



Niedersächsischer Landesbetrieb für
Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz



Wiederherstellung und Pflege artenreicher Borstgrasrasen

Fachaustausch im Rahmen des IP-LIFE-Projektes
„Atlantische Sandlandschaften“



Niedersachsen



„Wiederherstellung und Pflege artenreicher Borstgrasrasen des LRT 6230* im Tiefland“ – Fachaustausch im Rahmen des IP-LIFE-Projektes „Atlantische Sandlandschaften“ am 10. und 11.Mai 2023 in Niederhaverbeck

Inhalt

Vorwort	S. 224	SCHNEIDER, S.: Methoden zur Wiederherstellung artenreichen Graslandes: Erfahrungen aus 20 Jahren	
PEPPLER-LISBACH, C.: Borstgrasrasen im niedersächsischen Tiefland	S. 225	Renaturierungspraxis in Luxemburg – Vorgehensweisen und Tipps	S. 293
SCHWARZER, O.: Zur Situation des prioritären Lebensraumtyps 6230* „Artenreiche Borstgrasrasen“ in der atlantischen Region Niedersachsens	S. 237	Most, A.: Fördermöglichkeiten für Borstgrasrasen in Niedersachsen	S. 306
HÄRDITZ, W., MEYN, K. & SCHWARZER, O.: Nährstoffkreisläufe und Management – Kann Management atmogene Stickstoffeinträge in „Atlantischen Sandlandschaften“ kompensieren?	S. 250	SCHWARZER, O.: Arten- und insektenschonende maschinelle Bewirtschaftungsverfahren für die Instandsetzung und Pflege von Borstgrasrasen	S. 312
BATHKE, M.: Untersuchungen zur bodenchemischen Charakterisierung von Wiederherstellungsflächen des LRT 6230* „Artenreiche Borstgrasrasen“	S. 258	WITTIG, B.: Exkursion zu Borstgrasrasen des Lebensraumtyps 6230* in den Landkreisen Heidekreis, Rotenburg (Wümme) und Verden	S. 317
LUIJTEN, S., LOEB, R., SEIP, L. & OOSTERMEIJER, G.: Strategien und Herausforderungen bei der Wiederherstellung von Borstgrasrasen: Einblicke in niederländische Feldexperimente	S. 267	MEYN, K. & SCHWARZER, O.: Borstgrasrasen im niedersächsischen Tiefland – Erkenntnisse für die Naturschutzpraxis	S. 326
TREIBER, R.: Borstgrasrasen erhalten und wiederherstellen – Vorstellung der Nutzung, Pflege und möglicher Maßnahmen im Südschwarzwald	S. 278		

Vorwort

Mit dem Integrierten LIFE-Projekt „Atlantische Sandlandschaften“ (www.sandlandschaften.de) wirken die Länder Nordrhein-Westfalen und Niedersachsen darauf hin, wertvolle Naturräume in der atlantischen biogeographischen Region zu erhalten und dem Verlust der biologischen Vielfalt entgegenzuwirken. Hierzu werden zwei grundlegende Ansätze verfolgt: einerseits die Entwicklung eines methodisch-konzeptionellen Ansatzes für die Verbesserung der im Projektfokus stehenden Lebensraumtypen (LRT) und Arten und andererseits die Durchführung konkreter Maßnahmen vorwiegend in Natura 2000-Gebieten der Sandlandschaften, um die Erhaltungszustände von 15 ausgewählten Lebensraumtypen und 10 Fokusarten zu verbessern. Alle diese Lebensraumtypen und Arten sind auf nährstoffarme Verhältnisse angewiesen und von kontinuierlicher Pflege abhängig. Neben Arten wie Zauneidechse und Schlingnatter, Kreuz- und Knoblauchkröte sowie dem Schwimmenden Froschkraut stehen in Niedersachsen die Lebensraumtypen der Binnendünen, Nährstoffarmen Seen, Feuchten Heiden und die im Folgenden ausführlich betrachteten artenreichen Borstgrasrasen (Lebensraumtyp 6230*) im Fokus der Bemühungen.

Im Verlauf des seit 2016 laufenden Projektes wurden gemeinsam mit den vielen Projektpartnerinnen und -partnern vor Ort zahlreiche Borstgrasrasen im Gelände bereit. Die hierbei vorgefundenen Defizite bestätigten, dass die Gefährdungen auf diesen LRT vielfältig wirken. Jeder Standort wirft eigene Fragen zu geeigneten Instandsetzungsverfahren, zu Nährstoffhaushalt, Klimafaktoren, der Ökologie einzelner seltener Arten und nicht zuletzt zu Aspekten des sachgerechten Flächenmanagements auf.

Neben den bekannten Ursachen der LRT-spezifischen Gefährdungen wurde das Wissensdefizit selbst als ein Grund für den fortschreitenden Verlust des Lebensraumtyps identifiziert. Daher wurden die für diesen LRT zuständigen Akteurinnen und Akteure aus der Atlantischen Region zu einem zweitägigen Erfahrungsaustausch „Artenreiche Borstgrasrasen“ eingeladen, der im Mai 2023 mit 55 Teilnehmenden in der Lüneburger Heide stattfand. Die bundesweite und internationale Expertise aus Praxis und Forschung zur aktuellen Situation, Wiederherstellung und Pflege artenreicher Borstgrasrasen des LRT 6230* wurde im Rahmen dieser Veranstaltung gebündelt und mit unteren Naturschutzbehörden, Ökologischen Stationen, Landesforsten sowie zahlreichen weiteren Akteurinnen und Akteuren aus Niedersachsen, Nordrhein-Westfalen, aber auch anderen Bundesländern geteilt und diskutiert.

Von Referierenden aus Niedersachsen, Baden-Württemberg, Luxemburg und den Niederlanden erwarten Sie in diesem Heft spannende Beiträge zu Grundlagen der Standortfaktoren und Genese der Borstgrasrasen, zum Umgang mit Nährstoffeinträgen sowie Praxisbeispiele aus der Pflege, Entwicklung und artenschonenden Bewirtschaftung von artenreichen Borstgrasrasen.

Danksagung

Unser Dank gilt allen Mitwirkenden der Fachtagung. Gedankt sei Axel Jahn (Loki-Schmidt-Stiftung) für die professionelle Moderation. Ein besonderer Dank gilt allen Vortragenden, die während des Seminars stets für Fragen ansprechbar waren und mit Ihren Beiträgen maßgeblich zum Gelingen des vorliegenden Heftes beigetragen haben. Herzlich möchten wir uns auch bei den NLWKN-Kolleginnen und -Kollegen Germaine Denda, Annette Most und Dr. Burghard Wittig für die Vorbereitung der Veranstaltung und der Exkursion bedanken. Für die Begleitung der Exkursionen möchten wir uns zudem besonders bei Antje Mahnke-Ritoff (UNB Verden), Sarina Pils (Ökologische NABU-Station Oste Region) und Mathias Holsten (Bereich Umwelt- und Klimaschutz Samtgemeinde Zeven) bedanken. Der Firma Biber danken wir in diesem Zusammenhang für die umfangreiche Technikvorführung.

Für die jahrelange hervorragende Zusammenarbeit im Rahmen des IP LIFE Projektes „Atlantische Sandlandschaften“, den stets hilfreichen Austausch und die Mitwirkung bei der Veranstaltung ergeht ein ganz besonderer Dank an Dirk Mertens und den Verein Naturschutzpark (VNP).

Und nicht zuletzt bedanken wir uns bei allen Teilnehmenden für das Einbringen der eigenen Fragen und Erfahrungen sowie konstruktive Diskussionen.

Wir hoffen, dass der Fachaustausch „Borstgrasrasen“ einen starken Impuls gibt, sich der verbliebenen Borstgrasrasen gemeinsam anzunehmen und möchten mit diesem Heft den zuständigen Stellen die notwendigen Grundlagen mit auf den Weg geben für die erfolgreiche Umsetzung der notwendigen Maßnahmen.

Wir wünschen allen Interessierten viel Vergnügen bei der Lektüre dieses Heftes sowie gutes Gelingen und einen langen Atem bei der Bewahrung artenreicher Borstgrasrasen.

Für das Projektteam IP-LIFE „Atlantische Sandlandschaften“

Leonie Braasch, Thomas Kutter, Kristof Meyn und Ortrun Schwarzer



Mitwirkende des Erfahrungsaustausches „Artenreiche Borstgrasrasen des LRT 6230*“ am 10. und 11. Mai 2023 in Niederhaverbeck

Borstgrasrasen im niedersächsischen Tiefland

von Cord Pepler-Lisbach

Inhalt

1	Einleitung	225	6	Gefährdung	232
2	Was sind Borstgrasrasen?	225	7	Zusammenfassung	234
3	Entstehung und geografische Verbreitung	227	8	Summary	235
4	Gesellschaftsgliederung	228	9	Literatur	235
5	Standortsbedingungen und Nutzung	230			

1 Einleitung

Im Rahmen eines Fachaustausches zur Wiederherstellung und Pflege artenreicher Borstgrasrasen des LRT 6230* im niedersächsischen Tiefland (atlantische Region) soll der vorliegende Beitrag vor allem grundlegende Informationen zum Lebensraumtyp zur Verfügung stellen. Neben der Frage, was man überhaupt unter „Borstgrasrasen“ versteht, d. h. wie sie als Vegetationstyp, Biotoptyp oder Lebensraumtyp definiert sind, sollen ihre geografische Verbreitung, ihre Lebensbedingungen und Ausprägungen sowie Gefähr-

dungsursachen behandelt werden. Vegetationskundliche Beschreibungen von Borstgrasrasen finden sich für Niedersachsen u. a. bei PREISING (1949, 1950), PEPLER (1992), PEPLER-LISBACH & PETERSEN (2001) sowie PREISING et al. (2012). Eine neuere Zusammenstellung des Kenntnisstandes über Borstgrasrasen liefern SCHWABE et al. (2019). Definitionen zu den entsprechenden Biotoptypen bzw. Lebensraumtypen finden sich bei DRACHENFELS (2021), EUROPEAN COMMISSION (2013) und NLWKN (2022).

2 Was sind Borstgrasrasen?

Unter Borstgrasrasen verstand man in der Vegetationskunde ursprünglich schwach produktives, aus landwirtschaftlicher Sicht uninteressantes Grasland, welches von *Nardus stricta* (Borstgras) dominiert wurde. Frühe Erwähnungen aus dem 19. oder frühen 20. Jahrhundert finden sich vor allem aus dem Alpenraum, aber auch aus anderen europäischen Gebirgen, wie z. B. der Hohen Tatra, dem französischen Zentralmassiv oder Skandinavien (Literatur dazu s. PEPLER 1992). Dabei wurde auch häufig die allgemeine lateinische Bezeichnung „Nardetum“ verwendet. Die frühesten pflanzensoziologischen Beschreibungen aus den deutschen Mittelgebirgen (z. B. Schwarzwald, Eifel, Schwäbische Alb, Sauerland) stammen aus den 1930er und 1940er Jahren (ebda.). Für das nordwestdeutsche Tiefland hat vor allem PREISING (1950) als erster Autor die Borstgrasrasen genauer definiert und klassifiziert. Die detailliertere vegetationskundliche Analyse dieser Arbeiten führte dazu, dass Borstgrasrasen heute weniger über die Dominanz der namensgebenden Grasart definiert werden, sondern über die gesamte Artenkombination, wobei bestimmte kennzeichnende Arten (Kennarten) maßgeblich für die Zuordnung sind.

An dieser vorwiegend floristischen Definition halten auch die Klassifikation der Biotoptypen in Niedersachsen (DRACHENFELS 2021) und die europäische Lebensraumtypen-Klassifikation der FFH-Richtlinie (EUROPEAN COMMISSION 2013) fest. Gleichzeitig entwickelte sich die pflanzensoziologische Systematik (Syntaxonomie) der Borstgrasrasen und damit auch die Beschreibung der verschiedenen Ausprägungen als floristisch definierte Pflanzengesellschaften bzw. Assoziationen. Dabei werden die mitteleuropäischen Borstgrasrasen zur Ordnung *Nardetalia strictae* Preising 1949 innerhalb der Klasse *Calluno-Ulicetea* Westhoff et al. 1946 (Heiden und Borstgrasrasen) gestellt (RENNWALD 2000). In Nordwestdeutschland treten dabei nur die Borstgrasrasen der unteren Höhenlagen auf (Verband *Violion caninae* Schwickerath 1944) mit einer Höhenverbreitung vom Tiefland bis in die montane Stufe. Die syntaxonomische Gliederung der Borstgrasrasen in Deutschland ist bei PEPLER-LISBACH & PETERSEN (2001) genauer dargestellt (zu den einzelnen Gesellschaften s. Kap. 4).

Die für Nordwestdeutschland bezeichnenden Arten der Borstgrasrasen (nach DRACHENFELS 2021 und PEPLER-LISBACH & PETERSEN 2001) sind in Tab. 1 aufgelistet.

Daneben gibt es eine Reihe weiterer begleitender Arten, welche auch in anderen Vegetationstypen (z. B. Heiden, sonstiges mageres Grasland, Kulturgrasland) zu finden sind. Die in Borstgrasrasen vorkommenden Arten sind vorwiegend niedrigwüchsig und konkurrenzschwach. Dazu zählen vor allem die Untergräser (z. B. *Nardus stricta*, Abb. 1a), *Festuca rubra* agg. (Artengruppe Rot-Schwingel), *F. filiformis* (Grannenloser Schaf-Schwingel), *Anthoxanthum odoratum* (Gewöhnliches Ruchgras), *Agrostis capillaris* (Rotes Straußgras) oder andere niedrige Grasartige wie *Luzula campestris* agg. (Artengruppe Feld-Hainsimse) oder *Carex*

pilulifera (Pillen-Segge). Auch die Kräuter sind eher kleinwüchsig, davon einige rosettig beblättert (wie *Hieracium pilosella*, Mausohr-Habichtskraut und *Hypochaeris radicata*, Gewöhnliches Ferkelkraut), halbrossetig (wie *Arnica montana*, Arnika, Abb. 1b und *Succisa pratensis*, Teufelsabbiss) oder kriechend (wie *Galium saxatile*, Harzer Labkraut und *Veronica officinalis*, Wald-Ehrenpreis). Daneben treten auch Zwergsträucher in wechselnden Anteilen auf, darunter *Calluna vulgaris* (Besenheide), *Erica tetralix* (Glocken-Heide) und *Genista anglica* (Englischer Ginster).

Tab. 1: Kennarten der Borstgrasrasen im niedersächsischen Tiefland

(nach DRACHENFELS 2021, *ergänzt nach PEPPLER-LISBACH & PETERSEN 2001). Stetigkeiten basierend auf Datensatz von 304 Vegetationsaufnahmen von verschiedenen Autoren aus dem nordwestdeutschen Tiefland, zusammengestellt bei PEPPLER (1992). Werte in Klammern: Prozentangaben unsicher wegen unvollständiger Zuordnung zu den Kleinarten von *Luzula campestris* agg.

Kennarten	Stetigkeit (%)	Begleiter	Stetigkeit (%)
<i>Festuca filiformis</i>	83	<i>Agrostis capillaris</i>	64
<i>Nardus stricta</i>	76	<i>Calluna vulgaris</i>	55
<i>Potentilla erecta</i>	69	<i>Anthoxanthum odoratum</i>	51
<i>Danthonia decumbens</i>	63	<i>Molinia caerulea</i>	49
<i>Luzula campestris</i> *	(57)	<i>Festuca rubra</i> agg.	39
<i>Galium saxatile</i>	46	<i>Carex nigra</i>	37
<i>Carex pilulifera</i>	38	<i>Holcus lanatus</i>	37
<i>Luzula multiflora</i> *	(25)	<i>Succisa pratensis</i>	34
<i>Juncus squarrosus</i>	20	<i>Carex panicea</i>	33
<i>Viola canina</i>	19	<i>Erica tetralix</i>	32
<i>Pedicularis sylvatica</i>	18	<i>Hypochaeris radicata</i>	30
<i>Veronica officinalis</i>	16	<i>Hieracium pilosella</i>	28
<i>Polygala vulgaris</i>	15	<i>Rumex acetosella</i>	23
<i>Arnica montana</i>	14	<i>Plantago lanceolata</i>	22
<i>Luzula congesta</i> *	(13)	<i>Salix repens</i>	21
<i>Carex leporina</i> (= <i>Carex ovalis</i>)*	11	Moose	
<i>Botrychium lunaria</i>	9	<i>Rhytidiadelphus squarrosus</i>	33
<i>Platanthera bifolia</i> *	5	<i>Hypnum jutlandicum</i> et <i>cupressif.</i>	25
<i>Antennaria dioica</i>	3	<i>Scleropodium purum</i>	25
<i>Hypericum maculatum</i>	3	<i>Pleurozium schreberi</i>	23
<i>Polygala serpyllifolia</i>	2	<i>Aulacomnium palustre</i>	21
<i>Hieracium lactucella</i> *	1		
<i>Viola riviniana</i>	-		
<i>Carex pallescens</i>	-		
<i>Euphrasia nemorosa</i>	-		
<i>Diphasiastrum complanatum</i>	-		
<i>Diphasiastrum zeilleri</i>	-		
<i>Lathyrus linifolius</i>	-		



Abb. 1: Borstgrasrasen-Kennarten. a) Borstgras (*Nardus stricta*), b) Arnika (*Arnica montana*), c) Hunds-Veilchen (*Viola canina*), d) Echte Mondraute (*Botrychium lunaria*), e) Sparrige Binse (*Juncus squarrosus*), f) Gewöhnliches Kreuzblümchen (*Polygala vulgaris*), g) Wald-Läusekraut (*Pedicularis sylvatica*) (Fotos: C. Peppler-Lisbach)

3 Entstehung und geografische Verbreitung

Borstgrasrasen haben ihre Existenz dem Menschen zu verdanken. Sie sind vermutlich ursprünglich, ausgehend von zunehmend aufgelichteten beweideten Wäldern, durch extensive Beweidung (Schafe, Rinder etc.) entstanden bzw. genutzt worden. In einigen Gebieten (feuchte Niederungen und Täler, Berglagen) bestand die traditionelle Nutzung aber auch aus einer einschürigen Mahd (PEPPLER 1992). In Niedersachsen waren Borstgrasrasen in vorindustrieller Zeit landesweit in fast allen Naturräumen vertreten und teilweise verbreitet. Lediglich in den Marschen (salzbeeinflusste oder schwere, tonreiche Böden), den Börden (fruchtbare Lössböden) und den von kalkreichen Böden dominierten Teilen des Hügellandes dürften sie immer schon weitgehend gefehlt haben (s. Abb. 2: Anzahl der Kennarten).

Heute haben die noch vorhandenen Reliktflächen landesweit gesehen ihren Verbreitungsschwerpunkt einerseits in den submontan-montanen Lagen des Hügel- und Berglandes (vor allem im Harz, aber auch z. B. im Kaufunger Wald oder im Solling), andererseits auf Geest- und Moorstandorten des Tieflandes. Die aktuell noch vorhandene Fläche in Niedersachsen wird von NLWKN (2022) auf ca. 500 ha geschätzt, davon etwa 350 ha im Tiefland. Dabei haben die einzelnen Gesellschaften allerdings unterschiedliche Flächenanteile und Verbreitungsschwerpunkte (PEPPLER-LISBACH & PETERSEN 2001, s. auch Kap. 4).

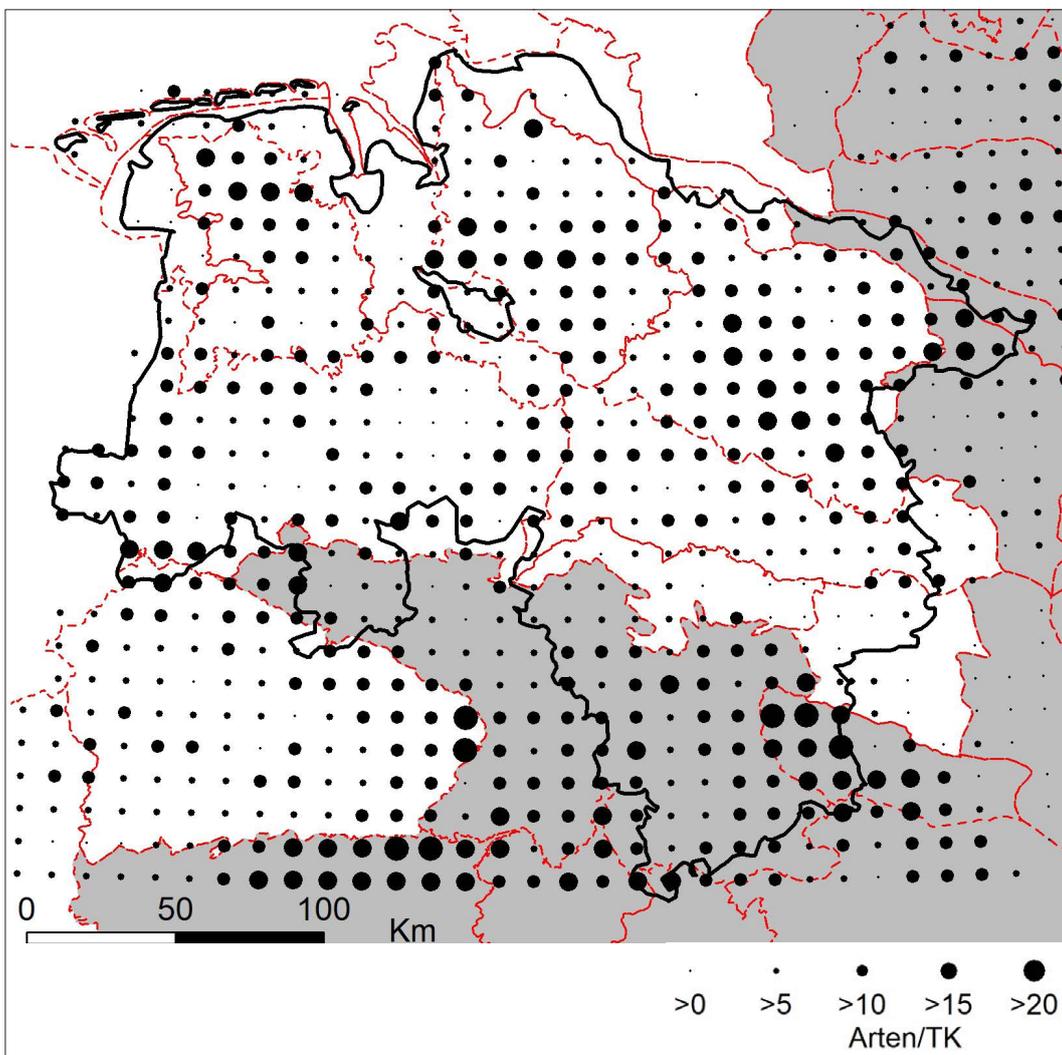


Abb. 2: Anzahl von Kennarten der Borstgrasrasen pro Rasterfeld der topografischen Karte 1:25.000 (TK) auf Grundlage der floristischen Kartierung (Florakart-Daten, BfN 2006, Zeitraum 1980-2006). Grau: kontinentale Region.

4 Gesellschaftsgliederung

Im nordwestdeutschen Tiefland treten nach PEPLER-LISBACH & PETERSEN (2001) fünf unterschiedliche Gesellschaften der Borstgrasrasen auf (Tab. 2). Auf feuchten Böden findet man das *Gentiano pneumonanthis*-Nardetum Preisling 1950 (auch *Nardo-Gentianetum pneumonanthis*, Lungenenzian-Borstgrasrasen) und das *Juncetum squarrosi* Nordhagen 1922 (Torfbinsen-Borstgrasrasen). Diese feuchten Ausprägungen der Borstgrasrasen sind vor allem durch *Juncus squarrosus* (Sparrige Binse, Abb. 1e) und *Pedicularis sylvatica* (Wald-Läusekraut, Abb. 1g) charakterisiert. Beide Gesellschaften zeichnet außerdem die Anwesenheit Nässe anzeigender Magerkeitszeiger aus, die ihren Schwerpunkt in Kleinseggenrieden saurer Niedermoore haben, z. B. *Carex nigra*, *Carex panicea*, *Agrostis canina* oder *Viola palustris*. In den westlichen Tieflandsgebieten treten außerdem vorwiegend atlantisch verbreitete Arten hinzu und kennzeichnen speziell das auch in den benachbarten Niederlanden und Belgien vorkommende *Gentiano*-Nardetum, z. B. *Erica tetralix*, *Genista anglica*, *Gentiana pneumonanthe* (Lungen-Enzian) und *Cirsium dissectum* (Englische Kratzdistel). Das *Gentiano*-Nardetum ist damit aufgrund seiner Gesamtverbreitung eine für die atlantische Region besonders typische Borstgrasrasen-Gesellschaft. PREISING (1950) und PREISING et al. (2012) erwähnen zusätzlich für

die ostfriesischen Inseln das „*Platanthero bifoliae*-Nardetum *strictae*“, das jedoch mangels eigener Charakterarten als Gebietsausbildung dem *Gentiano*-Nardetum zugeordnet werden kann. Die genannten Typen gehören dem Biotoptyp Feuchter Borstgrasrasen (RNF) nach DRACHENFELS (2021) an.

Die Borstgrasrasen frischer bis mäßig trockener Standorte verteilen sich auf drei verschiedene Gesellschaften, das *Polygalo vulgaris*-Nardetum Oberdorfer 1957 (Kreuzblümchen-Borstgrasrasen), das *Botrychio-Polygaletum* Preisling 1950 (Mondrauten-Kreuzblümchen-Gesellschaft) als Regionalgesellschaft der ostfriesischen Inseln sowie die *Galium saxatile-Nardus stricta*-Gesellschaft (Harzer Labkraut-Borstgras-Gesellschaft). Allen drei Gesellschaften fehlen die oben genannten Feuchtezeiger.

Stattdessen kommen in den beiden erstgenannten Assoziationen einige Arten vor, die relativ basenreiche Böden bevorzugen und gleichzeitig feuchtemeidend sind, z. B. *Polygala vulgaris* (Gewöhnliches Kreuzblümchen, Abb. 1f), *Viola canina* (Hunds-Veilchen, Abb. 1c) oder *Veronica officinalis* (Wald-Ehrenpreis). Dazu kommen ebenfalls basenliebende Arten des mesophilen Grünlandes wie z. B. *Plantago lanceolata* (Spitz-Wegerich), *Achillea millefolium* (Gewöhnliche Schafgarbe) und *Lotus corniculatus* (Gewöhnlicher Hornklee). Das nur noch sehr selten auf den Ostfriesischen Inseln

vorkommende *Botrychio-Polygaletum* weist außerdem, neben der namengebenden *Botrychium lunaria* (Mondraute, Abb. 1d) noch Arten der Sandmagerrasen bzw. Dünen auf, u. a. *Carex arenaria* (Sand-Segge) und *Aira praecox* (Frühe Hafeschmiele). Durch die sandigen und relativ trockenen Dünen-Standorte bedingt fehlen im *Botrychio-Polygaletum* allerdings einige typischen Borstgrasrasen-Arten, was zeigt, dass diese Gesellschaft am Rand des Standortspektrums der Borstgrasrasen steht.

