©Floristisch-soziologische Arbeitsgemeinschft; www.tuexenia.de; download unter www.zobodat.at

Tuexenia 25: 445–461. Göttingen 2005.

Erfassung und Bewertung der Phytodiversität ursprünglicher und neu angelegter Kalkmagerrasen der nördlichen Münchner Schotterebene

– Kathrin Kiehl und Michael Jeschke –

Zusammenfassung

Im Jahr 1993 wurde auf ehemaligen Ackerflächen in der Umgebung des Naturschutzgebiets „Garchinger Heide" mit der Neuanlage von Kalkmagerrasen begonnen. In den Jahren 2001 bis 2004 wurde der Einfluss verschiedener Renaturierungsmaßnahmen (Bodenabtrag, Mähgutübertragung) auf die Vegetation untersucht und ein Vergleich mit Referenzflächen im Naturschutzgebiet durchgeführt.

Trotz hoher P- und K-Gehalte der Böden ist der Phytomasseertrag auf Renaturierungsflächen ohne Bodenabtrag so niedrig, dass die Flächen als Magerrasen bezeichnet werden können. Sowohl die Gesamtartenzahl der Phanerogamen als auch die Anzahl der Magerrasenarten (überwiegend *Festuco-Brometea*-Arten) als Zielarten der Renaturierung sind auf Flächen mit Mähgut noch deutlich höher als auf Flächen ohne Mähgut, auf denen *Molinio-Arrhenatheretea*-Arten und Ruderalarten dominieren. Die γ-Diversität der Phanerogamen ist in den nie umgebrochenen Magerrasen der Garchinger Heide zwar niedriger, die Anzahl der Magerrasenarten aber höher als auf den Renaturierungsflächen ohne Bodenabtrag. Hinsichtlich der α-Diversität der Phanerogamen, die auf 0,01 m² bis 100 m² großen Aufnahmeflächen untersucht wurde, zeigen sich kaum signifikante Unterschiede zwischen ursprünglichen und neu angelegten Magerrasen. Die Anzahl der Magerrasenarten ist jedoch auf den meisten der untersuchten Maßstabsebenen auf den Renaturierungsflächen niedriger als im Naturschutzgebiet. Bei den Kryptogamen ist bei gleicher γ-Diversität sowohl die α-Diversität als auch die Anzahl der Magerrasenarten in den ursprünglichen Magerrasen höher als in den neu angelegten.

Die Ergebnisse zeigen, dass die Ermittlung von Artenzahlen ohne Angaben zur Artenzusammensetzung oder zur Anwesenheit von Zielarten nicht ausreicht, um den Erfolg von Naturschutz- und Renaturierungsmaßnahmen zu beurteilen. Die Magerrasenarten als Zielarten der Renaturierung sind dagegen gut als Indikatorartengruppe im Rahmen von Erfolgskontrollen geeignet.

Abstract: Phytodiversity of ancient and newly created calcareous grasslands in the northern Munich gravel plain

In 1993, a project on restoration of calcareous grasslands on former arable fields was started in the vicinity of the "Garchinger Heide" nature reserve. The effect of different restoration measures (top-soil removal, hay transfer) on vegetation was studied from 2001 to 2004 in comparison to reference sites in the nature reserve.

In spite of the high P and K contents of the soil, aboveground standing crop on sites without soil removal did not exceed the threshold for low-productivity grasslands. Both, total species richness of phanerogams and the number of typical calcareous grassland species (mainly of the class *Festuco-Brometea*) as target species were higher on plots which had received diaspore-containing hay in 1993 than on plots without hay where vegetation was dominated by *Molinio-Arrhenatheretea* species and ruderals. The α-diversity of phanerogams was lower but the number of calcareous grassland species was higher in ancient grasslands than on restoration fields without soil removal. The α-diversity of phanerogams studied on 0.01 m² to 100 m² plots hardly differed between ancient and newly created grasslands. The number of calcareous grassland species, however, was significantly lower on restoration fields than in the nature reserve on most of the investigated scales. The γ-diversity of cryptogams was similar but both α-diversity as well as the number of cryptogams typical for calcareous grasslands were higher in ancient grasslands than on restoration fields.

Our results show that the assessment of species richness alone, without information about species composition or presence of target species, is not sufficient for the evaluation of conservation and restoration success. Instead, typical calcareous grassland species represent a suitable indicator-species group for evaluation purposes.

Keywords: calcareous grassland, diversity, evaluation, restoration, species-area curve, vegetation.

©Floristisch-soziologische Arbeitsgemeinschft; www.tuexenia.de; download unter www.zobodat.at

1. Einleitung

Artenreiche Kalkmagerrasen gehören heute zu den am stärksten gefährdeten Lebensräumen Mitteleuropas (QUINGER et al. 1994, FISCHER & STÖCKLIN 1997, WALLIS-DEVRIES et al. 2002). In der nördlichen Münchner Schotterebene wurde der größte Teil der ursprünglich etwa 15.000 ha großen „Grasheiden" im Verlauf des 20. Jahrhunderts umgebrochen und intensiv als Acker genutzt (PFADENHAUER et al. 2000, PFADENHAUER 2001). 1993 wurde im Rahmen des Erprobungs- und Entwicklungsvorhabens (E+E-Vorhaben) „Sicherung und Entwicklung der Heiden im Norden von München" mit der Neuanlage von Kalkmagerrasen auf ehemaligen Ackerflächen in der Umgebung des Naturschutzgebiets „Garchinger Heide" begonnen (PFADENHAUER & KIEHL 2003b). Von 1993 bis 2002 wurde der Einfluss unterschiedlicher Renaturierungsverfahren (z. B. Bodenabtrag, Mähgutübertragung) auf Vegetation, Fauna und Großpilze untersucht (PFADENHAUER & KIEHL 2003a). Der Einfluss des Bodenabtrags und der Mähgutübertragung auf die Vegetation wurde dabei vor allem durch den Vergleich unterschiedlich behandelter Renaturierungsflächen ermittelt (THORMANN et al. 2003). Ein direkter Vergleich der neu angelegten Kalkmagerrasen mit Referenzflächen im Naturschutzgebiet Garchinger Heide hinsichtlich der Phytodiversität fand bislang nicht statt.

Für die Bewertung des Erfolgs von Naturschutz- und Renaturierungsmaßnahmen ist die Erfassung von Artenzahlen häufig nicht ausreichend (MORTIMER et al. 1998; DUELLI & OBRIST 2003). Ausgehend von Referenzflächen mit der angestrebten Artenzusammensetzung der Vegetation ist es deshalb sinnvoll, Zielarten oder Zielartengruppen zu definieren (BAKKER et al. 2000). Werden vor allem seltene und gefährdete Arten als Zielarten definiert, so ist eine Erfolgskontrolle erschwert, weil diese Arten selbst an Referenzstandorten häufig zu selten sind, um sie fundiert zu untersuchen. Besser als Zielarten geeignet sind deshalb Arten, die typisch für die wieder herzustellende Zielvegetation sind (z. B. ROSENTHAL 2003).

Ziel der vorliegenden Untersuchung ist, die Phytodiversität ursprünglicher und neu angelegter Kalkmagerrasen auf unterschiedlichen Maßstabsebenen mit Hilfe unterschiedlicher Diversitätsparameter zu vergleichen. Dabei sollen folgende Fragen beantwortet werden:

– Welchen Einfluss haben Bodenabtrag und Mähgutübertragung auf die langfristige Entwicklung der Phytodiversität neu angelegter Kalkmagerrasen?

– Wie unterscheiden sich ursprüngliche und neu angelegte Kalkmagerrasen hinsichtlich der Diversität von Phanerogamen und Kryptogamen auf verschiedenen Maßstabsebenen?

– Welche Phytodiversitätsparameter eignen sich am besten für die Bewertung des Renaturierungserfolgs?

2. Untersuchungsgebiet

Das Naturschutzgebiet „Garchinger Heide" ist ein Relikt der ehemals ausgedehnten Grasheiden in der nördlichen Münchner Schotterebene (48°18′ N, 11°39′ E, 469 Meter über NN). Bei den Böden des Gebiets handelt es sich um Pararendzinen, die aus karbonatreichen Schmelzwasserschottern des Würm-Hoch- und Spätglazials entstanden sind (FETZER et al. 1986). Die Vegetation des Naturschutzgebiets zeichnet sich durch eine einmalige Kombination submediterraner Arten (z. B. *Anthericum ramosum, Asperula cynanchica, Helianthemum nummularium*), dealpiner Arten (z. B. *Biscutella laevigata, Gentiana clusii, Globularia cordifolia*) und kontinentaler Steppenrasenarten wie z. B. *Adonis vernalis, Pulsatilla patens* und *Scorzonera purpurea* aus (PFADENHAUER & LIEBERMANN 1986, LIPPERT 1989). Nach KORNECK et al. (1993) ist die Vegetation der Garchinger Heide überwiegend dem *Adonido-Brachypodietum pinnati* (Libb. 1933) Krausch 1961 zuzuordnen. Auf 27 ha kommen hier etwa 220 Phanerogamenarten vor, von denen ca. 25 % auf der Roten Liste Bayerns stehen (AHLMER & SCHEUERER 2003). Im Naturschutzgebiet können drei Lebensräume unterschieden werden: 1. „Altheide" (Foto 1, ursprüngliche, nie umgebrochene oder aufgedüngte Kalkmagerrasen); 2. „ehemaliger Acker" (Aufgabe der Bewirtschaftung

©Floristisch-soziologische Arbeitsgemeinschaft; www.tuexenia.de; download unter www.zobodat.at

