

Wie rasch kehrt die Vielfalt in artenarme Wiesenfuchsschwanz-Wiesen zurück? - Ergebnisse aus Dauerflächenuntersuchungen zur Extensivierung des Grünlandes¹

Wolfgang SCHMIDT

7 Abbildungen und 1 Tabelle

Abstract

SCHMIDT, W.: How long does it take for diversity to return to species-poor *Alopecurus pratensis* meadows? Results of permanent plot experiments following reduction of agricultural use intensity. – Hercynia N.F. 40 (2007): 111–132.

With the increasingly intensive use of agricultural areas, the once species-rich, mesic to moist meadow communities of *Arrhenatherum elatius* have increasingly given way to species-poor monocultures of *Alopecurus pratensis*. Whether or not the development can be reversed and if so, how long this takes, has been the question behind a permanent plot experiment carried out in a meadow that was subjected to intensive use 25 years ago. As of 2001, the meadow was no longer fertilised, but continued to be mowed regularly for silage making. Data on biomass production and vegetation development revealed surprisingly low productivity already in the first year without fertilisation. The productivity from then on was determined to a large extent by annual precipitation patterns. With the reduction in intensity of use, the proportion of dominant grasses (*Alopecurus pratensis*, *Elymus repens*, *Poa trivialis*) began a continuous decline. Compared to the declining species (of which there were 8 between 2001 and 2006), there is a markedly larger share of species which increased in cover, a total of 42 species. Species with strong quantitative increases include mainly the class character species of the Molinio-Arrhenatheretea (e.g. *Trifolium repens*, *Arrhenatherum elatius*, *Poa pratensis*). The share of grasses dropped from 75 % to less than 50 %. At the same time, the proportion of herbs rose from 25 % to 45 %, and that of legumes from less than 0.1 % to 11 %. In terms of the ecological indicator values of Ellenberg, the reduction of use intensity is reflected most strongly in the reduction of the average N-value. All diversity measures (species richness, Shannon-Index, evenness) exhibit a clear increase from 2001 to 2006. Compared with many other meadow restoration projects in which fertilisation has been stopped, the species-poor *Alopecurus pratensis* meadow in this case developed surprisingly quickly into a species-rich meadow. The following primary factors responsible for this are discussed: 1) the rapid drop in productivity to 3.5 t/hectare in the first year after cessation of fertilisation; 2) the associated gradual decline of competitive species, which altered the light regime and thereby provided favourable conditions for weakly competitive species present in small quantities and made possible the establishment of new species; 3) the arrival of new species primarily dependent on microhabitats, especially those that are created by soil disturbance (e.g., burrowing animals, disturbance by machines); 4) since the ability of the seedbank to contribute to the recolonisation is limited in meadows that have undergone a long period of intensive use, the introduction of off-site colonisers from the surrounding landscape is of paramount importance in reclaiming species richness. The latter requires a landscape in which residual stands with higher plant diversity are still present. Important dispersal vectors can be agricultural machinery, provided they drive through patches with higher diversity in the vicinity. Both conditions (residual patches and machinery) were fulfilled in the meadow studied here.

Key words: *Alopecurus pratensis*, biodiversity, fertilization, mesotrophic grassland, permanent plots, plant species composition, restoration

¹ Hartmut Dierschke zum 70. Geburtstag in freundschaftlicher Verbundenheit

1 Einleitung

Wiesen mit Dominanz des Wiesenfuchsschwanz (*Alopecurus pratensis*) sind in der älteren vegetationskundlichen Literatur vor allem aus dem östlichen Mitteleuropa bekannt geworden (siehe Zusammenstellungen bei DIERSCHKE 1997a, 1997b, DIERSCHKE & BRIEMLE 2002). Besonders in Flußauen mit regelmäßigen Überflutungen und natürlicher Düngung durch Überschlickung findet *Alopecurus pratensis* die Lebensbedingungen vor, unter denen er ursprünglich gegenüber anderen hochwüchsigen Wiesengräsern wie *Arrhenatherum elatius*, *Dactylis glomerata* oder *Trisetum flavescens* auf den höherliegenden Grünlandflächen konkurrenzfähig war.

Mit der Intensivierung in der Landwirtschaft hat sich in den vergangenen Jahrzehnten auch außerhalb der Flußauen eine Wiesengesellschaft herausgebildet, in der ebenfalls *Alopecurus pratensis* eine dominierende Rolle spielt. Diese Pflanzengesellschaft ist jetzt auch im zentral-mitteleuropäischen Bereich anzutreffen und häufig aus artenreichen, frischen bis feuchten Glatthaferwiesen (*Arrhenatheretum elatioris*) hervorgegangen, wenn starke Stickstoffdüngung, besonders auch durch Jauche oder Gülle mit einer sehr intensiven Nutzung durch frühzeitige und häufige Mahd (Silage) verbunden wurde. Diese Entwicklung wurde zunächst in nordwestdeutschen Tiefland sichtbar, wo beispielsweise DIERSCHKE & WITIG (1991) für das Holtumer Moor durch Wiederholungsuntersuchungen eindrucksvoll belegten, wie innerhalb von 25 Jahren zwischen 1963 und 1988 sich viele ehemals sehr artenreiche Feuchtwiesen und -weiden in artenarme *Alopecurus pratensis*-Wiesen verwandelt hatten. In einer Übersicht über Fuchsschwanzwiesen aus ganz Mitteleuropa weist DIERSCHKE (1997a) mit Arbeiten aus der Göttinger Umgebung (IHL 1994, EICHHOLZ 1997) erstmals darauf hin, dass offensichtlich auch im Hügel- und Bergland viele ehemals artenreiche Glatthaferwiesen von artenarmen Fuchsschwanzwiesen abgelöst wurden. Neuere Untersuchungen von HACHMÖLLER (2000) aus dem Erzgebirge, RUTHSATZ et al. (2004) aus dem Hunsrück und WULF (2006) aus dem Thüringer Wald und der Rhön bestätigen dies: Degradierete, artenarme Stadien mit einer Dominanz von *Alopecurus pratensis* haben vielfach die artenreichen submontanen und montanen Wiesen ersetzt.

Ob und in welchen Zeiträumen diese Entwicklung durch eine Extensivierung umkehrbar ist, ist Ziel der vorliegenden Untersuchung. Gelegenheit hierzu bot der Besitzwechsel einer Wiesenfläche, die zuvor mindestens 25 Jahre intensiv genutzt wurde und jetzt in eine Streuobstwiese ohne Düngung, aber mit regelmäßiger Mahd überführt wurde. Mit Beginn der Extensivierung wurden Dauerflächen angelegt, über deren Vegetationsentwicklung hier berichtet werden soll. Dabei sollen folgende Fragen geklärt werden:

1. Wie rasch ändert sich die Vegetationsstruktur und Produktivität, wenn auf eine Düngung verzichtet wird? Stark gedüngte Wiesen auf eutrophen Böden haben eine hohe Biomassenproduktion, an der in der Konkurrenz um Licht nur wenige Arten beteiligt sind. Mit der Einstellung der Düngung kann es zu Änderungen in der Dominanzstruktur und Produktivität kommen, in deren Folge sich neue Arten etablieren können (BAKKER 1989, OOMES 1990, OLFF & BAKKER 1991, PEGTEL et al. 1996, PRACH 1996, BOSSHARD 1999, BEKKER et al. 2000, HACHMÖLLER 2000, BAKKER et al. 2002, HACHMÖLLER et al. 2003). Einige Beispiele auf feuchten oder tonreichen Standorten zeigen allerdings, dass die Aufgabe der Düngung bei eutrophen Bodenbedingungen nicht ausreicht, um mesotrophe Pflanzengesellschaften mit niedriger Produktivität wiederherzustellen (OOMES 1990, SACH 1999, BAKKER & TER HEERDT 2005, ROSENTHAL 2006).

2. Welches sind die Gewinner und Verlierer im Pflanzenbestand bei der Extensivierung und auf welche pflanzensoziologischen, ökologischen und funktionalen Gruppen verteilen sich diese? Mit der Intensivierung des Wirtschaftsgrünlandes ist nicht nur die Dominanz weniger Arten mit breiter ökologischer Amplitude wie *Alopecurus pratensis* verbunden (LICHT & LICHT 1990, RUTHSATZ et al. 2004) sondern auch die Zunahme von Ruderalarten wie z.B. *Rumex obtusifolius*, *Convolvulus arvensis* und *Elymus repens* (OOMES & MOOI 1985, LICHT & LICHT 1990, HACHMÖLLER 2000, RUTHSATZ et al. 2004, WULF 2006). Verlierer sind viele Kenn- und Trennarten des *Arrhenatheretum*, besonders von feuchten, trockenen oder bodensauren Ausbildungen mit mittlerer Nährstoffversorgung (LICHT & LICHT 1990, PRACH

1996, HODGSON et al. 2005, WULF 2006). Mit der Extensivierung verschieben sich zwar die Gräser-Kräuter-Verhältnisse (BOSSHARD 1999, RUTHSATZ 2001, BELTMAN et al. 2003) oder die N-Zeigerwerte mehr oder weniger rasch (HILL & CAREY 1997, BAKKER & TER HEERDT 2005), die Dominanz oder das Auftreten von Eutrophierungszeigern hält jedoch noch lange an (OOMES 1990, PRACH 1996, BAKKER et al. 2002, HACHMÖLLER et al. 2003). Besonders häufig wird bei Grünlandrenaturierungen trotz fehlender oder geringer Düngung und ein- bis zweimaliger Mahd die fehlende oder langsame Wiederbesiedlung mit typischen oder auch seltenen Arten beklagt, die für die Diversität der Wiesen entscheidend sind (OOMES 1990, BOSSHARD 1999, SACH 1999, HACHMÖLLER 2000, BAKKER et al. 2002, PYWELL et al. 2002, 2003, HACHMÖLLER et al. 2003, BAKKER & TER HEERDT 2005, MARTIN & WILSEY 2006).

3. Reicht die fehlende Düngung im artenarmen Intensiv-Grünland aus, um innerhalb kurzer Zeit den früheren Artenreichtum zurückzugewinnen?

Die hohe Düngung vieler landwirtschaftlicher Ökosysteme in den letzten Jahrzehnten gilt als wichtigster Faktor für ihre Veränderungen mit dem Verlust an Diversität (ELLENBERG 1996, DIERSCHKE 1997b, BOBBINK et al. 1998, HODGSON et al. 2005). Naturschutzziel im Grünland ist oft die Zurückgewinnung und Steigerung der Diversität (BEKKER et al. 2000, DIERSCHKE & BRIEMLE 2002, HÄRDTLE et al. 2006, VAN ANDEL & GROOTJANS 2006, WAESCH 2006, WULF 2006). Die Beendigung oder Reduzierung der Düngung gilt daher als wichtigste Managementmaßnahme vieler Grünlandrenaturierungen (BAKKER 1989, BRIEMLE 1998). Neben einigen wenigen Untersuchungen, bei denen die Artenzahl mehr oder weniger rasch zunahm (OOMES 1990, PRACH 1996, HACHMÖLLER 2000, HACHMÖLLER et al. 2003), zeigt die überwiegende Zahl keine oder eine nur zögerliche Wiedergewinnung des früheren Artenreichtums nach alleinigem Stopp der Düngung (OOMES & MOOI 1985, OOMES 1990, BOSSHARD 1999, SACH 1999, BEKKER et al. 2000, MACDONALD 2001, BAKKER et al. 2002, BAKKER & TER HEERDT 2005).

2 Das Untersuchungsgebiet

Die Untersuchungsfläche liegt im südlichen Niedersachsen etwa 1,5 km südlich der Ortschaft Waake (Landkreis Göttingen) auf dem Langenberg (MTB 4426/3 Ebergötzen, 10°04' östl. L., 51°33' nördl. B., Rechtswert: 3573626, Hochwert: 5712549). Die Wiese ist insgesamt 1,3 ha groß und wird im Westen durch die Kreisstraße K8 zwischen Waake und Mackenrode, im Norden durch angrenzendes Intensivgrünland, im Osten durch einen Heckenstreifen vor einer Ackerfläche und im Süden durch ein Pioniergeholz einer Ackerbrache begrenzt. Mit 285 m NN befindet sich die schwach bis mäßig nach Nordosten abfallende Wiese an der Grenze zwischen der kollinen zur submontanen Höhenstufe. Sie liegt am Ostrand des Göttinger Waldes, für den ein subozeanisches Klima charakteristisch ist, welches bereits schwach subkontinental getönt ist. Im Vergleich zur Wetterwarte Göttingen (167 m NN, Jahresniederschlag: 642 mm, mittlere Jahrestemperatur 9,1°C, Mittelwerte für den Zeitraum 1976–2005, Abb. 1) darf für die Untersuchungsfläche auf Grund der Höhenlage von etwas höheren Niederschlägen (680–740 mm) und einer niedrigeren Jahresmitteltemperatur (8,0–8,5 °C) ausgegangen werden (WALDHARDT 1994, EBRECHT 2005, GAUER & ALDINGER 2005). Die schattige Ostrandlage an der Muschelkalk-Schichtstufe des Göttinger Waldes sorgt besonders im Frühjahr für eine verzögerte Vegetationsentwicklung mit häufigen Spätfrösten im Mai. Entsprechende Höhenlagen am Westrand des Göttinger Waldes entwickeln sich auf Grund der Warmluftbewegungen aus dem Leinetal deutlich zeitiger. Im Vergleich zum langjährigen Mittel waren die Jahre 2001–2006 mit Ausnahme des Jahres 2004 wärmer (Abb. 1). 2002 war überdurchschnittlich feucht, 2003 zu trocken. Längere Dürreperioden traten im Sommer 2003 und 2006 auf.

Geologisch liegt die Untersuchungsfläche im Übergangsbereich zwischen dem Oberen und Mittleren Buntsandstein (WALDHARDT 1989, 1994). Der Obere Buntsandstein (Röt) umfasst in der Westhälfte etwa 2/3 der Gesamtfläche, nach Osten schließt sich der Mittlere Buntsandstein der Ebergötzer Folge an. Der tonreiche Röt des Oberen Buntsandsteins verwittert zu Pelosol-Böden, die auf Grund ihrer Nähe zur Abbruchkante des Unteren Muschelkalks unterschiedlich tiefgründig und skeletthaltig sind, je nachdem in welchem Maße das Rötmaterial mit abgerutschten Muschelkalkschollen vermischt ist. Die Basen- und

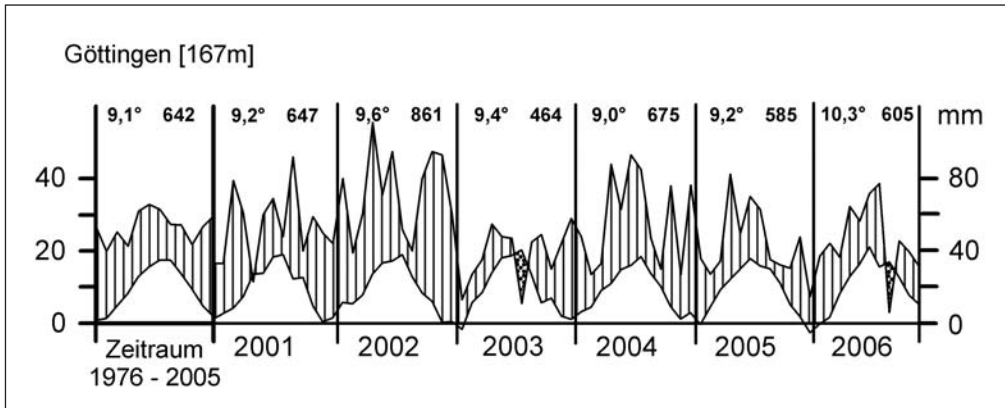


Abb. 1 Klimadiagramme nach WALTER (1955) für die Station Göttingen. Links ist das langjährige Mittel (1976–2005), daran anschließend sind die Jahresgänge von 2001 bis 2006 angegeben.

Fig. 1 Climate diagram following WALTER (1955) for the Göttingen weather station. At left is the long-term normal (1976–2005), followed by the data for the years 2001 to 2006.

