

ANNETT HAHN, CHRISTIAN ANDRES & THOMAS BECKER

Veränderungen der Steppenrasen des NSG „Badraer Lehde-Großer Eller“ im Kyffhäusergebirge (Thüringen) zwischen 1993 und 2012

Wir untersuchten Veränderungen der Vegetation der Steppenrasen des Naturschutzgebiets „Badraer Lehde-Großer Eller“ im Kyffhäusergebirge (Thüringen). Grundlage waren 143 Vegetationsaufnahmen aus dem Jahr 1993, diese wurden im Jahr 2012 mit einem *Semi-permanent-plot*-Ansatz wiederholt. 16 Pflanzenarten, darunter neun Therophyten, hatten in dieser Zeit signifikant abgenommen. 15 meist hemikryptophytische Pflanzenarten, darunter mehrere typische Arten der Steppenrasen wie *Scabiosa canescens* oder *Stipa pennata*, hatten dagegen signifikant zugenommen. Die Anordnung der nach Gesellschaften klassifizierten Aufnahmen in einem NMDS-Ordinationsdiagramm unterschied sich nicht prinzipiell zwischen den beiden Aufnahmejahren. Offenbar hatte sich die Gesellschaftsstruktur der Steppenrasen nicht grundlegend verändert. Innerhalb der Gesellschaften bildeten jedoch die beiden Aufnahmejahre mehr oder weniger distinkte Gruppen, die eine gerichtete Veränderung der Vegetation anzeigen. Steppenrasen auf felsigen Standorten hatten sich dabei stärker verändert als solche auf halbtrockenen Standorten, und junge Steppenrasen auf ehemaligen Ackerflächen hatten sich wiederum stärker verändert als alte Steppenrasen auf Flächen, die früher nicht ackerbaulich genutzt worden waren. Am wenigsten hatten sich die Blaugras- und Erdseggentrockenrasen (*Teucrio-Seslerietum*, *Trinio-Caricetum*) verändert. Die Anzahl der Gefäßpflanzenarten pro Aufnahmefläche hatte durchschnittlich um 11 % und die Anzahl der in Deutschland bzw. in Thüringen gefährdeten Arten um 23 % bzw. 13 % zugenommen. Dagegen hatte die kumulative Anzahl der Gefäßpflanzenarten in allen 143 Aufnahmen um 11 % abgenommen. Die Zunahme der Zeigerwerte für Nährstoff und Feuchtigkeit deutet auf Eutrophierung als Grund der Veränderungen hin während die Zunahme der Zeigerwerte für Temperatur und Kontinentalität einen Hinweis auf stärkere Trockenheit gibt. Unsere Studie zeigt, dass sich die Steppenrasen des Untersuchungsgebietes in den letzten 19 Jahren trotz regelmäßiger Pflege verändert haben. Diese Entwicklung sollte weiter verfolgt werden und die Ergebnisse sollten bei zukünftigen Pflegeplänen berücksichtigt werden.

Zusammenfassung

Vegetation changes in steppe-like grasslands in the “Badraer Lehde-Großer Eller” nature reserve in the Kyffhäuser Mountains (Thuringia) between 1993 and 2012

In this study, we investigated changes in the vegetation of steppe-like grasslands in the “Badraer Lehde-Großer Eller” nature reserve in the Kyffhäuser Mountains (Thuringia) over a period of 19 years. Vegetation that had been first recorded in 1993 on 143 plots was resurveyed in 2012 using a semi-permanent plot approach and was compared between the two years. 16 plant species including 9 therophytes had decreased significantly between the two surveys, while 15 plant species (mostly hemikryptophytes) had increased significantly, including typical species of steppe-like grasslands such as *Scabiosa canescens* and *Stipa pennata*. An NMDS ordination of old and new plots showed predominantly a division between the same phytosociological communities found in the previous study. Therefore, we conclude that community structure has not fundamentally changed. However, within the nine communities, old and new vegetation plots were generally clearly distinguishable, indicating directional changes in the vegetation. The number of plant species per plot increased by 11% and the number of endangered plant species according the Red Lists of Germany and Thuringia showed an increase of 23% or 13%, respectively. The cumulative number of plant species (of all 143 vegetation plots) decreased by 11% compared to 1993. Ellenberg indicator values for light, temperature, continentality, reaction and moisture all increased. We assume that higher nutrient levels (by nitrogen deposition and by reduced grazing intensity) as well as dryer climatic conditions were mostly responsible for these changes. Steppe-like grasslands on rocky sites with shallow soils changed more than mesic steppe-like grasslands on sites with deeper soils. In addition, young steppe-like grasslands in the nature reserve changed more than older steppe-like grasslands. The two associations *Teucrio-Seslerietum* and *Trinio-Caricetum* changed the least compared to the other seven plant communities. Our study shows that vegetation composition had changed slightly despite regular management. These changes in the vegetation of steppe-like grasslands should be further investigated and taken into account in future management plans.

Abstract

1 Einleitung

Steppenrasen gehören weltweit zu den artenreichsten Vegetationstypen (WILSON et al. 2012), gleichzeitig sind sie Lebensraum von zahlreichen gefährdeten Pflanzenarten. Als Reste der eiszeitlich-frühnacheiszeitlichen Steppen haben Teile von ihnen im Mitteldeutschen Trockengebiet überdauert (BECKER 2010). Hier galten sie lange Zeit als weitgehend natürlich und auch ohne Nutzung als weitgehend stabil (MEUSEL 1939, SCHUBERT 1973, 1975). Erst nach und nach hat sich die Erkenntnis durchgesetzt, dass die meisten Steppenrasen in Mitteleuropa entweder durch extensive Beweidung erhalten geblieben oder überhaupt erst durch diese Form der Landnutzung über Jahrhunderte hinweg in der mitteleuropäischen Kulturlandschaft entstanden sind (ELLENBERG & LEUSCHNER 2010, BECKER et al. 2011). Heute dürfte die Aufgabe der traditionellen Landnutzung maßgeblich zum schleichenden Flächenverlust der Steppenrasen beitragen. Zudem können atmosphärische Stickstoffdepositionen und laterale Stoffeinträge aus angrenzenden, intensiv genutzten landwirtschaftlichen Flächen für eine zunehmend verschlechterte Habitatqualität sorgen (vgl. QUINGER et al. 1994, HAGEN 1996, DUPRÉ et al. 2010). Im Zuge des Klimawandels können auch höhere Sommertemperaturen und stärkere Dürrephasen zunehmend auf die Vegetation der Steppenrasen einwirken. Über solche klimatischen Einflüsse ist bisher allerdings wenig bekannt.

In Thüringen kommen Steppenrasen vor allem am Südrand des Kyffhäusergebirges, aber auch im Thüringer Becken vor. Ihre Vegetation wird seit langer Zeit intensiv untersucht (MEUSEL 1939, MAHN 1965, JANDT 1999), doch lagen bisher keine näheren Untersuchungen zu ihren möglichen Veränderungen vor. Daneben sind Steppenrasen ein Gegenstand von Naturschutzbemühungen. Am Südrand des Kyffhäusergebirges wurde von 1997 bis 2006 ein Naturschutzgroßprojekt zu ihrem Erhalt durchgeführt (PUSCH 2010) und im Thüringer Becken läuft derzeit das LIFE-Projekt „Erhaltung und Entwicklung der Steppenrasen Thüringens“ (BAUMBACH 2013).

Für den Erhalt der in weiten Teilen Mitteleuropas gefährdeten Steppenrasen sind geeignete Managementstrategien unabdingbar (z. B. BUCAROVÁ et al. 2012). Untersuchungen in submediterranean-subatlantisch geprägten Kalkmagerrasen haben gezeigt, dass abnehmende Beweidungsintensität zu Verbuschung und Dominanzbildung weniger konkurrenzstarker Arten führen kann (WILMANN & SENDTKO 1995), und dass durch diffuse Stickstoffeinträge und die damit einhergehende Steigerung der Biomasseproduktion konkurrenzschwächere Arten verdrängt werden können (HAGEN 1996). Die Ergebnisse der seit 1975 andauernden Bracheversuche in Kalkmagerrasen in Baden-Württemberg (KAHMEN et al. 2002, KAHMEN & POSCHLOD 2004) zeigen Verschiebungen funktioneller Merkmale der Vegetation im Zuge von Nutzungsänderung oder -aufgabe (NOBLE & GITAY 1996, KELLY 2011). Solche funktionellen Merkmale ermöglichen es, die stattgefundenen Veränderungen zu erklären und zukünftige Entwicklungen der Vegetation zu prognostizieren (DÍAZ et al. 2001, KAHMEN & POSCHLOD 2008a). Da Steppenrasen jedoch stärker als submediterranean-subatlantische Kalkmagerrasen durch Trockenheit geprägt sind, können die Ergebnisse der einen nicht unbedingt auf die anderen – zu deren Wandel es bisher noch praktisch keine Untersuchungen gab – übertragen werden.

