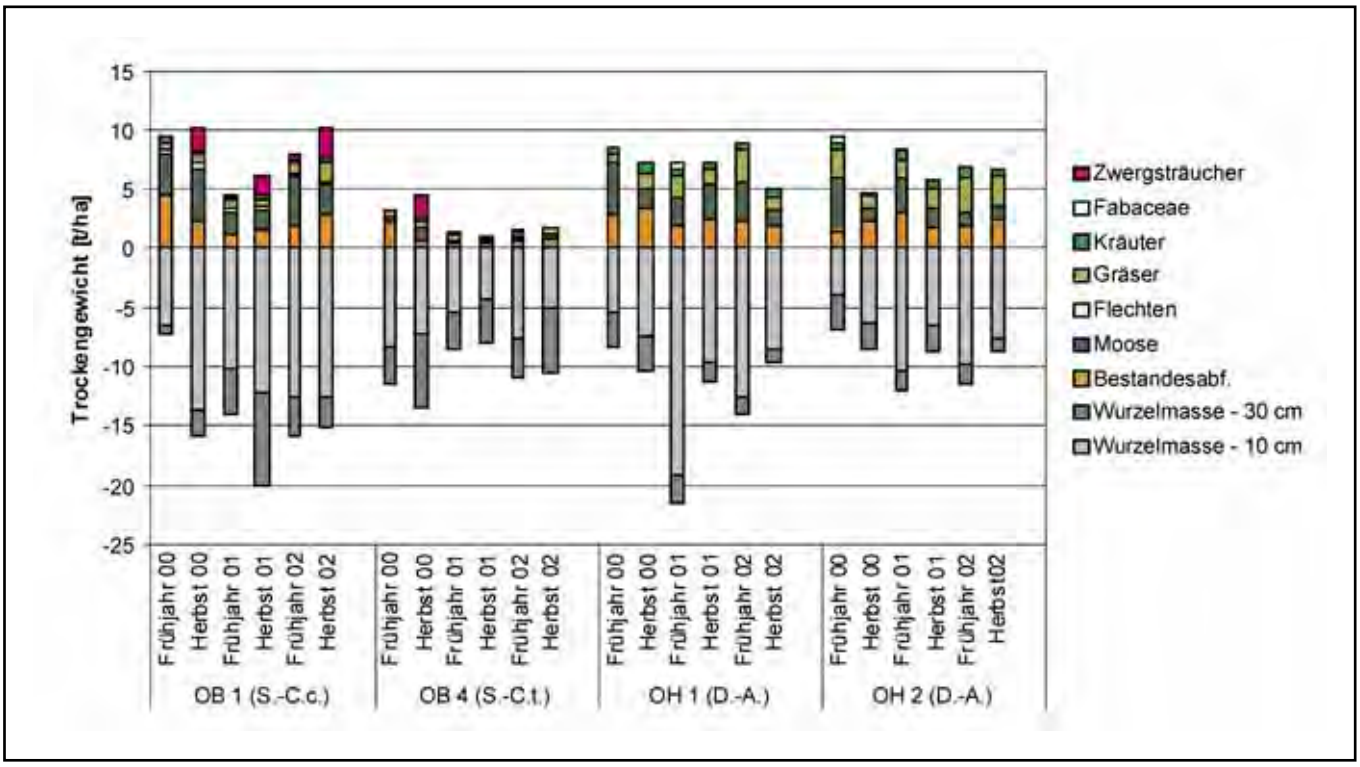


Abb. 7: Entwicklung der Phytomasse beweideter Leitbildflächen 2000-2002, differenziert nach Fraktionen; oberirdisch (nach oben aufsummiert): Zwergsträucher, Fabaceen, Gräser, übrige krautige Pflanzen, Flechten, Moose, Streu; unterirdisch (nach unten aufsummiert): Wurzelmasse der Bodentiefe 0–10 cm und 10–30 cm.

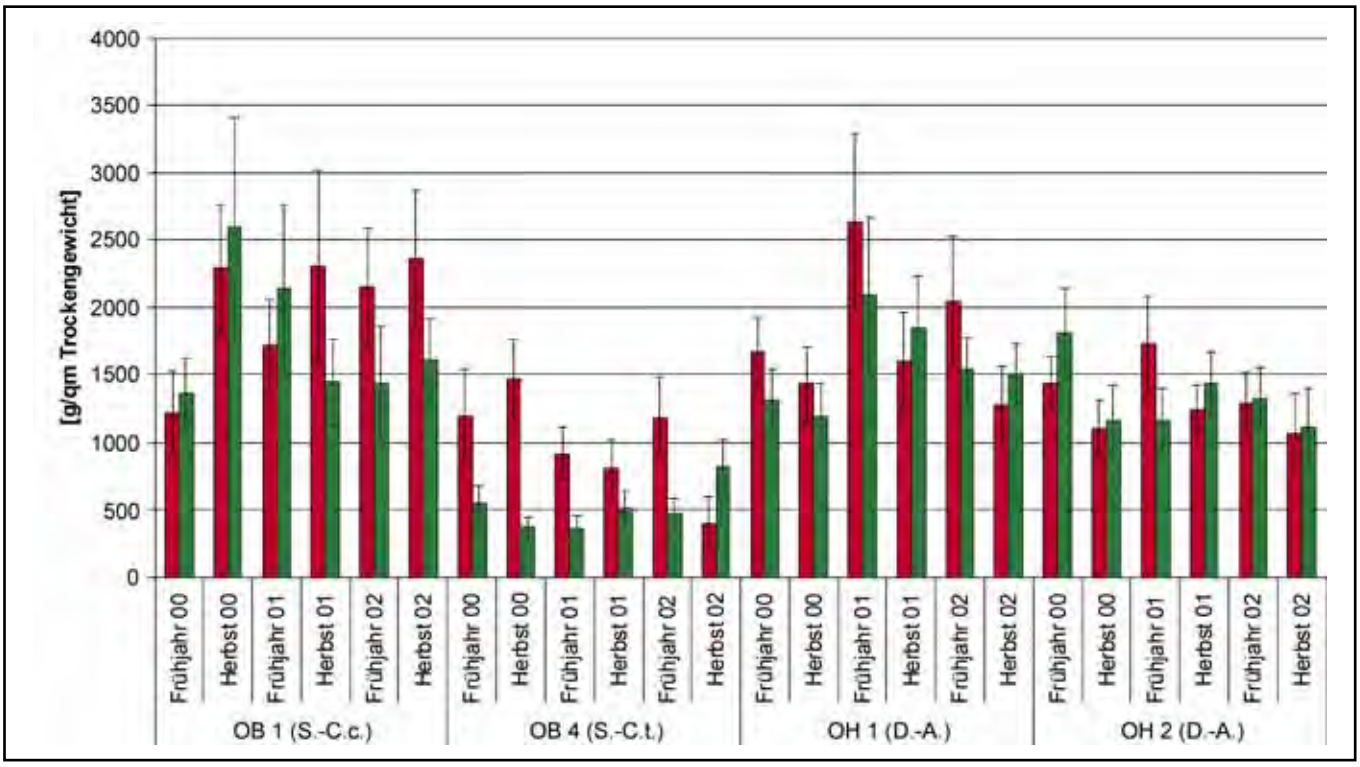


Abb.8: Entwicklung der Gesamtphytomasse der beweideten (rot) und unbeweideten (grün) Leitbildflächen 2000–2003 (Abkürzungen s. Abb. 1) (Typ*Zeit p = 0,0003; Bew*Typ*Zeit p = 0,0069; nach mixed linear model SAS proc mixed).

Gesamtphytomasse, so bei OB4 bzw. in den Anteilen der Fraktionen vorhanden waren, blieben sie entweder im gesamten Versuchszeitraum bestehen oder verschwanden weitgehend, so bei den Grasnelkenfluren (OH1+2). Für den Zeitraum 2000–2003 konnten keine Effekte bei den seit dem Jahre 2000 ausgezäunten Flächen festgestellt werden. Es ließen sich keine Wechselwirkungen statistisch absichern, die zu einer eindeutige Auseinanderentwicklung beweideter und unbeweideter Flächenpaare in Hinblick auf die Gesamtphytomasse führten (Abb. 8).

4.7.2 Streu

Der durchschnittliche Anteil der Streu an der Gesamtphytomasse beträgt im *Spergulo-Corynephoretum typicum* 11%, im *Spergulo-Corynephoretum cladonietosum* 10% und im *Diantho-Armerietum* 12–13 %. Die Anteile der Streu auf den beweideten und unbeweideten Flächen unterliegen von Jahr zu Jahr und vom Frühjahr zum Herbst deutlichen Schwankungen.

4.7.3 Unterirdische Phytomasse

Der Anteil der unterirdischen Phytomasse an der gesamten lebenden Phytomasse ist in den Sandrasen größer als 60 % und erreicht im *Spergulo-Corynephoretum typicum* mit bis zu 90 % seinen größten Anteil. In beiden Ausbildungen des *Spergulo-Corynephoretum* liegt der Anteil der Wurzelmasse im oberen Bodenhorizont (0–10 cm) bei 51–56 % und in der Grasnelkenflur bei 54–61 %. Die Durchwurzelung des unteren Bodenhorizontes (10–30 cm) spielt bei der flechtenreichen Silbergrasflur mit 10–16 % und beim *Diantho-Armerietum* mit 12–18 % eine deutlich geringere Rolle, während das *Spergulo-Corynephoretum typicum* hier mit 31–35% den mit Abstand höchsten Anteil erreicht. Die größte durchschnittliche Wurzelmasse weist das *Spergulo-Corynephoretum cladonietosum* mit 14 to/ha auf, wobei im Herbst eine höhere Menge als im Frühjahr erreicht wird. Das etwas wurzelärmere *Diantho-Armerietum* mit durchschnittlich 11 to/ha erreicht eher im Frühjahr höhere Anteile der Wurzelmasse. Die geringste durchschnittliche Wurzelmasse mit 7 to/ha wurden im *Spergulo-Corynephoretum typicum* gefunden.

5 Diskussion

5.1 pH- Werte im Boden

Mit zunehmender Konsolidierung der von Natur aus basenarmen Böden, also mit Anreicherung von Humusstoffen und Basen, sollte eine Zunahme der pH-Werte einhergehen (Kuntze et al. 1994). Es wurde eine Reihung erwartet, die ausgehend vom unkonsolidierten, offenen Boden des *Spergulo-Corynephoretum typicum* (OB4) (pH 4,1–5,2) über den weitgehend konsolidierten Boden des *Spergulo-Corynephoretum cladonietosum* (OB1) (pH 3,6–3,9) zum völlig konsolidierten Untergrund des *Diantho-Armerietum* (OH1+2) (pH 4,3–4,7) reicht (s.a. Tab. 1). OB4 (*Spergulo-Corynephoretum typicum*) erfüllte diese Erwartung nicht, da aufgrund unregelmäßig im Substrat verteilter Betonbröckchen der pH-Wert kleinräumig zwischen pH 3,33 und 6,43 liegt. Abgesehen von den karbonatischen Einsprengseln bei OB4, liegen die pH-Werte im unteren Bereich der in Norddeutschland gemessenen Spanne, die von ähnlich niedrigen pH-Werten (Lache 1976, Jeckel 1984; Heinken 1990; Christiansen 2000) über ein schwach bis mäßig saures Milieu bis in den Neutralbereich reichen (Wurbs & Glemnitz 1997). Nach Berger-Landefeldt & Sukopp (1965) sind Silbergrasfluren optimal im Bereich um pH 5 angesiedelt. Jentsch (2001) hat in Süddeutschland mit 4,3–6,8 durchschnittlich höhere pH-Werte gemessen, bestätigt damit den schon von Hohenester (1960) genannten pH-Wert von 6,8. Die Vergleichbarkeit der genannten Werte ist zwar nicht vollkommen gegeben, da einige Autoren in H_2O, andere (wie wir) in $CaCl_2$-Suspension gemessen haben, doch sind die Unterschiede zwischen den beiden Suspensionstypen im sauren Milieu relativ gering. Die Bedeutung der Protonenkonzentration im Boden liegt in ihrer Auswirkung auf das Mineralstickstoff-Angebot, da Nitrifizierungsprozesse nur bei pH-Werten um den Neutralpunkt optimal verlaufen und im sauren Milieu die Ammonium-Konzentration die des Nitrates überwiegen (vgl. Scheffer et al. 2002).

5.2 C_t-Gehalte im Boden

Die C_t-Gehalte der Leitbildflächen sind für Sandtrockenrasen in Norddeutschland durchaus typisch. Die im *Spergulo-Corynephoretum typicum* gemessenen C_t-Gehalte von 0,3–0,5 % liegen im unteren Bereich der von Jeckel (1984) genannten 0,3–1,0 % bzw. der 0,8 % von Christiansen (2000) oder der <1% von Glemnitz et al. (1998). Sie sind mit ihren teilweise noch deutlich geringeren Werten, den Ergebnissen von Lache (1976) für Binnendünenstandorte bei Bremen vergleichbar. Auch die C_t-Gehalte von 1,8–2,8 % im Bereich der *Diantho-Armerietum*-Flächen entsprechen den von Jeckel (1984) unter Grasnelkenfluren ermittelten C_t-Gehalten von maximal 2,7 %. Innerhalb der Grasnelkenfluren zeigt die geringfügig tiefer liegende Fläche (OH2) mit 2,2–2,8% die durchschnittlich höchsten C_t-Anteile. Solche C_t-Gehalte reichen an mittlere C_t-Gehalte von 3–7 % unter Grünland heran (Hydro Agri Dülmen 1993).

Die Konzentration von Kohlenstoff im Boden kann als Maß für die Anreicherung organischer Substanz herangezogen werden, da Carbonat-C in den pleistozänen Sandböden praktisch nicht vorhanden ist. Der Humusgehalt errechnet sich in diesem Fall aus dem C_{org}-Gehalt x 1.74 (Springob et al. 2001). Damit weisen die Flächen des *Spergulo-Corynephoretum typicum* analog der C-Konzentration mit durchschnittlich 0,5–0,9 % die geringste Humusakkumulation auf und sind als schwach humos einzustufen (Scheffer et al. 2002). Diese Humusanteile sind mit Angaben von Olsson (1974) zu Silbergrasfluren in Schweden vergleichbar, der für die typische Ausbildung im Oberboden 0,5 % und für die flechtenreiche Ausbildung 0,8%, sowie für den Unterboden 2 % nennt. Nach Glemnitz et al. (1998) kann vermutet werden, dass derart geringe Kohlenstoff- und Humusgehalte, wie sie im Projektgebiet auf kleinräumigen Sandverwehungen häufiger auftreten, limitierend wirken und eine Voraussetzung für das Vorkommen von Arten der Sandtrockenrasen sind. Mit Humusanteilen von 3,1–4,9 % sind die

restlichen Flächen unter dem *Spergulo-Corynephoretum cladonietosum* und unter dem *Diantho-Armerietum* als humos anzusprechen und würden damit nach Kunze et al. (1994) großenteils zwischen den Humusformen Mull mit rund 2 % und Moder mit rund 4 % Humusanteil einzuordnen sein. Springob et al. (2001) weisen auf generell nach Nordwesten steigende C_{org}-Gehalte in Sandböden hin und erklären diese Zunahme mit der Anreicherung refraktionärer organischer Substanzen aufgrund nutzungsspezifischer und klimatischer Faktoren. Im Fall des *Diantho-Armerietum* kann die C_t-Anreicherung sicherlich auf die größere Bodenfeuchte und periodische Überflutung zurückgeführt werden, die eine Humusanreicherung begünstigen. Dies deckt sich mit Beobachtungen von Körschens (1996), der bei grundwassernahen, also potentiell feuchteren Böden höhere Humusgehalte feststellte.

5.3 Stickstoff

5.3.1 Gesamtstickstoff (N_t)

In N-armen Böden liegen nach Oehmichen (1983) etwa 0,5–1,0 % des gesamten Stickstoffvorrates in mineralisierter und damit in gut pflanzenverfügbarer Form vor, eine Spanne, die von den hier untersuchten Flächen erreicht bzw. von OH1 und OH2 deutlich unterschritten wurde (s. a. Tab. 4, Tab. 5). Im Durchschnitt enthalten mineralische Böden Stickstoff-Gehalte von 0,2–5,0 mg/g = 0,02–0,5 % (Kuntze et al. 1994; Scheffer & Schachtschabel 1998). Der N_t-Gehalt N-armer mineralischer Böden im Krumenbereich von 0-20 cm wird von Nienschlag (1968 in Oehmichen 1983) mit 0,02-0,05% = 0,2–0,5 mg/g angegeben. Stickstoffreiche Ackerböden enthalten dagegen 0,15–0,30 % N = 1,5–3 mg/g in einer Krume bis zu 35 cm. Für brandenburgische Sandtrockenrasen nennen Glemnitz et al. (1998) N_t-Gehalte von 0,013–0,078% bezogen auf 30 cm Bodentiefe und Christiansen (2000) 0,09–0,2 %. Auf dieser Basis ist das *Spergulo-Corynephoretum typicum* (OB4) als sehr armer Sandboden anzusprechen. Dies deckt sich mit Ergebnissen von Wurbs & Glemnitz (1997), die auf alten Ackerbrachen auf Sand bei N_t-Gehalten <0,06% eine klare Dominanz von Arten der Sandtrockenrasen fanden. Während das *Spergulo-Corynephoretum cladonietosum* (OB1) mit 0,11–0,13 % als mäßig stickstoffreich einzustufen ist, weisen die Flächen des *Diantho-Armerietum* (OH1, OH2) höhere Stickstoffanteile auf, die im Zusammenhang mit stärkerer Humusanreicherung und periodischer Überschwemmung zu sehen ist.

5.3.2 Mineralischer Stickstoff (N_{min})

Durchschnittliche N_{min}-Konzentrationen im sandigen Oberboden extensiven Grünlandes werden von Jentsch (2001) für das *Spergulo-Corynephoretum* mit 0,2–2,0 NO_3-N mg/kg und 0,1–0,9 NH_4-N mg/kg angegeben. Im Projektgebiet wurden, bezogen auf 0–10 cm Bodentiefe, folgende durchschnittliche Konzentrationen gemessen: *Spergulo-Corynephoretum typicum* (OB4) 0,08–0,98 NO_3-N mg/kg, 0,21–1,76 NH_4-N mg/kg; *Spergulo-Corynephoretum cladonietosum* (OB1) 0,25–1,02 NO_3-N mg/kg, 7,97–6,05 NH_4-N mg/kg; *Diantho-Armerietum* (OH1+2) 0,52–1,08 NO_3-N mg/kg, 1,91–3,14 NH_4-N mg/kg (s.a. Tab. 7). Der Nitrat-Gehalt aller Flächen liegt im unteren Bereich der von Jentsch (2001) angegebenen Spanne, das trifft besonders auf das *Spergulo-Corynephoretum typicum* zu. Demgegenüber wurden im Projektgebiet in allen Fällen Ammonium-Gehalte gemessen, die deutlich über den von Jentsch (2001) angegebenen Spannen liegen. Es ist somit anzunehmen, dass die Sandrasen im Emsland besser mit mineralischem Stickstoff versorgt sind, als vergleichbare Flächen im nördlichen Bayern. Die über 3 Jahre laufenden Untersuchungen zeigen keine signifikanten Unterschiede bzw. Wechselwirkungen zwischen Beweidung und der Entwicklung der N_{min}-, NO_3-, NH_4-Konzentrationen mit der Zeit, die auf einen Einfluss des Weideausschlusses hinweisen. Ein 5-jähriger Weideausschluss-Versuch in Salzmarschen von Wijnen et al. (1999) erbrachte dort ebenfalls keine eindeutigen Unterschiede im Boden-N-Gehalt zwischen beweideten und unbeweideten Flächen.

Der Anteil des NO_3-N am N_{min} liegt in fast allen Flächen deutlich unter 50%. Die durchschnittlich höchsten NO_3-N-Anteile am N_t wurden im *Spergulo-Corynephoretum typicum* gefunden, wo das NO_3-N/NH_4-N-Verhältnis bei den Herbstmessungen Werte von 0,56–0,61 ergab. Vergleichbare NO_3/NH_4-Verhältnisse fand Christiansen (2000) unter Sandmagerrasen und brachgefallenen Sandäckern. Ein zugunsten des Ammonium verschobenes NO_3/NH_4-Verhältnis ist in karbonatarmen Sandböden nicht ungewöhnlich, da pH-Werte unterhalb pH 6 die nitrifizierenden Bodenbakterien hemmen und die Bedeutung der Ammonifikation für die Stickstoff-Nachlieferung erhöhen (Troelstra et al. 1990; Scheffer & Schachtschabel 1998; Olness 1999).

Bei zeitweise überfluteten Standorten bzw. wassergesättigten Böden sind ebenfalls höhere NH_4-N Werte zu erwarten, da die Nitrifikation im anaeroben Milieu gestört wird (Armbrüster & Janiesch 2003). Relativ erhöhte NH_4-N-Anteile der im Winterhalbjahr periodisch überfluteten Flächen des *Diantho-Armerietum* könnten darauf zurückgeführt werden. Allerdings sind die Oberböden außerhalb der Hochwasserperiode trocken sowie gut durchlüftet. Sie zeigten trotzdem im Herbst keine niedrigeren NH_4-N Werte, so dass anaerobes Milieu als alleinige Ursache für das zugunsten des Ammonium verschobene NO_3/NH_4-Verhältnis auszuschließen ist. Außerdem deutet auch ein C:N-Verhältnis von etwa 12 nicht auf gestörte Mineralisationsprozesse hin.

Die hohen Ammonium-Anteile in den durchweg trockenen und rohhumusarmen Böden des *Spergulo-Corynephoretum typicum* und des *Spergulo-Corynephoretum cladonietosum* könnten sowohl auf dem sauren Milieu als auch auf mögliche allelopathische Hemmungen nitrit-oxidierender Bakterien beruhen, wie es von Armbrüster & Janiesch (2003) diskutiert wird, die auf Bertru & Goma Tchimbakala (1985) verweisen. Das überwiegend zugunsten von Ammonium verschobene NO_3-N/NH_4-N-Verhältnis kann auch auf das unterschiedliche Sorptionsverhalten der beteiligen N-Verbindungen zurückgeführt werden. Die negativ geladenen NO_3-Anionen sind in Sandböden kaum sorptiv gebunden und damit stark auswaschungsgefährdet, während die positiv geladenen NH_4-Kationen eher an negativ geladene Bodenpartikel gebunden werden. In diesem

Fall könnte ein NO_3-N/NH_4-N-Verhältnis <1 auch auf Auswaschung von Nitrat beruhen. Im Umkehrschluss kann ein derart niedriges NO_3-N/NH_4-N-Verhältnis aber auch als Hinweis auf potentiell geringe Stickstoffverluste aus dem System gedeutet werden, wenn aufgrund der Milieubedingungen nur geringe Nitratvorräte vorhanden sind.

5.3.3 Stickstoff-Gradienten

Die Anreicherung von N_{min} im Oberboden ist auf die Akkumulation der N-Vorräte in den organischen Verbindungen des geringmächtigen Ao-Horizontes der Sandböden zurückzuführen (Doran 1992). Bezogen auf die Probennahmen im Frühjahr und Herbst zeigen die Flächen OB1 und OB4 einerseits und OH1 und OH2 andererseits unterschiedliche Tendenzen hinsichtlich der N_{min}-Gehalte in dem Horizont von 10–30 cm (s. Tab. 5). Unter den *Spergulo-Corynephoretum*-Flächen wurden im Frühjahr überwiegend niedrigere N_{min}-Konzentrationen als im Herbst gemessen, während die oberen und unteren Horizonte unter den Flächen des *Diantho-Armerietum* keine eindeutigen Tendenzen zeigten. Die geringeren N_{min}-Konzentrationen unter den Silbergrasfluren sind vor dem Hintergrund von Auswaschungs- und Verlagerungsprozessen zu sehen, die abhängig von Niederschlagsmengen und -verteilung, vor allem während der Vegetationsruhe zu einer Auswaschung von Stickstoff führen (Duynisfeld & Strebel 1985; Latus et al. 1995; Sach 1999). Nitrat ist in Sandböden kaum sorptiv gebunden. Gleichzeitig haben Sandböden eine geringe nutzbare Feldkapazität und daher hohe Wasserausträge. So wird in Nordwestdeutschland das im Herbst in Sandböden vorhandene Nitrat im Winter durch Sickerwasser im Durchschnitt 100-120 cm tief verlagert (Duynisfeld & Strebel 1986; Scheffer 2002). Die Abreicherung der N_{min}-Konzentrationen im unteren Horizont der leichten Sandböden der Silbergrasfluren (OB1, OB4) im Frühjahr und die Anreicherung im Herbst ist ein Hinweis auf Tiefenverlagerung von Stickstoff im Winterhalbjahr. Im Bereich des *Spergulo-Corynephoretum typicum* ist die Gefahr der Tiefenverlagerung und der N-Abreicherung besonders groß, da hier im Vergleich zu den anderen Sandrasen ein deutlich höherer Anteil des N_{min} in Form von Nitrat vorliegt und gleichzeitig der Humusanteil im Boden am geringsten ist. Insgesamt zeigen die Sandrasen im Projektgebiet nur bedingt eine Jahresdynamik der N_{min}-Konzentrationen, vergleichbar mit Ergebnissen von Brachen auf mineralischen Sandböden im Oberrheingebiet (Schröder & Harres 2001). Erhöhte Nitratausträge, wie sie bei Brachen beobachtet wurden (Duynisfeld & Strebel 1986), sind im Bereich der langzeitig extensiv genutzten Leitbildflächen auch nicht zu erwarten, da hier auch nach dem Weideausschluss keine echte Brachephase eintrat.

5.3.4 N-Eintrag über die Atmosphäre

Durchschnittliche atmosphärische Stickstoff-Einträge werden für Mitteleuropa mit 30 kg N/ha/a (Ellenberg 1996) bzw. 23 kg N/ha/a (Bach et al. 2003) angesetzt. Hölscher et al. (1994) nehmen für Niedersachsen einen durchschnittlichen N-Eintrag von 10 kg N/ha/a an, während nach Angaben des AK Standortskartierung (1996) für Niedersachsen von einer mittleren Stickstoffdeposition von 14,5 kg N/ha/a auszugehen ist. Die gegenwärtige Stickstoffdeposition in nordwestdeutschen Waldökosystemen werden von Meesenburg et al. (1995) mit 15 bis 30 kg N/ha/a und für Freilandflächen in Deutschland von Isermann (1994, in Enquete-Kommission 1994, S. 141; zitiert von Trepel 1996) mit etwa 30 kg N/ha/a angegeben. Für den weiteren Untersuchungsraum liegen Daten von Kuntze et al. (1994) vor, die für Timpemoor (Landkreis Emsland) 22,5 kg N_{min}/ha/a im Zeitraum 1984/88 und von Meiwes et al. (1999), die für Augustendorf (Landkreis Cloppenburg) 30,4 N_{min}/ha/a nennen. Für den Bereich der Ostfriesischen Inseln liegen mit 15-20 kg N_{min}/ha/a Daten von Armbrüster & Janiesch (2003) vor. Als Belastungsgrenzen werden für Deutschland Critical Load-Werte im Bereich zwischen 15-20 kg N/ha/a (*LAI* 1995) bzw. 5–20 kg N/ha/a (Gauger et al. 2000) angenommen, die laut Bakker & Berendse (1999) auch allgemein für trockene Heiden gelten. Da der Critical Load-Wert für eutrophierend wirkenden Stickstoff im wesentlichen vom jeweiligen Ökosystem abhängt (vgl. Bobbink et al. 1998), ist er für oligo-mesotrophe Sand-Ökosysteme eher niedriger anzusetzen. Messungen der durchschnittlichen atmosphärischen Stickstoffeinträge liegen im weiteren Umfeld des Projektgebietes bei 22–30 kg N/ha/a und überschreiten damit den Critical Load-Wert deutlich. Im Projektgebiet selbst beträgt der jährliche Stickstoffeintrag dagegen nur rund 16 N kg/ha/a, bezogen auf 2002 und 2003. Er liegt damit im unteren Bereich der Einträge im westlichen Niedersachsen bzw. unter dem Durchschnitt in Deutschland. Gleichzeitig erreichen diese Einträge nur die untere Grenze des Critical Load nach LAI (1995) bzw. liegen im Bereich der von Gauger et al. (2000) angegebenen Grenzwerte, ein Hinweis auf eine mäßige Eutrophierungsgefahr über den Luftweg.

Angesichts der intensiven landwirtschaftlichen Nutzung im Umfeld ist dieses Ergebnis unerwartet, da sich in einem Radius von 5 km mehrere Mastbetriebe befinden und der intensive Maisanbau im Norden bis unmittelbar an das Projektgebiet heranreicht. Als Anhaltspunkt für den Einfluss intensiver Massentierhaltung wird das NH_4-N/NO_3-N-Verhältnis herangezogen, da ein Vorherrschen von Ammonium- gegenüber Nitrateinträgen typisch für intensiv landwirtschaftlich geprägte Gebiete ist. Bei Werten über 1,5 kann von derartigen Einflüssen ausgegangen werden (vgl. Hölscher et al. 1994). Im Projektgebiet wurden Werte > 1,5 nur für den Zeitraum Mai/Juni 2002 gemessen, während die Monatswerte ansonsten deutlich darunter lagen. Die niedrigsten Ammonium-Anteile wurden im Winter gemessen, die in der jeweiligen Vegetationsperiode höchsten im Mai/Juni, wenn verstärkt Gülle auf die Maisfelder ausgebracht wird. Im südwestlichen Niedersachsen werden mit Werten von über 1,5 durchweg höhere Ammonium-Anteile erreicht (s. Lethmate & Wendeler 2000). Die relativ niedrigen im Projektgebiet gemessenen Werte für das NH_4-N/NO_3-N-Verhältnis können ebenfalls auf die relativ geschützte Lage östlich eines Waldgebietes, also im Windschatten, interpretiert werden. Außerdem ergaben Befragungen von Landwirten in der Umgebung, dass auf

den sehr leichten Sandböden inzwischen vielfach mineralische Langzeitdünger eingesetzt werden, wodurch die Ammonium-Emission verringert wird.

5.3.5 Stickstoff-Gehalt in der Phytomasse

Die mittleren N-Gehalte, insbesondere der Gräser, sind mit durchschnittlich 1,6 % sehr niedrig. Sie sind mit Werten vergleichbar, die Kinzel (1982) für pannonische Trockenrasen mit durchschnittlich 1,81 % bei einer Spanne von 1,01–2,34% N angibt. Die von Hertstein et al. (1991) für Dauergrünland genannte Bandbreite von 1,6–2,7 % wird von den Sandrasen nur knapp erreicht. Folgt man Untersuchungen, die eine positive Korrelation zwischen zunehmender Saugspannung des Bodens und steigenden N-Gehalten von Gräsern belegen (vgl. Rogers & Davies 1973), wären in den Silbergrasfluren gegenüber dem *Diantho-Armerietum* deutlich höhere N-Gehalte zu erwarten, was sich nicht bestätigt hat.

5.3.6 C:N-Verhältnis im Boden

Das C:N-Verhältnis im Boden ist ein Maß für den potentiellen Umfang von Mineralisationsprozessen. Seine übliche Spanne beträgt 8–30 (Gisi et al. 1997). Dem *Spergulo-Corynephoretum cladonietosum* (OH1) vergleichbare C:N-Verhältnisse wurden in Podsolen unter extensiv beweideten ozeanisch getönten Heiden gemessen (Bardgett et al. 2002). Die sehr weiten C:N-Verhältnisse, zwischen 40 und 57, wie sie Magerrasen auf pleistozänen Sanden in Brandenburg aufweisen (Christiansen 2000), wurden im Projektgebiet nicht annähernd erreicht. Derart weite C:N-Verhältnisse von über 30 kennzeichnen Rohhumusstandorte auf sehr nährstoffarmen Böden mit pH-Werten um 3 und resultieren aus der Akkumulation von Streu mit einem C:N-Verhältnis von 40, die nur langsam zersetzt wird (Jacob 1944). Das C:N-Verhältnis der *Spergulo-Corynephoretum cladonietosum*-Flächen von >16 weist bereits auf suboptimal ablaufende Mineralisationsprozesse hin, wie sie im Moder bei pH 3–4 auftreten (Fiedler 1990; Kuntze et a.l. 1994). Nach Springob et al. (2001) ist ab einem C:N-Verhältnis > 15 mit einer deutlich reduzierten Abbaubarkeit organischer Substanzen in Sandböden zu rechnen. Die fehlende Streu- bzw. Rohhumusanreicherung und das durchschnittliche C:N-Verhältnis von 13 in den sehr offenen Beständen des *Spergulo-Corynephoretum typicum* (OH4) kann mit großer Wahrscheinlichkeit auf Verwehungsprozesse zurückgeführt werden. Das durchschnittliche C:N-Verhältnis von 12 der *Diantho-Armerietum*-Flächen weist auf Böden mit ungehemmter mikrobieller Aktivität hin. Ein C:N-Verhältnis von 10–15 bei einem pH von 7–5 ist typisch für Mullböden (Fiedler 1990; Kuntze et a.l. 1994). Ein enges C:N-Verhältnis wird auch durch einen hohen Anteil lebender Biomasse hervorgerufen, da Bakterien ein C:N-Verhältnis von 5 und Pilze von 7 aufweisen (Anderson & Domsch 1980; Schlichting et al. 1995).

5.3.7 C:N-Verhältnis in der Phytomasse

Alle Werte befinden sich im üblichen Rahmen, wie er von Klötzli (1989) für Landpflanzen und Laubstreu mit 30–50 oder von Kuntze et al. (1994) für unzersetzte Vegetationsrückstände bzw. für Laub mit 40 oder für Getreidestroh mit 70–100 angegeben wird.

5.4 Pflanzenverfügbares Phosphat im Boden

Die Silbergrasfluren (OB1, OB2) sind sehr arm an pflanzenverfügbarem Phosphat. Dies zeigt ein Vergleich mit Ergebnissen von Glemnitz et al. (1998), die bei Sandtrockenrasen und alten Brachen auf Sand in Brandenburg im Mittel 28,7–30,7 mg P/kg bezogen auf 30 cm Bodentiefe nachgewiesen hatten. Vergleichbare Werte werden nur von den *Diantho-Armerietum*-Flächen (OH1, OH2) erreicht. Die niedrigeren P-Konzentrationen im Frühjahr, die besonders deutlich bei der etwas tiefer liegenden Fläche OH2 auftreten, können auf verstärkten P-Bedarf zu Beginn der Vegetationsperiode oder auf Auswaschung zurückgeführt werden. Da P in Form von Phosphaten in Sandböden überwiegend an Sesquioxide gebunden ist, besteht bei Böden mit sorptionsschwachen, schnell dränenden Grobporen Auswaschungsgefahr (Mollenhauer 1987, Hersemann & Sauerbeck 1989), demgegenüber merkt Oehmichen (1983) an, dass es unter Grünland praktisch zu keiner P-Auswaschung kommt. Eine deutliche Abnahme der P-Gehalte vom Ober- zum Unterboden ist typisch für gedüngte Flächen (Scheffer & Schachtschabel 1998). Ein ähnliches Phänomen zeigt sich aber auch im Bereich der ungedüngten Sandrasen. Im P-ärmeren *Spergulo-Corynephoretum* beträgt das Verhältnis der P-Gehalte zwischen oberem und unterem Bodenhorizont etwa 2:1, während es bei den periodisch überfluteten *Diantho-Armerietum-Flächen* 3:1 beträgt. Die geringe P-Konzentration im Bereich des *Spergulo-Corynephoretum cladonietosum* kann zu einer Phosphatlimitierung führen, zumal bei pH-Werten < 4 eine Phosphat-Immobilisierung im Zusammenhang mit Eisenkomplexen zu erwarten ist (Kooijman et al. 1998).

5.5 Kalium im Boden

Der mittlere K-Gehalt des *Spergulo-Corynephoretum typicum* (OB4) entspricht ziemlich exakt den von Glemnitz et al. (1998) angegebenen Durchschnittswerten für Sandtrockenrasen und alte Sandbrachen in Brandenburg, die eine Spanne von 12,9–22,4 mg/kg K aufweisen. Das *Spergulo-Corynephoretum cladonietosum* (OB1) ist vergleichbar mit Sandböden, die seit zwei Jahren nicht gedüngt wurden, und nach Claassen et al. (1996) 20–30 mg K/kg aufweisen. Die K-Gehalte der *Diantho-Armerietum*-Flächen (OH1, OH2) sind denen junger Brachen auf Sand ähnlich, die im Mittel 43,7 mg/kg K bezogen auf 30 cm Bodentiefe aufweisen. Die Leitbildflächen lassen entsprechend einer imaginären Sukzessionsfolge vom *Spergulo-Corynephoretum typicum* über das *Spergulo-Corynephoretum cladonietosum* zum *Diantho-Armerietum* eine Anreicherung von Kalium erkennen. Eine Kalium-Unterversorgung der Vegetation sandiger Böden nach längeren Brachephasen, wie sie von Wurbs & Glemnitz (1997) oder Sach (1999) beobachtet wurde, kann zumindest für die tieferliegenden, periodisch überfluteten Sandrasen ausgeschlossen werden.

5.6 Bodenfeuchte

Den Untersuchungsflächen vergleichbar geringe Werte fand Jentsch (2001) in fränkischen Silbergrasfluren. Von Lache (1976) werden mit 0,4–0,7% noch deutlich extremere Werte angegeben. Die Bodenfeuchte des *Spergulo-Corynephoretum cladonietosum* liegt mit durchschnittlich 9,2 % deutlich über dem des *Spergulo-Corynephoretum typicum*, was ursächlich auf den höheren Humusanteil zurückzuführen ist. Auf den Zusammenhang zwischen sukzessionsbedingter Humusanreicherung und steigender Wasserkapazität von Sandböden weisen bereits Jeckel (1984), Heinken (1990) oder Kuntze et al. (1994) hin. Im Bereich des *Diantho-Armerietum* wurden außerhalb der winterlichen Hochwasserperiode, in denen der Boden oft wochenlang wassergesättigt ist, maximale Bodenwassergehalte von 22,9 % gemessen; minimale Gehalte von 1,2–3,2 % traten hier nach mehrwöchigen Trockenperioden auf, die sich als sichtbarer Trockenstress im Bereich der krautigen Vegetation manifestierten.

5.7 Phytomasse

5.7.1 Allgemeines

Angaben von Franke (2003), der sich auf Phytomasseerträge in den Elbauen bezieht, sind nur bedingt vergleichbar, da im Projektgebiet die gesamte Phytomasse destruktiv geerntet und nicht nachhaltig gemäht wurde. Franke nennt für Grasnelkenfluren jährliche Erträge von etwa 2 to/ha, die damit nur etwa die Hälfte der im Untersuchungsgebiet geernteten Menge an oberirdischer Phytomasse auf den *Diantho-Armerietum*-Flächen von 3,2–4,6 to/ha erreichen. Die von Franke ebenfalls angeführten gedüngten Wiesen-Fuchsschwanzwiesen und Weidelgras-Weißklee-Weiden (*Lolio-Cynosuretum*) liefern mit 7–9 to/ha/a deutlich höhere Phytomasseerträge als das Extensivgrünland im Emsland.

Die im Projektgebiet in den unterschiedlichen Sandrasen im Durchschnitt erreichten Anteile der Gräser von 60–90% an der Trockensubstanz der oberirdischen Phytomasse (Tab. 13) sind mit denen der Vegetation trockener Küstendünen vergleichbar (ten Harkel & van der Meulen 1995). Auch in unterschiedlich genutztem Grünland in Schleswig-Holstein treten mit rund 80% vergleichbar hohe Anteile von Gräsern auf (Sach 1999). Eine zunehmende Dominanz von Gräsern unter Weideausschluss, wie sie in trockenem Grünland von Küstendünen von ten Harkel & van der Meulen (1995) beobachtet wurden, war nicht feststellbar.

Unterschiede in der Phytomasse zwischen Frühjahr und Herbst könnten auf Beweidungseffekte sowie auf jahreszeitliche Schwankungen zurückgeführt werden. Die Entwicklung der Phytomasse im Jahresverlauf unterscheidet sich zwischen den Flächen der Silbergrasfluren und der Grasnelkenfluren deutlich. Die Flächen des *Diantho-Armerietum* (OH1+2) zeigen unabhängig vom Weidestatus eine stagnierende bis abnehmende Phytomasse vom Frühjahr zum Herbst. Demgegenüber ist die Entwicklung der Silbergrasfluren (OB1, OB4) im Untersuchungszeitraum sehr uneinheitlich. Unabhängig vom Beweidungsstatus sind zum Winter hin sowohl Abnahmen als auch Zunahmen der Phytomasse festzustellen. Die Ähnlichkeit der beweideten und unbeweideten Silbergrasfluren hinsichtlich der Phytomasse ist im Frühjahr am größten, was auf eine Regenerationsphase im Winterhalbjahr hindeutet. So erfolgen auch Keimung und Etablierung von *Corynephorus canescens* im Herbst, wenn für die empfindlichen Jungpflanzen günstige Bedingungen herrschen (Frey & Hensen 1995).

Während ten Harkel & van der Meulen (1995) allgemein eine Verringerung offener Flächen bei gleichzeitiger Zunahme der Phytomasse auf Weideausschlussflächen beobachteten, wurden solche Veränderungen in Bezug auf die Phytomasse im Projektgebiet auf keiner Fläche festgestellt. Eine nach 3-jährigem Weideausschluss im Bereich des *Spergulo-Corynephoretum typicum* augenscheinliche Verringerung der offenen Sandflächen, bildete sich nicht in einer Zunahme im Trockengewicht der Phytomasse ab. In diesem Zusammenhang ist auf Sach (1999) zu verweisen, wonach zwischen der Entwicklung der Abundanz von Kräutern und ihrem Anteil an der Trockensubstanz nicht unbedingt ein linearer Zusammenhang besteht.

5.7.2 Streu

Die nach Schreiber & Schiefer (1985) mit zunehmend trockeneren Standortbedingungen einhergehende Verlangsamung des Streuabbaus spiegelte sich in den untersuchten Flächen nicht wider. Im Gegensatz dazu weist OB4 bei geringster Bodenfeuchte gleichzeitig den geringsten Streuanteil auf. Allerdings hat diese Fläche im beweideten Teil trittbedingt den größten Anteil an offenem Boden, so dass hier die Streu vom Wind leicht verweht wurde. Eine durchweg geringere Streumenge auf beweideten Flächen als auf unbeweideten, wie sie bei Weideausschluss-Experimenten von Marrs et al. (1989), Van Wijnen et al. (1999) oder Bakker et al. (1983) gefunden wurde, konnte im Projektgebiet nicht oder noch nicht nachgewiesen werden.

5.7.3 Unterirdische Phytomasse

Im Mittel erreicht die Wurzelmasse der untersuchten Sandrasen zwischen 7–14 to/ha und liegt damit über einem Durchschnittswert von 8 to/ha, den Schulze & Mues (1961) für Grünland in Deutschland nennen. Die Konzentration der Wurzelmasse auf die obersten 10 cm des Bodens der stärker konsolidierten Böden von OB1, OH1, OH2 kann u. a. auf Bodenverdichtung zurückgeführt werden, für die humusarme Sandböden auch ohne besondere Belastung anfällig sind. Gleichzeitig kommt es in sauren sandigen Böden kaum zur Ausbildung kontinuierlicher Bioporen aufgrund des weitgehenden Fehlens von Lumbriciden. Wurzeln in Sandböden sind daher überwiegend auf Poren innerhalb der Matrix angewiesen (Dannowski 1994). Bei Lagerungsdichten von 1,7 g/cm³, wie sie im Untersuchungsgebiet verbreitet vorliegen, konzentriert sich daher die Wurzelmasse auf den Oberboden (Petelkau & Gätke 1996). Untersuchungen von *Diantho-Armerietum*-Beständen an der Elbe erbrachten ebenfalls nur eine Durchwurzelung bis in 30 cm Tiefe (Redecker 2001 in Franke 2003). Ein halbschematisches Vegetationsprofil einer flechtenreichen Silbergrasflur von Fukarek (1961) zeigt eine Konzentration der Wurzelmasse auf die obersten 15 cm des Bodens. Die beim *Spergulo-Coryne-*

phoretum typicum zugunsten tieferer Horizonte verlagerte Phytomasse, ist als Anpassung an den Standort aus lockeren Sanden mit geringer Wasser- und Nährstoffkapazität zu interpretieren. Gleichzeitig erreicht die oberirdische Phytomasse nur einen Anteil von 10%. Dies entspricht Ergebnissen von Speidel & Weiss (1972), die auf eine generelle Koinzidenz zwischen zunehmender Trockenheit eines Standortes und der Zunahme der unterirdischen Phytomasse hinweisen.

Danksagung

Wir danken dem Bundesministerium für Bildung und Forschung (FKZ 01LN0003) für die finanzielle Förderung der Projekte und dem Landkreis Emsland (Meppen) für die kooperative Zusammenarbeit. Die umfangreichen Gelände- und Laborarbeiten waren nur möglich mit Hilfe der technischen Mitarbeiter A. Möhlmeyer und A. Tschuschke sowie der Unterstützung durch P. Wester, H. Oldekamp, S. Binhold, B. Wierspecker, U. Rosendahl, H. Polle und K. Fieberg, die in unterschiedlichem Umfang und zu unterschiedlichen Zeiten wesentlichen Anteil an den Probennahmen, der mühsamen Fraktionierung der Phytomasseproben, der Probenvorbereitung und den Analysen hatten. Für die Durchführung der statistischen Auswertung bedanken wir uns bei Dr. C. Storm (Darmstadt).

Literatur

AK Standortskartierung, 1996: Forstliche Standortsaufnahme. - Eching, 351S.

Anderson, J.P.E. & Domsch, K.H., 1980: Quantities of plant nutrients in the microbial biomass of selected soils. - Soil Sci. 130, 211-216.

Armbrüster, N. & Janiesch, P., 2003: Pflanzenökologie und Boden. - In: Petersen, J., Pott, R., Janiesch, P. & Wolff, J. (eds) Umweltverträgliche Grundwasserbewirtschaftung in hydrogeologisch und ökologisch sensiblen Bereichen der Nordseeküste, 219-283, Husum.

Bach, M., Grimm, M., Frede, H.-G., 2003: Berechnung von Stickstoff-Flächenbilanzen für Gemeinden - Beispiel Hessen. - Wasser & Boden 55, 7+8, 120-126.

Bakker, J. P., de Leeuw, J. & van Wieren, S. E., 1983: Micro-patterns in grassland vegetation created and sustained by sheep-grazing. - Vegetatio 55, 153-161.

Bakker, J.P. & Berendse, F., 1999: Constraints in the restoration of ecological diversity in grassland and heathland communities. - Trends in Ecology and Evolution 14, 63-68.

Bardgett, R.D., Streeter, T.C., Cole, L. & Hartley, I.R., 2002: Linkages between soil biota, nitrogen availability, and plant nitrogen uptake in a mountain ecosystem in the Scotish Highlands. - Applied Soil Ecology 19, 121-134.

Behmann, G., 1930: Zur Morphologie und Vegetation nordwestdeutscher Binnendünen. - Mitt. Flor.-soz. Arbeitsgem. Nieders. 2, 167-188, Hannover.

Berendse, F., Aerts, R. & Bobbink, R., 1993: Atmospheric deposition and its impact on terrestrial ecosystems. - In: Vos, C.C. & Opdam, P. (eds.) Landscape Ecology of a stressed environment., 104-121, Chapman and Hall, London.

Bertru, G. & Goma Tchimbakala, J., 1985: Influence des composés hydrosolubles des litières sur l'activité d'une population de Nitrobacter cultivée en chémostat. - Revue d'écologie et de biologie du sol 22, 4, 433-440.

Bobbink, R., Hornung, M. & Roelofs, J.G.M., 1998: The effects or air borne pollutants on species diversity in natural and semi natural European vegetation. - J. Ecol. 86, 717-738.

Boot, R.G.A. & den Dubbelden, K.C., 1990: Effects of nitrogen supply on growth, allocation and gas exchange characteristics of two perennial grasses from inland dunes. - Oecologia 85, 115-121.

Broll, G. & Schreiber, K.F., 1994: Stickstoffdynamik nach Stilllegung und extensiver Bewirtschaftung von Grünland. - Mitt. Dtsch. Bodenkundl. Ges. 73, 31-34.

Christiansen, U., 2000: Zur Bedeutung der Stickstoffversorgung für den Sukzessionsverlauf von sandig-trockenen Ackerbrachen zu Sandmagerrasen. - Diss. Bot. 329, 143 S.

Claassen, N., Wulff, F. & Jungk, A., 1996: Erträge, K-Gehalte des Bodens sowie K-Auswaschungen infolge von K-Düngung auf Sandböden bei Waldsrode. - Mitt. Dtsch. Bodenkundl. Ges. 79,279-282.

Dannowski, M., 1994: Einfluß differenzierter mechanischer Bodenbelastungen auf Bodengefügeeigenschaften, Durchwurzelbarkeit und Pflanzenertrag eines sandigen Moränenstandortes. - Bodenökologie und Bodengenese 13, Schriftenreihe der TU Berlin, 112 S.

Doran, J.W., 1992: Einfluß verschiedener Bewirtschaftungs- und Bearbeitungssysteme auf die organische Bodensubstanz und die Bodenfruchtbarkeit. - Berichte über Landwirtschaft 4, 155-167.

Duynisfeld, W.H.M. & Strebel, O., 1985: Nitrat-Auswaschungsgefahr bei verschiedenen grundwasserfernen Ackerstandorten in Nordwestdeutschland. - Z. dt. geol. Ges. 136, 429-439.

Duynisfeld, W.H.M. & Strebel, O., 1986: Ermittlung der Nitrat-Verlagerung aus Ackerböden ins Grundwasser mit Hilfe von Simulationsmodellen. - Umweltbundesamt, Texte 8, 129 S., Berlin.

Ellenberg, H., 1996: Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen in ökologischer, dynamischer und historischer Sicht. - 5. Aufl. Stuttgart: Ulmer, 1096 S.

Fiedler, H.J., (Ed.) 1990: Bodennutzung und Bodenschutz. - 268 S., Birkhäuser

Franke, C., 2003: Grünland an der unteren Mittelelbe - Vegetationsökologie und landwirtschaftliche Nutzung. - Diss. Bot. 370, 181 S.

Frey, W. & Hensen, I., 1995: *Spergulo morisonii-Corynephoretum canescentis* (Frühlingsspark-Silbergrasflur) - Lebensstrategien von Binnendünen- und Lockersandbesiedlern. - Feddes Repertorium 106, 5-8, 533-553.

Fukarek, F., 1961: Die Vegetation des Darß und ihre Geschichte. - Pflanzensoziologie 12, 321 S., Jena.

Gäth, S., Anthony, F., Becker, K.W., Geries, H., Höper, H., Kersebaum, K.C. & Nieder, R., 1997: Bewertung des standörtlichen Denitrifikations- und Mineralisations-/Immobilisations-Potentials von Böden. - Mitt. Dtsch. Bodenkundl. Ges. 85, 373-390.

Gauger, Th., Köble, R. & Anshelm, F., 2000: Kritische Luftschadstoff-Konzentration und Eintragsrate sowie ihre

Überschreitung für Wald und Agrarökosysteme sowie naturnahe waldfreie Ökosysteme. Teil 1: Deposition Loads 1987-1989 und 1993-1995. - Endbericht 29785079, Institut für Navigation der Univ. Stuttgart im Auftrag des Umweltbundesamtes, 152 S.

Gisi, U., Schenker, R., Schulin, R., Stadelmann, F.X. & Sticher, H., 1997: Bodenökologie. - Thieme.

Glemnitz, M., Wurbs, A. & Dieckmann, M., 1998: Bedeutung von Bodenreaktion und Nährstoffgehalt für das Vorkommen von Arten der Sandtrockenrasen auf Brachflächen. - Verh. Ges. Ökol. 28, 529-535.

Grennfeld, P. & Hultenberg, H., 1986: Effects of nitrogen deposition on the acidification of terrestrial and aquatic ecosystems. - Water, Air and Soil Pollution 33, 945-963.

Haferkorn, U. & Knappe, S., 2001: Einfluß von Witterung und Bewirtschaftung auf den Wasserhaushalt verschiedener Böden im Grenzraum des Mitteldeutschen Trockengebietes. - Berichte über die 9. Lysimetertagung, BAL Gumpenstein.

Hanschmann, A., 1983: Einfluß von Temperatur und Feuchtigkeit auf die Mineralisierung von Bodenstickstoff. - Archiv f. Acker-, Pflanzenbau und Bodenkunde 27, 5, 297-305.

Haynes, R.J. & Wiliams, P.H., 1993: Nutrient cycling and soil fertility in the grazed pasture ecosystem. - Adv. Agron. 49, 119-199.

Heinken, T., 1990: Pflanzensoziologische und ökologische Untersuchungen offener Sandstandorte im östlichen Aller-Flachland (Ost-Niedersachsen). - Tuexenia 10, 223-257.

Hersemann, H. & Sauerbeck, D., 1989: Nährstoffbilanzen in Abhängigkeit von Bodenart und Bewirtschaftungsintensität. - Mitt. Dtsch. Bodenkundl. Ges. 59, 721-726.

Hertstein, U., Grünhage, L. & Jäger, H.-J., 1991: Wirkung von Managementmaßnahmen auf den Stoffhaushalt eines Dauergrünlandökosystems. - Verh. Ges. Ökol. 19, III, 405-410.

Hohenester, A., 1960: Grasheiden und Föhrenwälder auf Diluvial- und Dolomitsanden im nördlichen Bayern. - Ber. Bayer. Bot. Ges. 33, 30-85.

Hölscher, J., Rost, J. & Walther, W., 1994: Boden und Gewässerbelastung in Niedersachsen durch Stoffeinträge aus der Atmosphäre. - Wasser & Boden 1, 20-25.

Hydro Agri Dülmen GmbH (ed.), 1993: Faustzahlen für Landwirtschaft und Gartenbau. - 12. Aufl. Landwirtschaftsverlag, Münster-Hiltrup, 618 S.

Jacob, A., 1944: Der Boden. - 225 S., Berlin

Jeckel, G., 1984: Syntaxonomische Gliederung, Verbreitung und Lebensbedingungen nordwestdeutscher Sandtrockenrasen (Sedo-Scleranthetea). - Phytocoenologia, 12, 1, 9-153.

Jentsch, A., 2001: The significance of disturbance for vegetation dynamics. A case study in dry acidic grasslands. - Diss. Univ. Bielefeld, 199 S. + Anhang, Bielefeld.

Kachi, N. & Hirose, T., 1983: Limiting nutrients for plant growth in coastal sand dune soils. - J. Ecol. 71, 937-944.

Ketelsen, H., Hansen, J. & Reiche, E.-W., 1999: Modellstudien zur Nitratauswaschung unter beweidetem Grünland. - J. Plant Nutr. Soil. Sci. 162, 685-696.

Kinzel, H., 1982: Pflanzenökologie und Mineralstoffwechsel. - Ulmer, Stuttgart, 534 S.

Klapp, E., 1971: Wiesen und Weiden. 4. Aufl., Parey, Hamburg.

Klötzli, F.A., 1989: Ökosysteme - Aufbau, Funktionen, Störungen. - 2. Aufl. Gustav Fischer, Stuttgart.

Knappe, S. & Haferkorn, U., 2001: Witterungs-, boden- und nutzungsbedingte N-Auswaschungspotentiale von typischen Pedohydrotopen des Mitteldeutschen Trockengebietes (Partheeinzugsgebiet). - Berichte über die 9. Lysimetertagung, BAL Gumpenstein, 83-87.

Kooijman, A.M., Dopheide, J.C.R., Sevink, J., Takken, I. & Verstraten, J.M., 1998: Nutrient limitations and their implication on the effects of atmospheric deposition in coastal dunes; lime-poor and lime-rich sites in the Netherlands. - J. Ecol. 86, 511-526.

Korneck, D., 1987: Pflanzengesellschaften des Mainzer Sandgebietes. - Mainzer Naturw. Archiv 25, 135-200, Mainz.

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. – Schriftenr. Vegetationsk. 29, 299-444.

Körschens, M., 1996: Möglichkeiten und Grenzen einer Humusanreicherung von Sandböden. - Mitt. Deutsch. Bodenkundl. Ges. 79, 231-234.

Kratochwil, A., Fock, S. Remy, D. & Schwabe, A., 2002: Responses of flower phenology and seed production under cattle grazing impact in sandy grasslands. - Phytocoenologia 32, 4, 531-552.

Kuntze, H.; Roeschmann, G. & Schwerdtfeger, G., 1994: Bodenkunde. - 5. Aufl., 424 S., Stuttgart.

Lache, D.-W., 1976:Umweltbedingungen von Binnendünen und Heidegesellschaften im Nordwesten Mitteleuropas. - Scripta Geobot. 11, 96. S., Göttingen.

LAI (Länderausschuss für Immissionsschutz), 1995: Bewertung von Ammoniak- und Ammoniumimmissionen. - Bericht des Unterausschusses „Wirkungsfragen", Erich Schmidt Verlag.

Latus, C., Hölzel, D., Schalitz, G. & Pickert, J., 1995: Pflanzen-N-Aufnahme und N-Austrag über mehrere Vegetationsperioden aus leichten Böden des norddeutschen Tieflandes in Abhängigkeit von der Landnutzung - Lysimeterstudien unter Einsatz von ^{15}N. - Mitt. Deutsch. Bodenkundl. Ges. 76, 867-870.

Lethmate, J. & Wendeler, M., 2000: Das chemische Klima des Riesenbecker Osning in den Messjahren 1988 und 1998. - Osnabrücker Naturw. Mitt. 26, 121-133.

Marrs, R.H., Rizand, A. & Harrison, A.F., 1989: The effects of removing sheep grazing on soil chemistry, aboveground nutrient distribution, and selected aspects of soil fertility in long-therm experiments at Moor House National Nature Reserve. - J. Appl. Ecol. 26, 647-661.

Meesenburg, H., Meiwes, K.J. & Rademacher, P., 1995: Langzeit-Trends der atmogenen Deposition und des Sickerwasseraustrags in nordwestdeutschen Waldökosystemen. - Water Air Soil. Poll. 85, 611-616.

Meiwes, K.J., Meesenburg, H., Büttner, G., Bartens, H. & Rademacher, P., 1999: Stoffliche Belastung der Böden in Niedersachsen. - Mitt. Deutsch. Bodenkundl. Ges. 90, 95-100.

Mollenhauer, K., 1987: Oberflächenabfluß sowie Fest- und Nährstoffverlagerung landwirtschaftlicher Nutzflächen. - Z. f. Kulturtechnik und Flurbereingung 28, 166-175.

Nitsche, S. & Nitsche, L., 1994: Extensive Grünlandnutzung. - 247 S., Neumann, Radebeul.

Oehmichen, J., 1983: Pflanzenproduktion Bd. 1: Grundlagen - 532 S., Parey, Berlin.

Olff, H., Huisman, J. & van Tooren, B.F., 1993: Species dynamics and nutrient accumulation during early primary succession in coastal sand dunes. - J. Ecol. 81, 693-706.

Olness, A., 1999: A discription of the general effect of pH on formation of nitrate in soils. - J. Plant Nutrition and Soil Science 162, 549-556.

Olsson, H., 1974: Studies on South Swedish sand vegetation. - Acta Phytogeographica Suecica 60, 170 S.

Quinger, B. & Meyer, N., 1995: Lebensraumtyp Sandrasen. Landschafts-Pflegekonzept Bayern II.4. - Bay. Staatsminist. Landesentwicklung u. Umweltfragen (StMLU) und ANL, 253 S., München.

Petelkau, H. & Gätke, C.-R., 1996: Einfluß des Verdichtungszustandes sandiger Moränenböden auf das Durchwurzelungsvermögen und die Stoffproduktion landwirtschaftlicher Kulturpflanzen. - Kurzfassung eines Vortrages zur Wintertagung der LUFA-Bodenspezialisten am 23.01.1996 in Müncheberg.

Remy, D. & Zimmermann, K., 2004: Restitution einer extensiven Weidelandschaft im Emsland: Untersuchungsgebiete im BMBF-Projekt „Sand-Ökosysteme im Binnenland". - In: Beweidung und Restitution als Chancen für den Naturschutz? NNA-Ber. 17, H.1, 27-38.

Richter, W. & Rambow, B., 1961: Hydrogeologische Verhältnisse im mittleren und südlichen Emsland. - Geol. JB. 78, 1-28, Hannover.

Rogers, J.A. & Davies, G.E., 1973: The growth and chemical composition of four grass species in relation to soil moisture and aeration factors. - J.Ecol. 61, 455-472.

Sach, W., 1999: Vegetation und Nährstoffdynamik unterschiedlich genutzten Grünlandes in Schleswig-Holstein. - Diss. Bot. 308, 311 S.

Scheffer, F., Schachtschabel, P. & Blume, H.-P. (Bearb.). 2002: Lehrbuch der Bodenkunde. - 15. Aufl., 593 S., Spektrum, Stuttgart.

Schlichting, E., Blume, H.-P. & Stahr, K., 1995: Bodenkundliches Praktikum. - 2. Aufl., 295 S., Blackwell.

Schreiber, K.F. & Schiefer, J., 1985: Vegetations- und Stoffdynamik in Grünlandbrachen - 10 Jahre Bracheversuche in Baden-Württemberg. - Münst. Geograph. Arbeiten 20, 111-153.

Schröder, W. & Harres, H.-P. (Koordinatoren), 2001: Zum Bodenwasser- und Stoffhaushalt auf unterschiedlich bewirtschafteten Flächen unter Einbeziehung ökonomischer Aspekte. - Schriftenreihe WAR 133, Darmstadt.

Schulze, E. & Mues, H., 1961: Ertragsleistung, Pflanzenbestand und Bewurzelung einer Grasnarbe bei verschiedener Düngungsweise. - Z. Acker- u. Pflanzenbau 112, 141-160.

Schwabe, A., D. Remy, A. Zehm, T. Assmann, A. Kratochwil, A. Mährlein, M. Nobis, C. Storm, H. Schlemmer, R. Seuss, S. Bergmann, C. Eichberg, U. Menzel, M. Persigehl, P. Wester & Zimmermann, K., 2001: Sand-Ökosysteme im Binnenland: Förderung dynamischer Prozesse durch Beweidung. - Tagungsband Forschung und Naturschutz in Sandlebensräumen, Symposium vom 15.-17.2.2001, Friedrich-Alexander-Universität Erlangen, 43-46.

Schwabe, A., Remy, D., Assmann, T., Kratochwil, A., Mährlein, A., Nobis, M., Storm, C. Zehm, A., Schlemmer, H., Seuß, R., Bergmann,S., Eichberg, C., Menzel, U., Persigehl, M., Zimmermann, K. & Weinert, M., 2002: Inland Sand Ecosystems: Dynamics and restitution as a consequence of the use of different grazing systems. - Pasture Landscapes and Nature Conservation, 241-252, Springer, Berlin.

Slanina, J., Baard, J.H., Broersen, B.C., Möls, J.J. & Voors, P.I., 1987: The stability of precipitation samples under field conditions. - Int. J. Environm. Anal. Chem. 28, 247-261.

Speidel, B. & Weiss, A., 1972: Zur ober- und unterirdischen Stoffproduktion einer Goldhaferwiese bei verschiedener Düngung. - Angew. Botanik 46, 75-93.

Springob, G, Brinkmann, S, Engel, N., Kirchmann, H. & Böttcher, J., 2001: Organic C levels of Ap horizons in North German Pleistocene sands as influenced by climate, texture, and history of land-use. - J. of Plant Nutrition and Soil Science 164, 681-690.

Storm, C. & Bergmann, S., 2004: Auswirkungen von Schaf-Beweidung auf die Nährstoffdynamik von Offenland-Sand-Ökosystemen in der nördlichen Oberrheinebene. - In: Beweidung und Restitution als Chancen für den Naturschutz? NNA-Ber. 17, H.1, 79-90.

Storm, C., Herget, I., Kappes, J. & Vormwald, B., 1998: Nährstoffökologische Untersuchungen im Darmstadt-Dieburger Sandgebiet in (teilweise ruderalisierten) Sandpionierfluren und -rasen. - Botanik Naturschutz Hessen 10, 41-86.

Stroh, M., Kratochwil, A. & Schwabe, A., 2004: Fraß- und Raumnutzungseffekte bei Rinderbeweidung in halboffenen Weidelandschaften: Leitbildflächen und Restitutionsgebiete im Emsland (Niedersachsen). - In: Beweidung und Restitution als Chancen für den Naturschutz? NNA-Ber. 17, H.1, 133-146.

ten Harkel, M.J. & van der Meulen, F., 1995: Impact of grazing and atmospheric nitrogen deposition on the vegetation of dry coastal dune grassland. - J. Vegetation Science 6, 445-452.

Trepel, M., 1996: Niedermoore in Schleswig-Holstein. Gegenwärtiger Zustand und Entwicklungsmöglichkeiten - Eine Literaturstudie. - Polykopie, Kiel, 74 S.

Troelstra, S.R., Wagenaar, R. & De Boer, W., 1990: Nitrification in Dutch heathland soils. I. General soil characteristics and nitrification in undisturbed soil cores. - Plant and Soil 127, 179-192.

Van Wijnen, H.J., van der Wal, R. & Bakker, J.P., 1999: The impact of herbivores on nitrogen mineralization rate: consequences for salt-marsh

succession. - Oecologia 118, 225-231.
VDLUFA (Verband der landwirtschaftlichen Untersuchungs- und Forschungsanstalten), 1991: Methodenbuch. Bd. 1 Die Untersuchung von Böden. - 4. Aufl. VDLUFA-Verlag, Darmstadt.
Willis, A.J., 1963: Braunton Burrows: the effects on the vegetation of the addition of mineral nutrients of the dune soils. - J. Ecol. 51, 353-374.
Wurbs, A. & Glemnitz, M., 1997: Nährstoffgehalte alter Ackerbrachen auf Sandböden und ihre Bedeutung für die Vegetationsentwicklung. - Z. Ökologie Naturschutz 6, 233-245.

Anschrift der Verfasser:

Dr. Dominique Remy
Dr. Uwe Menzel
Universität Osnabrück, FB 5, Ökologie
Barbarastraße 11
49069 Osnabrück

Effekte der Beweidung mit Schafen, Eseln und Wollschweinen auf die Vegetation von Sand-Ökosystemen

von Andreas Zehm, Karin Süß, Carsten Eichberg und Simone Häfele

Abstract

Effects of grazing by sheep, donkeys and mangalitza pigs on the vegetation of sand ecosystems

In our study sites in the northern upper Rhine valley there are, in addition to sheep, other grazing animal species which can influence the vegetation of sand ecosystems. Thus as a supplement to some effects of sheep grazing, effects of grazing by donkeys and mangalitzas are presented within this article.

The investigation took place in the calcareous sand areas near Darmstadt (Hesse). In particular, study sites with Koelerion glaucae, Armerion elongatae and *Allio-Stipetum* have been analysed. Within conservation areas, the reduction of dominant grass species (e.g. *Calamagrostis epigejos* or *Cynodon dactylon*) in relation to grazing is of major interest.

It turns out that usually the sheep grazing preferences are in accordance with the aims of nature conservation: rare species are grazed the least of all, and at the latest time during a grazing period, or even remain ungrazed. But often a marked reduction of problematic species can be produced only by supplementary use of other grazing animals such as donkeys and mangalitzas. Since the importance of sheep is based primarily on a fast and extensive reduction of the phytomass as well as an intensive transport of diaspores, donkeys and mangalitzas are very important for an effective repression of clonal grass species as well as for the creation of regeneration niches for some endangered plant species. It turns out that the effects of the different grazing animals complement each other well. A combination of the different animals often seems to be useful for achieving the aims of nature protection but the management should be tested carefully for each individual area.

1 Hintergrund und Untersuchungsgebiete

Während Beweidung ursprünglich allein als landwirtschaftliche Nutzungsform fungierte (Benecke 1994; Schuster 1995; Wilke 1996), ist in den letzten Jahrzehnten eine rege Diskussion über den Einsatz von Weidetieren in naturschutzfachlich begründeten Projekten für die Landschaftspflege aufgekommen (z. B. Riecken et al. 1988; Klein et al. 1997; Riecken et al. 1998; Riecken 2004). Neben eher traditionellen Ansätzen des Beweidungsmanagements spielen Großherbivore in halbwilder Haltung als alternatives Pflegekonzept eine zunehmende Rolle zur Re-Etablierung bzw. Förderung natürlicher dynamischer Prozesse in der Landschaft (z. B. Krüger 1999; Expertisecentrum LNV 2002). Ziel der Beweidungsmaßnahmen innerhalb des BMBF-Projektes „Sand-Ökosysteme im Binnenland: Dynamik und Restitution" (Teil nördliche Oberrheinebene) war ebenfalls eine Förderung der dynamischen Prozesse in naturschutzfachlich besonders wertvollen, stadtnahen und recht kleinflächigen Gebieten, in denen eine halbwilde Haltung nahezu unmöglich wäre.

Aus ökonomischen Gründen stellen in der Regel Beweidungssysteme mit Schafen (z. B. Hozak & Meyer 1998; Wedl & Meyer 2003) oder Rindern die Basis dieser Projekte dar (Jöst 1995; Masch 1996) und sind Schwerpunkte wissenschaftlicher Forschungen zur Beweidung in den letzten Jahrzehnten. Unsere Untersuchungen sollen diesen Rahmen um die eher selten in der Landschaftspflege genutzten Weidetiere Esel und Wollschweine erweitern. Effekte extensiver Rinderbeweidung in unserem Verbundprojekt werden für das Emsland von Stroh et al. (2004) analysiert.

Den hier dargestellten Untersuchungen liegen folgende Fragestellungen zugrunde:

- Welche Bedeutung haben Schafe, Esel und Wollschweine für die Öffnung der Vegetationsdecke und wie wirken sich die dabei entstehenden Störstellen auf die Vegetationszusammensetzung aus?
- Ist eine Zurückdrängung von Problempflanzen wie *Calamagrostis epigejos*, *Cynodon dactylon* und *Poa angustifolia* durch eine Kombination von Schafbeweidung mit Esel- oder Wollschwein-Nachbeweidung zu erreichen?
- Kann die Beweidung mit Eseln und Wollschweinen eine sinnvolle Ergänzung innerhalb großflächiger Beweidungssysteme mit Schafen darstellen?

Hinweise zum Beweidungsmanagement bzw. den Einsatzzwecken der Weidetierarten finden sich bei Zehm (2004), detaillierte Angaben zur sukzessiven Beweidung mit Schafen und Eseln bei Süss (2004).

Die Untersuchungen erfolgten im Kalk-Flugsandgebiet südöstlich bis südlich von Darmstadt (Hessische Oberrheinebene). Haupt-Untersuchungsgebiete sind das NSG „Griesheimer Düne und Eichwäldchen", das NSG „Ehemaliger August-Euler-Flugplatz von Darmstadt" und das NSG „Kalksand-Kiefernwald bei Bickenbach, Pfungstadt und Seeheim-Jugenheim" (Zehm & Zimmermann 2004). Bei den ersten beiden Gebieten handelt es sich um Offenland-Sand-Ökosysteme mit primär basenreichen Vegetationsbeständen (Sandpionierfluren: Koelerion glaucae, Sandrasen: Armerion elongatae, *Allio-Stipetum*), z.T. ruderal beeinflussten Grasfazies (z. B. *Cynodon dactylon*-Bestände) bis hin zu lückigen Kiefernwäldern (z. T. durch *Calamagrostis epigejos* und *Rubus fruticosus* agg. stark ruderalisiert). Das dritte Untersuchungsgebiet ist hauptsächlich durch einen artenreichen, lichten Kalksand-Kiefernwald mit Beständen des *Pyrolo-Pinetum* und *Allio-Stipetum* gekennzeichnet (Grosse-Brauckmann

et al. 1983; Grosse-Brauckmann & Streitz 1990; Schwabe et al. 2000; Schwabe et al. 2004a). Im Kalksand-Kiefernwald wurde 1998 mit einer Beweidung begonnen, die historisch für das Gebiet belegt ist (z. B. Gemeindevorstand Bickenbach 1973). Das Gebiet ist der einzige aktuell beweidete Hudewald in Hessen (Luftbild Brandenburg 2000 briefl.).

Die Beweidung erfolgt weitgehend mit bedrohten Haustierrassen (z. B. Skudde, Moorschnucke, Wollschwein; Gesellschaft zur Erhaltung alter und gefährdeter Haustierrassen 1997). Neben der Beweidung von Flächen mit nur einer Tierart, wurden auch sukzessive Fraßgänge mit unterschiedlichen Tierarten durchgeführt, z. B. Schafe, folgend Esel (vgl. Süss 2004).

2 Schafe

2.1 Einführung

Sowohl die Fraßpräferenzen von Weidetieren (Bakker et al. 1983) als auch die Ausbreitung von Diasporen (Rusch & Fernandez-Palacios 1995) und die Aktivierung der Diasporen-Bank prägen die Zusammensetzung und das Verteilungsmuster der Pflanzenarten beweideter Bestände. Dass Schafe ein stark selektives Fraßverhalten aufweisen, ist allgemein bekannt (Porzig & Sambraus 1991) und insbesondere auch für Trockenvegetation belegt (Rieger et al. 1997; Stroh et al. 2002; Zehm 2003). Sehr viel weniger ist über die Abfolge der Nahrungswahl (Fraßphänologie) im Laufe einer Weideperiode und ihre naturschutzfachliche Relevanz bekannt (Zehm & Kratochwil in Vorb.). Allgemein zeichnen sich Schafe – im Gegensatz zu Rindern (Stroh et al. 2004) – aufgrund der hoch beweglichen Lippen und der Schneidezähne durch einen relativ tiefen Verbiss aus (Porzig & Sambraus 1991).

Für den Erhalt von Sand-Pionierfluren spielt eine kontinuierliche Verfügbarkeit von Offenboden-Stellen in fluktuierender Verteilung eine herausragende Rolle (s. auch Kap. 3.3 und 4.3), da von den meisten Arten keine dauerhaften Diasporenbanken ausgebildet werden (Sautter 1994; Krolupper & Schwabe 1998; Überblick für acidophytische Arten in Jentsch & Beyschlag 2003). Bestände gefährdeter Phytozönosen, die bereits an Arten verarmt sind, können oft nur durch gezielte Maßnahmen wieder in artenreiche Bestände überführt werden, da ein natürlicher Austausch von Diasporen in der fragmentierten Landschaft in vielen Fällen nicht (mehr) gegeben ist. Diesbezüglich wurde in jüngerer Zeit das hohe Ausbreitungspotenzial von wandernden Schafen bei Beweidung von isoliert liegenden Kalk-Magerrasen beschrieben (Fischer et al. 1995, 1996; Poschlod et al. 1998). Schafe in Wanderherden sind zugleich steuerbare als auch stochastische Vektoren von Diasporen mit dem Potenzial für Langstrecken-Transporte (vgl. Fischer et al. 1995, 1996). Neben der Ausbreitung lokal ausgestorbener, Habitat-spezifischer Sippen besteht aber auch die Gefahr des Eintrags von invasiven Arten (z. B. Richardson et al. 2000).

Die hier dargestellten Untersuchungen beziehen sich auf den endozoochoren Transport. Untersuchungen zur Schaf-Epizoochorie in Sand-Ökosystemen werden an anderer Stelle dargestellt (Eichberg in Vorb.).

2.2 Material und Methoden

Die Untersuchungen zur Fraßphänologie und zur Endozoochorie von Schafen wurden im NSG „Ehemaliger August-Euler-Flugplatz von Darmstadt" durchgeführt (Foto 1). Die Untersuchung der Fraßpräferenz der Schafe erfolgte anhand der zeitlichen Abfolge des Fraßes an verschiedenen Pflanzenarten in Koelerion glaucae-, Corynephorion- und Armerion elongatae-Flächen während einer Weideperiode (30 Flächen à 60 x 60 cm Größe). Es wurde eine Mikrokartierung der Pflanzenarten angefertigt und artbezogen die prozentuale Abnahme der auf der Fläche stehenden Phytomasse der einzelnen Pflanzenarten zu verschiedenen Beweidungs-Zeitpunkten (alle 1–2 Tage) protokolliert.

Um die Art und Menge der von Schafen in Sand-Ökosystemen endozoochor ausgebreiteten, keimfähigen Diasporen (Samen und Früchte) zu ermitteln, wurden Schaf-Faeces mittels spezieller Auffanggeschirre (Entwurf S. Brenner, Bonn) direkt am Tier gewonnen (2 bzw. 3 gezähmte, einjährige Rhönschaf-Hammel). Hierdurch konnte eine Kontamination mit im Boden bzw. in Bodennähe befindlichen Diasporen ausgeschlossen werden. Die Probenahme erfolgte Koppel-bezogen im Rahmen eines Umtriebskoppelsystems im Zeitraum Juni - August 2001. Die untersuchten Koppeln (n = 8) lassen sich verschiedenen, z. T. ruderalisierten Vegetationseinheiten zuordnen: Koelerion glaucae-Komplex (n = 1), *Artemisia campestris*-Ges. (n = 3) und Armerion elongatae-Komplex (n = 4). Die Proben wurden in Ein- bis Zwei-Tage-Intervallen gewonnen, so dass die jeweiligen Weidezeiten auf den Koppeln (3–16 Tage) repräsentiert sind (Ausnahme Koelerion-Koppel, die erst in der zweiten Hälfte der Weidezeit beprobt werden konnte). Zur Ermittlung des Diasporengehalts wurde die Keimungsmethode angewendet (vgl. z. B. Malo et al. 1995). Die mit hitzesterilisiertem Sand aus dem Untersuchungsgebiet vermischten Faecesproben (je ein Teil einer Tagesprobe) wurden in einer durch Gaze geschützten Freilandanlage im Botanischen Garten der TU Darmstadt über einen Zeitraum von 24 Monaten (Oktober 2001 - Oktober 2003) exponiert und auflaufende Keimlinge in regelmäßigen Intervallen determiniert. Das durchschnittliche Probengewicht (Trockengewicht) betrug 61 g (± 4 SD; n = 79). Taxa, die auch in Kontrollproben aufliefen (*Cardamine hirsuta*, n < 10), wurden von der Analyse ausgeschlossen.

2.3 Ergebnisse

2.3.1 Fraßphänologie

Im Folgenden werden die gemittelten Daten zur Fraßphänologie von fünf Kleinflächen innerhalb einer Koelerion-Koppel dargestellt (vgl. Abb. 1). Es zeigt sich eine deutliche Abfolge der genutzten Nahrungsressourcen von den am meisten präferierten Pflanzenarten (bzw. Pflanzenteilen) zu den unbeliebtesten Arten. Insgesamt werden zunächst bevorzugt die obersten Pflanzenteile verbissen (ohne den Kopf allzu tief senken zu müssen; vgl. Black & Kenney 1984) und folgend eine bevorzugte Nahrungsressource vollständig erschöpft, während andere, direkt benachbarte Pflanzenarten nahezu nicht verbissen werden.

Schließlich werden die von den Schafen präferierten Fraßpflanzen jedoch aufgrund des speziellen Fraßverhaltens der Tiere sehr tief verbissen. Erst wenn eine Nahrungspflanzenart weitgehend aufgebraucht ist, wird der Fraß an der nächsten präferierten Art begonnen, was sich entsprechend fortsetzt. Exemplarisch ist in Abb. 1 die Fraßphänologie an verschiedenen Sandarten dargestellt. Zu Beginn der Weideperiode ist ein starker Verbiss an der Leguminose *Trifolium arvense* zu beobachten, die bis nahezu auf Bodenniveau verbissen wird. Es folgt *Medicago minima*; diese Art kann sich zwischenzeitlich sogar leicht erholen, bevor sie restlos verbissen wird. *Koeleria glauca* und *Echium vulgare* werden weitgehend kontinuierlich gefressen, wohingegen die bis zum 6. Tag völlig gemiedene Art *Erodium cicutarium* ab diesem Zeitpunkt vollständig verbissen wird. *Verbascum phlomoides* und *Helichrysum arenarium* (Rote Liste [RL] Hessen: 2 Korneck et al. 1996) werden als letzte Arten der Fraßreihenfolge genutzt. *Corynephorus canescens* (RL Hessen: 3 Korneck et al. 1996) und *Hypnum lacunosum* bleiben bis zum Ende der Beweidung unbefressen. Die *Hypnum*-Decke wird ausschließlich durch Tritt minimal reduziert (bzw. verschoben). Auch in weitergehenden Untersuchungen (hier nicht dargestellt, vgl. auch Zehm 2003) zeigte sich eine tendenziell ähnliche Fraßreihenfolge ausgehend von Leguminosen über Ruderalarten bis hin zu einigen zuletzt verbissenen Rote Liste-Arten (mit Ausnahme von den zu den Leguminosen zählenden Rote Liste-Arten *Medicago minima und Vicia lathyroides* und dem Vertreter der Plumbaginaceae *Armeria*elongata*; letztere wurde im Armerion-Bereich bevorzugt verbissen).

2.3.2 Endozoochorie

In den 79 untersuchten Faecesproben keimten insgesamt 3938 Individuen (entspricht 0,8 Diasporen/ g Trockengewicht Faeces) von 44 Pflanzenarten. Rund 50 % der nachgewiesenen Arten sind Vertreter der Pflanzenfamilien Poaceae (20 %), Caryophyllaceae (18 %) und Fabaceae (11%). Unter den Lebensformen-Typen sind in allen Koppeln Hemikryptophyten und Therophyten die mit Abstand am häufigsten ausgebreiteten Typen. In Abhängigkeit vom beweideten Vegetationstyp wird das Keimlings-Spektrum von Therophyten (Koelerion glaucae) oder Hemikryptophyten (*Artemisia campestris*-Ges., Armerion elongatae) dominiert.

Mit 45 % Arten- und 40 % Individuenanteil stellen naturschutzfachlich wertvolle Zielarten (Vertreter der Koelerio-Corynephoretea und Festuco-Brometea, vgl. Stroh et al. 2002) den Schwerpunkt des Schaf-endozoochoren Ausbreitungsspektrums. *Potentilla argentea* agg., mit mittlerer bis hoher Abundanz in allen untersuchten Koppeln im endozoochoren Ausbreitungsspektrum vertreten, hat für Wildbienen eine große Bedeutung als Blütenressource (Beil 2003, Beil & Kratochwil 2004). Demgegenüber sind Ruderalarten im weiteren Sinn (sensu Stroh et al. 2002) – in der aktuellen Vegetation i. d. R. Antagonisten zu den Zielarten – mit

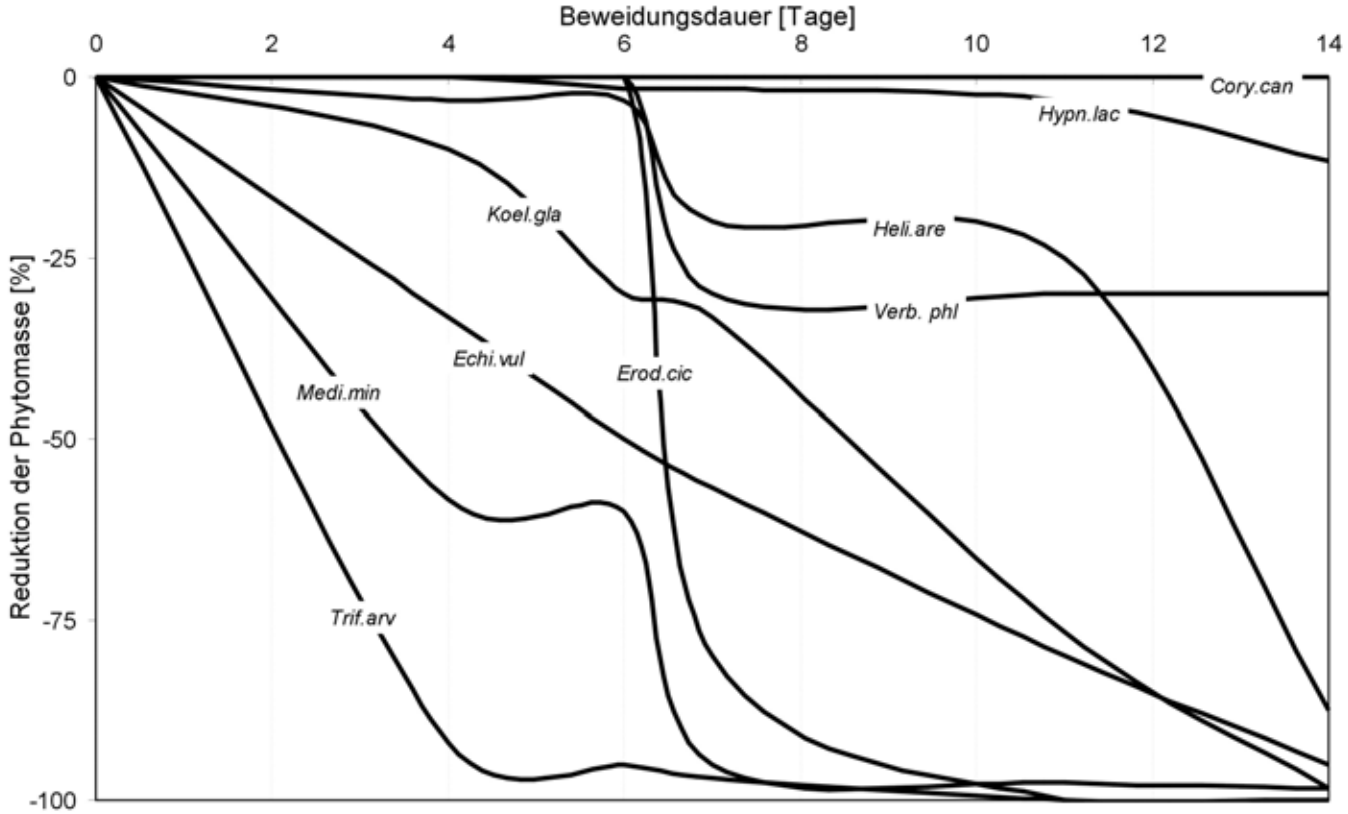


Abb. 1: Mittlere Reduktion der oberirdischen Phytomasse zu verschiedenen Zeitpunkten unter Schafbeweidung. Arten der Sandvegetation (Koelerion glaucae) auf fünf Kleinflächen (60 x 60 cm) im Verlauf einer Beweidungsperiode von 14 Tagen. Cory.can=*Corynephorus canescens*, Echi.vul=*Echium vulgare*, Erod.cic=*Erodium cicutarium*, Heli.are=*Helichrysum arenarium*, Hypn.lac=*Hypnum lacunosum*, Koel.gla=*Koeleria glauca*, Medi.min=*Medicago minima*, Trif.arv=*Trifolium arvense*, Verb.phl=*Verbascum phlomoides*.

20 % Arten- und 26 % Individuenanteil deutlich schwächer vertreten. Rote Liste-Arten, wie *Medicago minima* und *Vicia lathyroides*, sind kaum vertreten (RL Deutschland: n = 3 Arten, RL Hessen: n = 4 Arten; Korneck et al. 1996) und stellen nur einen kleinen Anteil (< 0,5 %) am Gesamtspektrum der in Schaf-Faeces nachgewiesenen Diasporen, wohingegen klonale Grasarten, wie *Poa angustifolia* und *Carex hirta*, die naturschutzfachlich wertvolle Pioniergesellschaften durch Konkurrenz gefährden, mit 50 % Individuenanteil quantitativ stark vertreten sind (n = 5 Arten). Betrachtet man demgegenüber das natürliche Keimungsverhalten im Untersuchungsgebiet, so liegen die Verhältnisse gerade umgekehrt: Die nachgewiesenen Rote Liste-Arten weisen regelmäßig (Beobachtungen 2001–2003) hohe Keimlingszahlen auf, während Keimlinge klonaler Grasarten nie beobachtet werden konnten oder – im Rahmen eines Etablierungsexperiments zur Schaf-Endozoochorie – sich nicht zu etablieren vermochten (*Poa angustifolia*, Trockenjahr 2003).

Potenzielle Etablierungsorte für Schaf-endozoochor ausgebreitete Sand-Pflanzenarten werden von Schafen (Skudden, Moorschnucken, Rhönschafen) selbst generiert. Dies sind: a) Weidepfade (vgl. Schwabe et al. 2004b), b) Tag-Lagerplätze mit flächiger Bodenöffnung in beschatteten Weidebereichen und c) Nacht-Lagerplätze mit punktuellen, meist muldenförmigen Bodenöffnungen im Offenland (Foto 2). Ein Beispiel für eine Direktkeimung aus Schaf-Faeces im Untersuchungsgebiet zeigt Foto 3.

2.4 Diskussion

Da aufgrund der Fraßphänologie der Schafe Leguminosen (*Trifolium* div. spec., *Medicago* div. spec., *Vicia* div. spec.) und Ruderalarten (z. B. *Oenothera biennis* s.l., *Elymus repens*) als erstes befressen werden, kann für jede Koppel der Zeitpunkt ermittelt werden, wann der Fraß an naturschutzfachlich wertvollen Sandarten (Indikator: z. B. *Koeleria glauca*) beginnt bzw. der Futtervorrat der Fläche weitgehend aufgebraucht ist (Indikator: z. B. *Verbascum phlomoides*). Gleiches ist auf den sehr kleinen Koppeln eines dynamisch-extensiven Beweidungssystems (wie z. B. vom Landschaftspflegehof Stürz durchgeführt, vgl. auch Zehm 2004) zu beobachten, auch wenn in diesem Fall die Selektivität und die zeitliche Staffelung des Fraßes stark reduziert sind. Eine Ausnahme stellen die zu den Leguminosen zählenden Rote Liste-Arten *Medicago minima* und *Vicia lathyroides* dar, die von Beginn der Beweidung an intensiv verbissen werden, was bei neu beginnenden Pflegemaßnahmen bedacht und für die jeweilige Fläche abgewogen werden sollte.

Der bevorzugte Fraß von Leguminosen und Ruderalarten ist vermutlich auf deren höheren Stickstoffgehalt zurückzuführen. In früheren Untersuchungen (Stroh et al. 2002) zeigte sich, dass Skudden hochwüchsige Kräuter bevorzugt befressen und die Fraßpräferenz der Tiere signifikant mit dem Stickstoffgehalt der befressenen Pflanzen zusammenhängt. Demnach weisen die von Schafen mit starker Präferenz befressenen Arten einen deutlich höheren mittleren Stickstoffgehalt auf als verschmähte Pflanzenarten und -teile. Ein gezielter Nährstoffentzug der Flächen mit Hilfe der Schafbeweidung erscheint somit (wenn auch nur in sehr geringem Umfang; vgl. Bergmann 2004) möglich.

In den von uns untersuchten Sand-Phytozönosen konnte in Schaf-Faeces eine verhältnismäßig hohe Artenzahl an keimfähigen Diasporen nachgewiesen werden. Die festgestellte Dominanz von Vertretern aus den Familien Poaceae, Caryophyllaceae und Fabaceae in Schaf-Faeces (vgl. Fischer et al. 1995) erweist sich als charakteristisch für Haustiere in Mitteleuropa (vgl. Bonn & Poschlod 1998). Für die genannten Familien sind kleinsamige, z.T. hartschalige Vertreter typisch, die gut an die Passage durch den Verdauungstrakt von Weidetieren (prä-)adaptiert sind (vgl. Gardener et al. 1993).

Die naturschutzfachliche Bedeutung von Schafen als Ausbreitungsvektoren stellt sich auf Ebene der Endozoochorie in den von uns untersuchten Sand-Ökosystemen ambivalent dar. Einerseits überwiegen im endozoochoren Artenspektrum naturschutzfachlich bedeutende Zielarten, andererseits sind die Diasporen klonaler Gras-Arten, wie *Poa angustifolia* und *Carex hirta*, besonders zahlreich in Schaf-Faeces vorhanden, während Rote Liste-Arten quantitativ eine untergeordnete Rolle spielen. Hierzu im Kontrast steht das offenbar niedrige generative Etablierungspotenzial der klonalen Arten, im Gegensatz zu den gefährdeten Arten. Ob Schaf-Endozoochorie monodominanten Grasarten dennoch einen Kolonisierungsvorteil in Sand-Ökosystemen verschaffen kann, bedarf weiterer Klärung.

Durch die Kombination von Bodenöffnung (hohe Trittfrequenz oder Scharr-Aktivität) bzw. Reduktion der Moosdeckung und Faeceseintrag ist insbesondere an Schaf-generierten Störstellen mit endozoochoren Kolonisierungseffekten zu rechnen. Da die im Sommer abgesetzten Schaf-Faeces in Sand-Ökosystemen rasch austrocknen und nur sehr langsam zersetzt werden, sind die in Faeces eingeschlossenen Diasporen für eine erfolgreiche Keimung und Etablierung möglicherweise auf Wege der Einarbeitung in den Boden angewiesen, wo u.a. ausgeglichenere Wasserverhältnisse herrschen (vgl. Ghassali et al. 1998). Neben Insekten (z. B. Scarabaeidae) spielen an Sonderstandorten vermutlich die Schafe selbst eine Rolle. Für experimentelle, von Wildkaninchen beweidete Störstellen konnte eine Einarbeitung von Faeces indirekt anhand erhöhter Diasporenbank-Abundanzen endozoochor ausgebreiteter Arten gegenüber faecesfreien Kontrollflächen gezeigt werden (vgl. auch Malo et al. 1995; Pakeman et al. 1998). Zu ausgeprägten Ruderalisierungseffekten kommt es an Schaf-generierten Störstellen in Sand-Ökosystemen nach unseren Beobachtungen nur im Fall von sehr starken Faeces-Akkumulationen (v. a. im Bereich von Schattenplätzen bei großen Koppeln mit langer Weidezeit).

Besondere Bedeutung zukünftiger Untersuchungen kommt der Bestimmung des konkreten Potenzials und den etwaigen Effekten der Habitatvernetzung durch Schafe zu. Ein im Sommer 2002 in unserem Untersuchungsgebiet eingerichteter faktorieller Versuch zur floristischen Besiedlung von Schaf-Faecesstellen soll auf der Mikroebene [cm²] den Etablierungserfolg von Arten mit Endozoochorie-Nachweis prüfen.

Eine gefährdete Pflanzenart, die auf besonders vielen Prozessebenen in den von uns untersuchten Sand-Phytozönosen eine Rolle spielt, ist *Medicago minima*. Diese wird von Schafen bevorzugt verbissen (Kap. 2.3.1), endo- als auch vor allem epizoochor (Eichberg in Vorb.) transportiert und ist in der Diasporenbank sowohl im Ober- (1–6 cm) als auch im Unterboden (11–16 cm) mit hoher Stetigkeit vertreten (Eichberg in Vorb.). Zudem zeigt sie eine ausgeprägte Keimungsfähigkeit und siedelt auf Weidepfaden in konsolidierten Sandrasen mit erhöhter Artmächtigkeit (Schwabe et al. 2004b).

3 Esel

3.1 Einführung

Die zu den Equiden zählenden Esel können als Vertreter der Nicht-Wiederkäuer dem Wiederkäuer Schaf gegenübergestellt werden. Als Tiere der nordafrikanischen Halbwüsten sind Wildesel (*Equus asinus*) sehr gut an die besonderen Verhältnisse trockener Sandgebiete angepasst. Im Gegensatz zu Pferden zeichnen sie sich durch einen deutlich geringeren Wasserbedarf aus, eine größere Toleranz gegenüber Sonneneinstrahlung und die Fähigkeit, nährstoffärmeres Futter aufzunehmen (Legel 1993).

Das Fraßverhalten von Weidetieren ist im Allgemeinen von zahlreichen Faktoren abhängig. So können z. B. je nach Jahreszeit, Artenkombination und Futterqualität der Weide oder auch Individuum-spezifisch bestimmte Pflanzenarten einmal mit hoher und ein anderes Mal mit geringer Intensität verbissen werden (vgl. Rahmann 1999 für Islandponys). Aufgrund dieser starken Varianz im Fraßverhalten lässt sich kaum eine einheitliche Rangliste der befressenen Pflanzenarten erstellen, vielmehr kann diese flächenspezifisch sehr unterschiedlich ausfallen.

Eine besondere Eigenschaft der Equiden liegt in der Anlage von Wälzkuhlen (Bogner & Grauvogl 1984) (vgl. Foto 4). Diese zur Fellpflege angelegten Störstellen werden durch die Tiere von jeglicher Vegetation freigehalten. Dadurch stehen konkurrenzschwachen, sich generativ ausbreitenden Arten nach Beendigung der Weideperiode neue Pionierstandorte und Regenerationsnischen (Grubb 1977) zur Verfügung. Ein Diasporen-Transfer durch Epizoochorie konnte für die Rote Liste-Art *Medicago mimina* bereits nachgewiesen werden (Häfele 2004). Auch durch die Eigenschaft der Tiere, die Wurzeln schmackhafter Fraßpflanzen (z. B. Leguminosen) mit den Hufen auszugraben, können Bereiche offenen Bodens entstehen.

Weitere Sonderstandorte stellen Faeces-Akkumulationsstellen der Equiden dar, die von den Tieren nicht mehr beweidet werden. Sie werden zum Schutz vor Parasiten angelegt. Dies führt kleinflächig zu einer konzentrierten Nährstoffrückführung und zur Entstehung von Geilstellen (Rahmann 1996). Werden diese Sonderstandorte im Bereich dominanter Grasarten angelegt, kann es durch den dabei erfolgenden Nährstoffschub kleinflächig zu einer weiteren Begünstigung dominanter Grasarten kommen.