Die *Galium saxatile-Nardus*-Gesellschaften kennzeichnet stark saure, basenarme Standorte wie sie z. B. auf sehr

armen Sanderflächen oder silikatarmen Grundmoränen der Heidegebiete zu finden sind. Hier ist das Arteninventar deutlich eingeschränkt, besteht aber zu großen Anteilen aus typischen Arten der Borstgrasrasen. Basen- und Feuchtezeiger fehlen, dagegen können insbesondere *Nardus stricta*, *Deschampsia flexuosa* (Draht-Schmiele), *Festuca filiformis* oder *Calluna vulgaris* höhere Deckungswerte erreichen. Bei Zwergstrauch-Dominanz sind die Übergänge zu Sandheiden (Genisto anglicae-Callunetum Tüxen 1937) fließend.

Tab. 2: Gesellschaftsgliederung der Borstgrasrasen im nordwestdeutschen Tiefland (Auszug)

Datengrundlage: 304 Vegetationsaufnahmen verschiedener Autoren aus dem nordwestdeutschen Tiefland 1940-1989, zusammengestellt von PEPPLER (1992)

Nummer	1	2	3	4	5	Nummer	1	2	3	4	5
Gesellschaft	GN	JS	GNG	PN	BP	Gesellschaft	GN	JS	GNG	PN	BP
Zahl der Aufnahmen	120	37	77	38	32						
Gentiano-Nardetum						Botrychio-Polygaletum					
<i>Erica tetralix</i>	70	29	2	2	6	<i>Carex arenaria</i>	3	.	5	20	93
<i>Genista anglica</i>	22	.	14	20	.	<i>Botrychium lunaria</i>	1	.	.	.	87
<i>Hydrocotyle vulgaris</i>	35	.	.	.	3	<i>Aira praecox</i>	.	.	4	4	43
<i>Gentiana pneumonanthe</i>	40	2	.	.	.	<i>Vicia lathyroides</i>	43
<i>Luzula multiflora</i> ssp. <i>congesta</i>	34	<i>Ammophila arenaria</i>	37
<i>Cirsium dissectum</i>	30	8	.	.	.	<i>Trifolium campestre</i>	34
<i>Salix repens</i> s.l.	37	8	.	4	43	<i>Koeleria macrantha</i>	21
Juncenion squarrosi, Juncetum squarrosi						Violion caninae, Nardetalia					
<i>Juncus squarrosus</i>	22	48	13	14	.	<i>Festuca tenuifolia</i>	90	78	97	75	43
<i>Carex nigra</i>	69	70	2	4	3	<i>Nardus stricta</i>	90	100	77	75	.
<i>Carex panicea</i>	69	40	1	6	.	<i>Danthonia decumbens</i>	78	56	52	62	43
<i>Luzula multiflora</i>	49	27	4	6	6	<i>Luzula campestris</i> s. str.	50	51	47	64	100
<i>Agrostis canina</i>	39	29	1	2	.	<i>Galium saxatile</i>	57	62	43	43	.
<i>Pedicularis sylvatica</i>	45	5	.	.	.	<i>Carex pilulifera</i>	40	43	53	33	.
<i>Eriophorum angustifolium</i>	38	5	.	.	.	<i>Arnica montana</i>	26	10	7	6	.
<i>Juncus conglomeratus</i>	30	24	.	4	.	<i>Carex ovalis</i>	7	27	16	10	.
<i>Viola palustris</i>	31	5	.	2	.	<i>Luzula campestris</i> agg.	8	8	16	4	.
<i>Lysimachia vulgaris</i>	25	2	.	2	.	<i>Antennaria dioica</i>	4	.	1	.	18
<i>Molinia caerulea</i>	70	72	46	16	.	<i>Polygala serpyllifolia</i>	4	.	2	4	.
Violenion caninae, Polygalo-Nardetum						Calluno-Ulicetea					
<i>Viola canina</i>	5	2	10	50	62	<i>Deschampsia flexuosa</i>	12	21	34	20	.
<i>Veronica officinalis</i>	5	10	1	22	84	<i>Genista pilosa</i>	.	2	19	4	.
<i>Polygala vulgaris</i>	11	.	1	18	75	Übrige Arten					
<i>Plantago lanceolata</i>	9	5	4	64	65	<i>Potentilla erecta</i>	95	81	35	70	25
<i>Achillea millefolium</i> agg.	4	5	4	52	12	<i>Agrostis capillaris</i>	51	91	62	85	53
<i>Lotus corniculatus</i> agg.	17	2	.	31	71	<i>Anthoxanthum odoratum</i>	70	54	5	50	71
<i>Cerastium holosteoides</i>	7	5	.	33	43	<i>Festuca rubra</i> agg.	48	45	2	62	37
<i>Galium verum</i>	.	.	.	18	43	<i>Holcus lanatus</i>	50	43	5	41	43
						<i>Hypochoeris radicata</i>	22	21	20	50	65
						<i>Rumex acetosella</i>	9	21	49	41	.
						<i>Succisa pratensis</i>	59	29	.	45	.

GN: Gentiano-Nardetum; JS: Juncetum squarrosi; GNG: *Galium saxatile-Nardus stricta*-Gesellschaft; PN: Polygalo-Nardetum; BS: Botrychio-Polygaletum; Stetigkeiten in Prozent

Die drei Gesellschaften frischer Standorte können im niedersächsischen Tiefland dem Biotoptyp Trockener Borstgras-Magerrasen tieferer Lagen (RNT) nach DRACHENFELS (2021) zugeordnet werden. Hinsichtlich der Zuordnung zum prioritären FFH-Lebensraumtyp „Artenreiche montane Borstgrasrasen (und submontan auf dem europäischen Festland) auf Silikatböden“ (6230*) kann es vor allem bei der *Galium saxatile-Nardus*-Gesellschaft fragmentarische

Bestände geben, bei denen eine Zuordnung nicht gerechtfertigt ist (die Mindestanzahl der kennzeichnenden Arten beträgt nach DRACHENFELS 2021 fünf). Neben ausgesprochener Basenarmut kann auch eine initiale Vegetationsentwicklung, starker Tritt oder Verbrachung für die geringe Kennartenzahl verantwortlich sein, bei Übergängen zu Sandmagerrasen auch Trockenheit.

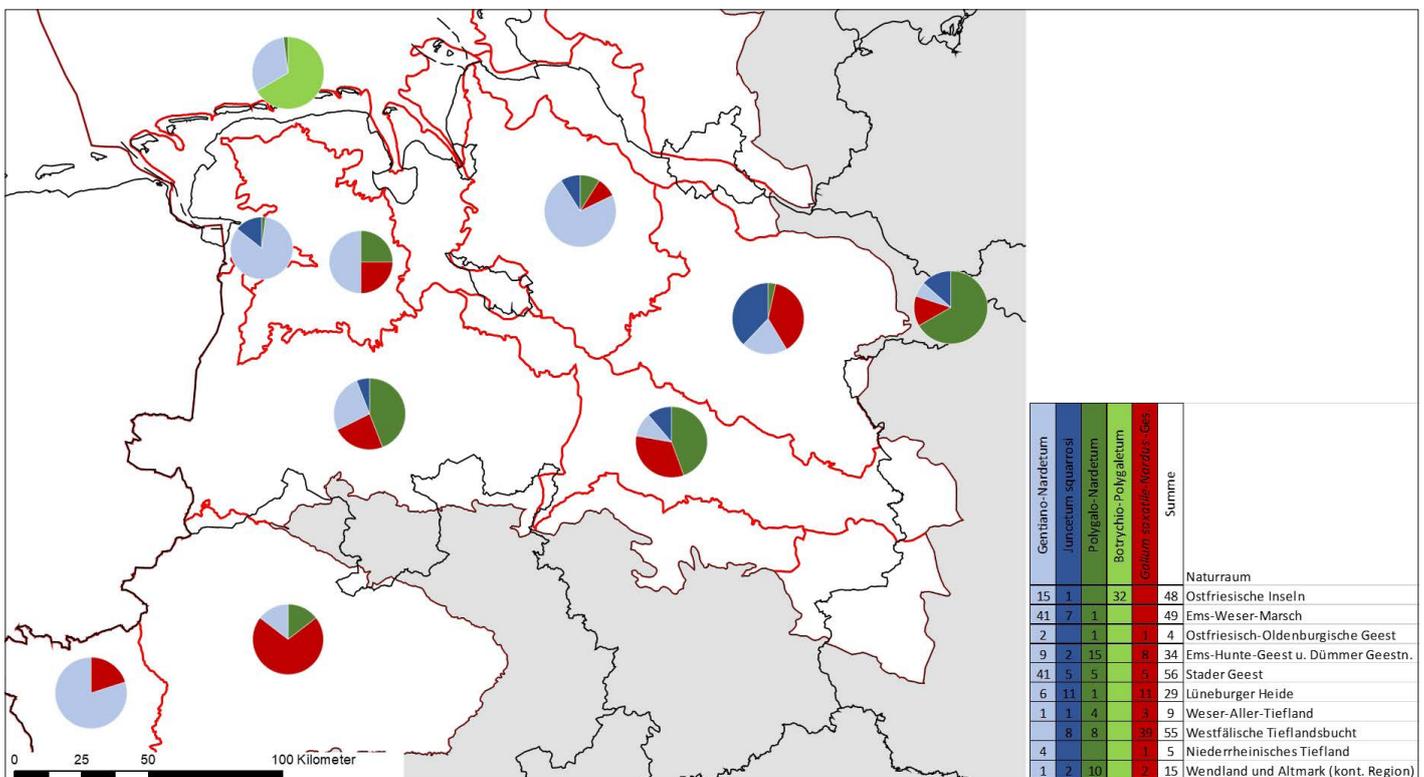


Abb. 3: Häufigkeitsverteilung der Gesellschaften auf die Naturräume im nordwestdeutschen Tiefland (304 Vegetationsaufnahmen 1940-1989, PEPLER 1992)

Die Verbreitung der genannten Gesellschaften in Nordwestdeutschland zeigt unterschiedliche Schwerpunkte (Abb. 3). Die genauere Verbreitung der einzelnen Gesellschaften ist dabei allerdings schwer zu ermitteln, da bei vielen Erfassungen keine genaue Differenzierung der jeweiligen Ausprägung vorgenommen wurde. So lassen sich die Verbreitungsschwerpunkte oft nur über die vorhandenen pflanzensoziologischen Aufnahmen und deren Anteile abschätzen. Danach dominieren im niedersächsischen Tiefland insgesamt eher die bodenfeuchten Borstgrasrasen. Von diesen hat das Gentiano-Nardetum eine vorwiegend westliche Verbreitung mit Schwerpunkten in den Ems-Marschen

(Organomarsch) sowie auf der Oldenburgisch-Ostfriesischen und der Stader Geest. Das Juncetum squarrosi weist dagegen höhere Anteile in der Lüneburger Heide auf. Von den bodentrockenen Rasen ist das Botrychio-Polygaletum auf die ostfriesischen Inseln beschränkt. Verbreitungsschwerpunkte des Polygalo-Nardetum und der *Galium saxatile-Nardus*-Gesellschaft sind die Geestgebiete, wobei der Kreuzblümchen-Borstgrasrasen häufiger in der Ems-Hunte Geest und im Wendland (schon außerhalb der atlantischen Region) vorkommt, während die *Galium saxatile-Nardus*-Gesellschaft vor allem in der Lüneburger Heide und in der Westfälischen Tieflandsbucht zu finden ist.

5 Standortsbedingungen und Nutzung

Borstgrasrasen besiedeln schwach nährstoffversorgte, feuchte bis mäßig trockene, stark bis mäßig saure Standorte (Abb. 4, 5a). Sie sind hinsichtlich ihrer Produktivität sowohl Stickstoff (N)- als auch Phosphor (P)-limitiert (PEPLER-LISBACH & PETERSEN 2001, SCHELFHOUT et al. 2021). Auf stark sauren Böden kann Mangel an Kalium, Calcium oder Magnesium hinzukommen (s. auch BATHKE 2024 in diesem Heft). Für zusätzlich ungünstige Standortbedingungen sorgen erhöhte Konzentrationen von Aluminium-Ionen bzw. niedrige Al/Ca-Verhältnisse (PEPLER 1992) und deutlich erhöhte Kohlenstoff/Stickstoff (C/N)-Verhältnisse im Boden (Abb. 5b). Diese Stressfaktoren führen zu einer starken Abhängigkeit des Artenreichtums vom pH-Wert des Bodens bzw. zu geringen Artenzahlen vor allem in der *Galium saxatile-Nardus*-Gesellschaft und den basenarmen Ausprägungen der feuchten Borstgrasrasen (PEPLER 1992, Abb. 6).

Während das Polygalo-Nardetum und das Botrychio-Polygaletum vorwiegend sandig-lehmige bzw. sandige Mineralböden (Podsol, Regosol, Braunerde) besiedeln, sind

Gentiano-Nardetum und Juncetum squarrosi weitgehend auf stau- oder grundwasserbeeinflusste Mineralböden (Pseudogley oder Gley inkl. Übergängen vor allem zum Podsol) oder auf entwässerte Nieder- oder Hochmoorböden beschränkt. Die *Galium saxatile-Nardus*-Gesellschaft kommt sowohl auf mineralischen als auch auf Torfböden vor, entscheidend ist die Basenarmut (PEPLER 1992).

Hinsichtlich der Nutzung dominiert im nordwestdeutschen Tiefland die extensive Weidenutzung mit deutlich unter einer GVE/ha (vor allem Rinder, Pferde, Schafe). Lediglich auf feuchten Böden der Organomarschen (z. B. Fehntjer-Tief-Gebiet) oder einiger Täler kommt auch eine einschürige Mahd als vorherrschende Nutzungsform vor. Die Nutzungsform schlägt sich deutlich in der Artenzusammensetzung des Gentiano-Nardetum nieder. Dabei werden beweidete Bestände insbesondere durch einen höheren Zwergstrauchanteil (*Calluna vulgaris*, *Erica tetralix*, *Genista anglica*, *Salix repens* = Kriech-Weide) charakterisiert, aber auch z. B. durch den Lückenpionier *Rumex acetosella* (Klei-

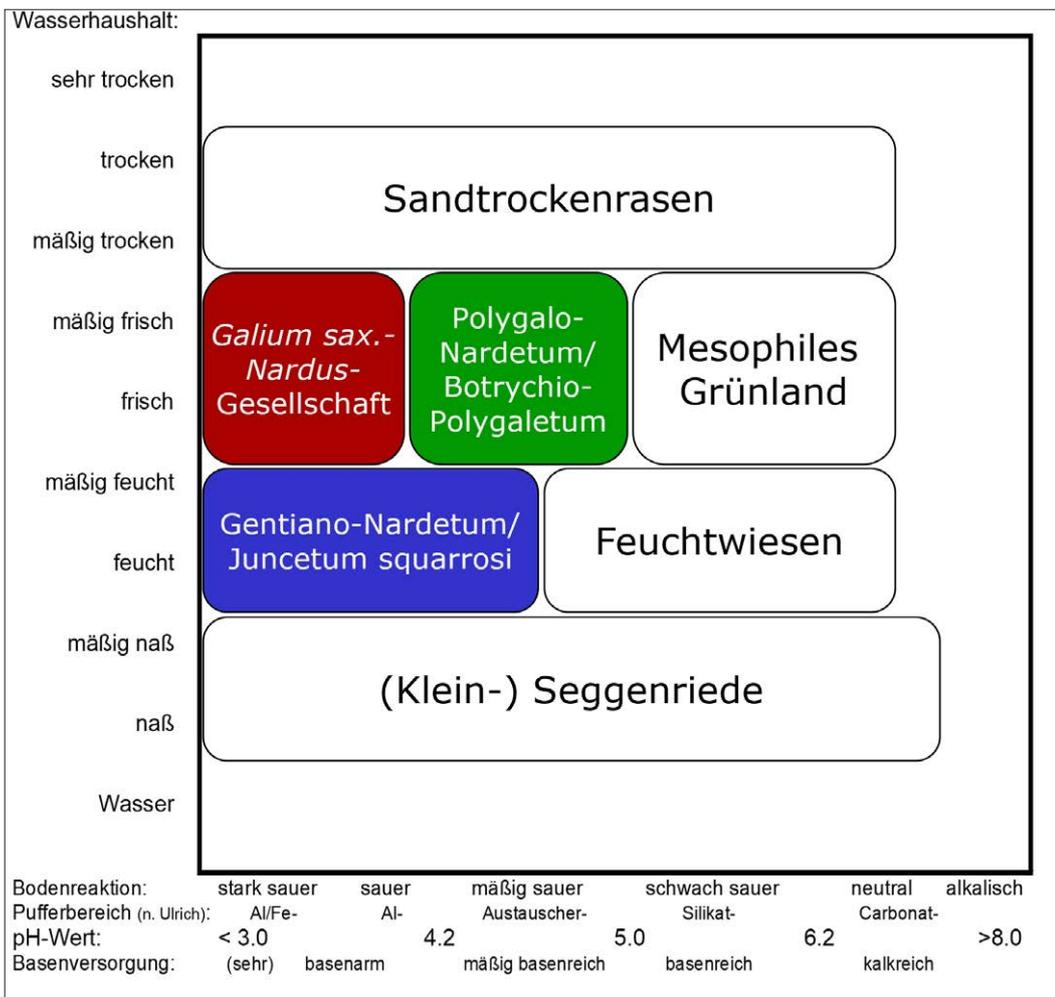


Abb. 4: Standortökologische Stellung der Borstgrasrasengesellschaften und ihrer Kontaktgesellschaften des ungedüngten Graslandes im nordwestdeutschen Tiefland

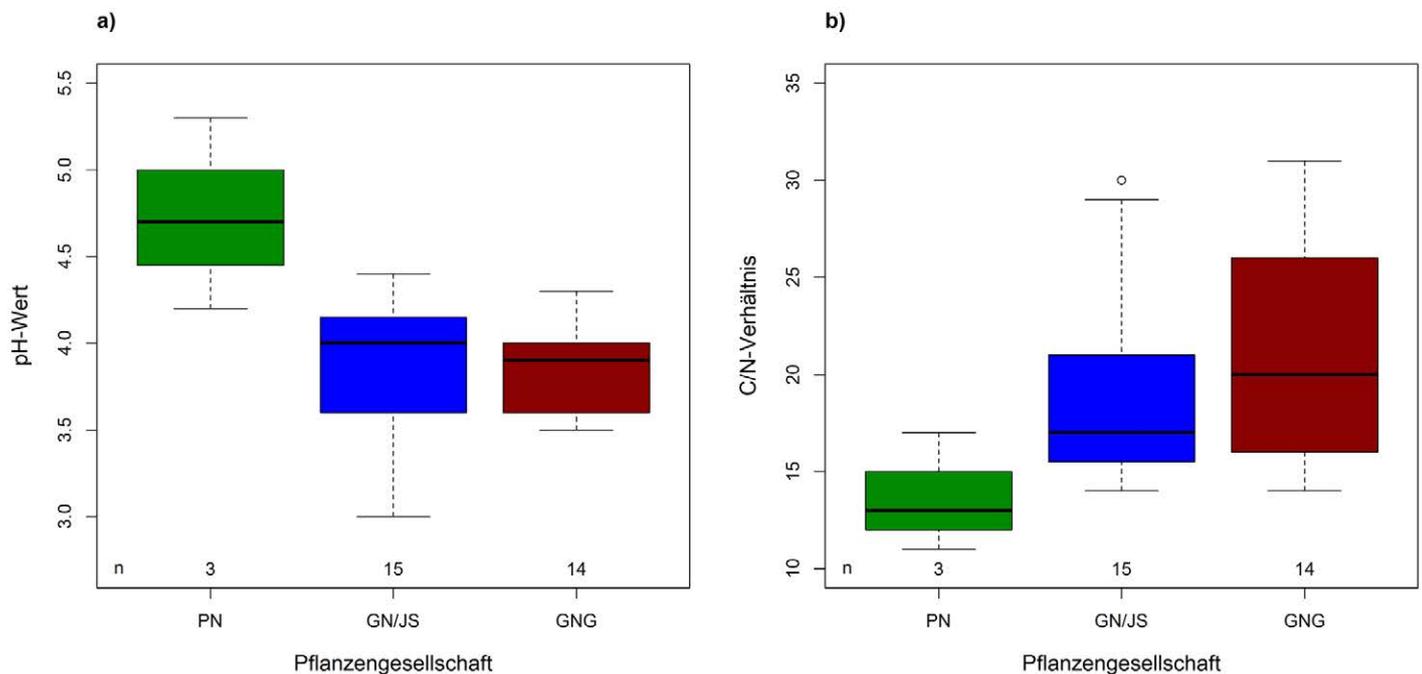


Abb. 5: Verteilung von pH-Werten (a) und C/N-Verhältnissen (b) in Vegetationsaufnahmen von Borstgrasrasen-Gesellschaften aus dem nordwestdeutschen Tiefland. PN: Polygalo-Nardetum, GN/JS: Gentiano-Nardetum und Juncetum squarrosi, GNG: *Galium saxatile-Nardus stricta*-Gesellschaft, n: Zahl der Aufnahmen. Daten aus PEPLER (1992)

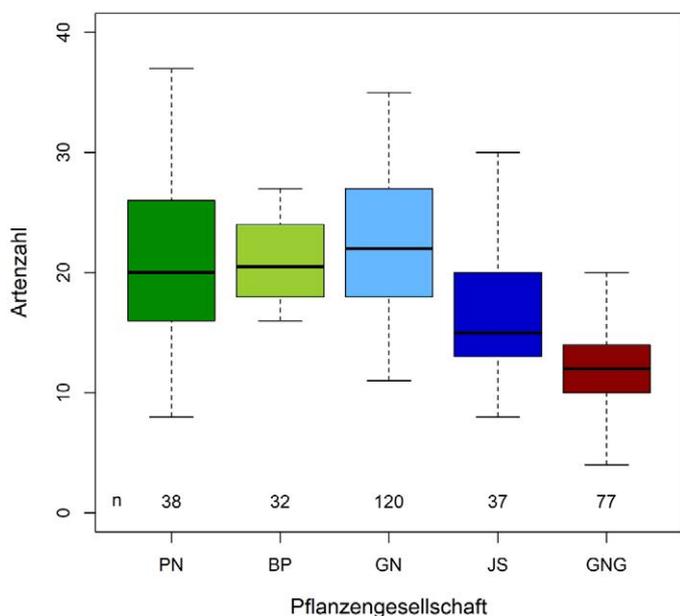


Abb. 6: Verteilung der Artenzahlen (nur Gefäßpflanzen) in Vegetationsaufnahmen von Borstgrasrasen-Gesellschaften aus dem nordwestdeutschen Tiefland. PN: Polygalo-Nardetum, BP: Botrychio-Polygaletum, GN: Gentiano-Nardetum, JS: Juncetum squarrosum, GNG: Galium saxatile-Nardus stricta-Gesellschaft, n: Zahl der Aufnahmen. Daten aus PEPLER (1992)

ner Sauerampfer), während in den gemähten Beständen (Schwerpunkt Ostfriesland) u. a. *Cirsium dissectum*, *Arnica montana* oder *Gentiana pneumonanthe* mit höheren Steigtigkeiten auftreten (PEPLER-LISBACH & PETERSEN 2001).

Je nach Umweltgradient gibt es zahlreiche Übergänge von Borstgrasrasen zu anderen Vegetationstypen, welche dann auch im Gelände als räumliche Kontaktgesellschaften zu beobachten sind (PEPLER 1992). So sind trockene Borstgrasrasen im Tiefland oft mit Sandmagerrasen assoziiert, die sie auf trockeneren bzw. humusärmeren Standorten ablösen. Auf basenarmen Böden sind dies oft artenarme *Festuca filiformis*-, *Deschampsia flexuosa*- oder *Calluna vulgaris*-reiche Bestände. Unter basenreicheren Bedingungen (Grundmoränen, Überflutungsbereiche der Täler) finden sich auch Übergänge zu artenreicheren Sandmagerrasen (z. B. Diantho-Armerietum) oder, bei besserer Wasserversorgung oder leichter Düngung, auch zu mesophilem Grünland.

6 Gefährdung

Borstgrasrasen sind Relikte einer vorindustriellen Landnutzung. Ihre schwache Produktivität infolge fehlender Düngung erlauben unter den gegenwärtigen sozio-ökonomischen Rahmenbedingungen meist keine rentable Nutzung, was oft entweder zu einer Intensivierung oder zur Nutzungsaufgabe führt bzw. geführt hat. Beide Entwicklungen haben schon vermutlich seit Mitte des 19. Jahrhunderts zu starken Bestandseinbußen beigetragen. Zunächst kam es durch die Aufgabe der Allmenden und nachfolgender Aufforstung oder Verbrachung vor allem in Heidegebieten zu Flächeneinbußen. Vor allem seit Mitte des 20. Jahrhunderts führte zusätzlich eine immer intensivere Landnutzung mit Düngung, Entwässerung und Grünlandumbruch zu einem weiteren drastischen Rückgang, so dass bereits in den 1970er Jahren Borstgrasrasen in Niedersachsen ledig-

Bodenfeuchte Borstgrasrasen grenzen in Niedermoorgebieten an Kleinseggenriede (*Caricion fuscae*) an, die sich jedoch durch höhere Grundwasserstände auszeichnen. Bei ähnlichen, etwas tieferen mittleren Wasserständen können Borstgrasrasen auf basenreicheren Standorten in Feuchtwiesengesellschaften (*Molinietalia*) übergehen, im Fehntjer Tief-Gebiet z. B. in Binsen-Pfeifengraswiesen (PREISING et al. 1997, PEPLER-LISBACH 1995). Zahlreiche Übergänge finden sich auch zu Heidegesellschaften (*Vaccinio-Genistetalia*), mit denen insbesondere Bestände der *Galium saxatile-Nardus*-Gesellschaft eng verzahnt sein können. Hier ist vor allem die Nutzung entscheidend. Stärkere Beweidung und Tritt benachteiligen die Zwergsträucher und fördern insbesondere die Gräser, z. B. Borstgras und Schafschwingel. Zudem kommen auf degenerierten Heideflächen Übergänge zu sehr artenarmen, durch *Deschampsia flexuosa* vergrasteten Beständen vor.

lich Reliktorkommen aufwiesen. Diese Tendenz hält bis in die jüngere Zeit an und konnte bisher durch die Einrichtung von Natura 2000-Gebieten lediglich verlangsamt werden.

