

# 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-Corynephorum*, *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-Corynephorum* 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-Corynephorum*, *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 enclosure 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 occurring 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-Corynephorum typicum*, the close vegetation cover of *Spergulo-Corynephorum cladonietosum* and

*Diantho-Armerietum* prevent the rapid establishment of other plant species.

## 1 Einführung

Während in früheren Jahrhunderten „Hudelandchaften“ 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 Neuan siedlung solche Lebensgemeinschaften zu restituieren (RIECKEN et al. 2001). Das Ziel ist dabei auch die Entwicklung „neuer Hudelandchaften“ (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 Hudelandchaftsmosaiks 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-Corynephorum 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<sup>1</sup> auf einer einst intensiv landwirtschaftlich genutzten Fläche eines

<sup>1</sup> Erprobungs- und Entwicklungsvorhaben „Hasetal – Wiederherstellung der natürlichen Flusssynamik in der Hase-Aue im Landkreis Emsland sowie Sicherung bzw. Entwicklung auentypischer 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 Flussschlingen 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 m<sup>3</sup> Substratlagerungen), 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-Corynephorum* (*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-Corynephorum typicum* und *cladonietosum*) und Heidenelkenfluren (*Diantho deltoideis-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 Hude Landschaft 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-Corynephorum canescentis typicum* [Foto 2] und *cladonietosum* [Foto 3]) sowie großflächigen Heidenelken-Fluren (*Diantho deltoideis-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 m<sup>2</sup> Fläche der neu geschaffenen Dünenzüge; 1465 kg Rechgut *Diantho-Armerietum*-Material für einen Bereich von 1060 m<sup>2</sup> 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 ehemali-

ge 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 Exlosures je 144 m<sup>2</sup>, 1 Exlosure: 130 m<sup>2</sup>; ehemalige Ackerbrache-Flächen: 2 Exlosures je 144 m<sup>2</sup>; Restitutionsflächen: 1 Exlosure 450 m<sup>2</sup>, 1 Exlosure 288 m<sup>2</sup>, 2 Exlosures je 120 m<sup>2</sup>). 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 Exlosures 25 m<sup>2</sup>. 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 m<sup>2</sup> 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<sup>2</sup>, 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-Corynephorum canescentis typicum* und *cladonietosum* sowie *Diantho deltoideis-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).

