

Vegetationsentwicklung in Artenreichen Borstgrasrasen (Lebensraumtyp 6230*) in FFH-Gebieten des Werra-Meißner-Kreises (Hessen) und Konsequenzen für die Naturschutzpraxis

Vegetation changes in Species-rich *Nardus* swards (Habitat type 6230*) in NATURA 2000 sites of the Werra-Meißner district (Hesse, Germany) and consequences for practical nature conservation

Cord Peppler-Lisbach^{1*}  & Petra Fischer² 

¹Arbeitsgruppe Landschaftsökologie, Institut für Biologie und Umweltwissenschaften,
Universität Oldenburg, 26111 Oldenburg, Germany;

²Büro für Naturschutz, Ökologie und Landbau (NÖL), Herzberger Landstraße 27,
37085 Göttingen, Germany

*Korrespondierender Autor, E-Mail: cord.peppler.lisbach@uol.de

Zusammenfassung

Der prioritäre Lebensraumtyp „Artenreiche Borstgrasrasen (6230*)“ zeigt trotz umfangreicher Schutzbemühungen im Rahmen des europäischen Schutzgebietssystems NATURA 2000 in Deutschland immer noch einen ungünstigen bis teils schlechten Erhaltungszustand und einen negativen Gesamtrend; zahlreiche charakteristische Arten sind nach wie vor im Rückgang. Eine genaue Analyse der Vegetationsveränderungen und Nutzungsrecherchen sollen die Ursachen und ein geeignetes Management aufzeigen. Für zwei FFH-Gebiete in Nordhessen (Meißner, Hirschberg) mit einem seit den 1990er Jahren geregelten Management der Borstgrasrasen wurden die Vegetationsveränderungen anhand von 35 Dauerflächen und Quasi-Dauerflächen analysiert. Die Anzahl von Wiederholungsaufnahmen pro Fläche lag zwischen einer und drei. Für verschiedene Parameter (Vegetationsstruktur, soziologisch-ökologische Gruppen, funktionell-taxonomische Gruppen, mittlere Zeigerwerte) und einzelne Arten wurden aus aufeinander folgenden Aufnahmen jährliche Veränderungsrate berechnet, auf einer Zeitleiste von 1987 bis 2019 zusammengestellt, gemittelt und mit dem Wilcoxon-Rangsummentest auf Signifikanz getestet. Ferner wurden für zwei Teilgebiete weitere verfügbare Vegetationsaufnahmen, die z. T. bis ca. 1930 zurückreichen, über einen Stetigkeitsvergleich unterschiedlicher Zeitpunkte und eine Redundanzanalyse ausgewertet.

Während lediglich zwei Flächen als Borstgrasrasen ganz verloren gingen, zeigte sich bei den übrigen eine deutliche Tendenz der Eutrophierung und Unternutzung. Diese äußerte sich in durchgehend positiven mittleren Veränderungsrate (d. h. ansteigenden Werten) der mittleren Stickstoffzahl, der Anzahl sowie Deckungssumme von Arten des Wirtschaftsgrünlandes und Brachezeigern, bei gleichzeitig negativen mittleren Veränderungsrate (d. h. fallenden Werten) der Borstgrasrasen-Kennarten. Die mittleren Reaktionszahlen und die Moosschicht-Deckungen zeigten anhaltend ansteigende Werte. Erst für die letzten Jahre ab 2012 lässt sich eine gewisse Abschwächung dieser Trends feststellen. Für das Teilgebiet Hausener Hute (Meißner) ließ sich die wechselvolle Nutzungsgeschichte seit ca. 1930, geprägt durch eine längere Brachephase zwischen den 1970er und 1990er Jahren, gut anhand der Vegetationsentwicklung nachvollziehen.

Die festgestellten Eutrophierungsphänomene sind multifaktoriell bedingt. Als Ursachen für höhere Nährstoffverfügbarkeiten kommen atmogene Stickstoffdepositionen sowie günstigere Mineralisationsbedingungen durch gestiegene pH-Werte und höhere Temperaturen in Frage. Um diesem steigenden Eutrophierungsdruck entgegenzuwirken, hat das Flächenmanagement bis ca. 2016, das gegenüber der traditionellen Nutzung durch spätere Mahdtermine, eine extensivere Beweidung sowie geringere Störungen gekennzeichnet war, offenbar nicht ausgereicht. Zudem erschwerte die höhere Moos- und Streudeckung eine Regeneration konkurrenzschwacher Arten. Wir empfehlen daher für die gemähten Flächen eine frühere Mahd, i. d. R. im Juli, sowie Striegeln (d.h. Entfernung von Moosen und Grasfilz) im Frühjahr und eine Ausweitung der herbstlichen Nachbeweidung. Auf den beweideten Flächen sollte eine Stoßbeweidung, allerdings mit höherer Besatzdichte und/oder Verweildauer als bisher, vorgenommen werden. Eine frühzeitigere Mahd ist auf einigen Flächen schon ab 2018 praktiziert worden. Die dort seitdem beobachteten positive Entwicklungen, wie die Zunahme von Kennarten und eine geringere Eutrophierungstendenz, sind möglicherweise bereits eine Reaktion darauf, eventuell aber auch ein Ergebnis der vergangenen Dürrejahre. Wir empfehlen gerade vor dem Hintergrund solcher Extremjahre auch für andere Borstgrasrasen-Gebiete flexible Nutzerverträge mit jährlicher Absprache und begleitenden Dauerflächenuntersuchungen.

Abstract

The priority habitat type “Species rich mountainous *Nardus* grassland” (6230*) still faces considerable threats due to habitat losses and unfavourable conservation status; many characteristic species are still declining. This study aims at identifying underlying drivers and optimizing management, based on a detailed analysis of vegetation changes and management history.

We studied two Natura 2000 sites (Meißner, Hirschberg) in northern Hesse, Germany, where a continuing management of grassland areas took place since the 1990s. We analysed data from 35 permanent and quasi-permanent plots with a number of one to three re-surveys per plot. Per plot, we calculated annual change rates from successive surveys for several parameters (vegetation structure, phytosociological-ecological species groups, functional species groups, mean indicator values) and single species. Change rates were arranged along a timeline from 1987 to 2019. We calculated mean change rates for each year and tested for significant difference from zero with a Wilcoxon rank sum test. For two specific sites we compiled additional relevés, partly dating back to the 1930s. We analysed species’ changes in frequency and used redundancy analysis to test for influences of time and vegetation type on species composition.

Whereas only two plots were lost as *Nardus* grassland, there was still a significant tendency towards eutrophication and insufficient management. This was indicated by continuous positive mean change rates (i.e. increasing values) for mean nitrogen indicator values, species numbers and cover sums of species of cultural grassland and fallow indicators. In contrast, character species showed continuously negative mean change rates (i.e. decreasing values) most of the time. Mean indicator values for soil reaction and moss cover consistently increased. It was only since 2012 that some of these trends weakened to a certain extent. For the site “Hausener Hute” (Meißner), the changeable management and deposition history since the 1930s, was reflected well in vegetation changes.

The detected eutrophication phenomena had multiple possible drivers like nitrogen deposition and enhanced mineralisation caused by increased soil pH or rising temperatures. The management during the last decades with late mowing dates, very extensive grazing and low disturbance levels was obviously insufficient to counteract increasing eutrophication threats. Moreover, high moss and litter cover impeded the regeneration of weak competitors. For the mown areas, we therefore suggest earlier mowing dates (usually in July), chain-harrowing (i.e. removal of mosses and grass litter) in spring and extended aftermath grazing in autumn. Higher stocking rates should be applied at grazed areas. Some plots already mowed earlier since 2018 have recently shown positive trends (i.e. increasing character species, less eutrophication). However, this could also have been a consequence of recent drought years. Regarding such extreme events we recommend more flexible contracts with managers based on annual agreements and further monitoring based on permanent plots.

Keywords: degradation, eutrophication, management, mown *Nardus* grassland, (quasi-) permanent plots, time-series analysis, practical nature conservation

1. Einleitung

Borstgrasrasen (*Nardetalia strictae* Preising 1950), die Pflanzengesellschaft des Jahres 2020 (SCHWABE et al. 2019), zählen nach der FFH-Richtlinie zu den geschützten prioritären Lebensraumtypen (Artenreiche Borstgrasrasen, montan [und submontan auf dem europäischen Festland], Code 6230*). Sie sind quantitativen und qualitativen Veränderungen unterworfen und daher gefährdet (RENNWALD 2000). Der Nationale Bericht 2019 gemäß FFH-Richtlinie zeigt für Deutschland, dass der Erhaltungszustand des LRT 6230 in der kontinentalen Region ungünstig bis unzureichend ist, in der atlantischen Region sogar ungünstig bis schlecht. Der Gesamttrend wird als sich verschlechternd angesehen (BfN 2019).

Es handelt sich um Magergrünlandbestände, deren geringe Stickstoffversorgung, anders als bei Kalk- und Sandmagerrasen, nicht durch eine eingeschränkte Wasserverfügbarkeit limitiert ist. Daher können Borstgrasrasen besonders leicht durch Düngung in produktivere Grünlandbestände überführt werden (PEPPLER-LISBACH & PETERSEN 2001). So zählt die landwirtschaftliche Nutzungsintensivierung zu einer der Hauptrückgangsursachen von Borstgrasrasen. Auch eine durch atmosphärische Deposition von Stickstoff bedingte Eutrophierung zählt zu den Gefährdungsursachen von Borstgrasrasen und ihrer Arten (DUPRÉ et al. 2010, PEPPLER-LISBACH et al. 2020), ebenso wie eine Bodenversauerung als Folge des Eintrags von oxidierten Schwefelverbindungen oder ebenfalls von (vorwiegend reduzierten) Stickstoffverbindungen (FENNEMA 1991, STEVENS et al. 2011). Eine nachlassende Bodenversauerung aufgrund gesunkener Schwefel- (SO_2 -) Depositionen in den letzten zwei bis drei Dekaden könnte jedoch ebenfalls zu einer verstärkten Eutrophierung beigetragen haben (MITCHELL et al. 2018, PEPPLER-LISBACH et al. 2020). Darüber hinaus stellen vor allem Aufforstungen und die Nutzungsaufgabe wichtige Rückgangsursachen für Borstgrasrasen dar (PEPPLER-LISBACH & PETERSEN 2001). Schließlich ist, zumindest mittel- bis langfristig, von negativen Auswirkungen des Klimawandels auf Borstgrasrasen auszugehen (BITTNER & BEIERKUHNLEIN 2014, STANIK et al. 2021).

Im Werra-Meißner-Gebiet gehören Borstgrasrasen zu den charakteristischen Vegetationstypen und sind insbesondere in den FFH-Gebieten „Meißner und Meißner Vorland (Nr. 4725-306)“ und „Hirschberg- und Tiefenbachwiesen (Nr. 4724-310)“ ausgebildet. Die Borstgrasrasen auf dem Meißner wurden bereits früh pflanzensoziologisch untersucht (PFALZGRAF 1934). Weitere Bearbeitungen folgten 1973 von SPEIDEL (in RAEHSE 1999), 1978 (VOLLRATH 1978), 1981/1983 (BUSSE 1984), 1986/87 (PEPPLER 1987, 1992), 1990/91 (RAEHSE 1999) und 1998 (HOTZE 1999). Borstgrasrasen am Hirschberg wurden von KRAUSE im Jahre 1950 (in RAEHSE 1999) aufgenommen, allerdings am Nord- und Nordost-Hang, wo sich schon 1990/91 keine *Nardetalia*-Bestände mehr nachweisen ließen (RAEHSE 1999). Die in dieser Untersuchung analysierten, noch bestehenden Borstgrasrasen am W- und S-Hang zwischen Wickenrode und Rommerode (Hirschberg- und Tiefenbachwiesen) wurden zuerst in den Jahren 1986/87 bearbeitet (PEPPLER 1987, 1992, NASE 1988). Mit der Grunddatenerhebung (GDE) in den FFH-Gebieten Hessens wurden von 2002 bis 2006 (NECKER-MANN & ACHTERHOLT 2006, BÖF 2008) weitere Vegetationsaufnahmen in den Borstgrasrasen des Meißners und der Tiefenbachwiesen erstellt, teilweise in denselben Lagen wie die Aufnahmeflächen von PEPPLER (1987, 1992) und HOTZE (1999). Insbesondere die ab 1986 angefertigten Vegetationsaufnahmen bieten eine sehr wichtige Datengrundlage für

Wiederholungsuntersuchungen, welche die Veränderungen in Borstgrasrasen dokumentieren und analysieren. Während die Ergebnisse von Wiederholungsuntersuchungen aus dem Jahre 2012 bei PEPLER-LISBACH & KÖNITZ (2017) bereits publiziert wurden, konnten für die vorliegende Untersuchung weitere im Rahmen der FFH-Gebietsuntersuchung angelegte Dauerflächen ausgewertet bzw. der Zeitrahmen für die bereits bis 2012 analysierten Flächen weiter ausgedehnt werden (FISCHER et al. 2016, FISCHER & WAESCH 2019). Dabei soll vor allem überprüft werden, ob die bei PEPLER-LISBACH & KÖNITZ (2017) dargestellten Tendenzen (1) einer zunehmenden Eutrophierung sowie (2) einer Ausbreitung von Brachezeigern bzw. die Hypothese der Unternutzung der Flächen bestätigt werden können.

Darauf aufbauend sollen vor dem Hintergrund der Nutzungsgeschichte (FISCHER & PEPLER-LISBACH 2020) und der aktuellen gesetzlichen und freiwilligen Nutzungsaufgaben das bisherige Pflege- und Bewirtschaftungsmanagement konkret in die Analyse mit einbezogen und entsprechende Empfehlungen für eine Nutzungsanpassung abgegeben werden. Einige dieser Empfehlungen wurden in jüngerer Zeit, basierend auf den hier präsentierten Ergebnissen, im Untersuchungsgebiet bereits umgesetzt; deren erste Auswirkungen werden hier vorgestellt. Dies soll insgesamt dazu dienen, auch allgemein Hinweise zur Erhaltung und Entwicklung des LRT 6230 „Artenreiche Borstgrasrasen“ in Deutschland zu geben.

2. Untersuchungsgebiet

2.1 Lage und naturräumliche Gegebenheiten

Die untersuchten Borstgrasrasen der FFH-Gebiete „Meißner und Meißner Vorland“ und „Hirschberg- und Tiefenbachwiesen“ liegen im Werra-Meißner-Kreis und randlich im Landkreis Kassel (Hessen), ca. 30–45 km südöstlich von Kassel. Sie befinden sich in der naturräumlichen Haupteinheit „D47 Osthessisches Bergland, Vogelsberg und Rhön“ (s. SSYMANK et al. 1998). Die Borstgrasrasen auf dem Meißner, ein bis zu 754 m ü. NN emporragender langgestreckter Bergrücken (NITSCHKE et al. 2005), befinden sich auf einer Höhe von ca. 630–720 m ü. NN. Die Untersuchungsflächen am Hirschberg (Hirschbergwiesen und Tiefenbachwiesen), die westlich und südlich des 643 m hohen Hirschberges, zwischen Wickenrode und Rommerode, lokalisiert sind, liegen mit einer Höhe von ca. 470–520 m ü. NN etwas niedriger (genaue Lage der Flächen s. Anhang E1). Im Vergleich zu den Meißnerflächen mit einer Jahresmitteltemperatur von 5,6–5,9 °C und einem mittleren Jahresniederschlag von 1179–1228 mm ist am Hirschberg die Jahresmitteltemperatur mit 6,2–7,0 °C etwas höher und der mittlere Jahresniederschlag mit 978–1102 mm etwas niedriger (GAUER & ALDINGER 2005). Die untersuchten Borstgrasrasen kommen meist auf Basalt bzw. basaltbeeinflussten Fließerden mit Lössbeimischungen vor (MOESTA & BEYSCHLAG 1884, HESSISCHES LANDESAMT FÜR BODENFORSCHUNG 1979, NECKERMANN & ACHTERHOLT 2006). Südlich des Hirschberges treten Borstgrasrasen auch auf mittlerem Buntsandstein auf (NASE 1988). Zudem erstreckt sich entlang des Nord-, West- und Südhangs des Hirschberges ein ausgedehnter Quellhorizont (RAEHSE 1999). Die Wiesen sind daher an verschiedenen Stellen von grundwassernahen und quelligen Mulden durchzogen (MEINEKE 1988). Bei den Böden handelt es sich überwiegend um Braunerden und Pseudogleye, inkl. Übergängen zwischen beiden Typen (s. PEPLER 1992: Tab. A1).

Auf dem Meißner liegen die Vegetationsaufnahmeflächen in den Teilgebieten „Hausener Hute“, „Butterwiese“ (inkl. „Alte Wiese“), „Struthwiese“, „Viehhauswiese“ und „Weiberhemdmoor“. Sie befinden sich mit wenigen Ausnahmen alle im Naturschutzgebiet

„Meißner“, das bereits 1970 ausgewiesen wurde und in seiner heutigen Größe (9,3 km²) seit 1989 besteht (HESSISCHER STAATSANZEIGER 1989a, NITSCHKE et al. 2005). Die Aufnahme-flächen am Hirschberg liegen überwiegend im NSG „Tiefenbachwiesen bei Rommerode“, aber einige Flächen, insbesondere auf den Hirschbergwiesen, auch außerhalb des NSG. Die Verordnung über dieses NSG mit einer Größe von 38 ha (NITSCHKE et al. 2005) stammt ebenfalls aus dem Jahr 1989 (HESSISCHER STAATSANZEIGER 1989b).

2.2 Die Borstgrasrasen im Untersuchungsgebiet sowie ihre Nutzung in Vergangenheit und Gegenwart

Bei den Borstgrasrasen auf dem Meißner und am Hirschberg handelt es sich, bedingt durch die relativ basenreichen Ausgangssubstrate, um in der Regel artenreiche Bestände, die dem *Polygalo-Nardetum* Oberdorfer 1957 (frische Böden) bzw. dem *Juncetum squarrosi* Nordhagen 1922 (feuchte Böden) zugeordnet werden können (PEPPLER 1987, 1992, Syn-systematik nach PEPPLER-LISBACH & PETERSEN 2001). Beide Gesellschaften sind hier z. T. auch durch Übergänge miteinander verbunden. In ihrer Artenzusammensetzung ähneln sie mit hohen Stetigkeiten von basiphytischen Arten in vieler Hinsicht den Beständen der Rhön (PEPPLER 1992). Die Differenzierung der Rasen im Werra-Meißner-Gebiet spiegelt, abgesehen von edaphischen Bedingungen, vor allem auch die (ehemalige) Nutzung der Bestände wider (PEPPLER 1987).

Auf dem Meißner mit der Hausener Hute und in den Tiefenbach- und Hirschbergwiesen besteht eine schon im 15. und 16. Jahrhundert beginnende Nutzungskontinuität der Borstgrasrasen (FISCHER & PEPPLER-LISBACH 2020). Auf dem Meißner dominierten bis weit ins 19. Jahrhundert die Hutungen, obwohl es auch schon frühzeitig eine Wiesenutzung gab (v. a. auf den bodenfeuchten, tiefgründigeren und nährstoffreicheren Flächen). Dagegen war in den Tiefenbach- und Hirschbergwiesen mindestens seit 1778 die Mahd die Hauptnutzung.

Die folgende detailliertere Nutzungsbeschreibung bezieht sich im Wesentlichen auf den Zeitraum ab Anfang des 20. Jahrhunderts, für den Vegetationsdaten existieren. Die Nutzung der Aufnahmejahre wird hervorgehoben. Ergänzende Angaben finden sich bei FISCHER & PEPPLER-LISBACH (2020). Zusätzlich werden die Bewirtschaftungsauflagen von 2016/17 nach den freiwillig vereinbarten HALM-Förderverfahren (HMuKLV 2020) und, bei Lage im Naturschutzgebiet, nach der NSG-Verordnung aufgeführt (FISCHER et al. 2016, FISCHER & PEPPLER-LISBACH 2020).

Auf der Meißnerhochfläche wurden die Hutungen nach Auflösung der „Hutegerech-same“ 1876/79 aufgegeben. Die verbliebenen Borstgrasrasen wurden mit Fichten aufge-forstet oder unter Mahdnutzung weiter bewirtschaftet. Die Hausener Hute war bereits 1911 parzelliert. Im folgenden Zeitraum um **1934** wurden ungedüngte Parzellen alle drei Jahre gemäht, mit Asche und Kompost gedüngte Parzellen im Juli oder spätestens Anfang August jährlich gemäht (PFALZGRAF 1934). Die von den Bauern der umliegenden Dörfer sehr kleinflächig und im (z. T. zeitigen) Juli betriebene einschürige Heumahd auf den Borstgrasrasen des Meißners kam bereits ab Anfang der 1960er Jahre weitgehend zum Erliegen (FISCHER & PEPPLER-LISBACH 2020). Auch wenn in den **1970er** und **1980er** Jahren am Unterhang der Hausener Hute noch Rinder-Sammelweiden und eine Pferdeweide existierten sowie stellenweise Pflegeversuche (u. a. Mulchen) und auf der Viehhauswiese eine Heuproduktion zur Wildfütterung erfolgten, lagen zu dieser Zeit die meisten Borstgrasrasen brach (PEPPLER 1987, 1992). Ein einschneidender Schlegelmäher-Einsatz am Oberhang der Hausener Hute erfolgte 1988, ehe dann ab 1996 eine geregelte, bis heute (auch im

Aufnahmejahr **2012**) andauernde Schafbeweidung wieder aufgenommen wurde. Es erfolgen mehrere Beweidungsphasen pro Jahr, mit Beginn ab Mai. Laut Angaben zu den Auflagen (s. o.) war hier 2017 eine „mobile Schaf-Koppelhaltung“ ohne Termin vereinbart.

Ab **1998**, nach der Datenerhebung durch HOTZE (1999), wurde außerdem am Unterhang der Hausener Hute, an der Viehhaus-, Butter- und Struthwiese sowie auf der Fläche Weiberhemd die Nutzung als einschürige Mahd nach Mitte Juli wieder aufgenommen (HOTZE 1999, BÖF 2008). Diese Mahdnutzung, die durch einen meist späteren Mahdtermin als in früheren Jahrzehnten und Jahrhunderten geprägt war (s. FISCHER & PEPPLER-LISBACH 2020), setzte sich bis heute, auch im Aufnahmezeitraum **2006–2016**, fort. So wurden diese Borstgrasrasen frühestens nach dem 15. Juli oder deutlich später Ende August oder September gemäht, auf der Struthwiese teils erst im Herbst (KÖNITZ 2014). Auf diesen gemähten Borstgrasrasen war 2016/17 größtenteils die HALM-Variante „Mahd ab 01.08.“ sowie im Weiberhemdmoor in direkter Absprache mit dem Forstamt eine Mahd um den 22. August vereinbart. Am Unterhang der Hausener Hute erfolgte, zumindest in den manchen Jahren, eine sehr extensive Schafnachbeweidung. Zeitweise blieben hier einige Bereiche auch ungenutzt.

In den Tiefenbach- und Hirschbergwiesen hörte die bäuerliche, im Juli und in tieferen Lagen sogar im Juni (mit zusätzlicher Grummetmahd im August) durchgeführte Mahdnutzung ebenfalls Ende der 1960er Jahre auf. Auf manchen Borstgrasrasen wurde aber die Mahd als Hauptnutzung bis in die **1980er** Jahre fortgesetzt (FISCHER & PEPPLER-LISBACH 2020).

Spätestens ab 1990 wurden die Borstgrasrasen der Tiefenbachwiesen größtenteils (wieder) als Mähwiese genutzt (MEINEKE 1988). Auf diesen und auf den Mahdflächen der Hirschbergwiesen erfolgte im Untersuchungszeitraum **2002–2012** eine einschürige Mahd erst ab Mitte Juli bzw. ab August (NECKERMAN & ACHTERHOLT 2006, KÖNITZ 2014). Auf diesen Flächen war nach Rechercheangaben (s. o.) **2016/2017** eine späte Mahd ab 1. Juli, 15. Juli oder auf wesentlichen Flächen erst ab dem 1. August erlaubt (FISCHER & PEPPLER-LISBACH 2020); im Aufnahmejahr 2016 wurden einige Flächen am 5. August gemäht. Auf den Mahdflächen erfolgte bis Ende der 1980er Jahre stellenweise auch eine Nachbeweidung, die aufgrund eines Beweidungsverbots in der NSG-Verordnung ab 1990 nicht mehr genehmigt war. Auf manchen Flurstücken darf unter Auflagen seit 2016 wieder eine Nachbeweidung erfolgen. Einige Untersuchungsflächen am Hirschberg wurden mit ersten Anfängen Ende der 1970er Jahre und dann ab 1981 kontinuierlich, später nur außerhalb des NSG, als Schafweide genutzt (NECKERMAN & ACHTERHOLT 2006, FISCHER & PEPPLER-LISBACH 2020). So erfolgte z.B. im Aufnahmejahr **2012** nur kurz andauernd Anfang Juni (KÖNITZ 2014) und **2016** trotz Beweidungsmöglichkeit ab 1. Mai dann erst Mitte Juni eine Schafbeweidung (FISCHER et al. 2016). Ab 2018 wurden auf einigen Borstgrasrasen des Meißners und des Hirschberges auf der Grundlage der Pflegeempfehlungen von FISCHER et al. (2016) Bewirtschaftungsauflagen verändert (s. dazu Kap. 6.).

3. Material und Methoden

Die aus den unterschiedlichen Zeiträumen von 1934 bis 2019 ausgewerteten Vegetationsaufnahmen wurden im Datenbanksystem Turboveg (HENNEKENS & SCHAMINEE 2001) digital gespeichert. Die taxonomische Harmonisierung erfolgte mit Hilfe des R-Paketes „vegdata“ (JANSEN & DENGLER 2010) auf Grundlage der GermanSL 1.2 (JANSEN & DENGLER 2008). Braun-Blanquet-Deckungsgrade wurden

in die Prozentwerte der Gruppenmittel umgerechnet. Die Nomenklatur der Sippenamen richtet sich nach der GermanSL 1.2 (JANSEN & DENGLE 2008), die der Borstgrasrasen-Gesellschaften nach PEPPLER-LISBACH & PETERSEN (2001) und die der sonstigen Gesellschaften nach RENNWALD (2000).

