

# Vegetationsveränderungen auf Dauerbeobachtungsflächen im Naturschutzgebiet Garchinger Heide über 35 Jahre

MARKUS BAUER, JONATHAN KIEFER & HARALD ALBRECHT

**Zusammenfassung:** Die Garchinger Heide ist das zweitälteste Naturschutzgebiet Bayerns und ein Relikt der historischen Kulturlandschaft in der intensiv genutzten Region zwischen München und Freising. Auf dieser Fläche kommt eine ungewöhnlich hohe Zahl an Rote-Liste-Arten vor und sie wird seit über 100 Jahren im Sinne des Naturschutzes gepflegt. Dennoch kam es auch auf der Garchinger Heide zu Vegetationsveränderungen durch Umwelteinflüsse wie Eutrophierung, Fragmentierung oder einem Wechsel des Pflegeregimes. Um diesen Wandel zu dokumentieren, wurden Vegetationsaufnahmen aus den Jahren 1984, 1993 und 2003 im Jahr 2018 wiederholt. Dazu wurden 40 Quadrate mit der Frequenzmethode (1984–2018) und 42 Quadrate mit der Braun-Blanquet-Methode (2003–2018) erhoben. Zusätzlich wurden Individuenzählungen von *Adonis vernalis* und *Pulsatilla patens* aus dem Jahre 1990 wiederholt. Es kam zu einem deutlichen Wandel der Vegetationsstruktur: Insgesamt nahm die mittlere Artenzahl der Probestellen von 1993 auf 2018 ab. Unter den statistisch auswertbaren Einzelarten nahmen 20 von 1984 bis 2018 ab (27 %) und bei 8 Arten (11 %) kam es zur Zunahme. Die Individuenzahl der Flaggschiffarten *Adonis vernalis* und *Pulsatilla patens* war 2017 deutlich geringer als 1990. Zugenommen hat die Abundanz der Grasartigen, v.a. der großen Süßgräser wie *Brachypodium rupestre*. Dennoch überwiegen mit über 95 % der Gesamtdeckung und -artenzahl immer noch die für Kalkmagerrasen charakteristischen Sippen. Trotz intensiver Pflege konnte eine Vegetationsveränderung auf der Garchinger Heide nicht verhindert werden. Das könnte an atmosphärischen Stickstoffeinträgen, einem nicht optimalen Pflegeregime, dem Bestäuberrückgang oder der Isolation der Garchinger Heide liegen. Die Einrichtung und das kontinuierliche Monitoring von unterschiedlich gepflegten Dauerbeobachtungsflächen erscheint notwendig, um die zukünftige Entwicklung der Heide noch gezielter nach naturschutzfachlichen Kriterien zu steuern und um die Qualität des für die Neuanlage von Kalkmagerrasen gerne verwendeten Samenmaterials sicherzustellen.

**Key Words:** Artenschutz, Kalkmagerrasen, Monitoring, Umweltveränderungen, *Adonis vernalis*, *Pulsatilla patens*

**Summary:** The Garchinger Heide is the second oldest nature reserve in Bavaria and a relic of the cultural landscape in the intensively used landscape between Munich and Freising. As this area harbors an extraordinarily high number of Red List species, it has been managed for nature conservation purposes for over 100 years. Nevertheless, also the Garchinger Heide is affected by changing environmental conditions such as eutrophication, fragmentation or by modifications of the

**Anschriften der Autoren:** Markus Bauer, Dr. Harald Albrecht, Renaturierungsökologie, Forschungsdepartment Ökologie und Ökosystemmanagement, Technische Universität München, Emil-Ramann-Str. 6, 85354 Freising; Jonathan Kiefer, Dr. Schober – Gesellschaft für Landschaftsplanung mbH, 85345 Freising; Korrespondenz: E-Mail: markus1.bauer@tum.de

mangement. To document the changes, vegetation surveys from the years 1984, 1993 and 2003 were repeated in 2018. 40 plots were analysed with the frequency method (1984–2018) and 42 plots with the Braun-Blanquet method (2003–2018). In addition, a census of individual plants from 1990 was repeated for *Adonis vernalis* and *Pulsatilla patens*. There was a significant change in the vegetation structure: the mean number of species per plot significantly decreased from 1993 to 2018. Comparing individual species from 1984 to 2018, an increase of 8 species (11% of all statistical analysable species) contrasts a decrease of 20 species (27%). In particular, the flagship species *Adonis vernalis* and *Pulsatilla patens* were significantly fewer than in 1990. The abundance of grasses has increased, especially large sweet grasses such as *Brachypodium rupestre*. However, with more than 95% of the total number and coverage of species, the target species for calcareous grassland still predominate. Despite careful management, the vegetation on the Garchinger Heide considerably changed. This could be due to atmospheric nitrogen depositions, non-optimal conservation measures, pollinator decline or the isolation of the reserve. Establishment of monitoring plots and of plots with treatments to test countermeasures against such negative effects seem to be necessary to maintain the species diversity of the Garchinger Heide and to conserve its function as seed source for the establishment of new calcareous grassland.

## 1 Einleitung

Die basenreichen Magerrasen des temperaten Europas besitzen auf der Maßstabsebene < 100 m<sup>2</sup> die höchste Artenvielfalt an Gefäßpflanzen weltweit (WILSON et al. 2012). In Mitteleuropa sind Kalkmagerrasen in der Regel durch verschiedene Formen der Landnutzung wie Beweidung, Mahd oder Abbrennen entstanden. Besonders begünstigt wurde die Entwicklung dieser großen Artenvielfalt durch ertragsschwache Böden und eine extensive Nutzung. Seit dem 19. Jahrhundert wurden viele dieser naturschutzfachlich hochwertigen Flächen in Ackerland, Forst und produktives Grünland umgewandelt (POSCHLOD & WALLISDEVRIES 2002). Verbliebene Reste stehen zwar häufig unter Naturschutz, sind aber trotzdem einer Reihe von negativen Umwelteinflüssen ausgesetzt.

So haben Stickstoffeinträge aus der Luft nachweislich negative Auswirkungen auf die Biodiversität von Kalkmagerrasen (BOBBINK et al. 2010). Sie führen zum Rückgang konkurrenzschwacher Arten und zur Zunahme von Gräsern (BOBBINK & WILLEMS 1987). Auch Änderungen der Nutzungsintensität können zum Rückgang der Artenvielfalt beitragen. Da durch die geringen Energie- und Proteinkonzentrationen des Aufwuchses eine ökonomisch sinnvolle Verwertung in der Tierhaltung heute kaum noch rentabel ist, werden die Flächen oft nur mit minimalem Aufwand gepflegt, was vor allem für konkurrenzschwache Arten nachteilig ist (KAHMEN et al. 2002). Auch limitierte Fördermittel oder Zielkonflikte, z. B. mit dem Schutz von Schmetterlingen und Wildbienen, haben derartige Folgen (LITTLEWOOD et al. 2012). Der Flächenrückgang von Kalkmagerrasen und die daraus resultierende Fragmentierung führen zu Isolation, welche genetische Erosion und reduzierte Fitness verursachen kann (MATTHIES et al. 2004). Einst beweidete Flächen sind heute mit Tierherden oft gar nicht mehr erreichbar und können nur noch durch Mahd erhalten werden. Dies hatte zur Folge, dass die Samenausbreitung durch Weidetiere unterbleibt und die räumliche Heterogenität der Vegetation, die durch Aufenthalts- und Fraßpräferenzen der Tiere entstand, verloren ging (POSCHLOD et al. 1998). Auch die Nutzung benachbarter Ackerflächen kann die Magerrasenvegetation negativ beeinflussen. So fanden HOLZSCHUH et al. (2011) auf Blüten von *Primula veris* einen stark verrin-

gerten Besuch durch Hummeln und einen signifikant verringerten Samenansatz, wenn im 1-km-Radius um den Wuchsort Rapsäcker lagen. Schließlich zeigten Studien aus Nordwestdeutschland und Südengland, dass auch große Kaninchenpopulationen zu einem selektiven Blütenverbiss und einer Veränderung der Artenzusammensetzung führen können (ELLENBERG & LEUSCHNER 2010).

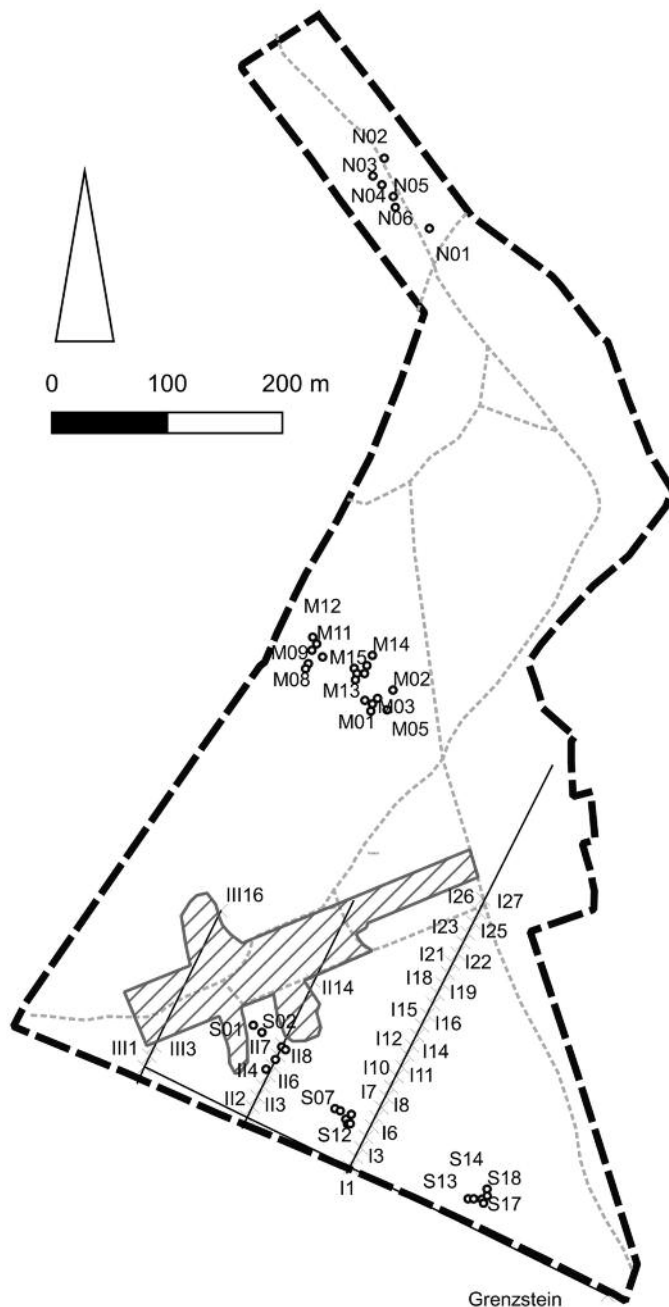
Der Flächenrückgang und die ungünstigen Umweltbedingungen führten dazu, dass der Biotoptyp Kalkmagerrasen in Deutschland als „stark gefährdet bis von vollständiger Vernichtung bedroht“ gilt (FINCK et al. 2017). Diese zunehmende Gefährdung hat zu zahlreichen Aktivitäten geführt, bestehende Kalkmagerrasen zu erhalten und neue zu etablieren (KIEHL & PFADENHAUER 2007, BLAKESLEY & BUCKLEY 2016). Relikte etablierter Halbtrockenrasen dienen dabei oft als Samenquelle für den Transfer von Zielarten und als Referenz für den Renaturierungserfolg (KIEHL & PFADENHAUER 2007). Detaillierte Informationen zur Effizienz entsprechender Schutz- und Renaturierungsmaßnahmen kann das Langzeitmonitoring liefern. Jedoch wird dies in Kalkmagerrasen bislang selten praktiziert (HAGEN 1996, DIEKMANN et al. 2019).