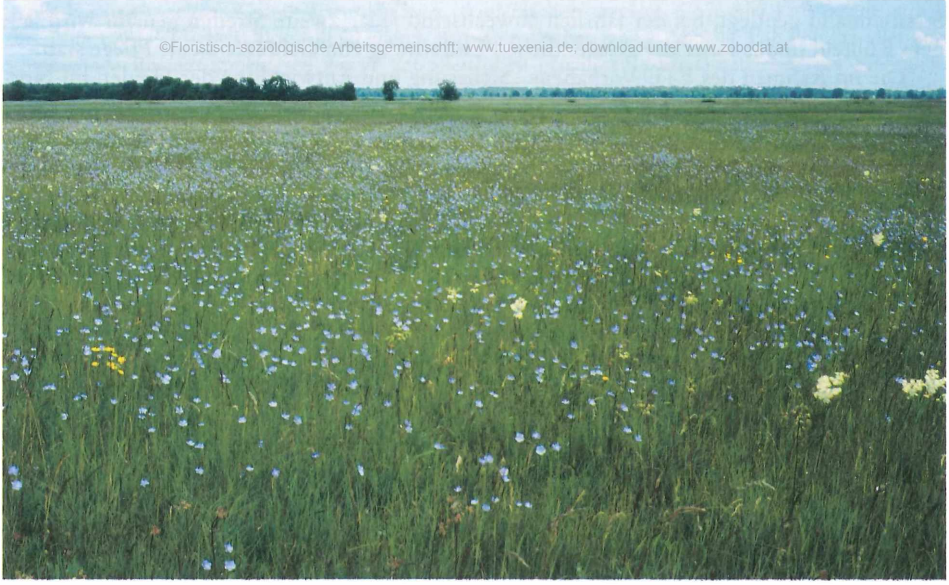


Foto 1: Vegetation der ursprünglichen Kalkmagerrasen („Altheide") im Naturschutzgebiet „Garchinger Heide" zur Blütezeit von *Linum perenne* im Jahr 2002. Foto: K. Kiehl.



Foto 2: Durch Mähgutübertragung im Jahr 1993 neu angelegte Kalkmagerrasen auf ehemaligen Ackerflächen in der Umgebung des Naturschutzgebietes „Garchinger Heide" im Jahr 2002. Im Vordergrund: Flurstück 506A (Bodenabtrag 1993), u.a. mit *Dorycnium germanicum, Hippocrepis comosa* und *Helianthemum nummularium*. Im Hintergrund (ab Bildmitte): Flurstück 506 (ohne Bodenabtrag). Foto: K. Kiehl.

©Floristisch-soziologische Arbeitsgemeinschaft; www.tuexenia.de; download unter www.zobodat.at

1959); 3. „Rollfeld" (Bodenabtrag 1945 zur Anlage eine Landebahn für Flugzeuge, die aber nie benutzt wurde). Die Altheide und der ehemalige Acker werden seit 1993 durch eine Streifenmahd gepflegt, bei der jährlich abwechselnd jeder zweite Streifen gemäht wird; auf dem Rollfeld findet außer der gelegentlichen Entfernung von Gehölzen keine Pflege statt.

Die im Rahmen des E+E-Vorhabens „Sicherung und Entwicklung der Heiden im Norden von München" neu angelegten Kalkmagerrasen auf ehemaligen Ackerflächen werden bei PFADENHAUER & KIEHL (2003b) beschrieben. In der vorliegenden Arbeit werden Daten von Renaturierungsflächen (Foto 2) verwendet, die direkt an die Garchinger Heide angrenzen und bis 1992 als Acker bewirtschaftet wurden. Auf dem Flurstück 506A wurde 1993 der nährstoffreiche Oberboden bis 40 cm Tiefe abgetragen. Die nebeneinander liegenden Flurstücke ohne Bodenabtrag (506 und 508) werden im Folgenden als Flurstück 506/508 zusammengefasst. Sowohl auf dem Flurstück mit als auch auf den Flurstücken ohne Bodenabtrag wurde zwischen Ende Juli und Ende August 1993 in Teilbereichen frisch geerntetes Mähgut aus dem Naturschutzgebiet ausgebracht (PFADENHAUER & MILLER 2000).

Auf den Flurstücken werden unterschiedliche Pflegemaßnahmen (z. B. einschürige oder zweischürige Mahd, Mulchen) durchgeführt, deren Einfluss aber bis jetzt im Vergleich zu Bodenabtrag und Mähgutauftrag nur sehr gering ist (THORMANN et al. 2003). Der Einfluss der Pflege wird deshalb im Folgenden nicht dargestellt.

3. Methoden

3.1. Vegetationskundliche Untersuchungen

Die Anzahl aller vorkommenden Phanerogamenarten auf den Flurstücken 506/508 und 506A wurde im Jahr 2001 getrennt für die Varianten mit und ohne Mähgut ermittelt. Dabei wurden zunächst alle Arten, die in diesem Jahr in den Vegetationsaufnahmen auf Dauerflächen (s. THORMANN et al. 2003) ermittelt wurden, aufsummiert. Zusätzlich fand im Juli 2001 eine Begehung statt, bei der alle weiteren Phanerogamenarten für die jeweiligen Flurstücke und Mähgutvarianten notiert wurden.

Im Jahr 2003 wurden auf den Mähgutflächen der Flurstücke 506/508 und 506A sowie in den drei Teilbereichen Altheide, ehemaliger Acker und Rollfeld im Naturschutzgebiet „Garchinger Heide" Vegetationsaufnahmen auf verschiedenen Maßstabsebenen durchgeführt. Das Untersuchungsdesign bezog die bereits vorhandenen Dauerflächen des E+E-Vorhabens mit ein, bei denen sich jeweils fünf Flächen von 4 m² Größe innerhalb einer 36 m² großen Dauerfläche befanden (THORMANN et al.

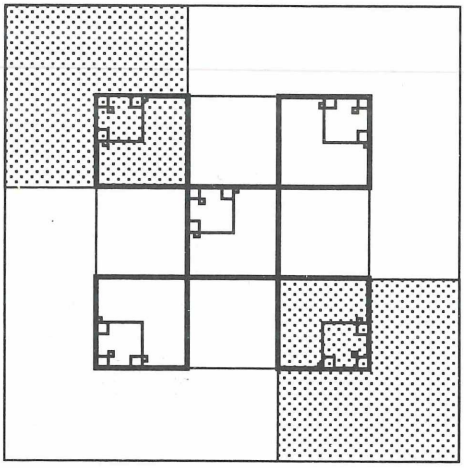


Abb. 1: Anordnung der Aufnahmeflächen von 16 m² (gerastert) und 4 m² (fett umrandet) Größe innerhalb einer 100 m²-Fläche (vgl. 3.1). Innerhalb der fünf 4 m²-Flächen liegen die Aufnahmeflächen von 1 m², 0,0625 m² und 0,01 m² Größe.

©Floristisch-soziologische Arbeitsgemeinschft; www.tuexenia.de; download unter www.zobodat.at

2003). Innerhalb der 4 m²-Flächen wurden jeweils eine 1 m²-Fläche sowie – um die größere Variabilität der Artenzahlen auf kleinen Flächen zu berücksichtigen – je drei 0,0625 m² (=1/16 m²) und drei 0,01 m² große Flächen angelegt. Weiterhin wurden zwei 16 m²-Flächen angelegt, die je eine 4 m²-Fläche enthalten. Eine 100 m²-Fläche schloss alle kleineren Aufnahmeflächen ein (s. Abb. 1). Die Präsenz aller vorkommenden Phanerogamenarten wurde auf allen oben genannten Aufnahmeflächen der Flurstücke 506/508 (mit Mähgut, zweischürige Mahd) und 506A (mit Mähgut) sowie in den drei Teilbereichen der Garchinger Heide ermittelt. Auf allen Flächen ohne Bodenabtrag wurde auch die Präsenz der Kryptogamenarten bestimmt. Dabei handelt es sich vor allem um Moose sowie um eine Flechtenart (*Cladonia furcata*); Pteridophyta wurden im Rahmen der Untersuchung nicht gefunden. Die Artenlisten der Kryptogamen auf Bodenabtragsflächen waren zum Zeitpunkt der Manuskripterstellung noch nicht vollständig, so dass auf die Darstellung verzichtet werden muss.

In den drei Teilbereichen des Naturschutzgebiets, sowie auf den Flurstücken 506/508 und 506A wurden insgesamt je 4 Flächen à 100 m², 8 Flächen à 16 m² sowie 20 Flächen à 4 m² und à 1 m² aufgenommen. Die Werte der je drei 0,0625 m²- und 0,01 m²-Flächen pro 1 m²-Fläche wurden gemittelt, so dass für die statistische Auswertung (s. 3.3) ebenfalls jeweils n=20 verwendet wurde. Auf dem Flurstück 506/508 und dem ehemaligen Acker des Naturschutzgebiets wurde jeweils die Hälfte der Flächen im Jahr 2004 aufgenommen.

3.2. Bodenkundliche Untersuchungen und Bestimmung der Phytomasse

Im Jahr 2000 wurden Bodenuntersuchungen in den Böden der Flurstücke 506/508 (ohne Bodenabtrag) und 506A (mit Bodenabtrag) im Vergleich zur Garchinger Heide durchgeführt. Dabei wurden auf den Renaturierungsflächen pro Renaturierungs- und Managementvariante in 0–10 cm Bodentiefe Mischproben des Feinbodens aus je vier Einzelproben genommen und bei 60 °C getrocknet (s. KIEHL et al. 2003). Außerdem wurden im Naturschutzgebiet Garchinger Heide im Bereich des Rollfeldes und der Altheide jeweils fünf Bodenproben genommen und auf die gleiche Weise behandelt. Der pH-Wert wurde in $CaCl_2$-Lösung gemessen. Der Gehalt an Gesamt-N wurde mit Hilfe eines Elementaranalysers (VarioEL) im CN-Modus analysiert. Außerdem wurden die Gehalte an CAL-austauschbarem P_2O_5 und K_2O analysiert (VDLUFA 1991). Die Ergebnisse der Nährstoffuntersuchungen beziehen sich jeweils auf den trockenen Feinboden (s. KIEHL et al. 2003).