Einhergehend mit der zunehmenden Industrialisierung spielen seit dem 20. Jahrhundert atmosphärische Stickstoff- und Schwefel-Depositionen als weitere Gefährdungsursachen eine zunehmende Rolle. Diese führen in erster Linie zu einer Versauerung der Böden, damit zum Verlust basischer Kationen sowie zu einem zunehmenden Risiko von Aluminium- und Ammonium-Toxizität (BOBBINK et al. 1998). Hinzu kommen eutrophierende Effekte von Stickstoff-Depositionen, die sich jedoch bei stark sauren Bedingungen wegen eingeschränkter Nitrifikation nicht unbedingt produktivitätssteigernd auswirken (BOBBINK et al. 1998).

In den Niederlanden werden depositionsbedingte Versauerungsprozesse für den Rückgang zahlreicher Arten wie *Arnica montana*, *Cirsium dissectum*, *Gentiana pneumonanthe*, *Antennaria dioica* oder *Viola canina*) verantwortlich gemacht (BOBBINK et al. 1998, KLEIJN et al. 2008, DE GRAAF et al. 2009). Generell sind dabei dikotyle Arten stärker betroffen als Gräser. Auch für Nordwestdeutsch-

land lässt sich ein durch Stickstoff-Depositionen bedingter Rückgang der Artenzahlen nachweisen (DUPRÉ et al. 2010). Die „critical loads“ von N-Depositionen für Borstgrasrasen werden von BOBBINK et al. (2022) bei einer Depositionsrate von 6-10 kg N ha⁻¹ festgelegt. Dieser Wert wird im Nordwestdeutschen Tiefland in der Regel überschritten (Abb. 7, s. auch HÄRDTLE et al. 2024 in diesem Heft).

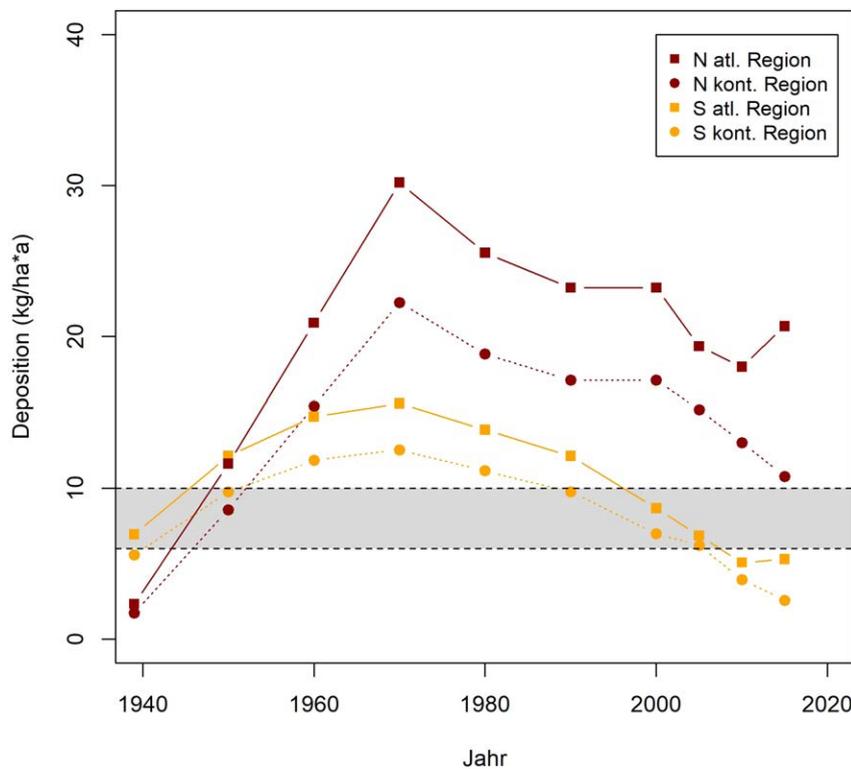


Abb. 7: Mittlere Depositionsraten für Stickstoff (N) und Schwefel (S) für Aufnahmeflächen von Borstgrasrasen im nordwestdeutschen Tiefland (n=44) und zum Vergleich aus der kontinentalen Region (Osthessisches Bergland, Eifel, Schwäbische Alb, Schwarzwald, Allgäu, n=375). Quelle der Depositionsdaten: UBA (SCHAAP et al. 2018), Zeitraum 2000-2015, Gesamtdepositionsflüsse für semi-natürliche Vegetation. Werte vor 2000 geschätzt nach DUPRÉ et al. (2010). Grau: critical loads-Spanne (Stickstoff) für Borstgrasrasen nach BOBBINK et al. (2022).

Seit etwa den 1970er Jahren sind insbesondere die Schwefeldepositionen deutlich zurückgegangen. Eine ähnliche Tendenz zeigen die N-Depositionen, jedoch ist der Rückgang in der atlantischen bei einem generell höheren Gesamtniveau geringer als in der kontinentalen Region Deutschlands (Abb. 7). Tendenzen einer damit verbundenen Erholung der pH-Werte im Boden, wie sie in den letzten Jahren für Borstgrasrasen und ähnliche Gesellschaften in der kontinentalen Region (PEPPLER-LISBACH et al. 2020) bzw. auf den britischen Inseln (MITCHELL et al. 2018, SEATON et al. 2023) berichtet werden, lassen sich für das nordwestdeutsche Tiefland mangels Daten noch nicht sicher nachweisen (s. auch BATHKE 2024 in diesem Heft).

Die Gefährdungssituation von Borstgrasrasen im niedersächsischen Tiefland ist insgesamt als ernst einzuschätzen. Die Pflanzengesellschaften der bodenfeuchten Borstgrasrasen (*Gentiano-Nardetum*, *Juncetum squarrosi*) werden bei RENNWALD (2000) für das norddeutsche Tiefland überwie-

gend der Gefährdungskategorie 2 (stark gefährdet) zugeordnet, *Polygalo-Nardetum* und *Botrychio-Polygaletum* der Kategorie 1 (vom Verschwinden bedroht) und die *Galium saxatile-Nardus*-Gesellschaft der Kategorie 3 (gefährdet). Hinsichtlich der entsprechenden Biotoptypen RNF und RNT gibt DRACHENFELS (2024) einheitlich die Kategorie 1 bei negativer Bestandsentwicklung an. Lediglich artenarme Ausbildungen werden als entwicklungsbedürftiges Degenerationsstadium der Gefährdungskategorie 2 zugerechnet.

Borstgrasrasen sind sämtlich nach dem Bundesnaturschutzgesetz (§ 30) besonders geschützt (DRACHENFELS 2021) und mit Ausnahme fragmentarischer Bestände (s. Kap. 1) prioritärer Lebensraumtyp (6230*) der FFH-Richtlinie, Anhang I (EUROPEAN COMMISSION 2013). Ihre naturschutzfachliche Bedeutung wird außerdem durch eine Reihe von gefährdeten Pflanzenarten sowie Arten der Vorwarnliste (GARVE 2004) unterstrichen, für die Borstgrasrasen wichtige Lebensräume darstellen (Tab. 3).

Tab. 3: Gefährdete Arten und Arten der Vorwarnliste in Borstgrasrasen des niedersächsischen Tieflandes
(nach GARVE 2004)

Kennarten	K	T
<i>Antennaria dioica</i>	0	1
<i>Amica montana</i>	2	2
<i>Botrychium lunaria</i>	2	2
<i>Diphasiastrum complanatum</i>	–	0
<i>Diphasiastrum tristachyum</i>	–	2
<i>Diphasiastrum zeilleri</i>	–	1
<i>Euphrasia nemorosa</i>	–	2
<i>Hieracium lactucella</i>	1	1
<i>Lathyrus linifolius</i>		3
<i>Luzula congesta</i>	3	3
<i>Pedicularis sylvatica</i>	2	2
<i>Platanthera bifolia</i>	2	2
<i>Polygala serpyllifolia</i>	–	2
<i>Polygala vulgaris</i>	3	3
<i>Carex pallescens</i>	u	V
<i>Danthonia decumbens</i>	V	V
<i>Hypericum maculatum</i>	V	V
<i>Juncus squarrosus</i>	3	V
<i>Nardus stricta</i>	V	V
<i>Viola canina</i>	V	V

Übrige Arten	K	T
<i>Carex panicea</i>	3	3
<i>Cirsium dissectum</i>	2	2
<i>Dactylorhiza maculata</i> ssp. <i>maculata</i>	2	3
<i>Dianthus deltoides</i>	3	3
<i>Genista anglica</i>	0	3
<i>Genista pilosa</i>	–	3
<i>Gentiana pneumonanthe</i>	2	2
<i>Succisa pratensis</i>	2	3
<i>Vicia lathyroides</i>	3	3
<i>Erica tetralix</i>	V	V
<i>Eriophorum angustifolium</i>	V	V
<i>Salix repens</i>	*	V
<i>Viola palustris</i>	V	V

K - Region Küste
T - Region Tiefland
0 - Ausgestorben oder verschollen
1 - Vom Aussterben bedroht
2 - Stark gefährdet
3 - Gefährdet
V - Vorwarnliste
* - Derzeit nicht gefährdet
u - Unbeständiges Vorkommen

7 Zusammenfassung

Borstgrasrasen sind schwach produktive Graslandbestände auf stark sauren bis mäßig sauren Böden. Sie sind als Relikte einer vorindustriellen Kulturlandschaft auf eine extensive Grünlandnutzung angewiesen. Während sie noch bis ins 19. Jahrhundert in ganz Mitteleuropa verbreitet waren, ist ihr Flächenanteil mit zunehmender Industrialisierung und den damit verbundenen Landnutzungsänderungen dramatisch zurückgegangen. Dies betrifft besonders auch das nordwestdeutsche Tiefland, so dass sich gegenwärtig der

Verbreitungsschwerpunkt des Lebensraumtyps in Deutschland in einigen silikatischen Mittelgebirgen und den bayerischen Alpen befindet. Inzwischen sind Borstgrasrasen stark gefährdet und gehören zu den national wie europäisch besonders geschützten Biotop- bzw. Lebensraumtypen. Der vorliegende Beitrag gibt einen Überblick über Artenzusammensetzung, Gesellschaftsgliederung, Verbreitung, Standortbedingungen und Gefährdung von Borstgrasrasen im niedersächsischen Tiefland.

8 Summary

Mat-grass (*Nardus stricta*) grasslands are low productive grasslands on highly to moderately acid soils. As relics of a pre-industrial cultural landscape they depend on extensive grassland management. While they were still widespread throughout central Europe until the 19th century, their area has declined dramatically with increasing industrialisation and the associated changes in land use. This has particularly affected the north-western German lowlands, so that the

current centre of distribution of this habitat type in Germany is in some siliceous low mountain ranges and the Bavarian Alps. *Nardus* grasslands are now highly endangered and belong to the nationally and European protected habitat types. This article provides an overview of the species composition, community structure, distribution, habitat conditions and threats of mat-grass grasslands of the lowlands of Lower Saxony.

9 Literatur

- BOBBINK, R., HORNING, M. & ROELOFS, J. G. M. (1998): The effects of air-borne nitrogen pollutants on species diversity in natural and semi-natural European vegetation. – *J Ecology* 86 (5): 717-738.
- BOBBINK, R., LORAN, C. & TOMASSEN, H. (2022): Review and Revision of Empirical Critical Loads of Nitrogen for Europe. – Umweltbundesamt Dessau-Roßlau, www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/1410/publikationen/2022-10-12_texte_110-2022_review_revision_empirical_critical_loads.pdf
- DE GRAAF, M. C. C., BOBBINK, R., SMITS, N. A. C., VAN DIGGELEN, R. & ROELOFS, J. G. M. (2009): Biodiversity, vegetation gradients and key biogeochemical processes in the heathland landscape. – *Biological Conservation* 142 (10): 2191-2201.
- DRACHENFELS, O. v. (2021): Kartierschlüssel für Biotop-typen in Niedersachsen unter besonderer Berücksichtigung der gesetzlich geschützten Biotope sowie der Lebensraumtypen von Anhang I der FFH-Richtlinie, Stand: März 2021. – Naturschutz Landschaftspfl. Niedersachs. A/4: 1-336, Hannover.
- DRACHENFELS, O. v. (2024): Rote Liste der Biotop-typen in Niedersachsen – mit Einstufungen der Regenerationsfähigkeit, Biotopwerte, Grundwasserabhängigkeit, Nährstoffempfindlichkeit und Gefährdung. – *Inform.d. Naturschutz Niedersachs.* 43 (2) (2/24): 69-140.
- DUPRÉ, C., STEVENS, C. J., RANKE, T., BLEEKER, A., PEPLER-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 (1): 344-357.
- EUROPEAN COMMISSION (2013): Interpretation manual of European Union habitats - EUR 28. – <https://eunis.eea.europa.eu/references/2435>
- GARVE, E. (2004): Rote Liste und Florenliste der Farn- und Blütenpflanzen in Niedersachsen und Bremen, 5. Fassung vom 1.3.2004. – *Inform.d. Naturschutz Niedersachs.* 24 (1) (1/04): 1-76.
- HÄRDITZ, W., MEYN, K. & SCHWARZER, O. (2024): Nährstoffkreisläufe und Management – Kann Management atmogene Stickstoffeinträge in „Atlantischen Sandlandschaften“ kompensieren? – *Inform.d. Naturschutz Niedersachs.* 43 (4) (4/24): 250-257.
- KLEIJN, D., BEKKER, R. M., BOBBINK, R., DE GRAAF, M. C. & ROELOFS, J. G. M. (2008): In search for key biogeochemical factors affecting plant species persistence in heathland and acidic grasslands. a comparison of common and rare species. – *Journal of Applied Ecology* 45 (2): 680-687.
- MITCHELL, R. J., HEWISON, R. L., FIELDING, D. A., FISHER, J. M., GILBERT, D. J., HURSKAINEN, S., PAKEMAN, R. J., POTTS, J. M. & RIACH, D. (2018): Decline in atmospheric sulphur deposition and changes in climate are the major drivers of long-term change in grassland plant communities in Scotland. – *Environmental Pollution* 235: 956-964.
- NLWKN (Hrsg.) (2022): Vollzugshinweise zum Schutz der FFH-Lebensraumtypen sowie weiterer Biotop-typen mit landesweiter Bedeutung in Niedersachsen – Artenreiche Borstgrasrasen. – Niedersächsische Strategie zum Arten- und Biotopschutz, Hannover, 15 S., www.nlwkn.niedersachsen.de/download/25849
- PEPLER, C. (1992): Die Borstgrasrasen (Nardetalia) Westdeutschlands. – Göttingen, Berlin, 402 S.
- PEPLER-LISBACH, C. (1995): Magergrünland in der Fehntjer-Tief-Niederung (Ostfriesland). – In EBER, W., HOMM, T. & PEPLER-LISBACH, C. (Hrsg.): Exkursionsführer zur 45. Jahrestagung der Floristisch-Soziologischen Arbeitsgemeinschaft e. V.: 39-35, Oldenburg. www.tuexenia.de/publications/exkursionsfuehrer/Flor-Soz_Exkursionsfuehrer_1995.pdf
- PEPLER-LISBACH, C. & PETERSEN, J. (2001): Synopsis der Pflanzengesellschaften Deutschlands. Calluno-Ulicetea (G3), Teil 1: Nardetalia strictae - Borstgrasrasen. – Göttingen, 103 S.
- PEPLER-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. – *Applied Vegetation Science* 23 (4): 508-521.
- PREISING, E. (1949): Nardo-Callunetea - Zur Systematik der Zwergstrauch-Heiden und Magertriften Europas mit Ausnahme des Mediterran-Gebietes, der Arktis und der Hochgebirge. – *Mitt. Flor. Soz. Arbeitsgem. N.F.* 1: 12-25.
- PREISING, E. (1950). Nordwestdeutsche Borstgras-Gesellschaften. – *Mitt. Flor.-Soz. Arbeitsgem. N.F.* 2: 33-42.
- PREISING, E., VAHLE, H.-C. & TÜXEN, J. (2012): Die Pflanzengesellschaften Niedersachsens – Bestandsentwicklung, Gefährdung und Schutzprobleme, Teil 3: Heide Moor- und Quellgesellschaften. – *Naturschutz Landschaftspfl. Niedersachs.* 20/3 (CD-Beilage zu Heft 20/1).
- RENNWALD, E. (2000): Verzeichnis und Rote Liste der Pflanzengesellschaften Deutschlands. – *Schriftenr. Vegetationskd.* 35: 1-800.

- SCHAAP, M., HENDRIKS, C., KRANENBURG, R., KUENEN, J., SEGERS, A., SCHLUTOW, A., NAGEL, H.-D., RITTER, A. & BANZHAF, S. (2018): PINETI-3: Modellierung atmosphärischer Stoffeinträge von 2000 bis 2015 zur Bewertung der ökosystem-spezifischen Gefährdung von Biodiversität durch Luftschadstoffe in Deutschland. – Texte Umweltbundesamt 79: 149 S.
- SCHELFHOUT, S., WASOF, S., MERTENS, J., VANHELLE-MONT, M., DEMEY, A., HAEGEMAN, A., DECOCK, E., MOENECLAËY, I., VANGANSBEKE, P., VIAENE, N., BAEYEN, S., DE SUTTER, N., MAES, M., VAN DER PUTTEN, W. H., VERHEYEN, K. & DE SCHRIJVER, A. (2021): Effects of bioavailable phosphorus and soil biota on typical *Nardus* grassland species in competition with fast-growing plant species. – *Ecological Indicators* 120, 106880.
- SCHWABE, A., TISCHEW, S., BERGMIEIER, E., GARVE, E., HÄRDTLE, W., HEINKEN, T., HÖLZEL, N., PEPPLER-LISBACH, C., REMY, D. & DIERSCHKE, H. (2019): Pflanzengesellschaft des Jahres 2020: Borstgrasrasen. – *Tuexenia* 39: 287-308.
- SEATON, F. M., ROBINSON, D. A., MONTEITH, D., LEBRON, I., BÜRKNER, P., TOMLINSON, S., EMMETT, B. A. & SMART, S. M. (2023): Fifty years of reduction in sulphur deposition drives recovery in soil pH and plant communities. – *J Ecology* 111 (2): 464-478.

Der Autor



Dr. Cord Peppler-Lisbach (Dipl.-Biologe), Jahrgang 1959. 1978-1984 Studium in Tübingen und Göttingen, Promotion 1992 in Göttingen. Seit 1993 als wissenschaftlicher Mitarbeiter an der Carl von Ossietzky-Universität Oldenburg. Forschungsschwerpunkte Biodiversität, Ökologie und Vegetationsentwicklung von Wald- und Grünlandvegetation. Lehrtätigkeit in den Studiengängen Umweltwissenschaften und Landschaftsökologie.

Dr. Cord Peppler-Lisbach
 Institut für Biologie und
 Umweltwissenschaften (IBU)
 Carl von Ossietzky Universität Oldenburg
 Ammerländer Heerstraße 114-118,
 26129 Oldenburg
 cord.peppler.lisbach@uol.de

Zur Situation des prioritären Lebensraumtyps 6230* „Artenreiche Borstgrasrasen“ in der atlantischen Region Niedersachsens

von Ortrun Schwarzer

Inhalt

1	Einführung	237	6	Der LRT 6230* im Rahmen des IP-LIFE „Atlantische Sandlandschaften“ – Maßnahmen und Konzepte zum Erhalt artenreicher Borstgrasrasen in der atlantischen Region	246
2	Artenreiche Borstgrasrasen des Lebensraumtyps 6230* im Sinne von Natura 2000	237			
3	Historische und aktuelle Situation des Lebensraumtyps 6230* in der atlantischen Region Niedersachsens	241	7	Zusammenfassung	248
4	Ursachen des Rückgangs, bestehende Gefährdungen und Defizite	243	8	Summary	249
5	Zielstellung und Zielrichtung für die Erhaltung und Entwicklung des LRT 6230* aus landesweiter Sicht	245	9	Literatur	249

1 Einführung

Borstgrasrasen sind einzigartig und sichtbare Zeugnisse der über Jahrhunderte in weiten Teilen Niedersachsens praktizierten Form der Landbewirtschaftung mit düngerloser Allmende- und Triftbeweidung oder extensiver Heugewinnung. Heutzutage ist diese wichtige Charaktergesellschaft der historischen Heidelandschaft des niedersächsischen Tieflandes ohne wirtschaftliche Bedeutung (PREISING et al. 2012). Als ertragsschwache Rasengesellschaft des Magergrünlandes und als überkommene Nutzungsform sind Borstgrasrasen nicht nur im niedersächsischen Tiefland, sondern deutschland- und europaweit sehr selten geworden. Folgerichtig sind Borstgrasrasen in der artenreichen Ausprägung als besonders schützenswerter und europaweit vom Verschwinden bedrohter Lebensraumtyp (LRT) 6230* nach der FFH-Richtlinie als „prioritär“ eingestuft, was die besondere Verantwortung für ihren Erhalt unterstreicht. Um den Anforderungen an Natura 2000 gerecht zu werden, bedarf es fein austarierter Nutzungs-, Pflege- und Entwicklungskonzepte für den Erhalt und die Verbesserung der verbliebenen Restbestände. Ein notwendiges, wenn auch

ambitioniertes Vorhaben stellt der Versuch der Wiederherstellung von Borstgrasrasen zur Stützung eines kohärenten Netzes dieses besonderen Lebensraumtyps dar.

Der folgende Beitrag betrachtet die Situation des Lebensraumtyps 6230* in der atlantischen Region Niedersachsens aus landesweiter und übergeordneter Sicht. Die großen und artenreichen Vorkommen der montanen Borstgrasrasen im Harz werden daher in diesem Zusammenhang nicht berücksichtigt. Als wesentliche Datengrundlage stehen die Ergebnisse der FFH-Basiserfassung sowie des bundesweiten FFH-Stichprobenmonitorings zur Verfügung. Neben kurzen Einblicken in die historische und aktuelle Entwicklung von Fläche und Qualität des Lebensraumtyps sowie in die Ursachen des Rückgangs werden die Zielsetzungen, die für die Erhaltung und Entwicklung eines landesweit stabilen Bestandes erarbeitet wurden, vorgestellt. Es wird aufgezeigt, welche Impulse das Integrierte LIFE-Projekt „Atlantische Sandlandschaften“ zur Verbesserung der Situation des LRT 6230* geben soll. (www.sandlandschaften.de)

2 Artenreiche Borstgrasrasen des Lebensraumtyps 6230* im Sinne von Natura 2000

Der LRT 6230* umfasst nach dem Kartierschlüssel für Niedersachsen die Erfassungseinheiten RNF (Feuchter Borstgras-Magerrasen), RNT (Trockener Borstgras-Magerrasen tieferer Lagen) und RNB (Montaner Borstgras-Magerrasen) (DRACHENFELS 2021). In der atlantischen Region kommen nur die beiden erstgenannten Biototypen vor. Borstgrasrasen kommen in der atlantischen Region auf mageren, nicht zu intensiv genutzten Standorten auf lehmigen Böden oder auf humusreichen, nicht zu trockenen Sandböden

vor. Zudem ist dieser Lebensraumtyp verschiedentlich auch auf Standorten entwässerter Moore vorzufinden. Die Vegetationsstruktur der Borstgrasrasen zeigt sich idealerweise standort- und häufig beweidungsbedingt mehr oder weniger kurzrasig und besteht aus zumeist kleinwüchsigen Kräutern und Gräsern. Artenreiche Ausbildungen weisen oftmals eine reiche Blütenfülle auf, die durch den niedrigen Wuchs der Grasnarbe besonders hervorgehoben wird (PREISING et al. 2012).



Abb. 1: Artenreicher feuchter Borstgras-Magerrasen (Biotoptyp RNF) mit Wald-Läusekraut und Lungen-Enzian im Vogelmoor bei Barwedel (LK Gifhorn). Es handelt sich um den LRT 6230* in einem guten Erhaltungsgrad. (Foto: O. Schwarzer)

In der Roten Liste der Biotoptypen in Niedersachsen sind die Biotoptypen RNF und RNT in die höchste Gefährdungskategorie 1 eingestuft und gelten damit als „von vollständiger Vernichtung bedroht“ bzw. sehr stark beeinträchtigt (DRACHENFELS 2024). Die sehr starke Gefährdung ergibt sich durch Flächenverluste und auch durch Qualitätsverluste. Die verbliebenen Bestände sind derzeit landesweit zu klein, um einen ausreichenden Schutz des Biotoptyps mit allen typischen Arten zu gewährleisten. Idealtypische Ausprägungen innerhalb intakter Biotopkomplexe sind kaum noch vorhanden (DRACHENFELS 2024).

Damit eine Fläche dem prioritären LRT 6230* zugeordnet werden kann, müssen neben typischen aber eher unspezifischen Gräsern mindestens fünf weitere Kennar-

ten vorhanden sein. Wertgebende Arten sind neben dem Borstgras (*Nardus stricta*) beispielsweise Arnika (*Arnica montana*), Hunds-Veilchen (*Viola canina*) oder Gewöhnliches Kreuzblümchen (*Polygala vulgaris*). Typisch für feuchte Ausprägungen sind u. a. Wald-Läusekraut (*Pedicularis sylvatica*), Lungen-Enzian (*Gentiana pneumonanthe*) oder Hirsen-Segge (*Carex panicea*). Degradierete Bestände mit weniger als fünf Kennarten und gekennzeichnet durch das Zusatzmerkmal „n“ für „artenarme Ausprägung“, wie sie z. B. durch länger andauernde Brache oder Überweidung entstehen können, entsprechen aufgrund ihrer Artenarmut nicht den Kriterien des FFH-Lebensraumtyps. Ein Beispiel für einen solchen Borstgrasrasen, der nicht den Anforderungen an den LRT 6230* genügt, zeigt Abb. 3.