Nährstoffversorgung der Pelosole ist daher durchgehend sehr gut. Die Wasserversorgung wird als frisch eingestuft, nicht zuletzt durch hangseitig drückendes Wasser, welches besonders nach der Schneeschmelze zu kleinflächigen Vernässungen mit Pseudogley-Bildungen im Boden führt. In Trockenjahren wie 2003 und 2006 kommt es jedoch rasch zu Wassermangel-Situationen mit starken Schrumpfrissen im Rötton. Im Ostteil der Wiesenfläche ist dagegen der basenärmere Mittlere Buntsandstein (z.T. mit Lößlehm überlagert oder als Löß-Buntsandstein-Fließerde) Ausgangsmaterial für die Bodenbildung zu sandigen Braunerden und Parabraunerden. Die Nährstoffversorgung wird hier schwächer, die Wasserversorgung dagegen ausgeglichener als für die Pelosole im Röt eingestuft.

Vergleichbar mit anderen Landschaftsräumen in Südniedersachsen kann man davon ausgehen, dass etwa 800 v. Chr. mit der Einwanderung der Buche auch ein erstes stärkeres Eingreifen des Menschen mit Siedlungs- und Rodungstätigkeiten im Untersuchungsgebiet einsetzte. Intensive Rodungen mit weiter ausgedehnter landwirtschaftlicher Nutzung sind aber erst ab dem 9./11. Jh. n. Chr. anzunehmen. In diese Zeit (1013 und 1022) fallen auch die ersten urkundlichen Erwähnungen des Dorfes Waake, aus denen sich aber keine Aussagen über die Nutzung der Untersuchungsfläche ableiten lassen. Dies geschieht erstmals mit der Schraderschen Karte zum Rittergut Waake (1730/31), auf der der Langenberg als waldfreie, landwirtschaftlich genutzte Fläche eingetragen ist. Dies trifft auch für die Oppermannsche Karte des Ritterguts Waake (1826) zu, nach der sich auf dem Langenberg eine Vielzahl von kleinen Ackerstreifen befanden, auf denen Dreifelderwirtschaft betrieben wurde (SCHRAGE 1992). Mit der Verkoppelung von 1885, die sich in Waake auf Grund der besonderen Situation zwischen Gut und Gemeinde über viele Jahre hinzog, fielen die Flächen am Langenberg zum Gut Waake. Damit endete auch die Dreifelderwirtschaft mit gemeinschaftlicher Weidenutzung. Es begann auf der Untersuchungsfläche eine Wiesen- und Weidenutzung durch das Gut Waake, die bis 1975 in einer meist zweimaligen Mahd (Heu- und Grummetschnitt) und einer Nachweide mit Jungvieh im Herbst bestand. Mit der allgemeinen Intensivierung der Landwirtschaft wurden die Wiesen nach dem zweiten Weltkrieg zunehmend mineralisch gedüngt. Genaue Angaben über die Düngung fehlen jedoch.

Mit der Aufgabe der Landwirtschaft auf dem Gut Waake wurde die Untersuchungsfläche zwischen 1975 und 2000 durch einen landwirtschaftlichen Betrieb mit Milchviehhaltung aus einem ca. 10 km entfernten Ort (Seulingen) bewirtschaftet. Hoher Einsatz an mineralischem Dünger (nach Angaben des Landwirts jährlich 150 kg N/ha, 75 kg K/ha und 36 kg P/ha), vor allem im Zeitraum 1975–1990 ergänzt durch

Gülle-Ausbringung, der Übergang von zweimaliger Mahd mit Nachweide zu einem drei- bis viermaligen Silageschnitt, Herbizideinsatz gegen sich ausbreitende *Urtica dioica*- und *Rumex obtusifolius*-Herden kennzeichnen die Intensivierungsphase bis 2000, wie sie für viele Grünlandflächen in Mitteleuropa typisch ist (RUTHSATZ 2001, DIERSCHKE & BRIEMLE 2002, WULF 2006).

Seit 2001 wird die Fläche nicht mehr gedüngt und in der Regel zwei Mal im Jahr gemäht. Die Mähtermine schwankten je nach phänologischer Entwicklung zwischen dem 14.05. und 09.06. (1. Schnitt) bzw. zwischen dem 31.07. und 08.09. (2. Schnitt). Das Mähgut wird in Silagerundballen gepresst und von dem bewirtschaftenden Biolandwirt als Winterfutter für seine Mutterkuhherde verwertet.

3 Methodik

2001 wurde die bis dahin intensiv bewirtschaftete Grünlandfläche im Verband 20 x 20 m mit Apfel- und Birnenhochstämmen bepflanzt. Durch die Obstbäume begrenzt entstanden so im zentralen Teil der Wiese 13 Parzellen von je 400 m², auf denen seit 2001 jeweils zu drei phänologisch-landwirtschaftlich definierten Terminen Vegetationsaufnahmen erstellt wurden:

1. Aufnahme zum Zeitpunkt der *Ranunculus ficaria*-Blüte (Mitte April)
2. Aufnahme zu Beginn der *Alopecurus pratensis*-Blüte, vor dem 1. Schnitt (Mitte bis Ende Mai)
3. Aufnahme vor dem 2. Schnitt, beginnende *Senecio erucifolius*-Blüte (Ende Juli).

Bei jeder Vegetationsaufnahme wurde der Deckungsgrad direkt in Prozent geschätzt. Wurden bei Begehungen außerhalb der drei regelmäßigen Aufnahmetermine neue Arten entdeckt, so wurden diese in den Aufnahmelisten des betreffenden Jahres nachgetragen. Für die Moosschicht wurde nur der Deckungsgrad insgesamt geschätzt, aber keine Artansprache vorgenommen. Die Nomenklatur der Gefäßpflanzen richtet sich nach WISSKIRCHEN & HAEUPLER (1998).

Grundlage für die Auswertungen zur Struktur, Artenzusammensetzung, Standortsqualität und Diversität war jeweils der im betreffenden Jahr (2001–2006) am höchsten notierte Deckungsgradwert einer Art auf den 13 Einzelparzellen. Die Berechnung erfolgte mit dem Computerprogramm Fridolino 2.1 (entwickelt am Institut für Waldbau, Abt. 1, Universität Göttingen). Zur statistischen Absicherung wurden die Jahresmittelwerte mit einer Varianzanalyse (one way ANOVA) und einem Tukey-Test geprüft. Zuvor wurden die Daten auf Normalverteilung (Kolmogoroff-Smirnoff-Test) bzw. Varianzhomogenität (Levene-Test) getestet. Bei fehlender Normalverteilung bzw. Varianzhomogenität wurde der nicht-parametrische Wilcoxon-Test für den paarweisen Vergleich von abhängigen Stichproben gewählt, um die Unterschiede von Wiederholungsaufnahmen zwischen verschiedenen Jahren statistisch abzusichern (KÖHLER et al. 2002, SACHS 2002). Zur statistischen Auswertung der Ergebnisse diente das Programm Statistica 6.0. Die auf einem Signifikanzniveau von $\alpha = 0.05$ % gesicherten Unterschiede zwischen verschiedenen Jahren werden in den Abb. 1–7 und Tab. 1 durch verschiedene Buchstaben gekennzeichnet.

Zur Darstellung der Ähnlichkeitsbeziehungen zwischen den einzelnen Aufnahmeflächen und der Aufnahmejahre wurde eine indirekte Ordination (hier DCA: Detrended Correspondence Analysis, HILL & GAUCH 1980) durchgeführt. Bei einer Ordination wird der Abstand (oder die Ähnlichkeit) der Aufnahmen in einem vieldimensionalen Raum berechnet. Bei der anschließenden Reduktion der Dimensionen auf die zwei, welche in dem Datensatz die größte Varianz erklären, werden floristisch ähnliche Aufnahmen nahe beieinander abgebildet. Durch eine nachträgliche Korrelation der Ordinationsachsen mit den Artmächtigkeiten der einzelnen Vegetationsaufnahmen können die für die Unterschiede in der Vegetationszusammensetzung bedeutsamsten erkannt werden. Dazu wurden die Deckungsgradwerte von insgesamt 133 Arten aus dem Datensatz der 13 Aufnahmeflächen und 6 Jahre verwendet. Die Berechnung der DCA erfolgte mit Hilfe des Programms PCOrd 5.02 (MCCUNE & MEFFORD 1999).

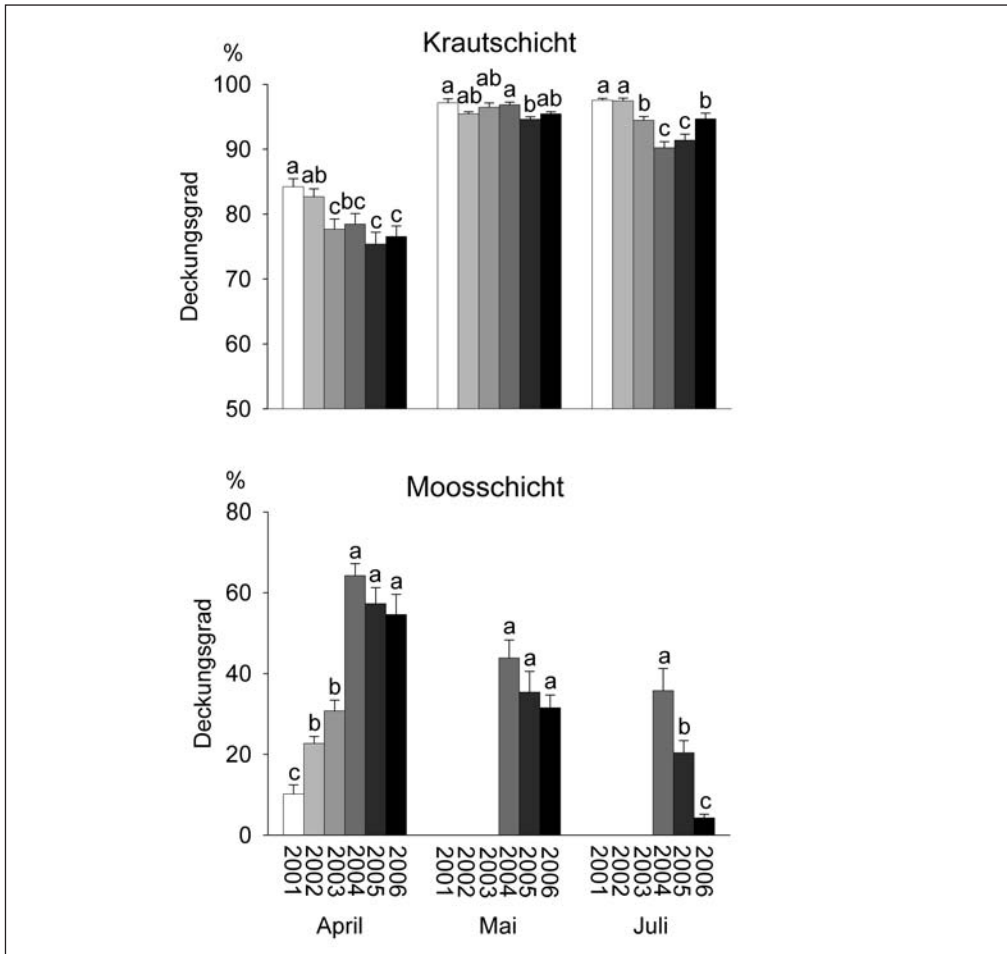


Abb. 2 Deckungsgrad der Kraut- und Moosschicht (%) zu den drei Aufnahmetermi- nen im April, Mai und Juli von 2001 bis 2006 (für die Moosschicht ohne Angaben im Mai und Juli 2001–2003). Mittelwerte mit Standardfehler (n=13). Signifikante Unterschiede ($p < 0.05$) zwischen den Jahren sind durch unterschiedliche Buchstaben gekennzeichnet.

Fig. 2 Cover of the herb and moss layer (%) at the three sampling dates in April, May and June from 2001 to 2006 (minus values for the moss layer in May and June 2001–2003). Means with standard deviation (n=13). Significant differences ($p < 0.05$) between the years are indicated by different letters.

4 Ergebnisse

4.1 Deckungsgrad und Mähgutproduktion

Entsprechend der phänologischen Entwicklung im Grünland lässt die Krautschicht bei der ersten Aufnahme im April zum Zeitpunkt der *Ranunculus ficaria*-Blüte noch Lücken im Bestand zu. Diese bestehen entweder aus winterlichen Störstellen mit offenem Boden durch Mäuse oder Maulwürfe oder werden von Moosen eingenommen (Abb. 2). Besonders zum Zeitpunkt der Mai-, aber auch der Juli-Aufnahme ist die Krautschicht dagegen mit Deckungsgraden von mehr als 90 % nahezu geschlossen. In der zeitlichen Entwicklung zeigt sich vor allem im April ein signifikant abnehmender Krautschicht-Deckungsgrad um fast 10 % zwischen

2001 und 2006. Gleichzeitig hat der Deckungsgrad an Moosen in diesem Zeitraum von 10 % (2001) auf 55–65 % (2004–2006) zugenommen. Entsprechende Veränderungen sind bei den Vegetationsaufnahmen für die Krautschicht im Mai kaum, im Juli nur schwach ausgeprägt. Vor allem gegenüber dem Zeitraum unmittelbar nach Beginn der Extensivierung war die Grasnarbe im Sommer in den letzten Jahren deutlich lückiger. Gleichzeitig nahm auch die Moosschicht stetig ab. Dies gilt vor allem für den Juli, als im trocken-heißen Sommer 2006 nur noch weniger als 5 % durch Bodenmoose gedeckt wurden.

Die aus der Zahl der Silageballen berechnete Mähgutproduktion ergab für die Streuobstwiese eine überraschend geringe Produktivität bereits unmittelbar im ersten Jahr der Extensivierung 2001 (Abb. 3). Mit im Mittel 3 t TS/ha bei Spannen zwischen 1.4–4.4 t TS/ha wuchs auf der Streuobstwiese Waake deutlich weniger Grünfutter als auf der seit 1969 ungedüngten, zweimal gemähten Sukzessionsfläche im Neuen Botanischen Garten der Universität Göttingen (SCHMIDT 1993, 2006) mit im Mittel 4,7 t TS/ha (Spanne zwischen 3,6–6,8 t TS/ha). Verantwortlich für diese Diskrepanz sind weniger Unterschiede in der Basen- und Nährstoffversorgung als vielmehr die deutlich ungünstigere Wasserversorgung auf der Wiese mit ihren überwiegend tonreichen Pelosolen, die besonders in Trockenjahren nur wenig pflanzenverfügbares Wasser bereitstellen können. Der starke Einfluss der Wasserversorgung auf die Mähgutproduktion spiegelt sich nicht zuletzt auch in der Abhängigkeit von den Niederschlägen in der Vegetationsperiode wider, indem durchgehend das Trockenjahr 2003 (Jahresniederschläge: 464 mm, in der Vegetationsperiode: 206 mm) sich durch die geringste Produktivität, das niederschlagreiche Jahr 2002 (Jahresniederschläge: 862 mm, in der Vegetationsperiode: 369 mm) dagegen durch eine ausgesprochen hohe Mähgutproduktion auszeichnete. Mit Düngung steigt die Mähgutproduktion erwartungsgemäß deutlich an, der Einfluss der Wasserversorgung besteht aber weiter, wie die Daten aus dem Sukzessionsversuch mit der Gegenüberstellung von Werten aus gedüngten und ungedüngten, zweimal jährlich gemähten Flächen zeigen (Abb. 3).