Im Jahr 2002 wurde im Zeitraum von Mitte bis Ende Juli die oberirdische Phytomasse auf den Flurstücken 506, 508 und 506A sowie in den drei Teilbereichen der Garchinger Heide bestimmt. Dabei wurde je Flurstück bzw. Teilbereich auf zehn 0,0625 m² großen Flächen das gesamte Pflanzenmaterial etwa 3–4 cm über der Bodenoberfläche abgeschnitten und bei 60° C bis zur Gewichtskonstanz getrocknet und gewogen (s. KIEHL et al. 2003).

3.3. Datenauswertung

Für alle Aufnahmeflächen wurde die Anzahl der Phanerogamenarten ermittelt. Für alle Flächen ohne Bodenabtrag wurde zusätzlich die Anzahl der Kryptogamen sowie aller vorkommenden Pflanzenarten (Phanerogamen und Kryptogamen) bestimmt. Bei diesen Artenzahlen handelt es sich also um die α-Diversität der Vegetation auf verschiedenen Maßstabsebenen (WHITTAKER 1972). Die halblogarithmische Darstellung, die ein direktes Ablesen der Artenzahlen aus den Grafiken ermöglicht, war für die Daten der vorliegenden Untersuchung am übersichtlichsten. Zur Abschätzung der γ-Diversität der Phanerogamen wurden die Artenlisten der jeweils vier 100 m² großen Aufnahmeflächen für jedes Flurstück bzw. jeden Teilbereich der Garchinger Heide entsprechend dem Vorschlag von WHITTAKER (1972) zusammengeführt. Auf diese Weise beschreibt die γ-Diversität zwar nicht die Gesamtartenzahl der Gebiete, aufgrund der gleichen Bezugsflächengröße ist aber ein direkter Vergleich der Werte möglich. Auch die Ermittlung der β-Diversität zur Charakterisierung der Unterschiede in der Verteilung der Arten in der Vegetation kann so standardisiert werden. Da die β-Diversität der Phanerogamen und der Kryptogamen in der vorliegenden Untersuchung lediglich als Maß für die Heterogenität der Vegetation verwendet wird und nicht zur Charakterisierung des Artenwechsels entlang von Gradienten, wurde sie für die kleinsten Untersuchungsflächen (0,01 m²) als Quotient aus α-Diversität (Mittelwert) und γ-Diversität berechnet (nach WHITTAKER 1972, vgl. WILSON & SHMIDA 1984, VELLEND 2001).

Für Phanerogamen und Kryptogamen wurde die Anzahl magerrasentypischer Arten, die Zielarten des Naturschutzes und der Renaturierung darstellen, ermittelt. Bei den Phanerogamen umfassen diese „Magerrasenarten" vor allem Arten der Klasse *Festuco-Brometea* Br.-Bl. et Tx. 1943 (nach OBERDORFER 1994). Auch einzelne Arten der Klassen *Sedo-Scleranthetea* Br.-Bl. 1955 und *Trifolio-Geranietea* Th. Müller 1961, die typisch für die Kalkmagerrasenarten der Garchinger Heide sind, wurden in diese

©Floristisch-soziologische Arbeitsgemeinschft; www.tuexenia.de; download unter www.zobodat.at

Gruppe eingeordnet. Für den Vergleich der Gesamtartenzahlen der Mähgut- und Bodenabtragsvarianten und für die nähere Analyse der γ-Diversität wurde außerdem die Anzahl der Phanerogamenarten, die ihren Verbreitungsschwerpunkt im Wirtschaftsgrünland (Klasse *Molinio-Arrhenatheretea* Tx 1937) haben, und die der „Ruderalarten" ermittelt. In der Gruppe „Ruderalarten" wurden alle bezüglich des Rentaurierungsziels unerwünschten Arten zusammengefasst, bei denen es sich vor allem um Arten der Klassen *Chenopodietea* Br-Bl. 1951, *Artemisietea* Prsg. et Tx. 1950, *Secalietea* Br.-Bl. 1951 und vereinzelt auch um Pioniergehölze handelt.

Die Zuordnung der Magerrasenarten unter den Kryptogamen erfolgte anhand der ökologischen Beschreibungen in NEBEL & PHILIPPI (2001, 2002) unter Verwendung der soziologischen Gruppen nach MARSTALLER (1993). Als magerrasentypische Kryptogamen wurden Arten des Verbandes *Abietinellion* Giac. ex Neum. 1971 und der Gesellschaft *Tortelletum inclinatae* Stod. 1937 definiert. Die Anzahl der magerrasentypischen Phanerogamen und Kryptogamen wurde aufsummiert, um die Anzahl aller Magerrasenarten zu ermitteln.

Bei der statistischen Auswertung der α-Diversität wurden die Daten für jede Gruppe (Phanerogamen, Kryptogamen, alle Pflanzen) und jede Maßstabsebene getrennt ausgewertet. Zur statistischen Überprüfung der Unterschiede zwischen den Artenzahlen der Teilgebiete des Naturschutzgebiets und der Renaturierungsflächen wurde nach Berechnung einer Kruskal-Wallis-ANOVA ein nichtparametrischer multipler Mittelwertvergleich durchgeführt (nach SIEGEL & CASTELLAN 1988, dargestellt in STATSOFT 2004).

4. Ergebnisse

4.1. Bodeneigenschaften und Phytomasse

Die Ergebnisse der Bodenuntersuchungen zeigen, dass die Gehalte an CAL-austauschbarem P_2O_5 und K_2O auf den Renaturierungsflächen ohne Bodenabtrag gegenüber dem Naturschutzgebiet um ein Vielfaches erhöht sind (Tab. 1). Innerhalb des Naturschutzgebiets sind die Phosphat- und Kaliumgehalte in den Böden des bis 1959 bewirtschafteten Ackers noch höher als in den Böden der Altheide und des Rollfeldes. Die Gesamtstickstoffgehalte der Böden sind in den neu angelegten Kalkmagerrasen etwas niedriger als im Naturschutzgebiet. Der Bodenabtrag im Jahr 1993 führte zu einer starken Reduktion der Bodennährstoffgehalte.

Hinsichtlich der oberirdischen Phytomasse können im Jahr 2002 keine Unterschiede zwischen den Renaturierungsflächen ohne Bodenabtrag, der Altheide und dem ehemaligen Acker des Naturschutzgebiets festgestellt werden (Tab. 1). Auch die deutlich niedrigeren Werte des Rollfeldes und der neu angelegten Bodenabtragsflächen unterscheiden sich nicht voneinander.

Tab. 1: pH-Wert und Nährstoffgehalte der Böden im Jahr 2000 und oberirdische Phytomasse im Jahr 2002 auf Flächen mit und ohne Bodenabtrag im Naturschutzgebiet Garchinger Heide (GH) und auf Renaturierungsflächen (RF). Dargestellt sind Mittelwerte ± 1 Standardabweichung.

Gebiet	Teilbereich / Flurstück	Bodenabtrag [Jahr]	pH-Wert	N_{ges} [%]	P_2O_5 [mg/100g]	K_2O [mg/100g]	Phytomasse [g/m²]
GH	Altheide		6,3 ± 0,2	0,52 ± 0,07	1,6 ± 0,6	3,6 ± 1,1	250 ± 65
GH	-1959 Acker		7,1 [1)]	0,66 [1)]	4,6 ± 0,6 [2)]	20,0 ± 1,5 [2)]	286 ± 18
GH	Rollfeld	1945	7,1 ± 0,2	0,51 ± 0,11	1,2 ± 0,5	5,2 ± 0,5	65 ± 27
RF	506		6,9 ± 0,1	0,43 ± 0,06	45,4 ± 5,6	53,1 ± 7,3	257 ± 80
RF	508		6,9 ± 0,1	0,43 ± 0,02	47,6 ± 4,1	52,0 ± 6,0	285 ± 82
RF	506A	1993	7,1 ± 0,1	0,09 ± 0,07	3,3 ± 0,5	3,5 ± 2,1	48 ± 24

1) Quinger 1992 2) Miller & Pfadenhauer 1997

©Floristisch-soziologische Arbeitsgemeinschft; www.tuexenia.de; download unter www.zobodat.at

4.2. Gesamtartenzahl der Phanerogamen auf den Renaturierungsflächen

Für insgesamt 92 der etwa 220 Phanerogamenarten der Garchinger Heide konnte während des Zeitraums von 1994 bis 1998 eine erfolgreiche Übertragung durch das Mähgut vom Naturschutzgebiet auf die Renaturierungsflächen nachgewiesen werden (PFADENHAUER & MILLER 2000, KIEHL et al. 2004 Mskr.). Im Jahr 2001 wurden auf den neu angelegten Magerrasen insgesamt 93 Arten aus der Garchinger Heide ermittelt, bei denen es sich zum überwiegenden Teil (69 Arten) um Magerrasenarten handelte, außerdem aber auch um 19 *Molinio-Arrhenatheretea*-Arten und 5 Ruderalarten (Angaben für alle Flurstücke gemeinsam).

Auf Renaturierungsflächen ohne Mähgut ist der Anteil der Magerrasenarten an der Anzahl aller dort vorkommenden Phanerogamen am niedrigsten (Abb. 2). Viele Magerrasenarten kommen auf diesen Flächen bislang mit nur wenigen Exemplaren vor. Die Mähgutübertragung führt zu einer deutlichen Erhöhung der Anzahl der Magerrasenarten und damit auch der Gesamtartenzahlen. Auf den Bodenabtragsflächen, sind die Gesamtartenzahlen aufgrund der geringeren Anzahl der *Molinio-Arrhenatheretea*-Arten und Ruderalarten zwar niedriger als auf den Flächen ohne Bodenabtrag, die Anzahl der Magerrasenarten ist aber trotz der geringeren Größe der Abtragsflächen höher (Abb. 2).

