

Etablierung von Zielarten des *Cirsio tuberosi-Molinietum* nach Bodenabtrag im Bereich von entwässerten Altneckar-Schlingen (Hessen)

– Marcus Fritsch, Juliane Drobnik, Christian Storm & Angelika Schwabe –

Zusammenfassung

In durch Entwässerung stark veränderten Altneckar-Schlingen des Hessischen Riedes im Landkreis Darmstadt-Dieburg (teilweise ehemalige Niedermoore mit inzwischen mineralisierten Torfen) wurde geprüft, ob sich bei den jetzt trockeneren Standortbedingungen Zielarten des *Cirsio tuberosi-Molinietum* im Rahmen von Restitutionsmaßnahmen etablieren lassen. Als Leitbildfläche diente das Naturschutzgebiet „Mönchbruch“ (südlich von Frankfurt am Main) mit großflächigen Beständen u. a. des *Cirsio-Molinietum*.

Im Rahmen dieser Pilotstudie untersuchten wir die Keimung, Etablierung und Vitalität von vier Zielarten (*Carex tomentosa*, *Cirsium tuberosum*, *Galium wirtgenii* und *Linum catharticum*) über den Zeitraum von 2006 bis 2009. Es wurde ein Gradient mit Bodenabtragstiefen zwischen 25 cm und 100 cm angelegt, auf dem Diasporen der genannten Arten ausgebracht werden konnten, um die optimale Abschiebetiefe zu ermitteln. Neben der Entwicklung der Einzelarten untersuchten wir auch die floristische Struktur der spontan aufgetretenen Vegetation sowie den Aufbau der Diasporenbank. Weitere Untersuchungen bei 10 cm Abtragstiefe fanden auf einer anderen Fläche statt.

Die Keimung und Etablierung der eingebrachten Zielarten auf den Teilflächen verlief bei fast allen Untersuchungsansätzen günstig. Während bei 10 cm Abtragstiefe nicht alle Zielarten erfolgreich keimen bzw. sich etablieren konnten, ermöglichten tiefere Bodenabtragungen die Etablierung aller geprüften Zielarten. Zu trockene Bedingungen führten zum Ausbleiben der Keimung bei *Carex tomentosa*, während zu nasse Bedingungen mit sehr langen Überstauungsereignissen besonders von *Galium wirtgenii* und *Linum catharticum* nicht toleriert wurden. *Cirsium tuberosum* nahm eine intermediäre Stellung ein. Die höchste Etablierungsrate und Vitalität aller Zielarten wurde bei 25 bzw. 40 cm Abtragstiefe erreicht. Es konnte im Laufe der vier Untersuchungsjahre eine flächenhafte Ausbreitung der Zielarten sowie der Beginn des Aufbaus einer Diasporenbank nachverfolgt werden.

Da inzwischen viele der Altneckar-Schlingen beweidet werden (z. T. in einem Mäh-/Weideregime), wurde auch geprüft, ob eine Ansiedlung nach endozoochorer Ausbreitung durch Schafe möglich ist. Von den drei untersuchten Arten kam mit Sicherheit nur *Galium wirtgenii* zur Keimung, *Carex tomentosa* keimte nicht, und bei *Linum catharticum* konnte eine sekundäre Inokulation nicht ausgeschlossen werden. Zumindest für *Galium wirtgenii* können Schafe als Vektoren dienen und eine Austauschdynamik von Diasporen gewährleisten. Weitere Untersuchungen sollen die Möglichkeit einer Etablierung des *Cirsio-Molinietum* auf der Ebene der „Community“ nach Mahdgut-Transfer klären.

Abstract: Establishment of target species of the *Cirsio tuberosi-Molinietum* after topsoil removal in drained former riverbed sites of the Neckar (Hesse)

We studied whether target species of the *Cirsio tuberosi-Molinietum* can establish themselves after restoration measurements in former riverbed sites of the Neckar (administration district Darmstadt-Dieburg, Hesse). These wetland sites (partly former fens) had been drained with subsequent mineralization of peat. We ran topsoil removal experiments to decrease nutrient values in the topsoil layer and to detect the optimal hydrological conditions for *Cirso-Molinietum* species. As target area we used the nature protection area “Mönchbruch” (south of Frankfurt / Main) with extensive stands, e.g., of the *Cirsio-Molinietum*.

In this pilot study we analysed germination, establishment, and vitality of four target species (*Carex tomentosa*, *Cirsium tuberosum*, *Galium wirtgenii* and *Linum catharticum*) from 2006 to 2009. We ran a field experiment with a gradient of soil removal between 25 cm and 100 cm depth with addition of seeds of these target species. Besides these species, we analysed the floristic structure of the spontaneous vegetation and the establishment of a seed bank. Additionally, we used a second site to study topsoil removal of 10 cm.

While target-species germination and establishment rates were both low at a soil removal depth of 10 cm, they were high at 25–40 cm depth. *Carex tomentosa* was not able to germinate and establish in the dryer parts of the gradient, whereas too-wet conditions with long, persistent watering were not tolerated by *Galium wirtgenii* and *Linum catharticum*. *Cirsium tuberosum* occupied an intermediate position. An optimal establishment rate and vitality of the four target species was attained between 25 and 40 cm soil removal depth. In the course of our four-year study we documented the spread of the target species as well as the beginning of the establishment of a seed bank.

Meanwhile many of the former riverbed stands are grazed (partly in a mixed grazing-/ mowing system). Therefore, we asked if an establishment after endozoochorous dispersal by sheep is possible. In this second experiment, sheep were fed seeds of three target species (*Carex tomentosa*, *Galium wirtgenii*, *Linum catharticum*). Only *Galium wirtgenii* clearly germinated and established successfully. For *Linum catharticum* we were not able to exclude secondary inoculation. At least for *Galium*, sheep may play a role as vectors for diaspore transport between the areas. Further investigations will analyse the possible establishment of the *Cirsio-Molinietum* after inoculation with mown material of this community.

Keywords: *Carex tomentosa*, *Cirsium tuberosum*, donor site, endozoochory, *Galium wirtgenii*, *Linum catharticum*, restoration, seed addition, seed limitation.

1. Einführung

Mit der vorliegenden Studie sollen Grundlagen zur Restitution von Zielarten des *Molinion caeruleae* in durch Entwässerung stark veränderten Altneckar-Schlingen des Hessischen Riedes erarbeitet werden. Es handelt sich um ehemalige Niedermoore (mit inzwischen mineralisierten Torfen) und andere Feuchtstandorte, die inzwischen weitaus trockenere Standortbedingungen aufweisen.

Die Restitution schutzwürdiger Vegetation bedarf der Definition einer Zielgesellschaft („target community“), die die aktuellen Standortbedingungen oder die Bedingungen, die z. B. nach einer abiotischen Restitution entstehen, widerspiegelt. Eine gute Kenntnis der standörtlichen Ansprüche der gewählten Zielgesellschaft sowie eine Analyse der Standortfaktoren der Restitutionsfläche sind somit vorauszusetzen (MOUNTFORD et al. 2000). Um die Eignung der zu restituierenden Fläche festzustellen, kann vor einer großflächigeren Restitution und einer Entwicklung auf der Ebene der Pflanzengesellschaften eine kleinflächige Pilotstudie, z. B. mit der Applikation von Zielarten und dem Studium ihrer Keimung, Etablierung und Vitalität, vorgeschaltet werden. Viele bisherige Untersuchungen haben gezeigt, dass natürliche Prozesse nur zu einer geringen Wiederbesiedlungsrate durch Zielarten führen (ROSENTHAL 2000) und somit zumeist eine Diasporen-Limitierung („seed limitation“) besteht. Das Thema der (Wieder-)Einführung von Pflanzenarten in Restitutionsprojekten wird vor allem seit den 1980er Jahren experimentell untersucht, insbesondere durch Saat standortspezifischer Pflanzenarten oder Transfer von Pflanzenmaterial aus den Zielgesellschaften (KIEHL et al. 2010).

Probleme bei der Restitution von artenreichem Grünland sind vornehmlich Meliorationen und starke und langjährige Düngung der ehemaligen Grünland- oder Ackerflächen und somit ein meist hoher Gehalt an verfügbaren Nährstoffen (GROOTJANS et al. 2002). Besonders pflanzenverfügbares Phosphat kann im Boden lange gespeichert werden. Da artenreiches Feuchtgrünland des *Molinion caeruleae* vor allem auf phosphatarmer Böden vorkommt (EGLOFF 1983), ist eine Verringerung der Nährstoffversorgung auf Restitutionsflächen oft erforderlich (VAN DUREN & PEGTEL 2000, WASSEN et al. 2005, FAGAN et al. 2008).

Eine schnell durchzuführende Maßnahme, um dies zu erreichen, ist der Abtrag des Oberbodens. Dies hat sich in vielen vorhergehenden Restitutionsprojekten als effizient erwiesen (z. B. PATZELT et al. 2001, HÖLZEL & OTTE 2003, KIEHL & PFADENHAUER 2007, KLIMKOWSKA et al. 2007). Als ausreichend wird oftmals ein Mindestabtrag von ca. 20 cm erachtet (TALLOWIN & SMITH 2001), allerdings sind auch tiefere Abtragungen gegebenenfalls sinnvoll, um sehr geringe Nährstoffmengen zu erhalten (HÖLZEL & OTTE 2003). Besonders der Vorrat von Phosphat wird durch diese Maßnahme verringert (VAN DUREN et al. 1998, ALLISON & AUSDEN 2004).

Ein weiterer Effekt des Bodenabtrags ist die Entfernung der oberen Diasporenbank des Bodens. Diese biotischen Veränderungen sind für eine erfolgreiche Etablierung der Zielgesellschaft zumeist förderlich (VERHAGEN et al. 2001, KIEHL et al. 2010), da das Vorkommen von ubiquitären Pflanzenarten der Diasporenbank (z. B. Ackerwildkräuter) und deren Konkurrenz verringert wird. Oftmals scheint die Diasporenbank nur von geringem Nutzen für Restitutionsansätze im Bereich von Grünland zu sein (z. B. BLOMQUIST et al. 2003, BAKKER et al. 2005, ROSEF 2008). Ein Grund hierfür könnte die Kurzlebigkeit der Diasporenbank der Zielarten sein (transiente Diasporenbank), wie für das *Cirsio dissecti-Molinietum* in einer Studie von MATUS et al. (2003) nachgewiesen wurde. Hier ist die Diasporenbank nur noch wenige Jahre nach Verschwinden der Zielvegetation als Diasporenquelle für eine Restitution verfügbar. Trotzdem kann die Entwicklung einer Zielarten-enthaltenden Diasporenbank von Wichtigkeit für einen nachhaltigen Restitutionserfolg sein.

Ein Nachteil des Bodenabtrags als Restitutionsmaßnahme ist der hohe Kostenaufwand; dieser entsteht auch durch die Entsorgung des abgetragenen Bodens.

Die folgende Studie untersucht Ansätze zur Etablierung von Zielarten durch direkte Applikation („seed addition“). Ergänzend wurden auch Untersuchungen zur Etablierung via Endozoochorie durchgeführt. Die Untersuchungsflächen liegen im Bereich von meliorierten Altneckarlachen im „Hessischen Ried“ (Südhessen, Landkreis Darmstadt-Dieburg). Die noch zu Beginn des vorigen Jahrhunderts und punktuell bis ca. in die 1940er Jahre extensiv bewirtschafteten, ursprünglich durch Niedermoore gekennzeichneten Altneckarschlingen (GROSSE-BRAUCKMANN 1990) sind heute durch Grundwasserabsenkungen standörtlich stark verändert und werden seither vornehmlich intensiv als Acker- oder Grünland bewirtschaftet. Ursache für die standörtlichen Veränderungen war der „Generalkulturplan für das Hessische Ried“, welcher ab den 1930er und 40er Jahren durchgeführt wurde und zur großflächigen Trockenlegung des Gebietes führte. Hinzu kamen seit den 1960er und 70er Jahren verstärkte Grundwasserentnahmen zur Trinkwasserversorgung (HESSISCHES MINISTERIUM FÜR UMWELT, LÄNDLICHEN RAUM UND VERBRAUCHERSCHUTZ 2005). Folglich degradierten die Niedermoore und die Torfe mineralisierten. Dies führte zusammen mit der intensiven Düngung zu einer Eutrophierung des Bodens.

Die untersuchten Flächen gehören zum Projektgebiet eines Erprobungs- und Entwicklungsvorhabens (E & E: „Ried und Sand: Biotopverbund und Restitution durch extensive Landbewirtschaftung“). Das Grünland wird hier als Schafweide oder Mähweide genutzt und bietet einer wandernden Schafherde von ca. 600 Tieren, die sowohl Sand- als auch Riedgebiete beweidet, nährstoffreiches Futter. In einigen Gebieten findet auch Rinderbeweidung statt. Im Rahmen des Vorhabens sollen zwar die Riedflächen ihre Bedeutung für die Tierernährung nicht verlieren; dennoch wurde punktuell auch die Möglichkeit der Entwicklung artenreichen Grünlandes auf nährstoffarmen Standorten geprüft. Die Unterstützung der Restitution durch eine mögliche Funktion der Schafe als Vektoren durch endozoochore Diasporenausbreitung könnte langfristig von Bedeutung sein.