4.2 Artenzusammensetzung

Tabelle 1 weist für 42 Gefäßpflanzenarten eine signifikante Zunahme im maximalen Deckungsgrad, aber nur für acht Arten eine signifikante Abnahme im Zeitraum 2001 bis 2006 auf. Unter den deckungsgradstärksten, zunehmenden Arten (Deckungsgrad 2006 über 10 %) finden sich mit *Trifolium repens*, *Arrhenatherum elatius* und *Poa pratensis* weit verbreitete Klassen-Kennarten der Molinio-Arrhenatheretea bzw. des Arrhenatherion-Verbandes (DIERSCHKE 1997b). Zu dieser Gruppe ist auch der Löwenzahn (*Taraxacum* sect. *Ruderalia*) zu zählen, der allerdings 2006 bereits wieder eine signifikante Abnahme im Deckungsgrad gegenüber 2004/5 aufweist. Bei den weniger deckungsgradstarken Arten, die seit Beginn der Extensivierung zugenommen haben, fällt die weite Spanne in der pflanzensoziologischen und ökologischen Bindung bzw. von funktionalen Merkmalen auf:

– neben den ausdauernden Wiesenpflanzen mit Kennarten der Arrhenatheretalia, des Arrhenatherion bzw. des Arrhenatheretum (z.B. *Dactylis glomerata*, *Trifolium dubium*, *Trisetum flavescens*, *Anthriscus sylvestris*, *Veronica chamaedrys*, *Crepis biennis*, *Bromus hordeaceus*) findet man auch zahlreiche einjährige Arten der Äcker und Ruderalfluren (z. B. *Veronica arvensis*, *Vicia hirsuta*, *Vicia tetrasperma*, *Myosotis arvensis*, *Cardamine hirsuta*);

– neben niedrigwüchsigen Leguminosen (*Trifolium pratense*, *T. dubium*, *T. campestre*, *Vicia hirsuta*, *V. tetrasperma*) haben auch Obergräser (*Trisetum flavescens*, *Dactylis glomerata*, *Holcus lanatus*) zugenommen;

– auch bei den Kräutern findet man neben hochwüchsigen Arten wie *Crepis biennis*, *Senecio erucifolius*, *Picris hieracioides*, *Anthriscus sylvestris*, *Torilis japonica*, *Valeriana officinalis* und *Rumex acetosa* niedrige Rosetten- und Kriechpflanzen wie *Cerastium holosteoides*, *Glechoma hederacea*, *Plantago lanceolata*, *Veronica serpyllifolia*, *Ranunculus repens* und *Potentilla reptans*;

– neben Arten stickstoffarmer Standorte (N-Zahl 3 nach ELLENBERG 2001: *Bromus hordeaceus*, *Hypochaeris radicata*, *Poa angustifolia*, *Viola hirta*, *Trifolium campestre*) finden sich auch ausgesprochene Stickstoffzeiger (N-Zahl 8: *Galium aparine*, *Anthriscus sylvestris*, *Torilis japonica*), die zugenommen haben.

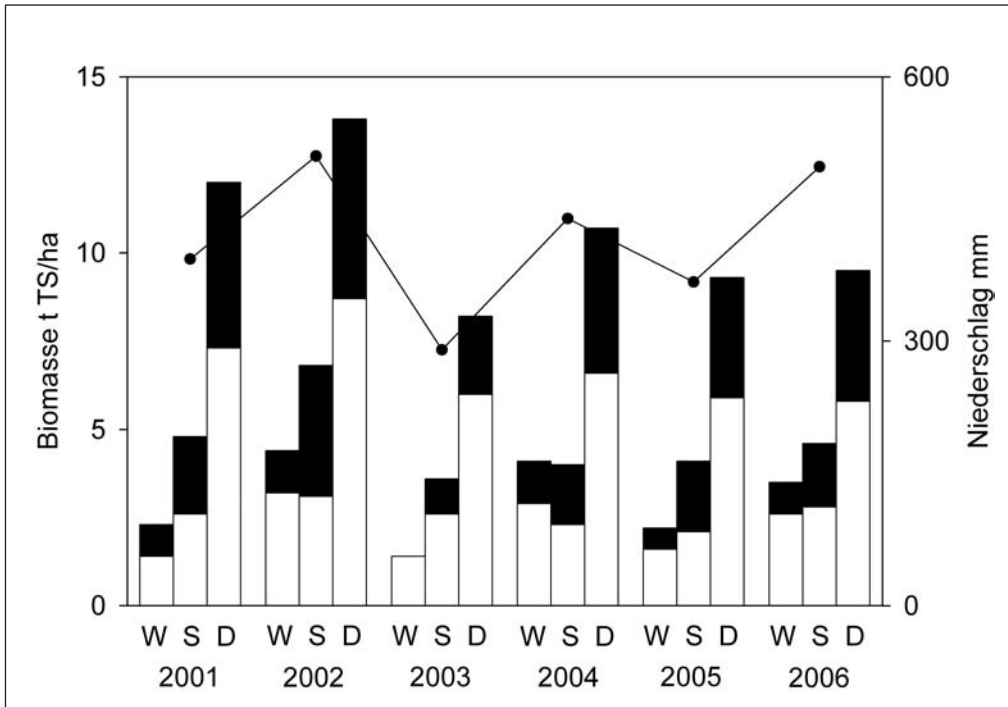


Abb. 3 Mähgutproduktion der Streuobstwiese Waake (W) im Vergleich zum Sukzessionsversuch Neuer Botanischer Garten Göttingen (Versuchsvariante mit zweimaliger Mahd, S: ungedüngt, D: NPK-gedüngt) von 2001 bis 2006. In den Säulen gibt die untere Hälfte (weiß) die Biomassen-Erträge beim 1. Schnitt, die obere Hälfte (schwarz) beim 2. Schnitt wieder. Die ausgezogene Kurve zeigt die Niederschlagssumme in der Vegetationsperiode (April-Oktober).

Fig. 3 Biomass production of the orchard meadow at Waake (W) compared with successional experiments in the New Botanical Garden of Göttingen between 2001 and 2006 (experimental variant with mowing twice yearly; S: unfertilised; D: fertilisation with NPK). Lower half of the columns (white) show biomass yields at the first cutting, the upper half (black) those of the second cutting. The extended curve shows the precipitation sums for the growing season (April to October).

Sehr viel einheitlicher ist das Bild bei den wenigen Arten, die seit 2001 signifikant im Deckungsgrad abgenommen haben. Es überwiegen Stickstoffzeiger (N-Zahl 7–9). Unter den deckungsgradstärksten Arten befinden sich mit *Alopecurus pratensis*, *Elymus repens* und *Poa trivialis* drei Gräser. Hinzu kommt noch *Lolium multiflorum*, die früher offensichtlich zur Steigerung der Produktivität eingesät wurde. Unter den Kräutern sind mit *Urtica dioica* und *Stellaria media* zwei ausgesprochene Stickstoffzeiger stark zurückgegangen. Dabei hat die Brennnessel auch deutlich an Wuchshöhe eingebüßt. *Stellaria media* fehlen offensichtlich die nährstoffreichen Lücken, in denen sie früher nach der ersten Mahd reichlich aufblühte. Das häufigere Auftreten von *Acer platanoides* und *Erophila verna* zu Beginn hängt dagegen nicht so sehr mit der Extensivierung, sondern vielmehr mit der von Jahr zu Jahr unterschiedlichen Fruktifikation, Diasporenausbreitung und Keimungssituation für diese beiden Arten zusammen.

Die DCA-Ordination bestätigt die in Tab. 1 dargestellte zeitliche Entwicklung der Arten, gibt darüber hinaus aber auch Hinweise auf die räumliche Variation der Aufnahmeflächen. Mit der 1. Achse, die knapp 70 % der Streuung erklärt, spiegelt sich die zeitliche Entwicklung der Wiesenflächen von 2001 bis 2006 wider. Mit der 2. Achse, die allerdings nur noch 3% der Variation umfasst, wird der Standortsgradient

von West nach Ost deutlich: Aufnahmeflächen im Osten (A3, A4, B3, B4) liegen ausschließlich im vom Mittleren Buntsandstein geprägten Teil der Wiesenfläche. Sie zeigen entlang der Zeitachse von 2001 bis 2006 überwiegend eine gleichgerichtete Entwicklung im oberen Teil des Ordinationsdiagramms (Abb. 4). Die übrigen Aufnahmeflächen im Westteil werden überwiegend von den kalkgesteinhaltigen Pelosolen des Oberen Buntsandsteins (Röt) geprägt und liegen zu Beginn des Beobachtungszeitraums (2001) unterhalb der 1. Achse im Ordinationsdiagramm, am Ende (2006) in der Nähe der 1. Achse. In Bezug auf die besonders aussagekräftigen Arten weist Abb. 4 als eindeutige Verlierer des Extensivierungsprozesses *Alopecurus pratensis*, *Elymus repens* und *Poa trivialis* aus. Als Gewinner sind besonders *Cerastium holosteoides*, *Crepis biennis*, *Glechoma hederacea*, *Poa pratensis*, *Potentilla reptans*, *Senecio erucifolius*, *Trifolium repens*, *Veronica chamaedrys* und *Veronica serpyllifolia* herausgehoben, deren Deckungsgradentwicklung sehr gut mit der 1. Achse korreliert ist ($r > 0.6$, Abb. 4).

Typisch für Frischwiesen und -weiden in Mitteleuropa ist, dass die Zahl der gefährdeten Gefäßpflanzen nur sehr gering ist (BRIEMLE 1998, BOSSHARD 1999). BRIEMLE (1998) nennt 184 Gefäßpflanzenarten typisch für Deutschland, darunter befinden sich nur sieben Rote-Liste-Arten. Diese Aussage gilt auch für die Streuobstwiese: unter den in Tab. 2 aufgeführten häufigeren Arten findet sich keine Pflanzenart der Roten Liste Niedersachsens (GARVE 2004). Von den selteneren Wiesenpflanzen stehen *Gagea pratensis* und *Primula veris* in Niedersachsen auf der Vorwarnliste. Als gefährdet eingestuft (Kategorie 3) fand sich allein *Galeopsis angustifolia*, die als seltenere Ruderal- und Ackerpflanze nachweislich über abgelagerten Kompost aus der Umgebung eingeschleppt wurde und sich 2004 und 2006 auf einer Störstelle mit wenigen Exemplaren fand.

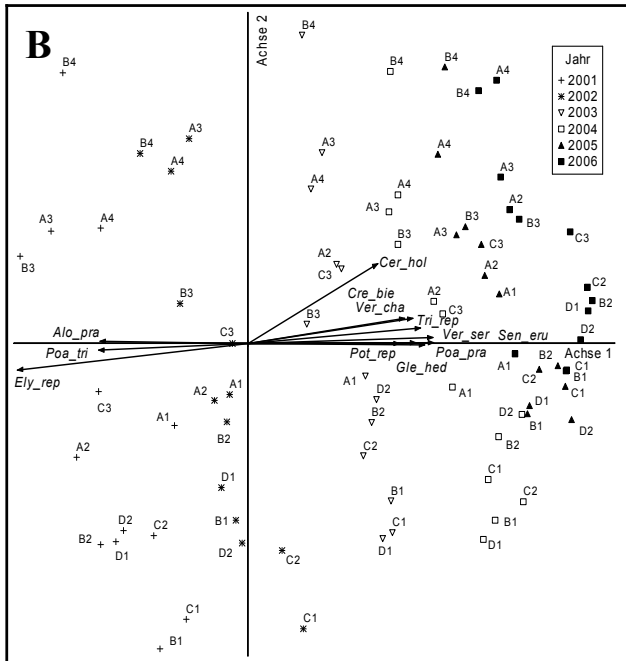
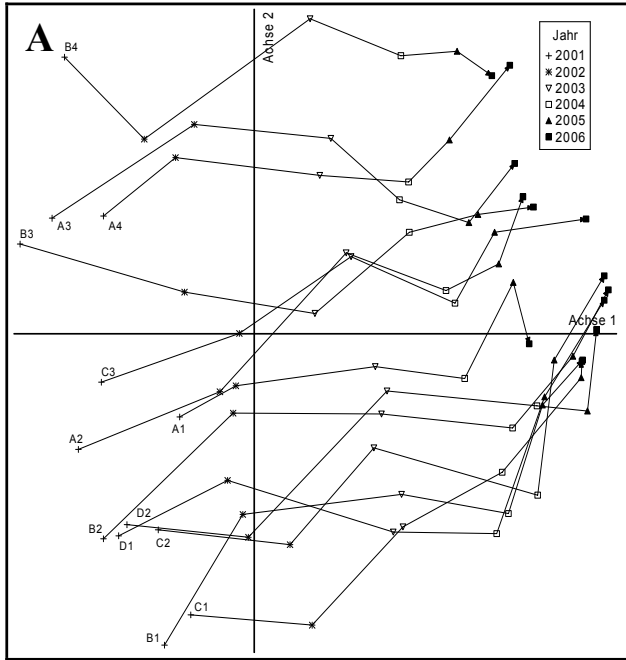
4.3 Funktionelle Artengruppen: Gräser-Kräuter-Leguminosen-Verhältnis

Die Veränderungen in der Artenzusammensetzung spiegeln sich auch in Veränderungen von funktionellen Artengruppen wider. Für Grünlandgesellschaften wird häufig das Augenmerk auf das Verhältnis zwischen Gräsern, Kräutern und Leguminosen gelegt. Dies gilt nicht zuletzt auch für die Graslandexperimente zur Klärung des Zusammenhangs zwischen Diversität und Ökosystemfunktionen, bei denen nicht nur die Artenzahl als solche, sondern auch die Diversität von funktionalen Gruppen wie Gräsern, Kräutern und Leguminosen variiert wurde (TILMAN et al. 1996, 1997, HECTOR et al. 2001, LOREAU et al. 2002, SCHMID et al. 2002, SCHERER-LORENZEN et al. 2003, ROSCHER et al. 2004). War die Streuobstwiese zu Beginn der Extensivierung zu 75 % des maximalen Deckungsgrades von Gräsern beherrscht, so sank deren Anteil während der vergangenen fünf Jahre auf weniger als 50 %. Gleichzeitig nahm der Anteil der Kräuter von 25 % auf fast 45 %, der Anteil der Leguminosen von weniger als 0.1 % auf 11 % zu (Abb. 5). Ob damit bereits ein neuer Gleichgewichtszustand erreicht ist, muss noch offen bleiben. Während für die Kräuter und Gräser in den letzten drei bzw. zwei Jahren keine signifikanten Veränderungen mehr festzustellen waren, nahm der Anteil der Leguminosen auch noch von 2005 auf 2006 signifikant zu.

4.4 Ökologische Zeigerwerte

Von den ökologischen Zeigerwerten nach ELLENBERG (2001) sind in Abb. 6 nur die Veränderungen für Licht (L), Bodenfeuchte (F), Stickstoff (N) und Bodenreaktion (R) dargestellt. Sie wurden entweder nur auf der Grundlage des Vorkommens oder Fehlens von Arten (qualitativ) oder auch unter Berücksichtigung des Deckungsgrades (quantitativ) berechnet.

Relativ schwach sind die Veränderungen in der L-Zahl. Es lässt sich eine signifikante Zunahme von Lichtpflanzen feststellen, die quantitativ stärker ausgeprägt ist als qualitativ, wo nur zwischen 2001 und 2002 ein deutlicher Anstieg erfolgte. Mit der Extensivierung gingen Frischezeiger zurück. Dies bestätigt die alte Bauernregel „Stickstoff ersetzt Wasser“ (ELLENBERG 1996). Da dieser Rückgang besonders auch deckungsgradstarke Arten wie *Alopecurus pratensis* (F-Zahl 6) und *Poa trivialis* (F-Zahl 7) betraf (Tab. 1), war die Veränderung in der mittleren F-Zahl wiederum quantitativ deutlicher als qualitativ. Am stärksten spiegelt sich die Extensivierung in den N-Zahlen wider. Hier fällt auch die qualitative Abnahme um



eine Einheit stärker aus als die quantitative, d.h. es sind verstärkt Arten mit niedrigen N-Zahlen neu hinzugekommen. Deckungsgradstarke N-Zeiger haben zwar auch abgenommen, sind jedoch überwiegend noch auf den Aufnahmeflächen vorhanden. Im Vergleich zum Stickstoff lässt sich der mit der Ernte verbundene Basenentzug noch nicht mit einem deutlich veränderten Spektrum an Kalk(Basen-) oder Säurezeigern in Beziehung setzen. Während qualitativ der Anteil an Basenzeigern abnahm, stieg er quantitativ an. In beiden Fällen sind die Unterschiede aber nur gering und nur schwach signifikant.

4.5 Diversität

Alle Diversitätsparameter zeigen von 2001 bis 2006 eine deutliche Zunahme. Die Gesamtartenzahl an Gefäßpflanzen stieg von 48 auf 115, die mittlere Artenzahl von 21 auf 53 Arten/400 m². Höhere Artenzahlen sind auch entscheidend, dass der Shannon-Index von 2.0 auf 3.1 signifikant anstieg. Gleichzeitig hat aber auch die Dominanz einzelner Arten abgenommen und die Gleichverteilung zugenommen; dementsprechend stieg die Evenness von 67 % auf 77 % an (Abb. 7).