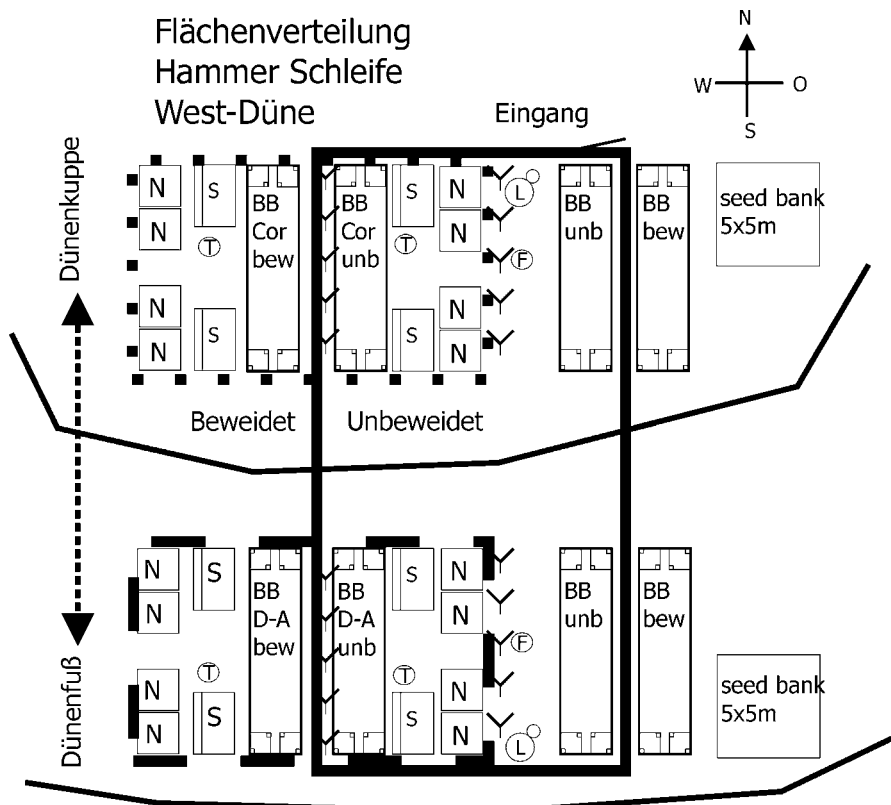


Abb. 1: Probeflächendesign einer aufmodellierten Düne im Restitutionsgebiet. Schwarz umrahmt: Weideausschluss-Fläche (Exclosure). BB: Flächen zur Vegetationsaufnahme nach BRAUN-BLANQUET mit je 4 1 m<sup>2</sup> großen Sub-Aufnahmeflächen. Gepunktet (oben, Dünenkuppe) bzw. gestrichelt (unten, Dünenfuß) umrahmt sind die mit Pflanzenmaterial des *Spergulo-Corynephorum* (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 Sand-trockenrasen-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 *Sper-*

*gulo-Corynephorum cladonietosum* und das *S.-C. typicum* 2, die inmitten der Punktwolke der 36 untersuchten Flächen von *Spergulo-Corynephorum* liegen (Abb. 2). Die Leitbildfläche „*Spergulo-Corynephorum typicum* 1“ befindet sich am Rande der Punktwolke der untersuchten Bestände des *Spergulo-Corynephorum*.

### 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-Corynephorum canescentis typicum*
- Block 2: *Spergulo vernalis-Corynephorum canescentis cladonietosum*
- Block 3: *Diantho deltoideis-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-Corynephorum* 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-Corynephorum 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 Lehmenteile im Boden. Die mittleren Feuchtwerte betragen in *S.-C. typicum*  $3,43 \pm 0,08$ , im *S.-C. cladonietosum*  $3,40 \pm 0,15$ , dagegen im *Diantho-Armerietum*  $4,18 \pm 0,08$  (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-Corynephorum cladonietosum*) mit beweideten Bereichen und der Exclosure-Fläche (14.06.2001).



Foto 2: Typische Ausbildung der Silbergrasflur (*Spergulo-Corynephorum 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).

