

Ber. d. Reinh.-Tüxen-Ges. 28, 9-22. Hannover 2016

Restitution von Binnendünen und ihren Vegetationskomplexen: Entwicklung gefährdeter steppenartiger Sandrasen in der nördlichen Oberrheinebene

– Angelika Schwabe¹, Carsten Eichberg² und Christian Storm¹, Darmstadt¹ und Trier² –

Abstract

In the last about 10 years we developed methods to restore the highly threatened steppic sandy vegetation complexes in the northern upper Rhine valley. The status quo at the end of the 20th century was that remnants of these vegetation types were scattered and fragmented. Main factors causing the destruction of large areas of steppic sandy vegetation were: construction of trafficways, buildings and establishment of intensively managed and manured fields near the cities (cultivation of *Asparagus* and other legumes). Strategies to restore and re-connect these remnants were urgently needed. In this summarizing publication we introduce the threatened vegetation types and complexes, which are part of target sites. These target sites may also serve as donor sites from which plant material can be transferred to newly created sites. Fauna-Flora-Habitat types of the European Union with threatened plant and animal species occur. Characteristic vegetation types are: *Sileno conicae-Cerastietum semidecandri*, *Koelerion glaucae* and *Allio sphaerocephali-Stipetum capillatae*. Successional pathways of these vegetation types were studied with the help of permanent plots.

In the main part of this publication we summarize our approaches to restore these vegetation types by abiotic improvement (use of nutrient-poor deep sand) and by different biotic approaches (inoculation of restoration sites with seed-containing plant material from donor sites, taking advantage of the multiple effects generated by grazing of sheep and/or donkeys).

Restoration practices using a combination of abiotic and biotic approaches have so far been successful. We are able to show the process of post-inoculation vegetation development for a model area for about 10 years. *Koelerion glaucae* stands with a lot of threatened plant species developed well.

The restoration approach of actively creating new sites to develop threatened vegetation types has great importance for the de-fragmentation on the landscape level and for environmental impact assessments of how threatened ecosystems can be restored. De-fragmentation is promoted by the establishment of ‘stepping-stones’ or corridors but also by functional connectivity using sheep, which can disperse diaspores by endo- and epizoochorous pathways.

Key words: *Allio sphaerocephali-Stipetum capillatae*, epizoochory, endozoochory, grazing, habitat fragmentation, inoculation, *Jurineo cyanoidis-Koelerietum glaucae*, *Koelerion glaucae*, restoration

1. Einführung

In vielen Gebieten der Erde werden inzwischen Projekte durchgeführt, die Methoden der „Restoration Ecology“ einsetzen (BRADSHAW 2002; für Zentraleuropa z.B. ZERBE & WIEGLEB 2009; HERMANN & KOLLMANN 2015; für Sand-Ökosysteme z.B. SCHWABE &

KRATOCHWIL 2009). Die zu restituierenden Lebensräume sind vielgestaltig: neben ehemaligen Bergbau-Gebieten spielen verschiedene Typen von Wäldern, Heiden, Grasland, Küstenvegetation u.a. eine bedeutende Rolle. Angewandte ökologische Zeitschriften, wie z.B. „Restoration Ecology“ und „Applied Vegetation Science“, widmen sich diesem Thema in besonderem Maße. Dennoch sind die Kenntnisse zur Restitutionsfähigkeit einiger Habitattypen noch sehr lückenhaft, insbesondere über längere Zeiträume.

Wir berichten im Folgenden über Restitutionsprojekte, die wir seit mehr als 10 Jahren in der nördlichen Oberrheinebene auf sandigem Substrat durchführen. Hintergrund dieser Untersuchungen ist die starke Gefährdung der steppenartigen Sandvegetation im Raum Darmstadt-Dieburg, die in unserem verkehrsreichen und stark bebauten Gebiet mehr und mehr fragmentierte. Allgemein ist Fragmentierung ein essentielles Problem für den Naturschutz in vielen Gebieten (AGUILAR et al. 2006).

Im Folgenden schildern wir die Ausgangssituation mit den „target communities“ und danach die einzelnen Schritte, die wir durchführen, um erfolgreiche Restitutionen zu gewährleisten. Insbesondere das Studium der „target communities“ ist von großer Bedeutung, da sie als Referenzflächen und gleichzeitig auch Donorflächen für die Inokulation mit Samen und sonstigem Pflanzenmaterial dienen. Die Kenntnisse zur floristischen und pflanzensoziologischen Struktur dieser Gesellschaften und zum Sukzessionspotential bilden die Grundlage zur Entwicklung neuer Flächen. Im Hauptteil dieser Publikation werden wir die wichtigsten Schritte der Restitution zusammenfassend darstellen; Abb. 1 gibt dazu einen Überblick.

*

„Restoration“ ist – neben vielen anderen Themenschwerpunkten – ein Aspekt im wissenschaftlichen Werk von Prof. Dr. Elgene Box. Neben den Arbeiten, die sich mit globalen Problemen aller Biome der Erde beschäftigen, gibt es auch Publikationen, die u.a. die Bedeutung natürlicher Modelle für „Restoration“ betonen (u.a. BOX et al. 2000; MIYAWAKI & BOX 2006). Wir widmen unserem Kollegen Elgene Box (Athens, Georgia, USA) diese Arbeit zum 70. Geburtstag mit den besten Wünschen für die Zukunft.

2. Hintergrund: Steppenartige Sandrasen in der Oberrheinebene und ihr Management

Die klimatischen Bedingungen in der nördlichen Oberrheinebene bei Darmstadt entsprechen mit 9,5 °C mittlerer Jahrestemperatur, 653 mm Jahresniederschlag und 18,7 °C Jahresschwankung der Temperatur sowie einer Durchschnittstemperatur des kältesten Monats Januar von 0,1 °C (1982-2012, Climate-Data.org, Zugriff 17.03.2016) zwar nicht den Verhältnissen in den winterkalten eurasischen und nordamerikanischen Steppen, doch entstehen durch das poreurreiche sandige Substrat in der Regel sommertrockene Verhältnisse (Juli-Mittel: 18,7 °C, 64 mm Niederschlag).

Die basenreichen Sande wurden im Spätglazial und frühen Postglazial aus den Terrassen des Oberrheins ausgeweitet und im Verlaufe des Postglazials vielfach in dynamischen Prozessen umgelagert (AMBOS & KANDLER 1987). Dynamisierungen der Sande erfolgten zunächst durch natürliche äolische Prozesse, dann später auch durch Aktivitäten des Menschen und seiner Weidetiere. Im stark überbauten Rhein-Main-Gebiet mit hoher Verkehrsfrequenz und intensiv gedüngten Sonderkulturen auf den sandigen Substraten (Spargelanbau z.B.), wurden die wertvollen Sand-Ökosysteme mehr und mehr dezimiert und fragmentiert.

Der besondere naturschutzfachliche Wert liegt in einer Kombination von Pflanzenarten, die eine (sub)kontinentale Verbreitung haben und z.T. wahrscheinlich seit der Späteiszeit überlebt haben (z.B. *Bassia laniflora*, *Jurinea cyanoides*, *Koeleria glauca*, *Stipa capillata*) und

solchen mit mehr (sub)atlantisch-(sub)mediterraner Verbreitung (z.B. *Phleum arenarium*, *Silene conica*). *Stipa capillata* zeigte in einer genetischen Untersuchung, die unser Untersuchungsgebiet einschloss, eine geringe genetische Variabilität (HENSEN et al. 2010).