4.3. Gamma-Diversität auf Renaturierungsflächen und im Naturschutzgebiet

Die γ-Diversität der Phanerogamen ist in den ursprünglichen Magerrasen der Altheide aufgrund des geringeren Anteils an *Molinio-Arrhenatheretea*-Arten und Ruderalarten niedriger als auf den Renaturierungsflächen ohne Bodenabtrag und dem ehemaligen Acker des Naturschutzgebiets (Abb. 3). Dagegen ist die Anzahl der Magerrasenarten in der Altheide am höchsten. Auf den Bodenabtragsflächen ist der Unterschied zwischen den Flächen des Naturschutzgebiets und den neu angelegten Magerrasen weniger ausgeprägt. Auch hier ist die γ-Diversität der Phanerogamen auf den Renaturierungsflächen aufgrund der höheren Anzahl an *Molinio-Arrhenatheretea*-Arten und Ruderalarten höher als im Naturschutzgebiet. Hinsichtlich der γ-Diversität der Kryptogamen zeigen sich kaum Unterschiede. In der Altheide und auf dem Flurstück 506/508 (ohne Bodenabtrag) kommen jeweils 14 Kryptogamenarten vor, auf dem ehemaligen Acker des Naturschutzgebiets 15 Arten. Auf allen Flächen wachsen jeweils fünf magerrasentypische Kryptogamenarten (Definition s. 3.3).

4.4. Artenzahl-Areal-Beziehungen (α-Diversität auf verschiedenen Maßstabsebenen)

Die Artenzahl-Areal-Kurven der Phanerogamen verlaufen für alle Untersuchungsflächen im Naturschutzgebiet Garchinger Heide und auf den Renaturierungsflächen nahezu parallel (Abb. 4). Bei Flächengrößen von 4 m² bis 100 m² treten keine signifikanten Unterschiede auf. Bei Aufnahmeflächen von 1 m² Größe ist die α-Diversität der Phanerogamen der neu angelegten Bodenabtragsflächen jedoch niedriger als auf dem Rollfeld und bei Flächengrößen < 1 m² signifikant niedriger als auf allen anderen Untersuchungsflächen. Bei den Flächen ohne Bodenabtrag zeigen sich dagegen keine signifikanten Unterschiede. Die Artenzahl-Areal-Kurven für die Magerrasenarten unter den Phanerogamen unterscheiden sich dagegen deutlich zwischen den neu angelegten Magerrasen und den Flächen in der Garchinger Heide (Abb. 4, Tab. 2). Bei Aufnahmeflächen von 1 m² bis 100 m² Größe ist die Anzahl der Magerrasenarten auf dem Flurstück 506/508 (ohne Bodenabtrag) signifikant am niedrigsten. Bei Aufnahmeflächen ≤ 4 m² unterscheidet sich auch die Anzahl der Magerrasenarten der 1993 angelegten Bodenabtragsflächen signifikant von den Werten des Rollfeldes. Auf allen Maßstabsebenen ist sowohl die Artenzahl als auch die Anzahl der Magerrasenarten auf dem Rollfeld am höchsten.

Die Artenzahl-Areal-Kurven der Kryptogamen unterscheiden sich auf Flächen ohne Bodenabtrag deutlich zwischen den neu angelegten Magerrasen und den Flächen im Naturschutzgebiet (Abb. 4). Bei der Betrachtung aller Kryptogamenarten ist die Anzahl der Arten auf Flächen von 0,01 m² bis 4 m² Größe in den neu angelegten Magerrasen signifikant niedriger als in der Altheide (Tab. 3). Die Werte des ehemaligen Ackers im Naturschutzgebiet

©Floristisch-soziologische Arbeitsgemeinschft; www.tuexenia.de; download unter www.zobodat.at

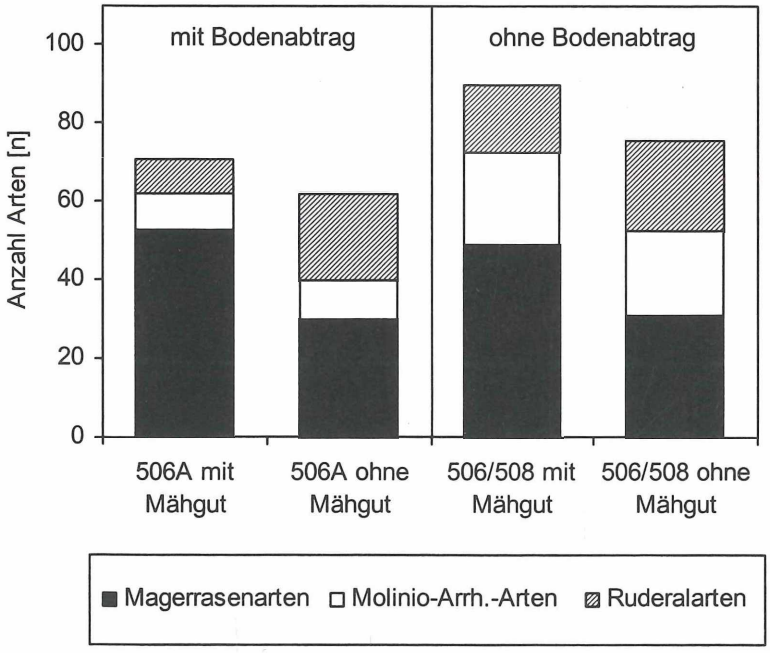


Abb. 2: Einfluss von Bodenabtrag und Mähgutübertragung auf die Anzahl aller vorkommenden Phanerogamenarten unterteilt nach Magerrasenarten, *Molinio-Arrhenatheretea*-Arten und Ruderalarten (Definition s. 3.3) auf den Flurstücken 506/508 und 506A im Jahr 2001. Die Größe der Flächen liegt zwischen 0,5 ha (Mähgutflächen mit Bodenabtrag) und 1,6 ha (Mähgutflächen ohne Bodenabtrag) (vgl. PFADENHAUER & KIEHL 2003b).

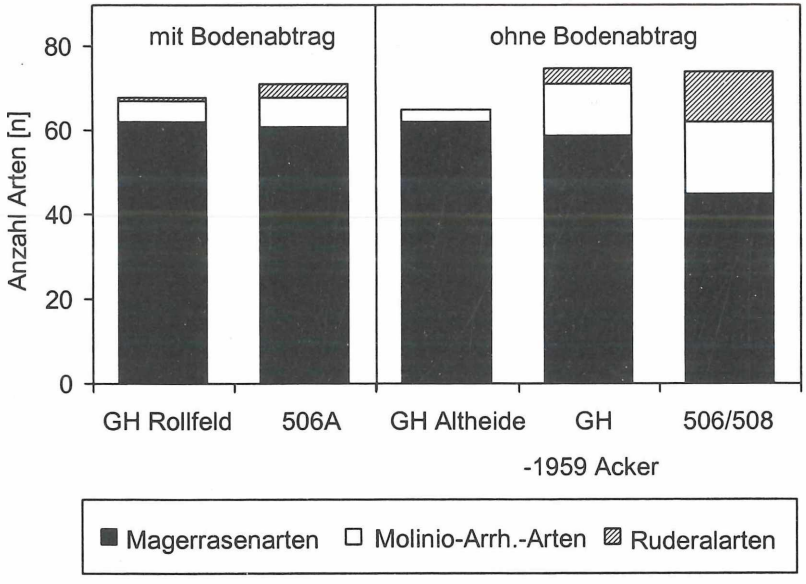


Abb. 3: Gamma-Diversität (aufsummierte Artenzahl der vier 100 m²-Flächen) der Phanerogamen unterteilt nach Magerrasenarten, *Molinio-Arrhenatheretea*-Arten und Ruderalarten (Definition s. 3.3) auf Flächen mit und ohne Bodenabtrag im Naturschutzgebiet Garchinger Heide (GH) im Vergleich zu den Renaturierungsflächen (Flurstücke 506/508 und 506A) im Jahr 2003.

©Floristisch-soziologische Arbeitsgemeinschft; www.tuexenia.de; download unter www.zobodat.at

Tab. 2: Anzahl der magerrasentypischen Phanerogamenarten bei unterschiedlichen Aufnahmeflächengrößen auf Flächen mit und ohne Bodenabtrag im Naturschutzgebiet Garchinger Heide und auf dem Flurstück 506/508 (mit Mähgut, 2-schürige Mahd). Gleiche Buchstaben bedeuten, dass Unterschiede nicht signifikant sind (nichtparametrischer multipler Mittelwertvergleich; gilt jeweils zeilenweise).

	mit Bodenabtrag		ohne Bodenabtrag		
Flächengröße [m²]	GH Rollfeld	Flurstück 506A	Altheide	-1959 Acker	Flurstück 506/508
0,01	5,9 a	3,1 c	4,7 ab	5,0 ab	2,8 c
0,0625	9,2 a	5,5 c	7,9 ab	7,8 ab	6,0 c
1	19,9 a	14,5 bc	17,1 ab	15,6 b	11,7 c
4	25,2 a	21,3 b	22,5 ab	20,4 bc	16,0 c
16	28,6 a	25,3 ab	26,0 ab	23,9 ab	19,6 b
100	43,3 a	39,0 ab	38,8 ab	35,3 ab	27,3 b

Tab. 3: Artenzahl der Kryptogamen sowie der magerrasentypischen Kryptogamen bei unterschiedlichen Aufnahmeflächengrößen auf Flächen ohne Bodenabtrag im Naturschutzgebiet Garchinger Heide und auf dem Flurstück 506/508 (mit Mähgut, 2-schürige Mahd). Gleiche Buchstaben bedeuten, dass Unterschiede nicht signifikant sind (nichtparametrischer multipler Mittelwertvergleich, innerhalb einer Zeile für jede Artengruppe extra zu lesen).