5 Diskussion

Trotz langjähriger Intensivierung hat sich die artenarme *Alopecurus pratensis*-Wiese überraschend schnell zu einer artenreichen Wiese zurückentwickelt. Als wesentliche Faktoren für eine erfolgreiche Wiesenrenaturierung mit dem Ziel „Zurückgewinnung und Steigerung der Diversität“ (VAN ANDEL & GROOTJANS 2006) werden in der Literatur (s.u.) diskutiert:

Abb. 4 Ordination der Vegetationsdaten der Streuobstwiese Waake (DCA – Detrended Correspondence Analysis). Zugrunde liegt eine Matrix aus 78 Vegetationsaufnahmen (Aufnahmeflächen A1-A4, B1-B4, C1-C3, D1-D2, Jahre 2001–2006) mit insgesamt 133 Arten. Die erklärte Varianz im Gesamtdatensatz beträgt für die 1. Achse 0,695, für die 2. Achse: 0,032 bei einer Gradientenlänge der 1. Achse von 1,613 multivariaten SD.

In Abbildung A wird der Verlauf der Entwicklung der 13 einzelnen Aufnahmeflächen von 2001 bis 2006 durch Vektoren verdeutlicht.

Abbildung B zeigt dasselbe Ordinationsdiagramm als Bi-Plot mit den wichtigsten Arten (d.h. für alle Arten mit einem Korrelationskoeffizient $r > 0,5$ für die 1. Achse). Abkürzungen der Arten, Korrelationskoeffizient und Signifikanzniveau: Ely_rep: *Elymus repens*, $r = -0,898^{***}$; Poa_tri: *Poa trivialis*, $r = -0,723^{***}$; Alo_pra: *Alopecurus pratensis*, $r = -0,719^{***}$; Sen_eru: *Senecio erucifolius*, $r = 0,806^{***}$; Ver_ser: *Veronica serpyllifolia*, $r = 0,804^{***}$; Gle_hed: *Glechoma hederacea*, $r = 0,785^{***}$; Tri_rep: *Trifolium repens*, $r = 0,777^{***}$; Poa_pra: *Poa pratensis*, $r = 0,766^{***}$; Ver_cha: *Veronica chamaedrys*, $r = 0,759^{***}$; Cre_bie: *Crepis biennis*, $r = 0,740^{***}$; Pot_rep: *Potentilla reptans*, $r = 0,726^{***}$; Cer_hol: *Cerastium holosteoides*, $r = 0,674^{***}$.

Fig. 4 Ordination of vegetation data of the orchard meadows at Waake (DCA, detrended correspondence analysis), based on a matrix of 78 relevés (relevés A1-A4, B1-B4, C1-C3, D1-D2, years 2001–2006) with a total of 133 species. The amount of variance explained by the axes is 0.695 for the first axis and 0.032 for the second axis with a gradient length of 1.613.

Fig. A shows the trajectory of development of the 13 plots from 2001 to 2006 with vectors.

Fig. B shows the same ordination diagram as a bi-plot with the most important species (i.e., all species with a correlation coefficient $r > 0.5$ for the first axis). Abbreviations, correlation coefficients and significance levels for the individual species: Ely_rep: *Elymus repens*, $r = -0,898^{***}$; Poa_tri: *Poa trivialis*, $r = -0,723^{***}$; Alo_pra: *Alopecurus pratensis*, $r = -0,719^{***}$; Sen_eru: *Senecio erucifolius*, $r = 0,806^{***}$; Ver_ser: *Veronica serpyllifolia*, $r = 0,804^{***}$; Gle_hed: *Glechoma hederacea*, $r = 0,785^{***}$; Tri_rep: *Trifolium repens*, $r = 0,777^{***}$; Poa_pra: *Poa pratensis*, $r = 0,766^{***}$; Ver_cha: *Veronica chamaedrys*, $r = 0,759^{***}$; Cre_bie: *Crepis biennis*, $r = 0,740^{***}$; Pot_rep: *Potentilla reptans*, $r = 0,726^{***}$; Cer_hol: *Cerastium holosteoides*, $r = 0,674^{***}$.

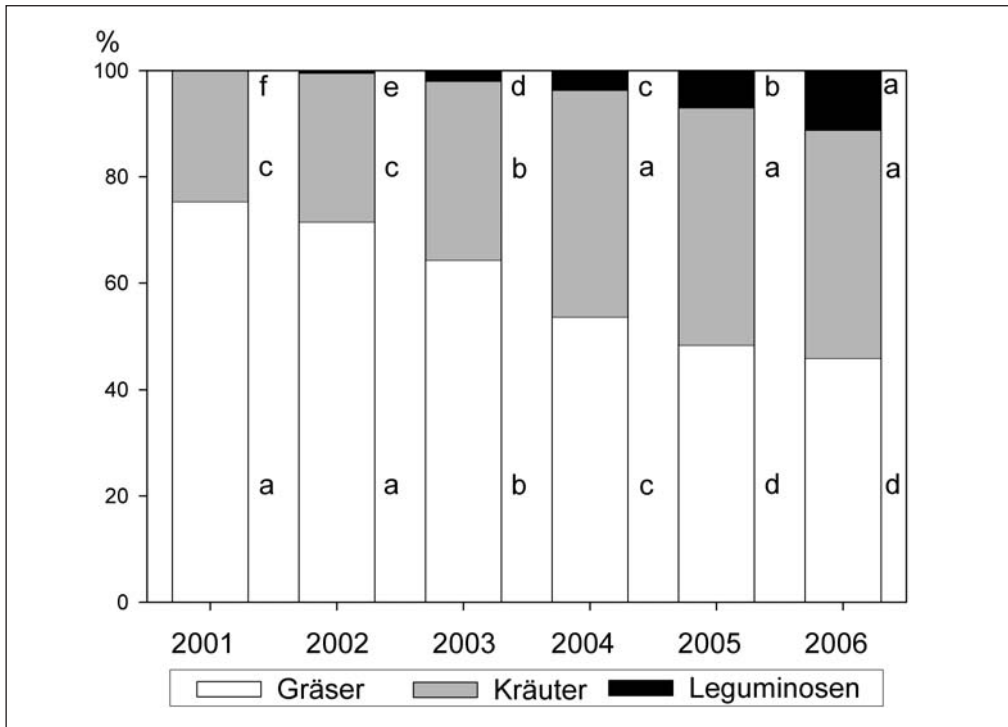


Abb. 5 Deckungsgradanteile (%) von Gräsern, Kräutern und Leguminosen von 2001 bis 2006. Signifikante Unterschiede ($p \leq 0.05$) zwischen den Jahren sind bei den drei einzelnen Artengruppen durch unterschiedliche Buchstaben gekennzeichnet.

Fig. 5 Share of cover (%) of grasses, herbs and legumes from 2001 to 2006. Significant differences ($p \leq 0.05$) between the years are indicated with different letters for the three individual species groups.

1. Rückgang der Produktivität und der konkurrenzkräftigen, produktiven Arten durch fehlende Düngung
2. Veränderung des Lichtklimas (vertikal, horizontal, zeitlich) durch geänderte Artenzusammensetzung
3. Lücken und Störungsdynamik: Kleinstandorte zur Etablierung von Arten
4. Samenbank mit Arten aus Phasen hoher Diversität vor der Intensivierung
5. Sameneintrag aus der umgebende Landschaft

Aus zahlreichen mittel- und westeuropäischen Untersuchungen ist bekannt, dass ab einer Biomasseproduktion von mehr als 3.5-7.0 t/ha die Artenzahl in vielen Grasland-Gesellschaften schnell zurückgeht (z.B. GRIME 1973, AL-MUFTI et al. 1977, HUSTON 1979, KAPFER 1988, VERKAAR & LONDO 1993, TILMAN & PACALA 1993, BOSSHARD 1999, RUTHSATZ 2001, HÄRDTLE et al. 2006, SCHMIDT 2006). Bereits bei geringer Düngung wird auf eutrophen Standorten mit ausreichender Wasserversorgung diese Biomasseproduktion rasch überschritten und erreicht auch in nicht überdüngten Glatthaferwiesen mehr als 8 t/ha und Jahr (Abb. 3, BOSSHARD 1999). Für die Untersuchungsfläche zeigte sich bereits nach einem Jahr ohne Düngung eine überraschend niedrige Produktivität, die im Durchschnitt der sechs Jahre mit 3 t/ha unterhalb der oben genannten kritischen Schwelle von 3.5 t/ha lag. Ihre unterschiedliche Höhe von Jahr zu Jahr wurde vor allem durch die Wasserversorgung in der Vegetationsperiode bestimmt

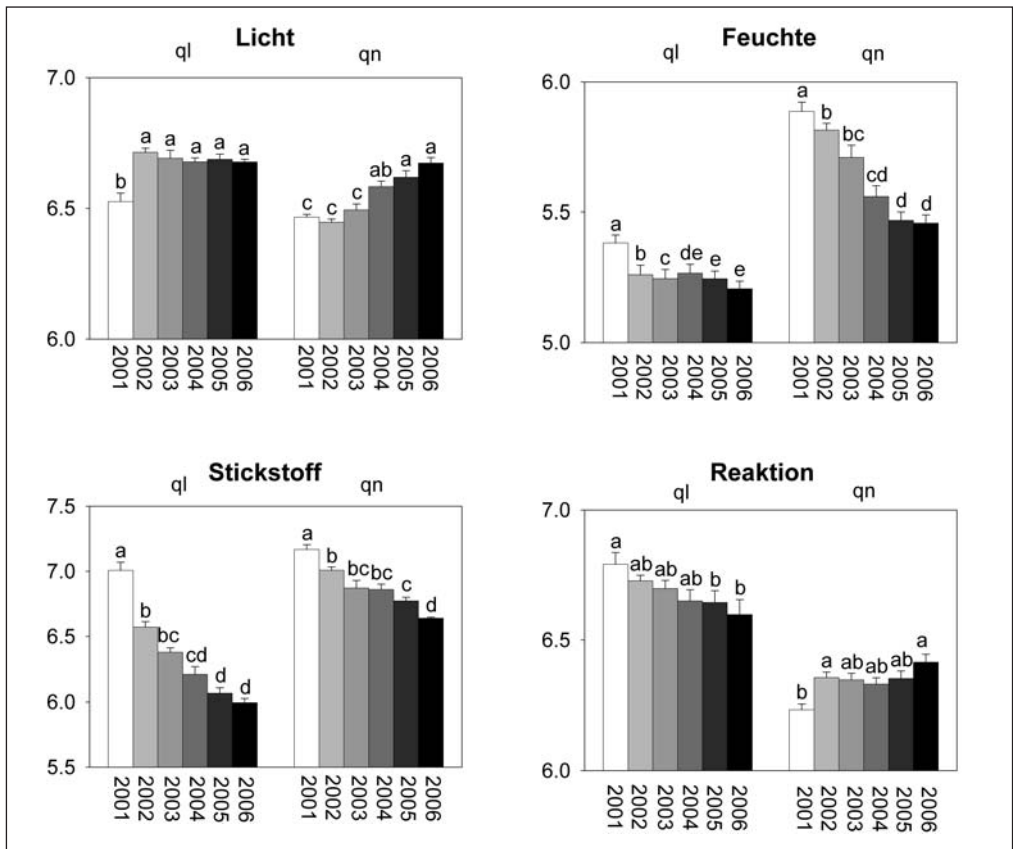


Abb. 6 Veränderungen in den mittleren Zeigerwerten (ql: qualitativ, qn: quantitativ) nach ELLENBERG (2001) für Licht, Feuchte, Stickstoff und Reaktion. Mittelwerte mit Standardfehler (n=13). Signifikante Unterschiede ($p \leq 0.05$) zwischen den Jahren sind durch unterschiedliche Buchstaben gekennzeichnet.

Fig. 6 Changes in average Ellenberg indicator values (ql, qualitative; qn, quantitative) for light, moisture, nitrogen and soil acidity (ELLENBERG 2001). Mean values with standard deviations (n=13). Significant differences ($p \leq 0.05$) between the years are indicated with different letters.

(SCHMIDT 1985, 1993, DIERSCHKE & BRIEMLE 2002). Eine hohe Biomasseproduktion schränkt vor allem das notwendige Lichtangebot für eine Reihe konkurrenzschwacher Arten ein. Mit der Reduktion der Biomassebildung waren somit bereits im ersten Jahr nach dem Stopp der Düngung die produktionsbiologischen Voraussetzungen für eine Erhöhung der Artenvielfalt gegeben gewesen. Häufig wird aber bei Grünlandextensivierungen auf eutrophen Böden erst nach einem Jahrzehnt oder mehr ohne Düngung der Grenzertrag von 4–5 t/ha unterschritten (SCHMIDT 1985, 2006, OOMES & MOOI 1985, BAKKER 1989, OOMES 1990, OLFF & BAKKER 1991, PEGTEL et al. 1996, BEKKER et al. 2000, BAKKER et al. 2002). So kann bereits die Zeitdauer nach Ende der Düngung darüber entscheiden, ob und wann es zu einer Erhöhung der Artenvielfalt kommt (PYWELL et al. 2003). Die Ergebnisse aus dem Sukzessionsversuch in Göttingen (SCHMIDT 1993, 2006), dem Grasland-Experiment in Rothamsted (HILL & CAREY 1997) sowie eine Zusammenstellung von OOMES & MOOI (1985) von Produktionsdaten aus Langzeitexperimenten im Grünland zeigen, dass sich auch noch nach Jahrzehnten mit Mahd ohne Düngung das Ertragsniveau weiterhin allmählich verringert und somit noch kein Gleichgewicht erreicht wird. Schwierig einzu-

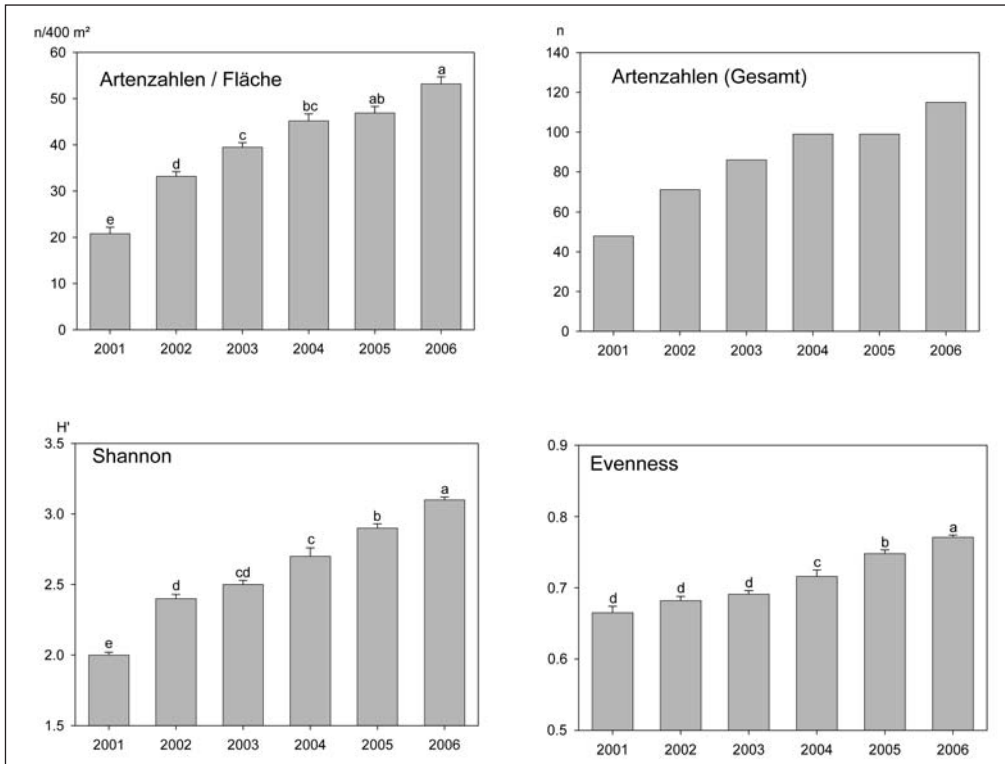


Abb. 7 Veränderungen in den Artenzahlen (oben links: mittlere Artenzahl/400 m², oben rechts: Gesamtartenzahl pro 0.52 ha), dem Shannon-Index und der Evenness. Die Säulen geben die Mittelwerte mit Standardfehler wieder (n=13). Signifikante Unterschiede ($p \leq 0.05$) zwischen den Jahren sind durch unterschiedliche Buchstaben gekennzeichnet.