Die wenigen vorhandenen Restflächen sind flächige Naturdenkmale, Naturschutzgebiete bzw. Fauna-Flora-Habitat-(FFH)-Gebiete der Europäischen Union. Gefährdete Habitate nach der FFH-Richtlinie sind (SSYMANK et al. 1998): Typ 2330 Binnendünen mit offenen Grasflächen mit *Corynephorus* und *Agrostis*; Typ 6120 Trockene, kalkreiche Sandrasen (Koelerion glaucae); Typ 6214 Halbtrockenrasen sandig-lehmiger basenreicher Böden (Koelerio-*Phleion phleoidis*); Typ 6240 Subpannonische Steppen-Trockenrasen (Festucetalia valesiacae). Pflanzensoziologisch handelt es sich vor allem um Gesellschaften der Koelerio-*Corynephoreta* (Pionierstandorte: *Sileno conicae*-*Cerastium semidecandri* Korneck 1974, Jurineo-Koelerietum glaucae Volk 1931) und der Festuco-Brometea (konsolidiertere Rasen: Allio sphaerocephali-*Stipetum capillatae* Korneck 1974).

Oberirdische Phytomasse und Produktivität („peak standing crop“) der Gefäßpflanzen sind in diesen Beständen außerordentlich niedrig. Dem steht allerdings eine mehrfach höhere unterirdische Phytomasse gegenüber. So bieten diese Pflanzengemeinschaften, vor allem die des Koelerion glaucae, einer arten- und deckungsreichen Kryptogamenschicht eine Nische. Deren Phytomasse übersteigt die oberirdische der Gefäßpflanzen in Beständen des Koelerion um ein Vielfaches (BERGMANN 2003; STORM & SÜSS 2008).

Ende des 20. Jahrhunderts war die Prognose für das Überleben der gefährdeten Sandvegetation sehr ungünstig. Ab dem Jahr 1999 konnten Restitutionsprojekte gestartet werden, so dass hier z.T. nun Erfahrungen und Ergebnisse über mehr als 10 Jahre vorliegen (STROH et al. 2002, 2007; STROH 2011; SÜSS & SCHWABE 2011; FREUND et al. 2014, 2015). Ein wichtiges Element der Restitution ist hierbei Beweidung (Schafe, Esel), um stark ruderaleisierte Bestände wieder zu entwickeln („restorative grazing“; SCHWABE & KRATOCHWIL 2004; SÜSS et al. 2011; SCHWABE et al. 2013). Eine Wanderschafherde mit 500 Mutterschafen (inkl. Lämmer: 600-800 Tiere; Skudden, Moorschnecken und Dorperschafe) zieht in einem Gebiet, das eine Größe von 15 km (N nach S) und ca. 7 km (W nach O) umfasst, von Fläche zu Fläche (STROH & SÜSS 2011). Die Beweidung findet als kurzzeitige Stoßbeweidung statt; die Besatzdichte über das Jahr gerechnet schwankt zwischen 0,2 bis 0,4 Großviecheinheiten (GVE) in gut entwickelten Flächen und ≥ 1 GVE in ruderaleisierten Flächen, z.B. mit *Calamagrostis epigejos*-Fazies. Die Beweidung mit Eseln findet als Zusatzbeweidung zur Schaffbeweidung statt (Multispezies-Beweidung, SÜSS & SCHWABE 2007, SÜSS et al. 2009) oder als reine Eselbeweidung (Singlespezies-Beweidung). Letztere wird vor allem auf Restitionsflächen eingesetzt, die sehr klein sind oder isoliert liegen (s.u.).

Für erfolgreiche Restitutionen ist es u.a. wichtig, Gesetzmäßigkeiten zur standorttypischen floristischen und faunistischen Diversität zu kennen sowie zur Sukzession der gefährdeten Sandvegetation. Untersuchungen zur Phytodiversität zeigten, dass bei kleineren Probeflächen (2 m^2) die höchsten Werte der alpha-Diversität Höherer Pflanzen und Makro-Kryptogamen im Bereich der Pionierrasen des Koelerion glaucae (Jurineo-Koelerietum) erreicht werden. Dies gilt auch für Rote-Liste-Pflanzenarten (HMULV 2008). Bei größeren Probeflächen (79 m^2) liegen die Spitzenwerte im Bereich konsolidierterer Rasen (SÜSS et al. 2007). In anderen Ökosystem-Typen ist die Diversität bei mittlerer Produktivität am höchsten (z.B. AL MUFTI et al. 1977); dies ist auf dem feinskaligen Niveau bei uns nicht der Fall.

Die Gesetzmäßigkeiten zur Diversität sind nicht nur system-, sondern streng Taxa-abhängig; dies soll an Befunden zu anderen Taxa verdeutlicht werden: Untersuchungen zu

blütenbesuchenden Wildbienen zeigten, dass deren Diversität im selben Untersuchungsgebiet auf schwach ruderalisierten Flächen mit ausgeprägtem *Centaurea stoebe* s.l.-Aspekt am größten war (BEIL et al. 2014). Biologische Krusten (BELNAP & LANGE 2001), bestehend aus Cyanobakterien, Grünalgen, Moosen und Flechten, sind besonders divers im Komplex des Sileno-Cerastietum und Koelerion glaucae; dort kommen im Mittel 19,2 verschiedene Taxa auf Mikroflächen von 5 cm x 5 cm vor (HACH et al. 2005). Diese Zahl ist noch höher, wenn Anreicherungstechniken für die Mikro-Organismen im Labor eingesetzt werden (LANGHANS et al. 2009).

Sukzessionsuntersuchungen mit Hilfe von markierten Dauerflächen zeigten u.a. auf unbeweideten Flächen, dass innerhalb von 10 Jahren eine Entwicklung vom Koelerion glaucae zum Allio-Stipetum eintreten und sich in letzterer Gesellschaft wiederum innerhalb von 10 Jahren ein dichtes *Prunus spinosa*-Gestrüpp ansiedeln kann, das die Fläche für den botanischen Naturschutz wertlos macht (SÜSS et al. 2010). Die oben geschilderte Entwicklung tritt bei niedrigen Phosphatwerten auf („non-ruderalization path“; SCHWABE et al. 2013). Bei Phosphat-P-Werten von mehr als 20 mg/kg Trockenboden kommt es im Zuge der Sukzession zu einem starken Rückgang von *Stipa capillata* (SÜSS et al. 2004) und damit nicht mehr zur typischen Sukzessionslinie. *Calamagrostis epigejos* wird durch höhere Bodennährstoffgehalte begünstigt und kann auf solchen Flächen innerhalb von 5 Jahren von wenigen Prozent Deckung auf 80 % steigen (SÜSS et al. 2010) („ruderalization path“; SCHWABE et al. 2013). Insbesondere in den letzteren Beständen sind die regressiven Effekte des „restorative grazing“ eindrucksvoll (SÜSS et al. 2011, SCHWABE et al. 2013). Die Initierung von Ruderalisierung durch Nährstoffzufuhr (insbesondere Stickstoff) wurde in einem Feldexperiment im Koelerion glaucae-Vegetationskomplex unseres Untersuchungsgebietes experimentell nachgewiesen (STORM & SÜSS 2008; FAUST et al. 2012). Allgemein können die Effekte einer höheren P-Konzentration eine erhöhte Phytomassemenge, einen Verlust von Diversität und eine Förderung konkurrenzstarker Grasartiger nach sich ziehen (WASSEN et al. 2005; HEJCMAN et al. 2010). Die Entwicklung geht schließlich über Stadien mit Prunetalia-Gebüschen (s.o.) zu *Pinus sylvestris*-reichen Waldtypen. Auf den kalkreichen Dünenstandorten kann sich zumindest ein Zwischenwald vom Typ des Pyrolo-Pinetum sylvestris einstellen (historisch gefördert durch Streuentnahme), der sich dann aber im Zuge der weiteren Konsolidierung mit *Fagus sylvatica* anreichert, so wie es vielfach im Untersuchungsgebiet geschieht (SCHWABE et al. 2000).