	alle Kryptogamen			magerrasentypische Kryptogamen		
Flächengröße	Altheide	-1959 Acker	Flurstück 506/508	Altheide	-1959 Acker	Flurstück 506/508
0,01	2,6 a	2,5 a	1,8 b	1,6 a	1,7 a	0,6 b
0,0625	3,9 a	3,6 a	2,3 b	2,4 a	2,3 a	0,8 b
1	6,8 a	5,1 b	4,3 b	3,7 a	3,1 ab	1,9 b
4	7,6 a	6,1 ab	5,3 b	3,9 a	3,6 ab	2,5 b
16	7,9 a	6,3 a	5,5 a	4,3 a	3,9 a	2,9 a
100	9,5 a	9,0 a	8,5 a	4,8 a	4,8 a	4,8 a

©Floristisch-soziologische Arbeitsgemeinschft; www.tuexenia.de; download unter www.zobodat.at

Tab. 4: Anzahl aller Pflanzenarten sowie der Magerrasenarten (jeweils Phanerogamen und Kryptogamen) bei unterschiedlichen Aufnahmeflächengrößen auf Flächen ohne Bodenabtrag im Naturschutzgebiet Garchinger Heide und auf dem Flurstück 506/508 (mit Mähgut, 2-schürige Mahd). Gleiche Buchstaben bedeuten, dass Unterschiede nicht signifikant sind (nichtparametrischer multipler Mittelwertvergleich; innerhalb einer Zeile für jede Artengruppe extra zu lesen).

	alle Pflanzenarten			alle Magerrasenarten		
Flächengröße	Altheide	-1959 Acker	Flurstück 506/508	Altheide	-1959 Acker	Flurstück 506/508
0,01	7,3 a	8,0 a	6,4 b	6,4 a	6,7 a	3,3 b
0,0625	11,9 a	12,2 a	11,6 a	10,3 a	10,1 a	6,9 b
1	24,2 a	23,2 a	21,7 a	20,8 a	18,7 a	13,6 b
4	30,6 a	30,5 a	29,2 a	26,4 a	24,0 a	18,5 b
16	34,4 a	33,8 a	34,1 a	30,3 a	27,8 ab	22,5 b
100	49,8 a	52,0 a	51,8 a	43,5 a	40,0 ab	32,0 b

liegen jeweils dazwischen und sind nur auf den kleinsten Aufnahmeflächen (0,01 m², 0,0625 m²) signifikant höher als auf dem Flurstück 506/508. Auch die Anzahl der magerrasentypischen Kryptogamen ist auf Flächen ≤ 4 m² in den neu angelegten Magerrasen signifikant niedriger als im Naturschutzgebiet. Bei Flächengrößen ≥ 16 m² konnten keine signifikanten Unterschiede mehr festgestellt werden.

Bei den Artenzahlen aller Pflanzenarten (Phanerogamen und Kryptogamen) zeigen sich auf den meisten der untersuchten Maßstabsebenen kaum Unterschiede zwischen den Renaturierungsflächen ohne Bodenabtrag und den Flächen im Naturschutzgebiet (Abb. 4). Lediglich auf den 0,01 m²-Flächen ist die α-Diversität der Vegetation auf dem Flurstück 506/508 signifikant niedriger als in beiden Teilgebieten des Naturschutzgebiets (Tab. 4). Die Anzahl der Magerrasenarten ist dagegen auf allen Maßstabsebenen in den neu angelegten Magerrasen signifikant niedriger als in der Altheide und auf Flächen ≤ 4 m² auch signifikant niedriger als auf dem ehemaligen Acker des Naturschutzgebiets.

4.5. Beta-Diversität

Die β-Diversität der Phanerogamen ist in den neu angelegten Magerrasen größer als in der Altheide und auf dem Rollfeld (Abb. 5). Dabei weisen die neu angelegten Bodenabtragsflächen kleinräumig die heterogenste Vegetation mit der höchsten β-Diversität auf. Auf dem Rollfeld ist die β-Diversität der Phanerogamen dagegen am niedrigsten. Die β-Diversität der Kryptogamen ist generell niedriger als die der Phanerogamen (Abb. 5). Sie ist in den neu angelegten Magerrasen aber ebenfalls höher als im Naturschutzgebiet.

5. Diskussion

5.1. Erfassung und Bewertung der Phytodiversität

Die Ergebnisse unserer Untersuchung zeigen, dass die Ermittlung von Artenzahlen sowohl bei der α-Diversität als auch bei der γ-Diversität ohne Angaben zur Artenzusammensetzung oder zur Anwesenheit von Zielarten nicht ausreicht, um den Erfolg von Naturschutz- und Renaturierungsmaßnahmen zu beurteilen. Auch MORTIMER et al. (1998) weisen auf die Bedeutung der Identität von Arten für die Bewertung von Renaturierungsverfahren hin. In der vorliegenden Arbeit spiegelt die Anzahl der Magerrasenarten als Ziel-

©Floristisch-soziologische Arbeitsgemeinschft; www.tuexenia.de; download unter www.zobodat.at

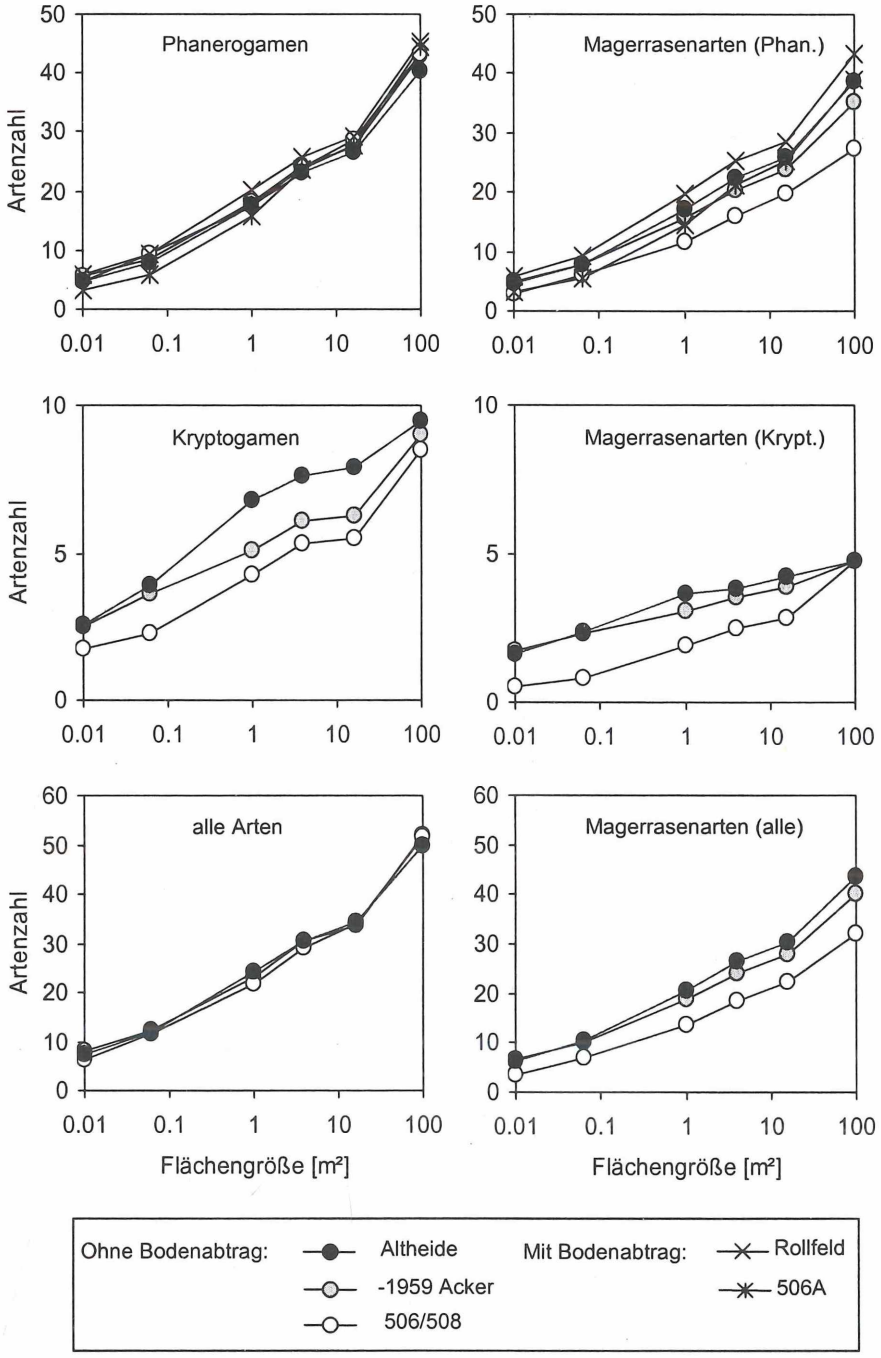


Abb. 4: Artenzahl-Arealbeziehungen für Phanerogamen, Kryptogamen und alle Planzenarten (Summe Phanerogamen und Kryptogamen) sowie für die Anzahlen magerrasentypischer Arten der verschiedenen Gruppen in neu angelegten Magerrasen (Flurstück 506/508 und Flurstück 506A) und im Naturschutzgebiet Garchinger Heide (jeweils mittlere Artenzahlen als Maß für die α-Diversität in halblogarithmischer Darstellung). Für die Bodenabtragsflächen liegen nur die Daten der Phanerogamen vor.

