

Schr.-R. f. Landschaftspfl. u. Natursch.	H. 78	2004	63–92	Bundesamt für Naturschutz, Bonn
--	-------	------	-------	---------------------------------

Extensive Beweidungssysteme als Mittel zur Erhaltung und Restitution von Sand-Ökosystemen und ihre naturschutzfachliche Bedeutung

ANGELIKA SCHWABE, ANDREAS ZEHM, CARSTEN EICHBERG, MICHAEL STROH,
CHRISTIAN STORM & ANSELM KRATOCHWIL

Abstract:

Extensive grazing systems as a tool for maintenance and restoration of sand ecosystems and their significance for nature conservation

In the course of a four-year project the effects of extensive grazing in sand ecosystems were studied. The research work focused on two sandy areas: (1) sand ecosystems as well as restoration areas situated in the upper Rhine valley which were newly grazed with mostly land-race breeds of sheep (partly also with donkeys and goats); (2) target areas characterized by semi-open cattle-grazed pastures as well as a restitution area of 37 ha situated in the Ems region. Enclosures and grazed areas in the upper Rhine valley and in the restitution areas, and since 2000 also fenced areas exhibiting spontaneous successional processes on the permanent pastures situated in the Emsland region (target area), were the basis for a field experiment. Moreover, vegetation dynamics were studied on the basis of a regular grid. As part of a pilot study concerning restitution measures and grazing impact, studies have been realized for five vegetation periods comparing plots inoculated with mown, raked material or sods and non-inoculated plots.

The grazing impact on newly grazed areas depended to a high degree on the respective grazing systems. In the case of a grazing regime with relatively small paddocks of 1 ha exposed to temporary intensive grazing (only a few days within one year), the following effects, which are important for nature conservation, could be demonstrated: an increase in plant species numbers and especially an advancement of Red Data species. This correlated e.g. with changes in the vertical vegetation structure (thinning).

The soil temperature of grazed areas rose by 0.8 °C on average enabling above all the advancement of thermobiotic animal species. Regression effects became obvious in the case of, among others, *Calamagrostis epigejos*. Trails of sheep play an overall role concerning regressive dynamics.

The successional processes observed in the formerly grazed enclosures in the Emsland region are characterized by extended lag-phases. Some effects have been evident after a four-year period; these include for example a lack of plant populations dynamics, such as in the case of the acrocarpic moss species *Ceratodon purpureus*, which is favoured by grazing.

To date, the restoration experiment studied over five vegetation periods has been successful. Many Red Data Book species have been transferred to the restitution area and tall species (often ruderal plants) have been repressed. The repression of ruderal plant species became especially obvious where successive multispecies grazing systems with ruminants (here: sheep) and non-ruminants (here: donkeys) were used. The most successful inoculation

method used in the upper Rhine valley – “inoculation with mown/raked material” (material taken from donor plots in target areas) – was subsequently also used in the Emsland study areas.

1 Einführung

Offene und halboffene Sand-Ökosysteme des Binnenlandes gehören zu den stark gefährdeten Lebensräumen unserer Kulturlandschaft. Als Folge fehlender Nutzung und fehlender dynamischer Prozesse verlieren sie durch einsetzende Sukzessionsprozesse mehr und mehr ihren Wert für den Naturschutz.

Für einen Zeitraum von vier Jahren konnten wir im Rahmen des BMBF-Projektes „Sand-Ökosysteme im Binnenland, Dynamik und Restitution“ Untersuchungen zur extensiven Beweidung von Sand-Ökosystemen durchführen (SCHWABE et al. 2002). Im Vordergrund stand die Frage, ob sich diese Lebensräume mit Hilfe von Beweidung „redynamisieren“ lassen. Außerdem sollte geklärt werden, inwieweit Beweidung auch für Restitutionsansätze ein entscheidendes Instrument sein kann, um unerwünschte Ruderalisierungen zu unterdrücken (SCHWABE et al. 2002). Das Ziel dabei ist die Entwicklung von „neuen Hudelandschaften“ (FINCK et al. 2002; KRATOCHWIL & SCHWABE 2001), die einerseits dem Arten- und Biotopschutz Rechnung tragen, andererseits aber auch ökonomisch tragfähig sind.

Wir berichten im Folgenden vor allem über einige Ergebnisse aus den Bereichen „Vegetationsökologie“ und „Mikroklima“; andere Ergebnisse des Projektes werden u.a. in weiteren Artikeln in diesem Band (KRATOCHWIL et al. 2004; LEHMANN et al. 2004; ZIMMERMANN & RENNINGER 2004) und in einem eigenen Symposiumsbericht zusammengestellt (SCHWABE & KRATOCHWIL (Hrsg.) 2004).

Unseren Untersuchungen hatten wir folgende Hypothesen zugrunde gelegt:

Für gewachsene Sand-Ökosysteme:

1. Beweidung bewirkt eine Regression der Vegetation in Richtung auf frühe Sukzessionsstadien. Dies führt zu einer Inwertsetzung der Flächen aus Sicht des Naturschutzes, da sowohl Rote Liste-Pflanzen- und Tierarten als auch prioritäre Lebensräume der FFH-Richtlinie vor allem in den frühen Sukzessionsstadien zu finden sind.
2. Die Regression der Vegetation wird verursacht durch verschiedene dynamische Prozesse; diese können sein: „Lückendynamik“, Entstehung von Sonderstandorten u. a.
3. Beweidung hat einen „impact“ auch im Hinblick auf abiotische Faktoren. Die Bodentemperaturen erhöhen sich, und thermobionte Arten können so gefördert werden.
4. Wird die Nutzung langjährig beweideter Flächen eingestellt, werden die Auswirkungen der Brachlegung auf die floristische Zusammensetzung im hier untersuchten Zeitraum von vier Jahren eher gering sein.

Für restituierte Sand-Ökosysteme:

5. Es ist möglich, durch Inokulation mit transferiertem Pflanzenmaterial von Leitbildflächen die Entwicklung von restituierten Flächen in Richtung des Leitbildes zu ermöglichen bzw. zu beschleunigen. Da die Weidetiere die meisten höherwüchsigen Ruderalarten bevorzugt fressen, führt Beweidung indirekt zur Förderung der niederwüchsigen, konkurrenzschwachen Arten der Sandvegetation.

Unter „extensiver Beweidung“ verstehen wir hierbei eine Besatzdichte von $< 0,7$ Großvieheinheiten/ha (gesamte Beweidungsperiode). Die im Darmstädter Gebiet durchgeführte Beweidung lässt sich jedoch kaum in ein solches Schema einpassen (s.u.). Hier bietet sich der Begriff „Fresszeit“ unter Angabe der Zahl der Tiere an (= Dauer des Verbleibs von Weidetieren auf einer Koppel in Tagen nach VOIGTLÄNDER & JACOB 1987).

2 Untersuchungsgebiete

2.1 Allgemeines

Im Rahmen des BMBF-Projektes war es möglich, zum einen gewachsene Sand-Ökosysteme als Leitbilder oder zu redynamisierende Flächen zu untersuchen und zum anderen restituierte Flächen (SCHWABE & KRATOCHWIL (Hrsg.) 2004). Die Gebiete liegen im Bereich subkontinental und noch subatlantisch beeinflusster Sande der nördlichen hessischen Oberrheinebene (Darmstadt/ Darmstadt-Dieburg in Südhessen) und der subatlantisch geprägten Sandgebiete des Ems-Flusssystem (Ems bei Lingen und Hase südwestlich Haselünne). Die Sande der nördlichen Oberrheinebene sind vorwiegend basenreich (spät- und postglazial ausgewehtes Material von Rheinsanden aus den Kalkalpen); bei stärkerer Konsolidierung können sie oberflächlich versauern. Kleinflächiger kommen auch saure Mainsande vor. Das sandige Substrat des Ems-Hase-Gebietes entstammt den saaleeiszeitlichen Ablagerungen und ist primär sauer; im Bereich von Sanden der Fluss-Spülsäume kann es basenreicher sein. Alle Standorte im Untersuchungsgebiet Südhessen sind grundwasser- und flussfern; diejenigen im Ems-/Hasegebiet liegen im Bereich der unmittelbaren Fluss-Dynamik; Erosionen und Ablagerungen von Sand durch Hochwasserereignisse sind häufig.

2.2 Leitbildflächen

Leitbildflächen existieren in beiden Hauptuntersuchungsgebieten nur noch vereinzelt und sind oft nur kleinflächig ausgeprägt und stark fragmentiert.

Im Falle des südhessischen Untersuchungsgebietes handelt es sich bei basenreichen Sanden um Sukzessionsgradienten vom *Bromo tectori-Phleetum arenarii* zum *Koelerion glaucae* (u. a. *Jurineo-Koelerietum glaucae*), zum *Allio-Stipetum* und zum lichten Steppen-Kiefernwald (*Pyrolo-Pinetum*); im Falle der Ruderalisierung entstehen unduldsame und verjüngungshemmende *Calamagrostis epigejos*- oder auch *Cynodon dactylon*-Fazies (SCHWABE et al. 2000; 2004; ZEHM 2003; SÜSS et al., 2004). Im Untersuchungsgebiet „Emsland“ sind das *Spergulo morisonii-Corynephorum* (*typicum* und *cladonietosum*) und das *Diantho deltoidis-Armerietum* die wesentlichen Leitgesellschaften der hier untersuchten Sand-Ökosysteme. Die flussnahen Dünen sind im Leitbildgebiet „Biener Busch“ bei Lingen eingebettet in einen Komplex von Flutmulden, mageren Beständen des *Lolio-Cynosuretum* und Ökotonstrukturen; s. dazu KRATOCHWIL et al. (2004); STROH et al. (submitted).

Sowohl im südhessischen Untersuchungsgebiet als auch im Emsland kommen prioritäre Lebensräume der FFH-Richtlinie vor (Südhessen: *Koelerion glaucae*, Appendix I: 34.12, Emsland: 64.12 x 35.2, „Offene Grasflächen mit *Corynephorus* und *Agrostis* auf Binnendünen“). Im *Koelerion glaucae* finden sich auch die seltenen Vorkommen der prioritären FFH-Art *Jurinea cyanoides* (SSYMANK et al. 1998).

2.3 Restitutionsflächen

Im südhessischen Untersuchungsgebiet wurden Versuche zur Optimierung der Restitution von Sand-Ökosystemen mit anschließender Schaf- bzw. Eselbeweidung gemacht (Bereich einer abgeschobenen ehemaligen Bauschuttdeponie auf Sand in Nähe exzellenter *Jurineo-Koelerietum*-Leitbildflächen in Seeheim-Jugenheim: nördliche Oberrheinebene; STROH et al. 2004). Die Untersuchungen dienten als Grundlage für das Inokulations-Design der Restitutionsmaßnahme im Projektgebiet Emsland. Dort wurde auf diese Weise einer der größten Restitutionsansätze in Mitteleuropa auf flussnahen Sand-Standorten durchgeführt. Das Ziel

der Entwicklung ist hier eine „neue Hudelandschaft“ ähnlich wie im Leitbild-Gebiet „Biener Busch“ (s. zum Restitutionsgebiet: KRATOCHWIL et al. 2004).

2.4 Beweidung

Die Flächen im südhessischen Untersuchungsgebiet wurden seit 1999/2000 neu beweidet, vor allem mit alten Landschaf-Rassen (Moorschnucken, Skudden, Rhönschafe). Ergänzend kamen Esel, Wollschweine und Ziegen für besondere Pflegeziele zum Einsatz (SÜSS 2004; ZEHM et al. 2002, 2004).

Im Gebiet „Ehemaliger August-Euler-Flugplatz“ (Südhessen) wurde im Zeitraum 2000 bis 2002 ein „statisch-extensives Beweidungssystem“ mit Schafen eingesetzt. Auf großen Koppeln von etwa 4 ha erfolgte eine Beweidung mit ca. 130 Tieren jeweils für 10 bis 14 (20) Tage im Jahr nach einem festem Schema. Im Gebiet „Griesheimer Düne“ wurde von 2000 bis 2003 mit einem „dynamisch-extensiven Beweidungssystem“ gearbeitet, das kurzzeitige Stoßbeweidung kleinerer Koppeln vorsieht. Im Falle von z. B. ehemaligen Äckern und Problem-pflanzenarten wie *Calamagrostis epigejos* erfolgte eine Mehrfach-Beweidung (sog. „Instandsetzungsbeweidung“); s. dazu SCHWABE et al. (2004). Die „dynamisch-extensive Beweidung“ wird seit 2002/2003 auch im NSG „Ehemaliger August-Euler-Flugplatz“ durchgeführt.

Im Emsland handelt es sich um Flächen, die von Rindern extensiv beweidet werden. Im Falle des Leitbild-Gebietes sind es alte Dauerweiden (von Mai bis Oktober beweidet), im Falle der Untersuchungsflächen im Restitutionsgebiet handelt es sich um eine Erstbeweidung seit dem Jahre 2002 (KRATOCHWIL et al. 2004; STROH & KRATOCHWIL 2004, STROH et al. 2004).

3 Methoden

Im Folgenden wird eine Auswahl von Methoden dargestellt, die für die in dieser Publikation angeführten Untersuchungen eingesetzt wurden.

3.1 Untersuchungen zur Pflanzenarten-Gemeinschaft im Exclosure- und Rasterpunkt-Ansatz

Das Untersuchungsdesign umfasst in beiden Hauptuntersuchungsgebieten für die zentralen Feldexperimente abgezaunte Exclosures (= Weideausschlussflächen) und beweidete Flächen (s. dazu auch SCHWABE et al. 2002, 2004). Die hier betrachteten Aufnahmeflächen haben eine Größe von 25 m². In jedem Vegetationskomplex wurden randomisiert zwei Flächenpaare angelegt. Im NSG „Ehemaliger August-Euler-Flugplatz von Darmstadt“ wurden in Armerion- (A1,2), ruderalisierten Armerion- (A3-6) und Koelerion glaucae-Flächen (K1-4) Exclosures angelegt. Weitere Exclosures finden sich in *Festuca ovina* agg.-Beständen (F1, 2) und *Artemisia campestris*-Fluren (B1, 2). Im Gebiet „Griesheimer Düne“ wurde der Gradient von Allio-Stipetum-Flächen bis zu *Calamagrostis epigejos*-(S1-4) und Gebüsch-Stadien (G1) erfasst. Im Emsland errichteten wir in Beständen des Spergulo morisonii-Corynephorum (n = 3), des Diantho deltoideis-Armerietum (n = 2) und einer beweideten Altbrache (n = 2) beweidete/unbeweidete Flächenpaare; weitere liegen auf den Restitutionsflächen (KRATOCHWIL et al. 2004; STROH et al., submitted). Die Hauptuntersuchungsgebiete sind außerdem mit einem GIS-basierten Rasterystem überzogen worden, wo im Rasterabstand von 50 bzw. 65 m Flächen der Größe von 80 m² in ihrer floristischen Struktur untersucht wurden (Skala von BARKMAN et al. 1964).

Die Feldaufnahmen der hier vorgestellten Daten wurden durchgeführt für Exclosures von A. ZEHM (Darmstadt), M. STROH, J. OSTENDORP, U. MÖNNINGHOFF (Emsland), für die Rasterpunkte Griesheimer Düne von A. SCHWABE (fünf Aufnahmeflächen im Jahr 2000 erhoben von M. NOBIS).