3. Leitlinien und Fragen zur Restitution

Nach der „Society of Ecological Restoration“ wird „ecological restoration“ in der folgenden Weise definiert: “Ecological restoration is the process of assisting the recovery of an ecosystem that has been degraded, damaged or destroyed” (SER International Primer on Ecological Restoration. Society for Ecological Restoration International. Version 2: October, 2004. www.ser.org). Wie in Abb. 1 dargestellt, beginnen wir mit Vorstudien zur Definition der Zielgemeinschaften und mit der Auswahl geeigneter Flächen für die Restitution. Eine Richtschnur ist hier, dass die neue Fläche zur Vergrößerung einer Altfäche führt bzw. einen „stepping stone“ oder eine tatsächliche Vernetzung zwischen zwei Leitbildflächen darstellt oder dass sie zumindest der funktionellen Vernetzung auch ohne „stepping stones“ dient. Letzteres geschieht z.B. über den Diasporen-Transport der ziehenden Schafherde. Auch kann eine funktionelle Vernetzung durch Pollentransfer von Fläche zu Fläche geschehen, der die genetische Variabilität erhöht. Bei Kleinbienen mit einer Körpergröße von 6-7 mm wurde mit Hilfe der Detektion seltener Pollen festgestellt, dass eine Strecke von 1,2 km zurückgelegt werden kann (BEIL et al. 2008).

Die Auswahl der Fläche ist zumeist begleitet von einem pragmatischen Ansatz, denn die Fläche muss mit möglichst niedrigen Kosten erwerbar sein (oft im Rahmen von Ersatzmaß-

1. Studium der naturnahen Systeme („target sites“) hinsichtlich der abiotischen und biotischen Gegebenheiten (Ermittlung von Schwellenwerten für den Nährstoffgehalt im Boden, pflanzensoziologische Vegetationseinordnung) mit dem Ziel der Übertragung der Befunde auf die Restitionsflächen
2. Auswahl von „target sites“, die als Donorflächen für die Restitionsflächen fungieren sollen (Transfer von generativen und vegetativen Diasporen durch vorheriges Ausrechen bzw. Mahd), hierbei Beachtung der Habitat- und Populationsgrößen
3. Auswahl geeigneter Restitionsflächen (z.B. Flächen, die „target sites“ topografisch oder wenigstens funktionell verbinden können: „stepping stones“)
4. Abiotische Restitution: Optimierung des Substrates durch Verwendung von nährstoffarmem Tiefensand (durch Profilumkehr oder Aufbringung von Tiefensand); zuvor Qualitätskontrolle des Tiefensandes (Nährstoffgehalte, Korngrößen)
5. Biotische Restitution 1: Inokulation der Flächen mit Mahd-/Rechgut
6. Biotische Restitution 2: Weidetiere als Strukturgeber (z.B. Lückengenerierung) und Diasporen-Vektoren
7. Regelmäßiges Monitoring der länger- und langfristigen Erfolge der Maßnahmen.

Abb. 1: Abfolge einer Restitution gefährdeter Vegetation von subkontinental geprägten Bindendünen.

nahmen bei Bauprojekten in einer bestimmten Gemeinde). Es kommen vor allem ehemalige Äcker in Frage (TÖRÖK et al. 2011), die in der Regel recht hohe Phosphatwerte im Boden haben.

Das eigentliche Vorhaben beginnt in der Regel mit der abiotischen Restitution (1), indem wir Tiefensand verwenden, um die Nährstoffgehalte im Substrat zu senken (insbesondere P, N). Die biotische Restitution versucht, mit Hilfe der Inokulation aus Leitbildflächen (2) den fehlenden Artenpool („seed limitation“) von Zielarten zu transferieren. Sowohl Diasporenbank im Boden als auch Diasporen-Niederschlag sind in der Regel an Arten verarmt oder weisen nur Ruderalarten auf (KROLUPPER & SCHWABE 1998; EICHBERG et al. 2010; FREUND et al. 2015). Schließlich muss in der neu beimpften Fläche ein dynamisches System etabliert werden (3), das die Sukzession immer wieder retardiert. Dies soll mit Schafbeweidung und z.T. auch mit Eselbeweidung gewährleistet werden. Der leitende Fragenkomplex ist, wie die Probleme 1-3 auch auf längere Sicht gelöst werden können.

4. Abiotische Restitution

Untersuchungen zur Sukzession bei stärker ruderalisierten Flächen haben gezeigt, dass die Phosphatwerte im Boden eine große Rolle für die Entwicklung der Sandvegetation spielen. In Leitbildflächen stellten wir Werte des extrahierbaren Phosphat-P-Gehaltes (Calcium-Acetat-Lactat-Extrakt) unter 20 mg/kg Trockenboden fest (STORM et al. 1998; SCHWABE et al. 2015). Daher versuchen wir, wenn es möglich ist, zunächst eine abiotische Restitution durchzuführen. Das ist zum einen durch Profilumkehr möglich (Transfer des nährstoffreicherem Oberbodens in die Tiefe und des nährstoffarmen Tiefensandes nach oben) oder durch Auflagerung von Tiefensand, der aus naheliegenden Baugruben stammt. Letzteres Verfahren ist kostengünstig und eine Win-Win-Situation, denn der ausgehobene Sand muss nicht deponiert und oft nur über kurze Strecken transportiert werden (SCHWABE et al. 2015). Abb. 2 zeigt, dass bei beiden Verfahren der abiotischen Restitution die Phosphatwerte sehr stark der Situation auf Leitbildflächen angenähert sind.

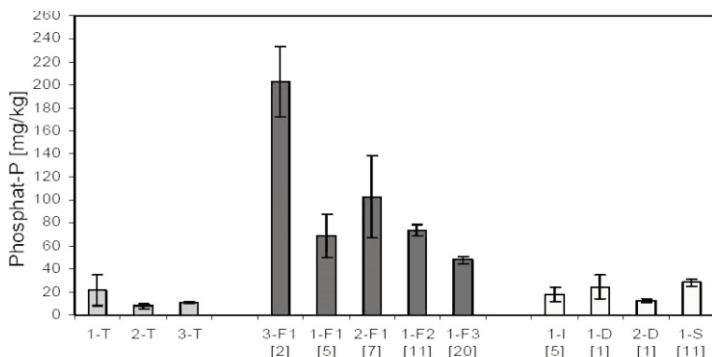


Abb. 2: Boden-Phosphat-Gehalte in „target sites“ (T), Flächen mit Boden-Inversion (I) und Tiefensand-Deposition (D) sowie auf nicht restituierten Sand-Ackerflächen (F). Fehlerbalken: mittlere absolute Abweichung vom Mittelwert ($n = 2-7$). In eckigen Klammern: Alter zum Zeitpunkt der Beprobung (nach SCHWABE et al. 2015, verändert).