Aufgrund der Veränderung der Standorte ist die heutige potentielle Leitgesellschaft im Bereich des Grünlandes nährstoffärmerer Flächen praktisch nie vorgekommen. Ganz punktuell existierten im nördlichen Neckarried kleine autochthone Bestände z. B. von *Cirsium tuberosum*, die heute zumeist erloschen sind (Böger mdl.). Modelle für nährstoffarme, wechselfeuchte bis -trockene Standorte mit artenreichem Grünland gibt es noch im Gebiet des hessischen Oberrheins (z. B. NSG „Riedloch“ bei Trebur) und im NSG „Mönchbruch“ im Rhein-Main-Tiefland bei Mörfelden, südlich von Frankfurt. Als Zielgesellschaft wurde das *Cirsio tuberosi-Molinietum arundinaceae* Oberd. et Philippi ex Görs 1974 bestimmt, welches auf basenreichen, wechselfeuchten bis -trockenen Böden vorkommt und extensiv bewirtschaftet werden muss. Die Ansiedlung von Zielarten eines *Cirsio tuberosi-Molinietum* wurde in der Vergangenheit im Gebiet des Neckarrieds noch nicht durchgeführt.

Die Pilotstudie sollte folgende Fragen klären:

a) Etablieren sich ausgewählte Zielarten des *Cirsio-Molinietum* nach Bodenabtrag und Diasporenanplikation auf Grünlandflächen im Hessischen Ried? Welche Tiefe eines Bodenabtrags erweist sich als optimal hinsichtlich einer erfolgreichen Etablierung?

Die ausgewählten Zielarten sind *Cirsium tuberosum* (m), *Galium wirtgenii* (m), *Carex tomentosa* (g) und *Linum catharticum* (a), die die funktionellen Pflanzentypen mehrjährige (m) und annuelle Kräuter (a) sowie Graminoide (g) repräsentieren.

b) Bauen die applizierten Zielarten innerhalb von drei Jahren eine Diasporenbank auf?

c) Etablieren sich Zielarten nach endozoochorer Ausbreitung durch Schafe? Die Bestände des *Cirsio-Molinietum* werden zwar extensiv gemäht, aber episodisch können sie auch in das Beweidungsregime integriert werden.

2. Untersuchungsgebiet

Die Untersuchungen wurden auf zwei Flächen im Bereich des Hessischen Riedes durchgeführt. Die Jahresmitteltemperatur im Gebiet liegt bei 11,1 °C, die mittleren Jahres-Niederschläge betragen 828 mm (2000–2009, Daten des Deutschen Wetterdienstes, Station Frankfurt/Main Flughafen). Die Meereshöhen betragen 103 m ü. M. (Fläche a) und 96 m ü. M. (Fläche b).

Das anstehende Gestein ist zumeist eine Schicht von carbonatreichen Flugsanden und Schuttkegelmaterial, welche tertiäre und quartäre Kiese überdecken (KUPFAHL et al. 1972). Das ständig sich verlagernde Flussbett schuf einen 200 m bis maximal 800 m breiten Streifen, in dessen Aue sich Auensedimente ablagerten. Diese Sedimente charakterisierten das Flussbett, welches durch ursprüngliche Sandablagerungen, umgelagerten Auen- bzw. Flugsand sowie Terrassensand, und später, nach Verringerung der Strömungsgeschwindigkeit, durch Schlickablagerungen gekennzeichnet ist. Wichtige Bodenparameter der beiden Untersuchungsgebiete sind in Tab. 1 zusammengestellt.

Fläche a: Kohlhof (Untersuchung der direkten Samen-Applikation bei 10 cm Bodenabtrag und der Etablierung nach endozoochorer Ausbreitung)

Die Fläche liegt ca. 20 km südwestlich von Darmstadt im Bereich der Gemarkung Pfungstadt („Kohlhof“). Die früher ackerbaulich genutzte Fläche weist als Bodentyp einen Gley-Pelosol auf (HESSISCHES LANDESAMT FÜR BODENFORSCHUNG 1990), welcher aus tonigen Hochflutsedimenten des Altneckars entstanden ist. Das Bodenprofil wird mit Ap-P1-eP2 bezeichnet (FRITSCH 2008). Die Vegetation ist ein von Süßgräsern (besonders von *Arrhenatherum elatius*) geprägtes Grünland, welches seit 2004 extensiv mit Schafen beweidet wird. Die mittlere gewichtete Ellenberg-Feuchtezahl (ELLENBERG et al. 2001) (ohne Bodenabtrag) betrug 5,1 (Mittelwert aus 3 Aufnahmen à 25 m² im Jahr 2009).

Fläche b: Blechlose (Untersuchung der direkten Samen-Applikation entlang eines experimentell erstellten Bodentiefe-Gradienten 25-100 cm)

Diese Fläche („Blechlose“) liegt westlich von Darmstadt in der Gemarkung Griesheim und wurde früher ackerbaulich genutzt. Der Bodentyp ist ein vererdetes Niedermoor, teilweise mit Auensedimentüberdeckung (HESSISCHES LANDESAMT FÜR BODENFORSCHUNG 1990) und dem Bodenprofil Ap-nHw-C (FRITSCH 2008). Die Vegetation ist ein von *Arrhenatherum elatius* dominiertes artenarmes Grünland, welches seit 2004 einschürig gemäht und von Schafen beweidet wird. Die mittlere Ellenberg-Feuchtezahl (ohne Bodenabtrag) betrug 5,2 (Mittelwert aus 3 Aufnahmen à 25 m² im Jahr 2009). Bemerkenswert ist im Gebiet das Vorkommen von *Samolus valerandi* im Bereich einer künstlich angelegten Vertiefung direkt benachbart der Experimentierfläche. Diese gefährdete Art gehört im Gebiet zum Vegetationskomplex meso-/oligotrophenter Feuchtwiesen und darin eingebetteter Muldenstandorte.

Leitbildfläche NSG „Mönchbruch“

Die Leitbildfläche eines *Cirsio tuberosi-Molinietum* befindet sich im NSG „Mönchbruch“ bei Mörfelden, welches eines der letzten großen Feuchtwiesen-Gebiete in Südhessen ist und extensiv gemäht wird. Die Vegetation der Feuchtwiesen wurde von GOEBEL (1995) dokumentiert. Der Bodentyp ist ein Kalk-Gley (HESSISCHES LANDESAMT FÜR BODENFORSCHUNG 1990) mit dem Bodenprofil Ah-Gco-Gcr (FRITSCH 2008). Der pleistozäne Untergrund der südlichen Untermainebene wird aus Mainschottern und einem geringem Anteil von Sanden über älteren Tonen gebildet. Der holozäne Untergrund ist ein gemischter Flusskies, welcher

Tabelle 1: Bodenparameter der Untersuchungsflächen (MW = Mittelwert, SE = Standardfehler, n = Anzahl der Mischproben). n.n. = nicht nachweisbar.
 Table 1: Soil characteristics of the study areas (MW = mean value, SE = standard error, n = number of composite samples). n.n. = not detectable.

Bodenparameter	Abtragstiefe (cm)		Probenahmetiefe (cm)		Gesamt-N (g/kg)*		Phosphat-P (mg/kg)*		pH		Kalk (g/kg)	
					MW	SE	MW	SE	MW	SE	MW	SE
Fläche a (Kohlhof)	-		0-10	3	3,0	0,1	78,2	4,3	7,4	0,0	39,5	6,5
	-		60-70	3	1,0	0,2	2,0	1,0	7,7	0,0	245,9	25,2
Bodenabtragsfläche	10		0-10	3	2,5	0,2	49,4	4,8	7,5	0,0	35,6	8,9
Fläche b (Blechlöse)	-		0-10	3	8,9	0,6	23,4	6,1	7,2	0,0	21,3	1,3
	-		60-70	3	2,9	0,1	5,1	1,7	7,5	0,1	80,1	44,7
Bodentiefe-Gradient	25		0-10	1	1,3	-	n.n.	-	7,5	-	13,9	-
	40		0-10	1	1,2	-	n.n.	-	7,5	-	15,8	-
	55		0-10	1	1,7	-	0,0	-	7,5	-	15,8	-
	70		0-10	1	1,5	-	0,9	-	7,5	-	38,9	-
	85		0-10	1	0,5	-	2,2	-	7,7	-	244,0	-
Leitbild (Mönchbruch)	-		0-10	3	13,2	1,0	7,1	1,0	7,0	0,2	23,0	3,0
	-		60-70	3	25,4	0,5	n.n.	-	7,5	0,1	281,0	122,8

*kg Trockenboden

wahrscheinlich ein altes Flussbett kennzeichnet, das sich seartig verbreiterte und im Südwesten eine Abdämmung besaß. Über den Kiesen und Sanden liegt eine Schicht kalkreichen Schlicks bzw. Kalkmergel. Den Abschluss bildet eine dünne Decke Moorerde, punktuell auch Torf (CHELSIUS 1891). Die mittlere Ellenberg-Feuchtezahl betrug 6,9 (Mittelwert aus 3 Aufnahmen à 25 m² im Jahr 2009).

3. Methoden

Das Experiment startete auf beiden Flächen im August 2005 und umfasst inzwischen einen analysierten Zeitraum bis August 2009.

3.1. Untersuchungsdesign

Auf der Fläche a („Kohlhof“) wurden drei Bodenabtragsflächen (7 m x 7 m) mit 10 cm Bodenabtrag installiert. Auf jeder dieser Flächen wurden vier Blöcke mit jeweils drei Untersuchungsplots angelegt, welche mit Metallkörben vor Beweidung geschützt wurden. In jedem Block wurde neben einer Kontrolle ein Plot mit direkter Applikation von Samen und ein Plot mit Applikation von Schaf-Faeces (mit endozoochor ausgebreiteten Zielarten, s. Kap. 3.4.) angelegt. Die Größe der einzelnen Plots betrug 30 cm x 30 cm und der Abstand zwischen den Plots mindestens 35 cm. Die Zuweisung der Behandlung zu den Plots erfolgte randomisiert.

Auf der Fläche b („Blechlose“) wurden entlang eines Bodentiefe-Gradienten von bis zu 100 cm Tiefe auf 6 Höhenniveaus Untersuchungsplots zur Samenapplikation angelegt (Abb. 1, 2).

Hinzu kommt das oberste Niveau von 10 cm Abtragtiefe, das hinsichtlich der floristischen Struktur untersucht wurde. Hier wurden jedoch keine Zielarten appliziert. Der Bodentiefe-Gradient, mit einer Fläche von 10 m x 10 m, wurde somit in insgesamt 7 Höhenniveaus eingeteilt. Ab einer Tiefe von 25 cm wurden je Höhenstufe 6 Untersuchungsplots angelegt. Die untersuchten Tiefen mit den applizierten Zielarten lagen bei: 25 cm, 40 cm, 55 cm, 70 cm, 85 cm, 100 cm. Diese 6 Abtragstiefen beherbergten jeweils 3 Applikationsplots und 3 Kontrollplots, welche innerhalb des Streifens randomisiert platziert wurden. Die Größe der einzelnen Plots betrug 30 cm x 30 cm und der Abstand zwischen den Plots lag bei mindestens 100 cm.

Auf beiden Untersuchungsflächen (a, b) wurde im Herbst 2008 eine Pflegemahd durchgeführt. Dabei wurde die Vegetation auf Stoppelhöhe gekürzt.

3.2. Bodenuntersuchungen

Im Oktober 2007 wurden Bodenproben von den Bodenabtragsflächen der Fläche a und von den einzelnen Abtragstiefen bis 85 cm (100 cm Abtragtiefe durch Überstauung nicht zugänglich) des Bodentiefe-Gradienten der Fläche b untersucht. Die Proben (0–10 cm) wurden mit dem Eijkelkamp-Folienprobennehmer (Durchmesser 4,7 cm) entnommen. Auf der Fläche a wurden drei Mischproben (aus je zwei Einzelproben) hergestellt, während pro Abtragtiefe des Bodentiefe-Gradienten nur eine Mischprobe untersucht wurde. Diese wurden bei 30 °C in einem Umlufttrockenschrank getrocknet. Die trockenen, fest zusammenhaltenden Proben (hoher Tongehalt) wurden mit einem Kunststoffhammer zertrümmert, danach mit einem Sieb (2 mm Maschenweite) gesiebt und schließlich in Subproben für die Analysen aufgeteilt.

Die Bestimmung des Gesamtstickstoff(N_{ges})-Gehalts des Bodens erfolgte am Elementaranalyser (Carlo Erba EA1108). Subproben wurden bei 70 °C getrocknet, fein gemahlen und analysiert. Wir erzielten eine Richtigkeit von 101 ± 2 % für Standardboden A bzw. 101 ± 4 % für Standardboden B (Referenzböden Fa. Hekatech).

Zur Messung des Phosphat-P-Gehaltes wurden Calcium-Acetat-Lactat (CAL)-Extrakte hergestellt (VDLUFA 1991). Diese wurden im Autoanalyzer (photometrische Messung des Molybdän-Blau-Komplexes, Fa. SKALAR) analysiert.

Die Messung der pH-Werte erfolgte nach Suspension der Bodenproben in 0,01 mol/l Calciumchlorid-Lösung elektrometrisch mit der Glaselektrode (VDLUFA 1991).