©Floristisch-soziologische Arbeitsgemeinschft; www.tuexenia.de; download unter www.zobodat.at

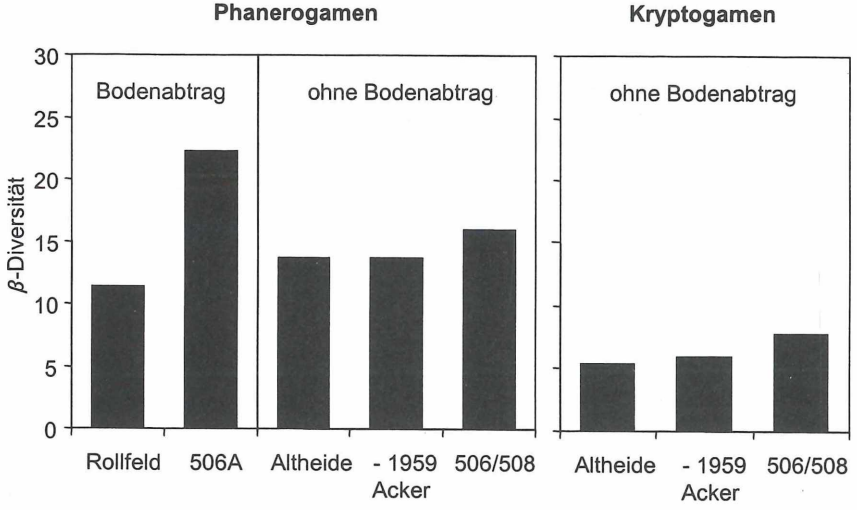


Abb. 5: Beta-Diversität der Phanerogamen (links) und der Kryptogamen (rechts) für die kleinsten Untersuchungsflächen (0,01 m²) in den neu angelegten Magerrasen (Flurstück 506/508 und Flurstück 506A) und im Naturschutzgebiet Garchinger Heide. Für die Bodenabtragsflächen liegen nur die Daten der Phanerogamen vor. Bei der hier verwendeten Methode wird die β-Diversität als dimensionsloser Wert angegeben (s. 3.3). Ein Wert von 10 bedeutet z. B., dass in den kleinsten Untersuchungsflächen bezogen auf die γ-Diversität 1/10 der Arten vorkommen.

artengruppe den Einfluss der verschiedenen Renaturierungsverfahren auf die Vegetation wesentlich besser wider als die Artenzahlen, die sich – vor allem bei den Phanerogamen – häufig nur geringfügig unterscheiden. Die hohe γ-Diversität der Phanerogamen auf den Renaturierungsflächen ohne Bodenabtrag zeigt, dass nicht nur in von Natur aus artenarmen Ökosystemen wie etwa in Mooren sondern auch in artenreichen Magerrasen hohe Artenzahlen nicht generell als positiv zu bewerten sind, weil sie durch einen hohen Anteil unerwünschter Arten bedingt sein können (vgl. DIERSSEN & KIEHL 2000, KIEHL 2001).

Die Phanerogamen der Klasse *Festuco-Brometea* – in der vorliegenden Untersuchung ergänzt durch einzelne weitere magerrasentypische Arten des Referenzgebiets – stellen (wie zu erwarten) eine wichtige Indikatorengruppe zur Beurteilung des Erfolgs von Renaturierungsmaßnahmen in Kalkmagerrasen dar. Die Anzahl der *Festuco-Brometea*-Arten auf Renaturierungsflächen korreliert in der Regel auch eng mit der Anzahl der Rote-Liste-Arten, da unter den Arten dieser Klasse aufgrund der generellen Gefährdung von Kalkmagerrasen in Mitteleuropa zahlreiche Rote-Liste-Arten zu finden sind (KORNECK et al. 1996).

Bei den Kryptogamen spiegeln sich die Unterschiede zwischen der Altheide und den neu angelegten Magerrasen sowohl in den Artenzahlen als auch in der Anzahl der Magerrasenarten wider, da ubiquistische Arten auf beiden Flächen vorkommen (allerdings mit geringerer Deckung im Naturschutzgebiet), die höhere α-Diversität der Kryptogamen in der Altheide aber durch die zusätzlich auftretenden Magerrasenarten verursacht wird. Da die Anzahl der Kryptogamen auf den Flächen ohne Bodenabtrag generell gering ist, ähneln die Artenzahl-Areal-Kurven aller Pflanzenarten jedoch denen der Phanerogamen und sind im Vergleich zu den Kurven der Magerrasenarten schlechter für die Bewertung des Renaturierungserfolgs geeignet. Bei der (bereits begonnenen) Untersuchung der Bodenabtragsflächen werden die Kryptogamen als Indikatorarten sicherlich mehr Gewicht bekommen.

Die β-Diversität ist als Maß für die Beurteilung des Renaturierungserfolgs nur bedingt geeignet. Ein hoher Wert für die β-Diversität als Maß für große Unterschiede zwischen den Aufnahmenflächen kann einerseits positiv gewertet werden, wenn er als Habitatvielfalt

©Floristisch-soziologische Arbeitsgemeinschft; www.tuexenia.de; download unter www.zobodat.at

interpretiert wird (WILSON & SHMIDA 1984). Ein hoher Wert kann aber auch auf eine negative Entwicklung hindeuten, wenn er z. B. dadurch zustande kommt, dass es innerhalb eines Gebiets nutzungsbedingt zur Dominanz einiger weniger Arten kommt, die andere Arten an vielen Stellen verdrängen. In der vorliegenden Untersuchung spiegelt die β-Diversität vor allem die Ausbreitungsmöglichkeiten der Artengruppen wider. So deutet die im Vergleich zu den Kryptogamen höhere β-Diversität der Phanerogamen auf Flächen ohne Bodenabtrag darauf hin, dass die Verteilung der Phanerogamen dort aufgrund der langsameren Ausbreitung ihrer Diasporen noch unregelmäßiger ist.

5.2. Einfluss der Renaturierungsmaßnahmen

Trotz der enorm hohen Gehalte an CAL-austauschbarem Phosphat und Kalium in den Böden der Renaturierungsflächen liegt der Phytomasseertrag im Jahr 2002 unter der von SCHIEFER (1984) postulierten Grenze für Magerrasen von 350 g/m². Der Grund dafür ist, dass die Primärproduktion auf den schotterreichen und flachgründigen Pararendzinen der Münchner Schotterebene in den meisten Jahren durch Wassermangel limitiert wird. Wassermangel führt in Kalkmagerrasen zudem zu einer Limitierung der Stickstoffnettomineralisation (NEITZKE 1998). Nur in Jahren mit einem niederschlagsreichen Frühjahr wie beispielsweise im Jahr 1999 steigt der Phytomasseertrag auf den Renaturierungsflächen ohne Bodenabtrag auf Werte um 500 g/m² (KIEHL et al. 2003). Im Zeitraum von 1993 bis 2002 waren die meisten Jahre aber so trocken, dass nicht nur die Bodenabtragsflächen, sondern auch die Flächen ohne Bodenabtrag als Magerrasen im Sinne von SCHIEFER (1984) bezeichnet werden können.

Die Ergebnisse der vorliegenden Untersuchung zeigen, dass es mit Hilfe der Mähgutübertragung möglich ist, artenreiche Magerrasen auf ehemaligen Ackerflächen wieder anzusiedeln. Da es auf Flächen mit und ohne Bodenabtrag bis jetzt vor allem zur Zunahme der Artenzahlen gekommen ist und nicht zum Artenrückgang (vgl. THORMANN et al. 2003), handelt es sich nicht nur um einen kurzzeitigen Erfolg. Acht bis zehn Jahre nach Beginn der Renaturierung ist davon auszugehen, dass sich die meisten der aus der Garchinger Heide übertragenen Arten dauerhaft angesiedelt haben. Der Vergleich der Artenzahl aller Phanerogamen auf Flächen mit und ohne Mähgut (Abb. 2) bestätigt die Ergebnisse anderer Untersuchungen, die ebenfalls gezeigt haben, dass die Aufhebung der Ausbreitungslimitierung durch die Übertragung diasporenhaltigen Pflanzenmaterials zu einem hohen Anteil an Zielarten und damit in der Regel auch zu hohen Artenzahlen führt (KIRMER & MAHN 2001, TRÄNKLE 2002, HÖLZEL & OTTE 2003). Die langsame Ausbreitung der Magerrasenarten von den in der vorliegenden Arbeit untersuchten Mähgutflächen auf benachbarte Flächen ohne Mähgut – beispielsweise durch Mähfahrzeuge – spiegelt sich zwar bereits in den Gesamtartenzahlen wider, die Abundanzen der Magerrasenarten sind auf Flächen ohne Mähgut, auf denen *Molinio-Arrhenatheretea*-Arten und Ruderalarten dominieren, bislang aber noch sehr gering (THORMANN et al. 2003).

Die Ermittlung aller auf den Mähgutflächen vorkommenden Phanerogamen ergab trotz der geringeren Flächengröße des Flurstücks 506A eine höhere Anzahl an Magerrasenarten auf den Bodenabtragsflächen als auf Flächen ohne Bodenabtrag. Auch die Untersuchungen zur γ-Diversität und α-Diversität der Phanerogamen bestätigen auf fast allen untersuchten Maßstabsebenen den positiven Einfluss des Bodenabtrags auf die Etablierung der mit dem Mähgut eingebrachten Zielarten. Da mit dem nährstoffreichen Oberboden ein Großteil der Samenbank entfernt wird, treten auf Bodenabtragsflächen generell weniger Ackerwildpflanzen und andere Ruderalarten auf als auf ehemaligen Ackerflächen ohne Bodenabtrag (PATZELT 1998, HÖLZEL & OTTE 2003). Auf Flächen ohne Bodenabtrag kommen daher in den ersten Jahren nach Renaturierungsbeginn viele Ruderalarten vor, die die Etablierung der Magerrasenarten erschweren. Nach einigen Jahren werden die mit den Magerrasenarten konkurrierenden Ruderalarten dann bei regelmäßiger Nutzung und ausreichender Nährstoff- und Wasserversorgung weitgehend durch *Molinio-Arrhenatheretea*-Arten ersetzt (TRÄNKLE 2002, THORMANN et al. 2003). Die Konkurrenzverhältnisse zwischen den

©Floristisch-soziologische Arbeitsgemeinschft; www.tuexenia.de; download unter www.zobodat.at

an trockene und nährstoffarme Bedingungen angepassten Magerrasenarten und den anspruchsvolleren *Molinio-Arrhenatheretea*-Arten werden auf Flächen ohne Bodenabtrag vermutlich durch die Niederschläge gesteuert, welche die Wasser- und Nährstoffverfügbarkeit beeinflussen (vgl. KIEHL et al. 2003). Auf den Bodenabtragsflächen zeigt der hohe Anteil der Magerrasenarten, dass die Bedingungen auf den trockenen und nährstoffarmen Kalkschottern so extrem sind, dass die meisten *Molinio-Arrhenatheretea*-Arten und viele konkurrenzkräftige Ruderalarten dort nicht wachsen können.