Abb. 2: Trockener Borstgras-Magerrasen (Biotoptyp RNT) mit Hunds-Veilchen und Gewöhnlichem Kreuzblümchen bei Badenstedt im LK Rotenburg (Wümme). Das Vorkommen entspricht dem LRT 6230* in einem guten Erhaltungsgrad. (Foto: O. Schwarzer)



Abb. 3: Typischer trockener Borstgras-Magerrasen der Lüneburger Heide, artenarme Ausprägung und daher kein LRT 6230* (Biotoptyp RNTn) (Foto: O. Schwarzer)

Grundsätzlich ist das Kriterium „Artenreichtum“ regional differenziert zu betrachten. Insbesondere im niedersächsischen Tiefland sind viele Borstgrasrasen aufgrund der Standortverhältnisse von Natur aus eher mäßig artenreich ausgeprägt. Sie sind aber dennoch dem LRT zuzuordnen, sofern die Mindestanforderungen nach Kartierschlüssel erfüllt sind (DRACHENFELS 2021). Besonders artenreiche Ausprägungen des Lebensraumtyps 6230*, d. h. mit zehn bis zwölf oder mehr Kennarten, sind im niedersächsischen Tiefland tatsächlich nur sehr selten anzutreffen. Sie befinden sich auf etwas basenreicheren Standorten bspw. im Kontakt zu ehemaligen Mergelabbauflächen, wie z. B. der Borstgrasrasen bei Badenstedt im LK Rotenburg (Wümme). Ihr floristischer Wert ist außerordentlich hoch, ebenso wie ihre Bedeutung als Nahrungsquelle und Lebensraum für eine große Zahl von Insekten.

Eine Auswertung des landesweiten Datenbestandes hat ergeben, dass die meisten Bestände nur ein Grundarten-

inventar von noch relativ häufigen, weitgehend ungefährdeten Arten aufweisen. Hierzu gehören etwa Dreizahn (*Danthonia decumbens*), Pillen-Segge (*Carex pilulifera*), Harzer Labkraut (*Galium saxatile*), Sparrige Binse (*Juncus squarrosus*), Feld-Hainsimse (*Luzula campestris*), Borstgras (*Nardus stricta*), Blutwurz (*Potentilla erecta*) oder Wald-Ehrenpreis (*Veronica officinalis*). Seltene und gefährdete Arten, darunter mehrere stark gefährdete Arten, wie Arnika (*Arnica montana*), Echte Mondraute (*Botrychium lunaria*), Weiße Waldhyazinthe (*Platanthera bifolia*) oder Thymianblättriges Kreuzblümchen (*Polygala serpyllifolia*), weisen nur noch wenige, sehr wenige oder gar Einzelvorkommen auf. Für die vier Arten des Kennartenkataloges (Tab. 1) der Gefährdungskategorien 0 (verschollen) und 1 (vom Aussterben bedroht), z. B. Gewöhnliches Katzenpfötchen (*Antennaria dioica*), liegen durch die landesweiten Kartierungen keine Nachweise mehr vor.



Abb. 4 u. 5: Das Wald-Läusekraut (*Pedicularis sylvatica*) und die Weiße Waldhyazinthe (*Platanthera bifolia*) gehören zu den stark gefährdeten Kennarten des LRT 6230*. (Fotos: O. Schwarzer)

Die räumliche Grundlage der Auswertung bilden die Natura 2000-Kulisse in der atlantischen Region Niedersachsens sowie zusätzliche durch das FFH-Stichprobenmonitoring erfasste Flächen, die sich teilweise außerhalb der FFH-Gebiete befinden. Berücksichtigt wurden die Kennarten der Borstgrasrasen nach DRACHENFELS (2021) einschließlich der Ergänzungen von PEPLER-LISBACH (2024, in diesem Heft). Der Kennartenermittlung von PEPLER-LISBACH (2024) liegen 304 Vegetationsaufnahmen unterschiedlicher Autoren aus dem nordwestdeutschen Tiefland zugrunde, die entsprechend der Stetigkeit ihres Vorkommens aufgeführt werden (Tab. 1). Die durch PEPLER-LISBACH (2024) gegenüber dem Kartierschlüssel ergänzten Arten sind mit # gekennzeichnet. Es handelt sich um insgesamt 28 Kennarten oder diagnostische Arten, anhand derer Borstgrasrasen

eingeorde net werden können. Nach derzeitigem Kenntnisstand ist durch die o. g. Datengrundlage vermutlich der gesamte in der atlantischen Region Niedersachsens noch vorhandene Bestand an Borstgrasrasen des LRT 6230* fast vollständig erfasst, wenngleich aufgrund des zunehmenden Alters der Basiserfassung die Daten dringend einer Aktualisierung bedürfen.

Tab. 1: Kennarten des LRT 6230* in der atlantischen Region Niedersachsens nach DRACHENFELS (2021) und PEPLER-LISBACH (2024), Anzahl der Vorkommen in den 6230*-Flächen des landesweiten Datenbestandes. Die Auflistung der Arten erfolgt entsprechend der Stetigkeit ihres Vorkommens gemäß der ausgewerteten Vegetationsaufnahmen.

Wissenschaftlicher Name	Deutscher Name	Rote Liste Niedersachsen	Anzahl der Vorkommen ¹⁾
<i>Festuca filiformis</i>	Grannenloser Schaf-Schwingel	*	zahlreich
<i>Nardus stricta</i>	Borstgras	V	zahlreich
<i>Potentilla erecta</i>	Blutwurz	*	zahlreich
<i>Danthonia decumbens</i>	Dreizahn	V	zahlreich
<i>Luzula campestris</i> ^{#, 2)}	Feld-Hainsimse	*	zahlreich
<i>Galium saxatile</i>	Harzer Labkraut	*	zahlreich
<i>Carex pilulifera</i>	Pillen-Segge	*	zahlreich
<i>Luzula multiflora</i> [#]	Vielblütige Hainsimse	*	zahlreich
<i>Juncus squarrosus</i>	Sparrige Binse	V	zahlreich
<i>Viola canina</i>	Hunds-Veilchen	V	27
<i>Pedicularis sylvatica</i>	Wald-Läusekraut	2	17
<i>Veronica officinalis</i>	Wald-Ehrenpreis	*	zahlreich
<i>Polygala vulgaris</i>	Gewöhnliches Kreuzblümchen	3	4
<i>Arnica montana</i>	Arnika	2	7
<i>Luzula congesta</i> [#]	Kopfige Hainsimse	3	21
<i>Carex leporina</i> (= <i>C. ovalis</i>) [#]	Hasenfuß-Segge	*	zahlreich
<i>Botrychium lunaria</i>	Echte Mondraute	2	5
<i>Platanthera bifolia</i> [#]	Weißer Waldhyazinthe	2	5
<i>Antennaria dioica</i>	Gewöhnliches Katzenpfötchen	1	0
<i>Hypericum maculatum</i>	Geflecktes Johanniskraut	V	5
<i>Polygala serpyllifolia</i>	Thymianblättriges Kreuzblümchen	2	1
<i>Hieracium lactucella</i> [#]	Geöhrttes Habichtskraut	1	0
<i>Viola riviniana</i>	Hain-Veilchen	*	10
<i>Carex pallescens</i>	Bleiche Segge	V	2
<i>Euphrasia nemorosa</i>	Hain-Augentrost	2	8
<i>Diphasiastrum complanatum</i>	Gewöhnlicher Flachbärlapp	0	0
<i>Diphasiastrum zeilleri</i>	Zeiller-Flachbärlapp	1	0
<i>Lathyrus linifolius</i>	Berg-Platterbse	3	1

¹⁾ = Als zahlreich wurde ein Artvorkommen eingestuft ab einer Anzahl ≥ 30 Vorkommen. ²⁾ = Die Verteilung der Kleinarten von *Luzula campestris* agg. ist unsicher, da im Zuge der Kartierungen oftmals nur bis auf die Ebene der Artengruppe erfasst wurde.

[#] = durch PEPLER-LISBACH (2024) gegenüber dem Kartierschlüssel (DRACHENFELS 2021) ergänzte Arten

Rote Liste Niedersachsen (GARVE 2004): 0 = verschollen, 1 = vom Aussterben bedroht, 2 = stark gefährdet, 3 = gefährdet, V = Vorwarnliste, * = ungefährdet

3 Historische und aktuelle Situation des Lebensraumtyps 6230* in der atlantischen Region Niedersachsens

Borstgrasrasen haben sich nach Rodung bzw. Überweidung der Wälder und nach Kultivierung von Mooren durch extensive Grünlandnutzung entwickelt (NLWKN 2022). Sie waren früher weit verbreitet und über Jahrhunderte ein prägendes Landschaftselement auf den kalkarmen Böden der nordwestdeutschen Heidelandschaft (PREISING et al. 2012). Obwohl die Borstgrasrasen des niedersächsischen Tieflands vorwiegend das Ergebnis einer düngerlosen, extensiven Beweidung sind, gab es auch hier von jeher traditionelle Mähwiesen. Die bekanntesten sind die sogenannten „Hammeriche“ oder „Meeden“ der großen Niederungsflächen Ostfrieslands, z. B. in der Fehntjer Tief-Niederung (JÜRGENS 1995).

Das heutige Verbreitungsbild artenreicher Borstgrasrasen täuscht eine Beschränkung auf die höheren Lagen der Mittelgebirge vor, da die Borstgrasrasen der niederen Lagen in den vergangenen 150 Jahren u. a. durch die Intensivierung der Landnutzung insgesamt dramatisch zurückgegangen sind. Weil sich die größten Verluste bereits vor Beginn der mehr oder weniger systematischen Erfassung im Zuge von Natura 2000 ereigneten, lässt sich der Rückgang seit den 1950er Jahren heutzutage nicht mehr genau quantifizieren. Er bewegt sich aber wahrscheinlich in einer Größenordnung von 90 % (NLWKN 2022).

In der atlantischen Region Niedersachsens liegen die Hauptvorkommen des Lebensraumtyps 6230* im westlichen Tiefland in der Lüneburger Heide sowie innerhalb der traditionellen Hutungen von Hase und Ems. Zudem kommen bedeutende Bestände feuchter Borstgrasrasen in den Niederungen Ostfrieslands vor, z. B. am Fehntjer Tief. Ein weiteres größeres Vorkommen liegt im Bereich der Cuxhavener Küstenheiden. Dabei handelt es sich um kennartenarme Bestände, die durch Beweidung von Heiden des LRT 4030 (Trockene Heiden) aus diesen hervorgegangen sind. Zahlreiche kleine Restvorkommen gibt es auch im Südteil der Stader Geest. Hinzu kommt eine Vielzahl kleiner verstreuter Reliktvorkommen (NLWKN 2022).

Vorrangig bedeutsame FFH-Gebiete mit Vorkommen des LRT 6230* sind in Tab. 2 aufgelistet.

Die nachfolgenden Darstellungen beruhen auf den Datenständen für die Auswertungen der FFH-Berichte 2013 und 2019. Abb. 6 zeigt Lage und Verteilung des Gesamtbestandes des LRT 6230* in der atlantischen Region Niedersachsens. Von ca. 350 ha liegen 306 ha innerhalb von FFH-Gebieten. Wie die aktuellen Auswertungen im Zuge der Berichterstattung 2025 ergeben haben, besteht nach wie vor ein deutlicher Trend zu einem weiteren Rückgang der Gesamtfläche. Unverkennbar ist die starke Verinselung der LRT-Flächen, die oftmals nur eine geringe Flächengröße aufweisen. In Rot hervorgehoben, sind „Range-relevante“ LRT-Flächen, d. h. Flächen, denen eine besondere Relevanz in Bezug auf den Erhalt des Verbreitungsgebietes (Range) des LRT 6230* zukommt. Es handelt sich dabei oftmals um kleinflächig und schlecht ausgeprägte Einzelvorkommen

innerhalb einer Rasterzelle (GRID) des Verbreitungsgebietes. Tatsächlich war rund die Hälfte der 2019 in der atlantischen Region gemeldeten GRIDS als „Range-kritisch“ einzustufen (42 von 81 GRIDS). Demzufolge wird das in der Karte dargestellte Verbreitungsgebiet im Tiefland zu einem erheblichen Anteil durch kleine Restflächen mit großem Verlustrisiko getragen (NLWKN 2022).

Tab. 2: Vorrangig bedeutsame FFH-Gebiete mit Vorkommen des LRT 6230*

Nr.	Name
005	Fehntjer Tief und Umgebung
013	Ems
015	Küstenheiden und Krattwälder bei Cuxhaven
038	Wümmeniederung
044	Tinner Dose, Sprakeler Heide
045	Untere Haseniederung
070	Lüneburger Heide
071	Ilmenau mit Nebenbächen
083	Moor- und Heidegebiete im Truppenübungsplatz Bergen-Hohne
157	Sandmagerrasen Camp Reinsehlen
277	Heiden und Magerrasen in der Südheide

Ein Blick auf die Verteilung der kartierten Flächen des LRT 6230* nach Größenklassen veranschaulicht die starke Zersplitterung der Vorkommen im niedersächsischen Tiefland (Abb. 7). 77 % der erfassten Flächen weisen eine Größe ≤ 1 ha auf. Knapp die Hälfte aller Flächen (49 %) bewegt sich sogar nur in einer Größenordnung von ≤ 2.500 qm.

Abb. 8 zeigt die Entwicklung des Verbreitungsgebietes des LRT 6230* zwischen den FFH-Berichten 2013 und 2019. Schon der Vergleich zum FFH-Bericht 2013 bringt einen starken Rückgang des Verbreitungsgebietes durch nicht mehr bestätigte GRIDS zum Ausdruck. Dem Verlust von 25 Rasterzellen steht ein Zugewinn von lediglich zwei Rasterzellen gegenüber. Jüngste Auswertungen im Zuge der FFH-Berichtspflichten 2025 zeigen, dass dieser Trend unvermindert anhält.

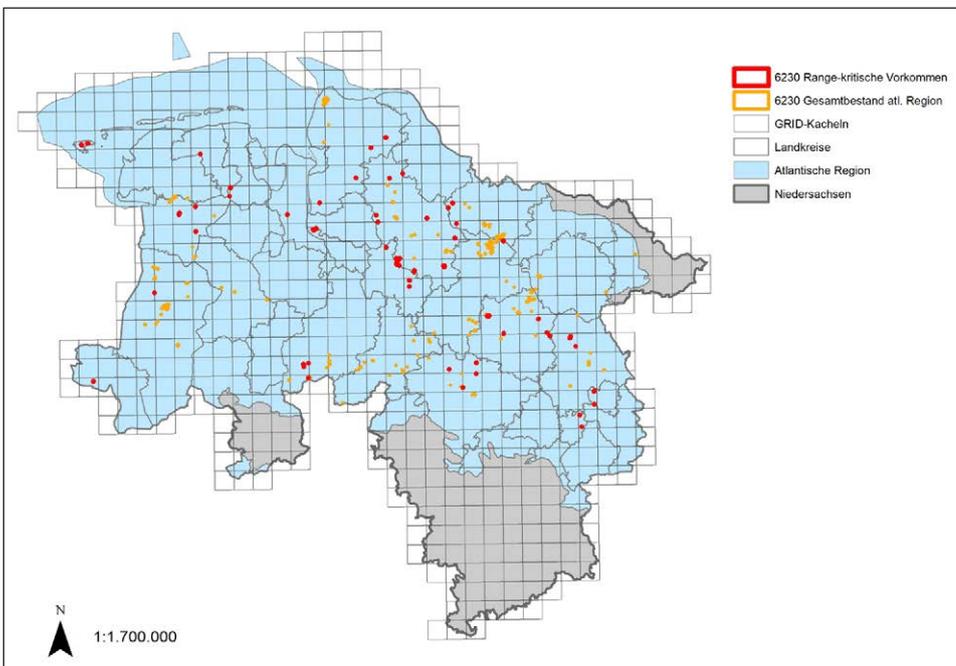


Abb. 6: Lage und Verteilung des LRT 6230* in der atlantischen Region Niedersachsens

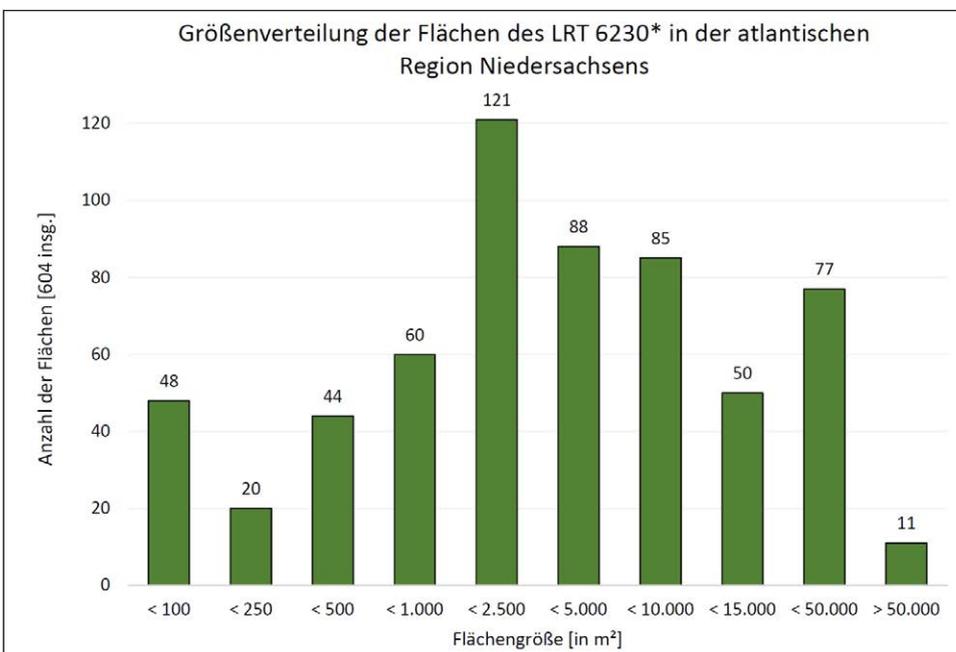


Abb. 7: Größenverteilung der Flächen des LRT 6230* in der atlantischen Region Niedersachsens

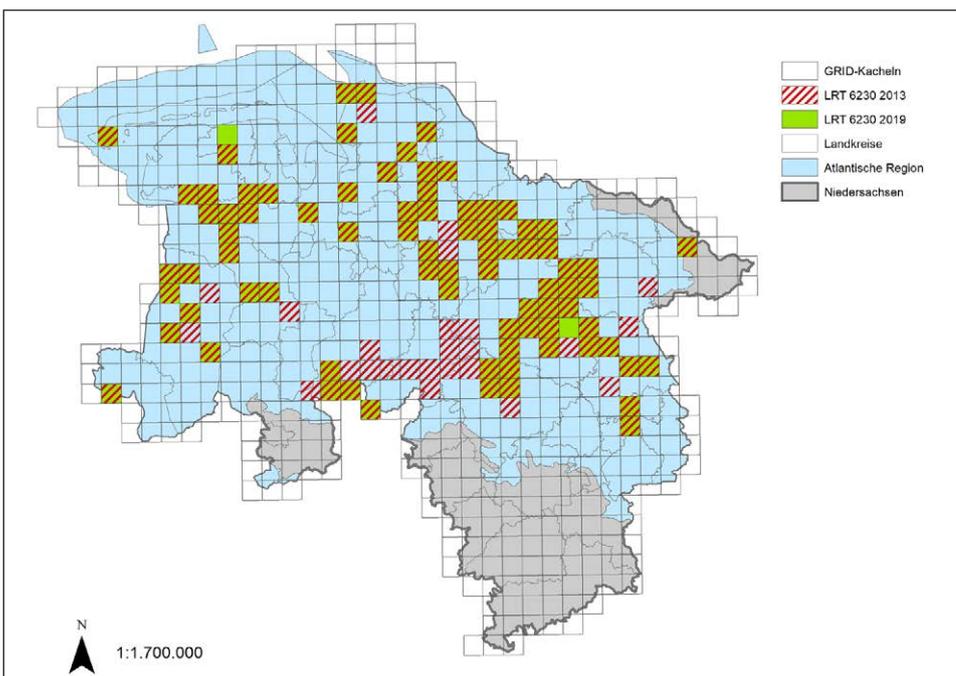


Abb. 8: Entwicklung des Verbreitungsgebietes des LRT 6230* zwischen den FFH-Berichten 2013 und 2019

Der Erhaltungszustand des LRT 6230* ist im atlantischen Teil Deutschlands insgesamt schlecht (BFN 2019). Das Bewertungsschema nach den Bewertungsvorgaben des FFH-Berichts umfasst die Bewertungskriterien Verbreitungsgebiet (Range), Fläche (Area), Strukturen und Funktionen sowie Zukunftsaussichten zur Bewertung des Erhaltungszustandes (EHZ) bzw. des Trends.

Die schlechte Gesamtbewertung trifft gleichermaßen auf die Situation in Niedersachsen zu. Lediglich das Verbreitungsgebiet wird bundesweit als günstig bewertet, wobei aber zu beachten ist, dass die großen Verluste an Borstgrasrasen bereits deutlich vor Inkrafttreten der FFH-Richtlinie erfolgt sind. Im Hinblick auf einen günstigen Referenzzustand der Verbreitung muss auch dieses Kriterium zukünftig womöglich schlechter eingestuft werden (NLWKN 2022).

Tab. 3: Erhaltungszustand des LRT 6230* in der atlantischen Region Deutschlands

Kriterien	Atlantische Region
Aktuelles Verbreitungsgebiet (Range)	g
Aktuelle Fläche (Area)	s
Strukturen und Funktionen	s
Zukunftsaussichten	s
Gesamtbewertung	s

x unbekannt
 g günstig
 U unzureichend
 s schlecht

Niedersachsen kommt eine herausragende Bedeutung für den Erhalt des LRT 6230* in der atlantischen Region zu, da der Gesamterhaltungszustand des LRT 6230* in der atlantischen Region Deutschlands überwiegend von der Situation in Niedersachsen bestimmt wird. Vor diesem Hintergrund wiegen die Ergebnisse im Rahmen der FFH-Berichtspflichten schwer. Der niedersächsische Anteil am Verbreitungsgebiet beläuft sich auf 54 %. Daraus ergibt sich für Niedersachsen eine sehr hohe Verantwortung für den Erhalt des aktuellen Verbreitungsgebietes (Range). Aufgrund der vielfach nur noch sehr kleinen Restflächen sind erhebliche Anstrengungen für deren Erhalt erforderlich. Der niedersächsische Anteil an der Gesamtfläche (Area) der Fläche des LRT 6230* innerhalb der atlantischen Region liegt bei 66 %, wodurch sich eine überwiegende Verantwortung Niedersachsens ergibt (NLWKN 2023). Ein weiterhin abnehmender Trend zeigt sich hinsichtlich des Kriteriums Strukturen und Funktionen. Zu den Ursachen siehe Kap. 4. Die Verbesserung der als ungünstig bewerteten Parameter hat daher in den für den LRT 6230* bedeutsamen FFH-Gebieten und darüber hinaus sehr hohe Priorität.

4 Ursachen des Rückgangs, bestehende Gefährdungen und Defizite

Die Ursachen des schlechten Erhaltungszustandes des LRT 6230* sind vielfältig und führen zu einem Rückgang der absoluten Fläche, einer zunehmenden Fragmentierung, einem Rückgang der Qualität und einem Mangel an wertgebenden Arten. Jahrzehntlang hat die Intensivierung der Landwirtschaft (Düngung, Umwandlung zu Acker) zur Verdrängung des Lebensraumtyps geführt. Heutzutage spielen beim Verlust von LRT-Flächen oder der Verschlechterung des Erhaltungsgrads v. a. Sukzessionsprozesse wegen unzureichender Pflege oder Nutzungsaufgabe eine wesentliche Rolle, oft im Zusammenwirken mit negativen Veränderungen des Wasserhaushaltes und Nährstoffeinträgen. Die Aufgabe der traditionellen Landnutzung mit nachfolgender Vergrasung, Verfilzung und Gehölzentwicklung führt mehr und mehr zum vollständigen Verlust des LRT, aber auch zu immer weiterer Verinselung und qualitativen Verlusten der Restbestände. Mit abnehmender Flächengröße und fortschreitender Sukzession wird es immer schwieriger, die dauerhaft notwendige Flächenpflege zu etablieren.

Eine fehlende oder unzureichende Pflege der LRT-Flächen führt zunächst zur Bildung von grasdominierten Beständen und Streuauflagen sowie fortschreitender Etablierung von Gehölzen. Der Prozess der einsetzenden Nährstoffanreicherung (Selbsteutrophierung) wird in der Regel durch Nährstoffeinträge von außen verstärkt. Es kommt zur Verdrängung nährstoffmeidender und konkurrenzwacher

Arten. Viele charakteristische Arten der Borstgrasrasen sind Licht- und Lückenkeimer, wie z. B. Blutwurz (*Potentilla erecta*), Kreuzblümchen (*Polygala spec.*), Sparrige Binse (*Juncus squarrosus*), Harzer Labkraut (*Galium saxatile*), alle Bärlappe (*Dipsacium spec.*) oder Mondraute (*Botrychium spec.*). Infolge sukzessionsbedingter zunehmender Verschattung verändert sich das Bestandsklima und die wertgebenden krautigen Arten verschwinden mehr und mehr (PREISING et al. 2012).

Im Einzelfall können auch eine ungünstige Nutzung oder Pflege, wie z. B. ein ungünstiges Beweidungsregime (Beweidung mit Zufütterung, bei zu hoher Bodenfeuchte, ohne Weidepflege und nachfolgender Ausbreitung von Weideunkräutern oder insgesamt zu intensive Beweidung) zu einer Verschlechterung der Ausprägung führen.

Nährstoffeinträge (insbesondere von Stickstoffverbindungen) stellen eine besondere Gefährdung des Lebensraumtyps 6230* dar, der eine hohe bis sehr hohe Empfindlichkeit gegenüber Nährstoffeinträgen bzw. Stickstoffeinträgen aufweist (DRACHENFELS 2024). Heutzutage stammen die Stickstoffimmissionen hauptsächlich aus der Landwirtschaft. Dabei ist zwischen großräumigen Fernimmissionen (Hintergrundbelastung) sowie Nahimmissionen aus lokalen Quellen (Straßen, Stall- und anderen landwirtschaftlichen Anlagen) oder Einträgen aus angrenzenden Flächen durch Verdriftung bei der Düngung zu unterscheiden (DRACHENFELS 2024).