3.2 Untersuchung von linearen Strukturen (Weidepfade)

Die vor allem im Rahmen des „statisch-extensiven Beweidungssystems“ entstandenen Weidepfade wurden für ausgewählte Koppeln (F, K) des ehemaligen August-Euler-Flugplatzes bei Darmstadt im Freiland in ein hochauflösendes Color-Infrarot-Orthophoto (Pixelgröße 7,5 cm) eingetragen, digitalisiert und in ein GIS integriert (Geomedia Professional 5.1). Untersuchungen zur floristischen Struktur von Weidepfaden wurden im Jahre 2002 vor Beweidungsbeginn (Effekte aus den Vorjahren) auf Koppeln desselben Untersuchungsgebietes durchgeführt mit streifenförmigen (4,5 bis 5,3 m x 0,1 m) Aufnahmen im Weidepfad-Zentrum und auf parallel orientierten, 0,5 m entfernten Vergleichsflächen (n = 7 + 7 Flächen je Koppel, Skala von BARKMAN et al. 1964). Zusätzlich sind Deckungsparameter der Bestände sowie für ausgewählte Arten Individuenzahlen erhoben worden (z. B. *Silene conica*, *Phleum arenarium*). Die Feldaufnahmen wurden durchgeführt von C. EICHBERG und M. RÖTH.

3.3 Bodentemperatur, vertikale Vegetationsstruktur und Heuschreckenvorkommen

Die Bodentemperaturen wurden mit Thermloggern (Typ Tinytalk II; Firma Gemini Data Loggers) in 2 cm Bodentiefe erfasst. In 10 Exclosures im NSG „Griesheimer Düne und Eichwäldchen“ und dem NSG „Ehemaliger August-Euler-Flugplatz“ wurden in beweideten und unbeweideten Vergleichsflächen jeweils zwei mit einem stabilen Aluminiumgehäuse versehene Logger eingesetzt (insgesamt 40 Logger). Testreihen zeigten eine gute Reproduzierbarkeit der Messungen ($\pm 0,1-0,4$ °C; ZEHM 2003).

Die Untersuchungen der vertikalen Vegetationsstruktur erfolgten mit der VESTA-Methode (Vertical Vegetation Structure Analysis): Digitale Farbfotos können mit dem Programm SIDELOOK (programmiert von M. NOBIS, www.appleco.ch, publiziert in ZEHM et al. 2003) auf viele Parameter der vertikalen Vegetationsstruktur hin computergestützt analysiert werden (vgl. ZEHM 2003).

Wichtige hier benutzte Begriffe sind: „Dichtheit“ (= Menge der Phytomasse pro Raumeinheit); „Höhenstruktur“ (mittlere Vegetationshöhe = Mittelwert der maximalen Höhen des Vegetationsbestandes in horizontalen 1-cm-Intervallen gemessen); Heterogenität der vertikalen Struktur (z. B. fraktale Dimension per „box-counting algorithm“, vgl. HÜTT 2001); weitere grundlegende Definitionen finden sich bei ZEHM et al. (2003).

Die Untersuchung der Heuschreckengemeinschaften erfolgte jeweils im Spätsommer der Jahre 1998–2001 mittels der Isolationsquadrat-Methode (ISERN-VALLVERDU et al. 1993, SCHLUMPRECHT & WAEBER 2003) bei gleichzeitiger Erfassung der vertikalen Vegetationsstruktur. Insgesamt liegen 380 Isolationsquadrat-Proben zugrunde. Die Untersuchungen zu Temperatur, Vegetationsstruktur und Heuschreckengemeinschaften wurden von A. ZEHM unter Mitarbeit von M. BEIL, N. JÄHRLING, M. RÖTH und M. THOMÉ durchgeführt.

3.4 Restitutionsversuch

Bei dem Restitutionsversuch wurden 35 Experimentalflächen (plots) von je 25 m² Größe und jeweils einer 5 m breiten Pufferzone untersucht. Alle Flächen wurden vor Versuchsbe-

ginn 40 cm tief gefräst. Die Verteilung der folgenden Behandlungen auf die plots erfolgte systematisch-randomisiert (STROH et al. 2002). Die Mahd und Ausbringung erfolgte zwischen dem 14. und 21. 8. 1998:

- MA (8 Flächen): Gemähtes Material Allio-Stipetum **A** (Seeheimer Düne).
 - Ma (8 Flächen): Gemähtes Material Allio-Stipetum **a** (Rotböhl).
 - MC (8 Flächen): Gemähtes Material Corynephorum (Rotböhl).
 - R (2 Flächen) (Rechmaterial Allio-Stipetum Seeheimer Düne): Die Rechgut-Gewinnung erfolgte im Zusammenhang mit einer Pflegemaßnahme in einem *Fumana procumbens*-reichen Allio-Stipetum; jede Empfängerfläche wurde im Juni 1998 mit 10 kg Frischgewicht Phytomasse inokuliert.
 - S (3 Flächen) (Soden *Sedum acre-Bromus tectorum*-Gesellschaft): Ein weiterer Ansatz war eine Soden-Verfrachtung (10 cm Sodendicke) aus einer Corynephoralia-Ges. (*Sedum acre-Bromus tectorum*-Ges.). 9 m² Substrat wurde auf jede Empfängerfläche aufgebracht (30.05.1998).
 - G (3 Flächen) Beweidete Flächen ohne Inokulation.
- Alle bisher genannten Experimentierflächen wurden zusammen mit Kontakt- und Pufferflächen (ca. 0.5 ha) wie folgt beweidet: Juni 1999 14 Tage durch 10 Mutterschafe, Mai 2000 für zwei Tage Stoßbeweidung mit 250 Schafen und im Oktober zwei Tage mit 160 Schafen, 2001 im Juni für zwei Tage mit 290 Schafen, danach drei Wochen mit 2 Eseln und im November zwei Tage mit 180 Schafen, 2002 im Juni für zwei Tage mit 350 Schafen und im November für zwei Tage mit 180 Schafen, 2003 im Mai für einen Tag mit 550 Schafen.
- 0 (3 Flächen): Kontrollen, keine Inokulation, keine Beweidung.

Alle Flächen wurden von 1999 bis 2003 mit der Skala von BARKMAN et al. (1964) von M. STROH aufgenommen.

Die Aufnahmen wurden ordiniert mit der Polaren Ordination (BEALS 1984) und folgenden Einstellungen: „BRAY CURTIS distance measure“, „original BRAY CURTIS endpoint selection“, „Euclidean projection“ und „calculation of weighted average species points“. Um die Haupt-Entwicklungen zu dokumentieren, sind die mittleren Koordinaten für jede Behandlung/Jahr berechnet worden aus den Koordinaten der jeweiligen Probeflächen.

Die Ergebnisse des Experimentes wurden nach 3-jähriger Versuchsdauer publiziert (STROH et al. 2002); inzwischen kann jedoch über 5 Vegetationsperioden berichtet werden.

3.5 Multivariate/statistische Auswertungen

Paarweise Vergleiche beweideter und nicht beweideter Flächen wurden mit dem nicht-parametrischen Wilcoxon-Test berechnet. Komplexere Designs wurden mit gemischten linearen Modellen mittels SAS 8.2 ausgewertet (LITTELL et al. 2000). Die Ordinationen erfolgten mit PC-ORD 4.19.

3.6 Nomenklatur

Die Nomenklatur folgt für Phanerogamen WISSKIRCHEN & HAEUPLER (1998), für Moose KOPERSKI et al. (2000), für Heuschrecken DETZEL (1995).

4 Ergebnisse

4.1 Gewachsene Sand-Ökosysteme: Erstbeweidung im Offenland

a) Flächig wirkende Effekte ($> 20 \text{ m}^2$)

Zu Hypothese 1: Deutliche Regressionseffekte in monodominanten Grasbeständen durch Schafbeweidung lassen sich im Falle von *Calamagrostis epigejos* belegen. Auf der Griesheimer Düne bei Darmstadt zeigen die Rasterpunkte eine signifikante Abnahme von *Calamagrostis* (Mixed linear model, SAS proc mixed $p = 0,028$), während bei unbeweideten Flächen eine Stagnation auftritt. Bereits bei den 4-Jahresflächen (Abb. 1) bringt die Beweidung starke Effekte im Sinne einer Regression; noch deutlicher wird dies bei *Calamagrostis*-Dauerflächen, die wir 6–9 Jahre untersucht haben (SCHWABE et al. 2004). Die Regression zeigt sich auch sehr deutlich in einer signifikanten Abnahme der Streu (Mixed linear model, SAS proc mixed $p = 0,0006$) auf den beweideten Flächen (SCHWABE et al. 2004). Veränderungen der vertikalen Vegetationsstruktur im Sinne einer Auflichtung (ZEHM 2003), Abnahme der Streu und Abnahme monodominanter Gräser korrelieren mit einer signifikanten Zunahme der Pflanzenartenzahlen im Bereich beweideter und nicht beweideter Rasterpunkte (Abb. 2). Die Zunahme beruht vor allem auf den einjährigen Arten, darunter auch Rote Liste-Arten wie *Vicia lathyroides* (Rote Liste Hessen Kategorie 2: KORNECK et al. 1996). Das Jahr 2003 wird hier nicht dargestellt, da es sich um ein extremes Trockenjahr mit Artenverlusten sowohl auf beweideten als auch auf unbeweideten Flächen handelte.

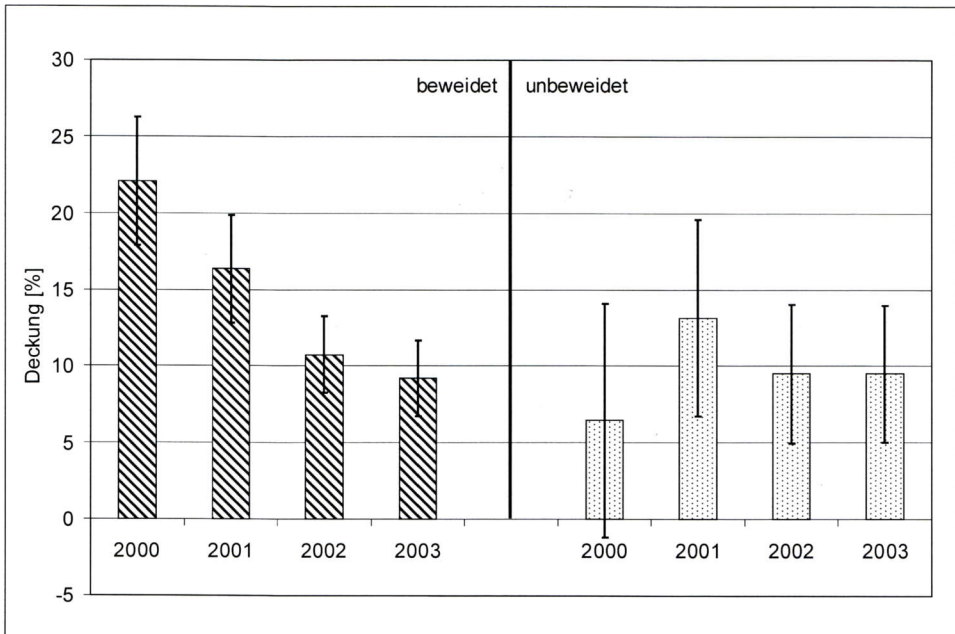


Abb. 1: Prozentuale Vegetationsdeckung von *Calamagrostis epigejos* auf Rasterpunkten des NSG „Griesheimer Düne und Eichwäldchen“. Gegenübergestellt wird die Entwicklung auf beweideten ($n = 30$) und unbeweideten ($n = 10$) Rasterpunkten der Jahre 2000–2003. Fehlerbalken = Standardfehler.

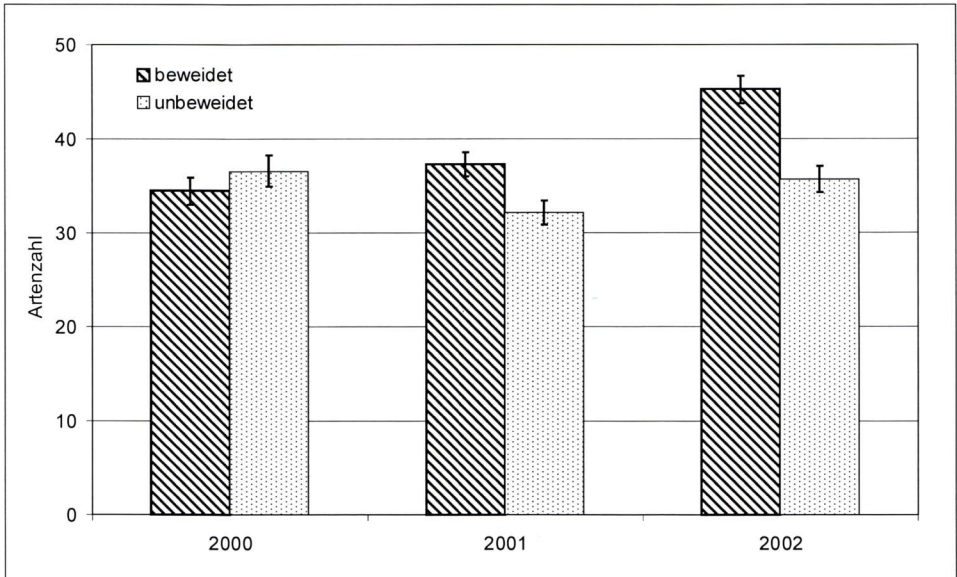


Abb. 2: Veränderung der Artenzahlen auf beweideten ($n = 30$) und unbeweideten ($n = 10$) Rasterpunkten des NSG „Griesheimer Düne und Eichwäldchen“ zwischen 2000 und 2003. Fehlerbalken = Standardfehler. Beweidung*Jahr, $p = < 0,0001$ nach Mixed linear model, SAS proc mixed.

b) Punktuelle oder lineare Strukturen

Zu Hypothese 2:

– Lückendynamik

Es zeigte sich, dass die „gap-Dynamik“ sehr stark durch das Beweidungsregime generiert wird und sich insbesondere bei Multispezies-Beweidung mit Wiederkäuern und Nicht-Wiederkäuern verstärkt (SÜSS 2004). Im Gebiet „Griesheimer Düne“ erhöhte sich der Anteil offener Stellen auf den beweideten Rasterpunkten im Vergleich zu den unbeweideten signifikant um 4 % (Mixed linear model, SAS proc mixed $p = 0,0016$).

– Entstehung von Sonderstandorten: Weidepfade (livestock trails)

Unsere Untersuchungen von Weidepfaden (im Sinne von weiterräumigen Erschließungsstrukturen mit hoher Begehungsfrequenz) in drei verschiedenen Koppeln des NSG „Ehemaliger August-Euler-Flugplatz von Darmstadt“: *Koelerion glaucae*-Komplex (K), *Festuca duvaliiltrachyphyllalovina* agg.-Dominanzstadien (F) und *Armerio-Festucetum trachyphyllae*-Komplex (A) erbrachten folgende Ergebnisse:

Bei Beweidung in Koppeln von ca. 4 ha Größe entstehen ausgeprägte Weidepfad-Systeme, bei denen insbesondere die Wasserstellen und Salzlecken sowie die Schattplätze sternförmig erschlossen werden (Abb. 3). Viele Weidepfade werden über mehrere Jahre genutzt, wenn der Koppelumriss und die Lage der „Attraktionsstellen“ nicht verändert werden. Der Flächenanteil von Weidepfad-Systemen an der Koppel beträgt bei einer Gesamtlänge von 2,3 km (F) bis 2,7 km (K) und einer durchschnittlichen Breite von 15 cm in beiden untersuchten Koppeln etwa 1 % (Abb. 3).