Die Garchinger Heide wurde vor mehr als 100 Jahren von der Bayerischen Botanischen Gesellschaft zu Naturschutzzwecken gekauft und ist somit nach dem Kühlsheimer Gipshügel bei Bad Windsheim das zweitälteste Naturschutzgebiets Bayerns. Aktuell sind dort 61 Gefäßpflanzenarten nachgewiesen, die auf der Roten Liste der gefährdeten Gefäßpflanzen Deutschlands (RLD; METZING et al. 2018) und/oder Bayerns stehen (RLB; SCHEUERER & AHLMER 2003). Da die Münchner Schotterebene im Umgriff der Garchinger Heide einerseits durch ackerbauliche Nutzung und andererseits durch fortschreitende Urbanisierung geprägt ist, muss man auch dort davon ausgehen, dass sie durch intensive landwirtschaftliche Nutzung der Nachbarflächen, Stickstoffdepositionen, Änderung der Pflege, Fragmentierung, Isolation, verringerte Samenausbreitung sowie durch wachsenden Besucherdruck beeinträchtigt wird. Um Veränderungen zu dokumentieren, wurden in dieser Arbeit bis zu 35 Jahre alte Vegetationsaufnahmen wiederholt. Dazu wurden Frequenzaufnahmen von 1984 und 1993 sowie die Braun-Blanquet-Aufnahmen von 2003 genutzt. Das Ziel dieser Studie war es, die Langzeitentwicklung der Gesamtartenvielfalt und der naturschutzfachlichen Zielarten zu beschreiben. Sie ergänzt die von BAUER & ALBRECHT (2020) veröffentlichten Auswertungen zu Bestandeshöhe, Gräseranteil, Spezifischer Blattfläche, Samenmasse, der Artenzusammensetzung und den Ellenberg-Zeigerwerten. Die Ergebnisse können als Grundlage zur Weiterentwicklung von Pflegemaßnahmen genutzt werden.

## 2 Material und Methoden

### 2.1 Untersuchungsgebiet

Die Untersuchung wurde im Naturschutzgebiet Garchinger Heide durchgeführt (27 ha; 470 m NN). Die dortige Jahresdurchschnittstemperatur beträgt 8,7 °C und der Jahresniederschlag liegt bei 834 mm (1981–2010, [www.dwd.de](http://www.dwd.de), zuletzt geprüft am 06.03.2019). 22,8 ha des insgesamt 26,9 ha großen Gebietes wurden zwischen 1908 und 1914 durch die BBG erworben, weitere 4,1 ha kamen später dazu (GEISEL 1989). Im sogenannten Rollfeld und an weiteren kleineren Stellen wurde von ca. 1,8 ha der Oberboden entfernt (Abb. 1). Schon in den ersten Kaufverträgen war eine beschränkte Heunutzung durch die Vorbesitzer vereinbart und es ist somit davon auszugehen, dass die Fläche seit dem Ankauf durch die BBG gemäht wurde, um die typische Vegetation der Kalkmagerrasen zu erhalten. Aufzeichnungen von Wolfgang Braun (un-



**Abb. 1:** Die Garchinger Heide mit den Dauerbeobachtungs-flächen auf den drei Transekten (I–III) des Frequenzdatensatzes (eingrichtet von BRIEMLE 1973) und die drei Blöcke des Deckungsdatensatzes (N, M, S) von RÖDER (2004). Die Koordinaten aller Probeflächen finden sich im Anhang (A1). Die gestrichelte Fläche bezeichnet das ‚Rollfeld‘, wo am Ende des zweiten Weltkriegs Oberbodenabtrag stattfand.

veröff.) belegen, dass das gesamte Areal zwischen 1972 und 1993 alle zwei Jahre im Spätherbst gemäht und das Mähgut entfernt wurde. Ziel dieses Pflegeregimes war es, das Wachstum der Gräser zu begrenzen und ein Aussamen der Heidearten vor der Mahd zu ermöglichen (LIPPERT 1989). Ab 1993 wurde circa die Hälfte der Heide jährlich streifenförmig gemäht, um für die Tiere der Heide Refugialräume zu belassen. Im Jahr 2004 wurde der jährlich gemähte Anteil auf ca. 75 % der Fläche erhöht und der Mahdtermin in Teilen des Gebietes von Ende Oktober auf Anfang August bis Ende September vorverlegt. Das gewonnene Erntegut wird regelmäßig zur Mähgutübertragung und Etablierung neuer Kalkmagerrasen genutzt.

## 2.2 Vegetationskundliche Erhebungen

Die hier vorgestellten Untersuchungen stammen nur aus den alten, lange etablierten Kalkmagerrasen und nicht aus den Bodenabtragsbereichen (Abb. 1). Vor Beginn der Untersuchungen wurden alle alten Erhebungen gesichtet. Die ausgewählten Datensätze wurden mit zwei verschiedenen Methoden aufgenommen: Mit der Frequenzmethode nach RAUNKJÆR (1918) wurden 40 Quadrate erfasst, die bereits von BRIEMLE (1973) mit Eisennägeln markiert wurden. Sie liegen entlang von drei Transektlinien im Südteil der Heide (Abb. 1). Diese je 1 m<sup>2</sup> großen Quadrate waren in 10 x 10 Teilquadrate unterteilt, sodass aus dem Anteil an Teilquadraten mit Individuen einer bestimmten Art deren Frequenz im entsprechenden Quadrat ermittelt werden konnte. Da BRIEMLE (1973) aber nur ausgewählte typische und bedrohte Arten erfasst hatte, waren diese Daten für die Untersuchungen zur Vegetationsveränderung nur bedingt nutzbar. Erhebungen von 1984 (PFADENHAUER & LIEBERMANN 1986) und 1993 (HÖNGDOBLER 1995), bei denen das gesamte Artenspektrum in allen Teilquadraten erfasst wurde, waren dagegen uneingeschränkt verwertbar. Die Frequenzzählungen wurden Ende April und Anfang Juni 2018 angefertigt. Zur Datenanalyse wurde für jede Art der jeweils höhere der beiden Werte verwendet. Der zweite Datensatz von 42 Vegetationsaufnahmen von RÖDER (2004) wurde nach der Braun-Blanquet-Methode und der Skala nach LONDO (1976) auf 2 m x 2 m großen Aufnahmequadraten erhoben. Die Quadrate wurden im südlichen, mittleren und nördlichen Teil der Heide geblockt und mit GPS eingemessen (Abb. 1). Die Vegetationsaufnahme erfolgte einmalig Ende Juni 2018. Die GPS-Koordinaten aller Probeflächen, eine Anleitung zum Auffinden der Flächen und Daten zu Klima und Boden finden sich im elektronischen Anhang auf der BBG-Webseite (A1, A2, A3).

Die Vorkommen der Flaggschiffarten *Adonis vernalis* und *Pulsatilla patens* wurden 1990 und 2017 in der gesamten Garching Heide kartiert. Um deren Verbreitung auf dem Maßstab von 2 m x 2 m zu erfassen, wurde das Gebiet streifenförmig abgegangen und Funde mit GPS markiert und in folgende vier Dichteklassen eingeteilt:  $\geq 7$  Individuen pro 4 m<sup>2</sup>; 3–6 Individuen pro 4 m<sup>2</sup>;  $\leq 2$  Individuen pro 4 m<sup>2</sup>; einzelne Individuen oder kleine isolierte Gruppe. Die 1990 von SCHOPP-GUTH (1991) durchgeführte Erstaufnahme wurde digitalisiert und die Gesamtindividuenzahl wurde geschätzt. Dazu wurden für die minimale Individuenzahl die unteren Grenzwerte der Dichteklassen pro Aufnahmepunkt aufsummiert und für die maximale Individuenzahl die oberen Grenzwerte. Die Nomenklatur der Arten folgt der Bayernflora (Arbeitsgemeinschaft Flora von Bayern 2020). Über ihr Artenspektrum lassen sich die etwas dichteren, an *Brachypodium rupestre* (*B. pinnatum* agg.) reicheren Formationen der Pflanzengesellschaft des Adonido-Brachypodietum pinnati und die weniger wüchsigen Bestände dem Pulsatillo-Caricetum humilis zuordnen (OBERDORFER & KORNECK 1993, QUINGER et al. 1994). In der Garching Heide kom-

men neben den pflanzensoziologischen Kennarten der Kalkmagerrasen auch viele weitere Arten vor, die im Gebiet eng an Kalkmagerrasen gebunden sind und in dieser Arbeit als „Spezialisten“ bezeichnet werden. Diese gehören nach ELLENBERG & LEUSCHNER 2010, ELLENBERG et al. 2001, OBERDORFER 2001 zu folgenden Pflanzengesellschaften: Blaugras-Kugelblumenrasen (*Seslerietalia coeruleae*), Mauerpfeffer-Gesellschaften (*Sedo-Scleranthetalia*), basenreiche Pfeifengraswiesen (*Molinietum caeruleae*), meso- und thermophile Säume (*Trifolio-Geranietea*), Schneeheide-Kiefernwälder (*Erico-Pinetea*), Haarstrang-Kiefern-Trockenwälder (*Peucedano-Pinetum*) und Flaumeichenwälder (*Quercion pubescenti-petraeae*).