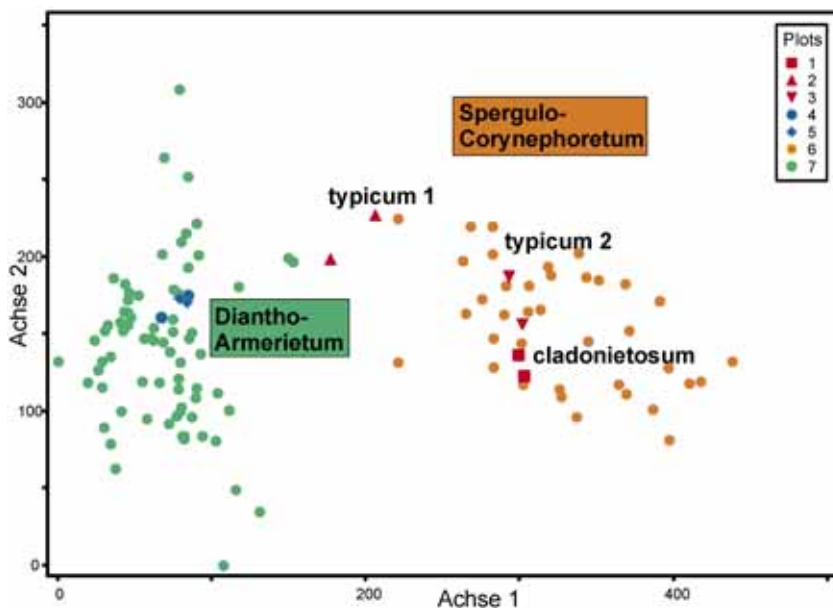


Abb. 2: DCA von 36 Vegetationsaufnahmen des *Spergulo-Corynephorum* und 72 des *Diantho-Armerietum* im Bereich der Ems und Hase nach Aufnahmen von OSTENDORP (2001). Rot sind die im Rahmen unserer Untersuchung als Leitbildflächen ausgewählten Bestände des *Spergulo-Corynephorum*, braun die des *Diantho-Armerietum* dargestellt. Achse 1:  $\lambda=0,645$ ; Achse 2:  $\lambda=0,205$ . 1: Leitbildfläche „*Spergulo-Corynephorum cladonietosum*“; 2: Leitbildfläche „*Spergulo-Corynephorum typicum 1*“; 3: Leitbildfläche „*Spergulo-Corynephorum typicum 2*“; 4: Leitbildfläche „*Diantho-Armerietum 1*“; 5: Leitbildfläche „*Diantho-Armerietum 2*“, 6: 36 Vegetationsaufnahmen des *Spergulo-Corynephorum* 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-Coryneporetea-Arten verbindet die ehemalige Ackerbrache mit dem *Spergulo-Coryneporetum 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-Coryneporetum*, *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-Coryneporetea, 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-Coryneporetea 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-Coryneporetum* 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 weit aus höhere Artenzahlen in den Restitutionsflächen gegenüber den Leitbildflächen und dem ehemaligen Acker (durchschnittlich 61 gegenüber 35 Arten auf 25 m<sup>2</sup>) (Abb. 3). Auch sind die Artenzahlen bei inokulierten Flächen signifikant höher als bei nicht inokulierten (Mixed linear model SAS [proc mixed]: Vergleich mit *Spergulo-Coryneporetum*-Material inokuliert/nicht inokuliert: Pr(t) < 0,001, Vergleich mit *Diantho-Armerietum*-Ma-

terial 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-Coryneporetum 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-Coryneporetum 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-Coryneporetum typicum*, Leitbildfläche; Cc: *Spergulo-Coryneporetum cladonietosum*, Leitbildfläche; DA: *Diantho-Armerietum*, Leitbildfläche; A: Sukzessionsfläche „ehemalige Ackerbrache“, Referenzfläche; CI: Restitutionsfläche, inokuliert mit Material des *Spergulo-Coryneporetum*; 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-Coryneporetea; 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<sup>+</sup>, *Taraxacum laevigatum* 1<sup>+</sup>; Lc: *Gnaphalium sylvaticum* 1<sup>+</sup>; Lk: *Euphorbia cyparissias* 1<sup>+</sup>; Aa: *Gnaphalium sylvaticum* 1<sup>+</sup>; Rb: *Plantago intermedia* 1<sup>+</sup>; Rc: *Spergularia rubra* 2<sup>+</sup>; Re: *Senecio vulgaris* 1<sup>+</sup>, *Urtica dioica* 1<sup>+</sup>; Rg: *Spergularia rubra* 1<sup>+</sup>; Ri: *Vicia tetrasperma* 1<sup>+</sup>, *Agrostis stolonifera* 1<sup>+</sup>; Rj: *Plantago intermedia* 1<sup>+</sup>; Rk: *Lolium multiflorum* 1<sup>+</sup>; Rm: *Epilobium tetragonum* 1<sup>+</sup>, *Agrostis stolonifera* 2<sup>+</sup>, Rn: *Senecio jacobaea* 1<sup>+</sup>; Ro: *Sedum telephium* 1<sup>+</sup>; Rp: *Sedum telephium* 1<sup>+</sup>.