5. Biotische Restitution

5.1 Inokulation von Flächen

Der Inokulation geht zunächst die Ernte des pflanzlichen Materials von Donorflächen voraus. Hierfür werden die Flächen gemäht oder – im Fall von Kleinflächigkeit oder Pionierstadien mit spärlichem Bewuchs – gerecht. Rechen bewirkt, dass auch sehr viele Moose und Flechten übertragen werden, die in ihren Strukturen zudem Diasporen von Höheren Pflanzen bergen. Es werden 0,02-0,04 kg Trockengewicht Phyto- und Nekromasse per m^2 aufgetragen, hinzu kommt eine Sandfraktion von 0,01-0,06 kg Trockengewicht per m^2 (EICHBERG et al. 2010). Auch die Sandfraktion birgt generative und vegetative Diasporen, entsprechendes gilt für die Nekromasse (Untersuchungen von „target sites“ von KROLUPPER & SCHWABE 1998 und EICHBERG et al. 2006).

Im Folgenden sollen zwei Restitutionsbeispiele, die Inokulation als Maßnahme einschlossen, kurz vorgestellt werden:

(1) Auf der neu geschaffenen Apfelbachdüne bei Weiterstadt konnten auf 25 m^2 -Probeflächen positive Effekte der Inokulation anhand des Zielartenindexes belegt werden (FREUND 2014; FREUND et al. 2015); Abb. 3, 4. Der quantitative Zielartenindex (Deckungssumme der „target species“ in Relation zur Gesamtdeckungssumme aller Arten) entsprach vor allem für die unbeweideten Flächen schon sehr bald den Werten der Donorfläche; bei den beweideten Flächen (Eselbeweidung) spielen auch Effekte der Störung und Nährstoffumverteilung eine Rolle, so dass hier ein höherer Anteil an Ruderalarten systemimmanent ist.

(2) Auf einem Esel-beweideten Tiefensand-Korridor, der eine Leitbild-Fläche und eine Alt-Restitutionsfläche verbindet, stellten sich auf 79 m^2 großen Probeflächen zunächst zwei Rote-Liste-Arten ein, deren Wert sich in vier Jahren auf 21, in sieben Jahren auf 22 erhöhte (Tab. 1). Später-sukzessionale Arten waren offenbar inokuliert worden, traten aber erst im vierten Jahr auf (z.B. *Koeleria macrantha*, *Stipa capillata*). Der Korridor wies bereits nach drei bis vier Jahren eine exquisite Ausstattung an hochgefährdeten Arten auf, wie z.B. *Fumana procumbens* und *Alyssum montanum* subsp. *gmelini*. Der quantitative Zielartenindex der inokulierten Probeflächen entsprach bereits nach vier Jahren annähernd dem der Leitbildflächen (EICHBERG et al. 2010).

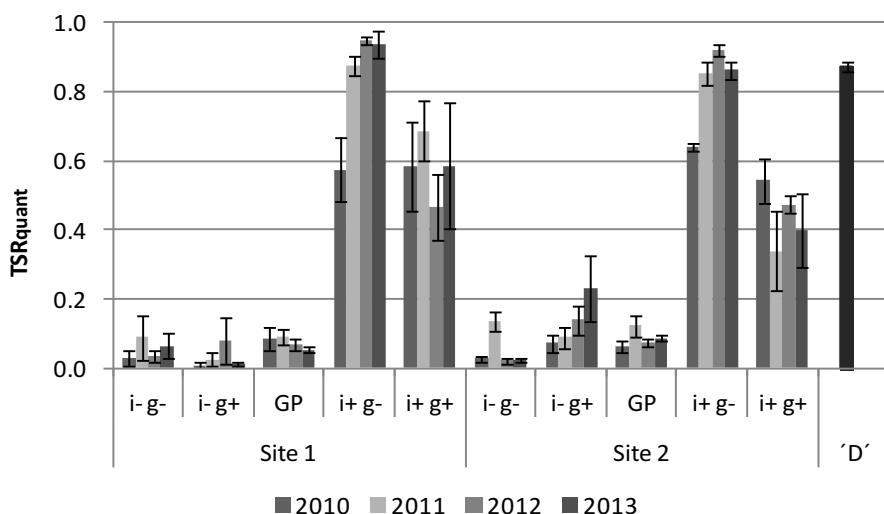


Abb. 3: Entwicklung des quantitativen Zielartenindexes (2010-2013; Mittelwerte ± Standardfehler) von zwei Koppeln (Site 1/Site 2) auf der restituierten Apfelbachdüne bei Weiterstadt unter verschiedenen Behandlungen im Vergleich zur Donorfläche D (Mittelwerte von 2006-08). Fehlerbalken: Standardfehler. Behandlungen (Flächengröße 25 m², n = 32): i+, - = inkokuliert, nicht-inkokuliert, g+, - = beweidet, nicht-beweidet. GP = 43 Rasterpunkte (Flächengröße 79 m²), nicht inkokuliert und beweidet. Inkokulation hatte einen signifikanten positiven Effekt auf die Anzahl an Zielarten. Im ersten Jahr waren in Koppel 1 16 Zielarten in g- Plots und 18 in g+ Plots vorhanden; in Koppel 2 24 (g-) und 26 (g+). Nach FREUND et al. (2015).

Tab. 1: Stetigkeiten (%) von Rote-Liste-Pflanzenarten (Hessen, HMULV 2008) auf einem Tiefensand-Korridor, der 2005 aufgeschüttet worden ist (Seeheim-Jugenheim). Nach SCHWABE et al. (2015).

Jahr	2005 2006 2007 2008 2009 2010 2011 2012 2013									
	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6
Zahl der Flächen										
Cladonia rangiformis	67	100	100	100	100	100	100	100	100	100
Thymus serpyllum	17	33	50	50	67	67	83	83	83	83
Alyssum*gmelinii	.	33	67	67	100	100	100	100	100	100
Fumana procumbens	.	17	17	33	67	67	67	67	67	67
Medicago minima	.	67	100	100	100	100	100	100	100	100
Phleum arenarium	.	17	33	50	67	67	67	67	67	83
Poa badensis	.	17	33	33	50	67	67	67	67	67
Silene conica	.	67	67	50	83	100	83	83	83	8
Euphorbia seguieriana	.	.	50	67	83	83	83	100	100	100
Koeleria glauca	.	.	17	17	17	50	50	50	50	50
Phleum phleoides	.	.	33	50	83	83	100	100	100	100
Veronica verna	.	17	.	.	33	33	17	17	17	17
Koeleria macrantha	.	.	.	17	17	17	17	17	17	17
Stipa capillata	.	.	.	17	33	17	17	17	17	17
Bassia laniflora	33	33	50	50	50	50
Peltigera rufescens	50	83	83	100	83	83
Silene otites	50	67	67	67	67	67
Vicia lathyroides	17	17	17	17	17	50
Cetraria aculeata	17	17

5.2 Weidetiere als Strukturgeber und Vektoren

Verschiedene Faktoren generieren in intakten Sand-Ökosystemen immer wieder offene Bodenstellen und ermöglichen den stark gefährdeten Pionierfluren eine stetige Verjüngung. Dies ist besonders bei kurzlebigen Sippen, wie z.B. den gefährdeten Arten *Bassia laniflora*, *Silene conica*, *Veronica praecox*, von besonderer Wichtigkeit. In den heutigen Binnendünen spielt Wind als dynamisierender Faktor nur eine kleinere Rolle; im Wesentlichen wird die Dynamik durch ein extensives Beweidungsregime entwickelt. Effekte von Weidetieren wurden z.B. von ROSENTHAL et al. (2012) für das temperate Europa in einem Review-Artikel zusammenfassend dargestellt.