Die beste Möglichkeit, Veränderungen der Vegetation zu untersuchen, bieten markierte Dauerflächen. Solche Dauerflächen sind jedoch selten, und wenn es sie gibt, ist ihre Anzahl oftmals zu klein, um belastbare Aussagen treffen zu können. Eine andere Möglichkeit, Veränderungen der Vegetation zu untersuchen, ist die Verwendung von „unscharfen“ Dauerflächen, sog. *semi-permanent plots* – diesem Ansatz folgen wir hier. Die Grundlage unserer Studie bildet dabei eine vegetationskundliche Erfassung der Steppenrasen des Naturschutzgebietes „Badraer Lehde-Großer Eller“ aus dem Jahr 1993 (ANDRES 1994, BECKER et al. 2011). Diese Arbeit enthält einerseits eine größere Anzahl an Vegetationsaufnahmen und andererseits war das Wiederfinden der Aufnahmeflächen durch ihre Eintragung in großmaßstäbliche Karten möglich gewesen. Daher erschien uns eine Wiederholungsuntersuchung trotz des vergleichsweise kurzen Zeitraumes von 19 Jahren lohnend.

Wir fragen, (i) ob und wie sich die Steppenrasen des NSG „Badraer Lehde-Großer Eller“ zwischen 1993 und 2012 verändert haben, und (ii) wie die Veränderungen zu erklären sind. Am Ende des Beitrags diskutieren wir kurz, (iii) welche Konsequenzen aus den Ergebnissen für den Naturschutz zu ziehen sind.

2 Das Untersuchungs- gebiet

Das Untersuchungsgebiet liegt in Nordwest-Thüringen am Südwestrand des Kyffhäusergebirges zwischen den Ortschaften Badra und Steinhaleben im Naturraum „Zechsteingürtel Kyffhäuser“ (nach HIEKEL et al. 2004) und umfasst das Naturschutzgebiet (NSG) „Badraer Lehde-Großer Eller“. Das 81,9 ha große Gebiet ist Teil des FFH-Gebietes „Kyffhäuser-Badraer Schweiz-Solwiesen“ (FFH-Nr. 4632-302). Die 143 Aufnahmeflächen verteilen sich über die drei Teilgebiete Dorl (68 Aufnahmeflächen), Badraer Lehde (39 Flächen) und Großer Eller (36 Flächen) (Abb. 1). Die Aufnahmeflächen liegen 200–266 m über NN.



Der **geologische Untergrund** besteht hauptsächlich aus Zechsteingips mit intensiver Verkarstung (HIEKEL et al. 2004). Zu geringeren Anteilen sind kalkreicher Stinkschiefer und kalkarme Tonschiefer-Letten eingeschaltet. Die **Böden** über Gips (Gips-Rendzinen) haben eine geringe Sorptionskraft und sind von Natur aus nährstoffarm. Über Stinkschiefer sind Kalk-Rendzinen entwickelt. Bei den Böden der Tonschiefer-Letten handelt es sich um nährstoffreichere Pelosole. Das Untersuchungsgebiet liegt am Rande des Mitteldeutschen Trockengebietes und weist ein subkontinentales **Klima** auf. Die vom Deutschen Wetterdienst (Station Artern, 25 km östlich des Untersuchungsgebiets) bereitgestellten Klimadaten zeigen zwischen 1993 und 2012 eine mittlere Jahrestemperatur von 9,5 °C (7,4 °C–10,5 °C). Der Jahresniederschlag schwankte in diesem Zeitraum zwischen 362 mm (im Jahr 2003) und 665 mm (im Jahr 2007). Der mittlere Jahresniederschlag zwischen 1993 und 2012 betrug 508 mm.

Abb. 1:
Die drei Teilgebiete des NSG „Badraer Lehde-Großer Eller“. Die Badraer Lehde (oben; mit Blick nach N), die Dorl (Mitte; mit Blick nach NNO) und der Große Eller (unten; mit Blick nach SSW) sind eingebettet in eine größtenteils intensiv genutzte Agrarlandschaft (Fotos: A. Hahn, 02.08.2012).

Die vielfältige **Vegetation** der Steppenrasen des NSG gliedert sich nach ANDRES (1994) und BECKER et al. (2011) in sieben Assoziationen und zwei Gesellschaften:

- Klasse *Koelerio-Corynephoretea*
 - Ordnung *Sedo-Scleranthetalia*
 - Verband *Alysso-Sedion albi*
 - [1] Assoziation *Cerastietum pumili* (Cp)
- Klasse *Festuco-Brometea*
 - Ordnung *Festucetalia valesiacae*
 - Verband *Seslerio-Festucion pallentis*
 - [2] Assoziation *Thymo serpylli-Festucetum pallentis* (Ty-F)
 - [3] Assoziation *Teucro montani-Festucetum pallentis* (Te-F)
 - Verband *Festucion valesiacae*
 - [4] Assoziation *Festuco-Stipetum capillatae* (F-S)
 - [5] *Seseli annuum-Festuca rupicola*-Gesellschaft (S-F-G)
 - Verband *Cirsio-Brachypodion*
 - [6] Assoziation *Adonido-Brachypodietum pinnati* (A-B)
 - [7] *Picris hieracioides-Festuca rupicola*-Gesellschaft (P-F-G)
 - Ordnung *Brometalia erecti*
 - Verband *Xerobromion*
 - [8] Assoziation *Trinio-Caricetum humilis* (T-C)
 - [9] Assoziation *Teucro montani-Seslerietum albicantis* (T-S)

Die **Landnutzung** im Gebiet dürfte bis in die frühe Jungsteinzeit zurückreichen. Am Südrand des Kyffhäusergebirges wurden die Reste mehrerer neolithischer Siedlungen gefunden, die ab dem frühen Neolithikum um 4000 v. Chr. eine dauerhafte Anwesenheit des Menschen im Gebiet bezeugen. Die nächstgelegene neolithische Siedlung lag bei Steinhaleben, wenige hundert Meter vom Untersuchungsgebiet entfernt (EBERHARDT 1976). Heute wird das Gebiet mit Schafen und Rindern beweidet. Zwischen 2000 und 2006 wurden auch im Rahmen von Arbeitsbeschaffungsmaßnahmen und dem Naturschutzgroßprojekt „Kyffhäuser“ umfangreiche Landschaftspflegemaßnahmen durchgeführt (ROSENSTOCK 2006, PUSCH 2010). Für weitere Informationen zum Untersuchungsgebiet siehe BECKER et al. (2011).

Abb. 2:
Extensive Schafbeweidung als
Pflegemaßnahme der Steppen-
rasen auf dem Großen Eller. Im
Vordergrund *Stipa pennata* (Foto:
A. Hahn, 09.06.2012).



3

Material und Methoden

3.1 Wiederholungsaufnahme der Vegetation

Grundlage für die Arbeit waren 143 Vegetationsaufnahmen aus dem Jahr 1993 (ANDRES 1994, BECKER et al. 2011). Die in Geländekarten im Maßstab 1:10.000 eingezeichneten Aufnahmeflächen wurden im Jahr 2012 mithilfe von großmaßstäblichen Lageskizzen relokalisiert. Anschließend wurden auf den möglichst gleichen Flächen und unter Verwendung der gleichen Methodik (Schätzung der Artmächtigkeiten nach BRAUN-BLANQUET 1964, zwei Aufnahmedurchgänge zwischen April und August zur Erfassung von sowohl früh als auch spät blühenden Arten, gleiche Flächengrößen zwischen 1 und 16 m²) neue Vegetationsaufnahmen erstellt. Die Nomenklatur der Gefäßpflanzen folgt dabei WISSKIRCHEN & HAEUPLER (1998).