Fig. 7 Changes in species number (top, left: average species number/400 m², top, right: total species number per 0.52 ha), changes in Shannon-Index and evenness. The columns provide both mean values and standard error (n=13). Significant differences ($p \leq 0.05$) between the years are indicated with different letters.

schätzen sind dabei auch gegenläufige Einflüsse, wie beispielsweise die Zunahme der atmosphärischen Stickstoffeinträge und ihre Wirkung auf die Produktivität ungedüngter Wiesen. OOMES & MOOI (1985) sehen hierin eine mögliche Ursache für einen Anstieg der Produktivität einer Grünlandfläche auf einem nährstoffreichen Ton, nachdem der jährliche Eintrag an Stickstoff aus der Atmosphäre auf 45 kg N/ha angestiegen war. Höhere Stickstoffeinträge verschieben in ungedüngten Böden die Nährstoffverhältnisse, insbesondere bei den für Graslandgesellschaften wichtigen Nährstoffen Phosphor und Kalium (TILMAN 1982, 1985, OOMES & MOOI 1985, OOMES 1990, HILL & CAREY 1997, BRIEMLE 1998, RUTHSATZ 2001, PYWELL et al. 2002, HÄRDITL et al. 2006). Nach BRAAKHEKKE & HOOFTMAN (1999) ist die Diversität in Grünlandflächen am höchsten, wenn die Nährstoffverhältnisse in einem ausgewogenen Verhältnis zu einander stehen (*resource balance hypothesis of plant species diversity*). Sie fanden bei ihren Untersuchungen, die höchste Diversität nicht bei den Extremen von N/P-, N/K- und P/K-Verhältnissen in der Biomasse, sondern im mittleren Bereich.

Im Vergleich zur Biomasseproduktion und dem Gesamtdeckungsgrad nahmen die dominanten Arten *Alopecurus pratensis*, *Elymus repens* und *Poa trivialis* von 2001 bis 2006 deutlich stärker ab. Die durch den Rückgang der dominanten Arten entstandenen Nischen wurden rasch durch eine Vielzahl anderer

Arten besiedelt, die aber im Frühjahr weniger stark deckend sind und mehr Licht durchlassen, so dass sich insbesondere die Mooschicht gut entwickeln konnte. Nach BOSSHARD (1999) kommt dem Lichtklima eine zentrale Bedeutung für die potentielle Pflanzendiversität in renaturierten Wiesen zu. In der vorliegenden Untersuchung sind direkte Lichtmessungen bisher nicht erfolgt. Indirekt zeigt aber die Entwicklung des Deckungsgrades der Krautschicht im Frühjahr und der quantitativen Lichtzahl nach ELLENBERG (2001), dass das Strahlungsangebot im Bestand zugenommen hat. Änderungen im Lichtklima haben aber nicht nur Auswirkungen auf den etablierten Bestand, sondern sind daneben auch für die Etablierung neuer Arten von Bedeutung, die in produktiven Grasland-Ökosystemen nur keimen und sich erfolgreich entwickeln, wenn dazu Licht bzw. Lücken vorhanden sind (RYSER 1990, BOSSHARD 1999, HOFMANN & ISSELSTEIN 2004, MARTIN & WILSEY 2006). Mit Beendigung der Düngung ist die Lichtphase nach dem Mähnschnitt auf den Untersuchungsflächen länger geworden, gleichzeitig sind aber die Lücken mit offenem Boden durch die Entwicklung einer dichten Mooschicht eher geringer geworden. Wichtig sind daher Kleinstandorte für die Keimung, die durch Störstellen in der Grasnarbe und Moosdecke entstehen. Wühltätigkeiten durch Mäuse und Maulwürfe haben auf der Untersuchungsfläche im Laufe der Extensivierung deutlich zugenommen (auch im Vergleich mit einer benachbarten, weiterhin intensiv bewirtschafteten Grünlandfläche). LEUTERT (1983) und RYSER (1990) konnten zeigen, dass Bodentiere im Grassland die Ansiedlung neuer Arten wie z.B. *Erophila verna* deutlich fördern, wenn nach dem Winter Kahlstellen in der Grasnarbe vorhanden sind. An solchen Störstellen etablieren sich nach Samenjahren auch Gehölze wie *Acer platanoides* und *Fraxinus excelsior*, die als Dynamikflieger bei hohen Windgeschwindigkeiten aus den angrenzenden Kalk-Buchenwäldern leicht die Wiese erreichen (BONN & POSCHLOD 1998, BRÖTJE & SCHMIDT 2005). Störstellen werden auch durch das Abeggen im Frühjahr geschaffen. Diese Maßnahme, die auf der untersuchten Wiesenfläche fast in jedem Jahr stattfand, erwies sich nach Experimenten von HOFMANN & ISSELSTEIN (2004) für die Ansiedlung von Arten der mesotrophen Glatthaferwiesen (*Arrhenatheretum*) in einem bisher intensiv genutzten artenarmen Grünland als besonders erfolgreich. Störstellen in Mähwiesen erzeugt auch die vielfach übliche Nachweide mit Rindern oder Schafen. MARTIN & WILSEY (2006) haben im Vergleich mit Einsaaten zeigen können, dass eine Störung durch Beweidung allein nicht ausreicht, um insbesondere die Ansiedlung seltenerer Arten im Grassland zu fördern. Wenn Samen jedoch künstlich eingebracht werden, fördert die Beweidung aber die Keimung und Ansiedlung der Arten.

Die ursprüngliche Vermutung, dass allein der Wegfall oder die Reduzierung der Düngung mit der Minderung der Produktivität und der Verbesserung des Lichtklimas bei geeigneten Keimbedingungen ausreichend sei, um die Diversität im Grünland zurückzugewinnen oder gar zu steigern, hat sich in vielen Untersuchungen nicht bestätigt (vergl. u.a. OOMES & MOOI 1985, OLFF & BAKKER 1991, BEKKER et al. 2000, BAKKER et al. 2002). Hintergrund für diese Annahme war, dass sich die zurückkehrenden Arten aus der Samenbank etablieren würden, wo sie als Relikte aus einer Phase hoher Diversität überdauert hätten, bevor die Intensivierung einsetzte. Viele Arbeiten zeigen jedoch, dass die Überdauerungsfähigkeit der Samen von Grünlandarten gering ist, so dass die Samenbank kein wichtiger Faktor bei der Sukzession zu artenreichem Grünland ist (BOSSHARD 1999, BEKKER et al. 2000, HACHMÖLLER 2000, BAKKER et al. 2002, ROSENTHAL 2006, WAESCH 2006). Für die Untersuchungsfläche, die mehr als 25 Jahre intensiv bewirtschaftet wurde, dürften die meisten Wiesenarten, deren Samen häufig bereits nach 1–5 Jahren nicht mehr keimfähig im Boden vorhanden sind (THOMPSON et al. 1997, BEKKER et al. 2000, WAESCH 2006), von außen in die Fläche eingewandert sein. Eine Ausnahme bilden einzelne Kräuter (z.B. *Veronica serpyllifolia*, für die THOMPSON et al. 1997 eine Lebensdauer der Diasporen von mindestens 100 Jahren angeben) und die meisten Kleearten, deren Samen mehrere Jahrzehnte bis mehrere hundert Jahre im Boden keimfähig lagern können. Auch viele einjährige Ackerunkräuter wie z.B. *Veronica arvensis*, *Vicia tetrasperma* und *Myosotis arvensis* können in der Samenbank nur 30 bis 40 Jahre überleben (WALDHARDT 1994, THOMPSON et al. 1997, FUHR-BOSSDORF et al. 1999), d.h. ihr Auftreten in der Streuobstwiese lässt sich kaum mit der früheren Ackernutzung in Verbindung bringen, die mehr als 100 Jahre zurückliegt.

Der Erfolg von Extensivierungsmaßnahmen im Intensivgrünland hängt damit in hohem Maße auch davon ab, inwieweit im Landschaftsraum noch Restbestände mit hoher Pflanzenartenvielfalt vorhanden sind. BEKKER et al. (2000) und SMART et al. (2006) zeigen, dass die Restoration vor allem dort möglich

ist, wo noch Restflächen mit artenreichem Grünland, Weg- und Feldrändern, Uferstreifen, Säumen oder Kleinbiotopen existieren. Dies gilt für die untersuchte Wiesenfläche, die in einem floristisch sehr artenreichen Landschaftsausschnitt Südniedersachsens liegt (HAEUPLER 1974, GARVE mündl. Mitt. 2006) und viele der genannten, extensiv genutzten Restbiotope in der unmittelbaren Nähe aufweist. Mit zunehmender Intensivierung der Landschaft sinkt die Artendiversität, d.h. in ausgeräumten Landschaften ist die Restoration von Grünlandgesellschaften schwieriger als in weniger intensiv genutzten, da auch die vorhandenen Restbiotope floristisch verarmt sind und häufig isoliert liegen (Filter-Effekt nach SMART et al. 2006). Dies hat dann Konsequenzen für die Diasporenverfügbarkeit und damit auch für die Rückwanderung von Arten.

Die Wanderdistanzen vieler Samen sind sehr klein (wenige bis hundert Meter, BONN & POSCHLOD 1998), können aber im Einzelfall beträchtlich schwanken. Als wichtige Ausbreitungsvektoren neben der Windverbreitung werden für Grünlandgesellschaften daher häufig Weidetiere (BAKKER & VRIES 1985, FISCHER et al. 1995, 1996, RÖRMERMANN et al. 2005, MARTIN & WILSON 2006) und Maschinen (BAKKER et al. 1995, BOSSHARD 1999, BEKKER et al. 2000) genannt, die auch Samen über größere Entfernungen verbreiten können. Traktoren mit Geräten zum Abeggen, Mähen und Einbinden des Aufwuchses sind dann ein wichtiger Ausbreitungsvektor, wenn sie innerhalb eines Gebietes Flächen mit unterschiedlicher Artendiversität befahren (STRYKSTRA et al. 1996, 1997, 1998, BEKKER et al. 2000). Dementsprechend wird die fehlende Zunahme der Artenzahl auf Grünlandflächen trotz artenreicher Wiesen in der Umgebung von OOMES (1990) u.a. damit erklärt, dass die Maschinen diese Flächen nicht mit befahren. Weidetiere als Ausbreitungsvektoren scheiden für die Untersuchungsfläche aus. Der bewirtschaftende Biolandwirt nutzt aber mit seinen Maschinen seit Jahren ein weites Spektrum unterschiedlicher Wiesen-, Weide- und Ackergesellschaften, die sich durch eine hohe Artenvielfalt gegenüber konventionell genutzten Flächen auszeichnen (WALDHARDT 1989, 1994). So ist gut denkbar, dass ein Teil der raschen Etablierung von Grünlandarten (möglicherweise auch der einjährigen Ackerunkräuter) auf den damit verbundenen Sameneintrag zurückgeht.

Dass die Aufgabe der Düngung bei eutrophen Bodenbedingungen nicht ausreicht, um mesotrophe Pflanzengesellschaften wiederherzustellen, wenn kein ausreichendes Samenangebot vorliegt (BAKKER & TER HEERDT 2005, SMART et al. 2006), zeigen die inzwischen zahlreichen Wiesen-Renaturierungsexperimente mit einer gezielten Aussaat von Samen (BOSSHARD 1999, SMITH et al. 2000, 2002, MACDONALD 2001, PYWELL et al. 2002, MARTIN & WILSEY 2006). Die hier vorliegenden Ergebnisse machen aber auch deutlich, dass in einer abwechslungsreichen Kulturlandschaft die Rückgewinnung einer hohen Biodiversität ohne großen Aufwand noch innerhalb kurzer Zeit möglich ist, wenn eine sowohl auf Nährstoff- wie auf Biomasseentzug ausgerichtete Beerntung der Primärproduktion, d.h. durch eine Mahd ohne Düngung erfolgt und der Diasporenaustausch möglich bleibt (SCHMIDT 1985, 1993, 2006, HACHMÖLLER 2000, OTTE et al. 2000, HACHMÖLLER et al. 2003, ROSENTHAL 2006).

6 Zusammenfassung

SCHMIDT, W.: Wie rasch kehrt die Vielfalt in artenarmen Wiesenfuchsschwanz-Wiesen zurück? - Ergebnisse aus Dauerflächenuntersuchungen zur Extensivierung des Grünlandes. - *Hercynia* N. F. **40** (2007): 111–132.

Mit der Intensivierung des Grünlandes haben sich aus früher artenreichen, frischen bis feuchten Glatthaferwiesen häufig artenarme Dominanzbestände des Wiesenfuchsschwanz (*Alopecurus pratensis*) entwickelt. Ob und in welchen Zeitraum diese Entwicklung allein durch eine Einstellung der Düngung umkehrbar ist, war Ziel einer Dauerflächenuntersuchung auf einer Wiesenfläche, die zuvor mindestens 25 Jahre intensiv genutzt wurde. Ab 2001 wurde die Fläche nicht mehr gedüngt, aber weiterhin regelmäßig zur Silagenutzung gemäht. Daten zur Mähgutproduktion und Vegetationsentwicklung zeigen bereits im ersten Jahr ohne Düngung eine überraschend geringe Produktivität, deren Höhe bis 2006 dann im Wesentlichen durch die unterschiedlichen Niederschlagsverhältnisse bestimmt wird. Mit der Extensivierung nimmt der

Anteil dominierender Gräser (vor allem *Alopecurus pratensis*, *Elymus repens*, *Poa trivialis*) kontinuierlich ab. Im Vergleich zu den abnehmenden Arten (insgesamt 8 im Zeitraum 2001–2006) ist der Anteil zunehmender Arten mit insgesamt 42 deutlich höher. Quantitativ stark zugenommen haben vor allem Klassen-Kennarten der Molinio-Arrhenatheretea (z.B. *Trifolium repens*, *Arrhenatherum elatius*, *Poa pratensis*). Der Gräser-Anteil sank von 75 % auf weniger als 50 %. Gleichzeitig stieg der Kräuteranteil von 25 % auf 45 %, der Leguminosenanteil von weniger als 0.1 % auf 11 % an. Von den ökologischen Zeigerwerten nach Ellenberg spiegelt sich die Extensivierung am stärksten in der Abnahme der mittleren N-Zahl wider. Alle Diversitätsparameter (Artenzahl, Shannon-Index, Evenness) zeigen von 2001 bis 2006 eine deutliche Zunahme. Im Vergleich mit vielen anderen Wiesenrenaturierungen, bei denen allein auf eine Düngung verzichtet wurde, hat sich die artenarme *Alopecurus pratensis*-Wiese überraschend schnell zu einer artenreichen Wiese zurückentwickelt. Als wesentliche Faktoren werden dazu diskutiert: 1. Der rasche Rückgang der Produktivität auf weniger als 3.5 t/ha bereits im ersten Jahr nach Stopp der Düngung. 2. Der damit verbundene allmähliche Rückgang konkurrenzkräftiger Arten fördert durch ein verändertes Lichtklima vorhandene, konkurrenzschwächere Arten und ermöglicht die Etablierung neuer Arten. 3. Die Ansiedlung neuer Arten ist vor allem von Kleinstandorten abhängig, wie sie durch die Bodenstörungen (z.B. durch wühlende Tiere, maschinelle Bewirtschaftung) entstehen. 4. Da die Samenbank in Wiesen nach einer längeren Intensivierungsphase kaum noch zur Neubesiedlung beitragen kann, ist für eine rasche Rückgewinnung der Artenvielfalt der Sameneintrag aus der umgebenden Landschaft von entscheidender Bedeutung. Dies setzt einen Landschaftsraum voraus, in dem noch Restbestände mit hoher Pflanzenartenvielfalt vorhanden sind. Als wichtige Ausbreitungsvektoren können dann die landwirtschaftlichen Maschinen fungieren, wenn sie innerhalb dieses Gebietes auch Flächen mit hoher Artendiversität befahren. Beides war im vorliegenden Untersuchungsbeispiel gegeben.

7 Danksagung

Adolf Freiherr von Wangenheim (Waake) gab wichtige historische Hinweise zur landwirtschaftlichen Entwicklung des Langenbergs. Die Landwirte Johannes von Grafenstein (Waake) und Josef Nachtwey (Seulingen) unterstützten mit Informationen über die vergangene und heutige Nutzung der Wiese. Dr. Georg Briemle (Aulendorf) half die Daten zur Silageproduktion in Trockensubstanzerträge umzurechnen. Dr. Markus Bernhardt-Römermann erstellte die DCA-Ordination und sah das Manuskript kritisch durch. Andreas Parth betreute die Datenbank und erstellte die statistischen Analysen und Graphiken. Toby Spribille übersetzte die englischen Teile im Manuskript. Ihnen allen sei an dieser Stelle herzlich gedankt.