3.1 Analyse von Dauerflächen und Quasi-Dauerflächen

Auf 35 Dauerflächen und Quasi-Dauerflächen („permanent plots“ bzw. „quasi-permanent plots“ im Sinne von KAPFER et al. 2017) konnte die Vegetationsentwicklung in unterschiedlichen Zeiträumen auf mehr oder weniger exakt räumlich festgelegten Aufnahmeflächen analysiert werden (Anhang E2). Zehn flächengenaue Dauerflächen (jeweils fünf Flächen auf dem Meißner und am Hirschberg) wurden im Rahmen von FFH-Grunddatenerfassungen 2002–2005 (Hirschberg und Tiefenbachwiesen) bzw. 2006 (Meißner) eingerichtet und dauerhaft mit Magneten bzw. Rundeisen markiert (NECKERMANN & ACHTERHOLT 2006, BÖF 2008). Seitdem wurden sie in unregelmäßigen Abständen einmal (2016, Hirschberg) – oder zweimal (2016 und 2019, Meißner; FISCHER et al. 2016, FISCHER & WAESCH 2019) wieder aufgenommen. Bei den Meißner-Dauerflächen wurden an gleicher Stelle (im Sinne von Quasi-Dauerflächen) im Jahr 1998 angefertigte Vegetationsaufnahmen von HOTZE (1999) in die Analyse einbezogen. Bei den übrigen Flächen handelt es sich um 25 Quasi-Dauerflächen, welche in den Jahren 1986 und 1987 erstmalig von PEPPLER (1987, 1992) bearbeitet und 2012 wieder aufgenommen wurden (PEPPLER-LISBACH & KÖNITZ 2017). Davon befinden sich 15 Flächen auf dem Meißner und 10 am Hirschberg (Tiefenbach- und Hirschbergwiesen). Bei einer Fläche auf dem Meißner und fünf Flächen auf dem Hirschberg wurden 2019 bzw. 2016 weitere Wiederholungsaufnahmen vorgenommen (FISCHER & WAESCH 2019, FISCHER et al. 2016). Im Folgenden werden Dauerflächen und Quasi-Dauerflächen der Einfachheit halber als Dauerflächen bezeichnet.

Die Veränderungen in den Dauerflächen wurden anhand folgender Parameter analysiert: Vegetationsstruktur (Deckung der Strauch-, Kraut- und Kryptogamenschicht, mittlere, nach quadratwurzel-transformierten Deckungswerten gewichtete Zeigerwerte, ELLENBERG et al. 2001), Gesamtartenzahlen sowie die Artenzahlen und kumulierte Deckungswerte von vier soziologisch-ökologischen Gruppen (Anhang E3): formationsbezogene Kennarten (C) der Heiden- und Borstgrasrasen (*Calluno-Ulicetea* Braun-Blanquet et Tüxen ex Westhoff et al. 1946, *Nardetalia*), Sonstige Magerkeitszeiger (D, sonstige Arten der anthropo-zoogenen Heiden und Rasen sowie Kleinseggenriede o. ä. mit Stickstoffzahl ≤ 3 nach ELLENBERG et al. 2001), (Wirtschafts-) Grünlandarten (G, sonstige Arten der anthropo-zoogenen Heiden und Rasen mit Stickstoffzahl > 3 oder indifferent nach ELLENBERG et al. 2001) und Brachezeiger (B, Arten der Wälder und der Wald-nahen Staudenfluren und Gebüsche nach ELLENBERG et al. 2001); zur Eingruppierung der Arten s. a. PEPPLER-LISBACH & KÖNITZ (2017). Außerdem wurde das Verhalten von vier funktionellen, durch Wuchsform bzw. taxonomisch abgegrenzte Gruppen analysiert: Gehölze (Nano- und Makro-Phanerophyten), Zwergsträucher (Hemi-Phanerophyten), Grasartige (*Poaceae*, *Cyperaceae*, *Juncaceae*) und Stickstoff-fixierende Leguminosen (*Fabaceae*). Die Zuordnung erfolgte nach JÄGER (2017).

Wir waren bei der Analyse der Veränderungen bestrebt, zeitlich stärker differenzierte Aussagen zu bekommen als es z.B. durch einfache gepaarte Mittelwertvergleiche oder lineare Regressionsverfahren möglich gewesen wäre. Für detaillierte Zeitreihenuntersuchungen lagen allerdings nicht genügend Beobachtungen pro Fläche vor. Außerdem umfasste der Datensatz Flächen, die sich in den Aufnahmezeitpunkten, der Zahl der Wiederholungsaufnahmen (min. 1, max. 3) und den zeitlichen Spannen (min. 10, max. 33 Jahre) unterschieden. Um hier zu vergleichbaren und zeitlich aufgelösten Aussagen zu kommen,

wurden für jeden der oben erwähnten Parameter P und jede Fläche eine jährliche Veränderungsrate VR aus zwei aufeinanderfolgenden Zeitpunkten (t_1 und t_2) berechnet mit $VR (\Delta P \text{ a}^{-1}) = (P_{t_2} - P_{t_1}) / (t_2 - t_1)$. Basierend auf diesen Werten wurde für jeden Parameter eine nach Jahresschritten aufgelöste Zeitleiste erstellt, bei der für jeden Jahresschritt von 1987 bis 2019 die mittlere Veränderungsrate aus den Veränderungsrate aller Flächen berechnet wurde, bei denen das entsprechende Jahr $> t_1$ und $\leq t_2$ war. Dabei wurden die mittleren Veränderungsrate dem jeweils höheren Jahreswert zugerechnet, d.h. der Wert für 2010 stellt die Veränderungsrate zwischen 2009 und 2010 dar. Die Zeitleiste gibt so für jedes Jahr die mittlere Veränderungsrate aus allen Flächen an, für die dieses Jahr in einem Beobachtungszeitraum gelegen hatte. Die mittleren Veränderungsrate bieten die Möglichkeit, die Veränderungen eines Parameters über die einzelnen Flächen hinweg darzustellen. Dabei ist zu berücksichtigen, dass die mittleren Veränderungsrate der einzelnen Jahre z.T. auf unterschiedlichen und auch unterschiedlich vielen Dauerflächen beruhen, da sich die Beobachtungszeiträume der Einzelflächen unterschieden. Um das Vorhandensein eines Gesamtrends über die Dauerflächen hinweg statistisch zu testen, wurde für jeden Jahres-Schritt ein Wilcoxon-Rangsummentest der einzelnen Veränderungsrate durchgeführt mit der Nullhypothese, dass die Veränderungsrate über alle Dauerflächen nicht verschieden von Null ist.

Die Auswertungen wurden sowohl für den Gesamtdatensatz durchgeführt als auch getrennt für die beiden Teilgebiete Meißner und Hirschberg, um regionale Unterschiede zu analysieren. Alle Auswertungen wurden mit der Statistik Software R (R CORE TEAM 2020) vorgenommen.

3.2 Analyse von Veränderungen unter Einbeziehung nicht exakt lokalisierbarer historischer Vegetationsaufnahmen

Zur Auswertung von historischem Aufnahmемaterial, welches nicht genauer räumlich lokalisiert werden konnte, wurden zwei Teilgebiete ausgewählt, für die über einen längeren Zeitraum eine ausreichende Datengrundlage vorlag. Es handelt sich dabei um die Hausener Hute auf dem Meißner und den Süd- bis Westhang des Hirschberges, inkl. Tiefenbachwiesen. Für diese Auswertung wurden nur Aufnahmen aus den Jahren verwendet, für die genügend Daten (> 5 Vegetationsaufnahmen) für einen Stetigkeitsvergleich vorlagen. Im Datensatz für die Hausener Hute ($n = 73$) befinden sich Aufnahmen aus den Jahren (vor) 1934 (PFALZGRAF 1934, $n = 6$), 1978 (VOLLRATH 1978, $n = 8$), 1981 (BUSSE 1984, $n = 35$), 1986 (PEPPLER 1987, $n = 8$), 1998 (HOTZE 1999, $n = 6$) und 2012–2019 (KÖNITZ 2014, $n = 8$ FISCHER et al. 2019, $n = 2$). Der Datensatz der Hirschberg- und Tiefenbachwiesen ($n = 36$) umfasst Aufnahmen von 1986–1987 (PEPPLER 1987, 1992 und n. p.: $n = 10$, NASE 1988: $n = 9$) und von 2012–2019 (KÖNITZ 2014: $n = 5$, PEPPLER-LISBACH n. p.: $n = 4$, FISCHER et al. 2016: $n = 10$). Aus der Vegetationstabelle des *Violion caninae* Schwickerath 1944 von NASE (1988) wurden nur diejenigen Aufnahmen verwendet, die aufgrund der Ortsbeschreibungen klar den hier bearbeiteten Parzellen der Hirschberg- und Tiefenbachwiesen zugeordnet werden konnten. Für die Stetigkeitsvergleiche wurden die Aufnahmen aus den Jahren 1986 bis 1987 sowie 2012 bis 2019 (bei den Dauerflächen nur die jüngste Aufnahme) jeweils zu einer Zeitkategorie zusammengefasst. Für die Auswertung mittels RDA (Funktion `rda`, R-Paket `vegan`, OKSANEN et al. 2019) wurden die Aufnahmen zur Beschreibung der dominierenden floristischen Variabilität unterschiedlichen Typen zugeordnet. Als unabhängige Variablen wurden der Typ, das Aufnahmejahr und ihre Interaktion (Typ*Jahr) verwendet, als abhängige Matrix die Deckungsgrad-Matrix der Arten (Braun-Blanquet-Deckungsgrade r und $+$ = 0,5). Die Signifikanz der Variablen wurde mit einem Permutations-

test (Funktion `anova.cca`, R-Paket `vegan`, OKSANEN 2019) getestet. In den Diagrammen werden die Aufnahmen identischer im Datensatz vorhandener Dauerflächen durch Pfeile miteinander verbunden, um die Trajektorien einzelner Flächen zu verdeutlichen.

4. Ergebnisse

4.1 Entwicklung auf den Dauerflächen und Quasi-Dauerflächen

Von den ursprünglich 35 zu den Borstgrasrasen zählenden Flächen konnten zwei bei der jeweilig letzten Aufnahme (2012 bzw. 2019) nicht mehr den *Nardetalia* zugeordnet werden, sondern stellten magere Ausprägungen des Wirtschaftsgrünlandes (*Molinio-Arrhenatheretea* Tüxen 1937) dar. Die Analyse der Veränderungsrate der einzelnen betrachteten Parameter ergab folgende Ergebnisse:

Hinsichtlich der Vegetationsstruktur (Abb. 1a–c) traten bei der Moosdeckung meist deutlich positive mittlere Veränderungsrate auf (d.h. sie nahmen zu), ein Trend, der sich erst seit 2012 abgeschwächt hat. Bei der Krautschichtdeckung waren zunächst bis ca. 2005 steigende Raten (allerdings auf geringerem Niveau als die Moosdeckung) festzustellen, danach nicht mehr. Zwischen 2012 und 2016 war dann ein Trend zu geringeren Krautschichtdeckungen zu verzeichnen. Die Streuschicht hat zwischen 1998 und 2006 im Mittel abgenommen und zeigte seitdem positive mittlere Veränderungsrate, jedoch ist dies (auch aufgrund der Fallzahlen) nicht signifikant. Die Entwicklung der Offenbodenbereiche konnte wegen der wenigen dazu vorliegenden Daten nicht in gleicher Weise analysiert werden. Es lässt jedoch festhalten, dass seit 2006 auf vier von fünf Flächen der Offenbodenanteil abgenommen hat.

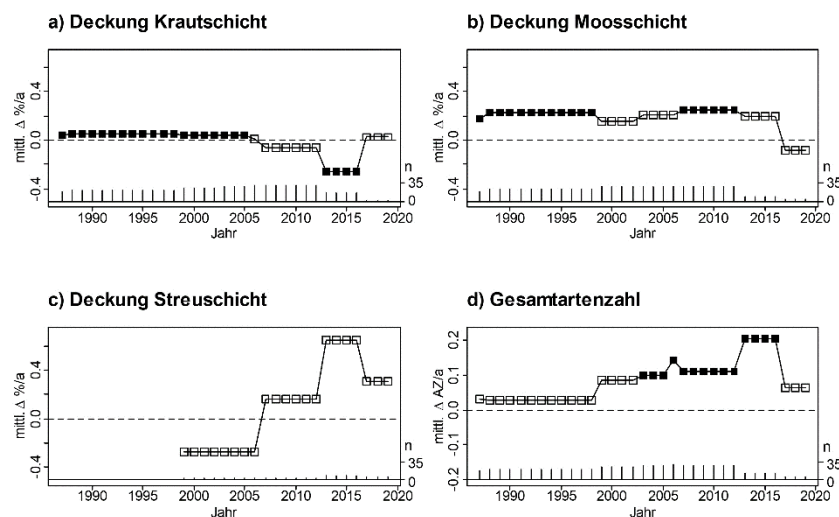


Abb. 1. Mittlere Veränderungsrate der Vegetationsstruktur-Parameter (a–c) sowie der Gesamtartenzahl d) im jeweiligen Untersuchungszeitraum. Ausgefüllte Quadrate: signifikant verschieden von Null ($p < 0.05$, Wilcoxon-Rangsummentest); n: Anzahl der Werte pro Jahr.

Fig. 1. Mean change rates of vegetation structure parameters (a–c) and total species richness d) within the studied time interval. Solid squares: significantly different from zero ($p < 0.05$, Wilcoxon rank sum test); n: no. of values per year.

Die Gesamtartenzahlen (Abb. 1d) weisen für den gesamten Zeitraum zunehmende Werte auf, signifikant allerdings nur für die Jahre 2003 bis 2016. Bei den soziologisch-ökologischen Artengruppen (Abb. 2, 3) zeigten die mittleren Veränderungsraten bis 2012 ein relativ konstantes Muster mit durchgehend signifikant positiven Veränderungsraten (d. h. Zunahme) bei Wirtschaftsgrünlandarten (Abb. 2c, 3c) und Brachezeigern (Abb. 2d, 3d), während bei den *Nardetalia*-Kennarten durchgehend, meist auch signifikant, negative Raten (d. h. Abnahmen) auftraten (Abb. 2a, 3a). Dies traf sowohl auf die Deckungssummen als auch auf die Artenzahlen der Gruppen zu. Bei den „Sonstigen Magerkeitszeigern“ (Abb. 2b, 3b) ist das Bild nicht ganz so konstant, jedoch waren die Veränderungsraten auch hier überwiegend negativ, vor allem bei den Deckungssummen. Seit 2012 sinken die positiven Veränderungsraten der Brachezeiger langsam und sind nicht mehr signifikant, sie nehmen nicht mehr in dem früheren Maße zu. Auch bei den anderen Gruppen haben sich seit 2012 die bisherigen Veränderungstendenzen abgeschwächt und spätestens nach 2016 teilweise sogar umgekehrt. Dabei ist allerdings zu beachten, dass der Zeitraum zwischen 2016 und 2019 lediglich durch vier Dauerflächen auf dem Meißner abgedeckt wird und daher als wenig repräsentativ für das Gesamtgebiet anzusehen ist. Hier sind die mittleren Veränderungsraten der Wirtschaftsgrünlandarten auf nahe Null gesunken, die vorher negativen Raten der Kennarten dagegen auf nahe Null angestiegen, ähnlich wie bei den „Sonstigen Magerkeitszeigern“.

Hinsichtlich der funktionellen Gruppen (Anhang E4–5) war bei den Leguminosen bis 2012 ein durchgehend signifikanter Anstieg feststellbar, bei den Zwergsträuchern hingegen durchgehend ein Rückgang; hier waren die Veränderungsraten bei den Deckungssummen immer und bei den Artenzahlen überwiegend negativ. Die Gehölze (Keimlinge oder Jungwuchs in der Krautschicht) wiesen bis 2016 überwiegend Zunahmen auf, signifikant bei den Artenzahlen zwischen 1998 und 2012. Das Bild bei den Grasartigen ist weniger klar und zeigt keine signifikanten Veränderungsraten, es deutet sich lediglich ein steigender Trend nach 1998 an.

Bei den Zeigerwerten (Abb. 4) traten von 1987 bis 2016 durchgehend signifikante Anstiegsraten bei mittleren Reaktions- (R-) und Stickstoff- (N-) Zahlen auf. Dieser Zunahmetrend war bei den (wenigen) 2019 aufgenommen Flächen nicht mehr feststellbar. Bei den anderen Zeigerwerten waren kaum signifikante Veränderungsraten festzustellen, abgesehen von zeitweise abfallenden Trends bei den Lichtzahlen und Anstiegen bei den Kontinentalitätszahlen. Ein signifikant ansteigender Trend der mittleren Temperaturzahlen trat nie auf.

Die Veränderungsraten der einzelnen Arten sind in Anhang E6 detailliert dargestellt. Hier sollen nur einige Arten mit deutlichen Veränderungsraten genannt werden. Bei den Kennarten hatten bis 2016 vor allem *Calluna vulgaris*, *Vaccinium myrtillus*, *Nardus stricta*, *Danthonia decumbens*, *Arnica montana*, *Festuca filiformis* und *Galium saxatile* negative Veränderungsraten, bei den „Sonstigen Magerkeitszeigern“ waren dies insbesondere *Campanula rotundifolia*, *Galium verum* und *Genista tinctoria*. Wirtschaftsgrünlandarten mit signifikanten Zunahmeraten waren z. B. *Ranunculus acris*, *Trifolium pratense*, *T. repens*, *Taraxacum* Sect. *Ruderalia* und *Veronica chamaedrys*. Die Gräser *Agrostis capillaris* und *Festuca rubra* agg. wiesen vor allem nach 2012 deutlich ansteigende Raten auf. Bei den Moosen waren vor allem stetig steigende Veränderungsraten von *Rhytidiadelphus squarrosus* zu verzeichnen.

Beide Untersuchungsgebiete (Meißner und Hirschberg) zeigten weitgehend ähnliche Veränderungstendenzen. Bei einigen Parametern waren jedoch auch Gebietsunterschiede erkennbar, die hier jedoch nicht im Einzelnen dargestellt werden. So waren z. B. auf dem

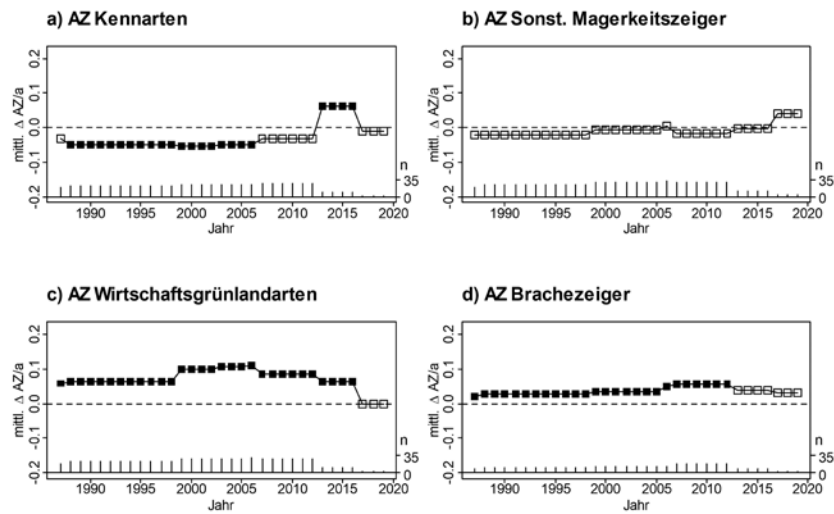


Abb. 2. Mittlere Veränderungsrate der soziologisch-ökologischen Gruppen (Artenzahlen = AZ) im jeweiligen Untersuchungszeitraum. Ausgefüllte Quadrate: signifikant verschieden von Null ($p < 0,05$, Wilcoxon-Rangsummentest); n : Anzahl der Werte pro Jahr.

Fig. 2. Mean change rates of species richness (phytosociological-ecological groups). Solid squares: significantly different from zero ($p < 0.05$, Wilcoxon rank sum test); n : no. of values per year.

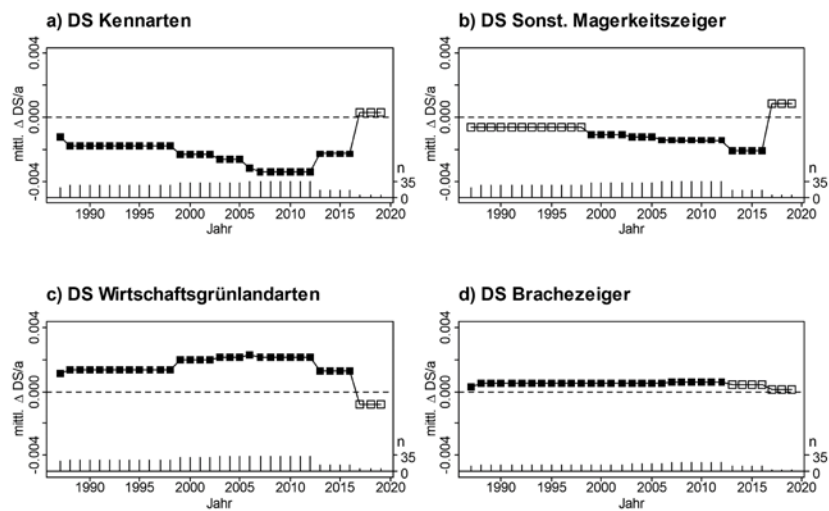


Abb. 3. Mittlere Veränderungsrate der Deckungssummen (= DS; soziologisch-ökologische Gruppen) im jeweiligen Untersuchungszeitraum. Ausgefüllte Quadrate: signifikant verschieden von Null ($p < 0,05$, Wilcoxon-Rangsummentest); n : Anzahl der Werte pro Jahr.

Fig. 3. Mean change rates of cover sums (phytosociological-ecological groups). Solid squares: significantly different from zero ($p < 0.05$, Wilcoxon rank sum test); n : no. of values per year.

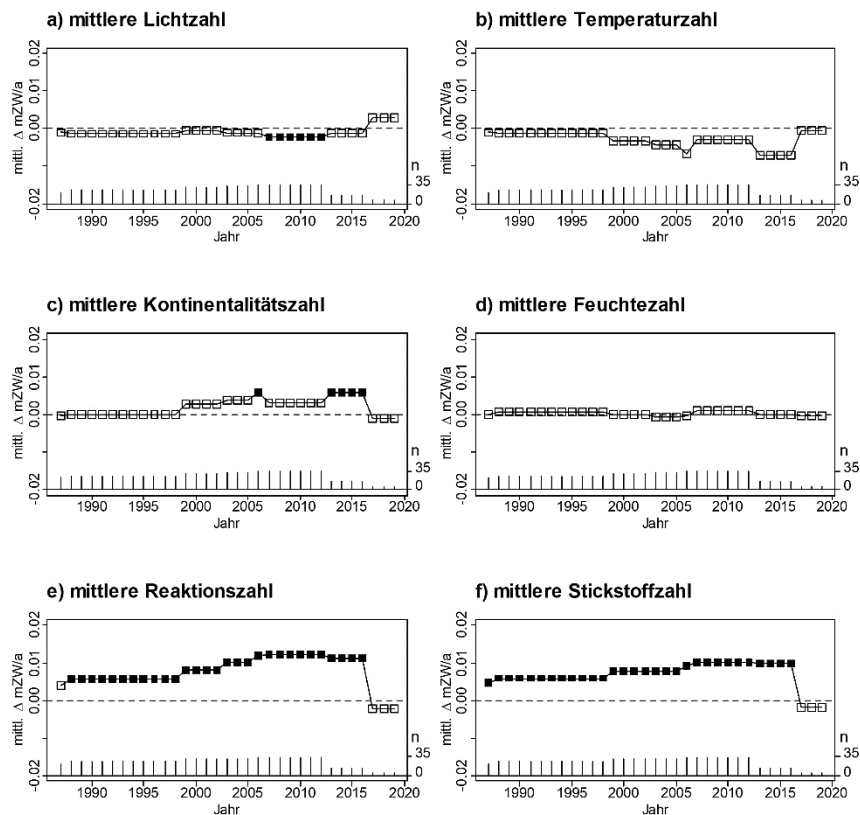


Abb. 4. Mittlere Veränderungsraten der mittleren Zeigerwerte im jeweiligen Untersuchungszeitraum. Ausgefüllte Quadrate: signifikant verschieden von Null ($p < 0,05$, Wilcoxon-Rangsummentest); n : Anzahl der Werte pro Jahr.

Fig. 4. Mean change rates of mean indicator values. Solid squares: significantly different from zero ($p < 0.05$, Wilcoxon rank sum test); n : no. of values per year.

Meißner die Kennarten weniger von negativen Veränderungsraten betroffen wie die „Sonstigen Magerkeitszeiger“, am Hirschberg war es eher umgekehrt. Die mittleren R-Zahlen wiesen am Hirschberg höhere positive Veränderungsraten auf und auch die N-Zahlen zeigten anhaltend hohe steigende Veränderungsraten bis 2016, während auf dem Meißner seit 2012 eine Abschwächung des Anstiegs zu verzeichnen war.

4.2 Entwicklung in Teilgebieten unter Einbeziehung nicht genau lokalisierbarer Aufnahmeflächen

4.2.1 Hausener Hute

Die Entwicklung der zum *Polygalo-Nardetum* gehörenden Flächen auf der Hausener Hute lässt sich seit den 1930er Jahren verfolgen (Beilage S1). Die von PFALZGRAF (1934) erstmals als „*Calluna vulgaris*-*Antennaria dioica*-Gesellschaft“ beschriebenen Bestände sind in ihrer Grundcharakteristik bis heute dort zu finden. Bei der Hausener Hute gibt es eine

deutliche, schon in den Aufnahmen von PFALZGRAF sichtbare Zweiteilung in heideartige zwergstrauchdominierte Flächen am Oberhang (Typ Z, *Calluna vulgaris* und *Vaccinium myrtillus* mindestens mit Deckungsgrad ≥ 2 , *Deschampsia flexuosa* i. d. R. ≥ 2) und grünlandartigen Beständen (Typ G, im unteren Teil des Gebietes). Einige in den 1930er Jahren nachgewiesene Arten (*Primula veris* etc.) waren schon Ende der 1970er Jahre nicht mehr in den Aufnahmen vertreten, andere erschienen noch bis in die 1980er Jahre (u. a. *Antennaria dioica*). Einige Kennarten und Magerkeitszeiger fielen erst später aus oder nahmen an Stetigkeit bzw. Deckung ab (z. B. *Calluna vulgaris*, Abb. 5 oben). Dagegen zeigen, wie bei den Dauerflächen auch, vor allem Arten des Wirtschaftsgrünlandes eine Zunahme (z. B. *Trifolium pratense*, Abb. 5 unten). Als einzige typische Art der Borstgrasrasen weist *Carex pilulifera* auf der Hausener Hute eine Zunahme auf. Abgesehen von Taxa mit genereller linearer Abnahme- oder Zunahmetendenz lassen sich auch Arten identifizieren, die in den Aufnahmen der 1970er und 1980er Jahre ein Maximum zeigten und in erster Linie die Phase des vermehrten Brachfallens der Flächen und vermutlich damit einhergehender Rohhumusbildung und starker Versauerung kennzeichnen (*Deschampsia flexuosa* etc.). In den Aufnahmen um 1980 ist auch *Rubus idaeus* mit geringer Stetigkeit vertreten, der zu dieser Zeit jedoch teilweise ausgedehnte Dominanzbestände am Oberhang der Hausener Hute bildete und ein augenfälliges Zeichen der Verbrachung war (Abb. 6 oben). Sowohl das Verschwinden dieser *Rubus idaeus*-Bestände (Abb. 6 unten) als auch deutlicher der Deckungs-Rückgang von *Vaccinium myrtillus* waren die Folge eines Schlegelmäher-Einsatzes Ende der 1980er Jahre (s. Kap. 2.2). Ein gegenläufiges Verhalten zeigten einige konkurrenzschwache Kennarten bzw. Magergrünlandarten wie *Veronica officinalis* etc., die nach zwischenzeitlichem Rückgang seit den späten 1990er Jahren wieder an Stetigkeit zunahmen.