5.3. Vergleich zwischen ursprünglichen und neu angelegten Kalkmagerrasen

Hinsichtlich der α-Diversität der Phanerogamen (entspricht in der vorliegenden Untersuchung der Artenzahl der Gefäßpflanzen) konnten auf den meisten der untersuchten Maßstabsebenen keine Unterschiede zwischen ursprünglichen und neu angelegten Kalkmagerrasen festgestellt werden. Dabei ist zu berücksichtigen, dass die Artenzahlen der ursprünglichen Kalkmagerrasen der Altheide im Mittel niedriger sind als in anderen ursprünglichen Kalkmagerrasen Mitteleuropas (auf 4 m²-Flächen 23 Phanerogamenarten im Vergleich zu 25–30 Arten bei KAMMER 1997 und DENGLER et al. 2004). Ein Grund für die niedrigeren Artenzahlen in der Garchinger Heide könnte sein, dass die seit 1993 durchgeführte Streifenmahd, bei der jeder Streifen faktisch nur alle zwei Jahre gemäht wird, nicht ausreicht, um langfristig eine geeignete Vegetationsstruktur für niedrigwüchsige, konkurrenzschwache Arten zu erhalten.

Die γ-Diversität der Phanerogamen ist auf den Renaturierungsflächen und dem ehemaligen Acker des Naturschutzgebietes aufgrund des größeren Anteils an *Molinio-Arrhenatheretea*- und Ruderalarten sogar höher als in der Altheide. Die größten Unterschiede zwischen den Flächen im Naturschutzgebiet und den neu angelegten Magerrasen zeigen sich bei der Anzahl der Magerrasenarten. Ihr im Vergleich zum Naturschutzgebiet geringerer Anteil auf den Renaturierungsflächen ohne Bodenabtrag ist dabei nicht nur auf die Konkurrenz der durch das hohe Nährstoffangebot geförderten *Molinio-Arrhenatheretea*- und Ruderalarten zurückzuführen (s. 5.2), sondern vor allem auch darauf, dass mit Hilfe des Mähguts nicht alle Arten der Garchinger Heide übertragen werden konnten. Da sich im Mähgut keine Diasporen besonders früh- oder spätblühender oder sehr niedrigwüchsiger Arten befanden (PFADENHAUER & MILLER 2000, KIEHL et al. 2002), treten diese auf den Renaturierungsflächen bislang kaum auf. Damit wird deutlich, dass die Ausbreitung von Diasporen selbst über kurze Distanzen einen Schlüsselprozess für den Erfolg von Renaturierungsmaßnahmen darstellt (BAKKER & BERENDSE 1999). Die im Vergleich zur Altheide niedrigere Anzahl magerrasentypischer Phanerogamen auf dem seit 1959 nicht mehr umgebrochenen ehemaligen Acker des Naturschutzgebietes zeigt ebenfalls, dass die natürliche Ausbreitung vieler Magerrasenarten nur sehr langsam vor sich geht (vgl. HUTCHINGS & BOOTH 1996). Kalkmagerrasen auf ehemaligen Äckern in England unterschieden sich hinsichtlich der Artenzusammensetzung der Vegetation sogar nach mehr als 100 Jahren immer noch von nie umgebrochenen Magerrasen (WELLS et al. 1976, GIBSON & BROWN 1991).

Die im Vergleich zum Naturschutzgebiet höhere β-Diversität der Phanerogamen auf den 1993 angelegten Bodenabtragsflächen deutet darauf hin, dass viele der Magerrasenarten dort zwar schon mit einzelnen wenigen Individuen vorkommen, diese aber aufgrund der langsamen Ausbreitung nur ungleichmäßig auf der Fläche verteilt sind. Auch bei den Kryptogamen zeigt die höhere β-Diversität auf den Renaturierungsflächen, dass die Verteilung der Arten dort noch unregelmäßiger ist als im Naturschutzgebiet.

Die geringe α-Diversität der Kryptogamen in den neu angelegten Magerrasen ist im Vergleich zur Altheide vor allem auf das Fehlen magerrasentypischer Kryptogamenarten zurückzuführen. Der ehemalige Acker und die Altheide unterscheiden sich dagegen hinsichtlich des Auftretens einiger „ruderaler" – vor allem akrokarper – Moosarten. In der Altheide sind diese Moose aufgrund des höheren Anteils offener Bodenstellen, die durch Wühlmausaktivität und Ameisenbauten hervorgerufen werden, häufiger als auf den Flächen des ehemaligen Ackers, die eine dichtere Vegetation aufweisen.

©Floristisch-soziologische Arbeitsgemeinschft; www.tuexenia.de; download unter www.zobodat.at

5.4. Schlussfolgerungen

Die Neuanlage von Kalkmagerrasen auf ehemaligen Ackerflächen in der Münchner Schotterebene hat zur Entwicklung artenreicher Pflanzenbestände geführt. Die Anzahl der Magerrasenarten als Zielarten der Renaturierung ist auf den meisten der untersuchten Maßstabsebenen zwar niedriger als in den ursprünglichen Magerrasen des Naturschutzgebiets Garchinger Heide, dennoch wird das Ziel der Renaturierungsmaßnahmen erreicht, zahlreichen magerrasentypischen Arten, darunter auch mehreren Rote-Liste-Arten wie z. B. *Linum perenne* oder *Dorycnium germanicum* einen neuen Lebensraum zu schaffen (vgl. THORMANN et al. 2003). Bereits GIBSON & BROWN (1991) stellten fest, dass die Förderung lebensraumtypischer Arten und der Artenvielfalt ein angemesseneres Ziel für Renaturierungsvorhaben ist als die Wiederherstellung eines „typischen" Kalkmagerrasens. Ob sich die meisten der Zielarten langfristig nicht nur auf Bodenabtragsflächen sondern auch auf ehemaligen Ackerflächen ohne Bodenabtrag halten können, wird vermutlich von der weiteren Aushagerungsgeschwindigkeit und der Häufigkeit trockener Jahre abhängen.

Danksagung

Wir möchten Dipl. Biol. Annuschka Thormann, Dr. Ulrich Miller und Dr. Klaus Wiesinger herzlich für die Erhebung der Daten im Rahmen des E+E-Vorhabens danken. Herzlicher Dank gilt auch Prof. Dr. Jörg Pfadenhauer für die Bereitstellung der Daten und Dipl. Ing. Christine Joas vom Heideflächenverein Münchner Norden e.V. für die Überwachung der Durchführung der Renaturierungs- und Pflegemaßnahmen. Das E+E-Vorhaben „Sicherung und Entwicklung der Heiden im Norden von München" wurde vom Bundesamt für Naturschutz / Bundesumweltministerium finanziert. Die Datenerhebung in den Jahren 2003 und 2004 wurde durch die Deutsche Bundesstiftung Umwelt gefördert.

Literatur

AHLMER, W. & SCHEUERER, M. (2003): Rote Liste gefährdeter Gefäßpflanzen Bayerns mit regionalisierter Florenliste. – Schriftenr. Bayerisches Landesamt f. Umweltschutz 165: 1–365. Augsburg.

BAKKER, J. P. & BERENDSE, F. (1999): Constraints in the restoration of ecological diversity in grassland and heathland communities. – TREE 14: 63–68. London.

–, GROOTJANS, A. P., HERMY, M. & POSCHLOD, P. (2000): How to define targets for ecological restoration – introduction. – Appl. Veg. Sci. 3: 3–6. Länna.

DENGLER, J., BEDALL, P., BRUCHMANN, I., HOEFT, I. & LANG, A. (2004): Artenzahl-Areal-Beziehungen in uckermärkischen Trockenrasen unter Berücksichtigung von Kleinstflächen – eine neue Methode und erste Ergebnisse. – Kieler Notizen 32: 20–25. Kiel.

DIERSSEN, K. & KIEHL, K. (2000): Theoretische Grundlagen zur Definition, Messung und Bedeutung von Diversität. – Schriftenr. f. Vegetationskunde 32: 7–21. Bonn-Bad Godesberg.

DUELLI, P. & OBRIST, M. K. (2003): Biodiversity indicators: the choice of values and measures. – Agric. Ecosyst. Environ. 98: 87–98. Amsterdam.

FETZER, K. D., GROTTENTHALER, W., HOFMANN, D., JERZ, H., RÜCKERT, G., SCHMIDT, F. & WITTMANN, O. (1986): Standortkundliche Bodenkarte von Bayern 1:50 000, München, Augsburg und Umgebung. Erläuterungen. – Bayerisches Geologisches Landesamt, München: 396 S.

FISCHER, M. & STÖCKLIN, J. (1997): Local extinction of plants in remnants of extensively used calcareous grasslands 1950–1985. – Conserv. Biol. 11: 727–737. Malden.

GIBSON, C. W. D. & BROWN, V. K. (1991): The nature and rate of development of calcareous grassland in southern Britain. – Biol. Conserv. 58: 297–316. London.

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. Grangärde.

HUTCHINGS, M. J. & BOOTH, K. D. (1996): Studies on the feasibility of re-creating chalk grassland vegetation on ex-arable land. I. The potential roles of the seed bank and the seed rain. – J. Appl. Ecol. 33: 1171–1181. London.

KAMMER, P. M. (1997): Räumliche, zeitliche und witterungsbedingte Variabilität eines Trespen-Halbtrockenrasens (Mesobromion) im Schweizer Mittelland. – Diss. Bot. 272: 1–255. Berlin.