### 2.3 Datenanalyse

Um die Veränderung der Beta Diversität über die Zeit (*Temporal Beta Indices*, TBI) zu erfassen, wurde die Unähnlichkeit der Artengemeinschaft jeder Aufnahme fläche zwischen Zeitpunkt 1 (T1, 1984 bzw. 2003) und Zeitpunkt 2 (T2, 2018) berechnet. Dazu wurde für Präsenz-Absenzdaten der Sørensen-Index und für Frequenz-/Deckungsdaten der Bray-Curtis-Index verwendet. Die Indices bestehen aus zwei Teilen: den  $C$  = Artengewinnen (oder erhöhte Abundanz pro Art) und den  $C$  = Artenverlusten (oder verringerte Abundanz pro Art). Auf Basis der  $B$ - und  $C$ -Statistiken wurden  $B$ - $C$ -Diagramme erstellt, welche die relative Bedeutung von Verlusten und Zugewinnen in den einzelnen Flächen des Untersuchungsgebiets veranschaulichen. Zudem wurde der Mittelwert der  $B$ - und  $C$ -Statistiken für alle Quadrate berechnet. Ein positiver Wert ( $C$ - $B$ ) zeigt an, dass im Untersuchungsgebiet die Zugewinne dominieren, hingegen bei einem negativen Wert Verluste an Arten oder Abundanzen pro Art häufiger waren (LEGENDRE 2019).

Um Zu- und Abnahmen einzelner Arten zu untersuchen, wurden *generalized linear mixed-effects models* (GLMM) mit der Binomialverteilung und der Linkfunktion „cloglog“ (komplementäre Log-log-Funktion) gerechnet. Der Zufallseffekt (*random effect*) war dabei die Lage der Probenflächen in einem der Transekte (Frequenzdaten) oder einem der Blöcke (Deckungsdaten). Bei den Frequenzanalysen wurde so auf Unterschiede zwischen allen drei Erhebungszeitpunkten getestet, bei den Vegetationsaufnahmen nur auf die Veränderung zwischen 2003 und 2008. Wenn die Faktoren im Modell die Irrtumswahrscheinlichkeit  $p = 0,05$  unterschritten, wurden paarweise Post-hoc-Tests (Tukey) durchgeführt. Die Signifikanzwerte für die Änderung der Arten wurden wegen multiplen Testens mit der Bonferroni-Holm-Prozedur angepasst (HOLM 1979). Da solche Signifikanztests nur ab einer bestimmten Mindesthäufigkeit möglich sind, wurden Arten nicht ausgewertet, die bei den Präsenz-Absenzdaten über alle Erhebungstermine hinweg in weniger als sechs Probenflächen vorkamen und Arten mit Frequenz-/Deckungswerten aus weniger als fünf Quadraten. Für die Analysen wurde die Software R, Version 3.5.3 (R CORE TEAM 2018), genutzt. Dabei kamen die Pakete ‚adespatial‘ für TBI-Analysen (DRAY et al. 2019), ‚lme4‘ für GLMMs (BATES et al. 2015) und ‚multcomp‘ für Post-hoc-Tests (HOTHORN et al. 2018) zum Einsatz.











Tab. 1: Fortsetzung

Name	RD	RB	Spezialisten	Frequenzmethode (1 m <sup>2</sup> )										Braun-Blanquet-Methode (4 m <sup>2</sup> )								
				Präsenz-Absenz (max. 40) [-]					Durchschnittliche Frequenz [-]					Präsenz-Absenz (max. 42) [-]			Durchschnittliche Deckung [%]					
				'73	'84	'93	'18	χ <sup>2</sup>	Te	'73	'84	'93	'18	χ <sup>2</sup>	Te	'03	'18	χ <sup>2</sup>	Te			
<i>Globularia cordifolia</i>			S	24	23	23	21	0.4		12 <sup>a</sup> (±3)	29 <sup>b</sup> (±5)	34 <sup>b</sup> (±6)	2b <sup>b</sup> (±5)	32.8 ***	+	24	18	2.3	11 (±3)	2 (±1)	9.1 *	-
<i>Koeleria pyramidata</i>		V	S	18	22	20	12	7.8		5 <sup>a</sup> (±2)	7 <sup>a</sup> (±2)	12 <sup>b</sup> (±3)	2 <sup>c</sup> (±0)	59.8 ***	-	1	12	23.8 ***			+	
<b>Arten ohne Tendenz</b>																						
38 von 75 (51 %)																						
<i>Adonis vernalis</i>	3	2	S	5	3	4	3	7.6							2	3						
<i>Agrostis capillaris</i>				n/a	1	0	1								0	6	8.8					
<i>Allium carinatum</i>	3	3	S	n/a	3	7	0	15.4 ***							1	1						
<i>Pulsatilla vulgaris</i>	3	3	S	18	21	23	16	11.2		3 <sup>a</sup> (±1)	3 <sup>ab</sup> (±1)	4 <sup>b</sup> (±1)	3 <sup>a</sup> (±1)	17.7 *	23	12	6.7	2 (±1)	1 (±0)	7.3		
<i>Anthyllis vulneraria</i>		V	S	n/a	33 <sup>a</sup>	21 <sup>b</sup>	34 <sup>a</sup>	18.7 ***			8 <sup>a</sup> (±2)	3 <sup>b</sup> (±3)	3 <sup>b</sup> (±3)	5.8	15	12	0.6	1 (±0)	1 (±0)			
<i>Asperula cynanchica</i>		V	S	n/a	11	10	3	14.5			10 <sup>a</sup> (±1)	5 <sup>b</sup> (±1)	7 <sup>a</sup> (±1)	22.1 ***	32	34	0.6	1 (±0)	1 (±0)			
<i>Buphthalmum salicifolium</i>			S	18 <sup>ab</sup>	28 <sup>bc</sup>	35 <sup>c</sup>	17 <sup>a</sup>	31.7 ***		2 <sup>a</sup> (±0)	7 <sup>bc</sup> (±1)	8 <sup>c</sup> (±1)	5 <sup>ab</sup> (±1)	32.3 ***	34	24	5.3	3 (±0)	1 (±0)	1.8		
<i>Carduus defloratus</i>		V	S	n/a	18	21	14	7.9			11 (±2)	10 (±2)	5 (±2)	9.7	16	12	1.7	4 (±1)	3 (±1)	0.8		
<i>Carex montana</i>			S	n/a	22	10	11	13.0		5 <sup>a</sup> (±1)	11 <sup>b</sup> (±5)	3 <sup>a</sup> (±1)	3 <sup>a</sup> (±1)	15.6 **	3	9	4.8					
<i>Centaurea angustifolia</i>		V	S	n/a	29	29	29			4 (±1)	6 (±1)	6 (±1)	6 (±1)	2.7	33	35	0.4	1 (±0)	2 (±0)	8.0		
<i>Centaurea scabiosa</i>			S	n/a	14	12	26	14.3		3 (±1)	2 (±0)	3 (±0)	3 (±1)	0.7	35	32	0.8	1 (±0)	2 (±0)	2.5		
<i>Cytisus ratisbonensis</i>	3	3	S	18	26	28	24	10.5		5 <sup>a</sup> (±1)	7 <sup>ab</sup> (±1)	8 <sup>b</sup> (±1)	5 <sup>a</sup> (±1)	17.5 *	10	17	6.4	1 (±0)	1 (±0)			
<i>Daphne cneorum</i>	2	2	S	12	7	3	4	9.5														

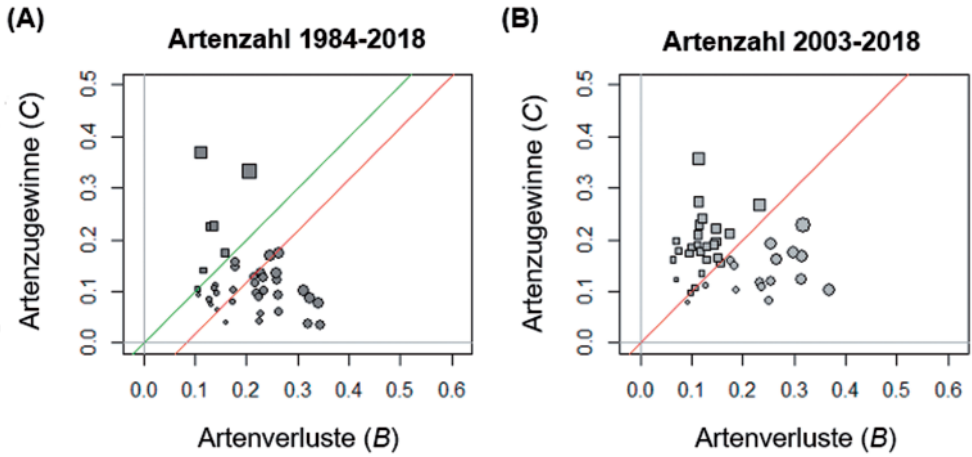
Tab. 1: Fortsetzung

Name	RLD	RLB	Spezialisten	Frequenzmethode (1 m <sup>2</sup> )						Braun-Blanquet-Methode (4 m <sup>2</sup> )											
				Präsenz-Absenz (max. 40) [-]			Durchschnittliche Frequenz [-]			Präsenz-Absenz (max. 42) [-]			Durchschnittliche Deckung [%]								
				'73	'84	'93	'18	X <sup>2</sup>	Te	'73	'84	'93	'18	X <sup>2</sup>	Te	'03	'18	X <sup>2</sup>	Te		
<i>Erica carnea</i>		V	S	3	2	2	2	5.3					11	10	0.1	16 (±8)	15 (±3)	0.0			
<i>Euphorbia cyperissias</i>			S	n/a	27	29	20	6.2						3 <sup>b</sup> (±1)	13.2 *	34	26	3.9	1 (±0)	1 (±0)	
<i>Euphrasia officinalis</i> subsp. <i>picta</i>			S	n/a	13	5	2	13.8								0	2				
<i>Galium verum</i>			S	n/a	5	5	5						14 (±5)	15 (±9)	1.1	1	2				
<i>Genista tinctoria</i>	V		S	n/a	16	27	23	7.7					11 <sup>a</sup> (±3)	16 <sup>b</sup> (±3)	15.9 **	28	27	0.1	1 (±0)	1 (±0)	
<i>Gentiana verna</i>	3	3	S	11	12	6	2	11.8								6	1	5.8			
<i>Globularia bisnagarica</i>	3	3	S	9	17	14	14	6.4					2 <sup>a</sup> (±1)	6 <sup>b</sup> (±2)	10 <sup>c</sup> (±3)	5	9	1.8	1 (±0)	1 (±0)	
<i>Helictotrichon pubescens</i>				n/a	0	5	4	7.8								3	0				
<i>Knaulia arvensis</i>				n/a	5 <sup>a</sup>	18 <sup>b</sup>	0	33.4 **								2	0				
<i>Koeleria macrantha</i>	V	3	S	4 <sup>a</sup>	4 <sup>a</sup>	17 <sup>b</sup>	2 <sup>a</sup>	23.3 ***													
<i>Leontodon hispidus</i>			S	n/a	12	12	11	0.1					3	4 (±1)	4 (±2)	6.5	17	16	0.0	1 (±0)	1 (±0)
<i>Leontodon incanus</i>	3	V	S	8 <sup>a</sup>	22 <sup>b</sup>	14 <sup>ab</sup>	9 <sup>a</sup>	20.5 ***					2 <sup>a</sup> (±0)	6 <sup>b</sup> (±1)	8 <sup>b</sup> (±2)	53.5 ***	25	14	6.2	2 (±0)	1 (±0)
<i>Lotus corniculatus</i> var. <i>hirsutus</i>			S	n/a	3	6	7	2.1								5	5				
<i>Peucedanum oreoselinum</i>	V	V	S	39	39	40	40	2.8					14 <sup>a</sup> (±1)	19 <sup>b</sup> (±2)	31 <sup>c</sup> (±2)	107.9 ***	42	40	2.8	1 (±0)	1 (±0)
<i>Pilosella officinarum</i>			S	n/a	4	3	3	0.2								0	2				
<i>Plantago lanceolata</i>				n/a	0	7	1	12.3								0	2				
<i>Polygala vulgaris</i>	V	V														6	0	45.2			