Die Moos- und Streudeckung ist im Bereich der Weidepfade in allen Koppeln signifikant niedriger (Tab. 1). Es lässt sich in konsolidierteren Flächen (A, F) im Bereich der Weide-

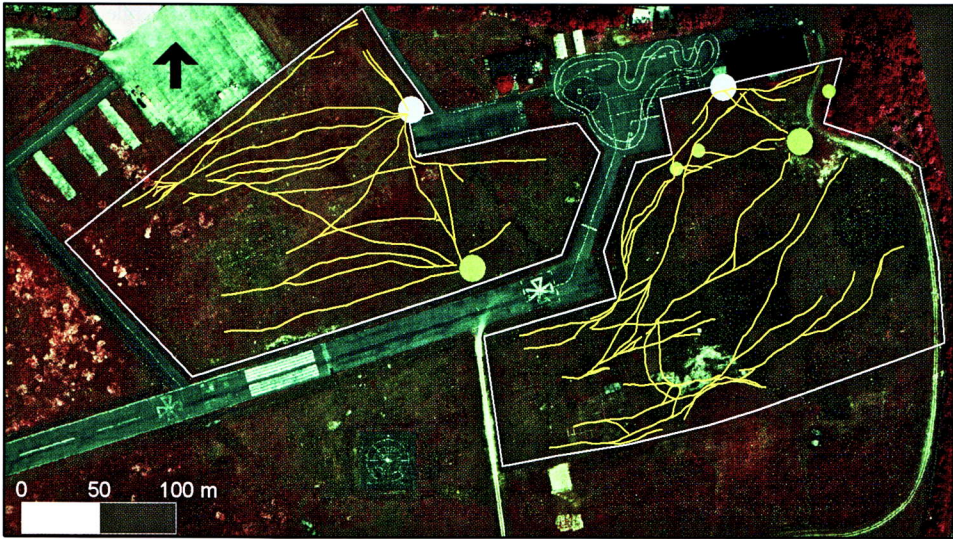


Abb. 3: Verteilungsmuster von Schaf-Weidepfaden auf zwei Koppeln des NSG „Ehem. August-Euler-Flugplatz von Darmstadt“: Koelerion glaucae-Komplex (K-Koppel; rechts im Bild) und *Festuca duvalii/trachyphylla/ovina* agg.-Dominanzstadien (F-Koppel; links); Freiland-Kartierung Frühjahr 2002 dargestellt auf der Grundlage von CIR-Luftbildern aus dem Jahr 2000; das Beweidungsregime des Jahres 2001 war im Fall der K-Koppel: 4,5 ha Koppelgröße, 169 Schafe, 9 Tage Fresszeit im Juni 2001 und im Fall der F-Koppel: 4,1 ha Koppelgröße, 169 Schafe, 17 Tage Fresszeit im Mai 2001; gelbe Linie = Weidepfad; weiße Linie = Koppelgrenze; blauer Punkt = Tränke + Salzleckstein; grüner Punkt = Schattenplatz (groß = genutzt von Gesamtherde; klein = genutzt von Schafgruppen).

pfade eine Regressionstendenz in Richtung offener Stadien (*Koelerion glaucae*) feststellen (Abb. 4). Regressions-Indikatoren mit höherer Artmächtigkeit auf Weidepfaden sind ausschließlich Therophyten (Tab. 2), darunter gefährdete Arten wie *Medicago minima* (Rote Liste Hessen und Deutschland Kategorie 3, KORNECK et al. 1996).

Monodominante Arten konsolidierterer Stadien treten auf Weidepfaden zurück (*Hypnum cupressiforme* var. *lacunosum*, *Festuca ovina* agg.) (Tab. 2). In den ohnehin lückigen Pionierstadien (K) kommt es für die mehrjährige Pionier-Art *Corynephorus canescens* zu einer Minderung der Artmächtigkeit.

Zum Teil lässt sich ein „Weidepfad-Effekt“ bei Arten über Individuenzählungen nachweisen. *Silene conica* hat auf Weidepfaden im Koelerion glaucae-Komplex eine signifikant erhöhte Abundanz, was für die konsolidierteren F- und A-Koppeln nicht zutrifft (Tab. 1). Bei dem gefährdeten Therophyten *Phleum arenarium* ließ sich keine signifikante Erhöhung der Individuenzahl auf Weidepfaden nachweisen.

Die Arten-Diversität auf Weidepfaden ist in den konsolidierten Vegetationsstadien im Falle einer Koppel (F) signifikant erhöht, bei den anderen Koppeln lässt sich keine signifikante Erhöhung nachweisen (Tab. 1).

Tab. 1: Signifikanzen verschiedener Vegetationsparameter von Weidepfaden (W) und Vergleichsflächen (V); Datensatz 2002; MW = Mittelwert; MD = mittlere Differenz; MA = mittlere absolute Abweichung vom Mittelwert; K = Koelerion glaucae-Komplex; F = *Festuca duvalii/trachyphylla/ovina* agg.-Dominanzstadien; A = Armerio-Festucetum-Komplex; n = Flächenzahl; p < 0,05 = schwach signifikant; n.s. = nicht signifikant; Wilcoxon-Test.

	n	Koppel	W MW ± MA	V MW ± MA	W-V MD ± MA	p
Moosdeckung (%)	7	K	66 ± 18	93 ± 4	-26 ± 20	0,027
	7	F	34 ± 13	76 ± 7	-43 ± 12	0,018
	7	A	42 ± 20	91 ± 4	-49 ± 21	0,018
Streudeckung (%)	7	K	1,9 ± 0,7	3,4 ± 0,8	-1,6 ± 0,8	0,026
	7	F	3,7 ± 1,0	6,4 ± 1,3	-2,7 ± 1,7	0,027
	7	A	9,7 ± 4,5	27,4 ± 6,5	-17,7 ± 6,8	0,017
Abundanz <i>Silene conica</i> /m ²	6	K	365 ± 150	163 ± 103	202 ± 100	0,028
	7	F	2,0 ± 2,3	1,8 ± 3,1	0,2 ± 1,5	n.s.
	7	A	3,5 ± 2,9	1,1 ± 1,6	2,4 ± 3,3	n.s.
Artenzahl	7	K	31,9 ± 2,2	32,4 ± 1,9	-0,6 ± 2,0	n.s.
	7	F	26,3 ± 2,0	21,6 ± 2,7	4,7 ± 2,0	0,018
	7	A	26,9 ± 2,7	23,1 ± 3,0	3,7 ± 3,4	n.s.

Tab. 2: Arten mit signifikanter Verteilung auf Weidepfaden (Wilcoxon-Test; p < 0,05 = schwach signifikant); Datensatz 2002 auf Basis der BARKMAN et al. (1964) -Skala; K = Koelerion glaucae-Komplex; F = *Festuca duvalii/trachyphylla/ovina* agg.-Dominanzstadien; A = Armerio-Festucetum-Komplex; n.s. = nicht signifikant; „-“ = kein Nachweis; in Klammern hinter den Artnamen Angaben zum Nachweis von Diasporenbank (D), Schaf-Endozoochorie (N) und Schaf-Epizoochorie (P) (je > 10 Nachweise). a): Arten mit erhöhter Artmächtigkeit auf Weidepfaden b): Arten mit erniedrigter Artmächtigkeit auf Weidepfaden.

a)	p (K)	p (F)	p (A)
<i>Medicago minima</i> (D, N, P)	n.s.	0,020	0,041
<i>Trifolium campestre</i> (D, N)	0,017	n.s.	0,047
<i>Arenaria serpyllifolia</i> agg. (D, N)	n.s.	0,046	n.s.
<i>Veronica arvensis</i> (D, N)	n.s.	0,039	n.s.
<i>Cerastium semidecandrum</i> (D, N)	n.s.	n.s.	0,034
<i>Erodium cicutarium</i> (D)	n.s.	n.s.	0,026
<i>Vulpia myuros</i> (D, N, P)	n.s.	n.s.	0,023
b)	p (K)	p (F)	p (A)
<i>Hypnum lacunosum</i> (P)	0,017	0,016	0,027
<i>Corynephorus canescens</i> (D)	0,039	n.s.	-
<i>Festuca ovina</i> agg. (N, P)	-	0,027	n.s.
<i>Elymus pungens</i> ssp. <i>campestris</i>	-	-	0,026

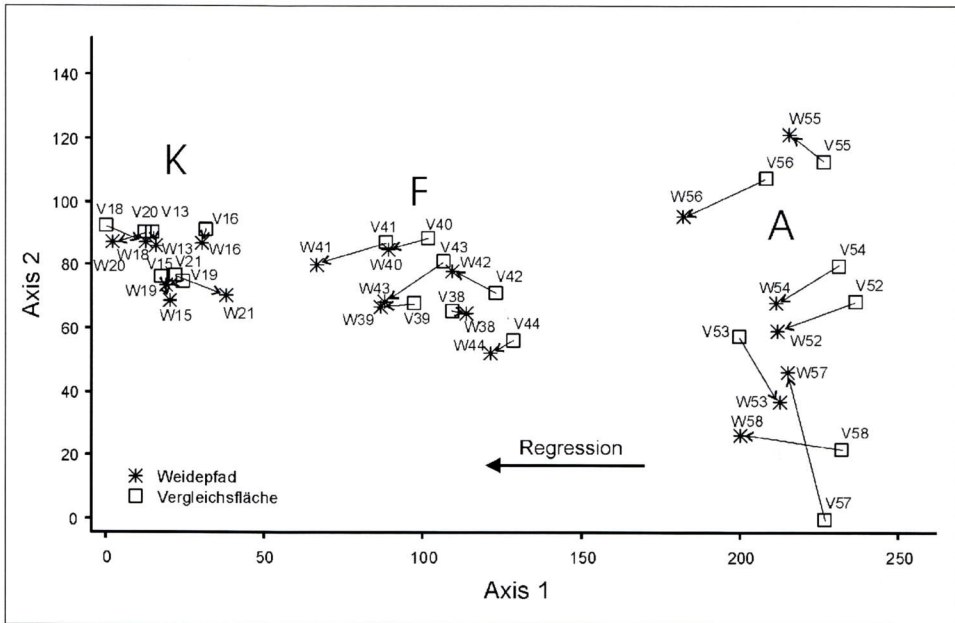


Abb. 4: DCA-Ordination (Detrended Correspondence Analysis) der Vegetationsaufnahmen von Weidepfaden und Vergleichsflächen des NSG „Ehem. August-Euler-Flugplatz von Darmstadt“ aus dem Jahr 2002; downweighting of rare species, rescaling, number of segments: 26; eigenvalues: 0,4197 (Axis 1), 0,0614 (Axis 2), 0,0415 (Axis 3); K = Koelerion glaucae-Komplex, F = *Festuca duvalii/trachyphylla/ovina* agg.-Dominanzstadien; A = Armerio-Festucetum-Komplex; n = 7 je Koppel (K, F, A); die dargestellten Pfeile verbinden einander zugehörige Vergleichsflächen und Weidepfade.

c) Vertikale Strukturen, Heuschrecken und Bodentemperatur

Zu Hypothese 3:

Durch Beweidung wird die vertikale Vegetationsstruktur kurzfristig tiefgreifend verändert und langfristig modifiziert (s. u.), wodurch der Wärmehaushalt deutlich verändert wird. So wird die Bodentemperatur stark beeinflusst, wodurch wiederum die Artenkombination, vor allem von Arthropoden-Gemeinschaften, modifiziert wird.

– Einfluss der Beweidung auf die Vegetationsstruktur

Durch den Fraß der Weidetiere wird die vertikale Struktur von Vegetationsbeständen vor allem kurzfristig völlig verändert. So wird beispielsweise im Exclosure A4 des NSG „Ehemaliger August-Euler-Flugplatz“ die Dichtigkeit, bestimmt durch die auf der Fläche stehende oberirdische Phytomasse, auf 23 % des Ausgangswertes reduziert (von $0,26 \pm 0,03 \text{ m}^2/\text{m}$ auf $0,06 \pm 0,02 \text{ m}^2/\text{m}$), die mittlere Vegetationshöhe erfährt eine Verringerung auf 29 % des Ausgangswertes ($45 \pm 5 \text{ cm}$ auf $13 \pm 5 \text{ cm}$) und die Heterogenität des Vegetationsbestandes nimmt zu (Abfall der fraktalen Dimension von $1,797 \pm 0,006$ auf $1,730 \pm 0,032$) (s. Abb. 5). Dargestellt sind jeweils Mittelwerte (\pm mittlere Abweichung vom Mittelwert) für drei Teilflächen von $100 \times 30 \text{ cm}$ Größe. Induziert durch mehrfache Beweidungsgänge ändert sich kurz- bis mittelfristig die vertikale Struktur von Pflanzenbeständen u. a. durch modifikatorische Veränderungen der Architektur der beteiligten Pflanzenindividuen (Wochen bis wenige Jahre), den Abbau von Streuschichten (Wochen) und die Veränderung der Artenkomposition (Jahre).

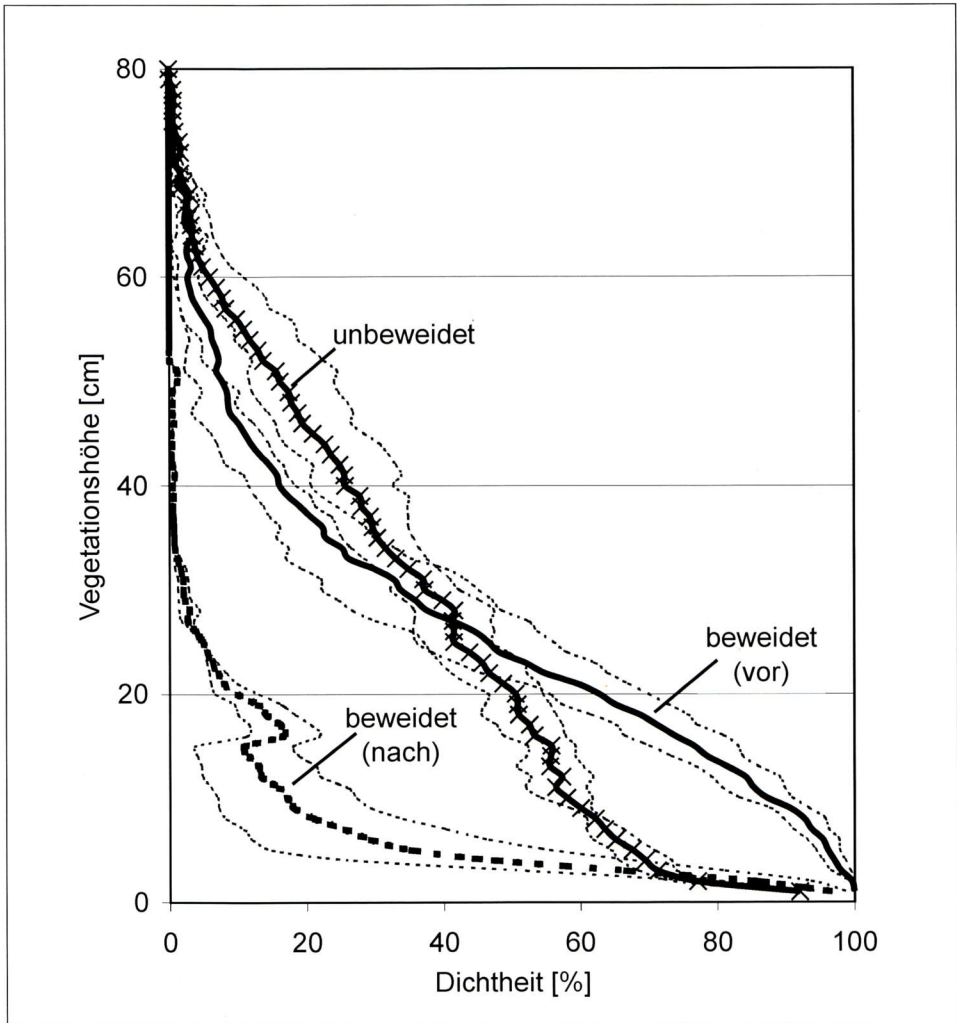


Abb. 5: Strukturkurven von unbeweideten und beweideten Teilflächen (vor und nach der Beweidung) des Exclosures A4 auf dem NSG „Ehemaliger August-Euler-Flugplatz“ (Juli bzw. September 2002, Mittelwerte, $n = 3$; gestrichelt = mittlere Abweichung vom Mittelwert). Auftragung der Dichtheit (als % Vegetationsdeckung pro Vegetationsstratum) gegen die Vegetationshöhe.