3.2 Statistische Analysen

Alle Vegetationsaufnahmen wurden mit dem Programm Turboveg (HENNEKENS & SCHAMINÉE 2001) verwaltet. Vor den statistischen Analysen wurden die Deckungsgradklassen der Arten nach Braun-Blanquet in Prozent umgewandelt (Median der entsprechenden Klasse) und wurzeltransformiert, um dominante Arten abzuwichten. Floristische Gradienten (Dimensionen) in der Vegetation wurden mit NMDS (*Non-metric multi dimensional scaling*) analysiert. Die NMDS wurde mit drei Achsen berechnet, da mit mehr Dimensionen keine deutliche Stressreduktion erreicht wurde (McCUNE & GRACE 2002). Die dritte Dimension zeigte dabei mit 3,2 % erklärter Varianz keinen zusätzlichen ersichtlichen Erklärungsgewinn und wurde daher nicht weiter berücksichtigt. Die pflanzensoziologische Klassifikation der 1993er Aufnahmen wurde aus BECKER et al. (2011) übernommen. Veränderungen der Vegetation wurden mit einem Permutationstest (MRPP = *Multi response permutation procedure*) untersucht. Die Ähnlichkeit der Aufnahmepaare wurde mit Bray-Curtis-Distanzen bemessen. Unterschiede in den Distanzen der Aufnahmepaare zwischen den Gesellschaften wurden mit Varianzanalyse (ANOVA) analysiert. Mit einer *Species indicator analysis* (DUFRÈNE & LEGENDRE 1997) wurden Zeigerarten für die 1993er und 2012er Aufnahmen ermittelt. Zur Interpretation der Veränderungen der Vegetation wurden mittlere gewichtete Ellenberg-Zeigerwerte für Licht, Temperatur, Kontinentalität, Nährstoff, Feuchtigkeit und Reaktion herangezogen (ELLENBERG et al. 2001). Daneben wurden die Ellenberg-Zeigerwerte zwischen den beiden Aufnahmejahren paarweise verglichen. Ebenfalls wurden die gewichteten Anteile funktioneller Merkmale und Lebensformtypen (nach RAUNKIAER 1934) pro Aufnahme berechnet und mit einem Wilcoxon-Mann-Whitney-Test für gepaarte Stichproben zwischen den Untersuchungsjahren verglichen. Die Lebensform der Chamaephyten mit Zwischenstellung zwischen Hemikrypto- und Hemiphanerophyten ging dabei anteilig in die Berechnungen ein. Diejenigen Variablen, die mit der ersten und/oder der zweiten Dimension nach einer NMDS korrelierten ($p \leq 0,05$), wurden als Vektoren im Ordinationsdiagramm dargestellt. Die Bodengründigkeit der Aufnahmeflächen wurde ANDRES (1994) entnommen. Die Lebensformtypen und Ellenberg-Zeigerwerte wurden der Datenbank BiolFlor (KLOTZ et al. 2002) und das Samengewicht und die Höhe der Pflanzenarten der Datenbank LEDA-Traitbase entnommen (KLEYER et al. 2008). Der Gefährdungsgrad der Arten wurde wiederum der Roten Liste Deutschlands (KORNECK et al. 1996) und Thüringens (KORSCH & WESTHUS 2011) entnommen. Alle statistischen Analysen wurde mit dem Programm „R“ (R DEVELOPMENT CORE TEAM 2012) unter Verwendung der Zusatzpakete *Vegdata* Version 0.5.96 und 0.6 (JANSEN & DENGLER 2010), *Vegan* Version 2.0-5 und 2.0-6 (OKSANEN et al. 2012) und *Indicspecies* Version 1.6.5 (DE CÁCERES & LEGENDRE 2009) durchgeführt.



Abb. 3:
Südwesthang der Dorl in den 1930er Jahren (oben) sowie in den Jahren 1993 (Mitte) und 2012 (unten). Offene Bodenpartien haben in diesem Zeitraum abgenommen und einige Gehölze haben sich angesiedelt. Das oberste Foto wurde MEUSEL (1939) und das mittlere ANDRES (1994) entnommen. Das untere Foto stammt von A. Hahn (09.07.2012).

4
Ergebnisse

4.1 Veränderungen der Häufigkeit einzelner Pflanzenarten

15 Pflanzenarten, meist Hemikryptophyten, hatten im Untersuchungszeitraum signifikant zugenommen, darunter typische Steppenrasenarten wie *Scabiosa canescens*, *Potentilla incana* und *Stipa pennata*. Am stärksten zugenommen hatten *Scabiosa canescens* und *Bromus erectus*. Dagegen hatten 16 Pflanzenarten signifikant abgenommen, darunter fünf Frühlingstherophyten (u. a. *Erophila verna*, *Cerastium pumilum* und *Holosteum umbellatum*) und vier Sommertherophyten mit nichtparasitischer (*Linum catharticum*) oder (halb-)parasitischer Lebensweise (*Cuscuta epithimum*, *Euphrasia stricta* und *Rhinanthus alectorolophus*) (Tab. 1). Am stärksten zurückgegangen waren *Erophila verna* und *Linum catharticum*.

Tab. 1:
Ergebnisse einer *Species indicator analysis* von 143 alten und 143 neuen Vegetationsaufnahmen der Steppenrasen des NSG „Badraer Lehde-Großer Eller“. Nur Arten, die signifikant zu- oder abgenommen haben ($p < 0,05$), sind dargestellt. Dargestellt sind Prozentsteigerungen (Ste) und mittlere Prozentdeckungen (Deck). Die p -Werte beziehen sich auf die mit Permutationstests generierten Indikatorwerte. Je höher ein Indikatorwert ist, desto eindeutiger hat die betreffende Art zu- oder abgenommen. Die Lebensformen sind:
T = Therophyt,
H = Hemikryptophyt,
G = Geophyt,
C = Chamaephyt,
P = Phanerophyt.

Art	Lebensform	Ste ^{Deck} 1993	Ste ^{Deck} 2012	Zu-/Abnahme Ste ^{Deck} %	Indikatorwert	p
Seit 1993 abgenommene Arten						
<i>Erophila verna</i>	T	48,3 ^{4,0}	22,4 ^{1,3}	-53,6 ^{-67,5}	0,63	<0,001
<i>Linum catharticum</i>	T	48,3 ^{2,6}	25,2 ^{1,9}	-47,8 ^{-26,9}	0,60	<0,001
<i>Holosteum umbellatum</i>	T	41,3 ^{4,2}	22,4 ^{1,4}	-45,8 ^{-66,7}	0,57	<0,001
<i>Euphrasia stricta</i>	T	38,5 ^{3,3}	16,1 ^{1,8}	-58,2 ^{-45,5}	0,56	<0,001
<i>Cuscuta epithimum</i>	T	32,9 ^{2,0}	11,9 ^{1,9}	-63,8 ^{-5,0}	0,51	<0,001
<i>Taraxacum sect. Erythrosperma</i>	H	29,4 ^{1,6}	10,5 ^{1,5}	-64,3 ^{-6,3}	0,47	<0,001
<i>Veronica praecox</i>	T	26,6 ^{3,5}	14,7 ^{1,2}	-44,7 ^{-65,7}	0,45	<0,001
<i>Poa angustifolia</i>	G, H	25,9 ^{3,4}	16,8 ^{2,0}	-35,1 ^{-41,2}	0,43	0,012
<i>Cerastium pumilum</i>	T	24,5 ^{2,7}	19,6 ^{1,5}	-20,0 ^{-44,4}	0,41	0,038
<i>Elymus repens</i>	G	15,4 ^{4,7}	3,5 ^{2,2}	-77,3 ^{-53,2}	0,37	<0,001
<i>Reseda luteola</i>	H	11,2 ^{1,6}	0,0 ^{0,0}	-100,0 ^{-100,0}	0,33	<0,001
<i>Rhinanthus alectorolophus</i>	T	11,2 ^{4,1}	4,2 ^{1,3}	-62,5 ^{-68,3}	0,31	0,005
<i>Gentianella ciliata</i>	H	9,8 ^{1,7}	0,7 ^{2,0}	-92,9 ^{+17,3}	0,31	<0,001
<i>Carduus nutans</i>	H	11,9 ^{1,9}	5,6 ^{1,9}	-52,9 ^{0,0}	0,29	0,046
<i>Hornungia petraea</i>	T	7,7 ^{3,6}	3,5 ^{1,0}	-54,5 ^{-72,2}	0,25	0,039
<i>Inula conyza</i>	H	7,7 ^{1,6}	2,1 ^{1,7}	-72,7 ^{-6,3}	0,25	0,036
Seit 1993 zugenommene Arten						
<i>Bromus erectus</i>	H	48,3 ^{11,7}	74,1 ^{15,2}	+53,4 ^{+29,9}	0,71	<0,001
<i>Scabiosa canescens</i>	H	11,9 ^{2,7}	52,5 ^{4,2}	+341,2 ^{+55,6}	0,66	<0,001
<i>Potentilla incana</i>	H	39,9 ^{3,0}	58,0 ^{3,4}	+54,4 ^{+13,3}	0,58	0,004
<i>Hippocrepis comosa</i>	C, H	32,2 ^{3,5}	47,6 ^{3,3}	+47,8 ^{-5,7}	0,52	0,044
<i>Astragalus danicus</i>	H	26,6 ^{2,2}	37,1 ^{2,8}	+39,5 ^{+27,3}	0,47	0,044
<i>Taraxacum sect. Ruderalia</i>	H	25,9 ^{1,7}	39,2 ^{1,5}	+51,4 ^{-11,8}	0,47	0,044
<i>Medicago falcata</i>	H	27,3 ^{2,3}	35,7 ^{3,4}	+30,8 ^{+47,8}	0,47	0,049
<i>Tragopogon orientalis</i>	H	9,8 ^{1,7}	27,3 ^{1,9}	+178,6 ^{+11,8}	0,44	<0,001
<i>Centaurea jacea</i>	H	15,4 ^{3,3}	24,5 ^{5,3}	+59,1 ^{+60,6}	0,40	0,032
<i>Stipa pennata</i>	H	12,6 ^{5,0}	21,0 ^{4,8}	+66,7 ^{-4,0}	0,37	0,045
<i>Medicago minima</i>	T	2,8 ^{1,3}	14,0 ^{2,6}	+400,0 ^{+100,0}	0,35	<0,001
<i>Quercus robur</i>	P	7,0 ^{1,2}	15,4 ^{2,3}	+120,0 ^{+91,7}	0,34	0,011
<i>Inula germanica</i>	G, H	5,6 ^{1,6}	14,0 ^{3,4}	+150,0 ^{+112,5}	0,32	0,020
<i>Reseda lutea</i>	H	3,5 ^{2,0}	13,0 ^{2,3}	+271,4 ^{+15,0}	0,31	0,006
<i>Ranunculus bulbosus</i>	G, H	1,4 ^{2,0}	9,8 ^{1,6}	+600,0 ^{-2,0}	0,29	0,002