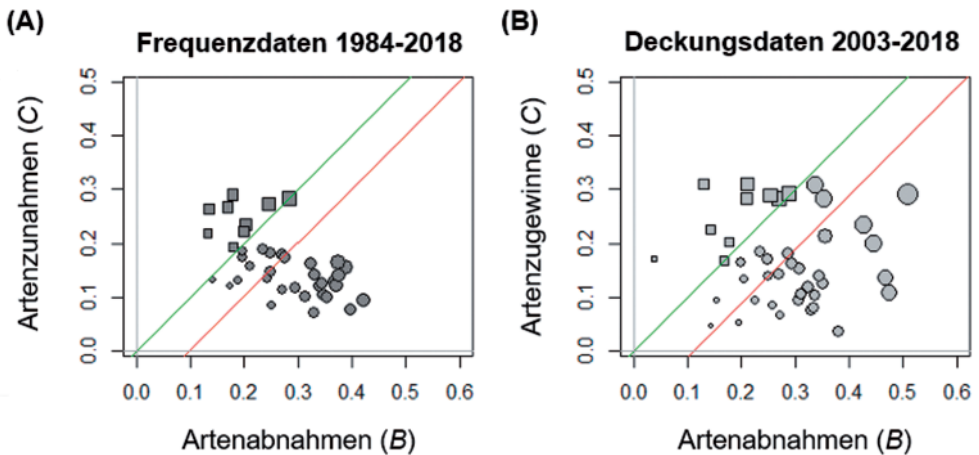
Tab. 1: Fortsetzung

Name	RLD	RLB	Spezialisten	Frequenzmethode (1 m <sup>2</sup> )					Durchschnittliche Frequenz [-]					Braun-Blanquet-Methode (4 m <sup>2</sup> )									
				Präsenz-Absenz (max. 40) [-]					Te					Präsenz-Absenz (max. 42) [-]					Durchschnittliche Deckung [%]				
				'73	'84	'93	'18	χ <sup>2</sup>	'73	'84	'93	'18	χ <sup>2</sup>	Te	'03	'18	χ <sup>2</sup>	Te	'03	'18	χ <sup>2</sup>	Te	
<i>Polygonatum odoratum</i>		V	S	n/a	2	5	8	12.0								7	12	2.4		3	5	0.4	
<i>Potentilla alba</i>	3	3	S	8	10	11	13	1.6	8 <sup>a</sup> (±2)	12 <sup>b</sup> (±4)	12 <sup>b</sup> (±5)	9 <sup>ab</sup> (±3)	12.6 *			8	12	2.0		1	1		
<i>Prunella grandiflora</i>	V	V	S	n/a	20	16	16	0.8		7	8	7	1.6			20	23	0.3		2	2		
<i>Rhamnus saxatilis</i>		3	S	n/a	1	1	1									4	7	1.2					
<i>Salvia pratensis</i>			S	n/a	8	11	7	4.8		2	2	1	5.1			18	13	1.8		1	1		
<i>Scabiosa canescens</i>	3	2	S	6	8	12	3	12.8								11	13	0.2		1	1		
<i>Scabiosa columbaria</i>			S	1 <sup>a</sup>	4 <sup>a</sup>	17 <sup>b</sup>	0	39.1 ***								5	4	0.1					
<i>Teucrium montanum</i>	V	V	S	n/a	24	25	17	7.8		13 (±3)	14 (±3)	12 (±4)	1.8			14	21	4.1		1	2	0.9	
<i>Viola rupestris</i>	2	2	Z	1 <sup>a</sup>	7 <sup>b</sup>	2 <sup>ab</sup>	0	19.3 ***															

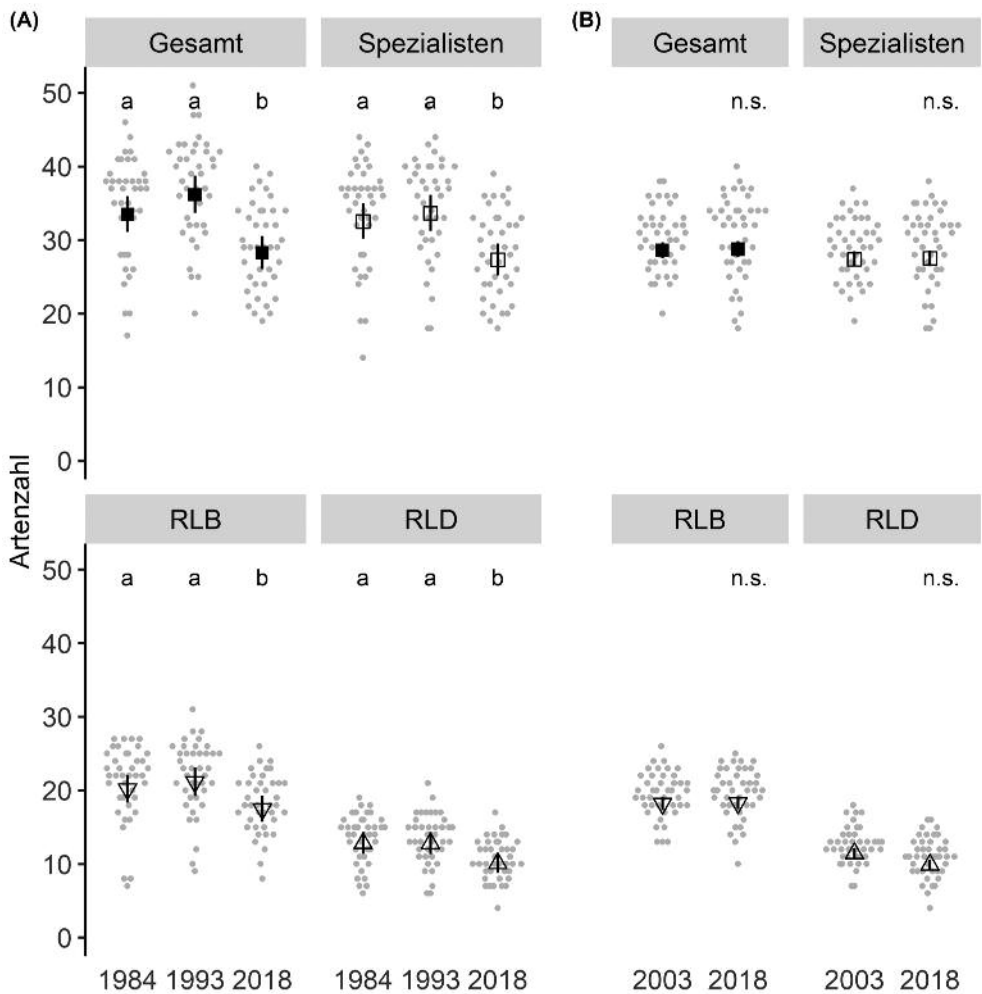
Die Veränderungen wurden nicht statistisch ausgewertet, wenn bei den Präsenz-Absenzdaten die Art über alle Erhebungsjahre hinweg in weniger als sechs Probestellen vorkam. Die Frequenz-/Deckungswerte wurden bei weniger als fünf Präsenzquadraten pro Jahr nicht ausgewertet (Mindesthäufigkeiten für Signifikanztests). Folgende Arten konnten nicht ausgewertet werden, weil sie in weniger als sechs Probestellen vorkamen. (42 von 120 Arten; 35 %): *Acer platanoides* (Sämling), *Achillea millefolium*, *Achillea pannonica* (RLD V; RLB 3; S=Spezialist), *Agrimonia eupatoria* (S), *Arenaria serpyllifolia* (S), *Arrhenatherum elatius*, *Aster amellus* (RLD 3; RLB 3; S), *Campanula glomerata* (RLD 3; RLB V; S), *Carex flacca* (S), *Carlina acaulis* (RLD V; RLB V; S), *Cirsium arvense*, *Convolvulus arvensis*, *Coronilla vaginalis* (RLD 3; RLB 3; S), *Crepis alpestris* (RLD 3; RLB 3; S), *Cuscuta epithymum* (RLD 3; RLB 3), *Dactylis glomerata*, *Elymus repens*, *Festuca rubra*, *Galium mollugo*, *Galium pumilum* (RLD V; RLB V; S), *Gymnadenia conopsea* (RLD V; RLB V; S), *Hypericum perforatum* (S), *Hypochaeris maculata* (RLD 2; RLB 3; S), *Linaria vulgaris*, *Medicago falcata* (S), *Molinia arundinacea*, *Platanthera bifolia* (RLD 3; S), *Polygala amarella* (RLD 3; RLB V; S), *Primula veris* (S), *Ranunculus bulbosus* (S), *Sanguisorba minor* (S), *Securigera varia* (S), *Seseli annuum* (RLD 3; RLB 3; S), *Tanacetum corymbosum* (RLD V; RLB V; S), *Taraxacum subgen. Ruderalla*, *Trifolium dubium*, *Trifolium pratense*, *Veronica arvensis* (S), *Veronica austriaca* (RLD 2; RLB 3; S), *Veronica spicata* (RLD 3; RLB 3; S), *Viola cracca*.



**Abb. 2:** Präsenz-Absenzdaten für die Garching Heide. *B-C*-Diagramme um die Aufnahmen von 1984 mit 2018 (A, 40 Dauerbeobachtungsflächen) bzw. von 2003 mit 2018 (B, 42 Flächen) zu vergleichen. Kreisförmige Symbole zeigen, dass pro Plot mehr Arten verloren gingen als hinzukamen, ein Überwiegen des Artenverlustes, quadratische Symbole zeigen ein Überwiegen der Artengewinne an. Die Größe der Symbole zeigt die Intensität der Veränderung ( $B+C$ ). Grüne Linie mit Steigung 1: Linie bei der sich Gewinne und Verluste ausgleichen. Die rote Linie wurde parallel zur grünen Linie gezeichnet und führt durch den Zentroid aller Punkte. Die Position unter der grünen Linie zeigt an, dass im Schnitt die Artenverluste dominieren von 1984 auf 2018 ( $p < 0,05$ ). Zwischen 2003 und 2018 überwiegt keine von beiden Komponenten ( $p > 0,05$ ).