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-Corynephorum* 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-Corynephorum 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-Corynephorum cladonietosum* und *S.-C. typicum* (hochsignifikant;  $p = 0,0008$ ; Mixed linear model, SAS proc mixed) sowie der Haarschwengel (*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 Flussauenlandschaft (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 autochthone „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 Diasporeneinput 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 vegetationspezifisch für einzelne Regionen zu treffen. Darüber hinaus ist

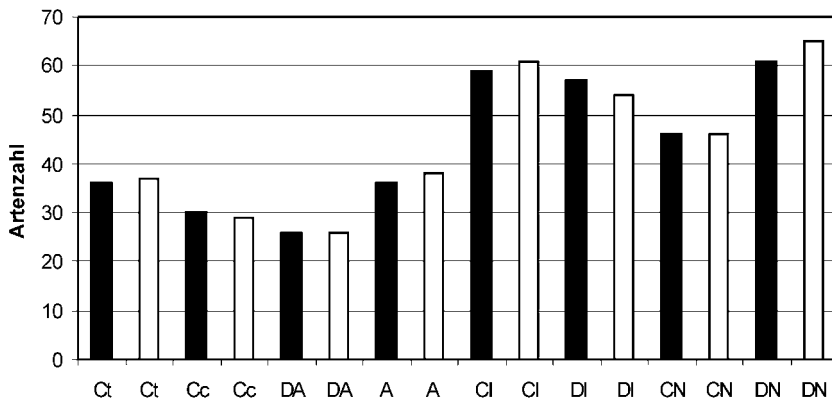


Abb. 3: Artenzahlen der verschiedenen Untersuchungsflächen des Jahres 2003 (schwarzer Balken: unbeweidet; weißer Balken: beweidet). Ct: *Spergulo-Corynephorum typicum*, Leitbildfläche; Cc: *Spergulo-Corynephorum cladonietosum*, Leitbildfläche; DA: *Diantho-Armerietum*, Leitbildfläche; A: Sukzessionsfläche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

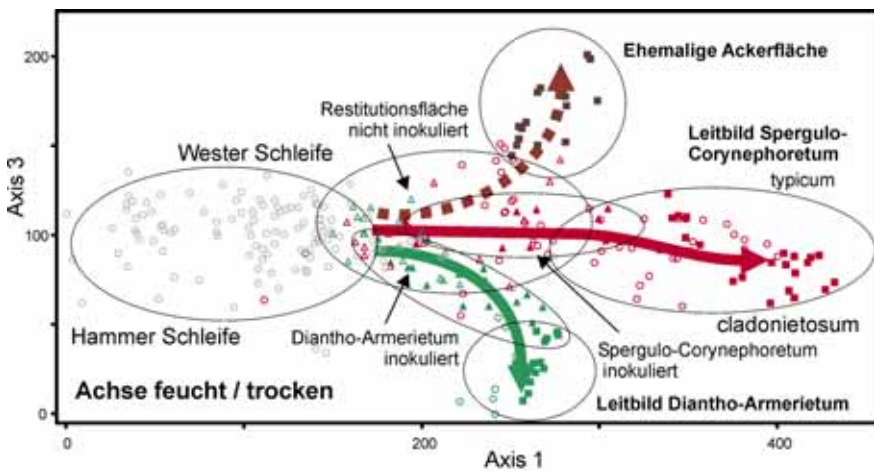


Abb. 4: DCA Gesamtdatensatz Grundaufnahmeflächen (Dreiecke, Quadrate) und Rasterpunkte (Kreise) Downweighting rare spec.; Eigenwerte: axis 1 = 0,50; axis 3 = 0,11 (axis 2 = 0,16):

Rote Quadrate: 25 m<sup>2</sup> Flächen (Exclosure-/Referenzfläche) Zielgemeinschaft *Spergulo-Corynephorum typicum* und *cladonietosum*

Rote nicht ausgefüllte Kreise: 80 m<sup>2</sup> Flächen um die Rasterpunkte: Zielgemeinschaft *Spergulo-Corynephorum typicum* und *cladonietosum*

Grüne Quadrate: 25 m<sup>2</sup> Flächen (Exclosure-/Referenzfläche) Zielgemeinschaft *Diantho-Armerietum*

Grüne nicht ausgefüllte Kreise: 80 m<sup>2</sup> Flächen um die Rasterpunkte: Zielgemeinschaft *Diantho-Armerietum*

Braune Quadrate: 25 m<sup>2</sup> Flächen (Exclosure-/Referenzfläche) Zielgemeinschaft *Diantho-Armerietum*

Rote ausgefüllte Dreiecke: mit Pflanzenmaterial des *Spergulo-Corynephorum* inokulierte Bereiche des Restitutionsgebiets

Rote nicht ausgefüllte Dreiecke: mit Pflanzenmaterial des *Spergulo-Corynephorum* 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).