Wir haben Beweidungseffekte bezüglich der Reduktion von ruderalen, monodominanten Pflanzenarten (1), der Schaffung von Mikrohabitaten (2), der Diasporenausbreitung (3) und des Nach-Ausbreitungsschicksals (4) intensiv untersucht.

Die Punkte (1) und (2) tragen zur Strukturbildung bei, (3) und (4) beleuchten die Bedeutung von Schafen als Vektoren zur Ausbreitung von Diasporen.

Zu (1) und (2): In einem unserer Untersuchungsgebiete konnten wir Beweidungseffekte über 12 Jahre mithilfe von eingezäunten und nicht eingezäunten Untersuchungsflächen verfolgen. Signifikante Effekte waren auf beweideten Flächen: Abnahme der Streudeckung, Zunahme von Arten mit geringen Wuchshöhen, Zunahme der Artenzahlen, insbesondere der Krautigen, Abnahme von *Calamagrostis epigejos* und in den unbeweideten Flächen: Abnahme von Leitarten (SCHWABE et al. 2013).

Mikrohabitatem entstehen z.B. durch Weidepfade, die vor allem Pioniergebiete aufweisen. Die konsolidierteren Rasen werden gleichsam „aufgebrochen“ und reichern sich



Abb. 4: Eselbeweidung auf der Apfelbachdüne im Oktober 2015 (2 ha, Weiterstadt, 25 km südlich von Frankfurt Airport). Dieses Gebiet wurde im Rahmen einer Ausgleichsmaßnahme im Herbst 2009 durch Tiefensandauftrag neu geschaffen und wird seit 2010 beweidet. Im Hintergrund eines der Untersuchungs-Exclosures. Die Eselstute vorne links frisst an *Koeleria glauca*.

mit Koelerion glaucae-Arten an (EICHBERG et al. 2008). Die Offenbodenanteile von Weiden auf Sandböden sind besonders hoch bei Eselbeweidung, da Pferdeartige regelmäßig Wälzkuhlen anlegen. Die Offenheit wird auch durch eine sukzessive Schaf-/ Eselbeweidung gefördert (SÜSS & SCHWABE 2007).

Fraßpräferenzen sind ebenfalls strukturbildend, indem z.B. die Ruderalarten *Calamagrostis epigejos* und *Salsola kali* subsp. *tragus* (letztere trotz der bewehrten Strukturen) von Eseln stark befressen werden. Es entstehen Licht- und Bodenlücken, die von konkurrenzschwächeren, kleinwüchsigen Pflanzenarten genutzt werden. Ruderalarten werden oftmals von Schafen wegen ihres höheren Stickstoff-Anteils zuerst befressen; diese Selektivität kann im Rahmen des „restorative grazing“ und einer optimierten Weideführung zur Erhöhung des Naturschutzwertes der Flächen führen (STROH et al. 2002). Esel fressen aber auch Teile der hartblättrigen und gefährdeten Zielart *Koeleria glauca* (Abb. 4); dennoch kann die Art bei Beweidung ihre Populationsgrößen halten oder vergrößern, wie z.B. auf dem Tiefensand-Korridor (Kap. 5.1; Tab. 1).

Zu (3) und (4): Die Vektorfunktion von Schafen wird durch folgende Zahlen deutlich: 100g Trockenfaeces enthalten 92-481 keimfähige Diasporen; hochgerechnet ergeben sich dadurch Mengen von 0,5-2,5 Millionen Diasporen, die durch die ca. 800-köpfige Schafherde am Tag ausgebreitet werden (EICHBERG 2005; WESSELS 2007). Im Fell erfolgt eine Ausbreitung von mindestens 0,3 Millionen Diasporen bei Koppelwechsel der Schafherde (EICHBERG 2005; WESSELS 2007; EICHBERG & WESSELS-DE WIT 2011).

Von der Artenstruktur her ergänzen sich die beiden Pfade der Ausbreitung: 93 Gefäßpflanzenarten traten in Fell (53) und/oder Faeces (74) auf, etwa ein Drittel der Sippen stimmten überein (EICHBERG 2005). Besonders viele Zielarten konnten wir im Fell nachweisen (z.B. als Top-Pflanzenart die gefährdete Sippe *Medicago minima*). Insgesamt waren 14 Rote-Liste-Arten im Fell und in den Faeces nachweisbar. In den Faeces traten auch Nicht-Zielarten, wie *Carex hirta*, in hoher Diasporendichte auf. Es zeigten jedoch Freiland-Untersuchungen im Koelerion glaucae, dass sich diese Nicht-Zielarten infolge eines „environmental sieve“ hier nicht etablieren. Es konnte das Paradoxon festgestellt werden, dass sich aus dem Dung ausschließlich vier Rote-Liste-Arten (*Medicago minima*, *Phleum arenarium*, *Silene conica*, *Vicia lathyroides*) und eine weitere konkurrenzschwache, relativ kleinwüchsige Art (*Vulpia myuros*) im Freiland etablierten und fruchteten (EICHBERG et al. 2007). Dieses lässt sich dadurch erklären, dass die Toleranz gegenüber niedrigen Wasserangeboten offenbar eine größere Rolle spielt als die Erschließung der Nährstoffvorräte der Faeces.

Die Verweilzeit von Diasporen im Fell ist ein Schlüssel für die Möglichkeit der Ausbreitung von Fläche zu Fläche. Unsere Ergebnisse zeigen, dass die Verweildauer gestaffelt ist. So fielen bei der stark gefährdeten Art *Jurinea cyanoides* mehr als drei Viertel der Achänen nach zwei Stunden aus, 5 % aber erst nach ≥ 52 h (EICHBERG et al. 2005; s. auch das Modell von BULLOCK et al. 2011). Untersuchungen von WESSELS et al. (2008) zeigten, dass zwischen zwei „target sites“ über eine Entfernung von 3 km ein breites Artenspektrum im Fell transportiert werden kann.

FAUST et al. (2011) wiesen nach, dass Schafe quasi als Gärtner fungieren und eine wichtige Rolle für das „Nach-Ausbreitungsschicksal“ („post-dispersal fate“) spielen. Durch Trittwirkung auf Faeces werden Keimungs-(K) und Fruchterfolg (F) entscheidend erhöht, sowohl bei Schafdüngung 3,6-(K) bis 3,9-fach (F) als auch bei Kaninchendung (2,1-, K, bis 2,6-fach, F). Die nach Trocknung harten Dungpillen brechen durch den Schaftritt auf, der Dung-Boden-Kontakt verbessert sich, und die Keimung wird begünstigt. Auch wenn die Diasporen frei auf dem Boden liegen, fördert der Schaftritt die Inkorporation und die Keimung; dies konnte für die gefährdete Sippe *Jurinea cyanoides* gezeigt werden (EICHBERG et al. 2005;

WESSELS-DE WIT & SCHWABE 2010). Räumliche Muster der epizoochoren Ausbreitung lassen sich noch nach sechs Jahren nachweisen, wie FREUND et al. (2014) bei einem Experiment auf Tiefensand (so wie er auch für Restitutionen verwendet wird) nachweisen konnten.