3.2 Material und Methoden

Den hier dargestellten Untersuchungen liegen insgesamt 168 im Jahr 2002 angelegte Esel-beweidete Flächen (à 25 m²) im Flugsandgebiet des Landkreises Darmstadt-Dieburg zugrunde. Es wurden 18 nahe benachbarte Flächenpaare (beweidet-unbeweidet) erfasst (Häfele 2004); 150 Flächen wurden im Vergleich zu 150 Schaf- und 150 sukzessiv Schaf-Esel-beweideten Flächen untersucht (Süss 2004). Die Flächen befinden sich z.T. in basenreichen Gebieten im Bereich eines lichten Kiefernschirms des NSG Kalksand-Kiefernwald und auf ehemaligen Äckern in der Umgebung des NSG „Griesheimer Düne und Eichwäldchen". In einigen stärker konsolidierteren Bereichen des Naturschutzgebietes „Ehemaliger August-Euler-Flugplatz" können die Sande z.T. bereits oberflächlich versauert sein (Schwabe et al. 2004a). Auf allen Flächen wurden vor der Beweidung Vegetationsaufnahmen nach der erweiterten Braun-Blanquet-Skala erstellt (Barkman et al. 1964) und direkt nach der Beweidung die Fraßpräferenzen der Tiere anhand einer von Stufe 0 bis Stufe 6 reichenden Fraßskala (Stroh et al. 2002) erfasst. Die Vegetation der bei der Eselbeweidung entstandenen Störstellen (Wälzkuhlen und Scharrstellen) wurden zusätzlich vegetationsökologisch aufgenommen (Aufnahme erfolgte in Deckungsprozenten) und unmittelbar benachbarten Vergleichsflächen gegenüber gestellt. Zur statistischen Auswertung wurden die Programme SPSS und SAS verwendet.

3.3 Ergebnisse

3.3.1 Fraßpräferenzen

Die Untersuchungen der Fraßpräferenzen weisen trotz der starken Abhängigkeit von unterschiedlichen Faktoren einige einheitliche Tendenzen in der Auswahl der Fraßpflanzen durch die Esel auf. Dabei werden hochwüchsige Leguminosen und Gräser deutlich stärker verbissen als nicht zu den Leguminosen zählende Kräuter (siehe Abb. 2). Insbesondere die „Problemgräser" *Calamagrostis epigejos, Poa angustifolia* und *Cynodon dactylon* sind durch hohe Verbissstufen (Fraßstufe 5) gekennzeichnet. Kleinwüchsige krautige Pflanzen werden von den Tieren meist verschmäht oder nur mit schwacher Intensität verbissen. Bisherige Erfahrungen zeigen, dass Esel einen Großteil der wertvollen Sand-Pflanzenarten (z. B. die FFH-Art *Jurinea cyanoides*) kaum verbeißen. Insgesamt zeigt sich jedoch ein hoher Phytomasse-Entzug auf den von Eseln beweideten Flächen (Foto 5).

Bevorzugt im Winter werden auch Gehölze von den Tieren befressen (vgl. Rahmann 1996 für Pferde), wobei v.a. Laubhölzer und seltener Nadelhölzer verbissen werden (Foto 6). *Pinus sylvestris* wurde im Rahmen dieser Untersuchungen, die z.T. in einem lichten Kiefernwald stattfanden, auch als Juvenilpflanze nicht von den Tieren befressen.

3.3.2 Sonderstrukturen

Die Wälzkuhlen und Scharrstellen der Esel wiesen bereits nach einmaliger Eselbeweidung im Jahr 2003 im Gegensatz zu den Vergleichsflächen eine Erhöhung der Zahl der Therophyten auf. Damit einhergehend lässt sich auch eine deutlich erhöhte Deckung dieser einjährigen Arten erkennen (siehe Tab. 1).

Foto 1: Gemischte Moorschnucken-, Skudden- und Rhönschafherde im NSG „Ehemaliger August-Euler-Flugplatz". Kurzzeitige Beweidung von stark mit *Cynodon dactylon* ruderalisierten Koelerion-glaucae-Bereichen im Juli 2003.

Foto 2: Nacht-Lagerplatz von Schafen (Herde aus Skudden, Moorschnucken und Rhönschafen); Ehemaliger August-Euler-Flugplatz von Darmstadt, Koelerion glaucae-Komplex, 31.07.2002; Abmessungen ca. 80 x 120 cm (ausgeprägte Schlafmulde).

Foto 3: Direktkeimung einer endozoochor transportierten Sand-Pflanzenart *(Trifolium arvense)* aus Schaf-Faeces; Weidepfad-Probe, NSG „Griesheimer Düne und Eichwäldchen", 19.07.2002.

Foto 4: Wälzen im Sand dient bei Eseln zur Fellpflege. Durch dieses Verhalten entstehen offene Wälzkuhlen.

Foto 5: Esel-beweidete Fläche im Vergleich zur unbeweideten Exclosurefläche; Restitutionsexperiment Seeheim-Jugenheim (Stroh et al. 2002, Schwabe et al. 2004a), Sommer 2001.

Foto 6: Esel beim Verbiss von *Quercus robur* im Winter.

Foto 7: Durch Beweidung mit Wollschweinen kommt es zur Öffnung der Vegetationsdecke und zum Fraß an unterirdischen Rhizomen dominanter Grasarten (im Bild *Calamagrostis epigejos*). Griesheimer Düne, Sommer 2000.

	n	n Therophyten	Deck. Therophyten [%]
Störstellen	6	6	23
Vergleichsflächen	6	4	8
p (Wilcoxon-Test)		0,026	0,018

Tab. 1: Anzahl und Deckung der Therophyten auf sechs Esel-Wälzkuhlen bzw. Scharrstellen und deren Vergleichsflächen im NSG „Ehemaliger August-Euler-Flugplatz von Darmstadt" (Sommer 2003, ein Jahr nach Entstehung der Störstellen).

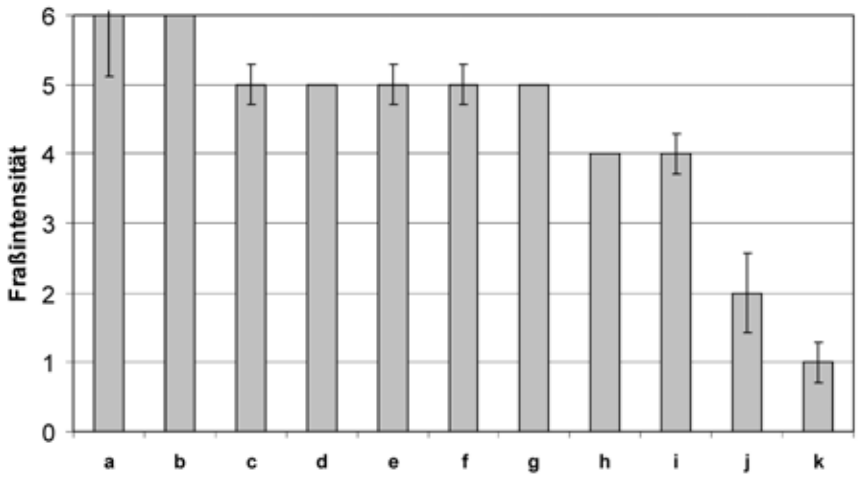


Abb. 2: Median der Fraßintensität (Fraßskala Stroh et al. 2002) von Eseln an verschiedenen Fraßpflanzen im Sommer 2003 (n = 18 Flächen, Fehlerbalken = Standardfehler des Medians, a = *Vicia hirsuta*, b = *Vicia angustifolia*, c = *Calamagrostis epigejos*, d = *Poa angustifolia*, e = *Cynodon dactylon*, f = *Bromus tectorum*, g = *Holcus lanatus*, h = *Bromus sterilis*, i = *Bromus hordeaceus*, j = *Dactylis glomerata*, k = *Centaurea stoebe*). An folgenden Arten fand kein Fraß statt (Fraßintensität 0): *Arenaria serpyllifolia* agg., *Asparagus officinalis, Cerastium semidecandrum, Conyza canadensis, Cynoglossum officinale, Hypericum perforatum, Ligustrum vulgare, Myosotis ramosissima, Oenothera biennis* s.l., *Senecio jacobaea, Trifolium arvense, Trifolium campestre, Veronica arvensis, Verbascum phlomoides* + spec.

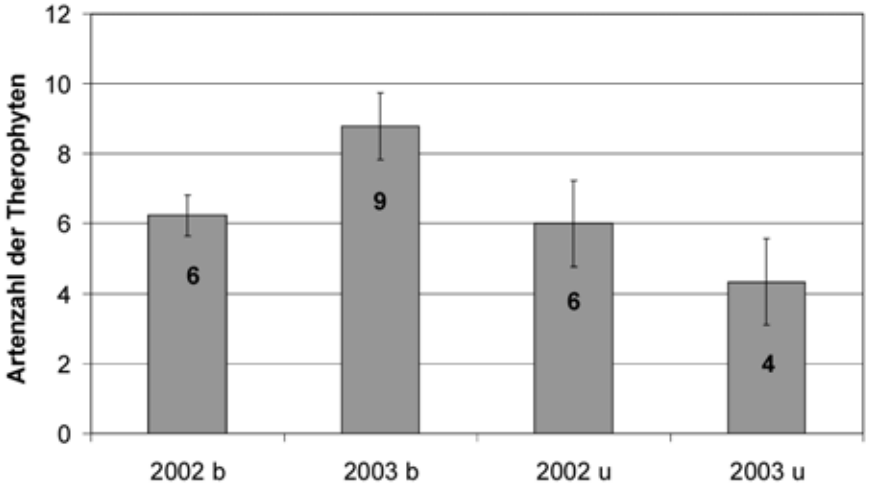


Abb. 3: Artenzahl der Therophyten bei Eselbeweidung. Signifikanter Unterschied zwischen beweideten (b) und unbeweideten (u) Flächen im Jahr 2003 (Mixed linear model, SAS proc mixed p<0,0001; n = 9 Flächenpaare b/u).

Auf den Faeces-Akkumulationsstellen zeigte sich eine Tendenz der Förderung dort wachsender Triebe (größere Wuchshöhe und vorgezogener Blühtermin von *Calamagrostis epigejos*; Häfele 2004).

3.3.3 Phytodiversität

Auch auf den Gesamtflächen ist die Zahl der Therophyten in *Calamagrostis epigejos*-Dominanzbeständen nach einmaliger Beweidung durch Esel gegenüber unbeweideten Vergleichsflächen erhöht (Abb. 3) und geht mit einer Erhöhung der Gesamtartenzahl einher (Häfele 2004). Die untersuchten Flächen waren im Jahr der Status Quo-Aufnahmen (2002) bezüglich der Artenzahl der Therophyten identisch. Nach einmaliger Beweidung liegt im Jahr 2003 ein signifikanter Unterschied in der Zahl der Therophyten zwischen den beweideten und den unbeweideten Flächen vor. Dabei finden sich auf den beweideten Flächen doppelt so viele Therophyten-Arten wie auf den unbeweideten. Dies wird vor dem Hintergrund der extremen Witterung des Ausnahmejahres 2003 noch verstärkt, da es überall im restlichen Untersuchungsgebiet durch Trockenheit und Hitze zu einer Abnahme der Therophyten kam.

3.4 Diskussion

Die Ergebnisse zeigen, dass bereits nach einjähriger Eselbeweidung eine deutliche Auswirkung auf die Vegetation nachzuweisen ist. Die Erhöhung der Zahl der einjährigen Arten ist vermutlich auf die oben erwähnte Entstehung von offenen Stellen, insbesondere durch Wälzkuhlen zurückzuführen. Dabei kann es einerseits zu einer Aktivierung der Diasporenbank durch die Öffnung des Bodens kommen (Poschlod 1991), andererseits ist eine Erhöhung der Therophytenzahl auch durch epizoochore Ausbreitung von Diasporen durch die Esel denkbar (Süss 2004). Die Wälzkuhlen der Tiere tragen damit deutlich zu einer Veränderung der Artenzusammensetzung auf eselbeweideten Flächen bei und können einen entscheidenden Beitrag zur Auslösung von „regressiven Trends" im Rahmen des Sukzessionsverlaufs leisten. Damit zeigt sich, dass eine Veränderung des Arten-

spektrums durch Eselbeweidung erreicht werden kann und auch auf artenarmen *Calamagrostis*-Dominanzbeständen wieder eine Zunahme der Artendiversität möglich ist.

Das auf den Faeces-Akkumulationsstellen entstehende horizontale „pattern" der Weideflächen erhöht die Strukturdiversität innerhalb einer Koppel. Da jedoch meist nitrophytische Arten gefördert werden (in unserem Falle u.a. dominanzbildende Grasarten), wird dieser Punkt aus naturschutzfachlicher Sicht meist kritisch beurteilt (Rahmann 1996). Die Anreicherung nitrophytischer Arten kann jedoch durch eine spätere Beweidung mit anderen Tierarten unterbunden werden, da die Weidetiere aufgrund der Wirtsspezifität ihrer Parasiten meist nur die Vegetation der Faeces-Stellen der eigenen Art meiden.

Insgesamt erscheint eine gezielte Dezimierung dominanzbildender Grasarten (z. B. *Calamagrostis epigejos, Cynodon dactylon, Poa angustifolia)* unter Schonung der naturschutzfachlich relevanten Pflanzenarten aufgrund der Fraßpräferenzen der Tiere möglich. Die Bevorzugung von Gräsern und Grasartigen durch Esel lässt sich im Vergleich zu anderen Weidetieren feststellen (Süss 2004). Auch eine gezielte Förderung der zum Erhalt lichter Kiefernwälder (z. B. NSG Kalksand-Kiefernwald) notwendigen *Pinus sylvestris*-Verjüngung ist unter Eselbeweidung möglich, da Kiefern im Untersuchungsgebiet nicht von Eseln verbissen werden.

Schließlich kann aufgrund der speziellen Verhaltensweisen der Esel insbesondere in ruderalisierten Flächen ein schneller Beweidungserfolg beobachtet werden, der sich unter anderem in der Erhöhung der Therophytenzahl und in einer Dezimierung dominanzbildender Arten widerspiegelt (Häfele 2004). Jedoch stellt eine Eselbeweidung nicht in allen Vegetationstypen das optimale Pflegemanagement dar. Insbesondere in stark der Gehölzsukzession unterliegenden Flächen zeigen sich bei Ziegenbeweidung deutlich stärkere Effekte in Bezug auf die Gehölzdezimierung (Rahmann 1996; Zehm et al. 2002). Bereits dem Leitbild offener Sandrasenkomplexe weitgehend entsprechende Flächen können durch Eselbeweidung hervorragend erhalten und gepflegt werden. Zur Instandsetzungsbeweidung ruderalisierter Gebiete kann jedoch auch eine Kombination mit anderen Weidetieren (z. B. Schafen) eine erfolgversprechende Maßnahme darstellen, da durch den Einsatz verschiedener Weidetiere ein großer Phytomasse-Entzug der Flächen stattfinden kann (vgl. Süss 2004; Zehm 2004).

4 Wollschweine (= Mangalitza-Schweine)

4.1 Einführung

Schweinebeweidung war in Deutschland eine traditionelle Form der Landschaftsnutzung (Beinlich et al. 2001), die in den letzten Jahrzehnten v.a. durch die Intensivierung der Landwirtschaft nahezu vollständig erloschen ist. Zu den Auswirkungen der Freiland-Schweinebeweidung existieren somit nur wenige aktuelle Untersuchungen, die sich hauptsächlich auf feuchte Standorte beziehen (z.B. Himmler & Hünerfauth 1996; Beinlich 1998). So setzte auch ein weiteres BMBF-Projekt zur Schweinebeweidung die Tiere vorwiegend auf frischeren Grünland-Standorten ein (Sprecher: Prof. Dr. P. Poschlod, Regensburg). Die Wollschwein-Beweidung wurde im Rahmen unseres Projektes eingesetzt, um in einer Pilotstudie zu prüfen, ob dominante Ruderalgräser reduziert und offene Sande erzeugt werden.

4.2 Material und Methoden

Im NSG „Griesheimer Düne und Eichwäldchen" fand an mehreren, durch ruderale Grasarten (*Calamagrostis epigejos*) geprägten Flächen eine Schweinebeweidung statt. Zur Untersuchung der Effekte der Beweidung wurde die gesamte Weidefläche mit einem 5 x 5 m-Raster überzogen, an dessen Knotenpunkten auf kreisrunden Flächen (à 2 m²) Vegetationsaufnahmen nach der erweiterten Braun-Blanquet-Skala (Barkman et al. 1964) durchgeführt wurden (vgl. Abb. 4). Anhand des Rasters wurde ergänzend der Zeitpunkt des Schweine-induzierten Umbruchs kartiert. Für die Erstellung von Mikroprofilen der beweideten Flächen wurden in einem Feinraster-Transekt mit 20 x 20 cm Kantenlänge die Höhendifferenz zu einer gespannten Nivellierschnur ausgemessen und die Ergebnisse in SigmaPlot interpoliert als Farbverlaufsmuster dargestellt (vgl. Abb. 5).

4.3 Ergebnisse

4.3.1 Fraßphänologie

Da Schweine, je nach energetisch optimaler Erreichbarkeit verschiedener Nahrungsressourcen, ein sehr plastisches Nahrungsspektrum zeigen (Briedermann 1986; Tucak 1996), begann (bei oberirdisch bereits durch andere Tierarten beweideten Flächen) nach dem Fraß von u.a. Gehäuseschnecken (z.B. *Helix pomatia, Helicella* div. spec.) das Ausgraben und Verzehren von unterirdischen Grasrhizomen (*Calamagrostis epigejos, Cynodon dactylon, Elymus repens*). War in größerem Umfang oberirdische Phytomasse vorhanden, wurde zuerst diese weitgehend abgeweidet. Insgesamt zeigte sich ein heterogenes Nutzungsmuster der Vegetation (vgl. Abb. 4).

So entstanden, sofern nicht besonders leicht grabbare Teilflächen innerhalb der Weidefläche lagen (z.B. offene Sandrasen), erste Umbruchstellen, die kontinuierlich erweitert wurden, bis nahezu die Gesamtfläche umgegraben war (flächenhafter Umbruch; vgl. Micklich et al. 1996). Einfluss auf den Beginn des Umbruchs hatte der Anteil offenen Bodens (polynomisch; $r^2 = 0{,}284$; $p < 0{,}05$; $n = 17$), die Grasdeckung der Dauerfläche (polynomisch; $r^2 = 0{,}275$; $p < 0{,}05$; $n=17$) und vor allem eine hohe *Calamagrostis epigejos*-Deckung, die ein Durchwühlen des Bodens erschwert (exponentiell; $r^2 = 0{,}5743$; $p < 0{,}001$; $n = 17$).

4.3.2 Mikrorelief

Der Bodenumbruch durch die Wollschweine verwandelte die weitgehend ebenen Rasen in morphologisch ackerähnliche Flächen mit einem ausgeprägten Mikrorelief (Foto 7). So entstanden z.T. flächige Abtragungsbereiche (partiell bis zu 60 cm tief) bzw. Substratakkumulationsstellen von über 60 cm Höhe. Ungestört blieb dieses Mikrorelief mit zunehmender Abschwächung der Extrema über einen

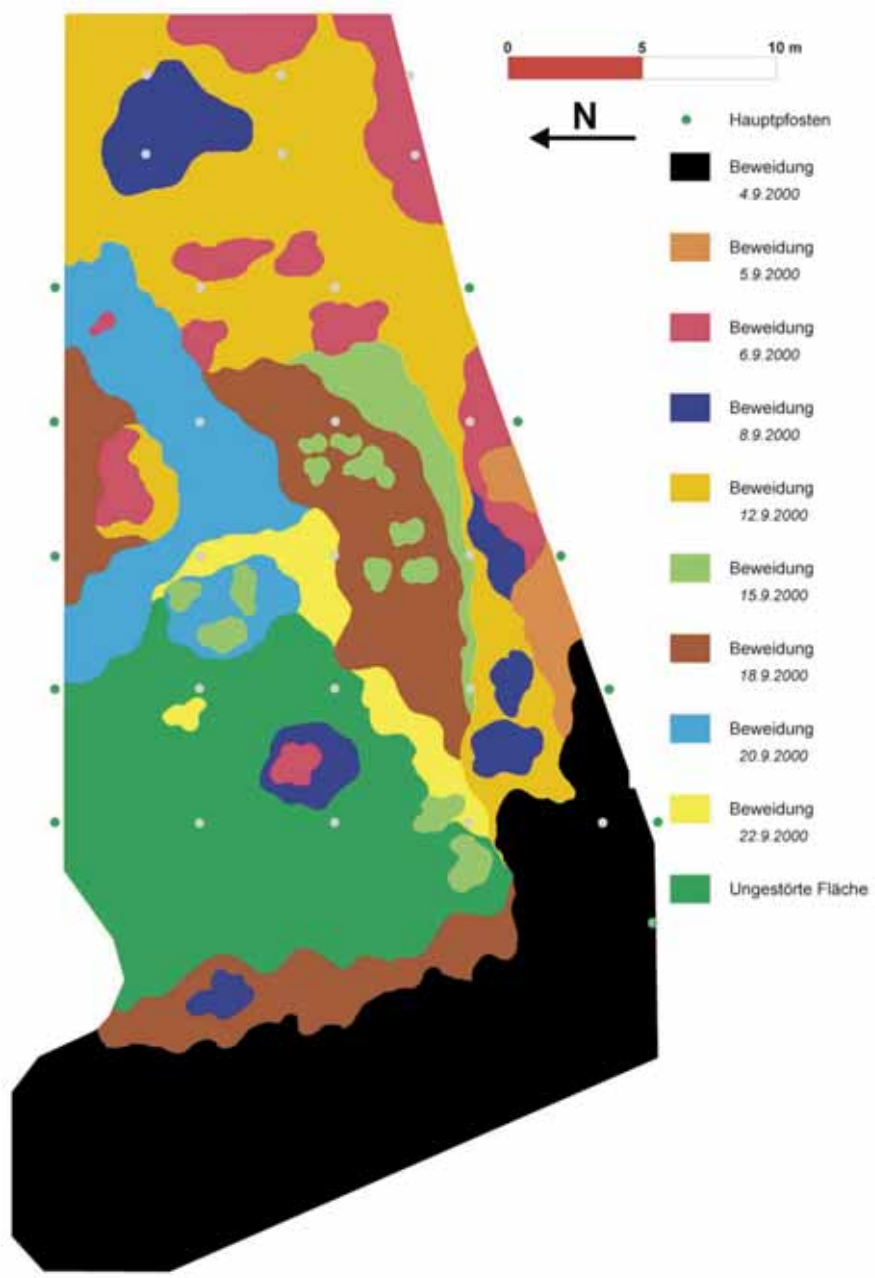


Abb. 4: Zeitliche Abfolge des Komplettumbruchs von Flächenteilen eines quasi-homogenen *Calamagrostis epigejos*-Dominanzbestandes auf der Griesheimer Düne durch zwei Wollschweine. Der Rand der farbigen Figur markiert den Verlauf des Weidezauns 2000 und 2001.

Zeitraum von mehreren Jahren (bisher 3 Jahre) bestehen. Unter wiederholter Schweinebeweidung wird das Profil in gestörten Teilflächen mit nur schwachem Bodenrelief komplett überprägt, wohingegen besonders herausgearbeitete Löcher oder Hügel in der Regel persistent bleiben (vgl. Abb. 5), bzw. noch etwas aufmodelliert werden.

Eine große Ähnlichkeit hat das horizontale zeitliche Umbruchsmuster der verschiedenen Beweidungsjahre. So werden bei Wiederbeweidung zuerst die leicht grabbaren, letztjährig intensiv umgebrochenen Flächen erneut umgegraben, während ungestörte Teilflächen auch im zweiten Beweidungsgang weitgehend unberührt bleiben.

4.3.3 Phytodiversität

Schweinebeweidung führt nach den bisherigen Ergebnissen in den untersuchten Gras-Dominanzbeständen (in der Schweinefläche 1 z. B. *Calamagrostis epigejos*-Monodominanzbestand) zu einer kurzzeitigen Artenzahlerniedrigung, aber längerfristig zu einer Erhöhung der Artenzahl. So wurde sowohl im Jahr 2000 als auch 2001 beim Vergleich der Weidefläche vor und nach der Beweidungsmaßnahme auf der Koppel eine Abnahme der Artenzahl in der Größenordnung um vier Arten festgestellt, während auf der Vergleichsfläche nur ein minimaler Artenverlust zu verzeichnen war (Tab. 1). Deutlicher werden die Veränderungen der Koppel beim Vergleich zwischen den Jahren: Auf der Weidekoppel hat die Artenzahl um fast sechs Arten zugenommen, während auf der unbeweideten Nullfläche ein minimaler Artenrückgang zu beobachten war. Die Zunahme der Artenzahl ist vor allem auf das Aufkommen von Therophyten zurückzuführen (z. B. *Arenaria*

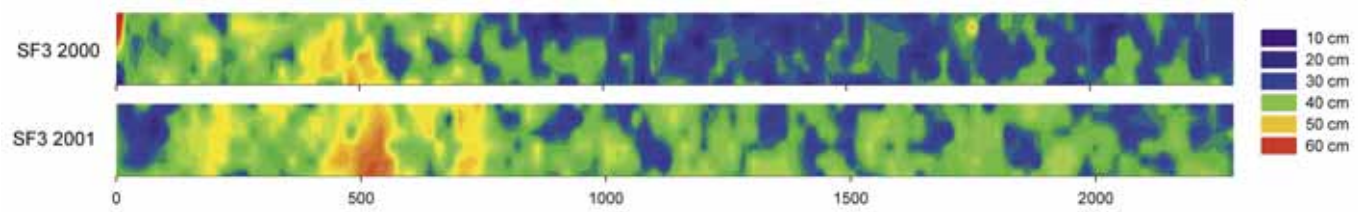


Abb. 5: Mikro-Höhenprofil (Feinraster-Transekt mit 20 x 20 cm Kantenlänge) einer Schweineweide nach der ersten bzw. zweimaligen Schweinebeweidung auf der Griesheimer Düne (zwei Tiere auf etwa 700 m²). Flächengröße 1 x 23 m, rot = höchste Bodenbereiche, violett = niedrigste Teilflächen (vgl. Farbskala am rechten Bildrand).

serpyllifolia agg., *Conyza canadensis*; vgl. Kap. 3.3). Die kaum feststellbaren Veränderungen der Nullflächen entsprechen der allgemein geringen Dynamik von *Calamagrostis*-Beständen, wie sie von Süss et al. (accepted) und Schwabe et al. (2004b) beschrieben werden. Die Artenzahl-Erhöhungen auf der Koppel werden vor allem durch das Auftreten von Offenboden-Stellen und eine Reduktion von *Calamagrostis epigejos* verursacht, das auf manchen Untersuchungspunkten bereits durch eine einmalige Beweidung vollständig entfernt wurde.

Die Veränderungen der Schweinebeweideten Fläche wurde mit einer DCA-Ordination in Abb. 6 multivariat dargestellt. Basierend auf den Daten der Vegetationsaufnahmen (s.o.) ist in Abb. 6a eine unterschiedlich starke Veränderung der Flächen von 2000 bis 2001 (Beweidung September 2000) festzustellen, die sich gut mit dem Zeitpunkt des Umbruchs korrelieren lässt (Tab. 2). So zeigen die nie bzw. erst spät umgebrochenen Flächen in der Regel nur geringe Veränderungen (2000 und 2001 liegen nahe benachbart), während früh umgebrochene Flächen deutliche Vegetationsveränderungen zeigen (s. u.). Wie in Abb. 6b und 6c zu erkennen ist, sind dabei Veränderungen parallel zur 1. Achse (z. B. Fläche 4) vor allem auf eine Abnahme der Moosdeckung ($r = -0{,}55$; $p < 0{,}001$) (v.a. *Hypnum lacunosum*; $r = -0{,}63$; $p < 0{,}001$) und ein Aufkommen verschiedener Therophyten (z.B. *Conyza canadensis*, $r = 0{,}569$; $p < 0{,}001$, *Cerastium semidecandrum,* $r = 0{,}572$; $p < 0{,}001$; *Arenaria serpyllifolia* agg., $r = 0{,}624$; $p < 0{,}001$; *Myosotis ramosissima*, $r = 0{,}719$; $p < 0{,}001$) zurückzuführen. Veränderungen parallel zur 2. Achse korrelieren v. a. mit einer Abnahme von *Calamagrostis epigejos* ($r = -0{,}464$; $p < 0{,}01$) und *Poa angustifolia* ($r = -0{,}621$; $p < 0{,}001$). Da für die Mehrzahl der Flächen eine Veränderung der Lage der Probeflächen im Diagramm von links unten nach rechts oben festzustellen ist, lässt sich als Haupteffekt der Schweinebeweidung eine Kombination der folgenden Veränderungen bestimmen:

- eine Abnahme der Grasdeckung (v. a. *Calamagrostis epigejos, Poa angustifolia*)
- eine Abnahme der Vegetationshöhen
- der Abbau der Moosschicht und die Zunahme des offenen Bodens
- die Zunahme von Therophyten
- eine Erhöhung der Artenzahl.

4.3.4 Nutzungsmuster auf den Schweineweiden

Es konnte in der Regel eine geringe Nutzung (u. a. Nahrungsaufnahme) auf bereits umgebrochenen Flächen festgestellt werden (Ausnahme Liegeplätze u. ä.). Da anfangs die Futterquantität sehr hoch war, erfolgte keine so intensive Nutzung, und Rhizome wurden nur zu Teilen gefressen. In späteren Umbrüchen, als vermutlich bereits eine leichte Verknappung der Futterqualität und -quantität bestand, wurden die Grabestellen direkt beim ersten Umbruch intensiv genutzt, wodurch auch die Vegetationsveränderungen deutlicher wurden (z. B. *Calamagrostis*-Abnahme). Auf spät genutzten Flächen dagegen reichte die Nutzungsintensität der Tiere nicht für eine deutliche Vegetationsveränderung aus (Tab. 3). Insgesamt zeigten die Wollschweine ein ausgeprägtes raum-zeitliches Nutzungsverhalten (u. a. Ruhezeiten, Tagesperiodizität, siehe dazu Gebhardt 2000), und nutzten sukzessive die gesamte, ihnen zur Verfügung stehende Weidefläche zur Nahrungsaufnahme bzw. schattige Bereiche als Ruhestellen.

SF I	2000 vor/nach Bew.	2001 vor/nach Bew.	2000/ 2001
abs. Artenzahl (Ø)	13/10	15/12	13/15
Koppel	-4,37 ± 2,0	-4,74 ± 3,9	5,74 ± 2,8
Nullfl.	-1 ± 1,3	-2 ± 2,7	-2 ± 3,3

Tab. 2: Mittelwerte der Artenzahlveränderungen auf der Schweineweide SF1 („Koppel", n = 19) im Vergleich zu ungestörten Vergleichsflächen („Nullfl.", n = 3) auf der Griesheimer Düne. Vergleich zwischen den Jahren (2000/2001) und zwischen den Zeitpunkten vor und nach der Beweidung innerhalb eines Jahres. Als Bezugsgröße ist in Zeile 1 die absolute Artenzahl aller Flächen angegeben. Fehler = mittlere Abweichung vom Mittelwert.

Zeitpunkt des Umbruchs	Vektorlänge
sofort (erste Woche, n = 5)	84,4 ± 42,4
früh (zweite Woche, n = 5)	105,9 ± 52,4
spät (dritte Woche, n = 5)	52,4 ± 16,4
nie (n = 7)	31,1 ± 6,7

Tab. 3: Intensität der Vegetationsveränderungen (als mittlere Vektorlänge der DCA-Kategorien aus Abb. 4) der Aufnahmeflächen der Schweinefläche 1. Fehler = Mittlere Abweichung vom Mittelwert.

4.4 Diskussion

Obwohl *Calamagrostis epigejos*-Dominanzbestände gewöhnlich mit einer Lag-Phase auf Beweidung reagieren (vgl. Schwabe et al. 2004a, b), konnte im Falle von Schweinebeweidung eine schnelle, deutliche Veränderung der Vegetation festgestellt werden. Dabei kommt es zu einer starken Öffnung der Bodendecke (vgl. auch Beinlich 1998; Goebel & Simon 1998), einer Artenzahlerhöhung (vor allem Therophyten), einer Dynamisierung der Rasen (Entstehung eines engen Nebeneinander verschiedener Sukzessionsstadien: Treiber 1997) und einer naturschutzfachlichen Aufwertung der Weideflächen, wie von Himmler & Hünerfauth (1996) diskutiert. Diese Aufwertung der Flächen ist dabei auf die Förderung sandspezifischer Therophyten *(Myosotis ramosissima, Arenaria serpyllifolia, Cerastium semidecandrum)* und die Zurückdrängung dominanzbildender Grasarten *(Calamagrostis epigejos, Poa angustifolia)* zurückzuführen. Einhergehend mit starken Effekten der Schweinebeweidung auf die Vegetation zeigen sich auch Auswirkungen auf die Fauna der beweideten Flächen. Bei einer Untersuchung der Fauna der Schweineweiden konnte

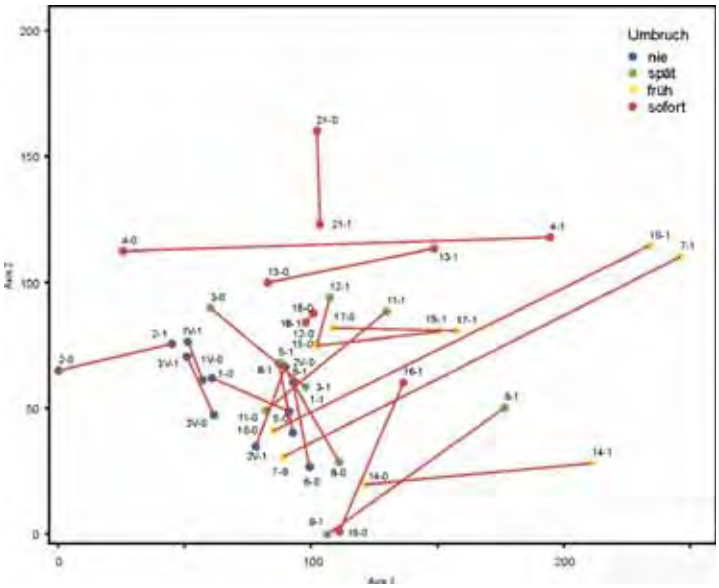


Abb. 6a: DCA: Entwicklung von Dauerflächen (2000–2001) der Schweinefläche aus Abb. 4 (beweidet mit zwei Tieren vom 4.9.–22.9.2000 und 20.–27.9.2001). Durch Vektoren verbunden sind die Jahre 2000 (x-0) und 2001 (x-1). Die Farbe der Punkte bezeichnet den Zeitpunkt des Umbruchs (n = 44; λ_1 = 0,28; Gradientl. 2,46 SD; λ_2 = 0,12; Gradientl. 1,60 SD; λ_3 = 0,07; Gradientl. 1,79 SD).

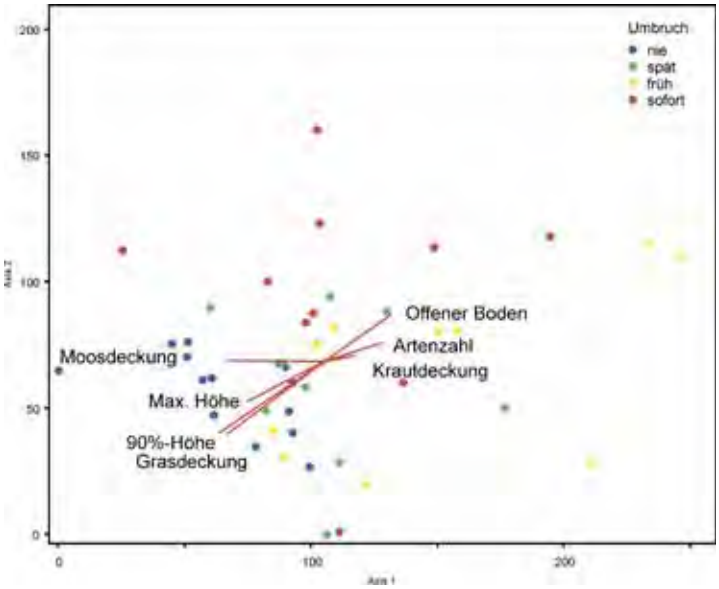


Abb. 6b: Biplot der Flächen (Ordination in Abb. 6a) mit den, den Datensatz strukturierenden Parametern: Deckung und Höhe von Vegetationsgruppen. Die jeweilige Bedeutung des Parameters nimmt in Richtung des Vektorenendes zu.

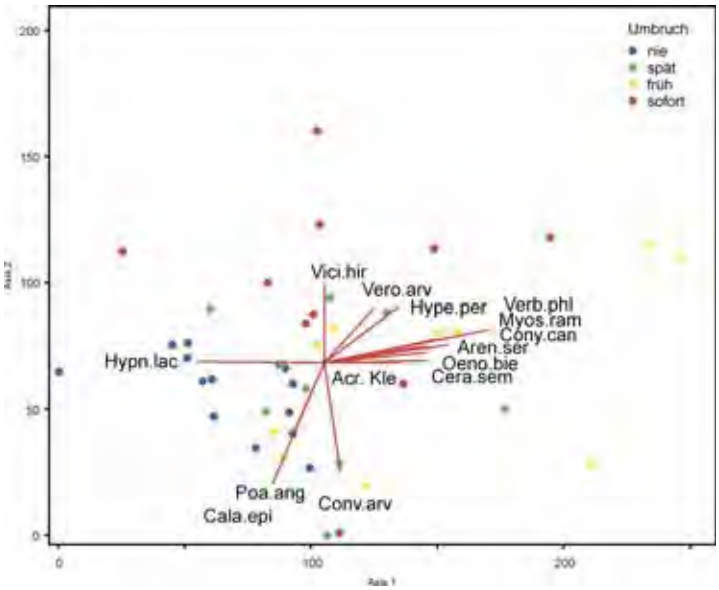


Abb. 6c: Artenvorkommen der Flächen (Ordination in Abb. 6a). Die jeweilige Deckung einer Art nimmt in Richtung des Vektorenendes zu. Acr. Kle = acrokarpe Kleinmoose, Aren.ser = *Arenaria serpyllifolia* agg., Cala.epi = *Calamagrostis epigejos*, Cera.sem = *Cerastium semidecandrum*, Conv.arv = *Convolvulus arvensis*, Cony.can = *Conyza canadensis*, Hype.per = *Hypericum perforatum*, Hypn.lac = *Hypnum lacunosum*, Myos.ram = *Myosotis ramosissima*, Oeno.bie = *Oenothera biennis* s.l., Poa.ang = *Poa angustifolia*, Verb.phl = *Verbascum phlomoides*, Vero.arv = *Veronica arvensis*, Vici.hir = *Vicia hirsuta*.

Schwab (2003) eine Zunahme von Pflanzensaugern (Aphidae; Auchenorrhyncha) beobachten, die auf eine Zunahme der Pflanzen-Artenzahlen, eine verstärkte Heterogenität der Vegetation und das vermehrte Vorkommen junger Triebe zurückzuführen ist. Dagegen war die Reaktion von Arten der Collembola, Carabidae und Araneae recht differenziert für verschiedene Arten, was vor allem auf den Abbau bzw. die erhöhte Lückigkeit der Streuschicht und die Veränderung der Vegetationsstruktur zurückzuführen ist (Schwab 2003).

Die energetisch optimierte spezifische Fraßphänologie der Wollschweine entspricht der Beobachtung von Briedermann (1986), der bei Wildschweinen eine Nutzungsreihenfolge von Nahrungsressourcen entsprechend dem Verhältnis der investierten Energie zur erlangbaren Nahrungsqualtität und -quantität feststellte. Um eine Verkürzung der Weidedauer der Schweine zu erreichen, erscheint daher eine Kombination mit anderen Weidetieren (z. B. mit vorausgehender Schaf- und Eselbeweidung) zum Zwecke der Phytomassereduktion sinnvoll.

Probleme der Schweinebeweidung können allerdings in einem durch die Umbrüche bedingten Nährstoffschub liegen. Untersuchungen von Storm et al. (1998) belegten einen Zusammenhang zwischen Ruderalisierung und Bodenbewegung, den die Autoren auf eine Erhöhung des Nährstoffgehalts z. B. durch Mineralisierung absterbender Wurzeln oder Schaffung neuer Aggregatoberflächen zurückführten. Ob dieser Effekt auch bei einem Umbruch bei der Schweinebeweidung auftritt, muss (insbesondere in Wasserschutzgebieten) noch untersucht werden. In weniger problematischen Landschaftsbereichen kann die Schweinebeweidung jedoch eine erfolgreiche Maßnahme zur Dezimierung von Problempflanzen darstellen. Somit wäre die Schweine-Freilandhaltung gerade bei naturschutzfachlich begründeten Landschaftspflege-Projekten ein wesentlicher Bestandteil des Flächenmanagements, wird aber durch die Schweinehaltungshygieneverordnung organisatorisch und ökonomisch im Moment nahezu unmöglich gemacht (SchHaltHygV 1999; Busse & Krabbe 2000).

5 Schlussfolgerungen

Unsere Ergebnisse zeigen, dass neben Schafen auch andere Weidetiere bedeutende Effekte im Sinne einer Erhöhung des horizontalen Strukturreichtums und der Phytodiversität ausüben können. Auch wenn das Fraßverhalten der hier untersuchten extensiven Land-Schafrassen weitgehend den Landschaftspflegezielen entspricht, kann eine Dezimierung der oberirdischen Phytomasse von „Problemgräsern" (z. B. *Calamagrostis epigejos, Cynodon dactylon*) oft erst durch den Einsatz von Eseln gewährleistet werden, da diese grasartige Pflanzen deutlich stärker verbeißen als krautige Pflanzen. Zur Reduzierung der unterirdischen Phytomasse der klonalen Gräser kann Beweidung mit Wollschweinen in weit stärkerem Maß als Eselbeweidung beitragen, da von jenen die Rhizome deutlich intensiver und tiefgründiger geschädigt werden. Eine schnelle und großflächige Reduktion eines hohen Anteils Phytomasse ist jedoch allein durch Schafbeweidung möglich.

Die Förderung seltener Pflanzenarten geschieht u. a. durch die Bereitstellung von Offenbodenstandorten. Häufig lässt sich eine positive Korrelation zwischen dem Anteil der Offenbodenstellen und der Artenzahl erkennen (Bakker 2003), was vor allem auf eine Erhöhung der Therophytenzahl zurückzuführen ist (McIntyre 1995).

Dabei entstehen bei Schafbeweidung Offenboden-Stellen nur sehr kleinflächig (Trittschäden) und stehen durch eine rasche Regeneration der Moosdecke nur kurzfristig zur Verfügung, sind an ein Weidemanagement mit großen Koppeln gebunden (Entstehen von Weidepfaden; Schwabe et al. 2004b) oder sind durch Faeceseinträge möglicherweise mit verstärkten Nährstoffschüben verbunden (Tag- und Nacht-Lagerplätze). Im Gegensatz zu geringen Effekten bei Schafen treten durch Esel bzw. Wollschweine Offenboden-Stellen regelmäßig und längerfristig in größerem Flächenanteil in Sand-Ökosystemen auf.

Es ist ein allgemeines Ziel von Naturschutzmaßnahmen, die Phytodiversität von Leit- und Zielarten gefährdeter Ökosysteme durch einerseits die Reduktion von Dominanzbildnern, andererseits die Förderung seltener Arten, zu erhöhen. Nach Olff & Ritchie (1998) beeinflussen Weidetiere die Phytodiversität ihrer Weideareale vor allem durch die Einflussnahme auf die Phytomasse und die Konkurrenzkraft dominanter Arten, durch die Art und Dichte erzeugter Regenerationsnischen für konkurrenzschwache Arten und die Bereitstellung von Diasporen durch Transportprozesse. Vor diesem Hintergrund wird besonders durch die Kombination der hier untersuchten Weidetiere als Vertreter der Gruppen Wiederkäuer (Schafe), Nicht-Wiederkäuer (Esel) und Allesfresser (Schweine) eine im Sinne des Naturschutzes positive Entwicklung der gefährdeten Vegetation von Sand-Ökosystemen erzielt.

Schließlich ist aber ein an die Flächen angepasstes Beweidungsmanagement unerlässlich (Zehm 2004), da unterschiedliche Weidetiere verschiedene Effekte zeigen, ein geändertes Management der gleichen Weidetierart zu anderen Ergebnissen führen kann (Wedl & Meyer 2003) und die Zielsetzung der Beweidung im Hinblick auf ökologische Leitbildflächen für die einzelnen Ausgangsbestände verschieden ist.

Danksagung

Die Untersuchungen erfolgten im Rahmen des BMBF-Projektes „Sand-Ökosysteme im Binnenland: Dynamik und Restitution" (FKZ 01LN003). Prof. Dr. A. Schwabe-Kratochwil danken wir für Hinweise zum Manuskript und zahlreiche wertvolle Diskussionen. Die Untersuchung der verschiedenen Tierarten wurde durch den Landschaftspflegehof Stürz, den NABU Kreisverband Darmstadt e.V. und den Tierhalter R. Joeck ermöglicht. Dr. C. Storm danken wir für Hilfe bei der statistischen Auswertung, M. Röth für Datenerhebungen zur Schweinebeweidung und K. Zimmermann für die Kartendarstellung der Schweine-beweideten Flächen. Dr. S. Brenner (Universität Bonn) stellte freundlicherweise die von ihm entwickelte Konstruktionsanleitung für Faeces-Auffanggeschirre zur Verfügung. Für Ausnahmegenehmigungen zum Betreten der Flächen danken wir dem

RP Darmstadt und dem Landkreis Darmstadt-Dieburg.

Literatur

Bakker, E.S., 2003: Herbivores as mediators of their environment: the impact of large and small species on vegetation dynamics. - Wageningen (Wageningen Universiteit), (Proefschrift), 184 S.

Bakker, J. P., de Leeuw, J. & van Wieren, S. E., 1983: Micro-patterns in grassland vegetation created and sustained by sheep grazing. – Vegetatio 55, 153-161.

Barkman, J.J., Doing, H. & Segal, S., 1964: Kritische Bemerkungen und Vorschläge zur quantitativen Vegetationsanalyse. - Acta Bot. Neerlandica 13, 394-419.

Beil, M., 2003: Zur Korrelation zwischen Blütenressourcen und blütenbesuchenden Apoidea in standörtlich differenzierten Sand-Ökosystemen.- Diplomarbeit TU Darmstadt, Biologie, 147 S.

Beil, M. & Kratochwil, A., 2004: Zur Ressourcennutzung von Wildbienen (Hymenoptera, Apoidea) in beweideten und unbeweideten Sand-Ökosystemen. - In: Beweidung und Restitution als Chancen für den Naturschutz? NNA-Ber. 17, H.1, 179-189.

Beinlich, B., 1998: Schweine-Freilandhaltung als dynamischer Faktor. - Naturschutz und Landschaftsplanung 30, 8/9, 263-267.

Beinlich, B., Hill, B., Köstermeyer, H., Beck, L. & van Rhemen, K., 2001: Schweinefreilandhaltung in der Landschaftspflege- ein Überblick zum gesamten Kenntnisstand. Egge-Weser, 14, 15-30.

Benecke, N., 1994: Der Mensch und seine Haustiere: Die Geschichte einer jahrtausendealten Beziehung. - Konrad Theiss Verlag GmbH, 470 S. Stuttgart.

Bergmann, S., 2004: Zum Nährstoffhaushalt in Sandökosystemen der nördlichen Oberrheinebe: Sukzession, Ruderalisierungsprozesse und Effekte von Schafbeweidung. - Diss. TU Darmstadt, FB Biologie, 220 S. + Anhang.

Black, J. L. & Kenney, P. A., 1984: Factors affecting diet selection by sheep. 2. Height and density of pasture. - Australian Journal of Agricultural Research 35, 565-578.

Bogner, H. & Grauvogl, A., 1984: Verhalten landwirtschaftlicher Nutztiere.- Ulmer, Stuttgart, 435 S.

Bonn, S. & Poschlod, P., 1998: Ausbreitungsbiologie der Pflanzen Mitteleuropas - Grundlagen und kulturhistorische Aspekte. - Quelle & Meyer, Wiesbaden, 404 S.

Briedermann, L., 1986: Schwarzwild. - VEB Deutscher Landwirtschaftsverlag, 229 S., Berlin.

Busse, F.-W. & Krabbe, H., 2000: Anmerkungen zur Schweinehaltungshygieneverordnung. – Amtstierärztlicher Dienst und Lebensmittelkontrolle, 7,1, 46-50.

Expertisecentrum LNV, ministerie van Landbouw, Natuurbeheer en Visserij, 2002: Special issue „Grazing and Grazing animals". - vakblad Natuurbeheer 41, 5, 1-64.

Fischer, S. F., Poschlod, P. & Beinlich, B., 1995: Die Bedeutung der Wanderschäferei für den Artenaustausch zwischen isolierten Schaftriften. - Beih. Veröff. Naturschutz u. Landschaftspflege Bad.-Württ. 83, 229-256.

Fischer, S. F., Poschlod, P. & Beinlich, B., 1996: Experimental studies on the dispersal of plants and animals by sheep in calcareous grasslands. – Journal of Applied Ecology 33, 1206-1222.

Gardener, C. J., McIvor, J. G. & Jansen, A., 1993: Passage of legume and grass seeds through the digestive tract of cattle and their survival in faeces. – Journal of Applied Ecology 30, 63-74.

Gebhardt, S., 2000: Einflüsse von Wollschwein-, Ziegen- und Schafbeweidung auf die Vegetation verschiedener Sandökosysteme. - Diplomarbeit TU Darmstadt, Biologie, 142 S. +Tabellen.

Gemeindevorstand Bickenbach, 1973 (Hrsg): 1100 Jahre- Chronik des Dorfs Bickenbach . - May & Co., Darmstadt, 428 S.

Gesellschaft zur Erhaltung alter und gefährdeter Haustierrassen, 1997: Rote Liste der bedrohten Nutztierrassen in Deutschland. - brieflich, 1 S.

Ghassali, F., Osman, A.E. & Cocks, P.S., 1998: Rehabilitation of degraded grasslands in North Syria: The use of Awassi sheep to disperse the seeds of annual pasture legumes. - Experimental Agriculture 34, 391-405.

Goebel, W. & Simon, O., 1998: Der Einfluß des Schwarzwildes auf Vegetation und Bodenfauna der „Heidelandschaft". - Gutachten im Auftrag des Forstamtes Mörfelden-Walldorf und der RWE Energie, 61 S. + Anhang, Groß-Zimmern.

Große-Brauckmann, G., Böger, C. & Cezanne, R., 1983: Einige neue Befunde zur Pflanzendecke des „Bergsträßer Kiefernwaldes". - Forsten und Naturschutz in Hessen, Jahresberichte 1981/82, Hessisches Ministerium für Landesentwicklung, Umwelt, Landwirtschaft und Forsten (Hrsg.) , 47-51.

Große-Brauckmann, G. & Streitz, B., 1990: Das *Pyrolo-Pinetum* an der nördlichen Bergstraße: Eine von der Vernichtung bedrohte, bemerkenswerte Waldgesellschaft. - Botanik und Naturschutz in Hessen 4, 64-76.

Grubb, P. J., 1977: The maintenance of species-richness in plant communities: the importance of the regeneration niche. - Biol. Rev. 52, 107-145.

Häfele, S., 2004: Untersuchungen zu Effekten der Eselbeweidung in Sand-Ökosystemen. - Diplomarbeit Technische Universität Darmstadt, FB Biologie, 84 S.

Himmler, H. & Hünerfauth, K., 1996: Schweineweiden und Landschaftspflege. Nutzt oder verpaßt der Naturschutz eine Chance? - Pollichia Kurier 12, 4, 150-154.

Hozak, R. & Meyer, C., 1998: Konzepte zur Wiederbelebung der Hüteschäferei auf Kalkmagerrasen und Heiden. - LÖBF-Mitteilungen 4, 22-28.

Jentsch, A. & Beyschlag. W., 2003: Vegetation ecology of dry acidic grasslands in the lowland area of central Europe. - Flora 198, 3, 3-25.

Jöst, W., 1995: Chancen der extensiven Beweidung aus regionaler Sicht am Beispiel der Mutterkuhhaltung. - Beiträge der Akademie für Natur- und Umweltschutz Baden-Württemberg: „Wieder beweiden?" 18, 62-63.

Klein, M., Riecken, U. & Schröder, E., 1997: Künftige Bedeutung alternativer Konzepte des Naturschutzes. - In: Klein, M., Riecken, U. & Schröder, E., Schriftenreihe für Landschaftspflege

und Naturschutz, Bundesamt für Naturschutz 54, 301-310.

Korneck, D., Schnittler, M. & Vollmer, I., 1996: Rote Liste der Farn- und Blütenpflanzen (Pteridophyta et Spermatophytha) Deutschlands. In: Ludwig, G. & Schnittler, M. (Red.): Rote Liste gefährdeter Pflanzen Deutschlands. - Schr.R. f. Vegetationskde. 28, 21-187.

Krüger, U., 1999: Das niederländische Beispiel: Die „Oostvaardersplassen"- ein Vogelschutzgebiet mit Großherbivoren als Landschaftsgestaltern. - Natur und Landschaft 74, 10, 428-435.

Legel, S. (Hrsg.), 1993: Nutztiere der Tropen und Subtropen.- Band 3. - S. Hirzel Verlag Stuttgart, Leipzig, 728 S.

Luftbild Brandenburg, 2000 brieflich: Ergebnisse des F+E-Projektes „Verbreitungsanalyse gefährdeter Biotoptypen in Deutschland (Bundesamt für Naturschutz).

Malo, J. E., Jimenez, B. & Suarez, F., 1995: Seed bank built-up in small disturbances in a Mediterranean pasture: the contribution of endozoochorous dispersal by rabbits. - Ecography 18, 73-82.

Masch, E., 1996: Kulturlandschaftspflege mit Rindern. - Tagungsbericht Kulturlandschaftspflege mit Nutztieren, Schriftenreihe Angewandter Naturschutz 13, 49-50.

McIntyre, S., Lavorel, S. & Tremont, R. M., 1995: Plant life-history attributes: their relationship to disturbance response in herbaceous vegetation.- Journal of Ecology 83, 31-44.

Micklich, D., Matthes, H. D. & Möhring, H., 1996: Einsatz verschiedener Schweinerassen in der Landschaftspflege und ihre Wirkung auf die natürliche Sukzession. - Auenreport: Beiträge aus dem Naturpark „ Brandenburgische Elbtalaue" 2, 49-58.

Olff, H. & Ritchie, M.E., 1998: Effects of herbivores on grassland plant diversity.- Trends Ecology and Evolution 13, 7: 261-265.

Pakeman, R. J., Attwood, J. P. & Engelen, J., 1998: Sources of plants colonizing experimentally disturbed patches in an acid grassland, in eastern England. - Journal of Ecology 86, 1032-1041.

Porzig, E. & Sambraus, H. H., 1991: Nahrungsaufnahmeverhalten. - Deutscher Landwirtschaftsverlag, Berlin, 404 S.

Poschlod, P., 1991: Diasporenbanken in Böden - Grundlagen und Bedeutung. – In: Schmid, B.; Stöcklin, J. (Hrsg.): Populationsbiologie der Pflanzen, 15-35, Birkhäuser, Basel.

Poschlod, P., Kiefer, S., Tränkle, U., Fischer, S. & Bonn, S., 1998: Plant species richness in calcareous grasslands as affected by dispersibility in space and time. – Applied Vegetation Science 1, 75-90.

Rahmann, G., 1996: Pferde in der Biotoppflege: Kulturlandschaftspflege mit Nutztieren.- Tagungsbericht, Schriftenreihe angewandter Naturschutz, 13, 101-108.

Rahmann, G., 1999: Biotoppflege mit Pferden - Möglichkeiten und Grenzen der Pflege von Streuwiesen (mit Dominanz Pfeifengras und Adlerfarn) durch Islandpferde. – Natur- und Kulturlandschaft Band 3, Höxter/Jena, 362-376.

Richardson, D. M., Allsopp, N., D'Antonio, C. M., Milton, S. J. & Rejmanek, M., 2000: Plant invasions - the role of mutualisms. – Biol. Rev. 75, 65-93.

Riecken, U., 2004: Wissenschaftliche Untersuchungen zur extensiven Beweidung - Naturschutzfachliche Relevanz und Perspektiven. - In: Beweidung und Restitution als Chancen für den Naturschutz? NNA-Ber. 17, H.1, 7-14.

Riecken, U., Finck, P., Klein, M. & Schröder, E., 1988: Überlegungen zu alternativen Konzepten des Naturschutzes für den Erhalt und die Entwicklung von Offenlandbiotopen. - Natur und Landschaft 73, 6, 261-270.

Riecken, U., Finck, P., Klein, M. & Schröder, E., 1998: Schutz und Wiedereinführung dynamischer Prozesse als Konzept des Naturschutzes. - Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz: Schutz und Förderung dynamischer Prozesse in der Landschaft 56, 7-19.

Rieger, E., Pleiner, W. & Ellingenr, B., 1997: Beweidungsvarianten mit Schafen und Ziegen auf Trockenrasen / Halbtrockenrasen (GLB Mühlenberg bei Brodowin). - Naturschutz und Landschaftspflege in Brandenburg 3, 90-98.

Rusch, G. & Fernandez-Palacios, J. M., 1995: The influence of spatial heterogeneity on regeneration by seed in a limestone grassland. – Journal of Vegetation Science 6, 417-426.

SchHaltHygV, 1999: Verordnung über hygienische Anforderungen beim Halten von Schweinen (Schweinehaltungshygieneverordnung – SchHaltHygV). – Bundesminister für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten.

Schuster, H. J., 1995: Bedeutung der Weidehaltung bei der Entstehung der Kulturlandschaft- ein agrargeschichtlicher Exkurs. - Beiträge der Akademie für Natur- und Umweltschutz Baden-Württemberg: „Wieder beweiden?" 18, 8-16.

Schwab, B., 2003: Beweidung von Sandtrockenrasen durch Schafe und Schweine: Auswirkungen auf die epigäische Fauna. - Diplomarbeit, FB Biologie der TU Darmstadt, 78 S.

Schwabe, A., Storm, C., Zeuch, M., Kleine-Weischede, H. & Krolupper, N., 2000: Sandökosysteme in Südhessen: Status quo, jüngste Veränderungen und Folgerungen für Naturschutz-Maßnahmen. - Geobotan. Kolloqu. 15, 25-45. Frankfurt/Main.

Schwabe, A., Zehm, A., Nobis, M., Storm, C., Süß, K., 2004a: Auswirkungen von Schaf-Erstbeweidung auf die Vegetation primär basenreicher Sand-Ökosysteme. - In: Beweidung und Restitution als Chancen für den Naturschutz? NNA-Ber. 17, H.1, 39-53.

Schwabe, A., Zehm, A., Eichberg, C., Stroh, M., Storm, C. & Kratochwil, A., 2004b: Extensive Beweidungssysteme als Mittel zur Erhaltung und Restitution von Sand-Ökosystemen und ihre naturschutzfachliche Bedeutung. - Schr.R. f. Landschaftspfl. u. Natursch. 78.

Storm, C., Herget, I., Kappes, J. & Vormwald, B., 1998: Nährstoffökologische Untersuchungen im Darmstadt-Dieburger Sandgebiet in (teilweise ruderalisierten) Sandpionierfluren und –rasen. – Botanik und Naturschutz in Hessen 10, 41-85.

Stroh, M., Storm, C., Zehm, A. & Schwabe, A., 2002: Restorative grazing as a tool for directed succession with diaspore inoculation: the model of sand ecosystems.-Phytocoenologia 32, 4, 595-625.

Stroh, M., Kratochwil, A. & Schwabe, A., 2004: Fraß- und Raumnutzungseffekte bei Rinderbeweidung in halboffenen

Weidelandschaften: Leitbildflächen und Restitutionsgebiete im Emsland (Niedersachsen). - In: Beweidung und Restitution als Chancen für den Naturschutz? NNA-Ber. 17, H.1, 133-146.

Süß, K., 2004: Fraß- und Raumnutzungsverhalten bei sukzessiver Multispecies-Beweidung mit Wiederkäuern (Schafe) und Nicht-Wiederkäuern (Esel) in Sand-Ökosystemen. - In: Beweidung und Restitution als Chancen für den Naturschutz? NNA-Ber. 17, H.1, 127-132.

Süß, K., Storm, C., Zehm, A. & Schwabe, A. (accepted): Succession in inland sand ecosystems: which factors determine the occurrence of the tall grass species *Calamagrostis epigejos* (L.) Roth and *Stipa capillata* L.? - Plant Biology.

Treiber, R., 1997: Vegetationsdynamik unter dem Einfluß des Wildschweins (*Sus scrofa* L.) am Beispiel bodensaurer Trockenrasen der elsässischen Harth. - Zeitschrift Ökologie und Naturschutz 6, 83-95.

Tucak, Z., 1996: Ergebnisse von 155 Mageninhaltsuntersuchungen von Schwarzwild (*Sus scrofa*, L.) im ungegatterten Teil des Waldjagdrevieres Belje in Baranja. - Zeitschrift für Jagdwissenschaft 42, 165-172.

Wedl, N. & Meyer, E., 2003: Beweidung mit Schafen und Ziegen im NSG Oderhänge Mallnow. – Naturschutz und Landschaftspflege in Brandenburg 12, 4, 137-143.

Wilke, E., 1996: Das „Wulle-Land“: Die Entwicklung der Schafhaltung in Hessen vom 18. Jahrhundert bis heute. - Tagungsbericht Kulturlandschaftspflege mit Nutztieren, Schriftenreihe Angewandter Naturschutz 13, 64-71.

Zehm, A., 2003: Analyse der vertikalen Vegetationsstruktur: Methodenentwicklung und Beziehungen zu Pflanzengesellschaften, Mikroklima, Beweidung und Heuschrecken-Gemeinschaften. – Diss. TU Darmstadt, FB Biologie, 312 S.

Zehm, A., 2004: Praxisbezogene Erfahrungen zum Management von Sand-Ökosystemen durch Beweidung und ergänzende Maßnahmen. - In: Beweidung und Restitution als Chancen für den Naturschutz? NNA-Ber. 17, H.1, 221-232.

Zehm, A., Storm, C., Nobis, M., Gebhardt, S. & Schwabe, A., 2002: Beweidung in Sand-Ökosystemen. Konzept eines Forschungsprojektes und erste Ergebnisse aus der nördlichen Oberrheinebene.- Naturschutz und Landschaftsplanung 34, 2/3, 67-73.

Zehm, A. & Zimmermann, K., 2004: Sandgebiete in der hessischen Oberrheinebene: Untersuchungsflächen und Untersuchungsansatz des BMBF-Projektes „Sand-Ökosysteme im Binnenland“. - In: Beweidung und Restitution als Chancen für den Naturschutz? NNA-Ber. 17, H.1, 15-26.

Adresse der Verfasser:

Dr. Andreas Zehm, Dipl.-Biol. Karin Süß, Dipl.-Biol. Carsten Eichberg und Dipl.-Biol. Simone Häfele
TU Darmstadt, FB Biologie,
Vegetationsökologie
Schnittspahnstr. 4
64287 Darmstadt
suess@bio.tu-darmstadt.de

Fraß- und Raumnutzungsverhalten bei sukzessiver Multispecies-Beweidung mit Wiederkäuern (Schafe) und Nicht-Wiederkäuern (Esel) in Sand-Ökosystemen

von Karin Süß

Abstract

Grazing strategies and spatial utilisation in the course of successive multispecies grazing with Ruminantia (sheep) and Non-Ruminantia (donkeys) in sand ecosystems

Since grazing with only one single species does not always serve its purpose, a combination of species – i.e. multispecies grazing – may be one possible means of nature conservation. Combination of Ruminantia and Non-Ruminantia seems to be suitable because their modes of nutrition differ. In this case, a combination of sheep and donkeys has been examined for nutrient-poor sandy ecosystems in contrast to grazing with only one of the two species (sheep or donkeys). This experimental study is based on 150 plots (à 25 m²) grazed by sheep, 150 grazed by donkeys and 143 grazed by sheep and afterwards by donkeys. By means of small exclosures the animals´ grazing preferences in the case of sheep grazing, donkey grazing and successive multispecies grazing have been analysed. Changes of bare ground and recolonization by seedlings have also been examined. It turned out that sheep prefer herbs to grasses while donkeys favour grasses above herbs. In the case of multispecies grazing, grazing of all plant groups (grasses, leguminous plants and herbs) is much more balanced and there is a large total decrease of phytomass. Increase of gaps proved to be higher with grazing by donkeys and successive multispecies grazing than with grazing by sheep, because donkeys produce faeces-accumulation sites. Recolonization of the gaps by seedlings is significantly greater with donkey grazing than with sheep grazing, in terms of relative percentage cover as well as numerical abundance. In the case of successive multispecies grazing there is no significant difference from either of the unispecies forms of grazing. As a whole, successive grazing by sheep and donkeys shows a positive combination of the effects of both animal species and should gain in importance for nature conservation in future.

1 Einleitung

Beweidung ist eine häufig erprobte Maßnahme zum Schutz und zur Erhaltung artenreicher Ökosysteme, wobei insbesondere ökotonreiche Landschaften im Sinne „neuer Hudelandschaften" als Naturschutz-konformes Modell angesehen werden (Kratochwil & Schwabe 2001). Im Sinne der Erhaltung dieser artenreichen Landschaftsteile sollen der Sukzession entgegengewirkt und regressive Trends ausgelöst werden (Stroh et al. 2002)

Neben dem selektiven Fraßverhalten der Weidetiere zählt auch die Entstehung von „gaps" zu den bedeutenden Beweidungseffekten. Diese „Regenerationsnischen" (Grubb 1977) können als Keimungsstellen für konkurrenzschwache Arten entscheidende Effekte auf die Vegetation ausüben. Dabei fällt je nach Weidetier die Größe der „gaps" unterschiedlich aus. Große und schwere Weidetiere schaffen allein durch ihren Tritt offene Stellen (Dierking 2002, Bakker 2003). Kleinere Tiere wie z. B. Schafe werden meist in großen Herden gehalten, so dass auch hier durch den Tritt der Tiere auf immer wiederkehrenden Pfaden (Weidepfade) offene Stellen entstehen können (Schwabe et al. 2004). Equiden schaffen neben der Öffnung des Bodens durch Tritt auch offene Stellen durch Wälzkuhlen, die die Tiere im Rahmen der Fellpflege anlegen (Bogner & Grauvogl 1984). Beweidung im Sinne von Naturschutzmaßnahmen findet häufig mit einer einzelnen Tierart statt. Diese Weideformen stellen zwar unerlässliche Grundlagen für eine effektive Landschaftspflege dar, je nach Zustand der Ausgangsflächen kann unter Umständen eine Unispecies-Beweidung aber nicht die gewünschten Effekte erzielen. So können etwaige Schwachpunkte der Schafbeweidung z. B. in dem vergleichsweise geringen Verbiss der grasartigen Pflanzen oder auch in der nur kleinflächig stattfindenden Öffnung des Bodens liegen.

Eine Kombination mit Nichtwiederkäuern stellt hier eine gute Möglichkeit zur Verstärkung der positiven Effekte dar.

Geeignet erscheint hier die Gruppe der Equiden, da diese stickstoffärmere Nahrung besser verwerten als Wiederkäuer, die hingegen Zellulose besser verwerten können (Rahmann 1996). Dabei unterscheiden sich Equiden in Selektivität und Aufnahmeverhalten von Wiederkäuern und besetzen eine spezifische Funktionsstelle im Ökosystem (Scheibe et al. 1999).

Probleme bei reiner Equidenbeweidung liegen jedoch in der Entstehung von Geilstellen und dadurch bedingter Anreicherung von Weideunkräutern durch verschmähte Pflanzenarten (Rahmann 1999). So zeichnen sich Pferdeweiden durch die Entstehung von unbeweideten Teilbereichen aufgrund von Faeces-Akkumulationen aus, an denen die Tiere nicht mehr fressen. Diese durch hohe Phytomasse-Produktion gekennzeichneten Bereiche führen ebenso zu einer Anreicherung von organischem Material wie die Anreicherung der von den Tieren verschmähten Arten (Kolter et al. 1999). Die hier empfohlene ausgleichende Beweidung mit Rindern zeigt die Kombinierbarkeit von Wiederkäuern und Nichtwiederkäuern auf.

2 Material und Methoden

Die Untersuchungen fanden im bei Darmstadt gelegenen NSG „Ehemaliger August-Euler-Flugplatz" statt (zur nä-

heren Beschreibung des Gebietes siehe Zehm & Zimmermann 2004). Das Gebiet zeichnet sich durch vorwiegend basenreiche Sande der Oberrheinebene aus, die aus dem im Spät- und Postglazial ausgewehten Material der Rheinsande der Kalkalpen bestehen. Bei stärkerer Konsolidierung können die Sande jedoch auch oberflächlich versauern (Schwabe et al. 2004). Klimatisch zeigen sich sowohl subkontinentale als auch subatlantische Einflüsse, die sich in einer Verzahnung der Flora widerspiegeln.

Aufgrund der trockenen und nährstoffarmen Standorte werden hier Schafe und Esel in Form einer sukzessiven Schaf-Eselbeweidung als Weidetiere eingesetzt. Dabei werden die Flächen zunächst mit Schafen beweidet woraufhin sich eine Beweidung mit Eseln anschließt. Die Kombination von Schafen und Eseln verspricht eine optimale Ausnutzung der als Nahrungsressourcen zur Verfügung stehenden Pflanzengruppen und eine großräumigere Öffnung des Bodens als bei Schafbeweidung.

Alle Untersuchungen wurden jeweils getrennt für Schafbeweidung, Eselbeweidung und sukzessive Schaf-Eselbeweidung durchgeführt, so dass ein Vergleich der Effekte zwischen Multispecies-Beweidung (sukzessive Schaf-Eselbeweidung) und Unispecies-Beweidung (Schafe, Esel) möglich ist. Dabei wurden jeweils 150 Schaf-, 150 Esel- und 143 sukzessive Schaf-Esel-beweidete Flächen à 25 m² vegetationsökologisch untersucht. Die statistische Auswertung erfolgte mit dem Programm SPSS.

2.1 Untersuchungen der Fraßpräferenzen mit Weidekorb-Untersuchungen

Zur Erfassung des Fraßverhaltens der Weidetiere wurden im Sommer 2003 Weidekorb-Untersuchungen in NSG „Ehemaliger August-Euler-Flugplatz" vorgenommen. Die mit Hilfe des Weidkorbs erzeugte 2 m² große Weideausschlussfläche (Foto 1) wurde nach der Beweidung auf Stoppelhöhe abgeerntet und die Phytomasse in die drei Pflanzenfraktionen

1) Leguminosen
2) sonstige Kräuter und
3) Gräser und Grasartige unterteilt.

Auf einer angrenzenden Vergleichsfläche wurde mit dem Weiderest ebenso verfahren und anhand der Differenz der Phytomasse beider Flächen die Fraßanteile der Weidetiere für jede der drei Fraktionen bestimmt.

2.2 Zunahme der Offenbodenanteile durch Beweidung

Zur Untersuchung der Zunahme der Offenbodenanteile wurden im Armerion elongatae-Bereich des NSG „Ehemaliger August-Euler-Flugplatz" sowohl vor der Beweidung als auch 5 Wochen nach der Beweidung (September 2003) die Offenbodenanteile (in Prozent) auf Flächen mit Schaf-, Esel- und sukzessiver Schaf-Eselbeweidung geschätzt. Anhand der Differenz der Schätzwerte beider Termine lässt sich die Zunahme des Offenbodenanteils durch die Beweidung darstellen.

2.3 Wiederbesiedlung der Offenbodenanteile

Zur Frage der Wiederbesiedlung der offenen Stellen wurden zur Zeit der Keimungswelle der kältekeimenden Arten (Ende Oktober 2003) die Anteile der Keimlinge auf den offenen Stellen geschätzt. Dabei wurde zum einen der prozentuale Flächenanteil an Keimlingen auf den offenen Stellen der unterschiedlich beweideten Koppeln geschätzt. Zusätzlich fand eine Individuum-Schätzung der Keimlinge auf den offenen Stellen anhand folgender logarithmischen Skala statt:
1 -10; 10 -100; 100 -1 000; 1 000 -10 000; 10 000 -100 000.

3 Ergebnisse

3.1 Fraßpräferenzen der Weidetiere

Abb. 1 zeigt die unterschiedliche Fraßpräferenz der Weidetiere. Dabei bevorzugen Schafe deutlich krautige Pflanzen, Gräser werden nur mit schwacher Intensität verbissen. Der vergleichsweise schwache Verbiss der Leguminosen lässt sich mit dem außergewöhnlich trockenen Untersuchungsjahr 2003 erklären, da hier nur die Leguminosen *Medicago falcata* und *Ononis repens* zur Verfügung standen. Beide Arten werden von den Tieren zwar gefressen, *Medicago falcata* sogar mit großer Präferenz, die sklerenchymreichen Stängel der Pflanzen werden jedoch von den Schafen zurückgelassen. Dies führte letztendlich dazu, dass in diesem Untersuchungsjahr die Dezimierung der Leguminosen durch die Schafe nicht so stark ausfiel wie erwartet.

Bei reiner Eselbeweidung zeigt sich hingegen neben einem starken Fraß der Leguminosen auch eine hohe Dezimierung der Gräser, wohingegen Kräuter deutlich schwächer verbissen werden.

Diese Ergebnisse weisen bereits darauf hin, dass sich Schafe und Esel in ihren Nahrungsspektren gut ergänzen können. Tatsächlich findet bei der sukzessiven Schaf-Eselbeweidung ein wesentlich ausgeglichenerer Fraß mit insgesamt hoher Phytomasse-Reduktion statt und alle drei Pflanzenfraktionen werden bezogen auf ihren relativen Phytomasseanteil ähnlich stark verbissen.

Bezüglich der einzelnen Pflanzenfraktionen zeigt sich, dass sowohl bei Esel- als auch bei sukzessiver Schaf-Eselbeweidung Grasartige und Leguminosen signifikant stärker verbissen werden als bei Schafbeweidung ($p<0,05$; Tukey-HSD-Test).

Der gegenteilige Effekt zeigt sich hingegen bei den sonstigen Kräutern (ohne Leguminosen), die bei Eselbeweidung signifikant schwächer befressen werden als bei Schaf- und sukzessiver Schaf-Eselbeweidung ($p<0,05$; Tukey-HSD-Test).

3.2 Zunahme der Offenbodenanteile

Nach erfolgter Beweidung ergeben sich bei den drei Beweidungsformen unterschiedliche Zunahmen des Offenbodenanteils wobei bei reiner Schafbeweidung die geringste Öffnung des Bodens zu verzeichnen ist (Abb. 2). Im Gegensatz zur Schafbeweidung fällt die Erhöhung des Offenbodenanteils bei Eselbeweidung bzw. sukzessiver Schaf-Eselbeweidung deutlich höher aus, unterliegt jedoch auch höheren Schwankungen, die sich im stärker ausgeprägten Standardfehler widerspiegeln.

Foto 1: Durch den Einsatz von Weidekörben kann ein Vergleich der oberirdischen Phytomasse unter dem Korb und des Weiderestes neben dem Korb auf jeweils 2 m² Fläche durchgeführt werden. Die Methode wurde durch Dr. A. Mährlein im Projekt eingeführt.

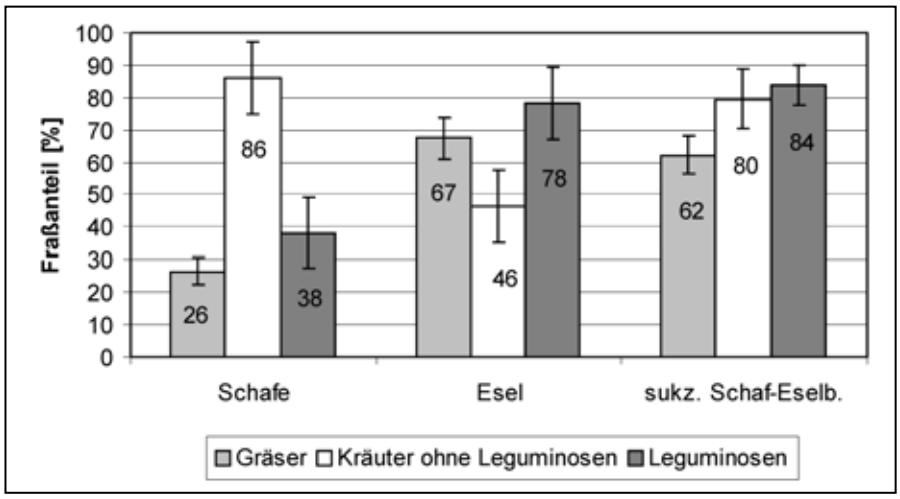


Abb. 1: Fraßanteile der drei untersuchten Pflanzenfraktionen bei Schaf-, Esel- und sukzessiver Schaf-Eselbeweidung bezogen auf das Trockengewicht (Stoppelhöhe); n (Weidekörbe 1x2 m) = 44; Fehlerbalken: Standardfehler.

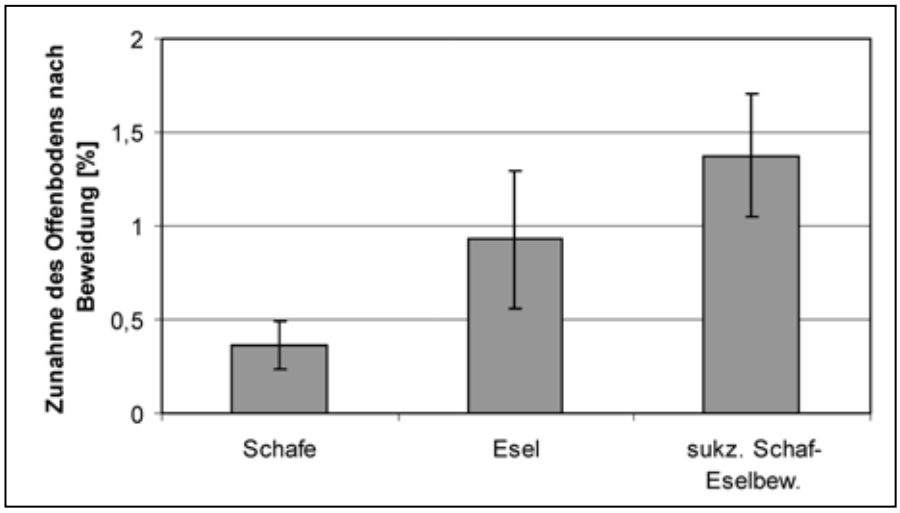


Abb. 2: Zunahme des Offenbodenanteils im Armerion-Bereich des NSG „Ehem. August-Euler-Flugplatz", ca. 5 Wochen nach Beweidung (September 2003); n (Schafe) = 75, n (Esel) = 75, n (sukzessive Schaf-Eselbeweidung) = 73; Fehlerbalken: Standardfehler. Hoher Fehler bei Eselbeweidung und sukzessiver Schaf-Eselbeweidung aufgrund der heterogen verteilten Wälzkuhlen der Esel.

3.3 Wiederbesiedlung der Offenbodenanteile

Die durch die Beweidung entstandenen offenen Stellen können insbesondere auch generativ ausgebreiteten Arten als potentielle Keimstellen zur Verfügung stehen. Bei einer Untersuchung der Offenbodenanteile auf den Koppeln der verschiedenen Weidetiere zeigt sich das in Abb. 3 und Abb. 4 dargestellte Ergebnis.

Entsprechend Abb. 3 unterscheidet sich der relative Anteil der Keimlinge auf den Offenbodenanteilen signifikant zwischen Schaf- und Eselbeweidung ($p<0,05$; Tukey- HSD-Test). Dabei ist die Wiederbesiedlungsrate auf den Schaf-beweideten Flächen am niedrigsten.

Dieses Ergebnis wiederholt sich in der Individuum-Schätzung (Abb.4). Auch hier zeigt sich bei Eselbeweidung eine signifikant höhere Anzahl der Keimlinge als bei Schafbeweidung ($p<0,05$; Tukey-HSD-Test). Damit ist sowohl der relative (% der mit Keimlingen bedeckten Offenbodenbereiche) als auch der absolute Keimlingsanteil (Individuenzahl auf offenen Stellen) bei Schafbeweidung deutlich niedriger als bei Eselbeweidung.

Ein signifikanter Unterschied zwischen Eselbeweidung und Multispecies-Beweidung lässt sich sowohl bei der Schätzung der Keimlingsdeckung als auch der Individuen nicht belegen.

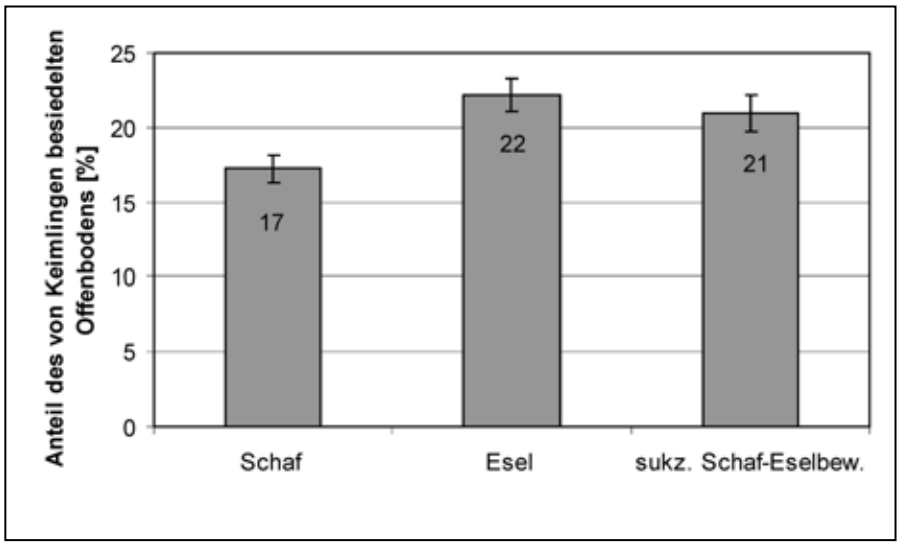


Abb. 3: Anteil der von Keimlingen besiedelten Offenbodenbereiche im Armerion-Bereich und *Festuca ovina* agg.-dominierten Bereich des NSG „Ehem. August-Euler-Flugplatz" ca. 3 Monate nach Beweidung (Ende Oktober 2003); n (Schafe) = 150, n (Esel) = 150, n (sukzessive Schaf-Eselbeweidung) = 143; Fehlerbalken: Standardfehler

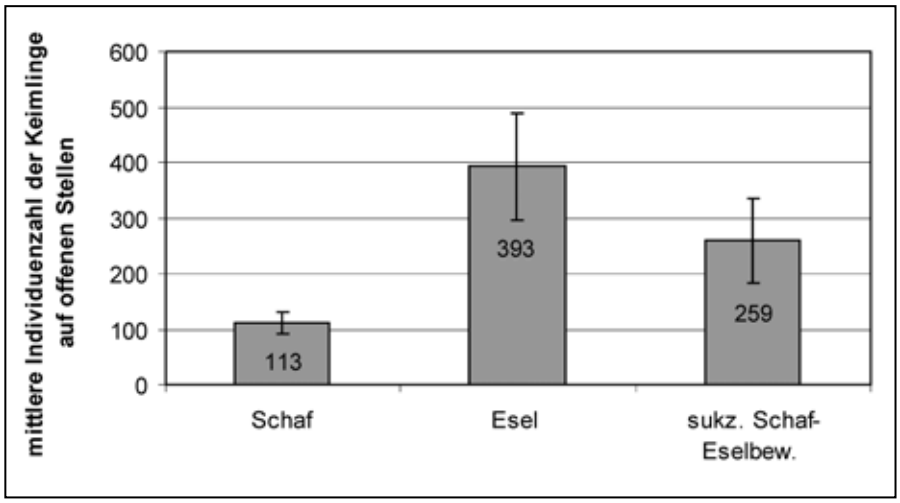


Abb. 4: Mittlere Individuenzahl der Keimlinge an offenen Stellen im Armerion-Bereich und *Festuca ovina* agg.-dominierten Bereich des NSG „Ehem. August-Euler-Flugplatz" ca. 3 Monate nach Beweidung (Ende Oktober 2003); n (Schafe) = 150, n (Esel) = 150, n (sukzessive Schaf-Eselbeweidung) = 143; Fehlerbalken: Standardfehler.

4 Diskussion

Die Ergebnisse zeigen, dass sich die untersuchten Tierarten als Vertreter der wiederkäuenden und nicht-wiederkäuenden Tiergruppen gut miteinander kombinieren lassen. Dabei werden die im Sinne des Naturschutzes positiven Effekte der einzelnen Tierarten verstärkt und unerwünschte Effekte ausgeglichen. Artenreiche Hutungen konnten nach Reisinger (1999) auch in der Vergangenheit nur durch ein Beweidungsregime mit unterschiedlichen Weidetieren entstehen was für die Methode der Multispecies-Beweidung spricht.

Auf eine gute Ergänzung beider Tierarten weisen u.a. die Fraßpräferenzen der Tiere hin. Bereits in früheren Untersuchungen konnte gezeigt werden, dass Schafe bevorzugt jüngere und frischere Pflanzenteile fressen (Ngwa et al. 2000) und haarige, raue, faserige sowie feste Pflanzenteile ablehnen (Porzig & Sambraus 1991). Im Gegensatz dazu ziehen Equiden häufig stängelreiches härteres Futter weicherem blattreichem Futter vor, wobei die Rohfaseraufnahmekapazität von Eseln diejenige der Pferde dabei noch übersteigt (Legel 1993). Auch eine Intensivierung des geringen Grasverbisses der Schafe ist durch die Kombination der Weidetiere möglich. Nicht zuletzt die spezielle Art der Nahrungsaufnahme mit Hilfe der Schneidezähne ermöglicht es den Equiden, die Grasnarbe wesentlich kürzer und selektiver zu verbeißen als andere Weidetiere (Legel 1993). Die Schafe tragen hingegen zu einer größeren Dezimierung krautiger Pflanzen bei und sind in der Lage, die bei Equiden-Beweidung entstehenden durch hohe

Phytomasseanteile gekennzeichneten Geilstellen zu beweiden, da Schafe und Esel von unterschiedlichen Parasiten befallen werden. Daher kann mit Hilfe der sukzessiven Multispecies-Beweidung der vergleichsweise größte Phytomasseentzug stattfinden.

Ebenso spricht die Untersuchung zur Zunahme der Offenbodenanteile für eine gute Kombinierbarkeit der unterschiedlichen Verhaltensmuster beider Tierarten. Der kleinflächigen, homogen verteilten Öffnung des Bodens durch die Schafe steht eine großflächigere, heterogen verteilte Öffnung des Bodens durch die Esel gegenüber. Dies ist auf das unterschiedliche Verhalten beider Weidetiere zurückzuführen. Während die Öffnung des Bodens bei Schafbeweidung vor allem durch den Tritt der Tiere hervorgerufen wird, und es somit zu einer vergleichsweise homogen verteilten Öffnung des Bodens kommt, legen Esel Sonderstrukturen in Form von Wälzkuhlen und Scharrstellen an (Bogner & Grauvogl 1984). Dabei findet in einzelnen Bereichen der Weide eine sehr starke Öffnung des Bodens statt, andere Bereiche bleiben hingegen relativ unversehrt, und es kommt insgesamt zu einer heterogenen Verteilung der Offenbodenanteile. Aufgrund dieser unterschiedlichen Verhaltensweisen ist eine optimale Ergänzung beider Tierarten in Bezug auf die Entstehung von Offenbodenbereichen möglich.

Diese neu entstandenen offenen Stellen können als Pionierstandorte von entscheidender Bedeutung für die künftige Vegetationsentwicklung der Flächen sein. Eine positive Korrelation zwischen Offenbodenanteil und Artenzahl einer Fläche konnte bereits im System nachgewiesen werden (Bakker 2003), wobei sich insbesondere eine Erhöhung des Therophytenanteils zeigt (McIntyre et al. 1995). Da Zahl und Größe der „gaps" bei Beweidung erhöht sind, und viele Arten im dichteren Vegetationsbereich nicht keimen können, wird durch diese Störstellen eine Keimung z.T. erst ermöglicht (Noy-Meir et al. 1989). Als Diasporen-Quellen können dabei Diasporenbank, Diasporen-Niederschlag und endo-/epizoochore Ausbreitung durch die Weidetiere zur Verfügung stehen (Schwabe et al. 2004).

Die Tatsache, dass die mit Eseln beweideten Flächen eine signifikant höhere Wiederbesiedlung durch die Keimlinge aufweisen, kann in der Beschaffenheit der Störstellen begründet sein. So ist möglicherweise die Aktivierung der Diasporenbank durch die tiefer gehende Öffnung des Bodens durch die Esel deutlich stärker als bei der durch die Schafe verursachten oberflächlichen Öffnung der Gras- und Moosschicht.

Denkbar ist jedoch auch ein Einfluss der Epizoochorie bei Eselbeweidung, da sich die Tiere zur Fellpflege im Sand wälzen und dabei Diasporen sowohl aufnehmen als auch abgeben können. Eine erhöhte Deckung von Therophyten auf Esel-Wälzkuhlen konnte bereits nachgewiesen werden (Zehm et al. 2004).

Zusammenfassend deuten die hier untersuchten Effekte auf eine im Sinne des Naturschutzes positive Auswirkung der Multispecies-Beweidung auf die Sandvegetation hin, die im Rahmen von Landschaftspflegemaßnahmen in Zukunft noch deutlich an Bedeutung gewinnen sollte.

5 Danksagung

Mein Dank gilt Frau Prof. Dr. Schwabe-Kratochwil für zahlreiche Anregungen zu den Untersuchungen und für Hinweise zum Manuskript. Besonders seien dem Landschaftspflegehof Stürz und Frau S. Häfele für die Durchführung der Beweidung und die Betreuung der Tiere gedankt. Die Ausnahmegenehmigung zum Betreten der Flächen erteilte freundlicherweise das RP Darmstadt. Die Untersuchungen wurden ermöglicht durch ein Graduiertenstipendium des Landes Hessen und durch Sachmittel aus dem BMBF-Projekt „Sand-Ökosysteme im Binnenland: Dynamik und Restitution" (FKZ 01LN0003).

6 Literatur

Bakker, E.S., 2003: Herbivores as mediators of their environment: the impact of large and small species on vegetation dynamics. - Wageningen (Wageningen Universiteit), (Proefschrift), 184 S.

Bogner, H .& Grauvogl, A., 1984: Verhalten landwirtschaftlicher Nutztiere.- Ulmer, Stuttgart, 435 S.

Dierking, U., 2002: Halboffene Weidelandschaften – zukünftige Kernflächen des Naturschutzes.- Jahresbericht 2002 des Landesamtes für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein (LANU), 54-58

Grubb, P.J,. 1977: The maintenance of species-richness in plant communities: the importance of the regeneration niche. - Biol. Rev. 52, 107-145

Kolter, L., Schach, C. & Weber, T., 1999: Habitat use of feral and Przewalski´s horses (*Equus ferus przewalskii*).- Natur- und Kulturlandschaft Band 3, Höxter/Jena, 332-342

Kratochwil, A. & Schwabe, A., 2001: Ökologie der Lebensgemeinschaften: Biozönologie. - Ulmer, Stuttgart, 765 S.

Legel,S. (Hrsg.), 1993: Nutztiere der Tropen und Subtropen.- Band 3: Pferde, Esel, Schweine, Elefanten, Geflügel, Bienen Seidenspinner.- S. Hirzel Verlag Stuttgart, Leipzig, 728 S.

McIntyre, S., Lavorel, S. & Tremont, R. M., 1995: Plant life-history attributes: their relationship to disturbance response in herbaceous vegetation.- Journal of Ecology 83, 31-44

Ngwa, A.T., Pone, D.K. & Mafeni, J.M., 2000: Feed selection and dietary preferences of forage by small ruminants grazing natural pastures in the Sahelian zone of Cameroon. -Animal Feed Science and Technology 88, 253 – 266.

Noy-Meir, I., Gutman, M. & Kaplan Y., 1989: Responses of mediterranean grassland plants to grazing and protection.- Journal of Ecology 2, 290-310.

Porzig, E. & Sambraus, H.H. (Ed), 1991: Nahrungsaufnahmeverhalten landwirtschaftlicher Nutztiere. - Deutscher Landwirtschaftsverlag, Berlin, 404 S.

Rahmann, G., 1996: Pferde in der Biotoppflege: Kulturlandschaftspflege mit Nutztieren.- Schriftenreihe angewandter Naturschutz Band 13, 101-108.

Rahmann, G., 1999: Biotoppflege mit Pferden – Möglichkeiten und Grenzen der Pflege von Streuwiesen (mit Dominanz Pfeifengras und Adlerfarn) durch Islandpferde.- Natur- und Kulturlandschaft Band 3, Höxter/Jena, 362-376.

Reisinger, E., 1999: Großräumige Beweidung mit großen Pflanzenfressern

– eine Chance für den Naturschutz.- Natur- und Kulturlandschaft Band 3, Höxter/Jena, 244-254.

Scheibe, K. M., Lange, B., Sieling, C. & Scheibe, A., 1999: Przewalskipferde in einem Semireservat – Entwicklung von Ortspräferenzen und Einfluss auf Vegetationsstrukturen.- Natur- und Kulturlandschaft Band 3, Höxter/Jena, 348-353.

Schwabe, A., Zehm, A., Eichberg, C., Stroh, M., Storm, C. & Kratochwil, A., 2004: Extensive Beweidungssysteme als Mittel zur Erhaltung und Restitution von Sand-Ökosystemen und ihre naturschutzfachliche Bedeutung.- Schr.R. f. Landschaftspfl. u. Natursch. 78.

Stroh, M., Storm, C., Zehm, A .& Schwabe, A., 2002: Restorative grazing as a tool for directed succession with diaspore inoculation: the model of sand ecosystems.- Phytocoenologia 32, 4, 595-625.

Zehm, A., Süß, K., Eichberg, C. & Häfele, S., 2004: Effekte der Beweidung mit Schafen, Eseln und Wollschweinen auf die Vegetation von Sand-Ökosystemen. - In: NNA (Hrsg.): Beweidung und Restitution als Chancen für den Naturschutz? - Schneverdingen (Norddeutsche Naturschutzakademie) - NNA-Berichte 17, H. 1, 111-125.

Zehm, A. & Zimmermann, K., 2004: Sandgebiete in hessischen Oberrheinebenen: Untersuchungsflächen und Untersuchungsansatz des BMBF-Projektes „Sand-Ökosysteme im Binnenland“ - In: NNA (Hrsg.): Beweidung und Restitution als Chancen für den Naturschutz? - Schneverdingen (Norddeutsche Naturschutzakademie) - NNA-Berichte 17, H. 1, 15-26.

Adresse der Verfasserin:

Dipl.-Biol. Karin Süß
Technische Universität Darmstadt,
Vegetationsökologie
Schnittspahnstr. 4
64287 Darmstadt
suess@bio.tu-darmstadt.de

Fraß- und Raumnutzungseffekte bei Rinderbeweidung in halboffenen Weidelandschaften: Leitbildflächen und Restitutionsgebiete im Emsland (Niedersachsen)

von Michael Stroh, Anselm Kratochwil und Angelika Schwabe

Abstract

Habitat utilisation and impact of cattle grazing in semi-open pasture landscapes in target and restitution areas in the Emsland region (Lower Saxony)

In the Emsland region the impact of cattle grazing on the vegetation of semi-open pasture landscapes was studied by exclosure experiments and a raster-based analysis (50-m spacing) of grazing pressure. The exclosure experiment refers to inland sand dune complexes, whereas the raster-based analysis comprises the whole vegetation mosaic of the open pasture landscape (grazed sand dunes, fresh and moist pasture habitats). Both approaches were undertaken in target and newly restored areas. For the exclosure experiment a set of grazed plots was fenced and the cattle excluded in the target area in the year 2000. There were only slight changes in the floristic composition of the studied sand vegetation (*Spergulo-Corynephoretum* and *Diantho-Armerietum*) in the 4-year period. Especially the moss *Ceratodon purpureus* and the grass *Festuca filiformis* show higher population dynamics in the grazed plots. We expect this "lag period" to be followed by stronger effects of floristic change in the coming years.

According to the results of the raster-based analysis (which used phytosociological relevés carried out yearly and a special grazing-pressure evaluation: three times a year) cattle generally prefer plant species of moist to fresh or not too dry grasslands in the studied vegetation mosaic (e.g. species of *Lolio-Cynosuretum*, but also of *Diantho-Armerietum* and *Agrostis capillaris*-community). Preferred species were: *Agrostis capillaris, A. stolonifera, Alopecurus geniculatus, A. pratensis, Bidens frondosa, Cerastium arvense, Dactylis glomerata, Elymus repens, Holcus lanatus, Juncus effusus, Poa pratensis and Rorippa palustris.* Target species of the *Spergulo-Corynephoretum* are not preferred but the open dune structures had a function as "wellness" places (wind influence causes lower densities of Diptera).

This basal preference list is modified mainly by three aspects: 1. stocking density, 2. ratio between moist, fresh and dry grassland in the vegetation mosaic, 3. specific weather conditions during a given year. Although all investigation areas were extensively grazed by cattle, there were differences in the stocking densities (counted for May to October): target area with 0.7-0.8 livestock units/ha, restoration areas "Hammer Schleife" with 0.6 livestock units/ha and "Wester Schleife" with 0.9 livestock units/ha. In the case of the target area all vegetation types were grazed, including the sand dune complexes. In the case of the restoration areas (which currently have more fresh and moist grassland than the target area) the sand ecosystems were sufficiently grazed in the "Wester Schleife", with 0.9 livestock units/ha, but not in the area "Hammer Schleife". Therefore in the case of dominance of fresh/moist grassland the stocking density should be increased to 0.9 in the area "Hammer Schleife". In future it is expected that both restoration areas may change their vegetation mosaic more and more by accumulation of fluviatile sand (as already happened in winter 2002/03); the stocking density has then to be adapted to the value of the target area.