Mit Hilfe der RDA lässt sich ein signifikanter Effekt des Aufnahmejahres und seiner Interaktion mit dem Typ (zwergstrauchdominiert vs. grünlandartig) nachweisen (Tab. 1a). Dabei ist die floristische Differenzierung nach Typen für eine deutlich höhere Varianz im Datensatz verantwortlich als die zeitliche Entwicklung. Im Diagramm (Abb. 7) zeigt sich die grundlegende floristische Differenzierung der Bestände auf der Hausener Hute entlang von Achse 1, während die zeitliche Veränderung im Wesentlichen von Achse 2 repräsentiert wird. Der aber dennoch vorhandene schwächere Einfluss der Variable „Jahr“ auf Achse 1 zeigt eine grundsätzliche Tendenz zugunsten von grünlandartigen Beständen (hohe Werte Achse 1) an. Ansonsten agieren die zeitlichen Veränderungsmuster weitgehend parallel in beiden Typen. Die in Abbildung 7 durch Pfeile verbundenen Dauerflächen auf der Hausener Hute signalisieren die individuellen Trajektorien der Flächen, welche mehr oder weniger parallel zu Achse 2 verlaufen; mit Ausnahme einer Fläche, die sich aufgrund von Nutzungsänderungen von einer Zwergstrauch-Dominanz zu einer grünlandartigen Struktur verändert hat. Die mittleren N- und R-Zahlen sowie die Gesamtartenzahl steigen vor allem mit Achse 1, d. h. in Richtung des grünlandartigen Typs, an. Bei der N-Zahl besteht eine leicht positive Beziehung zu Achse 2, was auf eine Eutrophierung im Laufe der Zeit hindeutet. Dagegen ist bei den mittleren R-Zahlen hier eher eine abnehmende Tendenz zu erkennen, was vor allem die Abnahme von Arten der Kalkmagerrasen in den ersten Jahrzehnten der Zeitreihe widerspiegelt. Die für einige Aufnahmen aus unterschiedlichen Jahren verfügbaren pH-Werte ergeben keinen klaren Trend, jedoch lässt sich feststellen, dass die tiefsten Werte (wie auch bei den mittleren R- und N-Zahlen und den Gesamtartenzahlen) in den 1970er und 1980er Jahren festgestellt wurden.



Abb. 5. Quasi-Dauerfläche 86-192 (*Polygalo-Nardetum*) auf der Hausener Hute, (Meißner) September 1986 (oben, u.a. mit *Calluna vulgaris*, *Campanula rotundifolia*, *Euphrasia stricta*, *Galium verum*. Foto: C. Peppler-Lisbach) und Juni 2012 (unten, u.a. mit *Leucanthemum vulgare* agg., *Trifolium pratense*, *Ranunculus acris*, *Campanula rotundifolia*. Foto: N. Könitz).

Fig. 5. Quasi-permanent plot 86-192 (*Polygalo-Nardetum*), Hausener Hute (Meißner), September 1986 (above, among others *Calluna vulgaris*, *Campanula rotundifolia*, *Euphrasia stricta*, *Galium verum*. Photo: C. Peppler-Lisbach) and June 2012 (below, among others *Leucanthemum vulgare* agg., *Trifolium pratense*, *Ranunculus acris*, *Campanula rotundifolia*. Photo: N. Könitz).



Abb. 6. Zwergstrauch-reiche Borstgrasrasen auf der Hausener Hute, (Meißner). Oben: September 1987, Brache mit *Rubus idaeus* und *Senecio ovatus*. Unten: der gleiche Bereich im Mai 2012 (Schafbeweidung wieder aufgenommen 1996) (Fotos: C. Pepler-Lisbach).

Fig. 6. Dwarf-shrub rich *Nardus* grassland, Hausener Hute (Meißner). Above: September 1987, fallow with *Rubus idaeus* and *Senecio ovatus*. Below: the same area in May 2012 (sheep grazing re-introduced in 1996) (Photos: C. Pepler-Lisbach).

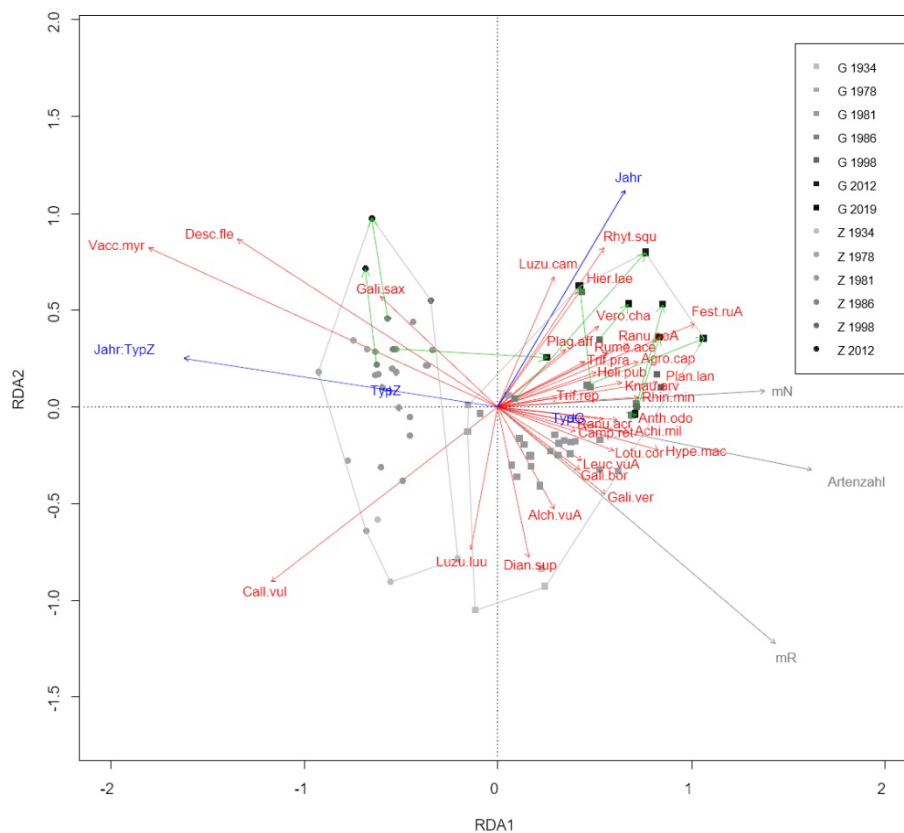


Abb. 7. RDA-Diagramm Hausener Hute (Meißner) (1934–2019), gewichtete Summen als Flächen-Werte. Z: zwergstrauchreicher Typ, G: zwergstraucharmer Typ. Die Symbole kennzeichnen Typ und Jahr der Aufnahmen. Blaue Pfeile: erklärende Variablen; Graue Pfeile: korrelierte Variablen; mF: mittlere Feuchtezahl, mN: mittlere Stickstoffzahl, mR: mittlere Reaktionszahl; Grüne Pfeile: Trajektorien der enthaltenen Dauerflächen (erstes und letztes Jahr). Abkürzungen der Artennamen s. Beilage S1.

Fig. 7. RDA-plot Hausener Hute (Meißner) (1934–2019). Site scores are weighted sums. Z: dwarf-shrub dominated type, G dwarf-shrub poor type. Symbols display type and year of relevés. Blue arrows: constraining variables; Grey arrows: correlated variables; mF, mR, mN: mean Ellenberg indicator values for soil moisture, soil reaction indicator and nitrogen, respectively; Artenzahl: species richness; Green arrows: trajectories of included permanent plots (first and last survey year). For abbreviations of species names see Supplement S1.

4.2.2 Hirschberg

Der Datensatz der Borstgrasrasen am Hirschberg wurde für die RDA-Auswertung je in zwei Typen unterteilt (*Polygalo-Nardetum* und *Juncetum squarrosi*, inkl. eine Aufnahme *Calthion palustris* Tüxen 1937); Abbildung 8 zeigt die Ergebnisse der RDA in grafischer Form. Der Vergleich der Art-Stetigkeiten und Deckungsgrad-Mediane beider Zeiträume ist Anhang E7 zu entnehmen. Auch in diesem Teilgebiet sind „Typ“ und „Jahr“ im RDA-Modell vertreten (Tab. 1b), wobei die Differenzierung nach Typ (entlang Achse 1) wieder einen deutlich höheren Einfluss auf die Gesamtvarianz aufweist als das Jahr (entlang Achse 2). Die Interaktion „Jahr*Typ“ ist hier jedoch nicht signifikant. Dies deutet auf eine

Tabelle 1. Ergebnisse der Redundanzanalysen für die Teilgebiete **a) Hausener Hute** und **b) Hirschberg**. Dargestellt sind Freiheitsgrade (Frg.), die erklärten Varianzen und deren Anteile (%) sowie die Ergebnisse der Permutationstests (F - und p -Wert).

Table 1. Results of redundancy analyses for the sites **a) Hausener Hute** and **b) Hirschberg**. Given are degrees of freedom (Frg.), variance explained (Varianz) and the respective proportion (%) and results of permutation tests (F - and p -values).

a) Hausener Hute	Frg.	Varianz	%	F	p
Jahr	1	1,57	7,40	7,02	0,001
Typ	1	3,55	16,78	15,92	0,001
Jahr*Typ	1	0,66	3,36	2,96	0,004
Residuelle Varianz	69	15,39	72,71		
Gesamtvarianz	72	21,17			
b) Hirschberg	Frg.	Varianz	%	F	p
Jahr	1	1,16	5,78	2,34	0,004
Typ	1	2,53	12,61	5,10	0,001
Jahr*Typ	–	–	–	–	n.s.
Residuelle Varianz	33	16,40	81,61		
Gesamtvarianz	35	20,09			

weitgehend ähnliche Verschiebung des Artenspektrums in beiden Typen hin. Die Verteilung der beiden durch den Wasserhaushalt unterschiedenen Borstgrasrasen-Typen entlang von Achse 1 spiegelt sich auch in der Korrelation mit den mittleren Feuchtwerten wider. Die Trajektorien der im Datensatz enthaltenen Dauerflächen zeigen die Verschiebung hin zu höheren Werten von Achse 2. Eine Entwicklung über die Typgrenzen hinweg war bei den Dauerflächen nicht zu beobachten, allerdings konnte eine Fläche auf dem Hirschberg (mit dem höchsten Achsenwert auf Achse 2), die 1986 zum *Juncetum squarrosi* gehörte, 2016 nur noch dem Wirtschaftsgrünland (*Calthion*) zugeordnet werden. Auffällig ist hier vor allem der Rückgang typischer *Nardetalia*-Arten wie *Nardus stricta* und *Galium saxatile*, was sich deutlich auch im Stetigkeitsvergleich zeigt (Beilage S2). Die Anzahl von Wirtschaftsgrünlandarten, die signifikant zugenommen haben, ist hier insgesamt niedriger als auf der Hausener Hute. Die signifikante Korrelation der mittleren N-Zahlen mit Achse 2 ($p < 0,001$) zeigt also eine Eutrophierungstendenz an, die anscheinend v. a. auf den Rückgang der Kennarten zurückzuführen ist (Abb. 9).

5. Diskussion

5.1 Allgemeiner Erhaltungszustand der Borstgrasrasen

Angesichts des Zustandes und auch der schlechten Prognose Mitte der 1980er und Anfang der 1990er Jahre ist es als bemerkenswerter Erfolg zu werten, dass die untersuchten Borstgrasrasen mit Hilfe von Agrarumweltprogrammen und Pflegemaßnahmen des Naturparkes bzw. Forstamtes weitgehend erhalten werden konnten. Hier setzte schon relativ frühzeitig, ab 1981 am Hirschberg und ab 1996 auf dem Meißner, ein naturschutzfachliches kontinuierliches Pflegemanagement zu Erhaltung der Borstgrasrasen ein (Kap. 2.2, FISCHER & PEPPLER-LISBACH 2020). Bemerkenswerte Erfolge des Vertragsnaturschutzes bei der großflächigen Sicherung und Restitution des mageren Grünlandes konnten z. B. auch in der

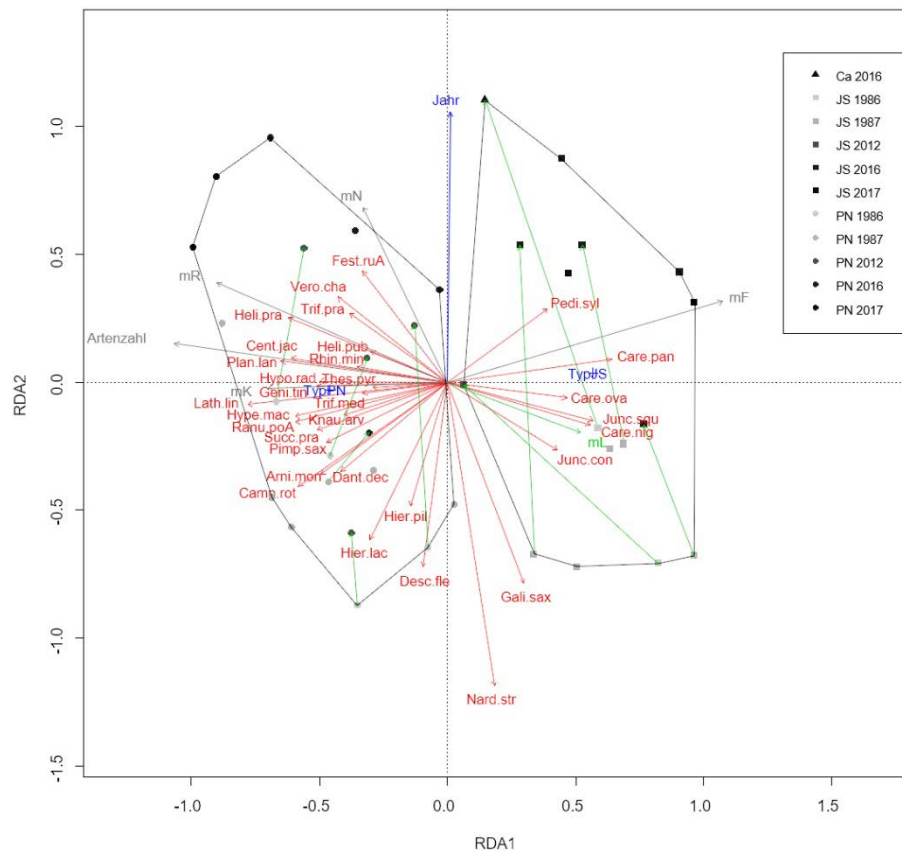


Abb. 8. RDA-Diagramm Hirschberg (1986–2016), gewichtete Summen als Flächen-Werte. JS: *Juncetum squarrosi*, PN: *Polygalo-Nardetum*, Ca: *Calthion*. Die Symbole kennzeichnen Typ und Jahr der Aufnahmen. Erklärung der Abkürzungen: s. Abbildung 7, Abkürzungen der Artennamen s. Beilage S2.

Fig. 8. RDA-plot Hirschberg (1986–2016). Site scores are weighted sums. JS: *Juncetum squarrosi*, PN *Polygalo-Nardetum*. Symbols display type and year of relevés. For abbreviations see Figure 7, for abbreviations of species names see Supplement S2.

Eifel (SCHUMACHER 2007, 2012) und in Luxemburg (WOLFF et al. 2020) erzielt werden. Ausgehend von der im Rahmen der FFH-Grunddatenerfassungen erfassten LRT 6230-Fläche von 19,09 ha (BÖF 2008) auf dem Meißner und von 4,75 ha am Hirschberg (NECKERMANN & ACHTERHOLT 2006) zeigen für die aktuelle Biotopkartierung von 2020 am Hirschberg eine Flächenzunahme von 60 %, während die Flächen auf dem Meißner um ca. 10 % abgenommen haben (schriftl. Mitteilung, U. Engel, 2021).

5.2 Eutrophierung von Borstgrasrasen

Trotz der insgesamt erfreulichen Bestandesentwicklung der Borstgrasrasen zeigen die hier auf der Basis von Dauerflächen und durch Stetigkeitsvergleiche mit älteren Vegetationsaufnahmen vorgelegten Ergebnisse deutlich eine schleichende qualitative Verschlechterung an. Floristisch manifestiert sich dies in drei Mustern, dem Rückgang von Kennarten,



Abb. 9. Quasi-Dauerfläche 87-29 (*Polygalo-Nardetum*), Hirschbergwiesen, Juli 1987 (oben, *Nardus stricta* und *Festuca rubra* agg. dominant, *Arnica montana* zahlreich, außerdem u.a. *Potentilla erecta* und *Hieracium pilosella*) (Foto: C. Pepler-Lisbach, 1987) und Juni 2016 (unten, Zunahme v. *Agrostis capillaris*, *Nardus stricta* spärlich und *Arnica montana* nur noch mit drei Exemplaren, u.a. *Trifolium pratense* neu (Foto: P. Fischer).

Fig. 9. Quasi-permanent plot 87-29 (*Polygalo-Nardetum*), Hirschbergwiesen, July 1987 (above, *Nardus stricta* dominant, with *Arnica montana*, *Potentilla erecta* and *Hieracium pilosella*) (Photo: C. Pepler-Lisbach) and June 2016 (below, increase of *Agrostis capillaris*, *Nardus stricta* sparse and *Arnica montana* with only three individuals, *Trifolium pratense* new (Photo: P. Fischer).

der Zunahme von Wirtschaftsgrünlandarten und der Zunahme von Brachezeigern. Diese Entwicklungen spiegeln sich auch in den mittleren Zeigerwerten wider (Zunahme von R- und N-Zahl, Abnahme der L-Zahl). In vegetationsstruktureller Hinsicht sind auf den Dauerflächen v. a. eine Zunahme der Moos- und Streuschicht und eine Abnahme von Offenbodenbereichen zu verzeichnen. In Übereinstimmung mit PEPPLER-LISBACH & KÖNITZ (2017) interpretieren wir einen Großteil dieser Veränderungen als Ausdruck einer generellen Eutrophierung der Bestände. Erst in den letzten Aufnahmen nach 2016 vom Meißner ist dieser Trend nicht mehr weiter nachweisbar.

Eutrophierungstendenzen in Borstgrasrasen in den letzten 3 Dekaden wurden im Rahmen von Wiederholungsuntersuchungen auch in anderen deutschen Mittelgebirgen festgestellt (Rhön: PEPPLER-LISBACH et al. 2020, Schwarzwald: SCHWABE & KRATOCHWIL 2021, 2022, Eifel: MAZALLA et al. 2021, dort allerdings in deutlich geringerem Ausmaß).

Bei der Suche nach möglichen Ursachen für die beobachteten Eutrophierungstendenzen sollte eine integrierende Betrachtungsweise im Vordergrund stehen, welche die Wechselbeziehungen der Auswirkungen von Flächennutzung, atmogenem Depositionsgeschehen und Klimawandel berücksichtigt (PEPPLER-LISBACH & KÖNITZ 2017). Eutrophierungserscheinungen in der Artenzusammensetzung können sowohl nutzungs- als auch depositionsbedingt sein und möglicherweise darüber hinaus durch den Klimawandel verstärkt werden. Eine direkte Düngung der Flächen fällt hingegen auf den hier untersuchten Flächen als Ursache für die letzten 30 Jahre aufgrund der Unterschutzstellung und dem damit verbundenen Düngungsverbot weitgehend aus. Lokale Eutrophierung durch Tourismus, z. B. entlang von Wanderwegen oder auf Skipisten, können v. a. für einige Bereiche der Hausener Hute jedoch nicht ganz ausgeschlossen werden. Eutrophierende Auswirkungen von atmosphärischen Stickstoff-Depositionen auf Borstgrasrasen wurden wiederholt gezeigt (z. B. DUPRÉ et al. 2010) und bereits von PEPPLER-LISBACH & KÖNITZ (2017) für die Borstgrasrasen des Untersuchungsgebietes eingehend diskutiert. Für den Zeitraum 2013–2015 werden die Stickstoffeinträge im Gebiet mit bis zu ca. $15 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ (UMWELTBUNDESAMT 2021) angegeben. Sie liegen damit immer noch teilweise über den „critical load“-Werten für Borstgrasrasen von $10\text{--}15 \text{ (20) kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ (BOBBINK & HETTELINGH 2011). Bei PEPPLER-LISBACH et al. (2020) wird darauf hingewiesen, dass zusätzlich zu den nach wie vor vorhandenen N-Depositionen die nachweisbare Erholung der pH-Werte durch nachlassende Schwefel-Depositionen seit den 1990er Jahren eine Rolle bei der Zunahme von nährstoffliebenden Wirtschaftsgrünlandarten gespielt haben könnte.

Ebenfalls fördernd auf die Mineralisation und damit die Eutrophierung könnten sich höhere Temperaturen bzw. eine längere Vegetationsperiode ausgewirkt haben (BEHRENS 2009). Nach Auskunft von Zeitzeugen sind die Wiesen auf dem Meißner heutzutage vier Wochen eher mähfertig als in den 1940er bis 1960er Jahren (FISCHER & PEPPLER-LISBACH 2020). Eine früher im Jahr einsetzende, im Herbst länger andauernde und insgesamt größere Biomassebildung wurde auch bei Borstgrasrasen der Rhön beobachtet (mdl. T. Kirchner). STANIK & ROSENTHAL (2018) stellten eine Verlängerung der Vegetationsperiode (Jahressumme der Vegetationstage mit einer Tagesmitteltemperatur von mind. 5°C) auf der Wasserkuppe von 34 Tagen zwischen 1930 und 2010 fest. Von milden Wintern könnten ferner Moose, hier v. a. das konkurrenzstarke *Rhytidiadelphus squarrosus*, profitiert haben (FRAHM & KLAUS 2000). Die Zunahme dieser Moosart in den letzten Jahrzehnten lässt sich als durchgehendes Muster auch in Borstgrasrasen der Rhön, der Eifel und des südlichen Schwarzwaldes nachweisen (PEPPLER-LISBACH et al. 2020, MAZALLA et al. 2021, SCHWABE & KRATOCHWIL 2021, 2022). Trotz dieser möglichen indirekten Auswirkungen

des Klimawandels deuten die fast unveränderten mittleren Temperatur- und Kontinentalitätszahlen allerdings darauf hin, dass sich dieser anscheinend noch nicht direkt auf die arealgeographische Zusammensetzung der Borstgrasrasenflora ausgewirkt hat.

5.3 Nutzungsbedingte Veränderungen in Borstgrasrasen

Neben Veränderungen, die vor allem im Zusammenhang mit einer Eutrophierung zu sehen sind, haben wir auch Entwicklungen festgestellt, die in erster Linie in Hinblick auf die Nutzungsgeschichte bzw. die aktuelle Nutzung interpretiert werden können. Da die Nutzung der Flächen jedoch oft auch Folgen für die Nährstoffverfügbarkeit hat, sind beide Faktoren nicht völlig voneinander zu trennen. So ist zu erwarten, dass die Auswirkungen einer Eutrophierung durch nutzungsbedingten Nährstoffentzug bzw. dessen Ausbleiben bei fehlender oder zu extensiver Nutzung modifiziert werden können.

Der fast 100 Jahre umfassende Datensatz der Borstgrasrasen auf der Hausener Hute (Meißner) spiegelt wichtige Zusammenhänge zwischen Vegetation und Nutzung exemplarisch wider. Dabei lassen sich sowohl die wechselnden Nutzungsregime (Nutzungsformen, Nutzungstermine, Nutzungsfrequenzen) als auch standörtliche Veränderungen (Basen- und Nährstoffversorgung) gut mit Hilfe der Vegetationsveränderungen nachvollziehen. Zu Beginn der Zeitreihe ließen die später erloschenen Vorkommen einiger Magerkeits- und Lückenzeiger wie *Antennaria dioica* den ursprünglichen Hutungscharakter der Flächen noch erkennen. *Antennaria dioica* ist aufgrund ihrer Kleinwüchsigkeit sehr empfindlich gegenüber eutrophierungs- oder brachebedingter Verdrängung durch höherwüchsige Arten oder Streubedeckung und daher weitgehend an kurz abgeweidete Rasen mit Offenboden gebunden (SCHWABE & KRATOCHWIL 2021, 2022, SAUERWEIN et al. 2022). Offenbar existierten solche Bereiche schon in den 1970er Jahren kaum noch. Die unterschiedlichen Intensitätsgrade der Nutzung der Rasen auf der Hausener Hute wurden im weiteren Verlauf durch die gegenläufigen Veränderungen von Brachezeigern und kleinwüchsigen Nutzungszeigern nachgezeichnet. Die gleichzeitige Häufung von Säure- und Brachezeigern in den 1970er und 1980er Jahren kann möglicherweise auf eine sich gegenseitig verstärkende Wirkung von Luftdepositionen und Brache zurückgeführt werden, die die Bildung ausgeprägter Rohhumusauflagen zur Folge hatten, welche bis 2012 teilweise wieder abgebaut wurden (VOLLRATH 1978, PEPLER-LISBACH & KÖNITZ 2017). Seit Beginn des regelmäßigen Managements zeigte sich hier eine Erholung durch den Rückgang sowohl von Brache- als auch Säurezeigern. Diese Erholungstendenzen sind auf der Hausener Hute ausgeprägter als am Hirschberg, wo die Brachephase im 20. Jahrhundert deutlich kürzer war oder sogar völlig ausblieb. Eine Eutrophierungstendenz, angezeigt v. a. durch die Zunahme von Wirtschaftsgrünlandarten, ist in beiden Gebieten jedoch bis in die jüngste Zeit festzustellen.

Über alle untersuchten Flächen gesehen stützen unsere Ergebnisse die bei PEPLER-LISBACH & KÖNITZ (2017) und PEPLER-LISBACH et al. (2020) dargestellte Hypothese einer generell zu extensiven Nutzung der Flächen. Die in den letzten Jahren überwiegend praktizierte späte Mahd (August oder sogar später, Abb. 10) bzw. eine teils zu extensive Schafbeweidung (s. Kap. 2.2) haben anscheinend nicht ausgereicht, um die Borstgrasrasen qualitativ in einem guten Zustand zu erhalten. Schon im Vergleich zur bis in die 1960er Jahre durchgeführten bäuerlichen Nutzung (Mahd im Juli, spätestens Anfang August bzw. Beweidung während der gesamten Vegetationsperiode), insbesondere jedoch vor dem Hintergrund seitdem hinzugekommener Nährstoffbelastungen, hat hier eine Unternutzung stattgefunden (FISCHER et al. 2016). Den Flächen wurde nicht genügend Biomasse entzogen;

der Wiederanstieg der Streuschicht-Deckung nach 2006 auf den Meißner-Borstgrasrasen ist dafür ein Indikator. STANIK & ROSENTHAL (2018) stellen für den Heidelberg in der Rhön ebenfalls fest, dass eine späte Mahd (erst nach August) und/oder eine geringe Beweidungsintensität zu wenig Biomasse von den Borstgrasrasen exportiert, um die erhöhte Nährstoffverfügbarkeit auszugleichen und die Flächen auf ihrem ausgemagerten Niveau zu halten.