Die erste NMDS-Dimension war am stärksten positiv mit den Zeigerwerten für Nährstoff und Feuchtigkeit, der Deckung der Krautschicht, Bodengründigkeit, Vegetationshöhe und dem Anteil an Hemikryptophyten in der Vegetation und am stärksten negativ mit den Zeigerwerten für Licht und Temperatur, dem Anteil an Chamaephyten in der Vegetation sowie dem Anteil offener Bodenflächen korreliert (Tab. 2). Dies entspricht einem Gradienten von Gesellschaften auf trockenen/unfruchtbaren Standorten hin zu solchen auf halbtrockenen/fruchtbareren Standorten. Die zweite Dimension war dagegen am stärksten positiv mit dem Anteil an Therophyten und der Deckung der Kryptogamenschicht, und am stärksten negativ mit der Hangneigung und dem Flächenalter (ob ein Steppenrasen auf ehemaligen Ackerflächen wuchs und damit jung oder ob er auf einer nicht ackerbaulich genutzten Fläche wuchs und damit alt war) korreliert. Dies entspricht einem Gradienten zunehmender Störung durch Ackernutzung oder natürlicher Erosion. Das Aufnahmejahr (1993 vs. 2012) war weder mit der ersten noch der zweiten NMDS-Dimension signifikant korreliert.

Tab. 2:
Korrelationen von Umweltvariablen, Vegetationsstruktur, funktionellen Merkmalen und den NMDS-Dimensionen. Pearson-Korrelationskoeffizienten sind dargestellt. Die Vorzeichen geben die Richtung des Zusammenhangs an.

NMDS-Dimension	1		2	
	r	p	r	p
Hangexposition	-0,302	<0,001	-0,292	<0,001
Hangneigung	-0,391	<0,001	-0,490	<0,001
Gründigkeit des Bodens	+0,638	<0,001	-0,329	<0,001
Aufnahmejahr (1993 vs. 2012)	-0,109	0,067	-0,083	0,160
Flächenalter (junge vs. alte Rasen)	+0,193	0,001	-0,753	<0,001
Zeigerwert für Nährstoff	+0,847	<0,001	+0,093	0,117
Zeigerwert für Temperatur	-0,678	<0,001	+0,109	0,066
Zeigerwert für Licht	-0,849	<0,001	+0,259	<0,001
Zeigerwert für Feuchtigkeit	+0,784	<0,001	+0,188	0,001
Anteil offener Boden	-0,638	<0,001	-0,018	0,765
Deckung der Streuschicht	+0,499	<0,001	+0,092	0,119
Deckung der Kryptogamenschicht	-0,216	<0,001	+0,322	<0,001
Deckung der Krautschicht	+0,818	<0,001	-0,160	0,007
Vegetationshöhe	+0,603	<0,001	-0,112	0,059
Samengewicht	+0,284	<0,001	-0,314	<0,001
Anteil Therophyten	-0,449	<0,001	+0,555	<0,001
Anteil Hemikryptophyten	+0,766	<0,001	-0,284	<0,001
Anteil Chamaephyten	-0,822	<0,001	+0,225	<0,001

Der Permutationstest (MRPP) zeigte für acht der neun Pflanzengesellschaften zwischen 1993 und 2012 signifikante Veränderungen ($p < 0,05$) der Vegetation. Lediglich das *Teucrio-Seslerietum* hatte sich nicht signifikant ($p > 0,05$) verändert. Abb. 6 zeigt Ausschnitte aus der Gesamtordination für die einzelnen Gesellschaften.

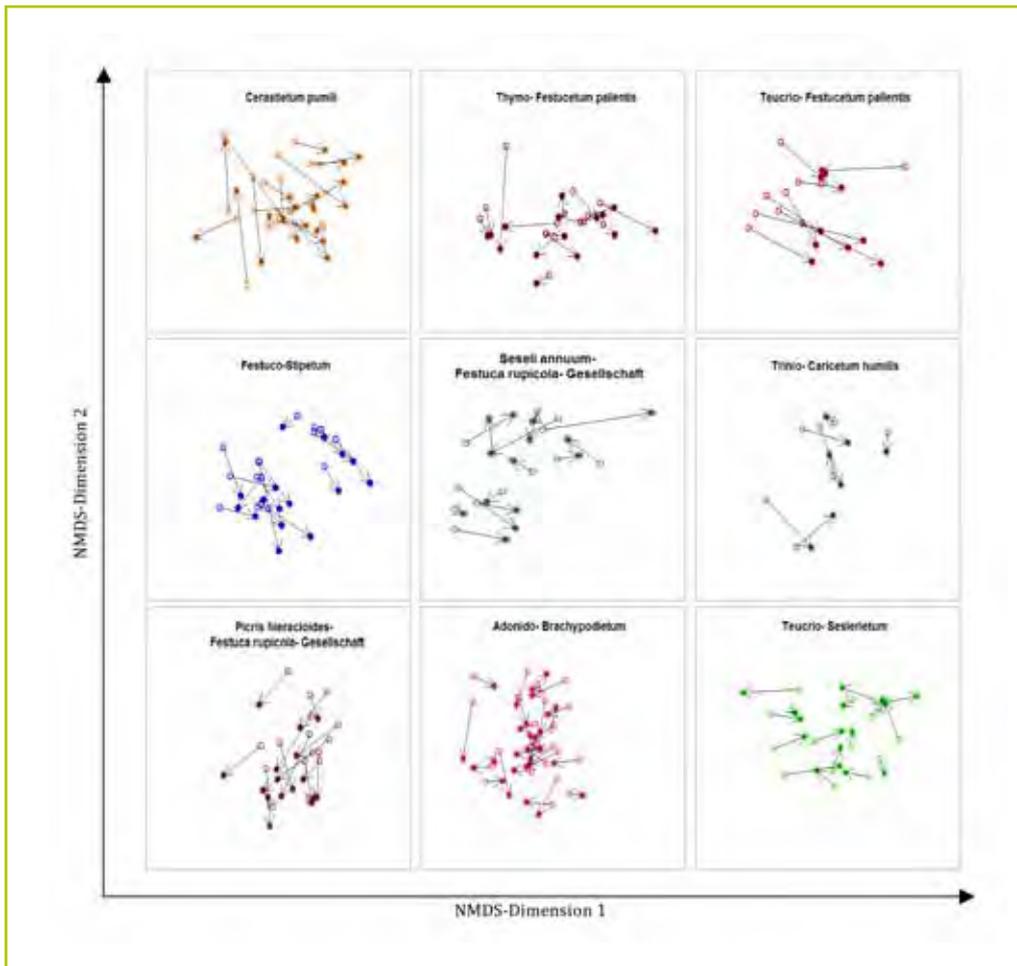


Abb. 6: Ausschnitte aus der Gesamtordination für die einzelnen Gesellschaften der Steppenrasen des NSG „Badraer Lehde-Großer Eller“. Es handelt sich um die gleiche Ordination wie in Abb. 5. Leere Symbole: Aufnahmen aus 1993, gefüllte Symbole: Aufnahmen aus 2012. Die Pfeile machen die Aufnahmepaare kenntlich.