**Abb. 3:** Abundanzdaten für die Garching Heide (Frequenzdaten, A; Deckungsdaten, B). *B-C*-Diagramme um die Aufnahmen von 1984 mit 2018 (A, 40 Dauerbeobachtungsflächen) bzw. von 2003 mit 2018 (B, 42 Flächen) zu vergleichen. Kreisförmige Symbole zeigen, dass pro Plot mehr Arten in ihrer Abundanz abnehmen und nur wenige zunehmen, quadratische Symbole zeigen ein Überwiegen der Abundanzzunahmen an. Die Größe der Symbole zeigt die Intensität der Veränderung ( $B+C$ ). Grüne Linie mit Steigung 1: Linie bei der sich Zunahmen und Abnahmen ausgleichen. Die rote Linie wurde parallel zur grünen Linie gezeichnet und führt durch den Zentroid aller Punkte. Die Position unter der grünen Linie zeigt an, dass im Schnitt die Abundanzabnahmen dominieren von 1984 bzw. 2003 zu 2018 ( $p < 0,05$ ).



**Abb. 4:** Veränderung der Artenzahlen pro Probefläche in der Garching Heide nach BAUER & ALBRECHT (2020): (A) Frequenzdatensatz (40 Probeflächen à 1 m<sup>2</sup>) und (B) Deckungsdatensatz (42 Probeflächen à 4 m<sup>2</sup>). Die Symbole zeigen die Mittelwerte mit dem Konfidenzintervall 95 % (CI95). Signifikante Unterschiede sind mit unterschiedlichen Buchstaben markiert ( $p < 0,05$ ). Spezialisten = Arten typisch für Kalkmagerrasen (s. Material und Methoden); RLD = Arten der Roten Liste Deutschland (METZING et al. 2018); RLB = Arten der Roten Liste Bayerns (SCHEUERER & ALHMER 2003).



### 3 Ergebnisse

Bei den im Südtteil der Garchinger Heide durchgeführten Frequenzanalysen, wo Erhebungen von 1973/84 mit solchen von 2018 verglichen wurden, überwogen sowohl die Artenverluste als auch die Abundanzverluste pro Probefläche deutlich (Abb. 2A, 3A). 11 % der statistisch auswertbaren Arten nahmen zu und 27 % ab (Tab. 1). Bei den von 2003 bis 2018 durchgeführten Vegetationsaufnahmen wahren die Unterschiede mit 7 % Zu- und 9 % Abnahmen dagegen gering (Tab. 1; Abb. 2B). Jedoch nahm die Deckung von mehr Arten pro Probefläche ab als zu (Abb. 3B).

Die bei den Frequenzanalysen erfassten mittleren Artenzahlen zeigten signifikante Abnahmen (Abb. 5). Dies trifft für alle vier ausgewerteten Artengruppen zu, d.h. die Gesamtartenzahl pro Aufnahme­fläche (Mittelwerte 1984-2018: 33,5 zu 28,3), die Zahl der Kalkmagerrasen-Spezialisten (32,5 zu 27,3) und die Arten der Roten Listen von Bayern (20,2 zu 17,5) und Deutschland (12,8 zu 10,1). Keine signifikanten Veränderungen bei all diesen Artengruppen gab es dagegen im Vergleich der Vegetationsaufnahmen von 2003 zu 2018, die neben dem Südtteil der Garchinger Heide auch deren Mitte und den Norden abdecken. Von den seit den 1970er Jahren insgesamt für die Garchinger Heide nachgewiesen 267 Gefäßpflanzenarten (PÖLLINGER et al. 2017) kamen 120 auch auf den 82 hier untersuchten Probeflächen vor. 97 Arten waren Spezialisten für den Lebensraum Kalkmagerrasen. Insgesamt 78 der Arten wurden oft genug gefundenen, um die Veränderungstendenz statistisch auszuwerten. Bei 10 Arten wurde bei zumindest einer der Vergleichsuntersuchungen (Frequenzkartierung, Vegetationsaufnahme) zwischen der Erstaufnahme und 2018 eine signifikante Zunahme beobachtet, bei 26 Arten kam es zu einem signifikanten Rückgang (‘Tendenzen‘ in Tab. 1). Vier der bei der Ersterhebung mindestens sechsmal gefundenen Arten, *Gentianella germanica*, *Sesleria caerulea*, *Knautia arvensis* und *Viola rupestris*, wurden 2018 nicht mehr in den Probeparzellen nachgewiesen. 16 Arten zeigten zwar im Untersuchungszeitraum eine deutliche Fluktuation, der erste und letzte Erhebungszeitpunkt unterschied sich allerdings nicht signifikant voneinander. *Anthericum ramosum*, *Globularia cordifolia* und *Koeleria pyramidata* wiesen zwischen den Vegetationsaufnahmen, die im ganzen Gebiet durchgeführt wurden, und den Frequenzkartierungen im Süden des Naturschutzgebietes unterschiedliche Entwicklungstendenzen auf, was auf eine lokal differenzierte Entwicklung hindeutet.

Eine Artengruppe, die in den letzten Jahrzehnten deutlich zugenommen hat, sind die für Magerrasenverhältnisse hochwüchsigen Süßgräser. *Brachypodium rupestre*, die von Beginn an in allen Quadraten vorkam, konnte vor allem ihren relativen Anteil an der Vegetation weiter erhöhen, bei den Arten *Briza media*, *Bromus erectus*, *Danthonia decumbens*, *Festuca rupicola* und *Helictotrichon pratense* kam es zur Zunahme der Nachweise. Allerdings gab es auch Grasartige mit signifikant rückläufiger Tendenz (*Carex caryophyllea*, *Carex ericetorum*, *Carex humilis* und *Sesleria caerulea*). Diese Arten sind aber auch für Magerrasenverhältnisse kleinwüchsig und konkurrenzschwach. Zudem nahm der von Gräsern lebende Hemiparasit *Rhinanthus glacialis* signifikant ab. Bei den Leguminosen gingen gleich mehrere Arten zurück: *Anthyllis vulneraria*, *Hippocrepis comosa*, *Lotus corniculatus* und *Trifolium montanum*. Allerdings gibt es auch hier mit *Dorycnium germanicum* einen Gewinner.

36 der gefundenen Arten gelten nach der Roten Liste von Deutschland (METZING et al. 2018) oder Bayern (SCHEUERER & AHLMER 2003) als gefährdet, 27 weitere Arten stehen auf den Vorwarnlisten. Zehn der gefährdeten Arten zeigen signifikante Abnahmen. Dies sind neben der



**Abb. 5:** Verbreitung von *Adonis vernalis* (A, B) und *Pulsatilla patens* (C, D) in den Jahren 1990 und 2017 in der Garchinger Heide. Die Ersterhebung stammt von SCHOPP-GUTH (1991).

in Deutschland letzten aktuellen Population der FFH-Art *Pulsatilla patens* (ARBEITSGEMEINSCHAFT FLORA VON BAYERN 2020) auch *Asperula tinctoria* (RLD, RLB: 3), *Biscutella laevigata* (RLB: 3), *Carex ericetorum* (RLD, RLB: 3), *Filipendula vulgaris* (RLD, RLB: 3), *Gentianella germanica* (RLD: V, RLB: 3), *Linum perenne* (RLD: 2, RLB: 1), *Pilosella macrantha* (RLD: 3, RLB: 3), *Potentilla incana* (RLB: 3) und *Thesium linophyllum* (RLD, RLB: 3) (Tab. 1). *Adonis vernalis* kam nur in relativ wenigen Probeflächen vor und zeigte keine signifikante Veränderung. Mit *Cytisus ratisbonensis*, *Daphne cneorum*, *Koeleria macrantha*, *Leontodon incanus*, *Potentilla alba*, *Rhamnus saxatilis*, *Scabiosa canescens* und *Viola rupestris* besiedeln 8 der 13 gefährdeten Arten ohne signifikante Veränderung außer den Kalkmagerrasen gerne auch trockene, lichte Karbonat-Kiefernwälder (OBERDORFER 2001). Signifikante Zunahmen bei gefährdeten Arten wurden bei *Dorycnium germanicum* und *Inula hirta* festgestellt. Beide sind ebenfalls Arten, die außer in Halbtrockenrasen auch in trockenwarmen Wäldern und Gebüschen vorkommen.

Die flächendeckende Kartierung von Einzelarten ergab, dass die Population von *Adonis vernalis* im Jahr 1990 11.000–21.000 Individuen besaß (SCHOPP-GUTH 1991) und im Jahr 2017 3.000–5.000. Die Streuung basiert auf der Unsicherheit infolge der Schätzung von Individuendichteklassen in den Zählquadraten. *Pulsatilla patens* besaß im Jahr 1990 17.500–40.000 Individuen und im Jahr 2017 4.500–8.000 (Abb. 4).

## 4 Diskussion

### 4.1 Veränderung im Artenspektrum

Die bisherigen Langzeituntersuchungen zur Veränderung der Artenvielfalt von Kalkmagerrasen ergeben kein einheitliches Bild. Während die Studien von SMART et al. (2005), BENNIE et al. (2006), STEVENS et al. (2016) und RIDDING et al. (2020) eine deutliche Abnahme der Artenzahlen belegen, kam es bei den Untersuchungen von NEWTON et al. (2012) und DIEKMANN et al. (2014) nicht zu solchen Verlusten. Ein wichtiger Grund für den Rückgang ist nach Meinung der genannten Autoren ein Rückgang der Nutzungsintensität und die damit einhergehende Zunahme konkurrenzkräftiger Gräser und Sträucher. Ein weiterer Faktor sind die erhöhten Stickstoffimmisionen (Verkehr, Energieproduktion, Landwirtschaft), die ähnlich wie das extensive Management konkurrenzkräftige Arten begünstigen. Diese Zunahmen gingen einher mit Abnahmen von für Kalkmagerrasen typischen, konkurrenzschwachen und stress-toleranten Arten. Prinzipiell waren solche Verschiebungen im Artenspektrum in allen genannten Studien zu beobachten, diese unterschieden sich im Wesentlichen nur im Verhältnis von Zu- und Abnahmen der jeweiligen Artengruppen.