The faeces are more or less homogeneously distributed in the area and do not correlate with the sites of high grazing pressure, which guarantees the dispersal of endozoochorous species throughout vegetation mosaic.

1 Einführung

Beweidung hat nicht nur eine sukzessionsretardierende Wirkung an potentiell waldfähigen Standorten, sondern sie führt zu spezifischen Ausprägungen der Vegetationsstruktur (z. B. räumliche Anordnung der vertikalen und horizontalen Phytomasse; phänologische Erscheinungen) und der Textur der Vegetation (Artenzusammensetzung, Lebensformen u.a.); s. z.B. Dupré & Diekmann (2001). Durch das spezifische und selektive Fraßverhalten der Weidetiere werden einzelne Pflanzenarten, die von den Tieren wenig nutzbar (z. B. Rosettenpflanzen, Pflanzenarten mit tiefliegenden Vegetationspunkten s. Buttenschøn & Buttenschøn 1982a) und bewehrt sind, oder aufgrund von Inhaltsstoffen schlecht schmecken oder toxisch wirken (Pfister et al. 1996; Brown & Molyneux 1996; Anderton et al. 1999), in ihrer Dominanz gefördert, andere wiederum als begehrte Fraßpflanzen gezielt und intensiv aufgenommen und in ihrer Biomasse stark dezimiert (s. z. B. Buttenschøn & Buttenschøn 1982a; Noy-Meir et al. 1989; Übersicht in Kratochwil & Schwabe 2001). Manche Pflanzenarten sind in der Lage, Phytomasse in größerem Umfang nach einer Beweidung wieder aufzubauen (kompensatorisches Wachstum, s. z. B. Belsky et al. 1993; Lennartson et al. 1998; Huhta et al. 2000a, 2000b). Die Wirkung der Herbivorie durch Weidetiere auf die Phytodiversität wird sehr unterschiedlich beurteilt, abhängig z.B. von Weidetier, Beweidungsdruck, Pflanzengesellschaft, und Klima (Olff & Ritchie 1998); je nach Produktivität der Standorte kann die Phytodiversität unter Beweidung erhöht oder erniedrigt werden (Milchunas & Lauenroth 1993; Olff & Ritchie 1998;

Proulx & Mazunder 1998). Hinzu kommt, dass sich über die Fraßselektivität die Wettbewerbsituation der Pflanzenarten untereinander (z. B. Konkurrenz um Licht) verändert und es sekundär zur Förderung bestimmter Pflanzenarten kommen kann (Milchunas et al. 1988; Belsky 1992).

Endozoochore Pflanzenarten breiten sich über Faeces aus (Malo & Suarez 1995; Dai 2000; Bakker & Olff 2003; Traba et al. 2003), wobei die Überlebensrate der Diasporen mit ihrer Größe korreliert (Pakeman et al. 2002). Bakker (2003) fand in 15 Dungproben von Rindern 20 Pflanzenarten und ca. 5600 Keimlinge. Insofern ist die Faecesverteilung auf der Fläche z.B. unter ausbreitungsbiologischen Gesichtspunkten zahlreicher Pflanzenarten von großer Bedeutung. Aufgrund der Länge des Verdauungstraktes verbleiben bei größeren Herbivoren die Diasporen auch längere Zeit im Körper, was eine größere Ausbreitungsstrecke gewährleistet (Demment & van Soest 1985).

Nach einer allgemeinen Charakterisierung des Weideverhaltens von Rindern sollen folgende Fragen beantwortet werden:

- Wie wirkt sich eine Beweidung bzw. Nicht-Beweidung nach einem Zeitraum von vier Jahren aus?
- Wie ändert sich die Vegetationsdeckung einzelner Pflanzenarten während der jährlichen Beweidungsperiode im Vergleich zu nicht beweideten Beständen?
- Welche minimale Vegetationshöhe kann von den Rindern noch genutzt werden?
- Welche Fraßpräferenzen zeigen die Rinder im Untersuchungsgebiet?
- Welche Vegetationstypen werden von Rindern bevorzugt für die Nahrungsaufnahme aufgesucht?
- Welchen Einfluss hat die Besatzdichte der Rinder auf die räumliche Verteilung der Fraßschwerpunkte im Gebiet?
- Wie verteilen sich die Faecesdepositionen in den verschiedenen Untersuchungsgebieten und koinzidieren die Bereiche erhöhter Nahrungsaufnahme mit Gebieten vermehrter Faecesdeposition?

Fragen zur Vegetationsentwicklung beweideter und unbeweideter Sand-Ökosysteme und ihrer Kontaktvegetation in Leitbild- und Restitutionsflächen behandeln wir in einer eigenen Arbeit (Stroh & Kratochwil 2004). Dort publiziert ist auch eine pflanzensoziologische Tabelle mit den Artenvorkommen und -deckungen in den einzelnen Untersuchungsflächen.

2 Zum Weideverhalten von Rindern

Rinder sind wie die Stammform, der Ur oder Auerochse (*Bos primigenius*), mit hoher Wahrscheinlichkeit ursprünglich Ökotonbewohner mit einer Habitatpräferenz für lichte Laubwald-Vegetationskomplexe (Benecke 1994). Aufgrund des Fehlens von Schneidezähnen im Oberkiefer können Rinder das Futter nicht abbeißen, sondern sie ziehen es mit der Zunge drehend in das Maul, drücken es dann an die „Kauplatte" des Oberkiefers und quetschen, rupfen oder reißen es dadurch ab (Klapp 1971; Fraser 1978) (Foto 1). Sie werden oft als Generalisten-Herbivore eingestuft (Vesk & Westoby 2001), wobei auch Pflanzenarten geringerer Nahrungsqualität (manche dominante Grasarten) genutzt werden (Berendse 1985); Rinder können jedoch stark in ihrer Nahrungswahl selektieren (Westoby 1974; Owen-Smith & Novellie 1982; Wilson & Harrington 1984). Allgemein wird darauf hingewiesen, dass sich Schafe im Nahrungserwerb gezielter und spezifischer verhalten als Rinder. Schafe bevorzugen zumeist krautige vor grasartigen Pflanzenarten (Süss 2004).

Nach Williams et al. (1974) wählen Rinder bevorzugt Gräser und nehmen dadurch entsprechend viel Cellulose auf (Cook et al. 1967). Buttenschøn & Buttenschøn (1982a) erwähnen, dass *Carex*-Arten im Allgemeinen gemieden werden; dies kann von uns nicht bestätigt werden. Manche Grasarten werden besonders bevorzugt, z.B. *Agrostis capillaris* (Buttenschøn & Buttenschøn 1982a), dies entspricht auch unseren Beobachtungen, wobei jedoch die nah verwandte Art *Agrostis vinealis* gemieden wird (Kratochwil et al. 2002). Geschmack, Oberflächenstrukturen, Rohfasergehalt und andere Faktoren können für eine spezifische Pflanzenarten-Wahl entscheidend sein (Buttenschøn & Buttenschøn 1982b). Rinder nehmen nach unseren Beobachtungen sehr häufig auch krautige Pflanzen auf, insbesondere Leguminosen; sie nutzen jedoch auch wenig hochwertige Nahrung (Anderson & Briske 1995; Berendse 1985). Noy-Meir et al. (1989) betonen, dass eine Nahrungsselektivität bei Rindern von der Vegetationsdichte und der Vegetationshöhe abhängt. Je dichter und höher die Vegetation, um so schwieriger ist es für Rinder zu selektieren.

Als Nahrung werden von Rindern neben Kräutern und Gräsern gerne auch Gehölze angenommen. So wurde auf Extensivweiden im Schwarzwald von den relativ ursprünglichen Hinterwälder Rindern bevorzugt Buchenjungwuchs gefressen (Schwabe & Kratochwil 1987). Wünschmann (1968) weist darauf hin, dass bei Rindern neben Gräsern und Kräutern auch Laub, Knospen, Triebe und Rinde von Bäumen und Sträuchern zur Hauptnahrung gehören. Ähnliches beobachtete auch Schloeth (1961) bei den recht ursprünglichen Camargue-Rindern. Sogar bewehrte Sträucher wie Weißdornarten (*Crataegus monogyna*, *C. oxyacantha*) oder Schlehe (*Prunus spinosa*), die oft als „Fremdschutz" für das Aufwachsen von unbewehrten Bäumen in Hudelandschaften angesehen werden (Burrichter et al. 1980), werden häufig befressen.

Rinder zeigen unter relativ naturnahen Bedingungen ein sehr spezifisches selektives Futterverhalten, wobei sich die Selektivität auch auf bestimmte Wuchsstadien von Pflanzen, bestimmte Pflanzenteile oder Pflanzenarten beschränken kann (Hafez & Schein 1962). Jahreszeitliche Aspekte spielen ebenfalls eine Rolle. Hierbei sind nicht nur spezifische Geschmackspräferenzen das Entscheidende, sondern eine gezielte Nahrungsaufnahme erfolgt auch zur Deckung des essentiellen Nährstoff- und Spurenelemente-Bedarfs („spezifischer Appetit", „Medizinieren"; Fraser 1978). Von besonderer Bedeutung für Wiederkäuer ist ein Rohfasergehalt der Nahrung von 18 bis 20 % Trockengewicht (Helfferich & Gütte 1972; Bogner & Grauvogl 1984) bzw. 20 bis 25 % (Mährlein 2004) und ein Rohproteingehalt zwischen 15 und 20 % (Mährlein 2004).

3 Untersuchungsgebiet

Als Leitbildfläche einer über lange Zeiträume kontinuierlich beweideten Hudelandschaft diente das Naturschutzgebiet „Sandtrockenrasen am Biener Busch" bei Lingen/Ems (7°15' O, 52°34' N) mit flussnahen Weidegebüsch-Zonen, großflächigen Flutrasen und Silbergrasfluren (*Spergulo vernalis-Corynephoretum canescentis typicum* und *S.-C. cladonietosum*) sowie kleinflächigen Heidenelken-Fluren (*Diantho deltoidis-Armerietum elongatae*). Die Restitutionsflächen befinden sich innerhalb zweier Mäanderschleifen des Flusses „Hase" bei Haselünne (Emsland), die sich seit Jahrzehnten unter intensiver landwirtschaftlicher Bewirtschaftung befanden („Hammer Schleife", „Wester Schleife", 7°26' O, 52°34' W). Im Rahmen des Erprobungs- und Entwicklungsvorhabens „Wiederherstellung der natürlichen Flussdynamik in der Hase-Aue, Emsland" (gefördert vom Bundesamt für Naturschutz, Bonn, und dem Landkreis Emsland) konnte das Relief eines Flutmulden-Binnendünen-Komplexes von 37 ha Größe im Jahr 2001 wiederhergestellt und im selben Jahr mit Pflanzenmaterial aus der oben genannten Leitbildfläche nach der Inokulationsmethode beimpft werden (Stroh et al. 2002; Schwabe et al. 2002; Kratochwil et al. 2004; Schwabe et al. 2004; Stroh et al. submitted). Eine ausführliche Charakterisierung der Untersuchungsgebiete geben Remy & Zimmermann (2004).

4 Material und Methoden

Zur Überprüfung des Einflusses einer Nicht-Beweidung auf den Leitbild- und Restitutionsflächen wurden 11 Weideausschluss-Flächen einschließlich daneben liegender beweideter Referenzflächen eingerichtet (Leitbildflächen: 4 Exclosures je 144 m², 1 Exclosure: 130 m²; ehemalige mit kommerziellem Saatgut begrünte Ackerbrache-Flächen: 2 Exclosures je 144 m²; Restitutionsflächen: 1 Exclosure 450 m², 1 Exclosure 288 m², 2 Exclosures je 120 m²). Die Dokumentation der Unterschiede in der Vegetationsentwicklung erfolgte durch Vegetationsaufnahmen auf 25 m² nach Barkman et al. (1964). Zur kleinräumigen jahreszeitlichen Analyse des Beweidungseinflusses wurden innerhalb und außerhalb der Exclosures vom 14.04.–18.9.2002 in vierzehntägigem Abstand (12 Termine) in je 3 Flächen (Größe 30 cm x 100 cm) Vegetationsaufnahmen nach der Skala von Barkman et al. (1964) erhoben. Zur Mittelwert-Berechnung wurden die Artmächtigkeitswerte durch Prozentzahlen ersetzt (vgl. Dierschke 1994).

Die Charakterisierung der vertikalen Vegetationsstruktur unter Beweidung und Nicht-Beweidung erfolgte mit der VESTA-Methode (Vertical Vegetation Structure Analysis) über Digitalfotografie und Auswertung mit dem Programm Sidelook (Zehm et al. 2003).

Darüber hinaus wurde in allen Untersuchungsflächen ein rasterbezogenes, georeferenziertes Netz von Markierungspunkten mit 50 m Kantenlänge angelegt, einerseits zur großflächigen Erfassung der Vegetationsdynamik (nach Barkman et al. 1964) auf 80 m^2 großen Flächen, andererseits zur Analyse der Fraßintensität unter Rinderbeweidung und der Faecesdeposition („Biener Busch" n = 36 Rasterpunkte, „Hammer Schleife n = 192 Rasterpunkte, „Wester Schleife" n = 73 Rasterpunkte).

Für die Analyse der Fraßintensität wurde der 6-teilige Schlüssel von Stroh et al. (2002) verwendet (Fraßintensität 0 = 0 %, 1 = 1-5 %, 2 = 6-25 %, 3 = 26-50 %, 4 = 51-75 %, 5 = 76-99, 6 = 100 % gefressene Phytomasse). Die Aufnahmen zur Fraßintensität der Rinder fanden jeweils in der 34., 40. und 44. Kalenderwoche statt. Für die Kartendarstellungen wurde der Endwert der 44. Kalenderwoche zugrundegelegt. Die Faecesdeposition wurde in dm² „Faeces-bedeckte Fläche" auf den Rasterflächen erhoben. Hier liegen Werte der 40. und 44. Kalenderwoche des Jahres 2002 vor; auch hier wurde der Endwert der 44. Woche für die Berechnungen genutzt.

Die statistische Analyse erfolgte mit gemischten linearen Modellen (Programm SAS 8.2; Littell et al. 2000) und dem U-Test nach Wilcoxon, Mann & Whitney.

5 Ergebnisse

5.1 Pflanzenarten-Deckung im Exclosure-Ansatz auf Leitbildflächen: 2000–2003

Unter den in den hier berücksichtigten Untersuchungsflächen vorkommenden Pflanzenarten (n = 105, davon ca. 60 Arten mit höherer Stetigkeit und Abundanz; s. Vegetationstabelle in Stroh & Kratochwil 2004) zeigen 14 Arten Unterschiede in den Deckungen zwischen den beweideten und nicht mehr beweideten Flächen (*Agrostis capillaris*, *A. vinealis*, *Carex arenaria*, *Ceratodon purpureus*, *Corynephorus canescens*, *Dianthus deltoides*, *Festuca rubra*, *F. filiformis*, *Holcus lanatus*, *Hypochaeris radicata*, *Leontodon saxatilis*, *Ranunculus bulbosus*, *Trifolium campestre*, *T. dubium*). Für nur vier Arten davon lässt sich eine signifikante Reaktion auf Beweidung bzw. Nicht-Beweidung nach 4-jährigem Weideausschluss nachweisen. Dies gilt besonders für das akrokarpe Gipfelmoos *Ceratodon purpureus* (hoch signifikante Unterschiede in Hinblick auf Beweidung bzw. Nichtbeweidung in den Jahren 2000-2003; p = 0,0008; Mixed linear model, SAS proc mixed). Die starke Populationsdynamik auf beweideten Flächen bezieht sich bei dieser Art auf ihr Vorkommen im *Spergulo-Corynephoretum cladonietosum* und *S.-C. typicum* (Abb. 1). Auch der Haarschwingel *Festuca filiformis* reagiert in den beweideten Flächen mit einer höheren Populationsdynamik als in den unbeweideten (im wesentlichen im *Spergulo-Corynephoretum cladonietosum*) (Abb. 1) (p = 0,0003). Sehr geringe, schwach signifikante Unterschiede zeigen *Festuca rubra* und *Carex arenaria* (Schwabe et al. 2004).

5.2 Deckung einzelner Pflanzenarten im Laufe der Vegetationsperiode im Exclosure-Ansatz auf Leitbildflächen

Dass ein merklicher Beweidungseinfluss im Gebiet besteht, zeigen Untersuchungen zur Veränderung der horizontalen Deckung einzelner Pflanzenarten im Jahresverlauf. Wir konzentrieren uns im Folgenden nur auf die Ergebnisse im *Spergulo-Corynephoretum typicum*. In Abb. 2 ist die horizontale Vegetationsde-

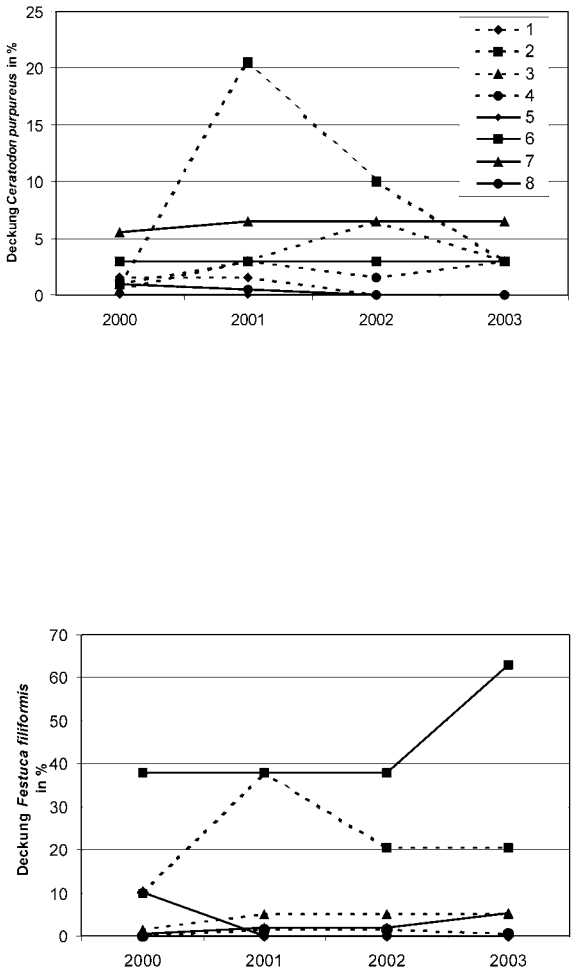


Abb. 1: Veränderungen der Deckungswerte des akrokarpen Mooses *Ceratodon purpureus* (oben) und des Haarschwingels *Festuca tenuifolia* (unten) in den beweideten und seit dem Jahr 2000 nicht mehr beweideteten Flächen.
1 = ehemalige Ackerbrache, beweidet, 2 = *Spergulo morisonii-Corynephoretum cladonietosum*, beweidet, 3 = *Spergulo morisonii-Corynephoretum typicum*, beweidet, 4 = *Diantho deltoidis-Armerietum*, beweidet, 5 = ehemalige Ackerbrache, unbeweidet, 6 = *Spergulo morisonii-Corynephoretum cladonietosum*, unbeweidet, 7 = *Spergulo morisonii-Corynephoretum typicum*, unbeweidet, 8 = *Diantho deltoidis-Armerietum*, unbeweidet.

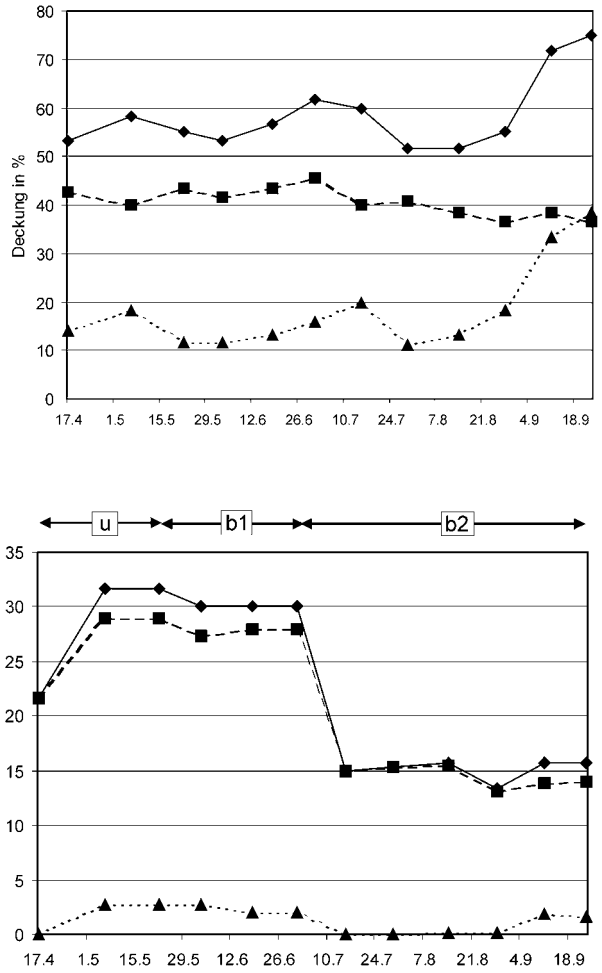


Abb. 2: Horizontale Vegetationsdeckung im *Corynephoretum typicum*: ausgezogene Linie = Gesamtdeckung; gestrichelte Linie = Krautschicht, gepunktete Linie = Kryptogamenschicht. Oberes Diagramm: unbeweidete Fläche; unteres Diagramm: beweidete Fläche. Der Balken zeigt Eintritt und Intensität der Beweidung an: u = noch keine Beweidung, b1 = sehr schwacher Beweidungsdruck, b2 = stärkerer Beweidungsdruck.

ckung dargestellt. Mit dem Beginn eines höheren Beweidungsdruckes Ende Juni geht sowohl die Gesamtdeckung als auch die der Krautschicht von 30 % auf 15 % zurück. Bei den Kryptogamen reduziert sich die Deckung auf nur wenige Prozent, wohingegen sie auf den unbeweideten Flächen zwischen 10 und 20 % liegt und im September aufgrund der feuchteren Witterungsbedingungen sogar bis 40 % erreicht.

Eine detaillierte Analyse auf Artniveau zeigt, dass einzelne Arten durch Tritt oder Ausreißen einen deutlichen Rückgang in der Vegetationsdeckung zu verzeichnen haben, andere hingegen nach stärkerem Fraß mit einem kompensatorischen Wachstum reagieren und dann höhere Deckungsgrade erreichen als in den unbeweideten Flächen. In die erste Gruppe lassen sich *Corynephorus canescens*, *Ceratodon purpureus* und *Brachythecium albicans* einstufen, in die zweite Gruppe *Agrostis capillaris*, *Festuca filiformis* und z.T. auch *Carex arenaria*.

5.3 Minimale von Rindern im Gebiet nutzbare Vegetationshöhe

Die Vegetation kann nur oberhalb einer Vegetationshöhe von ca. 5–10 cm genutzt werden. Dies belegen unsere Untersuchungen zur vertikalen Vegetationsstruktur. Die Abb. 3 zeigt ein mittels der VESTA-Methode erstelltes Diagramm, das einen Vergleich der Straten-bezogenen Vegetationsdichte einer beweideten und unbeweideten Fläche einer Heidenelkenflur (*Diantho-Armerietum*) darstellt. Erkennbar ist der Bereich der von Rindern nutzbaren Vegetationshöhe.

Foto 1: Fraßverhalten von Rindern am Beispiel von *Juncus effusus*: Umschlingen eines *Juncus*-Horstes mit der Zunge; Restitutionsgebiet „Hammer Schleife", November 2003.

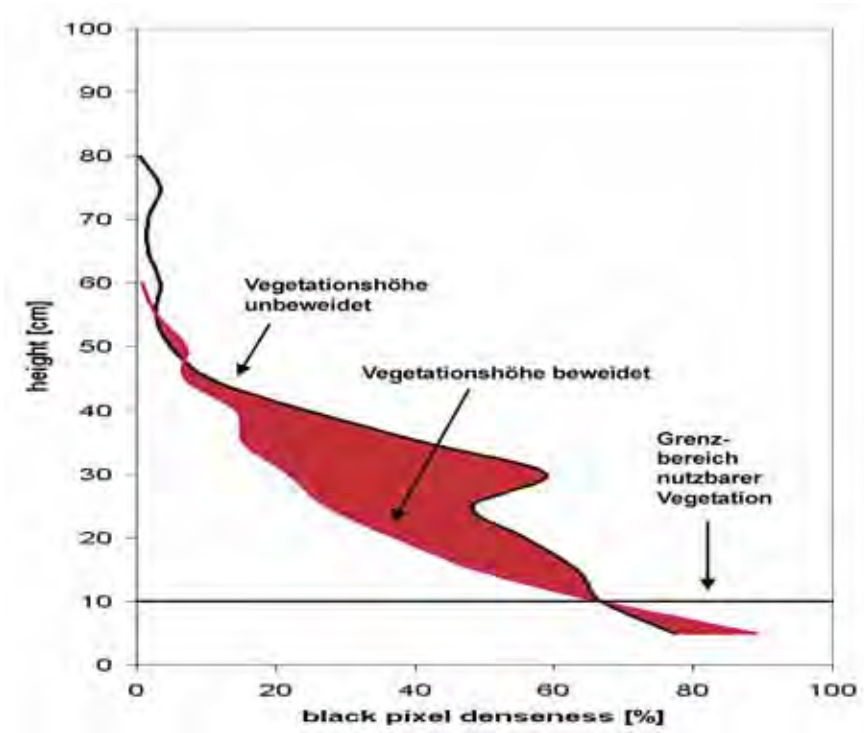


Abb. 3: Mit der VESTA-Methode (Vertical Vegetation Structure Analysis) über Digitalfotografie und Auswertung mit dem Programm Sidelook (Zehm et al. 2003) erstelltes Diagramm, das einen Vergleich der Straten-bezogenen Vegetationsdichte einer beweideten und unbeweideten Fläche einer Heidenelkenflur *(Diantho-Armerietum)* darstellt: Ordinate = Vegetationshöhe, Abszisse = Vegetationsdichte berechnet aus dem Anteil schwarze/weiße Pixel der Digitalaufnahme.

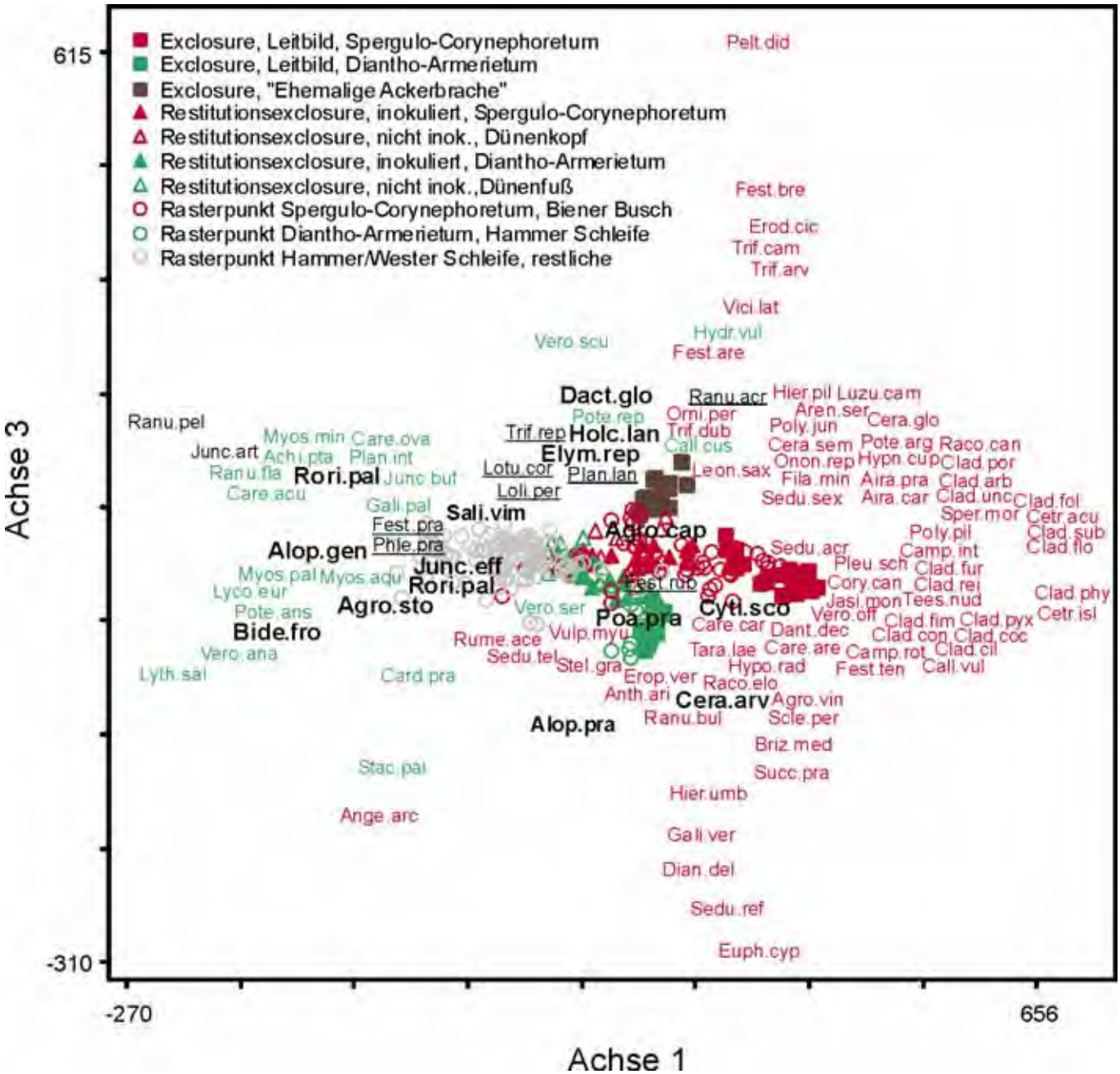


Abb. 4: DCA der Vegetation der Rasterpunkte und Exclosureflächen (einschließlich Referenzflächen) im Jahr 2003 im Gebiet „Hammer Schleife“: Rot: Leitarten der Sandvegetation, Grün: Leitarten des Feuchtgrünlandes, Unterstrichen: wichtige Frischwiesenarten. Fett gekennzeichnet sind die Hauptfraßarten im Jahr 2003. Der Begriff „Exlosure“ beinhaltet jeweils die Flächenpaare: Weideausschlussfläche und beweidete Fläche. 132 Taxa, die in der Ordination Berücksichtigung fanden, wurden wegen fehlender diagnostischer Bedeutung im Diagramm nicht dargestellt.

DCA: downweighting rare species, axes rescaled 0,0; 26 Segmente, Eigenwerte: Achse 1: 0,50, Achse 2: 0,16, Achse 3: 0,11.

Liste der Abkürzungen: Achi.pta *Achillea ptarmica*, Agro.cap *Agrostis capillaris*, Agro.sto *Agrostis stolonifera*, Agro.vin *Agrostis vinealis*, Aira.car *Aira caryophyllea*, Aira.pra *Aira praecox*, Alop.gen *Alopecurus geniculatus*, Alop.pra *Alopecurus pratensis*, Ange.arc *Angelica archangelica*, Anth.ari *Anthoxanthum aristatum*, Aren.ser *Arenaria serpyllifolia*, Bide.fro *Bidens frondosa*, Briz.med *Briza media*, Call.cus *Calliergonella cuspidata*, Call.vul *Calluna vulgaris*, Camp.int *Campylopus introflexus*, Camp.rot *Campanula rotundifolia*, Card.pra *Cardamine pratensis*, Care.acu *Carex acutiformis*, Care.are *Carex arenaria*, Care.car *Carex caryophyllea*, Care.ova *Carex ovalis*, Cera.arv *Cerastium arvense*, Cera.glo *Cerastium glomeratum*, Cera.sem *Cerastium semidecandrum*, Cetr.acu *Cetraria aculeata*, Cetr.isl *Cetraria islandica*, Clad.arb *Cladonia arbuscula*, Clad.cil *Cladonia ciliata*, Clad.coc *Cladonia coccifera*, Clad.con *Cladonia coniocraea*, Clad.fim *Cladonia fimbriata*, Clad.flo *Cladonia macilenta* ssp. *floerkeana*, Clad.fol *Cladonia foliacea*, Clad.fur *Cladonia furcata* ssp. *furcata*, Clad.phy *Cladonia phyllophora*, Clad.por *Cladonia portentosa*, Clad.pyx *Cladonia pyxidata* agg., Clad.rei *Cladonia rei*, Clad.sub *Cladonia subulata*, Clad.unc *Cladonia uncialis*, Cory.can *Corynephorus canescens*, Cyti.sco *Cytisus scoparius* juv., Dact.glo *Dactylis glomerata*, Dant.dec *Danthonia decumbens*, Dian.del *Dianthus deltoides*, Elym.rep *Elymus repens*, Erod.cic *Erodium cicutarium*, Erop.ver *Erophila verna*, Euph.cyp *Euphorbia cyparissias*, Fest.are *Festuca*

***arenaria*, Fest.bre *Festuca brevipila*, Fest.pra *Festuca pratensis*, Fest.rub *Festuca rubra*, Fest.ten *Festuca tenuifolia*, Fila.min *Filago minima*, Gali.pal *Galium palustre*, Gali.ver *Galium verum*, Hier.pil *Hieracium pilosella*, Hier.umb *Hieracium umbellatum*, Holc.lan *Holcus lanatus*, Hydr.vul *Hydrocotyle vulgaris*, Hypn.cup *Hypnum cupressiforme* agg., Hypo.rad *Hypochaeris radicata*, Jasi.mon *Jasione montana*, Junc.art *Juncus articulatus*, Junc.buf *Juncus bufonius*, Junc.eff *Juncus effusus*, Leon.sax *Leontodon saxatilis*, Loli.per *Lolium perenne*, Lotu.cor *Lotus corniculatus*, Luzu.cam *Luzula campestris*, Lyco.eur *Lycopus europaeus*, Lyth.sal *Lythrum salicaria*, Myos.aqu *Myosoton aquaticum*, Myos.min *Myosurus minimus*, Myos.pal *Myosotis palustris*, Onon.rep *Ononis repens*, Orni.per *Ornithopus perpusillus*, Pelt.did *Peltigera didactyla*, Phle.pra *Phleum pratense*, Plan.int *Plantago intermedia*, Plan.lan *Plantago lanceolata*, Pleu.sch *Pleurozium schreberi*, Poa.pra *Poa pratensis*, Poly.jun *Polytrichum juniperinum*, Poly.pil *Polytrichum piliferum*, Pote.ans *Potentilla anserina*, Pote.arg *Potentilla argentea*, Pote.rep *Potentilla reptans*, Raco.can *Racomitrium canescens*, Raco.elo *Racomitrium elongatum*, Ranu.acr *Ranunculus acris*, Ranu.bul *Ranunculus bulbosus*, Ranu.fla *Ranunculus flammula*, Ranu.pel *Ranunculus peltatus*, Rori.amp *Rorippa amphibia*, Rori.pal *Rorippa palustris*, Rume.ace *Rumex acetosa*, Sali.vim *Salix viminalis* juv., Scle.per *Scleranthus perennis*, Sedu.acr *Sedum acre*, Sedu.ref *Sedum reflexum*, Sedu.sex *Sedum sexangulare*, Sedu.tel *Sedum telephium*, Sper.mor *Spergula morisonii*, Stac.pal *Stachys palustris*, Stel.gra *Stellaria graminea*, Succ.pra *Succisa pratensis*, Tara.lae *Taraxacum laevigatum*, Tees.nud *Teesdalia nudicaulis*, Trif.arv *Trifolium arvense*, Trif.cam *Trifolium campestre*, Trif.dub *Trifolium dubium*, Trif.rep *Trifolium repens*, Vero.ana *Veronica anagallis-aquatica*, Vero.off *Veronica officinalis*, Vero.scu *Veronica scutellata*, Vero.ser *Veronica serpyllifolia*, Vici.lat *Vicia lathyroides*, Vulp.myu *Vulpia myuros*.**

5.4 Fraßpräferenzen von Rindern

Abb. 4 zeigt die in dem DCA-Ordinationsdiagramm auf der Basis der Vegetationsaufnahmen dargestellte Verteilung der einzelnen Untersuchungsflächen und Pflanzenarten. Fett gekennzeichnet sind die hauptsächlich im Jahr 2003 gefressenen Pflanzenarten. Bevorzugt gefressen wurden im Jahr 2003 vor allem Frischwiesen- und Bidention-Arten (Abb. 4). Eine besonders große Rolle spielen *Agrostis capillaris*, *A. stolonifera*, *Alopecurus geniculatus*, *A. pratensis*, *Bidens frondosa*, *Cerastium arvense*, *Dactylis glomerata*, *Elymus repens*, *Holcus lanatus*, *Juncus effusus*, *Poa pratensis*, *Rorippa palustris* u.a. Die Leitarten der Sandtrockenrasen wurden entweder weniger befressen oder gemieden. So fanden sich z. B. im *Spergulo-Corynephoretum* von den Rindern herausgezogene, jedoch nicht gefressene *Corynephorus*-Büschel.

5.5 Einfluss der Ressourcenqualität der Vegetation und der Besatzdichte auf die räumliche Verteilung der Fraßschwerpunkte der Rinder

5.5.1 Koinzidenz der Fraßintensität der Rinder mit der Feuchtezahl der Vegetation

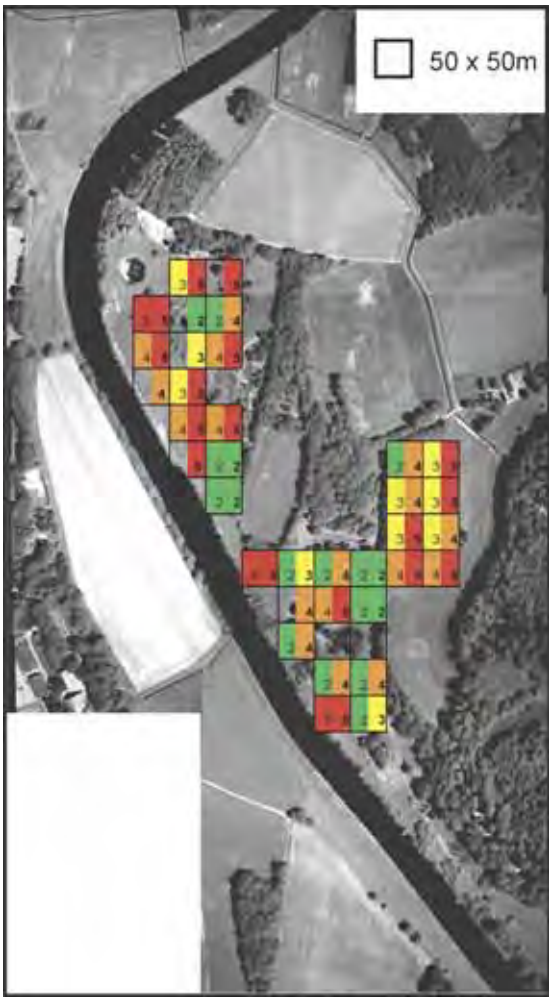
Abb. 5 zeigt die Fraßintensitäten der Rinder im Leitbildgebiet „Biener Busch", Abb. 6 im Restitutionsgebiet „Wester Schleife" und Abb. 7 im Restitutionsgebiet „Hammer Schleife". Allgemein gilt, dass die Fraßintensität der Rinder mit der mittleren qualitativen Feuchtezahl (nach Ellenberg et al. 1992) der Vegetation der Rasterpunkt-Flächen koinzidiert. So liegt z. B. in den Flächen mit der höchsten Fraßintensität im Gebiet „Hammer Schleife" die mittlere Feuchtezahl bei 6,35 (mittlere Abweichung 0,57) im Gegensatz zum Mittelwert der Gesamtfläche (5,12; mittlere Abweichung 0,55).

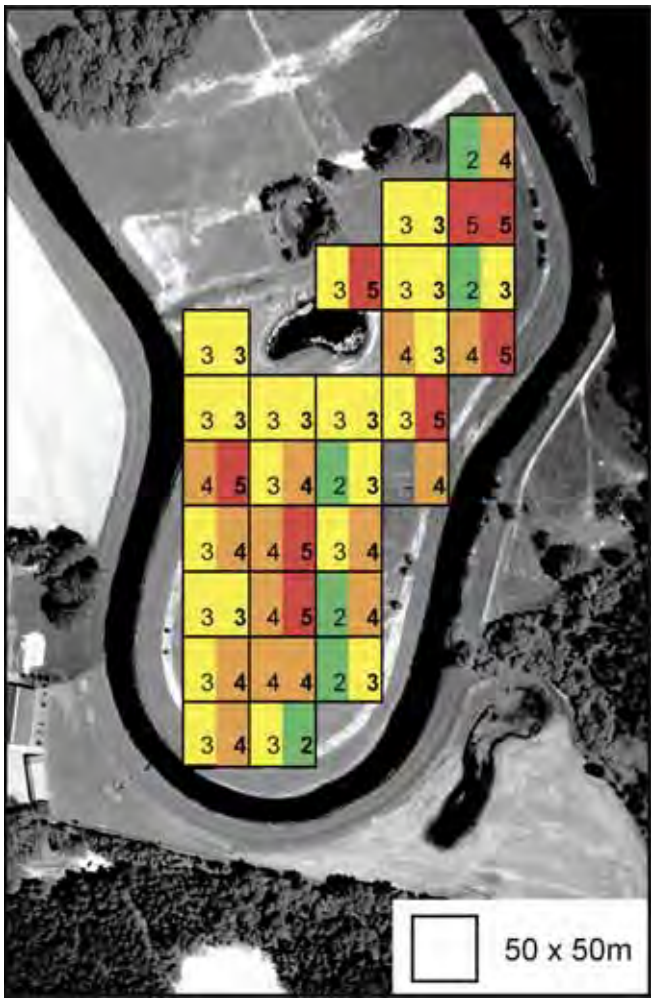
5.5.2 Korrelation der Fraßintensität der Rinder mit einzelnen Pflanzengesellschaften

– Leitbildfläche „Biener Busch" (Abb. 5)
Da das Jahr 2003 ein extrem trockenes Jahr war, beziehen wir uns im Folgenden vor allem auf das Jahr 2002. Im Jahr 2002 befanden sich 0,8 Großvieheinheiten/ha auf der Fläche (2003: 0,7 Großvieheinheiten/ha). So gut wie in allen Bereichen des Gebietes läßt sich Fraßintensität nachweisen. Es zeigt sich jedoch ein Schwerpunkt der Fraßintensität im *Lolio-Cynosuretum* und in der *Agrostis capillaris*-Gesellschaft. Die geringsten Fraßintensitäten fanden sich in der *Festuca filiformis*/*Carex arenaria*-Gesellschaft, im *Spergulo-Corynephoretum* und in einem *Rubus fruticosus*-Dominanzbestand. Unter den fünf verschiedenen Fraßintensität-Stufen erreichte im Jahre 2002 die Stufe 2: 37 %; Fraßstufe 3 und 4 liegen bei je 21 %, der Rest verteilt sich auf die Fraßstufe 1 (15 %) und Fraßstufe 5 (6 %) (Abb. 8). Die Besatzdichte ist im Gebiet hoch genug, um auch in den Sandtrockenrasen Beweidungseffekte zu bewirken (Flächenanteil Sandtrockenrasen: 65 %). Je nach Ressourcenlage gibt es eine stärkere und weniger starke Beweidung einzelner Bereiche im Gebiet.

– Restitutionsgebiet „Wester Schleife" (Abb. 6)
Eine Analyse des Restitutionsgebietes „Wester Schleife" belegt einen hohen Beweidungsdruck auf fast allen Flächen; die Besatzdichte betrug in beiden Jahren 0,9 Großvieheinheiten/ha. Lediglich Bereiche mit hohem Aufkommen des giftigen *Senecio jacobea* werden von Rindern gemieden. Unter den fünf verschiedenen Fraßintensität-Stufen dominiert im Jahre 2002 mit 59 % die Stufe 3; die Fraßstufe 4 liegt bei 19 % , Fraßstufe 5 bei 7 %, Fraßstufe 1 sogar bei 0 % (Abb. 8). Die Rinder nutzen bis auf wenige Bereiche die zur Verfügung stehende Vegetation relativ gleichmäßig. Obwohl der flächenmäßige Anteil der frischeren Vegetation bei 93 % liegt, wird hier die Sandvegetation stärker beweidet.

– Restitutionsgebiet „Hammer Schleife" (Abb. 7)
Das Restitutionsgebiet „Hammer Schleife" wurde 2002 mit einer Besatzdichte von 0,6 Großvieheinheiten/ha beweidet. Unter den fünf verschiedenen Fraßintensität-Stufen dominiert mit 36 % die Stufe 2; Fraßstufe 3 und 4 liegen bei 24 % bzw. 16 %, der Rest verteilt sich auf die Fraßstufe 1 (18 %) und Fraßstufe 5 (6 %) (Abb. 8). Diese Verteilung entspricht etwa der im Untersuchungsgebiet „Biener Busch". Im Gegensatz zu Letzterem sind jedoch weit über die Hälfte der Fläche Frischwiesen- und Bidention-Gesellschaften (76 %), worauf sich die Rinder konzentrieren; Sandtrockenrasen wurden im Gegensatz zum Untersuchungsgebiet „Biener Busch" gemieden.





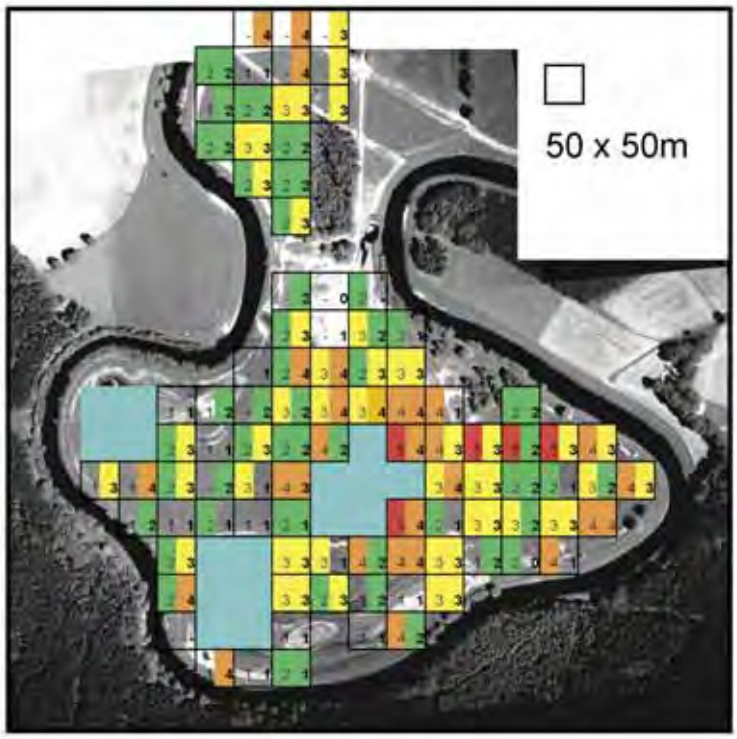


Abb. 5 (oben links): Fraßintensitäten der Rinder im Naturschutzgebiet „Sandtrockenrasen am Biener Busch" in der 44. Kalenderwoche der Jahre 2002 (linke Seite des Kästchens) und 2003 (rechte Seite) nach einem 6-teiligen Schlüssel (Stroh et al. 2002): Fraßintensität 0 = 0 %, 1 = 1-5 %, 2 = 6-25 %, 3 = 26 – 50 %, 4 = 51- 75 %, 5 = 76-99, 6 = 100 %). Farbcode: Fraßintensität 0, 1 = ohne Farbe; 2 = Grün; 3 = Gelb; 4 = Orange; 5, 6 = Rot. Die Karte ist eingenordet.

Abb. 6 (oben rechts): Fraßintensitäten der Rinder im Restitutionsgebiet „Wester Schleife" in den Jahren 2002 und 2003 (weitere Angaben s. Legende zu Abb. 5).

Abb. 7 (unten links): Fraßintensitäten der Rinder im Restitutionsgebiet „Hammer Schleife" in den Jahren 2002 und 2003 (weitere Angaben s. Legende zu Abb. 5). Blau: Gewässer.

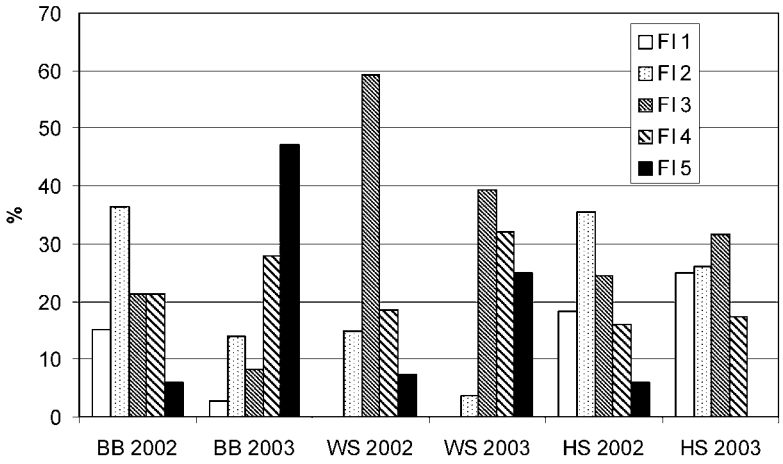


Abb. 8: Verteilung der verschiedenen Fraßintensitäten in den Untersuchungsgebieten BB = „Biener Busch", WS = „Wester Schleife" und HS = „Hammer Schleife" in den Jahren 2002 und 2003 (jeweils 44. Kalenderwoche). Anzahl berücksichtigter Rasterpunkt-Flächen: BB: 2002 n = 33, 2003 n = 34; WS: 2002 n =27, 2003 n = 28; HS: 2002 n = 82, 2003 n = 92. Fraßintensität (FI): 1 = 1-5 %, 2 = 6-25 %, 3 = 26 – 50 %, 4 = 51- 75 %, 5 = 76-99, 6 = 100 %.

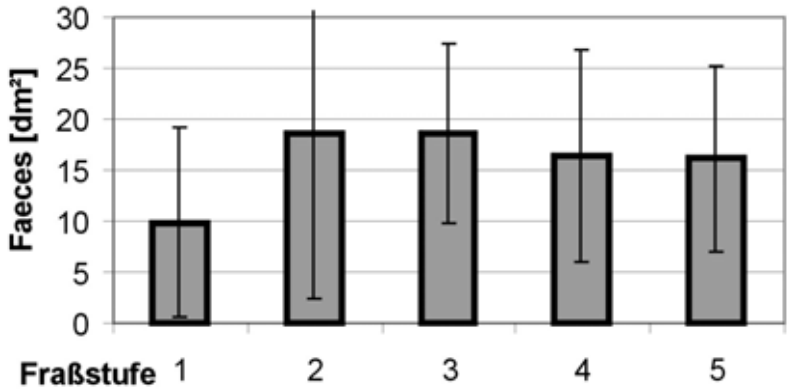


Abb. 9: Arithmetisches Mittel der Faecesdeckungen (dm²) der Rasterpunkt-Flächen über die jeweiligen Fraßstufen (44. Kalenderwoche 2002); Fehlerbalken = mittlere Abweichung vom Mittelwert. U-Test; p = 0,0061 (Gruppe 1: Fraßstufe 1, n_1 = 22; Gruppe 2 Fraßstufe 2–5, n_2= 120; n_{ges} = 142).

– Vergleich der Gebiete

Die Ergebnisse im Untersuchungsgebiet „Hammer Schleife" belegen, dass in Jahren mit durchschnittlichen Temperaturen und Niederschlägen es bei zu geringen Besatzdichten (0,5–0,6 Großvieheinheiten/ha) und bei dem dort hohen Anteil von Vegetation frischerer Standorte (76 %) zu Effekten einer deutlichen Unterbeweidung kommt. Dies führt dazu, dass weniger produktive Standorte mit Sandrasen-Vegetation weitgehend gemieden werden. Aber auch der Beweidungsdruck auf die frischeren Bereiche war zu gering.

Der Osten der Fläche musste fast komplett gemäht werden, da die hohe Vegetation von den Rindern nicht mehr genutzt werden konnte. Dies gilt auch für einen Teil im Westen der „Hammer Schleife". Das Beispiel „Wester Schleife" belegt bei ähnlichen Rahmenbedingungen (93 % frischere Standorte), dass eine wesentlich gleichmäßigere Beweidung aller Vegetationstypen bei einer Besatzdichte von etwa 0,9 Großvieheinheiten/ha erreicht werden kann. In Gebieten mit einem hohen Anteil von Sandtrockenrasen (65 %) (Beispiel „Biener Busch") reicht eine Besatzdichte von 0,7–0,8 Großvieheinheiten/ha für eine gleichmäßige Beweidung aller Standorte in von der Witterung her durchschnittlichen Jahren aus.

5.5.3 Fraßintensität der Rinder im Extremjahr 2003

Im Untersuchungsgebiet „Biener Busch" war im Jahr 2003 der Beweidungsdruck trotz ähnlicher Besatzdichte (0,7 Großvieheinheiten/ha) wesentlich erhöht. Durch das extreme Trockenjahr wurde weniger Phytomasse gebildet; dies führte zu einer erhöhten Fraßintensität auf Teilen der Fläche (Abb. 8). Die Verteilung der Fraßintensitäten verschob sich deutlich in Richtung Kategorie 4 und 5.

Im Untersuchungsgebiet „Hammer Schleife" kam es aufgrund der Unterbeweidung (im Jahr 2003: 0,5 GVE) zu einem nur geringen Beweidungsdruck (Abb. 8); Sandrasen wurden kaum zur Nahrungsaufnahme genutzt. Anders ist die Situation im Restitutionsgebiet „Wester Schleife"; der Beweidungsdruck blieb auch im Jahr 2003 hoch. Ähnlich wie in der Leitbildfläche „Biener Busch" verschob sich die Verteilung der Fraßintensitäten deutlich in Richtung Kategorie 4 und 5 (Abb. 8). Im Jahr 2003 wurden im Gebiet „Wester Schleife" sogar *Corynephorus canescens* und *Carex arenaria* teilweise verbissen.

5.6 Verteilung der Faecesdeposition in den verschiedenen Untersuchungsflächen

Die Werte der 40. Kalenderwoche korrelieren mit denen der 44. Kalenderwoche (r = 0,85), wobei das arithmetische Mittel einerseits bei 11,64 dm², andererseits bei 17,12 dm² liegt. Auf fast allen Rasterflächen tritt somit eine Zunahme der Faecesdeckung im Laufe dieses Zeitraumes ein. Wenige Ausnahmen sind auf solchen Flächen zu finden, die zum Teil gemäht, zum Teil von stark genutzten Weidepfaden gekreuzt wurden, oder es handelt sich um Flächen mit einem außergewöhnlich hohen Anteil offenen Sandes.

Auf den Rasterpunkt-Flächen, auf denen die Beweidung die Fraßstufe 2–5 erreichte, zeigt sich kein Zusammenhang zwischen Fraßintensität und Faecesde-

ckung. Die nur schwach befressenen Rasterpunkt-Flächen (Fraßstufe 1) zeigen eine deutlich geringere mittlere Faecesdeckung als diejenigen mit Stufe 2–5. Die Rasterpunkt-Flächen trennen sich somit in zwei unterschiedliche Gruppen auf (U-Test: p = 0,0061) (Abb. 9).

6 Diskussion

6.1 Veränderung der Pflanzenarten-Deckung bei Beweidung/ Nichtbeweidung auf den Leitbildflächen: 2000–2003

Die Untersuchungen im *Spergulo-Corynephoretum typicum* und *S.-C. cladonietosum* sowie im *Diantho deltoidis-Armerietum* in den Untersuchungsgebieten „Biener Busch" und „Hammer Schleife" haben ergeben, dass es auch nach vier Jahren Weideausschluß zu kaum einem signifikanten Einfluss auf Pflanzenartenzahlen, Arten-Abundanz oder Artenzusammensetzung gekommen ist (Schwabe et al. 2004; Stroh & Kratochwil 2004). Die Unterschiede stärkerer Populationsdynamik in den beweideten Flächen lassen sich in unseren Untersuchungen bei *Ceratodon purpureus* als Folge des Weidetritts und durch weidebedingte Ausbreitung (Zerbrechen des trockenen Vegetationskörpers, Anemochorie und Neuetablierung) interpretieren. Die Prozesse betreffen vor allem das *Spergulo-Corynephoretum cladonietosum* und *S.-C. typicum* (Abb. 1).

Noy-Meir et al (1989) untersuchten den Weideeinfluss von Rindern, Schafen und Ziegen auf mediterrane Grasländer in Israel ebenfalls über Exclosure-Versuche über einen Zeitraum von 10 bzw. 21 Jahren. Von den dort vorkommenden 250 Pflanzenarten, kamen nur 160 Arten häufig genug vor, um sie in die Auswertung einzubeziehen; 73 Arten waren an mehr als 5 Lokalitäten vorhanden und konnten somit einem Signifikanztest unterzogen werden. Etwa ein Drittel (24 Arten) zeigte Fluktuationen, die nicht mit dem Faktor Beweidung in Verbindung gebracht werden konnte, zwei Drittel (N = 49) reagierten mit einer Zunahme oder Abnahme der Deckung oder keiner Reaktion über den gesamten Untersuchungszeitraum. Entgegen der vorherrschenden Auffassung betonen Noy-Meir et al (1989), dass viele Pflanzenarten eben nicht auf Beweidung durch Zu- bzw. Abnahme der Deckung reagieren, wie dies zu erwarten gewesen wäre.

Bakker (2003) konnte feststellen, dass unter Beweidung Arten wie *Agrostis capillaris*, aber auch *Festuca rubra* im Laufe mehrerer Jahre in ihrer Deckung zunehmen. Manche der von Bakker (2003) unter Beweidung untersuchten Arten zeigten aber auch große Fluktuationen zwischen den Jahren (*Rumex acetosa, Stellaria graminea*), so dass keine kausale Beziehung zur Herbivorie hergestellt werden konnte. Weideausschluss führte bei den Untersuchungen jedoch zur Dominanz einzelner Arten (z. B. *Holcus lanatus*) (Bakker 2003).

Unser Untersuchungszeitraum ist sicher noch zu kurz, um Veränderungen in der Phytodiversität, Arten-Abundanz oder Artenzusammensetzung im Vergleich zwischen den Exclosure- und Referenzflächen nachweisen zu können (s. die ausführliche Diskussion in Stroh & Kratochwil 2004). Im *Spergulo-Corynephoretum typicum* haben die dort herrschenden Extremfaktoren (Temperatur, Trockenheit, Sandflug) einen großen Einfluss auf das Artenspektrum und die Vegetationsdeckung. Allgemein ist der Fraßdruck der Rinder insbesondere im *Spergulo-Corynephoretum* recht gering (Kratochwil et al. 2002). Im *C. cladonietosum* bilden vor allem die Flechten und Moose, im *Diantho-Armerietum* Gräser und Kräuter einen dichten Vegetationsschluss, wodurch diese Gesellschaften über lange Zeit große Stabilität aufweisen (Jentsch & Beyschlag 2003). Nach Noy-Meir et al (1989) ist der eigentliche Effekt der Rinderbeweidung auf die Vegetation nicht allein der vertikale Phytomasse-Entzug, sondern vor allem die horizontale Öffnung der Vegetation („gaps").

6.2 Veränderung der Pflanzenarten-Deckung bei Beweidung/ Nichtbeweidung im Laufe der Vegetationsperiode (Leitbildflächen)

Dass ein merklicher Beweidungsdruck auf die Vegetation besteht, zeigen neben Untersuchungen zum Fraß der Blüten- und Fruchtstände im Jahresverlauf (Kratochwil et al. 2002) besonders die mit der Beweidungsintensität im Jahresverlauf korrelierenden Deckungen einzelner Pflanzenarten. Eine detaillierte Analyse auf Artniveau belegt, dass einzelne Arten durch Tritt, Ausreißen oder Fraß einen deutlichen Rückgang in der Vegetationsdeckung zu verzeichnen haben, andere hingegen infolge stärkeren Fraßes mit einem kompensatorischen Wachstum in den beweideten Flächen reagieren und dann höhere Deckungsgrade erreichen als in unbeweideten (s. auch Lennartson et al. 1998; Huhta et al. 2000a, 2000b). An den entstehenden offenen Mikro-Standorten finden Arten wie z. B. *Corynephorus canescens* bessere Keimbedingungen als in Beständen mit höherer Vegetationsdeckung (Gross & Werner 1982; Klinkhamer & de Jong 1988; Rusch & Fernàndez-Palacios 1995).

6.3 Von Rindern nutzbare minimale Vegetationshöhe

Wie unsere Untersuchungen mittels Digitalfotografie und Auswertung mit dem Programm Vesta zeigen, können Rinder, da sie nicht beißen, sondern mit der Zunge die Nahrung ins Maul ziehen und abreißen, die Vegetation nur bis zu einer Höhe von 5–10 cm nutzen. Somit bleibt ein Teil der Vegetation immer stehen und kann weiterhin photosynthetisch aktive Phytomasse aufbauen. Dies ist auch dadurch gewährleistet, dass Rinder nur etwa 40–70 % der zur Verfügung stehenden Phytomasse mit jedem Abreißen aufnehmen können (Ungar et al. 1991; Laca et al. 1992).

6.4 Fraßpräferenzen der Rinder

Rinder bevorzugen im Gebiet eindeutig die frischeren Standorte (s. auch Bakker 2003). Die Vegetation zeichnet sich neben Futtergräsern auch durch zahlreiche Kräuter aus. Aus der Literatur ist bekannt, dass ein wichtiger Parameter für den Fraß ein hoher Stickstoffgehalt (Bakker 2003) bzw. das C/N-Verhältnis der Pflanzenarten ist (Bryant et al. 1983). In Auen werden nährstoffreichere Standorte, die jedoch nicht zu feucht sind, bevorzugt (WallisDeVries & Schippers 1994; Olff et al. 2002). In den Restitutionsflächen spielen Gräser mit

guten Futterwerten als Nahrungsquelle eine große Rolle (*Alopecurus pratensis*, *Dactylis glomerata*, *Elymus repens*). Arten von Trockenstandorten werden eher gemieden; dies zeigen auch die Ergebnisse der Fraßintensität der Rinder nach Feuchtezahl der Vegetation. Dennoch haben die trockeneren Standorte eine große Bedeutung für die Weidetiere. So dienen die trockeneren Dünenkomplexe vorwiegend als „wellness"-Plätze; insbesondere bei leichtem Windeinfluss ist der Befall mit blutsaugenden Dipteren dort geringer.

6.5 Fraßintensität in Abhängigkeit von Nahrungsqualität und Witterung

Wie die Raumnutzung durch Rinder in einem Gebiet erfolgt, ob eine bestimmte Vegetation oder bestimmte Pflanzenarten gefressen werden oder nicht, ist einerseits von der Jahreszeit und der Witterung abhängig, andererseits vom Vegetationstypen-Spektrum (einschließlich der jeweiligen produzierten Phytomasse) und deren quantitativer Verteilung. Letztlich spielt die Besatzdichte an Rindern eine entscheidende Rolle; s. Hik & Jefferies (1990); Shariff et al. (1994); Hart (2001). Wie Schwinning & Parsons (1999) hervorheben, bewirkt Beweidung durch den räumlich und zeitlich variierenden Phytomasse-Entzug eine größere Heterogenität in der Vegetation. Die in den drei Untersuchungsgebieten feststellbare Fraß-Heterogenität beruht auf Unterschieden in den Anteilen verschiedener Vegetationstypen (Verhältnis: Vegetation frischerer und trockener Standorte), auf unterschiedlichen Besatzdichten und im Jahresvergleich auf unterschiedlichen Witterungsverhältnissen der Jahre 2002 und 2003 (letzteres ein extremes Trockenjahr).

Wie bereits im Ergebnisteil dargestellt, führt im Untersuchungsgebiet „Biener Busch" mit annähernd gleichen Anteilen an Vegetation frischerer und trockenerer Standorte eine Besatzdichte von 0,8 Großvieheinheiten/ha zu einer weitgehend gleichmäßigen Verteilung des Beweidungsdrucks. Die unter Naturschutzgesichtspunkten angestrebte Beweidung auch trockenerer Standorte ist hier gewährleistet. In extrem trockenen Jahren verschiebt sich der Beweidungsdruck auf einige wenige Bereiche, die gerade noch günstige Nahrungsressourcen bieten. In Gebieten mit höherem Anteil an frischerer Vegetation (Untersuchungsgebiet „Wester Schleife", über 50 % frischere Standorte) kann in normalen Jahren nur über eine Besatzdichte von 0,9 Großvieheinheiten eine Beweidung der ca. 18 % Sandrasenflächen gewährleistet werden.

In von der Witterung her trockeneren Jahren erhöht sich der Beweidungsdruck, der für eine gleichmäßige Beweidung aller Vegetationstypen in Normaljahren ausreicht, trotz ähnlicher Besatzdichte wesentlich. Wir können dies am Beispiel der Untersuchungsgebiete „Biener Busch" und „Wester Schleife" zeigen, wo im Extremjahr mehr Rasterpunkt-Flächen mit höheren Fraßstufen (4 und 5) festgestellt werden konnten. Die Anzahl der Rasterpunkt-Flächen mit geringerem Beweidungsdruck nimmt ab, solche mit größerem zu. Dieses Ergebnis ist identisch mit den Experimenten von Gibbs et al. (1997) und der Simulation von Schwinning & Parsons (1999).

6.6 Zur Frage der räumlichen Koinzidenz zwischen erhöhter Nahrungsaufnahme und vermehrter Faecesdeposition

Bei einer höheren Besatzdichte (Beispiel: Untersuchungsgebiet „Biener Busch" und „Wester Schleife") ist die Verteilung der Faeces im Vergleich zum Beweidungsdruck auf die Gesamtfläche sehr gleichmäßig. Die Faecesabgabe erfolgt während des gesamten Weideganges und der Wiederkäu-Perioden. Zwischen den Faecesdepositionen und dem Weidedruck besteht, wie im Ergebnisteil angeführt, kein Zusammenhang. Zwar weisen die Rasterpunkt-Flächen mit minimalem Fraßdruck auch geringere Faecesdeckungen auf, nach unseren Beobachtungen wurden diese Punkte aber auch kaum von den Weidetieren aufgesucht.

Faecesdepositionen wirken sich auch auf das Vegetationsmuster aus (Malo et al. 1995), wobei „Geilstellen" entstehen, die eine längere Zeit von Rindern zur Nahrungsaufnahme gemieden werden (Steinauer & Collins 1995). Dort bildet sich schnell wieder genügend Phytomasse, auch kommen dort vermehrt zahlreiche Pflanzenarten zur Blüten- und Fruchtbildung wie z.B. *Dianthus deltoides* (Kratochwil et al. 2002).

Danksagung

Wir danken dem Bundesministerium für Bildung und Forschung (BMBF, Förderkennzeichen 01LN0003) und dem Bundesamt für Naturschutz (BfN) für die finanzielle Förderung der Projekte, dem Landkreis Emsland (Meppen) und der Bezirksregierung Weser-Ems (Oldenburg) für die gute Kooperation. R. Cezanne und M. Eichler übernahmen Teile des Monitoring (Rasterpunkte). E. Mählmann, S. Müller und K. Rottmann verdanken wir Daten zur horizontalen Vegetationsdeckung und vertikalen Vegetationsstruktur. U. Menzel, A. Möhlmeyer, B. Pahlmann, D. Remy, A. Tschuschke und K. Zimmermann unterstützten uns in organisatorischen technischen Belangen, C. Storm in statistischen Fragen, A. Zehm bei der Analyse der Vegetationsstruktur. Ihnen allen sei für die Unterstützung recht herzlich gedankt. Unser Dank gilt insbesondere auch den beteiligten Landwirten der Region.

Literatur

Anderson, V.J. & Briske, D.D., 1995: Herbivore-induced species replacement in grasslands: is it driven by herbivory tolerance or avoidance? - Ecol. Appl. 5, 1014-1024.

Anderton, N., Cockrum, P.A., Colegate, S.M., Edgar, J.A. & Flower, K., 1999: Assessment of potential for toxicity of *Phalaris* spp. via alkaloid content determination: *P. coerulescens*, a case example.- Phytochemical Analysis 10, 3, 113-118.

Bakker, E., 2003: Herbivores as mediators of their environment – the impact of large and small species on vegetation dynamics. - Thesis, Wageningen University, 184 pp.

Bakker, E. & Olff, H., 2003: Impact of different-sized herbivores on recruitment opportunities for subordinate herbs in grasslands. - Journal of Vegetation Science 14, 465-474.

Barkman, J. J.; Doing, H. & Segal, S., 1964: Kritische Bemerkungen und Vorschläge zur quantitativen Vegetationsanalyse. - Acta Bot. Neerlandica 13, 394-419.

Belsky, A.J., 1992: Effects of grazing, competition, disturbance and fire on species composition and diversity in grassland communities. - Journal of Vegetation Science 3, 187-200.

Belsky, A.J., Carson, W.P., Jensen, C.L. & Fox, G.A., 1993: Overcompensation by plants – herbivore optimization or red herring. - Evolutionary Ecology 7, 109-121.

Bennecke, N., 1994: Der Mensch und seine Haustiere. Die Geschichte einer jahrtausendealten Beziehung. - Stuttgart, Theiss, 470 S.

Berendse, F., 1985: The effect of grazing on the outcome of competition between plant species with different nutrient requirements. - Oikos 44, 35-39.

Bogner, H. & Grauvogl, A., 1984: Verhalten landwirtschaftlicher Nutztiere. - Ulmer, Stuttgart, 435 S.

Bonn, S. & Poschlod, P., 1998: Ausbreitungsbiologie der Pflanzen Mitteleuropas: Grundlagen und kulturhistorische Aspekte. - Quelle & Meyer, Wiesbaden, 404 S.

Brown, M.S. & Molyneux, R.J., 1996: Effects of water and mineral nutrient deficiencies on pyrolizidine alkaloid content of *Senecio vulgaris* flowers. - Journal of the Science and Food and Agriculture 70, 2, 209-211.

Bryant, J.P., Chapin III, F.S. & Klein, D.R., 1983: Carbon/nutrient balance of boreal plants in relation to vertebrate herbivory. - Oikos 40, 357-368.

Burrichter, E., Pott, R., Raus, T. & Wittig, R., 1980: Die Hudelandschaft „Borkener Paradies" im Emstal bei Meppen. - Abhandlungen aus dem Landesmuseum für Naturkunde zu Münster in Westfalen 42, 4, 1-69.

Buttenschøn, J. & Buttenschøn, R.M., 1982: Grazing experiments with cattle and sheep on nutrient poor, acidic grassland and heath. II. Grazing impact. - Natura Jutlandica 21, 2, 19-27.

Buttenschøn, J. & Buttenschøn, R.M., 1982b: Grazing experiments with cattle and sheep on nutrient poor, acidic grassland and heath. III. Animal nutrition. - Natura Jutlandica 21, 28-48.

Cook, C.W., Harris, L.E. & Young, M.C., 1967: Botanical and nutritive content of diets of cattle and sheep under single and common use on mountain range. - Journal of Animal Science. 26, 1167-1174.

Dai, X., 2000: Impact of cattle dung deposition on the distribution pattern of plant species in an alvar limestone grassland. - Journal of Vegetation Science 11, 715-724.

Demment, M.W. & van Soest, P.J., 1985: A nutrional explanation for body-size patterns of ruminant and nonruminant herbivores. - American Naturalist 125, 641-672.

Dupré, C. & Diekmann, M, 2001: Differences in species richness and life-history traits between grazed and abandoned grasslands in southern Sweden. - Ecography 24, 275-286.

Ellenberg, H., Weber, H.E., Düll, R., Wirth, V., Werner, W. & Paulissen, D., 1992: Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. - 2. Aufl., Scripta Geobotanica 18. 262 S.

Fraser, A.F., 1978: Verhalten landwirtschaftlicher Nutztiere. - UTB, Stuttgart, 133 S.

Gibbs, M.J., Huckle, C.A., Nuthall, R. & Rock, A.J., 1997: Effect of sward surface height on intake and grazing behaviour by lactating Holstein Friesean cows. - Grass and Forage Science 52, 309-321.

Gross, K.L. & Werner, P.A., 1982: Colonizing abilities of 'biennial' plant species in relation to ground cover: implications for their distributions in a successional sere. - Ecology 63, 921-931.

Hafez, E.S.E. & Schein, M.W., 1962: The behaviour of cattle. - In: Hafez, E.S. (Ed.): The Behaviour of Domestic Animals, 247-296.

Hart, R.H., 2001: Plant biodiversity on shortgrass steppe after 55 years of zero, light, moderate or heavy cattle grazing. - Plant Ecology 155, 1505-1520.

Helfferich, B. & Gütte, O., 1972: Tierernährung in Stichworten. - Hirt, Kiel, 209 S.

Hik, D.S. & Jefferies, R.L., 1990: Increaeses in the net above-ground primary production of a salt-marsh forage grass: a test of the predictions of the herbivore-optimization model. - Journal of Ecology 78, 180-195.

Huhta, A.P., Hellstrom, K. Rautio, P. & Tuomi, J., 2000a: A test of the compensatory continuum: fertilization increases and below-ground competition decreases the grazing tolerance of tall wormseed mustard (*Erysimum strictum*). - Evolutionary Ecology 14, 4-6, 353-372.

Huhta, A.P., Lemnartsson, T., Tuomi, J., Rautio, P. & Laine, K., 2000b: Tolerance of *Gentianella campestris* in relation to damage intensity: An interplay between apical dominance and herbivory. - Evolutionary Ecology 14, 1-6, 373-392.

Jentsch, A. & Beyschlag, W., 2003: Vegetation ecology of dry acidic grasslands in the lowland area of central Europe. - Flora 198, 3-25.

Klapp, E., 1971: Wiesen und Weiden. - Blackwell, Berlin, Hamburg 620 S.

Klinkhamer, P.G.L. & de Jong, T.J., 1988: The importance of small-scale disturbance for seedling establishment in *Cirsium vulgare* and *Cynoglossum officinale*. - Journal of Ecology 76, 383-392.

Kratochwil, A. & Schwabe, A., 2001: Ökologie der Lebensgemeinschaften: Biozönologie. - Ulmer, Stuttgart, 765 S.

Kratochwil, A., Fock, S., Remy, D. & Schwabe, A., 2002: Responses of flower phenology and seed production under cattle grazing impact in sandy grasslands. - Phytocoenologia 32, 4, 531-552.

Kratochwil, A., Stroh, M. & Schwabe, A, 2004: Restitution alluvialer Weidelandschaften: Binnendünen-Feuchtgebietskomplexe im Emsland (Nordwestdeutschland). - Schr.R. f. Landschaftspfl. u. Natursch. 78.

Laca, E.A., Ungar, E.D., Seligman N. & Demment, M.W., 1992: Effects of sward height and bulk density on bite dimensions of cattle grazing homogeneous swards. - Grass and Forage Science 47, 91-102.

Lennartson, T., Nilsson, P. & Tuomi, J.,

1998: Induction of overcompensation in the field gentian, *Gentianella campestris*. - Ecology 79, 3, 1061-1072.

Littell, R.C., Milliken, G.A., Stroup, W.W. & Wolfinger, R.D., 2000: SAS System for Mixed Models. - Cary NJ (SAS Institute), 633 pp.

Mährlein, A., 2004: Agrarwirtschaftliche Untersuchungen in „neuen Hudelandschaften" bei naturschutzkonformer Extensivbeweidung mit Rindern und Schafen. - In: Beweidung und Restitution als Chancen für den Naturschutz? NNA-Ber. 17, H.1, 191-203.

Malo, J.E. & Suarez, F., 1995: Establishment of pasture species on cattle dung: the role of endozoochorous seeds. - Journal of Vegetation Science 6, 2, 169-174.

Milchunas, D.G. & Lauenroth, W.K., 1993: Quantitative effects of grazing on vegetation and soils over a global range of environments. - Ecological Monographs 63, 327- 366.

Milchunas, D.G., Sala, O.E. & Lauenroth, W.K., 1988: A generalized model of the effects of grazing by large herbivores on grassland community structure. - American Naturalist 132, 87-106.

Noy-Meir, I., Gutman, M. & Kaplan, Y., 1989: Responses of Mediterranean grassland plants to grazing and protection. - Journal of Ecology 77, 290-310.

Olff, H. & Ritchie, M.E., 1998: Effects of herbivores on grassland plant diversity. - TREE 13, 7, 261-265.

Olff, H., Ritchie, M.E. & Prins, H.H.T., 2002: Global environmental controls of diversity in large herbivores. - Nature 415, 901-904.

Owen-Smith, N. & Novellie, P., 1982: What should a clever ungulate eat? - American Naturalist 119, 151-178.

Pakeman, R.J., Digneffe, G. & Small, J.L., 2002: Ecological correlates of endozoochory by herbivores. - Functional Ecology 16, 296-304.

Pfister, J.A., Manners, G.D., Gardner, D.R. Price, K.W. & Ralphs, M.H., 1996: Influence of alkaloid concentration on acceptability of tall larkspur (*Delphinium* spp.) to cattle and sheep. - Journal of Chemical Ecology 22, 6, 1147-1168.

Proulx, M. & Mazumder, A., 1998: Reversal of grazing impact on plant species richness in nutrient-poor vs. nutrient-rich ecosystems. - Ecology 79, 2581-2592.

Remy, D. & Zimmermann, K., 2004: Restitution einer extensiven Weidelandschaft im Emsland: Untersuchungsgebiete im BMBF-Projekt „Sand-Ökosysteme im Binnenland". - In: Beweidung und Restitution als Chancen für den Naturschutz? NNA-Ber. 17, H.1, 27-38.

Rusch, G. & Fernández-Palacios, J.M., 1995: The influence of spatial heterogeneity on regeneration by seed in a limestone grassland. - Journal of Vegetation Science 6, 417-426.

Schloeth, R., 1961: Da Sozialleben des Camargue-Rindes. - Zeitschrift für Tierpsychologie 18, 574-627.

Schwabe, A. & Kratochwil, A., 1987: Weidbuchen im Schwarzwald und ihre Entstehung durch Verbiss des Wälderviehs. -Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ. 49, 1-120.

Schwabe, A., Remy, D., Assmann, T., Kratochwil, A., Mährlein, A., Nobis, M., Storm, Ch., Zehm, A., Schlemmer, H., Seuß, R., Bergmann, S., Eichberg, C., Menzel, U., Persigehl, M., Zimmermann, K. & Weinert, M., 2002a: Inland Sand Ecosystems: Dynamics and restitution as a consequence of the use of different grazing systems. - In: Redecker, B., Finck, P., Härdtle, W., Riecken, U. & Schröder, E. (Eds.): Pasture Landscapes and Nature Conservation, 239-252, Springer, Heidelberg - Berlin - New York.

Schwabe, A., Zehm, A., Eichberg, C., Stroh; M., Storm; C. & Kratochwil, A., 2004: Extensive Beweidungssysteme als Mittel zur Erhaltung und Restitution von Sand-Ökosystemen und ihre naturschutzfachliche Bedeutung. - Schr.R. f. Landschaftspfl. u. Natursch. 78.

Schwinning, S. & Parsons, A.J., 1999: The stability of grazing systems revisited: spatial models and the role of heterogeneity. - Functional Ecology 13, 737-747.

Shariff, A.R., Biondini, M.E. & Grygiel, C.E., 1994: Grazing intensity effects on litter decomposition and soil nitrogen mineralization. - Journal of Range Management 47, 444-449.

Steinauer, E.M. & Collins, S.L., 1995: Effects of urine deposition on small-scale patch structure in prarie vegetation. - Ecology 76, 1195-1205.

Stroh, M. & Kratochwil, A., 2004: Vegetationsentwicklung von restituierten flussnahen Sand-Ökosystemen und Feuchtgrünland im Vergleich zu Leitbildflächen (Emsland, Niedersachsen). - In: Beweidung und Restitution als Chancen für den Naturschutz? NNA-Ber. 17, H.1, 55-68.

Stroh, M., Storm, C., Zehm, A. & Schwabe, A., 2002: Restorative grazing as a tool for directed succession with diaspore inoculation: the model of sand ecosystems. - Phytocoenologia 32, 595-625.

Stroh, M., Kratochwil, A., Remy, D., Zimmermann, K. & Schwabe, A. (submitted): Restoration of alluvial landscapes in the Ems region (northwestern Germany).

Süß, K., 2004: Fraß- und Raumnutzungsverhalten bei sukzessiver Multispecies-Beweidung mit Wiederkäuern (Schafe) und Nicht-Wiederkäuern (Esel) in Sand-Ökosystemen. - In: Beweidung und Restitution als Chancen für den Naturschutz? NNA-Ber. 17, H. 1, 127-132.

Traba, J., Levassor, C. & Peco, B. (2003): Restoration of species richness in abandoned mediterranean grassland: seeds in cattle dung. - Restoration Ecology 11, 3, 378-384.

Ungar, E.D., Genizi, A. & Demment, M.W., 1991: Bite dimensions and herbage intake by cattle grazing short, hand constructed swards. - Agronomy Journal 83, 973-978.

Vesk, P.A. & Westoby, M., 2001: Predicting plant species' response to grazing. - Journal of Applied Ecology 38, 897-909.

WallisDeVries, M.F. & Schippers, P., 1994: Foraging in a landscape mosaic: selection for energy and minerals in free-ranging cattle. - Oecologia 100, 107-117.

Westoby, M., 1974: An analysis of diet selection by large generalist herbivores. - American Naturalist 108, 290-304.

Williams, O.B., Wells, T.C. E. & Wells, D.A., 1974: Grazing management of Woodwalton Fen: seasonal changes in the diet of cattle and rabbits. - Journal

of Applied Ecology 11, 499-516.

Wilson, A.D. & Harrington, G.N., 1984: Grazing ecology and animal production. - In: G.N. Harrington, A.D. Wilson & M.D. Young (eds.): Management of Australia's Rangelands, pp. 63-77. CSIRO, Melbourne, Australia.

Wünschmann, A., 1968: Die Rinder. - In Grzimek, B. (Ed.): Enzyklopädie des Tierreiches. - Bd. Säugetiere 4, 338-398. dtv, München.

Zehm, A., Nobis, M. & Schwabe, A., 2003: Multiparameter analysis of vertical vegetation structure based on digital image processing. - Flora 198, 142-160.

Anschriften der Verfasser:

Dipl.-Biol. Michael Stroh, Prof. Dr. Angelika Schwabe
TU Darmstadt, FB Biologie,
Vegetationsökologie
Schnittspahnstr. 4
64287 Darmstadt
stroh@bio.tu-darmstadt.de,
schwabe@bio.tu-darmstadt.de

Prof. Dr. Anselm Kratochwil
Universität Osnabrück, FB 5, Ökologie
Barbarastr. 11
49069 Osnabrück
kratochwil@biologie.uni-osnabrueck.de

Struktur von Laufkäfer-Gemeinschaften (Coleoptera: Carabidae) in größtenteils beweideten Sandfluren des Emslandes

von Stephan Lehmann, Markus Persigehl, Boris Rosenkranz, Bodo Falke, Jens Günther und Thorsten Aßmann

Abstract

Structure of ground-beetle assemblages (Coleoptera: Carabidae) of grazed sandy grassland in the Emsland region (northwest Germany)

From 2000 to 2002 thirteen capture sites within xerothermic grassland were analysed in the northwest of Germany (Emsland). A synoptic evaluation of literature results shows that in the region 137 ground-beetle species have been recorded in this habitat complex. This publication focuses on stenotopic species of grasslands that mainly occur in nutrient poor, dry and warm grasslands. The majority of those species is mentioned in the Red Data Books of Lower Saxony and Germany. 20 % of them are brachypterous, while just about 8 % of the euryoecious ground beetles are not able to fly. Thus, the ground beetle populations of xerothermic grasslands have a low potential of dispersal. The proportion of phytophagous ground beetles is higher among stenotopic ground beetles of xerothermic ecosystems than among the other species occurring in this habitat type. A principal-components analysis and a Spearman rank correlation analysis prove that the investigated stenotopic ground beetles are significantly related to certain vegetation and ground structures. Particularly some severely endangered species are dependent on patches with sparse vegetation. Those patches are generated by mechanical impacts such as trampling and biting. Consequently extensive grazing is essential for a long-term maintenance of those species.

1 Einleitung

Nährstoffarme, beweidete Sandrasen stellten noch bis vor wenigen Jahrzehnten einen weit verbreiteten Lebensraum im nordwestlichen Europa dar. Als Folge des landwirtschaftlichen Strukturwandels sind diese Biotope inzwischen stark zurückgegangen und gehören zu den bedrohten Lebensgemeinschaften Deutschlands (u. a. Pullin 2002, Drachenfels 1996). Ein Ziel des Naturschutzes muss deshalb der Erhalt der verbliebenen Reste und die Restitution solcher Lebensräume auf geeigneten Flächen sein.

Das Teilprojekt „Dynamik von Arthropoden-Populationen" des BMBF-Verbundprojektes „Sand-Ökosysteme im Binnenland: Dynamik und Restitution" bearbeitete mehrere Fragestellungen, die mit Beweidung und Restitution von Sandrasen im Emsland und in der Umgebung Darmstadts zusammenhängen. Ziel der Untersuchungen ist eine Konzepterstellung für die langfristige Sicherung der gefährdeten Biotoptypen mit den typischen Floren- und Faunenelementen (Schwabe et al. 2002). Eine fehlende Beweidung hätte eine Verringerung der Strukturvielfalt und Dynamik in den bedrohten Sand-Ökosystemen zur Folge. Stenotope Arten, welche auf diese Faktoren angewiesen sind, hätten langfristig keine Möglichkeiten auf diesen Flächen zu überleben.

Die Laufkäfer-Gemeinschaften von Sandfluren und ihre Koinzidenzen mit beweidungsspezifischen Strukturen werden insbesondere für die Umgebung Darmstadts bei Lehmann et al. (2004) behandelt. Eine Analyse von Besiedlungsprozessen ausgewählter Laufkäferarten nach Restitutionsmaßnahmen gibt Persigehl et al. (2004a). Die Auswirkungen der Beweidung und die Wiederbesiedlung neu geschaffener Sandrasen durch Heuschrecken werden von Persigehl & Assmann (2004) vorgestellt. Ein allgemeiner Überblick zu koprophagen Käfern in Weidelandschaften und zur Auswirkung von Parasitiziden (insb. Anthelminthika) auf diese Nicht-Ziel-Organismen ist Rosenkranz et al. (2004) zu entnehmen. Die Lycosiden-Fauna der restituierten Sandrasen wird von Persigehl et al. (in Vorb.) vorgestellt. Weitere Ergebnisse mit Projektrelevanz finden sich in den Publikationen von Günther & Assmann (accepted) sowie Falke & Assmann (2001). In der vorliegenden Arbeit werden Laufkäfer-Gemeinschaften von emsländischen Sandrasen beschrieben. Ein Untersuchungsschwerpunkt gilt den Koinzidenzen von beweidungsspezifischen Strukturen und dem Vorkommen bedrohter Laufkäferarten der Leitbildflächen des „Biener Busches" und der Restitutionsflächen der „Hammer Schleife".

2 Material und Methoden

Definition des Begriffs „stenotope Sandrasenart"

Als stenotope Sandrasenart wird im Folgenden eine Laufkäferart bezeichnet, wenn sie eine Präferenz für sandige Trockenrasen hat. Nebenvorkommen in anderen Lebensräumen sind damit möglich (z. B. *Calluna*-dominierte Heiden). In wenigen Ausnahmefällen können diese Arten außerhalb Nordwestdeutschlands auch andere Vorkommensschwerpunkte aufweisen (z. B. *Pseudoophonus griseus*). Die Einstufung beruht zum einen auf einer Literaturauswertung zahlreicher Arbeiten (u.a. Lindroth 1985, 1986; Falke et al. 2000; Turin 2000; Falke & Assmann 2001) und zum anderen auf den Ergebnissen der durchgeführten Rangkorrelationen nach Spearman.

Darüber hinaus wurde weitere Literatur zur Einstufung der Arten hinsichtlich ihrer Nahrungspräferenzen (vgl. Evans & Forsythe (1985), Forsythe (1983), Hengeveld (1980a, 1980b, 1980c)) hinzugezogen.

Erfassungsmethode, Fangstellen

Die Laufkäferfauna wurde von 2000 bis 2002 mit Bodenfallen erfasst. Die Öffnung der Fallenbecher hatte einen Durchmesser von 10 cm und wurde mit einem Drahtgitter, dessen Maschenweite 2 cm betrug, gegen den Fang von Wirbeltieren geschützt. Als Fangflüssigkeit diente eine Lösung, die aus 10 % Essigsäure, 20 % Glyzerin, 30 % Ethanol und 40 % Wasser bestand. Jeweils fünf Fallen in einem einheitlich erscheinenden Vegetationsbestand wurden zu einer Fangstelle zusammengefasst. Die Leerung der Fallen und ihre Neubeschickung mit Fangflüssigkeit erfolgte zwischen April und September vierzehntäglich und von Oktober bis März im monatlichen Rhythmus.

Einen Überblick über die Fangstellenbezeichnungen sowie Lage und Schutzstatus der Untersuchungsflächen gibt Anhang I. Weitere Informationen über die Untersuchungsgebiete, deren Management und Vegetation finden sich bei Remy & Zimmermann (2004).

Erfassung struktureller Parameter

Um Abhängigkeiten des Vorkommens der Arten von Struktur-Parametern zu ermitteln, sind folgende Parameter im Umfeld der Fangstellen jeweils im August erfasst worden. Dazu wurde auf einer Fläche von einem Quadratmeter die Deckung entsprechender Strukturen im Bereich der Einzelfallen in einer dekadischen Skala in Prozenten geschätzt. Die Wuchshöhen der unterschiedlichen Vegetationsschichten wurden gemessen und das arithmetische Mittel berechnet. Die Strukturparameter sind im Folgenden aufgeführt, ihre Abkürzungen sind in Klammern angegeben:

Gesamtdeckung der Vegetation (DGES), Deckung der Moosschicht (DM), Deckung Lichenes (DL), Deckung der Gräser (DG), Deckung der Kräuter (Gefäßpflanzen exklusiv Süß- und Sauergräser (DK) und Deckung des offenen Bodens (DROH), Deckung der Streuschicht (DSTR), Mittlere Wuchshöhe der Moose (WM), Lichenes (WC), Gräser (WG), Kräuter (WK) und die durchschnittliche Wuchshöhe der Vegetation (WDG) erfasst.

Statistische Auswertung

Die dargestellten Berechnungen in den Balkendiagrammen zur Gefährdung, dem Ausbreitungspotenzial und den Nahrungspräferenzen beruhen auf der Datenbasis von Falke et al. (2000) und Falke & Aßmann (2001) sowie aus den Untersuchungsergebnissen für die Projektgebiete „Hammer Schleife" und „Biener Busch" aus den Jahren 2000 und 2001.

Als Grundlage für die multivariaten Berechnungen sind nur Arten berücksichtigt, die im jeweiligen Untersuchungsjahr in vier oder mehr Individuen gefangen worden sind, um die Irrgäste bei den statistischen Bearbeitungen möglichst auszuschließen. Die Summe der Fänge der Fangstellen wurde für eine UPGMA („unweighted pair group method with arithmatic mean") -Clusteranalyse auf der Basis von Artenidentitäten nach Sörensen herangezogen (vgl. Southwood & Henderson 2000).

Bei der Hauptkomponentenanalyse (PCA) und Korrespondenzanalyse (DCA) sind jeweils für die Untersuchungsgebiete „Biener Busch" und „Hammer Schleife" die Jahresfänge der Fangstellen als „cases" und die Abundanzen der Arten als „variables" berücksichtigt worden. Die Berechnungen wurden mit dem Statistikprogramm MVSP (Version 3.1) durchgeführt. Bei allen Berechnungen ist die Datenbasis transformiert (square root), da deutliche Abweichungen der Originaldaten von einer Normalverteilung gegeben sind. Eine „Herabwichtung" von Arten mit geringer Individuenzahl wurde bei der Korrespondenzanalyse (DCA) zusätzlich durchgeführt.

Zur Überprüfung der Korrelationen der erfassten Arten mit Strukturparametern wurde eine Spearmansche Rangkorrelation mit dem Computerprogramm SPSS (Version 11.5) berechnet (vgl. Sachs 2002).

3 Ergebnisse

Zusammensetzung der Laufkäfer-Fauna emsländischer Sandrasen

Insgesamt konnten auf Sandrasen des Emslandes 137 Laufkäferarten erfasst werden (Anhang II). In diese Liste gingen nicht nur die in den Untersuchungsgebieten NSG „Sandtrockenrasen am Biener Busch" und „Hammer Schleife" nachgewiesenen Arten ein, sondern auch diejenigen, die auf weiteren Sandrasen gefunden wurden (Falke et al. 2000 und Falke & Aßmann 2001).

Die Artenidentitäten der Fangstellen der Sandfluren am „Biener Busch" und auf der „Hammer Schleife" unterscheiden sich wesentlich voneinander. Die Cluster-Analyse lässt zwei Gruppen erkennen: Sandtrockenrasen (*Spergulo-Corynephoretum typicum* und *S.-C. cladonietosum*) und grundwasserferne Weiden einerseits und eine weitere Gruppe, der alle anderen Fangstellen angehören, andererseits (Abb. 1). In dieser zweiten Gruppe sind auch die Reste eines *Spergulo-Corynephoretum* an der „Hammer Schleife" einzuordnen. Die Laufkäferfauna der „Hammer Schleife" zeigt hinsichtlich der Artenidentität deutliche Unterschiede zu den Sandtrockenrasen des „Biener Buschs".

Gefährdungssituation

In den emsländischen Untersuchungsgebieten konnten insgesamt 137 Laufkäferarten nachgewiesen werden. 19 Arten unterliegen einen Gefährdungsstatus nach der bundesdeutschen Roten Liste (Trautner et al. 1997) (vgl. Anhang II). Über die Hälfte der stenotopen Sandrasenarten, die im Emsland nachgewiesen wurden, sind nach der deutschen Roten Liste als bedroht anzusehen (Abb. 2) (Trautner et al. 1997).

Von den 30 stenotopen Sandrasenarten des Emslandes sind *Cymindis macularis* und *Cymindis humeralis* vom Aussterben bedroht. Weitere stark gefährdete Arten sind: *Harpalus autumnalis, Harpalus flavescens, Harpalus neglectus*, *Leistus spinibarbis* und *Masoreus wetterhallii* (vgl. Abb. 3).

H. neglectus konnte als frequente Art in den Sandrasen der Leitbildflächen des „Biener Busches" im Projektgebiet nachgewiesen werden. Weitere 10 Arten sind gefährdet: *Amara lucida, Bembidion nigricorne, Bradycellus ruficollis, B. caucasicus, Harpalus anxius, H. smaragdinus, H. solitaris, Olisthopus rotundatus, Notiophilus germinyi* und *N. aesthuans.* Damit sind über die Hälfte (56,7 %) der im Emsland nachgewiesenen stenotopen Sandrasenarten einer Gefährdungskategorie in Niedersachsen zugeordnet (vgl. Assmann et al 2003).

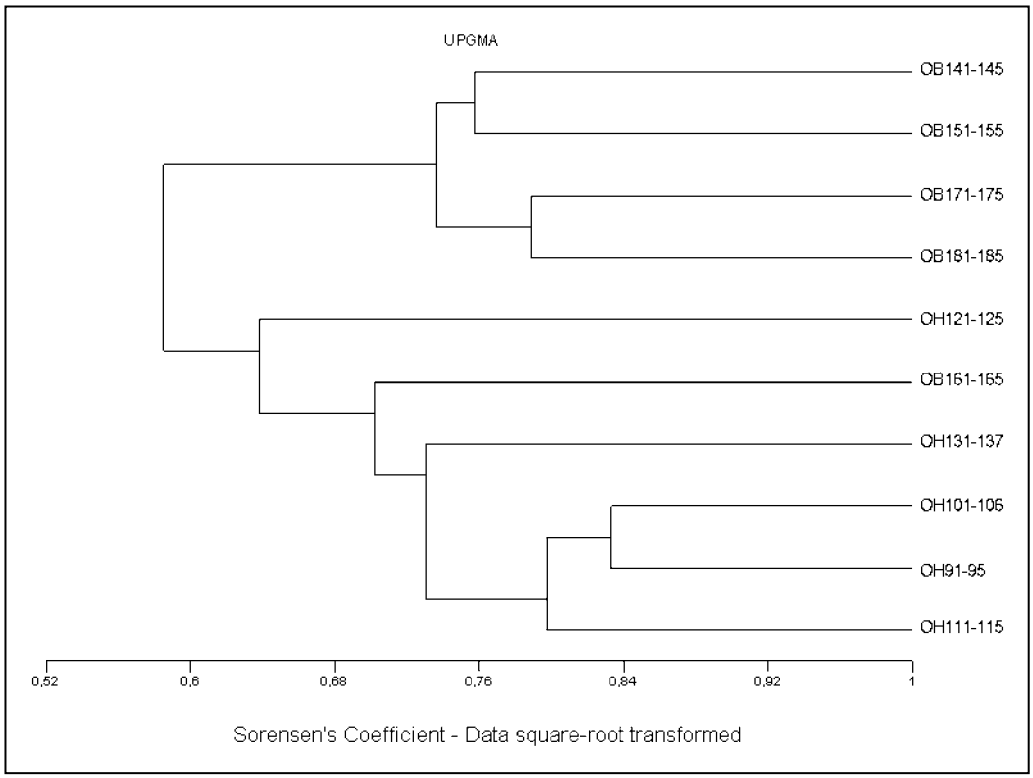


Abb. 1: Die Artenidentität nach Sörensen für die Laufkäferfänge der Fangstellen des „Biener Busches" und der „Hammer Schleife" für das Jahr 2000. Die Einzelfangstellen wurden gruppiert, sodass 10 Fallentransekte und 67 Arten berücksichtigt wurden.