6. Ausblick

Im Falle der untersuchten Sand-Ökosysteme sind die Restitutionsmaßnahmen, von denen hier nur solche mit kombiniert abiotischer und biotischer Restitution vorgestellt wurden, bisher erfolgreich. Grundlage für die Maßnahmen waren eine abiotische Restitution mit nährstoffarmem Tiefensand und biotische Maßnahmen: Inokulation mit Mahd-/Rechgut von „target sites“ und Beweidung. In jedem Fall ist es wichtig, dass „target sites“ noch vorhanden sind, um als Modelle zu dienen und als Spenderflächen für die Inokulation. Die inkulierten Flächen zeichnen sich auch längerfristig durch große Artenvielfalt aus und einen hohen Anteil an Zielarten. Mit Hilfe von „restorative grazing“ ist es möglich, den „Ruderalisierungspfad“ in Sand-Ökosystemen in Richtung „Nicht-Ruderalisierung“ umzulenken. Beweidung hilft bei der Überwindung der Diasporen-Limitierung und schafft eine funktionelle Vernetzung zwischen den Flächen.

Mit den hier dargestellten Methoden der Restitionsökologie kann eine Etablierung neuer „stepping stones“ erreicht werden und allgemein eine Defragmentierung. Die angewandte Bedeutung von Restitutionsmaßnahmen ist sehr groß, insbesondere im Falle von Ersatzmaßnahmen nach Umwelteinwirken, die gezielt so eingesetzt werden können.

7. Danksagung

Unsere Untersuchungen wurden von mehreren Projektträgern finanziert, bei denen wir uns herzlich bedanken: 2000 bis 2004 im Projekt „Sand-Ökosysteme im Binnenland: Dynamik und Restitution“ (Bundesministerium für Bildung und Forschung), dann von 2004 bis 2011 im Rahmen des Erprobungs- und Entwicklungs-Vorhabens „Ried und Sand - Biotopeverbund und Restitution durch extensive Landbewirtschaftung“ (finanziert durch das Bundesamt für Naturschutz mit Mitteln des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit). Letzteres Projekt wurde mit dem Landkreis Darmstadt-Dieburg, der das Hauptverfahren leitete, durchgeführt. Der Landkreis finanzierte auch einen langjährigen Kooperationsvertrag und koordinierte verschiedene Restitutionsvorhaben; hier sei besonders Dr. W. Heimer, E. Dietze und Dr. M. Stroh gedankt. Der Landschaftspflegehof Stürz (Ober-Ramstadt) ermöglichte die Projekte durch die Naturschutz-konforme Beweidung der Flächen. Wir danken herzlich dem Evangelischen Studienwerk e.V. Villigst und der Deutschen Bundesstiftung Umwelt (DBU), die Dissertationen finanzierten (Villigst: EICHBERG 2005, DBU: FREUND 2014). Auch das Regierungspräsidium Darmstadt unterstützte unsere Untersuchungen.

8. Zusammenfassung

In den letzten gut 10 Jahren haben wir Methoden entwickelt, um die hochgradig gefährdete steppenartige Vegetation in der nördlichen Oberrheinebene zu restituieren. Der Status quo am Ende des 20. Jahrhunderts war, dass Restbestände dieser Vegetationstypen punktuell verteilt und fragmentiert waren. Hauptfaktoren für die Zerstörung großer Gebiete mit steppenartiger Vegetation waren der Bau von Straßen, Gebäudekomplexen und die Zunahme von intensiv bewirtschafteten, gedüngten Agrokulturen in Nähe der Städte (Spargel u.a. Gemüse). Strategien, um diese Gebiete wieder zu verbinden, wurden dringend benötigt.

In dieser zusammenfassenden Publikation stellen wir zunächst die gefährdeten Vegetationstypen und ihre Komplexe vor, die die Leitbildflächen prägen und Modelle darstellen für Restitutionsmaßnahmen. Leitbildflächen können auch als Spender für den Transfer von Pflanzenmaterial auf Restitutionsflächen dienen. Fauna-Flora-Habitat-Typen der Europäischen Union mit gefährdeten Pflanzen- und Tierarten kommen vor. Charakteristische Vegetationstypen sind: *Sileno conicae-Cerastietum semidecandri*, *Koelerion glaucae* und *Allio sphaerocephali-Stipetum capillatae*. Die Sukzessionslinien dieser Vegetationstypen wurden mit Hilfe von markierten Dauerflächen studiert.

Im Hauptteil dieser Arbeit fassen wir unsere Ansätze für die Restitution von Vegetationstypen zusammen: abiotische Verbesserung (Verwendung von nährstoffarmem Sand) und Einsatz verschiedener biotischer Maßnahmen (Inokulation mit Pflanzenmaterial von Donorflächen, Beweidung mit Schafen und/oder Eseln).

Restitutionspraktiken, die eine Kombination abiotischer und biotischer Ansätze verwenden, sind auch längerfristig erfolgreich. Insbesondere *Koelerion glaucae*-Bestände mit vielen gefährdeten Pflanzenarten entwickelten sich in knapp 10 Jahren sehr gut.

Der Ansatz, neue Flächen mit gefährdeten Vegetationstypen aktiv zu entwickeln, hat große Bedeutung für die Defragmentierung auf der Landschaftsebene und für Ersatzmaßnahmen, um gefährdete Ökosysteme nach Zerstörung wieder zu entwickeln. Defragmentierung wird gefördert durch die Etablierung von Trittsteinen oder Korridoren, aber auch durch funktionelle Verknüpfung über epi- und endozoochore Diasporenausbreitung im Rahmen von Schafbeweidung.

9. Literatur

- AGUILAR, R., ASHWORTH, L., GALETTO, L. & AIZEN, M.A. (2006): Plant reproductive susceptibility to habitat fragmentation: review and synthesis through a meta-analysis. *Ecology Letters* **9**: 968-980.
- AL MUFTI, M.M., SYDES, C.I., FURNESS, S.B., GRIME, J.P. & BAND, S.R. (1977): A quantitative analysis of shoot phenology and dominance in herbaceous vegetation. – *J. Ecol.* **65**: 759-791.
- AMBOS, R. & KANDLER, O. (1987): Einführung in die Naturlandschaft. – Mainzer Naturwiss. Archiv **25**: 1-28.
- BEIL, M., HORN, H. & SCHWABE, A. (2008): Analysis of pollen loads in a wild bee community (Hymenoptera: Apidae) – a method for elucidating habitat use and foraging distance. – *Apidologie* **39**: 456-467.
- BEIL, M., KRATOCHWIL, A., STORM, C. & SCHWABE, A. (2014): Community structure and diversity of vegetation and flower-visiting wild bees (Hymenoptera: Apoidea) in sandy dry grassland: are there congruent characteristics? – *Phytocoenologia* **44**: 175-192.
- BELNAP, J. & LANGE, O.L. (2001): Biological Soil Crusts. Structure, Function and Management. – 503 pp, Springer, Berlin-Heidelberg (Ecological Studies 150).
- BERGMANN, S. (2003): Zum Nährstoffhaushalt in Sandökosystemen der nördlichen Oberrheinebene: Sukzession, Ruderalisierungsprozesse und Effekte von Schafbeweidung. – Dissertation, Technische Universität Darmstadt, 232 pp.
- BOX, E. O., FUJIWARA, K., NAKHUTSRISHVILI, G., ZAZANASHVILI, N., LIEBERMANN, R.J., & MIYAWAKI, A. (2000): Vegetation and landscapes of Georgia (Caucasus), as a basis for landscape restoration. – *Bull. Inst. Environment. Science and Technology*, Yokohama National University **26**: 69-102.
- BRADSHAW, A. (2002) Introduction and philosophy. – In: PERROW, M. & DAVY, A. (eds.) *Handbook of Ecological Restoration*: 3-9. Cambridge University Press, Cambridge.
- BULLOCK, J. M., GALSWORTHY, S. J.; MANZANO, P., POSCHLOD, P., EICHBERG, C., WALKER, K. & WICHMANN, M. C. (2011): Process-based functions for seed retention on animals: a test of improved descriptions of dispersal using multiple data sets. – *Oikos* **120**: 1201-1208.
- EICHBERG, C. (2005): Plant-diaspore pools and processes in inland sand ecosystems: soil seed banks, epi- and endozoochory. – Dissertation, Technische Universität Darmstadt, 140 pp.