Die Kalkgehaltbestimmung beruht auf der Messung der Pufferkapazität (ASHWORTH 1997). Die verwendeten Subproben wurden zuvor bei 70 °C getrocknet und fein gemahlen.

3.3. Applikation und Dokumentation der Pflanzen/Vegetation

Zur Untersuchung der Inokulation auf Artenebene wurden die Zielarten *Carex tomentosa*, *Cirsium tuberosum*, *Galium wirtgenii* und *Linum catharticum* direkt appliziert. Auf die einzelnen Applikations-



Abb. 1: Bodentiefe-Gradient in Aufsicht auf der Fläche b im September 2005, von Ost (links) nach West (rechts). Deutlich erkennbar sind die kalkreichen, helleren Tone im mittleren und unteren Bereich des Profils.

Fig. 1: Depth-of-soil gradient (site b) in September 2005 (left side: East, right side: West). The calcareous, light-coloured clay in the middle and lower parts of the profile is clearly visible.



Abb. 2: Bodentiefe-Gradient auf der Fläche b im Jahr August 2007 von SO (vorn) nach NW (hinten). Deutlich sind im mittleren Abschiebebereich Gruppen von *Cirsium tuberosum* und *Galium wirtgenii* zu erkennen; im Hintergrund: *Phragmites australis* und *Typha latifolia*.

Fig. 2: Depth-of-soil gradient (site b) in August 2007 (southeast: at the front, northwest: background). In the middle part of the profile groups of *Cirsium tuberosum* and *Galium wirtgenii* are visible, in the lower part *Phragmites australis* and *Typha latifolia*.

Plots der beiden Untersuchungsflächen a und b wurden jeweils 50 Diasporen der einzelnen Zielarten ausgebracht, indem die Diasporen ca. 5 mm tief in den Boden eingedrückt wurden. Die Sammlung des Diasporenmaterials für die experimentelle Applikation erfolgte von Juni bis August 2005 im Gebiet um das NSG „Riedloch von Trebur“.

3.3.1. Abundanzaufnahmen und Vitalitätsmessungen

Die Keimung und Etablierung der vier Zielarten *Carex tomentosa*, *Cirsium tuberosum*, *Galium wirtgenii* und *Linum catharticum*, sowie ihre Populationsentwicklung wurden durch Abundanzaufnahmen, jeweils im August der Jahre 2006 bis 2009, dokumentiert. Bei den Arten *Cirsium tuberosum* und *Carex tomentosa* wurden aufgrund von Polykormonbildung die Sprosse gezählt (siehe PATZELT et al. 1997), bei den übrigen Arten die Individuen.

Zusätzlich fand eine Messung der Vitalität der einzelnen Pflanzen des Bodentiefe-Gradienten statt. Als Parameter dienen Rosettendurchmesser bzw. maximale Blattlänge (für *Cirsium tuberosum* und *Carex tomentosa*), Triebanzahl und maximale Triebhöhe (*Galium wirtgenii*), sowie Triebanzahl und Blütenanzahl (*Linum catharticum*).

3.3.2. Vegetationsaufnahmen

Die Vegetation der Gesamtfläche des Bodentiefe-Gradienten wurde ab dem Jahr 2006 jährlich unmittelbar nach der Abundanz-Aufnahme der Zielarten in den Monaten August bzw. September untersucht. Die untersuchte Fläche des Gradienten wurde in 7 Streifen (13,6 m² pro Streifen) unterschiedlicher Abschiebetiefe unterteilt (0–10 cm, 11–25 cm, 26–40 cm, 41–55 cm, 56–70 cm, 71–85 cm, 86–100 cm). Die Vegetationsaufnahmen wurden mit einer differenzierten Prozentskala aufgenommen (Tab. 2).

Die Höhenangabe der Feldschicht in den Vegetationsaufnahmen als 90 %-Perzentil entspricht der Höhe der Vegetation, unterhalb welcher sich 90 % der vorhandenen Phytomasse befinden.

3.4. Etablierung von Zielarten nach endozoochorer Ausbreitung

Zur Untersuchung der endozoochoren Ausbreitung und Etablierung von Zielarten wurden drei Schafe mit jeweils 3500 Samen der Arten *Carex tomentosa*, *Galium wirtgenii* und *Linum catharticum* gefüttert. Zu diesem Zweck wurden die Samen der Arten auf getrocknetem Brot mit einer dünnen Schicht Frischkäse appliziert. Nach der Fütterung erfolgte fünf Tage lang jeweils die Sammlung der

Tabelle 2: Differenzierte Skala der Vegetationsaufnahmen auf dem Bodentiefe-Gradienten

Table 2: Differentiated scale of the relevés (area of graded topsoil removal)

Deckung (%)	Wert	Deckung (%)	Wert
< 1,0	0,1	7,5-12,4	10
1,0-1,4	1	12,5-17,4	15
1,5-2,4	2	17,5-22,4	20
2,5-3,4	3	22,5-27,4	25
3,5-4,4	4	27,5-32,4	30
4,5-7,4	5	32,5-37,4	35
Deckung (%)	Wert	Deckung (%)	Wert
37,5-42,4	40	72,5-77,4	75
47,5-52,4	50	77,5-82,4	80
52,5-57,4	55	82,5-87,4	85
57,5-62,4	60	87,5-92,4	90
62,5-67,4	65	92,5-97,4	95
67,5-72,4	70	97,5-100	100

gesamten Faeces von der Weidefläche. Die Tiere beweideten während der Zeit Sandvegetation, womit eine Kontamination durch Arten des Feuchtgrünlandes auszuschließen war. Die gesammelten Faeces wurden drei Wochen lang luftgetrocknet und bis zur weiteren Verwendung in Papiertüten gelagert. Vor der Applikation auf die Faeces-Applikations-Plots (s. o.) erfolgte die Mischung aller Proben. Am 05.10.2005 wurden jeweils 224 g pro Faeces-Applikations-Plot ausgebracht. Zur Vorbeugung gegen ein mögliches laterales Verdriften wurden alle Plots mit Erdbeerschutznetz (4 mm Maschenweite) überspannt (alle Untersuchungen von DROBNIK 2007). Alle aufkommenden Keimlinge bzw. Individuen wurden markiert, um die Entwicklung zu verfolgen.

3.5. Untersuchung der Diasporenbank

Die erste Probenahme für die Diasporenbank erfolgte am 11.05.2006 auf 7 Tiefen des Gradienten (10 cm, 25 cm, 40 cm, 55 cm, 70 cm, 85 cm, 100 cm) mit einem Stechbohrer (Firma Eijkelkamp, Ø 3 cm) (DROBNIK 2007). Unmittelbar über der Höhe der Untersuchungsplots erfolgte die Entnahme von 10 Einzelproben (0–10 cm) pro Abtragstiefe (systematisch), welche zu einer Mischprobe vereinigt wurden. Zur Bestimmung der Diasporen wurde die Keimling-Auflauf-Methode angewandt. Die Mischproben (Volumen 707 cm³) wurden auf zwei Plastikschaalen (Maße: 14,5 cm x 22,5 cm) aufgeteilt und mit jeweils 400 ml autoklaviertem Sand vermischt. Die Gaze-geschützten Proben wurden unter Semi-Freilandbedingungen im Botanischen Garten der TU Darmstadt exponiert. Die Proben wurden kontinuierlich feucht gehalten und regelmäßig in größeren Zeitabständen gewendet, um auch die Keimung tiefer liegender Samen zu ermöglichen.

Um die Entwicklung der Diasporenbank des Bodentiefe-Gradienten zu untersuchen, wurden im Zeitraum 26.11.2009 bis 01.12.2009 Diasporenbankproben auf fünf Abtragstiefen (10 cm, 25 cm, 40 cm, 55 cm, 70 cm) genommen (tiefere Bereiche waren überstaut). Die Probenentnahme geschah mit einem Folienprobennehmer (Firma Eijkelkamp, Ø = 4,7 cm) und folgte dem Entnahmedesign der ersten Probenentnahme. Die Mischproben (Volumen 1735 cm³) wurden auf fünf Plastikschaalen aufgeteilt und jeweils mit 400 ml autoklaviertem Sand vermischt. Alle Proben exponierten wir danach in einer Klimakammer und hielten sie kontinuierlich feucht. Bei einer Temperatur von 20 °C und einer täglichen Belichtungsdauer von 16 Stunden betrug die Untersuchungsdauer 5 Monate. In dieser Zeit wurden die Bodenproben nach Entfernen gekeimter Pflanzen einige Male gewendet, um tieferliegenden Samen die Keimung zu ermöglichen.

3.6. Datenanalyse

Die Berechnung der quantitativen mittleren Ellenberg-Zeigerwerte erfolgte mit dem Programm Ellex 2005 (Version 4.8). Die statistische Analyse der Daten (Individuen- bzw. Sproßzahlen und Vitalitätsparameter) unter dem Einfluss der unabhängigen Variablen „Zeit“ und „Tiefe“ erfolgte durch gemischte lineare Modelle mit SAS 9.2 (Proc Glimmix), welche nach LITTELL et al. (1998, 2000) sehr geeignet für Zeitreihen sind. Die Daten wurden für die statistische Analyse wurzeltransformiert und für jeden Datensatz die geeignete Kovarianzstruktur, nach korrigiertem Akaike-Kriterium (AICC), ermittelt (FERNANDEZ 2007). Kovarianzstrukturen mit einer negativen Hesse-Matrix fanden keine Verwendung, außerdem wurde bei gleichen AICC-Werten die einfachere Kovarianzstruktur gewählt. Anschließend wurden Tukey post hoc-Tests durchgeführt. Signifikante Unterschiede mit $p < 0,05$ werden nachfolgend als schwachsignifikant, mit $p < 0,01$ als mittelsignifikant und mit $p < 0,001$ als hochsignifikant angegeben.

4. Ergebnisse

4.1. Bodenverhältnisse

Der Bodenabtrag von 10 cm auf der Fläche a führte zur Reduktion der Nährstoffe (Tab. 1). Der Phosphat-P-Gehalt lag allerdings immer noch deutlich über dem Gehalt des Bodens der Leitbildfläche Mönchbruch. Kalkgehalt und pH-Wert änderten sich durch die Abtragung nicht wesentlich und lagen im Vergleich zum Leitbild etwas über den dortigen Werten. Der Bodenabtrag des Bodentiefe-Gradienten auf Fläche b führte ebenfalls zur Reduktion der Nährstoffgehalte. Durch den größeren Abtrag war diese ausgeprägter als auf Fläche a und erreichte auch eine starke Reduktion beim Phosphat-P-Gehalt auf Werte deutlich unterhalb der Leitbildfläche. Der Kalkgehalt und pH-Wert wurden bis 55 cm Abtrag wiederum nur leicht verändert und sind den Leitbildflächen ähnlich. Nach Abschlebung von 85 cm wurde sehr kalkreiches Substrat freigelegt.

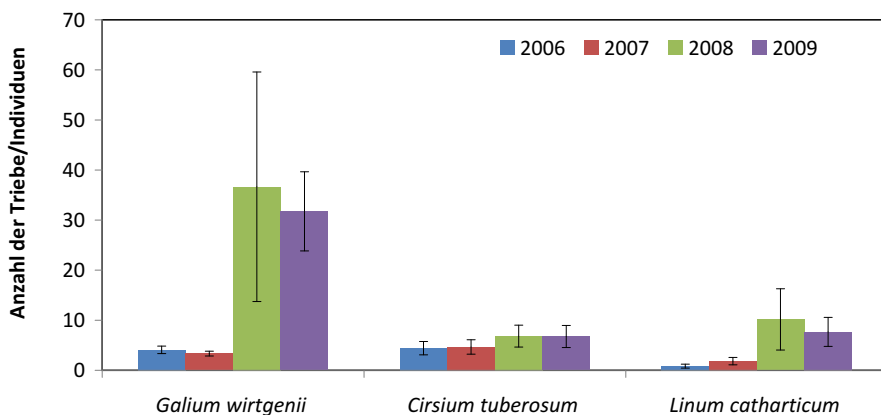


Abb. 3: Mittlere Anzahl der Triebe/Individuen pro Plot von *Cirsium tuberosum*, *Galium wirtgenii* und *Linum catharticum* bei 10 cm Abtragstiefe auf Fläche a (*Carex tomentosa* keimte nicht); 12 Plots à 30 cm x 30 cm. Fehler: Standardfehler.

Fig. 3: Average numbers of shoots/individuals per plot of *Cirsium tuberosum*, *Galium wirtgenii* and *Linum catharticum* at 10 cm soil removal at site a (*Carex tomentosa* did not germinate); referring to 12 plots à 30 cm x 30 cm. Standard error is indicated.