Abgesehen von der Unternutzung der Flächen erfolgte die Nutzung der letzten Jahrzehnte auch generell gleichförmiger, einheitlicher und „schonender“ als die historische und traditionelle Bewirtschaftung bis in die 1960er Jahre mit stärkerer Parzellierung und verschiedenen Weidetieren (s. FISCHER & PEPPLER-LISBACH 2020). Zudem erfolgte damals eine sorgfältigere Entfernung des Mahdgutes; z. B. wurden mit einem „Hungerrechen“ die Heuräste abgeräumt (mdl. Mittl. N. Dilling, D. Weisenburg, 2021). Zu einer störungsärmeren Nutzung hat auch beigetragen, dass ab 1990 die Nachbeweidung auf den Tiefenbachwiesen, teilweise bis heute, eingestellt wurde. Dadurch fehlen zunehmend Offenbodenbereiche für die Ansiedlung konkurrenzschwächerer bzw. sich vorwiegend generativ reproduzierender Arten wie *Arnica montana* (STANIK et al. 2018), welche in letzter Zeit auch aus diesem Grund aktiv im Gebiet ausbricht worden ist (TITZE et al. 2020).

Weitere, hier nicht detailliert untersuchte nutzungsbedingte Beeinträchtigungen, die zu Veränderungen in Borstgrasrasen beigetragen haben können, sind z. B. Narbenschäden und Bodenverdichtung durch Ski- und Rodelbetrieb auf dem Meißner (SCHRÖTER et al. 1985, HOTZE 1999), das lokale Einwandern von Wirtschaftsgrünlandarten und Störzeigern aus benachbarten stehengelassenen Brachestreifen (s. u.), starke Gehölzbeschattung und extreme Wühlschäden durch Wildschweine. Vor allem auf den Brachestreifen findet sich vermehrt auch die neophytische Lupine (*Lupinus polyphyllus*, Abb. 10), die 1964 zur Begrünung und Stickstoffanreicherung der Meißner-Bergbauhalden eingebracht wurde (LÜCKERT 2011) und in der Tabelle der Hausener Hute zuerst in den Aufnahmen von 1998 auftritt. Diese Problemart hat sich auch im Gebiet der „Langen Rhön“ nur kurz nach der ersten Ansaat in den 1940er Jahren massiv ausgebreitet (BARTH 1995, OTTE & MAUL 2005). Im Schwarzwald konnte sich die Lupine inzwischen ebenfalls in den montanen Borstgrasrasen etablieren (*Festuco-Genistelletum* Issler 1929, SCHWABE & KRATOCHWIL 2021), allerdings bisher noch nicht in den Borstgrasrasen der hochmontan-subalpinen Lagen (*Leontodonto-Nardetum* J. et M. Bartsch 1940 nom. inv., SCHWABE & KRATOCHWIL 2022).

6. Ausblick:

Konsequenzen für die Nutzung und Pflege von Borstgrasrasen

Trotz erfolgreicher Erhaltung der Borstgrasrasen am Meißner und Hirschberg besteht v. a. aufgrund der auch nach 2012 anhaltenden qualitativen Verschlechterungen bis hin zum Verlust eines zweiten LRT-6230-Bestandes (Kap. 4., FISCHER et al. 2016) ein Handlungsbedarf, die Borstgrasrasen in einem günstigen Erhaltungszustand zu bewahren. Auf der Basis des vom zuständigen Forstamt und Geo-Naturpark „Frau-Holle-Land“ organisierten Pflege- und Nutzungsmanagements schlagen wir daher einige Optimierungsmaßnahmen vor.

Um sich stärker an den traditionell früheren Nutzungsterminen zu orientieren und auf die neueren Herausforderungen von depositionsbedingter Eutrophierung und höheren Temperaturen zu reagieren, sollte die Mahd früher als in den Jahren um 2016 erfolgen. Auf den vorwiegend schafbeweideten Flächen am Hirschberg sollte eine effektivere Beweidung stattfinden. Die Beweidung erfolgte dort bereits bisher portionsweise mit hohen Viehzahlen



Abb. 10. Spät (2016: Ende August) gemähter Borstgrasrasen auf der Hausener Hute (Meißen) mit Ausbreitung von *Lupinus polyphyllus*, nach Eutrophierung nur noch wenige Kennarten vorhanden (Foto: P. Fischer, 21.08.2016).

Fig. 10. Late-mown (2016: end of August) *Nardus* grassland, Hausener Hute (Meißen) with spreading *Lupinus polyphyllus*, after eutrophication only few character species left (Photo: P. Fischer, 21.08.2016).

(2016: 800 Schafe), allerdings vermutlich mit zu kurzen Verweilzeiten und, bei einer Erstbeweidung im Juni, eventuell zu spät (s. Kap. 2.2), so dass auf den Hirschbergwiesen eine Beweidung bereits ab Mai erwogen werden sollte (FISCHER et al. 2016).

Borstgrasrasen in der Eifel haben trotz ebenfalls deutlicher pH-Wert-Erhöhung der Böden in Folge regelmäßiger und nicht zu spät durchgeführter einschüriger Mahd lediglich eine schwache Eutrophierungstendenz aufgewiesen (MAZALLA et al. 2021). So wäre ein früherer Mahdzeitpunkt im Zeitraum Mitte Juni bis spätestens Ende Juli für den Biomasse-Entzug und den Abbau der Streuakkumulation auch für das Untersuchungsgebiet sinnvoll. Kürzlich beobachtete positive Entwicklungstendenzen (Zunahme von Borstgrasrasenarten, Rückgang oder Stagnation von Wirtschaftsgrünlandarten) auf einigen unserer Dauerflächen, welche auf Empfehlung der Autoren schon ab 2016 früher genutzt worden waren (FISCHER & WAESCH 2019), lassen sich möglicherweise bereits auf die Vorverlegung des Mahdtermins zurückführen. Es kommt jedoch auch das Extremtrockenjahr 2018 als Erklärung in Frage. So stellten STANIK et al. (2021) in der Rhön eine kurzfristige Zunahme von Borstgrasrasen-Kennarten nach 2018 infolge von dürrebedingter Lückenbildung und nachlassender Produktivität fest.

Bei passenden Bedingungen (keine speziellen Artenschutzmaßnahmen erforderlich, deutliche Eutrophierung, sehr trocken-warme Witterung) könnte ein Mahdtermin bereits Anfang bis Mitte Juni erwogen bzw. erprobt werden, auch zur Kompensation einer späten

Mahd in feuchten Sommern. Eine Mahd erst in der zweiten Augushälfte oder im September sollte auf jeden Fall vermieden werden, da sie auch schon kurzfristig zu qualitativen Verschlechterungen der Borstgrasrasen führen kann. Auch in der bayerischen Rhön beinhaltet das Pflegemanagement der Borstgrasrasen, sofern keine Bodenbrüter vorhanden sind, auf vielen Flächen seit mindestens 15 Jahren eine Mahd um den 1. Juli und eine Nachbeweidung mit Schafen und Ziegen ab dem 15. August. Es wird konsequent auf die Einhaltung des Mahdtermines bei normalen Witterungsverlauf geachtet; höchstens werden ca. 14–20 Tage später erfolgende Schnitte akzeptiert. Borstgrasrasen feuchter Standorte werden u. a. wegen des hier in der Rhön vorkommenden Birkwildes erst um den 1. August gemäht (mdl. Mittl., T. Kirchner, 2020). Auch OTTE & MAUL (2005) weisen bereits auf die frühe Heugewinnung Anfang Juli zur Gewinnung hochwertigen Winterfutters auf einigen Borstgrasrasen in der Rhön hin. Mahdtermine deutlich nach Mitte Juli fördern den Autorinnen zufolge zudem die Lupine, da die Art ab dieser Zeit bis Ende August zur Samenreife gelangt.

Zusätzlich ist eine zeitige Frühjahrsbearbeitung (z.B. Schleppen, Vertikutieren, Striegeln) zur Auflockerung der dichten Moos- und Streuschicht und zur Schaffung von offenen Bodenbereichen zu empfehlen (BLACHNIK & SALLER 2015, TITZE et al. 2020), wie dies bereits seit einigen Jahren auf den Mahdflächen der Hausener Hute mit einer Wiesenschleppe und in den Tiefenbachwiesen im Jahr 2020 probeweise erfolgreich durch einen Wiesenstriegel durchgeführt wurde. Außerdem ist eine herbstliche Pflegenutzung (Mahd oder Nachbeweidung) zum Abbau der Streuschicht, Mooschicht sowie Altgrasakkumulation und zur Schaffung offener Bodenstrukturen zur Förderung konkurrenzschwacher Arten wichtig. Die bisher meist sehr extensiv durchgeführte Schafnachbeweidung sollte dazu ausgeweitet werden (höhere Besatzdichte und/oder längere Verweildauer).

Zur Arnika-Förderung in beiden Gebieten sind flexiblere Mahd- und Beweidungstermine in Abhängigkeit des Aufwuchses und der Witterung sowie eine Frühjahrs- und Herbstpflege ebenfalls von großer Bedeutung (TITZE et al. 2020). Die in den letzten Jahren bereits durchgeführte Handmahd der Lupine vor der Hauptmahd sowie gezielte Gehölzentfernungen sollten fortgesetzt werden.

Zur Umsetzung der Pflegeempfehlungen von FISCHER et al. (2016) sind in jüngster Zeit flexiblere Pflegeverträge in jährlicher Absprache über das Forstamt für den Meißner mit dem Ziel einer Mahd zwischen dem 1. und 15. Juli abgeschlossen worden. Die als Folge davon im Trockenjahr 2018 etwas frühere Mahd Anfang Juli (s.o.) wirkte sich hinsichtlich der Erträge und der Futterqualität sogar positiv aus (mdl. Mittl. M. Lenarduzzi, 2018).

Gerade die in Zukunft stärker zu erwartenden extremen Witterungsereignisse lassen daher eine Flexibilisierung umso wichtiger erscheinen. Ein Schritt in diese Richtung war in den Tiefenbachwiesen seit 2016 eine befristete Befreiung von einigen Schutzvorschriften der NSG-Verordnung, die eine Mahd ab 15. Juni (statt ab 1. Juli) und eine Nachbeweidung möglich gemacht hat. Darauf aufbauend wird ab 2020 die Nutzung einiger Borstgrasrasen nicht mehr über starre HALM-Fördervarianten (s. Kap. 2.2), sondern ebenfalls über flexible Forstamtsverträge gefördert. In den flexiblen Forstamtsverträgen wird die Möglichkeit einer früheren Mahd als in den Vorjahren gegeben, in den Tiefenbachwiesen am Hirschberg ab Mitte Juni und auf dem höher gelegenen Meißner ab dem 1. Juli (mdl. Mittl., M. Lenarduzzi 2022). Eine Umstellung auf variable Verträge ist auch für weitere Borstgrasrasen auf dem Meißner und am Hirschberg sehr zu empfehlen. Alternativ wäre eine flexiblere Ausgestaltung der HALM-Verträge hilfreich. Bei aller wünschenswerter Flexibilität sollte

allerdings sichergestellt werden, dass die Mahd wirklich hinreichend früh erfolgt und nicht wie noch 2020 und 2021 erst im September. Dafür wäre als zusätzliche Klausel im Vertrag die Festlegung eines Datums sinnvoll, bis zu dem die Flächen spätestens bei normalen Witterungsverlauf zum ersten Mal gemäht sein sollten (z. B. 10. August). Wichtig in diesem Zusammenhang ist ein sichergestelltes regelmäßiges Monitoring (s. u.).

Ein großer Vorteil der flexiblen Forstamtsverträge ist aber, dass die Bewirtschafter und die zuständige Behörde jährlich im direkten Kontakt sind und kurzfristige Absprachen vornehmen können. So nimmt der zuständige Mitarbeiter des Forstamtes, der gleichzeitig Geschäftsführer des Geoparks ist, die Flächen jährlich in Augenschein und spricht, in Abhängigkeit der Aufwuchshöhe der Borstgrasrasen und der Witterung direkt mit den Bewirtschaftern den jeweils frühestmöglichen Mahdtermin ab. Eine solche enge, vertrauensvolle Zusammenarbeit zwischen Naturschutz und Landwirtschaft hat sich z. B. auch in der Eifel bewährt (SCHUMACHER 2007, 2012). Somit kann auch der instrumentarische Ansatz der flexiblen Forstamtsverträge im Werra-Meißner-Kreis ein Modell für andere Borstgrasrasen-Gebiete Deutschlands sein. Wichtig ist dabei, dass die Betriebe keine finanziellen Nachteile dadurch haben und ein Mehraufwand entsprechend vergütet wird. Das derzeit im Rahmen des Bundesprogramms Biologische Vielfalt geförderte, von der Universität Kassel durchgeführte Projekt „Schaf schafft Landschaft“ könnte für eine Verbesserung der finanziellen und arbeitswirtschaftlichen Situation der Bewirtschafter (WICHELHAUS et al. 2020) und damit zur Erhaltung und Verbesserung der Meißner-Borstgrasrasen einen zusätzlichen Impuls geben.

Die u. a. für Insekten belassenen Brachestreifen sollten zur Verhinderung der weiteren Ausbreitung von Stör- und Brachezeigern, die in diesen Streifen bereits zu beobachten ist, jährlich in ihrer Lage wechseln (im Sinne einer Inselmahd nach SCHUHMACHER et al. 1995). Die Brachestreifen sollten v. a. nicht in den ohnehin schon eutrophierten Bereichen belassen werden. Im Borstgrasrasen-Gebiet „Lange Rhön“ wechselt z. B. die Lage der 2 m breiten Brachestreifen jährlich (mdl. Mittl., T. Kirchner, 2020).

Die für die Hausener Hute von verschiedenen Seiten geforderte Mahdaussparung der Prachtnelken (*Dianthus superbus*)-Bereiche sollte optimiert und größere ungemähte Bereiche sollten vermieden werden. Bereits BUSSE (1984) hatte vorgeschlagen, zu prüfen, ob ein früherer Schnitttermin *Dianthus superbus* überhaupt schädigt, und darauf hingewiesen, dass ein Schnittzeitpunkt im Juni/Juli vor ihrer Blüte die Art nicht gefährdet. Dass die Art nicht speziell auf eine späte Nutzung angewiesen ist, zeigt auch der Umstand, dass die Prachtnelke in den von PFALZGRAF (1934) untersuchten Flächen mit einer Stetigkeit von 83 % vorkam, obwohl die Flächen damals im Juli bis spätestens Anfang August gemäht wurden.

Zur Beurteilung der Auswirkungen der teils noch bestehenden und teils neu umgesetzten Pflegemaßnahmen und auch der befristeten Befreiung von Schutzvorschriften der NSG-Verordnung sind Wirkungskontrollen durch Dauerflächenuntersuchungen mit zwei bis drei Jahren Abstand unabdingbar; derzeit finden die Wiederholungsuntersuchungen unregelmäßig in größeren Zeitabständen statt. Insbesondere wegen der zu erwartenden höheren Frequenz von Trockenjahren ist ein begleitendes, darauf angepasstes engmaschiges Monitoring wichtig, um klima- und nutzungsbedingte Auswirkungen auf die Borstgrasrasen besser differenzieren zu können.

Beiträge der Autorinnen/Autoren zum Artikel

Cord Peppler-Lisbach fertigte die Vegetationsaufnahmen aus den 1980er Jahren und einen Teil der neueren Vegetationsaufnahmen an. Petra Fischer begleitete die Einrichtung der Dauerflächen im Rahmen von FFH-Erfassungen seit 2006 und fertigte zusammen mit anderen Mitarbeitern die Aufnahmen der Dauerflächen an. Cord Peppler-Lisbach stellte die Daten zusammen und führte die statistischen Analysen durch. Petra Fischer übernahm die Recherche der Nutzungsgeschichte, der Nutzungsaufgaben und der aktuellen Nutzung. Beide Autoren gemeinsam konzipierten den Artikel, diskutieren die Ergebnisse und verfassten den Artikel.

Danksagung

Wir danken Helmut Herbolt (Regierungspräsidium Kassel) für die Genehmigung, Teilergebnisse aus den im Auftrag des Regierungspräsidiums Kassel bearbeiteten Gutachten veröffentlichen zu dürfen. Informationen zu den Bewirtschaftungsauflagen oder zur aktuellen Bewirtschaftung der Untersuchungsflächen erhielten wir von Dr. Christiane Piegholdt (Regierungspräsidium Kassel), Jürgen Düster (Landkreis Kassel), Torsten Rapp (Fachdienst Ländlicher Raum, Werra-Meißner-Kreis), Marco Lenarduzzi (Geo-Naturpark Frau-Holle-Land), Nicol Dilling (Gut Friedrichsbrück), Familie Timmerberg (Dudenrode) und Familie Honig (Kaufungen). Für die Bereitstellung von Vegetationsaufnahmen danken wir Carola Hotze (Meißner-Wolfterode), Natali Könitz (Bremen), Jürgen Busse (Pohlheim) und Michael Nase (Kassel), für die Mitarbeit bei der Erstellung von Vegetationsaufnahmen Dr. Gunnar Waesch (Gütersloh). Einen besonderen Dank gilt Jürgen Busse (Pohlheim), Uta Engel (Bad Hersfeld-Kathus) und Nils Stanik (Kassel) für die Bereitstellung umfangreicher Unterlagen. Für die Informationen zum Pflegemanagement in der „Langen Rhön“ danken wir Torsten Kirchner (Biosphärenreservat Rhön, Oberelsbach) und Dieter Weisenburg (Landratsamt Rhön-Grabfeld). Schließlich möchten wir uns bei Simone Schneider und einem weiteren Gutachter für wertvolle Hinweise zur Verbesserung des Manuskriptes bedanken.

ORCID iDs

Cord Peppler-Lisbach  <https://orcid.org/0000-0001-8209-8539>

Petra Fischer  <https://orcid.org/0000-0002-0329-6957>

Beilagen und Anhänge

Beilage S1. Veränderung der Borstgrasrasen (*Polygalo-Nardetum*) auf der Hausener Hute (Meißner) zwischen 1934 und 2019.

Supplement S1. Changes in *Nardus* grasslands (*Polygalo-Nardetum*) at the Hausener Hute site (Meißner) from 1934 to 2019.

Beilage S2. Veränderungen der Borstgrasrasen (*Polygalo-Nardetum*) am Hirschberg zwischen 1986 und 2017.

Supplement S2. Changes in *Nardus* grasslands (*Polygalo-Nardetum*) at the Hirschberg site from 1987 to 2017.

Zusätzliche unterstützende Information ist in der Online-Version dieses Artikels zu finden.

Additional supporting information may be found in the online version of this article.

Anhang E1. Lage der Untersuchungsgebiete und (Quasi-) Dauerflächen.

Supplement E1. Location of study sites and (semi-) permanent plots.

Anhang E2. Übersicht der untersuchten Dauerflächen.

Supplement E2. Overview of studied permanent plots.

Anhang E3. Soziologisch-ökologische und funktionell-taxonomische Gruppen.

Supplement E3. Phytosociological-ecological and functional-taxonomic species groups.

Anhang E4. Mittlere Veränderungsrate der funktionellen Gruppen (Artenzahlen = AZ) im jeweiligen Untersuchungszeitraum.

Supplement E4. Mean change rates of functional groups (number of species = AZ).

Anhang E5. Mittlere Veränderungsrate der funktionellen Gruppen (Deckungssummen = DS) im jeweiligen Untersuchungszeitraum.

Supplement E5. Mean change rates of functional groups (cover sums = DS).

Anhang E6. Mittlere Veränderungsrate ($\Delta \sqrt{\text{rel. Deckung (\%)}}$ /a) einzelner Arten im jeweiligen Untersuchungszeitraum.

Supplement E6. Mean change rates ($\Delta \sqrt{\text{rel. cover (\%)}}$ /a) of single species.

Literatur

- BARTH, U. (1995): Beitrag zur Kenntnis des Grünlandes in der Hochrhön. – Beitr. Naturkd. Osthessen 31: 69–98.
- BEHRENS, M., FARTMANN, T. & HÖLZEL, N. (2009): Auswirkungen von Klimaänderungen auf die Biologische Vielfalt: Pilotstudie zu den voraussichtlichen Auswirkungen des Klimawandels auf ausgewählte Tier- und Pflanzenarten in Nordrhein-Westfalen Teil 1: Fragestellung, Klimaszenario, erster Schritt der Empfindlichkeitsanalyse – Kurzprognose. – Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen (MUNLV NRW): 288 pp.
- BFN (BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ) (2019): Nationaler Bericht 2019 gemäß FFH-Richtlinie. – URL: <https://www.bfn.de/themen/natura-2000/berichte-monitoring/nationaler-ffh-bericht/ergebnisuebersicht.html> [Zugriff am 19.03.2021].
- BITTNER, T. & BEIERKUHNLEIN, C. (2014): Entwicklung von Szenarien zur Beeinflussung und Veränderung von Lebensräumen durch den Klimawandel. – In: BEIERKUHNLEIN, C., JENTSCH, A., REINEKING, B., SCHLUMPRECHT, H. & ELLWANGER, G. (Eds.): Auswirkungen des Klimawandels auf Fauna, Flora und Lebensräume sowie Anpassungsstrategien des Naturschutzes – Naturschutz Biol. Vielfalt 137: 274–367.
- BLACHNIK, T. & SALLER, R. (2015): In situ-Vermehrung von *Arnica montana* L. – Ergebnisse und Handlungsempfehlungen für die Artenschutz-Praxis. – ANLiegen Natur 37(1): 31–41.
- BOBBINK, R. & HETTELINGH, J.-P. (2011): Review and Revision of Empirical Critical Loads and Dose-Response Relationships: Proceedings of an expert workshop, Noordwijkerhout, 23–25 June 2010. Bilthoven: RIVM.
- BUSSE, J. (1984): Die Grünlandflächen des Naturschutzgebietes Hoher Meißner – Ihre Erhaltung und Pflege. – Unveröff. Diplomarb. Gesamthochschule Kassel: 113 pp.
- DUPRÉ, C., STEVENS, C.J., RANKE, T., BLEEKER, A., PEPPLER-LISBACH, C., GOWING, D.J.G., DISE, N.B., DORLAND, E., 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. – Glob. Change Biol. 16: 344–357.
- ELLENBERG, H., WEBER, H.E., DÜLL, R., WIRTH, V. & WERNER, W. (2001): Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. 3. Aufl. – Scr. Geobot. 18: 1–262.
- FENNEMA, F. (1991): SO₂ and NH₃ deposition as possible causes for the extinction of *Arnica montana* L. – Water Air Soil Poll. 62: 325–336.
- FISCHER, P. & PEPPLER-LISBACH, C. (2020): Historische Nutzung von artenreichen montanen Borstgrasrasen (Lebensraumtyp *6230) in FFH-Gebieten des Werra-Meißner-Kreises. – Jahrb. Natursch. Hessen 19: 122–129.

- FRAHM, J.-P. & KLAUS, D. (2000): Moose als Indikatoren von rezenten und früheren Klimafluktuationen in Mitteleuropa. – NNA-Ber. 13: 69–75.
- GAUER, J. & ALDINGER, E. (Eds.) (2005): Waldökologische Naturräume Deutschlands. Forstliche Wuchsgebiete und Wuchsbezirke mit Karte 1:1.000.000. – Mitt. Ver. Forstl. Standortskd. Forstpflanzenzüchtung 43: 1–324.
- HENNEKENS, S.M. & SCHAMINÉE, J.H. (2001): TURBOVEG, a comprehensive data base management system for vegetation data. – J. Veg. Sci. 12: 589–591.
- HESSISCHES LANDESAMT FÜR BODENFORSCHUNG (1979): Geologische Karte des Meißner 1:25000. – Wiesbaden.
- HESSISCHER STAATSANZEIGER (1989a): Verordnung über das Naturschutzgebiet „Meißner“ vom 16. Juni 1989. – Staatsanzeiger für das Land Hessen 28: 1486–1488.
- HESSISCHER STAATSANZEIGER (1989b): Verordnung über das Naturschutzgebiet „Tiefenbachwiesen bei Rommerode“ vom 1. März 1989. – Staatsanzeiger für das Land Hessen 12: 750–751.
- HMUKLV (HESSISCHES MINISTERIUM FÜR UMWELT, KLIMASCHUTZ, LANDWIRTSCHAFT UND VERBRAUCHERSCHUTZ) (2020): Richtlinien Hessisches Programm für Agrarumwelt- und Landschaftspflege Maßnahmen HALM. – URL: https://umwelt.hessen.de/sites/default/files/media/hmuelv/halm_richtlinien_vom_02.11.2020.pdf [Zugriff am 21.03.2021].
- HOTZE, C. (1999): Grasland-Gesellschaften des Hohen Meißners. – Unveröff. Diplomarb. Univ. Göttingen: 110 pp.
- JÄGER, E.J. (Ed.) (2017): Rothmaler Exkursionsflora von Deutschland, Gefäßpflanzen Grundband. 21. Aufl. – Spektrum, Berlin: 930 pp.
- JANSEN, F. & DENGLER, J. (2008): GermanSL – Eine universelle taxonomische Referenzliste für Vegetationsdatenbanken in Deutschland. – Tuexenia 28: 239–253.
- JANSEN, F. & DENGLER, J. (2010): Plant names in vegetation databases – a neglected source of bias. – J. Veg. Sci. 21: 1179–1186.
- KAPFER, J., HÉDL, R., JURASINSKI, G., KOPECKÝ, M., SCHEI, F.H., & GRYTNES, J.A. (2017): Resurveying historical vegetation data - opportunities and challenges. – Appl. Veg. Sci. 20: 164–171.
- KÖNITZ, N. (2014): Vegetationsveränderungen in Borstgrasrasen des Werra-Meißner-Gebietes nach 25 Jahren – Vergleichende Untersuchung der floristischen Zusammensetzung und der Standortparameter. – Unveröff. Diplomarb. Univ. Oldenburg: 133 pp.
- LÜCKERT, M. (2011): Der Meißner. Ein Leben mit dem Berg. – Rockstuhl, Bad Langensalza: 302 pp.
- MAZALLA, L., LUDWIG, G. & PEPPLER-LISBACH, C. (2021): Local site conditions and management affect vegetation response to recovering pH values and eutrophication in species rich *Nardus* grasslands and wet heaths. – Tuexenia 41: 227–252.
- MITCHELL, R.J., HEWISON, R.L., FIELDING, D.A., FISHER, J.M., GILBERT, D.J. & HURSKAINEN, S. (2018): Decline in atmospheric sulphur deposition and changes in climate are the major drivers of long-term change in grassland plant communities in Scotland. – Environ. Poll. 235: 956–964.
- MOESTA, F. & BEYSCHLAG, F. (1884): Geologische Spezialkarte von Preussen und den Thüringischen Staaten, Blatt Großalmerode. – Schropp, Berlin.
- NASE, M. (1988): Der Hirschberg bei Großalmerode in geoökologischer und vegetationskundlicher Betrachtung. – Unveröff. Diplomarbeit Univ Kassel: 189 pp.
- NITSCHKE, L., NITSCHKE, S. & SCHMIDT, M. (2005): Naturschutzgebiete in Hessen, schützen, erleben, pflegen. Band 3: Werra-Meißner-Kreis und Kreis Hersfeld-Rotenburg. – Cognition, Niedenstein: 256 pp.
- OKSANEN, J., BLANCHET, F.G., FRIENDLY, M. ... WAGNER, H. (2019): vegan: Community Ecology Package. R package Version 2.5-6. – URL: <https://CRAN.R-project.org/package=vegan> [Zugriff am 20.10.2020].
- OTTE, A. & MAUL, P. (2005): Verbreitungsschwerpunkte und strukturelle Einnischung der Stauden-Lupine (*Lupinus polyphyllus* Lind.) in Bergwiesen der Rhön. – Tuexenia 25: 151–182.
- PEPPLER, C. (1987): *Nardetalia*-Gesellschaften im Werra-Meißner Gebiet. – Tuexenia 7: 245–267.
- PEPPLER, C. (1992): Die Borstgrasrasen (*Nardetalia*) Westdeutschlands. – Diss. Bot. 193: 1–404.
- PEPPLER-LISBACH, C. & KÖNITZ, N. (2017): Vegetationsveränderungen in Borstgrasrasen des Werra-Meißner-Gebietes (Hessen, Niedersachsen) nach 25 Jahren. – Tuexenia 37: 201–228.
- PEPPLER-LISBACH, C. & PETERSEN, J. (2001): *Calluno-Ulicetea* (G3): Bodensaure Magerrasen und Zwergstrauchheiden Teil 1: *Nardetalia* – Borstgrasrasen. – Synop. Pflanzenges. Dtschl. 8: 1–117.
- PEPPLER-LISBACH, C., STANIK, N., KÖNITZ, N. & ROSENTHAL, G. (2020): Long-term vegetation