- EICHBERG, C., BOES, J. & SCHWABE, A. (2008): Which vegetation and seed-bank changes are induced by the disturbance regime of livestock trails in open sand ecosystems? – Abh. Westfäl. Mus. Nat.kd. **70**: 63-80 (Festschrift Fred Daniëls).
- EICHBERG, C., STORM, C. & SCHWABE, A. (2005): Epizoochorous and post-dispersal processes in a rare plant species: *Jurinea cyanoides* (L.) Rchb. (Asteraceae). – Flora **200**: 477-489.
- EICHBERG, C., STORM, C. & SCHWABE, A. (2006): A differentiating method for seed bank analysis: validation and application to successional stages of *Koelerio-Corynephoretea* inland sand vegetation. – Phytocoenologia **36**: 161-189.
- EICHBERG, C., STORM, C. & SCHWABE, A. (2007): Endozoochorous dispersal, seedling emergence and fruiting success in disturbed and undisturbed successional stages of sheep grazed inland sand ecosystems. – Flora **202**: 3-26.
- EICHBERG, C., STORM, C. STROH, M. & SCHWABE, A. (2010): Is the combination of topsoil replacement and inoculation with plant material an effective tool for the restoration of threatened sandy grassland? – Appl. Veg. Sci. **13**: 425-438.
- EICHBERG, C. & WESSELS-DE WIT, S. (2011): Schafe als Ausbreitungsvektoren von Samen und Früchten und als Faktoren für den Etablierungserfolg dieser Diasporen in offenen Sand-Ökosystemen. – In: SÜSS, K., STORM, C. & SCHWABE, A. (Bearb.): Ried und Sand: Biotopverbund durch extensive Landbewirtschaftung. Naturschutz und Biologische Vielfalt **110**: 137-162. Bonn-Bad Godesberg.
- FAUST, C. (2011): Succession and disturbance in a successional gradient: Impact of crucial abiotic and biotic factors. – Dissertation, Technische Universität Darmstadt, 124 pp.
- FAUST, C., SÜSS, K., STORM, C. & SCHWABE, A. (2011a): Threatened inland sand vegetation in the temperate zone under different types of abiotic and biotic disturbances during a ten-year period. – Flora **206**: 611-621.
- FAUST, C., EICHBERG, C., STORM, C. & SCHWABE, A. (2011b): Post-dispersal impact on seed fate by livestock trampling – a gap of knowledge. – Basic Appl. Ecol. **12**: 215-226.
- FAUST, C., STORM, C. & SCHWABE, A. (2012): Shifts in plant community structure of a threatened sandy grassland over a 9-year period under experimentally induced nutrient regimes: is there a lag phase? – J. Veg. Sci. **23**: 372-386.
- FREUND, L. (2014): Vegetation development in intact and restored base-rich sand ecosystems under different abiotic and biotic influences. – Dissertation, Technische Universität Darmstadt, 152 pp.
- FREUND, L., CARRILLO, J., STORM, C. & SCHWABE, A. (2015): Restoration of a newly created inland-dune complex as a model in practice: impact of substrate, minimized inoculation and grazing. – Tuexenia **35**: 221-248.
- FREUND, L., EICHBERG, C., RETTA, I. & SCHWABE, A. (2014): Seed addition via epizoochorous dispersal in restoration: an experimental approach mimicking the colonization of bare soil patches. – Appl. Veg. Sci. **17**: 74-85.
- HACH, T., BÜDEL, B. & SCHWABE, A. (2005): Biologische Krusten in basenreichen Sand- Ökosystemen des Koelerion glaucae-Vegetationskomplexes. – Tuexenia **25**: 357-372.
- HEJCMAN, M., EŠKOVÁ, M., SCHELLBERG, J. & PÄTZOLD, S. (2010): The Rengen Grassland Experiment: Effect of soil chemical properties on biomass production, plant species composition and species richness. – Folia Geobotanica **45**: 125-142.
- HENSEN, I. , KILIAN, C., WAGNER, V., DURKA, W., PUSCH, J. & WESCHE, K. (2010): Low genetic variability and strong differentiation among isolated populations of the rare steppe grass *Stipa capillata* L. in Central Europe. – Plant Biology **12**: 526–536.
- HERMANN, J.-M. & KOLLMANN, J. (2015): Restoration of historical and novel vegetation in Central Europe. – Ber. Reinhold-Tüxen-Ges. **27**: 153-164.
- HMULV (Hessisches Ministerium für Umwelt, ländlichen Raum und Verbraucherschutz) (2008): Rote Liste der Farn- und Samenpflanzen Hessens. – 186 pp., Wiesbaden.
- KROLUPPER, N. & SCHWABE, A. (1998): Ökologische Untersuchungen im Darmstadt-Dieburger Sandgebiet (Südhessen): Allgemeines und Ergebnisse zum Diasporenreservoir und Niederschlag. – Bot. Naturschutz Hess. **10**: 9-39.
- LANGHANS, T. M., STORM, C. & SCHWABE, A. (2009): Community assembly of Biological Soil Crusts of different successional stages in a temperate sand ecosystem, as assessed by direct determination and enrichment techniques. – Microbial Ecology **58**: 394-407.
- MIYAWAKI, A. & BOX, E.O. (2006): The Healing Power of Forests. – 286 pp., Kōsei Publ. Co., Tokyo.