4.2. Direkte Applikation von Zielarten bei einer Abschiebetiefe von 10 cm (Fläche a)

Von den vier applizierten Zielarten keimten die Arten *Cirsium tuberosum*, *Galium wirtgenii* und *Linum catharticum* und konnten sich erfolgreich etablieren (Abb. 3). *Carex tomentosa* keimte zu keinem Zeitpunkt. Bei *Cirsium tuberosum* keimten von den ausgebrachten Diasporen 2006 13 % (DROBNIK 2007). Im August desselben Jahres waren noch $4,4 \pm 1,3$ (MW \pm Standardfehler) Individuen je Plot vorhanden. In den Folgejahren kam es zu einem leichten, aber nicht signifikanten, Anstieg der Abundanz. Von *Galium wirtgenii* waren im Mittel 48 % der Samen gekeimt (DROBNIK 2007). Im August 2006 wies die Population eine Abundanz von $4,1 \pm 0,7$ Individuen pro Plot auf. Danach kam es zu hochsignifikanten Veränderungen und die Abundanz erreichte zuletzt (2009) $31,8 \pm 7,9$ Individuen pro Plot. Die dritte Zielart, *Linum catharticum*, etablierte sich ebenfalls über die Zeit. Zu Beginn wies sie die geringsten Werte auf, es keimten durchschnittlich 2 %, und im August 2006 waren $0,8 \pm 0,4$ Individuen pro Plot vorzufinden (DROBNIK 2007). Bis 2009 kam es zu einem schwachen, nicht signifikanten Anstieg.

2008 und 2009 wurden Individuen der Arten *Cirsium tuberosum* und *Galium wirtgenii* in einiger Entfernung (bis 30 cm) zu den Untersuchungsplots vorgefunden. Diese Ausbreitung geschah bevorzugt auf der abgeschobenen Fläche.

4.3. Direkte Applikation von Zielarten im Bodentiefe-Gradienten (Fläche b)

Die vier eingebrachten Zielarten keimten alle im Jahr 2006 und konnten sich über den Untersuchungszeitraum bis zum Jahr 2009 etablieren.

Carex tomentosa keimte im Jahr 2006 auf allen 6 Abschiebetiefen des Bodentiefe-Gradienten (DROBNIK 2007). Im August 2006 wurden zwischen maximal $3,3 \pm 2,4$ (Mittelwert \pm Standardfehler) Individuen pro Plot auf 85 cm Abschiebetiefe und minimal $0,65 \pm 0,4$ Individuen auf 100 cm Abschiebetiefe vorgefunden (Abb. 4). Ein Jahr später, im Jahr 2007, stieg die Abundanz auf fast allen Abschiebetiefen leicht an. In den beiden folgenden Jahren konnte sich die Population weiter vergrößern. Insgesamt stieg die Abundanz über den Untersuchungszeitraum hochsignifikant an. In Abhängigkeit von der Abschiebetiefe fiel die mittlere Abundanz entlang des Gradienten hochsignifikant ab.

Die anhand der Parameter maximale Blattlänge und Rosettendurchmesser ermittelte Vitalität war 2007 bis 2008 auf einer Abschiebetiefe von 40 cm am höchsten. Im Jahr 2009 lag die höchste Vitalität bei 25 cm Abschiebetiefe (Tab. 3). Im Jahr 2008 nahmen beide Para-

meter im Vergleich zum Vorjahr mittelsignifikant zu, während im Jahr 2009 nur die max. Blattlänge schwachsignifikant anstieg. Die Werte beider Vitalitätsparameter fielen hochsignifikant mit steigender Abschiebetiefe ab.

Die Deckung von *Carex tomentosa* befand sich 2007 bei relativ niedrigen Werten von 0,1 % auf allen besiedelten Abschiebetiefen (Abb. 5). Im Jahr 2008 stieg die Deckung im Bereich von 11–40 cm an. Dieser Anstieg verstärkte sich im Jahr 2009, so dass Deckungen von 25 % bis maximal 30 % zu beobachten waren. Insgesamt stieg die Deckung der Art kontinuierlich im Bereich von 11–85 cm innerhalb des Untersuchungszeitraumes an.

Zusätzlich zum Anstieg der Deckung konnte ab dem Jahr 2008 eine Ausbreitung bzw. Besiedlung der Abschiebetiefe von 0–10 cm beobachtet werden. Die Art besiedelte vom tiefer gelegenen Bereich des Gradienten diese Abschiebetiefe und erhöhte ihre Deckung auf 1 % im Jahr 2009.

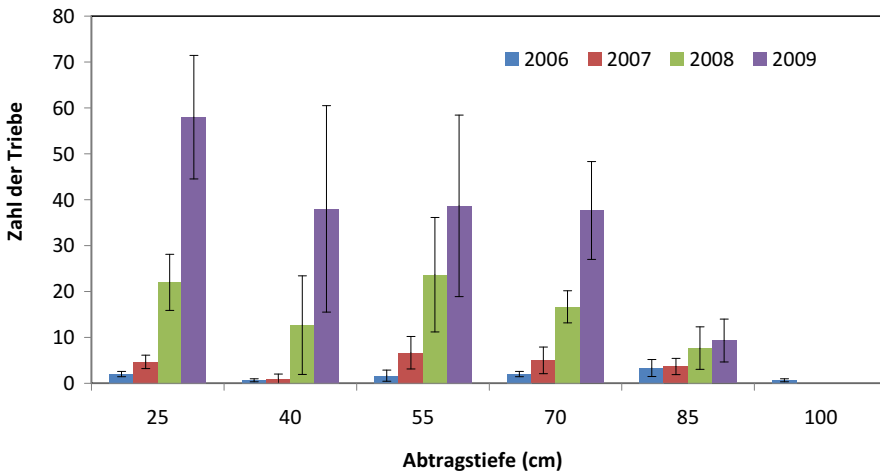


Abb. 4: Mittlere Anzahl der Triebe pro Plot von *Carex tomentosa* bei den einzelnen Abtragstiefen; je 3 Plots à 30 cm x 30 cm. Fehler: Standardfehler.

Fig. 4: Average number of shoots per plot of *Carex tomentosa* referring to the soil removal levels of the soil gradient; 3 plots per level à 30 cm x 30 cm. Standard error is indicated.

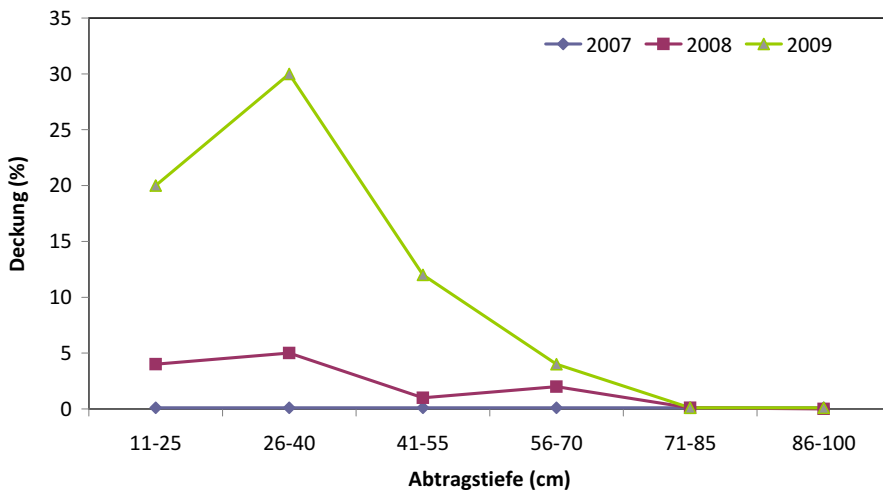


Abb. 5: Gesamtdeckung von *Carex tomentosa* auf den einzelnen Abtragstiefen (à 13,6 m²).

Fig. 5: Cover of *Carex tomentosa* at the different levels of soil removal (à 13.6 m²).

Tabelle 3: Verschiedene Vitalitätsparameter der vier Zielarten
(MW = Mittelwert, SE = Standardfehler). – = Art kam nicht vor. Höchstwerte fett gedruckt.
Table 3: Different parameters of vitality of the four target species
(MW = mean value, SE = standard error). – = no occurrence. Highest values printed in bold.

Abtragstiefe		25 cm		40 cm		55 cm		70 cm		85 cm		100 cm	
<i>C. tomentosa</i>	Jahr	MW	SE	MW	SE	MW	SE	MW	SE	MW	SE	MW	SE
Ø-Rosette (cm)	2006	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	2007	26,1	3,3	29,9	4,4	15,4	0,9	9,9	1,2	6,0	1,5	-	-
	2008	29,3	1,4	34,8	1,6	18,7	0,9	15,4	1,0	16,6	1,4	-	-
	2009	37,5	1,8	30,1	1,3	25,7	1,0	20,4	0,9	17,2	0,9	-	-
max. Blattl. (cm)	2006	4,1	0,9	2,0	0,0	1,9	0,1	1,1	0,2	1,5	0,4	5,0	0,0
	2007	19,1	2,4	22,9	2,4	8,9	0,5	5,6	0,7	3,7	0,9	-	-
	2008	22,5	0,9	28,0	1,1	14,4	0,6	11,5	1,2	12,9	1,3	-	-
	2009	29,7	1,2	26,4	1,0	20,5	0,8	16,3	0,6	15,9	1,0	-	-
<i>C. tuberosum</i>		MW	SE	MW	SE	MW	SE	MW	SE	MW	SE	MW	SE
Ø-Rosette (cm)	2006	15,9	0,9	16,4	0,8	13,2	1,4	4,3	0,5	-	-	-	-
	2007	34,3	1,7	26,2	1,3	11,9	1,8	7,5	-	-	-	-	-
	2008	20,7	0,9	14,4	1,0	14,1	1,6	-	-	-	-	-	-
	2009	27,3	1,5	22,0	1,2	24,4	2,7	8,0	-	-	-	-	-
max. Blattl. (cm)	2006	9,6	0,5	9,9	0,4	7,2	0,7	2,6	0,4	-	-	-	-
	2007	23,5	0,9	16,4	0,7	6,4	1,0	4,0	-	-	-	-	-
	2008	15,8	0,7	9,6	0,7	8,4	1,1	-	-	-	-	-	-
	2009	22,9	1,0	17,0	1,1	14,3	1,5	5,0	-	-	-	-	-
<i>G. wirtgenii</i>		MW	SE	MW	SE	MW	SE	MW	SE	MW	SE	MW	SE
Anzahl Triebe	2006	3,5	0,2	4,3	0,5	3,3	1,0	1,3	0,3	-	-	-	-
	2007	8,3	1,6	7,8	1,7	6,3	0,3	-	-	-	-	-	-
	2008	9,6	1,4	12,7	3,2	12,7	3,3	-	-	-	-	-	-
	2009	7,4	1,5	15,8	3,4	10,5	3,5	-	-	-	-	-	-
max. Trieblänge (cm)	2006	9,8	1,1	8,6	1,0	5,9	1,5	2,0	0,3	-	-	-	-
	2007	47,1	4,8	32,8	5,4	11,3	3,4	-	-	-	-	-	-
	2008	49,9	3,1	39,9	3,6	30,7	5,5	-	-	-	-	-	-
	2009	57,5	7,2	57,8	3,5	24,3	8,2	-	-	-	-	-	-
<i>L. catharticum</i>		MW	SE	MW	SE	MW	SE	MW	SE	MW	SE	MW	SE
Anzahl Triebe	2006	4,0	0,4	4,0	0,3	3,0	2,0	-	-	-	-	-	-
	2007	2,1	0,2	1,3	0,3	-	-	-	-	-	-	-	-
	2008	1,6	0,2	1,5	0,5	1,3	0,2	-	-	-	-	-	-
	2009	1,7	0,2	2,4	0,2	1,8	0,4	-	-	-	-	-	-
Anzahl Blüten	2006	17,6	2,8	22,8	5,0	2,0	2,0	-	-	-	-	-	-
	2007	12,2	1,6	5,8	4,3	-	-	-	-	-	-	-	-
	2008	4,8	0,7	11,0	9,0	0,1	0,1	-	-	-	-	-	-
	2009	6,2	1,1	12,2	1,4	5,5	2,3	-	-	-	-	-	-

Cirsium tuberosum keimte im Jahr 2005 und 2006 auf allen untersuchten Abschiebetiefen (DROBNIK 2007). Im August 2006 kamen zwischen $12,6 \pm 10,2$ Individuen pro Plot auf 25 cm Abschiebtiefe bzw. $1,0 \pm 0,0$ Individuen in 85 cm Tiefe vor (Abb. 6). In den nachfolgenden Jahren blieb die Abundanz auf den ersten zwei Abschiebetiefen relativ konstant und erreichte 2009 auf 40 cm Tiefe das Maximum von $20 \pm 14,7$ Individuen pro Untersuchungsplot. Im tieferen Bereich des Gradienten wurde *Cirsium tuberosum* nur in 55 cm Tiefe in allen Untersuchungs Jahren nachgewiesen und erhöhte dort über die Zeit die Abundanz geringfügig. Die Abnahme der Abundanz entlang des Tiefe-Gradienten war hochsignifikant; es gab keine signifikante Veränderung der Abundanz über den Untersuchungszeitraum.