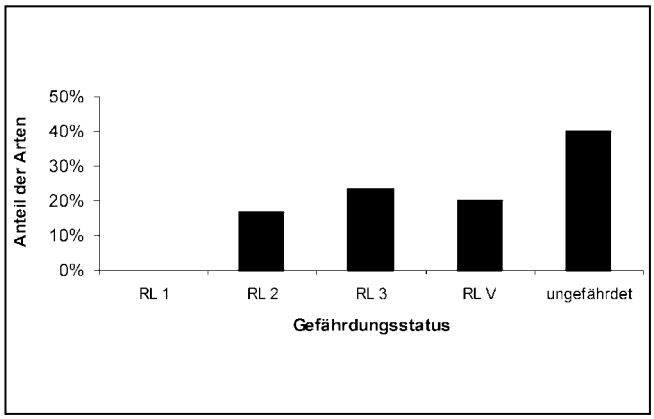


Abb. 2: Der Gefährdungsstatus nach der bundesdeutschen Roten Liste (Trautner et al. 1997) der stenotopen Sandrasenarten des Emslandes (n=3660; S=30).

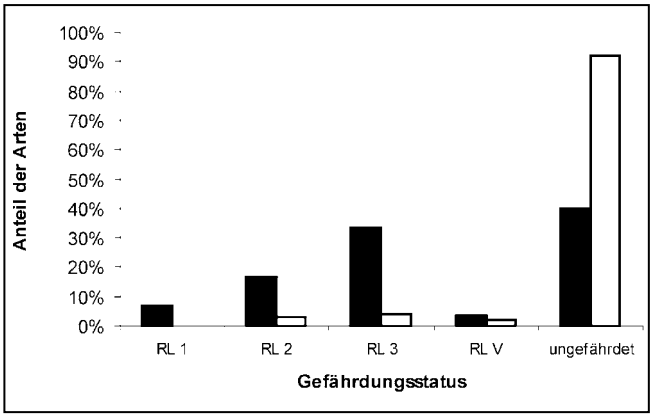


Abb. 3: Gefährdungsstatus nach der niedersächsischen Roten Liste (Aßmann et al. 2003) der emsländischen Laufkäferarten. Schwarz gekennzeichnet die Sandrasenarten (n=3660; S=30) und weiß gekennzeichnet die restlichen Arten (n=25318; S=99).

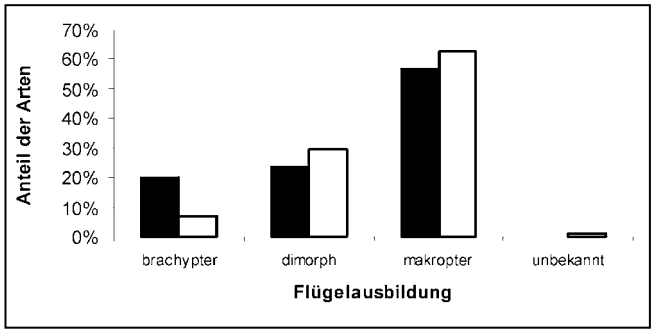


Abb. 4: Vergleich der Flügelausbildung der stenotopen Sandrasenarten (schwarze Säulen) (n=3660; S=30) und der restlichen Arten (weiße Säulen) (n=25318; S=99).

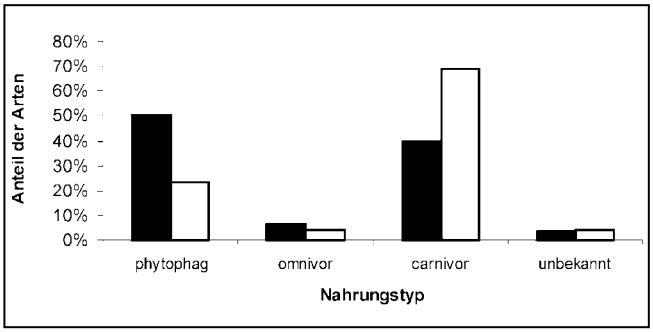


Abb. 5: Die Nahrungspräferenzen der Sandrasenarten (schwarze Säulen) des Emslandes (n=3660; S=30) und die der restlichen Arten (weiße Säulen) (n=25318; S=99).

Ausbreitungspotenzial der stenotopen Sandrasenarten

Um das Ausbreitungspotenzial der erfassten Laufkäferarten im Emsland zu beurteilen, wurde die Flügelausbildung der Sandrasenarten mit der der anderen Arten verglichen (Abb. 4).

Danach sind 20 % der Sandrasenarten als nicht als flugfähig einzustufen. Bei den restlichen Arten sind nur 8 % brachypter und damit flugunfähig, wobei es sich vorwiegend um Arten aus der Gattung *Carabus* handelt.

Zu den flugunfähigen Arten zählen die in Niedersachsen vom Aussterben bedrohten Arten *Cymindis macularis* und *Cymindis humeralis* und des weiteren auch die stark gefährdeten Arten *Harpalus neglectus* und *Harpalus autumnalis.*

Nahrungspräferenzen

Abb. 5 gibt einen Überblick über die Nahrungstypen der erfassten Laufkäferarten des Emslandes. Die Hälfte der stenotopen Sandrasenarten ist als phytophag und 40 % als carnivor einzustufen. Bei den Nicht-Sandarten zeigen hingegen nur 23 % eine phytophage und 69 % eine carnivore Ernährungsweise. Der Anteil der Nahrungsopportunisten, die sich nicht eindeutig zuordnen lassen, ist mit 6,7 % bzw. 4,0 % gering.

Bedeutung struktureller Parameter für stenotope Sandrasenarten

Die durchgeführte Hauptkomponentenanalyse (Abb. 6) verdeutlicht die Bindung der Sandrasenarten an die Probestellen der Bestände des *Spergulo-Corynephoretum* des „Biener Busches" (OB 171–175 und OB 181–185). *Harpalus neglectus*, *Cicindela hybrida* und *Amara spreta* laden stärker auf den Probestellen des offeneren *Spergulo-Corynephoretum* (OB 181–185), *Harpalus anxius, Calathus cinctus* und *Harpalus smaragdinus*, laden stärker auf den Fallen der *Cladonia*-reichen Bestände des *Spergulo-Corynephoretum* der Probestellen (OB 171–175).

Poecilus lepidus und *Amara lucida* zeigen eine Präferenz für den ehemaligen Acker (OB 141–145). *Amara tibialis* und *Masoreus wetterhallii* hingegen haben einen Schwerpunkt im Bereich des *Diantho-Armerietum* (OH 131–137) der „Hammer Schleife".

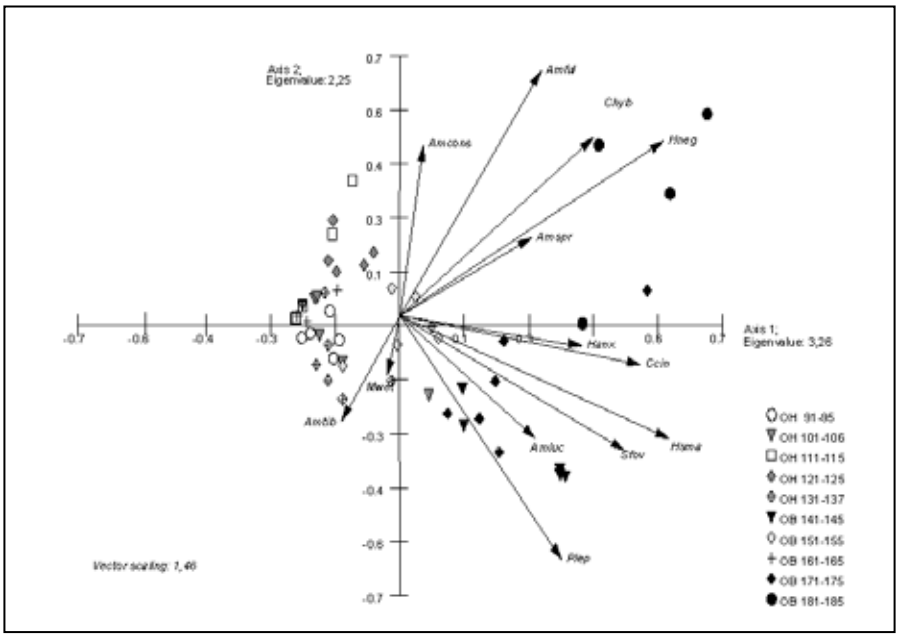


Abb. 6: PCA Emsland 2000. Die erste Achse erklärt 23,30 % der Gesamtvarianz, die zweite Achse erklärt 16,08 % der Gesamtvarianz. Es wurden 14 Arten mit 53 Probestellen ordiniert. Abkürzungen der Artnamen: siehe Anhang II.

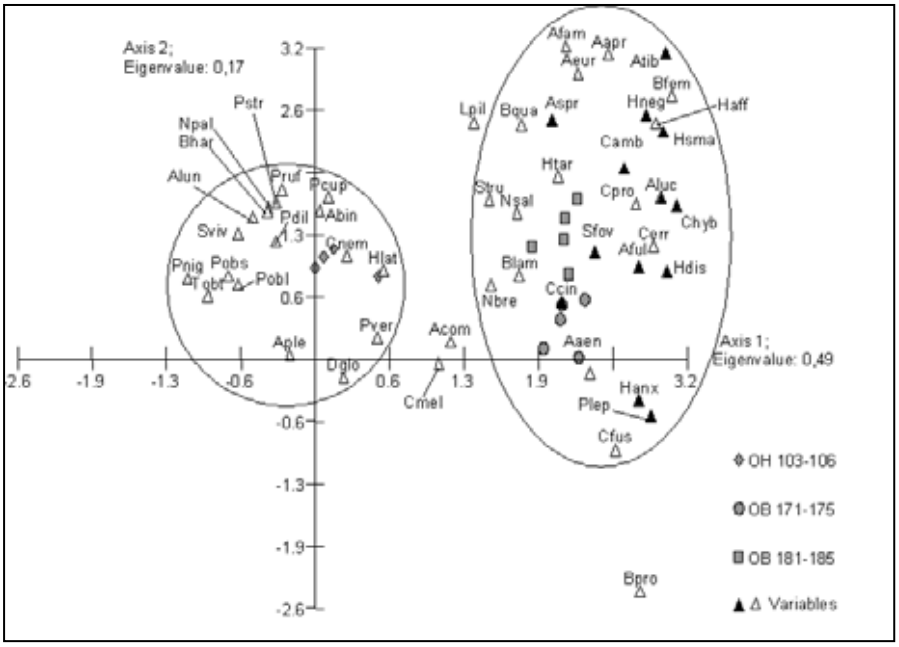


Abb. 7: DCA Emsland 2001: Die erste Achse erklärt 42,64 % und die zweite Achse erklärt 14,49 % der Gesamtvarianz. Arten mit einer Individuenzahl ab 4 Individuen sind in der Ordination als Dreiecke abgebildet. Stenotope Sandrasenarten sind als schwarze Dreiecke gekennzeichnet. Abkürzungen der Artnamen: siehe Anhang II.

Die durchgeführte Korrespondenzanalyse (DCA) (Abb. 7) verdeutlicht die Unterschiede der Artengemeinschaften der „Hammer Schleife" und des „Biener Busches". Die erste Achse zeigt einen Gradienten von hygrophilen zu xerophilen Arten. Die zweite Achse beschreibt den Gradienten von Arten die geschlossenere (Vegetations-)Strukturen präferieren zu Arten mit einer Vorliebe für offenere Strukturen.

Durch die Ordination lassen sich sowohl zwei Artengruppen als auch die beiden Teiluntersuchungsräume „Hammer Schleife" und „Biener Busch" trennen. Das kleinere Ellipsoid kennzeichnet vorwiegend die hygrophileren und eurytopen Arten der „Hammer Schleife". Das größere Ellipsoid gruppiert vorwiegend die xerophilen Arten. Es ordinieren sich hier alle stenotopen Sandrasenarten im Teiluntersuchungsraum „Biener Busch".

Zur Überprüfung der Korrelationen der Sandrasenarten an ausgewählte Strukturparameter (Deckung des Rohbodens, Gesamtdeckung der Vegetation bzw. Wuchshöhe der Vegetation) wurde eine Rangkorrelation durchgeführt. Folgende Arten zeigen eine positive, hoch signifikante Beziehung zu sandigen Offenbodenbereichen und eine negative, hochsignifikante Beziehung zur Gesamtdeckung der Vegetation: *Harpalus neglectus, Amara fulva, Syntomus foveatus, Harpalus smaragdinus, Cicindela hybrida, Calathus cinctus* und *Harpalus distinguendus.* Eine positive signifikante Korrelation an offene sandige Böden zeigen folgende Arten: *Harpalus anxius*, *Calathus ambiguus* und *Poecilus lepidus*. *Amara spreta* und *Amara lucida* korrelieren negativ mit der Gesamtdeckung der Vegetation. *Masoreus wetterhallii* hingegen zeigt keine Korrelation mit den erfassten Strukturparametern.

Im Anhang III sind die Strukturparameter und deren Korrelationskoeffizienten aufgelistet. Eine ausführliche Darstellung der Laufkäfer-Gemeinschaften xerothermer Sandrasen in der Umgebung Darmstadts findet sich bei Lehmann et al. (2004).

Weitere Untersuchungsjahre und die in Kapitel 2 angeführten Strukturparameter wurden bearbeitet, ergaben jedoch keine Abweichungen bzw. zusätzliche Informationen zu den oben dargestellten Ergebnissen.

4 Diskussion

Den positiven Einfluss von extensiven Beweidungsmaßnahmen auf die Strukturvielfalt belegen zahlreiche Untersuchungen (u. a. Schumacher 1991, Pott & Hüppe 1994). Durch selektiven Verbiss, Etablierung von Wegesystemen, die Entstehung von Kot- und Geilstellen erhöht sich in diesen Grünlandökosystemen die Strukturvielfalt (Schumacher 1991). Diese Dynamisierung des Landschaftsraumes fördert zum einen stenotope Wirbellose, die eine enge Bindung an offene Bodenstrukturen haben. Des weiteren werden Lebensbedingungen thermophiler Arten durch die Reduktion der Streuschicht begünstigt. Beispiele zu ausgewählten stenotopen Heuschreckenarten finden sich u. a. bei Schiefer (1981), Zehm (1997) und Persigehl & Assmann (2004). Für zahlreiche stenotope Laufkäferarten sind aus der Literatur ähnliche Befunde bekannt (Heitjohann 1974, Holste 1974, Turin 2000). Für beweidete Sandfluren der nördlichen Oberrheinebene bei Darmstadt zeigen Lehmann et al. (2004) die besondere Bedeutung von beweidungsspezifischen Strukturen für gefährdete Laufkäfer auf. Durch ein Beweidungsmanagement mit unterschiedlichen Herbivoren (Schaf und Esel) entstehen strukturreiche dynamische Sandfluren mit großflächigeren Offenbodenanteilen, die stenotopen Sandrasenarten als essentiellem Lebensraum dienen.

Die beweideten Sandfluren des Emslandes stellen für zahlreiche stenotope Sandrasenarten geeignete Lebensräume dar. Arten, die einer aktuellen Gefährdung unterliegen, haben einen nicht unerheblichen Anteil in diesen Laufkäfer-Gemeinschaften. Mehr als die Hälfte dieser eng eingenischten Sandrasenarten sind einer Gefährdungskategorie der Roten Liste Niedersachsens (Assmann et al. 2003) zugeordnet. Die Nahrungspräferenzen der Sandrasenarten unterscheiden sich von denen anderer Laufkäferarten, der Anteil phythophager Laufkäfer ist aber im Vergleich zu den übrigen Arten höher. Für sehr viele Arten aus den Gattungen *Amara* und *Harpalus* ist eine phytophage Lebensweise bekannt. Zahlreiche Arten dieser beiden Taxa haben einen Vorkommensschwerpunkt in xerothermen Sandrasen (vgl. u.a. Lindroth 1985, 1986).

Der hohe Anteil gefährdeter Arten mag zum einen durch den Lebensraumverlust (Aufforstungen, intensive Landwirtschaft) in den letzten 100 Jahren, zum anderen aber durch das geringe Ausbreitungspotenzial dieser Arten erklärbar sein. Als Beispiele können die vom Aussterben bedrohten Arten *Cymindis macularis* und *Cymindis humeralis* genannt werden, die in Norddeutschland nicht flugfähig sind. Die stark gefährdeten Arten *Harpalus autumnalis* und *Harpalus neglectus* besitzen ein vergleichbar schwaches Ausbreitungspotenzial. Eine Neugründung von Populationen dieser stenotopen Arten ist sehr unwahrscheinlich. Diesem Umstand ist bei Restitutionsmaßnahmen besonders Rechnung zu tragen (vgl. Persigehl 2004a). Strukturelle Parameter, wie der Anteil des offenen Sandbodens scheinen eine besondere Rolle für die stenotopen Sandrasenarten zu spielen. Lehmann et al. (2004) konnten für zahlreiche Sandrasenarten Mittelhessens ähnliche Korrelationen bzw. Koinzidenzen nachweisen. Der überwiegende Teil der Sandrasenarten des „Biener Busches" und der „Hammer Schleife" zeigt eine Präferenz für offene sandige Bodenbereiche.

Auch wenn die dargestellten Korrelationen nur Koinzidenzen zwischen den strukturellen Parametern und den ermittelten Abundanzen der Laufkäferarten darstellen, sind die Ergebnisse für die naturschutzfachliche Bewertung von Lebensräumen eine wichtige Grundlage, um Hinweise für die „Ausgestaltung" dieser xerothermen Lebensräume im Rahmen von Naturschutzmaßnahmen zu erhalten. Dem Erhalt stenotoper, ausbreitungsschwacher Sandrasenarten wie *Harpalus neglectus* kommt sicherlich eine besondere Bedeutung zu. Da sich diese Art vor allem in den Beständen des *Spergulo-Corynephoretum* mit einem großen Anteil von Offensandstellen findet. Diese phytophage Art zeigt nur eine geringe „Präferenz" für das flechtenreiche *Corynephoretum cladonietosum.* Ähnliche Befunde finden sich u. a. bei Assmann & Falke (1997), Falke et al. (2000) und Falke & Assmann (2001). Die Notwendigkeit von mechanischen Störungen durch den Einsatz eines zielorientierten Beweidungsmanagements dieser Sandtrockenrasen lässt sich so am Beispiel von *Harpalus neglectus* darstellen.

Für Deutschland hat der Erhalt der wenigen Vorkommen in den pleistozänen Sandlandschaften der norddeutschen Tiefebene auch eine überregionale Be-

deutung, da diese dort ihren Vorkommensschwerpunkt hat. Eine langfristige Bestandssicherung von *H. neglectus* und weiteren gefährdeten stenotopen Sandrasenarten ist durch eine Redynamisierung der Sand-Ökosysteme mit einem gezielten Beweidungsmanagement zu erreichen.

Die Aufgabe landwirtschaftlicher Flächen bietet aber auch Chancen für den Naturschutz, um Restitutionsmaßnahmen von Sand-Ökoystemen wie beispielsweise an der „Hammer Schleife" und im Darmstädter Sandgebiet (vgl. Persigehl et al. 2004a) auch in anderen Sandgebieten Deutschlands durchzuführen.

Danksagung

Große Teile dieser Untersuchung wurden durch das Bundesministerium für Bildung und Forschung (BMBF) gefördert (FKZ 01LN003).

Literatur

Aßmann, T. & Falke, B., 1997: Bedeutung von Hudelandschaften aus tierökologischer und naturschutzfachlicher Sicht. – Schriften-Reihe für Landschaftspflege und Naturschutz 58, 89-105.

Aßmann, T., Dormann, W., Främbs, H., Gürlich, S., Handke, K., Huk, T., Sprick, P. & Terlutter, H., 2003: Rote Liste der in Niedersachsen und Bremen gefährdeten Sandlaufkäfer und Laufkäfer (Coleoptera: Cicindelidae et Carabidae) mit Gesamtartenverzeichnis. 1. Fassung v. 1.6.2002. – Informationsdienst Naturschutz Niedersachsen 23, 2, 70-95.

Drachenfels, O. v., 1996: Rote Liste der gefährdeten Biotoptypen in Niedersachsen. Bestandsentwicklung und Gefährdungsursachen der Biotop- und Ökosystemtypen sowie ihrer Komplexe. Stand Januar 1996. – Naturschutz Landschaftspflege Niedersachsen 34, 1-146.

Evans, M.E.G. & Forsythe, T.G., 1985: Feeding mechanisms, and their variation in form of some adult ground beetles (Coleoptera: Caraboidea). – Journal of Zoology 206,113-143.

Falke, B., Oevermann, S. & Aßmann, T., 2000: Ground beetle diversity (Coleoptera, Carabidae) in a medieval wood-pasture reserve in north-west Germany. – In: Brandmayr, P.; Lövei, G.; Zetto Brandmayr, T., Casale, A.& Vigna Taglianti, A. (eds): Natural history and applied ecology of carabid beetles. Sofia, Moscow, 59-269.

Falke, B. & Aßmann, T., 2001: Zur Käferfauna von Sandtrockenrasen und Heidegesellschaften in Hudelandschaften des Emslandes (Nordwest-Deutschland). – Drosera 1/2, 35-52.

Forsythe, T.G., 1983: Mouthparts and feeding of certain ground beetles (Coleoptera, Carabidae). – Zoological journal of the Linnean Society 79, 319-376.

Günther, J. & Aßmann. T., accepted: Restoration ecology meets carabidology: Effects of floodplain restitution on ground beetles (Coleoptera, Carabidae). – Biodiversity and Conservation.

Heitjohann, H., 1974: Faunistische und ökologische Untersuchungen zur Sukzession der Carabidenfauna (Coleoptera, Insecta) in den Sandgebieten der Senne. – Abhandlungen aus dem Landesmuseum für Naturkunde zu Münster in Westfalen 36, 4, 3-27.

Hengeveld, R., 1980a: Qualitative and quantitative aspects of food of ground beetles (Coleoptera, Carabidae): a review. – Netherland journal of zoology 30, 555-563.

Hengeveld, R., 1980b: Polyphagy, oligophagy and food specialisation in ground beetles (Coleoptera, Carabidae). – Netherland journal of zoology 30, 564-584.

Hengeveld, R., 1980c: Food specialization in ground beetles: An ecological or a phylogenetic process? (Coleoptera, Carabidae). – Netherland journal of zoology 30, 585-594.

Holste, U., 1974: Faunistisch-ökologische Untersuchungen zur Carabiden- und Chrysomelidenfauna (Coleoptera, Insecta) xerothermer Standorte im Oberen Weserbergland. – Abhandlungen aus dem Landesmuseum für Naturkunde zu Münster in Westfalen 36, 4, 28-53.

Lehmann, S., Persigehl, M., Rosenkranz, B., Falke, B., Günther, J. & Aßmann, T., 2004: Laufkäfer-Gemeinschaften (Coleoptera, Carabidae) xerothermer Sandrasen und ihre Abhängigkeit von Beweidungsmaßnahmen. – Schr.R. f. Landschaftspfl. u. Natursch. 78.

Lindroth, C.H., 1985, 1986: The Carabidae (Coleoptera) of Fennoscandia. – Fauna ent. Scand. 15, (1,2), 1-497.

Persigehl, M. & Aßmann, T., 2004: Heuschrecken-Gemeinschaften auf Sandrasen im Emsland (Nordwest-Deutschland) – Beweidung und Restitution als Instrumente zum Schutz von Sandökosystemen. – Schr.R. f. Landschaftspfl. u. Natursch. 78.

Persigehl, M., Lehmann, S., Vermeulen, H.J.W., Rosenkranz, B., Falke, B. & Aßmann, T., 2004: Kolonisation restituierter Sandrasen im Darmstädter Flugsandgebiet und im mittleren Emsland durch Laufkäfer. - In: Beweidung und Restitution als Chancen für den Naturschutz? NNA-Ber. 17, H.1, 161-178.

Pott, R. & Hüppe, J., 1994: Weidetiere im Naturschutz. Bedeutung der Extensivbeweidung für die Pflege und Erhaltung nordwestdeutscher Hudelandschaften. – LÖBF-Mitteilungen, 3, 10-16.

Pullin, A. S., 2002: Conservation biology. – Cambridge, 345 S.

Remy, D. & Zimmermann, K., 2004: Restitution einer extensiven Weidelandschaft im Emsland: Untersuchungsgebiete im BMBF-Projekt „Sand-Ökosysteme im Binnenland". - In: Beweidung und Restitution als Chancen für den Naturschutz? NNA-Ber. 17, H.1, 27-38.

Rosenkranz, B., Günther, J., Lehmann, S.,Matern, A., Persigehl, M. & Aßmann, T., 2004: Die Bedeutung koprobionter Lebensgemeinschaften in Weidelandschaften und der Einfluss von Parasitiziden. – Schr.R. f. Landschaftspfl. u. Natursch. 78.

Sachs, L., 2002: Angewandte Statistik. Anwendung statistischer Methoden. – 10. Aufl.; Berlin, Heidelberg, u. a., 889 S.

Schiefer, J., 1981: Vegetationsentwicklung und Pflegemaßnahmen auf Brachflächen in Baden-Württemberg.– Natur und Landschaft 56, 7/8, 262-268.

Schumacher, W., 1991: Magerrasen. - In: Forschungsgesellschaft Landschaftsentwicklung Landschaftsbau e.V. (Fll) [Hrsg.]: Biotoppflege, Biotopentwicklung Maßnahmen zur Stützung und In-

itiierung von Lebensräumen für Tiere und Pflanzen. Teil 1. Dokumentation des Symposiums am 5. Nov. 1990 in Bonn: 67-77.

Schwabe, A., Remy, D., Aßmann, T., Kratochwil, A., Mährlein, A., Nobis, M., Storm, C., Zehm, A., Schlemmer, H., Seuß, R., Bergmann, S., Eichberg, C., Menzel, U., Persigehl, M., Zimmermann, K. & Weinert, M., 2002: Inland Sand Ecosystems: Dynamics and restitution as a consequence of the use of different grazing systems. - In: Redecker, B., Finck, P., Härdtle, W., Riecken, U. & Schröder, E. (Eds.): Pasture Landscapes and Nature Conservation, 239-252, Springer, Heidelberg - Berlin - New York.

Southwood, T. R. E. & Henderson, P. A., 2000: Ecological Methods. – 3rd edition., Oxford, 575 S.

Trautner, J., Müller-Motzfeld, G. & Bräunicke, M., 1997: Rote Liste der Sandlaufkäfer und Laufkäfer Deutschlands (Coleoptera: Cicindelidae et Carabidae). 2. Fassung, Stand Dezember 1996. – Naturschutz und Landschaftsplanung 97, 9, 261-273.

Turin, H., 2000: De Nederlandse Loopkevers, verspreiding en oecologie (Coleoptera, Carabidae). – Nederlandse Fauna 3, Nationaal Natuurhistorisch Museum Naturalis, KNNV Uitgeverij & EIS-Nederland, Leiden, 1-666.

Zehm, A., 1997: Zur Koinzidenz von Sandvegetation, ihrer Struktur und Heuschrecken-Zönosen (Orthoptera) in der hessischen Oberrheinebene. - Tuexenia 17: 193-222.

Anschriften der Verfasser:

Dipl.-Umw. Stephan Lehmann,
Dipl.-Biol. Markus Persigehl,
Dr. Jens Günther,
Prof. Dr. Thorsten Aßmann
Inst. für Ökologie und Umweltchemie
Universität Lüneburg
Scharnhorststr. 1
D-21335 Lüneburg
Stephan.Lehmann@uni-lueneburg.de

Dipl.-Biol. Boris Rosenkranz
IBACON GmbH, Arheilger Weg 17
D-64380 Rossdorf

Dr. Bodo Falke
An der Martinskirche 47
49078 Osnabrück

Anhang I: Fangstellen, an denen Laufkäfer im Rahmen des BMBF-Projektes bearbeitet wurden und die in den vergangenen drei Untersuchungsjahren eingerichtet und ausgewertet worden sind. +: Fangstelle wurde im betreffenden Untersuchungsjahr beprobt. Weitere Informationen zu den Untersuchungsgebieten finden sich in Remy & Zimmermann (2004).

Bezeichnung der Fallen	**Kurzbeschreibung**	**Untersuchungsjahr**		
	Nordwestdeutschland (Emsland)	2000	2001	2002
OH 91-95	Hammer Schleife (Sommerhochwasserdeich)	+	.	.
OH 101-105	Hammer Schleife (Restdüne)	+	+	+
OH 111-115	Hammer Schleife (feuchte Weide)	+	.	.
OH 121-125	Hammer Schleife (Maisfeld)	+	.	.
OH 131-137	Hammer Schleife (Weide, Diantho-Amerietum)	+	.	.
OH 241-248	Hammer Schleife (Neue Düne „Westdüne“)	.	.	+
OH 251-255	Hammer Schleife (Neue Düne „Süddüne“)	.	.	+
OH 261-265	Wester Schleife (Neue Düne)	.	.	+
OB 141-145	NSG „Sandtrockenrasen am Biener Busch“ (ehem. Acker)	+	.	.
OB 151-155	NSG „Sandtrockenrasen am Biener Busch“ (Weidegrünland)	+	.	.
OB 161-165	NSG „Sandtrockenrasen am Biener Busch“ (feuchtes Weidegrünland)	+	.	.
OB 171-175	NSG „Sandtrockenrasen am Biener Busch“ (Corynephoretum cladonietosum)	+	+	+
OB 181-185	NSG „Sandtrockenrasen am Biener Busch“ (offener Sandtrockenrasen)	+	+	+

Anhang II: Artenspektrum der nachgewiesenen Laufkäferarten:

Abk.: Abkürzung in grafischen Darstellungen (Abb. 6 und 7);
Sand: stenotope Sandrasenarten;
Alae: Flügelausbildung (ma: makropter; di: di-/polymorph; di*: di-/polymorph, aus Nordwestdeutschland nur brachyptere Individuen bekannt; br: brachypter);
Nahr.: Nahrungstypen (carnivor, omnivor, phytophag);
x: Nachweis der Art;
BF: Bodenfalle;
FF: Fensterfalle;
Ems: Untersuchungsgebiete im Projektgebiet Emsland;
E95/96: Untersuchungsgebiete außerhalb des Projektgebietes im Emsland (vgl. Falke & Aßmann 2001 und Falke et al. 2000);
R N: Rote Liste von Niedersachsen / Bremen;
R D: Rote Liste von Deutschland (D); Gefährdungskategorie: vom Aussterben bedroht (1), stark gefährdet (2), gefährdet (3), Art der Vorwarnliste (V).

Nr.	Art	Abk.	Sand	Nahr.	Alae	Ems BF	Ems FF	E95/96	R N	R D
1	*Abax parallelepipedus*	Apar	.	carn.	br	.	.	x	.	.
2	*Acupalpus brunnipes*	Abru	.		ma	.	.	x	2	2
3	*Acupalpus flavicollis*	Acfla	.		ma	x	.	.	.	.
4	*Acupalpus parvulus*	Acpar	.		ma	x	x	.	.	V
5	*Agonum afrum*	Aafr	.	carn.	ma	.	x	x	.	.
6	*Agonum marginatum*	Amar	.	carn.	ma	x	x	.	.	.
7	*Agonum muelleri*	Amue	.	carn.	ma	x	x	x	.	.
8	*Agonum sexpunctatum*	Asex	.	carn.	ma	x	x	x	.	.
9	*Agonum viduum*	Avid	.	carn.	ma	x	.	x	.	.
10	*Agonum viridicupreum*	Avir	.	carn.	ma	x	.	.	3	3
11	*Amara aenea*	Amaen	.	phyt.	ma	x	x	x	.	.
12	*Amara anthobia*	Amant	.	phyt.	ma	x	x	x	.	.
13	*Amara apricaria*	Amapr	.	phyt.	ma	x	.	x	.	.
14	*Amara bifrons*	Ambif	.	phyt.	ma	x	.	.	.	.
15	*Amara communis*	Amcom	.	phyt.	ma	x	x	x	.	.
16	*Amara consularis*	Amcons	X	omni.	ma	x	.	.	.	.
17	*Amara convexior*	Amconv	.	phyt.	ma	x	.	.	.	.
18	*Amara curta*	Amcur	.	phyt.	ma	x	.	.	3	V
19	*Amara equestris*	Amequ	X	phyt.	ma	x	.	x	.	.
20	*Amara eurynota*	Ameur	.	phyt.	ma	x	.	.	3	V
21	*Amara familiaris*	Amfam	.	phyt.	ma	x	x	x	.	.
22	*Amara fulva*	Amful	X	phyt.	ma	x	x	x	.	.
23	*Amara lucida*	Amluc	X	phyt.	ma	x	x	x	3	V
24	*Amara lunicollis*	Amlun	.	phyt.	ma	x	x	x	.	.
25	*Amara majuscula*	Amaj	.	phyt.	ma	.	.	x	.	.
26	*Amara plebeja*	Ample	.	phyt.	ma	x	x	x	.	.
27	*Amara similata*	Amsim	.	phyt.	ma	x	x	x	.	.
28	*Amara spreta*	Amspr	X	phyt.	ma	x	.	x	.	.
29	*Amara strenua*	Amstr	.	phyt.	ma	x	.	.	2	2
30	*Amara tibialis*	Amtib	X	phyt.	ma	x	x	x	V	V
31	*Anchomenus dorsalis*	Pdor	.	carn.	ma	x	.	x	.	.
32	*Anisodactylus binotatus*	Abin	.	phyt.	ma	x	.	x	.	.
33	*Anthracus consputus*	Acon	.	carn.	ma	x	.	.	3	3
34	*Asaphidion flavipes*	Asfla	.	carn.	ma	x	.	x	.	.
35	*Badister bullatus*	Bbul	.	carn.	ma	.	.	x	.	.
36	*Bembidion biguttatum*	Bbig	.	carn.	ma	x	.	.	.	.
37	*Bembidion femoratum*	Bfem	.	carn.	ma	x	x	x	.	.
38	*Bembidion guttula*	Bgut	.	carn.	di	.	.	x	.	V
39	*Bembidion lampros*	Blam	.	carn.	di	x	x	x	.	.
40	*Bembidion litorale*	Blit	.	carn.	ma	.	x	.	3	3
41	*Bembidion nigricorne*	Bnig	X	carn.	br	.	.	x	3	2
42	*Bembidion obliquum*	Bobl	.	carn.	ma	.	.	x	.	.
43	*Bembidion properans*	Bpro	.	carn.	di	x	x	x	.	.
44	*Bembidion quadrimaculatum*	Bqua	.	carn.	ma	x	x	x	.	.
45	*Bembidion tetracolum*	Btet	.	carn.	di	x	x	x	.	.
46	*Bradycellus caucasicus*	Bcau	X	phyt.	di	.	.	x	3	3
47	*Bradycellus csikii*	Bcsi	.	phyt.	ma	x	.	.	.	.
48	*Bradycellus harpalinus*	Bhar	.	phyt.	di	x	x	x	.	.

Nr.	Art	Abk.	Sand	Nahr.	Alae	Ems BF	Ems FF	E95/96	R N	R D
49	*Bradycellus ruficollis*	Bruf	X	phyt.	ma	.	.	x	3	3
50	*Broscus cephalotes*	Bcep	X	carn.	ma	.	.	x	.	V
51	*Calathus ambiguus*	Camb	X	carn.	di*	x	.	x	.	.
52	*Calathus cinctus*	Ccin	X	carn.	di	x	x	x	.	.
53	*Calathus erratus*	Cerr	.	carn.	di	x	x	x	.	.
54	*Calathus fuscipes*	Cfus	.	carn.	di	x	.	x	.	.
55	*Calathus melanocephalus*	Cmel	.	carn.	di	x	x	x	.	.
56	*Calathus micropterus*	Cmic	.	carn.	br	.	.	x	.	V
57	*Calathus rotundicollis*	Crot	.	carn.	di	.	.	x	.	.
58	*Carabus granulatus*	Cgra	.	carn.	di	x	.	x	.	.
59	*Carabus nemoralis*	Cnem	.	carn.	br	x	.	x	.	.
60	*Carabus problematicus*	Cpro	.	carn.	br	x	.	x	.	.
61	*Carabus violaceus*	Cvio	.	carn.	br	x	.	.	.	.
62	*Cicindela campestris*	Ccam	.	carn.	ma	x	.	x	.	.
63	*Cicindela hybrida*	Chyb	X	carn.	ma	x	x	x	.	.
64	*Clivina collaris*	Ccont	.	omni.	ma	x	x	.	V	V
65	*Clivina fossor*	Cfos	.	omni.	di	x	x	x	.	.
66	*Cychrus caraboides*	Ccar	.	carn.	br	.	.	x	.	.
67	*Cymindis humeralis*	Chum	X	carn.	br	.	.	x	1	3
68	*Cymindis macularis*	Cmac	X	carn.	di*	.	.	x	1	2
69	*Cymindis vaporariorum*	Cvap	.	carn.	di	.	.	x	2	2
70	*Demetrias atricapillus*	Datr	.		ma	.	.	x	.	.
71	*Dromius agilis*	Dagi	.	carn.	ma	x	.	.	.	.
72	*Dyschirius aeneus*	Daen	.	carn.	ma	x	x	.	.	.
73	*Dyschirius globosus*	Dglo	.	carn.	di	x	x	x	.	.
74	*Dyschirius luedersi*	Dlue	.	carn.	ma	x	.	.	.	.
75	*Dyschirius politus*	Dpol	.	carn.	ma	x	x	.	3	.
76	*Elaphrus cupreus*	Ecup	.	carn.	ma	.	.	x	.	.
77	*Elaphrus riparius*	Erip	.	carn.	ma	x	x	x	.	.
78	*Epaphius secalis*	Esec	.	carn.	br	x	.	x	.	.
79	*Harpalus affinis*	Haff	.	phyt.	ma	x	x	x	.	.
80	*Harpalus anxius*	Hanx	X	phyt.	ma	x	x	x	3	.
81	*Harpalus autumnalis*	Haut	X	phyt.	br	.	.	x	2	3
82	*Harpalus distinguendus*	Hdis	X	phyt.	ma	x	x	x	.	.
83	*Harpalus flavescens*	Hfla	X	phyt.	ma	.	.	x	2	3
84	*Harpalus laevipes*	Hqua	.	carn.	ma	.	.	x	.	V
85	*Harpalus latus*	Hlat	.	phyt.	ma	x	x	x	.	.
86	*Harpalus neglectus*	Hneg	X	phyt.	di*	x	.	x	2	2
87	*Harpalus rubripes*	Hrub	.	phyt.	ma	x	x	.	.	.
88	*Harpalus rufipalpis*	Hruf	X	phyt.	ma	x	.	x	.	.
89	*Harpalus smaragdinus*	Hsma	X	phyt.	ma	x	x	x	3	.
90	*Harpalus solitaris*	Hsol	X	phyt.	ma	.	.	x	3	2
91	*Harpalus tardus*	Htar	.	phyt.	ma	x	x	x	.	.
92	*Leistus spinibarbis*	Lspi	X	carn.	ma	.	.	x	2	V
93	*Leistus terminatus*	Lter	.	carn.	di	.	.	x	.	.
94	*Limodronus assimilis*	Pass	.	carn.	ma	x	.	x	.	.
95	*Loricera pilicornis*	Lpil	.	carn.	ma	x	.	x	.	.
96	*Masoreus wetterhallii*	Mwet	X		di	x	x	.	2	3

Nr.	Art	Abk.	Sand	Nahr.	Alae	Ems BF	Ems FF	E95/96	R N	R D
97	*Nebria brevicollis*	Nbre	.	carn.	ma	x	.	x	.	.
98	*Nebria salina*	Nsal	.	carn.	ma	x	.	x	.	.
99	*Notiophilus aesthuans*	Naes	X	carn.	ma	x	.	.	3	V
100	*Notiophilus aquaticus*	Naqu	.	carn.	di	x	.	x	.	V
101	*Notiophilus biguttatus*	Nbig	.	carn.	di	x	.	x	.	.
102	*Notiophilus germinyi*	Nger	X	carn.	di	x	.	x	3	3
103	*Notiophilus palustris*	Npal	.	carn.	di	x	x	x	.	.
104	*Notiophilus substriatus*	Nsub	.	carn.	ma	.	.	x	V	.
105	*Olisthopus rotundatus*	Orot	X	omni.	di	.	.	x	3	2
106	*Omophron limbatum*	Olim	.	carn.	ma	x	x	.	.	V
107	*Oodes helopioides*	Ohel	.	carn.	ma	x	x	.	.	.
108	*Ophonus rufibarbis*	Mruf	.	phyt.		x	.	.	.	.
109	*Oxypselaphus obscurus*	Pobs	.	carn.	di	x	.	x	.	.
110	*Panageus bipustulatus*	Pbip	.	carn.	ma	x	.	x	.	.
111	*Panageus cruxmajor*	Pcru	.	carn.	ma	x	.	.	.	V
112	*Paranchus albipes*	Palb	.	carn.	ma	x	.	.	.	.
113	*Patrobus atrorufus*	Patr	.	carn.	br	x	.	x	.	.
114	*Philorhizus sigma*	Dsig	.	carn.	di	.	.	x	.	.
115	*Poecilus cupreus*	Pcup	.	omni.	ma	x	.	x	.	.
116	*Poecilus lepidus*	Plep	X	carn.	di	x	.	x	.	V
117	*Poecilus versicolor*	Pver	.	carn.	ma	x	x	x	.	.
118	*Pseudoophonus rufipes*	Pruf	.	omni.	ma	x	x	x	.	.
119	*Pterostichus anthracinus*	Pant	.	carn.	di	x	x	.	.	.
120	*Pterostichus diligens*	Pdil	.	carn.	di	x	.	x	.	V
121	*Pterostichus gracilis*	Pgra	.	carn.	ma	.	x	.	2	3
122	*Pterostichus melanarius*	Pmel	.	carn.	di	x	.	x	.	.
123	*Pterostichus minor*	Pmin	.	carn.	di	.	.	x	.	.
124	*Pterostichus niger*	Pnig	.	carn.	ma	x	.	x	.	.
125	*Pterostichus nigrita*	Pnig	.	carn.	ma	x	.	x	.	.
126	*Pterostichus oblongopunctatus*	Pobl	.	carn.	ma	x	x	x	.	.
127	*Pterostichus quadrifoveolatus*	Pqua	.	carn.	ma	x	.	.	.	V
128	*Pterostichus rhaeticus*	Prha	.	carn.	br	.	x	.	.	.
129	*Pterostichus strenuus*	Pstr	.	carn.	di	x	.	x	.	.
130	*Pterostichus vernalis*	Pver	.	carn.	di	x	x	x	.	.
131	*Stenolophus teutonus*	Steu	.	carn.	ma	x	.	.	.	.
132	*Stomis pumicatus*	Spum	.	carn.	di	.	.	x	.	.
133	*Syntomus foveatus*	Sfov	X	carn.	di	x	x	x	.	.
134	*Syntomus truncatellus*	Stru	.	carn.	di	x	x	x	.	.
135	*Synuchus vivalis*	Sviv	.	phyt.	di	x	.	.	.	.
136	*Trechoblemus micros*	Tmic	.	carn.	ma	x	.	.	.	.
137	*Trechus obtusus*	Tobt	.	carn.	di	x	x	x	.	.

Anhang III: Beispiel für Rangkorrelationen nach Spearman der nachgewiesenen Arten (n>4). Emsland 2000 und 2001 mit ausgewählten Strukturparametern ***: p<0,001; **:p<0,01; *: p<0,05. Stenotope Sandrasenarten fett markiert. Tabelle absteigend sortiert nach dem Korrelationskoeffizient der Deckung des Rohbodens (DROH).

Art / Strukturparameter	DROH	DGES	WDG	DG	DK	DM	DL
Harpalus neglectus	0,613 ***	-0,732 ***	-0,59 ***	-0,657 ***	-0,363 **	-0,187 n.s.	0,247 *
Calathus erratus	0,579 ***	-0,775 ***	-0,695 ***	-0,777 ***	-0,268 *	0,098 n.s.	0,456 ***
Amara fulva	0,551 ***	-0,18 n.s.	-0,03 n.s.	-0,047 n.s.	-0,229 n.s.	-0,38 **	-0,078 n.s.
Carabus problematicus	0,54 ***	-0,651 ***	-0,509 ***	-0,585 ***	-0,232 n.s.	-0,131 n.s.	0,356 **
Syntomus foveatus	0,446 ***	-0,638 ***	-0,47 ***	-0,702 ***	-0,239 n.s.	0,357 **	0,285 *
Harpalus smaragdinus	0,437 ***	-0,543 ***	-0,423 **	-0,597 ***	-0,267 *	0,116 n.s.	0,256 *
Cicindela hybrida	0,434 ***	-0,529 ***	-0,529 ***	-0,514 ***	-0,293 *	-0,2 n.s.	0,143 n.s.
Calathus cinctus	0,427 ***	-0,447 ***	-0,485 ***	-0,468 ***	-0,251 *	0,168 n.s.	0,115 n.s.
Bembidion femoratum	0,408 **	0,046 n.s.	0,104 n.s.	0,11 n.s.	-0,161 n.s.	-0,458 ***	-0,181 n.s.
Harpalus distinguendus	0,353 **	-0,449 ***	-0,376 **	-0,364 **	-0,247 *	-0,067 n.s.	0,328 **
Harpalus anxius	0,313 *	-0,367 **	-0,298 *	-0,411 **	-0,086 n.s.	0,046 n.s.	0,335 **
Calathus ambiguus	0,304 *	-0,347 **	-0,366 **	-0,344 **	-0,102 n.s.	-0,088 n.s.	0,059 n.s.
Anchomenus dorsalis	0,272 *	0,031 n.s.	0,175 n.s.	0,206 n.s.	-0,066 n.s.	-0,255 *	-0,105 n.s.
Bembidion quadrimaculatum	0,263 *	0,167 n.s.	0,019 n.s.	0,039 n.s.	-0,032 n.s.	-0,607 ***	-0,109 n.s.
Poecilus lepidus	0,26 *	-0,46 ***	-0,506 ***	-0,572 ***	0,057 n.s.	0,48 ***	0,46 ***
Amara eurynota	0,255 *	-0,29 *	-0,18 n.s.	-0,131 n.s.	-0,151 n.s.	-0,082 n.s.	0,063 n.s.
Harpalus affinis	0,243 *	-0,059 n.s.	0,021 n.s.	-0,091 n.s.	0,083 n.s.	0,292 *	-0,118 n.s.
Amara lucida	0,235 n.s.	-0,319 **	-0,209 n.s.	-0,363 **	-0,022 n.s.	0,177 n.s.	0,265 *
Amara aenea	0,233 n.s.	-0,517 ***	-0,587 ***	-0,623 ***	0,171 n.s.	0,222 n.s.	0,408 **
Nebria brevicollis	0,187 n.s.	-0,316 **	-0,186 n.s.	-0,164 n.s.	-0,305 *	-0,103 n.s.	0,327 **
Harpalus tardus	0,185 n.s.	-0,307 *	-0,362 **	-0,439 ***	-0,043 n.s.	0,294 *	0,023 n.s.
Calathus fuscipes	0,161 n.s.	-0,461 ***	-0,511 ***	-0,592 ***	0,154 n.s.	0,602 ***	0,434 ***
Carabus nemoralis	0,16 n.s.	-0,117 n.s.	0,268 *	0,051 n.s.	-0,41 **	-0,134 n.s.	0,093 n.s.
Amara spreta	0,149 n.s.	-0,403 **	-0,426 **	-0,351 **	-0,095 n.s.	0,09 n.s.	-0,24 n.s.
Amara bifrons	0,139 n.s.	-0,216 n.s.	-0,086 n.s.	-0,183 n.s.	-0,139 n.s.	0,033 n.s.	-0,164 n.s.
Harpalus rubripes	0,138 n.s.	0,004 n.s.	-0,028 n.s.	-0,105 n.s.	0,055 n.s.	0,151 n.s.	-0,118 n.s.
Stenolophus teutonus	0,114 n.s.	-0,164 n.s.	-0,022 n.s.	-0,227 n.s.	-0,18 n.s.	0,073 n.s.	-0,09 n.s.
Amara apricaria	0,079 n.s.	0,018 n.s.	-0,032 n.s.	0,044 n.s.	-0,02 n.s.	-0,262 *	-0,131 n.s.
Masoreus wetterhallii	0,074 n.s.	-0,076 n.s.	0,02 n.s.	0,013 n.s.	-0,141 n.s.	0,193 n.s.	-0,105 n.s.
Loricera pilicornis	0,074 n.s.	0,442 ***	0,373 **	0,416 ***	0,021 n.s.	-0,477 ***	-0,231 n.s.
Limodronus assimilis	0,056 n.s.	0,36 **	0,106 n.s.	0,269 *	0,211 n.s.	-0,266 *	-0,061 n.s.
Dyschirius politus	0,047 n.s.	0,077 n.s.	-0,171 n.s.	0,052 n.s.	0,268 *	-0,322 **	-0,118 n.s.
Calathus melanocephalus	0,028 n.s.	-0,285 *	-0,026 n.s.	-0,261 *	-0,286 *	0,508 ***	0,271 *
Pterostichus melanarius	-0,015 n.s.	0,486 ***	0,444 ***	0,517 ***	0,14 n.s.	-0,367 **	-0,213 n.s.
Amara similata	-0,032 n.s.	-0,041 n.s.	-0,08 n.s.	-0,092 n.s.	-0,036 n.s.	0,038 n.s.	-0,028 n.s.
Amara tibialis	-0,042 n.s.	-0,134 n.s.	-0,106 n.s.	-0,252 *	0,12 n.s.	0,202 n.s.	-0,209 n.s.
Carabus granulatus	-0,042 n.s.	0,405 **	0,461 ***	0,502 ***	0,088 n.s.	-0,329 **	-0,255 *
Amara familiaris	-0,046 n.s.	-0,028 n.s.	-0,026 n.s.	-0,014 n.s.	-0,169 n.s.	-0,168 n.s.	-0,153 n.s.
Syntomus truncatellus	-0,065 n.s.	-0,103 n.s.	0,213 n.s.	0,131 n.s.	-0,194 n.s.	0,148 n.s.	-0,029 n.s.
Amara equestris	-0,1 n.s.	0,024 n.s.	-0,105 n.s.	-0,19 n.s.	0,067 n.s.	0,25 *	-0,09 n.s.
Amara consularis	-0,11 n.s.	0,177 n.s.	0,054 n.s.	0,083 n.s.	0,094 n.s.	-0,113 n.s.	-0,131 n.s.
Nebria salina	-0,116 n.s.	0,223 n.s.	-0,115 n.s.	0,082 n.s.	0,331 **	-0,174 n.s.	-0,33 **
Bradycellus harpalinus	-0,164 n.s.	-0,011 n.s.	0,196 n.s.	0,084 n.s.	-0,323 **	0,011 n.s.	-0,194 n.s.
Synuchus vivalis	-0,176 n.s.	0,053 n.s.	0,297 *	0,207 n.s.	-0,209 n.s.	0,096 n.s.	-0,174 n.s.
Bembidion properans	-0,178 n.s.	0,207 n.s.	-0,147 n.s.	-0,017 n.s.	0,677 ***	-0,054 n.s.	0,091 n.s.

Art / Strukturparameter	DROH		DGES		WDG		DG		DK		DM		DL	
Notiophilus palustris	-0,19	n.s.	0,096	n.s.	0,235	n.s.	0,125	n.s.	-0,164	n.s.	0,076	n.s.	-0,174	n.s.
Pseudoophonus rufipes	-0,2	n.s.	0,572	***	0,689	***	0,643	***	-0,163	n.s.	-0,156	n.s.	-0,486	***
Agonum sexpunctatum	-0,205	n.s.	0,208	n.s.	-0,016	n.s.	0,083	n.s.	0,175	n.s.	-0,202	n.s.	-0,105	n.s.
Anisodactylus binotatus	-0,213	n.s.	0,162	n.s.	0,22	n.s.	0,327	**	-0,005	n.s.	-0,203	n.s.	-0,164	n.s.
Agonum viridicupreum	-0,216	n.s.	0,186	n.s.	-0,19	n.s.	0,073	n.s.	0,301	*	-0,395	**	-0,131	n.s.
Dyschirius aeneus	-0,241	n.s.	0,216	n.s.	0,067	n.s.	0,159	n.s.	0,274	*	-0,075	n.s.	-0,105	n.s.
Oxypselaphus obscurus	-0,251	*	0,177	n.s.	0,223	n.s.	0,241	*	-0,231	n.s.	-0,118	n.s.	-0,073	n.s.
Clivina fossor	-0,251	*	0,525	***	0,371	**	0,566	***	0,225	n.s.	-0,406	**	-0,32	**
Bembidion tetracolum	-0,264	*	0,602	***	0,243	n.s.	0,051	***	0,387	**	-0,587	***	-0,24	n.s.
Agonum muelleri	-0,271	*	0,223	n.s.	-0,04	n.s.	0,066	n.s.	0,285	*	-0,251	*	-0,021	n.s.
Clivina collaris	-0,286	*	0,323	**	0,017	n.s.	0,216	n.s.	0,262	*	-0,24	n.s.	-0,105	n.s.
Dyschirius globosus	-0,286	*	0,549	***	0,675	***	0,072	***	0,11	n.s.	-0,16	n.s.	-0,285	*
Bembidion biguttatum	-0,301	*	0,289	*	0,008	n.s.	0,24	n.s.	0,169	n.s.	-0,299	*	-0,105	n.s.
Agonum marginatum	-0,305	*	0,293	*	-0,253	*	0,017	n.s.	0,438	***	-0,246	*	-0,118	n.s.
Amara lunicollis	-0,312	*	0,21	n.s.	0,418	**	0,406	**	-0,184	n.s.	-0,157	n.s.	-0,46	***
Bembidion lampros	-0,314	*	0,282	*	-0,014	n.s.	0,188	n.s.	0,34	**	-0,226	n.s.	-0,192	n.s.
Pterostichus niger	-0,314	*	0,249	*	0,307	*	0,404	**	-0,186	n.s.	-0,224	n.s.	-0,142	n.s.
Amara plebeja	-0,317	**	0,28	*	0,288	*	0,342	**	0,021	n.s.	-0,002	n.s.	-0,173	n.s.
Pterostichus oblongopunctatus	-0,341	**	0,222	n.s.	0,324	*	0,291	*	-0,462	***	-0,068	n.s.	-0,153	n.s.
Harpalus latus	-0,359	**	-0,001	n.s.	0,312	*	0,148	n.s.	-0,126	n.s.	0,22	n.s.	0,181	n.s.
Pterostichus nigrita	-0,374	**	0,376	**	0,12	n.s.	0,247	*	0,118	n.s.	-0,086	n.s.	-0,142	n.s.
Amara communis	-0,417	***	0,17	n.s.	0,02	n.s.	0,179	n.s.	0,14	n.s.	0,011	n.s.	-0,024	n.s.
Pterostichus diligens	-0,436	***	0,358	**	0,167	n.s.	0,353	**	0,01	n.s.	-0,11	n.s.	-0,194	n.s.
Trechus obtusus	-0,447	***	0,237	n.s.	0,528	***	0,286	*	-0,359	**	0,191	n.s.	-0,05	n.s.
Pterostichus vernalis	-0,449	***	0,436	***	0,016	n.s.	0,246	*	0,405	**	-0,246	*	-0,222	n.s.
Poecilus cupreus	-0,452	***	0,306	*	0,074	n.s.	0,317	**	0,445	***	0,095	n.s.	-0,367	**
Pterostichus strenuus	-0,511	***	0,36	**	0,284	*	0,378	**	-0,167	n.s.	-0,264	*	-0,293	*
Poecilus versicolor	-0,588	***	0,431	***	0,181	n.s.	0,36	**	0,392	**	0,098	n.s.	-0,392	**

Kolonisation restituierter Sandrasen im Darmstädter Flugsandgebiet und im mittleren Emsland durch Laufkäfer

von Markus Persigehl, Stephan Lehmann, Hendrik Jan Vermeulen, Boris Rosenkranz, Bodo Falke und Thorsten Aßmann

Abstract

Colonisation of restored sandy grasslands by ground beetles in Germany ("Darmstädter Flugsandgebiet" and "Emsland")

Poor sandy and open grasslands are one of the most endangered ecosystems in Germany. Especially stenotopic ground-beetle species of these dynamic habitats are endangered by the loss of habitats and habitat fragmentation. Effective conservation efforts, in the long run, have to take into consideration the population biology of the various species. One very important factor for their survival in today's landscape is dispersal power. The first part of this study describes colonization processes in two restored sandy grasslands in Germany using pitfall traps and window traps. For the analysis we defined four groups of ground beetles according to their dispersal power. In the second part, for *Poecilus lepidus*, the German populations of which are probably unable to fly, the colonisation process in a restitution area was analysed using a capture-recapture method. Using the computer program DISPERS for *Poecilus lepidus* we simulated the migration process for the investigated restitution area. We compared the simulation result with the data from our capture-recapture experiment. In the third part, conservation-genetics data were used to estimate minimum habitat sizes for the ground beetle species *Poecilus lepidus*.

1 Einleitung

Seit Anfang des 19. Jahrhunderts wandelte sich die Kulturlandschaft Mitteleuropas durch Nutzungsintensivierung in der Landwirtschaft. Durch den Einsatz moderner landwirtschaftlicher Bewirtschaftungsmethoden verschwanden große Flächen der ehemals weit verbreiteten nährstoffarmen Biotoptypen. Unter diesen heute gefährdeten Biotoptypen finden sich auch die Sandtrockenrasen Mittel- und Norddeutschlands. Von den noch vor 100 Jahren in den Untersuchungsgebieten landschaftsprägenden Sandrasen finden sich heute nur noch meist kleine und stark isoliert gelegene Reste. Die Aufgabe der Beweidung in den noch existierenden Sandrasenresten sowie ein lokal erhöhter Stickstoffeintrag aus der Luft begünstigen eine Entwicklung der offenen Sandtrockenrasengesellschaften in Richtung geschlossener Grasfluren bis hin zu einer Verbuschung der Flächen. Lehmann et al. (2004a, b) zeigten, dass insbesondere in den Sandrasen mit niedriger Vegetationsdeckung sehr viele der aktuell im Bestand gefährdeten Laufkäferarten vorkommen. Dabei erscheinen insbesondere eine niedrige Wuchshöhe der Vegetation und ein hoher Anteil offenensandiger Bereiche für diese Sandrasenarten als wichtige Strukturelemente ihres Lebensraums.

Der starke Rückgang der für Sandtrockenrasen typischen Pflanzen- und Tierarten kann auf den fortschreitenden Verlust der Dynamik, die zum Erhalt dieser Strukturelemente beiträgt, zurückgeführt werden. Ein zweiter Faktor ist der Verlust ausreichend großer Lebensräume und die Isolation der verbliebenen Habitatreste: De Vries (1996) konnte durch einen Vergleich des Arteninventars verschieden großer Heiden und Sandrasen für zahlreiche stenotope Laufkäferarten eine erhöhte Aussterbewahrscheinlichkeit in kleinen Habitaten bereits nach 30 Jahren belegen. Auch Assmann & Falke (1997) zeigten, dass gerade auf kleinen Sandrasenfragmenten im Nordwest-Deutschland viele stenotope und brachyptere Laufkäferarten bereits verschwunden sind. In ganz Deutschland sind stenotope brachyptere und damit ausbreitungsschwache Arten nur noch lokal verbreitet, während stenotope makroptere Arten weiter verbreitet sind (vgl. Rote Liste der Sandlaufkäfer und Laufkäfer Deutschlands, Trautner et al. 1997). Dennoch nimmt auch bei flugfähigen Arthropoden mit zunehmender Fragmentierung der Landschaft, also mit zunehmender Distanz zwischen den Habitatresten ebenfalls die (Re-) Kolonisationswahrscheinlichkeit ab (vgl. Hanski & Gilpin 1997). Ein wesentlicher Faktor bei Kolonisationsprozessen unbesiedelter Habitate ist das Ausbreitungspotenzial, welches auch die Überlebenswahrscheinlichkeit stenotoper Arthropodenarten von Sandtrockenrasen ganz entscheidend beeinflusst.

Folgende Fragen- und Themenkomplexe sollen deshalb in diesem Beitrag im Vordergrund stehen:

- Welche flugdynamischen Typen der Laufkäfer sind in der Lage, die neu entstandenen Lebensräume zu besiedeln? Stellen sich nur makroptere, also flugfähige Laufkäferarten auf den restituierten Sandrasen ein, oder schaffen es auch flügeldimorphe oder brachyptere Arten, diese zunächst unbesiedelten Flächen zu kolonisieren? Welche Aussagen über Besiedlungswege und -strategien der Arten sind möglich?
- Bei der Planung von Naturschutzgebieten wird über eine Vernetzung von kleinen Habitatfragmenten im Rahmen von Biotopverbundsystemen diskutiert, um einen Individuenaustausch zwischen Habitatfragmenten zu ermöglichen und damit das Aussterberisiko gefährdeter Arten zu reduzieren. Vermeulen (1995) konnte durch Fang und Wiederfang individuell markierter Laufkäfer zeigen, dass nur wenige stenotope Sandtrockenrasenarten in einem Korridor größere Entfernungen zurücklegten. Deshalb erscheint es wichtig, in der Planungsphase über eine Modellbildung die Effektivität

von Habitatvernetzungen testen zu können. Vermeulen et al. (2002) stellten das Programm DISPERS Version 0.7.06 zur individuenbasierten Simulation von Ausbreitungsprozessen in einer Landschaft vor. Vorhersagen, die über dieses GIS-gestützte, individuenbasierte Computerprogramm gemacht wurden, sollen für eine Laufkäferart anhand von im Freiland erhobenen Daten getestet werden.

- Weiterhin ist es wichtig abzuschätzen, wie groß Habitate sein müssen, um eine Art langfristig auf diesen zu erhalten. Nur in den seltensten Fällen stehen ausreichende Datensätze zur Verfügung, um über eine Analyse von Aussterbereignissen eine Mindestgröße von Habitaten für eine Art zu ermitteln, die ein Überleben dieser Art für einen bestimmten Zeitraum wahrscheinlich macht. Eine verhältnismäßig schnell durchzuführende Alternative stellen dabei genetische Untersuchungen dar. Untersuchungen an verschieden Organismengruppen konnten einen Zusammenhang zwischen der Populationsgröße und der genetischen Variabilität belegen (z. B. Leberg 1992; Gerlach & Musolf 2000; Pedersen & Loeschke 2001; Schmitt & Seitz 2001; Keller & Largiadèr 2003). Anhand des Laufkäfers *Poecilus lepidus* soll exemplarisch vorgestellt werden, welche Möglichkeiten diese derzeit im Naturschutz noch weitgehend unbekannten Methoden für den Schutz einer Art bieten.

2 Material und Methoden

2.1 Die Laufkäferfauna auf restituierten Sandrasen

Im Rahmen des BMBF-Projektes „Sand-Ökosysteme im Binnenland: Dynamik und Restitution" fanden die Untersuchungen zur Neubesiedlung restituierter Ackerflächen durch Laufkäfer (Carabidae) in den zwei Untersuchungsgebieten Darmstädter Flugsandgebiet und mittleres Emsland statt (siehe Schwabe et al. 2002, Zehm & Zimmermann 2004, Remy & Zimmermann 2004).

Begriff „stenotope Sandrasenart"

Der Begriff „stenotope Sandrasenart" (kurz Sandrasenart) folgt der bei Lehmann et al. (2004b) vorgenommenen Definition: Unter diesem Begriff werden alle Arten zusammengefasst, die in den Untersuchungsgebieten ihren Verbreitungsschwerpunkt in Sandrasen haben.

Zuordnung der Laufkäferarten

Entsprechend der von Lehmann et al. (2004a, b) vorgeschlagenen Einteilung der Laufkäferarten in verschiedene flugdynamische und ökologische Typen wurden die vorgefundenen Arten in vier Gruppen eingeteilt: (1) flugfähige Sandrasenarten; (2) flugunfähige Sandrasenarten; (3) eurytope (flugfähige) Offenlandarten mit einem Verbreitungsschwerpunkt in Grünländern (ohne Sandrasen) und Ruderalstandorten sowie (4) sonstige Arten, ohne besonderen Verbreitungsschwerpunkt im Offenland.

Darmstädter Flugsandgebiet

Nördlich von Darmstadt wurden auf einer ca. 1,5 ha großen Restitutionsfläche am ND „Rotböhl" 10 Dauerfallen (Fallen RB 201-205, RB 211-215) in den Jahren 2001 und 2002 bearbeitet. Als Referenzen zur Beurteilung des Restitutionserfolges dienten Fänge aus 10 Bodenfallen, die ebenfalls in diesen beiden Untersuchungsjahren beprobt wurden: Fünf Fallen (RB 191-195) standen in einem Dünenrest (ND „Rotböhl") nahe der Restitutionsfläche und weitere fünf Fallen (AEF 11-15) von einem offensandigen Initialstadium der Sandschillergras-Flur (*Jurineo cyanoidis-Koelerietum glaucae*; „Ehemaliger Euler-Flugplatz von Darmstadt" bei Griesheim). Informationen zur genauen Lage der Fangstellen sowie zur Lebensraumstruktur finden sich bei Schwabe et al. 2002 und in diesem Band bei Zehm & Zimmermann (2004) und bei Lehmann et al. (2004a).

Emsland

Im Emsland erfolgte auf der ungefähr 24 ha großen Restitutionsfläche der Hammer Schleife (OH; ca. 5 km westlich von Haselünne) eine intensivere Bearbeitung der Kolonisationsprozesse: Neben der Erfassung des Arteninventars durch Bodenfallen wurden Fensterfallen für die Abschätzung der Flugaktivität von Laufkäferarten eingesetzt.

Die Untersuchungen begannen auf der geplanten Restitutionsfläche im Jahr 2000 vor Beginn der Restitution und umfassten eine Bestandsaufnahme der Laufkäfer (Carabidae) in den Lebensräumen Maisacker, konventionell genutzten Weide, sowie Sandrasenreste einer extensiv genutzten Weide (siehe dazu Lehmann et al. 2004b). Mit dem Abschluss der Baumaßnahmen Ende Oktober 2001 begannen die Untersuchungen zur Kolonisation neu entstandener Sandrasen auf zwei neu modellierten Dünenkomplexen im Emsland. Das Auftreten der unterschiedlichen Laufkäferarten wurde ab Januar 2002 auf diesen zwei Dünenkomplexen mittels Bodenfallen (OH 241–248, OH 251–255) bearbeitet. Als Referenzen wurden die aus dem Jahr 2000 stammenden Bodenfallenfänge OH 131–137 eines Grasnelken-Rasens (*Diantho-Armerietum*) und Bodenfallenfänge (OB 181–185) der Jahre 2001/2002 von einem Initialstadium der Silbergrasflur (*Spergulo-Corynephoretum typicum*) aus dem NSG „Sandtrockenrasen am Biener Busch" (vgl. Kratochwil et al. 2004; Remy & Zimmermann 2004) herangezogen. Um Laufkäferarten, die auf Sandraseninitialflächen einfliegen, zu belegen, wurden ab Februar 2002 auf einem Dünenkomplex sechs Fensterfallen (OH FE 1–6; Abb. 1) aufgebaut.

In beiden Untersuchungsgebieten wurden sowohl die Bodenfallen als auch die Fensterfallen in den Sommermonaten in einem Rhythmus von 14 Tagen, in den Wintermonaten alle vier Wochen geleert. Eine detaillierte Darstellung der Methoden findet sich bei Lehmann et al. (2004a, b).

2.2 Besiedlung einer Restitutionsfläche durch den flugunfähigen Laufkäfer *Poecilus lepidus*

Nachdem im Jahr 2000 auf den Sandrasenresten der Hammer Schleife die in Deutschland für Sandtrockenrasen und Heiden typische Laufkäferart *Poecilus lepidus* belegt werden konnte (Lehmann et al. 2004b), wurden die Untersuchungen zur Besiedlung der neu geschaffenen Dünenkomplexe um Untersuchungen zum Ausbreitungsvermögen an dieser Art erweitert: In den Jahren 2000 bis ein-

Abb. 1: Orthogonal zueinander aufgebaute Fensterfallen auf der Restitutionsfläche in der Hammer Schleife. Die Fläche der verwendeten Plexiglasscheiben betrug 1,25 m² (1,20 m x 1,06 m; Foto: M. Persigehl, 2003).

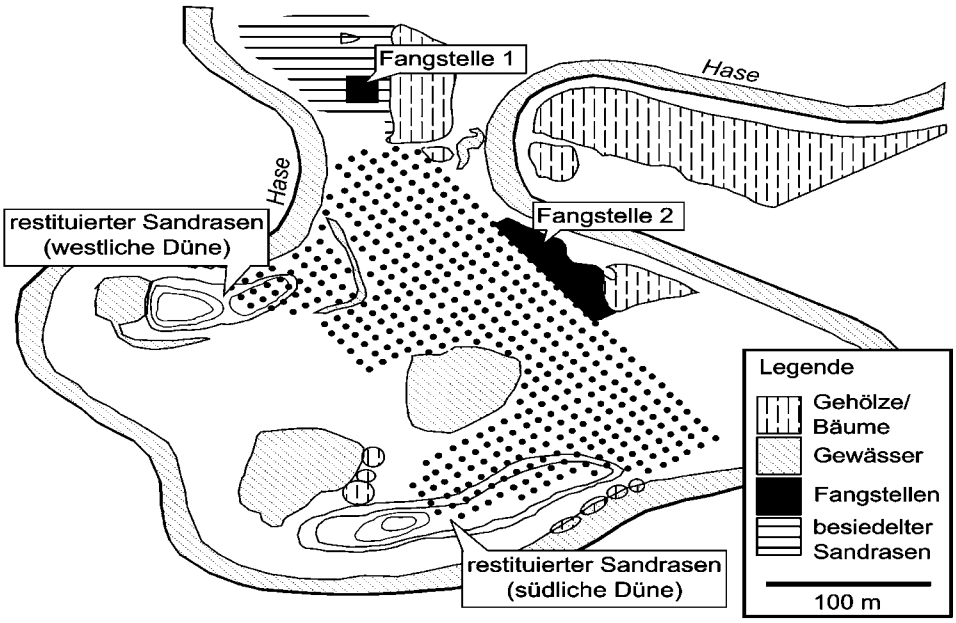


Abb.2: Lage der Fangstellen 1 und 2 (schwarz) sowie des Fallenfeldes zwischen diesen beiden Fangstellen und den Initialflächen der Sandrasen im Bereich der neu modellierten Dünenkomplexe in der Hammer Schleife (Karte eingenordet). • Falle im Fallenfeld.

schließlich 2002 wurden die Tiere dieser im Untersuchungsgebiet als flugunfähig einzustufenden Art mittels Schleifmarken auf Halsschild und Flügeldecken auf den Sandrasenfragmenten der Hammer Schleife individuell markiert. Während der Hauptaktivitätsphase (Juni bis September) erfolgte der Fang der Tiere in mit Rotwein getränktem Zellstoffpapier beköderten Bodenfallen, die im Abstand von zwei Tagen kontrolliert wurden (zur Methode siehe Assmann & Jansen 1999). Der Fang und die Markierung der Käfer erfolgte ab 2000 auf zwei voneinander isolierten Sandrasenresten, die an die Restitutionsfläche grenzen: Auf einer Fläche von 900 m^2 wurden in einem Grasnelken-Rasen (Fangstelle 1) im Jahr 2000 49 Bodenfallen (Rasterweite 5 m) und in den folgenden Jahren (2001 und 2002) 256 Bodenfallen im Abstand von 2 m gestellt (Abb. 2). An Fangstelle 2, einem unbewirtschafteten Dünenrest, wurden 212 Bodenfallen im Abstand von 5 m aufgestellt (Abb. 2). Die Populationsgrößen an beiden Fangstellen wurden aus dem Verhältnis markierter zu unmarkierten Tieren berechnet. Es wurde dabei das von Jolly (1965) und Seber (1965) sowie das von Du Feu et al. (1983) beschriebene Verfahren verwendet. Für eine Schätzung der Gesamtpopulationsgröße von *Poecilus lepidus* in der Hammer Schleife wurde die errechnete Populationsgröße der Fangstelle 1 auf die gesamte von *Poecilus lepidus* besielte Sandrasenfläche übertragen und die errechnete Zahl der an Fangstelle 2 vorkommenden Tiere hinzu addiert. Dazu wurde die Verbreitung von *Poecilus lepidus* 2001 auf allen potentiell besiedelbaren Lebensräumen durch zusätzliche Bodenfallen, die zwischen Juni und August gestellt waren, untersucht.

Im Jahr 2002 wurde ein weiteres Fallenfeld zwischen den Fangstellen 1 und 2 und den Sandraseninitialstadien der 2001 modellierten Dünenkomplexe etabliert. Dieses Fallenfeld bestand aus 428 Bodenfallen, die in einem Abstand von jeweils 15 m zueinander aufgestellt wurden (Abb. 2). Mit Hilfe dieses Fallenfeldes wurde der Ausbreitungsprozess in Richtung der restituierten Flächen verfolgt.

2.3 Simulation des Ausbreitungsprozesses von *Poecilus lepidus* auf der Hammer Schleife

Für die Simulation der Ausbreitung von *Poecilus lepidus* wurde das Computerprogramm DISPERS Version 0.7.06 (Vermeulen & Opsteeg 1994; Vermeulen 2001; Vermeulen et al. 2002) an die Landschaftsverhältnisse zum Zeitpunkt nach den Restitutionsmaßnahmen adaptiert. Dabei wurden die vorgefundenen Vegetationsstrukturen sieben Strukturtypen zugeordnet: (1) offener Sand und *Spergulo-Corynephoretum typicum*, (2) konsolidierter Sand und *Spergulo-Corynephoretum cladonietosum*, (3) offene Grasvegetation, (4) dichte Grasvegetation, (5) Waldrand & Baumgruppen, (6) Wald und (7) Barrieren für die Ausbreitung (z. B. Wasser). Maximal zurückgelegte Distanzen sowie die errechnete Populationsgröße stammen aus den auf der Hammer Schleife durchgeführten Fang- Wiederfang-Experimenten der Jahre 2000 bis 2002. Die Funktionsweise sowie eine Beschreibung des Programms finden sich bei Vermeulen & Opsteeg (1994) sowie bei Vermeulen et al. (2002).

2.4 Populationsgenetische Untersuchungen an *Poecilus lepidus*

Mit Hilfe von Allozym-Polyacrylamid-Gelelektrophoresen (vgl. Murphy et al. 1990) wurden 1681 Käfer aus 47 lokalen Populationen an 5 polymorphen Enzymloci bearbeitet. Die Aufsammlungen stammen aus vier geographischen Gruppen: (I) Schleswig-Holstein (drei Aufsammlungen); (II) Ost-Niedersachsen (Lüneburger Heide; 16 Aufsammlungen); (III) West-Niedersachsen und Nordwest-Nordrheinwestfalen (23 Aufsammlungen) und (IV) nördliche Oberrheinebene (zwischen Darmstadt und Speyer; fünf Aufsammlungen). Eine genaue Darstellung der Methoden findet sich bei Persigehl & Assmann (submitted). Lage und Habitatgröße der untersuchten Populationen sind Anhang 1 zu entnehmen.

3 Ergebnisse

3.1 Die Laufkäferfauna auf restituierten Sandrasen

Entwicklung der Laufkäferfauna im Darmstädter Flugsandgebiet

Im Darmstädter Flugsandgebiet wurden in den beiden Untersuchungsjahren 2001 und 2002 insgesamt 76 Laufkäferarten (2001: 63 Arten; 2002: 68 Arten) nachgewiesen. In den beiden Untersuchungsjahren wurden auf der Restitutionsfläche Rotböhl jeweils mehr Laufkäferarten als auf den Referenzflächen gefangen (Abb. 3). Auf den Referenzflächen dominierten in beiden Untersuchungsjahren die Vertreter der ökologischen Gruppen der Sandrasenarten mit jeweils ca. 2/3 aller nachgewiesenen Arten (2001: 27 Arten ≈ 61,4%; 2002: 34 Arten ≈ 66,6%). Die Zahl nachgewiesener, nicht an Sandrasen gebundene Laufkäferarten war in beiden Untersuchungsjahren nahezu konstant (2001: 17 Arten, 2002: 16 Arten). Während auf den Referenzflächen lediglich geringe Schwankungen in der Zusammensetzung der Artengemeinschaft beobachtet werden konnten, veränderte sich die Laufkäfergemeinschaft auf der ehemaligen Ackerfläche in den beiden Untersuchungsjahren deutlich. 2001 wurden auf der restituierten Ackerfläche nur 17 Sandrasenarten gefangen, dies entspricht 34,7% der insgesamt gefangen Laufkäferarten und lag somit um etwa 1/3 niedriger als auf den Referenzflächen. 2002 näherte sich die Zahl der auf dem ehemaligen Acker vorkommenden Sandrasenarten (32 Arten) denen der Referenzflächen (34 Arten) an, bedingt durch eine Zunahme der flugfähigen Sandrasenarten von 15 (2001) auf 30. Damit konnten bereits im zweiten Untersuchungsjahr mit Ausnahme von *Cicindela hybrida* alle auf den Referenzflächen belegten Sandrasenarten auf der ehemaligen Ackerfläche nachgewiesen werden (Abb. 3).

Entwicklung der Laufkäferfauna im Emsland

Auf den Untersuchungsflächen des mittleren Emslandes wurden in den Bodenfallen insgesamt 67 Arten gefangen. Damit konnten auf diesen Unter-

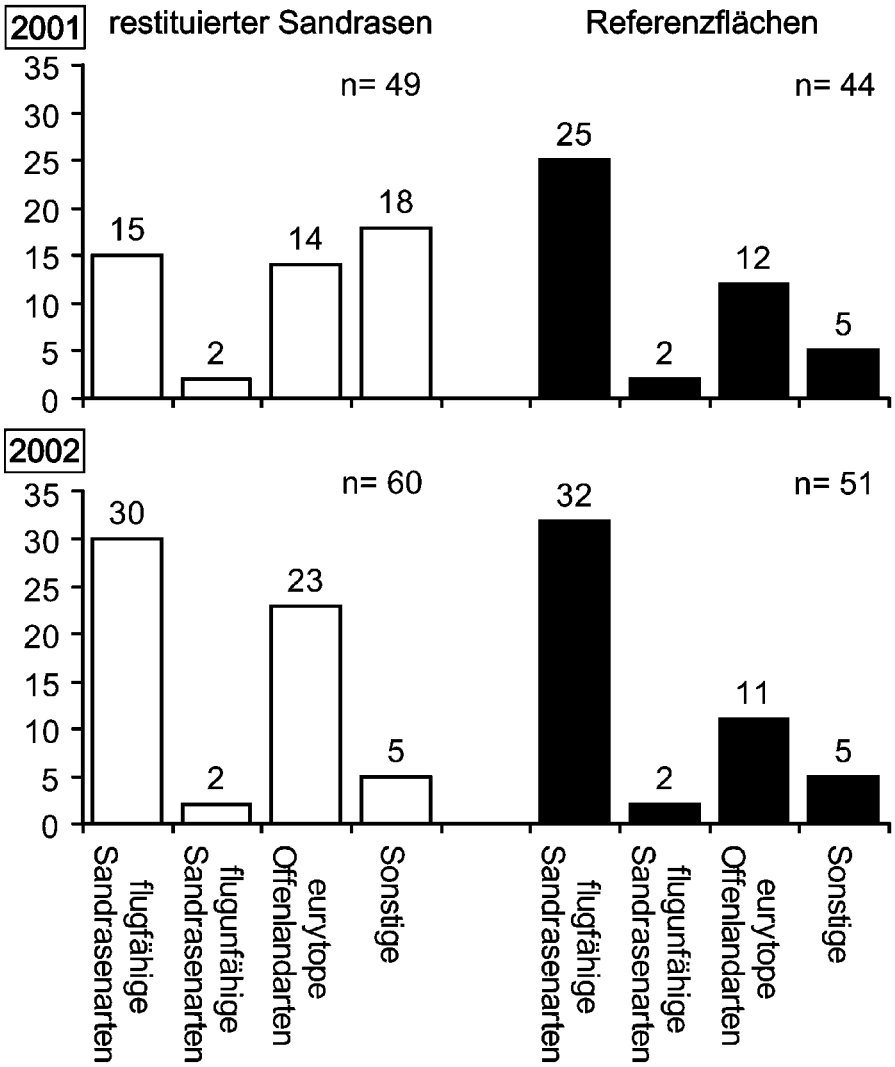


Abb. 3: Zusammensetzung der Laufkäferfauna in den Jahren 2001 und 2002 auf der restituierten Ackerfläche am ND „Rotböhl" und den Referenzflächen im Darmstädter Flugsandgebiet. n: Summe aller festgestellten Arten.

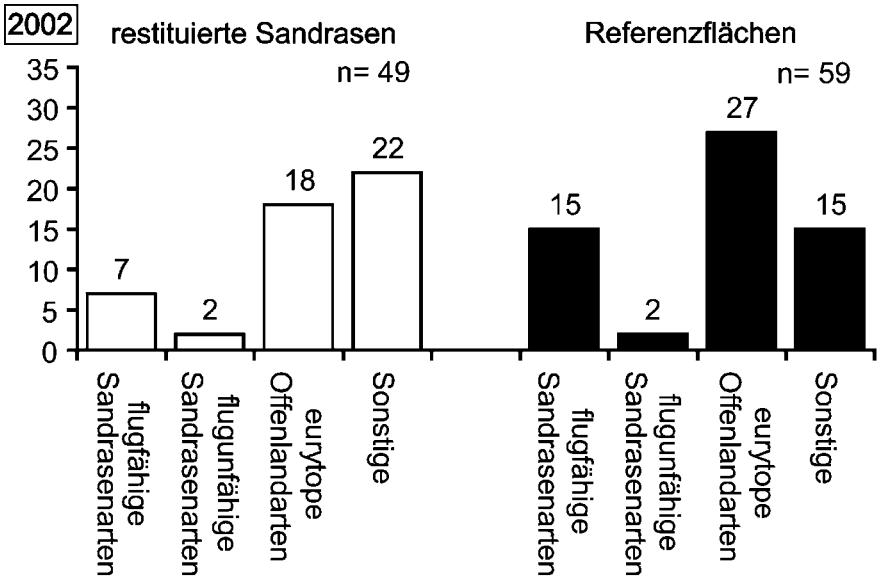


Abb. 4: Zusammensetzung der Laufkäferfauna im Jahr 2002 auf den Initialstadien der Sandrasen der Restitutionsfläche der Hammer Schleife und der Referenzflächen im Emsland. n: Summe aller festgestellten Arten.

suchungsflächen vergleichbar viele Laufkäferarten nachgewiesen werden wie im Darmstädter Flugsandgebiet. Der Anteil der Sandrasenarten im Emsland war mit 18,4% (restituierte Sandrasen) und 28,8% (Referenzflächen) niedriger als im Darmstädter Flugsandgebiet. Ähnlich wie im Darmstädter Sandgebiet wiesen die Initialstadien der Sandrasen nach dem ersten Untersuchungsjahr eine reduzierte Zahl von Sandrasenarten auf (Abb. 4): Während 2002 auf den Referenzflächen 17 stenotope Sandrasenarten nachgewiesen werden konnten, wurden auf den Initialflächen der Sandrasen nur neun entsprechende Arten gefangen (Abb. 4).

Der Besiedlungsprozess restituierter Sandrasen in der Hammer Schleife

Erste Laufkäferarten (*Poecilus versicolor, Amara fulva* und *Bembidion femoratum*) konnten direkt nach Abschluss der Baumaßnahmen im Oktober und November 2001 durch Handfänge auf den Dünenkuppen belegt werden. Insbesondere *Bembidion femoratum* flog im Winterhalbjahr bei milden Witterungsverhältnissen in erheblichen Individuenzahlen auf die neu entstandenen Rohbodenstandorte ein.

Der durch Fensterfallenfänge belegbare Einflug von Laufkäfern begann bereits im Februar mit *Bradycellus harpalinus* und *Bembidion quadrimaculatum* (Abb. 5). Bis Ende September stieg die Zahl der in den Fensterfallen nachgewiesen Laufkäferarten kumulativ auf 54 Arten an (Abb. 5; Artenliste bei Lehmann et al. 2004b). Der Einflug der insgesamt 12 aus den Fensterfallen belegten Sandrasenarten begann im Mai (Abb. 5). In diesem Monat konnten *Amara fulva* und *Harpalus anxius,* im Monat Juni die in Nordwest-Deutschland sehr eng an offene Sandtrockenrasen gebundenen Laufkäferarten *Cicindela hybrida und Harpalus smaragdinus* erstmals in den Fensterfallen nachgewiesen werden.

In den Sandraseninitialstadien der Dünenkuppen wurden im März 2002 erstmals fünf Laufkäferarten (*Clivina fossor, Bembidion properans, Bembidion femoratum, Harpalus distinguendus* und *Platynus albipes*) in den Bodenfallen nachgewiesen (Abb. 5). Einem langsamen Anstieg der Erstnachweise im April

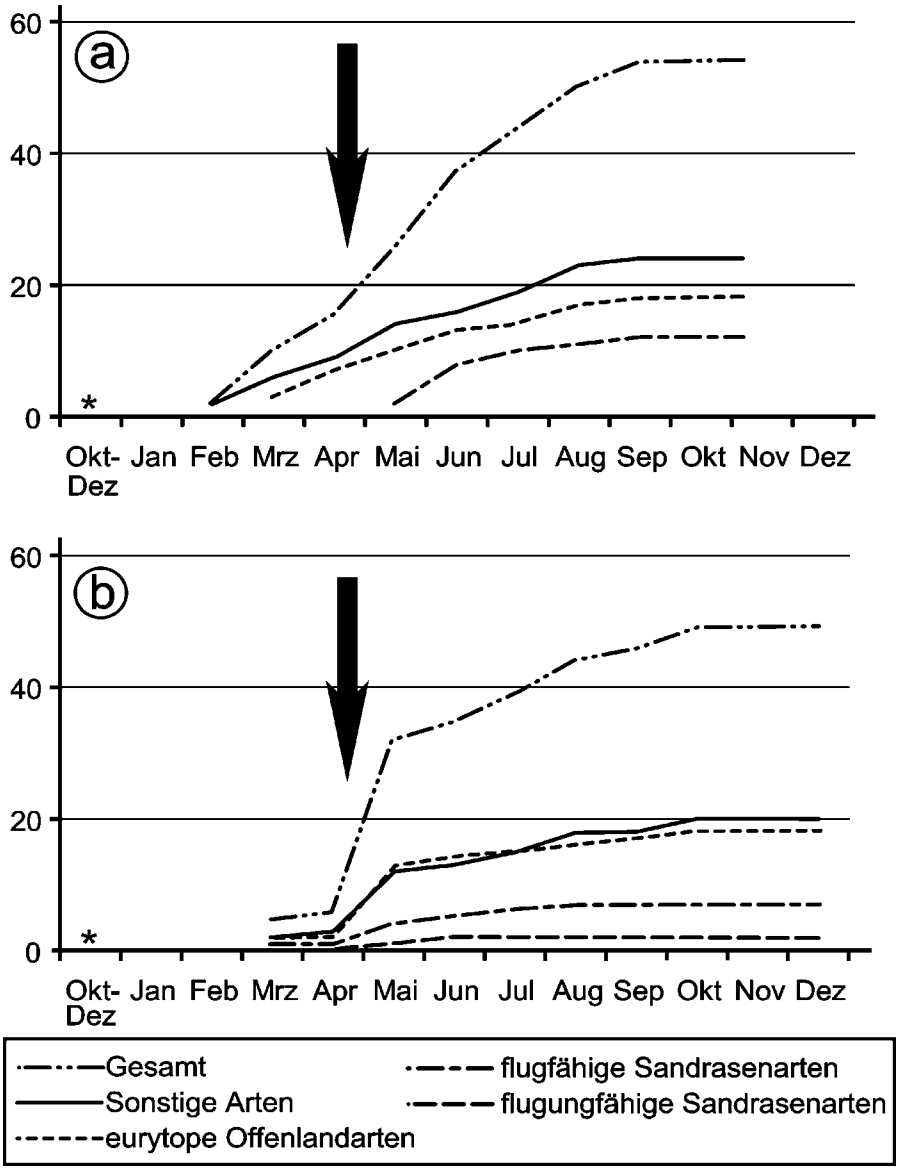


Abb. 5: Besiedlung der restituierten Sandrasen (Hammer Schleife, Emsland) im Jahresverlauf 2002. Die Erstnachweise wurden für (a) Fensterfallen, (b) Bodenfallen kumulativ aufgetragen. *: Handfänge in den Wintermonaten; ↓ : Termin der Rechguteinsaat.

folgte eine starke Zunahme der Arten im Monat Mai. Insbesondere eurytope Offenlandarten und Arten anderer Biotoptypen gelangten auf die frühen Sandraseninitialstadien, während die Zahl flugfähiger Sandrasenarten vergleichsweise wenig anstieg (Abb. 5). In den auf den Sandraseninitialflächen gestellten Bodenfallen wurden im Mai die als flugunfähig eingestufte Laufkäferart *Harpalus neglectus* erstmals in der Hammer Schleife gefangen (siehe Lehmann et al. 2004b). Diese im Emsland brachyptere, eng an offene Sandrasen gebundene Art konnte jeweils in den Monaten Mai und Juni durch ein Individuum auf den modellierten Dünenkomplexen belegt werden (Abb. 6). Nachdem im Juni erstmals vier Individuen von dem flugunfähigen Laufkäfer *Poecilus lepidus* gefangen wurden, stiegen die Fangzahlen dieser Art bis September kontinuierlich an (Abb. 6). Bis Ende Oktober konnten insgesamt 116 Käfer dieser Art auf den Initialstadien der Sandrasen gefangen werden (Abb. 6).

3.2 Besiedlung einer Restitutionsfläche durch den flugunfähigen Laufkäfer *Poecilus lepidus*

Von *Poecilus lepidus* konnten in den Jahren 2000 bis 2002 insgesamt 3.824 Tiere gefangen und markiert werden (Tab. 1). Insgesamt konnten 3.539 mal markierte Käfer wiedergefangen werden, wobei von einzelnen Tieren bis zu acht Fänge in einem Jahr gelangen. Werden die berechneten Populationsgrößen (Tab. 1) der Fangstellen 1 und 2 auf die gesamte von *Poecilus lepidus* besiedelte Sandrasenfläche der Hammer Schleife übertragen, ergibt sich jeweils für die Jahre 2001 und 2002 eine Gesamtpopulationsgröße zwischen 6.000 und 10.000 Individuen. Damit konnten in beiden Jahren jeweils zwischen 10% und 25% der Gesamtpopulation der Hammer Schleife markiert werden.

Während der 2002 durchgeführten Untersuchung zum Ausbreitungsverhalten von *Poecilus lepidus,* wurden auf dem Fallenfeld zwischen den Sandrasenresten (Fangstellen 1 und 2) und den restituierten Sandrasen auf den modellierten Dünenkomplexen neben 107 unmarkier-

			Populationsgröße	
	Neufänge	Wiederfänge	Jolly- Seber	Du Feu
2000				
Fangstelle 1	19	2	-	-
Fangstelle 2	59	82	83(±10)	70(±6)
2001				
Fangstelle 1	1293	780	-	1528(±149)
Fangstelle 2	227	273	238(±13)	305(±19)
2002				
Fangstelle 1	1854	1612	2307(±136)	2463(±123)
Fangstelle 2	314	194	353(±43)	530(±47)
Fallenfeld	107	37	-	-

Tab 1: Ergebnisse der Fang- und Wiederfang-Untersuchungen sowie die nach Jolly (1965), Seber (1965) und Du Feu et al. (1983) berechneten Populationsgrößen der Fangstellen 1 und 2 in der Hammer Schleife (Emsland).

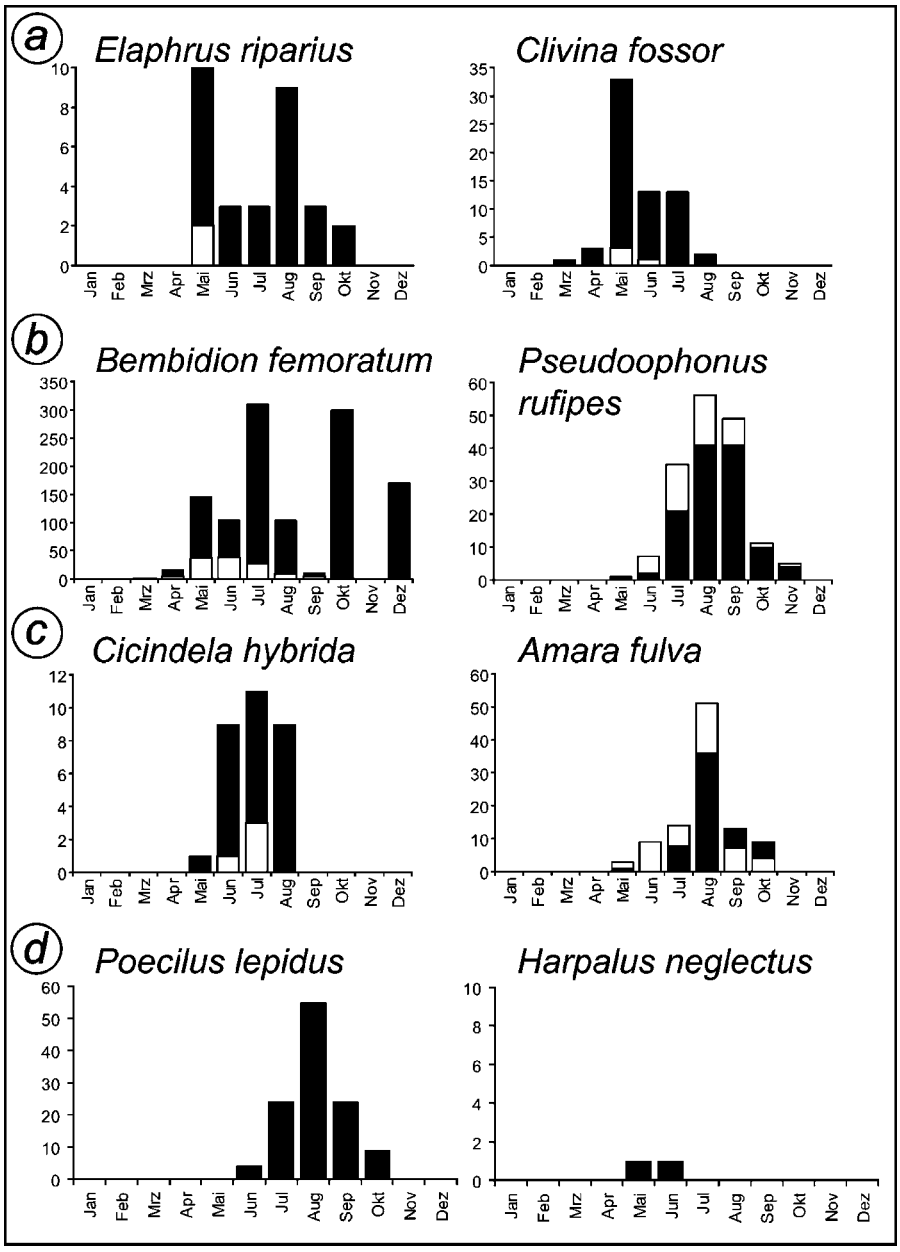


Abb. 6: Besiedlung der restituierten Sandrasen im Emsland (Hammer Schleife) durch ausgewählte Laufkäferarten folgender Gruppen: (a) unter Sonstige erfasste (ripicole) Arten, (b) eurytope Offenlandarten, (c) flugfähige Sandrasenarten, (d) flugunfähige Sandrasenarten. Schwarze Säulen Fänge in Bodenfallen; weiße Säulen Flugnachweise in Fensterfallenfängen.

ten Tieren auch 24 markierte Individuen teilweise mehrmals wiedergefangen. Ausgehend von den Restpopulationen (Fangstellen 1 und 2) erfolgte ab Juli 2002 eine kontinuierliche Ausbreitung zahlreicher Individuen auf die Restitutionsfläche (Abb. 7). Dabei wurden von einzelnen markierten Tieren in den ersten 3 Wochen nachweislich Strecken von mindestens 60 m überwunden. Insgesamt gelang es mindestens 11 Käfern bis zum Ende der Untersuchungen am 11. September 2002 die Dünenkomplexe zu erreichen (Abb. 7).