- changes in *Nardus* grasslands indicate eutrophication, recovery from acidification, and management change as the main drivers. – Appl. Veg. Sci. 23: 508–521.
- PFALZGRAF, H. (1934): Die Vegetation des Meißners und seine Waldgeschichte. – Repert. Spec. Nov. Regni Veg. Beih. 75: 1–80.
- RAEHSE, S. (1999): Veränderungen der hessischen Grünlandvegetation seit Beginn der 50er Jahre am Beispiel ausgewählter Tal- und Bergregionen Nord- und Mittelhessens. – Diss. Univ. Kassel: 222 pp.
- R CORE TEAM (2020): R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Version 4.0.3. – Wien.
- RENNWALD, E. (Bearb.) (2000): Verzeichnis und Rote Liste der Pflanzengesellschaften Deutschlands. – Schriftenr. Vegetationskd. 35: 1–800.
- SAUERWEIN, B., ADAM, L. & STANIK, N. (2022): Historische Verbreitung und Vitalität aktueller Vorkommen des Katzenpfötchens (*Antennaria dioica* (L.) Gaertn.) in Nordost-Hessen. – Bot. Natursch. Hessen 34: 5–32.
- SCHUMACHER, W. (2007): Integrative Naturschutzkonzepte zur Erhaltung und Förderung der Biodiversität mitteleuropäischer Kulturlandschaften. – Jahrb. Naturschutz Landsch. 56/1: 203–214.
- SCHUMACHER, W. (2012): Entwicklung, Erfolge und Perspektiven des Vertragsnaturschutzes in Nordrhein-Westfalen. – NUA-Seminarber. 10: 61–72.
- SCHUMACHER, W., MÜNZEL, M. & RIEMER, S. (1995): Die Pflege der Kalkmagerrasen. – Veröff. Natursch. Landschaftspfl. Bad.-Württ. Beih. 83: 37–63.
- SCHWABE, A. & KRATOCHWIL, A. (2021): Montane Borstgrasrasen (*Festuco-Genistelletum sagittalis*) im südlichen Schwarzwald: Veränderungen einer gefährdeten Pflanzengemeinschaft in den letzten 40 Jahren. – Ber. Naturf. Ges. Freiburg i. Br. 110: 337–411.
- SCHWABE, A. & KRATOCHWIL, A. (2022): Hochmontane Borstgrasrasen (*Leontodonto-Nardetum*) im Schwarzwald: Entstehung, Bewirtschaftung und Veränderungen der floristischen Struktur in den letzten 40 Jahren. – Tuexenia 42: ~~xx–xx~~.
- SCHWABE, A., TISCHEW, S., BERGMAYER, E. ... DIERSCHKE, H. (2019): Pflanzengesellschaft des Jahres 2020: Borstgrasrasen. – Tuexenia 39: 287–308.
- SSYMANK, A., HAUKE, U., RÜCKRIEM, C. & SCHRÖDER, E. (1998): Das europäische Schutzgebietssystem NATURA 2000. BfN-Handbuch zur Umsetzung der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie und der Vogelschutz-Richtlinie. – Schriftenr. Landschaftspfl. Natursch. 53: 1–560.
- STANIK, N., HOLLMANN, V., HOPPE, A., LEYER, I., ROSENTHAL, G., TÜRK, W. & WIESE, J. (2018): Die Arnika (*Arnica montana* L.): Erfahrungen und vorläufige Ergebnisse aus Praxis und Forschung zu Rückgang, Hilfsmaßnahmen und Managementperspektiven für eine Verantwortungsart unseres Berggrünlandes. – Jahrb. Natursch. Hessen 17: 99–104.
- STANIK, N., PEPPLER-LISBACH, C. & ROSENTHAL, G. (2021): Extreme droughts cause lagged vegetation changes and amplify community filters in an oligotrophic mountain grassland. – Appl. Veg. Sci. 24:e12617.
- STANIK, N. & ROSENTHAL, G. (2018): Die Berggrünlandvegetation der Hohen Rhön und des Heidelsteins. Ihr Wert, vergangene Entwicklungen und aufkommende Perspektiven. – In: JENRICH, J. (Ed.): Der Heidelberg. Landmarke mit Geschichte und Technik: 24–40. Parzellers Buchverlag, Fulda.
- STEVENS, C.J., DUPRÉ, C., DORLAND, E. ... DISE, B. (2011): The impact of nitrogen deposition on acid grasslands in the Atlantic region of Europe. – Envir. Pollution 159: 2243–2250.
- TITZE, A., HEPTING, C., HOLLMANN, V., JESKE, L., LEYER, I., LIEPLET, S., PETERS, A. & WEISE, J. (2020): Wilde Arnika. Ein Leitfaden für die Praxis. ArnikaHessen. – Botanischer Garten der Philipps-Universität Marburg, Marburg: 229 pp.
- UMWELTBUNDESAMT (2021): Hintergrundbelastungsdaten Stickstoff. Bezugszeitraum: Dreijahresmittelwert der Jahre 2013–2015. Landnutzungs-kategorie: Wiesen und Weiden. – URL: <https://gis.uba.de/website/depo1/> [Zugriff am 14.03.2021].
- WICHELHAUS, A., HOPF, A., ROSENTHAL, G. & ALJES, V. (2020): „Schaf schafft Landschaft“ in der Hotspot-Region „Werratal mit Hohem Meißner und Kaufunger Wald“. – Jahrb. Natursch. Hessen 19: 109–114.
- WOLFF, C., COLLING, G., NAUMANN, S., GLESENER, L. & SCHNEIDER, S. (2020): Erfolgreicher Erhalt von artenreichem Extensivgrünland im Zentrum und Südwesten Luxemburgs – eine erste Bilanz. – Tuexenia 40: 247–268.

Unpublizierte Gutachten und Berichte

- BÖF (BÜRO FÜR ANGEWANDTE ÖKOLOGIE UND FORSTPLANUNG) (2008): Grunddatenerfassung zum FFH-Gebiet DE 4725-306 „Meißner und Meißner Vorland“ Werra-Meißner-Kreis. – Unveröff. Gutachten im Auftrag des Regierungspräsidiums Kassel: 246 pp.
- FISCHER, P., HOTZE, C. & WAESCH, G. (2016): Wiederholungsuntersuchung von 15 Dauerbeobachtungsflächen des LRT *6230 „Artenreiche Montane Borstgrasrasen“, inkl. Kurzbericht zu *Arnica montana*. – Unveröff. Gutachten im Auftrag des Regierungspräsidiums Kassel: 42 pp.
- FISCHER, P. & WAESCH, G. (2019): Wiederholungsuntersuchung von 5 Dauerbeobachtungsflächen des LRT *6230 „Artenreiche Montane Borstgrasrasen“ im FFH-Gebiet „Meißner und Meißner Vorland Nr. 4725-306“ – Unveröff. Gutachten im Auftrag des Regierungspräsidiums Kassel: 29 pp.
- MEINEKE, T. (1988): Faunistische Bestandsaufnahmen in den Naturschutzgebieten „Tiefenbachwiesen“ und „Heubachwiesen“ in den Landkreisen Kassel und Werra-Meißner. – Unveröff. Gutachten im Auftrag des Regierungspräsidiums Kassel.
- NECKERMANN, C. & ACHTERHOLT, B. (2006): Grunddatenerhebung 2005 in dem FFH-Gebiet „Hirschberg und Tiefenbachwiesen (Nr. 4724-310)“. – Unveröff. Gutachten im Auftrag des Regierungspräsidiums Kassel: 37 pp.
- SCHRÖTER, T., ENGEL, U., BÜHLER, U., SCHROTTMEIER, H. & BARTNICK, M. (1985): Keine Zukunft für Hausen? – Projektbericht über eine ländliche Gemeinde in Nordhessen. – Studienarbeit GhK (Gesamthochschule Kassel): 206 pp.
- VOLLRATH, H. (1978): Die Feuchtwiesen des Meißners. – Kompaktseminar GHS-Kassel. 5 pp.

Beilage S1. Veränderungen der Borstgrasrasen (*Polygalo-Nardetum*) auf der Hausener Hute (Meißner) zwischen 1934 und 2019. Dargestellt sind die prozentualen Stetigkeiten und der Deckungsgrad-Median (Braun-Blanquet-Skala). C: Kennarten; RDA: Art-Wert der Redundanzanalyse mit Jahr als Umweltvariable; r^2 , P : Anteil erklärter Varianz und P -Wert; fr: Zahl der Vorkommen. Herkunft der Aufnahmen s. Methoden (Kap. 3.2).

Supplement S1. Changes in *Nardus* grasslands (*Polygalo-Nardetum*) at the Hausener Hute site (Meißner) from 1934 to 2019. Given are percentage frequencies and medians of cover values (Braun-Blanquet-scale). C: character species; RDA: RDA species scores (year as environmental variable); r^2 , P : proportion explained variance and P -value; fr: frequency in dataset. Relevé sources see methods (chapter 3.2).

Autoren		Pfalzgraf	GHK	Busse	Peppler	Hotze	Könitz, Fischer et al.				
Jahr		1934	1978	1981	1986	1998	2012-2019				
Zahl der Aufnahmen		6	8	35	8	6	10				
Mittlere Artenzahl (nur Phanerogamen)		37,7	30,3	28,3	33,2	34,2	36,9				
Mittelwert pH (n)		4,9 (2)	-	-	4,8 (8)	5,2 (6)	4,8 (10)				
Minimum pH		4,6	-	-	4,1	5,0	4,2				
Maximum pH		5,2	-	-	5,5	5,4	5,3				
Mittlere Feuchtezahl		4,8	4,7	4,7	4,7	4,8	4,8				
Mittlere Reaktionszahl		4,6	3,8	4,0	3,9	4,2	4,0				
Mittlere Stickstoffzahl		2,9	2,6	2,9	2,7	3,0	3,2	RDA	r ²	P	fr
abnehmend, nur 1934		Abk.									
Primula veris	Prim.ver	50 ⁺	.	.	.	.	.	-0,15	0,20	0,0005	3
Silene viscaria	Sile.vis	50 ⁺	.	.	.	.	.	-0,08	0,30	0,0005	3
Trollius europaeus	Trol.eur	50 ⁺	.	.	.	.	.	-0,08	0,30	0,0005	3
Gymnadenia conopsea	Gymn.con	50 ⁺	.	.	.	.	.	-0,08	0,30	0,0003	3
Campanula glomerata	Camp.glo	33 ¹	.	.	.	.	.	-0,08	0,18	0,0054	2
abnehmend											
Calluna vulgaris (C)	Call.vul	100 ³	62 ²	57 ¹	75 ¹	50 ¹	30 ¹	-0,73	0,19	0,0004	43
Luzula luzuloides	Luzu.luz	66 ¹	.	20 ¹	.	.	.	-0,37	0,23	0,0001	11
Dianthus superbus	Dian.sup	100 ¹	37 ⁺	42 ¹	62 ⁺	33 ¹	40 ¹	-0,31	0,15	0,0019	35
Danthonia decumbens (C)	Dant.dec	100 ¹	100 ¹	68 ¹	100 ¹	33 ¹	50 ¹	-0,19	0,07	0,0234	53
Antennaria dioica	Ante.dio	66 ¹	50 ^r	2 ⁺	.	.	.	-0,19	0,33	0,0001	9
Hieracium murorum	Hier.mur	50 ⁺	.	71 ¹	.	.	.	-0,12	0,05	0,0627	28
Silene nutans	Sile.nut	50 ⁺	.	.	12 ¹	.	.	-0,07	0,12	0,0109	4
Thymus pulegioides	Thym.pul	50 ⁺	.	17 ⁺	25 ¹	16 ⁺	.	-0,07	0,06	0,0380	12
Koeleria pyramidata	Koel.pyr	33 ⁺	25 ¹	20 ⁺	12 ⁺	.	.	-0,07	0,04	0,0831	12
zunehmen											
Festuca rubra agg.	Fest.ruA	100 ¹	37 ⁺	100 ¹	100 ²	100 ²	100 ²	0,46	0,15	0,0013	68
Hieracium laevigatum	Hier.lae	16 ⁺	75 ⁺	.	87 ¹	66 ¹	80 ¹	0,38	0,26	0,0001	26
Veronica chamaedrys	Vero.cha	16 ¹	12 ⁺	20 ⁺	37 ¹	100 ¹	80 ¹	0,32	0,25	0,0001	26
Agrostis capillaris	Agro.cap	50 ¹	100 ¹	100 ²	100 ¹	100 ¹	100 ²	0,30	0,08	0,0127	70
Plantago lanceolata	Plan.lan	33 ¹	25 ⁺	28 ¹	50 ¹	83 ¹	60 ¹	0,28	0,10	0,0073	29
Trifolium pratense	Trif.pra	33 ¹	.	14 ⁺	25 ¹	50 ¹	60 ²	0,27	0,10	0,0093	18
Carex pilulifera (C)	Care.pil	.	37 ¹	14 ¹	62 ⁺	50 ⁺	70 ¹	0,24	0,15	0,0008	23
Knautia arvensis	Knau.arv	100 ¹	100 ⁺	82 ¹	87 ¹	100 ¹	90 ²	0,22	0,09	0,0103	65
Rumex acetosa	Rume.ace	83 ⁺	87 ⁺	91 ¹	62 ¹	100 ¹	100 ¹	0,22	0,16	0,0007	65
Stellaria graminea	Stel.gra	.	.	20 ⁺	25 ⁺	33 ¹	50 ¹	0,20	0,15	0,0015	16
Poa pratensis agg.	Poa.prA	.	.	8 ⁺	12 ⁺	16 ¹	40 ¹	0,17	0,12	0,0044	9
Cerastium holosteoides	Cera.hol	.	.	.	12 ⁺	83 ¹	30 ¹	0,17	0,14	0,0020	9
Leontodon autumnalis	Leon.aut	.	.	.	12 ⁺	.	40 ¹	0,14	0,12	0,0086	5
Dactylis glomerata	Dact.glo	16 ¹	.	14 ⁺	12 ⁺	16 ⁺	60 ¹	0,13	0,08	0,0178	14
Alchemilla glaucescens	Alch.gla	.	.	.	37 ⁺	33 ¹	30 ¹	0,11	0,09	0,0118	8
Taraxacum sect. Ruderalia	Tara.Rud	.	.	.	.	33 ¹	30 ⁺	0,09	0,11	0,0063	5
Arrhenatherum elatius	Arrh.ela	.	.	2 ⁺	.	.	30 ¹	0,08	0,09	0,0180	4
Heracleum sphondylium	Hera.sph	.	.	.	.	.	20 ¹	0,06	0,07	0,0235	2
Maximum 1970-1990											
Deschampsia flexuosa (C)	Desc.fle	50 ¹	100 ²	91 ²	62 ²	50 ¹	70 ¹	0,04	0,00	0,8033	58
Galium saxatile (C)	Gali.sax	16 ¹	100 ¹	88 ¹	100 ¹	66 ¹	60 ¹	0,10	0,01	0,3971	58
Galeopsis tetrahit	Gale.tet	.	12 ⁺	45 ⁺	12 ⁺	16 ¹	30 ¹	0,08	0,03	0,1610	22
Sorbus aucuparia	Sorb.auc	.	12 ^r	11 ⁺	12 ⁺	.	.	-0,01	0,00	0,8170	6
Minimum 1970-1990											
Veronica officinalis (C)	Vero.off	66 ⁺	.	14 ⁺	50 ⁺	50 ¹	60 ¹	0,11	0,05	0,0492	22
Platanthera bifolia	Plat.bif	83 ⁺	12 ⁺	17 ⁺	.	16 ¹	30 ¹	-0,03	0,01	0,4918	16
Polygala vulgaris (C)	Poly.vul	33 ⁺	25 ⁺	8 ⁺	12 ¹	16 ¹	50 ¹	0,14	0,08	0,0206	14
Platanthera chlorantha	Plat.chl	16 ⁺	.	.	.	33 ⁺	20 ⁺	0,03	0,02	0,2277	5
Thesium pyrenaicum	Thes.pyr	50 ⁺	.	.	.	.	20 ¹	-0,03	0,02	0,2879	5
Leontodon hispidus	Leon.his	33 ¹	.	2 ¹	.	.	10 ¹	-0,04	0,02	0,2341	4
Kennarten											
Nardus stricta	Nard.str	66 ¹	100 ¹	74 ¹	87 ¹	16 ¹	70 ¹	0,06	0,00	0,5775	53
Vaccinium myrtillus	Vacc.myr	100 ²	100 ³	88 ²	87 ¹	83 ¹	90 ¹	-0,11	0,00	0,5904	66
Arnica montana	Arni.mon	50 ⁺	100 ⁺	62 ¹	87 ¹	16 ¹	60 ¹	0,01	0,00	0,9536	47
Lathyrus linifolius	Lath.lin	33 ¹	25 ⁺	22 ⁺	37 ⁺	16 ¹	30 ¹	0,03	0,00	0,6664	19
Viola canina	Viol.can	33 ⁺	25 ¹	.	37 ⁺	33 ¹	30 ¹	0,07	0,03	0,1496	12
Luzula multiflora	Luzu.mul	33 ¹	37 ⁺	.	.	66 ⁺	.	-0,05	0,02	0,1898	9
Carex ovalis	Care.ova	.	50 ¹	.	.	.	.	-0,02	0,00	0,5087	4
Festuca filiformis	Fest.fil	.	.	.	.	16 ¹	.	0,02	0,01	0,3074	1
Übrige Arten											
Potentilla erecta	Pote.ere	100 ¹	100 ¹	100 ¹	100 ¹	83 ¹	90 ¹	-0,07	0,02	0,2874	71
Campanula rotundifolia	Camp.rot	100 ¹	100 ¹	91 ¹	100 ¹	100 ²	90 ¹	0,05	0,01	0,4834	69
Hypericum maculatum	Hype.mac	100 ¹	62 ⁺	97 ¹	100 ¹	100 ³	80 ¹	0,12	0,01	0,3347	67
Festuca ovina agg. excl. filiformis	Fest.ovA	100 ¹	100 ²	88 ¹	87 ¹	83 ¹	80 ¹	-0,06	0,01	0,4847	65
Helictotrichon pratense	Heli.pra	66 ⁺	87 ⁺	97 ¹	100 ¹	66 ¹	80 ¹	0,20	0,04	0,0819	65
Anthoxanthum odoratum	Anth.odo	66 ¹	87 ⁺	80 ¹	87 ¹	100 ¹	70 ¹	0,13	0,03	0,1369	59
Galium verum	Gali.ver	100 ¹	75 ⁺	85 ¹	87 ¹	83 ¹	50 ¹	-0,06	0,00	0,5951	59
Pimpinella saxifraga	Pimp.sax	100 ¹	100 ⁺	71 ⁺	75 ¹	83 ¹	80 ¹	-0,01	0,00	0,8434	58
Achillea millefolium	Achi.mil	100 ⁺	75 ⁺	71 ¹	75 ¹	83 ¹	90 ¹	0,12	0,03	0,1712	57
Luzula campestris	Luzu.cam	.	100 ¹	68 ¹	87 ⁺	100 ¹	90 ¹	0,38	0,33	0,0001	54
Genista tinctoria	Geni.tin	50 ⁺	75 ¹	77 ¹	87 ¹	66 ¹	60 ¹	0,17	0,05	0,0705	53
Lotus corniculatus	Lotu.cor	83 ¹	50 ⁺	51 ¹	87 ¹	66 ¹	70 ¹	0,05	0,01	0,5443	45
Ranunculus acris	Ranu.acr	83 ⁺	50 ⁺	34 ⁺	12 ⁺	83 ¹	80 ¹	0,11	0,04	0,1059	35

Peppler-Lisbach & Fischer: Vegetationsentwicklung in Artenreichen Borstgrasrasen (Lebensraumtyp 6230*). – Tuexenia 42 (2022).

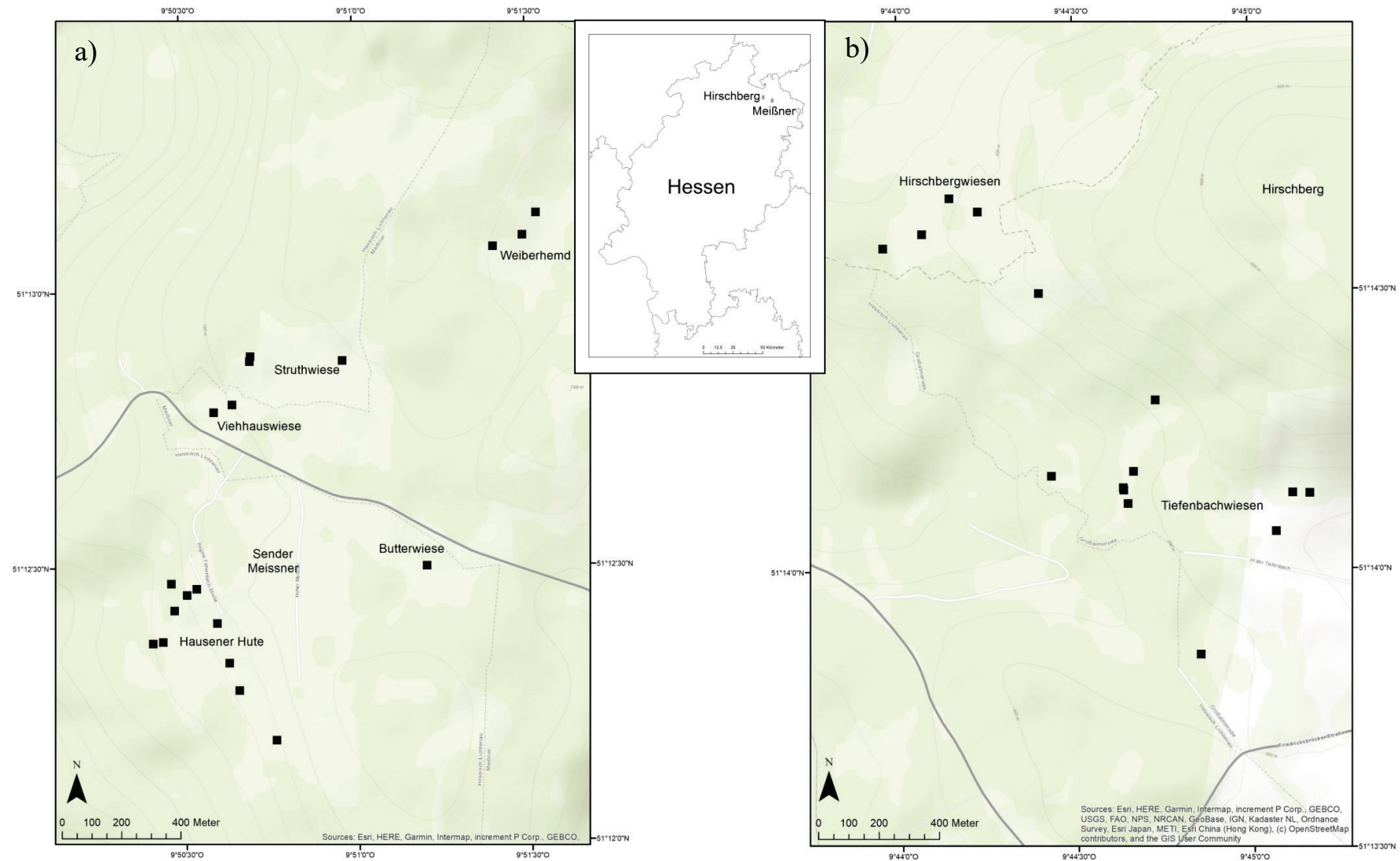
Beilage S2. Veränderungen der Borstgrasrasen (Polygalo-Nardetum) am Hirschberg zwischen 1986 und 2017. Dargestellt sind die prozentualen Stetigkeiten und der Deckungsgrad-Median (Braun-Blanquet-Skala). C: Kennarten; RDA: Art-Wert der Redundanzanalyse mit Jahr als Umweltvariable; r^2 , P : Anteil erklärter Varianz und P -Wert; fr: Zahl der Vorkommen. Herkunft der Aufnahmen s. Methoden (Kap. 3.2).

Supplement S2. Changes in Nardus grasslands (Polygalo-Nardetum) at the Hirschberg site from 1987 to 2017. Given are percentage frequencies and medians of cover values (Braun-Blanquet-scale). C: character species; RDA: RDA species scores (year as environmental variable); r^2 , P : proportion explained variance and P -value; fr: frequency in dataset. Relevé sources see methods (chapter 3.2).