Die beiden Vitalitätsparameter max. Blattlänge und Rosettendurchmesser (Tab. 3) besaßen mit Ausnahme des Jahres 2006 auf einer Abschiebetiefe von 25 cm die höchsten Werte. Es traten hochsignifikante Wechselwirkungen der Variablen Zeit und Abtragtiefe bei dem

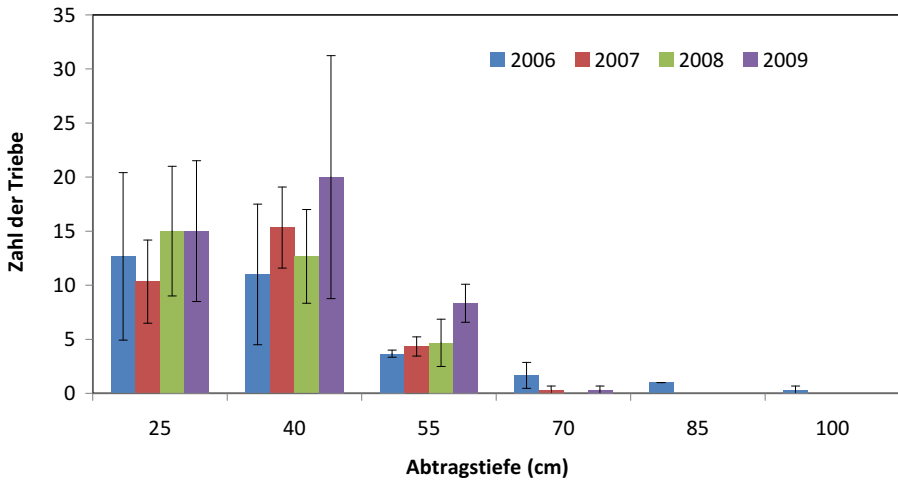


Abb. 6: Mittlere Anzahl der Triebe von *Cirsium tuberosum* pro Plot bei den einzelnen Abtragstiefen; je 3 Plots à 30 cm x 30 cm. Fehler: Standardfehler.

Fig. 6: Average number of shoots of *Cirsium tuberosum* per plot referring to the soil removal levels of the depth-of-soil gradient; 3 plots per level à 30 cm x 30 cm. Standard error is indicated.

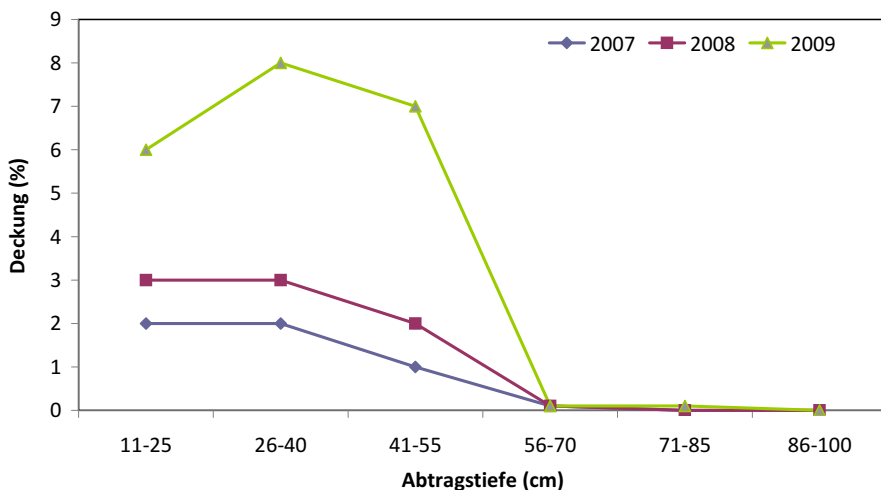


Abb. 7: Gesamtdeckung von *Cirsium tuberosum* bei den einzelnen Abtragstiefen (à 13,6 m²).

Fig. 7: Cover of *Cirsium tuberosum* at the different levels of soil removal (à 13.6 m²).

Parameter max. Blattlänge auf. So kam es zu mittelsignifikanten Ab- und Zunahmen auf 25 bzw. 40 cm Abtragstiefe zwischen den einzelnen Jahren von 2006 bis 2009. Innerhalb der Jahre 2006 und 2009 gab es eine hochsignifikante Abnahme der Blattlänge ab einer Tiefe von 70 cm, während diese im Jahr 2007 ab 55 cm zu verzeichnen war. 2008 gab es keine signifikanten Unterschiede. Der Rosettendurchmesser besaß ebenfalls hochsignifikante Wechselwirkungen der Variablen Zeit und Abtragstiefe. Mittelsignifikante Ab- bzw. Zunahmen des Durchmessers konnten auf den Abtragstiefen von 25 bzw. 40 cm in den Jahren 2007 und 2008 festgestellt werden. Entsprechend zur Blattlänge gab es innerhalb der Jahre 2006 und 2009 eine hochsignifikante Abnahme des Durchmessers ab einer Tiefe von 70 cm, während diese im Jahr 2007 ab 55 cm zu verzeichnen war. 2008 gab es keine signifikanten Unterschiede.

Im Jahr 2007 zeigte *Cirsium tuberosum* eine Deckung von 2 % auf 11–25 cm sowie 26–40 cm Abschiebetiefe (Abb. 7). Im Folgejahr stieg die Deckung auf allen von *Cirsium tuberosum* besiedelten Höhenniveaus (bis 70 cm Tiefe) leicht an, und es kam zu einer langsamen Besiedlung der angrenzenden Fläche durch wenige Individuen. Vergleichbar zu *Carex tomentosa* erhöhte sich die Deckung kontinuierlich in einem Bereich von 11–55 cm. Seit dem Jahr 2009 wurden erste Individuen mit geringer Deckung auf der Fläche mit 71–85 cm Abschiebetiefe nachgewiesen.

Galium wirtgenii keimte im Herbst 2005 und im Frühjahr 2006 (DROBNIK 2007). Die Untersuchung ergab hochsignifikante Wechselwirkungen der Variablen Zeit und Abtragstiefe. Die Abundanz lag im August des Jahres 2006 zwischen $8,3 \pm 1,7$ und $0,7 \pm 0,9$ Individuen pro Plot (Abb. 8). Mittelsignifikante Abnahmen der Abundanz hinsichtlich der Abtragstiefe zeigten sich im Jahr 2006 zwischen den Abtragstiefen von 25 bzw. 40 cm und 85 cm. Im Folgejahr 2007 sank die Abundanz auf allen Abtragstiefen und ab 70 cm Tiefe verschwand die Art. Ein Jahr später, im Jahr 2008, kehrte sich dieser negative Trend auf den ersten beiden Abschiebetiefen (25 bzw. 40 cm) um, und es kam zu hoch- bzw. schwachsignifikanten Zuwächsen der Individuenzahlen. Somit traten hoch- und mittelsignifikante Abnahmen der Abundanz zwischen den Abtragstiefen von 25 bzw. 40 cm und 55 cm auf. Das Jahr 2009 zeigte wiederum schwach- bzw. mittelsignifikante Zuwächse auf den Abschiebetiefen bis 40 cm. Das Maximum von $37 \pm 6,7$ Individuen pro Plot wurde im Jahr 2009 auf 25 cm Abschiebetiefe erreicht. Die Abundanz auf 55 cm Abtragstiefe war weiterhin hochsignifikant geringer als auf 25 bzw. 40 cm Tiefe.

Betrachtet man die Vitalitätsparameter Triebanzahl und max. Trieblänge der Art (Tab. 3), so veränderte sich die Triebanzahl über den Untersuchungszeitraum nicht signifikant. In Abhängigkeit zur Abschiebetiefe zeigte sich allerdings ein hochsignifikanter Effekt. Die höchste Vitalität bezüglich einer maximalen Triebanzahl von $15,8 \pm 9,5$ (MW \pm Standardfehler) wurde im Jahr 2009 auf 40 cm Abschiebetiefe erreicht. Die maximale Trieblänge zeigte hochsignifikante Wechselwirkungen der Variablen Zeit und Abtragstiefe. Im Jahr 2007 kam es nach Zunahmen der Trieblänge, welche auf 25 cm Abtragstiefe schwachsignifikant war, zu einer hochsignifikant geringeren max. Trieblänge ab 55 cm Tiefe im Vergleich zu 25 bzw. 40 cm Tiefe. Im Jahr 2008 unterschieden sich nur die Abtragstiefen von 25 cm und 55 cm schwachsignifikant. Im folgenden Jahr 2009 wurden die höchsten Werte des Parameters erreicht. Die Individuen der Abtragstiefen 25 bzw. 40 cm besaßen in diesem Jahr eine schwach- bis mittelsignifikant höhere max. Trieblänge als in 55 cm Tiefe.

Galium wirtgenii erreichte im Jahr 2007 eine Deckung von 1 % auf den Aufnahmestreifen mit Abschiebetiefen von 11–25 und 26–40 cm (Abb. 9). Im tieferen Bereich, bis zu einer Tiefe von 56–70 cm, kam die Art auf Deckungen von 0,1 %. Diese Werte blieben über den Untersuchungszeitraum konstant, und Veränderungen geschahen nur in dem oberen Bereich des Gradienten. Während in 11–25 cm Tiefe die Deckung kontinuierlich bis zum Jahr 2009 anstieg, fiel sie in 26–40 cm Abschiebetiefe im Jahr 2008 und stieg im Jahr 2009 wieder an. Die maximale Deckung von 4 % wurde im Jahr 2009 auf 11–25 cm Abschiebetiefe beobachtet. Seit dem Jahr 2008 ist die Art auf dem ersten Aufnahmestreifen, mit einer Abschiebetiefe von 0–10 cm, mit einer Deckung von 0,1 % zu finden.

Linum catharticum keimte im Frühjahr 2006 nur auf den oberen drei Abschiebetiefen von 25 bis 55 cm (DROBNIK 2007). Die statistische Untersuchung ergab hochsignifikante

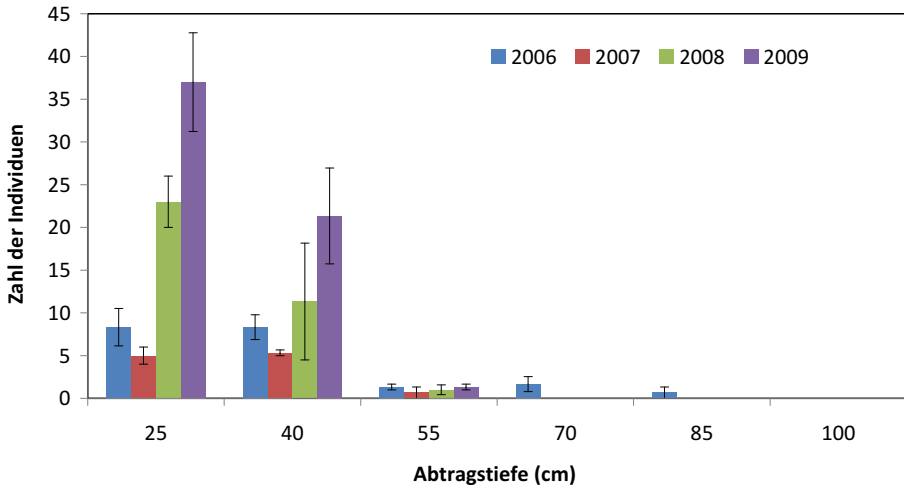


Abb. 8: Mittlere Anzahl der Individuen pro Plot von *Galium wirtgenii* beiden einzelnen Abtragstiefen; je 3 Plots à 30 cm x 30 cm. Fehler: Standardfehler.

Fig.8: Average number of individuals of *Galium wirtgenii* per plot referring to the soil removal levels of the depth-of-soil gradient; 3 plots per level à 30 cm x 30 cm. Standard error is indicated.

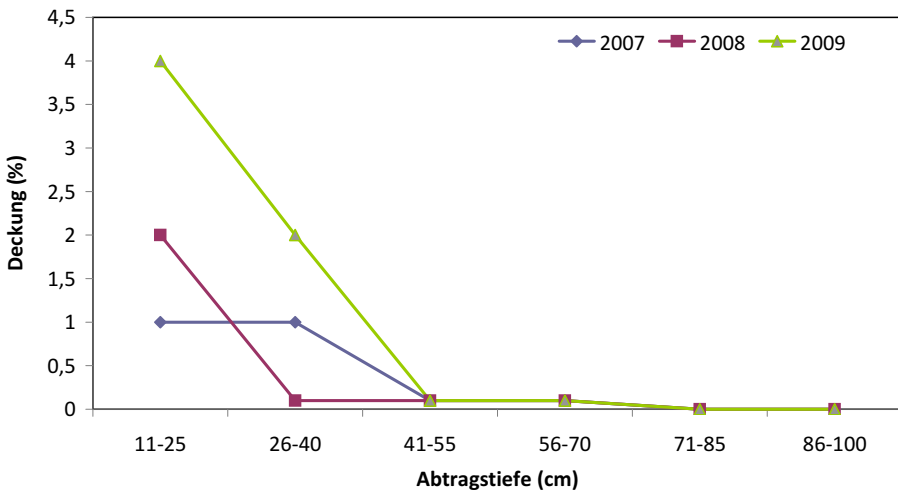


Abb. 9: Gesamtdeckung von *Galium wirtgenii* auf den Abtragstiefen (à 13,6 m²).

Fig. 9: Cover of *Galium wirtgenii* at the different levels of soil removal (à 13.6 m²).