– Bodentemperaturen verschiedener Bestände der Sandvegetation

Als Beispiel für die Beziehung der Vegetationsstruktur zur Bodentemperatur werden Bodentemperatur und mittlere Vegetationshöhe dargestellt (Regressionsanalyse, vgl. Abb. 6). Beide Parameter sind hoch signifikant negativ korreliert ($p < 0,001$): In offenen, niedrigwüchsigen Vegetationsbeständen (links, z. B. K1) ist die mittlere Tages-Temperatur höher als in dichten, hochwüchsigen Beständen (rechts, z. B. S4). Weiterhin konnte auch eine schwach bis in der Regel hochsignifikante Korrelation der Bodentemperatur zu anderen Parametern der vertikalen Vegetationsstruktur festgestellt werden. Diese Beziehungen waren besonders

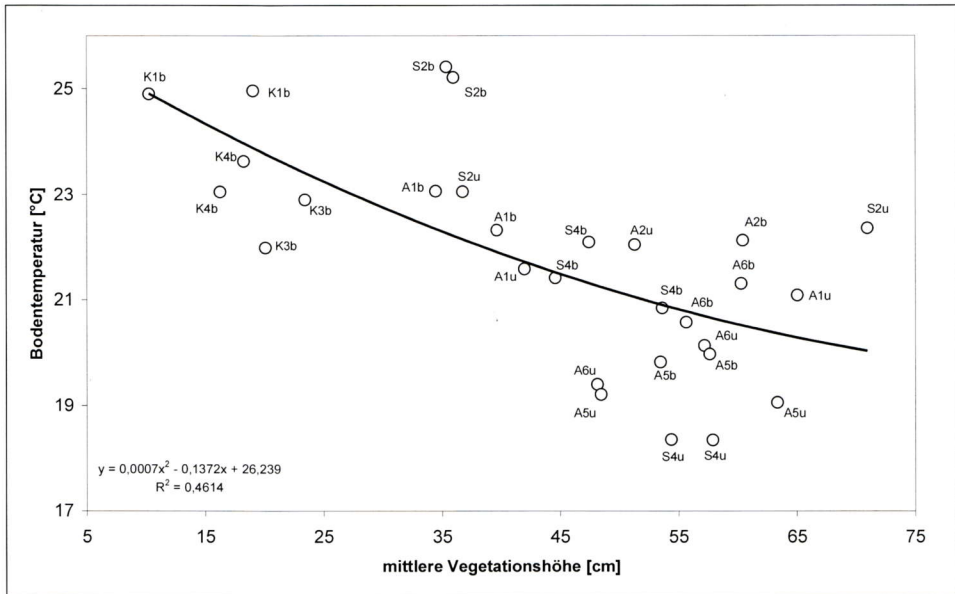


Abb. 6: Korrelation der mittleren Vegetationshöhe mit der Bodentemperatur (2 cm Tiefe) ($p < 0,001$, $n = 29$). Die Abkürzungen bezeichnen die Messstellen: K1 = Koelerion glaucae, K3,4 = ruderalisiertes Koelerion, A2 = Armerion, A5,6 = stark ruderalisiertes Armerion, S2 = Allio-Stipetum, S4 = *Calamagrostis epigejos*-Dominanzbestand.

deutlich an Strahlungstagen. So beeinflusste die Vegetationsstruktur wesentlich die mittlere Tagestemperatur, die Minimal- und Maximaltemperaturen als auch in besonderem Maße die nächtliche Abkühlung (ZEHM 2003). Generell zeichnen sich offene Vegetationseinheiten durch starke Temperaturschwankungen im Tagesverlauf aus.

Maximaltemperaturen traten an schütter bewachsenen Flächen mit Pflanzengesellschaften des Koelerion glaucae-Vegetationskomplexes (Bromo-Phleetum, Jurineo-Koelerietum glaucae, Corynephoretalia-Basalgemeinschaft) auf. So wurden die Extremwerte der jeweiligen Untersuchungsjahre in diesen Vegetationsbeständen gemessen (20. 6. 2000: 39 °C, 6. 7. 2001 und 18. 6. 2002: 42,4 °C sowie im Rekordsommer 2003 am 20. 7.: 48,4 °C).

– Einfluss der Beweidung auf die Bodentemperatur

Aufgrund der Beziehung zwischen Bodentemperatur und Vegetationsstruktur ist zu postulieren, dass durch Beweidungseinfluss die vertikale Vegetationsstruktur so reduziert wird, dass konsolidiertere Pflanzengesellschaften wie z. B. das Armerio-Festucetum in Bezug auf die Bodentemperaturen mehr und mehr Eigenschaften offenerer, niedrigwüchsigerer Pflanzengemeinschaften annehmen. Zur Analyse der beweidungsbedingten Veränderungen der Bodentemperaturen im Jahresverlauf wurde eine multivariate Ordination der Tagestemperatur-Mittelwerte jeweils auf beweideten Flächen und benachbarten Weideausschluss-Flächen für das gesamte Jahr 2002 durchgeführt (vgl. Abb. 7). In dem Ordinationsdiagramm ist eine Auftrennung der Flächenpaare entlang der 1. Achse („Sukzessionsachse“ von links nach rechts) zu erkennen. In allen Fällen ist die beweidete Fläche weiter links angeordnet als die unbeweidete Vergleichsfläche (links: offene Pionierassen, rechter Rand: konsolidierte Ra-

sen). Dabei variiert der Abstand der beweideten von der unbeweideten Teilfläche zwischen den Vegetationsbeständen um den Faktor vier. Allgemein ist der Abstand bei Phytomasse-reichen Beständen zwischen den Paaren größer als in Flächen geringer Phytomasse. Es konnte eine signifikante Korrelation zwischen dem Abstand der Flächenpaare in der Ordination und z. B. der „mittleren Vegetationshöhe“ festgestellt werden ($r = 0,782$; $y = 0,1413x^{1,2205}$; $p < 0,01$). Damit zeigt sich ein deutlicher Einfluss der Beweidung auf die Bodentemperatur.

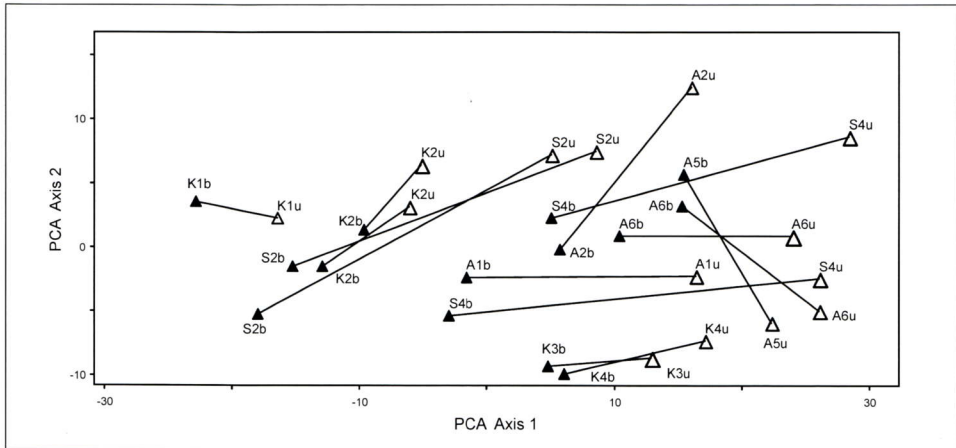


Abb. 7: PCA der Boden-Temperaturdaten des Jahres 2002 (Tagesmittel) für 28 Logger und 309 Tage ($\bar{I} = 208,8$; $\bar{II} = 32,4$; $\bar{B} = 18,0$ [= 68 %, 10 %, 6 %]). Durch den Strich verbunden sind beweidete (b) und unbeweidete Flächen (u) einer Untersuchungsfläche. Abkürzungen siehe Abb. 6.

Für den direkten Vergleich der Veränderungen durch eine einmalige Koppelbeweidung pro Jahr wurden die Temperatursummen 2002 (im 30 Min.-Abstand gemessen) für beweidete und unbeweidete Flächen gegenübergestellt. Im Vergleich aller Exclosure-Daten ist die Temperatursumme 2002 der beweideten Fläche bei jedem der zehn untersuchten Flächenpaare höher als die der Vergleichsfläche. Insgesamt konnte eine mittlere Differenz von $0,83\text{ °C}$ (95 %-Vertrauensbereich: $0,46\text{--}1,21\text{ °C}$) der beweideten Flächen zu den unbeweideten Referenzflächen festgestellt werden. Dieser signifikante Unterschied (Wilcoxon-Test, $p = 0,005$) quantifiziert damit den in Abb. 7 festgestellten Einfluss der Beweidung auf die Bodentemperatur.

Es ist ein kurzfristiger (Tage bis Wochen) und ein langfristiger (Monate bis Jahre) Effekt der Beweidung auf die Bodentemperatur zu unterscheiden. Kurzfristig wird die oberirdische Phytomasse-Menge reduziert und die räumliche Anordnung der Strukturelemente verändert. Langfristig entsteht durch die Fraßpräferenz der Weidetiere und die Wuchsförderung bzw. Hemmung eine andersartige Vegetationsstruktur, die über den kurzfristigen Effekt auf die Bodentemperatur lange hinaus weiterwirkt. Als kurzfristiger Effekt auf die Bodentemperatur ist vor allem eine Verstärkung der Temperaturamplituden zu beobachten. Da die 1. PCA-Achse weitgehend als ein Temperaturgradient interpretiert werden kann und zu 68 % entscheidend für die Differenzierung des Datensatzes ist, ist die Auftrennung der Flächenpaare selbst in offenen Vegetationstypen auf eine Erhöhung der Bodentemperaturen zurückzuführen. Die Auswirkungen der Beweidung auf den Aspekt der Vegetationstypen der offenen Stellen sind viel geringer als in den Phytomasse-reichen, konsolidierten Beständen. Eine Ursache ist die früh im Jahr erfolgende Beweidung der offenen Sandvegetation, die die

Vegetationsdecke aufgrund fast nicht stattfindenden Nachwachsens der Pflanzen während der weiteren Vegetationsperiode zwar nur geringfügig, aber für eine lange Zeit verändert.

– Thermobionte Heuschrecken

Es ist anzunehmen, dass sich der Effekt der Temperaturerhöhung in beweideten Flächen auch im Sinne einer Förderung geo- und thermobionter Tierarten (hier Heuschrecken-Arten) auswirkt. Mittels einer univariaten logistischen Regression wurde die Auftretenswahrscheinlichkeit von Heuschreckenarten in Abhängigkeit von Parametern der vertikalen Struktur berechnet (ZEHM 2003). Über die Korrelation von vertikaler Struktur zu Heuschrecken-Vorkommen einerseits und der Bodentemperatur mit der Vegetationsstruktur andererseits wurden Bodentemperaturen für die Heuschrecken-Aufenthaltsorte berechnet. Dabei konnten für einen Zeitraum von etwa drei Wochen die jeweiligen Bodentemperaturen anhand von Regressionsanalysen der Bodentemperatur und der Vegetationsstruktur ermittelt werden. Wir nehmen die Strukturpräferenz der Heuschrecken für diesen Zeitraum als konstant an, auch wenn im Freiland je nach Mikroklima kleinräumige Ausgleichswanderungen zu beobachten sind.

Die untersuchten Heuschreckenarten zeigen eine Auftrennung in Bezug auf die vertikale Vegetationsstruktur (Vegetations-Dichtheit) (ZEHM 1997, 2003):

- *Oedipoda caerulescens* und *Myrmeleotettix maculatus* (thermo- und geobionte Arten im Bereich sehr niedriger Vegetations-Dichtheit),
- *Chorthippus mollis* (auf Sandrasen der Oberrheinebene euryök) und
- *Ch. dorsatus*, *Metrioptera bicolor* und *Oecanthus pellucens* (Bewohner von hochwüchsiger Rasenvegetation).

Diese Anordnung der Arten spiegelt sich entsprechend in den Bodentemperaturen der Aufenthaltsorte bzw. besiedelten Strukturen wider. In der Abbildung 8 wird die Abwei-

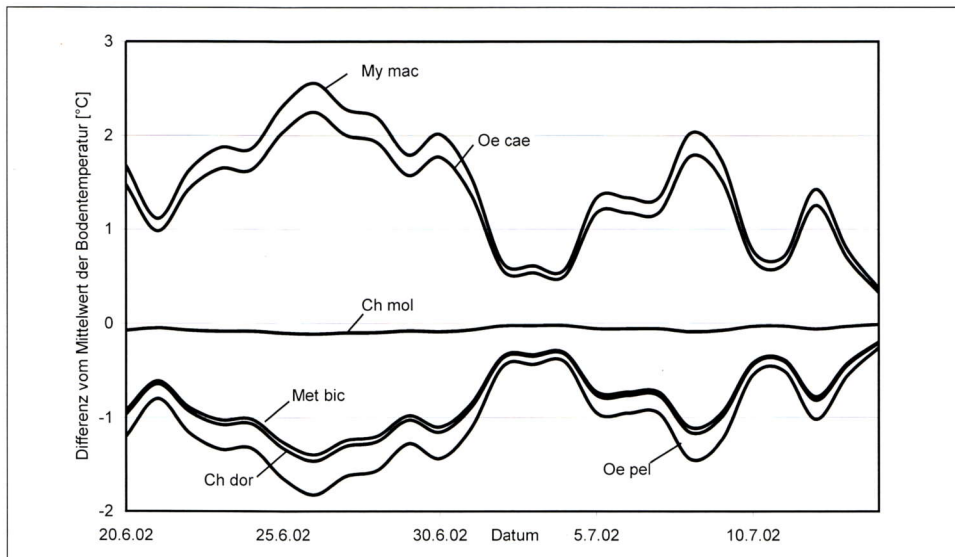


Abb. 8: Temperaturen in 2 cm Bodentiefe am Aufenthaltsort von Heuschreckenarten in der Sandvegetation. Weitere Erläuterungen siehe Text. Abkürzungen: *Ch dor* = *Chorthippus dorsatus*, *Ch mol* = *Chorthippus mollis*, *Met bic* = *Metrioptera bicolor*, *My mac* = *Myrmeleotettix maculatus*, *Oe cae* = *Oedipoda caerulescens*, *Oe pel* = *Oecanthus pellucens*.

chung der Bodentemperaturen für sechs Arten vom Mittelwert aller betrachteten Heuschreckenarten für einen Zeitraum von etwa drei Wochen dargestellt. Die Temperatur des Aufenthaltsortes von *Chorthippus mollis* schwankt in der Nähe des Mittelwertes, während die Temperaturen von *Oedipoda caerulea* und *Myrmeleotettix maculatus* über dem Durchschnitt liegen. Die Bodentemperaturen der Aufenthaltsorte von *Metrioptera bicolor*, *Chorthippus dorsatus* und *Oecanthus pellucens* liegen dagegen immer unter dem Mittelwert. Zudem wird eine Abhängigkeit vom Wolkenbedeckungsgrad deutlich, der zu einer Angleichung der Temperaturen in allen Vegetationsstrukturen führt, wie z. B. am stark bewölkten 1. 7. 2002 zu beobachten ist (ZEHM 2003). An Strahlungstagen dagegen steigen die Temperatur-Unterschiede zwischen den Aufenthaltsorten an (z. B. 26. 6. 2002). Damit zeigt sich insgesamt eine direkte Beziehung zwischen Auftreten von Heuschreckenarten und Bodentemperatur.