Die Ähnlichkeit der Aufnahmepaare unterschied sich zwischen den Pflanzengesellschaften signifikant (Abb. 7). Im *Cerastietum pumili* und in der *Picris hieracioides-Festuca rupicola*-Gesellschaft waren sich die Aufnahmepaare am unähnlichsten – diese Gesellschaften hatten sich also am stärksten verändert. Im *Teucrio-Seslerietum* und *Trinio-Caricetum* waren sich die Aufnahmepaare dagegen am ähnlichsten – diese beiden Gesellschaften hatten sich am geringsten verändert.

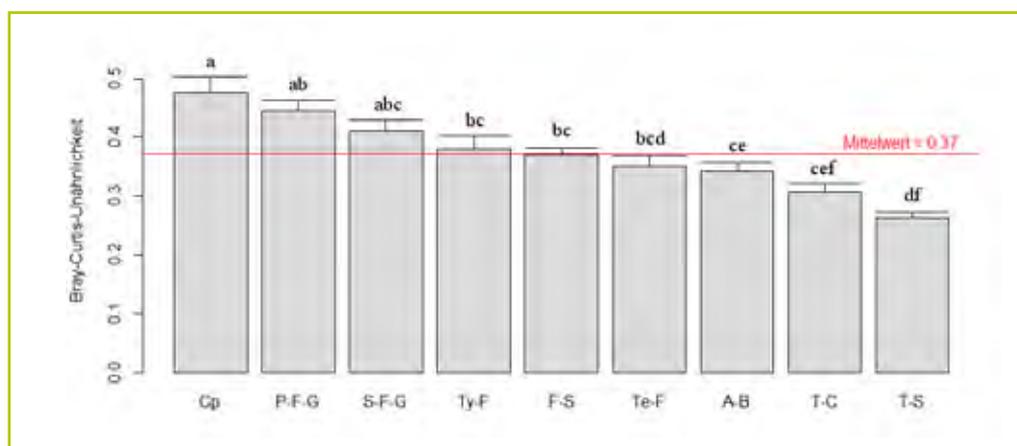


Abb. 7: Bray-Curtis-Unähnlichkeiten der Aufnahmepaare 1993-2012 für neun Pflanzengesellschaften der Steppenrasen des NSG „Badraer Lehde-Großer Eller“. Ein Bray-Curtis-Wert von 0 bedeutet keine Veränderung und ein Wert von 1 eine maximale Veränderung (komplett andere Arten). Mittelwerte und einfache Standardfehler sind dargestellt. Gesellschaften mit unterschiedlichen Buchstaben unterscheiden sich signifikant (ANOVA, $p < 0,05$). Die Bedeutung der Kürzel der Gesellschaften siehe in der Übersicht der Gesellschaften im Abschnitt Untersuchungsgebiet.

Die Veränderungen der Ellenberg-Zeigerwerte, Vegetationsstruktur und funktionellen Merkmale zeigt Tab. 3. Alle Zeigerwerte hatten signifikant zugenommen. Die Vegetation war dichter geworden und der Anteil der Therophyten hatte zugunsten der anderen Lebensformen abgenommen.

Tab. 3:
Veränderung der Vegetationsstruktur, Ellenberg-Zeigerwerte und Anteile von funktionellen Merkmalen der Steppenrasen des NSG „Badraer Lehde-Großer Eller“ zwischen 1993 und 2012. Dargestellt sind Mittelwerte und einfache Standardfehler.

	1993	2012	Zu-/Abnahme	p
Deckung der Krautschicht (%)	77,4 ± 1,71	80,9 ± 1,50	+3,4	<0,001
Deckung der Kryptogamenschicht (%)	14,7 ± 1,29	19,1 ± 1,50	+4,5	<0,001
Deckung der Streuschicht (%)	26,5 ± 2,17	26,9 ± 1,80	+0,4	0,141
Anteil offener Boden (%)	14,4 ± 1,26	10,1 ± 1,18	-4,3	<0,001
Höhe der Vegetation (m)	0,33 ± 0,01	0,37 ± 0,01	+0,04	<0,001
Zeigerwert für Licht	7,58 ± 0,027	7,64 ± 0,027	+0,06	<0,001
Zeigerwert für Temperatur	4,88 ± 0,056	5,02 ± 0,048	+0,14	<0,001
Zeigerwert für Kontinentalität	4,30 ± 0,032	4,40 ± 0,035	+0,10	<0,001
Zeigerwert für Feuchtigkeit	2,77 ± 0,029	2,84 ± 0,026	+0,07	<0,001
Zeigerwert für Reaktion	6,11 ± 0,057	6,52 ± 0,042	+0,41	<0,001
Zeigerwert für Nährstoff	2,31 ± 0,045	2,35 ± 0,035	+0,04	0,016
Samengewicht (mg)	2,69 ± 0,252	3,79 ± 0,368	+1,10	<0,001
Anteil Chamaephyten (%)	0,11 ± 0,007	0,12 ± 0,008	+0,01	0,034
Anteil Geophyten (%)	0,04 ± 0,003	0,04 ± 0,002	-0,002	0,708
Anteil Hemikryptophyten (%)	0,64 ± 0,012	0,70 ± 0,009	+0,06	<0,001
Anteil Therophyten (%)	0,14 ± 0,008	0,07 ± 0,005	-0,07	<0,001
Anteil Nanophanerophyten (%)	0,00 ± 0,000	0,01 ± 0,001	+0,003	0,005
Anteil Pseudophanerophyten (%)	0,00 ± 0,000	0,00 ± 0,001	+0,001	0,018

5 Diskussion

Die meisten Flächen konnten mithilfe der alten Geländekarten und Skizzen gut relokalisiert werden; in zehn Fällen wurden sogar die bei der Erstaufnahme angebrachten Markierungen wiedergefunden. Dennoch ist in einigen Fällen von Abweichungen von mehreren Dezimetern bis hin zu wenigen Metern zwischen den alten und neuen Aufnahmeflächen auszugehen. Da die Artenzusammensetzung der Steppenrasen im Gebiet oft kleinräumig variiert, ist ein gewisser Fehler durch unscharfe Deckung der Aufnahmeflächen nicht auszuschließen. Dieser Fehler ist allerdings kaum gerichtet und wird vermutlich durch die relativ hohe Stichprobenzahl aufgefangen.

Die Zunahme von höherwüchsigen Arten und der Deckung der Krautschicht bei gleichzeitiger Abnahme offener Bodenpartien sind Indizien für die Zunahme der Biomasse bzw. für ein besseres Nährstoffangebot worauf auch die Zunahme der Nährstoffzahlen hindeutet. Die Zunahme der Deckung der Krautschicht zwischen 1993 und 2012 stellt dabei offenbar die Fortführung eines bereits seit längerer Zeit ablaufenden Prozesses dar. Ein altes Foto aus den 1930er Jahren zeigt, dass die Steppenrasen damals offener waren (Abb. 1). Zwei Gründe für ein verbessertes Nährstoffangebot sind möglich: Zum einen kann die Beweidungsintensität abgenommen und zum anderen der Nährstoffeintrag (durch atmosphärische Stickstoffdepositionen und laterale Stickstoffeinträge aus angrenzenden Ackerflächen) zugenommen haben. Atmosphärische Stickstoffdepositionen wurden in verschiedenen Studien festgestellt (KAHMEN & POSCHLOD 2004, RÖRMERMANN et al. 2009, FAUST et al. 2012). Sie haben erwiesenermaßen in zahlreichen Magerrasenhabitaten europaweit die Lebensbedingungen der Vegetation verändert und werden z. B. für die schleichende Eutrophierung der mitteleuropäischen Borstgrasrasen (DUPRÉ et al. 2010) oder der süddeutschen Kalkmagerrasen (HAGEN 1996) in den vergangenen Jahrzehnten mitverantwortlich gemacht. Allgemein sind atmosphärische Stickstoffdepositionen in nährstofflimitierten halbnatürlichen Habitaten europaweit problematisch (STEVENS et al. 2004, BOBBINK & ROELOFS 2005). In Magerrasen führen Nährstoffeinträge oft rasch zu Veränderungen der Vegetation. In Volltrockenrasen wäre mit einem Eindringen mesophiler Arten zu