Unter diesen 11 an oder auf den Dünen gefangenen Käfern waren auch vier im Jahr 2002 markierte Tiere. Belegt werden konnte eine Besiedelung der westlichen Düne durch einen an Fangstelle 1 markierten Käfer und eine Kolonisation der südlichen Düne durch drei Käfer, die an Fangstelle 2 gefangen und markiert wurden (Abb. 8). Diese vier markierten Tiere brauchten zwischen 18 und 37 Tagen, um die Dünenkomplexe zu erreichen, dabei überwanden sie eine Distanz von mindestens 250 m. In drei 15 m von den Sandraseninitialstadien des westlichen Dünenkomplexes entfernt gelegenen Fallen konnten zwei weitere an Fangstelle 1 markierte Individuen und ein an Fangstelle 2 markierter Käfer gefangen werden (Abb. 8). In der Nähe (30 m) der restituierten Sandrasen der südlichen Düne wurden ebenfalls noch zwei weitere an Fangstelle 2 markierte Käfer nachgewiesen. Insgesamt 8 markierte Käfer wechselten nachweisbar während des siebenwöchigen Untersuchungszeitraums zwischen den Fangstellen. Ein im Jahr 2002 an Fangstelle 2 markiertes Tier konnte, nachdem es an Fangstelle 1 zweimal gefangen wurde, gegen Ende der Untersuchungen auf Fangstelle 2 wiedergefangen werden. Der Großteil der markierten Individuen hielt sich im Untersuchungszeitraum jedoch an den Fangstellen auf, an denen sie markiert wurden, oder wurden in angrenzenden Fallen wiedergefangen.

3.3 Simulation des Ausbreitungsprozesses von *Poecilus lepidus* auf der Hammer Schleife

Abbildung 9 stellt exemplarisch die von dem Computerprogramm DISPERS modellierte Ausbreitung von 10 *Poecilus lepidus*-Individuen auf der Landschaftsmatrix der Hammer Schleife dar: Ausgehend von Fangstelle 2 (Start) sind die simulierten Laufmuster der 10 Individuen für eine Aktivitätsphase dargestellt. Aufenthaltswahrscheinlichkeit sowie zurückgelegte Strecken in einem Lebensraumtyp hängen bei diesem Simulationsverfahren von zuvor in Feldversuchen ermittelten Parametern ab (vgl. Vermeulen & Opsteeg 1994; Vermeulen 2001; Vermeulen et al. 2002).

Vergleichbar zu den zuvor vorgestellten Ergebnisse der Freilanduntersuchungen, erreichten in der Simulation nur wenige Käfer innerhalb eines Jahres die beiden Dünenkomplexe (Abb. 10). In der Simulation wurde die westliche Düne im Wesentlichen durch Tiere der Fangstelle 1 (Abb. 11) und die südliche Düne von Fangstelle 2 aus besiedelt (Abb. 11). Insgesamt koinzidiert das simulierte Ausbreitungsverhalten von *Poecilus lepidus*

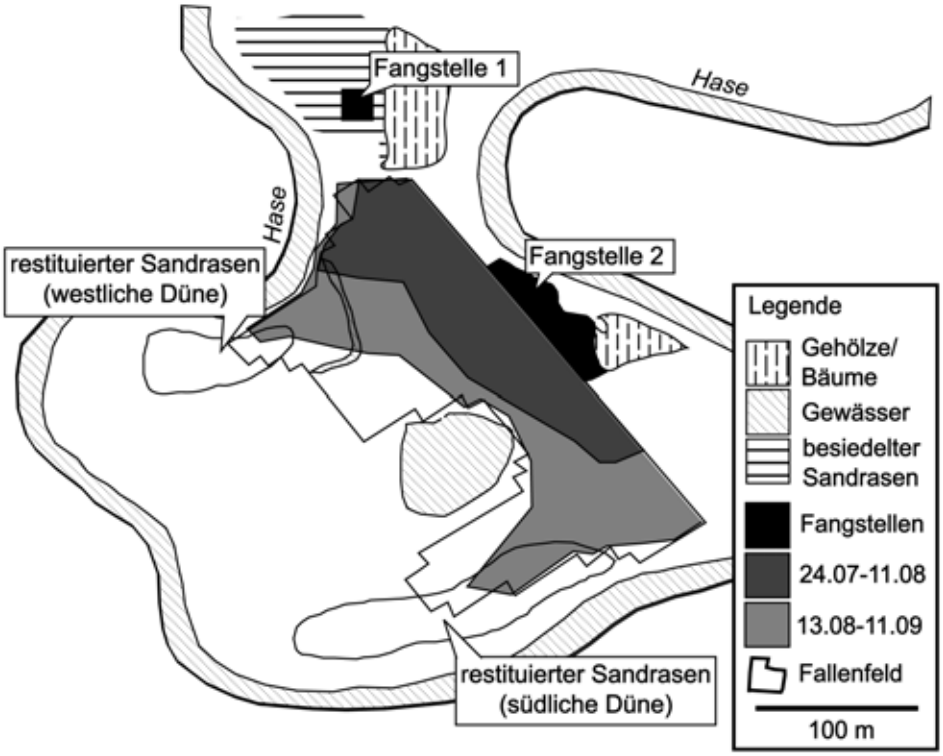


Abb. 7: Ausbreitung von *Poecilus lepidus* auf der Restitutionsfläche in der Hammer Schleife (Emsland) im Jahr 2002 (Karte eingenordet). Dargestellt ist die Ausbreitung (Fänge) der Art auf der Untersuchungsfläche nach drei (dunkelgrau) und sieben Wochen (hellgrau).

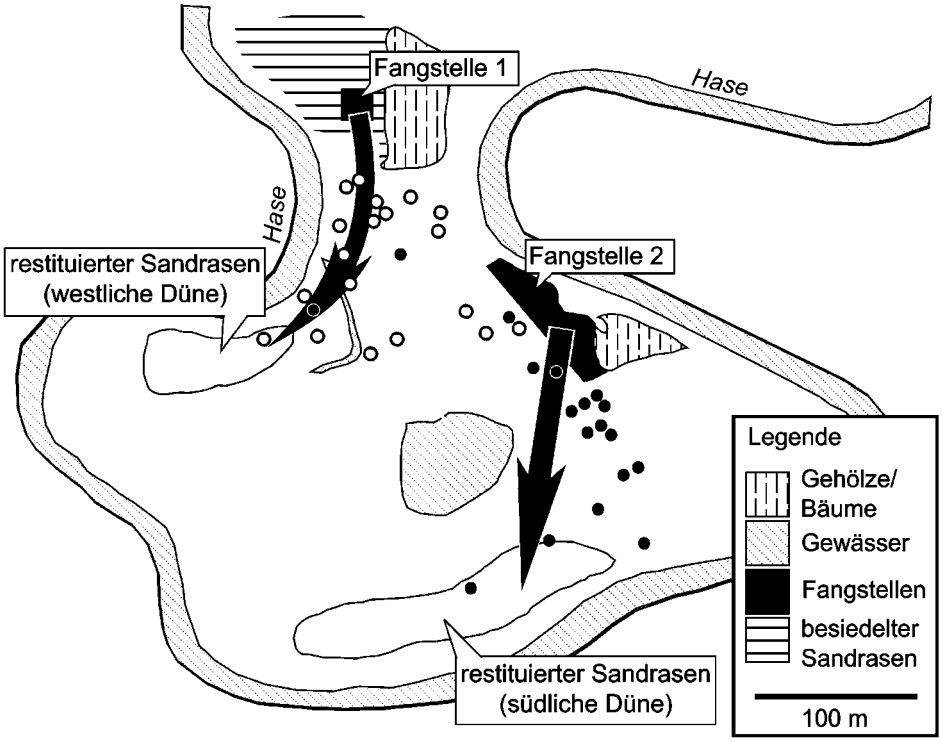


Abb. 8: Besiedlung der Sandraseninitialstadien durch *Poecilus lepidus* im Jahr 2002 (Karte eingenordet). Schwarze Punkte: Käfer zuvor an Fangstelle 1 markiert; weiße Punkte: Käfer zuvor an Fangstelle 2 markiert; Pfeil: die wesentliche Ausbreitungsrichtung auf einen restituierten Sandrasen.

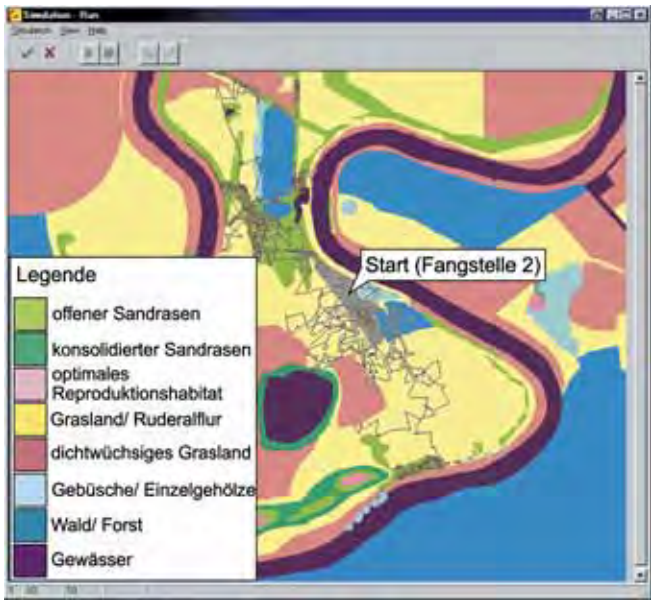


Abb. 9: Simulierte Laufmuster von 10 *Poecilus lepidus*- Individuen in der Landschaftsmatrix der Hammer Schleife. Die Tiere konnten sich ausgehend von Fangstelle 2 (Start) innerhalb einer Aktivitätsphase ausbreiten.

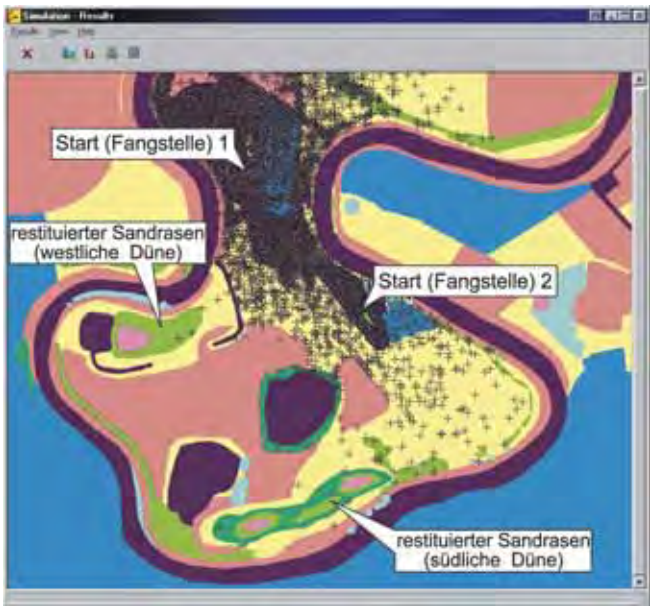


Abb. 10: Simulierte Ausbreitung von *Poecilus lepidus* in der Landschaftsmatrix der Hammer Schleife. Die Landschaftsmatrix spiegelt die Verteilung der Lebensraumstrukturen des Jahres 2002 wider. Die Position der einzelnen Käfer, die sie am Ende einer Aktivitätsphase erreicht haben wird durch ein Kreuz gekennzeichnet. Der Simulation liegt eine Populationsgröße von insgesamt 10.000 Individuen zugrunde, die von Fangstelle1 (9.000 Tiere) und 2 (1.000) Tiere starteten (maximale Tagesstrecke: 25 m, Voreinstellungen des Programms für *Poecilus lepidus*).

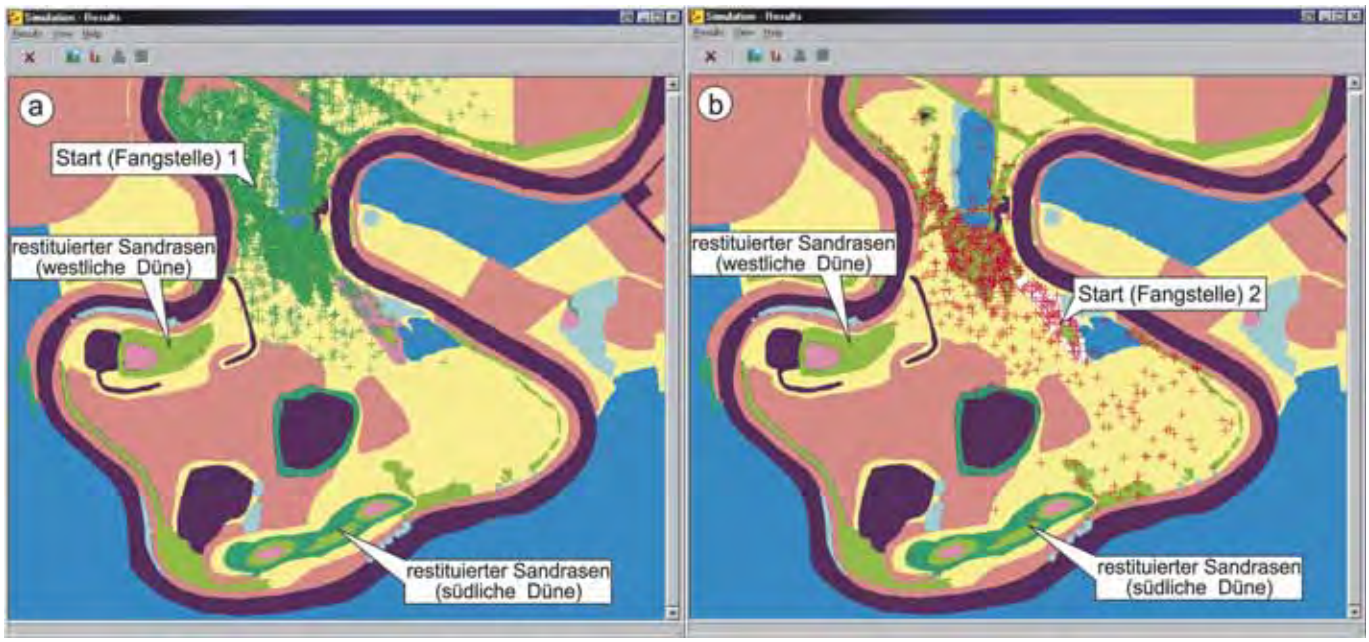


Abb. 11: Herkunft der *Poecilus lepidus*- Individuen der in Abb. 10 vorgestellten Simulation (Landschaftsmatrix der Hammer Schleife im Jahr 2002). Die Position der einzelnen Käfer, die sie am Ende einer Aktivitätsphase erreicht haben wird durch ein Kreuz gekennzeichnet: (a) Tiere, die an Fangstelle 1, (b) Tiere, die an Fangstelle 2 starteten.

weitgehend mit den Fangereignissen im Freiland.

3.4 Populationsgenetische Untersuchungen an *Poecilus lepidus*

An fünf bearbeiteten Enzymloci konnten insgesamt 31 Allozyme unterschieden werden, dabei variierte die Zahl gefundener Allozyme der einzelnen polymorphen Loci zwischen 3 und 14. In den verschiedenen Aufsammlungen lag die Summe der gefundenen Allozyme zwischen 15 und 30 (Details siehe Persigehl & Assmann submitted).

Bei der UPGMA-Clusterung mit Hilfe der Distanz-Werte nach Nei (1972) ist keine Gruppenbildung zu erkennen, die mit der geographischen Anordnung der Aufsammlungen korrespondiert (Abb. 12). Auch die hierarchische F-Statistik nach Weir und Cockerham (1996) zeigt, dass nur eine sehr geringe durchschnittliche genetische Differenzierung der vier geographischen Gruppen besteht (F_{GT}=0,009), während in den vier Gruppen die durchschnittliche genetische Differenzierung deutlich größer ist (F_{SG}=0,023; Tab. 2). Ähnliche Ergebnisse liefert die Varianz-Komponentenanalyse (AMOVA; Excoffier et al. 1992): Lediglich 0,94% der gefunden Varianz geht auf die Unterschiede zwischen den vier Untersuchungsgebieten zurück, während 96,77% durch die Unterschiede zwischen den Aufsammlungen erklärt wird (Tab. 2).

Als Maß für die genetische Variabilität der untersuchten Populationen (Aufsammlungen) wurden jeweils die in einer Aufsammlung nachgewiesenen Allozyme der fünf Enzymloci summiert und auf eine einheitliche Stichprobengröße standardisiert (Rarefaction-Methode nach Goudet et al. 1996; Goudet 2001). Zwischen dieser in den jeweiligen Populationen gefundenen Allelsummen und den Habitatgrößen der jeweiligen Populationen konnte eine hochsignifikante Beziehung ($p \leq 0{,}001$, Modell-1-Regression; Abb. 13) gefunden werden: Aufsammlungen von Populationen kleiner Habitate (unter 15 ha) zeichnen sich durch eine reduzierte Allelzahl aus, während in größeren Habitaten sowohl Aufsammlungen mit leicht reduzierter Allelzahl als auch Aufsammlungen mit bis zu 27 Allelen gefunden werden.

4 Diskussion

4.1 Die Laufkäferfauna von Sandtrockenrasen

In beiden Untersuchungsgebieten konnte auf den Untersuchungsflächen eine für Sandrasen der jeweiligen Region typische Laufkäferfauna gefunden werden.

Die Zusammensetzung der Laufkäfergemeinschaften im Untersuchungsgebiet bei Darmstadt entsprach der anderer Sandrasengebiete, die in den vergangenen 20 Jahren in der nördlichen Oberrheinebene faunistisch untersucht wurden (vgl. Bathon 1985; Niehuis 1987; Bettag 1989; Büche 1994). Die Laufkäfergemeinschaften dieser meist basischen Sandtrockenrasen werden von geflügelten (makropteren) Laufkäferarten (z. B. *Cicindela hybrida*, *Harpalus flavescens*, *Harpalus servus*, *Harpalus smaragdinus*, *Harpalus froehlichii*, *Harpalus hirtipes*) sowie Arten (z. B. *Masoreus wetterhallii*), bei denen zumindest ein Teil der Individuen voll ausgebildete Flügel besitzt (flügeldimorphe Arten), dominiert. Ein großer Teil der Sandrasenarten der nördlichen Oberrheinebene gilt nach der Roten Liste der Sandlaufkäfer und Laufkäfer Deutschlands (Trautner et al. 1997) als im Bestand bedroht: Als bundesweit stark gefährdet ist *Harpalus melancholicus* eingestuft worden und zu den im Bestand gefährdeten Sandrasenarten zählen *Harpalus autumnalis*, *H. flavescens*, *H. hirtipes*, *H. picipennis*, *H. servus*, *Masoreus wetterhallii* und *Pseudoophonus calceatus.*

Niehuis (1997) konnte für das Mainzer Sandgebiet belegen, dass einige historisch nachgewiesene Sandrasenarten in den letzten Jahrzehnten in der Umgebung von Mainz selten geworden sind. Während von den meisten stenotopen Sandrasenarten noch einzelne bis zahlreiche aktuelle Fundmeldungen vorlagen, konnten in den 70er und 80er Jahren *Cicindela sylvatica*, *Calosoma inquisitor* und *Callistus lunatus* auf den Sandrasen im Mainzer Sandgebiet nicht mehr nachgewiesen werden und gelten deshalb heute in der Umgebung von Mainz als ausgestorben. Auch im Untersuchungsgebiet bei Darmstadt konnte *Cicindela sylvatica*, noch vor 10 Jahren nachgewiesen, nicht mehr gefangen werden und ist wahrscheinlich ebenfalls in dieser Region ausgestorben. In ganz Mitteleuropa weist dieser Sandlaufkäfer einen stark negativen Entwicklungstrend auf und fehlt bereits in vielen Gebieten (z. B. Assmann et al. 2003).

Obwohl auf den Untersuchungsflächen im Emsland zahlreiche für norddeutsche Sandrasen typische Laufkäferarten gefunden wurden, zeigte ein Vergleich mit faunistischen Untersuchungen anderer Sandrasen (Falke et al. 2000; Falke & Assmann 2001), dass offenbar einige stenotope Laufkäferarten bereits auf den Untersuchungsflächen fehlen. Von den 30 rezent vorkommenden und von Lehmann et al. (2004b) als stenotop eingestuften Sandrasenarten wurden auf den Untersuchungsflächen lediglich 17 Arten nachgewiesen. So fehlen bislang

hierarchische F-Statistik	
F_{ST}	0.0323 ***
F_{SG}	0.0231 ***
F_{GT}	0.0094 ***
Varianz Komponenten Analyse (AMOVA)	
zwischen Aufsammlungen	96.77%
zwischen Aufsammlungen der geographischen Gruppen	2.28%
zwischen den geographischen Gruppen	0.94%

Tab. 2: Ergebnisse der hierarchischen F-Statistik (Weir & Cockerham 1996) und der Varianz-Komponentenanalyse (AMOVA, Excoffier et al. 1992). F_{ST}: Differenzierung der Aufsammlungen (ohne Gruppenzugehörigkeit); F_{SG}: Mittlere Differenzierung der Aufsammlungen in den geographischen Gruppen; F_{GT}: Mittlere Differenzierung zwischen den geographischen Gruppen *** $p \leq 0{,}001$ (χ^2-Test); (Tabelle nach Persigehl & Assmann eingereicht, verändert).

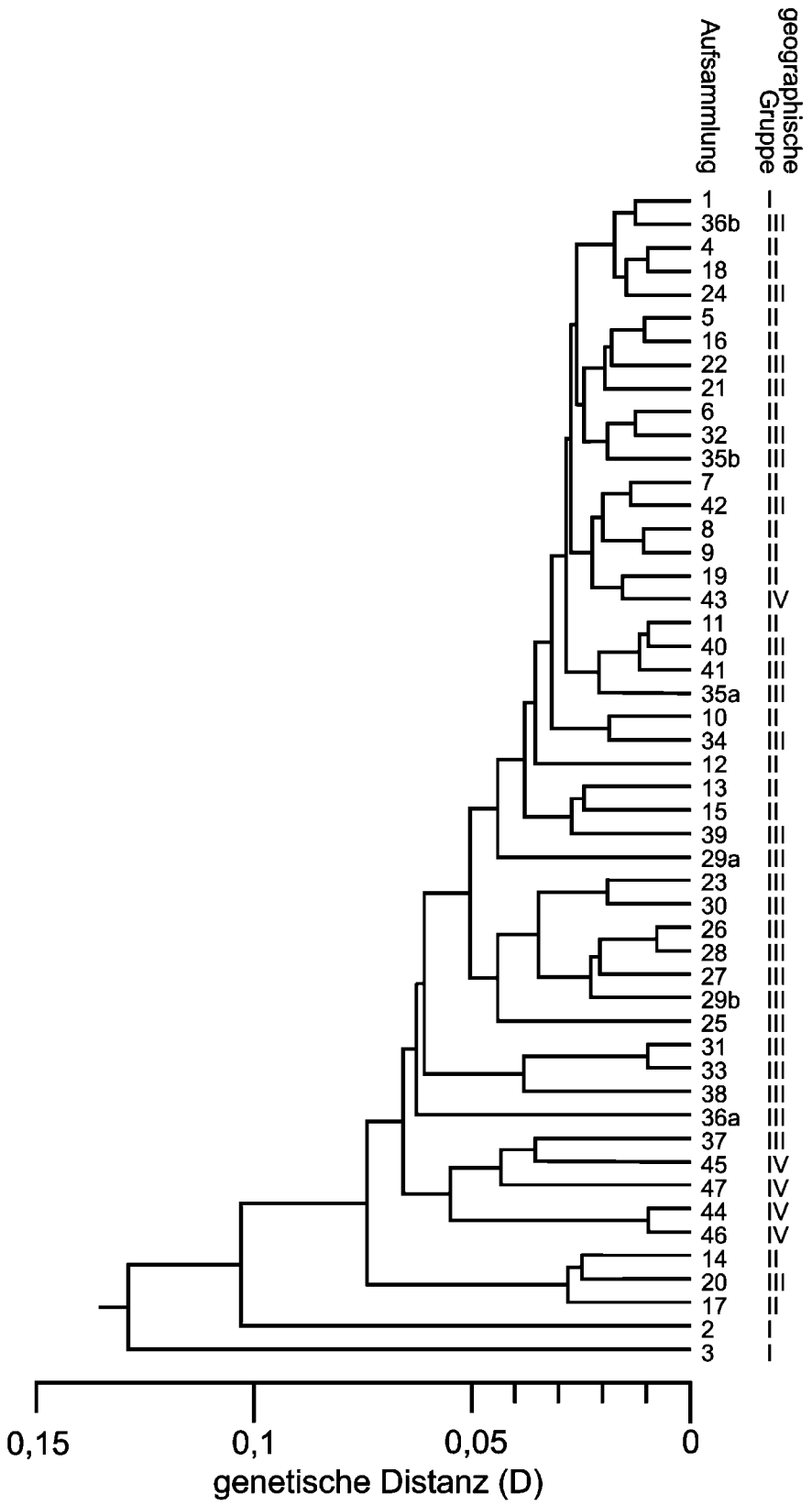


Abb. 12: UPGMA-Cluster der 47 lokalen Populationen nach der genetischen Distanz D (Nei 1972). Aufsammlungen gleicher Fangstellen aus verschiedenen Jahren sind durch a):1999 bzw. b): 2001 gekennzeichnet. Geographische Gruppen (I): Schleswig-Holstein; (II) Ost-Niedersachsen (Lüneburger Heide); (III) West-Niedersachsen und Nordwest-Nordrheinwestfalen und (IV) nördliche Oberrheinebene (zwischen Darmstadt und Speyer). (Abbildung nach Persigehl & Assmann submitted, verändert).

Nachweise von den zwei bundesweit als gefährdet eingestuften Sandrasenarten *Cymindis macularis* und *Cymindis humeralis*. Andere gefährdete stenotope Arten (*Harpalus autumnalis*, *Harpalus neglectus*, *Masoreus wetterhallii*) kamen jedoch auf den Referenzflächen teilweise noch in erheblicher Individuenzahl vor (vgl. Lehmann et al. 2004b).

Insbesondere brachyptere Sandrasenarten (z. B. *Cymindis macularis*, *Cymindis humeralis*) und flügeldimorphe Sandrasenarten (z.B. *Masoreus wetterhallii, Harpalus neglectus*) scheinen im Emsland einer besonderen Gefährdung zu unterliegen (Assmann & Falke 1997; Lehmann et al. 2004b). Dabei scheint die starke Fragmentierung der Lebensräume eine entscheidende Rolle zu spielen: Die Sandtrockenrasen im Emsland entwickelten sich in den letzten einhundert Jahren zu meist kleinflächigen, stark isolierten Relikten. In solchen Relikten setzt bei flügeldimorphen Laufkäferarten ein Selektionsdruck in Richtung Brachypterie ein (Den Boer et al. 1980; Aukema 1995). Die mikroevolutiven Kräfte in Habitatresten, deren Erreichbarkeit aufgrund der großen Entfernung zu anderen Habitatresten stark eingeschränkt ist, führen zu einer fortschreitenden Reduktion des Ausbreitungspotentials (Den Boer et al.1980; Aukema 1995). Dies führt dazu, dass in Populationen dieser Habitatreste es letztendlich zu einem Verschwinden flugfähiger Tiere kommen kann. Im Emsland haben offenbar einige in ihrem Gesamtverbreitungsgebiet flügeldimorphe Laufkäferarten dieses Stadium der ausschließlichen Brachypterie bereits erreicht (Assmann & Falke 1997). So konnten im Emsland bei 300 untersuchten Individuen von *Harpalus neglectus* ausschließlich brachyptere Käfer gefunden werden (Persigehl, eigene Untersuchungen). Auch aus anderen Gebieten Nordeuropas sind aktuell nur noch brachyptere Individuen bekannt (Desender mdl. Mitt.). Solche Arten, wie auch konstant brachyptere Laufkäferarten kommen heute nur noch lokal an wenigen Fundstellen vor. Im mittleren Emsland (zwischen Lingen und Meppen) sind von *Harpalus neglectus* nur noch zwei rezente Vorkommen bekannt und auch die nicht auf den Untersuchungsflächen gefundene Arten der Gattung

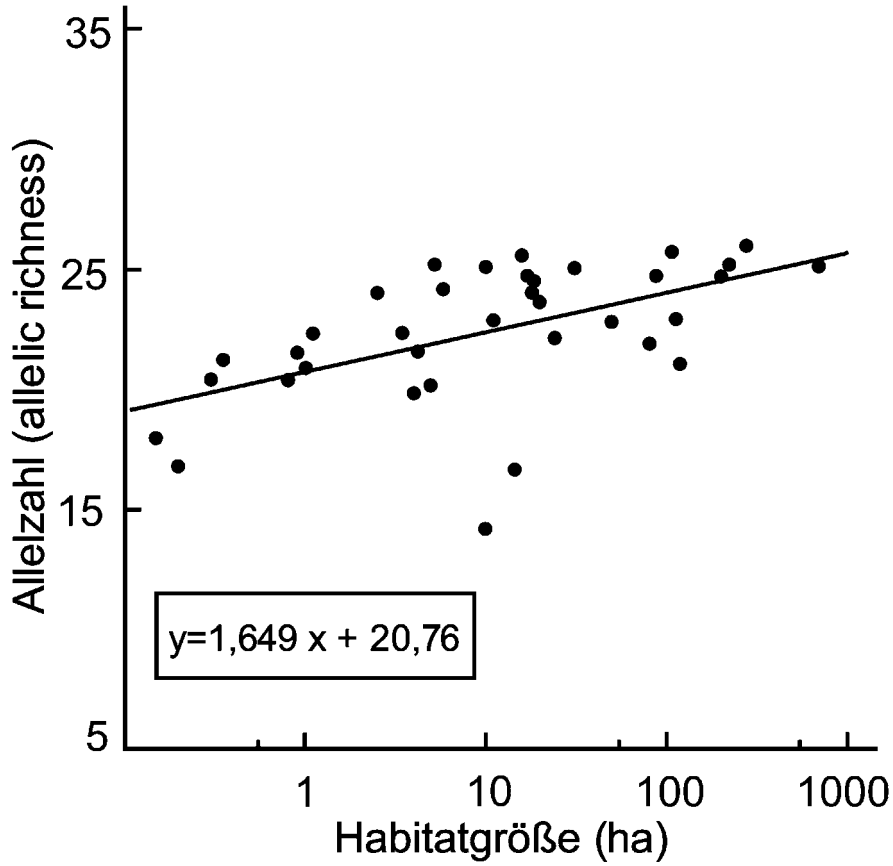


Abb. 13: Beziehung zwischen der genetischen Variabilität von Populationen und der Habitatgröße (Model-1- Regression, p≤0,001; r^2=0,3: b=0,548). Die angegebene Allelzahl wurde mittels Rarefaction-Methode (Goudet et al. 1996; Goudet 2001) auf eine einheitliche Stichprobengröße standardisiert (Allelic richness), die Habitatgrößen logarithmisch aufgetragen (Tabelle nach Persigehl & Assmann submitted, verändert).

Cymindis werden nur in wenigen Sandrasenresten des Emslandes gefunden (Falke et al. 2000). Makroptere Sandrasenarten wie *Cicindela hybrida* und *Harpalus anxius* sind dagegen im Emsland noch weit verbreitet (vgl. Falke et al. 2000; Lehmann et al. 2004b).

4.2 Die Laufkäferfauna auf restituierten Sandrasen

Die Untersuchungen zur Besiedlung neugeschaffener Sandrasenstandorte konnten zeigen, dass eine rasche Besiedlung dieser Standorte durch zahlreiche stenotope Sandrasenarten möglich war. Insbesondere flugfähige Sandrasenarten waren in der Lage, die restituierten Sandraseninitialstadien in beiden Untersuchungsgebieten zu erreichen.

In den Fensterfallen wurden hauptsächlich Arten der Gattungen *Amara* (10 Arten und 267 Individuen), *Harpalus* (8 Arten, 222 Individuen) und *Bembidion* (7 Arten und 222 Individuen) gefangen (vgl. Lehmann et al. 2004b). Damit decken sich die Ergebnisse mit dem Beobachtungen von Aukema (1995), der in Ost-Flevoland (Niederlande) Fensterfallenfänge auf Sandrasen durchgeführt hat. Offenbar finden sich in diesen Gattungen besonders flugaktive und damit ausbreitungsstarke Arten. Zu diesen Gattungen gehört auch der überwiegende Teil der in den Fensterfallen nachgewiesenen Sandrasenarten. Von den insgesamt 12 Sandrasenarten gehörten fünf der Gattung *Harpalus* und drei der Gattung *Amara* an. Insgesamt konnten im Untersuchungsgebiet Emsland mehr Sandrasenarten (12 Arten) in den Fensterfallen nachgewiesen werden als in den benachbarten Bodenfallen (7 flugfähige Arten). Diese Ergebnisse belegen die Bedeutung der Flugfähigkeit für das Ausbreitungspotential einiger Sandrasenarten.

Wie Günther (2004) für die geflügelten ripikolen Laufkäfer *Omophron limbatum* und *Elaphrus aureus* zeigen konnte, waren nur wenige Tiere in der Lage, weit entfernte Habitatpatches zu erreichen. *Elaphrus aureus* schaffte es nicht, während der drei Jahre dauernden Untersuchungen Habitatpatches in 7 km Entfernung zu besiedeln. Wenn auch vergleichbare Daten für Sandrasenarten fehlen, ist jedoch anzunehmen, dass stark isolierte und unbesiedelte Habitate ebenfalls nicht mehr von flugfähigen stenotopen Sandrasenarten besiedelt werden können.

Auf beiden Restitutionsflächen konnten überraschend früh jeweils zwei flugunfähige Sandrasenarten gefangen werden. In der Hammer Schleife konnte *Poecilus lepidus* auf den an die Restitutionsfläche angrenzenden Sandrasenresten belegt werden. *Harpalus neglectus* wurde vor den Restitutionsmaßnahmen lediglich auf der 10 km entfernten Referenzfläche gefangen. Unmittelbar vor dem ersten Nachweis dieser Art, erfolgte Ende April eine Inokulation der Sandraseninitialflächen mit Rechgut aus dem NSG „Sandtrockenrasen am Biener Busch" (vgl. Kratochwil et al. 2004, Abb. 5). Das Rechgut wurde direkt neben der als Referenz herangezogenen Fangstelle gewonnen und sofort auf die Restitutionsfläche gebracht (vgl. Kratochwil et al. 2004). Die Koinzidenz zwischen der Rechgutaussaat und dem Erstnachweis von *Harpalus neglectus* in der Hammer Schleife deutet auf eine Verschleppung dieser Art über das Rechgut hin. Für eine Verschleppung von *Poecilus lepidus* über das Rechgut sprechen die frühen Nachweise auf den Sandraseninitialstadien im Juni 2002. Eine natürliche Besiedlung der Sandraseninitialstadien aus den benachbarten Sandrasenresten erscheint zu diesem frühen Zeitpunkt angesichts der Ergebnisse der Fang- und Wiederfang-Untersuchungen als unwahrscheinlich. Wie die Fang- und Wiederfang-Untersuchungen zeigten, erreichten erste Individuen die Sandraseninitialflächen auf den Dünenkomplexen erst Anfang August. Im Juli konnten Käfer lediglich in den Bodenfallen gefangen werden, die in der Nähe der besiedelten Sandrasenreste standen (siehe Abb. 7).

Im Untersuchungsgebiet bei Darmstadt gibt es ebenfalls Hinweise auf eine Verschleppung von Arthropodenarten: Ergebnisse von genetischen Untersuchungen an *Poecilus lepidus* zeigen, dass zwischen Aufsammlungen der Restitutionsfläche und der benachbarten Population auf den Dünenresten eine geringere genetische Identität gefunden wurde, als zwischen der Aufsammlung des Gebietes, von dem das Rechgut entnommen wurde (Persigehl & Assmann in Vorbereitung). Auch andere Arthropodenarten wie die Italienische Schönschrecke (*Calliptamus italicus*) wurden offenbar mit dem Rechgut verschleppt. Diese sehr auffällige, im Darmstädter Sandgebiet nur noch lokal verbreitete Heuschreckenart wurde auf den Sandrasenresten des ND „Rotböhl" trotz regelmäßiger Begehung der Flächen vor der Restitutionsmaßnahme nicht nachgewiesen (Zehm, mündliche Mitteilung). *Calliptamus italicus* wurde erstmals im August 2001 also nach der Inokulationsmaßnahme, in den Bodenfallen der Restitutionsfläche gefangen und seitdem regelmäßig auf den Dünenresten und der Restitutionsfläche nachgewiesen (Persigehl, eigene Beobachtungen).

Angesichts dieser Beispiele ist wahrscheinlich, dass noch weitere Arthropodenarten über Rechgut auf die Restitutionsflächen eingebracht werden. Ein Ausbringen von frischem Rechgut oder Schnittgut auf renaturierte Flächen fördert nicht nur die Entwicklung gewünschter Pflanzengemeinschaften, sondern kann demnach auch den Besiedlungsprozess durch Arthropodenarten beschleunigen.

4.3 Besiedlung der Restitutionsflächen durch *Poecilus lepidus*

Die Untersuchungen zur Ausbreitung von *Poecilus lepidus* zeigten, dass diese flugunfähige Laufkäferart in der Lage war, die offensandigen Bereiche der restituierten Landwirtschaftsflächen auf natürlichem Wege zu kolonisieren. Dabei wanderten viele Tiere auf die gesamte im Untersuchungsjahr noch schütter bewachsene Restitutionsfläche ein. Lediglich feuchte und/oder bereits mit einer dichten Grasnarbe bewachsene Bereiche wurden gemieden. Vier zuvor in den Restpopulationen markierte Käfer überwanden nachweislich eine Distanz von mindestens 250 m Luftlinie und gelangten so auf die beiden rekonstruierten Dünenkomplexe, deren Kuppen sich zu offensandigen Sandrasen entwickelten. Die festgestellten überbrückten Luftdistanzen in der Hammer Schleife waren höher als in populationsbiologischen Untersuchungen aus den benachbarten Niederlanden: Vermeulen (1995) konnte durch Fang und Wiederfang individuell markierter Tiere zeigen, dass *Poecilus lepidus* in einem 15 m breiten Habitatkorridor bis zu maximal 150 m hineinläuft. Wie Vermeulen (1995) diskutiert, gibt es offenbar einen Zusammenhang zwischen Korridorbreite und der Einwanderungsstrecke einer Art. Trift ein Laufkäfer auf eine ungünstige Vegetationsstruktur, orientiert er sich von dieser Randstruktur weg. In schmalen Korridoren steigt die Wahrscheinlichkeit, dass Käfer auf solche Randstrukturen treffen. Die Wahrscheinlichkeit eines verlangsamten Ausbreitungsprozesses oder gar eines Umkehrens der Tiere steigt stark an. Andere Laufkäferarten waren in den Untersuchungen von Vermeulen (1995) in noch geringerem Maße in der Lage, in den 15 m breiten Habitatkorridor einzudringen: *Harpalus servus* nutzte nur max. 75 m des Korridors und andere Sandrasenarten (z. B. *Harpalus neglectus*, *Cymindis macularis*) wanderten gar nicht oder nur wenige Meter in den Korridor hinein.

Die von Landschaftspflegern immer wieder herausgestellte Bedeutung von „Biotopvernetzungen" ist für *Poecilus lepidus* und wahrscheinlich auch für zahlreiche andere Sandrasenarten folglich sehr kritisch zu bewerten. Vergleichbare Ergebnisse erhielt Gruttke (1994) im Rheinland zur Korridorfunktion von Hecken. Nur wenige, von Gruttke (1994) als eurytop eingestufte Arten (z. B. *Carabus nemoralis* und *Notiophilus palustris*), konnten häufig in dem Korridor gefangen werden, während Arten alter Waldstandorte nicht in die Heckenkorridore eindrangen. Dies bedeutet nicht, daß andere Laufkäferarten solche Korridore nicht nutzen können. Ein Beispiel hierfür ist *Carabus auronitens*, der nach 1900 von zwei Refugialgebieten kommend entlang von Heckenkorridoren neu aufgeforstete Waldstandorte in der Westfälischen Tieflandsbucht kolonisierte (Terlutter 1991, Niehues et al. 1996).

Angesichts dieser sehr unterschiedlichen Ergebnisse zur Nutzung von Habitatkorridoren sollten während einer Planungsphase unbedingt populationsbiologische Untersuchungen zum Ausbreitungsverhalten der Zielarten herangezogen werden.

4.4 Simulation des Ausbreitungsprozesses von *Poecilus lepidus* auf der Hammer Schleife

In Felduntersuchungen erhobene populationsbiologische Daten ermöglichen es die Lebensraumansprüche einer Art, ihr Ausbreitungsverhalten sowie die Fortpflanzungsbiologie grundsätzlich zu verstehen. Für die Planung von Biotopvernetzungen sind Modelle hilfreich, die es erlauben, die in Freilanduntersuchungen gewonnenen Daten auf andere Landschaften zu übertragen. Das Computerprogramm DISPERS (Vermeulen & Opsteeg 1994; Vermeulen et al. 2002) bietet die Möglichkeit, erhobene Daten zur Ausbreitungs- und Fortpflanzungsbiologie mit untersuchungsgebietspezifischen Daten zur Ausbreitung und Populationsstruktur einer Art zu ergänzen und eine Simulation der Ausbreitungsprozesse auf einer digital (z. B. über GIS-Karten, Luftbilder) eingegeben Landschaftsmatrix durchzuführen.

Mit diesem Programm testete Vermeulen (2002) im Rahmen eines Biotopverbundsystems in der niederländischen Mid-Drenthe verschiedene geplante ökologische Korridore zwischen Sandrasenresten. Er nutzte den Laufkäfer *Poecilus lepidus* als Modellorganismus für ausbreitungsschwache Arthropodenarten. Mit den 2002 erhoben Freilanduntersuchungen zur Ausbreitung von *Poecilus lepidus* auf der Hammer Schleife war es in Zusammenarbeit mit Vermeulen möglich, einen Test des Programms vorzunehmen: Dabei konnte eine große Übereinstimmung zwischen dem Ausbreitungsmuster der simulierten Individuen und dem „in natura" vorgefunden Ausbreitungsverhalten der Käfer gefunden werden. Eine weitergehende Validierung dieses Computerprogramms

durch eine umfangreiche Auswertung der Simulationsergebnisse befindet sich in Vorbereitung. DISPERS bietet damit die Möglichkeit, die Funktionsfähigkeit geplanter Biotopverbundsysteme individuenbasiert für bestimmte Zielarten zu testen. Denkbar ist dabei nicht nur der Einsatz dieses Computerprogramms bei Arthropodenarten, sondern auch bei anderen, derzeit von Habitatfragmentierungen betroffenen Organismengruppen, wie Amphibien, Reptilien oder Kleinsäugetiere. Auch andere bereits entwickelte Computerprogramme können für den Schutz von Arten wichtige Indizien liefern: Hinsch & Assmann (2003) entwickelten für den waldbewohnenden Laufkäfer *Carabus auronitens* ein individuenbasiertes Programm, das genetische Drift-Ereignisse in Metapopulationen simuliert. Damit ermöglicht dieses Programm die Überprüfung, ob in einer Region die Individuenzahl aller lokalen Populationen für den langfristigen Erhalt der genetischen Variabilität ausreicht.

4.5 Populationsgenetische Untersuchungen an *Poecilus lepidus*

Die Faktoren, die zu einer Extinktion von Populationen führen, können in zwei Kategorien eingeteilt werden: (1) deterministische und (2) stochastische Faktoren (Terborgh & Winter 1980; Shaffer 1981). (1) Unter deterministischen Faktoren versteht man Veränderungen im Habitat der Tierart, die eine immer weiter absinkende Populationsgröße zur Folge haben. (2) Stochastische Faktoren beeinflussen ungerichtet die Populationsgröße und umfassen neben natürlichen (nicht regulierten) populationsdynamischen Schwankungen (May 1973; Roughgarden 1975; Den Boer 2002) auch Katastrophen (Überschwemmungen, Feuer, Dürre usw.).

Genetische Veränderungen (z. B. der Verlust von Allelen oder allgemein von Variabilität) können die Fitness einer Population und damit die Umweltkapazität beeinflussen. Oftmals ist nicht nur ein Grund für das Aussterben von Populationen verantwortlich. Ein Verlust von Allelen muss sich z. B. zunächst nicht wesentlich auf die Fitness einer Population auswirken, schränkt jedoch ihr Reaktionspotential unter sich ändernden Umweltbedingungen ein. Allele stellen grundsätzlich ein adaptives Potential dar, das es den Populationen ermöglicht, auf sich ändernde Umwelteinflüsse zu reagieren (Frankham et al. 2002). Ziel einer zeitgemäßen Naturschutzbiologie muss damit der Erhalt genetischer Variabilität auf der Populationsebene sein (Frankham et al. 2002).

Bei *Poecilus lepidus* ließ sich eine signifikante Beziehung zwischen der Habitatgröße und der Allelzahl der untersuchten enzymkodierenden Genloci aufzeigen. Aufsammlungen aus kleinen isolierten Habitaten wiesen stets eine niedrigere Allelzahl auf, während die Zahl gefundener Allele in Aufsammlungen größerer Habitate deutlich höher waren. Populationen von *Poecilus lepidus* zeichnen sich (wie Populationen vieler anderer Laufkäferarten) durch starke Schwankungen in der Populationsgröße aus. Diese in den einzelnen lokalen Populationen auftretenden natürlichen Fluktuationen von zwei bis drei 10er Potenzen bei *Poecilus lepidus* (Den Boer 2002) können zu einer zufallsgerichteten Allelfrequenzverschiebung (genetische Drift) bis hin zu einem Verlust einzelner Allele in den betroffenen lokalen Populationen führen. In Habitaten, deren Größe ausreichend ist für mehrere lokale Populationen, können diese lokal durch „bottleneck"-Ereignisse aufgetretenden Allelfrequenzverschiebungen durch einwandernde Individuen benachbarter lokaler Populationen wieder rückgängig gemacht werden. In kleinen Habitaten, die nur noch eine oder wenige lokale Populationen beherbergen, können diese stochastisch hervorgerufenen Allelfrequenzverschiebungen nicht mehr durch einwandernde Individuen kompensiert werden. Dies führt in kleinen Habitaten zu einer Konservierung der aufgetretenen Allelfrequenzverschiebungen bis hin zum dauerhaften Verlust von Allelen.

Der Erhalt der genetischen Variabilität bei *Poecilus lepidus* muss deshalb der Populationsdynamik der Art Rechnung tragen und setzt voraus, dass mehrere bis zahlreiche lokale Populationen ständig in einem Gebiet überleben. Diese Forderung ist nicht zuletzt deshalb wichtig, weil bereits nach wenigen Jahrzehnten habitatverändernder Landschaftsentwicklung in den Untersuchungsgebieten Auswirkungen auf die genetische Variabilität erkennbar sind.

De Vries (1996) zeigte durch eine „present-absent"-Analyse der Laufkäferfauna in niederländischen Heiden und Sandrasen, dass Laufkäfer-Populationen von Habitaten unter 10 ha Größe in den letzten 30 Jahren ein erhöhtes Aussterberisiko unterlagen. Lediglich Habitate mit mehr als ca. 70 ha waren in keinem Fall unbesiedelt. Ansiedlungsexperimente markierter Käfer in den kleinen Habitatpaches, in denen *Poecilus lepidus* in den vergangen 30 Jahren ausgestorben war, belegten, dass auf diesen Patches die Art in der Lage war, über mehrere Jahre zu überleben und zu reproduzieren (De Vries 1996). Ein Austerben der Art in den kleinen Habitatpaches aufgrund einer Veränderung der Habitatstruktur (und somit der Habitatqualität) erscheint deshalb als unwahrscheinlich. Das erhöhte Aussterberisiko der Populationen kleiner Habitate ist vielmehr das Ergebniss der natürlichen Fluktuationen in der Populationsgröße. Damit ergibt sich ein Zusammenhang zwischen der genetischen Variabilität lokaler Populationen und ihrem Aussterberisiko: Folglich kann angenommen werden, dass für Populationen, bei denen es in Folge von „bottleneck"-Ereignissen zu einem Verlust von Allelen gekommen ist, ein erhöhtes Aussterberisiko angenommen werden muss, da beide Prozesse den selben stochastischen Gesetzen unterliegen.

Sowohl die Ergebnisse von De Vries et al. (1996) als auch die vorgestellten Ergebnisse zur genetischen Variabilität bei *Poecilus lepidus* deuten darauf hin, dass ein langfristiger Schutz der Art nur in Habitaten mit einer Größe deutlich über 10 ha möglich ist.

4.6 Fazit

Ein zeitgemäßer Schutz von Arten muss der Populationsbiologie der Arten gerecht werden. Dabei spielen insbesondere das Ausbreitungspotential und die Populationsdynamik von Arten eine wichtige Rolle für die Ausgestaltung von angepassten Schutzkonzepten. Flugfähige und flugaktive Arten können etwa

in einer Region durch viele mittelgroße bis kleine Habitatinseln langzeitig geschützt werden, wenn diese Arten eine natürliche Dynamik in der Extinktion und Rekolonisation von Habitatinseln aufweisen, wie dies im Metapopulationskonzept gefordert wird. Möglicherweise können ausbreitungsschwache Arten nur über viel kleinräumigere Vernetzungen von Habitatinseln oder großflächige und zusammenhängende Habitate dauerhaft geschützt werden.

Faunistisch erhobene Daten reichen in der Regel nicht aus, um effektive Schutzkonzepte entwickeln zu können, die sich an der Dynamik von Arten orientieren. Wichtige Hinweise auf das Ausbreitungsverhalten von Arten können Fang- und Wiederfang-Untersuchungen. Über populationsgenetischen Methoden kann die geographische Strukturierung lokaler Populationen untersucht werden oder es können mit diesen Methoden, wie in diesem Artikel vorgestellt, Hinweise über Populations- und/oder Habitat-Mindestgrößen gewonnen werden, die den langfristigen Erhalt der genetischen Variabilität gewährleisten. Mit Hilfe von populationsgenetischen Methoden konnten bereits in der Vergangenheit ESU's (Evolutionary Signifikant Units) abgegrenzt werden. Unter ESU's versteht man Populationen oder Gruppen von Populationen, die sich durch eigenständige genetische Variabilität von anderen Populationen unterscheiden. Beispiele finden sich bei Populationen von *Carabus solieri* in den Seealpen (Rasplus et al. 2000, 2001) und *Carabus glabratus* in Norddeutschland (Assmann & Günther 2000). Um die genetische Variabilität und damit das adaptive Potential einer Art aufrecht zu erhalten, müssen solche, wenn auch kleinen, Populationen verstärkt geschützt werden.

Individuenbasierte Modelle ermöglichen es, Prozesse innerhalb von Populationen oder innerhalb von Populationsgruppen zu verstehen, die etwa zu einer Reduktion der genetischen Variabilität oder zu einem Aussterben von Populationen geführt haben. Auch können Modelle bei der Planung von Biotopverbundsystemen eingesetzt werden, um diese bereits im Vorfeld auf ihre Leistungsfähigkeit zu testen.

Danksagung

Wesentliche Teile dieser Untersuchung wurden durch das Bundesministerium für Bildung und Forschung (BMBF) gefördert (FKZ 01LN003). Zudem möchten wir den zuständigen Behörden für die Erteilung von Fang- und Betretungsgenehmigungen danken.

Literatur

Aßmann, T. & Falke, B., 1997: Bedeutung von Hudelandschaften aus tierökologischer und naturschutzfachlicher Sicht. – Schr.R. f. Landschaftspfl. u. Natursch. 58, 89-105.

Aßmann, T. & Jansen, J., 1999: Effects of habitat changes on the endangered ground beetle *Carabus nitens* (Coleoptera: Carabidae). – J. Ins. Conserv. 3, 107-116.

Aßmann, T. & Günther, J., 2000: Relict populations in ancient woodlands: genetic differentiation, variability, and power of dispersal of *Carabus glabratus* (Coleoptera, Carabidae) in northwestern Germany. – In: Brandmayr, P., Löveil, G., Zetto-Brandmayr, T., Casale, A. & Vigna Taglianti, A. (eds): Natural history and applied ecology of carabid beetles. Pensoft Publishers, Sofia, Moscow, 197-206.

Aßmann, T., Dormann, W., Främbs, H., Gürlich, S., Handke, K., Huk, T., Sprick, P. & Terlutter, H., 2003: Rote Liste der in Niedersachsen und Bremen gefährdeten Sandlaufkäfer und Laufkäfer (Coleoptera: Cicindelidae et Carabidae) mit Gesamtartenverzeichnis. 1. Fassung v. 1.6.2002. – Informationsdienst Naturschutz Niedersachsen 23, 2, 70-95.

Aukema, B., 1995: Flying for life, wing dimorphism in closely related species of the genus *Calathus* (Coleoptera: Carabidae). – Ph. D.- Thesis Landbouw Universiteit Wageningen, 164 S.

Bathon, H., 1985: Ein Beitrag zur Käferfauna eines Sandgrubengebietes bei Heusenstamm. – Ber. Offb. Ver. Naturkunde 85, 85-107.

Bettag, E., 1989: Fauna der Sanddünen zwischen Speyer und Dudenhofen. – Pollichia 17, 148 S.

Büche, B., 1994: Zur Käferfauna (Coleoptera) der Dünengebiete bei Sandhausen. – Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftsplege Bad.-Württ. 80, 255-282.

Den Boer, P.J., Van Hiuzen, T.H.P., Den Boer-Daantje, W., Aukema, B. & Den Biemen, C.F.M., 1980: Wing polymorphism and dimorphism in ground beetles as stages in an evolutionary process (Coleoptera: Carabidae). – Entom. Gen. 6, 6/7, 107-134.

Den Boer, P.J., 2002: Carabid beetles, a master model for population dynamiks. – In: Szyszko, J., Den Boer, P.J. & Bauer, Th. (eds.): How to protect or what we know about Carabid Beetles. "From knowledge to application – from Wijster (1969) to Tuczno (2001)". Warsaw Agricultural University Press, 345-376.

De Vries, H.H., Den Boer, P.J., Van Dijk, TH.S., 1996: Ground beetle species in heathland fragments in relation to survival, dispersal and habitat preference. – Oecologia 107, 332-342.

De Vries, H.H., 1996: Variability of ground beetle populations in fragmented heathlands. – Ph. D.-Thesis Landbouw Universiteit Wageningen, 133 S.

Du Feu, C., Hounsome, M. & Spence, I., 1983: A single-session mark/recapture method of population estimation - ringing and migration. – Tring. Herts. 4, 4, 211-226.

Excoffier, L., Smouse, P.E., & Quattro, J.M., 1992: Analysis of molecular variance inferred from metric distances among DNA haplotypes: application to human mitochondrial DNA restriction data. – Genetics 131, 479-491.

Falke, B., Oevermann, S. & Aßmann, T., 2000: Ground beetle diversity (Coleoptera, Carabidae) in a medieval wood-pasture reserve in north-west Germany. – In: Brandmayr, P., Lövei, G., Zetto Brandmayr, T., Casale, A. & Vigna Taglianti, A. (eds): Natural history and applied ecology of carabid beetles. – Pensoft Publishers, Sofia, Moscow, 259-269.

Falke, B. & Aßmann, T., 2001: Zur Käferfauna von Sandtrockenrasen und Heidegesellschaften in Hudelandschaften des Emslandes (Nordwest-Deutschland). – Drosera 1/2, 35-52.

Frankham, R., Ballou, J.D., Briscoe, D.A., Ballou, J.-D., Mc Inness, K. H., 2002: Introduction to Conservation Genetics. – Cambridge University Press, Cambridge, 617 S.

Gerlach, G. & Musolf, K., 2000: Fragmentation of landscape as a cause for genetic subdivision in bank voles. – Cons. Biology 14, 4, 1066-1077.

Goudet, J., Raymond, M., De Meeüs, T. & Rousset, F., 1996: Testing differentiation in diploid populations. – Genetics 144, 1933-1940.

Goudet, J., 2001: FSTAT, a programm to estimate and test gene diversities and fixation indices (v.2.9.3). – http://www.unil,ch/izea/softwares/fstat.html.

Gruttke, H., 1994: Dispersal of carabid species along a linear sequence of young hedge plantations. – In Desender, K., Dufree, M., Loreau, M. & Mealfait, J.P. (eds.): Carabid beetles, Ecology and Evolution. – Kluwer Acad. Publishers, Dordrecht, 299-303.

Günther, J., 2004: Aussterben und Kolonisieren. Zur Dynamik und Stabiltät ausgewählter Laufkäfer-Populationen (Coleoptera, Carabidae) . – Promotionschrift der Universität Lüneburg, 140 S.

Hanski, I. & Gilpin, M.E., 1997: Metapopulation Biology: Ecology, Genetics and Evolution. – Academic Press, San Diego, 511 S.

Hinsch, M. & Assmann, T., 2003: Bottom-up creation of allele frequency differentiation in *Carabus auronitens*. – In: Hölker, F. (ed.): Scales, hierarchies and emergent properties in ecological models, 71-82, Peter Lang Verlag, Frankfurt/Main.

Jolly, G.M., 1965: Explict estimates from capture-recapture data with both death and immigration - stochastic modell. – Biometrika 52, 225-247.

Keller, I. & Largiadèr, C.R., 2003: Recent habitat fragmentation due to major roads leads to reduction of geneflow and loss of genetic variability in ground beetles. – Proc. Royal Soc. London (B) 270, 417-423.

Kratochwil, A., Stroh, M., Remy, D. & Schwabe, A., 2004: Restitution alluvialer Weidelandschaften: Binnendünen-Feuchtgebietskomplexe im Emsland (Nordwestdeutschland). – Schr.R. f. Landschaftspfl. u. Natursch. 78.

Leberg, P.L., 1992: Effects of population bottlenecks on genetic diversity as masured by allozyme electrophoresis. – Evolution 46, 2, 477-494.

Lehmann, S., Persigehl, M., Rosenkranz, B., Falke, B., Günther, J. & Aßmann, T., 2004a: Laufkäfer-Gemeinschaften (Coleoptera, Carabidae) xerothermer Sandrasen und ihre Abhängigkeit von Beweidungsmaßnahmen. – Schr.R. f. Landschaftspfl. u. Natursch. 78.

Lehmann, S., Persigehl, M., Rosenkranz, B., Falke, B. & Assmann, T., 2004b: Struktur von Laufkäfer-Gemeinschaften (Coleoptera: Carabidae) in größtenteils beweideten Sandfluren des Emslandes. - In: Beweidung und Restitution als Chancen für den Naturschutz? NNA-Ber. 17, H.1, 147-159.

Malten, A., 1998: Rote Liste der Sandlaufkäfer und Laufkäfer Hessens. Erste Fassung, Stand November 1997. – Wiesbaden, 48 S.

May, R.M., 1973: Stability and complexity in Model ecosystems. – Princeton Univ. Press, 256 S.

Murphy, R.W., Sites, J.W., Butch, D.G. & Haufler, C.H., 1990: Proteins I: Isozyme electrophoresis. – In: Hills, D.M. & Moritz, C. (eds.): Moleculare systematics. – Sinauer Associates, Sunderland Massachusetts, 45-127.

Nei, M., 1972: Genetic distance between populations. – Am. Nat. 106, 283-291.

Niehues, F.-J., Hockmann, P. & Weber, F., 1996: Genetics and dynamics of a *Carabus auronitens* metapopulation in the Westfalian lowlands (Coleoptera, Carabidae). – Ann. Zool. Fennici 33, 85-96.

Niehuis, M., 1987: Die Käferfauna der Flugsandgebiete bei Mainz. – Mainzer Naturw. Arch. 25, 409-524.

Pedersen, A.A. & Loeschke, V., 2001: Conservation genetics of peripheral populations of the mygalomorph spider *Atypus affinis* (Atypidae) in north Europe. – Molecular Ecology 10, 1133-1142.

Persigehl, M. & Assmann, T., submitted: Effects of recent habitat fragmentation on the variability of *Poecilus lepidus* populations in Northwest-Germany (Coleoptera, Carabidae). – Proc. Royal Soc. London (B).

Rasplus, J.-Y., Meusnier, S., Mondor, G., Piry, S. & Cornuet, J.M., 2000: Microsatellite analysis of population structure in an endangered beetle: *Carabus solieri* (Carabidae). – In: Brandmayr, P., Löveil, G., Zetto Brandmayr, T., Casale, A. & Vigna Taglianti, A. (eds): Natural history and applied ecology of carabid beetles. Pensoft Publishers, Sofia, Moscow, 11-24.

Rasplus, J.-Y., Garnier, S., Meusnier, S., Piry, S., Mondor-Genson, G., Audiot, P. & Cornuet, J.-M., 2001: Setting conservation priorities: the case study of *Carabus solieri*. – Genetics, Selection and Evolution, 33 ,1, 141-175.

Remy, D. & Zimmermann, K., 2004: Restitution einer extensiven Weidelandschaft im Emsland: Untersuchungsgebiete im BMBF-Projekt „Sand-Ökosysteme im Binnenland". - In: Beweidung und Restitution als Chancen für den Naturschutz? NNA-Ber. 17, H.1, 27-38.

Roughgarden, J., 1975: A simple model for population dynamics in stochastic enviroments. – Am. Nat. 109, 713-736.

Schmitt, Th. & Seitz, A., 2002: Influence of habitat fragmentation on the genetic structure of *Polyommatus coridon* (Lepidoptera: Lycaenidae): implications for conservation. – Biological Conserv. 107, 291-252.

Schwabe, A., Remy, D., Assmann, T., Kratochwil, A., Mährlein, A., Nobis, M., Storm, Ch., Zehm, A., Schlemmer, H., Seuß, R., Bergmann, S., Eichberg, C., Menzel, U., Persigehl, M., Zimmermann, K. & Weinert, M., 2002a: Inland Sand Ecosystems: Dynamics and restitution as a consequence of the use of different grazing systems. - In: Redecker, B., Finck, P., Härdtle, W., Riecken, U. & Schröder, E. (Eds.): Pasture Landscapes and Nature Conservation, 239-252, Springer, Heidelberg - Berlin - New York.

Seber, G.A.F., 1965: A note of multiple-recaptueres census. – Biometrika 52, 249-259.

Shaffer, M.L., 1981: Minimum population size for species conservation. – Bio Science 31, 131-134.

Terborgh, J. & Winter, B., 1980: Insular ecology and conservation. – In Soulé, M.E., Wilcox, B.A. (eds.): Conservation

biology, an evolutionary-ecological perspective. – Sinauer Ass. Sunderland, Mass., 119-133.

Terlutter, H., 1991: Morphometrische und elektrophoretische Untersuchungen an westfälischen und südfranzösischen *Carabus auronitens*-Populationen (Col., Carabidae): Zum Problem der Eiszeitüberdauerung in Refugialgebieten und der nacheiszeitlichen Arealausweitung. – Abh. Westf. Museum Naturkunde 53, 3, 3-111.

Trautner, J., Müller-Motzfeld, G. & Bräunicke, M., 1997: Rote Liste der Sandlaufkäfer und Laufkäfer Deutschlands (Coleoptera: Cicindelidae et Carabidae). 2. Fassung, Stand Dezember 1996. – Naturschutz und Landschaftsplanung 97, 9, 261-273.

Turin, H., 2000: De Nederlandse Loopkevers, verspreiding en oecologie (Coleoptera, Carabidae). – Nederlandse Fauna 3. Nationaal Natuurhistorisch Museum Naturalis, KNNV Uitgeverij & EIS-Nederland, Leiden, 666 S.

Vermeulen, H.J.W. & Opsteeg, T.J., 1994: Movements of some carabid beetles in road-side verges. Dispersal in a simulation programme. – In: Desender, K., Dufree, M., Loreau, M. & Mealfait, J.P. (eds.): Carabid beetles, Ecology and Evolution, 393-398. Kluwer Acad. Publishers, Dordrecht.

Vermeulen, H.J.W., 1995: Road-side verges: habitat and corridor for carabid beetles of poor sandy and open areas. – Thesis Landbouw Universiteit Wageningen, 131 S.

Vermeulen, H.J.W., 2001: Optimalisiering van een ecologische verbindingszone, verbeterpunten voor het aspect „droog en schraal". Modelstudie in de verbindingszone Terhorsterzand-Scharreveld-Orvelterzand.Rapportage voor de Prov. Drenthe. – Productgroep Landelijk Gebied, 82 S.

Vermeulen, H.J.W., Opsteeg, T.J. & Kooij, A., 2002: Planning ecological corridors for carabid betles. The proposed ecological connection in Mid-Drenthe (Netherlands), Terhorsterzand-Scharreveld-Orvelterzand. – In Szyszko, J., Den Boer, P.J. & Bauer, Th. (eds.): How to protect or what we know about Carabid Beetles. "From knowledge to application – from Wijster (1969) to Tuczno (2001)". Warsaw Agricultural Univers. Press, 133-141.

Weir, B.S. & Cockerham, C.C., 1984: Estimating F-statistics for the analysis of population structure. – Evolution 38, 1358-1370.

Zehm, A. & Zimmermann, K., 2004: Sandgebiete in der hessischen Oberrheinebene: Untersuchungsflächen und Untersuchungsansatz des BMBF-Projektes „Sand-Ökosysteme im Binnenland". - In: Beweidung und Restitution als Chancen für den Naturschutz? NNA-Ber. 17, H.1, 15-26.

Anschriften der Verfasser:

Dipl.-Biol. Markus Persigehl, Dipl.-Umw. Stephan Lehmann, Prof. Dr. Thorsten Aßmann,
Institut für Ökologie und Umweltchemie
Universität Lüneburg
Scharnhorststr. 1
D-21335 Lüneburg
markus.persigehl@freenet.de
assmann@uni-lueneburg.de

Dr. Hendrik Jan Vermeulen
Stichting Willem Beijerinck Biologisch Station
Kanaaldijk 36
NL-9409 TV Loon, Niederlande

Dipl.-Biol. Boris Rosenkranz
IBACON GmbH
Arheilger Weg
D-64380 Rossdorf

Dr. Bodo Falke
An der Martinskirche 47
D-49078 Osnabrück

Anhang 1: Lage und Größe der untersuchten Populationen. (* Geographische Koordinaten mit PD Datum). (a Aufsammlungen wurden für die Analyse verschieden stark fragmentierter Gruppen genutzt; (b Aufsammlungen wurden für AMOVA and F-Statistik herangezogen).

Nr.	geogr. Gruppe	Aufsammlung	Koordinate Nord* N (hddd°mm'ss")	Koordinate Ost* E (hddd°mm'ss")	Habitatgröße (ha)
1	I	NSG "Bordelumer Heide"	N 54°38'26"	E 08°57'14"	24
2	I	NSG "Eichenkratt Schirlbusch"	N 54°38'07"	E 09°06'25"	10
3	I	NSG "Löwenstädter Sandberge"	N 54°37'25"	E 09°09'25"	14,5
4	II	Hanstedt	N 53°15'02"	E 09°58'33"	120
5	II	Handeloh	N 53°14'58"	E 10°17'20"	17
6	II	Inzmühlen	N 53°13'10"	E 09°51'11"	31
7 (a	II	Oberhaverbeck-west	N 53°08'29"	E 09°54'53"	224
8 (a	II	Wulfsberg	N 53°07'49"	E 09°54'26"	224
9 (a	II	Wulfsberg-nord	N 53°07'55"	E 09°54'22"	224
10 (a	II	Wulfsberg-ost	N 53°07'52"	E 09°54'43"	224
11 (a	II	Oberhaverbeck-süd	N 53°07'37"	E 09°56'25'	80
12	II	Tütsberg-west	N 53°07'10"	E 09°56'40"	18
13	II	Döhle	N 53°09'10"	E 10°01'18"	107
14	II	Schneverdingen	N 53°06'01"	E 09°49'59"	50
15	II	Schmarbeck	N 52°54'32"	E 10°13'26"	200
16	II	Gerdehausen	N 52°52'54"	E 10°10'40"	111
17	II	Hermannsburg	N 52°49'13"	E 10°08'09"	88
18	II	Lutterloh	N 52°49'41"	E 10°13'42"	18
19	II	Scheuen	N 52°41'11"	E 10°06'54"	280
20	III	Sprakel	N 52°49'29"	E 07°26'20"	700
21	III	Meppen	N 52°43'12"	E 07°14'15"	3,4
22	III	Rühle	N 52°39'21"	E 07°13'45"	0,3
23	III	Hamm 1	N 52°39'56"	E 07°27'20"	0,2
24	III	Bückelte-west	N 52°39'38"	E 07°25'45"	0,35
25	III	Bückelte-ost	N 52°39'38"	E 07°25'59"	0,15
26	III	Hamm 2-nord	N 52°39'06"	E 07°26'30"	5
27	III	Hamm 2-ost	N 52°39'04"	E 07°26'39"	5
28	III	Hamm 2-west	N 52°39'03"	E 07°26'34"	5
29a (b	III	Hamm 2-süd	N 52°38'56"	E 07°26'43"	1
29b	III	Hamm 2-süd	N 52°38'56"	E 07°26'43"	1
30	III	Wester	N 52°39'58"	E 07°27'33"	1,1
31	III	Biene-nord	N 52°35'03"	E 07°15'01"	10
32	III	Biene-ost	N 52°34'54"	E 07°15'16"	10
33	III	Biene-west	N 52°34'54"	E 07°15'04"	10
34	III	Biene-süd	N 52°34'52"	E 07°15'10"	10
35a (a, b	III	Wachendorf 1	N 52°33'39"	E 07°14'50"	4
35b (a	III	Wachendorf 1	N 52°33'39"	E 07°14'50"	4
36a (a, b	III	Dalum-west	N 52°33'03"	E 07°13'32"	5,8
36b (a	III	Dalum-west	N 52°33'03"	E 07°13'32"	5,8
37 (a	III	Dalum-ost	N 52°33'02"	E 07°13'40"	5,8
38 (a	III	Wachendorf 2-west	N 52°32'53"	E 07°15'04"	11
39 (a	III	Wachendorf 2-ost	N 52°32'55"	E 07°15'14"	11
40	III	Heiliges Meer-west	N 52°21'08"	E 07°37'44"	0,9
41	III	Heiliges Meer-ost	N 52°21'20"	E 07°37'54"	4,2
42	III	Bockholter Berge	N 52°03'26"	E 07°39'38"	0,8
43	IV	Rotböhl-nord	N 49°55'55"	E 08°37'18"	5,2
44	IV	Rotböhl-süd	N 49°55'51"	E 08°37'17"	5,2
45	IV	Griesheim	N 49°51'35"	E 08°34'30"	16
46	IV	Seeheim Jugenheim	N 49°46'18"	E 08°37'02"	2,5
47	IV	Dudenhofen	N 49°18'34"	E 08°24'23"	20

Zur Ressourcennutzung von Wildbienen (Hymenoptera, Apoidea) in beweideten und unbeweideten Sand-Ökosystemen

von Marion Beil und Anselm Kratochwil

Abstract

Resource utilisation by wild bees (Hymenoptera, Apoidea) in grazed and ungrazed sand-ecosystems

In a sand-ecosystem (*Allio-Stipetum* complex) situated in the nature reserve "Griesheimer Düne und Eichwäldchen" (Darmstadt) influences of sheep grazing on wild-bee coenosis and on their food resources were studied. A three-year study (following initial grazing) comparing vegetation on grazed and ungrazed areas shows a significant increase of some plant species used by wild bees as well as an increase of *Calamagrostis epigejos* in ungrazed areas. Even after three years, grazed and ungrazed areas hardly show any difference concerning their flowering phenology. Concerning their species and abundance, there are also no significant differences between wild-bee species on grazed and ungrazed areas. However, according to a more detailed analysis, grazed older sand dune complexes show significantly higher numbers of wild-bee species than younger ones, the latter having previously been exposed to severe anthropogenic impact. According to a Detrended and Canonical Correspondence Analysis, the species composition of wild bees on the specific grid areas depends on the pollen and nectar resources available, whereas, in the present vegetation stage, grazing and non-grazing factors do not play any role. Some species (e.g. *Centaurea stoebe*) are characterised by a correlation between increasing resources and increasing numbers of wild-bee species. Patchy sheep grazing on small areas for a limited time starting at the beginning of July has not caused any impact on the wild-bee community. On the contrary, grazing produces nesting sites of bare ground for endogeic wild-bee species, promotes important pollen and nectar resources on the one hand and prevents the further succession of mono-dominant grass species (e.g. *Calamagrostis epigejos*) on the other.

1 Einführung

Aufgrund ihrer Bestäubungsfunktionen vieler Wild- und Kulturpflanzenarten (Corbet et al. 1991; Batra 1995; Tscharntke 1998) nehmen Wildbienen die Rolle von „key-stone-species" ein (Kratochwil & Schwabe 2001; Kratochwil 2003); ihr Verlust kann einschneidende Konsequenzen für das Ökosystem haben. Die mittlerweile u. a. durch Habitatfragmentierung, Änderung der Landnutzung und Einfluss der Landwirtschaft weltweit zu verzeichnenden Rückgänge verschiedenster Bestäubergruppen haben heute schon zu einer ernst zu nehmenden „Bestäubungskrise" geführt (Buchmann & Nabhan 1996; Allen-Wardell et al. 1997; Kearns et al. 1998; Cane 2001).

Bisher wurden 547 Wildbienenarten (aus 40 Gattungen) in Deutschland nachgewiesen (Westrich & Dathe 1997). Drei Viertel dieser Arten (N = 413) sind Pollensammler, davon allein ein Drittel oligolektisch (N = 140), d. h. hinsichtlich ihrer Pollenquellen nur auf bestimmte Pflanzenarten, -gattungen oder -familien beschränkt (Kratochwil 1984; Westrich 1989). Darüber hinaus sind viele Arten auch in Bezug auf ihre Nistplatzwahl hochspezialisiert (Westrich 1989).

Aufgrund dieser Ressourcen- und Requisiten-Spezialisierung haben etwa 70 % aller bei uns vorkommenden Wildbienenarten (N = 385) spezifische Lebensraum-Schwerpunkte. Allein 126 Arten können dabei mit Sandstandorten in Verbindung gebracht werden (23 % der Gesamtartenzahl) (Kratochwil 2003). Solche Sandstandorte entstehen einerseits durch ehemalige oder rezente abiotische Prozesse (fluviatile Sanddepositionen durch Hochwasserereignisse, physikalische Dünenbildung durch Wind, Fließgewässer-bedingte Erosionen, Bildung von Abbruchkanten u. a.), andererseits – oft kleinräumig – durch biotische Prozesse (offene Bodenstellen durch den Tritt von Weidetieren, Schlafkuhlen, Weidepfade, Fraß, anthropogene Einflüsse u. a.).

Eine Erhaltung von Sand-Ökosystemen setzt auf Dauer einwirkende dynamisierende Faktoren voraus. Als ein wichtiger sukzessionsretardierender und standortstabilisierender Faktor wird die Beweidung angesehen (Schwabe et al. 2002, 2004a, 2004b). Durch Beweidung können sich langfristig aber auch Nahrungsressourcen für Wildbienen quantitativ oder qualitativ verändern (Carvell 2002), durch die Bildung offener Bodenstellen kann das Nistplatzangebot für endogäische Arten verbessert werden (Steffan-Dewenter & Tscharntke 2000; Holsten 2003). Ein unmittelbarer negativer Effekt stellt die großflächige Reduzierung der vorhandenen Blüten-/Blütenstandsdichten nach einem intensiven Beweidungsgang dar (Frieben 2003).

Folgende Fragen sollen im Rahmen dieser Untersuchung beantwortet werden:

- Welchen Einfluss hat eine Schafbeweidung auf Anzahl und Deckung der von Wildbienen regelmäßig als Nektar- und Pollenquelle genutzten Pflanzenarten (Vergleich 3 Jahre Beweidung/Nicht-Beweidung)?
- Bestehen Unterschiede in der Blühphänologie wichtiger Wildbienen-Ressourcen zwischen beweideten und nicht beweideten Flächen?
- Wie wirkt sich eine Schafbeweidung auf die Arten- und Individuenzahlen von Wildbienen aus?
- Welches sind die Leitarten unter den Wildbienen des untersuchten Sand-Vegetationsmosaiks?
- Welche Nahrungsressourcen werden von den Wildbienenarten am meisten

genutzt?
- Hat die Zunahme einer Ressource einen Einfluss auf die Größe des Besucherspektrums an Wildbienenarten?
- Nutzen die Wildbienenarten beweideter Flächen andere Ressourcen als die der unbeweideten?

2 Methoden

Die Untersuchungen fanden im Naturschutzgebiet „Griesheimer Düne" (Darmstadt) innerhalb eines Vegetationsmosaiks des *Allio-Stipetum*-Komplexes statt. Die ab dem Jahr 2000 einsetzende Erstbeweidung eines Teils der Fläche durch eine Schafherde ermöglichte einen Vegetationsvergleich mit unbeweideten Bereichen. Als Grundlage für die Erfassung der Vegetation (2000-2002) und der Wildbienen-Zönose einschließlich ihrer wichtigsten Nahrungsressourcen (2002) diente ein rasterbezogenes, mittels Satellitenfunk-Navigation (GPS) georeferenziertes Netz von Markierungspunkten mit einem Abstand von 50 m (9 Rasterpunkte im beweideten, 9 im unbeweideten Bereich) (Abb. 1). Ergänzende Untersuchungen wurden auch im Gebiet des „Ehemaligen August-Euler-Flugplatzes" (Darmstadt) in den Rasterflächen des Koelerion und des ruderalisierten Armerion durchgeführt (nähere Angaben zu den Gebieten und zur Vegetation s. Zehm & Zimmermann 2004; Schwabe et al. 2004b).

Die Analyse der Vegetation (Artenzusammensetzung und Anzahl der Pflanzenarten, Anzahl der Kräuter bzw. Gräser, Deckung der Kräuter und Gräser, Vegetationshöhe, u. a.) erfolgte im Rahmen des Projektes „Sand-Ökosysteme im Binnenland: Dynamik und Restitution" in einem Radius von 5 m um jeden Rasterpunkt (Schwabe et al. 2004a, b). Die Erfassung der Blütenressourcen richtete sich nach der Methode von Kratochwil (1984) in einem Radius von 8 m pro Rasterpunkt (Anzahl der Blüten bzw. der Blütenstände der 18 wichtigsten entomophilen Pflanzenarten im Gebiet, Aufnahme wöchentlich zwischen März und September 2002). Wildbienen wurden durch Abfangen per Kescher beim Blütenbesuch der jeweiligen Pflanzenart im Zeitraum vom 11.04. bis 07.09.2002 ebenfalls im 8 m-Radius erfasst. Die gesammelten Tiere wurden im Labor präpariert und determiniert (Beil 2003).

Die Beweidung im Jahr 2002 erfolgte nach dem System der Stoßbeweidung für je 1-2 Tage durch eine gemischte Skudden- und Moorschnuckenherde bestehend aus etwa 400 Tieren. Sie begann im östlichen Bereich der Griesheimer Düne mit den Rasterflächen G1, G2, H2 und H3 am 23.07.2002. Erst Mitte August (18.08.) wurden die weiter westlich gelegenen Flächen B4, C4 und D5 beweidet und abschließend am 31.08. begann die Schafbeweidung auf den Flächen B5 und B6 (Abb. 1).

Die Auswertung der Daten erfolgte über Varianzanalysen (ANOVA; SPSS für Windows). Gegenübergestellt wurden die beweideten (rote Rasterpunkte Abb. 1) und unbeweideten Flächen (grüne Rasterpunkte Abb. 1) (jeweils n = 9) bzw. die Kollektive „B4, B5, B6, C4" (westlich gelegene beweidete Flächen), „G1, G2, H2, H3" (östlich beweidete Flächen) und „F1, F2, E3, E4" (unbeweidete Flächen). Zur Überprüfung der Varianzhomogenität diente der Levene-Test, z.T. unter Verwendung einer log (x+1)-Transformation. Signifikante Unterschiede zwischen den Flächen wurden mit dem Least-Significant-Difference-Test ermittelt. Die Entzerrte und die Kanonische Korrespondenzanalyse (DCA, CCA) wurden mit dem Programm PC Ord durchgeführt.

Aufgrund des Fehlens einer „Roten Liste der Wildbienen Hessens" wurden die Listen von Baden-Württemberg (Westrich 1989; Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg 2000) und Rheinland-Pfalz (Schmid-Egger et al. 1995) sowie die Rote Liste von Deutschland (Bundesamt für Naturschutz 1998) ausgewertet. Der Begriff „Leitart" wird im Folgenden für solche Arten verwendet, die als lokale Charakterarten für Sandgebiete eingestuft werden können (Westrich 1989; Saure 1992; Krüss 1994; Schmid-Egger et al. 1995).

3 Ergebnisse

3.1 Vegetation

Die beweideten Flächen besitzen mit 47,1 ± 1,7 Arten eine signifikant höhere Artenzahl an Pflanzen (ANOVA; $F_{1,16}$ = 34,1; $p < 0,001$) als die unbeweideten Flächen (36,2 ± 0,8 Arten). Dasselbe gilt für die Artenzahl der Kräuter ($F_{1,16}$ = 25,3; $p < 0,001$) mit 34,7 ± 1,8 Arten im beweideten Bereich gegenüber den unbeweideten Flächen (25 ± 0,6) bzw. Artenzahl der Gräser, die sich ebenfalls mit 10,2 ± 0,4 Arten auf den beweideten Rasterpunkten signifikant von den unbeweideten Punkten (8 ± 0,6 Arten) unterscheiden ($F_{1,16}$ = 8,5; $p < 0,01$). Insbesondere die Zunahme krautiger Pflanzenarten, wie z.B. *Helichrysum arenarium*, belegt die auf längere Zeiträume hin sich positiv auf die Wildbienenressourcen auswirkenden Beweidungseffekte. Eine signifikante Zunahme von *Calamagrostis epigejos* ist in unbeweideten Bereichen feststellbar, einher geht mit der Monodominanz dieser Grasart ein signifikanter Rückgang der Pflanzenartenzahl (Schwabe et al. 2004a).

Alle anderen getesteten Parameter wie Vegetationshöhe (ANOVA; $F_{1,16}$ = 2,27; p = n.s.), Deckung der Kräuter ($F_{1,16}$ = 2,67; p = n.s.) und Deckung der Gräser ($F_{1,16}$ = 0,35; p = n.s.) zeigen keine signifikanten Unterschiede zwischen Beweidung und Nicht-Beweidung.

3.2 Blühphänologie

Die Abbildungen 2 und 3 zeigen die Blühphänologien der beweideten und unbeweideten Flächen. Der Vorfrühjahrsaspekt wird von *Potentilla tabernaemontani* dominiert, gefolgt von einer Frühjahrsphase ab Anfang April mit *Senecio vernalis* und *Euphorbia cyparissias*. Den Frühsommer prägt im Blühaspekt vor allem *Sedum acre* mit höherer Blütendichte vor allem im unbeweideten Bereich. In der darauf folgenden Sommerphase treten dann *Ononis repens, Centaurea stoebe, Thymus serpyllum* und *Berteroa incana* blühphänologisch in den Vordergrund. *Helianthemum nummularium* erreicht am Ende des Sommers die höchsten Blütenzahlen. Aufgrund des späten ersten Beweidungstermins Ende Juli sowie der mosaikartigen kleinräumigen Beweidungsintensität lassen sich keine unmittelbaren Einflüsse auf das Blütenangebot feststellen. Lediglich die absoluten Blütenzahlen einiger Arten unterscheiden sich: höhere Blüten-/Blütenstandszahlen z.B. von *Senecio vernalis,*

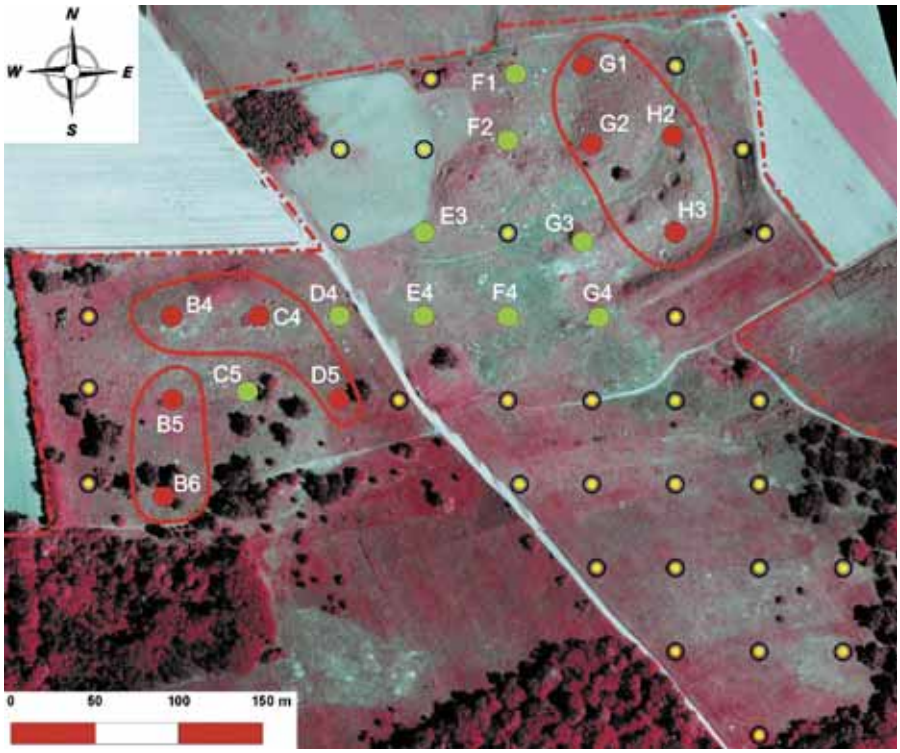


Abb. 1: Rasterflächen im Naturschutzgebiet „Griesheimer Düne und Eichwäldchen" (Darmstadt); rot = beweidete Flächen, grün = unbeweidete Flächen.

Foto 1: Männchen der Blattschneiderbiene *Megachile maritima* (Kirby 1802). Die Art ist auf Sandgebiete beschränkt, die Weibchen zeigen im Gebiet eine Präferenz für *Ononis repens*, eine Art, die im Gebiet in den unbeweideten Bereichen höhere Deckungsgrade erreicht.

Foto 3: Männchen der Seidenbiene *Colletes fodiens* (Geoffroy in Fourcroy 1785) auf *Helichrysum arenarium*, das im Gebiet von den Weibchen fast als ausschließlich als Pollenpflanze genutzt wird. *C. fodiens* hat einen Siedlungsschwerpunkt in Sandgebieten und wird als Asteraceen-oligolektisch eingestuft. *Helichrysum arenarium* nimmt bei einer Beweidung signifikant zu.

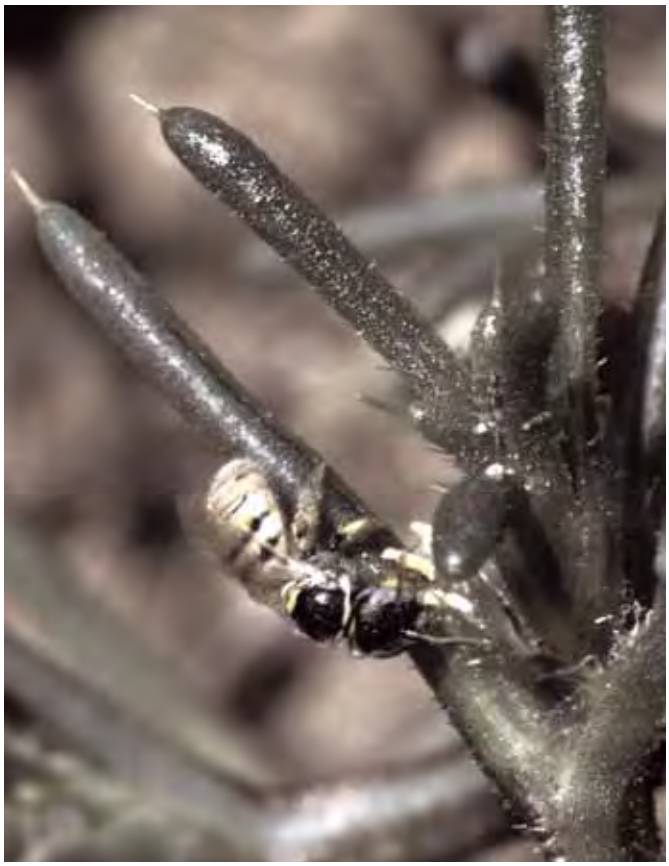


Foto 2: Weibchen der westpaläarktisch, mediterran-asiatisch verbreiteten Steppenbiene *Nomioides minutissimus* (Rossi 1790) an einer Blüte des Kali-Salzkrautes *Salsola kali* ssp. *tragus*. Die Steppenbiene ist eine Charakterart der Binnendünen; die Nester werden im lockeren Sand angelegt.

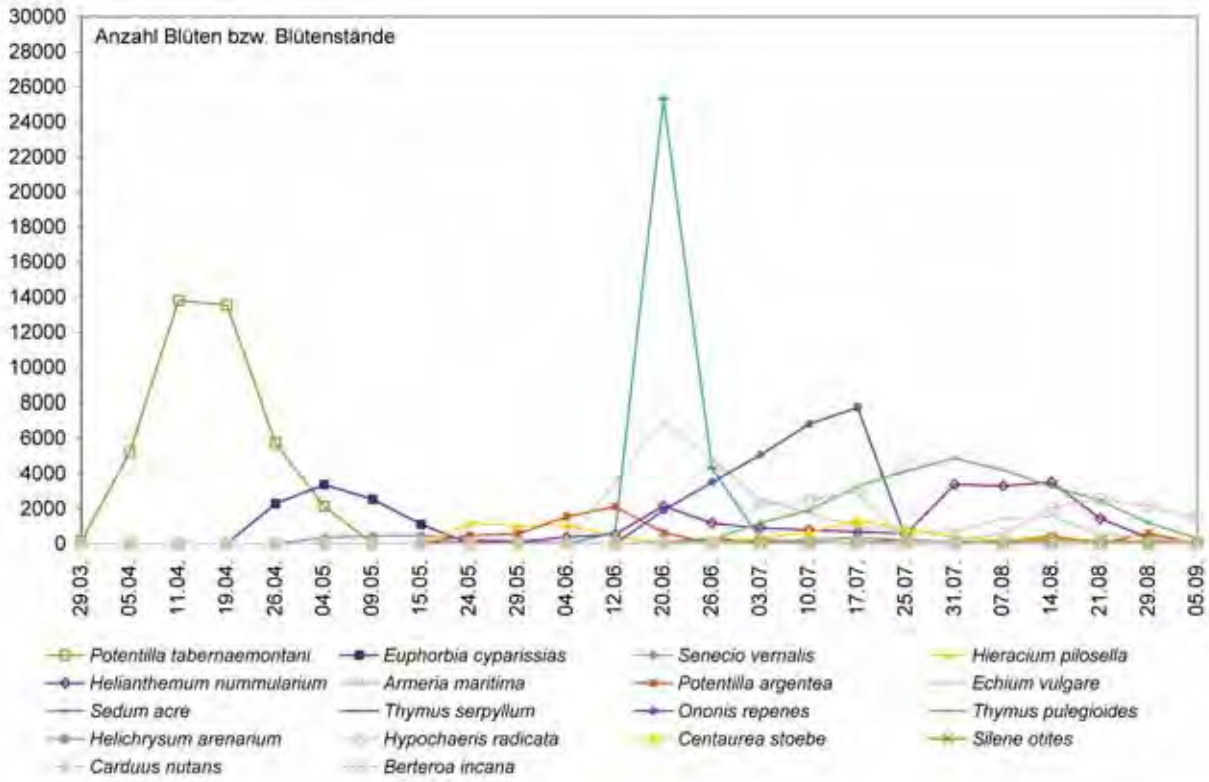


Abb. 2: Blühphänologie der von apoiden Hymenopteren im Untersuchungsgebiet schwerpunktmäßig aufgesuchten Pflanzenarten der beweideten Flächen (Beweidung am 23.07., 18.08. und 31.08.2002). Dargestellt sind die Daten der wöchentlichen Aufnahmen der Blüten-/ Blütenstandszahlen pro Pflanzenart aller Rasterflächen. Die bei den jeweiligen Pflanzenarten gezählten Einheiten (Einzelblüten, Infloreszenzen, Synfloreszenzen 1. Ordnung) sind in der Tab. 2 aufgeführt.

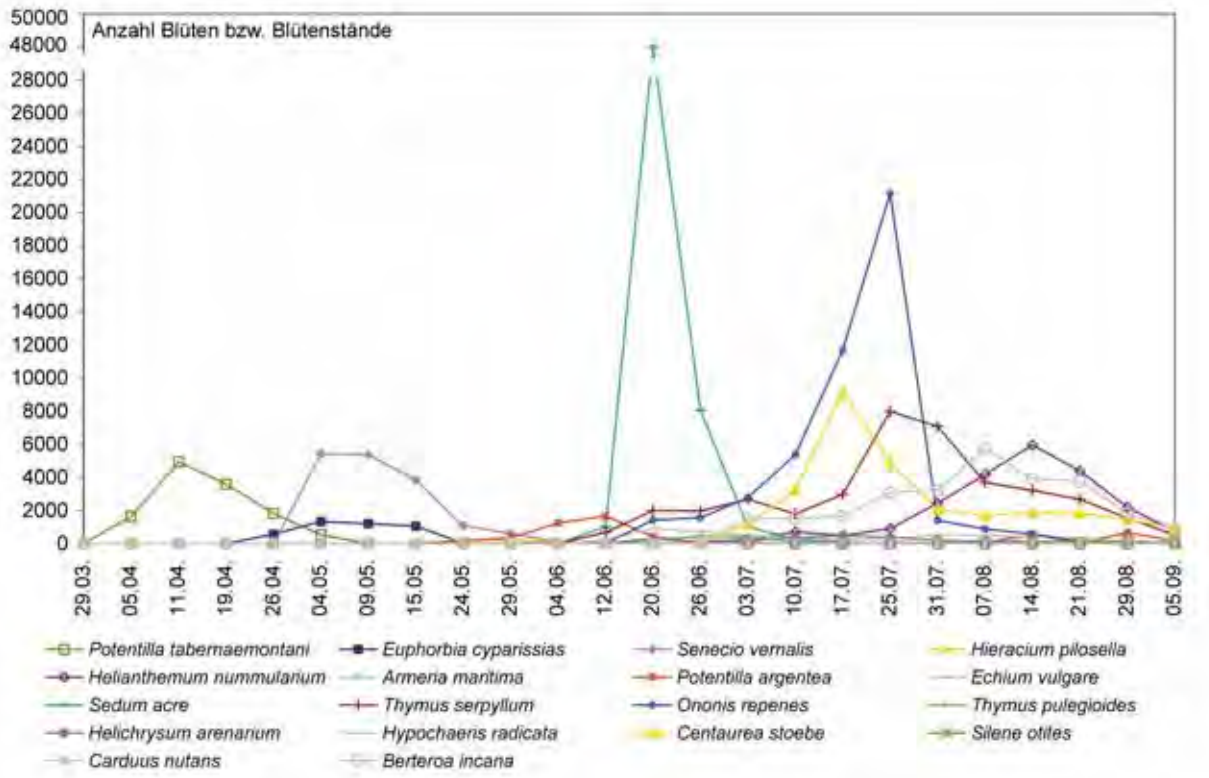


Abb. 3: Blühphänologie der Pflanzenarten der unbeweideten Flächen. Weitere Angaben s. Legende Abb. 2.

Sedum acre, Ononis repens, Centaurea stoebe und *Thymus serpyllum* auf den unbeweideten Flächen sowie *Echium vulgare* und *Thymus pulegioides* auf den beweideten.

3.3 Wildbienen

Im Gebiet wurden insgesamt 1062 Individuen erfasst, die 75 Arten angehören (s. Anhang). Als Leitarten des *Allio-Stipetum*-Komplexes treten auf: *Andrena pilipes* Fabricius 1781 – *nigrospina* Thomson 1872 (Übergangsform), *Dasypoda hirtipes* (Fabricius 1793), *Halictus leucaheneus* (Ebmer 1972), *Halictus smaragdulus* Vachal 1895 und *Megachile maritima* (Kirby 1802) (Foto 1). Als eine Charakterart der Binnendünen zählt auch die Steppenbiene *Nomioides minutissimus* (Rossi 1790) (Foto 2).

Ein Vergleich der Artenzahlen zwischen beweideten (20,8 ± 2,7 Arten) und unbeweideten Flächen (15,9 ± 1,5 Arten) ergibt keine signifikanten Unterschiede (ANOVA; $F_{1,16}$ = 2,44; p = n.s.), gleiches gilt auch für die Individuenzahlen mit 68,9 ± 14,5 Individuen im beweideten bzw. 49,1 ± 7,8 Individuen im unbeweideten Bereich ($F_{1,16}$ = 1,45; p = n.s.). Dennoch wurden auf den beweideten Flächen mit insgesamt 620 Individuen gegenüber 442 im unbeweideten Bereich deutlich mehr Tiere nachgewiesen; gleiches gilt auch für die Artenzahl (64 Arten auf beweideten und 48 Arten auf unbeweideten Rasterflächen). Der Anteil an Rote-Liste-Arten liegt im beweideten Teil des *Allio-Stipetum*-Komplexes bei 26 Arten (41 %), in den unbeweideten Flächen ebenfalls bei 26 Arten (54 %).

	F-Wert	Westliche Flächen beweidet	Östliche Flächen beweidet	Östliche Flächen unbeweidet
Anzahl Individuen	$F_{2,9}$ = 8,72**	102,5 ± 17,2 [a]	29,5 ± 4,2 [b]	46 ± 13.7 [b]
Anzahl Arten	$F_{2,9}$ = 12,8**	28 ± 2,6 [a]	14,0 ± 2,4 [b]	14,8 ± 1,4 [b]
Anzahl Individuen ohne Hummeln	$F_{2,9}$ = 10,1**	78,2 ± 17,4 [a]	17,7 ± 4,7 [b]	21,2 ± 4,5 [b]
Anzahl Arten ohne Hummeln	$F_{2,9}$ = 11,2**	23,2 ± 2,2 [a]	11,0 ± 2,8 [b]	11,0 ± 0,7 [b]

Tab. 1: Unterschiede der Arten- und Individuenzahlen von Wildbienen (mit und ohne Hummeln) der westlich gelegenen beweideten Flächen (B4, B5, B6, C4), der östlichen beweideten Flächen (G1, G2, H2, H3) und der unbeweideten Flächen (F1, F2, E3, E4): ANOVA; * = 0.05 ≥ p > 0.01 ; ** = 0.01 ≥ p > 0.001; *** = p ≤ 0.001. Gleiche Kleinbuchstaben kennzeichnen nicht signifikante Unterschiede zwischen den Flächen (Fisher's Least Significant Difference „LSD"). Dargestellte Werte sind arithmetische Mittel ± Standardfehler.