Abb. 9: Durch Auflassung und Sukzession stark beeinträchtigter Borstgrasrasen (Foto: O. Schwarzer)

Die kritischen Eintragsraten (Critical Loads – CL) liegen für den LRT 6230* bei 10-15 kg N/ha/a (je nach Basenverfügbarkeit am Standort) (BOBBINK & HETTELINGH 2011). Nordwestdeutschland gehört bundesweit zu der am stärksten durch Stickstoffeinträge belasteten Region. Die Stickstoff-Depositionen liegen in der gesamten atlantischen Region Niedersachsens oberhalb der Critical Loads, d. h. zwischen 15 und 35 kg N/ha/a. Die höchsten Werte mit 35 kg N/ha/a werden im Raum Vechta-Cloppenburg erreicht. Aber auch in anderen für den LRT 6230* besonders bedeutsamen Regionen wie dem Emsland (25-27 kg N/ha/a) oder im Bereich Cuxhaven und Rotenburg (Wümme) (20-22 kg N/ha/a) sind die Werte für artenreiche Borstgrasrasen des LRT 6230* deutlich zu hoch (Werte nach Kartendienst des Umweltbundesamtes (UBA) zur Hintergrundbelastung durch Stickstoffdepositionen – Bezugszeitraum: Dreijahresmittelwert der Jahre 2013-2015, <https://gis.uba.de/website/depo1/de/index.html>, Abruf v. 05.11.2024). Auch SCHWABE et al. (2019) betonen die hochgradig negativen Effekte kumulativer atmosphärischer Stickstoff-Depositionen im Zusammenwirken mit Unternutzung sowie Klimafaktoren. Die Folge sind Störungen des Nährstoffkreislaufs und der Trophie, die zu Änderungen der Artenzusammensetzung, Vegetationsveränderungen in Richtung Wirtschaftsgrün-

land, Ruderalisierung und der Entwicklung von Brombeerbüschen führen. Zum Themenkomplex Stickstoffeinträge, Nährstoffkreisläufe und Management siehe HÄRDTLE et al. 2024 (in diesem Heft).

Nicht zu vernachlässigen sind außerdem Versauerungsrisiken. Zwar kommen Borstgrasrasen im niedersächsischen Tiefland auf von Natur aus überwiegend bodensauren Standorten wie Sand-, Anmoor- oder Niedermoorböden vor, aber gerade die artenreichen Ausprägungen weisen verschiedene wertgebende Pflanzenarten auf, die eine gewisse Basenversorgung benötigen. Sie sind daher als sehr empfindlich gegenüber einer zunehmenden Aushagerung einzustufen (DRACHENFELS 2024).

Bei feuchten Ausprägungen des LRT 6230* besteht darüber hinaus eine hohe Empfindlichkeit gegenüber hydrologischen Veränderungen (Entwässerung oder großräumige Grundwasserabsenkung).

Eine immer stärkere Bedeutung erlangen die Auswirkungen der Klimaveränderungen. Temperaturextreme führen zu Dürreperioden, aber auch zu einer verlängerten Vegetationsperiode. Änderungen des Niederschlagsregimes verstärken den ohnehin oft bestehenden Wassermangel infolge Entwässerung.

Tab. 4: Gefährdungsfaktoren und ihre Bedeutung für den Erhaltungszustand artenreicher Borstgrasrasen (NLWKN 2022 verändert)

Gefährdungsfaktoren	Häufigkeit
Nährstoffeinträge von außen (atmogen und durch angrenzende Intensivnutzungen)	+++
Sukzession nach Nutzungsaufgabe bzw. Pflegedefizite (Vergrasung, Verfilzung, Bildung von Streuauflagen, Gehölzentwicklung, Artenschwund)	++
Grundwasserabsenkung, Entwässerung (Verlust von Feuchtezeigern, Veränderungen der Standortbedingungen)	++
Klimaveränderungen (Temperatur, Niederschlag)	++
Düngung, Umwandlung in Intensivgrünland oder Acker	+
Artenverarmung durch Versauerung/Basenverarmung	+
Zu intensive Beweidung/ungünstiges Beweidungsregime	+

+++ = großflächig, ++ = häufig, + = zumindest in Einzelfällen relevant

5 Zielstellung und Zielrichtung für die Erhaltung und Entwicklung des LRT 6230* aus landesweiter Sicht

Das übergeordnete Ziel ist die Erhaltung und Entwicklung eines landesweit stabilen Bestandes von artenreichen Borstgrasrasen aller standortbedingten Ausprägungen (NLWKN 2022). Die Ergebnisse des FFH-Berichts 2019 zeigen jedoch erhebliche Defizite auf (vgl. Kap. 3). Wie in Kap. 3 beschrieben umfasst das Bewertungsschema nach den Bewertungsvorgaben des FFH-Berichts die Bewertungskriterien

Verbreitungsgebiet (Range), Fläche (Area), Strukturen und Funktionen sowie Zukunftsaussichten zur Bewertung des Erhaltungszustandes (EHZ) bzw. des Trends. Entsprechend sind diese Kriterien die relevanten „Stellschrauben“, an denen es zu drehen gilt und an denen alle Maßnahmen ansetzen müssen, um das Ziel einer Trendverbesserung im LIFE-Projekt „Atlantische Sandlandschaften“ zu erreichen.

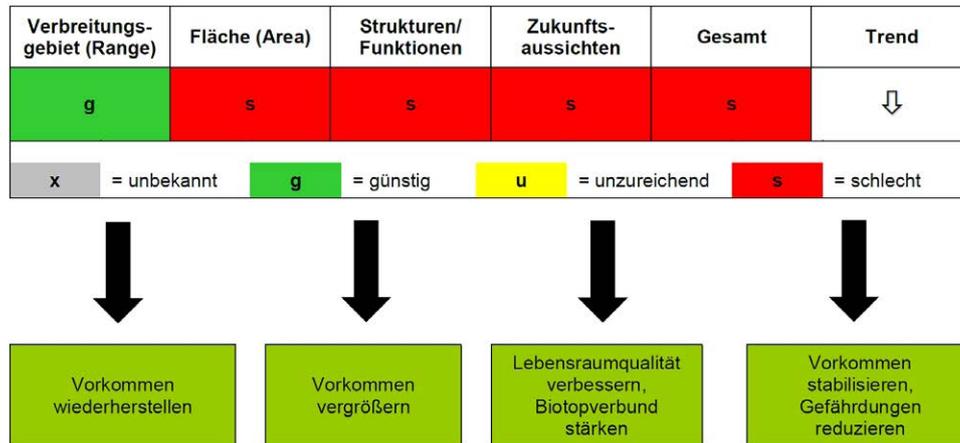


Abb. 10: Einstufungskriterien und Zielrichtung erforderlicher Maßnahmen für den LRT 6230*

Die fachliche Grundlage für die nachfolgenden Angaben zu quantitativen und qualitativen Erfordernissen für Erhalt, Verbesserung und Wiederherstellung eines günstigen Erhaltungszustandes des LRT 6230* liefert das Zielkonzept FFH-Lebensraumtypen in Niedersachsen (NLWKN 2023). Das Zielkonzept formuliert Referenzwerte für die einzelnen Bewertungskriterien je LRT und separat für die jeweilige biogeographische Region.

Das **Verbreitungsgebiet (Range)** des LRT 6230* in der atlantischen Region Niedersachsens wird derzeit noch als günstig eingestuft, beinhaltet aber vielfach nur sehr kleine Restflächen in den einzelnen GRIDS. Daher sind erhebliche Anstrengungen zum Erhalt aller bestehenden Vorkommen innerhalb und außerhalb von FFH-Gebieten zwingend erforderlich. Das LIFE-Projekt soll die Aufmerksamkeit auf Range-relevante Vorkommen lenken und sowohl Einzelvorkommen als auch Vorkommen am Range-Rand besonders in den Blick nehmen.

Dem nationalen FFH-Bericht 2019 zufolge ist die **Gesamtfläche (Area)** des LRT 6230* im Bezugsraum schlecht bewertet. Das Zielkonzept nennt als pragmatischen Mindestansatz einen Zielwert von ca. 400-450 ha – vorbehaltlich der ungewissen Möglichkeiten zur Wiederherstellung des LRT aufgrund irreversibler Standortveränderungen. Legt man den aus bundesweiter Sicht rein rechnerisch ermittelten Wert von ca. 430 ha zugrunde, ergibt sich unter Berücksichtigung der aktuellen Flächengröße von 350 ha ein Mehrbedarf von 80 ha oder ca. 23 %.

Ebenfalls defizitär ist die Situation mit Blick auf das Kriterium **Strukturen und Funktionen**. Der Anteil ungünstig bewerteter Flächen (Erhaltungszustand C) lag 2019 bei 24 %. Erforderlich ist aus fachlicher Sicht eine Reduzierung des C-Anteils auf unter 20 %, innerhalb von FFH-Gebieten auf 0 %. Im Einzelnen ergeben sich folgende Handlungsansätze:

- Mit höchster Priorität sind alle bestehenden Vorkommen des LRT 6230* innerhalb und außerhalb von FFH-Gebieten zu erhalten. Sie müssen stabilisiert werden, um Verluste im Verbreitungsgebiet (Range) zu vermeiden.
- Eine Flächenvergrößerung soll auf Standorten mit nachweislich geeigneten Bedingungen durch Neuanlage oder Wiederherstellung von Vorkommen sowie durch randliche Vergrößerung bestehender Vorkommen erreicht werden. Das Kriterium Flächengröße ist von zentraler Bedeutung, da es nicht nur eine quantitative, sondern auch eine qualitative Komponente beinhaltet. Gerade hinsichtlich negativer Einflüsse aus den Randbereichen (Beschattung, Eutrophierungseinflüsse, vordringende Verbuschung etc.) auf die LRT-Fläche ist eine kritische Bewertung der Flächensituation notwendig. Kleinflächige oder schmale linear ausgeprägte Vorkommen unterliegen randlichen Einflüssen in deutlich größerem Umfang. Großflächig ausgeprägte LRT-Vorkommen können zudem oft effizienter gepflegt werden und bieten aufgrund der größeren Variabilität in den kleinräumigen ökologischen Bedingungen (z. B. Reliefausprägungen, eingestreute Gehölzstrukturen) oft vielfältigere Habitatstrukturen, was sich günstig auf die Artenvielfalt auswirkt.
- Durch Nutzungsextensivierung im unmittelbaren Umfeld eines Vorkommens oder durch Anlage von Pufferstreifen o. ä. können negative Randeinflüsse verringert und Vorkommen stabilisiert werden.
- Auf die Ausprägung spezifischer Strukturen und Funktionen (Arteninventar, Relief, Vegetationsstruktur) kann durch Erstinsandsetzungsmaßnahmen oder Maßnahmen zur Vernetzung Einfluss genommen werden. Sie ist grundsätzlich abhängig von einer angepassten Dauerpflege. Häufiger kommt der LRT 6230* in Komplexen vor, z. B. als Mosaik mit Sandmagerrasen und Heiden, die entsprechend miteinander vernetzt zu entwickeln und zu pflegen sind.

Mit dem Vorgenannten sind für die Verbesserung des LRT 6230* insgesamt sehr ambitionierte Ziele formuliert, da die Degeneration vieler Flächen häufig schon sehr weit fortgeschritten und das Arteninventar entsprechend stark reduziert ist. Auch sind die Flächen stark verinselt und einschlägige Erfahrungen mit der Restitution von Borstgrasrasen in Niedersachsen sind bis auf Ausnahmen (WITTIG 1996) kaum vorhanden. Mit Blick auf die Schwerpunktsetzung für die Maßnahmen wurden die LRT-Vorkommen in der atlantischen Region priorisiert. Die Analyse der Flächen erfolgte auf Basis ihrer Bedeutsamkeit für den Erhalt des Verbreitungsgebietes (Range), der Notwendigkeit zur Verbesserung von Strukturen & Funktionen (z. B. hoher

C-Anteil beim Erhaltungszustand), der Möglichkeit zur Optimierung und Herstellung eines kohärenten Biotop- und Habitatverbunds und des Potentials zur Vergrößerung der Gesamtfläche (Area) und der Populationsstabilisierung und -vergrößerung. Die Priorisierung erfolgt über gutachterliche Einschätzungen aus fachlicher Sicht. Die Kulisse beinhaltet sowohl Kernvorkommen, wie die Cuxhavener Küstenheiden und Camp Reinsehen (Lüneburger Heide), Schwerpunkträume mit einem hohen Anteil an Einzelvorkommen, wie z. B. im LK Rotenburg (Wümme), als auch Vorkommen an den Rändern des Verbreitungsgebietes, die für die Sicherung der Range essentiell sind.

6 Der LRT 6230* im Rahmen des IP-LIFE „Atlantische Sandlandschaften“ – Maßnahmen und Konzepte zum Erhalt artenreicher Borstgrasrasen in der atlantischen Region

Das länderübergreifende Integrierte LIFE-Projekt „Atlantische Sandlandschaften“ basiert auf zwei Säulen: Auf der übergeordneten Ebene wird ein methodisch-konzeptioneller Ansatz entwickelt, wie der Erhaltungszustand für alle nicht-marinen Lebensraumtypen und Arten der atlantischen Region verbessert werden kann, das sogenannte Overall-Concept. Die zweite Säule des Projektes umfasst die Umsetzung konkreter Maßnahmen zur Verbesserung der Erhaltungszustände schwerpunktmäßig in Natura 2000-Gebieten und soll damit eine Verbesserung vor Ort bewirken.

In Niedersachsen wurden Maßnahmen (C-Actions) für die Borstgrasrasen des LRT 6230* mit deutlichem Schwerpunkt ab der 3. Projektphase durchgeführt, d. h. seit 2021.

Die folgende Karte gibt einen Überblick über alle Maßnahmen für den LRT 6230*. Über die bisherige Laufzeit wurden insgesamt 21 Maßnahmen in das LIFE-Projekt aufgenommen. Die Umsetzung erfolgte immer in enger Zusammenarbeit mit regionalen Partnern, die Initiative für die Implementierung von Maßnahmen ging aber zumeist vom Projekt aus. Acht Maßnahmen konnten erfolgreich abgeschlossen werden, sechs Maßnahmen befinden sich in der Umsetzung und bei zwei bereits umgesetzten Maßnahmen sind Nachsteuerungs- bzw. Erweiterungsmaßnahmen geplant. Fünf Maßnahmen mussten leider entfallen, da nach einer vertieften fachlichen Überprüfung eine erfolgreiche Umsetzung nicht zu erwarten war bzw. der Antrag zurückgezogen wurde.

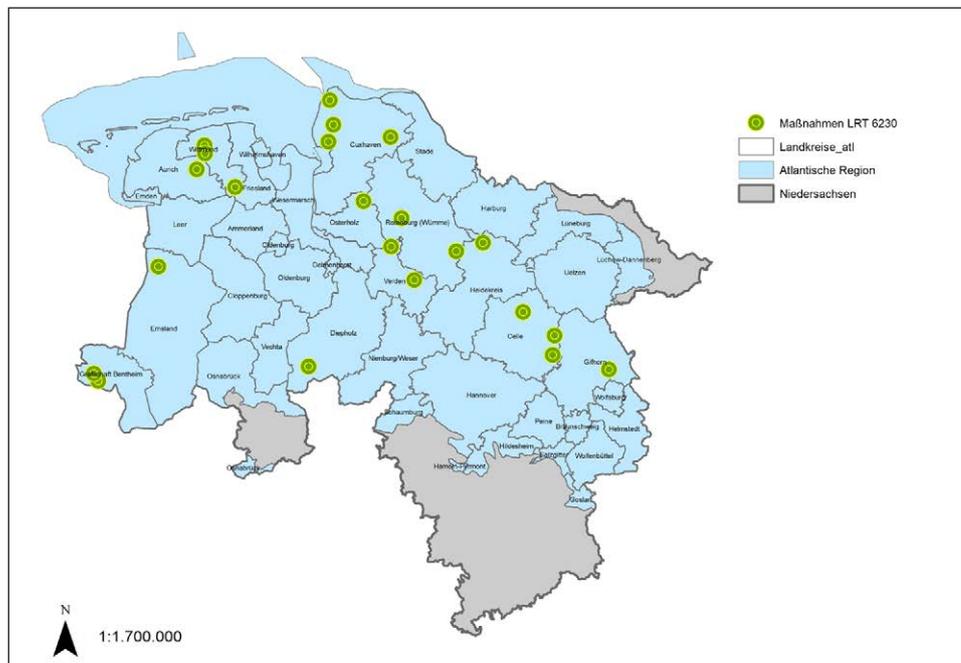


Abb. 11: Lage der Maßnahmenflächen für den LRT 6230* – Projektphase 1 bis 4

Tab. 5: Übersicht über Maßnahmen zum LRT 6230* und Stand der Umsetzung

Nr.	Maßnahmenbeschreibung	Partner vor Ort	Stand der Umsetzung
C37b	Ausweitung der Borstgrasrasenflächen (LRT 6230) im NSG Schwarzes Meer (LK Wittmund)	ÖNSOF, LK Wittmund	abgeschlossen
C81	Erstinstandsetzung eines artenreichen Borstgrasrasens (LRT 6230) im Postmoor östlich von Bargfeld (LK Celle)	LK Celle	entfallen
C119	Optimierung eines Borstgrasrasens (LRT 6230) in einem FFH-Gebiet bei Badenstedt (LK Rotenburg (Wümme))	ÖNSOR	abgeschlossen
C143	Entwicklung von Borstgrasrasen im FFH-Gebiet Rehdener Geestmoor (LK Diepholz)	LK Diepholz, BUND Diepholzer Moorniederung	abgeschlossen
C165	Wiederherstellung der Voraussetzungen für die Entwicklung von Borstgrasrasen im LSG Osteregelseer Moor und Umgebung (LK Aurich)	ÖNSOF	entfallen
C166	Instandsetzung des LRT 6230 im Komplex im Gebiet Hinrichs Wiese (LK Wittmund)	ÖNSOF	entfallen
C167	Optimierung und Qualitätssicherung des Borstgrasrasens Dunum (LK Wittmund)	ÖNSOF	abgeschlossen
C170	Aufwertung und Erweiterung der Borstgrasrasenbereiche im Naturdenkmal Borsumer Spiek (LK Emsland)	LK Emsland	laufend
C174	Entwicklung der Borstgrasrasen und Glockenheideflächen im Gebiet Großer Zwannenberg und Wachholderheide Krake (LK Grafschaft Bentheim)	Naturschutzstiftung Grafschaft Bentheim	laufend
C176	Aufwertung und Entwicklung der artenreichen Borstgrasrasen in den Cuxhavener Küstenheiden (Stadt Cuxhaven)	Stadt Cuxhaven	laufend
C178a-c	Aufwertung und Vergrößerung von Borstgrasrasen und Anmoorheide an drei Standorten im LK Cuxhaven: a. Kransburger Heide, b. Extensivweiden Langen, c. Westerberge bei Rahde	LK Cuxhaven	a: abgeschlossen, b: laufend, c: entfallen
C181	Neuentwicklung des Lebensraumtyps 6230 (...) im Springmoor (LK Osterholz)	Biologische Station Osterholz e. V.	entfallen
C184	Optimierung von artenreichen Borstgrasrasen im FFH-Gebiet Poggenmoor (LK Verden)	LK Verden	umgesetzt, Nachsteuerung
C185	Optimierung von Borstgrasrasen bei Querkorn im Bereich des Walleales (LK Verden)	LK Verden	umgesetzt, Nachsteuerung
C190	Artenanreicherung und Optimierung des LRT 6230 im Camp Reinsehlen (LK Heidekreis)	Stadt Schneverdingen	laufend
C192	Sicherung und Stabilisierung der LRT 4010 und 6230 ... Misselhorner Heide (LK Celle)	LK Celle	laufend
C216	Instandsetzung der Weideinfrastruktur und Optimierung der Pflege eines Borstgrasrasens im Hämseler Moor (LK Rotenburg (Wümme))	LK Rotenburg (Wümme)	abgeschlossen
C221	Verbesserung des Erhaltungsgrades des LRT 6230 im Gebiet Borstgrasrasen Ahnsbeck (LK Celle)	LK Celle	abgeschlossen
C223	Verbesserung des Erhaltungsgrades des LRT 6230 im Gebiet Vogelmoor Barwedel (LK Gifhorn)	LK Gifhorn	abgeschlossen, ggf. Erweiterung

ÖNSOF = Ökologische NABU-Station Ostfriesland, ÖNSOR = Ökologische NABU-Station Oste-Region

Wie Tab. 5 zu entnehmen ist, bietet das IP-LIFE eine große Bandbreite unterschiedlicher Maßnahmenoptionen, die einen wichtigen Beitrag zur Verbesserung der Situation des LRT 6230* leisten können. Beispielhaft sind zu nennen:

- Erstinstandsetzungsmaßnahmen durch Gehölzbesichtigung, Mahd, Entfilzen und Entmoosen,
- Initiierung der (Wieder-)Aufnahme einer extensiven Beweidung mit geeigneten Nutztierassen, beispielsweise in Form sehr extensiv genutzter Standweiden oder Trift-

weiden mit geringer Besatzdichte oder alternativ einer einschürigen, nicht zu späten Sommermahd,

- Sicherung der längerfristigen Pflege durch Beratung zu Förderprogrammen,
- Instandsetzung und Ertüchtigung von Weideinfrastruktur zur Sicherstellung der Dauerpflege durch Beweidung (u. a. wolfsichere Zäunung),

- Untersuchung und Erprobung von Maßnahmen zur Optimierung der Pflege und ggf. Wiederherstellung von LRT-Flächen,
- Erarbeitung von Bewirtschaftungskonzepten.

Ein weiterer Aspekt, der noch nicht zufriedenstellend bearbeitet werden konnte, ist die Ausarbeitung und praktische Umsetzung von Maßnahmen zur Stärkung des Arteninventars oder initialer Artenetablierung in ausgewählten Projektflächen. Hierzu gehört auch die Erzeugung und Bereitstellung von Saatgut für die Beimpfung von Wiederherstellungsflächen, die Ermittlung geeigneter Spenderflächen, die Entwicklung eines Spenderflächenkatasters sowie Konzepte zur Gewinnung und Vermehrung von Kennarten und Ausbringung auf ausgewählten Entwicklungsflächen. Die Zeit drängt, da das charakteristische Arteninventar allorten zurückgeht.

Das LIFE-Projekt „Atlantische Sandlandschaften“ kann durch Erstinstandsetzungs- und Wiederherstellungsmaßnahmen Impulse zur Verbesserung von Verbreitung (Ränge), Flächengröße sowie Strukturen/Funktionen setzen. Um den günstigen Erhaltungszustand der LRT-Vorkommen beständig zu erhalten, muss die Dauerpflege gewährleistet sein. Hierfür bestehen keine Finanzierungsmöglichkeiten



aus LIFE- Mitteln. Für die Finanzierung und Durchführung einer angepassten Dauerpflege müssen andere Instrumente genutzt werden, wie z. B. Landesprioritätenliste (LPL), Agrarumwelt- und Klimaschutzmaßnahmen (AUKM, hier insbesondere BB1 und BB2), GAK-Fördermaßnahme Naturschutz oder örtliche Akteure (siehe auch MOST 2024 in diesem Heft). Für eine Beratung zur Wahl einer geeigneten Förderung steht das Projekt jedoch jederzeit zur Verfügung. Es ist unverzichtbar, dass bereits bei der Planung von Maßnahmen Lösungen für die nachhaltige Pflege erarbeitet und verbindlich festgelegt werden.

Ungeachtet der vielfältigen Aktivitäten zur Verbesserung der Situation des LRT 6230* im Zuge des Projektes wird bei einem Blick auf die gesamte Kulisse des Lebensraumtyps sehr schnell erkennbar, dass eine Trendänderung im IP LIFE nicht allein durch Maßnahmen (C-Actions) des Projektes erreicht werden kann. Dafür ist die gestellte Herausforderung in Bezug auf den Flächenanteil an der atlantischen biogeographischen Region zu groß. Ziel muss es sein, neben den C-Actions des IP LIFE auch weitere Maßnahmenumsetzungen auf regionaler und lokaler Ebene durch gezielte Beratung zu initiieren, sodass weitere Maßnahmenumsetzungen durch regionale Partner in der Fläche realisiert werden können.



Abb. 12 u. 13: Borstgrasrasen Badenstedt vor und nach der Maßnahmenumsetzung (Fotos: I. Bruchmann, links; O. Schwarzer, rechts)

7 Zusammenfassung

Artenreiche Borstgrasrasen sind ein Relikt historischer Landnutzungsformen und weisen aufgrund einer Vielzahl von Beeinträchtigungen und Gefährdungen starke Flächen- und Qualitätsverluste auf. Sie sind als besonders schützenswerter und europaweit vom Verschwinden bedrohter Lebensraumtyp (LRT) 6230* nach der FFH-Richtlinie als „prioritär“ eingestuft. Für die atlantische Region Deutschlands kommt Niedersachsen eine besondere Verantwortung für den Erhalt der LRT 6230* zu.

Der vorliegende Beitrag betrachtet die Situation des Lebensraumtyps 6230* in der atlantischen Region Niedersachsens aus landesweiter und übergeordneter Sicht. Neben kurzen Einblicken in die historische und aktuelle Entwicklung von Fläche und Qualität des Lebensraumtyps sowie die Ursachen des Rückgangs werden die Zielsetzungen, die für die Erhaltung und Entwicklung eines landesweit stabilen Bestandes erarbeitet wurden, vorgestellt. Es wird aufgezeigt, welchen Beitrag das Integrierte LIFE-Projekt „Atlantische Sandlandschaften“ zur Verbesserung der Situation des LRT 6230* leisten kann.

8 Summary

Species-rich *Nardus* grasslands are a relict of historical forms of land use that suffer a severe loss of area and quality due to a variety of impairments and threats. They are categorised as a 'priority' habitat type (LRT) 6230* under the Habitats Directive, particularly worthy of protection and threatened with extinction throughout Europe. Lower Saxony has a special responsibility for the conservation of habitat type 6230* in the Atlantic region of Germany.