Wechselwirkungen der Variablen Zeit und Abtragstiefe. Im August 2006 erreichte die Population zwischen $8,0 \pm 1,3$ Individuen pro Plot auf 25 cm Abschiebetiefe und $0,7 \pm 0,4$ Individuen in 55 cm Abschiebetiefe (Abb. 10). Zum Jahr 2007 stieg die Individuenzahl auf 25 cm Abtragstiefe hochsignifikant an und es kam zu einer hochsignifikanten Abnahme der Abundanz zwischen 25 und 40 cm Abtragstiefe. Es folgte eine hochsignifikante Abnahme der Abundanz zum Jahr 2008 auf 25 bzw. schwachsignifikant auf 40 cm Abtragstiefe. Im Jahr 2009, erreichte die Abundanz auf 25 cm Abschiebetiefe ein Maximum von $61,7 \pm 20,2$ Individuen pro Plot. Die hochsignifikanten Anstiege der Abundanz auf den ersten beiden Abtragstiefen führten zu hochsignifikant bzw. schwachsignifikant geringeren Individuenzahlen auf 55 cm Tiefe im Vergleich zu den beiden höher liegenden Abtragstiefen.

Die untersuchten Vitalitätsparameter Blütenanzahl und Triebanzahl von *Linum catharticum* (Tab. 3) zeigten hoch- bis mittelsignifikante Wechselwirkungen der Variablen Zeit und

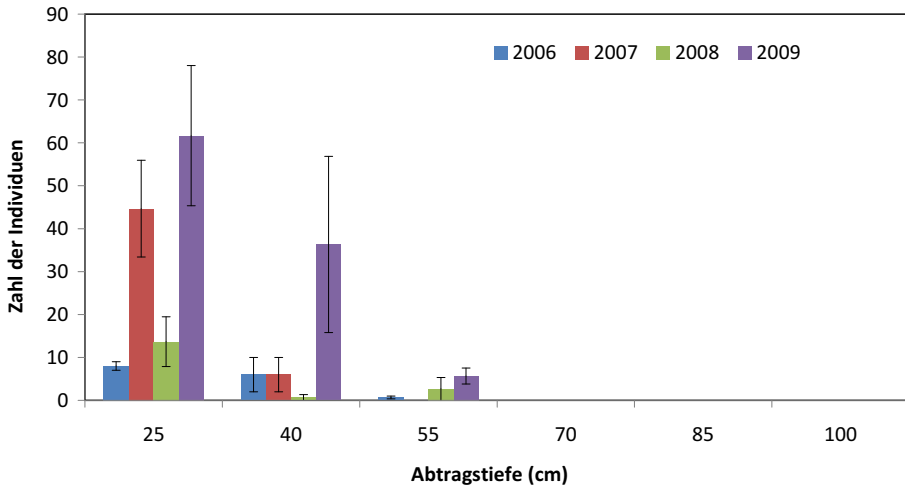


Abb. 10: Mittlere Anzahl der Individuen pro Plot von *Linum catharticum* bei den einzelnen Abtragstiefen; je 3 Plots à 30 cm x 30 cm. Fehler: Standardfehler.

Fig.10: Average number of individuals of *Linum catharticum* per plot referring to the soil removal levels of the depth-of-soil gradient; 3 plots per level à 30 cm x 30 cm. Standard error is indicated.

Abtragstiefe. Besaß die Vitalität bezüglich der Triebanzahl im ersten Jahr der Untersuchung die höchsten Werte ohne signifikante Unterschiede entlang des Gradienten, so fiel sie generell und auf 40 cm Abtragstiefe schwachsignifikant zum Jahr 2007 ab. Im Jahr 2008 kam es zu schwachsignifikant weniger Trieben auf 55 cm Tiefe im Vergleich zu 25 cm. Der zweite Parameter Blütenanzahl erreichte die höchsten Werte im ersten Jahr der Untersuchung. Die Individuen der beiden ersten Abtragstiefen besaßen in diesem Jahr hochsignifikant mehr Blüten als jene in 55 cm Abtragstiefe. Zum Jahr 2007 fiel die Blütenanzahl auf 40 cm Abtragstiefe mit hoher Signifikanz, und es trat eine schwachsignifikante Abnahme der Blütenanzahl zwischen den ersten beiden Abtragstiefen auf.

4.4. Vegetationsentwicklung (Fläche b)

Die höchsten Artenzahlen (Tab. 4) kamen zwischen 11–40 cm Abschiebetiefe des Gradienten vor. Sie lagen zwischen minimal 27 Arten in 26–40 cm Tiefe im Jahr 2008 und maximal 34 Arten in derselben Tiefe im Jahr 2007. Mit Zunahme der Abschiebetiefe zeigten die Artenzahlen in allen Jahren, mit Ausnahme des Jahres 2006, geringere Werte. Auf einer Abschiebetiefe von 86–100 cm befand sich im Jahr 2007 bzw. 2009 die artenärmste Vegetation mit 8 Arten. Im obersten Bereich des Gradienten fiel die Artenzahl im Vergleich zu den anschließenden mittleren Abschiebetiefen auf Werte zwischen 27 Arten im Jahr 2006 und 17 in 2007, erreichte nachfolgend 23 Arten in den Jahren 2008 und 2009.

Die Vegetationsaufnahmen zeigten die folgende floristische Gliederung: den Bereich der oberen Höhengniveaus kennzeichneten einige Ruderalarten und Ackerwildkräuter (*Solidago gigantea*, *Calamagrostis epigejos*, *Epilobium parviflorum*, *Lactuca serriola*, *Setaria viridis* u. a.). Neben den Ruderalarten war vor allem im oberen Bereich auch ein Auftreten von *Arrhenatherum elatius* und *Festuca pratensis* zu verzeichnen. Die Ruderalarten nahmen mit zunehmender Tiefe ab und wurden von nässeanzeigenden Arten abgelöst. Hier bildete sich ein Röhricht-ähnlicher Bestand mit *Phragmites australis* und *Typha latifolia* aus. Weiter konnte auf dem gesamten Gradienten das Aufkommen der Rote Liste-Arten *Samolus valerandi* und *Juncus subnodulosus* verzeichnet werden. Hierbei zeigte sich, dass besonders *Juncus subnodulosus* im Laufe der Untersuchung die Deckung kontinuierlich vergrößerte und sich ausbreitete.

Die Ellenberg-Feuchtwerte zeigten einen Anstieg entlang des Gradienten und spiegelten den Anstieg der feuchten bzw. nassen Bedingungen wider. So befand sich der geringste Wert von 4,8 auf 25 cm Abtragstiefe im Jahr 2006, während der höchste Wert von 9,3 auf 100 cm im Jahr 2007 zu finden war. Die Abtragstiefen von 25 cm im Jahr 2009 bzw. 40 cm ab dem Jahr 2007 mit Feuchtwerten zwischen 6,8 und 7,1 sind dem Leitbild sehr ähnlich („Mönchbruch“: mittlerer Ellenberg-Feuchtwert 6,9 im Jahr 2009).

Die Gesamtdeckung zeigte die höchsten Werte im obersten Bereich von 0–10 cm Abschiebetiefe mit maximal bis zu 85 % Deckung in den Jahren 2007 und 2009.

Besonders *Oenothera biennis* s.l. und *Solidago gigantea*, aber auch *Arrhenatherum elatius* und *Alnus glutinosa* erreichten hier Deckungen von bis zu 25 % pro Art. Der untere Bereich des Gradienten besaß die geringsten Deckungen. Beginnend mit 3 % Deckung auf 71–85 cm Abschiebetiefe im Jahr 2006, folgten Anstiege der Gesamtdeckung in den Jahren 2008 und 2009 auf schließlich maximal 40 %. Im mittleren Bereich fiel die Gesamtdeckung entlang des Gradienten mit Zunahme der Abschiebetiefe in den ersten drei Jahren der Untersuchung ab. Das Jahr 2009 zeigte einen großen Anstieg im mittleren Bereich von 26–40 cm Tiefe. Dort stieg die Gesamtdeckung innerhalb eines Jahres auf 68 %. Dieser Anstieg wurde überwiegend durch die drei Zielarten *Carex tomentosa*, *Cirsium tuberosum* und *Galium wirtgenii* bedingt.

4.5. Diasporenbank (Fläche b)

Zu Beginn der Untersuchung besaß der Bodentiefe-Gradient nur Diasporen von insgesamt drei Pflanzenarten (*Conyza canadensis*, *Juncus articulatus*, *Veronica* sp.) (Tab. 5). Diese konnten nur auf den Abtragstiefen von 10 cm und 85 cm nachgewiesen werden.

Drei Jahre später war die Diasporenbank auf 22 Arten angewachsen, vor allem durch Arten der *Stellarietea mediae* und *Artemisietea*. Neben wenigen Arten der *Scheuchzerio-Caricetea*, darunter die Rote Liste-Art *Samolus valerandii*, kamen nur wenige Zielarten der Ordnung *Molinietalia* vor, so z. B. *Lythrum salicaria*. Von den applizierten Zielarten konnten nur von *Galium wirtgenii* Samen bei 25 cm Abtragstiefe nachgewiesen werden.

Der obere Bereich des Gradienten wurde von Diasporen der Ruderalarten dominiert, während in tieferen Bereichen einige Nässezeiger, wie z. B. *Juncus articulatus* oder *Lycopus europaeus*, verstärkt vorkamen.

4.6. Etablierung von Zielarten nach endozoochorer Ausbreitung (Fläche a)

Von den drei Zielarten, welche für die Endozoochorie-Untersuchung verwendet wurden, konnte über den Untersuchungszeitraum nur *Galium wirtgenii* sicher nachgewiesen werden. Diese Art keimte im Frühjahr 2006 mit 0,67 Individuen pro Plot (DROBNIK 2007), und im August desselben Jahres wurden $0,4 \pm 0,5$ (MW \pm Standardfehler) Individuen pro Plot vorgefunden. Bei den Untersuchungen 2008 bis 2009 kann leider eine sekundäre Inokulation von benachbarten Flächen mit direkter Applikation nicht ausgeschlossen werden; daher präsentieren wir diese Daten nicht. *Carex tomentosa* keimte zu keinem Zeitpunkt der Untersuchung; bei *Linum catharticum* ließ sich generell eine sekundäre Inokulation nicht ausschließen.

Tabelle 4: Vegetationsaufnahmen der sieben Abtragstiefen (à 13,6 m²) mit Angabe der gewichteten Ellenberg-Feuchtezahl (mFeuchte). Gliederung der Arten nach Steigkeit in den Abtragstiefen (siehe erste Spalte).

Table 4: Relevés of the different levels of soil removal (à 13.6 m²). Indicated are weighted Ellenberg moisture values (mFeuchte). Order of the species according to presence in the 7 levels of the depth-of-soil gradient (first column).

Jahr (200x)	6	7	8	9	6	7	8	9	6	7	8	9	6	7	8	9	6	7	8	9																						
Reihe	1 2 3 4 5 6 7																																									
Abtragstiefe (cm)	0-10 11-25 26-40 41-55 56-70 71-85 86-100																																									
Gesamtbedeckung (%)	65	85	80	85	55	60	55	78	25	30	33	68	20	25	30	55	13	15	25	40	3	6	25	35	4	6	25	40														
90%-Perzentil (cm)	65	65	65	67	50	35	36	50	30	32	40	50	29	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20														
Artenzahl	27	17	23	23	28	30	30	31	28	34	27	28	24	28	27	26	22	24	23	32	15	14	14	21	8	10	8															
mFeuchte	4.8	5.2	5.3	5.9	5.4	6.0	6.2	6.9	5.7	6.8	7.0	7.1	6.0	7.4	8.0	7.7	6.3	9.0	8.7	8.4	6.5	9.2	8.6	8.7	7.2	9.3	9.1	8.8														
Applizierte Zielarten																																										
7 <i>Carex tomentosa</i>	0.1	1	0.1	4	20	0.1	0.1	5	30	0.1	1	12	0.1	0.1	2	4	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1
7 <i>Galium virgatum</i>	0.1	0.1	1	2	4	0.1	1	0.1	2	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1
7 <i>Linum catharticum</i>	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1
6 <i>Cirsium tuberosum</i>	0.1	2	3	6	0.1	2	3	8	0.1	1	2	7	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	
Sporitan aufgetr. Arten																																										
7 <i>Cirsium arvense</i>	40	35	5	2	40	45	3	1	15	20	3	0.1	4	5	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	
7 <i>Oenothera biennis</i> s. l.	0.1	0.1	25	25	10	12							1	2																												
7 <i>Alnus glutinosa</i> juv.	0.1	0.1	4	15	0.1	0.1	2	7	0.1	0.1	1	5	0.1	0.1	0.1	5	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	
7 <i>Lythrum salicaria</i>	0.1	1	4	3	0.1	0.1	3	2	2	1	2	3	2																													
7 <i>Sonchus asper</i>	2				2	0.1	0.1	4	2	0.1	0.1	5	1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1		
7 <i>Epiobium tetragonum</i> s. l.	0.1	1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	1																													
7 <i>Samolus valerandi</i>	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1			
7 <i>Juncus articulatus</i>	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1		
7 <i>Lycopus europaeus</i>	1				0.1	0.1	13						0.1	1	5																											
7 <i>Plantago major</i> agg.	0.1				0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1			
7 <i>Phragmites australis</i>	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1			
7 <i>Poa trivialis</i> s. l.	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	2	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1			
6 <i>Panicum capillare</i>	0.1	0.1	2		0.1	4	4						0.1	1	4	3																										
6 <i>Alopeurus myosuroides</i>	15				5				0.1	3			4	0.1																												
6 <i>Echinochloa crus-galli</i>					0.1				0.1	0.1			0.1	0.1																												
6 <i>Taraxacum sect. Ruderalia</i>	0.1	0.1			0.1	0.1	0.1		0.1	0.1			0.1	0.1																												
6 <i>Juncus subnodulosus</i>									0.1	1	1		0.1	1	1	2																										
5 <i>Arrhenatherum elatius</i>	4	45	30	15	2	4	4	0.1	0.1	0.1			0.1	0.1	0.1																											
5 <i>Festuca pratensis</i> s. l.	0.1	2	2	2		1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1				
5 <i>Conyza canadensis</i>	0.1				0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1				
5 <i>Bidens frondosa</i>					0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1				
5 <i>Populus spec. juv.</i>					0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1				
5 <i>Salix fragilis</i> juv.					0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1				
5 <i>Loium perenne</i>					0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1				
5 <i>Polygonum aviculare</i> agg.	0.1				0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1				
5 <i>Polygonum persicaria</i>	0.1				0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1				
5 <i>Agrostis capillaris</i>					0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1				

Tabelle 5: Diasporenbank-Daten (Individuen/m²) der Jahre 2006 und 2009 (die Reihen 2, 3, 4, 5 und 7 im Jahr 2006 enthielten keine Diasporen).