Auch in der Garching Heide kam es zu einem signifikanten Rückgang der Artenvielfalt und zu einer Verschiebung im Artenspektrum. Insbesondere bei den schon 1973/84 begonnenen Frequenzanalysen sanken sowohl die Artenzahlen als auch die Präsenz und Frequenz der Arten pro Aufnahme-fläche signifikant. Im Artenspektrum gab es viele Gemeinsamkeiten mit den oben beschriebenen Entwicklungstendenzen: So kam es auch in der Garching Heide zur Zunahme der für Magerrasen hochwüchsigen Gräser *Brachypodium rupestre*, *Bromus erectus*, *Briza media* und *Helictotrichon pratense* (vgl. auch BAUER & ALBRECHT 2020). Der Formenkreis von *Brachypodium pinnatum* agg., zu dem *B. rupestre* gehört, kann durch seine vegetativen Ausläufer konkurrenzschwache Begleitarten leicht verdrängen und wird durch

Stickstoffzufuhr überproportional begünstigt (BOBBINK 1991). Sogar die Zunahme des kleinwüchsigen Horstgras *Festuca rupicola*, das sich bei geringer Dichte eher positiv auf Nachbarpflanzen auswirkt, wird bei zunehmender Populationsgröße zu einem Konkurrenten (PARTZSCH 2011). Der Effekt, dass in Kalkmagerrasen Gräser des mesophytischen Grünlandes zunehmen (BENNIE et al. 2006, NEWTON et al. 2012), war in der Garchinger Heide bislang nicht zu beobachten. Hier blieben die Spezialisten trotz Abnahme sowohl beim Artenanteil als auch bei der Gesamtdeckung pro Probefläche (> 95 %) dominant (Abb. 5). Dieses Ergebnis stimmt nicht überein mit der Metaanalyse von DIEKMANN et al. (2019), die eine klare Abnahme des Spezialistenanteils beobachteten. Folgende Faktoren könnten diesen Unterschied erklären (BAUER & ALBRECHT 2020): (i) Trotz der Umweltveränderung ist die Artengemeinschaft der Garchinger Heide immer noch resistent gegenüber der Etablierung neuer Arten, (ii) die Einwanderung von Grünlandarten wird durch das umliegende Ackerland und die mit gebietseigenem Mähgut angelegten Renaturierungsflächen verhindert und (iii) es findet keine effektive Samenausbreitung durch Weidetiere oder Maschinen statt. Die Stabilität des Artengefüges wird auch darin erkennbar, dass im Gegensatz zu NEWTON et al. (2012), wo 29 von 219 Arten nicht mehr nachgewiesen werden konnten, nur vier Arten, deren Veränderung statistisch getestet werden konnte, aus den Aufnahmequadraten verschwunden sind. Sie kommen alle im Naturschutzgebiet Garchinger Heide außerhalb der Probeflächen noch vor. Auch eine Zunahme von Sträuchern, die NEWTON et al. (2012) für englische Kalkmagerrasen beschrieben haben, findet in der Garchinger Heide durch die regelmäßige Mahd nicht statt.

Die Beobachtung, dass die naturschutzfachlich bedeutsamen Arten in Kalkmagerrasen zu meist gleichbleibende bis rückläufige Tendenzen aufweisen, deckt sich mit Ergebnissen von DIEKMANN et al. (2014). Allerdings ist in der Garchinger Heide die Zahl signifikant rückläufiger Rote-Liste-Arten deutlich kleiner als die der Sippen ohne Veränderung. Der überwiegende Teil der gefährdeten Arten ohne signifikante Veränderung kommt auch außerhalb der Kalkmagerrasen in trockenen und lichten Kalk-Kiefernwäldern vor. Häufigste Vertreter dieser Gruppe waren *Cytisus ratisbonensis*, *Leontodon incanus*, *Potentilla alba* und *Scabiosa canescens*. Ihre Ellenberg-Lichtzeigerwerte von 6(–7) zeigen, dass die meisten von ihnen weniger schatten- und konkurrenzempfindlich sind als die oft kleinwüchsigen, obligaten Offenlandarten (L-Zahl 7–8), von denen viele signifikant abgenommen haben. Neben der Zunahme der Gräser könnte auch eine zunehmende Moosdeckung die Keimungsraten von solchen konkurrenzschwachen Arten reduziert haben (HUBER & KOLLMANN 2020).

Bei den Vegetationsaufnahmen, die sich nur über 15 Jahre erstreckten, kam es im Vergleich zum 35 Jahre umfassenden Frequenzvergleich kaum zu signifikanten Veränderungen. Diese bestätigen zum Einen die Zunahme der hochwüchsigen Gräser, andererseits wird dadurch der Rückgang von kleinwüchsigen und kurzlebigen Arten wie *Globularia cordifolia*, *Linum catharticum* und *Biscutella laevigata* und von der Finger-Küchenschelle *Pulsatilla patens* dokumentiert. Eine Ursache für die vergleichsweise geringen Veränderungen ist neben dem kürzeren Betrachtungszeitraum vermutlich auch das außergewöhnlich trockene Erhebungsjahr 2003. Ein weiterer Faktor könnte sein, dass die Vegetationsaufnahmen den südlichen, mittleren und nördlichen Teil der Heide umfassen (Abb. 1). Es wäre denkbar, dass sich die Vegetation im Südteil der Heide, die eher dem Adonido-Brachypodietum zuzuordnen ist, anders entwickelt hat als das Pulsatillo-Caricetum humilis im mittleren und nördlichen Teilbereich.

## 4.2 Einfluss der Umwelt

Zu der Zunahme konkurrenzstarker Gräser könnten atmogene **Stickstoffeinträge** wesentlich beigetragen haben, die 2015 im Gebiet  $13 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$  betrugten (UMWELTBUNDESAMT 2018) und damit fast die kritische Belastung für Kalkmagerrasen von  $15\text{--}25 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$  erreichen (BOBBINK et al. 2010). 1990 waren diese Immissionen doppelt so hoch (UMWELTBUNDESAMT 2014), konnten aber durch verstärkte Anstrengung zur Luftreinhaltung in den letzten Jahren reduziert werden. So bestätigte ein Düngeexperiment von CONRADI et al. (2017) in neu angelegten Kalkmagerrasen in der Münchner Schotterebene eine Studie aus Großbritannien (MASKELL et al. 2010), wonach die Zufuhr von Stickstoff zu einem deutlichen Anstieg des Gräseranteils führte. Dieser Effekt lässt sich für die Garchinger Heide jedoch nicht eindeutig belegen. So haben dort weder die stickstoff-indizierenden Ellenberg-N-Werte noch die Spezifische Blattfläche (SLA) zugenommen (BAUER & ALBRECHT 2020). Als Zeichen für eine verbesserte Stickstoffverfügbarkeit könnte allerdings der signifikante Rückgang der meisten Schmetterlingsblütler gewertet werden. Zum Anstieg der Gräser könnte außerdem auch der Rückgang von *Rhinanthus glacialis*, der als Hemiparasit auf Süßgräsern lebt, beigetragen haben (HEER et al. 2018).

Das Artengefüge könnte ab 2004 auch durch **Änderungen der Pflege**, wie die Vorverlegung der Mahd von Ende Oktober auf August/September beeinflusst worden sein. Für die Vegetationsdynamik möglicherweise bedeutsam ist dabei die Entfernung von samenreichem Heu für Renaturierungsmaßnahmen. Hier wurden vermutlich immer wieder unterschiedlich große Samenmengen entzogen, ohne dass die langfristigen Effekte auf die Spenderfläche ausreichend bekannt waren (KIEHL et al. 2010). Die 1993 realisierte Umstellung von zweijähriger auf ein- bis zweijährige Mahd kann einen negativen Effekt auf die Artenzahl haben: TÄLLE et al. (2018) beschreiben in ihrer Metaanalyse zwar einen negativen Effekt für Grasländer in Europa, jedoch nicht, wenn man nur den Graslandtyp Kalkmagerrasen betrachtet.

Auch die **Isolation** der Garchinger Heide innerhalb einer intensiv genutzten Ackerbau-landschaft kann das lokale Aussterberisiko von Kalkmagerrasenarten erhöhen (MATTHIES et al. 2004). Eine Aussterbeschuld, wonach Arten nicht sofort sondern erst längere Zeit nach Eintreten der Isolation aus dem Bestand verschwinden, wäre theoretisch möglich (COUSINS 2009). Eine solche Entwicklung ist hier allerdings wenig wahrscheinlich, weil isolationsbedingte Verluste in der Garchinger Heide schon in den Jahrzehnten vor der ersten Aufnahme 1984 stattgefunden haben müssten. Es bleibt dennoch ein erhöhtes Aussterberisiko aufgrund kleiner Populationen und des fehlenden genetischen Austausches wie dies MATTHIES et al. (2004) für die Populationen von acht Pflanzenarten zeigen konnten.

Die Abnahme an Zweikeimblättrigen zugunsten von Grasartigen bedeutet auch einen Wechsel von insekten- zu windbestäubten Arten. BIESMEIJER et al. (2006) beobachteten in Großbritannien und den Niederlanden, dass die **Abnahmen von Bestäubern** und von insektenbestäubten Pflanzen korreliert sind. Der Rückgang an Bestäubern in der mitteleuropäischen Kulturlandschaft (SEIBOLD et al. 2019) könnte somit auch in der Garchinger Heide die Reduktion der Pollenverbreitung und damit auch die Abnahme insektenbestäubter Pflanzen verstärkt haben. Ein Mangel an Bestäubung fördert die Inzucht von Populationen und reduziert die Samenproduktion (GOVERDE et al. 2002). Der in der Umgebung der Garchinger Heide häufige Rapsanbau könnte zumindest temporär zu einem solchen Bestäubermangel geführt haben (HOLZSCHUH et al. 2011). Unterschiedliche Einflussstärken der einzelnen Faktoren –



Stickstoffeintrag, Pflegeregime, Isolation, Bestäuberrückgang – waren im Rahmen dieser Untersuchung nicht zu bestimmen.

### 4.3 Entwicklung der Flaggschiffarten

*Pulsatilla patens* nahm seit 2003 in den Vegetationsaufnahmen signifikant ab. Dass es sich bei dieser Entwicklung eher um eine Tendenz als um jahrgangsbedingte Schwankungen handelt, zeigt die Flächenkartierung: Lage die 1991 von SCHOPP-GUTH (1991) erfasste Individuenzahl noch bei 17.500 bis 40.000, wurden bei einer Kartierung von Röder im Jahr 2003 (RÖDER & KIEHL 2006) noch 9.300 Individuen nachgewiesen und die 2017 gezählte Population umfasste nur noch 3.000 bis 5.000 Individuen. Nichtsystematische Erhebungen während der Blütezeit haben gezeigt, dass in den letzten Jahren regelmäßig fast alle Blüten der beiden Küchenschellenarten von Tieren abgefressen waren, was maßgeblich zum Rückgang der Populationen beigetragen haben könnte. Es ist zu vermuten, dass für diese Entwicklung nicht zuletzt die großen Kaninchenpopulationen des Untersuchungsgebietes beigetragen haben, die in der Garchinger Heide und ihren Erweiterungsflächen gute Lebensbedingungen vorfinden (HEIDEFLÄCHENVEREIN MÜNCHNER NORDEN e.V., mündl. Mitt.). Von einem starken Blütenverbiss durch Kaninchen und einem damit verbundenen starken Rückgang der Reproduktion von naturschutzfachlichen Zielarten für Magerrasenarten berichten auch ELKINGTON (1981) und FAUST et al. (2007).