8 Literatur

- AL-MUFTI, M.M.; SYDES, C.L.; FURNESS, S.B.L.; GRIME, J.P.; BAND, S.R. (1977): A quantitative analysis of shoot phenology and dominance in herbaceous vegetation. – *J. Ecol.* **65**: 759-791.
- BAKKER, J.P. (1989): Nature management by grazing and cutting. – *Geobotany* **14**: 1-400.
- BAKKER, J.P.; DE VRIES, Y. (1985): The results of different cutting regimes in grassland taken out of the agricultural system. – *Münst. Geogr. Arb.* **20**: 51-57.
- BAKKER, J.P.; ELZINGA, J.A.; DE VRIES, Y. (2002): Effects of long-term cutting in a grassland system: perspectives for restoration of plant communities on nutrient-poor soils. – *Appl. Veg. Sci.* **5**: 107-120.
- BAKKER, J.P.; TER HEERDT, G.N.J. (2005): Organic grassland farming in the Netherlands: a case study of effects on vegetation dynamics. – *Basic a. Appl. Ecol.* **6**: 205-214.
- BEKKER, R.M.; VERWEIJ, G.L.; BAKKER, J.P.; FRESCO, L.F.M. (2000): Soil seed bank dynamics in hayfield succession. – *J. Ecol.* **88**: 594-607.
- BELTMAN, B.; VAN DEN BROEK, T.; MARTIN, W.; TEN CATE, M.; GÜSEWELL, S. (2003): Impact of mowing regime on species richness and biomass of a limestone hay meadow in Ireland. – *Bull. Geobot. Inst. ETH* **69**: 17-30.
- BOBBINK, R.; HORNING, M.; ROELOFS, J.G.M. (1998): The effects of air-borne nitrogen pollutants on species diversity in natural and semi-natural European vegetation. – *J. Ecol.* **86**: 717-738.
- BONN, S.; POSCHLOD, P. (1998): Ausbreitungsbiologie der Pflanzen Mitteleuropas. – Wiesbaden.

- BOSSHARD, A. (1999): Renaturierung artenreicher Wiesen auf nährstoffreichen Böden. Ein Beitrag zur Optimierung der ökologischen Aufwertung der Kulturlandschaft und zum Verständnis mesischer Wiesen-Ökosysteme. – Diss. Bot. **303**: 1-194.
- BRAAKHEKKE, W.G.; HOOFTMAN, D.A.P. (1999): The resource balance hypothesis of plant species diversity in grassland. – J. Veg. Sci. **10**: 187-200.
- BRIEMLE, G. (1998): Wildpflanzengerechte Nutzung und Pflege des Grünlandes – Praktische Erfahrungen aus dem Grünlandversuchswesen. – Schr.R. Veg.kd. **29**: 111-122.
- BRÖTJE, J.-H.; SCHMIDT, W. (2005): Spitzahorn (*Acer platanoides*) im Kalkbuchenwald. Struktur, Streufall, Samenproduktion und Fraßschäden. – Forst Holz **60**: 497-502.
- DIERSCHKE, H. (1997a): Wiesenfuchsschwanz- (*Alopecurus pratensis*-) Wiesen in Mitteleuropa. – Osnabrücker Naturw. Mitt. **23**: 95-107.
- DIERSCHKE, H. (1997b): Molinio-Arrhenatheretea (E 1). Kulturgrasland und verwandte Vegetationstypen, Teil 1: Arrhenatheretalia. Wiesen und Weiden frischer Standorte. Synopsis der Pflanzengesellschaften Deutschlands. – Göttingen.
- DIERSCHKE, H.; BRIEMLE, G. (2002): Kulturgrasland. Wiesen, Weiden und verwandte Staudenfluren. – Stuttgart.
- DIERSCHKE, H.; WITTIG, B. (1991): Die Vegetation des Holtumer Moores (Nordwestdeutschland). Veränderungen in 25 Jahren (1963-1988). – Tuexenia **11**: 171-190.
- EBRECHT, L. (2005): Vegetation, Standortverhältnisse und Ausbreitungsbiologie von Pflanzen auf Rückegassen und Waldwegen im Göttinger Wald und im Solling. – Göttingen.
- EICHHOLZ, A. (1997): Flora und Vegetation der Wiesen und Magerrasen am Südhang des Hohen Hagen (Landkreis Göttingen). – Dipl.-Arb. Univ. Göttingen.
- ELLENBERG, H. (1996): Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen in ökologischer, dynamischer und historischer Sicht. 5. Aufl. – Stuttgart.
- ELLENBERG, H. (2001): Zeigerwerte der Gefäßpflanzen (ohne *Rubus*). 3. Aufl. – Scr. Geobot. **18**: 9-166.
- FISCHER, S.F.; POSCHLOD, P.; BEINLICH, B. (1995): Die Bedeutung der Wanderschäferrei für den Artaustausch zwischen isolierten Schaffriften. – Beih. Veröff. Naturschutz u. Landschaftspf. Baden-Württ. **83**: 229-256.
- FISCHER, S.F.; POSCHLOD, P.; BEINLICH, B. (1996): Experimental studies on the dispersal of plants and animals on sheep in calcareous grasslands. – J. Appl. Ecol. **33**: 1206-1222.
- FUHR-BOSSDORF, K.; WALDHARDT, R.; OTTE, A. (1999): Auswirkungen der Landnutzungsdynamik auf das Potential von Pflanzengemeinschaften und Pflanzenarten einer peripheren Kulturlandschaft (1945-1998). – Verh. Ges. Ökol. **29**: 519-530.
- GARVE, E. (2004): Rote Liste und Florenliste der Farn- und Blütenpflanzen in Niedersachsen und Bremen. – Inf.dienst Nat.schutz Niedersachs. **24/1**: 1-76.
- GAUER, J.; ALDINGER, E. (Eds.) (2005): Waldökologische Naturräume Deutschlands. – Forstliche Wuchsgebiete und Wuchsbezirke mit Karte 1:1.000.000. – Mitt. Ver. forstl. Standortskd. u. Forstpflanzenzücht. **43**: 1-324.
- GRIME, J.P. (1973): Competitive exclusion in herbaceous vegetation. – Nature **242**: 344-347.
- HACHMÖLLER, B. (2000): Vegetation, Schutz und Regeneration von Bergwiesen im Osterzgebirge – eine Fallstudie zu Entwicklung und Dynamik montaner Grünlandgesellschaften. – Diss. Bot. **338**: 1-300.
- HACHMÖLLER, B.; BÖHNERT, W.; SCHMIDT, P. (2003): Vegetationsentwicklung von Bergwiesen-Regenerationsflächen im Osterzgebirge – Bewertung mit Hilfe vegetationskundlicher Dauerbeobachtungsflächen. – Hercynia **36**: 171-195.
- HAEUPLER, H. (1974): Statistische Auswertung von Punktrasterkarten der Gefäßpflanzenflora Süd-Niedersachsens. – Scr. Geobot. **8**: 1-141.
- HÄRDITTE, W.; REDECKER, B.; ASSMANN, T.; MEYER, H. (2006): Vegetation responses to environmental conditions in floodplain grasslands: Prerequisites for preserving plant species diversity. – Basic a. Appl. Ecol. **7**: 280-288.
- HECTOR, A.; JOSHI, J.; LAWLER, S.P.; SPEHN, E.M.; WILBY, A. (2001): Conservation implications of the link between biodiversity and ecosystem functioning. – Oecologia **129**: 624-628.
- HILL, M.O.; CAREY, P.D. (1997): Prediction of yield in the Rothamsted Park Grass Experiment by Ellenberg indicator values. – J. Veg. Sci. **8**: 579-586.
- HILL, M.O.; GAUCH, H.G. (1980): Detrended correspondence analysis: An improved ordination technique. – Vegetatio **42**: 47-58.
- HODGSON, J.G.; GRIME, J.P.; WILSON, P.J.; THOMPSON, K.; BAND, S.R. (2005): The impacts of agricultural change (1963-2003) on the grassland flora of Central England: processes and prospects. – Basic a. Appl. Ecol. **6**: 107-118.
- HOFMANN, M.; ISSELSTEIN, J. (2004): Seedling recruitment on agriculturally improved mesic grassland: the influence of disturbance and management schemes. – Appl. Veg. Sci. **7**: 193-200.
- HUSTON, M. (1979): A general hypothesis of species diversity. – Am. Nat. **113**: 81-101.
- IHL, A. (1994): Grünland und angrenzende Gesellschaften im Gartetal (Landkreis Göttingen). – Dipl.arb. Univ. Göttingen.

- KAPFER, A. (1988): Versuche zur Renaturierung gedüngten Feuchtgrünlandes – Aushagerung und Vegetationsentwicklung. – Diss. Bot. **120**: 1-144.
- KÖHLER, W.; SCHACHTEL, G.; VOLESKA, P. (2002): Biostatistik. Eine Einführung für Biologen und Agrarwissenschaftler. 3. Aufl. – Berlin, Heidelberg, New York, Barcelona, Hong Kong, London, Mailand, Paris, Tokyo.
- LEUTERT, A. (1983): Einfluß der Feldmaus, *Microtus arvalis* (Pall.) auf die floristische Zusammensetzung von Wiesen-Ökosystemen. – Veröff. Geobot. Inst. Eidgenöss. Tech. Hochsch., Stift. Rübel Zür. **79**: 1-126.
- LICHT, W.; LICHT, U. (1990): „Wiesensterben“? – Verh. Ges. Ökol. **19/2**: 442-449.
- LOREAU, M.; NAEEM, S.; INCHAUSTI, P.; BENGSSON J.; GRIME, J.P.; HECTOR, A.; HOOPER, D.U.; HUSTON, M.A.; RAFFAELLI, D.; SCHMID, B.; TILMAN, D.; WARDLE, D.A. (2001): Biodiversity and ecosystem functioning: current knowledge and future challenges. – Science **294**: 804-808.
- MARTIN, L.M.; WILSEY, B.J. (2006): Assessing grassland restoration success: relative roles of seed additions and native ungulate activities. – J. Appl. Ecol. **43**: 1098-1109.
- MCCUNE, B.; MEFFORD, M.J. (1999). PC-ORD. Multivariate Analysis of ecological data. Version 5.02. MiM Software. – Glenden Beach, Oregon. U.S.A.
- MCDONALD, A.W. (2001): Succession during the re-creation of a flood-meadow 1985-1999. – Appl. Veg. Sci. **4**: 167-176.
- OLFF, H.; BAKKER J.P. (1991): Long-term dynamics of standing crop and species composition after the cessation of fertilizer application to mown grassland. – J. Appl. Ecol. **28**: 1040-1052.
- OOMES, M.J.M. (1990): Changes in dry matter and nutrient yields during the restoration of species-rich grasslands. – J. Veg. Sci. **1**: 333-338.
- OOMES, M.J.M.; MOOI, H. (1985): The effect of management of succession and production of formerly agricultural grassland after stopping fertilization. – Münster. Geogr. Arb. **20**: 59-67.
- OTTE, A.; LABASCH, M.; KLINGSHIRN, I. (2000): Indikatoren für landwirtschaftliche Extensivierungserscheinungen in Hessen. – Geobot. Koll. **15**: 3-24.
- PEGTEL, D.M.; BAKKER, J.P.; VERWEIJ, G.L.; FRESCO, L.F.M. (1996): N, K and P deficiency in chronosequential cut summer-dry grasslands on gley podzol after cessation of fertilizer application. – Plant Soil **178**: 121-131.
- PRACH, K. (1996): Degradation and restoration of wet and moist meadows in the Czech Republic: general trends and case studies. – Acta bot. Gallica **143**: 441-449.
- PYWELL, R.F.; BULLOCK, J.M.; HOPKINS, A.; WALKER, K.J.; SPARKS, T.H.; BURKE, M.J.W.; PEEL, S. (2002): Restoration of species-rich grassland on arable land assessing the limiting processes using a multi-site experiment. – J. Appl. Ecol. **39**: 294-309.
- PYWELL, R.F.; BULLOCK, J.M.; ROY, D. B.; WARMAN, L.; WALKER, K.J.; ROTHERY, P. (2003): Plant traits as predictors of performance in ecological restoration. – J. Appl. Ecol. **40**: 65-77.
- RÖMERMANN, C.; TACKENBERG, O.; POSCHLOD, P. (2005): How to predict retention potentials of seeds to sheep and cattle coat from simple morphological seed traits. – Oikos **110**: 219-230.
- ROSCHER, C.; SCHUMACHER, J.; BAADÉ, J.; WILCKE, W.; GLEIXNER, G.; WEISSER, W.W.; SCHMID, B.; SCHULZE, E.-D. (2004): The role of biodiversity for element cycling and trophic interactions: an experimental approach in a grassland community. – Basic a. Appl. Ecol. **5**: 107-121.
- ROSENTHAL, G. (2006): Restoration of wet grasslands – Effects of seed dispersal, persistence and abundance on plant species recruitment. – Basic a. Appl. Ecol. **7**: 409-421.
- RYSER, P. (1990): Influence of gaps and neighbouring plants on seedling establishment in limestone grassland. – Veröff. Geobot. Inst. Eidgenöss. Tech. Hochsch., Stift. Rübel Zür. **104**: 1-71.
- RUTHSATZ, B. (2001): Pflanzen- und Boden-Indikatoren für die Intensivierung der Landwirtschaft in Mittelgebirgen – am Beispiel des Wirtschaftsgrünlandes einer kleinen Gemeinde bei Trier. – Arch. Nat.schutz Landsch.forsch. **40**: 289-323.
- RUTHSATZ, B.; FRANKENBERG, T.; ZOLDAN, J.-W. (2004): Zustand und Gefährdung von Flora und Vegetation des genutzten Grünlandes einer Mittelgebirgslandschaft im westlichen Hunsrück. – Tuexenia **24**: 277-301.
- SACH, W. (1999): Vegetation und Nährstoffdynamik unterschiedlich genutzten Grünlandes in Schleswig-Holstein. – Diss. Bot. **308**: 1-311.
- SACHS, L. (2002): Angewandte Statistik. Anwendung statistischer Methoden. 10. Aufl. – Berlin, Heidelberg, New York.
- SCHMID, B.; JOSHI, J.; SCHLÄPFER, F. (2002): Empirical evidence for biodiversity-ecosystem functioning relationships. – In: Kinzig, A.; Tilman, D.; Pacala, P. (Eds.) Functional consequences of biodiversity: experimental progress and theoretical extensions: 120-150. – Princeton.
- SCHMIDT, W. (1985): Mahd ohne Düngung – Vegetationskundliche und ökologische Ergebnisse aus Dauerflächenuntersuchungen zur Pflege von Brachflächen. – Münst. Geogr. Arb. **20**: 81-99.
- SCHMIDT, W. (1993): Sukzession und Sukzessionslenkung auf Brachäckern – Neue Ergebnisse aus einem Dauerflächenversuch. – Scr. Geobot. **20**: 65-104.