Table 5: Seed bank data (individuals/m²) of the years 2006 and 2009 (in the rows 2, 3, 4, 5 and 7 seeds were absent in the year 2006).

Jahr (200x)	6	6	9	9	9	9	9
Reihe	1	6	1	2	3	4	5
Abtragstiefe (cm)	10-20	85-95	10-20	25-35	40-50	55-65	70-80
Artenzahl	3	1	14	10	13	11	7
Applizierte Zielarten							
Galium wirtgenii			115				
Spontan aufgetr. Arten							
Agrostis capillaris			288		58		
Agrostis stolonifera					58	58	
Alnus glutinosa juv.			173		58	173	
Amaranthus retroflexus			58				
Conyza canadensis	141	424	58	58	173	173	
Epilobium tetragonum s.l.			749	24	58	24	58
Festuca rubra			24				
Juncus articulatus	141		58	195	2651	58	219
Linaria vulgaris				115			
Lycopus europaeus			58	692	217	576	
Lythrum salicaria			576	749	173	24	
Oenothera biennis s. l.			2882	1556	43	115	
Panicum capillare			692	115		58	58
Plantago major agg.					576	115	980
Poa trivialis s.l.			115				
Samolus valerandi			58	865	173		
Setaria viridis						58	
Solidago gigantea					115		
Sonchus asper			922		115		58
Urtica dioica							58
Verbascum phlomoides							173
Veronica sp.	141						

5. Diskussion

Im Folgenden sollen die in der Einleitung formulierten Fragen diskutiert werden.

a) Etablieren sich Zielarten des *Cirsio-Molinietum* nach Bodenabtrag auf Grünlandflächen im Hessischen Ried? Welche Tiefe eines Bodenabtrags erweist sich als günstig hinsichtlich einer erfolgreichen Etablierung?

Die Ergebnisse der Zielartenetablierung bei geringem Bodenabtrag auf der Fläche a ergaben einen Etablierungserfolg einzelner Zielarten. So konnte *Galium wirtgenii* nach der Keimung im ersten Jahr besonders im dritten Jahr die Abundanz stark erhöhen. Nach einer Studie von HÖLZEL & OTTE (2004) keimt diese Art im Labor sowie unter experimentellen Freilandbedingungen schon bei niedrigen Temperaturen zahlreich.

Carex tomentosa keimte nach der Applikation der Samen zu Beginn der Untersuchung und auch in den folgenden Jahren nicht. Gründe hierfür könnten in den anspruchsvollen Keimungsbedingungen für diese Art zu finden sein. Früchte der Gattung *Carex* benötigen aufgrund ihrer hohen primären Dormanz Kältestratifikation mit tiefen Temperaturen sowie Lichtbestrahlung zur Keimung (SCHÜTZ & RAVE 1999). Weiter spielen stark ansteigende Temperaturen im Frühjahr und Feuchtigkeit eine große Rolle, um die physikalische Dor-

manz durch die dicke Samenschale zu überwinden und die Keimung zu gewährleisten. So keimt *Carex tomentosa* gewöhnlich mit einem geringen Prozentsatz, dies allerdings auch noch in dem folgenden Jahren der Aussaat, wie eine Studie von PATZELT et al. (2001) nachwies, und bildet als Konsequenz langlebige Diasporenbanken (HÖLZEL & OTTE 2003).

Die Fläche a war nach einem geringen Bodenabtrag von 10 cm nur bedingt geeignet für die Restitution von Zielarten eines *Cirsio-Molinietum*. Auch die kleinen Populationen von *Cirsium tuberosum* und *Linum catharticum* mit geringer Ausbreitungstendenz lassen nicht ganz optimale Bedingungen vermuten.

Die direkte Applikation der vier Zielarten auf dem Bodentiefe-Gradienten der Fläche b erbrachte für alle vier Arten günstige Ergebnisse hinsichtlich Keimung und Etablierung für einzelne Abtragtiefen. Bei 25 cm und 40 cm unter Geländeoberfläche zeigten alle Arten eine erfolgreiche Etablierung innerhalb des Untersuchungszeitraums. Diese Abtragtiefen ergaben auch in einer vorhergehenden Studie ähnlich gute Ergebnisse, welche auf eine deutliche Nährstoffreduzierung sowie eine Änderung des Wasserregimes mit gelegentlichen Überflutungsereignissen zurückgeführt wurden (HÖLZEL & OTTE 2003). Entlang des Bodentiefe-Gradienten konnte sich nur *Carex tomentosa* auch in den tieferen Bereichen etablieren, allerdings war dort eine Abnahme der Vitalität zu verzeichnen. Zurückzuführen ist die Abnahme der Abundanz und der Vitalität aller Zielarten entlang des Gradienten höchstwahrscheinlich auf das jeweilig vorherrschende Wasserregime. Dies erklärt auch die alleinige Etablierung von *Carex tomentosa* im tieferen Bereich des Gradienten, da diese Art eine höhere Toleranz gegenüber hohen Grundwasserständen bzw. Überstauungsdauer besitzt. Sie hat auch mit 7 die höchste Ellenberg-Feuchtezahl der vier Zielarten.

Die negativen Auswirkungen einer zu langen Überstauung auf die Etablierung eines *Cirsio dissecti-Molinietum* zeigte eine Studie von JANSEN & ROELOFS (1996), welche als Ursache anaerobe Bedingungen mit nachfolgender Verringerung des Nitrats als Stickstoffquelle angaben. Die Verlängerung der Wasserüberstauung als Folge des Bodenabtrags bewirkte auch in Untersuchungen von BAKKER et al. (2006) Rückgänge der Überlebensrate von Arten der Feuchtvegetation. Die in dieser Pilotstudie erhobenen Abundanz- bzw. Vitalitätsdaten zeugen von einer optimalen Abtragtiefe von 25 cm bis 40 cm hinsichtlich einer längerfristigen erfolgreichen Etablierung.

Betrachtet man die Entwicklung der Vegetation auf dem gesamten Gradienten, so zeigten sich Korrelationen mit den Abundanz- bzw. Vitalitätsuntersuchungen der Einzelarten. Es ließ sich die Ausbildung Röhrich-artiger Bestände im unteren Bereich des Gradienten ab 70 cm Tiefe beobachten. Während sich dieser Bereich als ungeeignet für die meisten Zielarten erwies, sind die höher gelegenen Bereiche für die Zielarten bzw. die Zielgesellschaft geeignet. Insbesondere zwischen einer Abtragtiefe von 11 cm bis 40 cm war die Besiedlung der Fläche durch die Zielarten erfolgreich. Als Hauptgrund hierfür ist das hier vorherrschende Wasserregime zu nennen, welches mit hochanstehendem Grundwasser im Frühjahr und Herbst, winterlichen Überstauungsereignissen und sommerlichen Trockenperioden die Bedingungen einer Zielgesellschaft wechselfeuchter Standorte erfüllt (s. auch GROOTJANS et al. 2006). Dies wird auch durch den Vergleich der Ellenberg-Feuchtezahlen ersichtlich, welche im Jahr 2009 für das Leitbild „Mönchbruch“ und der Abtragtiefe von 25 cm identisch waren, während in 40 cm Tiefe die Feuchtezahl nur unwesentlich höher war. Insgesamt zeigten beide Abtragstiefen über den Untersuchungszeitraum Feuchtezahlen, welche der des Leitbildes aus dem Jahre 2009 sehr ähnlich sind und indizieren gute Bedingungen hinsichtlich des Wasserregimes für die Zielgesellschaft.

In Verbindung mit den geringen Nährstoffgehalten und der leeren Diasporenbank wird eine Verringerung des Konkurrenzdrucks erreicht, was für eine Etablierung von Zielarten des nährstoffarmen Feuchtgrünlandes nötig ist (RAMSEIER 2000). Die nur geringen Deckungswerte von *Linum catharticum* im Gegensatz zu den übrigen Zielarten erscheinen charakteristisch für diese einjährige Linaceae, welche als SR-Strategie (nach GRIME 1979) nur maximale Wuchshöhen von bis zu 30 cm erreicht (KLEYER et al. 2008) und auch in der Leitbildfläche im NSG „Mönchbruch“ nur eine geringe Deckung aufweist.

Der obere Bereich von 0–10 cm Abtragtiefe wird seit dem Jahr 2008 langsam von drei Zielarten besiedelt. Dies spräche für eine mögliche Eignung dieser geringen Abtragtiefe; allerdings ergaben Studien über Grünlandrestitution, dass eine Abtragtiefe bis 10 cm nur unzureichend bezüglich der notwendigen Nährstoffreduktion sein könnte (TALLOWIN et al. 2001). Das Auftreten von produktiven Ruderalarten wie *Solidago gigantea* etc., welche hohe Deckungen im oberen Bereich des Gradienten erreichen, bestätigt die Daten der Nährstoffuntersuchung, dass diese Abtragtiefe nur unzureichend Nährstoffgehalte und Diasporenbank reduzierte. Somit bleibt zu beobachten, ob die Zielarten bei regelmäßiger Bewirtschaftung auch langfristig erhalten bleiben oder ob diese durch konkurrenzstärkere Arten wieder verdrängt werden.

Neben den ausgebrachten Zielarten ist eine Ausbreitung und Etablierung von *Juncus subnodulosus* und *Samolus valerandi* zu erkennen. Diese erfolgte besonders im unteren Bereich des Gradienten und lässt die Bindung beider Rote Liste-Arten an feuchte bis nasse Standorte erkennen. Beides sind Arten, die langjährige Diasporenbanken aufbauen (THOMPSON et al. 1997). In einer benachbarten Senke konnte DROBNIK (2007) das reichliche Vorkommen von *Samolus valerandi* in der Samenbank nachweisen.

b) Zeigt sich der Aufbau einer Zielarten-Diasporenbank?

Die Diasporenbank des Bodentiefe-Gradienten des Jahres 2009 unterscheidet sich deutlich von den Ergebnissen der ersten Untersuchung aus dem Jahr 2006 (DROBNIK 2007). Es wurde ein deutlicher Anstieg der Abundanz sowie Diversität an enthaltenen Samen festgestellt. Es befinden sich viele Arten mit ruderaler Strategie in der Diasporenbank (Tab. 5). Weiter sind wenige Arten des umliegenden Grünlands zu finden (*Agrostis*-Arten, *Festuca rubra* agg. sowie *Poa trivialis*). Die gefundene Zielart *Galium wirtgenii* ist das erste Anzeichen einer sich aufbauenden Diasporenbank der applizierten Arten. Das Vorhandensein einer Zielarten-Diasporenbank erscheint langfristig für die Persistenz der Arten notwendig, um auf schwankende Umweltbedingungen zu reagieren.

c) Etablieren sich Zielarten nach endozochorer Ausbreitung durch Schafe?

Zumindest für *Galium wirtgenii* können Schafe als Vektoren dienen und eine Austauschdynamik von Diasporen gewährleisten. Ergebnisse zur erfolgreichen endozochoren Ausbreitung aus den im Projektgebiet befindlichen Sandtrockenrasen (EICHBERG et al. 2007) belegen die Bedeutung dieser Diasporendynamik durch Weidetiere. Die Beweidung wird zwar im Bereich des zu restituierenden *Cirsio-Molinietum* nur eine untergeordnete Rolle spielen, dennoch könnte auch kurzzeitiges Beweidungsmanagement eine Bedeutung für die Ausbreitung von Diasporen besitzen.