4.2 Gewachsene Sand-Ökosysteme: Entwicklung von Exclosures auf Dauerweiden

Zu Hypothese 4: Die Ergebnisse einer Korrespondenzanalyse (DCA) mit den Exclosure-Daten der Leitbildflächen und einer acht Jahre alten beweideten ehemaligen Ackerfläche zeigen, dass im Falle der typischen und flechtenreichen Silbergrasflur (*Spergulo morisonii-Corynephorum canescentis typicum* und *cladonietosum*), der Heidenelkenflur (*Diantho deltoidei-Armerietum elongatae*) und sogar der ehemaligen Ackerfläche keine größeren Veränderungen in den beweideten und unbeweideten Flächen und zwischen ihnen nach vier Jahren zu erkennen sind (STROH et al. submitted; STROH & KRATOCHWIL 2004).

Auch gibt es keine signifikanten Unterschiede in den Artenzahlen, vergleicht man alle Flächen über vier Jahre (2000–2003) bzw. alle beweideten mit den unbeweideten Flächen. Der signifikante Unterschied im Hinblick auf die Artenzahlen zwischen den Jahren (alle Flächen, Mixed linear model, SAS proc mixed $p = 0,0011$) ist auf das extreme Trockenjahr 2003 zurückzuführen (keine signifikanten Unterschiede in den Jahren 2000–2002, signifikanter Unterschied zwischen 2002 und 2003: $p = 0,0013$).

Auch der Anteil des Offenbodens hat sich zwischen den beweideten und den unbeweideten Flächen (noch) nicht verändert. Jedoch zeigen Daten über die Streudeckungen (Vergleich der Jahre 2002 und 2003) für die ehemalige Ackerfläche Zunahmen im unbeweideten Bereich (unbeweidet OBII: 5 % Streu 2002, 25 % Streu 2003, beweidet: 0 bzw. 1 %; unbeweidet OBIII: 8 % Streu 2002, 25 % Streu 2003, beweidet: 1 bzw. 2 %).

Nur einige wenige Pflanzenarten zeigen bisher eine signifikante Reaktion auf Beweidung/Nicht-Beweidung. Dies betrifft das akrokarpe Moos *Ceratodon purpureus* (Tab. 3). Die Unterschiede stärkerer Zu- bzw. Abnahmen (erhöhte Dynamik der Besiedlung hervorgerufen durch Weidetritt und unterschiedliche Ausbreitungsmöglichkeiten) betreffen vor allem das *Corynephorum cladonietosum* und *C. typicum* (Abb. 9). Auch der Haarschwengel (*Festuca filiformis*) reagiert in den beweideten Flächen mit einer stärkeren Populationsdynamik als in den unbeweideten (im Wesentlichen im *Corynephorum cladonietosum*). Sehr geringe, schwach signifikante Unterschiede zeigen *Festuca rubra* agg. und *Carex arenaria*. Es ließ sich eine erhebliche Dynamik der horizontalen und vertikalen Vegetationsstruktur durch die Beweidung feststellen, die den unbeweideten Flächen fehlt (KRATOCHWIL et al. 2002). Längerfristig sind Änderungen in den unbeweideten Flächen zu prognostizieren, die sich mit Streuzunahmen und geringerer Populationsdynamik einzelner Sippen andeuten.

Tab. 3: Signifikanzen der in Hinblick auf Beweidung/Nichtbeweidung zwischen den Jahren bzw. zwischen den Jahren und den Untersuchungsflächen sich unterscheidenden Pflanzenarten (Mixed linear model, SAS proc mixed) (n = 7 Flächenpaare).

	Jahr/Beweidung		Jahr/Beweidung/Fläche	
	2000–2002	2000–2003	2000–2002	2000–2003
<i>Ceratodon purpureus</i>	0,0043	0,0008	0,0124	0,0021
<i>Festuca filiformis</i>	0,0014	0,0003	n.s.	0,0010
<i>Festuca rubra</i> agg.	n.s.	n.s.	0,0131	n.s.
<i>Carex arenaria</i>	n.s.	n.s.	n.s.	0,0335

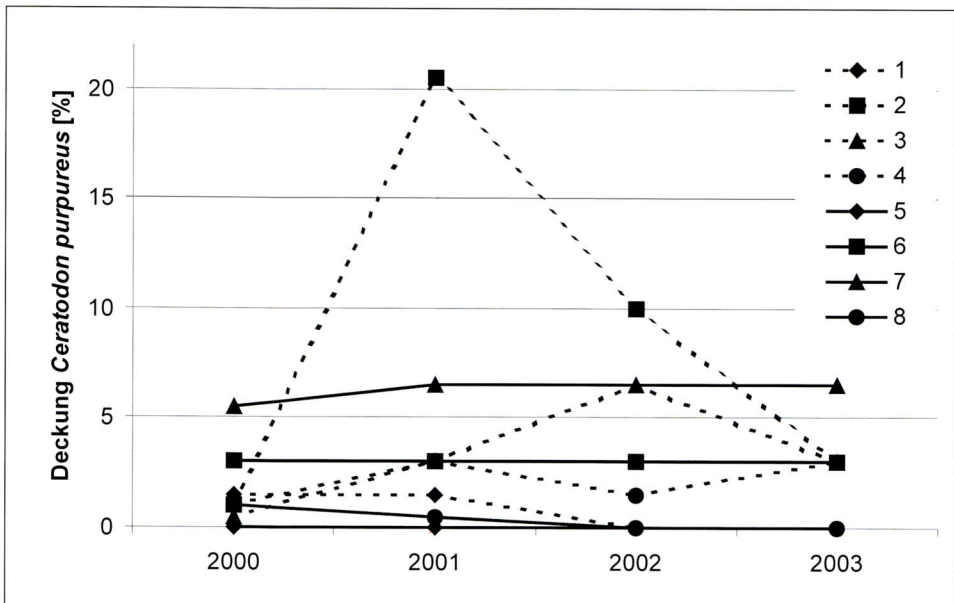


Abb. 9: Veränderungen der Deckungswerte des akrokarpes Moores *Ceratodon purpureus* in den Flächenpaaren „beweidet/seit 2000 nicht mehr beweidet“ im Emsland. **Beweidet:** 1 = ehemalige Ackerbrache, 2 = Spergulo morisonii-Corynephorum cladonietosum, 3 = Spergulo morisonii-Corynephorum typicum, 4 = Diantho deltoidis-Armerietum. **Unbeweidet:** 5 = ehemalige Ackerbrache, 6 = Spergulo morisonii-Corynephorum cladonietosum, 7 = Spergulo morisonii-Corynephorum typicum, 8 = Diantho deltoidis-Armerietum.

4.3 Restituierte Sand-Ökosysteme: Inokulation und Erstbeweidung

Zu Hypothese 5: Die 5-jährigen Untersuchungen auf der Restitutionsfläche Seeheim-Jugendheim erbrachten die folgenden Ergebnisse (Abb. 10, 11): Die inokulierten und beweideten Flächen heben sich auch nach fünf Vegetationsperioden stark von den nicht-inokulierten sowie den nicht beweideten ab. Abbildung 10 zeigt die Grundlinien der Entwicklung der inokulierten und nicht-inokulierten Flächen als Polare Ordination. Abbildung 11 stellt die genaue Position der Arten dar mit einer Konzentration von Zielarten im oberen rechten Bereich des Diagramms (d.h. inokulierte Flächen nach 2–5 Jahren). Die pflanzensoziologische Zuordnung der Arten

zeigt, dass alle Flächen einem Schema der „sekundären Grundsukzession auf Äckern/Rohböden“ folgen, entsprechend dem z. B. von SCHMIDT (z. B. 1993, 1998) erarbeiteten Ergebnis.

Im Falle der nicht-inokulierten/nicht beweideten Flächen geht jedoch die Entwicklung von „Ackerunkräutern“ der Stellarietea mediae zu Arten der Artemisietea/Agropyretea und Molinio-Arrhenatheretea, im Falle der inoculierten von Koelerio-Corynephoretea-Arten zu einem stärkeren Auftreten von Festuco-Brometea-Arten. Die Entwicklung von stärker Therophyten-dominierten Stadien zu Mehrjährigen-Stadien ist im Prinzip in allen Experimentalflächen nachweisbar. Bemerkenswert ist, dass alle inoculierten Flächen die Stellarietea-Phase der Ackerunkräuter quasi überspringen und auch gegenüber Neophyten-Einwanderung relativ resistent sind. Im Zusammenhang mit der Beweidung ist die Zunahme von Ruderalarten in den inoculierten Flächen unterdrückt worden. Im Vergleich zu den Spenderflächen war der Übertragungserfolg sowohl bei Mahd- als auch bei Rechgut- und Sodenübertragung sehr gut (STROH et al. 2002).

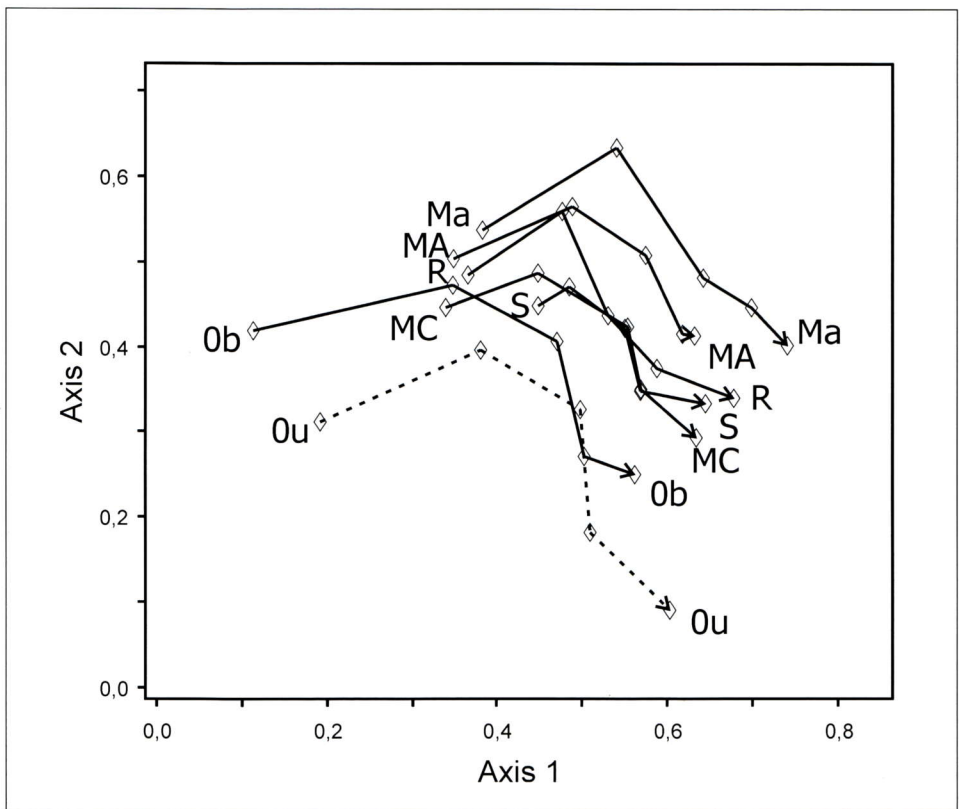


Abb. 10: Bray-Curtis (Polare) Ordination 1999–2003: Das Ordinationsdiagramm zeigt die Position der vereinigten Vegetationsaufnahmen jedes Typs für die Jahre 1999 bis 2003 (Rauten). Die Jahre wurden durch Zeittrajektorien verbunden. (Axis 1: 13,29 % extr., Axis 2: 9,66 % extr.) Inoculierte Flächen: **MA:** Mahdgut Allio-Stipetum A, beweidet; **Ma:** Mahdgut Allio-Stipetum a, beweidet; **MC:** Mahdgut Spergulo-Corynephoretum, beweidet. Nicht inoculierte Flächen: **Ob:** Referenzfläche, beweidet; **Ou:** Referenzfläche, unbeweidet (gestrichelt). **S:** Sodenversetzung (*Sedum acre-Bromus tectorum*-Ges.), **R:** Rechgut (Allio-Stipetum).