rechnen, da Nährstoff Trockenheit kompensieren kann (GIGON 1968, ELLENBERG & LEUSCHNER 2010). Allerdings gibt es in unserer Studie keine starken Anzeichen einer „Mesophilierung“. Stattdessen waren viele der häufiger gewordenen Arten eher xerophil (z. B. *Scabiosa canescens*, *Potentilla incana*, *Hippocrepis comosa*, *Stipa pennata*) und manche der seltener gewordenen Arten eher mesophil (z. B. *Linum catharticum* und *Rhinanthus alectorolophus*). Vermutlich wirken die in Steppenrasen natürliche Sommertrockenheit und die in den letzten Jahren gehäuft auftretenden Dürreperioden als Filter für mesophile Arten und verhinderten so deren stärkere Zunahme. Für die echten Trockenrasen dürften daher Nährstoffeinträge eine geringere Gefahr darstellen als für die Halbtrockenrasen.

ENYEDI et al. (2008) sehen in der Abnahme offener Bodenflächen einen entscheidenden Faktor für Vegetationsveränderungen osteuropäischer Steppenrasen. In unserer Untersuchung deuten sich Konsequenzen der Abnahme offener Bodenflächen durch die signifikante Abnahme von neun Therophytenarten an. Therophyten in Steppenrasen sind als konkurrenzschwache Arten an offene Bodenabschnitte gebunden, die durch Trockenheit oder Störung entstehen können (BECKER 1998, BECKER et al. 2011). Allerdings schwankt das Auftreten von Therophyten witterungsbedingt zwischen den Jahren stark (Beobachtung T. Becker). In Jahren mit guten Keimungs- oder Etablierungsbedingungen im vorausgegangenen Herbst oder Winter, z. B. bei ausreichender Feuchtigkeit und nicht zu langen Frostphasen, treten sie häufiger auf als in Jahren mit schlechten Keimungs- oder Etablierungsbedingungen im vorausgegangenen Herbst oder Winter. Der Herbst und Winter des Jahres 1992/1993 waren im Untersuchungsgebiet deutlich feuchter als im Jahr 2011/2012 und der Februar 2012 zeichnete sich im Vergleich zum Februar 1993 durch eine deutlich längere und stärkere Frostphase ohne schützende Schneedecke aus, beides könnte in der Vegetationsperiode des Jahres 2012 einen negativen Effekt auf die Therophyten gehabt haben. Zudem waren die Bedingungen im Frühjahr und Frühsommer des Vorjahres 2011 im Gebiet äußerst trocken (Beobachtung T. Becker), so dass die Therophyten evtl. wenig Samen produziert hatten. Da in der vorliegenden Studie aber auch ausdauernde Arten mit Bindung an offenen Boden (z. B. *Taraxacum* sect. *Erythrosperma*) und mehrere sommerannuelle Arten (z. B. *Linum catharticum*, *Euphrasia stricta* und *Rhinanthus alectorolophus*) deutlich abgenommen hatten, ist die dichtere Vegetation zumindest in den eher mesophilen und geschlossenen Halbtrockenrasenhabitaten dieser Arten als ein Grund für den Rückgang der Therophyten höchstwahrscheinlich. Der Rückgang der Therophyten in den immer noch sehr offenen Felstrockenrasen kann dagegen kaum mit einer dichteren Krautschicht erklärt werden; hier spielen möglicherweise die genannten Witterungsbedingungen eine Rolle.

Die Zunahme von Pflanzenarten mit schwereren Samen in unserer Studie stimmt mit den Ergebnissen von KAHMEN & POSCHLOD (2008b) überein und deutet ebenso wie die Abnahme offener Bodenflächen auf geringere Störung hin. Bei stärkerer Beweidungsintensität würden vermutlich Arten mit leichten Samen, vor allem Therophyten, begünstigt werden.

Dass die zugenommenen Temperatur- und Kontinentalitätszahlen bereits erste Anzeichen veränderter Klimabedingungen darstellen, ist nicht ausgeschlossen. Immerhin hatten xerophile Arten wie z. B. *Scabiosa canescens* stark zugenommen. Das Potsdam-Institut für Klimafolgenforschung prognostiziert außerdem einen Temperaturanstieg und eine Abnahme des Jahresniederschlags für das Untersuchungsgebiet im Zeitraum 2022 bis 2056 (POTSDAM-INSTITUT FÜR KLIMAFOLGENFORSCHUNG 2009). Eine vorzeitige Reaktion der Vegetation der Xerobromion-Rasen, in denen die Temperatur um bis zu 15 °C höher sein kann als die Maximaltemperatur der Umgebung (QUINGER et al. 1994), ist deshalb bereits bei geringer Temperaturzunahme denkbar. Der Ellenberg-Zeigerwert für Reaktion hatte in unserer Studie ebenfalls zugenommen, was im Widerspruch zu anderen Studien steht, die eine durch den sauren Regen bedingte Abnahme der Reaktionszahl in Kalkmagerrasen nachweisen konnten (PRÉVOSTO et al. 2011). In Deutschland existierte saurer Regen v. a. in den 1970er und 1980er Jahren (ELLENBERG & LEUSCHNER 2010). Seitdem haben saure Stickstoff- und Schwefelemissionen abgenommen. Heute spielen sie in unserem Untersuchungsgebiet wohl keine wichtige Rolle mehr.

Der Artenreichtum der Gefäßpflanzenarten und gefährdeten Arten pro Aufnahmeffläche hatte in den vergangenen 19 Jahren signifikant zugenommen. Ein Grund dafür könnte ebenfalls in einer verbesserten Nährstoffversorgung der Standorte liegen, da die Artendichte in Magerrasen mit dem Nährstoff- und in Trockenrasen auch mit dem Wasserangebot bis zu einem bestimmten Punkt ansteigt (BECKER et al. 2007). Allerdings wurde diese Nährstoffzunahme durch die Ellenberg-Zeigerwerte lediglich schwach abgebildet. Im Gegensatz dazu hatten die kumulative Artenzahl aller 143 Aufnahmefflächen sowie die kumulative Anzahl gefährdeter Arten abgenommen. Einige der aus den Aufnahmefflächen verschwundenen Arten der Roten Liste Deutschlands und Thüringens (z. B. *Oxytropis*

pilosa) wurden im Jahr 2012 unmittelbar neben den Aufnahmeflächen gesichtet. Sie waren also noch vorhanden. Die Abwesenheit von *Orobancha arenaria* im Jahr 2012 konnte dagegen auch in anderen Gebieten Mitteldeutschlands beobachtet werden (J. Pusch, mündlich). Insgesamt könnte die sich andeutende Homogenisierung der Vegetation infolge verbesserter Nährstoffbedingungen die Abnahme der Diversität auf der Landschaftsebene bei gleichzeitiger Zunahme der Diversität in den Aufnahmeflächen erklären.

Möglicherweise hat die Artendichte auch einen Höhepunkt erreicht und nimmt bei weiter verbesserten Nährstoffbedingungen wieder ab. In osteuropäischen Steppenrasen wurde mit zunehmender Verbrachung der Bestände eine Abnahme der Gesamtartendichte und Dichte der gefährdeten Arten beobachtet (ENYEDI et al. 2008). Diesem Szenario könnte mit einer höheren Beweidungsintensität und einem früheren Zeitpunkt der Beweidung begegnet werden. Eine im Frühjahr begonnene Beweidung kann in trockenen Grasländern hochwüchsige Gräser (z. B. *Bromus erectus*) und Gehölzjungwuchs zurückdrängen (DOSTÁLEK & FRANTÍK 2012). Sollte die Beweidung im Untersuchungsgebiet weiterhin relativ spät und recht extensiv durchgeführt werden, werden evtl. zu wenige Nährstoffe entzogen.