- SCHMIDT, W. (2006): Biodiversity and plant productivity in grassland succession: the effects of nutrient levels and disturbance regime. – *Polish Bot. Stud.* **22**: 437-448.
- SCHRAGE, M. (1992): Waake-Bösinghausen. Beiträge zu einer Ortsgeschichte. – Gudensberg-Gleichen.
- SCHERER-LORENZEN, M.; PALMBORG, C.; PRINZ, A.; SCHULZE, E.-D. (2003): The role of plant diversity and composition for nitrate leaching in grasslands. – *Ecology* **84**: 1539-1552.
- SMART, S.M.; MARRS, R.H.; LE DUC, M.G.; THOMPSON, K.; BUNCE, R.G.H.; FIRBANK, L.G.; ROSSALL, M.J. (2006): Spatial relationships between intensive land cover and residual plant species diversity in temperate farmed landscapes. – *J. Appl. Ecol.* **43**: 1128-1137.
- SMITH, R.S.; SHIEL, R.S.; MILLWARD, D.; CORKHILL, P. (2000): The interactive effects of management on the productivity and plant community structure of an upland meadow: an 8-year field trial. – *J. Appl. Ecol.* **37**: 1029-1043.
- SMITH, R.S.; SHIEL, R.S.; MILLWARD, D.; CORKHILL, P.; SANDERSON, R.A. (2002): Soil seed banks and the effects of meadow management on vegetation change in a 10-year meadow field trial. – *J. Appl. Ecol.* **39**: 279-293.
- STRYKSTRA, R.J.; BEKKER, R.M.; BAKKER, J.P. (1998): Assessment of dispersule availability: its practical use in restoration management. – *Acta Bot. Neerl.* **47**: 45-56.
- STRYKSTRA, R.J.; BEKKER, R.M.; VERWEIJ, G.L. (1996): Establishment of *Rhinanthus angustifolius* in a successional hayfield after seed dispersal by mowing machinery. – *Acta Bot. Neerl.* **45**: 557-562.
- STRYKSTRA, R.J.; VERWEIJ, G.L.; BAKKER, J.P. (1997): Seed dispersal by mowing machinery in a Dutch brook valley system. – *Acta Bot. Neerl.* **46**: 387-401.
- TILMAN, D. (1982): Resource competition and community structure. – Princeton.
- TILMAN, D. (1985): The resource ratio hypothesis of succession. – *Am. Nat.* **125**: 827-852.
- TILMAN, D.; PACALA, S. (1993): The maintenance of species richness in plant communities. – In: RICKLEFS, R.E., SCHLUTER, D. (Eds.): *Species diversity in ecological communities*. – 13-25. – Chicago.
- TILMAN, D.; WEDIN, D.; KNOPS, J. (1996): Productivity and sustainability influenced by biodiversity in grassland ecosystem. – *Nature* **379**: 718-720.
- TILMAN, D.; NAEEM, S.; KNOPS, J.; REICH, P.; SIEMANN, E.; WEDIN, D.; RITCHIE, M.; LAWTON, H. (1997): Biodiversity and ecosystem properties. – *Science* **278**: 1866-1867.
- THOMPSON, K.; BAKKER, J.P.; BEKKER, R.M. (1997): *Soil seed banks of North West Europe: Methodology, density and longevity*. – Cambridge.
- VAN ANDEL, J.; GROOTJANS, A.P. (2006): Concepts in restoration ecology. – In: VAN ANDEL, J., ARONSON, J. (Eds.): *Restoration Ecology: The New Frontier*: 16-28. – Malden (Mass.).
- VERKAAR, H.J.; LONDO, G. (1993): Life strategy variation in grassland vegetation. – *Z. Ökol. Nat.schutz* **2**: 137-144.
- WAESCH, G. (2006): Untersuchungen zum Diasporenvorrat unterschiedlich genutzter Wiesen im Thüringer Wald – kann die Samenbank eine Regeneration von Grasland bewirken? – *Tuexenia* **26**: 275-295.
- WALDHARDT, R. (1989): Ackerwildkrautgesellschaften und ihre Standortbedingungen östlich des Göttinger Waldes. – *Dipl.arb. Univ. Göttingen*.
- WALDHARDT, R. (1994): Flächenstillegungen und Extensivierungsmaßnahmen im Ackerbau – Flora, Vegetation und Stickstoff-Haushalt. – *Diss. Univ. Göttingen*.
- WALTER, H. (1955): Die Klimadiagramme als Mittel zur Beurteilung der Klimaverhältnisse für ökologische, vegetationskundliche und landwirtschaftliche Zwecke. – *Ber. Dtsch. bot. Ges.* **68**: 331-344.
- WISSKIRCHEN, R.; HAEUPLER, H. (1998): *Standardliste der Farn- und Blütenpflanzen Deutschlands*. – Stuttgart.
- WULF, F. (2006): Pflanzengesellschaften des Wirtschaftsgrünlands im Altkreis Schmalkalden (Thüringer Wald/Rhön) und ihre Entwicklung zwischen 1960 und 2000. – *Tuexenia* **26**: 243-274.

Manuskript angenommen: 1. März 2007

Anschrift des Autors:
 Prof. Dr. Wolfgang Schmidt
 Georg-August-Universität Göttingen, Institut für Waldbau,
 Abt. I: Waldbau der gemäßigten Zonen und Waldökologie
 Büsgenweg 1, D-37077 Göttingen
 e-mail: wschmid1@gwdg.de

Tab.1: Unterschiede im Deckungsgradmaximum von Gefäßpflanzenarten im Zeitraum 2001–2006. Angegeben sind absolute Häufigkeit (Frequenz, F) und der Mittelwert (MW) für die 13 Aufnahmeflächen. Die Untergruppe mit den signifikant höchsten Werten ($p \leq 0.05$) ist fett markiert. Aufgeführt sind alle Arten mit signifikanten Unterschieden zwischen den Jahren sowie Arten mit einem mittleren Deckungsgrad über 1 % (+: Deckungsgrad unter 0.1 %) oder einer Stetigkeit von mehr als 50 % (in mindestens 7 der 13 Aufnahmeflächen notiert). N-Zahl nach ELLENBERG (2001).

Table 1: Differences in maximum cover of vascular plant species between 2001 and 2006. Values are given in absolute frequencies (F) and means (MW) for the 13 permanent plots. The subgroup with the highest significant values ($p \leq 0.05$) is marked in bold text. All species with significant differences between any given two years are shown, as well as species with an average cover of over 1 % (+: cover less than 0.1 %) or with a constancy value of more than 50 % (noted in at least 7 of the 13 relevés). N-values follow ELLENBERG (2001).

N-Zahl		2001		2002		2003		2004		2005		2006		p
		F	MW	F	MW	F	MW	F	MW	F	MW	F	MW	
	Abnehmende Arten													
7	<i>Alopecurus pratensis</i>	13	64.6	13	56.2	13	49.2	13	47.3	13	46.9	13	40.4	<0.0001
7	<i>Elymus repens</i>	13	32.7	13	20.0	13	8.5	10	4.0	11	2.6	12	2.3	<0.0001
8	<i>Lolium multiflorum</i>	8	1.1	10	1.9	12	1.3	2	0.1	1	0.1	3	0.1	<0.0001
7	<i>Poa trivialis</i>	13	30.4	13	30.0	13	27.7	13	18.5	13	16.0	13	19.6	<0.0001
9	<i>Urtica dioica</i>	13	2.2	13	2.1	13	1.8	13	1.5	10	1.0	10	0.7	0.0002
8	<i>Stellaria media</i>	9	0.7	9	0.7	1	0.1	5	0.4	3	0.2	1	0.1	0.0016
X	<i>Acer platanoides</i>	5	0.2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.0001
2	<i>Erophila verna</i>	1	+	8	0.5	-	-	-	-	1	+	1	+	<0.0001
	Zunehmende Arten													
3	<i>Bromus hordeaceus</i>	3	0.5	10	1.7	12	4.8	10	2.2	10	2.1	11	3.0	0.0011
5	<i>Trisetum flavescens</i>	10	1.3	12	2.4	9	1.1	12	2.0	13	2.9	12	1.8	0.0099
8	<i>Galium aparine</i>	1	+	8	0.3	1	+	8	0.4	3	0.2	3	0.2	0.0002
6	<i>Epilobium tetragonum ssp. lamyi</i>	2	0.1	13	1.0	11	0.6	11	0.9	13	1.2	13	1.2	0.0003
7	<i>Hypericum hirsutum</i>	-	-	2	0.1	10	0.5	10	0.7	13	0.8	10	0.8	<0.0001
7	<i>Geum urbanum</i>	-	-	1	+	4	0.2	6	0.3	6	0.3	8	0.3	0.0048
X	<i>Rosa canina</i>	-	-	-	-	4	0.2	3	0.2	6	0.3	5	0.3	0.0193
3	<i>Hypochaeris radicata</i>	-	-	-	-	2	0.1	5	0.3	4	0.2	1	+	0.0214
8	<i>Taraxacum sect. Ruderalia</i>	13	20.5	13	14.5	13	23.1	13	40.8	13	41.5	13	34.6	<0.0001
5	<i>Veronica serpyllifolia</i>	1	+	6	0.5	13	2.1	13	2.9	13	3.2	13	2.2	<0.0001
6	<i>Poa pratensis</i>	6	1.2	11	2.8	13	5.8	13	11.5	13	11.8	13	10.7	<0.0001
6	<i>Dactylis glomerata</i>	13	4.5	13	3.4	13	4.2	13	5.5	13	5.8	13	7.5	0.0006
7	<i>Glechoma hederacea</i>	-	-	5	0.4	11	1.5	13	2.8	12	3.0	12	4.2	<0.0001
4	<i>Senecio erucifolius</i>	-	-	10	0.5	12	0.7	13	1.4	13	1.3	13	1.5	<0.0001
X	<i>Ranunculus acris</i>	-	-	3	0.1	5	0.3	8	0.6	9	0.8	11	1.0	<0.0001
4	<i>Hypericum perforatum</i>	-	-	1	+	4	0.2	7	0.4	6	0.5	10	0.7	0.0001
3	<i>Poa angustifolia</i>	-	-	-	-	-	-	5	1.2	3	0.8	5	1.0	0.0054
6	<i>Plantago major</i>	-	-	-	-	-	-	6	0.2	5	0.2	4	0.2	0.0017
3	<i>Viola hirta</i>	-	-	-	-	-	-	1	+	4	0.2	5	0.2	0.0042
4	<i>Picris hieracioides</i>	-	-	-	-	-	-	5	0.2	1	0.1	1	0.1	0.0051

N-Zahl		2001		2002		2003		2004		2005		2006		p
		F	MW	F	MW	F	MW	F	MW	F	MW	F	MW	
	Zunehmende Arten (Fortsetzung)													
8	<i>Anthriscus sylvestris</i>	7	0.3	13	0.8	12	0.7	13	1.7	13	2.4	12	1.5	<0.0001
8	<i>Torilis japonica</i>	1	+	10	0.5	9	0.5	8	0.5	13	2.1	12	3.2	<0.0001
X	<i>Veronica chamaedrys</i>	-	-	-	-	6	0.3	11	1.0	12	1.8	13	2.2	<0.0001
X	<i>Veronica arvensis</i>	2	0.1	5	0.5	8	0.7	7	0.8	13	1.7	13	1.9	<0.0001
X	<i>Trifolium pratense</i>	1	+	4	0.2	10	0.5	9	0.5	12	1.0	12	1.4	<0.0001
5	<i>Holcus lanatus</i>	2	0.2	1	0.2	7	0.5	10	0.7	11	1.3	12	1.3	<0.0001
4	<i>Trifolium dubium</i>	-	-	1	+	2	0.1	2	0.2	5	0.7	9	1.3	0.0002
4	<i>Vicia hirsuta</i>	-	-	2	0.1	6	0.2	5	0.3	10	0.8	9	1.0	<0.0001
5	<i>Vicia tetrasperma</i>	-	-	2	0.1	2	0.1	4	0.2	3	0.3	7	0.7	0.0228
7	<i>Cardamine hirsuta</i>	-	-	1	+	-	-	2	0.1	5	0.4	8	0.7	0.0002
6	<i>Myosotis arvensis</i>	-	-	1	+	1	+	3	0.1	5	0.3	9	0.7	0.0001
3	<i>Trifolium campestre</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	5	0.3	6	0.7	0.0001
5	<i>Valeriana officinalis</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	4	0.2	4	0.2	0.0035
6	<i>Trifolium repens</i>	-	-	9	0.6	13	2.5	13	5.8	13	12.2	13	21.5	<0.0001
7	<i>Arrhenatherum elatius</i>	13	3.7	13	5.4	13	4.8	13	8.8	13	9.5	13	15.8	<0.0001
7	<i>Ranunculus repens</i>	-	-	4	0.2	8	0.5	11	1.5	12	3.3	13	5.4	<0.0001
5	<i>Cerastium holosteoides</i>	2	0.2	6	0.3	11	0.8	13	1.2	13	2.5	13	3.6	<0.0001
X	<i>Plantago lanceolata</i>	-	-	1	+	10	0.5	12	0.9	12	1.2	13	3.5	<0.0001
5	<i>Potentilla reptans</i>	-	-	1	+	4	0.3	10	1.0	11	1.7	11	2.6	<0.0001
5	<i>Crepis biennis</i>	-	-	6	0.3	11	0.7	13	1.0	13	1.8	13	2.1	<0.0001
6	<i>Rumex acetosa</i>	1	0.1	-	-	1	+	2	0.2	4	0.2	9	0.5	0.0002
7	<i>Myosotis silvatica</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	6	0.3	<0.0001
	Indifferente Arten													
X	<i>Convolvulus arvensis</i>	11	7.7	12	10.9	12	12.2	12	5.8	11	10.8	12	12.4	0.3985
9	<i>Rumex obtusifolius</i>	12	9.2	12	5.1	11	3.1	9	2.8	11	1.8	12	1.2	0.0782
7	<i>Ranunculus ficaria</i>	13	2.2	13	3.5	13	2.9	13	3.2	13	4.2	13	5.3	0.8123
X	<i>Ranunculus auricomus</i>	13	1.7	13	3.3	13	2.5	13	3.2	13	2.4	13	2.6	0.6627
7	<i>Lolium perenne</i>	8	1.7	12	2.6	11	2.4	9	1.8	11	2.3	13	2.5	0.2989
5	<i>Agrostis stolonifera</i>	7	1.5	7	1.9	10	4.3	9	5.2	8	3.8	9	2.8	0.4696
8	<i>Heraclium sphondylium</i>	7	0.6	7	0.9	6	0.6	8	1.0	7	0.8	12	1.0	0.5180
7	<i>Allium vineale</i>	10	0.5	8	0.6	11	0.8	10	0.9	10	0.9	6	0.5	0.1580
5	<i>Cerastium glomeratum</i>	6	0.6	11	0.9	6	0.2	5	0.6	7	0.7	6	0.5	0.2304
6	<i>Capsella bursa-pastoris</i>	4	0.2	7	0.3	6	0.3	7	0.3	1	+	3	0.2	0.0966
8	<i>Cirsium vulgare</i>	2	0.1	7	0.4	8	0.4	9	0.4	6	0.3	8	0.5	0.0872
7	<i>Fraxinus excelsior</i>	1	+	4	0.2	4	0.2	3	0.2	5	0.2	8	0.5	0.0549

PARTZSCH, M.; CREMER, J.; ZIMMERMANN, G. & GOLTZ, H.: Acker- und Gartenunkräuter – ein Bestimmungsbuch.– Agrimedia GmbH, Bergen/Dumme 2006. 303 S., 88 Farbtafeln, 154 Schwarzweißzeichnungen. – ISBN 3-86037-241-6. Preis: 49,00 €.

Anliegen des vorgelegten Werkes ist es, eine umfassende Übersicht über die wichtigsten Unkräuter ackerbaulich und gärtnerisch genutzter Flächen Mitteleuropas zu geben. Dieser Zielstellung dienen, wie der Untertitel – ein Bestimmungsbuch – ausweist, verschiedene Schlüssel, mit deren Hilfe die Bestimmung der Arten über deren Diasporen, ihre Keim- und Primärblätter sowie als blühende Pflanzen erfolgen kann. Der größere Teil des Buches ist der Beschreibung der einzelnen Arten selbst gewidmet. Den Abschluss bilden ein kurzes Literaturverzeichnis sowie ein Register der behandelten Arten.

Die Bestimmung der Arten im vegetativen Zustand (Diasporen, Keim- und Jungpflanzen) stützt sich auf quantitative morphologische wie teils auch anatomische Angaben zu den jeweiligen Grundorganen sowie auf deren Spezifika. Hierzu gehören bei den Diasporen neben deren sehr genauer Abbildung detaillierte Angaben zu Größe und Gewicht, die auch hohen Ansprüchen gerecht werden. Der entsprechende Schlüssel unterteilt sich in mehrere Teilschlüssel, die auf dem Fehlen oder Vorhandensein der Keimblätter bzw. deren spezifischen Merkmalen (Anzahl, Form) basieren.

Auch der Schlüssel zur Bestimmung der Pflanzen im Blütenzustand gliedert sich in mehrere Unterschlüssel, die mit Merkmalen arbeiten, die denen von Standardflorenwerken entsprechen. Die zur Bestimmung der einzelnen Arten führenden morphologischen Kriterien sind gut ausgewählt und mit Hilfe der einleitenden Erläuterungen (siehe auch Deckelseiten) gut ansprechbar.

Der weitere Teil des Werkes widmet sich der Beschreibung der Arten. Diese umfasst jeweils eine mit der Darstellung des Lebenszyklus von der vegetativen bis zur reproduktiven Phase verbundenen Kennzeichnung der Entwicklung der diagnostisch wichtigen morphologischen Baumerkmale. Erwähnung finden weiterhin Angaben zur Verbreitung und Herkunft der Arten sowie zu deren ökologischen Ansprüchen an ihre Standorte. Verwiesen wird darüber hinaus auf (meist frühere) Nutzung als Futter- oder Gewürzpflanzen, auf Inhaltsstoffe von pharmazeutischem Interesse sowie auf Giftstoffe für Menschen oder Weidetiere. Gewünscht hätte man sich in diesem Zusammenhang Hinweise auf schützenswerte Arten, zumindest auf solche, die zu den Rote-Liste-Arten Deutschlands gehören, wie z.B. *Adonis aestivalis*, *Stachys arvensis* und *Neslia paniculata*. Im Falle einer Neuauflage des Werkes könnte man sich auch eine entsprechende Tabelle im Anhang vorstellen.