Die westlich gelegenen beweideten Flächen unterscheiden sich im Vorkommen und der Individuenzahl der Wildbienenarten signifikant von den östlichen beweideten und unbeweideten Flächen. Letztere hingegen zeigen im Vergleich untereinander keine signifikanten Unterschiede.

Ressource (Pflanzenart)	Gezählte Einheiten	Blütenbesuche	Anzahl Bienenarten	Signifikanzniveau Zunahme beweidet	Signifikanzniveau Zunahme unbeweidet
Centaurea stoebe	I	241	18	-	-
Hieracium pilosella	I	149	12	-	-
Echium vulgare	I	113	20	-	-
Potentilla tabernaemontani	E	113	14	-	-
Ononis repens	E	98	13	-	p = 0,03125
Berteroa incana	S1	73	17	-	-
Thymus pulegioides	I	62	21	-	-
Thymus serpyllum	I	62	15	-	-
Sedum acre	I	39	17	-	-
Potentilla argentea	E	32	14	-	-
Helianthemum nummularium	I	17	9	-	-
Senecio vernalis	S1	17	9	p = 0,01563	-
Armeria maritima	I	12	8	-	-
Hypochaeris radicata	I	10	4	p = 0,00007	-
Helichrysum arenarium	I	10	2	p = 0,01563	-
Carduus nutans	I	9	4	-	-
Euphorbia cyparissias	S1	4	4	-	-
Silene otites	I	1	1	-	-

Tab. 2: Anzahl Blütenbesuche und Anzahl Wildbienenarten, die an den berücksichtigten Pflanzenarten im Jahr 2002 festgestellt wurden. Angegeben sind ferner die im Rahmen der phänologischen Erfassung zugrundeliegenden gezählten Einheiten (E = Einzelblüte, I = Infloreszenz, S1 = Synfloreszenz 1. Ordnung) sowie das Signifikanzniveau derjenigen Arten, bei denen signifikante Unterschiede in der Deckung zwischen beweideten und unbeweideten Flächen im Zeitraum von 2000 bis 2002 nachgewiesen werden konnten (nach Schwabe et al. 2004b).

Eine genauere Analyse der Wildbienen-Vorkommen zeigt Unterschiede zwischen dem westlichen beweideten Bereich (ältester ungestörter Dünenkomplex), dem östlichen beweideten Bereich (jüngerer in früherer Zeit stärker anthropogen gestörter Bereich) und den östlichen unbeweideten Flächen, die in ihrer Genese den östlichen beweideten Flächen ähneln (Tab. 1). Die westlichen beweideten Flächen unterscheiden sich hinsichtlich der Wildbienenindividuen und -arten signifikant von den östlichen beweideten und unbeweideten; ein Vergleich der östlichen Flächen (beweidet/unbeweidet) erbrachte hingegen keine signifikanten Unterschiede. Um einen Einfluss der mobilen und weiter fliegenden Hummeln, die die Ergebnisse verfälschen könnten, auszuschließen, wurden in Tab. 1 die Ergebnisse mit und ohne Hummeln dargestellt.

3.4 Ressourcennutzung der Wildbienen

Von den untersuchten achtzehn Pflanzenarten haben im Hinblick auf die Anzahl der Blütenbesuche die größte Bedeutung: *Centaurea stoebe, Hieracium pilosella, Echium vulgare, Potentilla tabernaemontani* und *Ononis repens*. Diese Arten werden gleichzeitig auch von einer hohen Anzahl verschiedener Wildbienenarten genutzt. Ferner kommen hinzu: *Berteroa incana, Thymus pulegioides, Thymus serpyllum* und *Sedum acre* (Tab. 2). Bei einzelnen Arten (z.B. *Centaurea stoebe*) kann eine Korrelation zwischen Zunahme der Ressource und einem Anstieg der Wildbienen-Artenzahlen als Blütenbesucher aufgezeigt werden (Abb. 4).

3.5 Einfluss der Beweidung auf die Ressourcennutzung

Eine Entzerrte Korrespondenzanalyse (DCA) der Wildbienenarten-Häufigkeit (Abb. 5) zeigt keine deutliche Trennung der Kollektive „unbeweidete" und „beweidete" Flächen, sondern folgt der räumlichen Anordnung der Rasterflächen im Untersuchungsgebiet der Griesheimer Düne. Im linken Bereich der ersten Achse des Diagramms ordnen sich die Rasterflächen an, welche sich im westlichen Bereich befinden (siehe Abb. 1); die östlich gelegenen Flächen finden sich am rechten Ende dieser Achse. Eine Kanonische Korrespondenzanalyse (CCA), bei der die Blütenressourcen als Umweltfaktoren berücksichtigt sind, weist dieselbe Anordnung der Rasterflächen wie in der DCA auf (Abb. 6), so dass sich deutlich der Einfluss der untersuchten Pflanzenarten auf das Vorkommen der verschiedenen Wildbienenarten zeigt. Somit folgt die Anordnung der Untersuchungspunkte und damit die Artenzusammensetzung der Wildbienenvorkommen auf den jeweiligen Flächen im Diagramm dem Vorkommen der verschiedenen Nahrungsressourcen und nicht den Faktoren Beweidung/Nicht-Beweidung.

4 Diskussion

Die hohen Arten- und Individuenzahlen der Wildbienen auf den beweideten Flächen beschränken sich auf die Rasterflächen im westlichen Bereich der Griesheimer Düne. Es handelt sich hierbei um den ältesten Kernbereich, der seit 1953 unter Schutz steht. Das Vorkommen einzelner Reliktarten unter den Pflanzen *(Fumana procumbens)* belegt, dass es sich mit großer Wahrscheinlichkeit um Primärstandorte sehr hohen Alters handelt. Dieser Bereich ist vor allem durch eine vielfältige mosaikartige Ökotonstruktur geprägt mit einer Vielzahl kleinräumig ineinander verzahnter Nistmöglichkeiten und Nahrungsressourcen. Die Bedeutung von kleinräumig wechselnden Habitatstrukturen beeinflusst vor allem das Vorkommen von Wildbienenarten mit geringer Körpergröße, die nur einen eingeschränkten Aktionsradius besitzen (Wesserling 1996; Gathmann & Tscharntke 2002; Kratochwil 2003). Dagegen wurden die weiter östlich gelegenen Flächen über längere Zeiträume stärkeren anthropogenen Einflüssen ausgesetzt.

Die signifikant höhere Anzahl der Pflanzenarten auf den beweideten Rasterflächen ist für Wildbienen von Bedeutung, ein enger Zusammenhang zwischen Artenreichtum von Pflanzen sowie Wildbienendiversität bzw. Individuenzahlen konnte auch in anderen Arbeiten nachgewiesen werden (Tscharntke et al. 1998; Steffan-Dewenter & Tscharntke 2001). Einige der entomophilen Pflanzenarten (z.B. *Helichrysum arenarium*) werden durch Beweidung gefördert (Schwabe et al. 2004b), was sich positiv auf verschiedene Wildbienenarten auswirkt. So wird z. B. die oligolektisch an Asteraceen sammelnde Seidenbiene *Colletes fodiens* (Foto 3), die im Untersuchungsgebiet nur an *Helichrysum arenarium* nachgewiesen werden konnte, von der weidebedingten Förderung dieser Pflanzenart profitieren.

Der Verlauf der Blühphänologien der untersuchten Pflanzenarten belegt, dass sich zwar die Blüten-/Blütenstandszahlen einiger Arten (wie z. B. *Sedum acre* oder *Centaurea stoebe*) grundsätzlich unterscheiden, aber keine wesentlichen Einbrüche der Ressourcen durch Beweidungsereignisse zu verzeichnen sind. Hier zeigt sich der günstige Einfluss der durchgeführten kurzzeitigen, mosaikartigen und kleinräumigen Stoßbeweidung, welche dazu führt, dass in der unmittelbaren Umgebung der beweideten Flächen noch genug Blütenressourcen für die Wildbienen zur Verfügung stehen. Außerdem liegt der späte Beweidungszeitpunkt der Untersuchungsflächen Ende Juli günstig für viele Wildbienenarten, die ihren Lebenszyklus schon abgeschlossen haben (z. B. viele *Andrena*-Arten). Der vollständige Verlust des Blütenangebotes durch intensive, großflächige Beweidung kann grundsätzlich zu einer massiven Beeinträchtigung der Blütenbesucher-Gemeinschaft führen (Mauss & Schindler 2002).

Wir können feststellen, dass eine kurzzeitige, mosaikartige und kleinräumige Stoßbeweidung mit Schafen ab Ende Juli keine negativen Auswirkungen auf die Wildbienengemeinschaft hat. Die Beweidung führt durch die Schaffung offener Bodenstellen durch Tritt, Anlage von Schlafkuhlen u.a. längerfristig zu offenen Bodenstellen für endogäisch nistende Wildbienenarten. Die Beweidung fördert darüber hinaus zahlreiche für Wildbienen wichtige Pollenquellen und verhindert die weitere Ausbreitung monodominanter Grasarten, wie *Calamagrostis epigejos*, welche die Pflanzendiversität erheblich herabsetzen (Süss et al., accepted).

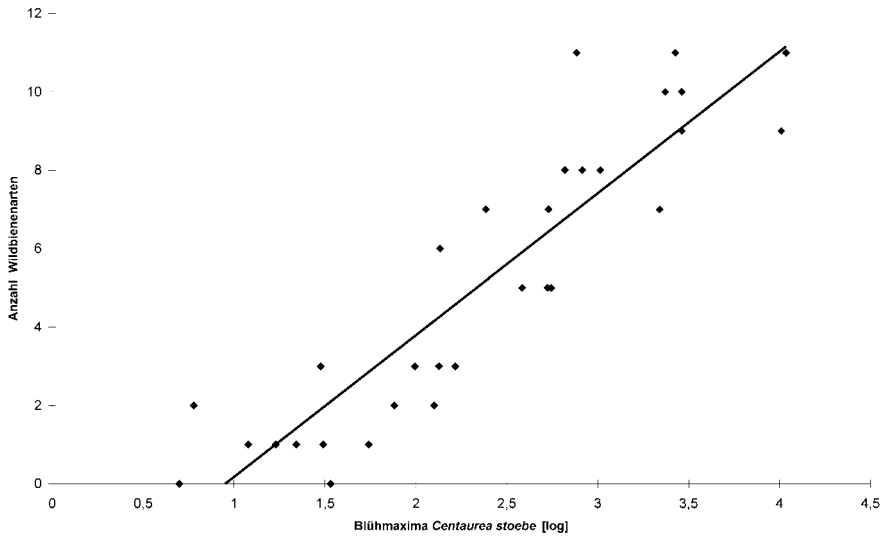


Abb. 4: Zusammenhang zwischen Artenzahlen der Wildbienen, die an den Blütenständen von *Centaurea stoebe* gefunden wurden, und der an einzelnen Rasterpunkt-Flächen vorkommenden Anzahl der Blütenstände von *Centaurea stoebe* zum Zeitpunkt des Blühmaximums [log] ($y = 3{,}6177 - 3{,}4437x$, $r^2 = 0{,}82$, $p < 0{,}0001$).

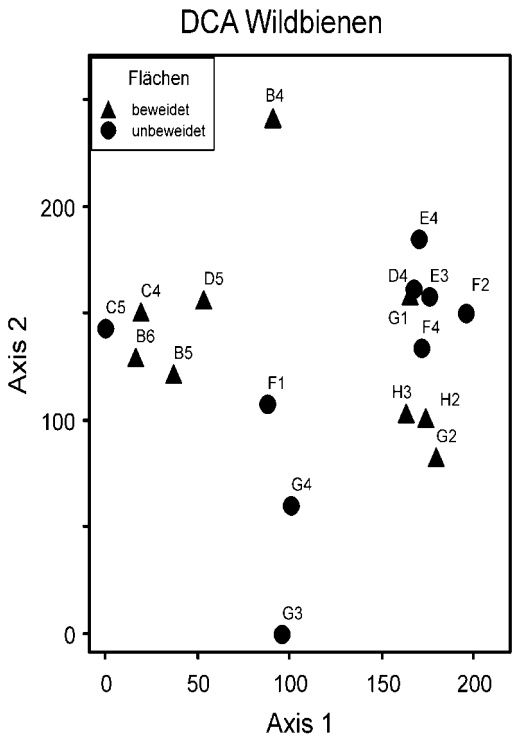


Abb. 5: DCA der Wildbienenarten auf den Rasterflächen der „Griesheimer Düne" mit Eigenwerten und Gradientenlängen: $\lambda 1 = 0{,}35$ und 1,9 SD; $\lambda 2 = 0{,}19$ und 2,4 SD; $\lambda 3 = 0{,}06$ und 1,3 SD.

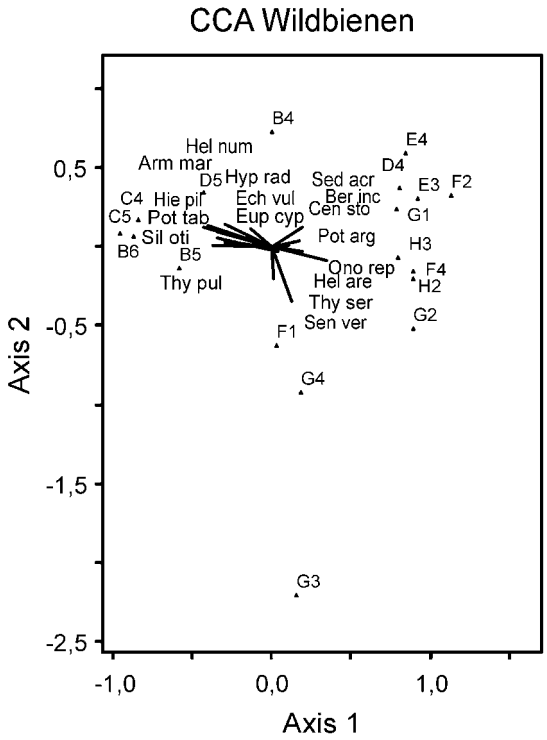


Abb. 6: CCA der Wildbienenarten auf den Rasterflächen der „Griesheimer Düne". Als Umweltfaktor „Größe der Nahrungsressource" wurde die maximale Blüten-/Blütenstandszahl der jeweiligen Pflanzenart an jeder Rasterfläche log (x+1)-transformiert gewählt. Aus technischen Gründen (begrenzte Anzahl der in der CCA zur Verfügung stehende Parameter) blieb *Carduus nutans* als eine Art mit der geringsten Korrelation unberücksichtigt. Eigenwerte und Signifikanzwerte des Monte Carlo Tests: $\lambda 1 = 0{,}36$, $p_1 = 0{,}01$; $\lambda 2 = 0{,}26$, $p_2 = 0{,}01$; $\lambda 3 = 0{,}19$, $p_3 = 0{,}02$.

Danksagung

Wir danken dem Bundesministerium für Bildung und Forschung (FKZ 01LN0003) für die finanzielle Förderung des Projektes. Dem Regierungspräsidium Darmstadt danken wir für die Betretungs- und Fanggenehmigung im Naturschutzgebiet „Griesheimer Düne und Eichwäldchen". Frau Prof. Dr. A. Schwabe-Kratochwil übernahm die Betreuung der botanischen Untersuchungen. A. Schanowski (Bühl/Baden) und H.R. Schwenninger (Stuttgart) überprüften kritische Wildbienen-Taxa. C. Storm (Darmstadt) und T. Eggers (Osnabrück) unterstützten uns bei der statistischen Auswertung. Ihnen allen sei für die Unterstützung recht herzlich gedankt. Unser Dank gilt insbesondere auch dem Landschaftspflegehof Stürz (Ober-Ramstadt), der die Beweidung mit Schafen im Gebiet durchführte.

Literatur

Allen-Wardell, G., Bernhardt, P., Bitter, R., Burquez, A., Buchmann, S., Cane, J., Cox, P., Dalton, V., Feinsinger, P., Ingram, M., Inouye, D., Jones, C., Kennedy, K., Kevan, P., Kopowitz, H., Medellin, R., Medellin-Morales, S., Nabham, G., Pavlik, B., Terpedino, V., Torchio, P. & Walker, S., 1997: The potential consequences of pollinator declines on the conservation of biodiversity and stability of food crop yields. - Conservation Biology 12, 8-17.

Batra, S. W.T., 1995: Bees and pollination in our changing environment. - Apidologie 26, 361-370.

Beil, M., 2003: Zur Korrelation zwischen Blütenressourcen und blütenbesuchenden Apoidea in standörtlich differenzierten Sand-Ökosystemen. - Diplomarbeit Technische Universität Darmstadt, FB Biologie, 147 S.

Buchmann, S.L. & Nabhan, G.P., 1996: The forgotton pollinators. - Island Press, Washington D.C., 292 pp.

Bundesamt für Naturschutz, 1998: Rote Liste gefährdeter Tiere Deutschlands. - Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz 55, Bonn-Bad Godesberg, 434 S.

Cane, J.H., 2001: Habitat fragmentation and native bees: a premature verdict? - Conservation Ecology 5, 1, 3.

Carvell, C., 2002: Habitat use and conservation of bumblebees (*Bombus* spp.) under different grassland management regimes. - Biological Conservation 103, 33-49.

Corbet, S.A., Williams, I.H. & Osborne, J.L., 1991: Bees and the pollination of crops and wild flowers in the European Community. - Bee World 72, 47-59.

Holsten, B., 2003: Der Einfluss extensiver Beweidung auf ausgewählte Tiergruppen im Oberen Eidertal. - Dissertation, Kiel, 200 S.

Frieben, B., 2003: Blütenangebot auf Koppelmähweiden – Ein Beitrag zur Landschaftspflege aus bioökologischer Sicht. - Naturschutz und Landschaftsplanung 35, 7, 204-210.

Gathmann, A. & Tscharntke T., 2002: Foraging ranges of solitary bees. - Journal of Animal Ecology 71, 757-764.

Kearns, C.A., Inouye, D.W. & Waser, N M., 1998: Endangered mutualism: The conservation of plant-pollinator interactions. - Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics 29, 83-112.

Kratochwil, A., 1984: Pflanzengesellschaften und Blütenbesucher-Gemeinschaften: biozönologische Untersuchungen in einem nicht mehr bewirtschafteten Halbtrockenrasen *(Mesobrometum)* im Kaiserstuhl (Südwestdeutschland). - Phytocoenologia 11, 4, 455-669.

Kratochwil, A., 2003: Bees (Hymenoptera: Apoidea) as key-stone species: specifics of resource and requisite utilisation in different habitat types. - Berichte der Reinhold-Tüxen-Gesellschaft 15, 59-77.

Krüss, A., 1994: Die Stechimmen der Sandhausener Dünen. - Beihefte zu den Veröffentlichungen für Naturschutz und Landschaftspflege Baden-Württemberg 80, 223-240.

Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg, 2000: Rote Liste der Bienen Baden-Württembergs. - www.uvm.badenwuerttemberg.de/nafaweb/berichte/pas_04/pas04.htm.

Mauss, V. & Schindler, M., 2002: Hummeln (Hymenoptera, Apidae, *Bombus*) auf Magerrasen (Mesobromion) der Kalkeifel: Diversität, Schutzwürdigkeit und Hinweise zur Biotoppflege. - Natur und Landschaft 12, 485-492.

Saure, C., 1992: Die Stechimmenfauna der Binnendüne Baumberge in Berlin-Heiligensee im Vergleich mit anderen Trockengebieten in Berlin und Umgebung (Insecta: Hymenoptera Aculeata). - Berliner Naturschutzblätter 36, 1, 38-57.

Schmid-Egger, C., S. Risch & Niehuis, O., 1995: Die Wildbienen und Wespen von Rheinland-Pfalz. Verbreitung, Ökologie und Gefährdungssituation. - Fauna Flora Rheinland-Pfalz, Beih. 16, 296 S.

Schwabe, A., Remy, D., Assmann, T., Kratochwil, A., Mährlein, A., Nobis, M., Storm, Ch., Zehm, A., Schlemmer, H., Seuß, R., Bergmann, S., Eichberg, C., Menzel, U., Persigehl, M., Zimmermann, K. & Weinert, M., 2002a: Inland Sand Ecosystems: Dynamics and restitution as a consequence of the use of different grazing systems. - . In: Redecker, B., Finck, P., Härdtle, W., Riecken, U. & Schröder, E. (Eds.): Pasture Landscapes and Nature Conservation, 239-252, Springer, Heidelberg - Berlin - New York.

Schwabe, A., Zehm, A., Nobis, M., Storm, C. & Süß, K., 2004a: Auswirkungen von Schaf-Erstbeweidung auf die Vegetation primär basenreicher Sand-Ökosysteme. - In: Beweidung und Restitution als Chancen für den Naturschutz? NNA-Ber. 17, H.1, 39-53.

Schwabe, A., Zehm, A., Eichberg, C., Stroh; M., Storm; C. & Kratochwil, A., 2004b: Extensive Beweidungssysteme als Mittel zur Erhaltung und Restitution von Sand-Ökosystemen und ihre naturschutzfachliche Bedeutung. - Schr.R. f. Landschaftspfl. u. Natursch. 78.

Steffan-Dewenter, I. & Tscharntke T., 2000: Resource overlap and possible competition between honey bees and wild bees in central europe. - Oecologia 122, 288-296.

Steffan-Dewenter, I. & Tscharntke T., 2001: Succession of bee communities on fallows. - Ecography 24, 83-93.

Süss, K., Storm, C., Zehm, A. & Schwabe, A., accepted: Succession in inland sand ecosystems: which factors determine the occurrence of the tall grass species *Calamagrostis epigejos* (L.) Roth and *Stipa capillata* L.? - Plant Biology.

Tscharntke, T., 1998: Populationsdynamik in der Agrarlandschaft: Wechselwirkungen zwischen Lebensrauminseln. - Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz 56, 121-146.

Tscharntke, T., Gatmann, A. & Steffan-Dewenter, I., 1998: Bioindication using trap-nesting bees and wasps and their natural enemies: community structure and interactions. - Journal of Applied Ecology 35, 708-719.

Wesserling, J., 1996: Habitatwahl und Ausbreitungsverhalten von Stechimmen (Hymenoptera: Aculeata) in Sandgebieten unterschiedlicher Sukzessionsstadien. - Dissertation, Cuvillier Verlag, Göttingen, 121 S.

Westrich, P., 1989: Die Wildbienen Baden-Württembergs. - Ulmer, Stuttgart, 972 S.

Westrich, P. & Dathe H.H., 1997: Die Bienenarten Deutschlands (Hymenoptera, Apidae). Ein aktualisiertes Verzeichnis mit kritischen Anmerkungen. - Mitteilungen des Entomologischen Vereins Stuttgart 32, 3-34.

Zehm, A. & Zimmermann, K., 2004: Sandgebiete in der hessischen Oberrheinebene: Untersuchungsflächen und Untersuchungsansatz des BMBF-Projektes „Sand-Ökosysteme im Binnenland". - In: Beweidung und Restitution als Chancen für den Naturschutz? NNA-Ber. 17, H.1, 15-26.

Anschriften der Verfasser:

Dipl.-Biol. Marion Beil
TU Darmstadt, FB Biologie,
Vegetationsökologie
Schnittspahnstr. 4
64287 Darmstadt
mbeil@bio.tu-darmstadt.de

Prof. Dr. Anselm Kratochwil
Universität Osnabrück, FB 5, Ökologie
Barbarastr. 11
49069 Osnabrück
kratochwil@biologie.uni-osnabrueck.de

Anhang: Artenliste der Wildbienen auf der Griesheimer Düne mit Angabe der Individuenzahlen (Männchen, Weibchen, Gesamtzahl) der Rasterflächen: westliche Flächen unbeweidet; östliche Flächen beweidet; östliche Flächen unbeweidet. Ferner sind die Wildbienen-Erhebungen von Rasterflächen angefügt, die aufgrund ihrer randlichen Lage nicht in die statistische Auswertung aufgenommen wurden. Bei den Hummeln wurde aufgrund der Sichtbeobachtung (keine Sammlungsbelege) eine Trennung in Arbeiterinnen und Männchen nicht vorgenommen.
Für die nachgewiesenen Wildbienenarten ist der Rote-Liste-Status angegeben (D = Deutschland, RP = Rheinland-Pfalz, BW = Baden-Württemberg): 0 = ausgestorben oder verschollen, 1 = vom Aussterben bedroht, 2 = stark gefährdet, 3 = gefährdet, 4 = potentiell gefährdet, V = Vorwarnliste, G = Gefährdung anzunehmen, aber Status unbekannt.
1) Übergangsform fehlt in den Roten Listen
2) keine Trennung von *Lasioglossum sexstrigatum* (Schenck 1868) und *L. sabulosum* (Warncke 1986) in den Roten Listen.

	RL D	**RL RP**	**RL BW**	**westliche Flächen beweidet**		**östliche Flächen beweidet**		**östliche Flächen unbeweidet**		**randliche Flächen**	
				m/w	**ges.**	**m/w**	**ges.**	**m/w**	**ges.**	**m/w**	**ges.**
Andrena bimaculata (Kirby 1802)	G	3	-	-/1	1	-	-	-	-	-	-
Andrena chrysosceles (Kirby 1802)	-	-	-	-	-	-/1	1	-	-	-	-
Andrena dorsata (Kirby 1802)	-	-	-	-/4	4	-/1	1	-	-	-	-
Andrena falsifica Perkins 1915	-	3	3	-/19	19	-/1	1	-	-	-/8	8
Andrena flavipes Panzer 1799	-	-	-	4/1	5	-/1	1	-/4	4	1/3	4
Andrena haemorrhoa (Fabricius 1781)	-	-	-	-/1	1	-	-	-	-	-/3	3
Andrena labiata Fabricius 1781	-	-	-	-/2	2	-	-	-	-	-	-
Andrena minutuloides Perkins 1914	-	-	-	-	-	-	-	-/1	1	-	-
Andrena nitidiuscula Schenck 1853	3	3	3	-/1	1	-	-	-	-	-	-
Andrena ovatula (Kirby 1802)	-	-	-	2/2	4	-/4	4	-/5	5	3/3	6
Andrena pilipes Fabr.1781/*nigrospina* Th. 1872	1)	1)	1)	-/7	7	1/7	8	1/7	8	-/9	9
Andrena propinqua Schenck 1853	-	-	-	-	-	-/1	1	-	-	-	-
Anthidium lituratum (Panzer 1801)	2	3	3	1/-	1	-	-	-	-	-	-
Anthidium oblongatum (Illiger 1806)	V	-	-	-	-	-	-	-	-	-/2	2
Anthidium punctatum Latreille 1809	3	-	3	2/1	3	-	-	-	-	-/1	1
Anthophora bimaculata (Panzer 1798)	3	2	2	-	-	-	-	-	-	1/-	1
Bombus humilis Illiger 1806	V	3	V	-	2	-	-	-	5	-	5
Bombus lapidarius (Linnaeus 1758)	-	-	-	-	35	-	28	-	56	-	55
Bombus lucorum (Linnaeus 1761)	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-
Bombus pascuorum (Scopoli 1763)	-	-	-	-	28	-	4	-	8	-	15
Bombus sylvarum (Linnaeus 1761)	V	-	V	-	13	-	3	-	4	-	11
Bombus terrestris (Linnaeus 1758)	-	-	-	-	18	-	12	-	26	-	19
Ceratina cucurbitina (Rossi 1792)	-	-	-	-/2	2	-	-	-	-	-	-
Ceratina cyanea (Kirby 1802)	-	-	-	2/7	9	-/1	1	-	-	2/-	2
Coelioxys conoidea (Illiger 1806)	3	2	1	1/-	1	-	-	-	-	-/1	1
Colletes fodiens (Geoffroy in Fourcroy 1785)	3	3	2	-	-	2/3	5	-	-	1/1	2
Colletes similis Schenck 1853	V	-	-	-	-	1/-	1	-	-	1/1	2
Dasypoda hirtipes (Fabricius 1793)	-	-	3	12/2	14	3/-	3	11/6	17	8/18	26
Halictus confusus Smith 1853	-	3	V	-	-	-	-	-	-	1/-	1
Halictus leucaheneus Ebmer 1972	3	3	3	9/12	21	3/7	10	5/6	11	24/10	34
Halictus pollinosus (Sichel 1860)	-	3	-	-	-	-	-	-/1	1	-	-
Halictus rubicundus (Christ 1791)	-	-	-	1/-	1	-/1	1	-	-	-	-
Halictus sexcinctus (Fabricius 1775)	3	3	V	-/1	1	-	-	-/2	2	-/4	4
Halictus smaragdulus Vachal 1895	2	3	2	-/3	3	-/2	2	-/2	2	-/3	3
Halictus subauratus (Rossi 1792)	-	-	-	-/22	22	-/3	3	-/4	4	1/30	31
Halictus tumulorum (Linnaeus 1758)	-	-	-	-/1	1	-/2	2	-/4	4	-/2	2

	RL D	RL RP	RL BW	westliche Flächen beweidet		östliche Flächen beweidet		östliche Flächen unbeweidet		randliche Flächen	
				m/w	ges.	m/w	ges.	m/w	ges.	m/w	ges.
Heriades crenulatus Nylander 1856	V	-	V	-/3	3	-	-	-/2	2	-/1	1
Hylaeus angustatus (Schenck 1861)	-	-	-	-/2	2	-	-	-	-	-/1	1
Hylaeus annularis (Kirby 1802)	-	-	-	-	-	-	-	-/2	2	-/1	1
Hylaeus brevicornis Nylander 1852	-	-	-	1/-	1	-	-	-/3	3	-/1	1
Hylaeus communis Nylander 1852	-	-	-	-/4	4	-/1	1	-	-	-	-
Hylaeus difformis (Eversmann 1852)	-	-	-	-/3	3	-	-	-	-	-	-
Lasioglossum aeratum (Kirby 1802)	3	2	2	-	-	1/-	1	-	-	-	-
Lasioglossum brevicorne (Schenck 1868)	3	2	2	-	-	-	-	-	-	1/-	1
Lasioglossum calceatum (Scopoli 1763)	-	-	-	1/21	22	-/2	2	-/2	2	-/13	13
Lasioglossum fulvicorne (Kirby 1802)	-	-	-	7/13	20	1/4	5	-/1	1	3/8	11
Lasioglossum leucozonium (Schrank 1781)	-	-	-	-/28	28	-/1	1	-	-	-/29	29
Lasioglossum lucidulum (Schenck 1861)	-	-	-	-/2	2	-	-	-	-	-	-
Lasioglossum morio (Fabricius 1793)	-	-	-	1/1	2	-/1	1	-/1	1	-	-
Lasioglossum pauxillum (Schenck 1853)	-	-	-	-/52	52	-	-	-/5	5	-/17	17
Lasioglossum prasinum (Smith 1848)	2	1	1	-/2	2	-	-	-	-	-	-
Lasioglossum punctatissimum (Schenck 1853)	-	-	-	1/-	1	-	-	-	-	-/1	1
Lasioglossum sabulosum (Warncke 1986)	2)	2)	2)	1/1	2	-	-	-	-	-	-
Lasioglossum villosum (Kirby 1802)	-	-	-	-/4	4	-	-	-	-	-	-
Megachile centuncularis (Linnaeus 1758)	-	-	-	-/1	1	-	-	-	-	-	-
Megachile ericetorum Lepeletier 1841	V	-	3	-	-	-/6	6	-/3	3	-/1	1
Megachile maritima (Kirby 1802)	3	2	2	-	-	-/7	7	-/3	3	-/3	3
Megachile pilidens Alfen 1923	3	3	2	1/1	2	-/1	1	-	-	1/2	3
Megachile rotundata (Fabricius 1784)	-	3	-	-	-	-	-	-/1	1	-/3	3
Megachile willughbiella (Kirby 1802)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-/1	1
Melitta leporina (Panzer 1799)	-	-	V	2/4	6	-/1	1	-/1	1	-/1	1
Nomada flavopicta (Kirby 1802)	-	3	V	-	-	-	-	-/1	1	-	-
Nomioides minutissimus (Rossi 1790)	2	0	1	-	-	-	-	-	-	1/4	5
Osmia adunca (Panzer 1798)	V	-	V	2/16	18	-	-	-	-	-/3	3
Osmia aurulenta (Panzer 1799)	-	-	-	-/2	2	-	-	-	-	-	-
Osmia leucomelana (Kirby 1802)	-	-	-	-/3	3	-	-	-	-	-	-
Osmia spinulosa (Kirby 1802)	3	-	3	-	-	-	-	-	-	-/1	1
Osmia tridentata Dufour & Perris 1840	3	3	3	1/-	1	-	-	-/1	1	-	-
Osmia uncinata Gerstäcker 1869	-	-	-	-/1	1	-	-	-	-	-	-
Panurgus calcaratus (Scopoli 1763)	-	-	-	-/1	1	-	-	-	-	-/1	1
Sphecodes albilabris (Fabricius 1793)	-	-	3	3/-	3	-	-	-	-	1/-	1
Sphecodes ephippius (Linnaeus 1767)	-	-	-	-/1	1	-	-	-	-	-	-
Sphecodes monilicornis (Kirby 1802)	-	-	-	-/1	1	-	-	-	-	-/1	1
Sphecodes pellucidus Smith 1845	-	-	3	-/1	1	-	-	-	-	-/3	3
Stelis punctulatissima (Kirby 1802)	-	-	-	-/1	1	-	-	-	-	-	-

Agrarwirtschaftliche Untersuchungen in „neuen Hudelandschaften“ bei naturschutzkonformer Extensivbeweidung mit Rindern und Schafen

von Albrecht Mährlein

Abstract

Agricultural examinations of “new pasture landscapes” under extensive cattle and sheep grazing regimes for conservation purposes

The use of extensive grazing systems to achieve particular goals in the protection of natural open habitats is inevitably closely connected with agricultural and socioeconomic aspects; above all, it raises questions of agricultural and economic yield and relevant marketing strategies. Studies concerning agricultural yield show whether special open habitats are suited for extensive agricultural management and the respective measures which have to be taken. Economic analyses make sure under which conditions extensive grazing systems can guarantee successful economic development regarding agriculture and landscape conservation.

The agricultural-yield studies undertaken under the auspices of the module “Agricultural and Economic Yield and Socioeconomics” show that, concerning harvesting efficiency, a wide range of site-specific factors must be taken into consideration when choosing appropriate methods of animal farming in open-habitat areas. It became obvious that, under extreme nature-protective conditions, even extensive animal farming is limited. From the conservation point of view, financing of extensive grazing systems should be ensured — which depends, to a great extent, on financial support from agricultural policy as well as temporarily limited public funds which, however, might no longer be available in the future. Special marketing strategies only occasionally manage to minimize financial dependency of extensive grazing systems upon public funds. Conservation of sustainable open pasture landscapes, which is prerequisite for nature protection, can only be guaranteed by permanent financial support in a sense of rewarding special measures taken for conservation purposes in cultivated landscapes.

1 Einführung

Die praktische Umsetzung von Naturschutzvorhaben setzt vielfach eine an die jeweiligen Vorhabenziele angepasste, meistens extensive landwirtschaftliche Nutzung der Naturschutzfläche voraus. So erfordert z. B. der Erhalt von Offenland-Biotopen eine extensive Beweidung. Die Sicherung von Offenland-Naturschutzflächen erfordert folglich die Kooperation mit landwirtschaftlichen Flächennutzern. Je besser diese Kooperation zwischen Naturschutz und angepasster landwirtschaftlicher Nutzung gelingt, desto höher und nachhaltiger kann der Grad der Zielerreichung von Seiten des Naturschutzes sein. Inwieweit die notwendige Zusammenarbeit zwischen Naturschutz und Landwirtschaft allerdings grundsätzlich oder auch im Einzelfall realisierbar ist, hängt maßgeblich von verschiedenen agrarwirtschaftlichen Sachverhalten ab. Diesbezüglich sind ertragswirtschaftliche und betriebswirtschaftliche Aspekte von besonderer Bedeutung.

Eine nicht ausreichende Berücksichtigung agrarwirtschaftlicher Zusammenhänge ist einer der maßgeblichen Gründe dafür, dass in vielen Naturschutzvorhaben die verfolgten Ziele nicht in zufrieden stellendem Maße erreicht werden. Da jedoch zukünftig eine möglichst hohe Effizienz von Naturschutzvorhaben angestrebt wird, führt kein Weg an einer Integration der relevanten agrarwirtschaftlichen Aspekte in die Naturschutzkonzeptionen vorbei (Riecken 2004). Diese Erkenntnis gab letztlich den Ausschlag für die Integration des agrarwirtschaftlich geprägten Moduls „Ertrags- und Betriebswirtschaft und Sozioökonomie“ in das Projekt.

Die folgenden Themenkomplexe waren Gegenstand der agrarwirtschaftlichen Untersuchungen:

- Ertragswirtschaftliche Analysen. Diese umfassten vorrangig quantitative und qualitative Erhebungen auf den Projektflächen.
- Betriebswirtschaftliche Bewertungen. Mit diesen wurde das Ziel verfolgt, die mit der Beweidung der Projektflächen verbundenen tatsächlichen Kosten den erzielbaren monetären Erträgen gegenüberzustellen und so die wirtschaftliche Tragfähigkeit der Biotoppflegemaßnahmen zu analysieren.
- Vermarktung. Hierbei stand die Frage im Vordergrund, inwieweit durch spezifische Vermarktungswege und -maßnahmen eine Verbesserung der Rentabilität von primär dem Naturschutz dienenden extensiven Beweidungsverfahren ermöglicht werden kann.

2 Ertragswirtschaftliche Analysen

Mit den ertragswirtschaftlichen Untersuchungen wurde das Ziel verfolgt, das den auf den Projektflächen weidenden Nutztieren zur Verfügung stehende Futterangebot quantitativ und qualitativ zu erfassen, da sowohl die Menge als auch die Qualität des Futters in hohem Maße über Einsatzmöglichkeiten und Leistungspotenziale der Tierarten und somit nicht zuletzt auch über die Wirtschaftlichkeit der naturschutzkonformen Flächennutzungen entscheiden.

2.1 Methoden

Die Ertragsermittlungen erfolgten im Projektgebiet Emsland auf den Projektflächen „Hammer Schleife“ und „Wester Schleife“. Im Projektgebiet Darmstadt

erfolgten die Untersuchungen auf den Flächen des „Ehemaligen August-Euler-Flugplatzes“. Als Verfahren zur Ertragsfeststellung wurde die sog. „Weidekorbmethode“ gewählt (Voigtländer & Voss 1979; Voigtländer & Jacob 1987). Bei diesem Verfahren werden, ähnlich wie beim Auszäunen, durch das Aufstellen von sog. Weidekörben zahlreiche kleinflächige Teilbereiche der Weidefläche von der Beweidung ausgeschlossen. Der unter den Weidekörben aufkommende Aufwuchs (Bruttoertrag) wird im Verlaufe der Vegetationsperiode je nach Weidefläche ein- oder mehrmals gemäht und der jeweilige Aufwuchs quantitativ und qualitativ erfasst. Zusätzlich wird der Weiderest, d. h. der von den Weidetieren nicht gefressene Aufwuchs, auf einer unmittelbar an die Weidekörbe angrenzenden Referenzfläche festgestellt. Aus der Differenz zwischen Bruttoertrag und dem Weiderest wird der Nettoertrag abgeleitet. Die im Rahmen des Projektes verwendeten Weidekörbe weisen eine Grundfläche von 1,0 m x 2,0 m auf. Die mittels der Weidekörbe durchgeführte Ertragsermittlung wurde auf der Projektfläche „Hammer Schleife“ durch eine Ertragsfeststellung in den dort im Kernbereich des *Diantho-Armerietum*-Vorkommens angelegten zwei Exclosures ergänzt.

2.2 Projektfläche „Hammer Schleife“ (Projektgebiet Emsland)

2.2.1 Untersuchungsergebnisse

Eines der wesentlichen Merkmale der Projektfläche „Hammer Schleife“ ist eine ausgeprägte Heterogenität innerhalb der Fläche, die sich entsprechend deutlich in den Ertragsdaten niederschlägt. Diese sind in Tab. 1 in komprimierter Form dargestellt.

2.2.2 Ergebnisdiskussion

Betrachtet man zunächst nur die **quantitativen Erträge** (Trockenmasseerträge) der Jahre 2000 und 2001, so wird zweierlei deutlich: ein merklicher Ertragsunterschied zwischen den Jahren einerseits und ein gravierender Ertragsunterschied innerhalb der Weidefläche andererseits. Letzterer ist im Jahr 2001 besonders stark ausgeprägt, was auf eine ungünstige Niederschlagsmenge und -verteilung zurückzuführen ist. Die witterungsbedingt im Jahr 2001 besonders ausgeprägten Differenzen in den Aufwuchsleistungen wurden zum Anlass genommen, bei der Ertragsermittlung im Jahr 2002 deutlicher zwischen den Teilbereichen der Projektfläche zu differenzieren. Dementsprechend erfolgte bei der Beprobung eine Einteilung nach grasbetonten Beständen und nach Beständen im Bereich des *Diantho-Armerietum*-Vorkommens. Die Auswertung der Erträge, die innerhalb der Exclosures auf den dort zusätzlich angelegten Beprobungsflächen erzielt wurden, erfolgte wiederum gesondert. Wie aus dem unteren Teil der Tab. 1 hervorgeht, ist im Jahr 2002 im Vergleich zu den Vorjahren insgesamt ein hoher Ertrag zu verzeichnen. Dieser ist vor allem auf eine intensive Überflutung der Fläche im Frühjahr sowie auf eine relativ ausgewogene Niederschlagsverteilung zurückzuführen. Besonders Letztere ermöglichte in den grasbetonten Abschnitten fast einen „normalen“ Ertrag. Demgegenüber kam der in den Exclosures festgestellte Ertrag nur geringfügig über das Niveau des Jahres 2000 hinaus. Der kräuterbetonte Bereich lag im Ertrag doppelt so hoch wie die Exclosures, erreichte jedoch nur die Hälfte der grasbetonten Bereiche. Ob und in welchem Maße diese flächeninterne Ertragsdivergenz auch zukünftig Bestand haben oder wie sich diese fortentwickeln wird, ist völlig offen.

In Tab. 1 sind als **Qualitätsparameter** der Rohproteingehalt, der Rohfasergehalt und der Energiegehalt aufgeführt. Zu den **Rohproteingehalten** ist zunächst festzustellen, dass sie deutlich unter der für Weideflächen üblichen Marge von zwischen 15 und 20 % liegen; teilweise liegen die Gehalte (in den Exclosures) sogar unter 10 %. Auffällig ist zugleich jedoch die große Schwankungsbreite, die von 9,8 % bis 14,2 % reicht. Sie ist auf die bereits erwähnte Heterogenität des Pflanzenbestandes zurückzuführen. Grundsätzlich ist festzustellen, dass der Rohproteingehalt des Aufwuchses insgesamt gesehen zu gering ist, um hohe tierische Leistungen zu ermöglichen. Da es sich bei den auf der Fläche weidenden Rindern jedoch nicht um Milchkühe oder Mastrinder, sondern um Aufzuchtfärsen und trockenstehende Kühe handelt, deren Futteransprüche geringer sind, kann der Rohproteingehalt insgesamt als noch ausreichend angesehen werden. Hierfür spricht auch die Tatsache, dass die Weidetiere aufgrund der sehr geringen Besatzdichte von deutlich unter 1,0 GV/ha

Beprobungs-termin	Flächen-abschnitt	Beprobung Nr.	TS-Ertrag dt/ha	Rohprotein-gehalt %	Rohfaser-gehalt %	Energiegehalt MJ NEL/kg TS	Energieertrag MJ NEL/ ha
Projektjahr 2000			*(geschätzt)*				*(geschätzt)*
17.05.2000	Weidekörbe	1	*13,0*				*8.000*
	Exclosures	1	4,34	12,28	24,15	6,28	2.736
02.08.2000	Weidekörbe	2	11,52	10,95	25,17	6,04	7.248
	Exclosures	2	7,67	9,95	25,50	6,05	4.649
14.10.00	Weidekörbe	3	7,42	14,10	20,15	5,99	5.131
	Exclosures	3	2,31	12,40	22,40	5,95	1.388
insgesamt	**Weidekörbe**		**31,95**				**20.379**
	Exclosures		**14,33**				**8.772**
Projektjahr 2001							
26.05.2001	Weidekörbe	1	10,12	12,24	25,03	6,14	6.081
	Exclosures	1	1,88	11,60	25,35	6,15	1.161
27.07.2001	Weidekörbe	2	8,78	11,21	25,25	5,88	5.146
	Exclosures	2	3,50	11,35	25,35	5,90	2.070
29.09.01	Weidekörbe	3	6,71	14,06	21,03	5,90	3.886
	Exclosures	3	0,38	13,85	22,70	5,90	221
	Weidekörbe		**25,61**				**15.113**
	Exclosures		**5,76**				**3.457**
Projektjahr 2002							
03.08.2002	Diantho-Armer.	1	12,71	12,03	23,62	6,15	7.836
	Exclosures	1	5,55	11,40	23,80	6,20	3.441
	Grasbestand	1	36,28	10,66	26,34	5,88	21.135
02.08.2002	Diantho-Armer.	2	17,00	11,57	26,12	5,82	9.872
	Exclosures	2	8,76	9,80	27,90	5,75	5.045
	Grasbestand	2	18,79	11,70	25,33	5,75	10.794
01.10.2002	Diantho-Armer.	3	5,03	13,70	20,10	6,10	3.067
	Exclosures	3	1,11	11,40	21,50	5,80	646
	Grasbestand	3	18,79	14,23	21,43	6,00	6.098
	Diantho-Armer.		**34,74**				**20.776**
	Exclosures		**15,42**				**9.132**
	Grasbestand		**73,86**				**38.027**

Tab. 1: Quantitative und qualitative Ertragsdaten der Projektfläche „Hammer Schleife“ (Projektgebiet Emsland).

und des damit verbundenen reichlichen Futterangebotes stets die Möglichkeit der Futterselektion haben und somit automatisch das höherwertigere Futter bevorzugen, das i. d. R. auch einen höheren Proteingehalt aufweist.

Der **Rohfasergehalt** ist, wie teilweise auch der Rohproteingehalt, eng mit dem Alter des Aufwuchses korreliert (Voigtländer & Jacob 1987). Dies führt in der Zeit des relativ raschen Wachstums im Frühjahr und Frühsommer zu Rohfasergehalten, die im Bereich von 25 % und damit bereits im Grenzbereich der üblichen Spanne von zwischen 20 und 25 % liegen. Hierzu ist allerdings anzuführen, dass die Beprobungstermine nicht zu Beginn, sondern jeweils zum Ende von – theoretischen – Beweidungsgängen erfolgt sind und somit zwangsläufig eine späte Beweidung simulieren, die auf Teilen der Fläche bereits früher erfolgt ist. Die geringeren Rohfasergehalte des letzten Beprobungstermines sind in Verbindung mit den bereits diskutierten höheren Rohproteingehalten zu sehen und auf das vergleichsweise langsame Wachstum der Bestände in der 2. Hälfte der Vegetationsperiode zurückzuführen.

Grünlandbestände weisen sowohl bei Schnittnutzung als auch bei Beweidung im Verlaufe der Saison einen sukzessive abnehmenden **Energiegehalt** auf (Voigtländer & Jakob 1987). So erreichen „junge“ Aufwüchse eine Energiekonzentration von mehr als 7,0 MJ NEL/kg TS. Weidereife Bestände besitzen einen Energiegehalt von ca. 6,4 MJ NEL/kg TS, bei noch später erstmalig genutzten Aufwüchsen sinkt der Energiegehalt rasch weiter auf Werte um 5,6 MJ NEL/kg TS ab. Da sich sowohl die Futteraufnahme der Weidetiere als auch insgesamt die Wertigkeit und Schmackhaftigkeit eines Weideaufwuchses in hohem Maße letztlich im Energiegehalt widerspiegeln, werden in üblichen (intensiveren) Beweidungsverfahren Energiegehalte von deutlich über 6,0 MJ NEL/kg TS angestrebt. Wie die in Tab. 1 aufgeführten Werte belegen, kann dies auf der Projektfläche nur teilweise erreicht werden; allerdings ist die Unterschreitung des Zielwertes relativ gering. Und wie bereits bei den Parametern Rohprotein und Rohfaser ausgeführt, so ist auch bei dem Parameter Energiegehalt zu bedenken, dass die Werte aus Tab. 1 eine Gesamtbetrachtung darstellen und nicht das selektive Fressverhalten der Weidetiere berücksichtigen.

Die in Tab. 1 ausgewiesenen **Energieerträge** bestätigen zunächst noch einmal – zwangsläufig – die bereits weiter oben gemachten Ausführungen zur ausgeprägten flächeninternen Ertragsdivergenz. Die Ertragsangaben ermöglichen gleichzeitig jedoch auch eine Einordnung in das allgemeine Ertragsspektrum von Weideflächen. Unter Berücksichtigung des in den Jahren 2000 und 2001 noch nicht eingerechneten Ertrages der als Spätschnittheu geworbenen Teilfläche der Flutmulde ist der jährliche Durchschnittsertrag der Weidefläche „Hammer Schleife“ mit zwischen rd. 25.000 MJ NEL/ha und rd. 35.000 MJ NEL/ha anzugeben. Von diesem Bruttoertrag ist jedoch ein relativ hoher Weiderest in Abzug zu bringen, der insbesondere im Jahr 2002 ein beachtliches Ausmaß von rd. 60 % annahm. Insgesamt gesehen ist unter den gegebenen Umständen eines sehr geringen Weideviehbesatzes von deutlich weniger als 1 GV/ha durchweg mit einem Weiderest von zwischen 40 und 60 % zu rechnen, so dass ein nutzbarer Ertrag (Nettoertrag) von rd. 15.000 MJ NEL/ha und Jahr verbleibt. Dieser Wert ist für die Nutzungsform „extensive Standweide für Naturschutzzwecke“ als keineswegs ungewöhnlich anzusehen.

2.3 Projektfläche „Wester Schleife“ (Projektgebiet Emsland)

2.3.1 Untersuchungsergebnisse

Die Projektfläche „Wester Schleife“ konnte nach Durchführung der Restitutionsmaßnahmen erstmalig im Jahr 2002 und somit nur über eine Vegetationsperiode hinweg in die Untersuchungen einbezogen werden. Die Vorgehensweise bei den ertragswirtschaftlichen Erhebungen ist mit denen der „Hammer Schleife“ identisch. Die ermittelten Ertragsdaten sind in Tab. 2 aufgeführt.

2.3.2 Ergebnisdiskussion

Die Betrachtung der **Trockenmasseerträge** lässt sofort den großen Unterschied erkennen, der innerhalb der Fläche zwischen dem unverändert vorhandenen Teilbereich mit der alten Grasnarbe (ca. 20 %) und dem modellierten und neu angesäten Flächenanteil besteht (ca. 80 % der Gesamt-Weidefläche). Der mit dem Altgrasbestand erzielte Trockenmasseertrag ist mit 77,75 dt/ha als hoch einzustufen. Der Grund für diesen hohen Ertrag liegt darin, dass der Altgrasbestand zum einen auf den Uferbereich der Hase und zum anderen auf einen sehr niedrig gelegenen und damit feuchten Bereich beschränkt ist. Beide Bereiche weisen grundsätzlich auch ohne jegliche Nährstoffzufuhr ein hohes Ertragspotenzial auf. Die ausschließlich auf trockenem Sandboden erfolgte Neuansaat vermochte demgegenüber nur etwa ein Viertel des Ertrages der alten Narbe zu erbringen, insbesondere in der zweiten Hälfte der Weideperiode war hier kaum noch ein nennenswertes Wachstum zu verzeichnen.

Deutliche Unterschiede zwischen Neuansaat und Altbestand waren auch bei den **Rohproteingehalten** festzustellen. Der um 10 % liegende Wert des Altbestandes am ersten Beprobungstermin ist auf eine zum Zeitpunkt 03.06. bereits vorliegende Überalterung zurückzu-

Beprobungs-termin	Flächen-abschnitt	Beprobung Nr.	TS-Ertrag dt/ha	Rohprotein-gehalt %	Rohfaser-gehalt %	Energiegehalt MJ NEL/kg TS	Energieertrag MJ NEL/ha
03.06.2002	Altbestand	1	40,96	9,46	26,99	5,71	23.186
	Neuansaat	1	6,57	13,28	20,30	6,28	4.120
03.08.2002	Altbestand	2	23,54	13,27	24,79	5,67	13.302
	Neuansaat	2	10,16	11,95	26,43	5,38	5.528
09.10.2002	Altbestand	3	13,25	17,56	19,23	6,06	7.967
	Neuansaat	3	3,64	15,40	19,88	5,93	2.158
insgesamt	**Altbestand**		**77,75**				**44.456**
	Neuanssat		**20,37**				**11.806**

Tab. 2: Quantitative und qualitative Ertragsdaten der Projektfläche „Wester Schleife“ (Projektgebiet Emsland).

führen. Darauf deutet auch der knapp 27 % betragende **Rohfasergehalt** hin. Der Aufwuchs der Neuansaat, der zudem einen hohen Anteil an Kräutern aufweist, war zum Zeitpunkt der ersten Beprobung weniger weit entwickelt („jünger“), was in einem höheren Rohproteingehalt und in einem niedrigeren Rohfasergehalt zum Ausdruck kommt. Im Verlaufe des weiteren Wachstums und der weiteren Beprobungen stieg die ermittelte Qualität der Aufwüchse der alten Narbe weiter und erreichte schließlich mit über 17 % Rohproteingehalt das Niveau üblicher Grünlandflächen. Der Proteingehalt der Neuansaat ist dagegen geringer, allerdings noch als ausreichend zu werten.

Zu den **Energiegehalten** als letztlich maßgeblichem Qualitätsparameter ist Folgendes festzustellen: Der deutlich unter 6,0 MJ NEL/kg TS liegende Wert des Altbestandes am ersten Beprobungstermin ist (wie auch der geringe Rohproteingehalt) auf einen inzwischen überalterten Bestand (bzw. auf eine zu spät erfolgte erste Beprobung) zurückzuführen. Im Falle einer bereits Anfang Mai begonnenen Beweidung wäre die Qualität und auch die Schmackhaftigkeit des Aufwuchses höher gewesen. Der Energiegehalt des Altgrasbestandes zum zweiten Beprobungstermin liegt im üblichen Rahmen, der des dritten Beprobungstermines weist mit knapp über 6,0 MJ NEL/kg TS auf einen hochwertigen Aufwuchs hin. Der insgesamt geringere Energiegehalt der Neuansaat zum Zeitpunkt der zweiten und dritten Beprobung dürfte auf die suboptimale Zusammensetzung des Pflanzenbestandes zurückzuführen sein. Hier war durchweg ein hoher bis sehr hoher Anteil an Kräutern mit geringem Futterwert festzustellen, die von den Weidetieren zudem überwiegend gemieden wurden.

Betrachtet man den auf der Projektfläche „Wester Schleife“ insgesamt erzielten **Energieertrag**, so ist zunächst festzuhalten, dass auf dem neu angesäten Flächenabschnitt nur etwa ein Viertel des Energieertrages des Altgrasbestandes erzielt wurde. Unter Berücksichtigung der Flächenanteile von Neuansaat und Altgrasbestand im Verhältnis 5 : 1 ergibt sich ein durchschnittlicher jährlicher Bruttoertrag von rd. 18.000 MJ NEL/ha.

2.4 Projektfläche „Ehemaliger August-Euler-Flugplatz“ (Projektgebiet Darmstadt)

Auf dieser Fläche erfolgt eine abschnittweise Kurzzeitbeweidung einzelner Flächenabschnitte nach Maßgabe eines speziellen Beweidungskonzeptes mit Schafen (Rhönschafe in den Jahren 2000 und 2001, zusätzlich Moorschnucken und Skudden im Jahr 2002). Die Beweidung des ersten Abschnittes beginnt Ende Mai/ Anfang Juni, die des letzten Abschnittes Ende September/Anfang Oktober. Die Dauer der Beweidung beträgt je nach Aufwuchs jeweils zwischen 2 und maximal 3 Wochen, der größte Teil der Weideabschnitte wird nur einmal beweidet. Das abschnittweise Vorgehen bei der Beweidung führt zwangsläufig dazu, dass die Bestände im Verlaufe der Weideperiode überwiegend erst sehr spät einer ersten Nutzung zugeführt werden, so dass von vornherein nur mit sehr geringen Futterqualitäten zu rechnen ist.

2.4.1 Quantitative und qualitative Ertragsdaten

2.4.1.1 Untersuchungsergebnisse

In Tab. 3 sind zunächst die maßgeblichen quantitativen und qualitativen Ertragsdaten aufgeführt. Um nähere Informationen über den zu erwartenden hohen Weiderest zu erhalten, wird dabei zwischen dem Bruttoaufwuchs und dem festgestellten Weiderest differenziert: die unter den Weidekörben ermittelten Bruttoerträge werden als „a-Proben“ bezeichnet, der unmittelbar neben den Weidekörben ermittelte Weiderest stellt die „b-Probe“ dar. Dabei sind sowohl die Ergebnisse aus den untersuchten 3 Projektjahren als auch die Durchschnittsergebnisse über den gesamten 3-jährigen Projektzeitraum aufgeführt.

Im Vergleich zur Betrachtung der Jahres-Durchschnittsergebnisse erfolgt ergänzend die Betrachtung der Qualitätsparameter im Verlaufe der Vegetationsperiode. Hierzu sind in Tab. 4 die Daten des Projektjahres 2001 aufgeführt. (Aufwüchse unter den Weidekörben; a-Proben).

	TS-Gehalt in %	TS-Ertrag dt pro ha	Roh-protein %	Roh-faser %	ruminale Stickstoff-bilanz	NEL MJ/kg TS	Ertrag MJ NEL pro ha
Projektjahr 2000							
Mittelwert a-Proben	45,13	23,97	8,74	30,67	-5,08	5,70	**13.643**
Mittelwert b-Proben	56,59	16,09	7,58	31,84	-6,40	5,59	**9.007**
Differenz a minus b abs.	11,47	-7,88	-1,16	1,17	-1,32	-0,11	**-4.636**
Differenz a minus b in %	25,41	-32,87	-13,25	3,83	26,02	-1,85	**-34**
Projektjahr 2001							
Mittelwert a-Proben	58,97	24,80	8,68	29,89	-4,51	5,41	**13.427**
Mittelwert b-Proben	66,06	16,09	7,22	32,98	-6,16	5,32	**7.842**
Differenz a minus b abs.	7,09	-8,71	-1,45	3,09	-1,64	-0,09	**-5.584**
Differenz a minus b in %	12,03	-35,12	-16,75	10,33	36,44	-1,70	**-41,59**
Projektjahr 2002							
Mittelwert a-Proben	55,28	25,41	9,35	31,26	-3,81	5,45	**13.662**
Mittelwert b-Proben	70,84	12,08	7,11	31,89	-6,66	5,44	**6.546**
Differenz a minus b abs.	15,56	-13,33	-2,23	0,63	-2,86	-0,01	**-7.116**
Differenz a minus b in %	28,15	-52,46	-23,89	2,00	75,04	-0,12	**-52,09**
Durchschnitt 2000-2002							
Mittelwert a-Proben	53,12	24,73	8,92	30,61	-4,47	5,52	**13.577**
Mittelwert b-Proben	64,50	14,76	7,31	32,24	-6,41	5,45	**7.798**
Differenz a minus b abs.	11,37	-9,97	-1,61	1,63	-1,94	-0,07	**-5.779**
Differenz a minus b in %	21,41	-40,33	-18,10	5,32	43,46	-1,23	**-43**

Tab. 3: Quantitative und qualitative Ertragsdaten der Projektfläche „Ehemaliger August-Euler Flugplatz“.

2.4.1.2 Ergebnisdiskussion

Der Vergleich der Daten zwischen den Jahren (Tab. 3) zeigt zunächst bei nahezu allen Parametern sehr geringe Unterschiede. Der auf der Projektfläche erzielte **Brutto-Massenertrag** von rd. 25 dt/ha TS weist bereits für sich allein genommen darauf hin, dass es sich bei dem „Ehemaligen August-Euler-Flugplatz“ um einen extrem mageren Standort handelt. Das Ertragsniveau liegt bei etwa einem Viertel einer mit durchschnittlicher Intensität bewirtschafteten üblichen Grünlandfläche. Hinzu kommt, dass von diesem Brutto-Ertrag im Durchschnitt der 3 Projektjahre nur rd. 40 % verwertet werden konnten, d. h. es war ein Weiderest von

rd. 60 % zu verzeichnen (s. Differenz von a- und b-Proben). Dieser Weiderest lag in den Jahren 2000 und 2001 mit 67 % bzw. 65 % jedoch deutlich über dem Wert des Jahres 2002, der „nur“ 49 % betrug. Diese Steigerung des Netto-Weideertrages ist als positives Ergebnis eines erheblich verbesserten Weidemanagements mit kleineren Koppeln von ca. 1,0 ha Größe zu beurteilen, mit dem vom Jahr 2002 an das Leistungspotenzial der Fläche besser ausgeschöpft und zugleich auch die Verbisswirkung der Beweidung auf den Pflanzenbestand intensiviert werden konnte.

Die zum Zeitpunkt der Beprobungen deutlich über 50 % liegenden Trockensubstanzgehalte lassen auf zu den Zeitpunkten der Beprobungen bereits (sehr) alte und sklerenchymreiche Bestände schließen, was seinen Niederschlag in weiteren Qualitätsparametern findet. Mit einem durchschnittlichen **Rohproteingehalt** von unter 9 % und einem **Rohfasergehalt** von deutlich über 30 % stand den Weidetieren ein nur geringwertiges Futter zur Verfügung. Der sehr niedrige Proteingehalt führt in der **ruminalen Stickstoffbilanz** des Wiederkäuers durchweg zu einem negativen Ergebnis, also zu einem Proteindefizit, das sich leistungsbegrenzend auswirkt. Im Ergebnis führten die genannten Qualitätsmerkmale zu einem unterdurchschnittlichen Energiegehalt von rd. 5,5 MJ NEL/kg TS, der deutlich unter dem anzustrebenden Mindestwert von 6,0 MJ NEL/kg TS liegt. Unter Berücksichtigung aller genannten Qualitätsparameter ist der Wert des Weidefutters auf dem „Ehemaligen August-Euler-Flugplatz“ als minderwertig einzustufen, was bedeutet, dass diese Projektfläche nicht die alleinige Futtergrundlage für die Weidetiere sein kann, wenn eine Zufütterung auf der Weide nicht erfolgen soll.

In Bezug auf die Entwicklung der Qualitätsparameter im Verlauf der Vegetationsperiode ist Folgendes festzustellen: Die in der Tabelle 4 angegebenen Trockenmassegehalte der Aufwüchse liegen überwiegend über 50 %, sie nähern sich mit bis zu 75,7 % schon dem Bereich von getrockneten Futterkonserven. Die durchweg hohen Trockensubstanzgehalte sind ein Beleg für Aufwüchse, die

Beprobungs-datum	TS-Geh. %	TM-Ertrag dt/ha	Rohprotein %	Rohfaser %	NEL MJ/kg TS	Ertrag MJ NEL/ha
01.06.2001	58,15	25,78	8,60	27,23	5,59	14.514
20.06.2001	43,51	12,30	8,28	27,90	5,61	6.929
30.06.2001	56,31	21,01	8,97	25,35	5,78	12.315
09.07.2001	58,58	37,68	10,56	27,64	5,69	21.494
28.07.2001	75,68	20,98	6,83	33,21	5,54	11.667
08.08.2001	48,52	19,99	7,15	29,85	4,93	9.905
28.08.2001	71,94	33,53	8,61	29,76	5,26	17.276
28.08.2001	68,61	25,33	8,98	31,25	5,18	13.080
03.09.2001	64,11	28,48	10,27	30,13	5,37	15.281
04.09.2001	37,73	19,86	9,30	32,10	5,26	10.461
Normalwerte bei Grünlandbeweidung			15,0 - 22,0	22,0 - 28,0	5,8 - 6,8	> 20.000

Tab. 4: Entwicklung ernährungsphysiologischer Parameter im Jahr 2001 (a-Proben) - Projektfläche „Ehemaliger August-Euler-Flugplatz“ (Projektgebiet Darmstadt).

über wenig Grünmasse verfügen und daher für Weideflächen untypisch sind. Der geringe Grünmassenanteil kommt in hohen Rohfasergehalten zum Ausdruck, die bereits zu Beginn der Weidesaison sehr hoch sind und im weiteren Verlauf bis deutlich über 30 % ansteigen. Aufgrund dieser hohen Rohfasergehalte ist die Verdaulichkeit und somit die Nährstoffverfügbarkeit des Weidefutters sehr gering, was in durchweg extrem niedrigen Rohprotein- und folglich auch Energiegehalten zum Ausdruck kommt. Besonders hervorzuheben ist zweierlei: Zum einen fehlt bei der Projektfläche die für „normale“ Grünlandflächen typische Entwicklung von einer zunächst guten zu einer im Zeitablauf zurückgehenden Futterqualität. Im vorliegenden Fall ist der insgesamt vorzufindende qualitative Unterschied im Zeitablauf dagegen nur schwach ausgeprägt. Der Grund hierfür liegt darin, dass bei der Projektfläche die übliche Situation mit einer hohen Qualität im Frühjahr gar nicht gegeben ist, so dass ganzjährig eine nahezu gleich bleibende mindere Qualität vorliegt. Zum anderen fällt auf, dass teils erhebliche Qualitätsunterschiede zwischen den Aufwüchsen der verschiedenen Weideabschnitte bestehen. Diese werden deutlich, wenn man in Tab. 4 die Daten der Beprobungstermine im August und September betrachtet, an denen (nahezu) zeitgleich erstmalig mit der Beweidung von jeweils 2 Flächenabschnitten begonnen wurde. Sowohl die erzielten Trockensubstanzerträge als auch die Gehalte an Rohprotein, Rohfaser und Energie weichen hier teils erheblich voneinander ab. Daraus ist die Schlussfolgerung abzuleiten, dass auch die Projektfläche „Ehemaliger August-Euler-Flugplatz“ eine hohe flächeninterne quantitative und qualitative Ertragsdivergenz aufweist, die nicht geringe Ansprüche an die Umsetzung des Pflege- und Entwicklungszieles sowie an das Beweidungsmanagement stellt.

2.4.2 Leistungsdaten der Weidetiere

2.4.2.1 Untersuchungsergebnisse

Die Ertragsermittlungen ergänzend bestand bei der Projektfläche „Ehemaliger August-Euler-Flugplatz“ die Möglichkeit, jeweils unmittelbar vor dem Beginn und nach der Beendigung der Weidesaison das Gewicht der Weidetiere festzustellen. In den Jahren 2000 und 2001 konnte hierbei nahezu der gesamte Schafbestand erfasst werden, im Projektjahr 2002 musste die Gewichtserfassung auf die Gruppe der Jährlinge beschränkt werden. In der nachstehenden Tab. 5 erfolgt eine Auswertung der festgestellten Tiergewichte, wobei nur die Gewichte derjenigen Tiere berücksichtigt wurden, von denen sowohl die Frühjahrs- als auch die Herbstgewichte vorlagen.

2.4.2.2 Ergebnisdiskussion

Bei einer Durchschnittbetrachtung **aller** Tiere (2000 und 2001), bei denen eine Erfassung der Gewichte möglich war, konnte in beiden Jahren eine positive Gewichtsentwicklung während der Beweidungsperiode festgestellt werden. Die durchschnittliche Zunahme betrug pro Tier 5,71 kg im Jahr 2000 und 9,49 kg im Jahr 2001. Diese Werte sind allein jedoch wenig aussagefähig; sie besagen lediglich, dass mit dem auf der Projektsfläche vorzufindenden Futter nicht nur die Erhaltung der Tiere, sondern auch eine (geringe) Bildung von Lebendmasse

(einschließlich Wolle) möglich war. Erfolgt dagegen die Betrachtung der Tiere aufgeteilt in die Gruppe der Lämmer, der Jährlinge und der Muttern, so wird Folgendes deutlich: Der Zuwachs beschränkt sich auf die Gruppe der Lämmer und Jährlinge, also auf die wachsenden Tiere (allerdings bei einer beachtlichen Schwankung um den Mittelwert). Dagegen ist bei den Muttertieren im Laufe der Weidesaison im Durchschnitt ein Gewichts*verlust* festzustellen, der ebenfalls eine hohe Abweichung vom Mittelwert aufweist. Hierbei ist noch zu berücksichtigen, dass die Muttern während der Beweidung durchschnittlich je Tier etwa 2,0 kg Wolle produziert haben, so dass die Körpermasse ohne Wolle in den beiden Untersuchungsjahren um durchschnittlich 4,55 kg bzw. um 6,54 kg *abgenommen* hat. Demzufolge ist das Wachstum der Lämmer, die von Ihren Müttern auf der Weide noch gesäugt worden sind, nur durch einen Abbau von Körperreserven bei den Muttertieren möglich gewesen. Zwar ist es nicht ungewöhnlich, dass Muttertiere während der Säugephase vorübergehend vorhandene Körperreserven abbauen; sie füllen diese unter normalen Futterbedingungen jedoch im Verlaufe der Saison wieder auf und legen dann auch wieder neue Körperreserven an. Diese übliche Gewichtszunahme durch Protein- oder auch Fettansatz ist jedoch aufgrund der äußerst mageren Futtergrundlage der Projektfläche nicht möglich, obwohl die Schafe, rein mengenmäßig betrachtet, stets ein ausreichendes Futterangebot vorfanden. Entscheidend ist die ungenügende Nährstoffkonzentration bzw. Nährstoffverfügbarkeit in den Aufwüchsen.

Um in dieser Hinsicht einen Ausgleich zu schaffen, vor allem jedoch, um einen angemessenen Gesundheitsstatus der (teils tragenden) Mutterschafe zu gewährleisten, wurden die Schafe auf der Projektfläche „Ehemaliger August-Euler-Flugplatz“ im Anschluss an die Weideperioden 2000 und 2001 während der Stallperiode mit der Verabreichung von qualitativ angemessenem Grundfutter (Heu) und von Leistungsfutter wieder in eine zufrieden stellende körperliche Konstitution versetzt. Diese ermöglichte dann in der nächsten Weidesaison wieder eine ausreichende Milchbildung und die Aufzucht der Lämmer.

Der gezeigte Ablauf der Gewichtsentwicklung der Weidetiere verläuft entgegengesetzt zu derjenigen, die von der Natur vorgegeben ist und in der Praxis auch angestrebt wird. Unter normalen Bedingungen ist der Schafhalter bestrebt, die Leistung der Weidetiere (Wachstum, Fleischansatz, Milchbildung) aus der Beweidung heraus zu erzielen, also aus dem i. d. R. nährstoffreichen (und kostengünstigen) Grünfutter. Um im Winter mit möglichst wenig (teurem) Zufutter auszukommen, wird darüber hinaus in der Weidesaison die Bildung von Körperreserven angestrebt. So ist in der Regel ein Durchhalten des Winters ohne den Einsatz von teurem Kraftfutter möglich; für die Sättigung der Tiere reicht einfaches Heu oder auch Futterstroh aus, ein evtl. darüber hinausgehender Energiebedarf kann i. d. R. durch das Einschmelzen von Körperreserven bewerkstelligt werden. Das Vermögen, während der Beweidungsphase Körperreserven anzulegen und diese im Winter wieder einzuschmelzen, ist besonders bei den weniger anspruchsvollen „alten“ Rassen genetisch noch gut ausgebildet. Es kann im vorliegenden Fall jedoch aufgrund des minderwertigen Futterangebotes auf der Weide nicht ausgeschöpft werden. Die Gewährleistung einer ausreichenden körperlichen Konstitution der Tiere während der Beweidung wäre nur möglich, wenn ein regelmäßiger Wechsel zwischen minderwertigen und höherwertigen Weideflächen stattfinden würde. Die insoweit gebotene Umstellung des Beweidungsmanagements erfolgte mit Beginn des Projektjahres 2002. Eine der wesentlichen Maßnahmen war die Verkürzung der Beweidungsdauer der einzelnen Beweidungsabschnitte bei gleichzeitig erhöhtem Weidetierbesatz. Dadurch konnten den Weidetieren im Anschluss an die jeweilige Beweidung der sehr mageren Projektflächen auch bessere Futterflächen zugeteilt werden. Die in der Weideperiode 2002 ermittelten Schafgewichte von 17 Jährlingen lassen den Schluss zu, dass mit dieser Umstellung das erhoffte Ergebnis erreicht wurde: die Tiere erzielten eine Lebendmassezunahme von durchschnittlich 11,4 kg pro Tier (s. Tab. 5) bei sehr geringer Standardabweichung. Dies bedeutet gegenüber den Vorjahren, in denen das Weidemanagement nicht optimal ausgestaltet werden konnte und in dem in der Vergleichsgruppe der Jährlinge nur eine Zunahme von 5,0 kg bzw. 9,3 kg (bei hoher Standardabweichung) erzielt wurde, eine deutliche Verbesserung. Diese dürfte sich nicht nur auf die Jährlinge beschränken, sondern für den gesamten Schafbestand zutreffen.

3 Betriebswirtschaftliche Aspekte

Im Zentrum der betriebswirtschaftlichen Untersuchungen stand die Frage, inwieweit die mit der Beweidung der Projektflächen verbundenen Kosten der Tierhaltung und Flächenpflege (einschließlich

	erfasste Tiere insges.[1)]	davon Lämmer	davon Jährlinge	davon Muttern
Projektjahr 2000				
Anzahl	99	36	20	43
Zunahme insges. kg	565,2	488,4	186,5	-109,7
Durchschn. Zunahme/Tier	5,7	13,6	9,3	-2,6
Standardabw. kg/Tier	9,8	6,1	5,2	7,0
Projektjahr 2001				
Anzahl	134	77	17	40
Zunahme insges. kg	1271,3	1368,0	85,0	-181,7
Durchschn. Zunahme/Tier	9,5	17,8	5,0	-4,5
Standardabw. kg/Tier	12,1	6,1	5,6	8,4
Projektjahr 2002				
Anzahl	17	0	17	0
Zunahme insges. kg	194,2		194,2	
Durchschn. Zunahme/Tier	11,4		11,4	
Standardabw. kg/Tier	2,0		2,0	

1) Es wurden nur Gewichte von Tieren berücksichtigt, von denen sowohl die Frühjahrs- als auch die Herbstdaten vorlagen

Tab. 5: Entwicklung der Schafgewichte in den Weideperioden.

Arbeitskosten) durch entsprechende finanzielle Erträge aus Tierverkäufen und weitere Einnahmen abgedeckt werden. Die Beantwortung dieser Fragen erfolgt, indem zum einen für das Projektgebiet Darmstadt die Betriebsergebnisse der beiden in das Projekt involvierten Schafhaltungsbetriebe dargestellt werden. Zum anderen wird erläutert, aus welchen Motiven heraus ein am Projekt beteiligter Landwirt im Emsland die Bewirtschaftung der Projektfläche „Hammer Schleife" praktiziert.

3.1 Betrieb 1: Wirtschaftsergebnis des Schafhaltungsbetriebes am ehemaligen August-Euler-Flugplatz (Projektgebiet Darmstadt)

Der im Nebenerwerb geführte Betrieb nahm in den Projektjahren 2000 und 2001 mit seiner Schafherde die Beweidung der Projektflächen vor.

Betriebsergebnis 2000

Der Betrieb erzielte wirtschaftliche Erlöse aus dem Verkauf von Tieren und Wolle sowie aus Fördergeldern (vor allem Mittel aus dem Hessischen Kulturlandschaftsprogramm) in Höhe von 39.892 DM. Hierbei betrug der Anteil der Fördergelder insgesamt (Flächen- und Tierprämien) 87,8 % (!), der Anteil aus den Verkäufen von Tieren und Wolle lediglich 12,2 %. Diesen Erlösen standen variable Kosten in Höhe von 24.270 DM und Fixkosten von 2.260 DM gegenüber. Der erzielte Gewinn belief sich im Ergebnis auf 13.362 DM. Aus ihm waren rd. 1.300 in die Schafhaltung eingesetzte Arbeitskraftstunden (AKh) zu entlohnen, so dass eine Arbeitsentlohnung von 10,28 DM/AKh brutto erzielt wurde. Diese ist als nicht ausreichend zu bewerten. Es bedarf kaum des Hinweises, dass diese Schafhaltung ohne die Gewährung von EU- und Landesfördermitteln (EU-Mutterschafprämie und HELP-Programm des Landes Hessen) in keinem Falle rentabel gewesen wäre.

Betriebsergebnis 2001

Im Jahr 2001 konnten Einnahmen aus dem Verkauf von Tieren und Wolle sowie aus Fördermitteln von insgesamt 25.862 DM erzielt werden. Der Anteil der Fördergelder (Flächen- und Tierprämien) belief sich auf 85,9 %, die Verkäufe von Tieren und Wolle trugen folglich nur mit 14,1 % zu den Gesamteinnahmen bei. Den erzielten finanziellen Erträgen standen variable Kosten von 5.020 DM und Fixkosten von 1.800 DM gegenüber. Die Gesamtkosten beliefen sich somit auf 6.820 DM, so dass ein Gewinn in Höhe von 19.042 DM erzielt wurde. Unter Ansatz eines gegenüber dem Jahr 2000 leicht verringerten Arbeitszeiteinsatzes von rd. 1.200 AKh verblieb eine Arbeitsentlohnung von 15,87 DM/AKh brutto. Dieses noch als ausreichend zu wertende, gegenüber dem Vorjahr deutlich verbesserte Ergebnis bedarf jedoch des Hinweises, dass im Jahr 2001 bereits die Aufgabe des (im Nebenerwerb geführten) Betriebes und der Verkauf der Schafherde feststand. Aus diesem Grunde erfolgten bereits im Verlaufe der Weidesaison vorweg einige zusätzliche Tierverkäufe. Zudem konnten die variablen Kosten deutlich gesenkt werden, da mit Blick auf die bevorstehende Beendigung der Schafhaltung der Zukauf von Produktionsmitteln stark reduziert wurde. So betrachtet weisen die Ergebnisse der ersten beiden Projektjahre letztlich kaum nennenswerte Unterschiede auf. In beiden Projektjahren ist das Betriebsergebnis als unbefriedigend einzustufen, was letztlich auch zur Aufgabe des Schafhaltungsbetriebes führte.

3.2 Betrieb 2: Wirtschaftsergebnis eines Landschaftspflegebetriebes mit Schafhaltung (Projektgebiet Darmstadt)

Die Aktivitäten dieses Betriebes gehen weit über die Bewirtschaftung der Projektflächen hinaus. Er gewährleistet unter anderem gegen Entgelt die Pflege/extensive Bewirtschaftung von (überwiegend) öffentlichen Offenlandstandorten mit teils hohem Naturschutzwert. Darüber hinaus ist der Betrieb auch mit der Freihaltung von mit Hochspannungsfreileitungen überspannten Offenlandflächen beauftragt.

Betriebsergebnis 2000

Der Betrieb erzielte im Jahr 2000 Einnahmen von insgesamt rd. 64.000 DM. Hiervon entstammten 48,4 % aus Flächenprämien, 15,6 % aus Biotoppflege-Aufträgen und 13,6 % aus Tierverkäufen und Tierprämien. Diesen Einnahmen standen variable und fixe Kosten von insgesamt rd. 25.000 DM gegenüber. So verblieb zur Entlohnung der eingesetzten rd. 2.300 Familien-AKh ein Gewinn in Höhe von 39.000 DM, was eine Brutto-Entlohnung der eingesetzten Arbeitsstunden mit 16,96 DM ermöglichte. Diese Entlohnung ist als – relativ – zufrieden stellend zu bewerten. Das Ergebnis zeigt jedoch ebenso deutlich wie das des Betriebes 1, dass eine Rentabilität der Schafhaltung ohne Fördergelder momentan keinesfalls gewährleistet ist. Im Gegensatz zum Betrieb 1 hat der Betrieb 2 jedoch Zusatzeinnahmen aus der gegen Entgelt durchgeführten Biotoppflege und Offenhaltung von Hochspannungstrassen, die eine höhere Arbeitsentlohnung ermöglichen.

Betriebsergebnis 2001

Im Jahr 2001 erzielte der Betrieb insgesamt Einnahmen in Höhe von rd. 101.000 DM, darunter rd. 21.000 DM aus dem Verkauf von Tieren und tierischen Produkten. Somit betrug der Anteil der Einnahmen aus der Tierhaltung nur 20,8 %. Von der Summe der Einnahmen sind Kosten in Höhe von rd. 63.000 DM abzuziehen, so dass ein Gewinn von 38.000 DM zu verzeichnen war. Setzt man diesen mit den geleisteten 4.160 Familien-Arbeitskraftstunden ins Verhältnis, so errechnet sich eine Entlohnung der Arbeitszeit von 9,13 DM/AKh. Diese ist als nicht angemessen zu werten. Doch wie das Ergebnis des vorgenannten Betriebes, so bedarf auch das Ergebnis des vorliegenden Betriebes aus dem Jahr 2001 der genaueren Betrachtung: In die aufgeführten Kosten sind als Folge der Übernahme der Schafherde des Betriebes 1 Viehzukäufe in Höhe von 20.000 DM eingeflossen, denen im laufenden Jahr noch keine zusätzlichen Einnahmen gegenüber standen. Korrigiert man den für das Jahr 2001 ausgewiesenen Gewinn um diese Position, so erhöht sich die Arbeitsentlohnung auf knapp ausreichende 13,94 DM/AKh.

Betriebsergebnis 2002

Im Projektjahr 2002 beliefen sich die

erzielten Einnahmen aus Tier- und Flächenprämien, aus der Landschaftspflege und aus dem Verkauf von Tieren und tierischen Erzeugnissen auf insgesamt 65.000 €. Der aus dem Verkauf von Tieren und tierischen Erzeugnissen erzielte Anteil hiervon lag bei 12,3 %, der Anteil der direkt mit der Biotop- und Flächenpflege verbundenen Einnahmen betrug 76,9 %. Nach Abzug der insgesamt angefallenen Kosten von 33.800 € ergibt sich ein Brutto-Gewinn von 31.200 €, der zur Entlohnung der insgesamt erbrachten 4.320 Familien-AKh benötigt wird. Die Brutto-Arbeitsentlohnung belief sich im Ergebnis auf 7,22 €/AKh. Berücksichtigt man hierbei, dass auch im Jahr 2002 in den ausgewiesenen Kosten Tierzukäufe in Höhe von 5.000 € enthalten sind, so ergibt sich ein korrigiertes Ergebnis von 8,38 €/AKh. Mit diesem Ergebnis liegt der Betrieb zwar nach wie vor unter der anzustrebenden Zielgröße von 10,00 €/AKh, doch deutet die von stetigem Wachstum und professioneller Führung gekennzeichnete Betriebsentwicklung darauf hin, dass die Erreichung des gesetzten Einkommenszieles bereits in nächster Zeit möglich sein wird.

3.3 Zwischenfazit

Die gezeigten Ergebnisse der beiden in das Projekt im Gebiet Darmstadt eingebundenen Schafhaltungsbetriebe stehen stellvertretend für zahlreiche ähnlich gelagerte Fälle in der Praxis. Sie zeigen sehr deutlich die außerordentlich hohe Abhängigkeit der Rentabilität der in der Landschaftspflege eingesetzten Schafhaltung von der Gewährung öffentlicher Fördermittel. Der Anteil der Einnahmen, die direkt aus dem Verkauf von Tieren und tierischen Erzeugnissen erzielt werden, kommt über eine Größenordnung von 15 bis 20 % nicht hinaus. Hieran vermögen auch in Einzelfällen sicherlich mögliche höherpreisige Vermarktungswege nichts zu ändern (s. weiter unten). Damit ist die Existenzfähigkeit der in Rede stehenden Betriebe (und auch die der meisten anderen Schafhaltungsbetriebe) in deutlich höherem Maße als die Existenzfähigkeit der Masse der üblichen Betriebe von öffentlichen Fördermitteln abhängig. Im Falle des Landschaftspflegebetriebes ist der vergleichsweise hohe Anteil der als Dienstleistung direkt aus der Landschaftspflege erzielten Einnahmen zwar als positiv und als ein wichtiger Schritt in die Unabhängigkeit von agrarpolitisch motivierten Fördermitteln zu sehen, doch es darf nicht übersehen werden, dass es sich bei den Landschaftspflegegeldern um Einnahmen handelt, die überwiegend aus immer knapper werdenden öffentlichen Kassen finanziert werden und die daher nicht als sicher und dauerhaft angesehen werden können.

Ein nicht unerhebliches Risiko stellen auch die auf einer EU-Förderung basierenden Mittel aus der Extensivierungsförderung (Flächenprämien) dar. Es kann zwar davon ausgegangen werden, dass auch nach der bevorstehenden Umstellung zumindest von Teilen der EU-Agrarförderung im Rahmen der Fortführung der AGENDA 2000 extensive Produktionsverfahren auch weiterhin finanziell unterstützt werden. Es ist jedoch nicht abzusehen, ob die Höhe der derzeitigen Förderungen und der Umfang der in die Extensivierungsförderung einbezogenen Flächen unverändert Bestand haben werden, denn das vordringliche Ziel der Extensivierungsförderung besteht in der Rückführung der hohe Kosten verursachenden agrarischen Überproduktion. Umwelt- und Naturschutzziele sind hierbei eher als ein zufälliges Nebenprodukt zu betrachten. Sobald das Ziel erreicht ist, die agrarische Erzeugung an den Verbrauch anzupassen und somit eine Überproduktion nicht mehr stattfindet, ist mit einer sukzessiven Rückführung der **agrarpolitisch** motivierten Extensivierungsförderung zu rechnen. Aus dieser Sichtweise heraus ist für die konkret in der Landschaftspflege tätigen Betriebe zu fordern, dass die zwingend erforderliche finanzielle Unterstützung von den agrarpolitisch motivierten Förderungen abgekoppelt und in eine direkte und gezielte, **umweltpolitisch** motivierte Honorierung der für die Gesellschaft erbrachten landschaftspflegerischen Leistung überführt wird. Anderenfalls wäre weder die wirtschaftliche Existenz der in der Landschaftspflege tätigen Betriebe noch der Erhalt einer Vielzahl von an extensive Bewirtschaftungsformen gebundenen Naturschutzflächen gewährleistet.

3.4 Betrieb 3: Motivation für die Pachtung der Projektfläche „Hammer Schleife“ (Projektgebiet Emsland)

Zunächst ist grundsätzlich festzustellen, dass es sich bei den Pächtern von öffentlichen Naturschutzflächen nicht selten um die ehemaligen Eigentümer oder Bewirtschafter handelt. Diese haben die Flächen oft über viele Jahre/Jahrzehnte hinweg in der Bewirtschaftung gehabt, so dass nicht selten eine gewisse persönliche Bindung an die Flächen besteht. Zudem sind den ehemaligen Bewirtschaftern die Flächen von ihrer Lage, Beschaffenheit und Leistungsfähigkeit her bestens bekannt. Wenngleich diese Bindung der Bewirtschafter an ihre ehemaligen Flächen sicherlich nicht das ausschlaggebende Moment für die Pacht ist, so darf die Bedeutung dieses Zusammenhanges in der Praxis nicht unterschätzt werden. Das tatsächlich den Ausschlag gebende Motiv für die Pacht von Naturschutzflächen ist jedoch letztlich rein ökonomischer Natur und im Zusammenhang mit der EU-Agrarförderung zu sehen, was nachfolgend verdeutlicht werden soll.

Der die Projektflächen in der „Hammer Schleife“ nutzende Landwirt hat seinen Futterbaubetrieb auf die Haltung von Milchkühen spezialisiert. Zusätzlich werden die anfallenden männlichen Rinder (Mastbullen) zur Erzeugung von Rindfleisch im Betrieb auf der betriebseigenen Futtergrundlage bis zur Schlachtreife ausgemästet. Die rd. 2 km vom Betrieb entfernt liegende Projektfläche (rd. 16 ha bis 2001, rd. 40 ha ab 2002) wird als extensive Standweide für tragende Jungrinder und trockenstehende Kühe genutzt. Das Motiv für die Nutzung (Pachtung) der Projektfläche liegt in der Tatsache begründet, dass der Betrieb durch die relativ kostengünstige Pacht der Naturschutzflächen (77 €/ha jährlich) über zusätzliche sog. **Hauptfutterflächen** im Sinne der EU-Agrarförderung verfügt. Diese ermöglichen sowohl ein Ausschöpfen der an die Hauptfutterfläche gekoppelten Sonderprämie für männliche Schlachtrinder (sog. „Bullenprämie“) als auch die fördermäßige Einstufung zumindest eines Teils des angebauten Silomaises als Getreide, so dass für den Silomais die Getreidebeihilfe (sog. „Silomaisprämie“)

gewährt wird und somit dessen Erzeugung besonders kostengünstig ist. Dies bedeutet, dass die mit der Betreuung der Weideeinrichtungen und Weidetiere anfallende Arbeitszeit sowie die auch bei einer sehr extensiven Nutzung nicht zu vermeidenden Bewirtschaftungskosten nur zu einem geringen Teil aus dem Futterertrag der Fläche entlohnt werden. Die Deckung der mit der extensiven Bewirtschaftung der Naturschutzfläche anfallenden Kosten und insbesondere die Entlohnung der eingesetzten Arbeit erfolgt nahezu ausschließlich durch die Gewährung von zusätzlichen EU-Agrarfördermitteln. Dieser Sachverhalt dürfte auf den überwiegenden Teil aller von Landwirten gepachteten Naturschutzflächen zu übertragen sein, was selbstverständlich auch Folgendes bedeutet: Sobald die bestehende EU-Agrarförderung in der Weise geändert wird, dass kein wirtschaftlicher Anreiz mehr für die Pacht von Extensivgrünland besteht, wird kurzfristig der überwiegende Teil aller Naturschutzflächen vollständig aus der meistens unverzichtbaren extensiven Bewirtschaftung herausfallen. So ist es auch im vorliegenden Fall: Aus rein **futterwirtschaftlicher** Sicht wäre die Zupacht der Projektflächen weder erforderlich noch sinnvoll und würde daher unterbleiben. Doch aus **betriebswirtschaftlicher** Sicht ist die Bewirtschaftung der Projektfläche unter den gegebenen Förderbedingungen positiv zu werten, wie die folgenden auf das Jahr 2001 bezogenen Überlegungen veranschaulichen.

Aufgrund der Pacht der 16 ha Projektfläche konnten 12 ha Silomais als Getreide eingestuft und somit 12 ha x 311 €/ha = 3.732 € Getreidebeihilfe gewährt werden. Zusätzlich lieferte die Projektfläche einen Futterertrag von rd. 15.000 MJ NEL/ha netto, der über die Weidetiere eine Verwertung von rd. 3.000 € ermöglichte. Von diesen Einnahmen (6.732 €) sind die Pachtkosten von 1.232 € und variable Bewirtschaftungskosten von rd. 2.500 € abzusetzen, so dass insgesamt ein Überschuss von 3.000 € verblieb. Dieser stand für die Entlohnung der mit der Bewirtschaftung der Fläche und der Betreuung des Viehbestandes verbundenen Arbeitszeit von rd. 250 AKh zur Verfügung. Im Ergebnis konnte mit der Pacht der Projektfläche eine angemessene Verwertung von 12,00 € brutto je Arbeitsstunde und somit eine vergleichsweise zufrieden stellende Entlohnung der in die extensive Flächennutzung eingebrachten Arbeit erzielt werden. Ohne die gewährte „Silomaisprämie" wäre die Summe der aus Bewirtschaftung und Flächenpacht verursachten Kosten höher als die möglichen Einnahmen aus der Verwertung des anfallenden Futters gewesen, so dass die erforderliche Arbeitszeit überhaupt nicht entlohnt worden wäre. Geht man davon aus, dass als Anreiz für die naturschutzgerechte, sehr extensive Bewirtschaftung bzw. Pflege der Fläche eine Mindestentlohnung von 10,00 €/AKh brutto erzielt werden soll, so wäre im vorliegenden Fall ein Pflegeentgelt für die 16 ha Projektfläche von 202 € pro Hektar erforderlich. Dieser Betrag ist aufgrund der relativ günstigen Konstellationen des vorliegenden Falles für die Übertragung auf anderweitige Verhältnisse als Untergrenze anzusehen. Unter Verweis auf die aus den zahlreichen Naturschutzprogrammen der Bundesländer vorliegenden Erfahrungen muss davon ausgegangen werden, dass die langfristige Gewährleistung von besonders extensiven, nach spezifischen Anforderungen des Naturschutzes erfolgende Flächenbewirtschaftung nur dann gewährleistet werden kann, wenn pro Hektar Biotopfläche Pflegeentgelte von mindestens 250 € bis 300 € gewährt werden (Mährlein 1993; Mährlein & Schrader 2003a; Mährlein & Schrader 2003b).

4 Vermarktung

4.1 Allgemeine Ausführungen

Die Durchführung extensiver Beweidungsverfahren mit dem Ziel des Erhaltes und der Entwicklung ausgewählter Biotopflächen schließt die in der intensiven Grünland- und Futterwirtschaft üblichen Maßnahmen zur Senkung der Produktionskosten und des Arbeitseinsatzes weitgehend aus. Auch der Realisierung nennenswerter Steigerungen in den tierischen Produktionsleistungen sind aufgrund der besonderen Vorgaben des Naturschutzes Grenzen gesetzt. Dieser Sachverhalt führt sowohl in der im Projekt praktizierten Rinderhaltung als auch insbesondere in der Schafhaltung zu einer sehr hohen Abhängigkeit von öffentlichen Transferleistungen, deren mittel- und vor allem langfristige Sicherheit fraglich ist. Eine Möglichkeit, die Abhängigkeit von öffentlichen Fördermitteln zu verringern besteht lediglich darin, die direkt aus der Tierhaltung erzielten Einnahmen aus dem Verkauf von Tieren und tierischen Erzeugnissen zu erhöhen.

Im Ergebnis verbleibt neben dem Bestreben, trotz der auf den Projektflächen gegebenen durchweg „mageren" futterbaulichen Voraussetzungen noch möglichst gute tierische Leistungen zu erzielen, zur Gewährleistung einer angemessenen Rentabilität nur die Möglichkeit, mit dem Beschreiten besonderer Vermarktungswege und Vermarktungsstrategien höhere Produktpreise zu realisieren. Hierfür bietet sich vorrangig die Direktvermarktung an, d. h. der direkte Weg vom Erzeuger zum Verbraucher (Wirthgen & Maurer 1992). Bei diesem Vermarktungsweg wird nicht nur der Zwischenhandel ausgeschaltet, der ansonsten einen erheblichen Teil des Markterlöses aufzehrt, sondern die Direktvermarktung bietet aufgrund des zwangsläufigen Kontaktes zwischen Erzeuger und Verbraucher die Möglichkeit, dem Käufer einen Einblick in die praktizierte Tierhaltung zu vermitteln und somit den Erwerb vor allem des Produktes Fleisch (aber auch von Wolle) im Sinne einer Vertrauensbildung durch Reputationsaufbau (Enneking 2002) mit dem gleichzeitigen Erwerb einer besonderen Produktqualität zu verbinden. Damit eröffnet sich die Chance, für diese besondere Produktqualität eine Zusatzvergütung in Form eines Preisaufschlages zu erhalten. Ob und in welcher Höhe hier Preisaufschläge erzielt werden können, hängt von einer Vielzahl von Gründen ab. Diese sollen nachfolgend diskutiert werden, wobei zunächst Kriterien aufgeführt werden, die grundsätzlich höhere Produktpreise ermöglichen bzw. rechtfertigen. Anschließend werden Gründe und Tendenzen genannt, die die Grenzen einer höherpreisigen Vermarktung aufzeigen.

4.2 Gründe, die für die Realisierung von Preisaufschlägen sprechen

Aus einschlägigen empirischen Untersuchungen (Hausladen 1999; Seeger 2002) ist bekannt, dass das wichtigste Käufermotiv für den direkt beim Erzeuger erfolgenden Einkauf die Qualität des erworbenen Produktes ist. Hierbei bezieht sich „Qualität" jedoch nicht nur auf die typischen Produkteigenschaften, die einen hohen Genusswert implizieren, sondern in erster Linie auf die **Sicherheit**, dass das erworbene Produkt frei von unerwünschten Stoffen wie z. B. Arzneimittel- oder Hormonrückständen ist. Ein weiteres zentrales Motiv für einen Kauf beim Erzeuger ist im Grunde ebenfalls ein Qualitätsmerkmal, nämlich die **Frische** der angebotenen Erzeugnisse. Es ist dem Verbraucher, der Lebensmittel direkt beim Erzeuger bezieht, zwar praktisch nicht möglich, die erwartete Rückstandsfreiheit zu überprüfen, dennoch wird dem direkt vermarktenden Erzeuger diesbezüglich ein sehr großes Vertrauen entgegengebracht, was letztlich auf den nicht selten bestehenden guten Kontakt und somit auch auf ein persönliches Vertrauensverhältnis zwischen dem Erzeuger und dem Verbraucher zurückzuführen ist.