KIEHL, K. (2001): Probleme bei der Erfassung und Bewertung von Daten zur Arten- und Strukturvielfalt der Vegetation. – In: Bundesamt für Naturschutz (Hrsg.): Treffpunkt Biologische Vielfalt – Interdisziplinärer Forschungsaustausch im Rahmen des Übereinkommens über die biologische Vielfalt. Bundesamt für Naturschutz, Bonn-Bad Godesberg: 229–235.

©Floristisch-soziologische Arbeitsgemeinschft; www.tuexenia.de; download unter www.zobodat.at

–, THORMANN, A. & PFADENHAUER, J. (2002): Neuschaffung von Kalkmagerrasen auf ehemaligen Ackerflächen – Ergebnisse des E+E-Vorhabens „Sicherung und Entwicklung der Heiden im Norden von München". – Schriftenreihe Bayerisches Landesamt f. Umweltschutz 167: 23–31. Augsburg.

–, THORMANN, A. & PFADENHAUER, J. (2003): Nährstoffdynamik und Phytomasseproduktion in neu angelegten Kalkmagerrasen auf ehemaligen Ackerflächen. – In: PFADENHAUER, J. & KIEHL, K. (Hrsg.): Renaturierung von Kalkmagerrasen. Angew. Landschaftsök. 55: 39–71. Bonn-Bad Godesberg.

KIRMER, A. & MAHN, E.-G. (2001): Spontaneous and initiated succession on unvegetated slopes in the abandoned lignite-mining area of Goitsche, Germany. – Appl. Veg. Sci. 4: 19–27. Länna.

KORNECK, D., MÜLLER, T. & OBERDORFER, E. (1993): Sand- und Trockenrasen, Heide-Borstgras-Gesellschaften, alpine Magerrasen, Saum-Gesellschaften, Schlag- und Hochstauden-Fluren. – In: OBERDORFER, E. (Hrsg.): Süddeutsche Pflanzengesellschaften. Teil 2. Gustav Fischer Verlag, Jena. 355 S.

–, SCHNITTLER, M. & VOLLMER, I. (1996): Rote Liste der Farn- und Blütenpflanzen (Pteridophyta et Spermatophyta) Deutschlands. – Schriftenr. f. Vegetationskunde 28: 21–187. Bonn-Bad Godesberg.

LIPPERT, W. (1989): Die Garchinger Haide und ihre Pflanzenwelt. – In: Gemeinde Eching (Hrsg.): Garchinger Heide – Echinger Lohe, Naturschutzgebiete in der Gemeinde Eching, Landkreis Freising: 31–45. Bruckmann Verlag & Druck, München.

MARSTALLER, R. (1993): Synsytematische Übersicht über die Moosgesellschaften Zentraleuropas. – Herzogia 9: 513–541. Halle.

MILLER, U. & PFADENHAUER, J. (1997): Renaturierung von Kalkmagerrasen. Zur Vorhersage der gelenkten Sukzession durch Aufbringung von diasporenhaltigem Mähgut. – Verh. Ges. Ökol. 27: 155–163. Stuttgart.

MORTIMER, S. R., HOLLIER, J. A. & BROWN, V. K. (1998): Interactions between plant and insect diversity in the restoration of lowland calcareous grasslands in southern Britain. – Appl.Veg. Sci. 1: 101–114. Länna.

NEBEL, M. & PHILIPPI, G. [Hrsg.] (2000): Die Moose Baden-Württembergs. Bd. I. Allgemeiner Teil; Spezieller Teil (Bryophytina I, Andreales bis Funariales). – Ulmer, Stuttgart: 512 S.

– & – [Hrsg.] (2001): Die Moose Baden-Württembergs. Bd. II. Spezieller Teil (Bryophytina II, Schistostegales bis Hypnobryales). – Ulmer, Stuttgart: 529 S.

NEITZKE, M. (1998): Changes in nitrogen supply along transects from farmland to calcareous grassland. – Z. Pflanzenernähr. Bodenkd. 161: 639–646. Weinheim.

OBERDORFER, E. (1994): Pflanzensoziologische Exkursionsflora. 7. Aufl. Ulmer, Stuttgart: 1050 S.

PATZELT, A. (1998): Vegetationsökologische und populationsbiologische Grundlagen für die Etablierung von Magerwiesen in Niedermooren. – Diss. Bot. 297: 1–154. Berlin.

PFADENHAUER, J. (2001): Some remarks on the socio-cultural background of restoration ecology. – Rest. Ecol. 9: 220–229. Malden.

– & LIEBERMANN, C. (1986): Eine geobotanische Dauerbeobachtungsfläche im Naturschutzgebiet „Garchinger Heide". – Ber. Bayer. Bot. Ges. 57: 99–110. München.

– & KIEHL, K., [Hrsg.] (2003a): Renaturierung von Kalkmagerrasen. – Angew. Landschaftsök. 55: 1–292. Bonn-Bad Godesberg.

– & KIEHL, K. (2003b): Renaturierung von Kalkmagerrasen – ein Überblick. In: PFADENHAUER, J. & KIEHL, K. (Hrsg.): Renaturierung von Kalkmagerrasen. – Angew. Landschaftsök. 55: 25–38. Bonn-Bad Godesberg.

– & MILLER, U. (2000): Verfahren zur Ansiedlung von Kalkmagerrasen auf Ackerflächen. – In: PFADENHAUER, J., FISCHER, F. P., HELFER, W., JOAS, C., LÖSCH, R., MILLER, U., MILTZ, C., SCHMID, H., SIEREN, E. & WIESINGER, K. (2000): Sicherung und Entwicklung der Heiden im Norden von München. – Angew. Landschaftsök. 32: 37–88. Bonn-Bad Godesberg.

–, LÖSCH, R. & JOAS, C. (2000): Ziele, Organisation und Durchführung des Erprobungs- und Entwicklungsvorhabens. In: PFADENHAUER, J., FISCHER, F. P., HELFER, W., JOAS, C., LÖSCH, R., MILLER, U., MILTZ, C., SCHMID, H., SIEREN, E. & WIESINGER, K. (2000): Sicherung und Entwicklung der Heiden im Norden von München. – Angew. Landschaftsök. 32: 19–35. Bonn-Bad Godesberg.

QUINGER, B. (1990): Wiederherstellung und Neuschaffung von Magerrasen. – Unveröff. Gutachten im Auftrag des Bayerischen Landesamts für Umweltschutz. München: 167 S.

©Floristisch-soziologische Arbeitsgemeinschft; www.tuexenia.de; download unter www.zobodat.at

–, BRÄU, M. & KORNPROBST, M. (1994): Lebensraumtyp Kalkmagerrasen. In: Bayerisches Staatsministerium f. Landesentwicklung u. Umweltfragen u. Bayerische Akademie f. Landschaftspflege u. Naturschutz (Hrsg.): Landschaftspflegekonzept Bayern – Band II.1. München: 266 S.

ROSENTHAL, G. (2003): Selecting target species to evaluate the success of wet grassland restoration. –Agric. Ecosyst. Environ. 98: 227–246. Amsterdam.

SCHIEFER , J. (1984): Möglichkeiten der Aushagerung von nährstoffreichen Grünlandflächen. – Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Baden-Württ. 57/58: 33–63. Karlsruhe.

STATSOFT, INC. (2004): STATISTICA für Windows , Version 6. – Tulsa: 1098 S.

THORMANN, A., KIEHL, K. & PFADENHAUER, J. (2003): Einfluss unterschiedlicher Renaturierungsmaßnahmen auf die langfristige Vegetationsentwicklung neu angelegter Kalkmagerrasen. – In: PFADENHAUER, J. & KIEHL, K. (Hrsg.): Renaturierung von Kalkmagerrasen. – Angew. Landschaftsök. 55: 73–106. Bonn-Bad Godesberg.

TRÄNKLE, U. (2002): Sieben Jahre Mähgutflächen. Sukzessionsuntersuchungen zur standorts- und naturschutzrechtlichen Renaturierung von Steinbrüchen durch Mähgut – 1992–1998. – Themenhefte der Umweltberatung im ISTE Baden-Württemberg e.V. Heft 1: 1–56. Ostfildern.

VDLUFA (Verband Deutscher Landwirtschaftlicher Untersuchungs- und Forschungsanstalten) (1991): Methodenbuch Band I.: Die Untersuchung von Böden, Abschnitt A 6.2.1.1, 4. Aufl. – VDLUFA-Verlag, Darmstadt.

VELLEND, M. (2001): Do commonly used indices of β-diversity measure species-turnover? – J. Veg. Sci. 12: 545–552. Länna.

WALLISDEVRIES, M. F., POSCHLOD, P. & WILLEMS, J. H. (2002): Challenges for the conservation of calcareous grasslands in northwestern Europe: integrating the requirements of flora and fauna. – Biol. Conserv. 104: 265–273. London.

WELLS, T. C. E., SHEAIL, J., BALL, D. F. & WARD, L. K. (1976): Ecological studies on the Porton Ranges: relationships between vegetation, soils and land-use history. – J. Ecol. 64: 589–626. London.

WHITTAKER, R. H. (1972): Evolution and measurement of species diversity. – Taxon 21: 213–251. Wien.

WILSON, M. V. & SHMIDA, A. (1984): Measuring beta diversity with presence-absence data. – J. Ecol. 72: 1055–1064. London.

Dr. Kathrin Kiehl
Dipl. Biol. Michael Jeschke
Lehrstuhl für Vegetationsökologie
Technische Universität München
Am Hochanger 6
D-85350 Freising-Weihenstephan
E-mail: kiehl@wzw.tum.de

ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: Tuexenia - Mitteilungen der Floristisch-soziologischen Arbeitsgemeinschaft

Jahr/Year: 2005

Band/Volume: NS_25

Autor(en)/Author(s): Kiehl Kathrin, Jeschke Michael

Artikel/Article: Erfassung und Bewertung der Phytodiversität ursprünglicher und neu angelegter Kalkmagerrasen der nördlichen Münchner Schotterebene 445-461