6. Ausblick

Für zukünftige Restitutionsmaßnahmen im Untersuchungsgebiet wird ein vorhergehender Bodenabtrag von 25 cm bis 40 cm empfohlen. Weitere Untersuchungen sollen eine Etablierung des *Cirsio-Molinietum* auf der Ebene der „Community“ und nicht nur auf Artebene nach Mahdgut-Transfer klären. Reiner Stürz (Landschaftspflegehof Stürz) ermöglichte die Untersuchung von Weidetieren als Diasporen-Vektoren. Dr. Carsten Eichberg (jetzt Trier) unterstützte die Untersuchungen als damaliger Koordinator des E & E-Projektes auf mannigfache Weise und gab wertvolle Hinweise. Wichtige Hinweise verdanken wir auch Dr. Karsten Böger. Ursula Leborg führte Messungen zur Bodenchemie durch. Wertvolle Hinweise zu einer früheren Version des Manuskripts gaben

Danksagung

Wir danken sehr herzlich dem Träger des Hauptverfahrens im E & E Vorhaben „Ried und Sand“, dem Landkreis Darmstadt-Dieburg, für die logistische Unterstützung bei der Erstellung des Bodentiefe-Gradienten. Revierleiter Ralph Baumgärtel (NSG „Kühkopf-Knoblochsau“) unterstützte uns bei der Suche nach Spenderpopulationen. Reiner Stürz (Landschaftspflegehof Stürz) ermöglichte die Untersuchung von Weidetieren als Diasporen-Vektoren. Dr. Carsten Eichberg (jetzt Trier) unterstützte die Untersuchungen als damaliger Koordinator des E & E-Projektes auf mannigfache Weise und gab wertvolle Hinweise. Wichtige Hinweise verdanken wir auch Dr. Karsten Böger. Ursula Leborg führte Messungen zur Bodenchemie durch. Wertvolle Hinweise zu einer früheren Version des Manuskripts gaben

Prof. Dr. Dierschke, Prof. Dr. Otte und Prof. Dr. Wittig. Dem Bundesamt für Naturschutz danken wir für die Förderung im Rahmen des E & E-Vorhabens (mit Mitteln des BMU) sowie für vielfache Unterstützung.

Literatur

- ALLISON, M. & AUSDEN, M. (2004): Successful use of topsoil removal and soil amelioration to create heathland vegetation. – *Biol. Conserv.* 120: 221–228.
- ASHWORTH, J. (1997): Improvements to two routine methods for calcium carbonate determination in soils. – *Commun. Soil Sci. Plant Anal.* 28: 841–848.
- BAKKER, C., DE GRAAF, H.F., ERNST, W.H.O. & VAN BODEGOM, P.M. (2005): Does the seed bank contribute to the restoration of species-rich vegetation in wet dune slacks? – *Appl. Veg. Sci.* 8: 39–48.
- BAKKER, C., VAN BODEGOM, P.M., NELISSEN, H.J.M., ERNST, W.H.O. & AERTS, R. (2006): Plant responses to rising water tables nutrient management in calcareous dune slacks. – *Plant Ecol.* 185: 19–28.
- BLOMQUIST, M.M., BEKKER, R.M. & VOS, P. (2003): Restoration of ditch bank plant species richness: The potential of the soil seed bank. – *Appl. Veg. Sci.* 6: 179–188.
- CHELSIUS, C. (1891): Erläuterungen zur Geologischen Karte des Grossherzogthums Hessen im Masstabe 1:25000 II. Lieferung Blatt Mörfelden. – *Grossh. Ministerium des Innern und der Justiz, Darmstadt.*
- DROBNIK, J. (2007): Untersuchungen zur Restitution von Grünland im Hessischen Ried. – *Diplomarbeit, TU Darmstadt, Fachbereich Biologie.*
- EGLOFF, T. (1983): Phosphorus as prime limiting nutrient in litter-meadows (Molinion). – *Ber. Geobot. Inst. ETH Zürich, Stift. Rübel* 50: 119–148. Zürich.
- 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.
- ELLENBERG, H., WEBER, H. E., DÜLL, R., WIRTH, V., WERNER, W. & PAULISSEN, D. (2001): *Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa*. 3. Aufl. – *Scripta Geobot.* 18: 1–226.
- FAGAN, K.C., PYWELL, R.F., BULLOCK, J.M. & MARRS, R.H. (2008): Do restored calcareous grasslands on former arable fields resemble ancient targets? The effect of time, methods and environment on outcomes. – *J. Appl. Ecol.* 45: 1293–1303.
- FERNÁNDEZ, G. (2007): Model selection in PROC MIXED – A user friendly SAS macro application. – *Proceed. 2007 SAS Global Forum April 16–18 Orlando FL paper 191–2007.*
- FRITSCH, M. (2008): Vegetationsanalyse, abiotische Faktoren und Möglichkeiten der Restitution im Hessischen Ried. – *Diplomarbeit, TU Darmstadt, Fachbereich Biologie.*
- GOEBEL, W. (1995): Die Vegetation der Wiesen, Magerrasen und Rieder im Rhein-Main-Gebiet. – *Diss. Bot.* 237. J. Cramer, Stuttgart.
- GRIME, J.P. (1979). *Plant strategies and vegetation processes.* – Wiley, Chichester, UK.
- GROOTJANS, A.P., ADEMA, E.B., BLEUTEN, W., JOOSTEN, H., MADARAS & M., JANAKOVA, M. (2006): Hydrological landscape settings of base-rich fen meadows and fen meadows: an overview. – *Appl. Veg. Sci.* 9: 175–184.
- GROOTJANS, A. P., BAKKER, J.P., JANSEN, A.J.M. & KEMMERS, R.H. (2002): Restoration of brook valley meadows in the Netherlands. – *Hydrobiologia* 478: 149–170.
- GROSSE-BRAUCKMANN, G., MALCHOW M. & STREITZ, B. (1990): Makrofossil- und pollenanalytische Befunde vom Altneckarbett bei Riedstadt-Goddelau. – *Aus: WAGNER, P.: Die Holzbrücken bei Riedstadt-Goddelau, Kreis Groß-Gerau. Materialien Vor- und Frühgeschichte Hessen* 5: 111–132. Wiesbaden.
- HESSISCHES LANDESAMT FÜR BODENFORSCHUNG (Hrsg.) (1990): *Bodenkarte der nördlichen Oberrheinebene 1:50000 in zwei Blättern.* – Wiesbaden.
- HESSISCHES MINISTERIUM FÜR UMWELT, LÄNDLICHEN RAUM UND VERBRAUCHERSCHUTZ (Hrsg.) (2005): *Das Hessische Ried zwischen Vernässung und Trockenheit: eine komplexe wasserwirtschaftliche Problematik.* – Wiesbaden.
- HÖLZEL, N. & OTTE, A. (2003): Restoration of a species-rich flood meadow by topsoil removal and diaspore transfer with plant material. – *Appl. Veg. Sci.* 6: 131–140.
- & – (2004): Ecological significance of seed germination characteristics in flood-meadow species. – *Flora* 199: 12–24.
- ISSELSTEIN, J., JEANGROS, B. & PAVLU, V. (2005): Agronomic aspects of extensive grassland farming and biodiversity management. – *Grassland Sci. Europe* 10: 211–220.

- JANSEN, A.J.M. & ROELOFS, J.G.M. (1996): Restoration of *Cirsio-Molinietum* wet meadows by sod cutting. – *Ecol. Engineering* 7: 279–298.
- KIEHL, K., KIRMER, A., DONATH, T.W., RASRAN, L. & HÖLZEL, N. (2010): Species introduction in restoration projects – Evaluation of different techniques for the establishment of semi-natural grasslands in Central and Northwestern Europe. – *Basic Appl. Ecol.* 11: 285–299.
- KIEHL, K. & PFADENHAUER, J. (2007): Establishment and persistence of target species in newly created calcareous grassland on former arable fields. – *Plant Ecol.* 189: 31–48.
- KLEYER, M., BEKKER, R.M., KNEVEL, I.C., BAKKER, J.P., THOMPSON, K., SONNENSCHNEIN, M., POSCHLOD, P., VAN GROENENDAEL, J.M., KLIMEŠ, L., KLIMEŠOVÁ, J., KLOTZ, S., RUSCH, G.M., HERMY, M., ADRIAENS, D., BOEDELTEJE, G., BOSSUYT, B., DANNEMANN, A., ENDELS, P., GÖTZENBERGER, L., HODGSON, J.G., JACKEL, A.-K., KÜHN, I., KUNZMANN, D., OZINGA, W.A., RÖMERMANN, C., STADLER, M., SCHLEGELMILCH, J., STEENDAM, H.J., TACKENBERG, O., WILMANN, B., CORNELISSEN, J.H.C., ERIKSSON, O., GARNIER, E. & PECO, B. 2008. – The LEDA Traitbase: a database of life-history traits of the Northwest European flora. – *J. Ecol.* 96: 1266–1274.
- KLIMKOWSKA, A., VAN DIGGELEN, R., BAKKER, J.P. & GROOTJANS, A.P. (2007): Wet meadow restoration in Western Europe: A quantitative assessment of the effectiveness of several techniques. – *Biol. Conserv.* 140: 318–328.
- KUPFAHL, H.-G., MEISL, S., KÜMMERLE, E. (1972): Erläuterungen zur geologischen Karte von Hessen 1:25000 Blatt 6217 Zwingenberg an der Bergstrasse. – Hessisches Landesamt für Bodenforschung, Wiesbaden.
- LITTELL, R.C., HENRY, P.R. & AMMERMANN, C.B. (1998). Statistical analyses of repeated measures data using SAS procedures. – *J. Anim. Sci.* 76, 1216–1231.
- LITTELL, R.C., MILLIKEN, G.A., STROUP, W.W. & WOLFINGER, R.D. (2000). SAS System for mixed models. – SAS Institute Inc., Cary, NC, USA.
- MATUS, G., VERHAGEN, R., BEKKER, R.M. & GROOTJANS, A.P. (2003): Restoration of the *Cirsio dissecti-Molinietum* in The Netherlands: Can we rely on soil seed banks? – *Appl. Veg. Sci.* 6: 73–84.
- MOUNTFORD, J.O., ROY, D.B., COOPER, J.M., MANCHESTER, S. J., SWETNAM, R.D. & WARMAN, E.A. (2000): Targeting habitat restoration: methods and application to lowland wet grassland. – *Aspects Appl. Biol.* 58: 255–262.
- PATZELT, A., MAYER, F. & PFADENHAUER, J. (1997): Renaturierungsverfahren zur Etablierung von Feuchtwiesenarten. – *Verhandl. Ges. Ökologie* 27: 165–171.
- PATZELT, A., WILD, U. & PFADENHAUER, J. (2001): Restoration of wet fen meadows by topsoil removal: vegetation development and germination biology of fen species. – *Restor. Ecol.* 9: 127–136.
- RAMSEIER, D. (2000): Why remove the topsoil for fen restoration? – Influence of water table, nutrients and competitors on the establishment of four selected plant species. – *Bull. Geobot. Inst. ETH* 66: 25–35.
- ROSEF, L. (2008): Germinable soil seed banks in abandoned grasslands in central and western Norway and their significance for restoration. – *Appl. Veg. Sci.* 11: 223–230.
- ROSENTHAL, G., (2000). Zielkonzeptionen und Erfolgsbewertung von Renaturierungsversuchen in nordwestdeutschen Niedermooren anhand vegetationskundlicher und ökologischer Kriterien. – Habilitationsschrift. Universität Stuttgart: 230 S.
- SCHÜTZ, W. & RAVE, G. (1999): The effect of cold stratification and light on the seed germination of temperate sedges (*Carex*) from various habitats and implications for regenerative strategies. – *Plant Ecol.* 144: 215–230.
- THOMPSON, K., BAKKER, J. P. & BEKKER, R. (1997): The soil seed banks of North West Europe: Methodology, density and longevity. – Cambridge University Press. Cambridge.
- TALLOWIN, J.R.B. & SMITH, R.E.N. (2001): Restoration of a *Cirsio-Molinietum* fen meadow on an agriculturally improved pasture. – *Restor. Ecol.* 9: 167–178.
- VAN DUREN, I.C. & PEGTEL, D.M. (2000): Nutrient limitations in wet, drained and rewetted fen meadows: evaluation of methods and results. – *Plant and Soil* 220: 35–47.
- VAN DUREN, I.C., STRYKSTRA, R.J., GROOTJANS, A.P., TER HEERDT, G.N.J. & PEGTEL, D.M. (1998): A multidisciplinary evaluation of restoration measures in a degraded *Cirsio-Molinietum* fen meadow. – *Appl. Veg. Sci.* 1: 115–130.
- VDLUFA (1991): Methodenbuch. Band 1: Die Untersuchung von Böden. 4. ed. – Verband deutscher landwirtschaftlicher Untersuchungs- und Forschungsanstalten. Darmstadt.
- VERHAGEN, R., KLOOKER, J., BAKKER, J.P. & VAN DIGGELEN, R. (2001): Restoration success of low-production plant communities on former agricultural soils after top-soil removal. – *Appl. Veg. Sci.* 4: 75–82.

WASSEN, M.J., OLDE VENTERINK, H., LAPSHINA, E.D. & TANNEBERGER, F. (2005): Endangered plants persist under phosphorus limitation. – *Nature* 437: 547–550.

Dipl.-Biol. Marcus Fritsch, Dipl.-Biol. Juliane Drobnik¹, Dr. Christian Storm,
Prof. Dr. Angelika Schwabe-Kratochwil
Technische Universität Darmstadt, FB Biologie, Vegetationsökologie,
Schnittspahnstr. 4, D-64287 Darmstadt
E-mail: schwabe@bio.tu-darmstadt.de

Manuskript eingereicht am 19.01.2011, endgültig angenommen am 18.02.2011.

¹ jetzige Adresse: Lehrstuhl für Botanik, Fakultät für Biologie und Vorklinische Medizin, Universität Regensburg, D-93040 Regensburg.