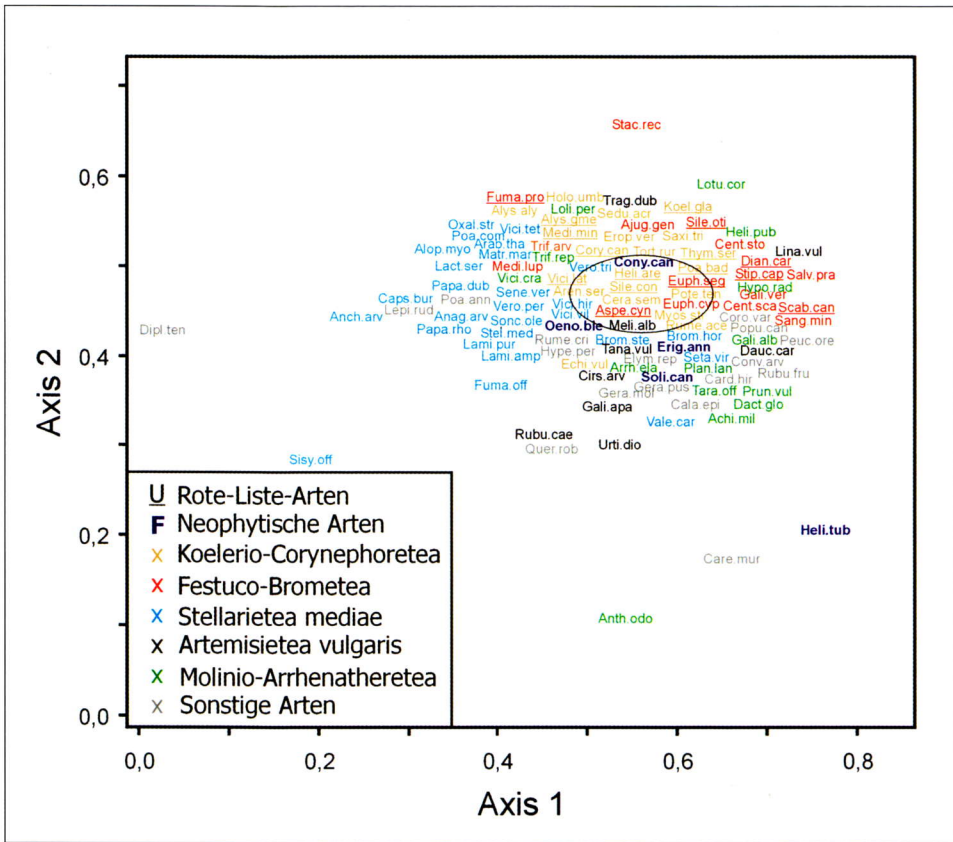


Abb. 11: Bray-Curtis (Polare) Ordination 1999–2003: Die Artnamen der Rote Liste-Arten sind unterstrichen. Folgende Arten wurden abgekürzt (V = Arten der Vorwarnliste) (KORNECK et al. 1996): Fettdruck: Arten, die innerhalb der Ellipse positioniert sind und aus Gründen der Übersichtlichkeit gelöscht werden mussten. **Koelerio-Corynepherea:** *Alyssum alysoides* (V), *Acinus arvensis*, *Arenaria serpyllifolia*, *Cerastium semidecandrum*, *Echium vulgare*, *Erodium cicutarium*, *Erophila verna*, *Holosteum umbellatum*, *Myosotis stricta*, ***Ornithopus perpusillus***, *Petrorhagia prolifera*, *Potentilla argentea*, *Rumex acetosella*, *Saxifraga tridactylites*, *Sedum acre*, *Tortula ruraliformis*, *Trifolium arvense*, ***Trifolium campestre***, *Vulpia myuros*. **Festuco-Brometea:** *Artemisia campestris*, *Asperula cynanchica*(V), *Ajuga genevensis*, *Centaurea scabiosa*, *Centaurea stoebe*, *Dianthus carthusianorum*(V), *Euphorbia cyparissias*, ***Festuca ovina* agg.**, *Galium verum*, ***Helianthemum nummularium***, *Medicago lupulina*, ***Phleum pleioides***, *Potentilla incana*, *Salvia pratensis*, *Sanguisorba minor*, ***Silene vulgaris***, *Stachys recta*, ***Vicia angustifolia***. **Stellarietea mediae:** *Alopecurus myosuroides*, *Anagallis arvensis*, *Anchusa arvensis*, ***Apera spica-venti***, *Arabidopsis thaliana*, ***Bromus tectorum***, *Bromus hordeaceus*, *Bromus sterilis*, *Capsella bursa-pastoris*, *Fumaria officinalis*, *Lactuca serriola*, *Lamium amplexicaule*, *Lamium purpureum*, *Matricaria maritima*, *Oxalis stricta*, *Papaver dubium*, *Papaver rhoeas*, *Poa compressa*, *Senecio vernalis*, *Setaria viridis*, *Sisymbrium officinale*, *Sonchus oleracea*, *Stellaria media*, *Valerianella carinata*, ***Veronica arvensis***, *Veronica persica*, *Vicia hirsuta*, *Vicia tetrasperma*, *Vicia villosa*. **Artemisieteae:** *Artemisia vulgaris*, ***Berteroa incana***, *Cirsium arvense*, ***Cirsium vulgare***, *Daucus carota*, ***Epilobium tetragonum***, *Galium aparine*, *Linaria vulgaris*, *Melilotus alba*, *Rubus caesius*, ***Silene latifolia* var. *alba***, *Tanacetum vulgare*, *Tragopogon dubius*, *Urtica dioica*, ***Verbascum densiflorum***. **Molinio-Arrhenatheretea:** *Achillea millefolium*, *Anthoxanthum odora-*

tum, *Arrhenatherum elatius*, *Crepis capillaris*, *Dactylis glomerata*, *Galium album*, *Helictotrichon pubescens*, *Holcus lanatus*, *Hypochaeris radicata*, *Lolium perenne*, *Lotus corniculatus*, *Plantago lanceolata*, *Prunella vulgaris*, *Taraxacum officinale*, ***Trifolium pratense***, *Trifolium repens*, *Vicia cracca*. Sonstige: *Agrostis capillaris*, *Agrostis stolonifera*, *Asparagus officinalis*, *Calamagrostis epigejos*, *Campanula rapunculus*, *Cardamine hirsuta*, *Carex ericetorum*, *Carex muricata*, ***Cerastium arvense***, *Convolvulus arvensis*, *Secuigera* = *Coronilla varia*, *Diplotaxis tenuifolia*, *Elymus repens*, *Geranium molle*, *Geranium pusillum*, *Hypericum perforatum*, ***Juglans regia*** juv., *Lepidium ruderalis*, ***Pinus sylvestris*** juv., ***Plantago major***, *Poa annua*, ***Poa pratensis*** s.l., *Populus x canadensis* juv., *Quercus robur* juv., ***Ranunculus repens***, *Rubus fruticosus* agg., *Rumex crispus*.

Hinsichtlich der Fraßpräferenzen der Schafe zeigte sich, dass es eine klare Korrelation zwischen Pflanzenwuchshöhe und Fraßintensität gibt sowie eine Bevorzugung stickstoffreicherer Pflanzen und Pflanzenteile (z. B. Fabaceae). Esel bevorzugten Agropyretea-Arten, *Calamagrostis epigejos* und Ruderalarten wie *Cirsium arvense*; diese wurden zurückgedrängt (STROH et al. 2002).

5 Diskussion

5.1 Erstbeweidung im Offenland

Die Effekte von Beweidung auf Ökosysteme sind weltweit gesehen offenbar in starkem Maße systemabhängig. Es gibt Ergebnisse, die eine Zunahme der Pflanzenarten-Diversität belegen und solche, die eine Arten-Reduktion feststellen (zusammengefasst bei BAKKER 2003). Nach OLFF & RITCHIE (1998) spielt die Produktivität eines Systems hier eine Rolle. Die Autoren geben an, dass durch Beweidung Pflanzenarten-Zahlen in produktiveren Systemen der humiden Zonen erhöht werden; in ariden Gebieten mit „low production systems“ werden die Artenzahlen nach Angaben der Autoren durch Beweidung erniedrigt.

HELLSTRÖM et al. (2003) konnten bei extensiver Schafbeweidung in lange brachliegendem *Agrostis capillaris*-Grasland feststellen, dass konkurrenzschwache Arten innerhalb von fünf Jahren zunahm, dass die Pflanzenarten-Diversität um 30 % stieg und die Streuanteile zurückgingen. BECKER & SCHMIDT (1999) stellten auf 40-jährigen *Molinia*- und *Pteridium*-Brachen nach Wiederbeweidung mit Islandpferden nach fünf Jahren deutliche Anstiege der Artenzahl (von 3 auf 22) und Abnahmen der Streu fest. Auch in unseren Systemen mit geringer Produktivität nahmen die Artenzahlen bei entsprechendem Beweidungssystem zu (kurzzeitige Koppelhaltung mit stunden- bis tageweiser intensiver Beweidung). Nach den Untersuchungen von BAKKER & OLFF (2003) in *Agrostis capillaris*-reichen flußnahen Weiden in den Niederlanden ist die Artenzahl dort vor allem Licht-limitiert. Wenn es zu einer direkten Phytomasse-Entnahme durch die Weidetiere kommt, entstehen „Regenerationsnischen“ sensu GRUBB (1977), und es kommt zu einer Erhöhung der Artenzahl. Nach den Versuchen von BAKKER (2003), die ein Experiment mit experimenteller Streuentnahme durchführte, wird die Erhöhung der Artenzahl vor allem durch die Reduktion der Phytomasse bewirkt, nicht durch die Reduktion der Streuschicht. Dies dürfte allerdings für Systeme mit dichten Lagen von *Calamagrostis*-Streu, wie z. T. bei unseren Untersuchungsflächen gegeben, nicht zutreffen.

Die spontane Sukzession verläuft nach den Ergebnissen unserer langjährigen Dauerflächen-Untersuchungen auf basenreichen Sanden von Pionierstadien des Koelerion *glaucae* über Phasen mit „grass-encroachment“ sensu KOOIJMAN & VAN DER MEULEN (1996) (in unserem Falle vor allem *Poa angustifolia*, *Calamagrostis epigejos*, lokal *Elymus repens* und

Cynodon dactylon) zu Gebüschstadien mit *Prunus spinosa*, *Crataegus monogyna* und *Berberis vulgaris*. Durch Beweidung kann sie in regressiven Prozessen in Richtung Koelerion glaucae zurückgelenkt werden. Dabei ist eine Erhöhung der Artenzahl nicht per se im Sinne des Naturschutzes positiv zu beurteilen, vielmehr ist die Frage wichtig, ob es sich um Leitarten der Sandvegetation handelt. Die Zurückdrängung z. B. von *Calamagrostis* bedingt jedoch in unseren Untersuchungsflächen eine Zunahme von Leitarten des Allio-Stipetum und bei stärkerer Öffnung des Koelerion glaucae. Die offeneren Gesellschaften werden durch die Dynamik der Kolonisation von Pflanzenarten geprägt (CHAPIN III et al. 2002); die Diasporen-Quellen sind hier auch für Rote Liste-Arten: Diasporenbank, Diasporen-Niederschlag (KROLUPPER & SCHWABE 1998) und endo-/epizoochore Ausbreitung durch die Schafe (EICHBERG, n.p.).

5.2 Lineare Strukturen

Weidepfade stellen vor allem in den konsolidierteren Stadien von Sandrasen lineare Strukturen mit regressiver Entwicklungstendenz dar. Dies fördert Elemente des Koelerion glaucae (s. o.).

Ökologisch-funktionell sind Weidepfade linienförmige Störstellen (Störung sensu WHITE & PICKETT 1985), die Regenerationsnischen vor allem für Therophyten darstellen. Da in unseren Untersuchungen Arten mit höherer Artmächtigkeit auf Weidepfaden durchweg in der Diasporenbank des Gebietes enthalten sind (KROLUPPER & SCHWABE 1998; EICHBERG, n.p.), ist die Wahrscheinlichkeit hoch, dass bei der Wiederbesiedlung von Weidepfaden die Aktivierung der Diasporenbank eine wesentliche Rolle spielt. Mit Ausnahme von *Erodium cicutarium* sind sämtliche Regressions-Indikatoren zudem als keimfähige Diasporen zahlreich in Schaf-Faeces nachzuweisen (EICHBERG, n.p.). Entsprechend der erhöhten Aufenthaltsdauer von Schafen auf Weidepfaden (vielfache Nutzung als Erschließungsstruktur) und der damit verbundenen Faeces-Abgabe ist mit Effekten endozoochoren Diasporeneintrags zu rechnen. Epizoochor könnten *Medicago minima* und *Vulpia myuros*, die häufig in Schaffell nachzuweisen sind (EICHBERG, n. p.), eine Rolle spielen. Bei diesen beiden Therophyten-Arten können alle drei genannten Diasporenprozesse wirksam sein.

Unsere Ergebnisse zur Verteilung von Weidepfaden stützen bisherige Kenntnisse, nach denen Weidepfade der wechselnden Erschließung von essentiellen, limitierten Habitatstrukturen dienen, wie Weideflächen, Wasserstellen, Salzstellen und Schattplätze (PORZIG & SAMBRAUS 1991; GANSKOPP et al. 2000). Durch die gezielte Verteilung solcher Attraktionsstellen ist die Raumnutzung von Weidetieren z. T. steuerbar (PORZIG & SAMBRAUS 1991; GANSKOPP 2001). Weidepfade als Erschließungsstrukturen von Attraktionsstellen lassen sich daher auch initiieren.

Die Ausdehnung von Weidepfaden ist nach unseren Untersuchungen beträchtlich. Weidepfade entstehen jedoch vor allem bei größeren Koppeln, die nicht immer mit Zielen der Gesamtflächen-Entwicklung verträglich sind (z. B. optimaler Phytomasse-Entzug). Es kommt hier zu einer Segregation von Flächen mit geringen Beweidungseffekten und linearen Strukturen mit starker Regressionstendenz. Wie sich z. B. in Trockenrasen-Komplexen des Vinschgaus/Südtirol zeigte (SCHWABE & KRATOCHWIL 2004), kann es bei sehr starker Besatzdichte und Überbeweidung im Bereich von Weidepfaden zu Ausbildungen mit nur wenigen Arten kommen, die aus naturschutzfachlicher Sicht oft negativ zu bewerten sind. Auch im Bereich der Restitutionsflächen im Emsland haben die Rinder auf den dortigen Dauerweiden vegetationsfreie „livestock trails“ generiert, insbesondere in der Nähe von Wasserstellen.

Die festgestellte Minderung der Artmächtigkeit von *Corynephorus canescens* auf Weidepfaden im Koelerion glaucae-Komplex könnte auf eine Empfindlichkeit von *Corynephorus* gegenüber hoher Trittbelastung zurückgehen (vgl. PHILIPPI 1971). *Corynephorus* hat keine unterirdischen Speicherorgane, die eine Regeneration ermöglichen und weist hohe Wurzel-Respirationsraten mit Abhängigkeit von guter Durchlüftung auf (MARSHALL 1967; RYCHNOVSKÁ-SOUDKOVÁ 1961).

Da Weidepfade in Sand-Ökosystemen auch ein Jahr nach der Beweidung in bestimmten Abschnitten ausgeprägte Offenboden-Anteile aufweisen, stellen sie potenzielle Nistplätze für Hymenopteren, insbesondere Grabwespen (Sphecidae) dar. Wiederholt konnte beobachtet werden, dass einzelne Heuschrecken-Arten (z. B. *Chorthippus mollis*) Weidepfade in konsolidierten Sandrasen in tagesrhythmisch-kleinräumigem Wechsel zur Wärmeregulation nutzen.

5.3 Abiotische Effekte (Temperatur); Wirkung auf Vegetationsstruktur und Heuschrecken

– Vegetationsstruktur

Die Beweidung verändert die Bodentemperatur in Abhängigkeit vom Vegetationstyp und von Termin und Länge der Beweidung unterschiedlich stark. Eine im Jahresverlauf frühe Beweidung führt in unseren Systemen oft zu einer verlangsamt oder sogar fehlenden Regeneration im weiteren Jahresverlauf und bedingt längerfristig höhere Bodentemperaturen.

Bei den unbeweideten Flächen spielt die Streuschicht des Grasaufwuchses eine besondere Rolle für die Erniedrigung der Temperatur, die nach unseren Ergebnissen und den Angaben von KIENZLE (1986), FELDHAKE et al. (1996) und WILMANN & SENDTKO (1995) eine deutliche Isolationswirkung hat.

– Heuschrecken

Die Berechnungen sind insgesamt als Annäherungen an eine längerfristige Betrachtung (Wochen) der Temperaturverhältnisse von Heuschrecken-Lebensräumen zu sehen, da die Ausgleichswanderungen der Tiere unberücksichtigt blieben. Zudem liegen die Temperaturen in der (nicht gemessenen) bodennahen Luftschicht deutlich über den gemessenen Bodentemperaturen (BARKMAN & STOUTJESDIJK 1987), so dass aber die entscheidenden Extremtemperaturen nur abgeschätzt werden können. Da die Lufttemperaturen sehr eng mit den Bodentemperaturen korreliert sind (z. B. Minimum der Temperatur in 5 cm über dem Erdboden zur Bodentemperatur $r = 0,876$; $n = 365$; $p < 0,001$), können Aussagen der Bodentemperatur direkt auf die bodennahen Luftschichten bezogen werden (ZEHM 2003).