Dieses besondere Vertrauen, das dem direkt vermarktenden Erzeuger von Seiten der Verbraucher entgegengebracht wird, ist die Basis des Schaffens einer subjektiv empfundenen besonderen Produktqualität, die der Verbraucher durch einen Qualitätszuschlag preislich zu honorieren bereit ist (Enneking 2002; Hensche & Ullrich 1999). Es lieg auf der Hand, dass der Preisaufschlag umso höher sein kann, je größer die Wahrscheinlichkeit ist, dass „anonyme" Erzeugnisse des Lebensmitteleinzelhandels mit unerwünschten Stoffen oder anderweitig belastet sind. Dies zeigt sich regelmäßig dann, wenn derartige Belastungen in Form der „Lebensmittelskandale" bekannt werden.

Der hohe Vertrauensbonus, den der Direktvermarkter als **Person** genießt, kann in einem begrenzten Rahmen auch auf die Erzeugungs**region** übertragen werden. So führt von Alvensleben (2002) an, dass die meisten Menschen positive emotionale Beziehungen zu ihrer Region haben, die sie dann auf die Nahrungsmittel dieser Region übertragen. In diesem Fall wird das Produkt nicht als gänzlich anonym angesehen, und es genießt daher auch ein gewisses höheres Vertrauen in die Qualität. Folglich werden in der Region erzeugte Produkte oft als qualitativ hochwertiger und „sicherer" angesehen als solche, deren Herkunft nicht oder nur schwer ersichtlich ist. Etwa zwei Drittel der Verbraucher sind deshalb bereit, für Nahrungsmittel aus „ihrer" Region (etwas) mehr zu bezahlen als für Produkte aus anderen Regionen oder aus unbekannter Herkunft (von Alvensleben 2002). Somit ist die regionale Herkunft eines Nahrungsmittels zwar von gewisser Bedeutung für die Vermarktung, sie ist dennoch ein deutlich weniger wichtiges Kriterium als die Basisqualität.

Von ebenfalls vergleichsweise geringer Bedeutung ist das, was unter dem Begriff „Prozessqualität" subsumiert wird. Gemeint ist hiermit, inwieweit beim Prozess der Erzeugung des Nahrungsmittels z. B. besondere Anforderungen des Umwelt- und Naturschutzes oder auch des Tierschutzes eingehalten werden. Sofern es gelingt, eine besonders hohe Prozessqualität als einen sog. Zusatznutzen eines Verkaufsproduktes zu vermitteln, so ermöglicht dieses Verkaufsargument ebenfalls Preisaufschläge. Nach Kemphues (2003) ist es unter besonders günstigen Bedingungen im Einzelfall sogar möglich, den Qualitäts-Zusatznutzen „Herkunft aus einem Naturschutzgebiet" als Prozessqualitätselement zu einem Qualitäts-Grundnutzen, also zu einem Bestandteil der grundlegenden Produktqualität zu transformieren und somit deutlich aufzuwerten.

Ein weiterer Grund für einen Preisaufschlag bietet auch die Exklusivität eines angebotenen Produktes, wobei sich die Exklusivität im Grunde auf eine Produktknappheit und somit auf ein begrenztes (lokales) Vorkommen bezieht. Hierunter fallen auch besonders selten gehaltene Haustierrassen. Diese bieten zudem vielfach einen besonderen Erlebniswert, der häufig mit Nostalgiegedanken in Verbindung gebracht wird und ebenfalls einen nicht zu unterschätzenden Vermarktungsfaktor darstellt.

Schließlich ist unter Verweis auf einschlägige Quellen (Wirthgen & Maurer 1992; Hausladen 1999; Heß 2002) darauf hinzuweisen, dass auf dem Gebiet der Direktvermarktung offenbar nach wie vor erhebliche Reserven erschlossen werden können, die mittels verbesserter Marketingaktivitäten durchaus eine Nachfragesteigerung ermöglichen. Dies setzt allerdings geeignete (professionelle) Marketingstrategien ebenso voraus wie die Erfüllung nicht unerheblicher persönlicher und betrieblicher Mindestvoraussetzungen.

Im Ergebnis ist festzustellen: Unter der Voraussetzung einer hohen Produktqualität bzw. Produktsicherheit, kombiniert mit möglichst vielen zusätzlichen, die Eigenschaften des Produktes aufbessernden positiven Effekten und Aspekten, sind (gewisse) Preisaufschläge möglich bzw. ist der Verbraucher bereit, diese die (subjektiv empfundene) Qualität erhöhenden Merkmale durch einen Preisaufschlag zu honorieren.

4.3 Gründe, die gegen die Realisierung von Preisaufschlägen sprechen

Für die nachfolgenden Überlegungen wird davon ausgegangen, dass die zahlreichen vorliegenden Erkenntnisse aus der Vermarktung von Erzeugnissen des Ökologischen Landbaus, die zu einem sehr großen Anteil direkt vermarktet werden, auf die Gesamtheit der direkt vermarkteten Produkte, die in Zusammenhang mit der Bewirtschaftung von dem Naturschutz dienenden Flächen stehen, übertragen werden können.

Wie bereits ausgeführt wurde, ist das wichtigste Motiv für den Erwerb von Lebensmitteln direkt beim Erzeuger die besonders hohe Qualität und Sicherheit der Produkte, die sich – subjektiv – von der Qualität der sog. „Massenware" abhebt. Je größer dieses Qualitätsbewusstsein ist, ggf. gepaart mit einem hohen Umweltbewusstsein, und je geringer die (subjektiv empfundene) Qualität bzw. je größer die potenzielle Belastung der „Massenware" ist, desto größer ist die Nachfrage nach „sicheren" alternativ erzeugten oder direkt vom vertrauenswürdigen Erzeuger bezogenen Nahrungsmitteln. Diese Situation trat letztmalig in besonders krasser Form im Jahr 2001 im Zuge der BSE-Krise ein. In einem bisher noch nie

da gewesenen Ausmaß nahmen die Aspekte Produktsicherheit und Prozessqualität (Tierschutz) Einfluss auf das Einkaufverhalten der Verbraucher, das gleichermaßen sowohl bei alternativ als auch bei konventionell wirtschaftenden, aber direkt vermarktenden Tierhaltern zu einem Nachfrageboom führte. Diese Situation hatte jedoch nicht lange Bestand, trotz der Schwere der BSE-Krise und der heftigen Reaktion seitens der Verbraucher. Wie Hoy (2002) berichtet, war ein großer Teil der Fleischkonsumenten bereits nach etwas mehr als einem halben Jahr nach dem Höhepunkt der BSE-Krise wieder weitgehend zum gewohnten Kaufverhalten übergegangen. Für dieses Verhalten gibt es mehrere Gründe:

- Auf die BSE-Krise sowie auch auf andere unerfreuliche Ereignisse in der agrarischen Erzeugung wurde mit einer Vielzahl von Maßnahmen seitens der Politik, der Verbände und auch der Erzeuger selbst reagiert. Diese Maßnahmen haben nachweislich zu einer deutlichen Steigerung der Produktqualität und vor allem der Produktsicherheit beigetragen (von Alvensleben 2002; Mennerich 2001; Heeschen 2002; Hensche 2002). Nicht zuletzt hat auch die Integration des Verbraucherschutzes in das Agrarressort in einem erheblichen Maße zu einem Vertrauensgewinn gegenüber *konventionellen* Agrarprodukten geführt. Viele Verbraucher sehen daher keinen Grund (mehr), für einen subjektiv nur äußerst geringen Sicherheitsgewinn einen deutlichen Preisaufschlag zu zahlen (Mennerich 2002).
- Wichtiger als vielfach angenommen dürfte des Weiteren auch die Tatsache sein, dass ein sehr großer Teil der Verbraucher im Grunde überhaupt nicht an einer Diskussion über die Qualität von Nahrungsmitteln (im weitesten Sinne) interessiert ist. Nicht selten wird die mit einer solchen Diskussion verbundene Reflexionen des eigenen (Kauf-)Verhaltens als unangenehm empfunden und daher verdrängt (Anonymus 2002a), zumindest jedoch werden auch sehr tief greifende negative Ereignisse wie gerade die BSE-Krise sehr schnell vergessen (Mennerich 2002). Dieses Verhalten wird zudem noch durch ein bereits seit dem Beginn der 1990er Jahre zu verzeichnendes nachlassendes Umweltbewusstsein gefördert (von Alvensleben 2002).

Alle genannten Aspekte tragen dazu bei, dass die Nachfrage nach Nahrungsmitteln, die sich von der Masse der Erzeugnisse durch eine besonders hohe Produkt- und Prozessqualität abheben, derzeit stagniert (von Alvensleben 2002; Neumann 2002; Rippin 2003). Demgegenüber wurde die Erzeugung von ökologisch erzeugten Produkten durch die Agrarförderung weiter ausgebaut, was immer häufiger zu einem Überangebot und einem zwangsläufigen Preisverfall führt (Neumann & Sanderink 2002; Agra Europe 2003a; Agra Europe 2003b). Diesen bekommen auch Direktvermarkter zu spüren, und es ist dabei gleichgültig, ob ihre Produkte konventionell oder ökologisch erzeugt werden. Mit einer Belebung der Nachfrage ist nicht zu rechnen, sondern es ist von Seiten der Verbraucher im Gegenteil derzeit wieder von einer zunehmenden Ausrichtung des Kaufverhaltens nach den Produktpreisen auszugehen (Isermeyer 2002; Anonymus 2002b), wofür auch die schwierige wirtschaftliche Lage in einer zunehmenden Zahl der privaten Haushalte mitverantwortlich sein dürfte. Aber auch die fortgesetzten Bemühungen zur Förderung der Produktqualität und vor allem der Produktsicherheit in der breiten konventionellen agrarischen Produktion, beispielsweise im Rahmen der Fleischerzeugung nach den Vorgaben des bei den Verbrauchern zunehmend bekannter werdenden QS-Prüfsiegels, werden ihre Wirkung nicht verfehlen (Arbeitsgemeinschaft Futterbau und Futterkonservierung 2003). Damit wird der wichtigste Entscheidungsfaktor über den Kauf oder Nichtkauf eines Produktes zunehmend wieder der Preis sein, und zukünftig wird sich außerdem das Verhalten der Verbraucher noch mehr als bisher von dem Ziel der Maximierung des individuellen Nutzens leiten lassen: Nur dann, wenn der Käufer mit einem Preisaufschlag auch einen deutlichen individuellen Nutzengewinn in Verbindung bringen kann, etwa in der Form eines höheren Genusses oder einer positiven gesundheitlichen Wirkung, wird er diesen Preisaufschlag akzeptieren. Wird der Preisaufschlag jedoch mit einer besonderen Prozessqualität begründet, etwa in Form besonders umwelt- oder artgerechter Haltungsformen in der Tierhaltung, so wird dieser Preisaufschlag zunehmend nicht mehr akzeptiert, da der Schutz der Umwelt oder von Tieren vielen Verbrauchern ihrer Auffassung nach keinen direkten persönlichen Vorteil oder direkten Nutzen liefert. Demzufolge kommt Kemphues (2003) zu dem Ergebnis, dass das Prozessqualitätsmerkmal „Herkunft aus einem Naturschutzgebiet" insgesamt gesehen nur sehr bedingt einen Preisaufschlag möglich machen wird.

4.4 Schlussfolgerung

Im Hinblick auf das im Projekt verfolgte Ziel, extensive Verfahren der Beweidung von Biotopflächen mit Schafen und Rindern im Rahmen der Landschaftspflege als ein möglichst wenig von öffentlichen Fördermitteln abhängiges Naturschutzinstrument zu etablieren, liegt somit eine vergleichsweise ungünstige und sich tendenziell eher noch verschlechternde Ausgangssituation vor. Damit ist zwar nicht gesagt, dass es nicht doch in Einzelfällen möglich ist, die wirtschaftliche Situation durch den Aufbau einer Direktvermarktung zu verbessern. Fest steht allerdings, dass es wesentlich schwieriger geworden ist und zukünftig offensichtlich noch schwieriger werden wird, die Voraussetzungen für eine wirtschaftlich tragfähige Etablierung von extensiven Beweidungsverfahren in der Landschaftspflege zu erfüllen.

Nach dem aktuellen Kenntnisstand kann eine naturschutzgerechte extensive Grünlandbewirtschaftung nur dann eine ökonomische Perspektive darstellen, wenn die damit erbrachte ökologische Leistung auf dem Wege einer öffentlichen Transferzahlung entlohnt wird. Diesbezüglich ist Sorge dafür zu tragen, dass die derzeit bestehende agrarpolitisch motivierte **indirekte** Förderung extensiver Grünlandnutzungen in eine zielgerichtete, naturschutzpolitisch motivierte **direkte** Förderung umgewandelt wird. Ohne eine nachhaltige öffentliche finanzielle Unterstützung erscheint es derzeit weitgehend ausgeschlossen, den Erhalt wertvoller extensiver Offenland-

flächen in Sinne der Ziele von Naturschutz und Landschaftspflege langfristig zu gewährleisten.

Danksagung

Ich danke allen am Projekt beteiligten Wissenschaftlern für die konstruktive Zusammenarbeit. In diesen Dank sind die Herren R. Joeck, R. Stürz und J. Prins einzuschließen, die als Leiter der am Projekt beteiligten Betriebe bereitwillig betriebswirtschaftliche Auskünfte erteilt und kooperativ bei der Projektdurchführung mitgewirkt haben. Dem BMBF danke ich für die finanzielle Förderung.

Literatur

Agra Europe, 2003a: Biobauern haben weiter mit schwieriger Marktsituation zu kämpfen. - Betriebswirtschaftliche Nachrichten 8/2003, 175-176.

Agra Europe , 2003b: Öko-Landwirtschaft in schwieriger Marktlage. - Betriebswirtschaftliche Nachrichten 9/2003, 194-195.

Anonymus, 1999 : Landwirtschaft im Biosphärenreservat. - Neue Landwirtschaft, 1/1999, 24-27.

Anonymus, 2002a: Ich kaufe, also will ich? Göttinger Wissenschaftler zum Kaufverhalten. - Ländlicher Raum 3/2002, 17-20.

Anonymus, 2002b: Preis wichtiger als Herkunft. - Ländlicher Raum 5/2002, 22.

Arbeitsgemeinschaft Futterbau und Futterkonservierung im Bereich der Landwirtschaftskammer Hannover e. V., 2003: Grünland- und Futterbauinfo Nr. 42.

Besch, M. & Hausladen, H., 1999: Regionales Marketing im Agribusiness – Erfolgsmerkmale und Problemfelder, dargestellt an lokalen Kooperationsprojekten des regionalen Agrarmarketings. Innovative Konzepte für das Marketing von Agrarprodukten und Nahrungsmitteln. - Schriftenreihe der Landwirtschaftlichen Rentenbank Band 13, 7-50, Frankfurt.

Enneking, U., 2001: Zum Zusammenhang zwischen Verbraucherverhalten und Nahrungsmittelqualität am Beispiel der Fleischproduktion. - Zentrum für Umweltforschung (ZUFO) der Westfälischen Wilhelms-Universität Münster, Vorträge und Studien Heft 12, 107-122, Münster.

Hausladen, H., 1999: Qualität geht vor Region. - DLG-Mitteilungen 1/1999, 16-17.

Hensche, H.-U. & Ullrich, H., 1999: Nur die Profis gewinnen. - DLG-Mitteilungen 1/1999, 12-13.

Hensche, H.-U., 2002: Die gestiegene Nachfrage ist keine sichere Bank. - top agrar 5/2002, 11.

Heeschen, W. H., 2002: Erfolg und Perspektiven der Qualitätssicherung in der Erzeugung von Lebensmitteln tierischer Herkunft. Hülsenberger Gespräche 2002. - Schriftenreihe der H. W. Schaumann Stiftung, 172-182, Hamburg.

Heß, H., 2002: 11 Jahre Biosphärenreservat Rhön: Kooperation zwischen Naturschutz und Landwirtschaft. - Ländlicher Raum 2/2002, 33-36.

Hoy, W., 2002: Welche Chancen hat die Öko-Produktion? - Betriebswirtschaftliche Nachrichten 8/2002, 174-176.

Isermeyer, F., 2002: Einzelbetriebliche Perspektiven in der Tierproduktion. Hülsenberger Gespräche 2002. - Schriftenreihe der H. W. Schaumann Stiftung, 187-194, Hamburg.

Kemphues, A., 2003: Ergebnisbericht zur empirischen Erhebung „Vermarktung von Nutztieren und deren Produktion aus einer naturschutzfachgerechten Bewirtschaftung von schutzwürdigen Grünlandflächen in Deutschland sowie in Österreich.“ - Projektarbeit aus dem Forschungs- und Studienzentrum für Veredelungswirtschaft Weser-Ems der Universität Göttingen, unveröffentlicht.

Mährlein, A., 2003: Naturwissenschaftliche, betriebswirtschaftliche und Marketingaspekte der BMBF-Projekte „Sand-Ökö-Systeme im Binnenland“ und „Schweinefreilandhaltung im Rahmen der Landschaftspflege“. - Tagungsband zum Symposium „Sozioökonomische Aspekte zu Perspektiven des Offenlandmanagements“. Bornimer Agrartechnische Berichte, Heft 33, Potsdam-Bornim.

Mährlein, A., 1993: Einzelwirtschaftliche Auswirkungen von Naturschutzauflagen. - Schriftenreihe Landwirtschaft und Umwelt - Schriften zur Umweltökonomik. 2. Auflage, Vauk, Kiel.

Mährlein A. & Schrader, H., 2003a: 11 Jahre Grünlandextensivierungsversuch Relliehausen - Eine Bewertung aus naturwissenschaftlicher und ökonomischer Sicht. - Agrarökonomische Monographien und Sammelwerke, Vauk, Kiel.

Mährlein, A. & Schrader, H., 2003b: Entschädigungen nicht über einen Kamm scheren. Land- und forstwirtschaftliche Zeitung 42/2003, 6-7

Mennerich, J., 2001: Öko-Landbau – Wie lange hält der Optimismus an? - top agrar 5/2001, 110-112.

Neumann, H., 2002: Was können wir von den Dänen lernen? - top agrar 6/2002, 107.

Neumann, H. & Sanderink, K., 2002: Ökoschweine: Was die Dänen anders machen. - top agrar 6/2002, 104-107.

Opitz von Boberfeld, W., 1994: Grünlandlehre. UTB, Stuttgart.

Reisch, E. & Knecht, G., 1995: Betriebslehre. Landwirtschaftliches Lehrbuch 3, Ulmer, Stuttgart.

Riecken, U., 2004: Wissenschaftliche Untersuchungen zur extensiven Beweidung - Naturschutzfachliche Relevanz und Perspektiven. - In: Beweidung und Restitution als Chancen für den Naturschutz? NNA-Ber. 17, H.1, 7-14.

Rippin, M., 2002: Wachstum durch niedrige Preise erkauft? - top agrar 3/2003, 138-142.

Seeger, R., 2002: Vermarktung landwirtschaftlicher Produkte an abgelegenen Standorten oft schwierig. - Ländlicher Raum 10/2002, 27-31.

von Alvensleben, R., 2002: Agrarprodukte in der Europäischen Union unter besonderer Berücksichtigung von Ökoprodukten, Tierschutzaspekten und Produkten aus der Region. - Zentrum für Umweltforschung (ZUFO) der Westfälischen Wilhelms-Universität Münster, Vorträge und Studien Heft 12, 95-106, Münster.

Voigtländer, G. & Jakob, H., 1987: Grünlandwirtschaft und Futterbau. - Ulmer, Stuttgart.

Voigtländer, G. & Voss, N., 1979: Methoden der Grünlanduntersuchung und -bewertung. - Ulmer, Stuttgart.

Wirthgen, B.& Maurer, O., 1992: Direktvermarktung. - Ulmer, Stuttgart.

Anschrift des Verfassers:

Dr. Albrecht Mährlein,
Landwirtschaftliches
Sachverständigenbüro
Bockholter Ring 17a
48268 Greven
E-Mail: albrecht.maehrlein@t-online.de

GIS-basierte Integration, Analyse und Visualisierung von räumlichen und temporalen Daten des BMBF-Projektes: Sand-Ökosysteme im Binnenland

von Kai Zimmermann

Abstract

GIS-based integration, analysis and visualisation of spatial and temporal data in the context of the BMBF project (German Ministry of Education and Research): Inland sand ecosystems.

In order to understand the complexity of inland sand ecosystems by employing a Geographical Information System (GI-System), the GI-System must be able to handle the factor time as the fourth dimension along with the three spatial dimensions (x, y, z). That is, the database of the GI-System has to manage the history of geographical objects and the GI-Client has to support this functionality of the database.

This article gives an overview of the technical demands on the GI-System, explains the architecture of the database management and the GI-Software and points out how the components handle the demands. Furthermore, the integration of different project data into the GI-System will be explained. The analysis and visualisation of project data are demonstrated with reference to selected examples. The first one shows a thematic map of the nature-protection area "Griesheimer Düne und Eichwäldchen" near Darmstadt. This map represents an overlay of the results of a group of analyses of different kinds of data. Beside this, the map displays very well the effects of grazing on the development of the horizontal vegetation structure. While the ungrazed area remains nearly in the same condition, the grazed area changes from year 2000 to year 2003.

The second and third examples show the thematic map from the first example, on which are now superimposed representations of attributive data from the dot system. In both cases the visualisation of the data reveal new possible correlations between grazing and the attributive data. The last example demonstrates the correlation between the phytomass assembled under the mini exclosures (2m * 1m) on the nature protection area "Ehemaliger August-Euler-Flugplatz", and the ratio of the red areas in the Color-Infrared(CIR)-Orthophotos. The investigation operates with data of the year 2000 and 2001. In both years the analysis yields a strong correlation between the investigated parameters. The stability indices of the best-fit straight line in both cases are greater than 0.75. Especially the first example clarifies the necessity of a wide range of space-oriented data. Only with the combination of the CIR-Orthophotos (Raster data) and the different Vector data do effects of grazing on the vegetation become visible and interpretable. The examples show that the chosen components of the GI-System (ORACLE as the database and Intergraph's GeoMedia Professional as the GI-Software) fulfil the technical demands. The inter- and extrapolation of trends (except those that are strongly linear) could not be carried out directly with the GI-System. For those operations it is necessary to employ geostatistical methods like "Kriging", which estimates variables for unobserved points from neighbouring measurements. In order to obtain reliable results from those operations, the number of measurements should be adequate.

1 Hintergrund

Um Sand-Ökosysteme mit Hilfe von Geo-Informationssystemen (GI-Systeme) in Ihrer Komplexität zu erfassen und darzustellen, ist neben der klassischen kartografischen Darstellung des aktuellen Zustands vor allem auch die Betrachtung solcher Systeme über einen längeren Zeitraum notwendig. Erst damit ist es möglich, Veränderung zu erkennen und zu interpretieren, um einerseits die natürliche Entwicklung des Sand-Ökosystems zu erfassen und andererseits die Wirkung anthropogener oder zoogener Eingriffe auf dieses System zu analysieren.

Damit geht die Anforderung an das GI-System über die reine Zustandsbeschreibung des Ökosystems hinaus. Vielmehr gilt es neben der abstrahierten Abbildung der realen Welt durch die drei räumlichen Dimensionen (*x, y, z*) auch den Faktor Zeit als vierte Dimension mitzuführen, um die Dynamik des Systems erfassen und beschreiben zu können. Unter Dynamik versteht man im physikalischen Sinn den Einfluss von Kräften auf Bewegungsvorgänge von Körpern. Diese Aufgaben stellen sehr hohe Ansprüche an die Leistungsfähigkeit von Hard- und Software von GI-Systemen. GI-Systeme bieten klassischerweise Möglichkeiten, die geometrischen und attributiven Eigenschaften der realen Welt zu visualisieren und zu analysieren. Bei entsprechenden Eingangsinformationen können Zusammenhänge oder Situationen darüber hinaus auch simuliert werden. Inter- oder Extrapolation von Daten kann mit Hilfe geostatistischer Methoden (z. B. Kriging) realisiert werden. Die Daten in GI-Systemen werden klassischerweise in Datenbanken (DB) bzw. Datenbankmanagementsystemen (DBMS) vorgehalten und gepflegt. Dabei obliegt dieser Komponente neben der Organisation der Daten in den entsprechenden Strukturen auch die Regelung des Zugriffs auf die Daten. Der GI-Client (also die Kommunikationsplattform für den Anwender) stellt die entsprechenden Funktionalitäten zur Verfügung, um die Datenerfassung, Analysen und die Darstellung der Ergebnisse zu realisieren.

Um den hohen Ansprüchen an das GI-System möglichst gerecht zu werden,

wurde innerhalb des BMBF-Projekts „Sand-Ökosysteme im Binnenland: Dynamik und Restitution" eine Systemkombination bestehend aus Oracle 9i als DBMS und GeoMedia Professional (GM Pro) als Desktop-GIS mit der Erweiterung um spezifische Tools gewählt. Die gewählte Systemkombination stellt einen ausreichenden Rahmen zur Verfügung, um raum-zeitliche Phänomene auf Basis von Vektordaten sowie der dazugehörigen Sachdaten zu erfassen, zu analysieren und schließlich zu visualisieren. Eine direkte Auswertung von Rasterdaten kann mit dieser Systemkonstellation nicht erfolgen, sondern muss hier mit Hilfe spezieller Bildanalysesoftware außerhalb geschehen. Bei GM Pro handelt es sich um ein Hybrides System, das auf Vektorbasis arbeitet, und bei dem Rasterdaten nur als Hintergrundbilder verwendet werden. Die Auswertung des Bildmaterials aus den Spezialbefliegungen während des Projekts mit eCognition haben gezeigt, dass Effekte der Beweidung auf die horizontale Vegetationsstruktur (Zimmermann & Renninger 2004) erkannt und analysiert werden können. Hierbei gewonnene Ergebnisse können problemlos über den Export in das Vektorformat anschließend wieder zurück in das GI-System fließen und dort weiterverarbeitet werden. Weiterhin hat sich gezeigt, dass die Datenbasis für komplexe Untersuchungen ein breites Spektrum erfordert, das von Geobasisdaten (ALK, ATKIS) über bodenkundliche Informationen (Digitale Bodenkarte), diversen manuellen Kartierungen (Vegetationskartierungen, Thematische Kartierungen) bis zu Rasterdaten (Luftbilder) reicht. Erst die Kombination dieser unterschiedlichen Datensätze ermöglicht das Erkennen und Interpretieren von Zusammenhängen und bietet damit den entsprechenden Informationsgewinn.

2 Methoden

2.1 Anforderungen und Systemarchitektur

Der Aufbau der Softwarekomponente des verwendeten GI-Systems gliedert sich in zwei wesentliche Teile (Bill a). Den ersten Teil bildet die Datenhaltungskomponente (DB oder DBMS), in der die Daten strukturiert und persistent abgelegt werden. Das DBMS gewährleistet die Sicherheit, Integrität und Konsistenz der Daten bei möglichst minimaler Redundanz. Dabei regelt das DBMS neben der reinen Organisation der Daten in den entsprechenden Strukturen vor allem den Zugriff auf die Daten durch den/die Benutzer.

Speziell die Forderung, die Entwicklung von Geoobjekten bzw. Strukturen über die Zeit zu betrachten, verlangt die Führung der Historie von Geoobjekten im DBMS sowie die Bereitstellung dazugehöriger Zugriffsfunktionalitäten.

Der zweite Teil des GI-Systems bildet die Datenverarbeitungskomponente (der GI-Client). Diese spiegelt die Kommunikationsplattform des Systems wider, über die der Anwender die Daten des System visualisieren und analysieren oder zusätzliche Daten erfassen kann. Um die Eigenschaften der Realwelt-Objekte verwalten zu können, werden in GI-Systemen zwei verschiedene Datentypen für Geometrien – Vektordaten und Rasterdaten - unterschieden (siehe Abb. 1).

Die Gruppe der Vektordaten beschreibt hierbei die sogenannten intelligenten Daten, die als Vektoren in punkt-, linien- oder flächenförmiger Ausprägung vorliegen und über Nachbarschaftsbeziehungen (Topologien) verfügen. Bei Rasterdaten handelt es sich um Daten in Form von Matrizen. In der Regel sind das Bilddaten mit einem Raumbezug. Die einzelnen Bildpunkte werden als Pixel bezeichnet, wobei jedem dieser Bildpunkte eine Position im Bild und ein Farbwert zugeordnet ist. Rasterdaten entstehen durch das Scannen von Plänen oder Luftbildern oder auch direkt bei Aufnahmen mit digitalen Systemen (z.B. Erdbeobachtungssatelliten wie LANDSAT TM oder SPOT). Im Gegensatz zu Vektordaten kann man Rasterdaten in der Regel keine Sachdaten zuweisen, weshalb man diese auch als nicht-intelligente Daten bezeichnet. In hybriden GI-Systemen, die beide Datentypen von Geometriedaten verwalten können, werden Rasterdaten daher oftmals nur als Hintergrundvorlage zur Ergänzung der Visualisierung oder für Bildschirmdigitalisierungen (Onscreen-Digitalisierung) benutzt. Die eigentliche Auswertung von Rasterdaten mit geeigneten Bildanalysemethoden erfolgt bei hybriden Systemen außerhalb des GI-Systems mit Hilfe spezieller Bildanalysesoftware (eCognition, ERDAS imagine, ENVI, etc.). Die Ergebnisse der Auswertungen können - respektive müssen - dann in das Vektorformat exportiert werden, bevor diese dann wieder im GI-System visualisiert oder weiterverarbeitet werden können.

Dies stellt daher hohe Anforderungen an die Interoperabilität der beteiligten Softwarekomponenten, die auf der Datenverarbeitungsseite zur Entscheidung für das Desktop-GIS GeoMedia Professional der Firma Intergraph fiel (vgl. 1). Dies hat den Vorteil, dass es für die Wahl der Datenhaltungskomponente fast keine Einschränkung gibt, da verschiedenste Datenbanken problemlos angebunden werden können (siehe Abb. 2), ohne dass die Daten für eine Verarbeitung durch das GI-System in ein proprietäres Format konvertiert werden müssen. Zentrales Element des GI-Clients ist der Workspace, der unter anderem die Kartendarstellung, die Anbindung der Datenbanken, die Georeferenzierungen von Rasterdaten sowie sämtliche Analysen in Form von Abfragen oder Verschneidungen verwaltet.

Auf der Seite der Datenhaltungskomponente wurde das DBMS ORACLE 9i gewählt, da es durch den Oracle Workspace Manager (OWM) über sehr gute Möglichkeiten verfügt, den Anforderungen bezüglich des Faktors Zeit (Führung der Historie) gerecht zu werden. Der OWM ist nicht Bestandteil der Standardtools, sondern stellt ein Erweiterungswerkzeug zu ORACLE 9i dar, das zur Führung der Historie dem jeweiligen Zustand eines Geoobjekts eine Art Zeitstempel zuordnet, für den dieser bestimmte Zustand des Objekts gültig ist. Sobald das Objekt eine Änderung geometrischer oder attributiver Art erfährt, verliert der Zustand seine Gültigkeit und es beginnt ein neuer Zyklus. Dieser Zeitstempel besteht aus einem Zeitprimitiv nach ISO-Norm 19108. Die Norm unterscheidet dabei zwischen dem Zeitpunkt und der Zeitspanne als Primitiv (Bartelme 2000). Um den Zugriff auf die temporären Eigenschaften zu ermöglichen, ist auf der GI-Seite die Programmerweiterung um den GeoMedia Transaction Manager (GTM) notwendig, der mit dem OWM kommuniziert und

	Vektor		Raster	
	digital	analog	digital	analog
Punkt	x-,y-Koord.	●	Pixel	
Linie	x-,y-Koordinatenfolge		Pixel	
Fläche	geschlossene x-,y-Koord.		Pixel	

Abb. 1: Datentypen für Geometrien.

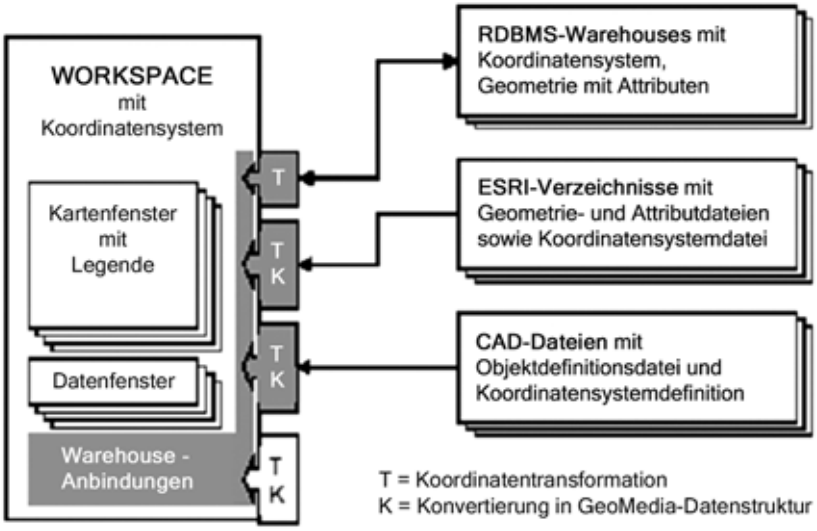


Abb. 2: Architektur von GeoMedia Professional (GM Pro).

ausgewählte Funktionen unterstützt. Dieses Werkzeug regelt gewöhnlich den Mehrbenutzerzugriff sowie Langzeit-Transaktionen (Volk 2001), die einen „shutdown" der Datenbank überstehen (nötig, wenn bspw. die Bearbeitung von Geoobjekten über einen größeren Zeitraum stattfindet). Um die Konsistenz der Datenbank zu gewährleisten werden mit dem GTM Geoobjekte, die sich aktuell in der Bearbeitung durch einen Benutzer befinden, für die Dauer des Bearbeitungsprozesses gesperrt. In diesem Status ist das Objekt für weitere Benutzer lediglich les- aber nicht veränderbar. Veränderungen, die an einem Geoobjekt durchgeführt werden, haben zur Folge, dass der bis dahin gültige Zustand historisch wird (also „untergeht") und ein neuer Zustand beginnt. Um die Historie für Geoobjekte mitzuführen, wird für jedes dieser Geoobjekte ein Zeitstempel geführt (siehe Abb. 3).

2.2 Datenerfassung und Datenintegration

2.2.1 GIS

Die Datenerfassung von Vektordaten (vgl. Kapitel 2.1) mit GM Pro erfolgt im Onscreen-Verfahren oder durch direkte Konstruktion. Dabei wird zunächst die Verbindung zu einer Datenbank hergestellt. Anschließend werden die entsprechenden Objektklassen mit allen deskriptiven Eigenschaften (Attributen) als Datenmodell definiert und in der entsprechenden DB erstellt. Im Kartenfenster können dann die zu erfassenden Geoobjekte (punkt-, linien- oder flächenförmig) frei oder nach Vorgaben konstruiert werden. Werden Geoobjekte auf Basis einer Rasterdatei, die im Hintergrund liegt, erfasst, kann diese als georeferenzierte Datei eingefügt werden, sofern sie in einem referenzierten Modus (z. B. als GeoTiff oder mit World-Datei) vorliegt. Alternativ kann die Rasterdatei auch interaktiv im Kartenfenster platziert werden und – sofern notwendig – manuell referenziert werden.

Bei der Integration von bestehenden Datensätzen in das System wird im Fall einer Datenbank eine Verbindung zu dieser hergestellt. Die Information über das entsprechende Koordinatensystem ist in der Regel direkt in der DB abgelegt. Eine typische Anwendung im Rahmen des Integrationsprozesses ist die Datei- oder Raster-basierte Anbindung von Daten, die in einer Datenbank, als Text- bzw. ASCII-Datei oder auch als Bild vorliegen. Dabei werden die Daten zunächst an das System angehängt. Um diese für eine Auswertung entsprechend nutzbar zu machen, müssen die Daten entweder geokodiert werden oder der Raumbezug wird über Datenbankoperationen (Joins, siehe Abb. 4) mit entsprechenden Geometrien über einen entsprechenden Schlüssel hergestellt.

2.2.2 Fernerkundung

Innerhalb des BMBF-Projekts wurden im Rahmen von Spezialbefliegungen Senkrechtaufnahmen der Projektgebiete in Niedersachsen (NSG „Sandtrockenrasen am Biener Busch", Hammer und Wester Schleife, siehe Remy & Zimmermann 2004) in den Jahren 2001 und 2003 sowie der Projektgebiete in Hessen (NSG „Ehemaliger August-Euler-Flugplatz" und „Griesheimer Düne und Eichwäldchen") einmal jährlich während der gesamten Laufzeit des Projekts erstellt. Im Vorfeld der Befliegung wurden bei der Flugplanung die technischen Parameter festgelegt. Die Befliegung wurde mit 60 % Längsüberdeckung (= Überlappungsbereich zweier benachbarter Aufnahmen in Flugrichtung) und 30–40 % Querüberdeckung durchgeführt. Die Kammerkonstante (= Brenn-

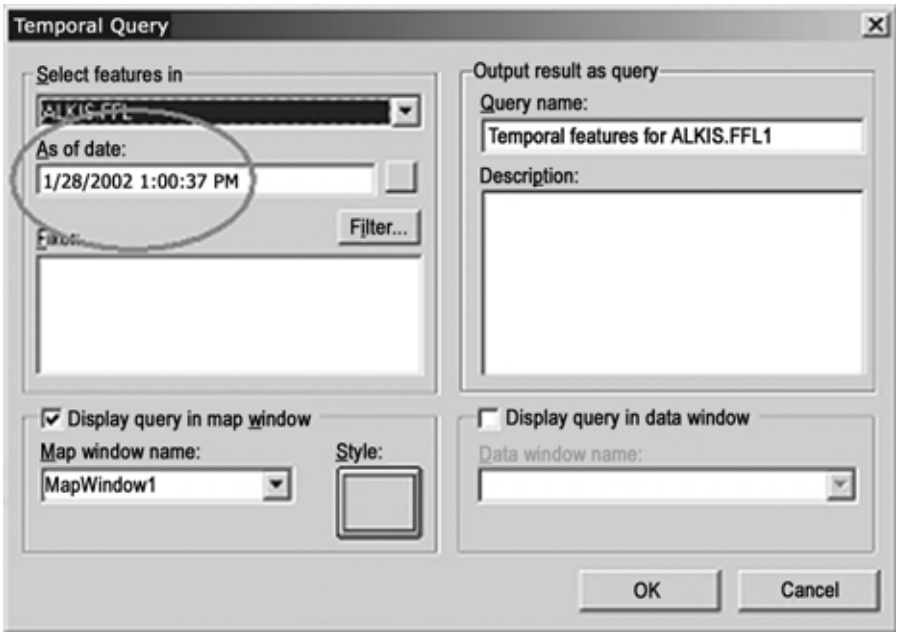


Abb. 3: Benutzeroberfläche des GeoMedia Transaction Managers (GTM).

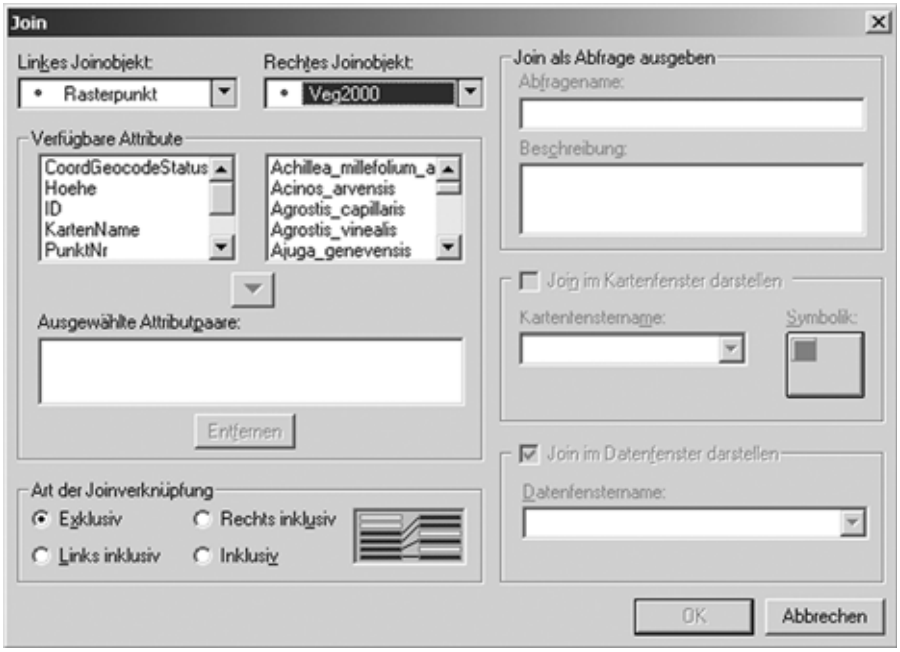


Abb. 4: Datenbankoperation zur Verknüpfung von Geometrie- und Sachdaten.

weite) wurde mit 30 cm (= Normalwinkel) und der Bildmaßstab mit 1:2200 bzw. 1:2500 gewählt. Als Filmart wurde Farbinfrarot gewählt, da hier aufgrund der Informationen aus dem Wellenlängenbereich des Nahen Infrarot die Vitalität der Pflanzen besser dargestellt werden kann und die Farbdifferenzierung im allgemeinen ausgeprägter ist als bei einem Echtfarbenfilm (Kuhn 1994). Die analogen Senkrechtaufnahmen wurden anschließend mit einem Luftbildscanner in einer Auflösung von 25 µm digitalisiert, bevor dann mit der Digitalen Photogrammetrischen Arbeitsstation PHODIS daraus digitale, georeferenzierte Orthophotos mit einer Bodenauflösung von ca. 7,5 cm pro Pixel entstanden sind.

Neben den CIR-Orthophotos wurden weitere Luftbildaufnahmen und Orthophotos der Projektgebiete durch verschiedene Institutionen (Hessisches Landesvermessungsamt und Stadtvermessungsamt Darmstadt) in Schwarz/Weiss (S/W) und in Echtfarbe für das Projekt zur Verfügung gestellt (siehe Abb. 5).

Die S/W-Aufnahmen des Hessischen Landesvermessungsamtes (HLVA) reichen bis in die 30er Jahre des letzten Jahrhunderts zurück und wurden in analoger Form zur Verfügung gestellt, während die aktuellsten Aufnahmen aus der turnusmäßigen Landesbefliegung Hessens stammen. Die Echtfarben-Orthophotos der Darmstädter Gebiete wurden durch das Stadtvermessungsamt Darmstadt im Rahmen der städtischen Milleniumsbefliegung im Jahr 2000 erstellt. Die S/W-Photos und die Echtfarben-Orthophotos dienten dabei primär als Hintergrundinformation über die Entwicklung der Projektgebiete während die Aufnahmen aus der Spezialbefliegung unter definierten Fragestellungen mit spezieller Bildanalysesoftware ausgewertet wurden (siehe Kapitel 2.3.2 und 3.3).

2.3 Datenanalyse und Visualisierung
2.3.1 GIS

Die Analyse von Daten beinhaltet verschiedene Möglichkeiten. Neben Abfragen über Attributwerte, der Definition von Pufferzonen, der Geokodierung von Koordinaten oder Adressen gibt es die Gruppe der räumlichen Abfragen. Hier geht es um Verschneidungen ausgewählter Geometriedaten und daraus resultierend um die Erzeugung neuer Daten. Diese Analysen beziehen sich auf die Lage der ausgewählten Objekte zueinander unter verschiedenen Gesichtspunkten (Schnittmenge, Abstand zu oder von, etc.). Darüber hinaus können Attributwerte für einzelne Eigenschaften, die erst über den Zusammenhang anderer Eigenschaften definiert sind, berechnet werden oder den entsprechenden Objektklassen werden Funktionsattribute (siehe Abb. 6), die den Sachverhalt beinhalten, direkt zugewiesen.

Die Visualisierung beschreibt die kartografische Darstellung der Daten auf dem Bildschirm oder in Karten. Dabei kön-

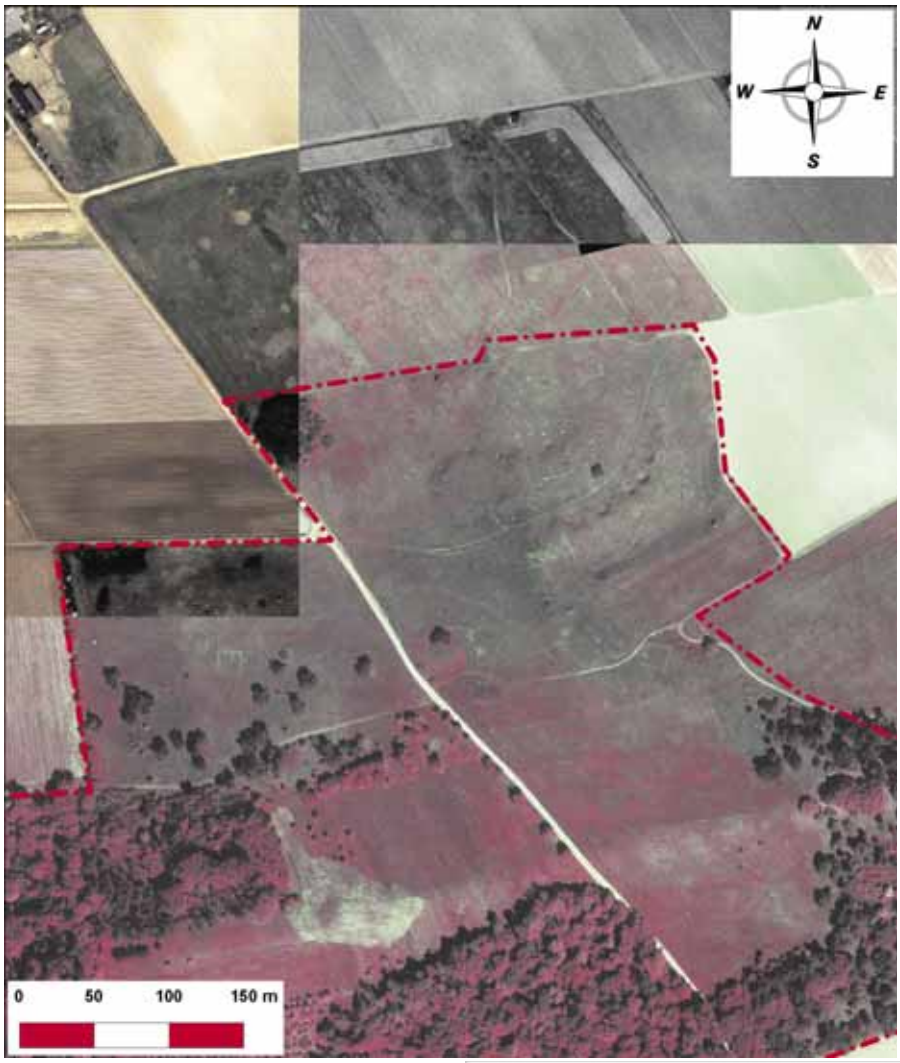


Abb. 5: Mosaik des NSG „Griesheimer Düne und Eichwäldchen" aus unterschiedlichen Orthophotos (Digitales S/W-Orthophoto © Hessisches Landesvermessungsamt Wiesbaden; Echtfarben-Orthophoto © Stadtvermessungsamt Darmstadt und Farbinfrarot-Orthophoto aus der Projektbefliegung).

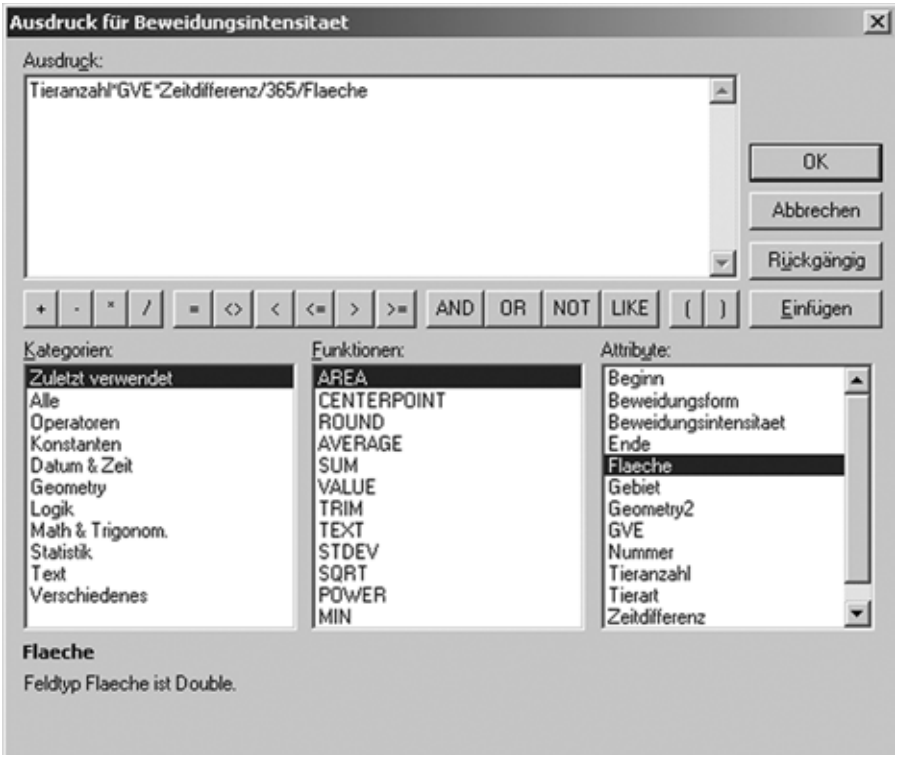


Abb. 6: Berechnung von Attributwerten über Funktionsattribute.

nen verschiedenste Daten übereinander gelegt werden, um entsprechende Sachverhalte zu verdeutlichen. Es können auch thematische Karten über ausgewählte Eigenschaften erstellt werden. Letztendlich eignet sich die kartografische Darstellung auch sehr gut als Ausgangsbasis für neue Analysen/Kombinationen, die für den Anwender erst durch die kartografische Darstellung sichtbar werden.

2.3.2 CIR-Orthophotos

Für die Auswertung der georeferenzierten, digitalen Orthophotos wurde die objektorientierte Bildanalysesoftware eCognition 3.0 der Firma Definiens Imaging eingesetzt. Im Gegensatz zu vergleichbaren Produkten wie ENVI oder Erdas Imagine verfolgt eCognition nicht den klassischen pixelbasierten Ansatz, bei dem die Segmentierung und Klassifizierung rein auf der radiometrischen Information der einzelnen Pixel basiert. Besonders bei hochauflösenden Bilddaten (Auflösung < 1 dm) wird die wichtige semantische Information für die Bildinterpretation nicht durch einzelne Pixel repräsentiert, sondern findet sich vielmehr in homogenen Gebieten wieder, die sich aus benachbarten Pixeln zusammensetzen (Baatz & Schäpe 2000). Nachdem die Rasterdaten in eCognition eingelesen worden sind, erfolgt zunächst die Segmentierung der Daten in homogene Objekte, deren Eigenschaften durch ein Homogenitätskriterium – bestehend aus einem radiometrischen Parameter und einem Formparameter – festgelegt werden. In eCognition können dabei beliebig viele einzelne Kanäle von Rasterdaten oder auch mehrere Bilder gleichzeitig eingelesen werden. Zusätzlich können Vektorlayer hinzugeladen werden, die für den anschließenden Auswerteprozess eingesetzt werden. Nach der Segmentierung werden sämtliche Klassen, in die das segmentierte Bild klassifiziert werden soll, in der Klassenhierarchie erstellt. Für die einzelnen Klassen werden dann manuell Trainingsgebiete (typische Vertreter einer Klasse) ausgewählt und den jeweiligen Klassen zugeordnet. Darüber hinaus können für die Klassen noch weitere, spezifische Kriterien festgelegt werden. Anschließend erfolgt die automatisierte Klassifizierung in die einzelnen Klassen. Je nach Detaillierungsgrad können dann mehrere Klassifizierungsschritte auf unterschiedlichen Skalenebenen durchgeführt werden. Das Bearbeitungsergebnis kann dann vektorisiert werden und im Shape-Format oder als Bilddatei ausgegeben werden. Unter Shapefiles wird das native Datenformat von ArcView (GI-System von ESRI) für Geometriedaten verstanden. Um Analysen der klassifizierten Objekte innerhalb von GM Pro durchzuführen, ist die Vektorisierung der Ergebnisse notwendig. Die vektorisierten Daten im Shape-Format können dann problemlos über eine Datenbankverbindung vom Typ ArcView an das GI-System angebunden werden. Werden die Ergebnisse nur als Hintergrundinformation im GIS genutzt, so genügt ein Export als georeferenziertes Bild. Etwaige statistische Daten, die von eCognition bei der Klassifizierung erzeugt werden, können als Ascii-Datei ausgegeben werden.

3 Ergebnisse

3.1 GI-System

Die Einbindung des GeoMedia Transaction Managers unter GeoMedia Professional erfolgt als Zusatzwerkzeug, das dem Anwender nach der Installation in der Menuleiste von GM Pro als separates Untermenu zur Verfügung steht (siehe Abb. 7).

Der Zugriff auf die zeitliche Komponente von Objekten unter GM Pro wird exklusiv über dieses Untermenü gesteuert, das auf ausgewählte Funktionalitäten des OWM, der die Führung der Historie im DBMS steuert, zugreift. Damit können nicht nur einzelne Zustände eines Objekts zu einem definierten Zeitpunkt auf der Datenverarbeitungsseite durch den GTM visualisiert werden. Vielmehr ist es auch möglich, mit dem GTM alle Zustände innerhalb eines Zeitraumes abzufragen (vgl. 2.1). Durch diese Erweiterung des Standardfunktionsumfangs von GM Pro ist es dem Anwender damit möglich, einen optischen Eindruck der Veränderung der ausgewählten Objekte zu bekommen. Darauf aufbauend kann dann versucht werden, den Prozess der Veränderung zu beschreiben oder zu interpretieren.

Die Möglichkeit, verschiedene Zustände eines Objekts über einen gewissen Zeitraum zu betrachten, ist zunächst rein visuell. Die Entwicklung eines Objekts durch die Software kann hierbei nicht interpretiert werden. Dies obliegt weiterhin dem Anwender, der diese Veränderung z.B. mit Hilfe von Methoden der Geostatistik (vgl. Kapitel 1) auswerten und interpretieren muss.

3.2 Datenintegration

Die Integration von Projektdaten lief auf verschiedenen Ebenen ab. Die Gruppe der Rasterdaten wurde teilautomatisiert in das GI-System eingebunden. Dabei wurden Bilddaten entweder in georeferenzierter Form oder interaktiv integriert. Bei der interaktiven Methode erfolgt die Georeferenzierung der Daten durch den Anwender. Dabei wird die Rasterdatei zunächst manuell an einer beliebigen Stelle des Kartenblatts platziert. Anschließend werden die Eckpunkte des Bildes über Passpunkte auf die korrekte Geoposition transformiert (siehe Abb. 8).

Die Datenbankverbindung zu den Bilddaten ist hierbei vergleichbar mit den Verbindungen zu Datenbanken mit Vektor- oder Sachdaten, wobei die originären Bilder nicht in der Datenbank direkt gespeichert werden. Die Integration von manuellen Kartierungen (Vegetationskarte von Paetz 1999, Kartierungen der Schweineflächen auf dem NSG „AEF“, etc.) erfolgte im Onscreen-Modus. Nach dem Scannen der Vorlagen und der Hinterlegung im System wurden die Vektordaten am Bildschirm abdigitalisiert und in die entsprechenden Objektklassen abgespeichert. Die Georeferenzierung der Vektordaten erfolgt analog zur Methode bei den Rasterdaten, wobei bei der Transformation zwischen einer Affin- und einer Helmert-Transformation gewählt werden kann. Standortdaten von den Gebieten, die im Feld mit Hilfe vermessungstechnischer Geräte (GPS, Tachymeter) erhoben wurden, wurden in Tabellenform aufbereitet und dann an das GI-System angebunden (vgl. 2.2) und in die endgültigen Strukturen überführt.

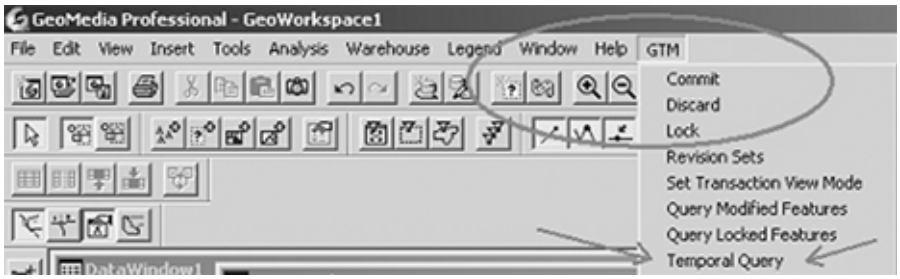


Abb. 7: Menu des GTM unter GM Pro.

Abb. 8: Georeferenzierung von Rasterdaten unter GM Pro.

3.3 Datenanalyse und Visualisierung

3.3.1 Mittlere Beweidungsintensität NSG „GD"

Als komplexes Beispiel für eine Analyse der Projektdaten wird die Erstellung der Thematische Karte über die mittlere Beweidungsintensität (BWI) von 2000 bis 2002 (Zehm & Zimmermann 2004) für das NSG „Griesheimer Düne und Eichwäldchen" (NSG „GD") vorgestellt. Grundlage für diese Analyse bilden die Kartierungen der einzelnen Beweidungsgebiete auf dem NSG „GD" für die Jahre 2000, 2001 und 2002. Die manuellen Kartierungen der Gebiete wurden zunächst gescannt und dann im „Onscreen-Verfahren" digitalisiert. Die erfassten Geometrien wurden pro Jahr jeweils in einer Objektklasse abgespeichert, für die alle nötigen Attribute im Vorfeld definiert wurden (vgl. Abb. 9).

Während der Erfassung der Flächen (Geometrien) wurden parallel alle verfügbaren Attributwerte der jeweiligen Fläche in das System eingepflegt. Im Anschluss an die Datenerfassung wurde im Rahmen der Auswertung zunächst der Formelzusammenhang für die Berechnung der Beweidungsintensität (Zehm 2004) der einzelnen Flächen innerhalb der Objektklasse hergestellt und dem Attribut BWI zugeordnet. Alternativ kann diese Berechnung auch über ein Funktionsattribut der jeweiligen Objektklasse definiert werden und liegt im System dann als Abfrage vor. An dieser Stelle ist es nun möglich, beliebige thematische Karten für die einzelnen Tierarten (Esel, Schaf, Ziege) zu visualisieren. Da sich die einzelnen Flächen teilweise oder vollständig räumlich überschneiden, weil sie im Verlauf des Jahres mehrmals oder zu unterschiedlichen Zeiten beweidet wurden, ist es dem Anwender damit noch nicht möglich, die Intensität der Gesamtfläche über das ganze Jahr bzw. die mittlere Intensität auf dem NSG „GD" pro Jahr zu erkennen. Für diese Zielstellungen wurden sukzessive die Gebiete der einzelnen Tierarten übereinandergelegt, die Differenzflächen und die Überlappungsflächen gebildet und in eine neue Objektklasse überführt. In dieser Objektklasse sind alle Flächen, die innerhalb des Jahres beweidet wurden, genau einmal vorhanden. In Abb. 10 sind alle 19 Einzelflächen aus den räumlichen Verschneidungsoperationen – davon 17 beweidet und 2 unbeweidet – auf der Grundlage des CIR-Orthophotos aus dem Jahr 2000 dargestellt. Dabei sind die beweideten Flächen schwarz umrandet und die unbeweideten Flächen hellblau.

Als weitere Information ist das auf dem NSG „GD" etablierte Rasterpunktsystem eingeblendet, dessen Absteckung in der Örtlichkeit mit Hilfe eines GPS-Gerätes erfolgte. Die Maschenweite des Rasters beträgt grundsätzlich 50 Meter. Dabei ist um jeden der Rasterpunkte ein Kreis mit einem Radius von 5 Metern eingezeichnet, in dem für jeden Rasterpunkt pro Jahr (2000 bis 2003) eine Vegetationsaufnahme nach Braun-Blanquet vorliegt (siehe Schwabe et al. 2004 a,b). Für jede der Flächen der neuen Objektklasse wurde dann der entsprechende Wert der Beweidungsintensität berechnet und zugewiesen. Bei der Berechnung wurde die Intensität pro Jahr ermittelt. Das Ergebnis dieser Analyse ist in Abb. 10 als Thematische Karte visualisiert, wobei Flächen mit einer geringen BWI einen kleinen grünen Punkt haben, während die Darstellung bei steigender BWI sukzessive vom Grünen ins Rote übergeht.

Die mittlere Beweidungsintensität liegt im Durchschnitt zwischen 0 und 1. Spitzenwerte von größer eins werden nur auf 3 der 19 Flächen erreicht. Die Größe der Flächen aus den Verschneidungsoperationen liegt zwischen 0,09 und 2,1 Hektar. Aus den 19 Teilflächen wurden insgesamt zwei Flächen herausgegriffen. Die große, unbeweidete Fläche im nördlichen Teil und die nordöstlichste, beweidete Teilfläche. Die beweidete Teilfläche mit einer mittleren Beweidungsintensität zwischen 0,2 und 0,4 wurde extensiv beweidet. Diese beiden Teilflächen wurde jeweils aus den Orthophotos 2000 und 2003 isoliert und getrennt mit eCognition bearbeitet. Die Vektoren aus der Segmentierung und Klassifizierung wurden nach der Bearbeitung in das Shape-Format exportiert und unter GM Pro über den ArcView-Datenserver wieder eingebunden.

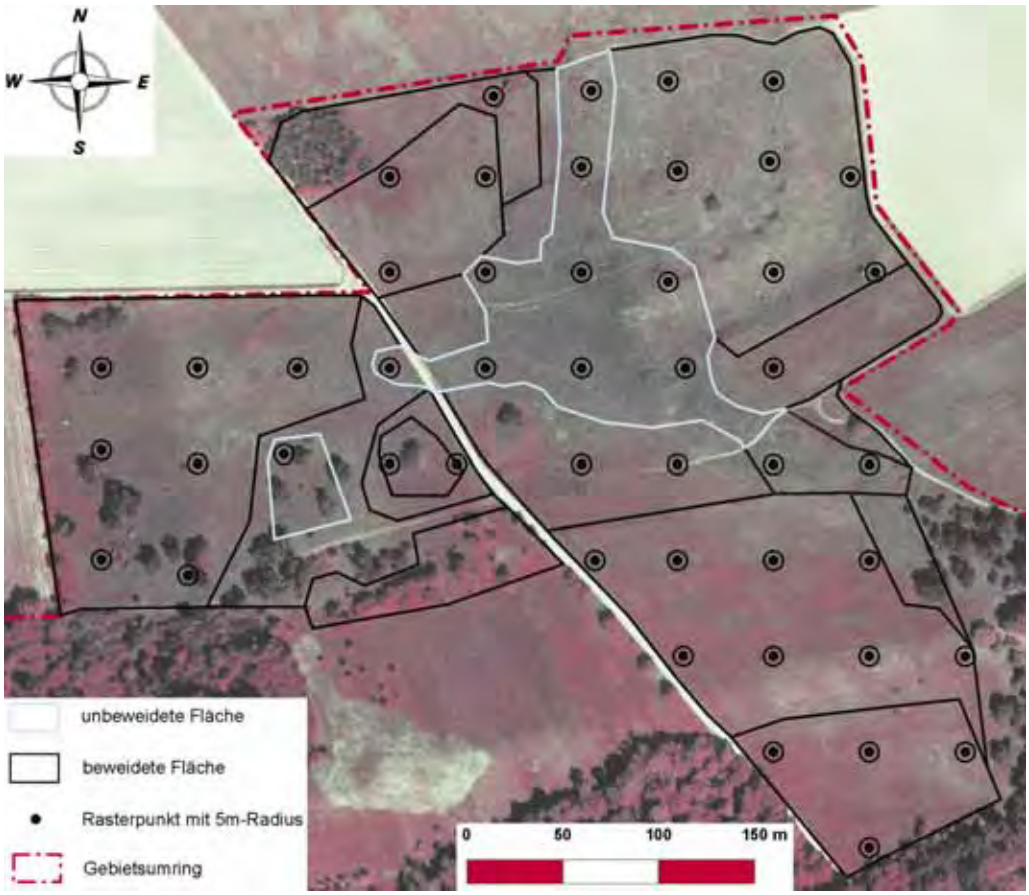


Abb. 9: Beweidungsgrenzen im NSG „Griesheimer Düne und Eichwäldchen" mit Rasterpunktsystem.

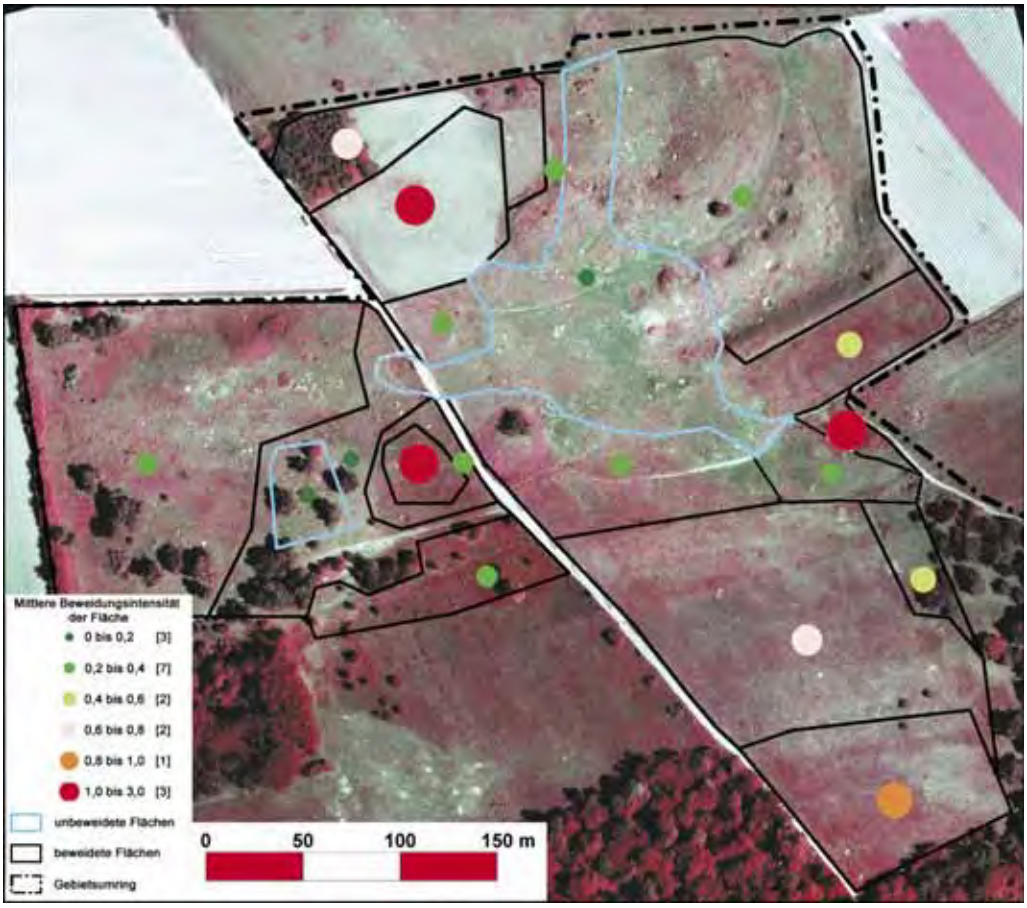


Abb. 10: Thematische Darstellung der Mittleren Beweidungsintensität pro Jahr (Zeitraum 2000 bis 2002).

In Abb. 11 sind die Ergebnisse für das Jahr 2000 und 2003 gegenübergestellt.

Betrachtet man die unbeweidete Fläche, so hat sich die Struktur über den gesamten Zeitraum von drei Jahren nicht wesentlich verändert. Die Fläche mit einer Größe von ca. 1,403 Hektar weist im Jahr 2000 einen Rotanteil von 26,72 Prozent auf, der im Jahr 2003 geringfügig niedriger bei 26,46 Prozent liegt. Der Weissanteil steigt von 0,84 Prozent im Jahr 2000 auf 1,84 Prozent in 2003 und der Grünanteil bleibt mit 71,75 Prozent in 2003 gegenüber 72,45 Prozent in 2000 ebenfalls nahezu unverändert. Die Teilfläche im Nordosten mit einer Größe von 1,810 Hektar, die extensiv beweidet wurde, zeigt hingegen eine deutliche Zunahme des Rotanteils von 22,3 auf 27,5 Prozent der gesamten Teilfläche. Ebenfalls angestiegen ist der Weissanteil von ca. einem Prozent (ca. 180 m^2) auf zwei Prozent (ca. 370 m^2).

Es ist also sehr gut zu erkennen, wie sich horizontale Vegetationsstrukturen unter dem Einfluss der Beweidung verändern, während die Struktur der Fläche, die der natürlichen Sukzession ausgesetzt ist, in dem ökologisch kurzen Zeitraum von vier Vegetationsperioden (2000 bis 2003) kaum eine Veränderung erfährt.

Im südlichen Teil der Griesheimer Düne ist an zwei Teilflächen ein weiterer Effekt visualisiert, der sich aus der ehemaligen Nutzung der Gebiete ergibt. In den Geobasisdaten des Amtlich Topographisch-Kartographischen Informationssystem (ATKIS) wird die Nutzungsart der einzelnen Gebiete geführt. Die ATKIS-Daten wurden für die Griesheimer Düne mit den Beweidungskarten überlagert. Der offene Teil des NSG „GD" ist bis auf zwei kleine Gebiete, die als Ackerflächen genutzt wurden, als Grünfläche ausgewiesen. Den Verlauf der beiden ehemaligen Ackerflächen kann man allerdings noch gut wiedererkennen. Im linken Teil von Abb. 12 sind in gelber Farbe die beiden ehemaligen Ackerflächen innerhalb der beweideten Flächen dargestellt.

Insbesondere der Verlauf bzw. die Struktur der südlichen Ackerfläche lässt sich im klassifizierten Bild wiedererkennen. So liegt es hier nahe, dass das Ergebnis der Klassifizierung unter anderem mit der ehemaligen Nutzung der Fläche zusammenhängt. Die beiden Beispiele auf dem NSG „GD" zeigen deutlich die Wirkung auf die horizontale Vegetationsstruktur durch Faktoren wie Beweidung (Eingriff von außen) oder ehemalige Nutzung, wobei die ehemalige Nutzung mehr den Linienverlauf von Strukturen bestimmt während sich Beweidung in einer Änderung der flächigen Anteile bemerkbar macht.

3.3.2 Entwicklung der Artenzahlen von Therophyten auf der Griesheimer Düne

Nachdem nun gezeigt wurde, dass die Beweidung einer Fläche eine Zunahme des Rotanteils in den CIR-Aufnahmen zur Folge hat, wird nun exemplarisch die Entwicklung der Artenzahlen von Therophyten (Einjährigen), die an den Rasterpunkten der Griesheimer Düne im Rahmen der Vegetationsaufnahme nach Braun-Blanquet (siehe Schwabe et al. 2004a) erhoben wurden, betrachtet, um zu beurteilen, ob auch hier signifikante Effekte durch Beweidung zu erkennen sind.

In Abb. 13 wird die Artenzahl respektive deren Veränderung über die Zeit für die Jahre 2000, 2001 und 2002 dargestellt (chronologisch von links nach rechts). Die Anzahl der Therophytenarten wird dabei durch einen Kreis symbolisiert, dessen Größe und Farbton von der Artenzahl abhängt. Je mehr Arten an einem Rasterpunkt gefunden wurden, desto größer und dunkler ist das entsprechende Kreissymbol. Technisch wurde zunächst eine Pufferzone um den jeweiligen Rasterpunkt gebildet, deren Radius (in Metern) sich aus der Anzahl der gefundenen Arten ergab. Anschließend wurde die thematische Darstellung über die Anzahl der Therophytenarten in GM Pro erzeugt, die über insgesamt fünf Klassen (0 bis 5 Arten; 5 bis 10; 10 bis 15; 15 bis 20 und 20 bis 30) verfügt. Betrachtet man nun die Zeitreihe von 2000 bis 2002, fällt bereits in der grafischen Darstellung auf, dass die Artenzahl offenbar insbesondere in den beweideten Teilflächen stark ansteigt, während in den zwei unbeweideten Teilflächen die Artenzahl stagniert bzw. leicht abnimmt. Die Zahlen aus den dazugehörigen Tabellen belegen diesen Eindruck. Im Jahr 2000 finden sich durchschnittlich 11 Therophyten-Arten auf einer beweideten Rasterpunktfläche gegenüber 10 Arten auf einer unbeweideten Fläche. Dieses Verhältnis verändert sich im Jahr 2001 auf 11:7 Arten (beweidet : unbeweidet) und im Jahr 2002 auf 16: 8 Arten. Die Artenzahl der Einjährigen wächst von 2000 bis 2002 auf den beweideten Teilflächen um durchschnittlich fünf an, während sie auf den unbeweideten Teilflächen um durchschnittlich eine Art abnimmt.

Stellt man diese Erkenntnis der Karte der mittleren Beweidungsintensität gegenüber und greift dabei die Teilfläche mit der höchsten Intensität heraus (Bildmitte, westlich des Weges in Abb. 10), so ist festzustellen, dass hier auch die Zunahme der Artenzahl von Therophyten von 2000 bis 2002 am größten ist. Diese steigt von sechs Arten im Jahre 2000 über elf Arten in 2001 auf schließlich 17 Arten im Jahr 2002 an. Die durchgeführte Berechnung der Korrelation zwischen der Anzahl der Therophytenarten und der mittleren BWI auf der jeweiligen Rasterfläche ergab eine schwache Korrelation des BWI mit der Artenzahl von 0,25 im Jahr 2000, die kontinuierlich auf 0,4 im Jahr 2002 ansteigt. Man kann also feststellen, dass die Intensität der Beweidung ebenfalls einen Einfluss auf das Vorkommen einzelner Pflanzenarten hat.

3.3.3 Entwicklung der Streudeckung auf der Griesheimer Düne

Als ein zweites Beispiel der Visualisierung attributiver Daten, die an den Rasterpunkten auf dem Gebiet der Griesheimer Düne erhoben wurden, wird die Entwicklung der Streudeckung an den Rasterpunkten von 2000 bis 2002 in Abb. 14 gezeigt. Die prozentuale Veränderung der Streudeckung wird in der thematischen Darstellung wie im Beispiel in 3.3.2 mit Hilfe von Kreisen symbolisiert, deren Größe ein Maß für die Stärke der Veränderung angibt, während die Farbgebung zusätzlich zwischen einer positiven Veränderung (Zunahme der Streudeckung in Rot) und einer negativen Veränderung (Abnahme der Streudeckung in Grün) differenziert.

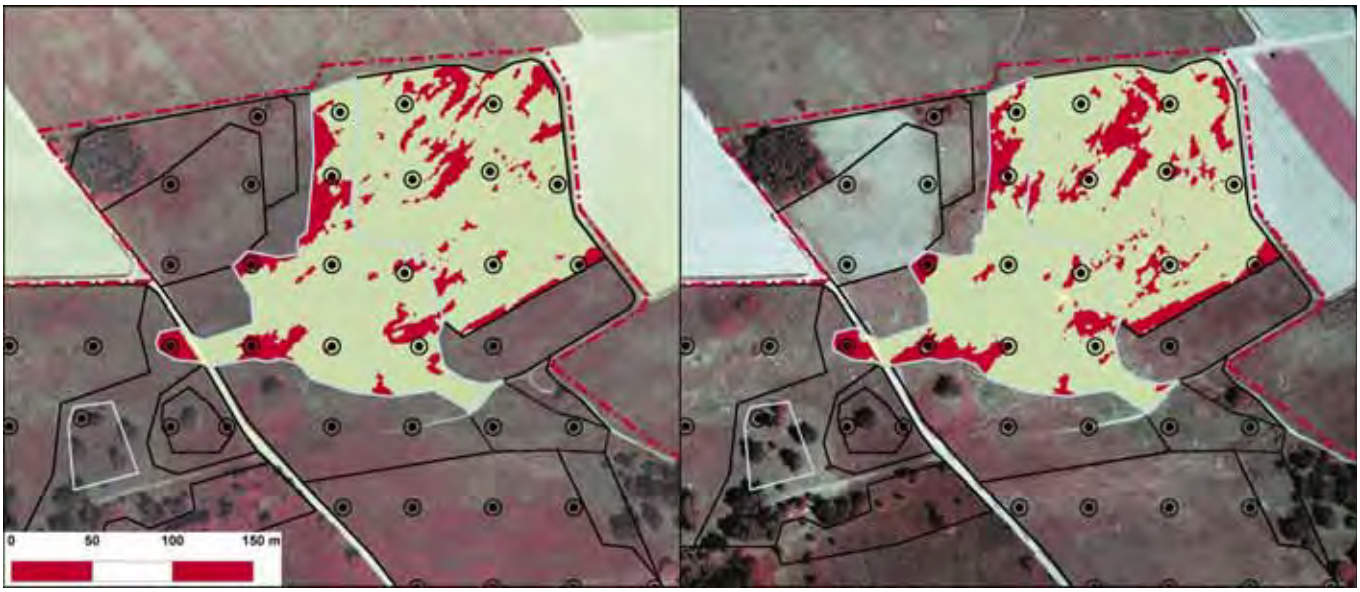


Abb. 11: Klassifizierungsergebnis aus eCognition unter GM Pro (links: Jahr 2000, rechts: Jahr 2003).

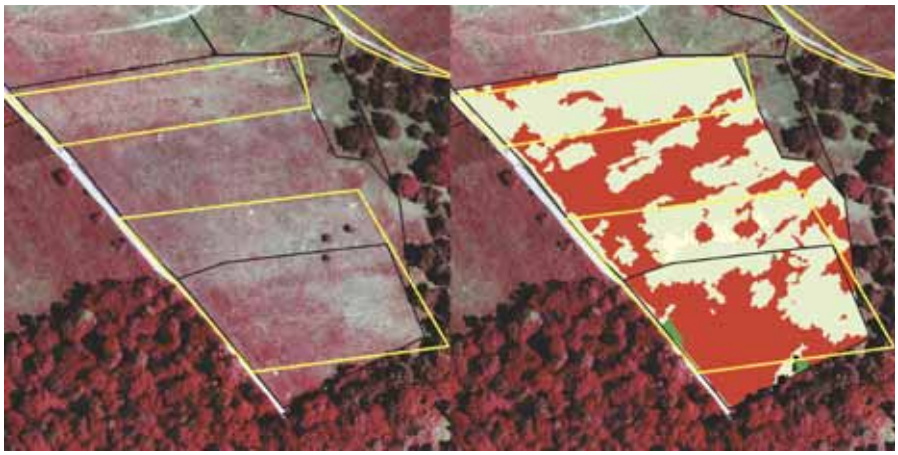


Abb. 12: Überlagerung der Klassifizierung mit Nutzungsarten aus ATKIS.

Abb. 13: Thematische Karte der Artenzahlen von Therophyten 2000, 2001 und 2002.

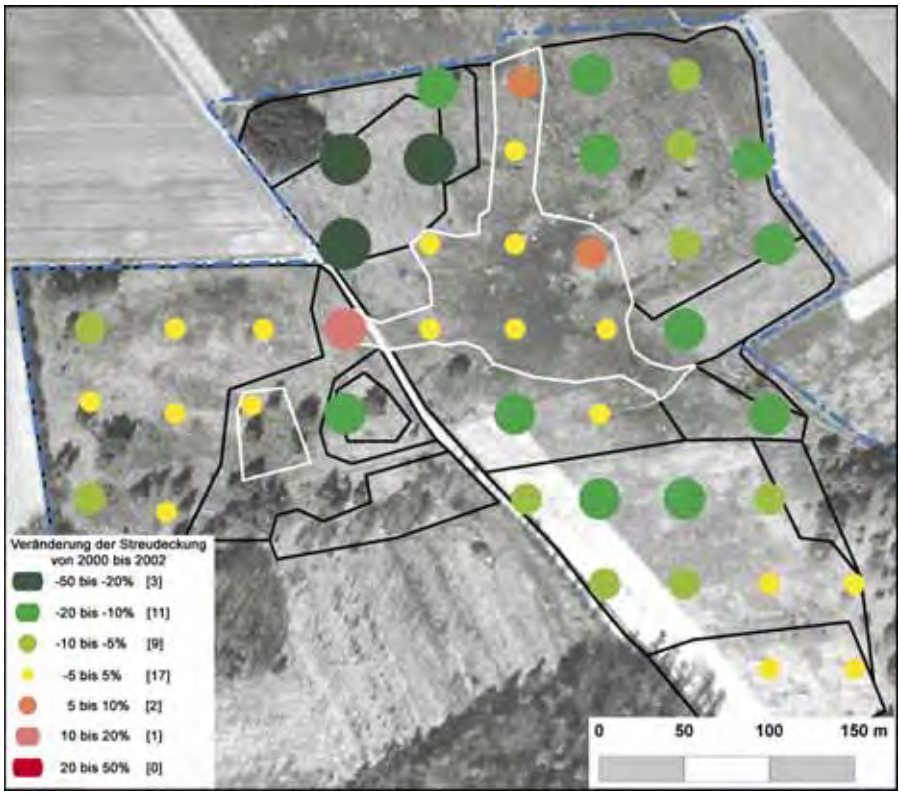


Abb. 14: Thematische Karte der Entwicklung der Streudeckung von 2000 bis 2002.

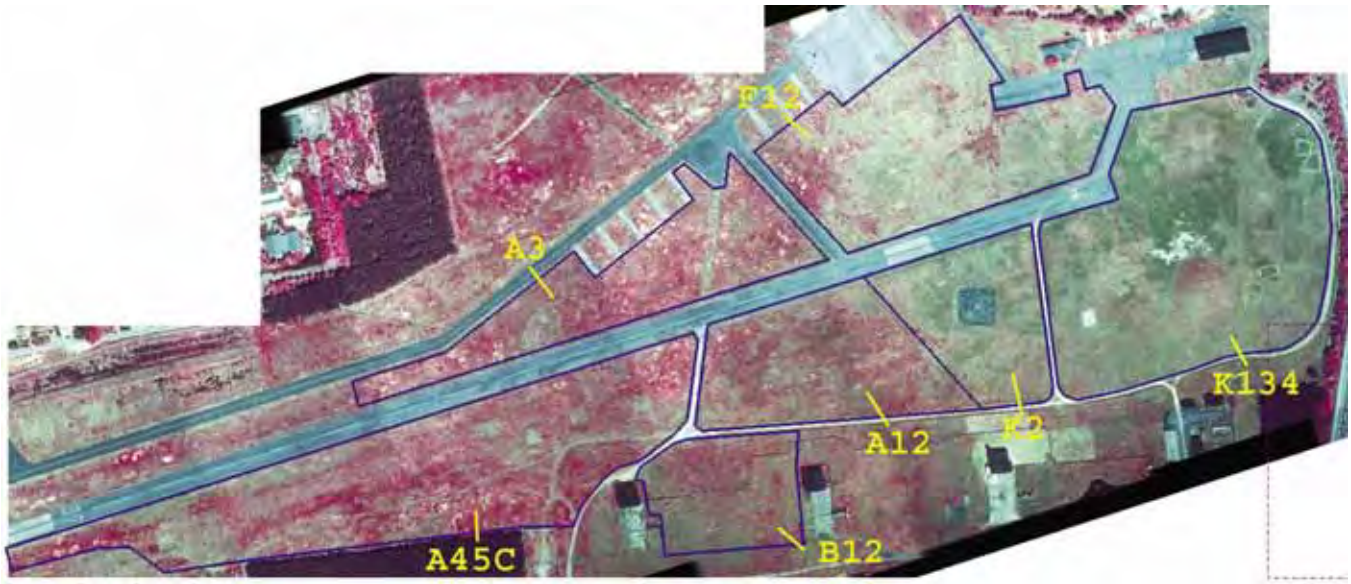


Abb. 15: CIR-Orthophoto des NSG „Ehemaliger Euler Flugplatz“ (Jahr 2001) mit „Weidekorbkoppeln“.

Wie in Zimmermann & Renninger (2004) bereits gezeigt wurde, besteht zwischen der Streudeckung und der Helligkeit der CIR-Orthophotos ein Zusammenhang. In Abb. 14 kann man nun sehr schön sehen, dass es auch einen Zusammenhang zwischen der Beweidung und der Streudeckung gibt. Insbesondere in den Gebieten mit der höchsten Beweidungsintensität (> 1) ist von 2000 bis 2002 auch der größte Rückgang von Streudeckung zu erkennen. So sind z. B. in der nördlichen Teilfläche, die westlich an die unbeweidete Teilfläche grenzt, Rückgänge von 25 bis 50 % auf den Rasterpunktflächen zu verzeichnen. Die einzigen signifikanten Zunahmen der Streudeckung von 10 bis 15 % (insgesamt an drei Rasterpunktflächen) finden sich auf der unbeweideten Teilfläche wieder.

Die Veränderungen auf dem größten Teil der unbeweideten Fläche zeigt nur geringfügige Änderungen zwischen –5 und +5 %. Eine signifikante Abnahme ist auf der unbeweideten Fläche nicht festzustellen.

3.3.4 Zusammenhang zwischen oberirdischer Phytomasse und CIR-Orthophotos

Im Gebiet des Ehemaligen August-Euler-Flugplatzes wurde der Zusammenhang zwischen der oberirdischen Phytomasse, die unter den Weidekörben geerntet wurde (siehe Mährlein 2004), und den CIR-Orthophotos für die Jahre 2000 und 2001 untersucht. Die These hierbei ist, dass produktivere Flächen (also Flächen mit hoher Phytomasse) sich in den CIR-Orthophotos durch einen höheren Rotanteil auszeichnen. Dabei wurden im Gebiet insgesamt sieben Bereiche definiert, die den Hauptgruppen der Vegetationskomplexe entsprechen (siehe Abb. 15).

Jeder dieser sieben Flächen war – bis auf eine Ausnahme – mit mindestens acht Weidekörben versehen. Bei der statistischen Auswertung wurde speziell der Zusammenhang zwischen der geernteten Phyto-Trockenmasse (Stoppelhöhe) ohne Wasser (Einheit: Gramm) und den roten Flächenanteilen, die mit Hilfe von eCognition ermittelt wurden, untersucht. Dazu wurden die Phytomassewerte der Weidekörbe auf der jeweiligen Fläche gemittelt. Der Mittelwert wurde dann stellvertretend für die jeweilige Fläche benutzt. Dabei zeigte sich sowohl im Jahr 2000 wie auch im Jahr 2001 jeweils ein signifikanter Zusammenhang zwischen den untersuchten Größen, so dass man feststellen kann, dass mit zunehmender Phytomasse der Anteil der roten Flächen ebenfalls zunimmt. In Abb. 16 wird dieser Zusammenhang grafisch wiedergegeben. In beiden Graphen (links: 2000 und rechts: 2001) wurden die Regressionsgeraden eingezeichnet, die für beide Jahre nahezu identisch sind und lediglich geringfügig parallel verschoben sind.

Dabei ist zu berücksichtigen, dass der Stichprobenumfang mit jeweils Sieben pro Jahr zwar relativ gering ist, die Werte der Bestimmtheitsmaße für beide Auswertungen mit 0,7684 für das Jahr 2000 und 0,8564 im Jahr 2001 jedoch deutliche Aussagen machen. Für die Ermittlung der Produktivität wurden die sieben Flächen in drei Gruppen zusammengefasst. Gruppe 3 besteht aus den Flächen A3 und A45C (ruderalisiertes Armerion), Gruppe 2 aus den Flächen aus F12, A12, B12 (Armerion, *Festuca ovina* agg.-Bestände, *Artemisia campestris*-Bestände) und Gruppe 1 aus K2 und K134 (Koelerionfläche, siehe dazu Schwabe et al 2004). Die statistische Auswertung für die Jahre 2000 bis 2002

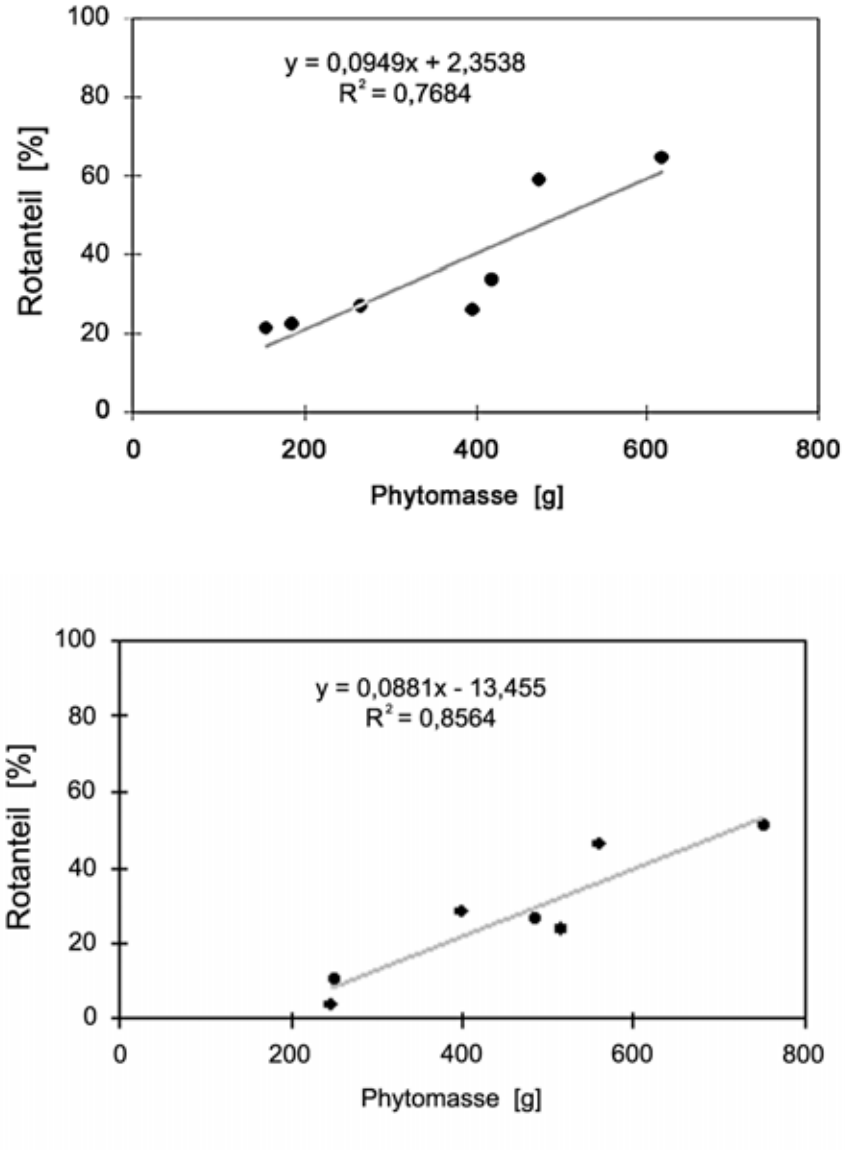


Abb. 16: Korrelation zwischen der oberirdischen Phytomasse und den Rotanteilen für 2000 und 2001.

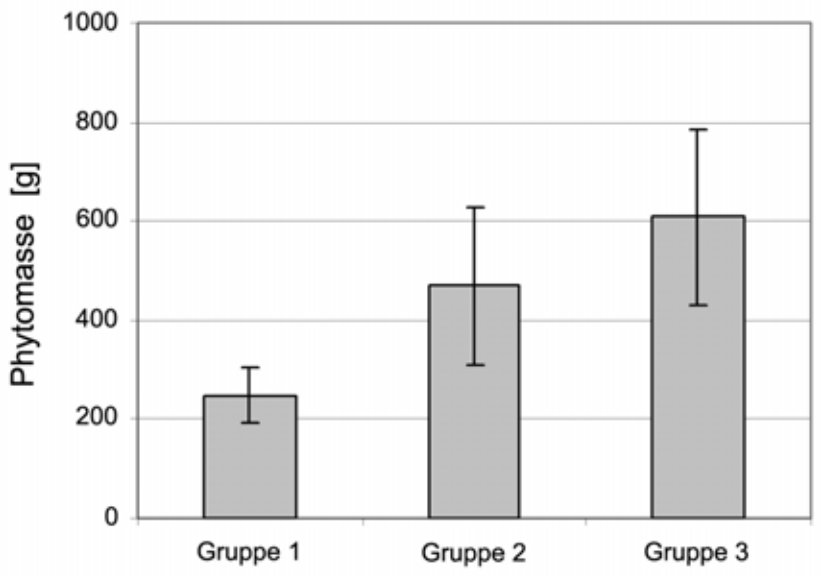


Abb. 17: Durchschnittliche oberirdische Phytomasse der Gruppen 1 bis 3.

ergab dabei, dass alle drei Gruppen signifikant voneinander verschieden sind (Tukey-HSD-Test). Die Phytomasse der Gruppen nimmt von West nach Ost ab. Die Entwicklung in den einzelnen Gruppen 1 bis 3 verläuft unterschiedlich. In Gruppe 3 nimmt die Phytomasse kontinuierlich von durchschnittlich 586 Gramm im Jahr 2000 bis auf ein Mittel von 641 g zu, während in den Gruppen 1 und 2 jeweils ein kräftiger Anstieg von 2000 nach 2001 zu verzeichnen ist, der in 2002 wiederum bis auf das Niveau von 2000 zurückgeht. Das Verhältnis der Phytomasse zwischen den einzelnen Gruppen kann in Abb. 17 beurteilt werden, die die Mittelwerte der geernteten Phytomasse in den Gruppen 1 bis 3 im Jahr 2001 zeigt. Die Untersuchung über den Rotanteil und der Phytomasse erfolgte jeweils getrennt für das Jahr 2000 und für 2001, da verschiedene Faktoren (Wetter, Bildmaterial, etc.) dazu führten, dass die Bilder aus unterschiedlichen Jahren immer etwas unterschiedlich aussehen, so dass eine gemeinsame Auswertung von Aufnahmen aus verschiedenen Jahren nicht sinnvoll ist.

4 Diskussion

Mit den gewählten Komponenten des GI-Systems konnten die systemtechnischen Anforderungen an die Datenhaltung und die Datenverarbeitung erfüllt werden. Durch die Möglichkeit mit Hilfe des DBMS die Historie von Geo-Objekten zu führen und der Unterstützung dieser Funktionalität durch den GI-Client können verschiedene Zustände der Objekte gemeinsam oder separat visualisiert und analysiert werden. Es kann also zwischen verschiedenen zeitlichen Zuständen des Systems navigiert werden und die Funktionalität des GI-System geht an dieser Stelle über den konventionellen Funktionsumfang hinaus. Die Darstellung in GM Pro ist allerdings auf die beiden räumlichen Dimensionen X und Y beschränkt. Die dritte räumliche Dimension (Höhe) wird hier attributiv geführt. Ihre Darstellung kann nur indirekt (z. B. mit Hilfe von Höhenlinien) erfolgen. Die Interpretation verschiedener Zustände in Form von Trends und – darauf aufbauend – die Extra- oder Interpolation dieser Trends ist nicht trivial zu lösen. Betrachtet man als Beispiel einmal die CIR-Orthophotos, so geben diese genau den Zustand zu einem Zeitpunkt wieder. Hieraus ist zunächst keine differenzierte Aussage über die Entwicklung der Flächen – abgesehen vom linearen Trend, der durch die Differenz zweier Zustände ermittelt werden kann – zwischen zwei Aufnahmezeitpunkten möglich. Hierzu können Methoden der Geostatistik (z. B. Kriging) genutzt werden. Hierunter wird die Anwendung der Formalismen von Zufallsfunktionen auf die Erkundung und Schätzung natürlicher Phänomene verstanden. Dabei werden vornehmlich Parameter nicht beprobter Stellen mit Hilfe benachbarter Messwerte geschätzt (Hunner 2000). Die Zusammenhänge zwischen einzelnen manuellen Datenerhebungen (z. B. Phytomasse unter den Weidekörben) und den CIR-Orthophotos sowie insbesondere auch zwischen der Wirkung von Beweidung auf die Vegetationsstruktur konnten hergestellt werden. So gibt es signifikante Zusammenhänge zwischen den Rotanteilen und der geernteten Phytomasse (vgl. 3.3.4) und es lassen sich Beweidungseffekte in den CIR-Orthophotos erkennen (Zimmermann & Renninger 2004).

Die Wichtigkeit des breiten Spektrums an raumbezogenen Daten lässt sich sehr gut an den Auswertungen aus den Kapitel 3.3.1, 3.3.2 und 3.3.3 aufzeigen. Die beiden beweideten Teilflächen im Süden der Griesheimer Düne zeigen in der Auswertung mit eCognition Strukturen, deren Verlauf sich – zumindest teilweise – erst durch die Überlagerung mit den Nutzungsarten aus ATKIS plausibel begründen lässt. Ebenso kann man in der Darstellung der Artenzahl von Therophyten an den Rasterpunktflächen der Griesheimer Düne auf Basis der Thematischen Karte über die mittlere Beweidungsintensität in diesem Gebiet sehr gut einen weiteren Zusammenhang zwischen der Beweidung und der Vegetationsuntersuchungen belegen.

Um nun aus diesen Ergebnissen – speziell denen mit eCognition – Trends abzuleiten und aussagekräftige Prognosen für die Entwicklung von roten Flächenanteilen oder offenen Stellen infolge der Beweidung zu machen, ist die verfügbare Anzahl an CIR-Orthophotos mit bisher drei Aufnahmen (2001 bis 2003) zu gering. Insbesondere, wenn man dabei berücksichtigt, dass die klimatischen Bedingungen im letzten Jahr (2003) aufgrund der extremen Hitze und Trockenheit nicht „typisch" waren.