Die zweite wichtige Zielart, *Adonis vernalis*, kam in den Aufnahmequadraten zwar nur selten vor, zeigte aber bei der Flächenkartierung, dass die Gesamtpopulation 2017 deutlich kleiner war als 1990. Auch wenn die Populationen anderer deutscher Standorte weniger vom Rückgang bedroht zu sein scheinen (SUBAL 1992), wäre aufgrund des beobachteten Rückganges und der schwierigen Wiederansiedlung über den Gefährdungsstatus und den Schutz dieser Art in Deutschland nachzudenken.

### 4.4 Ausblick

Die Untersuchungen haben gezeigt, dass sich die Garchinger Heide in den letzten 35 Jahren ihren Charakter als artenreicher Kalkmagerrasen – in dem seltene Florenelemente der südosteuropäischen Steppenvegetation, der submediterranen Flora und des alpinen Raumes zusammentreffen – erhalten konnte. Dennoch kam es trotz intensiver Naturschutzbemühungen zu deutlichen Abnahmen bei den wertgebenden Arten. So gingen u.a. die naturschutzfachlich besonders hochwertigen Zielarten *Adonis vernalis* und *Pulsatilla patens* deutlich zurück. Profiteure dieser Entwicklung sind v.a. relativ hochwüchsige Süßgräser. Verschiedene, im einzelnen schwer zu quantifizierende Faktoren haben vermutlich zu dieser Entwicklung beigetragen. Um die Ursachen der Veränderungen besser zu verstehen und nachhaltige Schutzstrategien zu entwickeln, sollte der Einfluss folgender Faktoren in Zukunft noch genauer analysiert werden: (i) Pflegeregime, (ii) atmogene Stickstoffeinträge, (iii) reduzierter Genaustausch aufgrund von Bestäuberrückgang, (iv) Samenverlust durch Mähgutentfernung für Renaturierung und (v) Einfluss der Kaninchenprädation. Durch einen systematischen Vergleich entsprechender Pflegevarianten in Teilflächen der Heide und eine regelmäßige Evaluierung der Ergebnisse wäre es möglich, sich schrittweise einer optimalen, eventuell teilflächendifferenzierten Pflegestrategie anzunähern (HERRMANN & KOLLMANN 2015). Das ab 2021 geplante, systematische Monitoring unterschiedlich gepflegter Bereiche der Garchinger Heide können hierzu einen wichtigen Beitrag leisten (Teil des aktuellen Pflege- und Entwicklungsplanes, der Ende 2020



fortgeschrieben werden soll). Ein gewisser Wandel der Artenstruktur ist allerdings unvermeidbar bzw. natürlich, er kann aber durch Management begleitet und in Richtung der Erhaltung seltener Arten gelenkt werden. Die seit 1993 umgesetzte Etablierung von Erweiterungsflächen im Umgriff des Naturschutzgebietes, wo durch Mähgutübertragung, partiellen Oberbodenabtrag und Aussaat günstige Entwicklungsbedingungen für viele der Heidearten geschaffen wurden (KIEHL & PFADENHAUER 2007), sind hierfür eine vielversprechende Ergänzung.

## 5 Dank

Wir danken der Regierung von Oberbayern für die Genehmigung, in der Garchinger Heide zu arbeiten. Besonderer Dank gilt auch Sandra Semmler vom Heideflächenverein Münchener Norden e.V. und Daniela Röder für die Bereitstellung von Daten. Daniela Röder half außerdem bei der Verortung der von ihr eingerichteten Dauerbeobachtungsflächen. Vielen Dank für die hilfreichen Anmerkungen zum Manuskript von Jörg Pfadenhauer.

## 6 Literatur

- ARBEITSGEMEINSCHAFT FLORA VON BAYERN 2020: Botanischer Informationsknoten Bayern. – <http://daten.bayernflora.de> [zuletzt aufgerufen am 19.08.2020].
- BATES, D., MÄCHLER, M., BOLKER, B. & WALKER, S. 2015: Fitting linear mixed-effects models using lme4. – *Journal of Statistical Software* **67**: 1–48.
- BAUER, M. & ALBRECHT, H. 2020: Vegetation monitoring in a 100-year-old calcareous grassland reserve in Germany. – *Basic and Applied Ecology* **42**: 15–26.
- BENNIE, J., HILL, M.O., BAXTER, R. & HUNTLEY, B. 2006: Influence of slope and aspect on long-term vegetation change in British chalk grasslands. – *Journal of Ecology* **94**: 355–368.
- BIESMEIJER, J.C., ROBERTS, S., REEMER, M., OHLEMÜLLER, R., EDWARDS, M., PEETERS, T., SCHAFFERS, A.P., POTTS, S.G., KLEUKERS, R., THOMAS, C.D., SETTELE, J. & KUNIN, W.E. 2006: Parallel declines in pollinators and insect-pollinated plants in Britain and the Netherlands. – *Science* **313**: 351–354.
- BLAKESLEY, D. & BUCKLEY, P. 2016: Grassland restoration and management. – Pelagic Publishing, Exeter.
- BOBBINK, R. 1991: Effects of nutrient enrichment in Dutch chalk grassland. – *Journal of Applied Ecology* **28**: 28–41.
- BOBBINK, R., HICKS, K., GALLOWAY, J., SPRANGER, T., ALKEMADE, R., ASHMORE, M., BUSTAMANTE, M., CINDERBY, S., DAVIDSON, E., DENTENER, F., EMMETT, B., ERISMAN, J.-W., FENN, M., GILLIAM, F., NORDIN, A., PARDO, L. & WALLISDEVRIES, W.F. 2010: Global assessment of nitrogen deposition effects on terrestrial plant diversity. A synthesis. – *Ecological Applications* **20**: 30–59.
- BOBBINK, R. & WILLEMS, J.H. 1987: Increasing dominance of *Brachypodium pinnatum* (L.) Beauv. in chalk grasslands. A threat to a species-rich ecosystem. – *Biological Conservation* **40**: 301–314.
- BRIEMLE, H. 1973: Vegetationskundliche Untersuchungen in der Garchinger Haide. – Diplomarbeit (unpubliziert). 55 S.
- CONRADI, T., TEMPERTON, V.M. & KOLLMANN, J. 2017: Resource availability determines the importance of niche-based versus stochastic community assembly in grasslands. – *Oikos* **126**: 1134–1141.
- COUSINS, S.A.O. 2009: Extinction debt in fragmented grasslands: paid or not? – *Journal of Vegetation Science* **20**: 3–7.
- DIEKMANN, M., ANDRES, C., BECKER, T., BENNIE, J., BLÜML, V., BULLOCK, J.M., CULMSEE, H., FANIGLIULO, M., HAHN, A., HEINKEN, T., LEUSCHNER, C., LUKE, S., MEISSNER, J., MÜLLER, J., NEWTON, A., PEPPLER-LISBACH, C., ROSENTHAL, G., VAN DEN BERG, L.J.L., VERGEER, P. & WESCHE, K. 2019: Patterns of long-term vegetation change vary between different types of seminatural grasslands in Western and Central Europe. – *Journal of Vegetation Science* **30**: 187–202.

- DIEKMANN, M., JANDT, U., ALARD, D., BLEEKER, A., CORCKET, E., GOWING, D.J.G., STEVENS, C.J. & DUPRÉ, C. 2014: Long-term changes in calcareous grassland vegetation in north-western Germany – no decline in species richness, but a shift in species composition. – *Biological Conservation* **172**: 170–179.
- DRAY, S., BAUMAN, D., BLANCHET, G., BORCARD, D., CLAPPE, S., GUÉNARD, G., JOMBART, T., LAROCQUE, G., LEGENDRE, P., MADI, M. & WAGNER, H.H. 2019: *adespatial*. Multivariate multiscale spatial analysis. Version 0.3-7. <https://CRAN.R-project.org/package=adespatial> [zuletzt abgerufen am 23.01.2020].
- ELKINGTON, T. T. 1981: Effects of excluding grazing animals from grassland on sugar limestone in Teesdale, England. – *Biological Conservation* **20**: 25–35.
- ELLENBERG, H. & LEUSCHNER, C. 2010: *Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen*. In ökologischer, dynamischer und historischer Sicht. 6. Aufl. – Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart.
- ELLENBERG, H., WEBER, E. W., DÜLL, R., WIRTH, V. & WERNER, W. 2001: *Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa*. 3. Aufl. – Verlag Erich Goltze, Göttingen.
- FAUST, C., STORM, C. & SCHWABE, A. 2007: Kaninchen-Beweidung im *Armerio-Festucetum trachyphyllae*: Blühphänologie, Phytomasse-Entzug und Fraßpräferenzen. – *Hercynia* **40**: 177–192.
- FINCK, P., HEINZE, S., RATHS, U., RIECKEN, U. & SSYMANK, A. 2017: Rote Liste der gefährdeten Bio-*typen* Deutschlands. Dritte fortgeschriebene Fassung. – Bundesamt für Naturschutz, Bonn-Bad Godesberg.
- GEISEL, O. (Hrsg.) 1989: *Garchinger Heide Eching*. Naturschutzgebiete in der Gemeinde Eching, Landkreis Freising. – Gemeinde Eching, Eching.
- GOVERDE, M., SCHWEIZER, K., BAUR, B. & ERHARDT, A. 2002: Small-scale habitat fragmentation effects on pollinator behaviour: experimental evidence from the bumblebee *Bombus veteranus* on calcareous grasslands. – *Biological Conservation* **104**: 293–299.
- HAGEN, T. 1996: *Vegetationsveränderungen in Kalk-Magerrasen des Fränkischen Jura*. Untersuchung langfristiger Bestandsveränderungen als Reaktion auf Nutzungsumstellung und Stickstoff-Depositionen. – Bayerische Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege, Laufen.
- HEER, N., KLIMMEK, F., ZWAHLEN, C., FISCHER, M., HÖLZEL, N., KLAUS, V.H., KLEINEBECKER, T., PRATI, D. & BOCH, S. 2018: Hemiparasite-density effects on grassland plant diversity, composition and biomass. – *Perspectives in Plant Ecology* **32**: 22–29.
- HERRMANN, J.-M. & KOLLMANN, J. 2015: Restoration of historical and novel vegetation in Central Europe. – *Berichte der Reinhard-Tüxen-Gesellschaft* **27**: 153–164.
- HOFMANN, S., CONRADI, T., KIEHL, K. & ALBRECHT, H. 2020: Effects of different restoration treatments on long-term development of plant diversity and functional trait composition in calcareous grasslands. *Tuexenia* **40** (im Druck).
- HOLM, S. 1979: A simple sequentially rejective multiple test procedure. – *Scandinavian Journal of Statistics* **6**: 65–70.
- HOLZSCHUH, A., DORMANN, C. F., TSCHARNTKE, T. & STEFFAN-DEWENTER, I. 2011: Expansion of mass-flowering crops leads to transient pollinator dilution and reduced wild plant pollination. – *Proceedings of the Royal Society B-Biological Sciences* **278**: 3444–3451.
- HÖNGDOBLER, M. 1995: *Passives Umweltmonitoring auf geobotanischen Dauerbeobachtungsflächen*. Statistische Auswertung und Interpretation der Vegetationsaufnahmen von 1973, 1984 und 1993 im Naturschutzgebiet Garchinger Haide. Diplomarbeit. Freising. 61 S.
- HOTHORN, T., BRETZ, F., WESTFALL, P., HEIBERGER, R. M., SCHUETZENMEISTER, A. & SCHEIBE, S. 2018: *multcomp*. Simultaneous inference in general parametric models. Version 1.4-8. – <https://cran.r-project.org/web/packages/multcomp/multcomp.pdf> [zuletzt abgerufen am 02.10.2018].
- HUBER, J. K. & KOLLMANN, J. 2020: Recruitment filtering by a moss layer disadvantages large-seeded grassland species. – *Basic and Applied Ecology* **42**: 27–34.
- KAHMEN, S., POSCHLOD, P. & SCHREIBER, K.-F. 2002: Conservation management of calcareous grasslands. Changes in plant species composition and response of functional traits during 25 years. – *Biological Conservation* **104**: 319–328.