Das Ausmaß der Veränderung der Vegetation variierte zwischen den Pflanzengesellschaften deutlich. Insgesamt hatten sich Felssteppenrasen stärker verändert als Halbtrockensteppenrasen. Dieser Unterschied kann aber nur teilweise durch die starke Abnahme der Therophyten erklärt werden, die an den felsigen Standorten früher sehr häufig und in den Halbtrockenrasen nie häufig waren. Zusätzlich hatten sich junge Steppenrasen auf ehemaligen Ackerflächen stärker verändert als alte Bestände auf Flächen die wohl nie Acker waren (BECKER et al. 2011). Dass sich die dichten Bestände der Blaugrasrasen des *Teucrio-Seslerietum* und Erdseggenrasen des *Trinio-Caricetum* so wenig verändert haben, könnte einerseits an den hier besonders extremen Standortbedingungen (starke Trockenheit, sehr flachgründige Böden) und andererseits an einer relativ hohen Konkurrenzkraft der betreffenden (langlebigen) Arten liegen, beides macht es neuen Arten vermutlich schwer einzudringen.

6

Schlussfolgerungen und Ausblick

Unsere Studie deutet auf atmosphärische Stickstoffdepositionen sowie eine geringere Beweidungsintensität als Gründe für die Veränderungen der Steppenrasen im Gebiet hin. Zudem sind im Randbereich des Gebietes lokale Nährstoffeinträge von angrenzenden landwirtschaftlichen Nutzflächen zu beobachten. Da atmosphärische Stickstoffeinträge im Rahmen der Pflege des Naturschutzgebietes nicht unterbunden werden können, scheint eine ausreichende (höhere) Beweidungsintensität umso wichtiger, um einer Akkumulation von Nährstoffen und einer dadurch beschleunigten Sukzession entgegenzuwirken. So können die Nährstoffeinträge zumindest teilweise mit einer höheren Beweidungsintensität und auch einem früheren Zeitpunkt der Beweidung kompensiert werden. Die Schafe sollten zudem nicht tagsüber außerhalb des Gebietes an nährstoffreichen Feldrändern fressen dürfen und anschließend (nachts) im Gebiet gekoppelt werden, sonst erfolgt eher weiterer Eintrag von Nährstoffen. Letztlich sind neben diesen lokalen Veränderungen im Untersuchungsgebiet auch großräumige Klimaänderungen als Ursache für die Veränderungen in der Vegetation wahrscheinlich. Klimaveränderungen wie sie vom POTSDAM-INSTITUT FÜR KLIMAFOLGENFORSCHUNG (2009) für das Gebiet prognostiziert werden müssen keinen unbedingten Nachteil für die Steppenrasen bedeuten, werden die Vegetation jedoch sicher weiter verändern. Inwiefern sich die Steppenrasen zukünftig verändern werden ist noch nicht abzusehen. Es wird daher ein weiterführendes Monitoring der Steppenrasen des NSG „Badraer Lehde-Großer Eller“ empfohlen.

Danksagung

Herzlichen Dank an Dr. Jürgen Pusch (UNB Sondershausen) und dem Team der Naturparkverwaltung Kyffhäuser in Rottleben, insbesondere Karmen Rosenstock und Jürgen Thomas für die vielfältige Unterstützung in der Zeit der Geländearbeiten von Annett Hahn. Herzlichen Dank auch an Dr. Michael Manthey und Dr. Florian Jansen (beide Greifswald) für fachliche Beratung und Hilfe bei den statistischen Analysen. Laura Sutcliffe (Göttingen) danken wir für Korrekturen am Abstract und Stephan Pfützenreuter (Erfurt) und Lisa Thill (Trier) für Textkorrekturen.

Literatur

- ANDRES, C. (1994): Flora und Vegetation im Naturschutzgebiet „Badraer Lehde–Großer Eller“ am Kyffhäuser. Diplomarbeit, Universität Göttingen.
- BAUMBACH, H. (2013): Das EU-LIFE-Projekt „Erhaltung und Entwicklung der Steppenrasen Thüringens“ im Überlick. In: BAUMBACH, H. & PFÜTZENREUTER, S. (Red.): Steppenlebensräume Europas – Gefährdung, Erhaltungsmaßnahmen und Schutz: 223–248. Tagungsband, Hrsg. vom Thüringer Ministerium für Landwirtschaft, Forsten, Umwelt und Naturschutz (TMLFUN), Erfurt, 456 S.
- BECKER, T. (1998): Die Pflanzengesellschaften der Felsfluren und Magerrasen im unteren Unstruttal (Sachsen-Anhalt). *Tuexenia* **18**: 153–206.
- (2010): Explaining rarity of the dry grassland perennial *Astragalus exscapus*. *Folia Geobotanica* **45**: 303–321.
- , BRÄNDEL, M. & DIERSCHKE, H. (2007): Trockenrasen auf schwermetall- und nicht-schwermetallhaltigen Böden der Bottendorfer Hügel in Thüringen. *Tuexenia* **27**: 255–286.
- , ANDRES, C. & DIERSCHKE, H. (2011): Junge und alte Steppenrasen im NSG „Badraer Lehde–Großer Eller“ im Kyffhäusergebirge. *Tuexenia* **31**: 173–210.
- BOBBINK, R. & ROELOFS, J. G. M. (2005): Nitrogen critical loads for natural and semi-natural ecosystems: the empirical approach. *Water, Air, Soil Pollution* **85**: 2413–2418.
- BRAUN-BLANQUET, J. (1964): Pflanzensoziologie. Grundzüge der Vegetationskunde, 3. Auflage. Springer, Wien.
- BUCHAROVÁ, A., BRABEC, J. & MÜNZBERGOVÁ, Z. (2012): Effect of land use and climate change on the future fate of populations of an endemic species in central Europe. *Biological Conservation* **145**: 39–47.
- DE CÁCERES, M. & LEGENDRE, P. (2009): Associations between species and groups of sites: indices and statistical inference. *Ecology* **90**: 3566–3574.
- DOSTÁLEK, J. & FRANTÍK, T. (2012): The impact of different grazing periods in dry grasslands on the expansive grass *Arrhenatherum elatius* L. and on woody species. *Environmental Management* **49**: 855–861.
- DÍAZ, S., NOY-MEIR, I. & CABIDO, M. (2001): Can grazing response of herbaceous plants be predicted from simple vegetative traits? *Journal of Applied Ecology* **38**: 497–508.
- DUFRENE, M. & LEGENDRE, P. (1997): Species assemblages and indicator species: The need for a flexible asymmetrical approach. *Ecological Monographs* **67**: 345–366.
- DUPRÉ, C., STEVENS, C. J., RANKE, T., BLEEKER, A., PEPLER-LISBACH, C., GOWING, D. J. W., DISE, N. B., DORLAND, E. D. U., BOBBINK, R. & DIEKMANN, M. (2010): Changes in species richness and composition in European acidic grasslands over the past 70 years: the contribution of cumulative atmospheric nitrogen deposition. *Global Change Biology* **16**: 344–357.
- EBERHARDT, H. (Hrsg.) (1976): Der Kyffhäuser und seine Umgebung: Ergebnisse der heimatkundlichen Bestandesaufnahme in den Gebieten von Kelbra und Bad Frankenhausen. Werte unserer Heimat, Band 29. Akademie-Verlag, Berlin: 216 S.
- ELLENBERG, H. & LEUSCHNER, C. (2010): Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen. 6. Auflage. Ulmer, Stuttgart.
- ELLENBERG, H., WEBER, H. E., DÜLL, R., WIRTH, V. & WERNER, W. (2001): Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. *Scripta Geobotanica* **18**. 3. Auflage. Göttingen.
- ENYEDI, M. Z., RUPRECHT, E. & DEÁK, M. (2008): Long-term effects of the abandonment of grazing on steppe-like grasslands. *Applied Vegetation Science* **11**: 55–62.
- FAUST, C., STORM, C. & SCHWABE, A. (2012): Shifts in plant community structure of a threatened sandy grassland over a 9-yr period under experimentally induced nutrient regimes: is there a lag phase? *Journal of Vegetation Science* **23**: 372–386.
- GIGON, A. (1968): Stickstoff- und Wasserversorgung von Trespens-Halbtrockenrasen (*Mesobromion*) im Jura bei Basel. *Berichte des Geobotanischen Instituts der ETH Stiftung Rübel* **38**: 29–85.
- HAGEN, T. (1996): Vegetationsveränderungen in Kalk-Magerrasen des Fränkischen Jura: Untersuchung langfristiger Bestandesveränderungen als Reaktion auf Nutzungsumstellung und Stickstoff-Deposition. Laufener Forschungsbericht 4. Bayerische Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege, Laufen.
- HENNEKENS, S. M. & SCHAMINÉE, J. H. J. (2001): TURBOVEG, a comprehensive data base management system for vegetation data. *Journal for Vegetation Science* **12**: 589–591.
- HIEKEL, W., FRITZLAR, F. & NÖLLERT, A. (2004): Die Naturräume Thüringens. *Naturschutzreport* **21**. Jena.
- JANDT, U. (1999): Kalkmagerrasen am Südharzrand und im Kyffhäuser. *Dissertationes Botanicae* **322**. Berlin.
- JANSEN, F. & DENGLER, J. (2010): Plant names in vegetation databases – a neglected source of bias. *Journal of Vegetation Science* **21**: 1179–1186.
- KAHMEN, S. & POSCHLOD, P. (2008a): Effects of grassland management on plant functional trait composition. *Agriculture, Ecosystems & Environment* **128**: 137–145.
- KAHMEN, S. & POSCHLOD, P. (2008b): Does germination success differ with respect to seed mass and germination season? Experimental testing of plant functional trait responses to grassland management. *Annals of Botany* **101**: 541–548.
- KAHMEN, S. & POSCHLOD, P. (2004): Plant functional trait responses to grassland succession over 25 years. *Journal of Vegetation Science* **15**: 21–32.