Anzumerken ist, dass viele Fragestellungen mit Hilfe eines GI-Systems beantwortet und neue Erkenntnisse gewonnen werden können, aber nicht alle Bereiche

können von jeder Systemkonstellation hinreichend bedient werden. Liegt die Aufgabenstellung für das System bspw. im Bereich einer turnusmäßigen Überwachung (Monitoring) großflächiger Gebiete mit kurzen zeitlichen Wiederholungsraten, so limitiert der zeitliche Faktor das Datenspektrum auf digitale Bilddaten. Für eine solche Aufgabe werden rasterbasierte Systeme, alleine aufgrund Ihrer umfangreicheren Möglichkeiten zur Analyse der Daten, die besseren Vorzüge haben. Künftig werden – in Konkurrenz zur klassischen Luftbildphotogrammetrie – digitale Fernerkundungsdaten satellitengetragener Systeme (Quickbird, Ikonos, Spot oder Landsat-TM, siehe dazu teilweise Blaschke 2002) eine immer wichtigere Rolle für ökologische Fragestellungen einnehmen, da die Bodenauflösung der Systeme immer besser wird (aktuell unter 1 Meter pro Pixel) und die elektromagnetische Strahlung der Erdoberfläche viel differenzierter durch getrennte Kanäle erfasst wird und deutlich über den Bereich herkömmlicher Luftbildaufnahmen hinausreicht.

Danksagung

Für die Unterstützung dieser Arbeit möchte ich dem Bundesministerium für Bildung und Forschung (BMBF) danken. Für die Betretungserlaubnis der Gebiete danke ich dem Regierungspräsidium Darmstadt (Obere Naturschutzbehörde) sowie dem Landkreis Emsland. Für die großzügige Unterstützung des Projektmoduls E: Geografische Informationssysteme in Form von Datenbereitstellung danke ich dem Katasteramt Darmstadt, dem Stadtvermessungsamt Darmstadt, dem Hessischen Amt für Landesvermessung, dem Hessischen Landesamt für Umwelt, dem Katasteramt Meppen sowie dem Landesamt für Geoinformation Niedersachsen. Besonders bedanken möchte ich mich auch bei V. Renninger und K. Suess für die Unterstützung bei der Auswertung der Daten sowie bei K. Pönitzsch und M. Stroh für Ihre Unterstützung bei diversen Vermessungsarbeiten in den Projektgebieten. Prof. Dr. H. Schlemmer und Dr. R. Seuss danke ich für die Unterstützung bei der Entstehung des Artikels. Abschließend möchte ich besonders Dr. A. Zehm für die intensiven Diskussionen danken.

Literatur

Albertz, J., 2001: Grundlagen der Interpretation von Luft- und Satellitenbildern: Einführung in die Fernerkundung. - 2. überarbeite. und ergänzte Auflage, Wissenschaftliche Buchgesellschaft, Darmstadt.

Asshoff, M. & Breckling, B., 1996: Modellbildung und Simulation im Projektzentrum Ökosystemforschung: Ökosysteme und ökologische Prozesse im Bereich der Bornhöveder Seenkette. - Band 4, Verein zur Förderung der Ökosystemforschung zu Kiel e.V., Kiel.

Baatz, M. & Schäpe, A., 2000: Multiresolution Segmentation – an approach for high quality multi-scale image segmentation. - In: Strobl, J., Blaschke, T., Griesebner, G. (Hrsg.): Angewandte Geographische Informationsverarbeitung XII, Wichmann Verlag, Heidelberg, 12-23.

Bähr, H.-P. & Vögtle, T., 1998: Digitale Bildverarbeitung: Anwendung in Photogrammetrie, Kartographie und Fernerkundung. - Wichmann Verlag, Heidelberg.

Bartelme, N., 2000: Geoinformatik: Modelle, Strukturen, Funktionen. - 3. erweiterte und aktualisierte Auflage, Springer Verlag, Heidelberg.

Bill, R., 1999: Grundlagen der Geo-Informationssysteme, Band 1: Hardware, Software und Daten. - Wichmann Verlag, Heidelberg.

Bill, R., 1999: Grundlagen der Geo-Informationssysteme, Band 2: Analyse, Anwendungen und neue Entwicklungen. - Wichmann Verlag, Heidelberg.

Bisseck, P., 2000: Modellierung und Verwaltung zeitbezogener Informationen in relationalen Datenbanken: Konzepte und Sprachen. - Dissertation, Rheinische Friedrich-Wilhelms-Universität Bonn.

Blaschke, T., 2002: Fernerkundung und GIS: Neue Sensoren – innovative Methoden. – Wichmann Verlag, Heidelberg.

Blaschke, T., 1999: Umweltmonitoring und Umweltmodellierung: GIS und Fernerkundung als Werkzeuge einer nachhaltigen Entwicklung. - Wichmann Verlag, Heidelberg.

Buhmann, E.; Nothhelfer, U. & Pietsch, M., 2002: Trends in GIS and Virtualization in Environmental Planning and Design. - Proceedings at Anhalt University of Applied Sciences 2002, Wichmann Verlag, Heidelberg.

Buhmann, E. & Ervin, S., 2003: Trends in Landscape Modeling, Proceedings at Anhalt University of Applied Sciences 2003. - Wichmann Verlag, Heidelberg.

Candy, J., 1995: Development of a Prototype Temporal Geographic Information System. - Diplomarbeit unveröffentlicht, Simon Fraser Universität, Burnaby, Kanada.

Definiens, 2000: eCognition – object oriented image analysis. - User Guide, München.

Egenhofer, M.J., Golledge, R.G., 1998: Spatial and Temporal Reasoning in Geographic Information Systems. - Oxford University Press, New York.

Gähler, M., 2000: GIS-basierte Biotoptypenklassifikation auf Grundlage von multispektralen HRSC-A-Scannerdaten – Untersuchung der Einsatzmöglichkeiten am Beispiel der Elbinsel Pagensand. - Diplomarbeit, Universität Osnabrück.

Hunner, G., 2000: Einführung in die Geostatistik, Kriging: Schritt für Schritt, Workshop auf dem XII. AGIT-Symposium, Salzburg.

Intergraph, 2001: Installation, Demonstration and User Guide for GeoMedia Transaction Manager.

Kraus, K., 1997: Photogrammetrie, BAND 1 – Grundlagen und Standardverfahren. - Dümmlers Verlag, Bonn.

Kraus, K., Schneider, W., 1988: Fernerkundung, Band 1 – Physikalische Grundlagen und Aufnahmetechniken. - Dümmlers Verlag, Bonn.

Kuhn, G., 1995: Erprobung von Fernerkundungs-Methoden für die Dauerbeobachtung der Vegetation im Wurzacher Ried, Tagungsband.

Langran, G., 1993: Time in Geographic Information Systems. - Taylor & Francis, London.

Mährlein, A., 2004: Agrarwirtschaftliche Untersuchungen in „neuen Hudelandschaften" bei naturschutzkonformer Extensivbeweidung mit Rindern und Schafen. - In: Beweidung und Restitu-

tion als Chancen für den Naturschutz? NNA-Ber. 17, H.1, 191-203.

Medak, D., 1999: Lifestyles – A Paradigm for the Description of Spatiotemporal Databases. - Dissertation, Technische Universität Wien.

Meidow, J., 2000: Gemeinsame Segmentierung und Interpretation digitaler Luftbilder mit Hilfe der Bayes-Statistik, Dissertation). - Shaker Verlag, Aachen.

Molenaar, M. De Hoop, S., 1994: Advanced Geographic Data Modelling, Spatial Data Modelling and Query Languages for 2D and 3D Applications. - Meinema B. V, Delft.

Niehmann, H., 1989: Pattern Analysis and Understanding. - Second Edition, Springer Verlag, Heidelberg.

Oracle, 2001: Oracle Spatial – User Guide and Reference, Release 9.0.1.

Ott, T., Swiaczny, F., 2001: Time-Integrative Geographic Information Systems, Management and Analysis of Spatio-Temporal Data. - Springer Verlag, Heidelberg.

Raper, J., 2000: Multidimensional Geographic Information Science. - Taylor & Francis, New York.

Remy, D. & Zimmermann, K., 2004: Restitution einer extensiven Weidelandschaft im Emsland: Untersuchungsgebiete im BMBF-Projekt „Sand-Ökosysteme im Binnenland". - In: Beweidung und Restitution als Chancen für den Naturschutz? NNA-Ber. 17, H.1, 27-38.

Scholle, D., 1997: GIS-gestützte Zusammenführung vegetationskundlicher, bodenkundlicher und nutzungsbezogener Daten zu einem landschaftsökologischen Indikationsverfahren, Band 21, Verein zur Förderung der Ökosystemforschung zu Kiel e.V., Kiel.

Schwabe, A., Zehm, A., Nobis, M., Storm, C. & Süß, K., 2004: Auswirkungen von Schaf-Erstbeweidung auf die Vegetation primär basenreicher Sand-Ökosysteme. - In: Beweidung und Restitution als Chancen für den Naturschutz? NNA-Ber. 17, H.1, 39-53.

Selsam, P. K., 2001: Fernerkundung in der Landschaftserkundung. - In: Bayerisches Landesamt für Umweltschutz (Hrsg.): LfU-Dokumentationsheft zur Fernerkundung 1995-2000.

Skjellaug, B., 1997: Temporal Data: Time and Relational Databases. - Research Report 246, University of Oslo, Norway.

Volk, M., 2001: Ansätze zur Realisierung des ALKIS-Historienkonzeptes sowie zur Sicherung der Datenintegrität. -Diplomarbeit unveröffentlicht, Geodätisches Institut, Technische Universität Darmstadt.

Walz, U., 2001: Charakterisierung der Landschaftsstruktur mit Methoden der Satelliten-Fernerkundung und der Geoinformatik. - Technische Universität Dresden (Dissertation), 6-102.

Zehm, A., 2004: Praxisbezogene Erfahrungen zum Management von Sand-Ökosystemen durch Beweidung und ergänzende Maßnahmen. - In: Beweidung und Restitution als Chancen für den Naturschutz? NNA-Ber. 17, H.1, 221-232.

Zehm, A. & Zimmermann, K., 2004: Sandgebiete in der hessischen Oberrheinebene: Untersuchungsflächen und Untersuchungsansatz des BMBF-Projektes „Sand-Ökosysteme im Binnenland". - In: Beweidung und Restitution als Chancen für den Naturschutz? NNA-Ber. 17, H.1, 15-26.

Zimmermann, K. & Renninger, V., 2004: Erkennung und Analyse von Beweidungseffekten in hochauflösenden Farb-Infrarot (CIR)-Orthophotos. - Schr.R. f. Landschaftspfl. u. Natursch.78.

Anschrift des Verfassers:

Dipl.- Ing. Kai Zimmermann
Institut für Geodäsie
TU Darmstadt
Petersenstraße 13
D-64287 Darmstadt
zimmermann@geod.tu-darmstadt.de

Praxisbezogene Erfahrungen zum Management von Sand-Ökosystemen durch Beweidung und ergänzende Maßnahmen

von Andreas Zehm

Abstract

Practical experience concerning management of sand ecosystems by grazing and complementary measures

The degree to which grazing regimes have positive or negative effects regarding nature conservation depends, above all, on the management of those measures implemented in sand ecosystems. This is why, in the following, some information will be given concerning the conservation of sand ecosystems by alternating grazing in enclosed pasture areas. We concentrate on organisation and logistic aspects of grazing management, providing information on how to create optimum conditions for grazing regimes with regard to nature conservation and taking into consideration especially grazing periods and intensity. Moreover, the different grazing animal species (breeds of sheep, donkeys, mangalitza pigs and goats) and the specific purposes they should serve in the course of the BMBF project (German Ministry of Education and Research): "Inland Sand Ecosystems: Dynamics and Restitution" will be described. Additional manual measures, e. g. ragging and sod cutting, will be presented in brief. The success of special grazing regimes depends, above all, on the know-how of the animal farmer, a well organised preparation of the measures to be taken, the optimum grazing period (mostly in spring) and the specific grazing intensity (e.g., intensive grazing for short periods) which will guarantee the desired results. There are areas which require very intensive farming (grazing for restoration purposes) and other areas which, from the conservation point of view, are in a good condition and can thus be managed by very extensive grazing regimes that preserve this state (e. g. livestock herding).

Examples will give more detailed information about the grazing intensity applied in the different study areas and underline the importance of connecting structures between the different areas. Sheep grazing is used primarily for phytomass reduction, whereas goat, donkey and pig grazing represent special grazing regimes and play an overall role for the achievement of special management results.

1 Einleitung

Eine Erhaltung naturschutzfachlich wertvoller Sandrasen (vor allem von kleinräumigen Gebieten in Ballungsräumen) ist in der Regel nur durch Pflegemaßnahmen möglich. Insbesondere das Verschwinden offener Böden durch Sukzession, Vergrasung und Verbuschung sind dabei problematisch (Bitz 1987, Hassler 1997, Krüss & Rohde 1990, Schwabe et al. 2000, Zehm et al. 2002). In verschiedenen Gebieten wird deshalb wieder zunehmend Beweidung als Pflege- und Entwicklungsmaßnahme eingesetzt (z. B. Briemle 1988, Kapfer 1995, Zehm et al. 2002) und somit die Fläche im Gegensatz zu oft rein konservierenden Maßnahmen wie Mahd wieder in die landwirtschaftliche Produktion eingebunden (Mährlein 2004).

Die Effekte der Beweidung von Sandrasen wurden im Rahmen des BMBF-Projektes „Sand-Ökosysteme im Binnenland: Dynamik und Restitution" untersucht (vgl. Zehm et al. 2002, Artikel im vorliegenden Band der NNA). Dabei war es nicht möglich, alle Aspekte der Beweidung (vor allem der Weideführung) und der ergänzenden Maßnahmen (wie z. B. Abplaggen) ausführlich zu untersuchen. In diesem Artikel sollen daher Erfahrungen zu Pflegemaßnahmen dargestellt werden, die im Verlauf des Projektes zusätzlich zu den wissenschaftlichen Untersuchungen gewonnen wurden. Damit sollen Anregungen zur Optimierung der Pflegemaßnahmen in anderen Gebieten, Hinweise für weitergehende Untersuchungen und auch Erfahrungen für die Praxis weitergegeben werden. Der Artikel fokussiert dabei auf die folgenden Punkte:

- organisatorisch-logistische Aspekte des Weidemanagements,
- die naturschutzfachliche Optimierung der Weideführung, insbesondere in Bezug auf den Beweidungszeitpunkt und die Intensität,
- Einsatzzwecke der verschiedenen Weidetierarten (Schafe, Esel, Schweine und Ziegen) zur Entwicklung von Sandrasen, sowie
- notwendige ergänzende manuelle Maßnahmen (z. B. Ausrechen, Abplaggen).

Die in diesem Artikel dargestellten Erfahrungen wurden im Kalk-Flugsandgebiet zwischen Griesheim-Darmstadt und Seeheim-Jugenheim (Hessen) gewonnen, das von Zehm & Zimmermann (2004) detailliert vorgestellt wird.

2 Beweidung von Sandrasen

Als besonders erfolgreiche Beweidungsform für die Reduktion dominanter Ruderalgräser konnte im Rahmen des BMBF-Projektes die sukzessive Multispecies-Beweidung mit Wiederkäuern bzw. Nicht-Wiederkäuern festgestellt werden (vgl. Süss 2004). Zu Beginn der Beweidungs-Maßnahmen erfolgt die Hauptreduktion der Phytomasse durch eine Beweidung mit Schafen, worauf eine Esel-Nachbeweidung speziell den Weiderest (insbesondere Ruderalgräser; Stroh et al. 2002) verbeißt. Durch die Eselbeweidung werden bereits die ersten unterirdischen Speichergewebe durch Hufscharren freigelegt und gefressen, während bei einer anschließenden Schweinebeweidung

nahezu nur noch Rhizome gefressen werden und z. B. *Cynodon dactylon* deutlich geschwächt werden kann. Zudem erfolgt durch Esel- und Schweinebeweidung eine nachhaltige Öffnung der Vegetationsdecke, was durch extensive Beweidung mit Land-Schafrassen allein nicht zu erreichen ist (vgl. Süss 2004). So wird zum Beispiel eine Moosdecke von *Hypnum lacunosum* in der Regel durch die Schafe nur horizontal verschoben, aber nur minimal geöffnet (vgl. Zehm et al. 2004). Die Moosdecke kann darauf direkt wieder anwachsen. Das oberflächliche Scharren der Esel und das Anlegen von Wälzkuhlen führt zu einer partiellen Öffnung der Vegetationsdecke (vgl. Süss 2004). Bei Schweinebeweidung entstehen durch das Umwühlen der Weide großflächig offene Sande, die je nach Intensität des Rhizomfraßes im nächsten Jahr eine lückige Vegetationsdecke der Ausgangsvegetation aufweisen oder weitgehend offen bleiben (vgl. Zehm et al. 2004). Leider kann eine Freilandbeweidung mit Schweinen aufgrund der Schweinehaltungshygieneverordnung kaum mehr in der Praxis durchgeführt werden. So wird eine wesentliche, ergänzende Maßnahme der Sandrasenpflege (s.u.) durch die derzeitige Gesetzeslage verhindert (Grundlagen siehe Busse & Krabbe, 2000). Im folgenden werden Erfahrungen zum Management der verschiedenen Weidetierarten dargestellt. Die Vor- und Nachteile bzw. Einsatzzwecke der verschiedenen Weidetiere werden zusätzlich in Tab. 1 zusammengefasst.

3.1 Schafbeweidung

Extensive Beweidung mit Land-Schafrassen ist die wesentliche Management-Maßnahme im Darmstädter Raum, so dass die Schafbeweidung in diesem Artikel besonders intensiv dargestellt werden soll. Im Folgenden werden daher grundsätzliche Empfehlungen für die Schafbeweidung vorgestellt und die entscheidenden Faktoren: Beweidungszeitpunkt, Beweidungsintensität (Tierzahl/Flächengröße x Zeit) und die Trift zwischen den Flächen detaillierter diskutiert.

Dabei hängt der Erfolg einer Beweidung in besonderem Maße von der Erfahrung und der Kompetenz des Schafhalters ab. Flexibilität in Bezug auf die Flächensituation, Kenntnisse der naturschutzfachlichen Belange und hervorragende Fähigkeiten im Führen und Beobachten der Herde und den Effekten auf Fauna und Flora sind essentiell.

3.1.1 Hinweise zur Schaf-Beweidung von Sandrasen

3.1.1.1 Hinweise zur Organisation der Beweidungsmaßnahmen

- Bei Beginn der Beweidung ist ein Beweidungsplan zwischen dem Beweider, den Pflegebehörden und Naturschutzgruppen abzustimmen, der den Rahmen für die Maßnahmen setzt. Dabei sind jahreszeitliche Einflüsse, Veränderungen der Herdengröße, Tierarten-Zusammenstellung, die Veränderung der Fläche im Verlauf der Beweidung sowie begleitende Pflegemaßnahmen (wie Gehölzpflege) einzubeziehen. Es muss genug Raum für flexible Änderungen der Flächenreihenfolge und ähnlichem geben (Wedl & Meyer 2003).
- Bei einer Erstbeweidung wertvoller Flächen sind unbedingt Flächen zur botanischen und faunistischen Erfolgskontrolle vorzusehen, die alle wesentlichen Vegetationstypen umfassen und unbeweidete Nullflächen in die Untersuchung einschließen. Eine Finanzierung muss gesichert sein.
- Wenn noch keine Erfahrungen in einem bestimmten Vegetationstyp vorliegen, sollte zunächst nicht die gesamte Fläche beweidet werden, sondern die Weidefläche nach Erfolgskontrollen schrittweise erweitert werden.
- Es ist ein exaktes Beweidungs-Protokoll zu führen. Es sind genaue, flächenbezogene Aufzeichnungen darüber zu führen, auf welcher Parzelle wie viele Schafe über welchen Zeitraum standen (eingesetzte Rassen, Alter der Tiere [Alttiere, Jährlinge, Lämmer], Flächengröße, Flächenskizze).

3.1.1.2 Hinweise zur Weideführung

- Je nach Flächensituation ist eine optimale Beweidungsform zu finden. Für Pionierrasen erwies sich eine einmal jährliche Hütehaltung als sinnvoll (vgl. auch Beil 2003), mehrmalige Umtriebs-Koppelhaltung (Instandsetzungsbeweidung) ist für stärker ruderalisierte Flächen optimal (Schwabe et al. 2004 a, b). Eine ganzjährige Standweide ist nur auf stark verbuschten oder ruderalisierten Flächen zweckmäßig (Helmer 2002).
- Es sollte nicht jedes Jahr in der gleichen zeitlich-räumlichen Reihenfolge beweidet werden, vielmehr ist ein wechselndes Muster unter Beachtung der Phänologie (insbesondere von Zielarten) anzustreben.
- Der jährliche Beweidungszeitpunkt ist entsprechend der Vegetationsphänologie festzulegen. Für Ruderalflächen ist in der Regel ein früher Beweidungsbeginn erforderlich, da sonst alte Stängel und Blütenstände oft nicht mehr gefressen werden und damit der Pflegeeffekt gering ist (Wedl & Meyer 2003).
- Wassertröge und Mineralsteine sollten immer in den Teilflächen aufgestellt werden, die aus Naturschutzsicht am wenigsten wertvoll sind (z.B. *Calamagrostis epigejos*-Fazies). Aufgrund der intensiven Trittwirkung, dem starken Verbiss und dem Nährstoffeintrag sind die Auswirkungen in diesen Bereichen am intensivsten.
- Flächen können je nach Typ (s. o.) mehrmals weniger intensiv oder einmal besonders gründlich beweidet werden. Da in den ersten Tagen gezielt stickstoffreiche Pflanzen (Ruderalarten) gefressen werden (Stroh et al. 2002), kann bereits durch kurze extensive Beweidungsmaßnahmen ein geringer Effekt auf Bestände der Ruderalvegetation erreicht werden, während die Leitarten der Sand-Vegetation weitgehend verschont bleiben.
- Eine kurzzeitige Stoßbeweidung (ggf. mehrfach, in Ergänzung mit manuellen Maßnahmen) ist vor allem bei konsolidierten Rasen allerdings notwendig, um die Vegetationsdecke zu öffnen.
- Der Abstand zwischen zwei Beweidungsgängen sollte mindestens sechs Wochen betragen.
- Einzelne kleinere Teilflächen können gezielt überbeweidet werden, um

Art	Vorteile / Einsatzzwecke	Nachteile / Probleme
Landschaf-rassen	• Unabdingbar als Hauptbeweidungsart zur Phytomasse-Reduktion. • Bei großer Herdengröße vergleichsweise geringer Betreuungsaufwand. • Fressen bei entsprechender Weideführung keine Kiefern. • Die eingesetzten Rassen zählen zu den gefährdeten Nutztierrassen. • Hohes Transportpotential für Diasporen.	• Geringe Verbissleistung gegenüber Ruderalgräsern. • Starke Probleme mit streunenden oder verwilderten Hunden. • Minimale Öffnung der Vegetationsdecke.
Esel	• Ideal zur Nachbeweidung von Schafweiden. • Starker Verbiss auch von sklerenchymreichen Ruderalgräsern. • V.a. im Winter auch Fraß von Rhizomen (z.B. *Cynodon dactylon*) und Moosen. • Winterbeweidung mit geringem Betreuungsaufwand möglich. • Kein Fraß an Kiefern. • Erhöhung des Strukturreichtums durch Anlegen von Sonderstrukturen wie Scharrstellen, Wälzkuhlen und Latrinen. • Hervorragend einsetzbar in der Öffentlichkeitsarbeit. • Geringe Probleme mit streunenden Hunden. • Kaum Verbiss von naturschutzfachlich wertvollen Pflanzenarten.	• Kaum landwirtschaftlich nutzbar. • Ruderalisierung der Weide durch die Entstehung von Geilstellen. • Mittel- bis langfristig Anreicherung von Weideunkräutern.
Wollschweine	• Starke Öffnung der Vegetationsdecke. • Fraß von Rhizomen und anderen für die üblichen Weidetiere unerreichbaren unterirdischen Speichergeweben. • Können nahezu allein bei dieser Haltungsvariante das volle natürliche Verhaltensrepertoir (inkl. Nestbau) ausleben. • Keine Wetterprobleme (Sonnenstrahlung, Hitze, Kälte, Nässe). • Sehr effiziente Nahrungssuche, schöpfen im Vergleich zu den anderen Arten andere Nahrungsressourcen (z.B. unterirdische Speichergewebe) aus.	• Schweinehaltungshygieneverordnung !! (daher sehr aufwendige Haltung). • Hoher Betreuungsaufwand. • Hohe Zaunkosten. • Im Vergleich zu anderen Weidetieren erhöhte Zufütterungsgefahr durch Passanten.
Ziegen	• Gute Gehölzreduktion (u.a. Ringeln). • Durch Klettern und temporäre Bipedie effektiver Gehölz-Verbiss bis in 2 m Höhe. • Standorttreu (nach Ausbrechen in der Regel in der Nähe der Koppel verbleibend). • In einigen Fällen effektive Hundeabwehr.	• Gute Zäunung notwendig. • Auf gehölzfreien Flächen nicht haltbar. • Mittelfristig abnehmende Individuenzahl nötig, da Vernichtung des eigenen Lebensraums.

Tab. 1: Zusammenstellung der Vor- und Nachteile der im Darmstädter Raum im Rahmen des BMBF-Projektes „Sand-Ökosysteme im Binnenland“ eingesetzten verschiedenen Weidetierarten (Land-Schafrassen: Rhönschaf, Moorschnucken, Skudden; Ziegen: Kaschmirziege, Bunte und Weiße Deutsche Edelziege; Wollschweine = Mangalitza; Esel). Einige der Nachteile der verschiedenen Arten können zumeist durch eine Multispecies-Beweidung abgemildert werden (siehe Süss 2004).

Abb. 1: Koppelabgrenzungen und Beweidungsintensität (in GV/ha*a) des NSG „Ehemaliger August-Euler-Flugplatz von Darmstadt" (a: statisch-extensive Beweidung 2000; b: teilweise dynamisch-extensive Beweidung 2002) und des NSG „Griesheimer Düne und Eichwäldchen" (c: dynamisch-extensive Beweidung, exemplarisch 2001). Quelle: Luftbild 1997; HLVA, Wiesbaden.

Ansatzpunkte für die Entstehung von Pionierstadien zu geben (z. B. Koelerion glaucae, Corynephorion). Diese Flächen sind ggf. im Folgejahr(en) von der Beweidung auszunehmen.

- Ein Anhaltspunkt für die Beweidungsintensität sollte mindestens die Halbierung der auf der Fläche ursprünglich stehenden oberirdischen Phytomasse sein. Bei zu starker Beweidung werden die positiven Struktureffekte vernichtet und die Vegetationsstruktur der eines Golfrasens angenähert („grazing lawn" McNaughton 1984).

3.1.1.3 Hinweise zum Gehölzmanagement

- Alleinige Beweidung mit Land-Schafrassen genügt auf Sandflächen zur Kontrolle von Gehölzjungwuchs. Nur wenige Flächen (vor allem Gebüschbestände) sind für eine ausschließliche Ziegenbeweidung geeignet und zumeist nach wenigen Jahren bereits durch Schafe beweidbar.
- Eine Einbeziehung von beschatteten Ruheflächen in die Koppel ist notwendig, da schattenlose Flächen in der hochsommerlichen Hitzeperiode kaum beweidbar sind (nur an bedeckten, kühlen Tagen). Durch eine gezielte Förderung bzw. das Pflanzen einzelner Kiefern kann zusätzlicher Sonnenschutz begründet werden.
- Durch das Einbeziehen von Gehölzen und Geländekanten sollte die Liegeplatzwahl der Tiere dahingehend beeinflusst werden, dass die Tiere hauptsächlich in ruderalisierten Bereichen Ruhezeiten einlegen. So wirken z. B. einzelne Gehölze als Attraktionspunkte, die bevorzugt als Ruheplatz genutzt werden (Nährstoff-Akkumulation).
- Eine lang andauernde Beweidung kann für stark verbuschte Flächen in Verbindung mit manueller Gehölzbekämpfung empfohlen werden. Ein durch die manuellen Maßnahmen bedingter intensiver Gehölzausschlag kann somit kontinuierlich kontrolliert werden (Nachpflege; vgl. z. B. Briemle 1988).
- Soll ein abgestufter Waldrand geför-

dert werden, ist je nach Beweidungsintensität ein Abstand von etwa fünf Metern oder wechselnder Breite zum Ökoton einzuhalten.

3.1.1.4 Förderung bestimmter Arten/ Artengemeinschaften

- Jede Beweidungsmaßnahme muss auf mehrere Jahre angelegt werden, da gerade in Ruderalbeständen mit z. B. etablierten Rhizomgras-Beständen erst mittel- bis langfristig eine entscheidende Besserung eintritt.
- Auch besonders wertvolle Bereiche (mit bedeutenden Rote Liste- oder gar FFH-Arten) sollten nicht grundsätzlich von der Beweidung ausgeschlossen werden (Wedl & Meyer 2003), sondern mit zunehmender Erfahrung schrittweise in die Weidefläche integriert werden. Die Beweidung ist auf die vorkommenden Zielarten abzustimmen. Für diese Arten sollte ein individuenbezogenes Monitoring vor Beginn der Maßnahmen etabliert werden. Besonders der Ausgangszustand ist gut zu dokumentieren (Vegetationsaufnahmen, fotografische Dokumentation).
- Eine Staffelbeweidung der Gesamtfläche sollte gewährleistet sein, damit z. B. Blütenhorizonte nicht in einem Durchgang komplett verschwinden (Beil & Kratochwil 2004). Einzelne Randstrukturen z. B. an den Gebietsrändern (oder an Gehölzstrukturen) sollten an wechselnden Stellen unbeweidet bleiben.
- Die Beweidungsintensität sollte der naturschutzfachlichen Güte der Fläche angepasst werden: auf stark ruderalisierten Flächen mehrmals im Jahr bis hin zu einer sehr extensiven Hütehaltung in dem Leitbild entsprechenden Flächen.

3.1.1.5 Sonstiges

- Weideverbesserungs-Maßnahmen wie Bewässerung, Düngung oder Walzen sind auszuschließen. Eine Zufütterung sollte nur auf vegetationskundlich wenig wertvollen Flächen in Notsituationen erfolgen.
- Eine Beeinflussung des Weideergebnisses ist durch die Wahl der Tierarten bzw. Rassen möglich. So verschmähen z. B. Hochzucht-Schafrassen *Calamagrostis epigejos* vollständig; Extensivrassen (wie Skudden) fressen bei entsprechender Weideführung besonders intensiv junge, grüne Triebe, während Esel *C. epigejos* gut und sehr tief verbeißen.
- An Stellen mit deutlicher Faeces-Akkumulation (bei Eseln, Pferden, Schweinen) können Maßnahmen zum Austrag der Faeces vorgenommen werden (z. B. Abrechen). Eine Nachtkoppelung (bzw. Koppelung in den Nicht-Hauptfraßzeiten; vgl. Porzig & Sambraus 1991) auf benachbarten landwirtschaftlichen Flächen ist zu fördern.
- Eine Heugewinnung für die Winterfütterung ist selbst in Sandgebieten möglich und kann entsprechend den in den Pflegeplänen formulierten Zielvorgaben durchgeführt werden. Allerdings hat das von Sandrasen gewonnene Heu in der Regel eine geringe Qualität und ist nur für die Haltung von Eseln, Lamas und Extensiv-Pferderassen geeignet (R. Stürz mündl.).
- Rehe nutzen von Schafen beweidete Flächen erst einige Wochen nach der Beweidung wieder, allerdings werden Regenerationsstadien der Weiden gerne wieder angenommen.

Während Schafe regelmäßig durch Hunde gestört, aus der Koppel getrieben und in Ausnahmefällen sogar getötet werden, treten bei Eselbeweidung kaum Probleme mit Hunden auf. Neben Hunden erwiesen sich vor allem bewehrte Gebüsche bei der Schafbeweidung als potentielles Problem. So verhakten sich regelmäßig Lämmer derart in *Rubus*- oder *Rosa*-Büschen, dass teilweise der Tod durch Entkräftung eintrat. Bei den untersuchten Ziegenrassen (Kaschmirz., Bunte und Weiße Deutsche Edelz.) bestand das Problem aufgrund des glatten Fells in keinem Fall, so dass einer Schafbeweidung bei dichten und mehr als hüfthohen bewehrten Gebüschen eine intensive Ziegenbeweidung vorangehen sollte. Ein Verbiss niedriger *Rubus*-Bestände ist auch mit den eingesetzten Schafrassen problemlos möglich.

3.1.2 Zeitpunkt der Beweidung

Die Schaf-Beweidung sollte bevorzugt früh im Jahr erfolgen, da auf den Sandflächen ein Nachwachsen der Vegetation nur bis etwa Juni zu beobachten ist (Zehm 2003). Besondere Teilflächen, wie Frühjahrs-Therophytenfluren u. ä. sollten davon ausgenommen bleiben. In Sandrasen bleibt bei einer Beweidung nach Mai/Juni der Aspekt, der durch das Fraßverhalten erzeugt wurde, weitgehend unverändert bestehen (vgl. auch Zehm 2004). Zudem reduziert eine Beweidung nach Juni die Vitalität dominanter Ruderalgräser nur noch gering, da die Stoffverlagerung in Speichergewebe bereits begonnen hat (Briemle 1988). Zudem werden alte Vegetationsbestandteile, wie ältere Grasblätter oder Blütenstände nicht gefressen und eine mehrmalige Beweidung (wie sie entscheidend für eine Reduktion dominanter Gräser ist) wird aufgrund zu geringer Regenerationszeiten nahezu unmöglich. Durch eine einmalige, späte oder zu großflächige Beweidung ist z. B. eine effektive Reduktion von *Calamagrostis epigejos* nicht möglich, maximal der Status Quo kann erhalten werden (vgl. Wedl & Meyer 2003).

Von besonderer Bedeutung waren zusätzliche Beweidungsgänge mit kleineren Herden (z. B. einer Jährlings- oder Bockherde, je zwischen 50–100 Tieren), die als Vorbeweidung oder Nachbeweidung die Hauptbeweidung mit der großen Muttertierherde (400–500 Tiere) ergänzten. Nur so war eine maximale Beweidungsintensität möglich, mit der z. B. das Aufkommen von *Calamagrostis epigejos*-Blütenständen verhindert werden konnte.

3.1.3 Beweidungsintensität (allgemein)

Insgesamt wurde die Beweidungsdauer den jeweiligen Vegetationstypen der Flächen angepasst, wobei für Schafbeweidung immer eine kurzzeitig intensive Beweidung angestrebt wurde (Klapp 1956, Wedl & Meyer 2003). In der Regel wird eine Fläche bei der dynamisch-extensiven Beweidung möglichst stark abgeweidet (oberirdische Phytomasse-Reduktion etwa 80%), worauf die Koppel jeweils um 1–2 Knotengeflecht-

Foto 1: Trift der Schafherde (Landschaftspflegehof Stürz) ausgehend vom NSG „Ehemaliger August-Euler-Flugplatz" im Winter 2002.

Foto 2 3: Maschinelles Ausrechen mittels Traktor und Heuschwader eines Koelerion glaucae-Sandrasens auf dem Bundeswehr-Standort-übungsplatz Darmstadt zur Gewinnung hochwertigen Restitutionsmaterials (Landschaftspflegehof Stürz).

Netze erweitert wird. Dadurch kann eine ausreichende Tierernährung gewährleistet und gleichzeitig der Verbiss noch einmal leicht verstärkt werden, da auch auf der vorherigen Fläche noch gefressen wird (vgl. Mährlein 2004). Aufgrund der insgesamt schlechten Futterqualität muss den Weidetieren kontinuierlich eine gute Futtergrundlage angeboten werden. So erfolgt das Umstellen nicht erst, wenn die Tiere Hunger-Unruhe zeigen, sondern bereits wenn sich die Tiere gesättigt zum Wiederkäuen niederlegen. Auf der erweiterten Koppel beginnen die Tiere noch einmal zu fressen. So kann ein Abmagern der Tiere im Sommerhalbjahr (wie bei einem vorhergegangenen Beweidungssystem der gleichen Flächen) verhindert werden (vgl. Mährlein 2004). Entscheidend für die Beweidungseffekte ist vor allem die Größe der Weideflächen. So wird durch die Einzäunung kleinerer Flächen die Effektivität der Beweidung stark gesteigert, da:

- die Futterpflanzen-Auswahl eingeschränkt ist,
- die Tiere weniger auf der Fläche umherlaufen (Wedl & Meyer 2003),
- nur wenig Pflanzenmaterial niedergetreten wird (Niedertreten führt dazu, dass die Bestände nicht mehr gefressen werden, da sie zu niedrig und mit Faeces verschmutzt sind),
- Verwurmungsprobleme reduziert werden und
- den Tieren immer wieder frisches Futter zur Verfügung steht.

Durch die Verringerung der Koppelgrößen konnte die Entnahme von Phytomasse deutlich gesteigert werden (vgl. Zehm 2003).

3.1.4 Beweidungsintensität auf den Untersuchungsflächen

Für eine hohe Beweidungsintensität (in Kombination mit mehrmaliger Beweidung) wurde der Begriff „Instandsetzungsbeweidung" (im Gegensatz zur „Erhaltungspflege") geprägt. Die Erhaltungspflege wird im Rahmen des Projektes als „statisch-extensives Beweidungssystem" charakterisiert, da es weder zu einer stärkeren Dynamik, noch zu einer deutlichen Verbesserung des Zustandes der Fläche führt (vgl. Schwabe et al. 2004a, b). Dieses Beweidungssystem ist gekennzeichnet durch große Koppeln (>3 ha), und eine der Herdengröße von ca. 130 Tieren entsprechend langen Beweidungsdauer von zum Teil deutlich über 14 Tagen im Jahr in einer jährlich festen Reihenfolge (NSG „Ehemaliger August-Euler-Flugplatz" 2000-2001; vgl. Abb. 1a). Demgegenüber wurde im NSG „Griesheimer Düne und Eichwäldchen" und im NSG „Ehemaliger August-Euler-Flugplatz" ab 2002 mit einem „dynamisch-extensiven Beweidungssystem" gearbeitet (vgl. Abb. 1c). Dieses System ist im Idealfall gekennzeichnet durch:

- kleine Flächen (<= 1 ha)
- hohe Tierzahlen (400-500 Schafe)
- kurzzeitige Stoßbeweidung (wenige Stunden bis 2 Tage).

Einen Überblick über die Größe der Weideflächen und die Beweidungsintensität gibt Tab. 2.

Die Darstellung der Beweidung im Untersuchungsgebiet erfolgt in Form der Beweidungsintensität, die im Gegensatz zur Beweidungsleistung (Voigtländer & Jacob 1987) die Beweidungswirkung auf ein ganzes Jahr umrechnet (BWI = Tierzahl x Umrechnungsfaktor Großvieheinheiten x Beweidungstage / Hektar x 365 Tage) um die Angaben mit Werten einer Dauerbeweidung annäherungsweise vergleichbar zu machen. Da bei kurzzeitiger Beweidung die Faktoren Beweidungszeitpunkt, Größe der Teilfläche usw. eine viel größere Rolle spielen als bei Dauerbeweidung ist bei dem Vergleich kurzzeitig versus Dauerbeweidung trotzdem sehr große Vorsicht geboten.

In Tab. 2 ist für beide Gebiete ein Anstieg der beweideten Fläche (Summe Flächen) zu erkennen, was auf eine verstärkte Mehrfachbeweidung der Weiden (vor allem mit Eseln) zurückzuführen ist. Gleichzeitig nahm im NSG „Ehemaliger August-Euler-Flugplatz" die Größe der einzelnen Koppeln ab, während im NSG „Griesheimer Düne und Eichwäldchen" die Größe durch zunehmende extensive Winterbeweidung zunahm. Die Veränderungen der Beweidungsintensität auf dem „Ehemaligen August-Euler-Flugplatz von Darmstadt" und der „Griesheimer Düne und Eichwäldchen" lassen sich durch die gleichen Prozesse erklären. Weiterhin indizieren die Zeilen Maximum und Minimum der Beweidungsintensität die große Spanne der Nutzungsintensität der Teilflächen. Während Koppeln mit einer Intensität von unter 0,05 GV/ha*a als nahezu unbeweidet gelten müssen, steigert sich die Beweidungsintensität auf Teilflächen bis über 2 GV/ha*a.

Insgesamt entwickelte der die Untersuchungsflächen während des Projektes beweidende Schäfer die Schaf-Koppelbeweidung kontinuierlich weiter. Die Anpassungen sind in Tab. 3a–c dargestellt: Als bedeutendste Verbesserung wurde die Flächengröße der Koppeln deutlich reduziert und die Beweidungsreihenfolge von aneinander angrenzenden Flächen auf eine über das Gebiet verstreute Staffelbeweidung umgestellt (vgl. Tab. 3b). Zudem wurden Teilflächen mit einer Dominanz von Ruderalgräsern mehrfach beweidet, sowohl mit der gleichen Tierart zu unterschiedlichen Zeiten, als auch in Form einer Multispecies-Beweidung (vgl. Tab. 3c). Da die Effekte bei einem Vorkommen mehrerer Vegetationseinheiten auf einer Koppel oft gerade in Bezug auf die Reduktion von dominanten Ruderalgräsern nur gering waren, wurde zunehmend versucht, den Verlauf der Zäune den Vegetationsgrenzen anzupassen. Durch diese Maßnahmen konnte die Effektivität der Pflegemaßnahmen deutlich gesteigert werden.

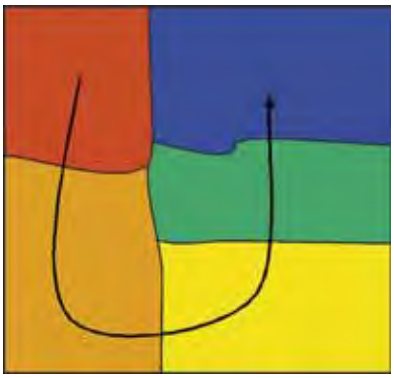
3.1.5 Trift

Derzeit ist die Umtriebs-Koppelhaltung im Darmstädter Sandgebiet die mit Abstand überwiegende Haltungsform. Allerdings wird bei fortgesetzter regressiver Vegetationsentwicklung (vgl. Schwabe et al. 2004a) und damit abnehmender Futterquantität in Teilgebieten ein zunehmend größer werdender Flächenanteil auf stationäre Hütehaltung umgestellt werden, da der Aufwand z.B. für die Einzäunung der Flächen in keinem Verhältnis mehr zum Weideertrag steht.

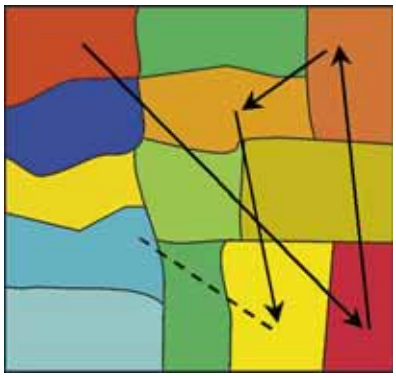
Die Sandgebiete sind durch Trift untereinander verbunden (s. Foto 1) und werden mehrfach im Jahr von der Herde besucht. Ein positiver Effekt des Umtriebs ist neben einem Austausch von Diasporen (vgl. Zehm et al. 2004) das Abkoten einer bedeutenden Faecesmenge auf den ersten 200 m Wegstrecke (außerhalb

	AEF 2000	AEF 2001	AEF 2002	GD 2000	GD 2001	GD 2002
n	17	36	50	31	46	34
Maximum [ha]	9,52	5,85	11,71	2,65	3,76	5,72
Summe Flächen [ha]	49,76	69,09	77,33	28,98	45,77	61,80
Mittel [ha ±S_E]	2,93 ±0,53	1,92 ±0,27	1,55 ±0,33	0,93 ±0,12	1 ±0,11	1,82 ±0,26
Beweidungsintensität [GV/ha*a]						
Maximum [GV/ha*a]	0,876	1,313	1,463	2,308	2,000	1,613
Minimum [GV/ha*a]	0,106	0,014	0,041	0,040	0,042	0,034

Tab. 2: Größe der Weideflächen und Beweidungsintensität der Untersuchungsflächen. AEF = NSG „Ehemaliger August-Euler-Flugplatz", GD = NSG „Griesheimer Düne und Eichwäldchen", S_E = Standardfehler.



a) „Konventionelle" Beweidung
- Einmalige Beweidung.
- Flächen aneinander angrenzend, daher Struktur und Blütenhorizont auf großer Fläche gleichzeitig entfernt (von rot nach blau = Beweidungsreihenfolge).
- Langandauernde Beweidung großer Flächen, daher schlechte Fraßleistung und ungünstige Gewichtsentwicklung der Tiere.



b) Verbessertes Management
- Einmalige Beweidung.
- Teilflächen über die Fläche gestreut -> Staffelbeweidung.
- Kurzzeitige Beweidung kleiner Flächen.
- Ausgezäunte Flächen sind an die Vegetationsgrenzen angepasst.

c) „Optimales" Management
- Mehrfache Beweidung problematischer Teilflächen (gelb bis rot).
- Teilflächen über das Gebiet gestreut -> Staffelbeweidung.
- Kurzzeitige Beweidung kleiner Flächen.
- Ausgezäunte Flächen an die Vegetationsgrenzen angepasst.
- Sukzessive Multispezies-Beweidung.
- Einbeziehen von Schattenbäumen in die Weideflächen (grau).

Tab. 3: Schematische Darstellung der Weiterentwicklung des Managements der Schaf-Koppelbeweidung.

der Schutzgebiete). Mittelfristig ist eine Nachtkoppelung auf landwirtschaftlichen Flächen außerhalb der Schutzgebiete vorgesehen.

Da die Sandflächen für eine ganzjährige und alleinige Ernährung der Tiere nicht ausreichend sind, werden immer wieder mesophile Flächen in die Beweidungsreihenfolge eingeschoben und die Tiere im insgesamt feuchteren Odenwald überwintert (vergleichbar einer „Transhumanz"). Die untersuchte Schafherde legt Strecken von über 100 km im Jahr zurück. Für die Trift werden bisher zu überwiegenden Teilen bestehende landwirtschaftliche Wege genutzt. Als Ausnahme ermöglichst die Beweidung einer RWE-Stromtrasse durch die große Trassenbreite jeweils kurzfristige Koppelungen und damit einen längeren Aufenthalt der Tiere auf dem Zugweg.

3.2 Eselbeweidung

Die Eselbeweidung erwies sich als ideal für kleine, besonders auch stadtnahe Flächen, u. a. da streunende Hunde für sie eine geringere Gefahr darstellten. Die Esel können auch zeitweilig recht eng gekoppelt werden, da sie im Gegensatz zu Pferden einen recht geringen Bewegungsdrang haben. Eine minimal mögliche Koppelgröße für eine kurzzeitige Beweidung mit 3–4 Eseln liegt bei 25 x 25 m. Die Zäune sollten vor allem an Vegetationsgrenzen orientiert werden, da so eine gleichmäßige Nutzung der Vegetation erreicht werden kann. Charakteristisch für Eselbeweidung ist zudem, dass auf jeder Fläche Wälzkuhlen und Faeces-Akkumulationsstellen eingerichtet werden (vgl. Zehm et al. 2004). Die Wälzkuhlen werden meistens im offensten Bereich der Koppel eingerichtet, Faeces-Akkumulationsstellen gerne an Rändern, in der Nähe des Unterstandes oder unter Gehölzen. Mit gezieltem Zäunen kann so die Stelle dieser Sonderflächen beeinflusst werden. Faeces-Akkumulationsstellen werden von den Eseln nicht mehr befressen, so dass eine Kombination mit anderen Weidetieren sinnvoll ist. Im Winter ist ein Unterstand (vor allem bei Regen), im Sommer ist ein Schattenplatz notwendig. Der Betreuungsaufwand von Eselbeweidung ist recht gering, wodurch gerade für beginnende Beweidungsprojekte die Eselhaltung eine der günstigen Beweidungsformen darstellt.

3.3 Ziegenbeweidung

Haupteinsatzbereich der Ziegenbeweidung ist die Waldbeweidung zur Auflichtung von Gehölzbeständen durch den Fraß an Blättern und das Ringeln von Gehölzen. Dabei werden Gehölze bis zu 20-30 cm Durchmesser geringelt, die als Totholz auf der Weidefläche stehen bleiben. Dem positiven Effekt der Anreicherung der Flächen mit entrindetem stehendem Totholz (Cerambycidae: Niehuis, 2001, apoide Hymenopteren: Haeseler, 1979; Westrich, 1990), das einer langsamen Zersetzung unterliegt, stehen in Wegnähe bei enger Auslegung der gesetzlichen Vorschriften evtl. Probleme mit der Verkehrssicherungspflicht entgegen (vgl. Breloer 1996). Große Flächen (1-3 ha) mit ausreichender Gehölzstruktur verringern das Ausbruchsrisiko, während auf reinen Offenlandflächen Ziegen kaum zu halten sind und nahezu jede Zäunung überwinden. Für Offenland-Flächen können z. B. Burenziegen eingesetzt werden, die weniger ausbruchsfreudig sind (Schwabe 1997). Dabei haben Ziegen den großen Vorteil, dass sie recht ortstreu sind und nach dem Ausbrechen aus dem Zaun in der Regel nicht weit weglaufen (kaum Gefahr für Straßenverkehr usw.). Ziegen sind empfindlich gegen feuchte Kälte, so dass sie im Winter einen Unterstand oder zumindest dichte Gehölzbestände brauchen.

3.4 Schweinebeweidung

Schweinehaltung zur Landschaftspflege ist vor allem in Kombination mit anderen Weidetieren sinnvoll, da Schweine bei ausreichend oberirdischer Phytomasse nur wenig graben (Schafvorbeweidung ist zu empfehlen) und zum anderen die durch den Nährstoffschub nach Bodenumbruch entstehende Ruderalvegetation reduziert werden muss (Schafnachbeweidung). Die Wühltätigkeit ist besonders bei feuchtem Wetter im Herbst und Frühjahr verstärkt.

Die Nahrungsressourcen für Wollschweine sind, selbst auf durch Land-Schafrassen bereits scharf beweideten Flächen, in der Regel sehr groß. Besonders auf Flächen mit Rhizomgräsern finden die Schweine sehr viel Nahrung. So standen auf einer 700 m² *Calamagrostis*-Fläche, die vorher zweimal intensiv mit Schafen bis zum Hunger befressen wurde drei Schweine zwei Monate lang, ohne dass die Tiere Anzeichen von Hunger gezeigt hätten (vgl. Abb. 4 in Zehm et al. 2004). Unterirdische Phytomasse, die in Sand-Ökosystemen einen sehr hohen Anteil an der Gesamt-Biomasse hat (vgl. Storm & Bergmann 2004), war bis zuletzt in größerem Umfang vorhanden.

Die Schweinehaltung ist (von der Gesetzeslage abgesehen) unkompliziert, da die Tiere durch drei Litzen problemlos auf einer Fläche gehalten werden können. Tierärztliche Kontrollen und der visuelle Eindruck der Tiere bestätigten zu jedem Zeitpunkt eine hervorragende Kondition und Gewichtsentwicklung der Freilandtiere. Probleme mit der Witterung traten nicht auf, sofern ein Unterstand (bzw. Gehölzgruppen) vorhanden waren. Eine Zufütterung war nie nötig, allein eine ausreichende Wasserversorgung war eine wichtige Betreuungsaufgabe.

Die Schweinebeweidung zu Naturschutzzwecken ist zur Zeit auch bei optimaler Vertragsnaturschutz-Förderung nicht kostendeckend möglich. Mögliche Grundwasser-Probleme durch einen aufgrund des Umbruch der Schweine zu erwartenden Nährstoff-Schubs im Sickerwasser müssen vor einem Einsatz zum Management von Flächen geprüft werden. Aufgrund der besonderen naturschutzfachlich positiven Effekte, ist allerdings ein Einsatz in der Landschaftspflege oft die einzige Alternative zu massiven mechanischen Eingriffen bzw. Herbizideinsatz.

4 Ergänzende manuelle Pflegemaßnahmen

4.1 Allgemeines

Beweidung stellt insgesamt die Grundlage für die Pflege der Sandgebiete dar. Für eine Instandsetzungspflege muss allerdings zum Teil eine Auswahl zusätzlicher Maßnahmen ergänzend eingesetzt werden, um deutliche Effekte zu erzielen.

Derartige ergänzende Maßnahmen können u. a. Abplaggen des Oberbodens (in stark ruderalisierten, nährstoffreichen Flächen), Mulchen (nur zur Verbesserung der Erstbeweidung), Invertieren der Bodenschichtung, Dünenmodellierung, Ausrechen der Streuschicht, Rechgutaufbringung und manuelles Entfernen von Gehölzen sein. Durch eine Kombination dieser Maßnahmen ist die Entwicklung zum Beispiel eines von *Calamagrostis* dominierten Bestandes, hin zu FFH-Flächen (z. B. subkontinentale Trockenrasen, EU-Code 6120) in maximal fünf Jahren möglich. In diesem Zeitraum nehmen sowohl die Futtermenge als auch die notwendige Pflegeintensität deutlich ab. Bei nahezu allen manuellen Pflegemaßnahmen ist eine Nachpflege im Anschluss an die Hauptmaßnahme notwendig, die in der Regel durch Beweidungsmaßnahmen abgedeckt werden kann. So können Überreste von dominanten Ruderalgräsern entscheidend geschwächt, der Wiederausschlag von Gehölzen kontrolliert und die durch den Nährstoffschub aufkommende kurzlebige Ruderalvegetation (z. B. *Chenopodium album, Amaranthus* div. spec., *Bromus tectorum*) reduziert werden.

4.2 Ausrechen

Regressive Vegetationsentwicklungen und offene Sandflächen sind allein durch extensive Schafbeweidung kaum zu erreichen, da beispielsweise Moosdecken nur verschoben werden und insgesamt die Grasnarbe nur minimal und nicht nachhaltig aufgelockert wird. Die Moos-/Streuschicht kann mittels Heuschwader mit genau an die Vegetationsbestände angepasster Intensität entfernt werden (Foto 2). Durch die Fahrgeschwindigkeit, Tiefeneinstellung und Drehgeschwindigkeit des Schwaders kann die Intensität optimal an die jeweilige Vegetationsdecke angepasst werden. So kann auf mittelguten Standorten eher extensiv gerecht werden, auf stark ruderalisierten dagegen mit maximaler Intensität. Dabei wird etwa die drei- bis vierfache Materialmenge im Vergleich zur Mahd entfernt. Rechgut naturschutzfachlich wertvoller Flächen kann zur Restitution von schlechten (artenarmen) Flächen verwendet werden (Stroh et al. 2002). Durch Ausrechen als intensive Restitutionsmaßnahme kann somit die Vegetationsdecke nachhaltig geöffnet werden. In längerfristigem Turnus (etwa 10 Jahre) sollte die Maßnahme wiederholt werden, wohingegen die Beweidung eine dauerhafte Grundpflege darstellt.

4.3 Abplaggen des Oberbodens

Der größte Teil der Nährstoffe als auch der Haupt-Rhizomhorizont dominanter Ruderalgräser liegt zwischen 0 und 20 cm Bodentiefe. Durch den Abtrag des Bodens kleinflächiger mit dominanten Ruderalgräsern bewachsener Flächen z.B. mittels Radlader kann eine positive Entwicklung stark beschleunigt werden. Kleinflächige offene Sande dienen zudem Wildbienen zur Anlage von Niströhren.

4.4 Invertieren der Substrat-Horizontabfolge

Nährstoffentzug ohne starken Verlust von Sandmaterial (bei Abplaggen von 5 m² etwa 1 m³ Sandmaterial) ist durch ein Eingraben des A-B-Horizontes unter den C-Horizont mittels Baggereinsatz möglich. Derartige Maßnahmen wurden sowohl auf dem Rotböhl (Weiterstadt; Ldk. Darmstadt-Dieburg) und auf der Hammer Schleife (Ldk. Emsland, vgl. Remy & Zimmermann 2004) erfolgreich durchgeführt. Eine Nachpflege aufkommender Ruderalvegetation ist unabdingbar. Aus der Erfahrung, dass sich in der Regel die beste Vegetation auf Dünenkuppen einstellt, kann die Modellierung eines dünenartigen Reliefs empfohlen werden.

5 Diskussion und Ausblick

Ziel der Beweidungsmaßnahmen ist die Pflege und Entwicklung wertvoller, zumeist mittelgroßer Sand-Ökosysteme (Schwabe et al. 2000, Ssymank et al. 1998), in der Regel in Stadtnähe mit entsprechend hohem Erholungsdruck. Daher waren von den Flächengrundlagen wenig Möglichkeiten für die grundsätzlich favorisierten alternativen Konzepte der Landschaftspflege (Krüger 1999, Riecken et al. 1988, Riecken et al. 1998, Finck et al. 2004) vorhanden. So zeichnen sich die eingesetzten Landschaftspflege-Systeme durch ein mehr oder minder intensives Management aus, dass sich am ehesten mit historischen Landnutzungssystemen vergleichen lässt (z. B. Fischer 2002, Riecken 2004).

Insgesamt zeigte sich, dass die Beweidung als Grundpflege bzw. als Instandsetzungs-Pflegemaßnahme der essentielle Faktor für die Entwicklung der Gebiete ist, die bei speziellen Problemen durch manuelle Maßnahmen ergänzt werden muss. Allerdings ist vor allem auch der Einsatz verschiedener Weidetierarten von entscheidender Bedeutung. Wie gezeigt werden konnte, ist gerade die mehrfache Beweidung mit einer bzw. mehreren Weidetierarten (vgl. Süss 2004) ein Schlüssel zur effektiven Instandsetzungsbeweidung von ruderalisierten Sandrasen. Die besonderen Einsatzgebiete der verschiedenen Weidetierarten sind in Tab. 1 zusammengefasst. Allerdings steht dieser naturschutzfachlich essentiellen Bedeutung der mehrfachen Beweidung kaum eine Finanzierungsmöglichkeit gegenüber. So sind Mehrfachförderungen durch das Hessische Landschaftspflegeprogramm (HELP) nicht möglich, so dass eine zusätzliche Bezuschussung über die Ausgleichsabgabe (als investive Maßnahme) oder Pflegemittel (z. B. zur Kontrolle von Problemarten) notwendig ist. Zudem ist eine kontinuierliche Modifikation der Beweidungssysteme zur optimalen Entwicklung notwendig. Neben einer kontinuierlichen wissenschaftlichen Begleitung (Monitoring und Informationsaustausch zwischen allen Beteiligten) ist vor allem die Qualifikation des Schäfers entscheidend für den Erfolg der Umsetzung der Pflegemaßnahmen.

Die große Aufgabe für die Zukunft der Sandgebiete wird die Flächenvergrößerung und die Vernetzung der Restgebiete sein. So sind basierend auf den Ergebnissen von Stroh et al. (2002) weitere Flächenrestitutionen (Überführung von Äckern in Extensivgrünland, Erdüberdeckung, usw.) zur langfristigen Stabilisierung der Fauna und Flora der Gebiete sowie ihrer Ökosysteme unumgänglich.

Ergänzend kann durch die Weidetiere die Öffentlichkeitsarbeit für den Naturschutz und die konkrete Fläche

verbessert werden, da die Beweidung den Erholungs- und Erlebniswert der Landschaft deutlich erhöht. Dies ist gerade im Ballungsraum Rhein-Main ein wesentlicher Bestandteil für die Akzeptanz von Naturschutzmaßnahmen in der Bevölkerung.

Danksagung

Die Untersuchung erfolgte im Rahmen des BMBF-Projektes „Sand-Ökosysteme im Binnenland: Dynamik und Restitution" (FKZ 01LN0003). Zu großem Dank sind wir R. Stürz (Landschaftspflegehof und NABU Kreisverband Darmstadt e.V.) verpflichtet, der eine Vielzahl der Managementvarianten erprobt und verbessert hat sowie die Last der Betreuung der verschiedenen Weidetiere getragen hat. Ihm verdanken wir wesentliche Impulse. Für die Beweidung des NSG „Ehemaliger August-Euler-Flugplatz" 2000–2001 danken wir R. Joeck. Die Kartendarstellungen und Berechnungen zur Beweidungsintensität verdanke ich K. Zimmermann und einige Freilandkartierungen der Weidezeiten C. Eichberg. R. Stürz, Prof. Dr. A. Schwabe-Kratochwil, K. Süss, S. Häfele und C. Eichberg danke ich für Hinweise zum Manuskript. Für Betretungsgenehmigungen für die Flächen danke ich dem Regierungspräsidium Darmstadt.

Literatur

Beil, M., 2003: Zur Korrelation zwischen Blütenressourcen und blütenbesuchenden Apoidea in standörtlich differenzierten Sand-Ökosystemen. - Diplomarbeit Technische Universität Darmstadt, FB Biologie, 147 S.

Beil, M. & Kratochwil, A., 2004: Zur Ressourcennutzung von Wildbienen (Hymenoptera, Apoidea) in beweideten und unbeweideten Sand-Ökosystemen. - In: Beweidung und Restitution als Chancen für den Naturschutz? NNA-Ber. 17, H.1, 179-189.

Bitz, A., 1987: Anmerkungen zu Pflege und Entwicklungsmaßnahmen im NSG „Mainzer Sand" und den angrenzenden Gebieten. - Mainzer Naturwissenschaftliches Archiv, 25, 583-604.

Breloer, H., 1996: Verkehrssicherungspflicht bei Bäumen aus rechtlicher und fachlicher Sicht. - Schriftenreihe Bäume und Recht. Bernhard Thalacker Verlag, Band 2, 5. Auflage, 112 S.

Briemle, G., 1988: Ist eine Schafbeweidung von Magerrasen der Schwäbischen Alb notwendig? – Veröffentlichungen für Naturschutz und Landschaftspflege Baden-Württemberg, 63, 51-67.

Briemle, G. & Schreiber, K. F., 1994: Zur Frage der Beeinflussung pflanzlicher Lebens- und Wuchsformen durch unterschiedliche Landschaftspflegemaßnahmen. – Tuexenia, N.F. 14, 229-244.

Busse, F.-W., Krabbe, H., 2000: Anmerkungen zur Schweinehaltungshygieneverordnung. – Amtstierärztlicher Dienst und Lebensmittelkontrolle, 7,1, 46-50.

Finck, P., Härdtle, W., Redecker, B. & Riecken, U. (Bearb.), 2004: Weidelandschaften und Wildnisgebiete - vom Experiment zur Praxis. - Schr.R. f. Landschaftspfl. u. Natursch. 78.

Fischer, P., 2002: Historische Nutzung der Trockenrasen im Gebiet des Biosphärenreservates „Flusslandschaft Elbe". - Archiv für Nat. Lands. 41, 65-95.

Haeseler, V., 1979: Landschaftsökologischer Stellenwert von Zaunpfählen am Beispiel der Nistgelegenheiten für solitäre Bienen und Wespen (Hym. Aculeata). - Natur und Landschaft 54, 1, 8-13.

Hassler, M., 1997: Spargel, Steppe und Sandrasen: Das Naturschutzgebiet „Frankreich". - Verlag Regionalkultur, Ubstadt-Weiher, 213 S.

Helmer, W., 2002: Natural grazing versus seasonal grazing. - vakblad Natuurbeheer, 5/2002, 31-33.

Kapfer, A., 1995: Wieder beweiden? Möglichkeiten und Grenzen der Beweidung als Maßnahme des Naturschutzes und der Landschaftspflege. -Beiträge der Akademie für Natur- und Umweltschutz Baden-Württemberg: „Wieder beweiden?" 18, 6-7.

Klapp, E., 1956: Wissen und Weiden. Behandlung, Verbesserung und Nutzung von Grünlandflächen. – Parey, Berlin, Hamburg, 137-359.

Krüger, U., 1999: Das niederländische Beispiel: Die „Oostvaardersplassen"- ein Vogelschutzgebiet mit Großherbivoren als Landschaftsgestaltern. - Natur und Landschaft, 74, 10, 428-435.

Krüss, A. & Rohde, U., 1990: Pflegeproblematik und Bestandsentwicklung in den Naturschutzgebieten „Sandhausener Dünen". – carolinea, 48, 109-120.

Mährlein, A., 2004: Agrarwirtschaftliche Untersuchungen in „neuen Hudelandschaften" bei naturschutzkonformer Extensivbeweidung mit Rindern und Schafen - In: Beweidung und Restitution als Chancen für den Naturschutz? NNA-Ber. 17, H.1, 191-203.

McNaughton, S. J., 1984: Grazing lawns: animals in herds, plant form, and coevolution. - The American Naturalist 124, 863-886.

Niehuis, M., 2001: Die Bockkäfer in Rheinland-Pfalz und im Saarland. - Fauna und Flora in Rheinland-Pfalz, Beiheft 26, 604 S.

Porzig, E. & Sambraus, H. H., 1991: Nahrungsaufnahmeverhalten. - Deutscher Landwirtschaftsverlag, Berlin, 404 S.

Remy, D. & Zimmermann, K., 2004: Restitution einer extensiven Weidelandschaft im Emsland: Untersuchungsgebiete im BMBF-Projekt „Sand-Ökosysteme im Binnenland". - In: Beweidung und Restitution als Chancen für den Naturschutz? NNA-Ber. 17, H.1, 27-38.

Riecken, U., 2004: Wissenschaftliche Untersuchungen zur extensiven Beweidung - Naturschutzfachliche Relevanz und Perspektiven. - In: Beweidung und Restitution als Chancen für den Naturschutz? - NNA-Ber. 17, H.1, 7-14.

Riecken, U., Finck, P., Klein, M. & Schröder, E., 1988: Überlegungen zu alternativen Konzepten des Naturschutzes für den Erhalt und die Entwicklung von Offenlandbiotopen. - Natur und Landschaft 73, 6, 261-270.

Riecken, U., Finck, P., Klein, M. & Schröder, E., 1998: Schutz und Wiedereinführung dynamischer Prozesse als Konzept des Naturschutzes. - Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz: Schutz und Förderung dynamischer Prozesse in der Landschaft 56, 7-19.

Schwabe, A., 1997: Zum Einfluß von Ziegenbeweidung auf gefährdete Bergheide-Vegetationskomplexe: Konsequenzen für Naturschutz und Landschaftspflege. - Natur und Landschaft 72, 4, 183-192.

Schwabe, A., Storm, C., Zeuch, M., Kleine-Weischede, H. & Krolupper, N., 2000: Sandökosysteme in Südhessen: Status quo, jüngste Veränderungen und Folgerungen für Naturschutz-Maßnahmen. - Geobotan. Kolloqu., 15, 25-45, Frankfurt/Main.

Schwabe, A., Zehm, A., Nobis, M., Storm, C. & Süß, K., 2004a: Auswirkungen von Schaf-Erstbeweidung auf die Vegetation primär basenreicher Sand-Ökosysteme. - In: Beweidung und Restitution als Chancen für den Naturschutz? NNA-Ber. 17, H.1, 39-53.

Schwabe, A., Zehm, A., Eichberg, C., Stroh; M., Storm; C. & Kratochwil, A., 2004b: Extensive Beweidungssysteme als Mittel zur Erhaltung und Restitution von Sand-Ökosystemen und ihre naturschutzfachliche Bedeutung. - Schr.R. f. Landschaftspfl. u. Natursch. 78.

Ssymank, A., Handke, U., Rückriem, C. & Schröder, E., 1998: Das europäische Schutzgebietssystem Natura 2000. - Schr.R. f. Landschaftspfl. u. Naturschutz 53, 1-560.

Storm, C. & Bergmann, S., 2004: Auswirkungen von Schaf-Beweidung auf die Nährstoffdynamik von Offenland-Sand-Ökosystemen in der nördlichen Oberrheinebene. - In: Beweidung und Restitution als Chancen für den Naturschutz? NNA-Ber. 17, H.1, 79-90.

Stroh, M., Storm, C., Zehm, A. & Schwabe, A., 2002: Restorative grazing as a tool for directed succession with diaspore inoculation: the model of sand ecosystems. – Phytocoenologia, 32, 4, 595-625.

Süß, K., 2004: Fraß- und Raumnutzungsverhalten bei sukzessiver Multispecies-Beweidung mit Wiederkäuern (Schafe) und Nicht-Wiederkäuern (Esel) in Sand-Ökosystemen. - In: Beweidung und Restitution als Chancen für den Naturschutz? NNA-Ber. 17, H.1, 127-132.

Voigtländer, G. & Jacob, H., (Hrsg.) 1987: Grünlandwirtschaft und Futterbau. –Ulmer, Stuttgart, 480 S.

Wedl, N. & Meyer, E., 2003: Beweidung mit Schafen und Ziegen im NSG Oderhänge Mallnow. – Naturschutz und Landschaftspflege in Brandenburg 12, 4, 137-143.

Westrich, P., 1990: Die Wildbienen Baden-Württembergs, Ulmer Verlag, Stuttgart, 431 S.

Zehm, A., 2003: Analyse der vertikalen Vegetationsstruktur: Methodenentwicklung und Beziehungen zu Pflanzengesellschaften, Mikroklima, Beweidung und Heuschrecken-Gemeinschaften. - Diss., TU Darmstadt, FB Biologie, 312 S.

Zehm, A., 2004: Auswirkungen von Beweidung auf die vertikale Vegetationsstruktur von Sandrasen. - In: Beweidung und Restitution als Chancen für den Naturschutz? NNA-Ber. 17, H.1, 69-77.

Zehm, A., Storm, C., Nobis, M., Gebhardt, S. & Schwabe, A., 2002: Beweidung in Sand-Ökosystemen - Konzept eines Forschungsprojektes und erste Ergebnisse aus der nördlichen Oberrheinebene. - Naturschutz und Landschaftsplanung, 2-3/2002, 67-73.

Zehm, A., Süß, K., Eichberg, C. & Häfele, S., 2004: Effekte der Beweidung mit Schafen, Eseln und Wollschweinen auf die Vegetation von Sand-Ökosystemen. - In: Beweidung und Restitution als Chancen für den Naturschutz? NNA-Ber. 17, H.1, 111-125.

Anschrift des Verfassers:

Dr. Andreas Zehm
TU Darmstadt, FB Biologie,
Vegetationsökologie
Schnittspahnstr. 4
64287 Darmstadt
zehm@bio.tu-darmstadt.de

Beweidung und Restitution als Chancen für den Naturschutz – Synopsis

von Angelika Schwabe

Vor dem Hintergrund der Entwicklung von Konzepten für **„neue Hudelandschaften"** in Leitbildflächen und restituierten Gebieten konnte unser vierjähriges Projekt eine Reihe von Ergebnissen erarbeiten, die einen **hohen Grad an Übertragbarkeit** für andere Sandgebiete des Binnenlandes haben. Die Leitbildflächen unserer Untersuchungsgebiete in der nördlichen Oberrheinebene und im Emsland (2, 3) zeigen in besonderem Maße die von Riecken (1) angesprochene spezifische Biodiversität von Landschaftsausschnitten, die traditioneller extensiver Nutzung entstammen (4, 5, 12, 14). Entscheidend für die Reproduzierbarkeit unserer Ergebnisse ist ein stringentes Design, das mit einem **Exclosure-System** (Weideausschluss-Flächen) die Ebene der Pflanzengemeinschaft erfasst und mit einem **Raster-basierten System** im 50 bis 65 m-Abstand die Brücke zur Landschaftsebene schlägt. In diesem System können alle hier vorgestellten Ergebnisse eingeordnet werden. Die Daten werden in einem **Geographischen Informationssystem** strukturiert, das neben den drei räumlichen Dimensionen die temporale Dimension darstellen kann (16). Thematische Karten und Auswertungen, die diese Dimensionen behandeln, werden in verschiedenen der hier aufgeführten Arbeiten dargestellt (z. B. 16, 26). Mit Hilfe der Software eCognition kann der Beweidungseinfluss auch auf der Landschaftsebene mit **CIR-Orthofotos** (Luftbilder Pixelgröße 7 cm) in der Zeitachse dargestellt werden, indem die Intensität der Rot-Anteile (frisch ausgetriebene Pflanzenteile) und die Musterbildung auf beweideten und unbeweideten Flächen analysiert werden (16, 25).

Ergebnisse zum **Beweidungsmanagement** konnten in beiden geographischen Regionen des Projektes gewonnen werden. Im **Sandgebiet des nördlichen Oberrheins** zeigte sich, dass Flächen mit Dominanz unduldsamer ruderaler Gräser (insbesondere *Calamagrostis epigejos*) einer **„Instandsetzungsbeweidung"** mit Schafen bedürfen mit mehrmaligem Weidegang, z.T. mit Multispecies-Beweidung (Schafe, Esel, z.T. Wollschweine) (4, 9, 10, 17). In den darauf folgenden Jahren kann eine **„dynamisch-extensive Beweidung"** (im Umtriebs-Koppelbeweidungssystem) mit kurzfristiger Stoßbeweidung in einem Staffelsystem folgen. Sind die Flächen in einem aus naturschutzfachlicher Sicht hervorragenden Zustand, sollte die Beweidung reduziert und z. B. in eine **Schaf-Hütebeweidung** umgewandelt werden (17). Unsere Ergebnisse zur Entwicklung der Vegetation zeigen, dass im Falle von stärker ruderalisierten Flächen bei einer statisch-extensiven Beweidung mit großen Koppeln von 3–4 ha Größe eine Instandsetzung im Sinne des Naturschutzes kaum möglich ist, wohl aber bei dynamisch-extensiver Beweidung. Im **Emsland** zeigte sich bei **Rinderbeweidung**, welche zentrale Rolle die **Besatzdichte** für die Dynamisierung von Sandstandorten hat. Im Falle von Unterbeweidung (0,5 GV/ha) kam es weder zu einem ausreichenden Fraß auf den alluvialen Weiden, noch zu Effekten in der Sandvegetation. Eine Besatzdichte von 0,7 bis 0,8 GV/ha führte zu einer extensiven Nutzung beider Vegetationskomplexe (11, 27).

Im Falle von „dynamisch-extensiver Beweidung" und „Instandsetzungsbeweidung" ließen sich im nördlichen Oberrheingebiet innerhalb von 4 Jahren auf neu von Extensiv-Schafrassen beweideten Flächen **bedeutende Effekte auf die Pflanzenarten-Zusammensetzung und Dominanzen** nachweisen. Der untersuchte Standorts- und Sukzessionsgradient reichte von Koelerion glaucae-Fluren zu ruderalisierten *Calamagrostis*-Stadien. Signifikante Änderungen in vier Jahren waren die **Erhöhung der Artenzahl auf beweideten Flächen** (u.a. mehr sandspezifische Einjährige, die z.T. Rote Liste-Arten sind), die **Erniedrigung der Streumenge** und die **Regression von Ruderalstadien**; auf **unbeweideten Flächen** waren die gegenläufigen Prozesse signifikant. Die Regression bei Beweidung und fortschreitende Sukzession bei Nicht-Beweidung kann noch stärker bei 9 Jahre untersuchten Dauerflächen festgestellt werden (4, 18, 20). Bei **sukzessiver Multispecies-Beweidung**: (Schaf und dann darauf folgend Esel) werden besonders günstige Effekte erzielt. Schafe bevorzugen Kräuter, Esel Gräser und Grasartige; die Kombination beider Arten führt zur effektiven Regression konsolidierter Stadien (10). Die „**Lücken-Dynamik**" ist bei Eselbeweidung weitaus größer als bei Schafbeweidung (10). Schafe haben eine Schlüssel-Bedeutung als **Vektoren einiger konkurrenzschwacher Rote Liste-Arten**, die endo- und/oder epizoochor ausgebreitet werden; dazu gehört *Medicago minima* (4). Insbesondere werden die dynamischen Prozesse bei Triebwegen verstärkt. Allgemein zeigte sich zwar, dass Schafbeweidung in den Sandgebieten bei Darmstadt sehr gut geeignet ist, um die Haupt-Phytomasse zu reduzieren; Problem-Pflanzenarten sind aber oft nur durch mehrere Weidetier-Arten zu reduzieren. Die Effekte von Multispecies-Beweidungsverfahren in naturschutzfachlich wertvollen Gebieten müssen wegen der bisher geringen Kenntnisse besonders sorgfältig zunächst auf kleinen Flächen geprüft werden (9).

Die **vertikale Vegetationsstruktur** konnte im Rahmen einer neu im Projekt entwickelten Methode untersucht werden (VErtical Vegetation STructure Analysis) (6, 11, 19). Effekte der Beweidung

auf die vertikale Vegetationsstruktur verursachen gleichzeitig bedeutende abiotische Änderungen (Zunahme der Bodentemperaturen in beweideten Flächen, Förderung thermobionter Tierarten) (18). Die vertikale Vegetationsstruktur wird bei nicht zu hoher Beweidungsintensität durch heterogene Strukturen geprägt, die bedeutsam sind für die Entwicklung einer hohen Phytodiversität und einer Sand-typischen Fauna der Flächen (6, 18).

Die untersuchten Sandgebiete sind reich an stenotopen Arthropoden-Arten. Es besteht eine signifikante Abhängigkeit **stenotoper Laufkäfer-Arten (Carabidae)** von definierbaren, insbesondere von lückigen, Vegetationsstrukturen. Das Ausbreitungspotential vieler Arten der Leitbildflächen ist gering. Es zeigte sich, dass insbesondere hochgradig bedrohte Käferarten an ein kleinräumiges Mosaik mit lückiger Vegetation und offenen Flächen gebunden sind, so wie es durch Beweidung gefördert wird (12, 21). **Wildbienen (Hymenoptera Apoidea)** haben z.T. enge Bindungen an bestimmte Pflanzenarten als Pollenspender, letztere werden im Laufe der spontanen Sukzession zugunsten von monodominanten Gräsern längerfristig zurückgedrängt. Nach drei Jahren Beweidung im Gebiet Griesheimer Düne bei Darmstadt zeigten sich (noch) keine signifikanten Unterschiede der Wildbienen-Gemeinschaft zwischen beweideten und unbeweideten Flächen, wohl aber zwischen Altgebieten (hoher Artenreichtum insbesondere an ausbreitungsschwachen Arten geringer Körpergröße) und jüngeren Flächen. Die Gemeinschaftsstruktur der Bienen zeigt eine enge Korrelation zur spezifischen Blüten-Ressourcenstruktur der Sandvegetation. Negative Effekte der gestaffelt durchgeführten dynamisch-extensiven Stoßbeweidung auf die Blütenbesucher-Gemeinschaft der Bienen waren nicht nachweisbar, wenn diese erst ab Ende Juli durchgeführt wird (14).

Die Untersuchungen zur **Nährstoffdynamik** liefern die Grundlage zur Beurteilung von Beweidungseffekten auf Phytomasse und Boden (7, 8). Es zeigte sich, dass die untersuchten Flächen sowohl im Emsland als auch im Darmstädter Gebiet typische Sand-Standorte darstellen, so dass die Ergebnisse auf andere Sand-Ökosysteme des Binnenlandes übertragbar sind. Die Vorräte an Humus und Gesamt-Stickstoff sind gering, besonders in den Pionierfluren. Im Emsland modifiziert die reliefgebunde Überflutungsdynamik den Stoffhaushalt wesentlich (8). Der ökosysteminterne Stickstoff-Umsatz (Mineralisierung) ist hoch verglichen mit den Stoff-Flüssen durch atmosphärische Deposition oder Auswaschung (7).

Die neu eingeführte statisch-extensive Schafbeweidung verursachte nach 2 Jahren im Darmstädter Gebiet eine signifikante **Verminderung der Streumengen** (4, 7), **erhöhte C:N-Verhältnisse im Weiderest** (Beleg des bevorzugten Fraßes stickstoffreicher Pflanzenarten/-teile durch die Weidetiere) (7, 15) und eine **Bodenverdichtung** im Oberboden (7). Demgegenüber waren in den Leitbildflächen des Emslandes nach vierjährigem Ausschluss der Rinderbeweidung keine Zunahmen der Streumengen oder andere Veränderungen der Phytomasse feststellbar (8). Diese Lag-Phase war auch in der floristischen Struktur festzustellen, wo nur geringe Effekte in vier Jahren auftraten (5). Bei den **bodenchemischen Kennwerten** war in keinem der Untersuchungsgebiete ein signifikanter Beweidungseffekt deutlich (7, 8). Der Grund dafür konnte im Darmstädter Gebiet (7) herausgearbeitet werden: Die durch Beweidung entzogenen Stickstoff-Mengen sind gering und werden überdies teilweise durch Faeces und Urin rückgeführt.

Die statisch-extensive Beweidung kann deshalb als **nährstoffökologisch nachhaltig** eingestuft werden. Sie kann aber kaum dazu dienen, in ruderalisierten Sandrasen eine Ausmagerung herbeizuführen. Langfristig sind für die Auswirkungen der Beweidung auf die Nährstoffdynamik **indirekte Effekte** (z. B. über geänderte Streumengen und -Zusammensetzung, induzierte Bodentemperatur-Änderungen, Bodenverdichtung, Zunahmen der Leguminosen-Phytomassen) wichtiger als der direkte Fraß-Entzug.

Aufgrund dieser Befunde ist zu prognostizieren, dass die Aussagen zur Nährstoffdynamik auch für das dynamisch-extensive System nach Abschluss der Instandsetzungsperioden gelten.

Im nördlichen Oberrheingebiet konnte eine Pilotstudie zur **Restitution von Sand-Ökosystemen** durchgeführt werden, für die jetzt Ergebnisse von 5 Vegetationsperioden vorliegen (Versuch „Seeheim-Jugenheim"), (18, 22). Es zeigte sich, dass Diasporen-armer Sandrohboden effektiv mit **Inokulationsmaterial aus Leitbildflächen** beimpft werden kann. Dieses Material sollte durch Mahd während der Fruchtphasen der Vegetation und zusätzliches „Rechen" (Gewinnung der Kryptogamenschicht mit reichlich Diasporen) gewonnen werden. Wenn die inokulierten Flächen zusätzlich extensiv beweidet werden, führt dies zu einer Elimination bzw. Unterdrückung höherwüchsiger, ruderaler Pflanzenarten. Der fünfjährige Versuch zeigte in Bezug auf die floristische Struktur eine stetige Annäherung der Restitutionsflächen an Leitbildflächen im Laufe der Zeit. Die erfolgreichen Maßnahmen dieser Pilotstudie wurden auf das große **Restitutionsprojekt im Emsland** übertragen. Hier wurden im Rahmen eines Erprobungs- und Entwicklungs-Projektes im Gebiet der Hammer und Wester Schleife im Herbst 2001 insgesamt ca. 50 ha einer ehemaligen Intensivlandschaft mit Maisäckern restituiert. Bei der Maßnahme sind zusätzlich Deiche geschliffen und „Neo-Dünen" aus nährstoffarmen Sanden modelliert worden (3). Diese **„Neo-Dünen"** wurden mit Mäh-/Rechgut aus den Leitbildflächen inokuliert. Mit einem den Leitbildflächen entsprechenden Exclosure-Ansatz und einem ebenfalls korrespondierenden Rasterpunktsystem kann die Vegetationsentwicklung inzwischen für zwei Vegetationsperioden analysiert und mit den Leitbildflächen verglichen werden (5, 23, 24). Die Restitutionsflächen zeigen mit Hilfe der Faktoren „Beweidung und natürliche Flussdynamik" (frische Übersandungen von Flächen durch Hochwasser außerhalb der Vegetationsperiode) in Bezug auf ihre Pflanzenarten-Zusammensetzung

eine gerichtete Entwicklung hin zu den Leitbildflächen. Das Modell **„halboffene Hudelandschaft"** wird mehr und mehr erreicht; Einschränkungen müssen zur Zeit gemacht werden in Bezug auf den zu geringen Beweidungsdruck im Gebiet „Hammer Schleife" (11). Die Erhöhung der Besatzdichte im Jahr 2004 ist inzwischen gesichert (L. Pott, Landkreis Emsland, persönliche Mitteilung).

Die **Kolonisation der „Neo-Dünen" durch Laufkäfer (Carabidae)** ist abhängig von dem jeweiligen Ausbreitungstyp; es wurden vier verschiedene Typen herausgearbeitet (flugfähige bzw. flugunfähige Sandrasenarten, eurytope flugfähige Offenlandarten vor allem des Grünlandes, sonstige Arten) (12, 13).

Für den im Gebiet flugunfähigen *Poecilus lepidus* wurde die Wiederbesiedlung der Neo-Dünen im Emsland mit der **Fang-Wiederfang Methode** untersucht und dann **mit der Software DISPERS modelliert**. Der Vergleich zeigte die gute Einsetzbarkeit der Modellierung, da die Freiland- und Modellierungsdaten sich entsprechen. Es gelang *Poecilus lepidus*, die Neo-Dünen zu erreichen. Hierbei verlief die Einwanderung über das noch vegetationsfreie (-arme) Gebiet der Hammer Schleife nach der Restitution (13).

Die populationsgenetischen Untersuchungen an *Poecilus lepidus* zeigten, dass es eine signifikante Beziehung zwischen Habitatgröße und Allelzahl der untersuchten Genloci gibt. Für den langfristigen Schutz einer solchen stenotopen Sandrasenart sind Gebietsgrößen von mehr als 10 ha notwendig, um eine ausreichende Allelzahl zu gewährleisten (13, 25).

Durch den **Inokulationsansatz** wurden nicht nur sandspezifische Pflanzenarten übertragen, sondern es gelang gleichzeitig auch eine **Übertragung stenotoper Tierarten** (z.B. im Emsland die gefährdete stenotope Art *Harpalus neglectus* [Carabidae] und im Gebiet „Rotböhl" [Landkreis Darmstadt-Dieburg] die gefährdete thermobionte Heuschreckenart *Calliptamus italicus*) (13, Beobachtungen M. Persigehl, A. Zehm).

Die **agrarökonomischen Untersuchungen** zeigten, dass dem hohen Naturschutzwert der Flächen und den überaus günstigen Effekten der Beweidung eine ungünstige finanzielle Situation gegenübersteht. Im Moment besteht eine starke Abhängigkeit von öffentlichen Fördermitteln, die allenfalls durch die **Verbesserung der Direktvermarktung** gemildert werden könnte. Eine naturschutzgerechte extensive Beweidung von Sand-Ökosystemen stellt eine ökonomische Perspektive dar, wenn die damit erbrachte ökologische Leistung auf dem Wege einer öffentlichen Transferzahlung direkt entlohnt wird. Die derzeit bestehende agrarpolitisch motivierte indirekte Förderung extensiver Beweidung sollte in eine zielgerichtete direkte Förderung umgewandelt werden. Ohne eine öffentliche finanzielle Unterstützung erscheint es derzeit weitgehend ausgeschlossen, den Erhalt wertvoller extensiver Offenlandflächen in Sinne der Ziele von Naturschutz und Landschaftspflege langfristig zu gewährleisten (15). Hinzu sollte eine Flexibilität der Kulturlandschaftsprogramme kommen, die – wenn die Fläche es erfordert – auch Mehrfachbeweidungen finanzierbar macht.

Für die Zukunft ist es eine wichtige Aufgabe, die Situation der Tierernährung auf den armen Sandflächen im Darmstädter Gebiet durch ein innovatives Konzept zu verbessern. Dieses sollte ein Verbundsystem umfassen mit entsprechenden Triebwegen, die nährstoffarme Sandflächen mit nährstoffreicherem Grünland in den Altneckarschlingen verbindet. Es muss dabei gewährleistet sein, dass es zu einem doppelten Verbund sowohl der Sandgebiete als auch der Frisch- und Feuchtgrünländer untereinander kommt; der Diasporentransport von feucht/frisch zu trocken muss dabei unterbrochen werden (geplantes E und E-Vorhaben „Ried und Sand: Biotopverbund und Restitution durch extensive Landbewirtschaftung"). Dabei sollten sich beide Flächentypen entscheidend vergrößern, so dass die Zahl der mehr als 10 ha großen Gebiete deutlich zunimmt. Die bestehenden und zu entwickelnden halboffenen Hudelandschaften im Emsland haben bereits eine Mosaikstruktur, die auch den Bedürfnissen der Tierernährung entspricht.

Zusammengefasst generieren die Weidetiere nach der Instandsetzung von Flächen (die oft besondere Maßnahmen erfordert) ein komplexes Muster, das verschiedenste gefährdete Pflanzen- und Tiergruppen und ihre Gemeinschaften in dynamischen Vegetationskomplexen fördert und längerfristig erst ermöglicht. Dabei sind die Effekte der Beweidung oft nicht direkt (Phytomasse-Entnahme), sondern sie sind indirekt (Veränderungen der Streu und Bodentemperatur, Umschichtung der floristischen und faunistischen Diversität u. a.). Diese durch die Weidetiere generierte Mosaikstruktur ist besonders wichtig für die betroffenen Flora-Fauna-Habitat-Gebiete und Gebiete der Vogelschutz-Richtlinie. Die Langfristigkeit des Systems besteht bisher erst auf den Leitbildflächen im Emsland; alle Daten sprechen dafür, dass dies auch für die nördliche Oberrheinebene und die Restitutionsflächen im Emsland gilt. Eine langfristige Forschung sollte diese Entwicklungen begleiten (1).

Zitate und Manuskript-Nummern aus dem Band NNA 17, H.1:

1. Riecken, U., 2004: Wissenschaftliche Untersuchungen zur extensiven Beweidung – Naturschutzfachliche Relevanz und Perspektiven. – In: Beweidung und Restitution als Chancen für den Naturschutz? NNA-Ber. 17, H.1, 7-14.
2. Zehm, A. & Zimmermann, K., 2004: Sandgebiete in der hessischen Oberrheinebene: Untersuchungsflächen und Untersuchungsansatz des BMBF-Projektes „Sand-Ökosysteme im Binnenland". - In: Beweidung und Restitution als Chancen für den Naturschutz? NNA-Ber. 17, H.1, 15-26.
3. Remy, D. & Zimmermann, K., 2004: Restitution einer extensiven Weidelandschaft im Emsland: Untersuchungsgebiete im BMBF-Projekt

„Sand-Ökosysteme im Binnenland". - In: Beweidung und Restitution als Chancen für den Naturschutz? NNA-Ber. 17, H.1, 27-38.

4. Schwabe, A., Zehm, A., Nobis, M., Storm, C. & Süß, K., 2004: Auswirkungen von Schaf-Erstbeweidung auf die Vegetation primär basenreicher Sand-Ökosysteme. - In: Beweidung und Restitution als Chancen für den Naturschutz? NNA-Ber. 17, H.1, 39-53.
5. Stroh, M. & Kratochwil, A., 2004: Vegetationsentwicklung von restituierten flussnahen Sand-Ökosystemen und Feuchtgrünland im Vergleich zu Leitbildflächen (Emsland, Niedersachsen). - In: Beweidung und Restitution als Chancen für den Naturschutz? NNA-Ber. 17, H.1, 55-68.
6. Zehm, A., 2004a: Auswirkungen von Beweidung auf die vertikale Vegetationsstruktur von Sandrasen. - In: Beweidung und Restitution als Chancen für den Naturschutz? NNA-Ber. 17, H.1, 69-77.
7. Storm, C. & Bergmann, S., 2004: Auswirkungen von Schaf-Beweidung auf die Nährstoffdynamik von Offenland-Sand-Ökosystemen in der nördlichen Oberrheinebene. - In: Beweidung und Restitution als Chancen für den Naturschutz? NNA-Ber. 17, H.1, 79-90.
8. Remy, D. & Menzel, U., 2004: Nährstoffstatus und Phytomasse beweideter und unbeweideter Sandrasen in den Flussauen von Ems und Hase (Emsland, Niedersachsen). - In: Beweidung und Restitution als Chancen für den Naturschutz? NNA-Ber. 17, H.1, 91-109.
9. Zehm, A., Süß, K., Eichberg, C. & Häfele, S., 2004: Effekte der Beweidung mit Schafen, Eseln und Wollschweinen auf die Vegetation von Sand-Ökosystemen. - In: Beweidung und Restitution als Chancen für den Naturschutz? NNA-Ber. 17, H.1, 111-125.
10. Süß, K., 2004: Fraß- und Raumnutzungsverhalten bei sukzessiver Multispecies-Beweidung mit Wiederkäuern (Schafe) und Nicht-Wiederkäuern (Esel) in Sand-Ökosystemen. - In: Beweidung und Restitution als Chancen für den Naturschutz? NNA-Ber. 17, H.1, 127-132.
11. Stroh, M., Kratochwil, A. & Schwabe, A., 2004: Fraß- und Raumnutzungseffekte bei Rinderbeweidung in halboffenen Weidelandschaften: Leitbildflächen und Restitutionsgebiete im Emsland (Niedersachsen). - In: Beweidung und Restitution als Chancen für den Naturschutz? NNA-Ber. 17, H.1, 133-146.
12. Lehmann, S., Persigehl, M., Rosenkranz, B., Falke, B. & Aßmann, T., 2004: Struktur von Laufkäfer-Gemeinschaften (Coleoptera: Carabidae) in größtenteils beweideten Sandfluren des Emslandes. - In: Beweidung und Restitution als Chancen für den Naturschutz? NNA-Ber. 17, H.1, 147-159.
13. Persigehl, M., Lehmann, S., Vermeulen, H.J.W., Rosenkranz, B., Falke, B. & Aßmann, T., 2004: Kolonisation restituierter Sandrasen im Darmstädter Flugsandgebiet und im mittleren Emsland durch Laufkäfer. - In: Beweidung und Restitution als Chancen für den Naturschutz? NNA-Ber. 17, H.1, 161-178.
14. Beil, M. & Kratochwil, A., 2004: Zur Ressourcennutzung von Wildbienen (Hymenoptera, Apoidea) in beweideten und unbeweideten Sand-Ökosystemen. - In: Beweidung und Restitution als Chancen für den Naturschutz? NNA-Ber. 17, H.1, 179-189.
15. Mährlein, A., 2004: Agrarwirtschaftliche Untersuchungen in „neuen Hudelandschaften" bei naturschutzkonformer Extensivbeweidung mit Rindern und Schafen. - In: Beweidung und Restitution als Chancen für den Naturschutz? NNA-Ber. 17, H.1, 191-203.
16. Zimmermann, K., 2004: GIS-basierte Integration, Analyse und Visualisierung von räumlichen und temporalen Daten des BMBF-Projektes: Sand-Ökosysteme im Binnenland. - In: Beweidung und Restitution als Chancen für den Naturschutz? NNA-Ber. 17, H.1, 205-219.
17. Zehm, A., 2004b: Praxisbezogene Erfahrungen zum Management von Sand-Ökosystemen durch Beweidung und ergänzende Maßnahmen. - In: Beweidung und Restitution als Chancen für den Naturschutz? NNA-Ber. 17, H.1, 221-232.

Sonstige Zitate von Projekt-Veröffentlichungen:

18. Schwabe, A., Zehm, A., Eichberg, C., Stroh; M., Storm; C. & Kratochwil, A., 2004: Extensive Beweidungssysteme als Mittel zur Erhaltung und Restitution von Sand-Ökosystemen und ihre naturschutzfachliche Bedeutung. - Schr.R. f. Landschaftspfl. u. Natursch. 78.
19. Zehm, A.; Nobis, M. & Schwabe, A. (2003): Multiparameter analysis of vertical vegetation structure based an digital image processing. - Flora 198, 142-160.
20. Süss, K.; Storm, C.; Zehm, A. & Schwabe, A. (accepted): Succession in inland sand ecosystems: which factors determine the occurrence of the tall grass species *Calamagrostis epigejos* (L.) Roth and *Stipa capillata* L.? - Plant Biology.
21. Lehmann, S., Persigehl, M., Rosenkranz, B, Falke, B., Günther, J. & Aßmann, T, 2004: Laufkäfer-Gemeinschaften (Coleoptera, Carabidae) xerothermer Sandrasen und ihre Abhängigkeit von Beweidungsmaßnahmen. - Schr.R. f. Landschaftspfl. u. Natursch. 78.
22. Stroh, M., Storm, C., Zehm, A. & Schwabe, A., 2002: Restorative grazing as a tool for directed succession with diaspore inoculation: the model of sand ecosystems. - Phytocoenologia 32, 595-625.
23. Stroh, M., Kratochwil, A., Remy, D., Zimmermann, K. & Schwabe, A., submitted: Restoration of alluvial landscapes in the Ems region (northwestern Germany).
24. Kratochwil, A., Stroh, M. & Schwabe, A. (2004): Restitution alluvialer Weidelandschaften: Binnendünen-Feuchtgebietskomplexe im Emsland (Nordwestdeutschland). - Schr.R. f. Landschaftspfl. u. Natursch. 78.
25. Persigehl, M. & Aßmann, T., submitted: Effects of recent habitat fragmentation on the variability of *Poecilus lepidus* populations in Northwest-Ger-

many (Coleoptera, Carabidae). – Proc. Royal Soc. London (B).

26. Zimmermann, K. & Renninger, V., 2004: Erkennung und Analyse von Beweidungseffekten in hochauflösenden Farb-Infrarot (CIR)-Orthophotos.- Schr.R. f. Landschaftspfl. u. Natursch. 78.
27. Kratochwil, A., Fock, S., Remy, D. & Schwabe, A., 2002: Responses of flower phenology and seed production under cattle grazing impact in sandy grasslands. - Phytocoenologia 32, 4, 531-552.

Anschrift der Verfasserin:

Prof. Dr. A. Schwabe
Technische Universität Darmstadt,
Fachgebiet Vegetationsökologie
Schnittspahnstr. 4
D-64287 Darmstadt
schwabe@bio.tu-darmstadt.de