9 Literatur

- BFN (BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ (2019): FFH-Bericht 2019. – www.bfn.de/ffh-bericht-2019
- BOBBINK, R. & HETTELINGH, J.-P. (Hrsg.) (2011): Review and revision of empirical critical loads and dose-response relationships. – RIVM report 680359002, 246 Seiten, Bilthoven, Niederlande.
- DRACHENFELS, O. v. (2021): Kartierschlüssel für Biotop-typen in Niedersachsen unter besonderer Berücksichtigung der gesetzlich geschützten Biotope sowie der Lebensraumtypen von Anhang I der FFH-Richtlinie. – Naturschutz Landschaftspf. Niedersachs. A/4, 1-336, Hannover.
- DRACHENFELS, O. v. (2024): Rote Liste der Biotoptypen in Niedersachsen. Regenerationsfähigkeit, Biotopwerte, Grundwasserabhängigkeit, Nährstoffempfindlichkeit, Gefährdung. – Inform.d. Naturschutz Niedersachs. 43 (2) (2/24): 69-140.
- GARVE, E. (2004): Rote Liste und Florenliste der Farn- und Blütenpflanzen in Niedersachsen und Bremen. – Inform.d. Naturschutz Niedersachs. 24 (1) (1/04): 1-76.
- HÄRDITTE, W., MEYN, K. & SCHWARZER, O. (2024): Nährstoffkreisläufe und Management – Kann Management atmogene Stickstoffeinträge in „Atlantischen Sandlandschaften“ kompensieren? – Inform.d. Naturschutz Niedersachs. 43 (4) (4/24): 250-257.
- JÜRGENS, C. (1995): Pflanzengesellschaften des Magergrünlandes im Gebiet Flumm/Fentjer Tief. – Dipl.-Arb. Studiengang Biologie Universität Oldenburg, 97 S., Oldenburg, unveröff.
- MOST, A. (2024): Fördermöglichkeiten für Borstgrasrasen in Niedersachsen. – Inform.d. Naturschutz Niedersachs. 43 (4) (4/24): 306-311.
- NLWKN (NIEDERSÄCHSISCHER LANDESBETRIEB FÜR WASSERWIRTSCHAFT, KÜSTEN- UND NATURSCHUTZ) (Hrsg.) (2022): Vollzugshinweise zum Schutz der FFH-Lebensraumtypen sowie weiterer Biotoptypen mit landesweiter Bedeutung in Niedersachsen – Artenreiche Borstgrasrasen (6230*). – Niedersächsische Strategie zum Arten- und Biotopschutz, Hannover, 15 S., www.nlwkn.niedersachsen.de/download/25849
- NLWKN (NIEDERSÄCHSISCHER LANDESBETRIEB FÜR WASSERWIRTSCHAFT, KÜSTEN- UND NATURSCHUTZ) (Hrsg.) (2023): Zielkonzept FFH-Lebensraumtypen in Niedersachsen – Landesweites Konzept zur Bewahrung bzw. Wiederherstellung günstiger Erhaltungszustände. – Inform.d. Naturschutz Niedersachs. 42 (3) (3/23): 133-232.
- PEPPLER-LISBACH, C. (2024): Borstgrasrasen im niedersächsischen Tiefland. – Inform.d. Naturschutz Niedersachs. 43 (4) (4/24): 225-236.
- PEPPLER-LISBACH, C. & PETERSEN, J. (2001): Synopsis der Pflanzengesellschaften Deutschlands. Calluno-Ulicetea (G3), Teil 1: Nardetalia strictae – Borstgrasrasen. – 103 S., Göttingen.
- PREISING, E., VAHLE, H.-C. & TÜXEN, J. (2012): Die Pflanzengesellschaften Niedersachsens – Bestandsentwicklung, Gefährdung und Schutzprobleme. Heide-, Moor- und Quellgesellschaften. – Naturschutz Landschaftspf. Niedersachs. 20/3, CD-ROM Beilage zu H. 20/1, Hannover.
- SCHWABE, A., TISCHEW, S., BERGMEIER, E., GARVE, E., HÄRDITTE, W., HEINKEN, T., HÖLZEL, N., PEPPLER-LISBACH, C., REMY, D. & DIERSCHKE H. (2019): Pflanzengesellschaft des Jahres 2020: Borstgrasrasen. – Tuexenia 39: 287-308, Göttingen.
- WITTIG, B. (1996): Erhaltung und Revitalisierung der Vegetation eines Quellhangs durch Beweidung – Erste Ergebnisse. – Abh. Naturw. Verein Bremen 43/2: 309-316, Festschrift Cordes.

Die Autorin



Ortrun Schwarzer, Jahrgang 1965, Studium der Landespflege an der Universität Hannover. Ab 2002 freiberufliche Tätigkeit bei der Ingenieurgesellschaft entera und mit eigenem Gutachterbüro Inula. Von 2010 bis 2021 Mitarbeiterin der Biosphärenreservatsverwaltung Niedersächsische Elbtalau in Hitzacker. Vielfältige Arbeitsschwerpunkte in den Bereichen Eingriffsregelung und Auenmanagement, u. a. Hochwasserschutz, Natura 2000, Grünlandmanagement und -entwicklung sowie Kooperation mit der Landwirtschaft. Im Herbst 2021 Wechsel zum NLWKN – Landesweiter Biotopschutz. Seither im Integrierten LIFE-Projekt „Atlantische Sandlandschaften“ als „Specialist“ für Fachfragen zu Lebensraumtypen sowie für die Konzeption und Durchführung des LRT-Monitorings zuständig.

Ortrun Schwarzer
NLWKN – Biotopschutz
Göttinger Chaussee 76 A, 30453 Hannover
ortrun.schwarzer@nlwkn.niedersachsen.de

Nährstoffkreisläufe und Management – Kann Management atmogene Stickstoffeinträge in „Atlantischen Sandlandschaften“ kompensieren?

von Werner Härdtle, Kristof Meyn & Ortrun Schwarzer

Inhalt

1	Gefährdung von bodensauren Magerrasen – Hintergrund der Untersuchungen und Fragen	250	3	Folgerungen für das Habitatmanagement	253
1.1	Hohe Nährstoff-(N-)Einträge sind wesentliche Ursache des Artenrückgangs	250	4	Voraussetzungen für die Wiederansiedlung von Arten bei der Renaturierung von Borstgrasrasen	254
1.2	N-Depositionen liegen über den kritischen Eintragsraten	250	5	Fazit	254
2	Ökosystemare Wirkung der N-Eutrophierung und Interaktion mit Klimaveränderungen	251	6	Zusammenfassung	255
			7	Summary	255
			8	Literatur	255

1 Gefährdung von bodensauren Magerrasen – Hintergrund der Untersuchungen und Fragen

Artenreiche Borstgrasrasen als besondere Ausprägung bodensaurer Magerrasen sind niedersachsenweit von vollständiger Vernichtung bedroht (DRACHENFELS 2024). Die Gefährdungsursachen auf den einzelnen Standorten sind vielfältig und oft multikausal. Dazu gehören einerseits Nutzungsintensivierung sowie Aufforstungen in den vergangenen 200 Jahren, andererseits fehlendes oder unzureichendes Management. Letzteres stellt gegenwärtig im Zusammenwirken mit hohen Nährstoffeinträgen, insbesondere von Stickstoff, eine wesentliche Ursache für den Verlust biologischer Vielfalt in bodensauren Magerrasen dar. Aus naturschutzfachlicher Sicht ist daher von besonderem Interesse, ob zielgerichtete Managementverfahren atmogene Stickstoffeinträge in bodensauren Magerrasen langfristig kompensieren und so ausgeglichene und lebensraumtypische Nährstoffverhältnisse langfristig erhalten werden können.

1.1 Hohe Nährstoff-(N-)Einträge sind wesentliche Ursache des Artenrückgangs

70 % der Biodiversität auf der Welt ist an nährstoffärmere und nährstoffarme Ökosysteme gebunden. Dennoch ist Stickstoff (N) essentiell für alle Organismen. Er wird für wichtige Stoffwechselprozesse benötigt und ist als Bestandteil der DNA oder von Vitaminen unverzichtbar. Landlebende Primärproduzenten sind zur Deckung ihres Bedarfs an diesem Nährelement auf eine Aufnahme der in der Bodenlösung verfügbaren anorganischen Stickstoff-Verbindungen angewiesen, sog. reaktiver Stickstoff (wenn man einmal vom Prozess der biologischen N-Fixierung absieht). Nur ein sehr kleiner Teil von deutlich unter 10 % des gesamten ökosystemaren N-Pools steht in dieser Form zur Verfügung, weshalb die Primärproduktion in vielen (halb-)natürlichen Ökosystemen durch die Verfügbarkeit von N limitiert ist (N-Limitierung) (KREBS 2009, XIA & WAN 2008). Auch Phosphat-(P-)Limitierung kann eine Rolle spielen, so dass

die Biomasseproduktion durch das Angebot an Stickstoff und/oder Phosphat begrenzt sein kann (sog. N-P-Ko-Limitierung). Hohe Nährstoff-(N-)Einträge führen zu einer Veränderung verschiedener Prozesse im Boden, einer Veränderung des Artengefüges und sind wesentliche Ursache des Artenrückgangs. So bewirkt ein verbessertes und lebensraumuntypisches N-Angebot eine Verschiebung der interspezifischen Konkurrenzsituation bei Pflanzen, wodurch in aller Regel konkurrenzschwache von hochwüchsigen und produktiven Arten verdrängt werden (s. u.). N-Einträge erweisen sich damit als ein wesentlicher Faktor eines weltweiten Verlustes an Biodiversität.

1.2 N-Depositionen liegen über den kritischen Eintragsraten

Die Entwicklung von Verfahren zur künstlichen Herstellung von N-haltigen Düngern überwand die N-Limitierung in der Landwirtschaft und führt seit den 1960er Jahren zu einem exponentiellen Anstieg des weltweiten N-Eintrags mit fortschreitender Tendenz (ERISMAN et al. 2013, NISHINA et al. 2017). Lag der Wert Anfang der 1960er Jahre bei ca. 15 Tg/Jahr¹, so prognostizierten FOWLER et al. (2015) einen weiteren Anstieg bis zum Jahr 2100 auf geschätzte 243 Tg/Jahr.

Durch die landwirtschaftliche Nutzung wird dem Agrarökosystem nur ein Teil der eingebrachten N-Mengen wieder entzogen. Es kommt zu einem N-Nettoüberschuss, der in intensiv landwirtschaftlich genutzten Regionen besonders groß ist. Ein Teil des N-Überschusses wird von den Agrarflächen lateral in Umgebungsbereiche verfrachtet. Das geschieht z. B. durch Stäube oder durch Nitratverlagerung in das Grundwasser. Aus den Agrarflächen kann Stickstoff zudem in Form gasförmiger Verbindungen wie Lachgas (N₂O)

¹ Tg = Teragramm = 1 Million Tonnen

klimawirksam in die Atmosphäre entweichen. Zu den atmosphärischen Stickstoff-Einträgen trägt in erheblichem Maße Ammoniak bei (FOWLER et al. 2015), das bei den natürlichen Abbauprozessen von Eiweißen und Harnstoff in der Gülle und im Mist von Nutztieren freigesetzt wird. Reduzierte (anorganische) Stickstoffverbindungen wie Ammoniak machen etwa 2/3 der atmosphärischen Stickstoffeinträge aus und stammen zu 95 % aus der Landwirtschaft. Neben einer Eutrophierung kann Ammoniak auch zu einer Versauerung von Ökosystemen führen, da im Prozess der Nitrifizierung im Boden Protonen freigesetzt werden. Um die Sensibilität von Ökosystemen gegenüber N-Einträgen beschreiben zu können, wurden sogenannte kritische Eintragsraten von Stickstoff (*Critical Loads*) empirisch ermittelt (vgl. BAK 2014, BOBBINK et al. 2010, ERISMAN et al. 2023, GALLOWAY et al. 2004, DE VRIES et al. 2015). Vor allem in den Gebieten im Norden und Nordwesten Deutschlands, in welchen in weiten Teilen auch das Projektgebiet „Atlantische Sandlandschaften“ liegt, liegen die N-Depositionen über den Critical loads für Stickstoff (KRANENBURG et al. 2024). Nach BAK (2014) beträgt der Critical Load für Stickstoff für den LRT 6230* „Artenreiche Borstgrasrasen“ 10-15 kg/ha/Jahr. P-Einträge sind in Deutschland ebenfalls besonders in Nordrhein-Westfalen und Niedersachsen hoch.

Überschreitung der Critical Loads für Stickstoffeinträge in Deutschland (Jahr 2019)

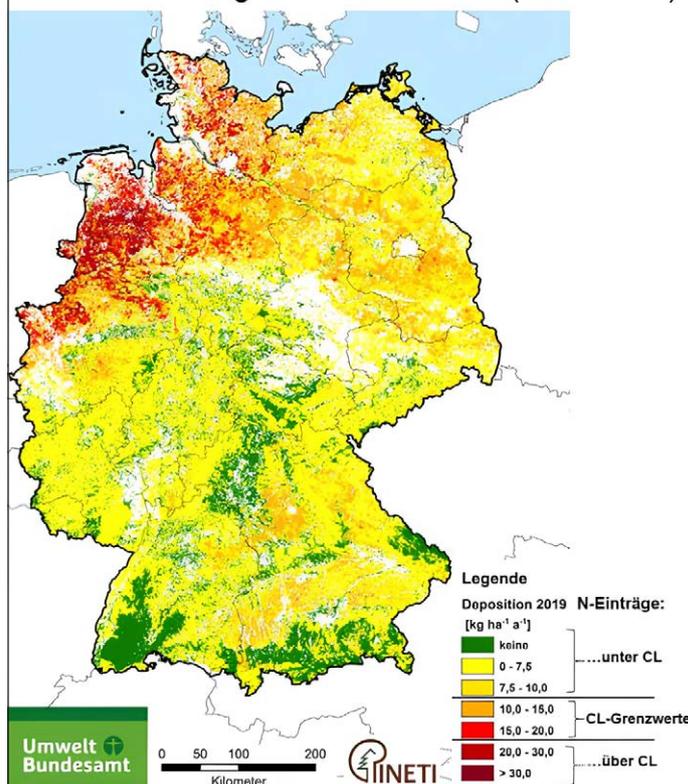


Abb. 1: Überschreitung der Critical Loads für Stickstoffeinträge in Deutschland (Jahr 2019), verändert nach KRANENBURG et al. (2024)

2 Ökosystemare Wirkung der N-Eutrophierung und Interaktion mit Klimaveränderungen

Die ökologischen Konsequenzen einer kontinuierlichen Anreicherung von Stickstoff infolge von anthropogenen Einträgen sind komplex (BOBBINK et al. 2010). Das nachfolgende Wirkschema (Tab. 1) veranschaulicht die Bedeutung abiotischer und biotischer Faktoren zunehmender N-Eutrophierung auf das Wirkungsgefüge von Ökosystemen.

Zu den zentralen Effekten der Stickstoffanreicherung in nährstoffarmen Ökosystemen gehören Artenverschiebungen und Artenschwund, Veränderungen der Populationen herbivorer Tierarten, höhere Klimasensibilität von Arten, d. h. höhere Empfindlichkeit gegenüber Frost, Trockenheit, Hitze sowie eine Abnahme der Mykorrhizierung. Verschiedene Effekte verstärken sich durch Wechselwirkungen untereinander.

Die Auswertung von 85 Einzelstudien durch MIDOLO et al. (2019) ergab, dass N-Eutrophierung in aller Regel zu einer Abnahme der Artenvielfalt und der Individuenabundanz führt. Studien von DAMGAARD et al. (2011) zeigten Artenverluste in bodensauren Magerrasen in Höhe von ca. 25 %, wenn die N-Einträge von etwa 10 auf 20 kg/ha/Jahr erhöht wurden. DUPRÉ et al. (2010) sehen die Ursachen für einen Artenrückgang bei Gefäßpflanzen und Moosen in Borstgrasrasen vorrangig in über Jahre aufsummierten N-Einträgen, führen aber auch zunehmende Bodenversauerung und Management-Veränderungen an. Sie stellen weiter eine Zunahme an Grasarten bei kumuliertem N-Eintrag fest.

Tab. 1: Direkte und indirekte Wirkungen (Auswahl) von N-Einträgen auf den Wuchs von Pflanzen sowie auf verschiedene Ökosystemfunktionen (in Anlehnung an BOBBINK et al. 2010)

Pflanzenebene	Ökosystemebene (Funktionen)
Höhere N-Aufnahme	Höhere N-Verfügbarkeit
Minderung der N-Limitierung	Minderung der N-Limitierung
Wuchssteigerung	<ul style="list-style-type: none"> ■ Erhöhung der Produktivität (Primärproduktion) ■ Streuproduktion ■ N-Mineralisation ■ N-Auswaschung (Nitrat-Leaching)
Erhöhung des N-Gehaltes in den Geweben (teils)	Erhöhung des N-Vorrats
Veränderung der Phänologie einzelner Arten	Veränderung der Phänologie der Phytocoenose
Veränderung der Konkurrenzfähigkeit	Veränderungen im Pflanzenartengefüge
Vergrößerung des Spross-Wurzel-Verhältnisses → Erhöhter Wasserstress bei Trockenheit	Höhere Klimasensibilität (z. B. gegenüber Trockenheit, Hitze)
Verminderung der Mykorrhizierung	Höhere Klimasensibilität
Veränderung der Ionenkonkurrenz im Boden	Bodenversauerung (durch Nitrifikation)
Höherer Fraßdruck durch Herbivore → Vergrößerung der Herbivorenpopulation	Veränderung von Nahrungsnetzen und trophischen Interaktionen (z. B. Pflanze-Herbivore-Interaktion, Zusammensetzung der Herbivorengemeinschaften)

N-Einträge erhöhen die Stickstoff-Verfügbarkeit im Boden, was zu einer Steigerung der Primärproduktion führt. Dieser Effekt ist umso ausgeprägter, je stärker die N-Limitierung an einem Standort ist. Eine extrem geringe Nährstoffverfügbarkeit wird nur von wenigen Arten toleriert, so dass Produktivität und Artenvielfalt in engem Zusammenhang stehen (beschrieben durch eine sog. „Buckelkurve“). Ein Mangel an Nährstoffen führt zu einem gewissen Stress, welcher nährstoffbedürftigere Arten ausschließt (hauptsächlich „unterirdische Konkurrenz“ im Boden). Eine hohe Nährstoffverfügbarkeit (Produktivität) führt hingegen zu steigender Konkurrenz zwischen den Arten (hauptsächlich „oberirdische Konkurrenz“ um Licht). Es setzen sich wenige, besonders konkurrenzstarke (d. h. produktionskräftige) Arten durch. Die höchste Artenvielfalt tritt bei mittlerer Produktivität auf, wenn also der Ausschluss durch Nährstoffmangel und gleichzeitig die Konkurrenz um andere Ressourcen relativ gering sind. In den Vordergrund tritt bei erhöhter Nährstoffverfügbarkeit die Konkurrenz um andere Ressourcen wie Licht, wobei Arten mit besonders gesteigerter oberirdischer Biomasseproduktion profitieren. Experimente mit künstlichen Lichtquellen in gedüngten krautigen Vegetationsbeständen, bei denen ein Ausfallen konkurrenzschwacher Arten im Gegensatz zu den Vergleichsflächen ohne künstliche Lichtquellen verhindert wurde, belegen den Artenschwund auf gedüngten Flächen durch die erhöhte Konkurrenz um Licht (HAUTIER et al. 2009).

Anhand einer Metaanalyse zeigen XIA & WAN (2008) auf, dass bei Stickstoffzufuhr 53,6 % der Pflanzenarten mit einer Zunahme der Biomasse und 28,5 % mit einer Erhöhung des N-Gehaltes in den pflanzlichen Geweben reagieren. Stickstoffeinträge verändern aber nicht nur die Biomassenproduktion bestimmter Pflanzenarten, sie können auch das Verhältnis der von einer Pflanze oberirdisch (Spross) und unterirdisch (Wurzel) produzierten Biomasse verschieben (sog. Biomasseallokation). In Düngungs-Experimenten (FRIEDRICH et al. 2011, VAN DEN BERG 2005, BOBBINK et al. 2015) zeigten verschiedene Arten unterschiedliche Reaktionen auf eine Stickstoff-Düngung. Pfeifengras oder Landreitgras, Gräser deren Ausbreitung in Borstgrasrasen eine häufig zu beobachtende negative Entwicklung darstellt, reagieren beispielsweise mit einer Zunahme der oberirdischen und unterirdischen Biomasse. Dagegen investiert die Besenheide zwar in oberirdische Biomasse, die unterirdische Biomasse nimmt jedoch ab. Diese Verschiebung der artspezifischen Produktivität und Biomassenallokation führt wiederum zu Veränderungen der zwischenartlichen Konkurrenzbeziehungen und somit des Artengefüges von

Pflanzengesellschaften. Letztendlich ergibt sich – betrachtet man einmal Heiden als Beispiel – folgendes Wirkungsgefüge: Das Pfeifengras dominiert die Besenheide in der Konkurrenz um Licht und die Mykorrhizierungsrate der Besenheide verringert sich (HOFLAND-ZIJLSTRA & BERENDSE 2009). Bei anhaltender N-Zufuhr erlangt das Pfeifengras in seiner vegetativen und generativen Entwicklung einen massiven Konkurrenzvorteil bis zur Herausbildung von Dominanzbeständen.

Eine Vergrößerung des Spross-Wurzel-Verhältnisses auf N-gedüngten Standorten kann bei Pflanzen auch deren Sensibilität gegenüber Trockenheit erhöhen, da die relativ kleine Wurzel dann die erhöhte Transpiration der vergrößerten oberirdischen Pflanzenteile nicht mehr kompensieren kann.

Die meisten Pflanzen leben in Partnerschaft mit Pilzen, sog. Mykorrhizapilzen. Ökosysteme nährstoffarmer Standorte sind in der Regel Pilz-gesteuert. N-Einträge können zu einer Abnahme der Mykorrhizierung von bis zu über 20 % führen. Die Doppelwirkung einer N-Düngung mit der Abnahme des Wurzelwachstums und der Mykorrhizierung führt beispielsweise bei *Calluna vulgaris* zu erhöhtem Trockenstress und zu einer Abnahme der Konkurrenzstärke (HOFLAND-ZIJLSTRA & BERENDSE 2009).

Der Wegfall von einzelnen Pflanzenarten durch Konkurrenz innerhalb eines durch Stoffeinträge veränderten Lebensraums kann auch zu einem Ausfall von herbivoren Tierarten (v. a. monophagen Insekten) führen, die auf diese Pflanzen spezialisiert sind (FARTMANN et al. 2021). KURZE et al. (2018) fanden heraus, dass erhöhte Blatt-N-Gehalte zu einer höheren Sterblichkeit von Larven bestimmter Tagfalter-Arten führen. Offensichtlich können zu hohe N-Gehalte in der Wirtspflanze auch zu stoffwechselphysiologischen Störungen bei Herbivoren führen.

Natürliche Standorte bodensaurer Magerrasen sind durch eine niedrige Produktivität und eine sehr geringe Nährstoffverfügbarkeit gekennzeichnet. Die charakteristischen Arten der Borstgrasrasen sind an diese extremen Umweltbedingungen angepasst und zeichnen sich oftmals durch ein relativ großes Wurzelwerk und eine im Verhältnis dazu geringe oberirdische Biomasse aus. Das Erscheinungsbild der Rasen ist dementsprechend kurzrasig und niedrigwüchsig und bietet zahlreichen kleinwüchsigen und lichtliebenden Arten ideale Lebensbedingungen. In der Zusammenschau verdeutlichen die vorgenannten Effekte, weshalb eine fortgesetzte N-Eutrophierung ohne Gegenmaßnahmen zur Verarmung und letztendlich zum Verlust des Lebensraumtyps führt.

3 Folgerungen für das Habitatmanagement

Vor dem Hintergrund erhöhter Stickstoffeinträge stellt sich die Frage, ob und wenn ja, welche Managementansätze zu zielgerichteten Nährstoffausträgen führen, bestehende Einträge aus der Atmosphäre kompensieren und so in einem Lebensraum zu langfristig ausgeglichenen Nährstoffbilanzen führen können. Von Interesse ist ferner, wie sich mittels bestimmter Managementverfahren Lebensräume gegenüber veränderlichen Klimabedingungen stabilisieren und mögliche Veränderungen im Artengefüge oder in den Ökosystemfunktionen abschwächen lassen (DAWSON et al. 2011).

Unter Heiden und Borstgrasrasen (Nardeten) ergeben sich kaum Auswaschungsverluste von Nährstoffen (sog. Leachingeffekte). 60 % der N-Einträge verbleiben im Ökosystem, davon sind mehr als 57 % des Stickstoffs biologisch verfügbar. Die Mooschicht nimmt dabei eine Schwammfunktion wahr. Sie ist ein „Ökosystemingenieur“ und trägt maßgeblich zum Verbleib des Stickstoffs (auch P) im System bei. Der organische Horizont fungiert als Stoffsenke.

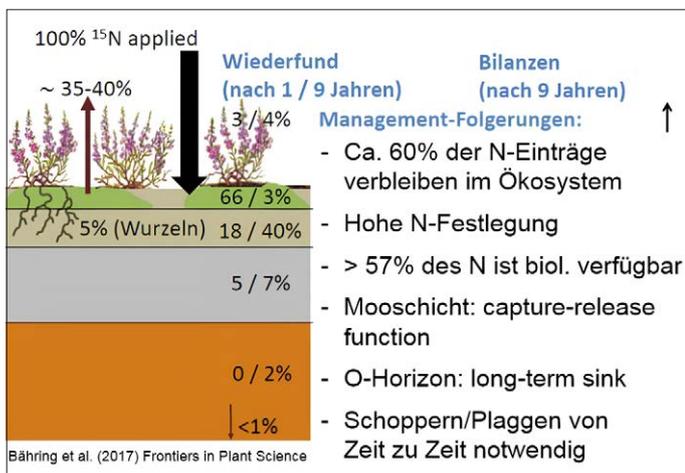


Abb. 2: Heiden und Borstgrasrasen als Stickstoffsенke

Das Management bodensaurer Magerrasen muss zu ihrem Erhalt die Nährstoffbilanz der Standorte im Blick haben. Erhöhte Nährstoffeinträge müssen kompensiert werden, um der Veränderung des Artengefüges wirksam zu begegnen.

Um einer Eutrophierung von Lebensräumen entgegenzuwirken, ist es wichtig, in welchem Umfang Nährstoffe wie Stickstoff durch Managementverfahren wie Mahd oder Beweidung mit der Biomasse ausgetragen werden können (OWENS et al. 1998, BAKKER et al. 2002, OLDE VENTERINK et al. 2002, KURZ et al. 2005, CHENG et al. 2020).

Neben dem Umfang des Nährstoffaustrages ist ebenso relevant, welche Auswirkungen ein Managementverfahren auf das Verhältnis zwischen den Nährelementen, z. B. auf das N:P-Verhältnis an einem Standort hat (sog. Nährstoffstöchiometrie). Bestimmte Pflegeverfahren können hohe N-Austräge, aber auch unerwünscht hohe P-Austräge zur Folge haben. Auf diese Weise kann eine P-Limitierung des Standortes induziert werden, die oftmals Gräser mit einer arbuskulären Mykorrhiza, z. B. Pfeifengras, gegenüber Zielarten des Naturschutzes bevorteilt (WASSEN et al. 2005). Standorte mit einem N:P-Verhältnis über 16 in der pflanzlichen Biomasse gelten als „P-limitiert“, mit einem N:P-Verhältnis unter 14 als „N-limitiert“ (KOERSELMAN & MEULEMAN 1996). Pflegemaßnahmen sind daher im Hinblick auf mögliche Konsequenzen für die Nährstoff-Verhältnisse eines Standortes zu bewerten.