		Fischer et al.,					
Autoren		Nase, Peppler	Könitz, Peppler-Lisbach				
Jahr		1987	2012-2016				
Zahl der Aufnahmen		17	19				
Mittlere Artenzahl (nur Phanerogamen)		31,2	34,5				
Mittelwert pH (n)		4,4 (10)	4,9 (10)				
Minium pH		4,0	4,6				
Maximum pH		5,0	5,3				
Mittlere Feuchtezahl		5,6	5,7				
Mittlere Reaktionszahl		3,6	3,8				
Mittlere Stickstoffzahl		2,9	3,2	RDA	r^2	P	fr
abnehmend		Abk.					
Nardus stricta (C)	Nard.str	94 ³	100 ²	-0,58	0,16	0,02	35
Galium saxatile (C)	Gali.sax	94 ¹	84 ⁺	-0,38	0,38	0,00	32
Deschampsia flexuosa (C)	Desc.fle	70 ¹	26 ⁺	-0,35	0,24	0,00	17
Festuca filiformis (C)	Fest.fil	82 ¹	42 ⁺	-0,31	0,17	0,01	22
Hieracium lachenalii (C)	Hier.lac	58 ¹	15 ⁺	-0,30	0,28	0,00	13
Hieracium pilosella	Hier.pil	70 ¹	31 ⁺	-0,24	0,14	0,02	18
Campanula rotundifolia	Camp.rot	58 ¹	36 ⁺	-0,20	0,15	0,02	17
Trollius europaeus	Trol.eur	29 ¹	5 ⁺	-0,12	0,12	0,04	6
Trisetum flavescens	Tris.fla	17 ⁺	.	-0,07	0,09	0,04	3
zunehmend							
Cynosurus cristatus	Cyno.cri	.	42 ⁺	0,11	0,22	0,00	8
Vicia cracca	Vici.era	11 ⁺	42 ⁺	0,12	0,13	0,03	10
Carex pilulifera (C)	Care.pil	17 ⁺	57 ⁺	0,22	0,18	0,00	14
Kennarten							
Luzula campestris	Luzu.cam	70 ⁺	84 ⁺	0,05	0,01	0,49	28
Lathyrus linifolius	Lath.lin	64 ¹	63 ⁺	-0,05	0,01	0,67	23
Danthonia decumbens	Dant.dec	64 ¹	47 ⁺	-0,17	0,07	0,11	20
Veronica officinalis	Vero.off	52 ¹	47 ⁺	-0,14	0,04	0,23	18
Arnica montana	Arni.mon	64 ¹	26 ³	-0,18	0,03	0,35	16
Carex ovalis	Care.ova	35 ¹	36 ⁺	-0,03	0,00	0,73	13
Juncus squarrosus	Junc.squ	41 ¹	15 ²	-0,07	0,01	0,54	10
Calluna vulgaris	Call.vul	29 ⁺	26 ⁺	-0,05	0,01	0,68	10
Polygala vulgaris	Poly.vul	17 ⁺	31 ⁺	0,04	0,02	0,43	9
Vaccinium myrtillus	Vacc.myr	29 ⁺	15 ⁺	-0,06	0,04	0,23	8
Luzula multiflora	Luzu.mul	17 ⁺	21 ⁺	0,03	0,01	0,54	7
Pedicularis sylvatica	Pedi.syl	11 ¹	26 ¹	0,14	0,05	0,17	7
Carex pallescens	Care.pal	11 ¹	15 ⁺	0,00	0,00	0,89	5
Alchemilla glaucescens	Alch.gla	0	10 ⁺	0,03	0,04	0,48	2
Übrige Arten							
Festuca rubra agg.	Fest.ruA	100 ²	100 ²	0,21	0,05	0,18	36
Potentilla erecta	Pote.ere	100 ¹	94 ¹	-0,09	0,02	0,41	35
Anthoxanthum odoratum	Anth.odo	82 ¹	100 ²	0,16	0,04	0,26	33
Agrostis capillaris	Agro.cap	94 ¹	84 ²	-0,02	0,00	0,89	32
Holcus lanatus	Holc.lan	64 ¹	94 ⁺	0,03	0,00	0,75	29
Rumex acetosa	Rume.ace	70 ⁺	73 ⁺	0,02	0,00	0,79	26
Plantago lanceolata	Plan.lan	64 ¹	73 ⁺	0,04	0,00	0,77	25
Ranunculus acris	Ranu.acr	52 ⁺	68 ⁺	0,09	0,03	0,30	22
Deschampsia cespitosa	Desc.ces	58 ⁺	47 ⁺	-0,08	0,02	0,48	19
Lotus pedunculatus	Lotu.ped	47 ⁺	57 ⁺	0,11	0,03	0,31	19
Succisa pratensis	Succ.pra	52 ¹	47 ⁺	-0,09	0,02	0,44	18
Ranunculus polyanthemus agg.	Ranu.poA	47 ¹	47 ⁺	-0,08	0,03	0,34	17
Rhinanthus minor	Rhin.min	35 ¹	52 ⁺	0,03	0,00	0,73	16
Hypericum maculatum	Hype.mac	47 ¹	36 ⁺	-0,07	0,01	0,49	15
Hypochaeris radicata	Hypo.rad	41 ¹	42 ⁺	0,00	0,00	1,00	15
Centaurea jacea	Cent.jac	35 ¹	47 ⁺	0,04	0,00	0,71	15
Carex panicea	Care.pan	35 ¹	47 ⁺	0,05	0,00	0,74	15
Achillea millefolium	Achi.mil	41 ⁺	36 ⁺	-0,06	0,03	0,28	14
Stellaria graminea	Stel.gra	35 ⁺	42 ⁺	-0,02	0,00	0,80	14
Anemone nemorosa	Anem.nem	23 ¹	52 ⁺	0,16	0,07	0,14	14
Trifolium pratense	Trif.pra	23 ¹	52 ¹	0,13	0,05	0,17	14
Juncus conglomeratus	Junc.con	47 ¹	26 ⁺	-0,13	0,08	0,10	13
Pimpinella saxifraga	Pimp.sax	41 ⁺	31 ⁺	-0,12	0,03	0,32	13
Helictotrichon pratense	Heli.pra	35 ⁺	36 ¹	0,12	0,02	0,40	13
Leucanthemum vulgare agg.	Leuc.vuA	35 ⁺	36 ⁺	-0,03	0,01	0,67	13
Veronica chamaedrys	Vero.cha	23 ⁺	47 ⁺	0,16	0,10	0,06	13
Genista tinctoria	Geni.tin	35 ¹	31 ¹	-0,01	0,00	0,90	12
Trifolium medium	Trif.med	29 ¹	36 ⁺	-0,02	0,00	0,71	12
Cirsium palustre	Cirs.pal	29 ⁺	31 ⁺	0,02	0,00	0,75	11
Trifolium repens	Trif.rep	17 ¹	42 ⁺	0,08	0,02	0,41	11
Knautia arvensis	Knau.arv	29 ¹	26 ⁺	-0,06	0,02	0,43	10
Carex nigra	Care.nig	23 ²	31 ⁺	-0,08	0,02	0,45	10
Juncus effusus	Junc.eff	29 ¹	21 ⁺	-0,06	0,02	0,41	9
Thesium pyrenaicum	Thes.pyr	23 ¹	26 ⁺	-0,01	0,00	0,88	9
Helictotrichon pubescens	Heli.pub	17 ⁺	31 ⁺	0,06	0,02	0,35	9
Ajuga reptans	Ajug.rep	11 ¹	36 ⁺	0,12	0,07	0,13	9
Sanguisorba officinalis	Sang.off	29 ¹	15 ⁺	-0,17	0,08	0,10	8
Phyteuma spicatum	Phyt.spi	23 ⁺	21 ⁺	-0,03	0,01	0,58	8
Agrostis canina	Agro.can	23 ¹	21 ⁺	-0,02	0,00	0,80	8
Senecio jacobaea	Sene.jac	17 ¹	21 ⁺	-0,02	0,00	0,70	7
Juncus acutiflorus	Junc.acu	17 ¹	21 ⁺	0,00	0,00	0,97	7
Hieracium laevigatum	Hier.lae	11 ¹	26 ⁺	0,05	0,02	0,41	7
Bistorta officinalis	Bist.off	11 ¹	21 ¹	0,07	0,02	0,49	6
Lotus corniculatus	Lotu.cor	17 ⁺	15 ⁺	0,00	0,00	0,92	6
Briza media	Briz.med	11 ¹	21 ⁺	0,00	0,00	0,98	6
Cerastium holosteoides	Cera.hol	5 ⁺	26 ⁺	0,07	0,09	0,09	6
Cardamine pratensis	Card.pra	5 ⁺	26 ⁺	0,08	0,09	0,09	6
Taraxacum sect. Ruderalia	Tara.Rud	5 ⁺	26 ⁺	0,06	0,07	0,15	6
Carex echinata	Care.ech	17 ¹	10 ⁺	-0,05	0,03	0,32	5
Alchemilla vulgaris agg.	Alch.vul	17 ⁺	10 ¹	-0,02	0,01	0,64	5
Equisetum sylvaticum	Equi.syl	17 ⁺	10 ¹	-0,02	0,00	0,73	5
Dactylis glomerata	Dact.glo	11 ¹	15 ⁺	0,01	0,00	0,87	5
Populus tremula	Popu.tre	17 ⁺	5 ⁺	-0,05	0,04	0,23	4
Viola palustris	Viol.pal	.	21 ⁺	0,11	0,08	0,06	4
Poa pratensis	Poa.pra	.	21 ⁺	0,06	0,10	0,10	4
Leontodon autumnalis	Leon.aut	11 ¹	10 ⁺	-0,02	0,01	0,55	4
Molinia caerulea	Moli.cae	5 ³	15 ³	0,11	0,01	0,47	4
Quercus robur	Quer.rob	5 ⁺	15 ⁺	0,03	0,02	0,54	4
Lathyrus pratensis	Lath.pra	5 ⁺	15 ⁺	0,02	0,02	0,59	4
Silene flos-cuculi	Sile.flo	5 ¹	15 ⁺	0,03	0,01	0,63	4
Galium boreale	Gali.bor	11 ¹	5 ⁺	-0,06	0,04	0,25	3
Carex caryophyllea	Care.car	.	15 ⁺	0,05	0,08	0,15	3
Poa trivialis	Poa.tri	.	15 ⁺	0,05	0,09	0,15	3
Betonica officinalis	Beto.off	.	15 ⁺	0,13	0,05	0,16	3
Galium uliginosum	Gali.uli	.	15 ⁺	0,05	0,08	0,17	3
Primula veris	Prim.ver	5 ⁺	10 ⁺	0,02	0,01	0,63	3
Hieracium species	Hier.spe	5 ¹	10 ⁺	0,00	0,00	0,97	3
Prunella vulgaris	Prun.vul	5 ⁺	10 ⁺	0,01	0,00	0,99	3
Betula pendula	Betu.pen	11 ⁺	.	-0,03	0,06	0,29	2
Pinus sylvestris	Pinu.syl	11 ⁺	.	-0,03	0,06	0,29	2
Heracleum sphondylium	Hera.sph	5 ⁺	5 ⁺	0,00	0,00	0,62	2
Holcus mollis	Holc.mol	5 ¹	5 ⁺	-0,02	0,01	0,80	2
Ranunculus flammula	Ranu.flu	5 ⁺	5 ⁺	0,00	0,00	1,00	2
Ranunculus bulbosus	Ranu.bul	.	10 ⁺	0,03	0,06	0,20	2
Quercus species	Quer.spe	.	10 ⁺	0,03	0,06	0,36	2
Festuca ovina	Fest.ovi	.	10 ⁺	0,03	0,06	0,36	2
Trifolium dubium	Trif.dub	.	10 ⁺	0,03	0,05	0,39	2
Salix aurita	Sali.aur	.	10 ⁺	0,03	0,04	0,47	2
Crepis mollis	Crep.mol	.	10 ⁺	0,02	0,03	0,50	2
Dactylorhiza maculata agg.	Dact.maA	5 ⁺	.	-0,02	0,03	0,58	1
Filipendula ulmaria	Fili.ulm	5 ⁺	.	-0,02	0,03	0,58	1
Helianthemum nummularium subsp. obscurum	Heli.obs	5 ⁺	.	-0,02	0,03	0,58	1
Salix caprea	Sali.cap	5 ⁺	.	-0,02	0,03	0,58	1
Platanthera bifolia	Plat.bif	5 ⁺	.	-0,02	0,03	0,58	1
Fraxinus excelsior	Frax.exc	5 ⁺	.	-0,02	0,03	0,58	1
Luzula luzuloides	Luzu.luz	5 ⁺	.	-0,02	0,03	0,58	1
Achillea ptarmica	Achi.pta	5 ⁺	.	-0,02	0,03	0,59	1
Leontodon hispidus	Leon.his	5 ¹	.	-0,03	0,03	0,59	1
Solidago virgaurea	Soli.vir	.	5 ⁺	0,02	0,03	0,28	1
Tanacetum vulgare	Tana.vul	.	5 ⁺	0,02	0,03	0,28	1
Angelica sylvestris	Ange.syl	.	5 ¹	0,03	0,03	0,28	1
Dactylorhiza majalis	Dact.maj	.	5 ²	0,07	0,03	0,28	1
Myosotis nemorosa	Myos.nem	.	5 ⁺	0,02	0,03	0,28	1
Phleum pratense	Phle.pra	.	5 ⁺	0,02	0,03	0,85	1
Agrostis stolonifera	Agro.sto	.	5 ⁺	0,02	0,03	0,86	1
Betula species	Betu.spe	.	5 ⁺	0,02	0,03	0,86	1
Crataegus monogyna	Crat.mon	.	5 ⁺	0,02	0,03	0,86	1
Cuscuta europaea	Cusc.eur	.	5 ⁺	0,02	0,03	0,86	1
Carpinus betulus	Carp.bet	.	5 ⁺	0,02	0,03	0,86	1
Arrhenatherum elatius	Arrh.ela	.	5 ⁺	0,01	0,01	1,00	1
Betula pubescens	Betu.pub	.	5 ⁺	0,01	0,01	1,00	1
Cerastium arvense	Cera.arv	.	5 ⁺	0,01	0,01	1,00	1
Dactylorhiza species	Dact.spe	.	5 ⁺	0,01	0,01	1,00	1
Festuca pratensis	Fest.pra	.	5 ⁺	0,01	0,01	1,00	1
Linum catharticum	Linu.cat	.	5 ⁺	0,01	0,01	1,00	1

Anhang E1. Lage der Untersuchungsgebiete und (Quasi-) Dauerflächen (a: Meißner, b: Hirschberg).

Supplement E1. Location of study sites and (semi-) permanent plots (a: Meißner, b: Hirschberg).



Peppler-Lisbach & Fischer: Vegetationsentwicklung in Artenreichen Borstgrasrasen (Lebensraumtyp 6230*). – Tuexenia 42 (2022).

Anhang E2. Übersicht der untersuchten Dauerflächen. DF: markierte Dauerfläche, qDF: Quasi-Dauerfläche; (q): im betreffenden Jahr Quasi-Dauerfläche, seit 2006 markierte Dauerfläche. Ortsbezeichnungen: MBW: Meißner, Butterwiese; MHH: Meißner, Hausener Hute; MSW: Meißner, Struthwiese; MVH: Meißner, Viehauswiese; MWH: Meißner, Weiberhemd; HHW: Hirschberg, Hirschbergwiese; HTW: Hirschberg, Tiefenbachwiesen. Bearbeiter: F: Petra Fischer; H: Carola Hotze; K: Natali Könitz; N&A: Claus Neckermann & Bernadette Achterholt; P: Cord Peppler-Lisbach.

Supplement E2. Overview of studied permanent plots. DF: marked permanent plot, qDF: quasi-permanent plot; (q) quasi-permanent plot for respective year, marked permanent since 2006. Locations ('Ort'): MBW: Meißner, Butterwiese; MHH: Meißner, Hausener Hute; MSW: Meißner, Struthwiese; MVH: Meißner, Viehauswiese; MWH: Meißner, Weiberhemd; HHW: Hirschberg, Hirschbergwiese; HTW: Hirschberg, Tiefenbachwiesen. Authors: N&A: Claus Neckermann & Bernadette Achterholt; F: Petra Fischer; H: Carola Hotze; K: Natali Könitz; P: Cord Peppler-Lisbach.

Bezeichnung	DF-Art	Ort	Höhe (m)	Exposition (°)	Inklination (°)	Rechtswert	Hochwert	Fläche (m²)	1986	1987	1998	2002	2005	2006	2012	2016	2019	Bearbeiter
Meißner:																		
GDE-213	DF	MVH	703	208	14	3559052	5675709	(1998: 16) 25			x(q)			x		x	x	H, F
GDE-214	DF	MHH	645	270	10	3558822	5674908	(1998: 16) 25			x(q)			x		x	x	H, F
GDE-215	DF	MHH	667	235	15	3558934	5675088	(1998: 16) 25			x(q)			x		x	x	H, F
GDE-216	DF	MWH	719	90	2	3559930	5676245	(1998: 16) 25			x(q)			x		x		H, F
GDE-217	DF	MBW	712		0	3559710	5675169	(1998: 16) 25			x(q)			x		x	x	H, F
N 86-100	qDF	MSW	710		0	3559108	5675836	20	x						x			P, K
N 86-101	qDF	MSW	710		0	3559116	5675871	15	x						x			P, K
N 86-102	qDF	MSW	720		0	3559430	5675890	20	x						x			P, K
N 86-103	qDF	MSW	720		0	3559408	5675908	12	x						x			P, K
N 86-104	qDF	MWH	710	90	1	3560017	5676275	25	x						x		x	P, K, F
N 86-105	qDF	MWH	710	90	5	3560074	5676296	25	x						x			P, K
N 86-106	qDF	MVH	680	270	10	3558995	5675701	20	x						x			P, K
N 86-160	qDF	MHH	670	270	1	3559046	5674831	25	x						x			P, K
N 86-161	qDF	MHH	670	270	5	3559081	5674768	25	x						x			P, K
N 86-162	qDF	MHH	670	270	5	3559029	5674944	20	x						x			P, K
N 86-163	qDF	MHH	630	270	3	3558854	5674995	25	x						x			P, K
N 86-164	qDF	MHH	660	270	3	3558770	5674885	25	x						x			P, K
N 86-191	qDF	MHH	680	247	15	3559225	5674612	25	x						x			P, K
N 86-192	qDF	MHH	650	270	7	3558899	5675099	20	x						x			P, K
N 86-193	qDF	MHH	650	270	7	3558911	5675058	20	x						x			P, K
Hirschberg:																		
GDE-001	DF	HTW	471	300	1	3551792	5678177	4				x				x		N&A, F
GDE-003	DF	HTW	492		0	3552288	5677587	16				x				x		N&A, F
GDE-005	DF	HTW	493	270	3	3552030	5678139	16				x				x		N&A, F
GDE-009	DF	HTW	506	225	10	3552136	5678430	9					x			x		N&A, F
GDE-011	DF	HTW	507	360	2	3552537	5677997	16					x			x		N&A, F
N 86-94	qDF	HTW	510	180	1	3552566	5678091	20	x						x			P, K
N 86-95	qDF	HTW	510	135	1	3552601	5678084	16	x						x			P, K
N 86-96	qDF	HTW	500	180	1	3552151	5678235	25	x						x			P, K
N 86-97	qDF	HTW	500	225	2	3552185	5678280	20	x						x			P, K
N 86-98	qDF	HTW	500	315	2	3552257	5678311	12	x						x			P, K
N 86-99	qDF	HHW	510		0	3551513	5679051	20	x						x	x		P, K, F
N 87-28	qDF	HHW	490		0	3551409	5679080	12		x					x	x		P, K, F
N 87-29	qDF	HHW	480		0	3551372	5678952	20		x					x	x		P, K, F
N 87-30	qDF	HHW	480		0	3551254	5678881	6		x					x	x		P, K, F
N 87-31	qDF	HHW	520	225	5	3551637	5678732	16		x					x	x		P, K, F

Anhang E3. Soziologisch-ökologische und funktionell-taxonomische Gruppen.

Supplement E3. Phytosociological-ecological and functional-taxonomic species

Art	Soziologisch- ökologische Gruppe*	Funktionell- taxonomische Gruppe**	Art	Soziologisch- ökologische Gruppe*	Funktionell- taxonomische Gruppe**
Achillea millefolium	G	D	Knautia arvensis	G	D
Achillea ptarmica	D	D	Koeleria pyramidata	D	G
Agrostis canina	D	G	Lathyrus linifolius	C	L
Agrostis capillaris	I	G	Lathyrus pratensis	G	L
Agrostis stolonifera	I	G	Leontodon autumnalis	G	D
Ajuga reptans	I	D	Leontodon hispidus	I	D
Alchemilla vulgaris agg.	I	D	Leucanthemum vulgare agg.	G	D
Alchemilla glaucescens	D	D	Linum catharticum	D	D
Anemone nemorosa	I	D	Lophocolea bidentata	I	M
Anthoxanthum odoratum	I	G	Lotus corniculatus	D	L
Arnica montana	C	D	Lotus pedunculatus	G	L
Arrhenatherum elatius	G	G	Lupinus polyphyllus	B	L
Atrichum undulatum	I	M	Luzula campestris	C	G
Aulacomnium palustre	I	M	Luzula luzuloides	I	G
Betonica officinalis	D	D	Luzula multiflora	C	G
Betula pubescens	B	B	Mnium hornum	I	M
Bistorta officinalis	G	D	Molinia caerulea	D	G
Brachythecium albicans	I	M	Nardus stricta	C	G
Brachythecium mildeanum	I	M	Pedicularis sylvatica	C	D
Brachythecium rutabulum	I	M	Phleum pratense	G	G
Briza media	D	G	Phyteuma spicatum	I	D
Calliergonella cuspidata	I	M	Picea abies	B	B
Calluna vulgaris	C	Z	Pimpinella saxifraga	D	D
Calliergon stramineum	I	M	Plantago lanceolata	G	D
Campanula rotundifolia	D	D	Platanthera bifolia	I	X
Cardamine pratensis	I	D	Platanthera chlorantha	I	X
Carex canescens	D	G	Plagiomnium affine	I	M
Carex caryophyllaea	D	G	Plagiomnium undulatum	I	M
Carex echinata	D	G	Pleurozium schreberi	C	M
Carex nigra	D	G	Poa pratensis	G	G
Carex ovalis	C	G	Poa trivialis	I	G
Carex pallescens	C	G	Pohlia nutans	I	M
Carex panicea	D	G	Polygala serpyllifolia	C	D
Carex pilulifera	C	G	Polygala vulgaris	C	D
Carpinus betulus	B	B	Polytrichum commune	I	M
Centaurea jacea	I	D	Polytrichum formosum	I	M
Ceratodon purpureus	I	M	Polytrichum juniperinum	I	M
Cerastium arvense	I	D	Populus tremula	B	B
Cerastium holsteoides	G	D	Potentilla erecta	D	D
Cirriphyllum piliferum	I	M	Primula veris	D	D
Cirsium palustre	D	D	Prunella vulgaris	G	D
Crataegus monogyna	B	B	Ptilidium ciliare	I	M
Crepis mollis	G	D	Quercus robur	B	B
Cuscuta europaea	I	D	Ranunculus polyanthemos agg.	I	D
Cynosurus cristatus	G	G	Ranunculus acris	G	D
Dactylorhiza fuchsii	D	X	Ranunculus bulbosus	D	D
Dactylorhiza majalis	D	X	Ranunculus flammula	D	D
Dactylis glomerata	G	G	Rhinanthus minor	D	D
Danthonia decumbens	C	G	Rhytidiadelphus squarrosus	I	M
Deschampsia cespitosa	I	G	Rubus fruticosus agg.	B	B
Deschampsia flexuosa	C	G	Rubus idaeus	B	B
Dianthus superbus	D	D	Rumex acetosa	G	D
Dicranum bonjeanii	I	M	Salix aurita	B	B
Dicranum scoparium	I	M	Salix caprea	B	B
Epilobium angustifolium	B	D	Sanguisorba officinalis	G	D
Equisetum sylvaticum	B	X	Scleropodium purum	I	M
Eriophorum angustifolium	D	G	Senecio jacobaea	G	D
Euphorbia stricta	D	D	Silene flos-cuculi	I	D
Euphrasia officinalis ssp. rostkoviana	I	D	Silene nutans	I	D
Festuca ovina agg. excl. filiformis	D	G	Silene vulgaris	I	D
Festuca rubra agg.	G	G	Solidago virgaurea	I	D
Festuca filiformis	C	G	Sorbus aucuparia	B	B
Festuca pratensis	G	G	Sphagnum fallax	I	M
Fraxinus excelsior	B	B	Sphagnum palustre	I	M
Galeopsis tetrahit	B	D	Sphagnum russowii	I	M
Galium boreale	D	D	Stellaria graminea	I	D
Galium pumilum	D	D	Succisa pratensis	D	D
Galium saxatile	C	D	Taraxacum sect. Ruderalia	I	D
Galium uliginosum	D	D	Thesium pyrenaicum	D	D
Galium verum	D	D	Thymus pulegioides	D	D
Genista tinctoria	D	L	Trifolium dubium	G	L
Helictotrichon pratense	D	G	Trifolium medium	I	L
Helictotrichon pubescens	G	G	Trifolium pratense	G	L
Heracleum sphondylium	G	D	Trifolium repens	G	L
Hieracium lachenalii	C	D	Trisetum flavescens	G	G
Hieracium laevigatum	D	D	Trollius europaeus	G	G
Hieracium pilosella	D	D	Vaccinium myrtillus	C	Z
Holcus lanatus	G	G	Vaccinium vitis-idaea	C	Z
Holcus mollis	B	G	Valeriana dioica	D	D
Hypochaeris radicata	D	D	Veronica chamaedrys	I	D
Hypericum maculatum	D	D	Veronica officinalis	C	D
Hypnum cupressiforme s.l. (inkl. jutlandicum)	C	M	Viburnum opulus	B	B
Juncus acutiflorus	D	G	Vicia cracca	G	L
Juncus conglomeratus	D	G	Viola canina	C	D
Juncus effusus	G	G	Viola palustris	I	D
Juncus squarrosus	C	G			

*Soziologisch-ökologische Gruppen

- C Kennarten Borstgrasrasen
- D Sonstige Magerkeitszeiger
- G Arten des Wirtschaftsgrünlandes
- B Brachezeiger
- I Indifferente Arten

**Funktionell-taxonomische Gruppen

- B Gehölze (Makro- u. Nanophanerophyten)
- Z Zwergsträucher (Hemiphaneropyhten)
- L Leguminosen (Fabaceae)
- D Sonstige dikotyle Angiospermen
- G Grasartige (Poaceae, Cyperaceae, Juncaceae)
- X Sonstige Kormophyten
- M Moose und Flechten