- KAHMEN, S., POSCHLOD, P. & SCHREIBER, K.-F. (2002): Conservation management of calcareous grasslands. Changes in plant species composition and response of functional traits during 25 years. *Biological Conservation* **104**: 319–328.
- KELLY, C. K. (2011): Identifying plant functional types using floristic data bases: Ecological correlates of plant range size. *Journal of Vegetation Science* **7**: 417–424.
- KLEYER, M., BEKKER, R. M., KNEVEL, I. C., BAKKER, J. P., THOMPSON, K., SONNENSCHNEIN, M., POSCHLOD, P., GROENENDAEL, J. M. VAN, KLIMES, L., KLIMESOVÁ, J., KLOTZ, S., RUSCH, G. M., HERMY, M., ADRIAENS, D., BOEDELTIJE, G., BOSSUYT, B., DANNEMANN, A., ENDELS, P., GÖTZENBERGER, L., HODGSON, J. G., JACKER, A.-K., KÜHN, I., KUNZMANN, D., OZINGA, W. A., RÖMERMANN, C., STADTLER, M., SCHLEGELMILCH, J., STEENDAM, H. J., TACKENBERG, O., WILMANN, B., CORNELISSEN, J. H. C., ERIKSSON, O., GARNIER, E. & PECO, B. (2008): The LEDA Traitbase: a database of life-history traits of the Northwest European flora. *Journal of Ecology* **96**: 1266–1274.
- KLOTZ, S., KÜHN, I. & DURKA, W. (Hrsg.) (2002): BIOLFLOR – Eine Datenbank zu biologisch-ökologischen Merkmalen zur Flora von Deutschland. Schriftenreihe für Vegetationskunde **38**: 1–334.
- KORNECK, D., SCHNITTLER, M. & VOLLMER, I. (1996): Rote Liste der Farn- und Blütenpflanzen (Pteridophyta et Spermatophyta) Deutschlands. Schriftenreihe für Vegetationskunde **28**: 21–187.
- KORSCH, H. & WESTHUS, W. (2011): Rote Liste der Farn- und Blütenpflanzen (Pteridophyta et Spermatophyta) Thüringens. *Naturschutzreport* **26**: 366–390.
- MAHN, E. G. (1965): Vegetationsaufbau und Standortverhältnisse der kontinental beeinflussten Xerothermrasengesellschaften Mitteldeutschlands. *Abhandlungen der Sächsischen Akademie der Wissenschaften zu Leipzig* **49**: 1–138.
- MCCUNE, B. & GRACE, J. B. (2002): *Analysis of Ecological communities*. Mj; Software Design, Gleneden Beach, Oregon: 300 S.
- MEUSEL, H. (1939): Die Vegetationsverhältnisse der Gipsberge im Kyffhäuser und im südlichen Harzvorland. *Hercynia* **2**: 1–372.
- NOBLE, I. R. & GITAY, H. (1996): A functional classification for predicting the dynamics of landscapes. *Journal of Vegetation Science* **7**: 329–336.
- OKSANEN, J., BLANCHET, F. G., KINDT, R., LEGENDRE, P., MINCHIN, P. R. & O'HARA, R. (2012): *Vegan: Community Ecology Package*. R package version 2.0-4.
- POTSDAM-INSTITUT FÜR KLIMAFOLGENFORSCHUNG (2009): URL: <http://www.pik-potsdam.de/~wro-bel/sg-klima-3/landk/Kyffhaeuserkreis.html> (Zugriff: 25.11.2012)
- PRÉVOSTO, B., KUITERS, L., BERNHARDT-RÖMERMANN, M., BOHNER, A., KREINER, D., STADLER, J., KLOTZ, S. & BRANDL, R. (2011): Impacts of land abandonment on vegetation: successional pathways in European habitats. *Folia Geobotanica* **46**: 303–325.
- PUSCH, J. (2010): Die Umsetzung des Naturschutzgroßprojektes „Kyffhäuser“. *Natur und Landschaft* **85**: 453–459.
- QUINGER, B., BRÄU, M. & KORNPÖBST, M. (1994): *Lebensraumtyp Kalkmagerrasen*. 1. Teilband. Landschaftspflegekonzept Bayern. Hrsg.: Bayerisches Staatsministerium für Landesentwicklung und Umweltfragen und Bayerische Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege, München: 266 S.
- R DEVELOPMENT CORE TEAM (2012): *R: A Language and Environment for Statistical Computing*.
- RAUNKIAER, C. (1934): *The Life Forms of Plants and Statistical Plant Geography*. Oxford University Press, Oxford.
- RÖMERMANN, C., BERNHARDT-RÖMERMANN, M., KLEYER, M. & POSCHLOD, P. (2009): Substitutes for grazing in semi-natural grasslands – do mowing or mulching represent valuable alternatives to maintain vegetation structure? *Journal of Vegetation Science* **20**: 1086–1098.
- ROSENSTOCK, K. (2006): Landschaftspflegemaßnahmen zur Erhaltung und Entwicklung einer einmaligen Kulturlandschaft. *Landschaftspflege und Naturschutz in Thüringen Sonderheft* **2**: 65–65.
- SCHUBERT, R. (1973): Probleme der natürlichen Wiederbewaldung von Naturschutzgebieten mit Xerothermstandorten im südlichen Teil der DDR. *Acta Botanica Academiae Scientiarum Hungaricae Tomus* **19**: 317–327.
- (1975): Erarbeitung ökologisch begründeter Pflegenormative für Naturschutzgebiete mit Xerothermstandorten. Forschungsbericht, Manuskript Universität Halle.
- STEVENS, C. J., DISE, N. B., MOUNTFORD, O. J. & GOWING, D. J. (2004): Impact of nitrogen deposition on the species richness of grasslands. *Science* **303**: 1876–1879.
- WILMANN, O. & SENDTICO, A. (1995): Sukzessionslinien in Kalkmagerrasen unter besonderer Berücksichtigung der Schwäbischen Alb. Beihefte zu den Veröffentlichungen für Naturschutz und Landschaftspflege in Baden-Württemberg **83**: 257–282.
- WILSON, J. B., PEET, R. K., DENGLER, J. & PÄRTEL, M. (2012): Plant species richness: the world records. *Journal of Vegetation Science* **23**: 796–802.
- WISSKIRCHEN, R. & HAEUPLER, H. (1998): *Standardliste der Farn- und Blütenpflanzen Deutschlands*. Ulmer, Stuttgart

Anschriften der Autoren

Annett Hahn
 Institut für Botanik und Landschaftsökologie
 Universität Greifswald
 Grimmer Straße 88
 17487 Greifswald
 DEUTSCHLAND

Aktuelle Anschrift:
 Talstraße 10
 07743 Jena
 DEUTSCHLAND
 E-Mail: annethahn@gmx.de

Christian Andres
andrena – Landschaftsökologie & Naturschutz
 Burgweg 22
 97956 Werbach-Gamburg
 DEUTSCHLAND
 E-Mail: andrena@gmx.de

Dr. Thomas Becker
 Raum- und Umweltwissenschaften/ Geobotanik
 Universität Trier
 Behringstraße 21
 54286 Trier
 DEUTSCHLAND
 E-Mail: beckerth@uni-trier.de