Untersuchungen von OLDE VENTERINK et al. (2002) haben gezeigt, dass ein Biomasseaustrag mittels Mahd die hohen Stickstoffeinträge aus der Atmosphäre vollständig zu kompensieren vermag. Ohne Düngung wäre bei regelmäßiger Mahd langfristig sogar eine N-Aushagerung möglich. Zugleich ist aber auch ein Verlust an Phosphor bzw. Kalium zu erwarten, was langfristig sogar zu einer Produktionslimitierung infolge von P- oder K-Mangel, also zu P- bzw. K-limitierten Standorten führen kann (vgl. KOERSELMAN & MEULEMAN 1996, GÜSEWELL et al. 2003, HÄRDTLE et al. 2009).

Mehr noch als die Mahd spielt bei der Nutzung und Pflege von Borstgrasrasen eine Beweidung mit Haustieren als tradierte, oftmals über Jahrhunderte praktizierte Bewirtschaftungsform eine wichtige Rolle (WALLISDEVRIES et al. 1998, KOCH et al. 2017, BIRO et al. 2019, MOLNAR et al. 2020, SCHWARZ & FARTMANN 2022). Beweidungsregime sind sehr variabel (BUNZEL-DRÜKE et al. 2008) und in ihren Auswirkungen auf den Nährstoffhaushalt für verschiedene Lebensräume kaum allgemeingültig quantifizierbar. Ein-

flussfaktoren sind die Beweidungsintensität, die zur Beweidung eingesetzten Tiere, aber auch Zeitpunkt und Dauer der Beweidung und das Herdenmanagement (z. B. Wechsel von Freiland- zu Stallhaltung).

In manchen Studien nahmen die Nährstoffvorräte oder Nährstoffkonzentrationen im Boden und in der Vegetation unter Beweidung zu (LU et al. 2015, KLAUS et al. 2018, HOU et al. 2020). Die Auswirkungen von N-Düngung auf Grünlandssysteme haben z. B. BORER et al. (2020) untersucht. Sie konnten nachweisen, dass Düngung die Grünlandproduktivität erhöht und die Weidetiere die durch Düngung zusätzlich produzierte Biomasse nur bei hoher Beweidungsdichte vollständig nutzen können, wohingegen geringe Besatzstärken nicht ausreichen, den durch Düngung erhöhten Biomassenzuwachs vollständig zu konsumieren. Andere Studien fanden eine durch Beweidung verursachte Abnahme der Nährstoffvorräte, insbesondere von Phosphor (LAVADO et al. 1996, HÄRDTLE et al. 2009, VON OHEIMB et al. 2009, MLÁDKOVÁ et al. 2015). Die Abnahme der P-Vorräte kann durch bevorzugtes Fressen von P-reichen Pflanzenteilen entstehen (insbes. von jungen Triebspitzen; FOTTNER et al. 2007), aber auch, wenn die Vegetation eine höhere P-Konzentration aufweist als der Boden (VON OHEIMB et al. 2009).

Untersuchungen von HÄRDTLE et al. (2009) am Beispiel von Heideökosystemen zeigen, inwieweit verschiedene Pflege- und Managementverfahren (Beweidung, Mahd, Winter-Brand, Plaggen) die bestehenden atmosphären Einträge für Stickstoff und Phosphor zu kompensieren vermögen. Dabei wurden Nährstoffeinträge aus der Atmosphäre und Dung der Weidetiere quantifiziert und den Austrägen durch Leaching (Sickerwasser) und die jeweiligen Pflegeverfahren (Biomasse- und Bodenentnahme) gegenübergestellt.

Die Ergebnisse lassen sich – in gewissem Rahmen – auf *Nardus*-Grasland übertragen. Einen Überblick gibt Abb. 3. Grundsätzlich ist es möglich, den jährlichen N-Eintrag in *Nardus*-Grasländer durch jährliche Mahd zu kompensieren. Das gilt auch für Phosphor ohne die historische Belastung. Eine Beweidung mit Schafen mit dem Ziel des N-Austrags funktioniert nur in Kombination mit nächtlicher Stallhaltung, da so ca. 70 % des Stickstoffs durch die von den Tieren abgegebenen Exkremente im Stall verbleibt (HÄRDTLE

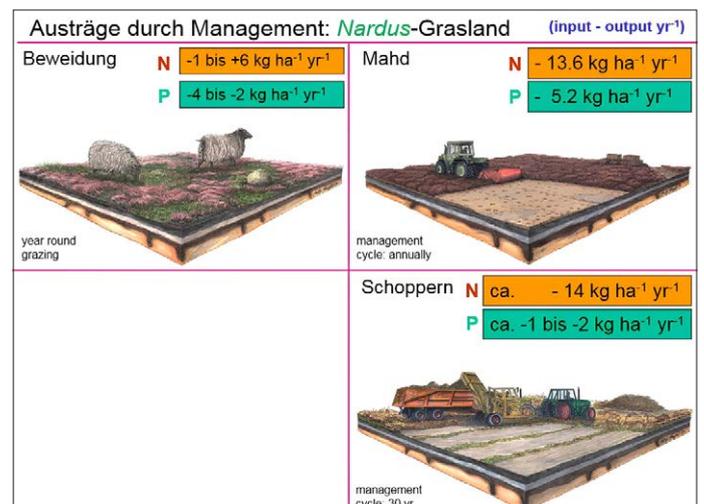


Abb. 3: Austräge von Stickstoff und Phosphor durch Management von Borstgrasrasen (Kalkulation fußend auf Angaben bei HEJCMAN et al. 2007, HÄRDTLE et al. 2009, BEDIA und BUSQUÉ 2012, SCHELFHOUT 2019, VAN DAELE et al. 2022) (Zeichnung: A. Kayser)

et al. 2009). Mit Blick auf die Kosten der unterschiedlichen Verfahren ist eine Mahd am günstigsten, gefolgt von Beweidung. Schopfern als intensives Pflegeverfahren führt zu besonders hohen N-Austrägen, erzeugt aber auch die höchsten Kosten und bedeutet einen erheblichen Eingriff in den Nährstoffhaushalt eines Lebensraums. Die vergleichende Betrachtung der verschiedenen Managementoptionen

macht deutlich, dass jedes Verfahren für sich und in Kombination untereinander Vor- und Nachteile mit sich bringt und es keine allgemeingültige Lösung für alle Standorte geben kann. Es kommt vielmehr darauf an, die verschiedenen Managementverfahren am jeweiligen Standort in räumlicher und zeitlicher Abfolge so miteinander zu kombinieren, dass das individuelle Flächenziel erreicht wird.

4 Voraussetzungen für die Wiederansiedlung von Arten bei der Renaturierung von Borstgrasrasen

Artenreiche Borstgrasrasen des Tieflandes sind in Niedersachsen auch durch Isolation stark gefährdet. Vor dem Hintergrund zunehmender Habitatfragmentierung und einer damit einhergehenden Habitatisolation einerseits, sowie im Kontext möglicher Klimawandelanpassungsstrategien andererseits (MCLACHLAN et al. 2007, GÖMÖRY et al. 2020), wird seit mehreren Jahrzehnten im angewandten Naturschutz die Frage diskutiert, inwieweit eine aktive Unterstützung der Ausbreitung einzelner Pflanzen- und Tierarten sinnvoll sein kann, wenn diese aufgrund einer starken Ausbreitungslimitierung nicht von selbst in der Lage sind, neue und ökologisch grundsätzlich geeignete Habitats (wieder) zu besiedeln (HEWITT et al. 2011). Eine solche aktive und teils auch passive Unterstützung der Ausbreitung oder Ansiedlung von Arten in geeigneten Habitats wird als *Assisted Migration* bezeichnet. WILLIAMS & DUMROESE (2013) unterscheiden drei Formen der *Assisted Migration*:

- Transport (Verbringung) innerhalb des bestehenden Areals: „assistierte Populationsausbreitung“ (*assisted population migration*),
- Transport in ein außerhalb, aber in der Nähe zum bisherigen Areal liegendes Gebiet: „assistierte Areal-Erweiterung“ (*assisted range expansion*),
- Transport in ein außerhalb, aber fernab zum bisherigen Areal liegendes Gebiet: „assistierte Ausbreitung“ (*assisted species migration*).

Die für *Assisted Migration* infrage kommenden Arten müssen im Hinblick auf Standortansprüche, Populationsbiologie, Ausbreitungspotenzial und kompetitive Eigenschaften gut untersucht sein (s. LUIJTEN et al. 2024 in diesem Heft). WUBS et al. (2016) haben untersucht, ob die Entwicklung einer Ziellebensgemeinschaft auf vormals degradierten Böden rascher verläuft, wenn dessen Edaphon mithilfe einer Boden-Inokulation zumindest teilweise wiederhergestellt würde. Bei der Boden-Inokulation werden Renaturierungsflächen mit Bodenmaterial und so mit den darin enthaltenen Bodenorganismen (z. B. Bodenbakterien, Pilze,

Wirbellose) „beimpft“, welches an Standorten derzeit noch intakter Lebensgemeinschaften entnommen wird. Damit soll die Wiederbesiedlung einer Renaturierungsfläche mit den für viele Ökosysteme wichtigen Arten des Edaphons beschleunigt werden, da diese oftmals ausbreitungslimitiert sind und so eine Renaturierungsfläche über einen langen Zeitraum gar nicht erreichen würden. Die Ergebnisse der Studie zeigen, dass sich die Zielarten aus Grasland- und Heideökosystemen auf einem vormaligen Ackerboden rascher entwickeln, wenn dieser mit entsprechenden Boden-Inokula behandelt wurde. Ganz offensichtlich werden durch die eingebrachten Arten des Edaphons bodenökologische Prozesse initiiert, von denen die Pflanzenarten der Ziellebensgemeinschaft profitieren.

Sollen einzelne Pflanzenarten der Borstgrasrasen in geeigneten Habitats (wieder) angesiedelt werden, ist immer auch über eine unterstützende Boden-Inokulation nachzudenken.

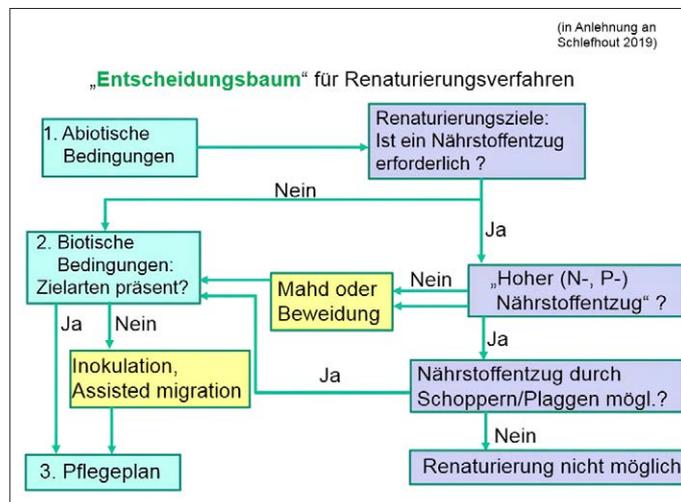


Abb. 4: Entscheidungsbaum für Renaturierungsverfahren

5 Fazit

Die oben dargelegten Befunde zeigen, dass Managementverfahren wie Mahd, Beweidung oder Schopfern grundsätzlich in der Lage sind, die in vielen Gebieten heute bestehenden Stickstoffeinträge in Borstgrasrasen zu kompensieren und somit – trotz bestehender Einträge – langfristig ausgeglichene und lebensraumtypische Nährstoffbilanzen zu erhalten. Dabei ist zu bedenken, dass einzelne

Pflegeverfahren unterschiedlich intensiv in die betrachteten Lebensräume eingreifen, da Kompartimente wie oberirdische Biomasse oder Humusaufgaben nicht nur unterschiedlich beeinflusst werden, sondern sich diese auch im Hinblick auf ihre Nährstoffgehalte (insbesondere N und P) mitunter deutlich unterscheiden. Unter den „extensiven“ Verfahren lassen sich mit einer Mahd besonders gute Ergebnisse er-

zielen, da diese die in der oberirdischen Biomasse gespeicherten N-Vorräte in solchen Mengen zu entziehen vermag, dass atmogene Einträge vollständig kompensiert werden.

Effekte einer Beweidung auf das Nährstoffbudget von Borstgrasrasen hängen stark vom jeweiligen Beweidungsmanagement ab. Ein nächtliche Stallhaltung von Tieren (bspw. Schafe) führt dazu, dass ein Großteil der Exkremente im Stall verbleibt und somit eine Nettoentzug von Nährlementen aus Managementflächen besteht. Verbleiben demgegenüber Weidetiere ganztägig in der Fläche, so ist ein Nährstoffentzug mittels Beweidung deutlich geringer (aufgrund der dann in den Flächen verbleibenden Exkremente) und eine Kompensation atmogener Einträge kaum möglich.

6 Zusammenfassung

Die Stickstoffdepositionen liegen im Nordwestdeutschen Tiefland zum Teil deutlich über den kritischen Eintragsraten. Erhöhte Nährstoffeinträge können sich vielfältig negativ auf die Artengemeinschaft der artenreichen Borstgrasrasen auswirken. Stickstoffanreicherung und Bodenversauerung verändern in der Folge die zwischenartliche Konkurrenz zum Nachteil lebensraumtypischer Arten. Ziel eines sachgerechten Managements artenreicher Borstgrasrasen sollte der Erhalt langfristig ausgeglichener und lebensraumtypischer Nährstoffbilanzen sein. Der vorliegende Beitrag beleuchtet die Zusammenhänge von Nährstoffeinträgen auf ökosystemarer Ebene und soll dabei unterstützen, geeignete Managementverfahren für Borstgrasrasen zu entwickeln.

8 Literatur

- BAK, J. L. (2014): Critical loads for nitrogen based on criteria for biodiversity conservation. – *Wat Air and Soil Poll* 225: 2180, <https://doi.org/10.1007/s11270-014-2180-x>
- BAKKER, J. P., ELZINGA, J. A. & DE VRIES, Y. (2002): Effects of long-term cutting in a grassland system: Perspectives for restoration of plant communities on nutrient-poor soils. – *Appl Veg Sci* 5: 107-120, <https://doi.org/10.1111/j.1654-109X.2002.tb00540.x>
- BEDIA, J. & BUSQUÉ, J. (2013) Productivity, grazing utilization, forage quality and primary production controls of species-rich alpine grasslands with *Nardus stricta* in northern Spain. – *Grass and Forage Science* 68: 297-312, <https://doi.org/10.1111/j.1365-2494.2012.00903.x>
- BIRO, M., MOLNÁR, Z., BABAI, D., DÉNES, A., FEHÉR, A., BARTA, S., SÁFIÁN, L., SZABADOS, K., KIŠ, A., DEMETER, L. & ÖLLERER, K. (2019): Reviewing historical traditional knowledge for innovative conservation management: A re-evaluation of wetland grazing. – *Science of The Total Environment* 666: 1114-1125, <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.02.292>
- BOBBINK, R., HICKS, K., GALLOWAY, J., SPRANGER, T., ALKEMADE, R., ASHMORE, M., BUSTAMANTE, M., CINDERBY, S., DAVIDSON, E., DENTENER, F., EMMETT, B., ERISMAN, J., FENN, M., GILLIAM, F., NORDIN, A., PARDO, L. & DE VRIES, W. (2010): Global assessment of nitrogen deposition effects on terrestrial plant diversity: a synthesis. – *Ecological Applications*, 20 (1): 30-59, <https://doi.org/10.1890/08-1140.1>
- BOBBINK, R., TOMASSEN, H., WEITJERS, M., VAN DEN BERG, L., STRENGBOM, J., BRAUN, S., NORDIN, A., SCHÜTZ, K. & HETTELINGH, J. P. (2015): Effects and empirical critical

Auch „intensive“ Pflegeverfahren wie Schopern (oder Plaggen) kompensieren gegenwärtige atmogene Einträge vollständig, sie sind aber – aufgrund von hohen Kosten zur Entsorgung des Schopper-/Plaggenmaterials – besonders kostenintensiv (ca. 6.000 €/ha oder mehr). Sind Zielpopulationen des Artenschutzes an einem Standort ausgestorben und auch nicht mehr in der Samenbank nachweisbar, so kann man eine Renaturierung von Borstgrasrasen durch eine „Bodeninokulation“ erheblich beschleunigen. Hierbei muss im Einzelfall die Herkunft des „Spendermaterials“ (z. B. autochthone Populationen des gesamten Edaphons sowie der Naturschutz-Zielarten) sorgfältig geprüft werden.

7 Summary

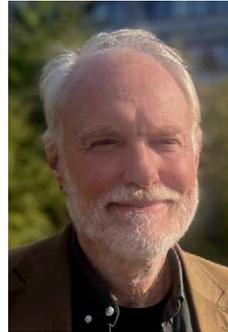
Nitrogen deposition in the lowlands of Northwestern Germany is in some cases well above the critical loads. Increased nutrient inputs can have a variety of negative impacts on the species community of species-rich *Nardus* grasslands. As a result, nitrogen accumulation and soil acidification alter interspecific competition to the detriment of habitat-typical species. Appropriate management of species-rich *Nardus* grasslands should aim at maintaining long-term balanced nutrient levels that are typical for the habitat. This article examines the effects of nutrient inputs at the ecosystem level and aims to support the establishment of suitable management techniques for *Nardus* grasslands.

- loads of nitrogen for Europe. – In: DE VRIES, W., HETTELINGH, J. P. & POSCH, M. (Hrsg.) (2015): Critical loads and dynamic risk assessments: 85-127, Heidelberg, New York.
- BORER, E. T., HARPOLE, W. S., ADLER, P. B., ARNILLAS, C. A., BUGALHO, M. N., CADOTTE, M. W., CALDEIRA, M. C., CAMPANA, S., DICKMANN, C. R., DICKSON, T. K., DONOHUE, I., ESKELINEN, A., FIRN, J. L., GRAFF, P., GRUNER, D. S., HECKMAN, R. W., KOLTZ, A. M., KOMATSU, K. J., LANNES, L. S., MACDOUGALL, A. S., MARTINA, J. P., MOORE, J. L., MORTENSEN, B., OCHOA-HUESO, R., VENTERINK, H. O., POWER, S. A., PRICE, J. N., RISCH, A. C., SANKARAN, M., SCHUETZ, M., SITTERS, J., STEVENS, C. J., VIRTANEN, R., WILFAHRT, P. A. & SEABLOOM, E. W. (2020): Nutrients cause grassland biomass to outpace herbivory. – *Nat Commun* 11: 6036, <https://doi.org/10.1038/s41467-020-19870-y>
- BUNZEL-DRÜKE, M., BÖHM, C., FINCK, P., KÄMMER, G., LUICK, R., REISINGER, E., RIECKEN, U., RIEDEL, J., SCHARF, M. & ZIMBALL, O. (2008): „Wilde Weiden“. Praxisleitfaden für Ganzjahresbeweidung in Naturschutz und Landschaftsentwicklung“. – Arbeitsgemeinschaft Biologischer Umweltschutz, Bad Sassendorf-Lohne.
- CHENG, F. Y., VAN METER, K. J., BYRNES, D. K. & BASU, N. B. (2020) Maximizing US nitrate removal through wetland protection and restoration. – *Nature* 588: 625-630, <https://doi.org/10.1038/s41586-020-03042-5>
- DAMGAARD, C., JENSEN, L., FROHN, L. M., BORCHSENIUS, F., NIELSEN, K. E., EJRNÆS, R. & STEVENS, C. J. (2011): The effect of nitrogen deposition on the species richness of acid grasslands in Denmark: A comparison with a study performed on a European scale. – *Environ Pollut* 159: 1778-1782, <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2011.04.003>

- DAWSON, T. P., JACKSON, S. T., HOUSE, J. I., PRENTICE, I. C. & MACE, G. M. (2011): Beyond predictions: Biodiversity conservation in a changing climate. – *Science* 332: 53-58, <https://doi.org/10.1126/science.1200303>
- DE VRIES, W., HETTELINGH, J. P. & POSCH, M. (Hrsg.) (2015): Critical loads and dynamic risk assessments: Nitrogen, Acidity and Metals in Terrestrial and aquatic Ecosystems. – Springer, Dordrecht.
- DUPRÉ, C., STEVENS, C. J., RANKE, T., BLEEKER, A., PEPPLER-LISBACH, C., GOWING, D. J. G., DIESE, N. B., DORLAND, E., BOBBINK, R. & IEKMANN, 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.
- DRACHENFELS, O. v. (2024): Rote Liste der Biotoptypen in Niedersachsen. Regenerationsfähigkeit, Biotopwerte, Grundwasserabhängigkeit, Nährstoffempfindlichkeit, Gefährdung. – *Inform.d. Naturschutz Niedersachs.* 43 (2) (2/24): 69-140.
- ERISMAN, J. W., GALLOWAY, J. N., SEITZINGER, S., BLEEKER, A., DISE, N. B., PETRESCU, A. M. R., LEACH, A. M. & DE VRIES, W. (2013): Consequences of human modification of the global nitrogen cycle. – *Philos Trans R Soc Lond B Biol Sci* 368 (1621): 20130116, <https://doi.org/10.1098/rstb.2013.0116>
- FARTMANN, T., JEDICKE, E., STREITBERGER, M. & STUHL-DREHER, G. (2021): Insektensterben in Mitteleuropa. – 303 S., Eugen Ulmer, Stuttgart.
- FOTTNER, S., HÄRDLE, W., NIEMEYER, M., NIEMEYER, T., VON OHEIMB, G., MEYER, H. & MOCKENHAUPT, M. (2007): Impact of sheep grazing on nutrient budgets of dry heathlands. – *Appl Veg Sci* 10: 391-398, <https://doi.org/10.1111/j.1654-109X.2007.tb00438.x>
- FOWLER, D., STEADMAN, C. E., STEVENSON, D., COYLE, M., REES, R. M., SKIBA, U. M., SUTTON, M. A., CAPE, J. N., DORE, A. J., VIENO, M., SIMPSON, D., ZAEHLE, S., STOCKER, B. D., RINALDI, M., FACCHINI, M. C., FLECHARD, C. R., NEMITZ, E., TWIGG, M., ERISMAN, J. W., BUTTERBACH-BAHL, K. & GALLOWAY, J. N. (2015): Effects of global change during the 21st century on the nitrogen cycle. – *Atmos. Chem. Phys.* 15: 13849–13893, <https://doi.org/10.5194/acp-15-13849-2015>
- FRIEDRICH, U., VON OHEIMB, G., DZIEDEK, M. C., KRIEBITZSCH, W. U., SELBMANN, K. & HÄRDLE, W. (2011): Mechanisms of purple moor-grass (*Molinia caerulea*) encroachment in dry heathland ecosystems with chronic nitrogen inputs. – *Environ Pollut* 159: 3553-3559, <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2011.08.010>
- GALLOWAY, J. N., DENTENER, F. J., CAPONE, D. G., BOYER, E. W., HOWARTH, R. W., SEITZINGER, S. P., ASNER, G. P., VLEVELAND, C. C., GREEN, P. A., HOLLAND, E. A., KARL, D. M., MICHAELS, F., PORTER, J. H., TOWNSEND, A. R. & VÖRÖSMARTY, C. J. (2004): Nitrogen cycles: past, present, and future. – *Biogeochemistry* 70: 153-226, <https://doi.org/10.1007/s10533-004-0370-0>
- GÖMÖRY, D., KRAJMEROVÁ, D., HRIVNÁK, M. & LONGAUER, R. (2020): Assisted migration vs. close-to-nature forestry: What are the prospects for tree populations under climate change? – *Central Eur Forestry J* 66: 63-70, <https://doi.org/10.2478/forj-2020-0008>
- GÜSEWELL, S., KOERSELMAN, W. & VERHOEVEN, J. T. A. (2003): Biomass N: P ratios as indicators of nutrient limitation for plant populations in wetlands. – *Ecol Appl* 13: 372-384.
- HÄRDLE, W., VON OHEIMB, G., GERKE, A. K., NIEMEYER, M., NIEMEYER, T., ABMANN, T., DREES, C., MATERN, A. & MEYER, H. (2009): Shifts in N and P budgets of heathland ecosystems: Effects of management and atmospheric inputs. – *Ecosystems* 12: 298-310, <https://doi.org/10.1007/s10021-008-9223-3>
- HAUTIER, Y., NIKLAUS, P. A. & HECTOR, A. (2009): Competition for light causes plant biodiversity loss after eutrophication. – *Science* 324: 636-638, <https://doi.org/10.1126/science.1169640>
- HEJCMAN, M., KLAUDISOVÁ, M., ŠTURSA, J., PAVLU, V., SCHELLBERG, J., HEJCMANOVÁ, P., HAKL, J., RAUCH, O. & VACEK, S. (2007) Revisiting a 37 years abandoned fertilizer experiment on *Nardus* grassland in the Czech Republic. – *Agriculture, Ecosystems and Environment* 118: 231-236, <https://doi.org/10.1016/j.agee.2006.05.027>
- HEWITT, N., KLENK, N., SMITH, A. L., BAZELY, D. R., YAN, N., WOOD, S., MACLELLAN, J. I., LIPSIG-MUMME, C. & HENRIQUES, I. (2011): Taking stock of the assisted migration debate. – *Biol Cons* 144: 2560-2572, <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2011.04.031>
- HOFLAND-ZIJLSTRA, J. D. & BERENDSE, F. (2009): The effect of nutrient supply and light intensity on tannins and mycorrhizal colonisation in Dutch heathland ecosystems. – *Plant Ecol* 201: 661-675, <https://doi.org/10.1007/s11258-008-9554-3>
- HOU, D., GUO, K. & LIU, C. (2020): Asymmetric effects of grazing intensity on macroelements and microelements in grassland soil and plants in Inner Mongolia Grazing alters nutrient dynamics of grasslands. – *Ecol Evol* 10: 8916-8926, <https://doi.org/10.1002/ece3.6591>
- KLAUS, V. H., KLEINEBECKER, T., BUSCH, V., FISCHER, M., HÖLZEL, N., NOWAK, S., PRATI, D., SCHÄFER, D., SCHÖNING, I., SCHRUMPF, M. & HAMER, U. (2018): Land use intensity, rather than plant species richness, affects the leaching risk of multiple nutrients from permanent grasslands. – *Glob Change Biol* 24: 2828-2840, <https://doi.org/10.1111/gcb.14123>
- KOCH, M., SCHROEDER, M., GUENTHER, A., ALBRECHT, K., PIVARCI, R. & JURASINSKI, G. (2017): Taxonomic and functional vegetation changes after shifting management from traditional herding to fenced grazing in temperate grassland communities. – *Appl Veg Sci* 20: 259-270, <https://doi.org/10.1111/avsc.12287>
- KOERSELMAN, W. & MEULEMAN, A. F. M. (1996) The vegetation N:P ratio: A new tool to detect the nature of nutrient limitation. – *J Appl Ecol* 33: 1441-1450, <https://doi.org/10.2307/2404783>
- KRANENBURG, R., SCHAAP, M., COENEN, P., THÜRKOW, M. & BANZHAF, S. (2024): Modelling and assessment of acidifying and eutrophying atmospheric deposition to terrestrial ecosystems. – *UBA-Texte* 130/2024: 1-128, <https://www.umweltbundesamt.de/publikationen/pineti-4-modelling-assessment-of-acidifying>
- KREBS, C. J. (2009): *Ecology*. – Benjamin Cummings, San Francisco.
- KURZ, I., COXON, C., TUNNEY, H. & RYAN, D. (2005): Effects of grassland management practices and environmental conditions on nutrient concentrations in overland flow. – *J Hydrol* 304: 35-50, <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2004.07.022>
- KURZE, S., HEINKEN, T. & FARTMANN, T. (2018): Nitrogen enrichment in host plants increases the mortality of common Lepidoptera species. – *Oecologia* 188: 1227-1237, <https://doi.org/10.1007/s00442-018-4266-4>
- LAVADO, R. S., SIERRA, J. O. & Hashimoto, P. N. (1996): Impact of grazing on soil nutrients in a Pampean grassland. – *J Range Manag* 49: 452-457, <https://doi.org/10.2307/4002929>
- LU, X., YAN, Y., SUN, J., ZHANG, X., CHEN, Y., WANG, X. & CHENG, G. (2015): Short-term grazing exclusion has no impact on soil properties and nutrients of degraded alpine grassland in Tibet, China. – *Solid Earth* 6: 1195-1205, <https://doi.org/10.5194/se-6-1195-2015>
- LUIJTEN, S., LOEB, R., SEIP, L. & OOSTERMEIJER, G. (2024): Strategien und Herausforderungen bei der Wiederherstellung von Borstgrasrasen: Einblicke in niederländische Feldexperimente. – *Inform.d. Naturschutz Niedersachs.* 43 (4) (4/24): 267-277.