*Phytosociological-ecological species groups

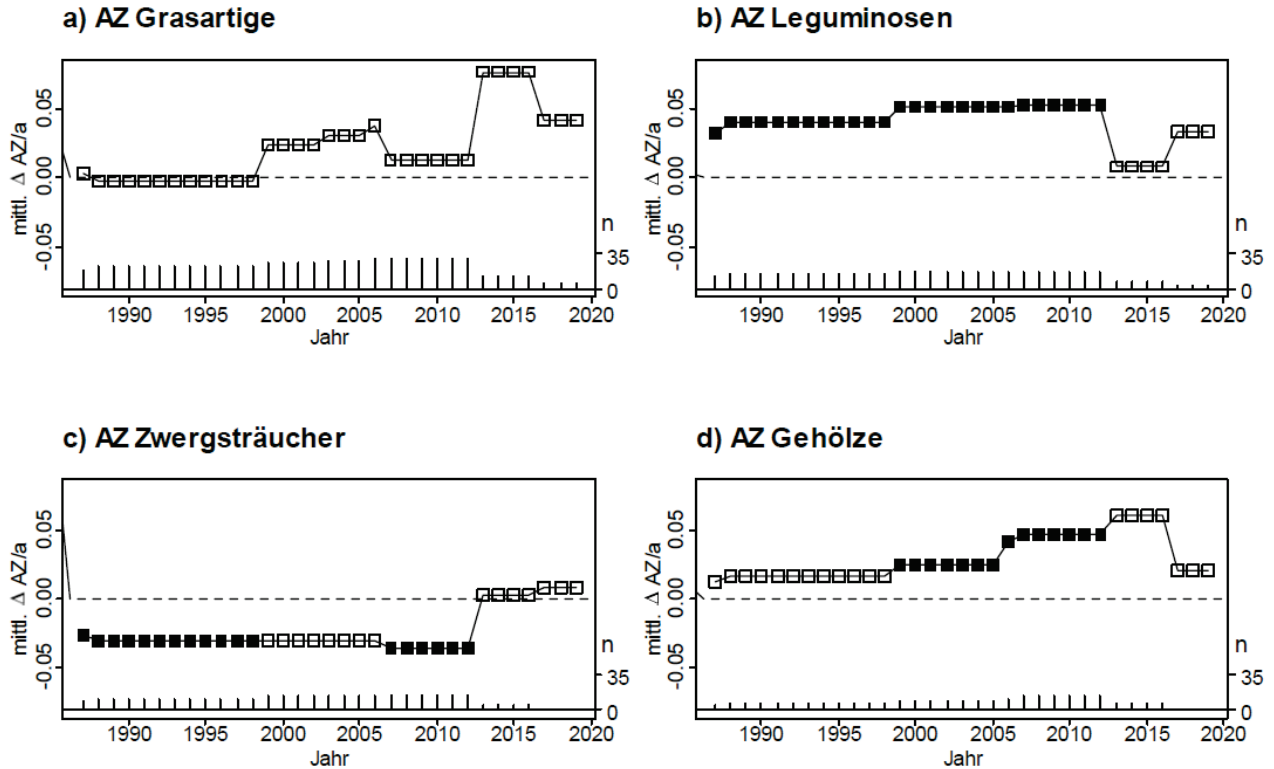
- C Character species of *Nardus* grasslands
- D Other low nutrient indicators
- G Species of cultural grasslands
- B Fallow indicators
- I Indifferent species

**Functional-taxonomic species groups

- B Shrub and tree species (macro-, nanophanerophytes)
- Z Dwarf shrubs (hemiphanerophytes)
- L Leguminosae (Fabaceae)
- D Other dicot angiosperms
- G Graminoids (Poaceae, Cyperaceae, Juncaceae)
- X Other cormophytes
- M Bryophytes and lichens

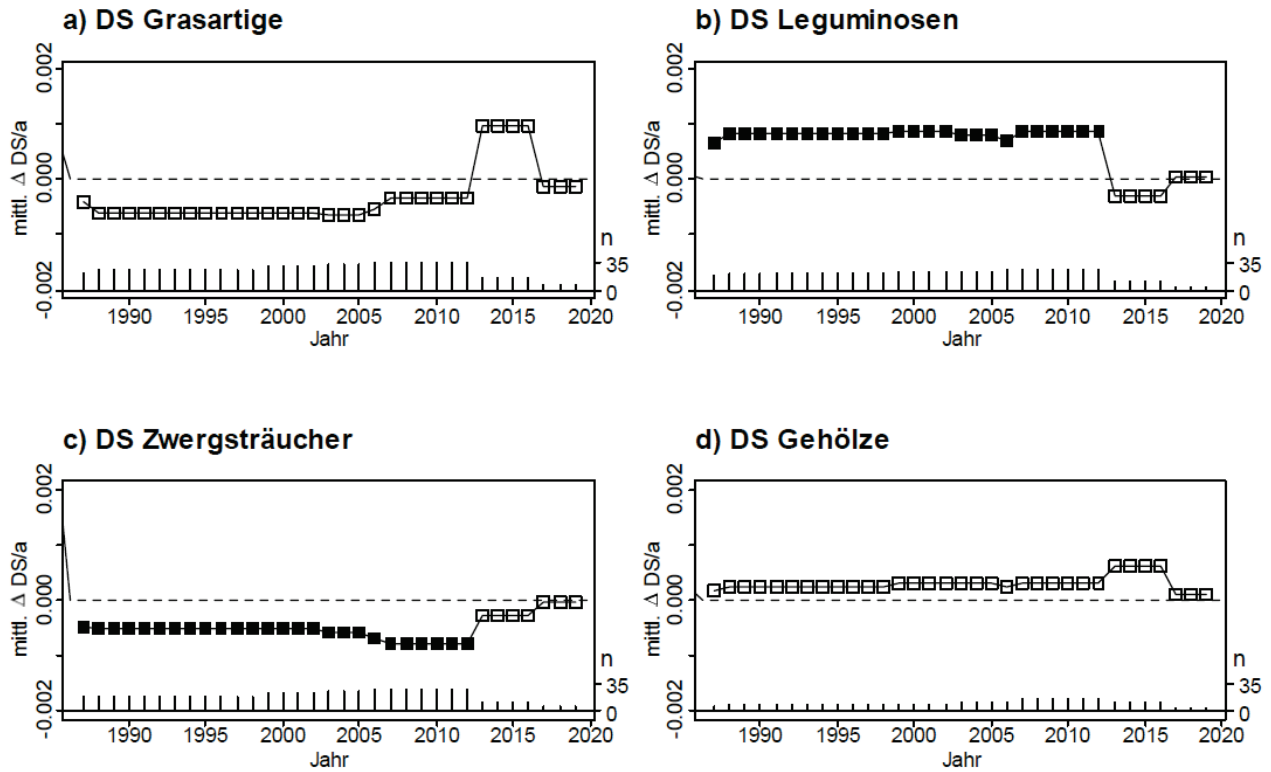
Anhang E4. Mittlere Veränderungsraten der funktionellen Gruppen (Artenzahlen=AZ) im jeweiligen Untersuchungszeitraum. Ausgefüllte Quadrate: signifikant verschieden von Null ($P < 0,05$, Wilcoxon-Rangsummentest); n: Anzahl der Werte pro Jahr.

Supplement E4. Mean change rates of functional groups (number of species=AZ). Solid squares: significantly different from zero ($P < 0.05$, Wilcoxon rank sum test); n: no. of values per year.



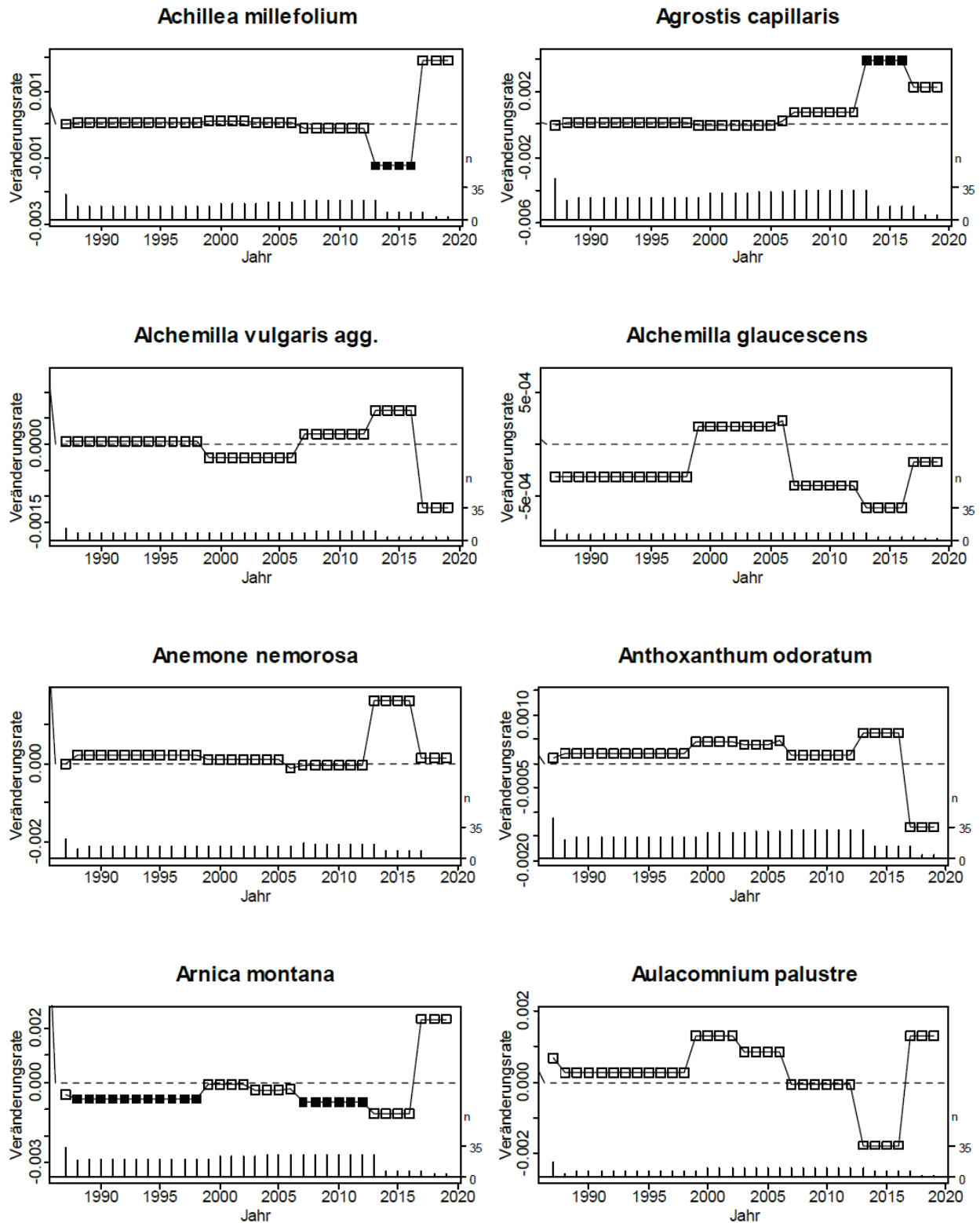
Anhang E5. Mittlere Veränderungsraten der funktionellen Gruppen (Deckungssummen=DS) im jeweiligen Untersuchungszeitraum. Ausgefüllte Quadrate: signifikant verschieden von Null ($P < 0,05$, Wilcoxon-Rangsummentest); n: Anzahl der Werte pro Jahr.

Supplement E5. Mean change rates of functional groups (cover sums=DS). Solid squares: significantly different from zero ($P < 0.05$, Wilcoxon rank sum test); n: no. of values per year.

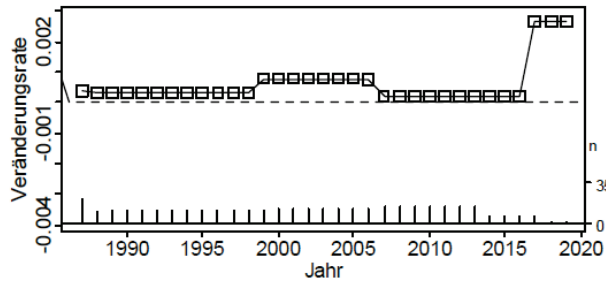


Anhang E6. Mittlere Veränderungsrate ($\Delta \sqrt{\text{rel. Deckung}} (\%) / \text{a}$) einzelner Arten (≥ 10 Zeitschritt-Beobachtungen) im jeweiligen Untersuchungszeitraum. Ausgefüllte Quadrate: signifikant verschieden von Null ($P < 0,05$, Wilcoxon-Rangsummentest).

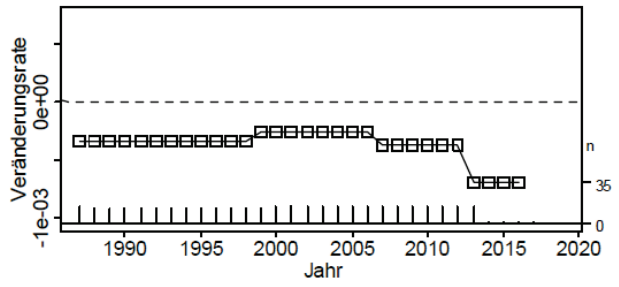
Supplement E6. Mean change rates ($\Delta \sqrt{\text{rel. cover}} (\%) / \text{a}$) of single species (≥ 10 time step observations). Solid squares: significantly different from zero ($P < 0.05$, Wilcoxon rank sum test).



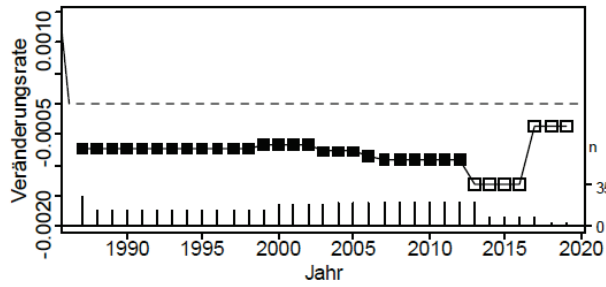
Bistorta officinalis



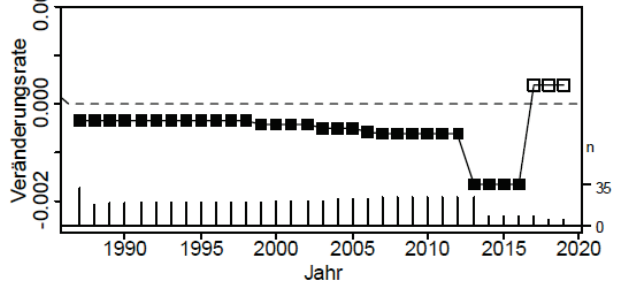
Briza media



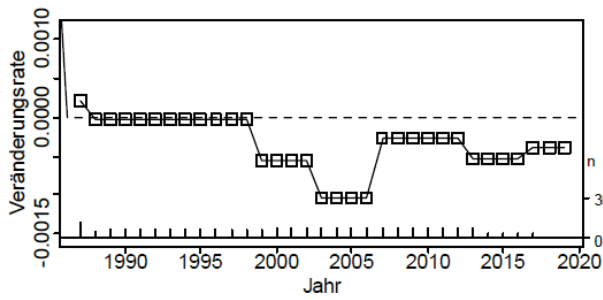
Calluna vulgaris



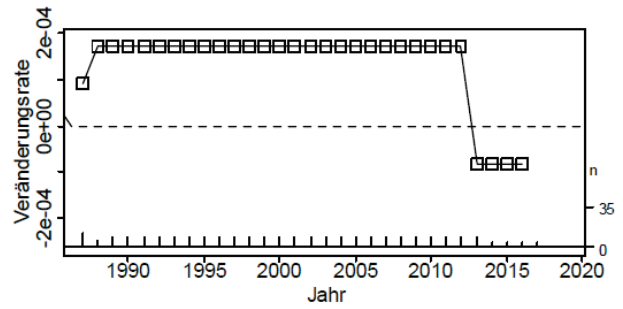
Campanula rotundifolia



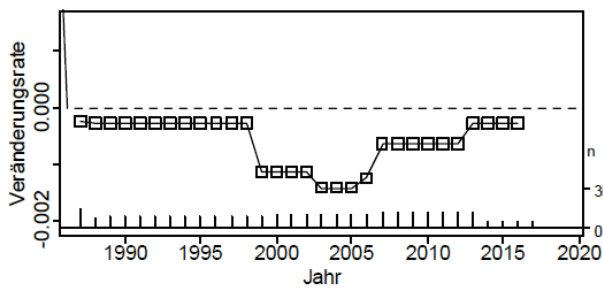
Carex nigra



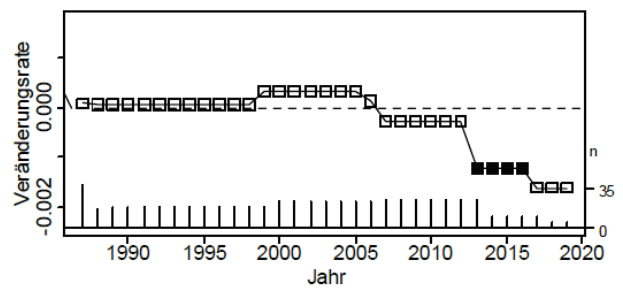
Carex ovalis



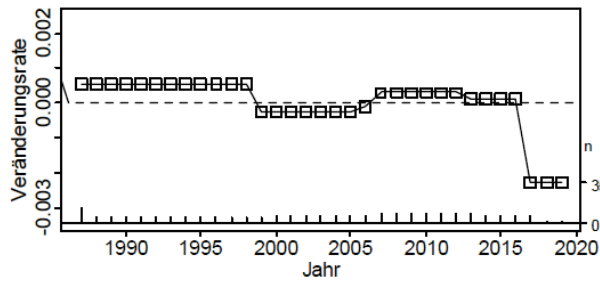
Carex panicea



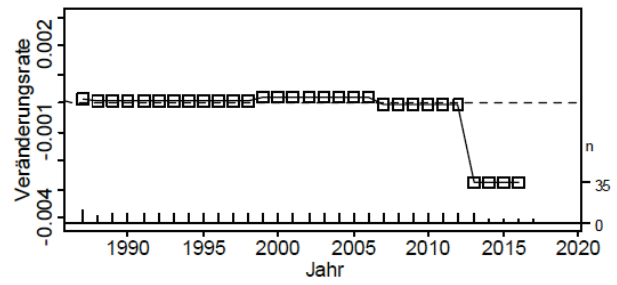
Carex pilulifera



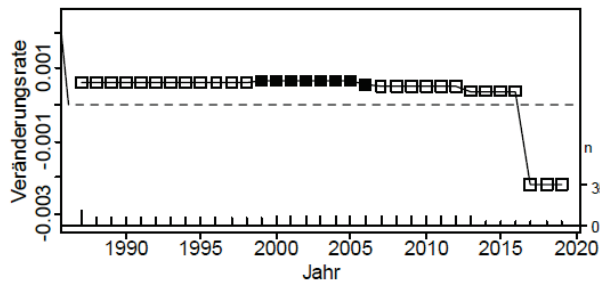
Cerastium holosteoides



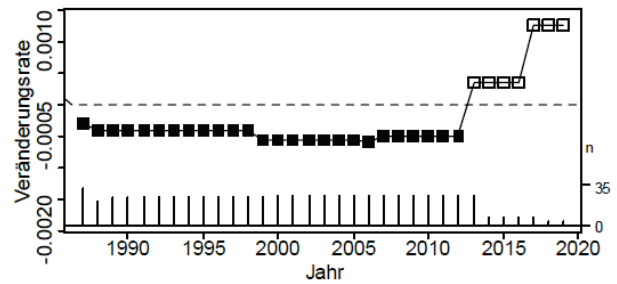
Cirsium palustre



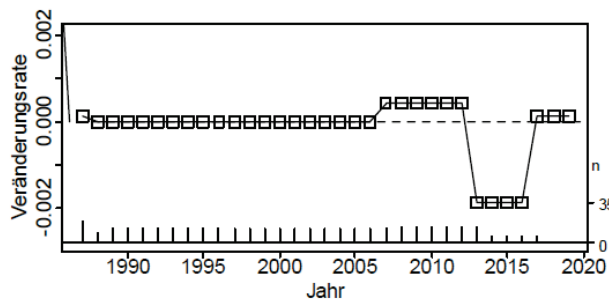
Dactylis glomerata



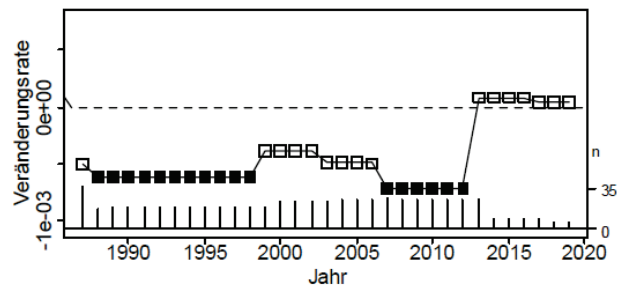
Danthonia decumbens



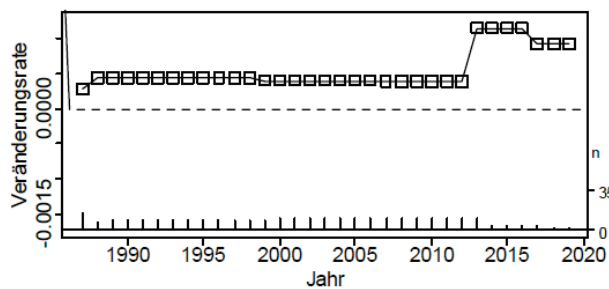
Deschampsia cespitosa



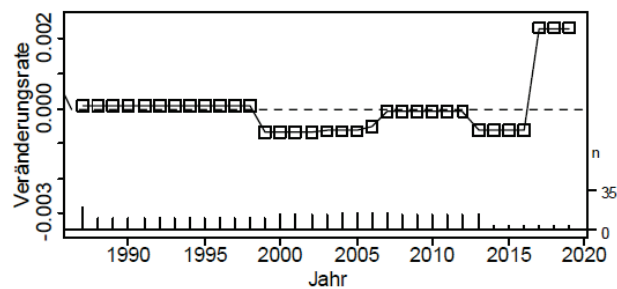
Deschampsia flexuosa



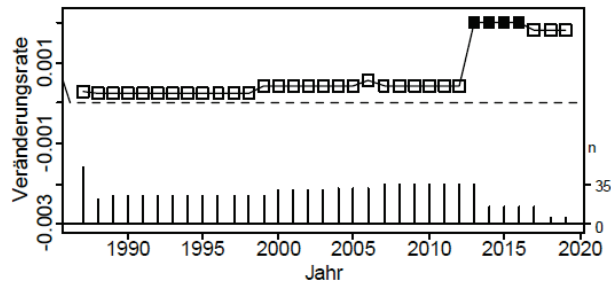
Equisetum sylvaticum



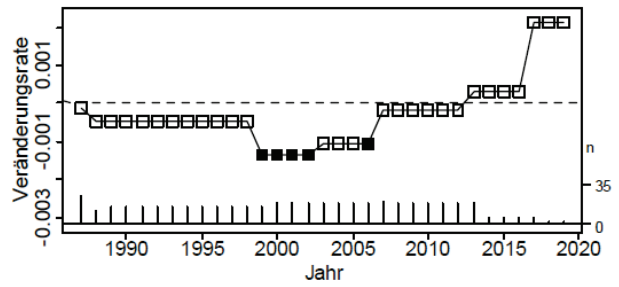
Festica ovina excl. fil.



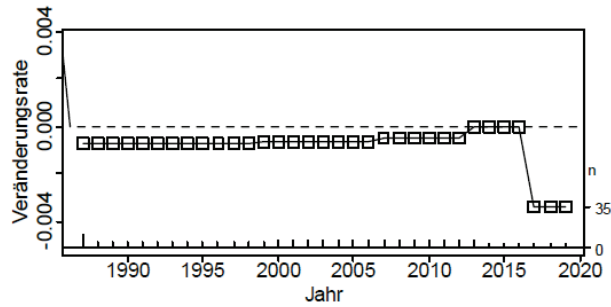
Festuca rubra agg.



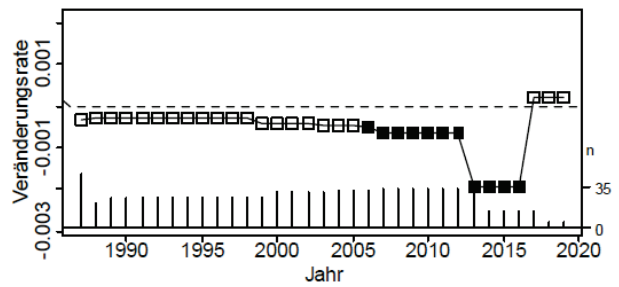
Festuca filiformis



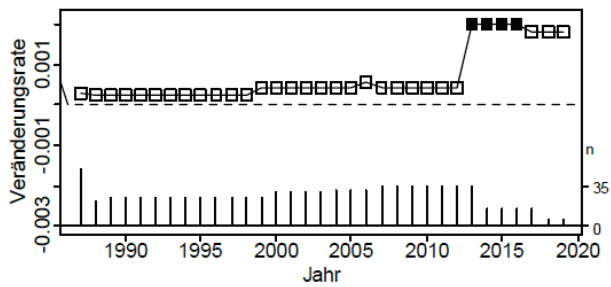
Galium boreale



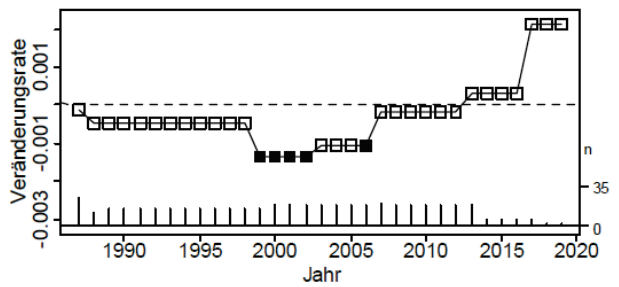
Galium saxatile



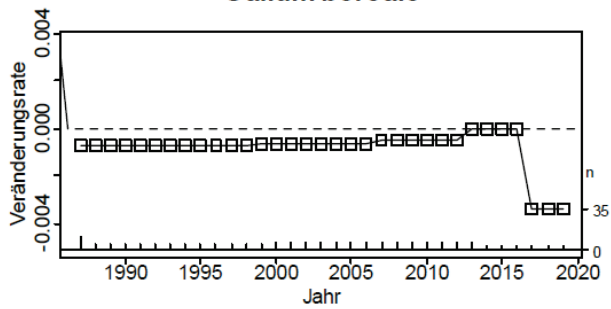
Festuca rubra agg.