- KIEHL, K., KIRMER, A., DONATH, T. W., RASRAN, L. & HÖLZEL, N. 2010: Species introduction in restoration projects – Evaluation of different techniques for the establishment of semi-natural grasslands in Central and Northwestern Europe. – *Basic and Applied Ecology* **11**: 285–299.
- KIEHL, K. & PFADENHAUER, J. 2007: Establishment and persistence of target species in newly created calcareous grasslands on former arable fields. – *Plant Ecology* **189**: 31–48.
- LEGENDRE, P. 2019: A temporal beta-diversity index to identify sites that have changed in exceptional ways in space-time surveys. – *Ecology and Evolution* **9**: 3500–3514.
- LIPPERT, W. 1989: Pflegemaßnahmen auf der Haide, warum? – In: GEISEL, O. (Hrsg.): Garching Heide Echinger Lohe. Naturschutzgebiete in der Gemeinde Echting, Landkreis Freising: 82–83. – Gemeinde Echting, Echting.
- LITTLEWOOD, N.A., STEWART, A.J.A. & WOODCOCK, B. A.E.N. 2012: Science into practice - how can fundamental science contribute to better management of grasslands for invertebrates? – *Insect Conservation and Diversity* **5**: 1–8.
- LONDO, G. 1976: The decimal scale for relevés of permanent quadrats. – *Vegetatio* **33**: 61–64.
- MASKELL, L.C., SMART, S.M., BULLOCK, J.M., THOMPSON, K.E.N. & STEVENS, C.J. 2010: Nitrogen deposition causes widespread loss of species richness in British habitats. – *Global Change Biology* **16**: 671–679.
- MATTHIES, D., BRÄUER, I., MAIBOM, W. & TSCHARNTKE, T. 2004: Population size and the risk of local extinction. Empirical evidence from rare plants. – *Oikos* **105**: 481–488.
- METZING, D., HOFBAUER, N., LUDWIG, G. & MATZKE-HAJEK, G. 2018: Rote Liste gefährdeter Tiere, Pflanzen und Pilze Deutschlands. Band 7: Pflanzen. – Bundesamt für Naturschutz, Bonn-Bad Godesberg.
- NEWTON, A.C., WALLS, R.M., GOLICHER, D., KEITH, S.A., DIAZ, A. & BULLOCK, J.M. 2012: Structure, composition and dynamics of a calcareous grassland metacommunity over a 70-year interval. – *Journal of Ecology* **100**: 196–209.
- OBERDORFER, E. 2001: Pflanzensoziologische Exkursionsflora für Deutschland und angrenzende Gebiete. 8th ed. – Eugen Ulmer, Stuttgart.
- OBERDORFER, E. & KORNECK, D. 1993: Klasse: Festuco-Brometea Br.-Bl. et Tx. 43. – In: OBERDORFER, E. (Hrsg.): Süddeutsche Pflanzengesellschaften. Teil II: Sand- und Trockenrasen, Heide- Borstgras-Gesellschaften, alpine Magerrasen, Saum-Gesellschaften, Schlag- und Hochstauden-Fluren: 86–180. – Gustav Fischer Verlag, Jena.
- PARTZSCH, M. 2011: Does land use change affect the interactions between two dry grassland species? – *Flora* **206**: 550–558.
- PFADENHAUER, J. & LIEBERMANN, C. 1986: Eine geobotanische Dauerbeobachtungsfläche im Naturschutzgebiet Garching Heide. – *Berichte der Bayerischen Botanischen Gesellschaft* **57**: 99–110.
- PÖLLINGER, A. & KIEFER, J. 2017: Gesamtartenliste Pflanzenarten der Garching Heide. –Unveröffentlichtes Gutachten, Schober Gesellschaft für Landschaftsarchitektur mbH, Freising.
- POSCHLOD, P., KIEFER, S., TRÄNKLE, U., FISCHER, S. & BONN, S. 1998: Plant species richness in calcareous grasslands as affected by dispersability in space and time. – *Applied Vegetation Science* **1**: 75–91.
- POSCHLOD, P. & WALLISDEVRIES, M.F. 2002: The historical and socioeconomic perspective of calcareous grasslands—lessons from the distant and recent past. – *Biological Conservation* **104**: 361–376.
- QUINGER, B., BRÄU, M. & KORNPBST, M. 1994: Lebensraumtyp Kalkmagerrasen. – *Landschaftspflegekonzept Bayern, Band II.1, 1. Teilband*. München: 266 S.
- R CORE TEAM 2018: R: A language and environment for statistical computing. – R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
- RAUNKJÆR, C. 1918: Recherches statistiques sur les formations végétales. – *Biologiske Meddelelser/Kongelige Danske Videnskabernes Selskab* **1**: 1–80.
- RIDDING, L.E., BULLOCK, J.M., PEScott, O.L., HAWES, P., WALLS, R., PEREIRA, M.G., THACKER, S.A., KEENAN, P.O., DRAGOSITS, U. & PYWELL, R.F. 2020: Long-term change in calcareous grassland vegetation and drivers over three time periods between 1970 and 2016. – *Plant Ecology* **221**: 377–394.

- RÖDER, D. 2004: Populationsökologische Untersuchungen an *Pulsatilla patens* (L.) Mill im Naturschutzgebiet Garchinger Heide. – Diplomarbeit (unveröffentlicht). 52 S.
- RÖDER, D. & KIEHL, K. 2006: Population structure and population dynamic of *Pulsatilla patens* (L.) Mill. in relation to vegetation characteristics. – *Flora* **201**: 499–507.
- SCHUEURER, M. & AHLMER, W. 2003: Rote Liste gefährdeter Gefäßpflanzen Bayerns mit regionalisierter Florenliste. – LfU, Augsburg.
- SCHOPP-GUTH, A. 1991: Floristische Untersuchungen zu ausgewählten Pflanzenarten im Naturschutzgebiet Garchinger Haide. – Bericht für Bayerisches Landesamt für Umweltschutz.
- SEIBOLD, S., GOSSNER, M.M., SIMONS, N.K., BLÜTHGEN, N., MÜLLER, J., AMBARLI, D., AMMER, C., BAUHUS, J., FISCHER, M., HABEL, J.C., LINSENMAIR, K.E., NAUSS, T., PENONE, C., PRATI, D., SCHALL, P., SCHULZE, E.-D., VOGT, J., WÖLLAUER, S. & WEISSER, W.W. 2019: Arthropod decline in grasslands and forests is associated with landscape-level drivers. – *Nature* **574**: 671–674.
- SMART, S.M., BUNCE, R.G.H., MARRS, R., LEDUC, M., FIRBANK, L.G., MASKELL, L.C., SCOTT, W.A., THOMPSON, K. & WALKER, K.J. 2005: Large-scale changes in the abundance of common higher plant species across Britain between 1978, 1990 and 1998 as a consequence of human activity. Tests of hypothesised changes in trait representation. – *Biological Conservation* **124**: 355–371.
- STEVENS, C.J., CEULEMANS, T., HODGSON, J.G., JARVIS, S., GRIME, J.P. & SMART, S.M. 2016: Drivers of vegetation change in grasslands of the Sheffield region, northern England, between 1965 and 2012/13. – *Applied Vegetation Science* **19**: 187–195.
- SUBAL, W. 1992: Die Flora der Gipshügel bei Kilsheim einst und jetzt. – *Natur und Mensch* **1992**: 107–120.
- TÄLLE, M., DEÁK, B., POSCHLOD, P., VALKÓ, O., WESTERBERG, L. & MILBERG, P. 2018: Similar effects of different mowing frequencies on the conservation value of semi-natural grasslands in Europe. – *Biodiversity and Conservation* **27**: 2451–2475.
- UMWELTBUNDESAMT 2014: Reaktiver Stickstoff in Deutschland: Ursachen, Wirkungen, Maßnahmen. – Dessau-Roßlau.
- UMWELTBUNDESAMT (Hrsg.) 2018: PINETI-3: Modellierung atmosphärischer Stoffeinträge von 2000 bis 2015 zur Bewertung der ökosystem-spezifischen Gefährdung von Biodiversität durch Luftschadstoffe in Deutschland. – Dessau-Roßlau.
- WILSON, J.B., PEET, R.K., DENGLER, J., PÄRTEL, M. & PALMER, M. 2012: Plant species richness. The world records. – *Journal of Vegetation Science* **23**: 796–802.

# ZOBODAT - [www.zobodat.at](http://www.zobodat.at)

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: [Berichte der Bayerischen Botanischen Gesellschaft zur Erforschung der Flora](#)

Jahr/Year: 2020

Band/Volume: [90](#)

Autor(en)/Author(s): Bauer Markus, Kiefer Jonathan, Albrecht Harald

Artikel/Article: [Vegetationsveränderungen auf Dauerbeobachtungsflächen im Naturschutzgebiet Garching Heide über 35 Jahre 43-66](#)