Da die Beweidung neben deutlichen Struktureffekten, die über Luftfeuchtigkeit und die Verstärkung der Einstrahlung auf die Heuschrecken einwirken, die Temperatur der beweideten Flächen erhöht, sind die Tiere auf diesen Flächen extremeren Temperaturen ausgesetzt. Somit vergrößern sich Habitat-Bereiche für thermobionte Tierarten mit ausgeprägten Anpassungen an heiße Lebensräume (CHAPPELL & WHITMAN 1990; WILLOT 1998). Die Beweidung führt sowohl durch die kurzfristige Strukturreduktion als auch die langfristige Modifikation der Architektur der Vegetation zu einer Ausweitung des Lebensraums für thermobionte und austrocknungsresistente Arten. So haben die beweidungsbedingten Veränderungen der vertikalen Vegetationsstruktur direkte Auswirkungen auf die Heuschreckenfauna: die Individuenzahl sinkt auf beweideten Flächen und die Artenkombination verändert sich. Mit Hilfe der Daten aus grundlegenden Untersuchungen von JAKOVLEV (1959; 1961), JAKOVLEV & KRÜGER (1953) und INGRISCH (1979) lassen sich die Veränderungen direkt auf die Abhän-

gigkeit der Heuschreckenvorkommen von der Temperatur und der Feuchte (jeweils Luft bzw. Boden) der Habitate zurückführen. So erreichen die berechneten Temperaturen, denen insbesondere die geobionten Arten auf der Bodenoberfläche ausgesetzt sind, für das Überleben physiologisch schlecht angepasster Arten kritische Werte (WILLOTT 1998). Daher sind für Arten der offenen Vegetationsbestände Anpassungen an die xerothermen Sandrasenverhältnisse insbesondere nach Beweidung zwingend notwendig (CHAPPELL & WHITMAN 1990; WILLOTT 1998). Arten hochwüchsiger, dichter Vegetationstypen laufen Gefahr, u. a. durch einen Anstieg der Körper-Transpirationsraten und -Temperaturen letale Schädigungen zu erleiden, während thermobionte Arten leichte Habitaterweiterungen erfahren (z. B. schnelleres Erreichen der Minimal-Körpertemperaturen für die Aktivität am Morgen). Diese Arten können vermehrt in die durch Beweidung geöffneten Strukturen einwandern. Zusätzlich wirkt sich die Erhöhung der Bodentemperatur durch Beweidung für die thermobionten Arten positiv auf die Embryonalentwicklung aus, da häufiger die für Entwicklungsfortschritte notwendigen Minimaltemperaturen erreicht werden und die Temperatursummen für einen Abschluss der Embryonalentwicklung ausreichen (WAGNER 2000; INGRISCH 1983, 1988; BRUCKHAUS 1992).

5.4 Entwicklung von Exclosures auf Dauerweiden

Der langwährende selektive Fraß des Weideviehs im Emsland hat zu einer beweidungsangepassten Artenauswahl und Artenzusammensetzung in der Vegetation geführt. Im Falle des *Corynephorum typicum* und *C. cladonietosum* sind aufgrund der dort herrschenden extremen abiotischen Faktoren (Temperatur, Sandflug) weder andere Pflanzenarten oder andere Deckungen zu erwarten, da der Fraßdruck der Rinder sowieso recht gering ist (KRATOCHWIL et al. 2002). *Corynephorus* wird durch das Weidevieh verschmät und von den Rindern als „*Corynephorus*-Leichen“ (entsprechend den Borstgras-Leichen) herausgezogen und liegen gelassen. Es verjüngt sich jedoch rasch generativ. Verschiedene Autoren weisen darauf hin, dass unter nährstoffarmen Bedingungen die Sukzession so verlangsamt ist, dass über etwa 10 Jahre kein Fortschreiten festzustellen ist (s. dazu MARSHALL 1967).

Wie unsere Untersuchungen zur Diasporenbank und zum Diasporen-Niederschlag dokumentieren (n.p.), ist das Potenzial für die Etablierung neuer Arten gering. Die in der Ackerbrache, aber auch im *Diantho-Armerietum* hohen Deckungswerte der Vegetation (in beiden im Durchschnitt 97%) verhindern darüber hinaus eine Etablierung neuer Arten (Lichtlimitierung bei mittleren Sukzessionsstadien; s. OLFF et al. 1993).

Die Ergebnisse belegen, dass sich auch nach vier Jahren Weideausschluss die Flächen immer noch in einer „Lag-Phase“ fast ohne einen signifikanten Einfluss auf Pflanzenartenzahl, -abundanz und -zusammensetzung befinden.

5.5 Restitution

Jede Restitutionsmaßnahme verlangt eine möglichst hohe Optimierung der abiotischen Voraussetzungen (AERTS et al. 1995; VERHAGEN et al. 2001) sowie der biotischen Voraussetzungen (z. B. mit der Aktivierung der Diasporenbank im Boden oder dem Transfer von Diasporen: PFADENHAUER & GROOTJANS 1999; BANK et al. 2002; STROH et al. 2002).

Die abiotischen Voraussetzungen waren auf unserer Untersuchungsfläche in Seeheim-Jugenheim nicht optimal, da Bauschutt-Reste und lokale Verdichtungen auftraten. Die Untersuchungen belegen, dass sowohl Diasporenbank als auch „Seedrain“ (fast) kein Potenzial für eine Besiedlung durch Zielarten aufweisen. Daher wurde der Inokulationsansatz in Kombi-

nation mit Beweidung gewählt; letzteres auch, um Nicht-Zielarten zu unterdrücken (STROH et al. 2002).

Im ersten Untersuchungsabschnitt von 1998 bis 2001 wurde festgestellt, dass die Untersuchungsflächen mit spontaner Sukzession sich nicht in die Richtung der Zielgemeinschaften entwickeln konnten, obwohl sich einige Zielarten in der Diasporenbank befanden (z. B. *Arenaria serpyllifolia*) und eine fragmentarische Altdüne in der Nähe war. Die Beweidung bewirkte eine Verlangsamung der Ruderalisierung (STROH et al. 2002); diese Entwicklung hat sich inzwischen fortgesetzt.

Die Entwicklung zu Zielgemeinschaften durch die Maßnahmen „Diasporentansfer“ und „Beweidung“ hat sich über fünf Vegetationsperioden kontinuierlich fortgesetzt. Der Extremsummer 2003 begünstigte die Entwicklung der Koelerio-Corynephoretea- und Festuco-Brometea-Arten weiter, so dass z. B. *Stipa capillata*-Gruppen inzwischen auch physiognomisch deutlich hervortreten. Ein „ruderales Potenzial“ ist aber immer noch vorhanden, so dass ein Aussetzen der Beweidung rasch zur Abundanz- und Mengenzunahme der Ruderalarten führen dürfte. Ruderalisierungsprozesse sind offenbar bei Mähgut-Inokulation ohne Beweidung stärker ausgeprägt (KIRMER & MAHN 2001).

Obwohl die abiotischen Voraussetzungen im Untersuchungsgebiet nicht optimal waren, entwickelten sich die Bestände dank der Kombination von Inokulation und Beweidung hervorragend. DONATH et al. (2003) berichten über die Restitution von Stromtalwiesen in der nördlichen Oberrheinebene mit optimalen abiotischen Bedingungen, jedoch ohne Inokulation und daher im Ergebnis durch das geringe Ausbreitungspotenzial von Zielarten (hier: Molinietales-Arten) nicht zufriedenstellend. BARBARO et al. (2001) stellten fest, dass der Restitutionserfolg in brachliegenden und dann wieder beweideten Kalkmagerrasen der französischen Voralpen mit dem Vorhandensein benachbarter Wiesen und Weiden als Diasporenquellen korreliert.

Wichtig ist, dass die Inokulation auf dem Rohboden erfolgt und sich die freien Flächen rasch mit den Zielarten-Gruppen besiedeln, so dass sich z. B. ausbreitungstüchtige Neophyten nicht stärker etablieren können. Da die verschiedenen Inokulationsmethoden (Mähgut, Rechgut und Soden) in der Diasporen-Übertragung ähnlich effizient waren, ist aufgrund des hohen Kostenaufwandes bei der Soden-Übertragung ein Transfer von kombiniertem Mäh-/Rechgut zu empfehlen.

Bei jeder Maßnahme, durch die Modellsysteme mit hohem Wert für den Naturschutz restituiert werden sollen, ist es essentiell, dass die Erfahrungen aus Monitoring und detaillierten Auswertungen wissenschaftlich dokumentiert werden (BAKKER et al. 2000). Nur so können die zurzeit noch bestehenden Kenntnisdefizite über die Restituierbarkeit von Ökosystemen gemildert werden.

6 Gibt es Ergebnisse, die mit den in Kapitel 1 formulierten Hypothesen nicht übereinstimmen?

Im Gebiet „Ehemaliger August-Euler-Flugplatz“ wurde im Zeitraum 2000 bis 2002 mit einem „statisch-extensiven Beweidungssystem“ mit strenger Reihenfolge im Jahreslauf und Koppeln von ca. 4 ha Größe beweidet. Eine besondere Behandlung von Bereichen mit Problemarten wie z. B. *Cynodon dactylon* oder *Calamagrostis epigejos* („Instandsetzungsbe-weidung“) fand bis dahin nicht statt. Diese Beweidung führte nicht generell zu den erwünschten Effekten einer stärkeren Dynamisierung (Hypothesen 1,2). Es handelte sich um eine starke „selektive Unterbeweidung“ im Sinne von KLAPP (1965). Bei Fazies-Bildungen wenig

schmackhafter Arten wie z. B. *Cerastium arvense* erfolgte keinerlei Fraß und die Streu-Akkumulation wurde in solchen Fazies nicht reduziert.

Eine Auswertung von neun Flächenpaaren „beweidet/nicht beweidet“, die bereits seit 1999 bestehen, zeigte auch für den Zeitraum von fünf Vegetationsperioden noch keine signifikanten Unterschiede der Artenzahlen (SCHWABE et al. 2004). Starke gerichtete Entwicklungen im Hinblick auf eine Artenzunahme traten vor allem in den konsolidierteren Bereichen A und F zwischen 1999 und 2001 auf, fluktuierten dann in den Folgejahren jedoch wiederum. Die Beweidung in diesem Gebiet wurde 2002/2003 umgestellt auf ein System der kleineren Koppeln („dynamisch-extensive Beweidung“). Dies führte – bereits physiognomisch sichtbar – zu einer verstärkten Verbiss-Intensität auch bei weniger schmackhaften Arten. Erst das Jahr 2004 und Folgejahre werden zeigen, ob mit Änderung der Beweidungspraxis eine günstigere Entwicklung einsetzt; alle bisherigen Untersuchungen sprechen dafür.

Bei dem statisch-extensiven Beweidungssystem entstehen jedoch ausgeprägte lineare Effekte mit starker Regression (Weidepfade, s. o.). Eine Streuabnahme in den beweideten Flächen und eine entsprechende Streuzunahme in den Exlosures konnte auch bei diesem Beweidungssystem festgestellt werden (BERGMANN 2004).

7 Ausblick für die Praxis

Ein wesentliches Fazit aus den Untersuchungen für die Praxis ist, dass „extensive Beweidung“ ohne Zusatzmaßnahmen vor allem dann einen naturschutzfachlich hohen Wert hat, wenn die Flächen bereits in einem relativ guten Zustand sind und nur noch eine Grundpflege zur Sicherung der dynamischen Abläufe notwendig ist oder wenn es sich um offene Sand-Restitutionsflächen handelt, die mit entsprechendem Mahd-/Rechgut inokuliert wurden. Ersteres trifft z. B. für die von uns untersuchten Leitbildflächen im Emsland und die sehr offenen Koelerion glaucae-Fluren in der nördlichen Oberrheinebene zu, letzteres auf die Restitutionsflächen. Wenn jedoch dominante Gräserfazies z. B. von *Calamagrostis epigejos* vorherrschen, genügt diese Maßnahme nicht. Durch mehrmalige „Instandsetzungsbeweidung“ können diese Flächen nach fachkundiger Abgrenzung entwickelt werden (ZEHM 2004), bevor sie längerfristig extensiv beweidet werden. Neuere, in unserem Projekt in der Spätphase (2003 ff) begonnene Management-Strategien ergänzen die Instandsetzungsbeweidung durch Schafe mit einer Kombination Wiederkäuer (hier: Schafe) und Nicht-Wiederkäuer (hier: als Vertreter der Pferde-artigen: Esel). Erste Ergebnisse dazu sind sehr erfolgversprechend (SÜSS 2004, ZEHM 2004). Instandsetzungs-Beweidungen sind zurzeit nicht in den Kulturlandschaftsprogrammen förderbar (z. B. Hessisches Kulturlandschaftsprogramm mit der maximalen Förderung nur eines Beweidungsganges pro Flächeneinheit im Jahr).

Das Ziel, ökonomisch tragfähige Beweidungssysteme zu etablieren, die die weitere Existenz dieser für den Naturschutz hochrangigen Flächen gewährleisten, kann nach den bisherigen Ergebnissen der ökonomischen Begleitung wahrscheinlich nur erreicht werden, wenn eine direkte Förderung der Leistungen für den Naturschutz erfolgt (MÄHRLEIN 2004). Weitere Zukunftsperspektiven für die Praxis sind vorrangig Anstrengungen zum Verbund der Restflächen und zu deren Vergrößerung. Für letzteren Aspekt wurden nun mit zwei bisher erfolgreichen Restitutions-Experimenten (Experiment „Seeheim-Jugenheim“ in diesem Beitrag und Emsland; s. STROH et al. submitted; STROH & KRATOCHWIL 2004) die Grundlagen erarbeitet. Ein Projekt zum Biotopverbund von intakten bzw. zu restituierenden Sandflächen und frisch-feuchten Riedflächen unter Einbeziehung von Weidetieren als Vektoren startete am 1. 6. 2004 (E & E-Vorhaben „Ried und Sand: Biotopverbund und Restitution durch extensive Landbewirtschaftung – ein Modellvorhaben für die landwirtschaftliche Nutzung und

gleichzeitige Aufwertung von Flächen im Sinne des Naturschutzes“; Träger des Hauptverfahrens: Landkreis Darmstadt-Dieburg, wissenschaftliche Begleitung: TU Darmstadt, Fachbereich Biologie).

Danksagung und Kooperationspartner

Wir danken dem BMBF für die Finanzierung des Projektes (Förderkennzeichen 01LN0003) und für die gute Zusammenarbeit. Dr. P. Finck, Dr. U. Riecken und Dr. E. Schröder (Bundesamt für Naturschutz) förderten unsere Arbeiten auf vielfache Weise. Wir danken allen Mitarbeitern, die uns bei diesem Projekt unterstützt haben. Für die hier dargestellten Ergebnisse haben wir insbesondere Hilfe erhalten von Dr. M. Nobis, Birmensdorf/Schweiz; Dipl.-Ing. K. Zimmermann, Darmstadt; M. Röth, Darmstadt.

Die folgenden Institutionen waren an diesem Projekt beteiligt: TU Darmstadt (Gesamtkoordination), Universität Osnabrück (Koordination Emsland: Dr. D. Remy), Universität Lüneburg (ab 2001), Sachverständigenbüro Dr. A. Mährlein (Greven). Kooperationspartner waren: Bezirksregierung Weser-Ems (Oldenburg), Landkreis Emsland (Meppen), Untere Naturschutzbehörde (Lingen), Landkreis Darmstadt-Dieburg, Regierungspräsidium Darmstadt, Landschaftspflegehof Stürz (Ober-Ramstadt/Odw.), Landwirte im Landkreis Emsland, NABU Kreisverband Darmstadt, Reinhold Joeck (Marburg), andere Behörden (z. B. Katasterämter). Wir danken den Behörden für die gute Zusammenarbeit und die Erteilung von Betretungsgenehmigungen. Ohne die große Hilfe der beteiligten Landwirte wäre es nicht möglich gewesen, das Projekt durchzuführen. Wir danken ganz besonders R. Stürz für die Zusammenarbeit.