Die Abbildungen sind generell gesehen recht gut in ihrer Darstellung der wichtigsten vegetativen wie reproduktiven Organe. Farblich bleiben gelegentlich Wünsche offen, so wie z.B. beim Acker-Rittersporn, dessen Blüten im Text als typischerweise „tief kobaltblau“ auf Tafel 2 diese aber mit ihrer violetten Farbe etwa einer gelegentlich auftretenden farblichen Sonderform ähneln. Für *Anagallis arvensis* (Tafel 35) wird neben der normalerweise rotblütigen Sippe auch die seltene, blaublütige Varietät dargestellt. Hier wäre der Verweis angebracht gewesen, dass leicht eine Verwechslung mit der relativ seltenen, aber stets blaublütigen *Anagallis foemina* möglich ist. In den Hinweisen zur Gestaltung der Tafeln (S.106) wird bei Zweikeimblättrigen Pflanzen mit dem Symbol e der „Austrieb aus dem Wurzelstock mit Rhizomstück bei ausdauernden Pflanzen“ bezeichnet. Hier sollte ergänzt werden, dass der Austrieb auch von Ausläufern ausgehen kann (vgl. Tafel 3, *Ranunculus repens*).

Eine Bemerkung sei noch zum Umfang der im Buch enthaltenen Arten angeschlossen. Es werden hierin mit 150 Sippen alle wichtigen Arten aufgeführt, die für den Ackerbau in Deutschland unbedingt Erwähnung finden sollten. Der im Vorwort als „Mitteleuropa“ angegebene geographische Bezugsraum hätte etwas klarer ausgewiesen werden sollen. Denn schon wenn man benachbarte Länder wie Tschechien oder die Slowakei hinzurechnet, wäre eine Aufnahme weiterer Arten notwendig gewesen.

Aufnahme bzw. zumindest Verweise sollten ferner Segetalarten finden, die sich z. Zt. in Deutschland auszubreiten oder, wie *Abutilon theophrasti*, offenbar einzubürgern beginnen. Ähnliches gilt für den Standortsbereich der Gärten. Hier wären auch für Deutschland in Ausbreitung begriffene Arten, wie z.B. *Cardamine hirsuta*, zu nennen. Im Inhaltsverzeichnis wünschte man sich nicht nur zu den deutschen sondern auch zu den lateinischen Namen der Taxa jeweils die Angabe der dazugehörigen Tafel.

Insgesamt gesehen kann man dem Werk bescheinigen, dass es in gelungener Weise eine sehr umfassende Übersicht über die wichtigsten Ackerunkräuter Deutschlands und angrenzender Landschaften vermittelt. Es dürfte besonders hinsichtlich der breiten Möglichkeiten einer exakten Bestimmung der dargestellten Pflanzen einschließlich ihrer Diasporen für den im Vorwort genannten Interessentenkreis ein sehr wichtiges Nachschlagewerk sein. Sicher wird es aber auch bei Freunden der heimischen Segetalflora eine entsprechende Akzeptanz finden.

Ernst-Gerhard MAHN, Halle (Saale)

ZÜNDORF, H.-J., GÜNTHER, K.-F., KORSCH, H. & WESTHUS, W.: Flora von Thüringen. Die wildwachsenden Pflanzen Thüringens. – Weissdorn-Verlag, Jena. 2006. 764 Seiten, 71 Farbtafeln, zahlreiche Bestimmungsschlüssel. s/w-Abbildungen und Verbreitungskarten. – ISBN 3-936055-09-2. Preis: 44,90 Euro.

Die 2006 vorgelegte Flora von Thüringen ist das gelungene Resultat 16 Jahre wählender Forschungsarbeiten. Das Werk setzt die schon über 400 Jahre wählende Tradition intensiver floristischer Erforschung von Thüringen fort. Die erste, auch Thüringen umfassende, "Sylva Hercynia" von J. Thal erschien bereits 1588.

Das Buch beginnt mit einer Einleitung und Danksagung, in der die große Anzahl der Unterstützer und Kartierer deutlich wird. Das überragende Interesse an der thüringischen Flora ist auch an der Beteiligung von Experten weit über die Landesgrenzen von Thüringen hinaus abzulesen.

Auf eine umfassende Einleitung zur Naturausstattung Thüringens, die anschaulich mit Karten illustriert ist, folgt ein fast ebenso umfassendes Kapitel zur Geschichte der floristischen Erforschung. Dem Anliegen der Autoren, mit der vorliegenden Flora den Naturschutz zu unterstützen, trägt das Kapitel Naturschutz Rechnung. Nach einer Einführung in die Methodik und einer Erläuterung der verschiedenen, zu jeder Art verfügbaren Merkmale folgt der Hauptteil der Flora, in dem die einzelnen Arten der in Thüringen wild wachsenden Farn- und Blütenpflanzen abgehandelt werden.

Dieser beginnt mit den Lycopodiaceae und folgt dann der Systematik über Farn- und Schachtelhalmgewächse durch die Höheren Pflanzen bis zu den Asteraceae. Einkeimblättrige von Liliaceae bis Poaceae werden zum Schluss besprochen.

Für jede Gattung wurde ein prägnanter Bestimmungsschlüssel ausgearbeitet, anhand dessen die Arten zweifelsfrei bestimmt werden können. Voraussetzung ist allerdings, dass die Gattung bekannt ist und dass die jeweils bestimmungsrelevanten Teile vorhanden und im entsprechenden Reifezustand sind. Sehr hilfreich sind die einigen Schlüsseln hinzugefügten Zeichnungen (bzw. auch Fotografien im Bildtafelteil am Ende), auf denen die Ausprägung der im Schlüssel verwendeten Merkmale für mehrere Arten im Vergleich übersichtlich dargestellt ist.

Auf den Bestimmungsschlüssel folgt die Beschreibung der Arten. Diese umfasst einen Überblick über das Erscheinungsbild der Art, ihre Lebensform, Blütezeit, Wuchshöhe, Gesamtareal und Verbreitung sowie Bindung an bestimmte Lebensräume in Thüringen und Status in den Roten Listen. Für seltene Arten werden genaue Fundorte in Thüringen auf Viertelquadrantenbasis sowie erloschene Fundorte angegeben. Arten, für deren Erhaltung Thüringen eine besondere Verantwortung trägt, werden besonders herausgestellt. Für mittelhäufige Arten ist die Verbreitung in Thüringen aus einer Verbreitungskarte auf der Basis der Rasterdaten der floristischen Kartierung abzulesen. Für die verbreiteten Arten wurde auf die Kartendarstellung verzichtet. Zu einigen Arten gibt es interessante Nebeninformationen wie beispielsweise die Förderung durch Naturschutzmaßnahmen, in Kultur vorkommende und/oder verwilderte Nachbararten, Invasivität usw.

Die Verbreitungskarten sind auf den Bearbeitungsstand Ende 2004 aktualisierte Mini-schwarz-weiß Versionen der Karten aus dem Verbreitungsatlas der Farn- und Blütenpflanzen von Thüringen (Zitat s.o.). Die Nutzung der Kärtchen setzt gute Augen sowie eine gute Kenntnis der Geographie von Thüringen

voraus, wie sie der geübte Nutzer der Karten des Verbreitungsatlas von Thüringen sicher schon haben dürfte. Ungeübtere finden Hilfestellung in den größeren, bunten Karten in den Umschlagseiten: physisch-geographische Übersicht vorn und naturräumlich-pflanzengeographische Gliederung Thüringens hinten. Das Artenverzeichnis wird abgerundet durch eine Liste unbeständiger, eingeschleppter oder verwilderter Arten, die maximal fünf Nachweise in Thüringen haben. Hier offenbart sich die solide historische Grundlage der vorliegenden Flora, denn für jede Art sind die frühesten Zitate, in denen Vorkommen in Thüringen dokumentiert wurden, angegeben. Die Notwendigkeit dieser Forschung wird außerdem in der darauf folgenden Liste der Fehlangaben deutlich, die ohne die genaue Kenntnis der alten Florenwerke und ihrer Verlässlichkeit nicht möglich wäre. Hieraus ergibt sich auch ein umfassendes Literaturverzeichnis, in dem sicher kaum ein Beitrag zur Flora von Thüringen fehlt und das natürlich auch die weitergehende Bestimmungsliteratur umfasst.

Weiterhin in der Flora enthalten ist ein sehr ansprechender Fototeil. Abgebildet sind Arten, die man eher selten zu Gesicht bekommt und/oder immer schon einmal sehen wollte, oft auf einer Seite mit einer weiteren, ähnlichen Art oder mit für die Bestimmung wichtigen Teilen in Großaufnahme.

Die hier vorgestellte Flora von Thüringen ist unentbehrlich für alle, die an der heimischen Pflanzenwelt interessiert sind und aufgrund der Zusammenführung von Expertenwissen aus ganz Deutschland auch überregional von großem Interesse. Den Autoren ist es gelungen, einen weiteren Meilenstein für die Erforschung der thüringischen Flora zu setzen, denn die Flora bietet unter anderem hervorragende Anleitungen zur Bestimmung der Arten, die von allen Kartierern verwendet werden sollten, um die Datenscharfe und Verlässlichkeit der floristischen Verbreitungsdaten weiter zu verbessern.

Bleibt zu hoffen, dass die Flora den Nutzern nicht wie ein „Meilenstein“ im Rucksack liegt, denn obwohl bei der Erstellung des Buches offensichtlich auf prägnante Knappheit Wert gelegt wurde, überschreitet das Gewicht und Format doch deutlich das der üblicherweise im Gelände mitgeführten Bestimmungswerke. Daher könnte eine Zukunftsvision für die floristischen Aktivitäten in Thüringen vielleicht eine digitale Version der Flora, nutzbar auf Feldcomputern und natürlich verknüpfbar mit digitalen, geographischen Karten umfassen!

Das Buch ist in gut sortierten Buchhandlungen erhältlich, kann aber auch direkt beim Verlag unter der folgenden Adresse bezogen werden: Weissdorn-Verlag Jena, Wöllnitzer Straße 53, D-07749 Jena, www.weissdorn-verlag.de.

Ute JANDT, Halle (Saale)

KINDER, S. & PORADA, H. T. (Hrsg.): Brandenburg an der Havel und Umgebung. Eine landeskundliche Bestandsaufnahme im Raum Brandenburg an der Havel, Pritzerbe, Reckahn und Wusterwitz. Landschaften in Deutschland, Bd. 69. – Böhlau Verlag, Köln, Weimar, Wien 2006. 457 S., 80 Abb., 2 Faltkarten. – ISBN 978-3-412-09103-3. Preis: 29,90 Euro.

Der neueste Band der erfolgreichen Reihe „Landschaften in Deutschland – Werte der deutschen Heimat“ beschäftigt sich mit einer Region, die bereits einem breiteren Leserkreis zumindest vom Namen her bekannt sein dürfte, sei es die Stadt Brandenburg selbst oder einer der landschaftlich reizvollsten Abschnitte der Havel. Außerdem bildet dieser Titel den unmittelbaren westlichen Anschluss an zwei in früheren Bänden behandelte Landschaftsräume (Bd. 15 - Potsdam, Bd. 53 - Havelland um Werder, Lehnin und Ketzin).

Das Gebiet umfasst die mehr oder weniger zentral gelegene Stadt Brandenburg mit den westlich angrenzenden größeren Havelseen (u.a. Breitling- und Plauer See) sowie einen Radius von durchschnittlich 6-10 Kilometern um die Stadt und die genannten Seen.

Wesentlich bestimmt wird die Landschaft durch die Platten im Jungmoränenland (v.a. Karower, Zauche- und Nauener Platte) sowie die Niederungen der Baruther Urstromtalung und die Havelniederung einschließlich der Talsandflächen.

Der erste Hauptteil, der Landeskundliche Überblick, bietet ausführliche Informationen zu den Schwerpunkten Naturraum und Landschaft, Geschichte und Raumstruktur sowie zum Kulturräum. Der zweite Hauptteil umfasst die Einzeldarstellungen.

Ganz maßgebend geprägt wurde die heutige Oberflächenform des Gebietes durch die letzte Kaltzeit, was sich nicht nur direkt und indirekt in naturräumlichen Gegebenheiten widerspiegelt (Böden, Gewässernetz, Vegetation), sondern sich letztlich auch wesentlich auf die Besiedlungs- und Wirtschaftsgeschichte ausgewirkt hat. Nur exemplarisch sollen einige interessante Fakten aus dem landeskundlichen Überblick genannt werden, um zum eigenen Weiterlesen in den fundierten und allgemeinverständlichen Kapiteln anzuregen: So wird im Abschnitt zur Geologie u.a. auf die bedeutende, 3500-m-Tiefbohrung eingegangen, die Anfang der 1960er Jahre zum Aufsuchen von Kohlenwasserstofflagerstätten südlich von Brandenburg abgeteuft wurde. In Bezug auf Flora und Vegetation befindet sich das Gebiet in einer interessanten Übergangslage zwischen den kontinental und atlantisch geprägten Zonen, so dass hier zahlreiche Arten an der West- bzw. Ostgrenze ihres Areals zusammentreffen. Das Kapitel zum Natur- und Landschaftsschutz verdeutlicht, dass der Schutzgedanke dank der reichen Naturlausstattung bereits 1930 mit der Ausweisung der Möweninsel Buhnenwerder im Beetzsee nördlich von Brandenburg als erstes NSG im Gebiet konkrete Formen annahm. Auch hinsichtlich der Infrastrukturgeschichte ist die Gegend bedeutend, da bereits 1846 mit der Verlängerung der Berlin-Potsdamer Eisenbahn bis Magdeburg, an der auch die Stadt Brandenburg direkt lag, das Eisenbahnzeitalter in Brandenburg überhaupt begann.

Die 67 Einzeldarstellungen befassen sich mit sehr unterschiedlichen Objekten, vor allem einzelnen Ortschaften (u.a. Rogäsen, Plaue, Grätz), Schutzgebieten (z.B. NSGs „Gränert“, „Rietzer See“), sonstigen natürlichen Landschaftselementen, wie z.B. zahlreichen Seen oder dem Fiener Bruch, aber auch Elementen der Infrastruktur, wie Verkehrsstrassen und Aspekten der Industriegeschichte. Die Beschreibungen der einzelnen Objekte selbst sind sehr vielseitig und liefern zahlreiche Details in Ergänzung zu den eher übergreifenden Darstellungen im landeskundlichen Teil. Auf die Ableitung von Ortsbezeichnungen wird dabei u.a. ebenso eingegangen wie auf die historische Entwicklung der einzelnen Ortschaften, ihre wirtschaftliche, kultur- oder kunstgeschichtliche Bedeutung sowie sehenswerte Naturdenkmale. Die zahlreichen, überwiegend farbigen Abbildungen, darunter 23 Karten im landeskundlichen Teil, fördern wesentlich die Anschaulichkeit der vorgestellten Themen.

An die Einzeldarstellungen schließt sich das ausführliche Literaturverzeichnis (34 S.) sowie ein umfangreicher Anhang inkl. dreier Register an. Stellvertretend kann nur auf einzelne Themen der tabellarischen Übersichten verwiesen werden, wie die Kurzcharakteristik der Kleinlandschaften, eine Pflanzen- und Tierartenliste, eine Übersicht über die Weinberge in Brandenburg/H. und Umgebung oder eine Übersicht zu den Gebieten und Objekten des Naturschutzes.

Die ausführlichen und vielseitigen Informationen sowie die zahlreichen Illustrationen in Form von Karten, Fotos, Schwarzweißzeichnungen, Diagrammen und Tabellen vermitteln einen anschaulichen Eindruck dieser natur- und kulturgeschichtlich bemerkenswerten Landschaft. Für die Vor- und Nachbereitung eines Besuches der Gegend kann das Buch daher jedem Natur- und Kulturinteressiertem empfohlen werden, nicht zuletzt weil es zu weiteren Erkundungen anregt.

Anselm KRUMBIEGEL, Halle (Saale)