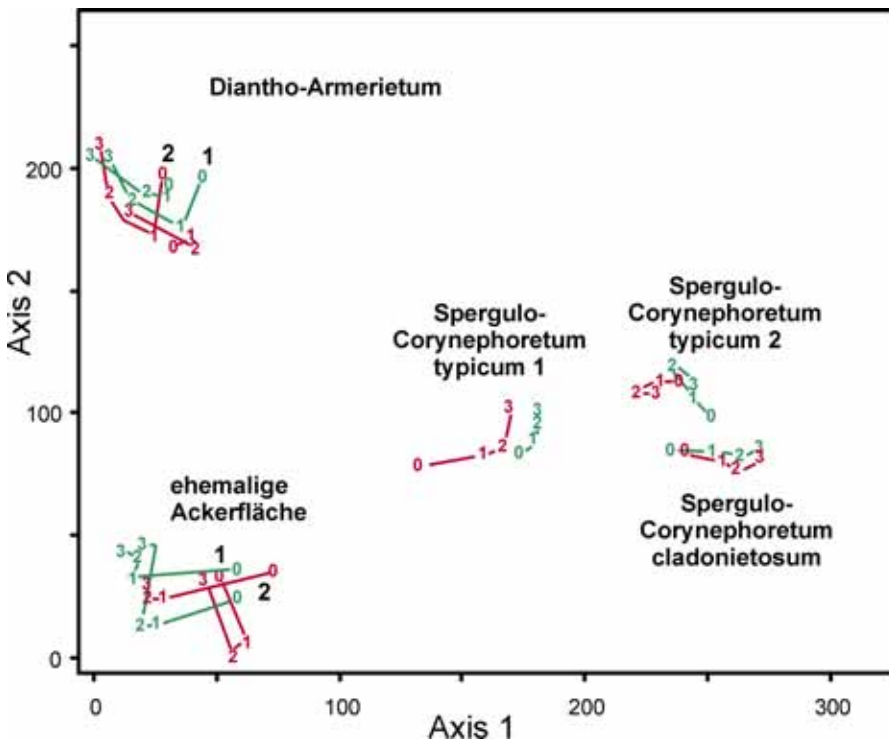


Abb. 5: DCA der Leitbildflächen und der ehemaligen Ackerfläche: *Spergulo-Corynephorum canescens typicum* (2 Flächen: 1, 2), *S.-C. c. cladonietosum* (1 Fläche), *Diantho deltoideis-Armerietum elongatae* (2 Flächen: 1, 2). Rot: beweidete Flächen (0 = 2000, 1 = 2001, 2 = 2002, 3 = 2003), Grün: unbeweidete 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-Corynephorum* 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 Phytocenosen.

## 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-Corynephorum 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 & BEYSLAG 2003); so kann dieses Stadium über lange Zeit große Stabilität aufweisen (TISCHEW & MAHN 1998; FROMM et al. 2002; JENTSCH & BEYSLAG 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-Corynephorum typicum*. In Beständen mit größerer Vegetationsdeckung (*Spergulo-Corynephorum 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. MÖHLMAYER, 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 Hude-landschaften 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 Wissler, 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 *synusia* 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 „Borke-ner 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 sparse 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 Konnekte im Vegetationsmosaik nordwestdeutscher Hude-landschaften. - *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. Landschaftspf. 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.
- Olf, 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 Hude-landschaften 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 Wijnjen, 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.
- Wiegand, 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