Literatur

- AERTS, R.; HUISZON, A.; VAN OOSTRUM, J.H.A.; VAN DE VIJVER, C.A.D.M. & WILLEMS, J.H. (1995): The potential for heathland restoration on formerly arable land at a site in Drenthe, The Netherlands. – *J. Appl. Ecol.* 32 (4): 827-835.
- 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.
- BAKKER, J.P., GROOTJAANS, A. P., HERMY, M., POSCHLOD, P. (2000): How to define targets for ecological restoration? – *Applied Vegetation Science* 3: 3-6.
- BANK, P.; BEMMERLEIN-LUX, F. & BÖHMER, H.J. (2002): Übertragung von Sandmagerrasen durch Soden, Diasporenbank oder Heuauftrag? – *Naturschutz und Landschaftsplanung* 34 (2/3): 60-66.
- BARBARO, L.; DUTOIT, T. & COZIC, P. (2001): A six-year experimental restoration of biodiversity by shrub-clearing and grazing in calcareous grasslands of the French Prealps. – *Biodiversity and Conservation* 10: 119-135.
- BARKMAN, J.J.; DOING, H. & SEGAL, S. (1964): Kritische Bemerkungen und Vorschläge zur quantitativen Vegetationsanalyse. – *Acta Bot. Neerlandica* 13: 394-419.
- BARKMAN, J.J. & STOUTJESDIJK, P. (1987): Mikroklima, vegetatie en fauna. – Wageningen (Pudoc) 223 S.
- BEALS, E.W. (1984): Bray-Curtis Ordination. – *Adv. Ecol. Res.* 14: 1- 55.
- BECKER, C. & SCHMIDT, M. (1999): Beweidung von Extensivgrünland mit Island-Pferden. – *Natur- und Kulturlandschaft* 3: 354-361.
- BERGMANN, S. (2004): Zum Nährstoffhaushalt in Sandökosystemen der nördlichen Oberrheinebene: Sukzession, Ruderalisierungsprozesse und Effekte von Schafbeweidung. – Darmstadt (TU Darmstadt, Fachbereich Biologie) (Dissertation) 220 S. und Anhang.
- BRUCKHAUS, A. (1992): Ergebnisse zur Embryonalentwicklung bei Feldheuschrecken und ihre Bedeutung für den Biotop- und Artenschutz. – *Articulata, Beiheft* 2: 1-112.

- CHAPIN III, F.S.; MATSON, P.A. & MOONEY, H.A. (2002): Principles of Terrestrial Ecosystem Ecology. – New York (Springer): 1-436.
- CHAPPELL, M.A. & WHITMAN, D.W. (1990): Grasshopper thermoregulation. – In: CHAPMAN, R. F. & JOERN, A. (eds.): Biology of Grasshoppers. – New York (John Wiley): 143-172.
- DETZEL, P. (1995): Zur Nomenklatur der Fangschrecken und Heuschrecken Deutschlands. – *Articulata* 10(1): 3-10
- DONATH, T.W.; HÖLZEL, N. & OTTE, A. (2003): The impact of site conditions and seed dispersal on restoration success in alluvial meadows. – *Applied Vegetation Science* 6: 13-22.
- FELDHAKE, C.M.; GLENN, D. M. & PETERSON, D.L. (1996): Pasture soil surface temperature response to drought. – *Agronomy Journal* 88 (4): 652-656.
- FINCK, P.; RIECKEN, U. & SCHRÖDER, 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, Berlin, Heidelberg (Springer)
- GANSKOPP, D. (2001): Manipulating cattle distribution with salt and water in large arid-land pastures: a GPS/GIS assessment. – *Applied Animal Behaviour Science* 73 (4): 251-262.
- GANSKOPP, D.; CRUZ, R. & JOHNSON, D.E. (2000): Least-effort pathways?: a GIS analysis of livestock trails in a rugged terrain. – *Applied Animal Behaviour Science* 68 (3): 179-190.
- GRUBB, P.J. (1977): The maintenance of species-richness in plant communities: the importance of the regeneration niche. – *Biol. Rev.* 52: 107-145.
- 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.
- HÜTT, M. T. (2001): Datenanalyse in der Biologie. Eine Einführung in Methoden der nichtlinearen Dynamik, fraktalen Geometrie und Informationstheorie. – Berlin, Heidelberg (Springer) 311 S.
- INGRISCH, S. (1979): Zur Feuchte-Präferenz von Feldheuschrecken und ihren Larven (Insecta: Acrididae). – *Verh. Ges. f. Ökol.* 8: 403-410.
- INGRISCH, S. (1983): Zum Einfluss der Feuchte auf den Wasserhaushalt der Eier und die Größe des 1. Larvenstadiums bei mitteleuropäischen Feldheuschrecken (Orthoptera: Acrididae). – *Zoologischer Anzeiger* 210: 357-368.
- INGRISCH, S. (1988): Wasseraufnahme und Trockenresistenz der Eier europäischer Laubheuschrecken (Orthoptera, Tettigoniidae). – *Zool. Jb. (Abt. allg. Zool. u. Physiol. Tiere)* 92: 117-170.
- ISERN-VALLVERDU, J.; PEDROCCHI-RENAULT, C. & VOISIN, J.-F. (1993): A comparison of methods for estimating density of grasshoppers (Insecta: Orthoptera) on alpine pasturelands. – *Revue d' Ecologie Alpine* 2: 73-80.
- JAKOVLEV, V. (1959): Mikroklimatische Untersuchungen in einigen Acridenbiotopen. – *Z. Morph. Ökol. Tiere* 48: 89-101.
- JAKOVLEV, V. (1961): Transpiration und Vorzugstemperatur einiger Grillenarten. – *Zoolog. Anz. Suppl.* 24: 42-66.
- JAKOVLEV, V. & KRÜGER, F. (1953): Vergleichende Untersuchungen zur Physiologie der Transpiration der Orthopteren. – *Zool. Jb. (Abt. allg. Zool. u. Physiol. Tiere)* 64 (3): 267-428.
- KIENZLE, U. (1986): The influence of vegetation type on soil temperature. – *Verh. Naturf. Ges. Basel* 96: 1-18.
- KIRMER, A. & MAHN, E.-G. (2001): Spontaneous and initiated succession on unvegetated slopes in the abandoned lignite-mining area of Goitsche, Germany. – *Applied Vegetation Science* 4: 19-27.
- KLAPP, E. (1965): Grünlandvegetation und Standort. – Berlin, Hamburg (Parey) 384 S.
- 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.
- KORNECK, D.; SCHNITTLER, M. & VOLLMER, I. (1996): Rote Liste der Farn- und Blütenpflanzen (Pteridophyta et Spermatophyta) Deutschlands. In: LUDWIG, G. & SCHNITTLER, M. (Red.): Rote Liste gefährdeter Pflanzen Deutschlands. – *Schr.-R. f. Vegetationskunde.* 28: 21-187.
- KRATOCHWIL, A. & SCHWABE, A. (2001): Ökologie der Lebensgemeinschaften: Biozönologie. – Stuttgart (Ulmer) 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-Feuchtgebietkomplexe im Emsland (Nordwestdeutschland). – *Schr.-R. Landschaftspfl. Naturschutz* 78: 93-101.
- KROLUPPER, N. & SCHWABE, A. (1998): Ökologische Untersuchungen im Darmstadt-Dieburger Sandgebiet (Süd Hessen): Allgemeines und Ergebnisse zum Diasporen-Reservoir und Niederschlag. – *Botanik und Naturschutz in Hessen* 10: 9-39.
- LEHMANN, ST.; PERSIGHEHL, M.; ROSENKRANZ, B.; FALKE, B.; GÜNTHER, J. & ASSMANN TH. (2004): Laufkäfer-Gemeinschaften (Coleoptera, Carabidae) xerothermer Sandrasen und ihre Abhängigkeit von Beweidungsmaßnahmen. – *Schr.-R. Landschaftspfl. Naturschutz* 78: 119-127.
- LITTELL, R. C.; MILLIKEN, G. A.; STROUP, W. W. & WOLFINGER, R. D. (2000): SAS System for Mixed Models. – Cary NC (SAS Institute) 633 S.
- MÄHRLEIN, A. (2004): Agrarwirtschaftliche Untersuchungen in „neuen Hudelandschaften“ bei naturschutzkonformer Extensivbeweidung mit Rindern und Schafen. In: SCHWABE, A. & KRATOCHWIL, A. (Hrsg.): *Beweidung und Restitution als Chancen für den Naturschutz? – NNA-Berichte* 17 (1): 191-203.
- MARSHALL, J.K. (1967): *Corynephorus canescens*. Biological Flora of the British Isles. – *J. Ecology* 55: 207-220.
- 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.
- OLFF, H. & RITCHIE, M.E. (1998): Effects of herbivores of grassland plant diversity. – *Trends in Ecology and Evolution* 13: 261-265.
- PFADENHAUER, J. & GROOTJANS, A. (1999): Wetland restoration in Central Europe: aims and methods. – *Applied Vegetation Science* 2: 95-106.
- PHILIPPI, G. (1971): Sandfluren, Steppenrasen und Saumgesellschaften der Schwetzinger Hardt (nordbayerische Rheinebene). – *Veröff. Landesst. Naturschutz, Landschaftspflege Bad.-Württ.* 39: 67-130.
- PORZIG, E. & SAMBRAUS, H.H. (Ed.) (1991): *Nahrungsaufnahmeverhalten landwirtschaftlicher Nutztiere*. – Berlin (Deutscher Landwirtschaftsverlag) 404 S.
- RYCHNOVSKÁ-SOUDKOVÁ, M. (1961): *Corynephorus canescens* (L.) P. Beauv. – *Rozpr. Čes. Akad. Věd.* 71: 1-84.
- SCHLUMPRECHT, H. & WAEBER, G. (2003): *Heuschrecken in Bayern*. Stuttgart (Ulmer) 515 S.
- SCHMIDT, W. (1993): Sukzession und Sukzessionslenkung auf Bracheäckern – Neue Ergebnisse aus einem Dauerflächenversuch. – *Scripta Geobotanica* 20: 65-104.
- SCHMIDT, W. (1998): Langfristige Sukzession auf brachliegenden landwirtschaftlichen Nutzflächen. – *Naturschutz u. Landschaftsplanung* 30 (8/9): 254-258.
- 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.
- 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.; PERSIGHEHL, M.; ZIMMERMANN & WEINERT, M. (2002): Inland Sand Ecosystems: dynamics and restitution as a consequence of the use of different grazing systems. In: REDECKER B.; FINCK, P.; HÄRDITZLE, W.; RIECKEN, U. & SCHRÖDER, E. (eds.): *Pasture Landscapes and Nature Conservation*: 239-252. – Berlin, Heidelberg (Springer).
- SCHWABE, A.; ZEHM, A.; NOBIS, M.; STORM, C. & SÜSS, K. (2004): Auswirkungen von Schaf-Erstbeweidung auf die Vegetation primär basenreicher Sand-Ökosysteme. In: SCHWABE, A. & KRATOCHWIL, A. (Hrsg.): *Beweidung und Restitution als Chancen für den Naturschutz? – NNA-Berichte* 17 (1): 39-53.
- SCHWABE, A. & KRATOCHWIL, A. (Hrsg.) (2004): *Beweidung und Restitution als Chancen für den Naturschutz? – NNA-Berichte* 17 (1) 237 S. Schneverdingen.
- SCHWABE, A. & KRATOCHWIL, A. (2004): Festucetalia valesiacae communities and xerothermic vegetation complexes in the Central Alps related to environmental factors. – *Phytocoenologia* 34 (3): 1-118.
- SSYMANK, A.; HAUKE, U.; RÜCKRIEM, C. & SCHRÖDER, E. (1998): Das europäische Schutzgebietssystem Natura 2000. – *Schr.-R. Landschaftspfl. 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.; REMY, D.; ZIMMERMANN, K. & SCHWABE, A. (submitted): Restoration of alluvial landscapes in the Ems region (northwestern Germany).

- STROH, M. & KRATOCHWIL, A. (2004): Vegetationsentwicklung von restituierten flussnahen Sand-Ökosystemen und Feuchtgrünland im Vergleich zu Leitbildflächen (Emsland, Niedersachsen). In: SCHWABE, A. & KRATOCHWIL, A. (Hrsg.): Beweidung und Restitution als Chancen für den Naturschutz? – NNA-Berichte 17 (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: SCHWABE, A. & KRATOCHWIL, A. (Hrsg.): Beweidung und Restitution als Chancen für den Naturschutz? – NNA-Berichte 17 (1): 133-145.
- SÜSS, K. (2004): Fraß- und Raumnutzungsverhalten bei sukzessiver Multispecies-Beweidung mit Wiederkäuern (Schafe) und Nicht-Wiederkäuern (Esel) in Sand-Ökosystemen. In: SCHWABE, A. & KRATOCHWIL, A. (Hrsg.): Beweidung und Restitution als Chancen für den Naturschutz? – NNA-Berichte 17 (1): 127-132.
- SÜSS, K.; STORM, C.; ZEHM, A. & SCHWABE, A. (2004): 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 6: 465-476.
- VERHAGEN, R.; KLOOKER, J.; BAKKER, J. P. & VAN DIGGELEN, R. (2001): Restoration success of low production plant communities on former agricultural soils after top soil removal. – Applied Vegetation Science 4: 75-82.
- VOIGTLÄNDER, G. & JACOB, H. (1987) (Ed.) Grünlandwirtschaft und Futterbau. – Stuttgart (Ulmer) 480 S.
- WAGNER, G. (2000): Eine Populationsgefährdungsanalyse der Rotflügeligen Ödlandschrecke, *Oedipoda germanica* (Latr.1804) (Caelifera: Acrididae). – Articulata Beih. 9: 1-126.
- WHITE, P.S. & PICKETT, S.T.A. (1985): The ecology of natural disturbance and patch dynamics. 5th edn. – San Diego (Academic Press) 472 S.
- WILLOTT, S.I. (1998): Thermoregulation in four species of British grasshoppers (Orthoptera, Acrididae). – Functional Ecology 11: 705-713.
- WILMANN, O. & SENDTKO, A. (1995): Sukzessionslinien in Kalkmagerrasen unter besonderer Berücksichtigung der Schwäbischen Alb. – Beih. Veröff. Natursch. Landschaftspfl. Bad.-Württ. 83: 275-282.
- 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. – Darmstadt (TU Darmstadt, Fachbereich Biologie) (Dissertation) 312 S.
- ZEHM, A. (2004): Praxisbezogene Erfahrungen zum Management von Sand-Ökosystemen durch Beweidung und ergänzende Maßnahmen. In: SCHWABE, A. & KRATOCHWIL, A. (Hrsg.): Beweidung und Restitution als Chancen für den Naturschutz? – NNA-Berichte 17 (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 on digital image processing. – Flora 198: 142-160.
- ZEHM, A.; SÜSS, K.; EICHBERG, C. & HÄFELE, S. (2004): Effekte der Beweidung mit Schafen, Eseln, Ziegen und Wollschweinen auf die Vegetation von Sand-Ökosystemen. In: SCHWABE, A. & KRATOCHWIL, A. (Hrsg.): Beweidung und Restitution als Chancen für den Naturschutz? – NNA-Berichte 17 (1): 111-126.
- ZIMMERMANN, K. & RENNINGER, V. (2004): Lassen sich Beweidungseffekte in hochauflösenden Farb-Infrarot (CIR)-Orthophotos erkennen und auswerten? – Schr.-R. Landschaftspfl. Naturschutz 78: 103-109.

Anschriften der Verfasser:

Prof. Dr. A. Schwabe, Dr. A. Zehm, Dipl.-Biol. C. Eichberg, Dipl.-Biol. M. Stroh, Dr. C. Storm
Technische Universität Darmstadt
FB Biologie
Fachgebiet Vegetationsökologie
Schnittspahnstr. 4
64287 Darmstadt
E-Mail: schwabe@bio.tu-darmstadt.de
<http://www.tu-darmstadt.de/fb/bio/bot.htm>

Prof. Dr. A. Kratochwil
Universität Osnabrück
FB Biologie/Chemie
Fachgebiet Ökologie
Barbarastr. 11
49069 Osnabrück
E-Mail: kratochwil@biologie.uni-osnabrueck.de
<http://www.biologie.uni-osnabrueck.de/oekologie/index.htm>