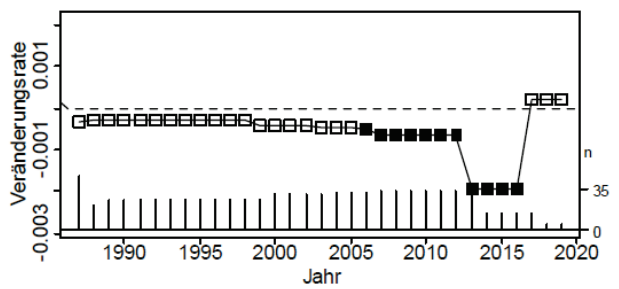
Festuca filiformis



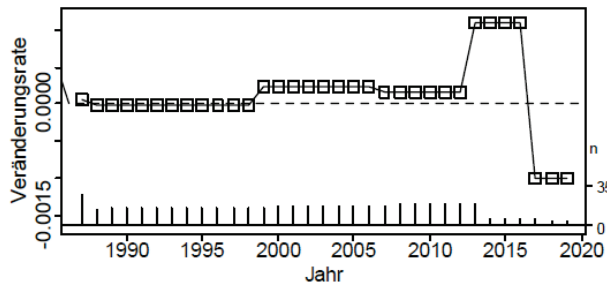
Galium boreale



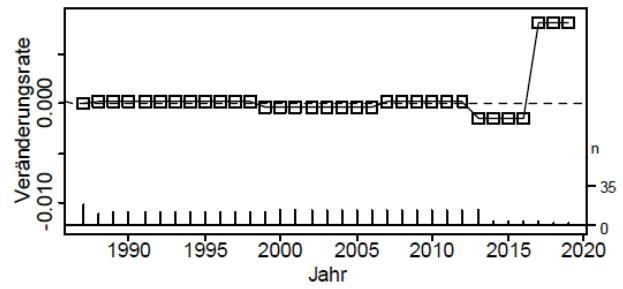
Galium saxatile



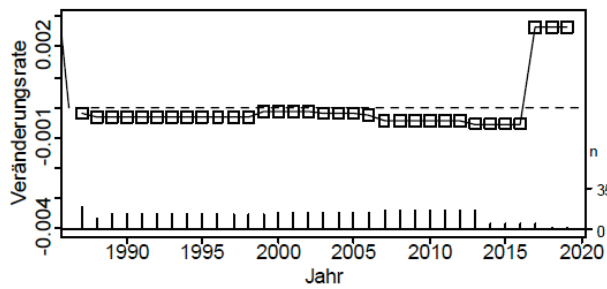
Hieracium lachenalii



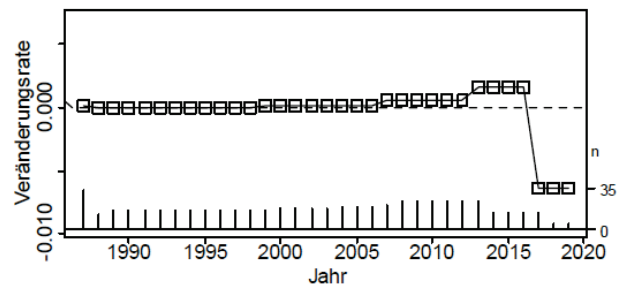
Hieracium laevigatum



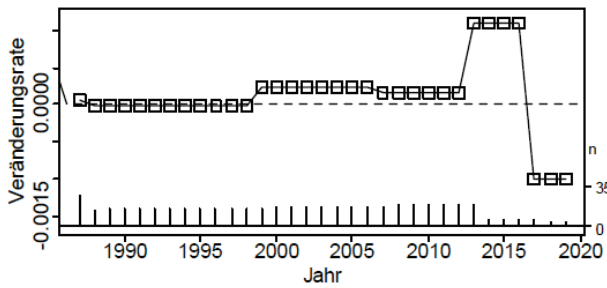
Hieracium pilosella



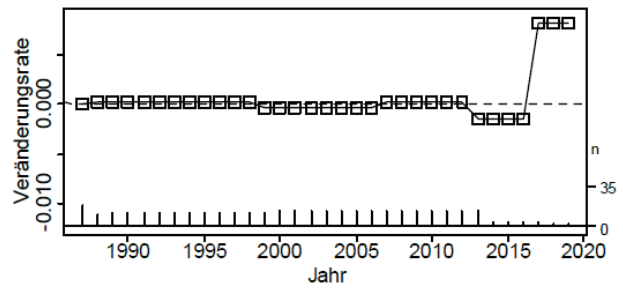
Holcus lanatus



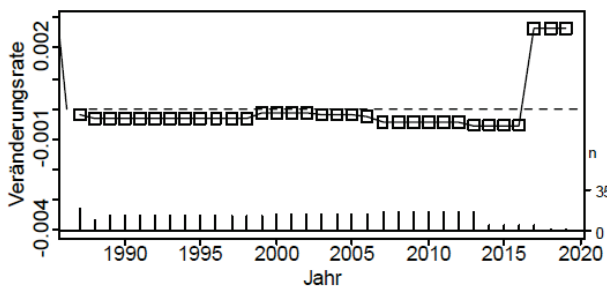
Hieracium lachenalii



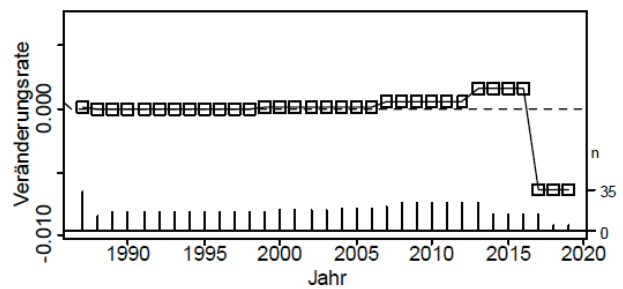
Hieracium laevigatum

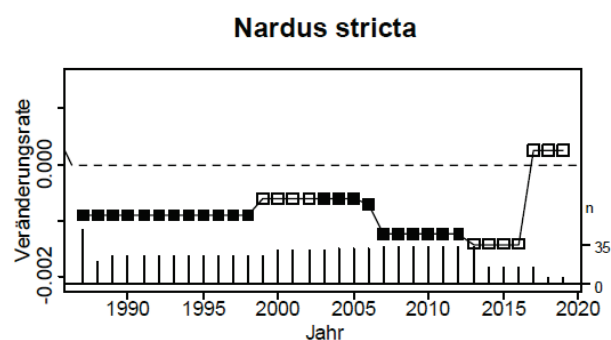
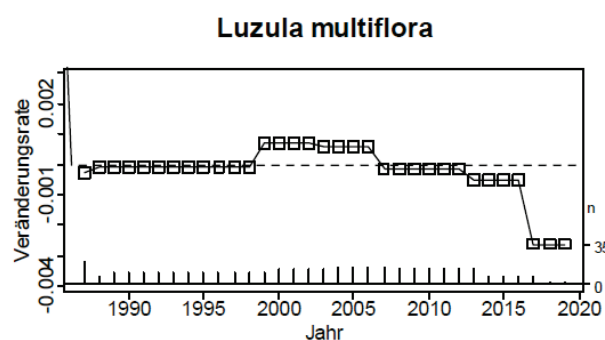
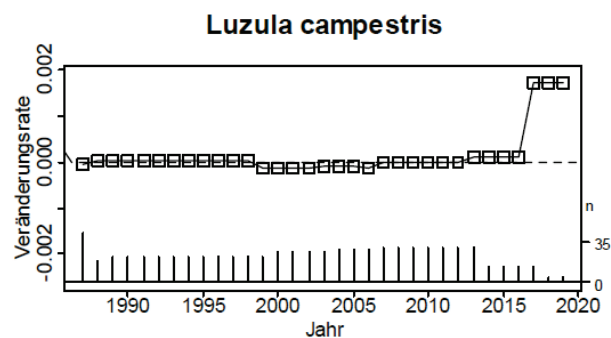
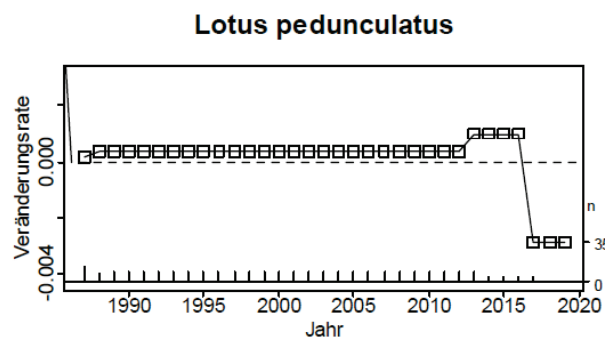
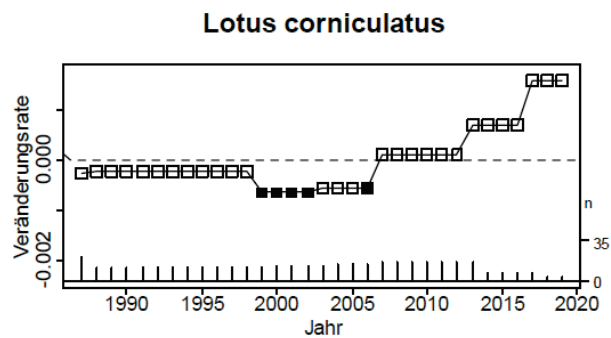
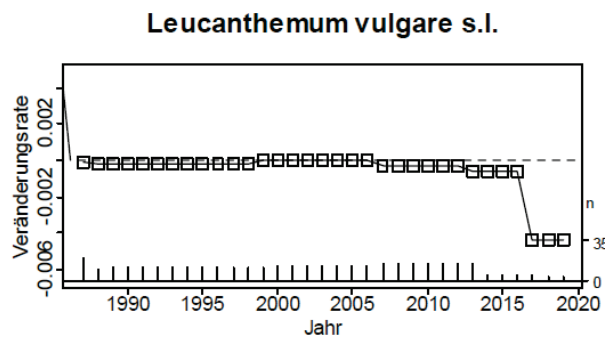
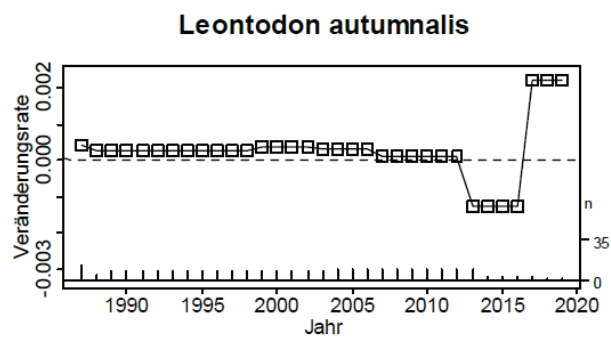
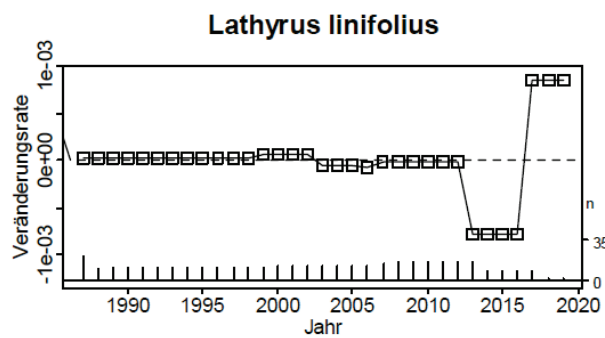


Hieracium pilosella

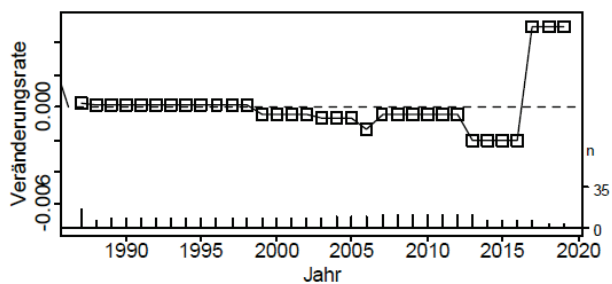


Holcus lanatus

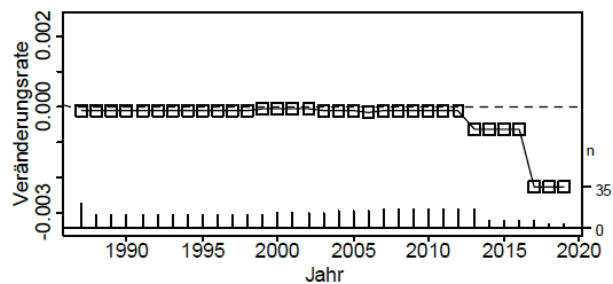




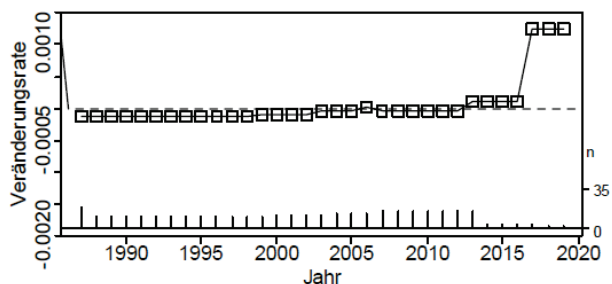
Pedicularis sylvatica



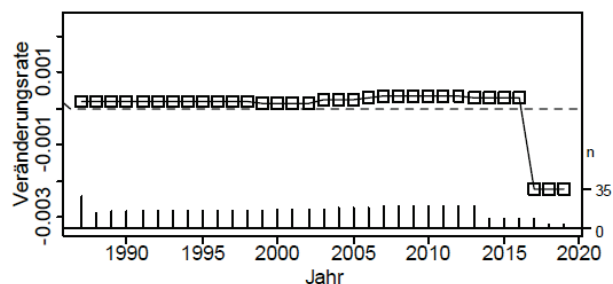
Phyteuma spicatum



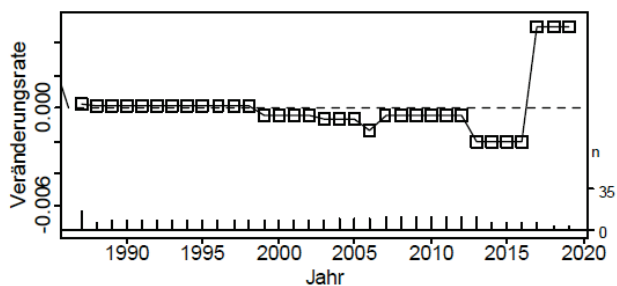
Pimpinella saxifraga



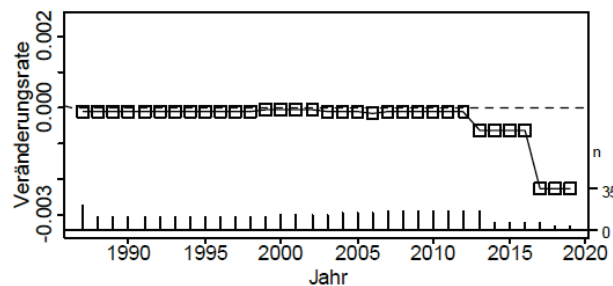
Plantago lanceolata



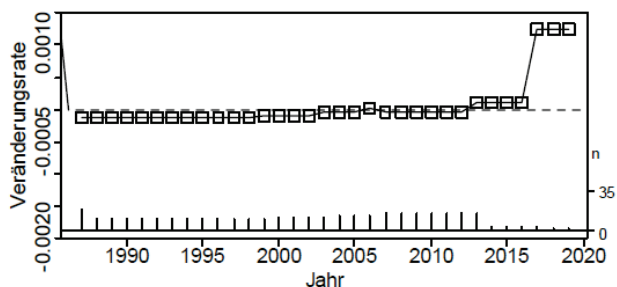
Pedicularis sylvatica



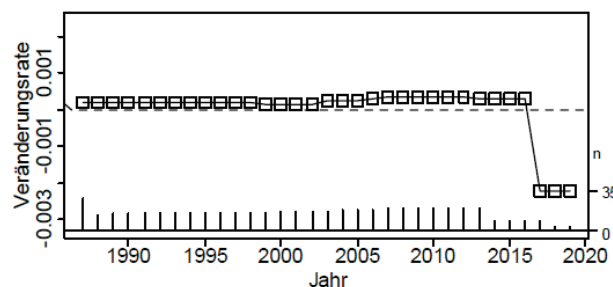
Phyteuma spicatum

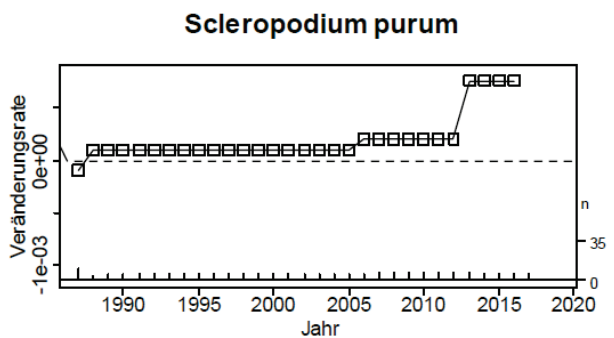
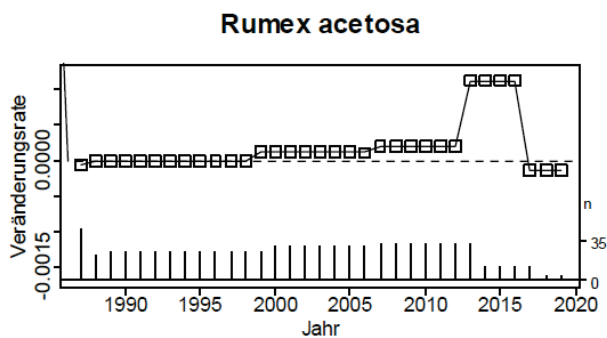
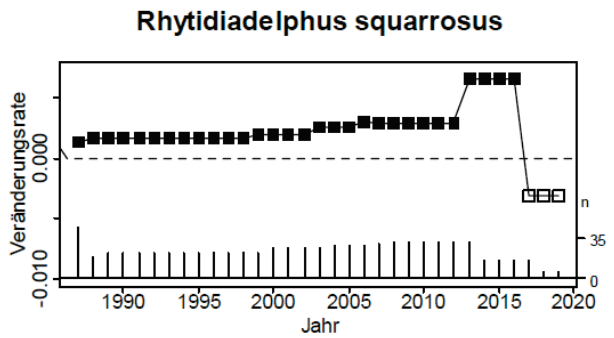
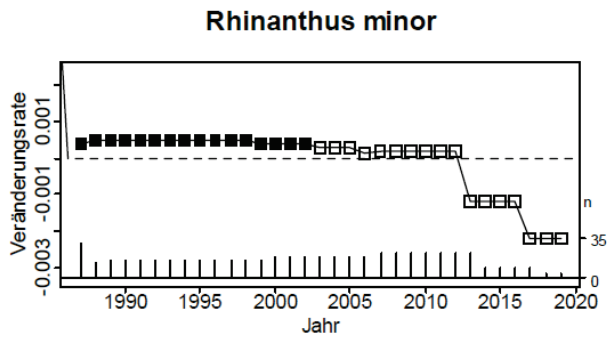
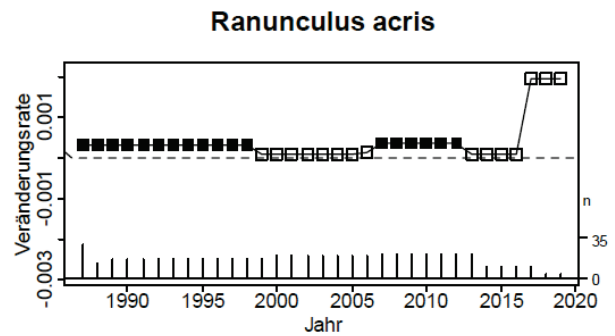
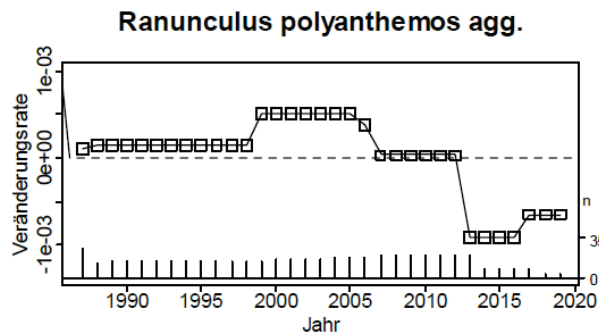
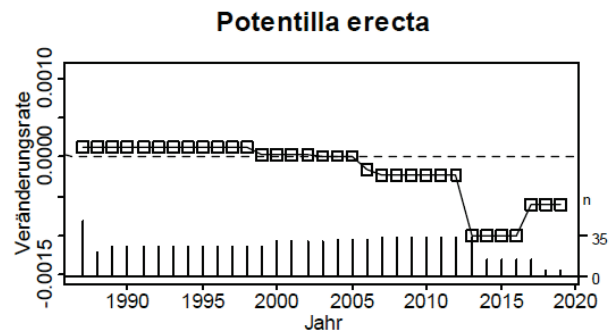
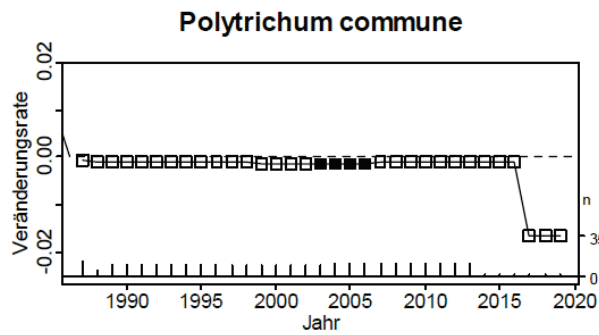


Pimpinella saxifraga

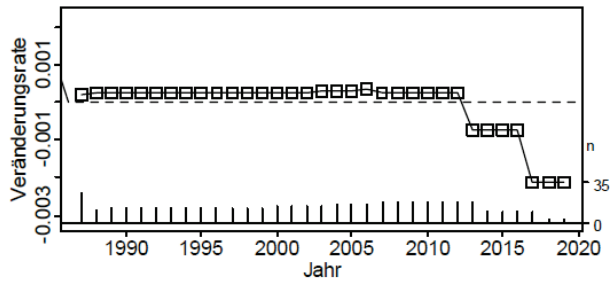


Plantago lanceolata

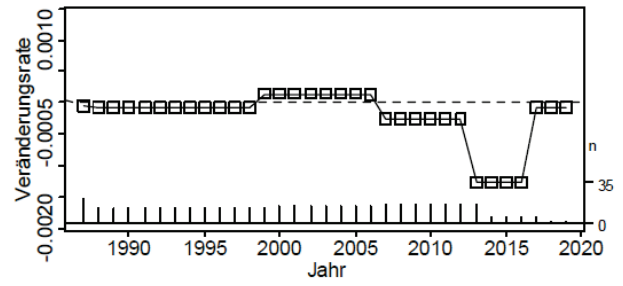




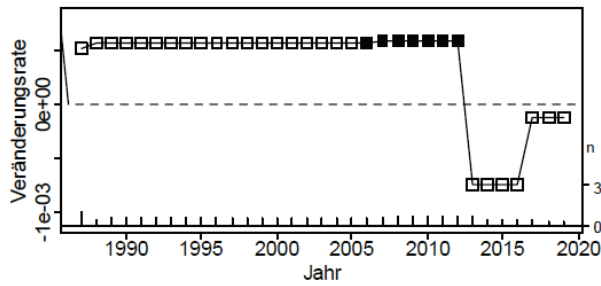
Stellaria graminea



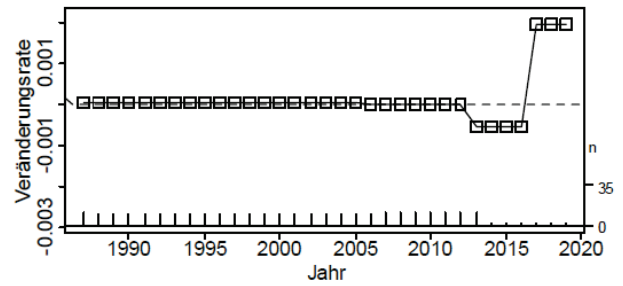
Succisa pratensis



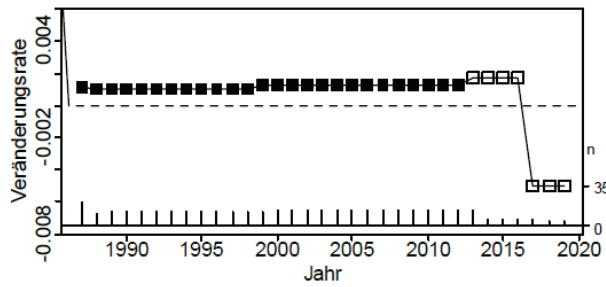
Taraxacum Sect. Ruderalia



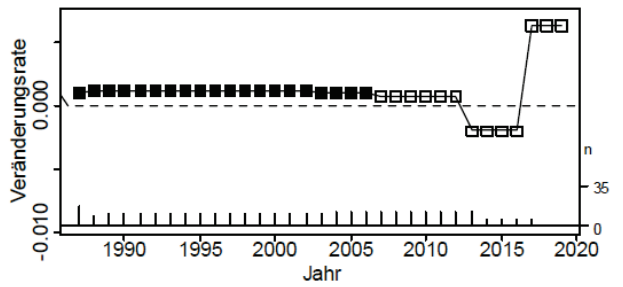
Trifolium medium



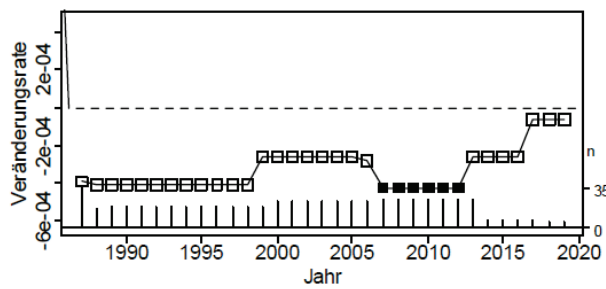
Trifolium pratense



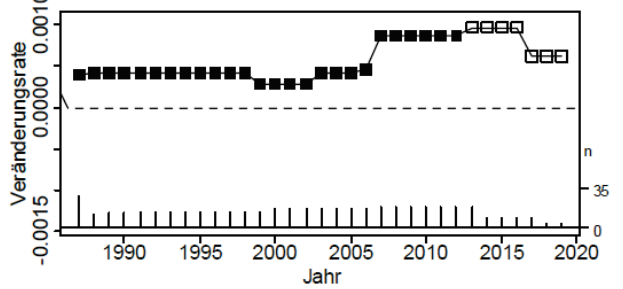
Trifolium repens



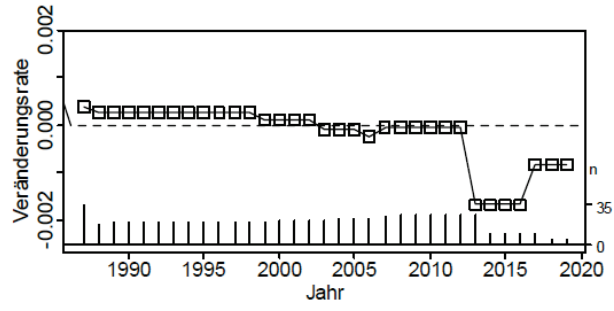
Vaccinium myrtillus



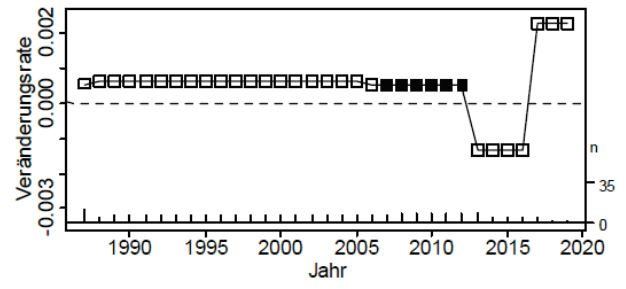
Veronica chamaedrys



Veronica officinalis



Vicia cracca



ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: [Tuexenia - Mitteilungen der Floristisch-soziologischen Arbeitsgemeinschaft](#)

Jahr/Year: 2022

Band/Volume: [NS_42](#)

Autor(en)/Author(s): Peppler-Lisbach Cord, Fischer Petra

Artikel/Article: [Vegetationsentwicklung in Artenreichen Borstgrasrasen \(Lebensraumtyp 6230*\) in FFH-Gebieten des Werra-Meißner-Kreises \(Hessen\) und Konsequenzen für die Naturschutzpraxis 1-30](#)