- ROSENTHAL, G., SCHRAUTZER, J. & EICHBERG, C. (2012): Low-intensity grazing with domestic herbivores: A tool for maintaining and restoring plant diversity in temperate Europe. – *Tuexenia* **32**: 167-205.
- SCHWABE, A., EICHBERG, C., STROH, M. & STORM, C. (2015): Gefährdete Sandvegetation der nördlichen Oberrheinebene: vegetationsökologische Untersuchungen der Technischen Universität Darmstadt 1995-2013 im Landkreis Darmstadt-Dieburg und im Bereich der Stadt Darmstadt. – *Braunschweiger Geobotanische Arbeiten* **11**: 249-300.
- SCHWABE, A. & KRATOCHWIL, A. (2004) (Eds.) Beweidung und Restitution als Chancen für den Naturschutz? – *NNA-Berichte* **17**: 1-237.
- SCHWABE, A. & KRATOCHWIL, A. (2009): Renaturierung von Sandökosystemen im Binnenland. – In: ZERBE, S. & WIEGLEB, G. (eds.): *Renaturierung von Ökosystemen in Mitteleuropa*: 235-263. Spektrum, Heidelberg.
- SCHWABE, A., STORM, C., ZEUCH, M., KLEINE-WEISCHEDE, H. & KROLUPPER, N. (2000): Sandökosysteme in Südhessen: Status quo, jüngste Veränderungen und Folgerungen für Naturschutz-Maßnahmen. – *Geobot. Kolloqu.* **15**: 25-45.
- SCHWABE, A., SÜSS, K. & STORM, C. (2013): What are the long-term effects of livestock grazing in steppic sandy grassland with high conservation value? Results from a 12-year field study. – *Tuexenia* **33**: 189-212.
- STORM, C., HERGET, I., KAPPES, J. & VORMWALD, B. (1998): Nährstoffökologische Untersuchungen im Darmstadt-Dieburger Sandgebiet in (teilweise ruderalisierten) Sandpionierfluren. – *Bot. Naturschutz Hess.* **10**: 41-85.
- STORM, C. & SÜSS, K. (2008): Are low-productive plant communities responsive to nutrient addition? Evidence from dry pioneer grassland. – *J. Veg. Sci.* **19**: 343-354.
- SSYMANEK, A., HAUKE, U., RÜCKRIEM, C. & SCHRÖDER, E. (1998): Das europäische Schutzgebietsystem NATURA 2000. BfN-Handbuch zur Umsetzung der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie (92/43/EWG) und der Vogelschutzrichtlinie (79/409/EWG). – *Schriftenr. Landschaftspfl. Naturschutz* **53**: 1-558.
- STROH, M. (2011): Das “Seeheim-Jugenheim-Experiment”: eine Pilotstudie zur Restitution durch extensive Landbewirtschaftung. – In: SÜSS, K., STORM, C. & SCHWABE, A. (Bearb.) *Ried und Sand: Biotopeverbund und Restitution durch extensive Landbewirtschaftung*. Naturschutz und biologische Vielfalt **110**: 163-178.
- STROH, M., STORM, C. & SCHWABE, A. (2007): Untersuchungen zur Restitution von Sandtrockenrasen: das Seeheim-Jugenheim-Experiment in Südhessen (1999-2005). – *Tuexenia* **27**: 287-305.
- 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. & SÜSS, K. (2011): Beweidungsstruktur und Herdenmanagement im E+E-Vorhaben “Ried und Sand”. – In: Süss, K., STORM, C. & SCHWABE, A. (Bearb.) *Ried und Sand: Biotopeverbund und Restitution durch extensive Landbewirtschaftung*. Naturschutz und biologische Vielfalt **110**: 61-67.
- SÜSS, K. (2005): Succession versus grazing: effects on the vegetation of inland sand ecosystems. – Dissertation, Technische Universität Darmstadt, 158 pp.
- SÜSS, K. & SCHWABE, A. (2007): Sheep versus donkey grazing or mixed treatment: results from a 4-year field experiment in Armerio-Festucetum trachyphyllae sand vegetation. – *Phytocoenologia* **37**: 135-160.
- SÜSS, K. & SCHWABE, A. (2011): Erfolge bei der Restitution von Sandlebensräumen im E+E-Vorhaben „Ried und Sand“: Vegetation und ausgewählte Indikator-Tierarten. – In: SÜSS, K., STORM, C. & SCHWABE, A. (Bearb.) *Ried und Sand: Biotopeverbund und Restitution durch extensive Landbewirtschaftung*. Naturschutz und biologische Vielfalt **110**: 179-214.
- SÜSS, K., STORM, C. & SCHWABE, A. (2009): Is the different diet selection by sheep and donkeys a tool for the management of threatened sand vegetation? – *Tuexenia* **29**: 181-97.
- SÜSS, K., STORM, C. & SCHWABE, A. (2010): Sukzessionslinien in basenreicher offener Sandvegetation des Binnenlandes: Ergebnisse aus Untersuchungen von Dauerbeobachtungsflächen. – *Tuexenia* **30**: 289-318.
- SÜSS, K., STORM, C. & SCHWABE, A. (Bearb.) (2011): Ried und Sand: Biotopeverbund durch extensive Landbewirtschaftung. – *Naturschutz und Biologische Vielfalt* **110**: 1-350.
- SÜSS, K., STORM, C., ZEHM, A. & SCHWABE, A. (2004): Successional traits 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.

- SÜSS, K., STORM, C., ZIMMERMANN, K. & SCHWABE, A. (2007): The interrelationship between productivity, plant species richness and livestock diet: a question of scale? – *Appl. Veg. Sci.* **10**: 169–182.
- TÖRÖK, P., VIDA, E., DEÁK, B., LENGYEL, S. & TÓTHMÉRÉSZ, B. (2011): Grassland restoration on former croplands in Europe: an assessment of applicability of techniques and costs. – *Biodiversity and Conservation* **20**: 2311-2332.
- WASSEN, M.J., VENTERINK, H.O., LAPSHINA, E.D. & TANNEBERGER, F. (2005): Endangered plants persist under phosphorus limitation. – *Nature* **437**: 547-550.
- WESSELS, S. (2007): The contribution of sheep zoochory to the conservation and restoration of target plant communities in isolated sand ecosystems. – Dissertation, Technische Universität Darmstadt, 157 pp.
- WESSELS S., EICHBERG C., STORM C. & SCHWABE A. (2008): Do plant-community-based grazing regimes lead to epizoochorous dispersal of high proportions of target species? – *Flora* **203**: 304-326.
- WESSELS-DEWIT, S. & SCHWABE, A. (2010): The fate of sheep-dispersed seeds: Plant species emergence and spatial patterns. – *Flora* **205**: 656-665.
- ZEHM, A. (2003): Analyse der vertikalen Vegetationsstruktur: Methodenentwicklung und Beziehungen zu Pflanzengesellschaften, Mikroklima, Beweidung und Heuschrecken-Gemeinschaften. – Dissertation, Technische Universität Darmstadt, 312 pp.
- ZERBE, S. & WIEGLEB, G. (2009) (eds.): Renaturierung von Ökosystemen in Mitteleuropa. – 498 pp., Spektrum, Heidelberg.

Nomenklatur

Die Nomenklatur der Höheren Pflanzen und Kryptogamen richtet sich nach den folgenden Werken:

KOPERSKI, M., SAUER, M., BRAUN, W. & GRADSTEIN, S.R. (2000): Referenzliste der Moose für Deutschland. – Bonn-Bad Godesberg (Bundesamt für Naturschutz) – Schr.reihe Veg.kd. **34**: 1-519.

SCHOLZ, P. (2000): Katalog der Flechten und flechtenbewohnenden Pilze Deutschlands. – Schr.reihe Veg.kd. **31**: 1-298.

WISSKIRCHEN, R. & HAEUPLER, H. (1998): Standardliste der Farn- und Blütenpflanzen Deutschlands. – 765 pp., Ulmer, Stuttgart.

Anschriften der Verfasser:

Prof. Dr. Angelika Schwabe-Kratochwil und Dr. Christian Storm, Technische Universität Darmstadt, Fachbereich Biologie, Schnittspahnstr. 10, D-64287, Darmstadt

Dr. Carsten Eichberg, Universität Trier, Raum- und Umweltwissenschaften, Geobotanik, Behringstr. 21, D-54296 Trier

E-Mail: schwabe@bio.tu-darmstadt.de, storm@bio.tu-darmstadt.de, eichberg@uni-trier.de

ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: [Berichte der Reinhold-Tüxen-Gesellschaft](#)

Jahr/Year: 2016

Band/Volume: [28](#)

Autor(en)/Author(s): Schwabe [Kratochwil] Angelika, Eichberg Carsten, Storm Christian

Artikel/Article: [Restitution von Binnendünen und ihren Vegetationskomplexen: Entwicklung gefährdeter steppenartiger Sandrasen in der nördlichen Oberrheinebene 9-22](#)