- MCLACHLAN, J. S., HELLMANN, J. J. & SCHWARTZ, M. V. (2007): A framework for debate assisted migration in an era of climate change. – *Conserv Biol* 21: 297-302, <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2007.00676.x>
- MIDOLO, R., ALKEMADE, A. M., SCHIPPER, A., BENÍTEZ LOPEZ, M., PERRING, P. & DE VRIES, W. (2019): Impacts of nitrogen addition on plant species richness and abundance; A global meta-analysis. – *Glob Ecol Biogeogr* 28: 398-413, <https://doi.org/10.1111/geb.12856>
- MLÁDKOVÁ, P., MLÁDEK, J., HEIDUK, S., HEJCMAN, M., CRUZ, P., JOUANY, C. & PAKEMAN, R. J. (2015): High-nature-value grasslands have the capacity to cope with nutrient impoverishment induced by mowing and livestock grazing. – *J Appl Ecol* 52: 1073-1081, <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12464>
- MOLNAR, Z., KELEMEN, A., KUN, R., MATE, J., SAFIAN, L., PROVENZA, F., DIAZ, S., BARANI, H., BIRO, M., MATE, A. & VADASZ, C. (2020): Knowledge co-production with traditional herders on cattle grazing behaviour for better management of species-rich grasslands. – *J Appl Ecol* 57: 1677-1687, <https://dx.doi.org/10.1111/1365-2664.13664>
- NISHINA, K., ITO, A., HANASAKI, N. & HAYASHI, S. (2017): Reconstruction of spatially detailed global map of NH₄⁺ and NO₃⁻ application in synthetic nitrogen fertilizer. – *Earth Syst Sci Data* 9: 149-162, <https://doi.org/10.5194/essd-9-149-2017>
- OLDE VENTERINK, H., PIETERSE, N. M., BELGERS, J. D. M., WASSEN, M. J. & DE RUITER, P. C. (2002): N, P and K budgets along nutrient availability and productivity gradients in wetlands. – *Ecol Appl* 12: 1010-1026, <https://doi.org/10.2307/3061033>
- OWENS, L. B., VAN KEUREN, R. W. & EDWARDS, W. M. (1998): Budgets of non-nitrogen nutrients in a high fertility pasture system. – *Agric Ecosyst Environ* 70: 7-18, [https://doi.org/10.1016/S0167-8809\(97\)00107-2](https://doi.org/10.1016/S0167-8809(97)00107-2)
- SCHELFHOUT, S. (2019) Restoration of species-rich *Nardus* grasslands via phosphorus-mining. – PhD Thesis Ghent University, 192 S.
- SCHWARZ, C. & FARTMANN, T. (2022): Traditional grazing management creates heterogeneous swards and fosters grasshopper densities. – *Insect Sci* 29: 1805-1818, <https://doi.org/10.1111/1744-7917.13041>
- VAN DAELE, F., ONKELINX, T., VERHEYEN, K., VAN CASTER, H., RAMAN, M., VAN RUIJVEN, J. & DE KEERSMAEKER, L. (2022) Are historical land-use patterns and chemical soil characteristics complementary for assessing the restoration potential of *Nardus* grassland? – *Applied Vegetation Science* 25: 1-14, <https://doi.org/10.1111/avsc.12681>
- VAN DEN BERG, L. J. L., TOMASSEN, H. B. M., ROELOFS, J. G. M. & BOBBINK, R. (2005): Effects of nitrogen enrichment on coastal dune grassland: A mesocosm study. – *Environmental Pollution* 138: 77-85, <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2005.02.024>
- VON OHEIMB, G., HÄRDITTE, W., FALK, K., GERKE, A.-K., MEYER, H., DREES, C. & MATERN, A. (2009): Is *Calluna vulgaris* a suitable bio-monitor of management-mediated nutrient pools in heathland ecosystems? – *Ecol Ind* 9: 1049-1055, <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2008.12.005>
- WALLISDEVRIES, M. F., BAKKE, J. P. & VAN WIEREN, S. E. (Hrsg.) (1998): Grazing and conservation management. – Kluwer, Dordrecht.
- WASSEN, M. J., VENTERINK, H. O., LAPSHINA, E. D. & TANNEBERGER, F. (2005): Endangered plants persist under phosphorus limitation. – *Nature* 437: 547-550, <https://doi.org/10.1038/nature03950>
- WILLIAMS, M. I. & DUMROESE, R. K. (2013): Preparing for climate change: Forestry and assisted migration. – *J Forestry* 111: 287-297, <https://doi.org/10.5849/jof.13-016>
- WUBS, E. R. J., VAN DER PUTTEN, W. H., BOSCH, M. & BEZEMER, T. M. (2026): Soil inoculation steers restoration of terrestrial Ecosystems. – *Nat Plants* 2: Article no. 16107, <https://doi.org/10.1038/NPLANTS.2016.107>
- XIA, J. & WAN, S. (2008) Global response patterns of terrestrial plant species to nitrogen addition. – *New Phytol* 179: 428-439, <https://doi.org/10.1111/j.1469-8137.2008.02488.x>

Autoren und Autorin



Prof. Dr. Werner Härdtle, Jahrgang 1957, Professor für Landschaftsökologie und Naturschutz an der Universität Lüneburg, Studium der Biologie (Dipl.) und der Bodenkunde an den Universitäten Göttingen und Kiel, Promotion zum Dr. rer. nat. an der Universität Kiel, Venia legendi in Geobotanik und Landschaftsökologie. Forschungsschwerpunkte: Vegetationsökologie, Biodiversitätsforschung, Ökosystemfunktionen und Naturschutz.

Prof. Dr. Werner Härdtle
Leuphana Universität Lüneburg
Institut für Ökologie
Universitätsallee 1, 21335 Lüneburg
werner.haerdtle@leuphana.de



Kristof Meyn, Jahrgang 1989, B.Sc. „Arboristik“ / HAWK Göttingen. Seit 2020 zuständig für die Umsetzung von Renaturierungsmaßnahmen des Integrierten LIFE-Projektes „Atlantische Sandlandschaften“ beim NLWKN Hannover-Hildesheim, Regionaler Naturschutz. Studierender des Masterstudiengangs „Naturschutz und Landschaftsplanung“ an der Hochschule Anhalt, Bernburg (Saale).

Kristof Meyn
NLWKN – Fachbeiträge, Natura 2000
Göttinger Chaussee 76 A, 30453 Hannover
kristof.meyn@nlwkn.niedersachsen.de



Ortrun Schwarzer, Jahrgang 1965, Studium der Landespflege an der Universität Hannover. Ab 2002 freiberufliche Tätigkeit bei der Ingenieurgesellschaft entera und mit eigenem Gutachterbüro Inula. Von 2010 bis 2021 Mitarbeiterin der Biosphärenreservatsverwaltung Niedersächsische Elbtalau in Hitzacker. Vielfältige Arbeitsschwerpunkte in den Bereichen Eingriffsregelung und Auenmanagement, u. a. Hochwasserschutz, Natura 2000, Grünlandmanagement und -entwicklung sowie Kooperation mit der Landwirtschaft. Im Herbst 2021 Wechsel zum NLWKN – Landesweiter Biotopschutz. Seither im Integrierten LIFE-Projekt „Atlantische Sandlandschaften“ als „Specialist“ für Fachfragen zu Lebensraumtypen sowie für die Konzeption und Durchführung des LRT-Monitorings zuständig.

Ortrun Schwarzer
NLWKN – Biotopschutz
Göttinger Chaussee 76 A, 30453 Hannover
ortrun.schwarzer@nlwkn.niedersachsen.de

Untersuchungen zur bodenchemischen Charakterisierung von Wiederherstellungsflächen des LRT 6230* „Artenreiche Borstgrasrasen“

von Manfred Bathke

Inhalt

1	Einleitung	258	7	Diskussion der Ergebnisse	264
2	Lage der Untersuchungsflächen	259	8	Empfehlungen zur Bewirtschaftung	264
3	Methodik	259	9	Zusammenfassung	265
4	Bodenkundliche Beschreibung der Standorte	260	10	Summary	266
5	Ergebnisse der Nährstoffuntersuchungen und Humusgehaltsbestimmungen	262	11	Literatur	266
6	Zusammenfassende Charakterisierung der Boden-Nährstoffgehalte von Borstgrasrasen in Nordwestdeutschland	263			

1 Einleitung

Das Büro für Bodenkunde und Wasserwirtschaft wurde vom Niedersächsischen Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz (NLWKN) im Rahmen des IP-LIFE-Projektes „Atlantische Sandlandschaften“ mit der Durchführung von Bodenuntersuchungen auf Borstgrasrasenflächen beauftragt.

Als Grundlage für die Wahl eines zielgerichteten Ansatzes zur Wiederherstellung verbrachter und/oder an Arten verarmter Borstgrasrasenflächen sollten für ausgewählte Flächen die jeweiligen Standortbedingungen in Bezug auf Bodenchemismus und Bodenwasserhaushalt analysiert werden. Hinsichtlich des Bodenchemismus wurden der pH-Wert, daneben aber auch die Versorgung mit den Grundnährstoffen Phosphor, Kalium und Magnesium sowie das C/N-Verhältnis betrachtet.

Bei der Interpretation und Diskussion der Analyseergebnisse standen folgende Ziele im Vordergrund:

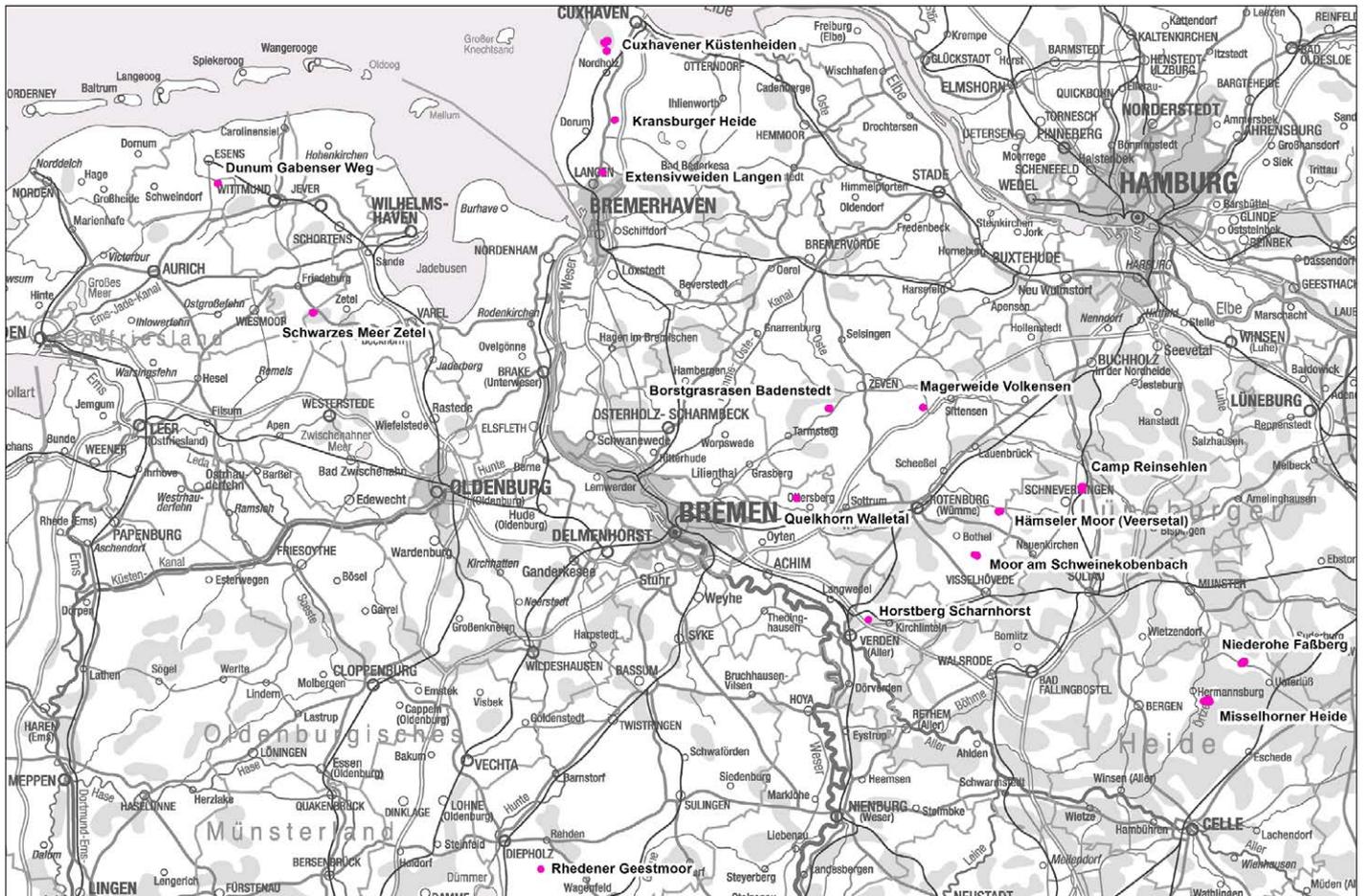
- Charakterisierung der Standortbedingungen norddeutscher Borstgrasrasen (Nährstoffversorgung, Wasserhaushalt), Unterschiede zwischen artenarmen und artenreichen Borstgrasrasen,

- Ableitung von Zielwerten hinsichtlich der Nährstoffgehalte und des pH-Wertes,
- Ableitung von Aussagen zu möglichen bodenchemischen Ursachen von Verschlechterungstendenzen (Streuauflagen, Artenverarmung, Dominanz einzelner Arten),
- Abschätzung der Eignung potenzieller Erweiterungsflächen.

Auf der Grundlage der Untersuchungen sollten Empfehlungen zum weiteren Flächenmanagement gegeben werden. In dem vorliegenden Beitrag werden die Ergebnisse der Untersuchungen zusammenfassend dargestellt und bewertet. Eine detaillierte Darstellung der Ergebnisse für die Einzelflächen findet sich in dem ausführlichen Projektbericht (BATHKE 2023), der beim NLWKN angefragt werden kann.

2 Lage der Untersuchungsflächen

Die Untersuchungsflächen befinden sich verstreut über das nördliche Niedersachsen. Die Abbildung 1 gibt einen Überblick über die Lage der im Zeitraum März bis Mai 2023 beprobten Flächen. Schwerpunkte liegen in den Landkreisen Celle, Rotenburg (Wümme) und Cuxhaven.



Quelle: Auszug aus den Geobasisdaten der Niedersächsischen Vermessungs- und Katasterverwaltung © 2024

Abb. 1: Lage der Untersuchungsflächen

3 Methodik

An den oben dargestellten 15 Standorten wurden insgesamt 30 Flächen beprobt. Die Probenahme erfolgte nach den aktuell gültigen Verfahrensvorschriften der LUFA-Nord-West (siehe Methodenhandbuch des Verband Deutscher Landwirtschaftlicher Untersuchungs- und Forschungsanstalten, VDLUFA, www.methodenbuch.de). Die Tiefenbereiche 0-5 cm, 5-15 cm und 15-30 cm wurden separat beprobt (jeweils Mischprobe aus mindestens 20 Einstichen). Zusätzlich zur Probenahme mit dem 30 cm-Bohrstock erfolgte ein Einschlag mit dem Pürckhauer-Bohrstock bis in 1 m Tiefe zur Ansprache der Bodenartenschichtung, der Horizontabfolge und des Grund- oder Stauwassereinflusses.

Die Bodenproben wurden auf die Gehalte an pflanzenverfügbarem Phosphor (P), Kalium (K) und Magnesium (Mg) hin untersucht, zusätzlich wurde der pH-Wert ermittelt. Ergänzend wurden der C_{org} -Gehalt (organisch gebundener

Kohlenstoff) und der Gesamtstickstoff-Vorrat bestimmt (N-Gehalt). Aus diesen beiden Werten ergibt sich rechnerisch das C/N-Verhältnis. Dieses ermöglicht Aussagen zu der Intensität der Stickstoff-Umsetzung. Je kleiner die Zahl, desto enger das C/N-Verhältnis und umso mehr Stickstoff steht beim Abbau von Humus zur Verfügung.

Die Analytik wurde von der LUFA Nord-West in Hameln durchgeführt.

Die pH-Wert-Messung erfolgte in einer verdünnten Elektrolytsuspension (Zusatz von Calciumchlorid = $CaCl_2$). Die an den Austauschern sorbierten H^+ -Ionen werden von den Calcium-Ionen verdrängt und gehen in Lösung. Der so gemessene pH-Wert liegt daher unter dem pH-Wert, der in einer wässrigen Suspension gemessen werden würde. In H_2O wird die **aktuelle** Acidität gemessen, welche der freien H^+ -Ionenkonzentration in der Bodenlösung entspricht. Mit

der CaCl_2 Lösung wird dagegen die **potentielle** Acidität des Standortes erfasst. Bei landwirtschaftlich genutzten Böden werden in der Regel nur die $\text{pH}_{\text{CaCl}_2}$ -Werte gemessen, da diese weniger stark jahreszeitlich schwanken.

Die Darstellung der pH-Werte erfolgt in dem vorliegenden Beitrag ausschließlich auf der Basis der in CaCl_2 gemessenen Werte. Im Rahmen von Untersuchungen im Mittelgebirgsraum z. B. von PEPLER-LISBACH & KÖNITZ (2017) wurde der pH-Wert zumeist in Wasser gemessen. Um diese Werte vergleichbar zu machen, müssen sie um einen Wert von 0,5 pH nach unten korrigiert werden ($\text{pH}(\text{CaCl}_2) = \text{pH}$

(H_2O) - 0,5). Nach SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL (1984) liegen im pH-Bereich von 5-7 die $\text{pH}_{\text{CaCl}_2}$ -Werte im Mittel um 0,6 pH tiefer als die $\text{pH}(\text{H}_2\text{O})$ -Werte, im pH-Bereich $< 4,5$ um 0,4 pH tiefer.

Die Abgrenzung der Probenahmebereiche erfolgte auf der Grundlage der vom NLWKN zur Verfügung gestellten Biotoptypenkarten. Abb. 2 zeigt beispielhaft die Abgrenzung der Beprobungsbereiche innerhalb der Grenzen von auskartierten Biotoptypen. Die Analyseergebnisse können daher eindeutig einem Biotoptyp zugeordnet werden.

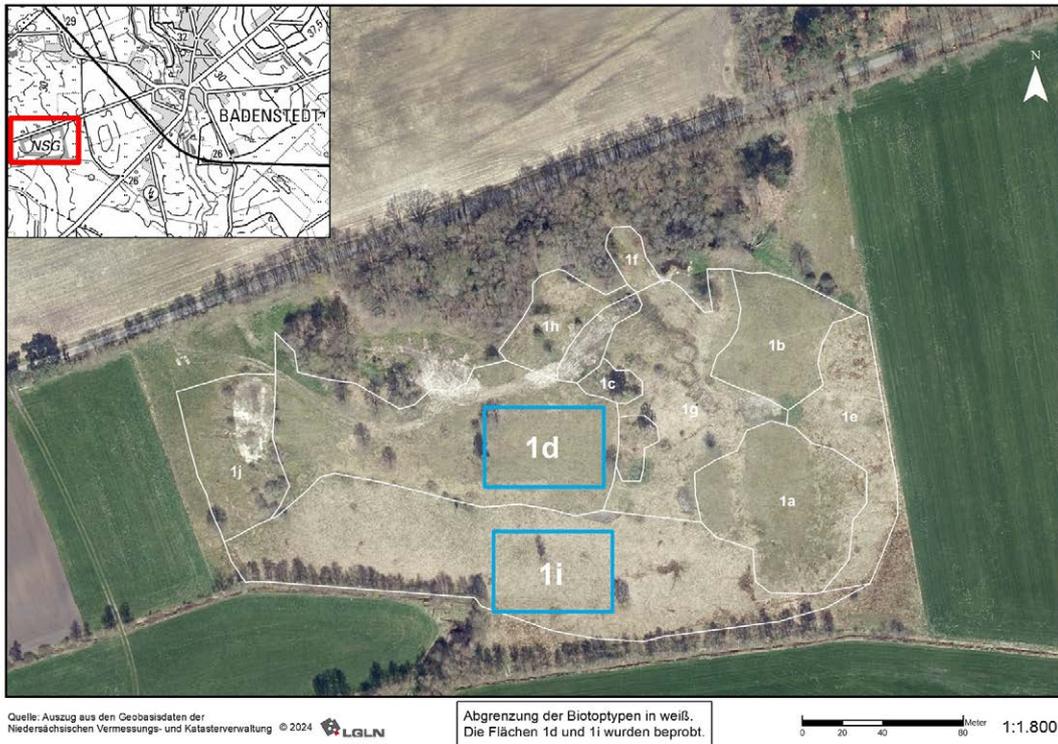


Abb. 2: Abgrenzung der Beprobungsbereiche auf der Grundlage der Biotoptypenkartierung, hier am Beispiel des Standorts „Badenstedt“ (Erstellung der Karte: NLWKN, mit Ergänzung der Probenahmebereiche)

Beprobte wurden in erster Linie die Biotoptypen „Trockener Borstgrasrasen“ (RNT) und „Feuchter Borstgrasrasen“ (RNF), daneben wurden aber auch angrenzende Flächen in die Untersuchung einbezogen, die möglicherweise als Entwicklungsflächen in Betracht kommen. Diese sind zumeist

dem mesophilen Grünland (z. B. Biotoptyp GMA) zuzuordnen oder aber den Heiden (HCT: Trockene Sandheide; MZE: Glockenheide-Anmoor) (Abkürzung der Biotoptypen nach DRACHENFELS 2021).

4 Bodenkundliche Beschreibung der Standorte

Die untersuchten Böden unterscheiden sich stark hinsichtlich des Bodentyps (siehe Abb. 3-6). Der am häufigsten vertretene Bodentyp bei den Trockenen Borstgrasrasen ist der Podsol (Abb. 3). Auch Auftragsböden kamen häufiger vor (Abb. 4), insbesondere im Bereich von ehemals militärisch genutzten Liegenschaften. Für Feuchte Borstgrasrasen sind Podsol-Gleye typisch (Abb. 5 u. 6).

An dem Standort in Badenstedt wurden auch Pseudogleye mit untersucht, die auf dem in Nordniedersachsen weit verbreiteten Lauenburger Ton vorkommen.

Borstgrasrasenflächen auf anmoorigen oder moorigen Standorten waren in der Stichprobe nicht vertreten.

Abgesehen von den beiden untersuchten Flächen in Badenstedt (Lauenburger Ton) handelte es sich um rein sandige Standorte (überwiegend feinsandige Mittelsande). Der Steinanteil war, bis auf Ausnahmen (Standorte „Misselhorn“, „Moor am Schweinekobenbach“), zumeist gering.



Abb. 3 u. 4: Typische Bodentypen auf den Trockenen Borstgrasrasen (links: Podsol am Standort „Krasnburger Heide“, rechts: Auftragsboden am Standort „Schwarzes Meer Zetel“) (Fotos: M. Bathke)

Reine Sandböden verfügen über ein geringes Wasserspeichervermögen (nutzbare Feldkapazität) und eine geringe Kationenaustauschkapazität (KAK). Wasser und Nährstoffe können daher nur in geringen Mengen gespeichert werden, Stickstoff und Kalium werden rasch ausgewaschen.

Es war daher zu erwarten, dass die Untersuchungsergebnisse mit den aus der Literatur bekannten Angaben für

Borstgrasrasen im lösslehmgeprägten Mittelgebirgsraum (z. B. PEPLER-LISBACH & KÖNITZ 2017) nur bedingt zu vergleichen sind. Auch die dort vorhandenen Böden aus Buntsandstein weisen oft noch gewisse lehmige Anteile auf und sind als deutlich günstiger zu bewerten als die Sandböden Nordwestdeutschlands.



Abb. 5 u. 6: Typischer Bodentyp auf Feuchten Borstgrasrasen: Podsol-Gley am Standort „Scharnhorst“ (links) und am Standort „Hämseler Moor“ (rechts) (Fotos: M. Bathke)

5 Ergebnisse der Nährstoffuntersuchungen und Humusgehaltsbestimmungen

Im Mittel über alle Untersuchungsflächen wurden folgende Nährstoff- und Humusgehalte gemessen.

Tab. 1: Mittelwerte über alle Untersuchungsflächen

Tiefe	n	pH (CaCl ₂)	P	K	Mg	Gesamt-N	C/N	Humusgehalt
			mg/100 g Boden					
0-5 cm	30	3,8	1,6 mg	5,2 mg	4,0 mg			
5-15 cm	30	3,9	1,0 mg	1,8 mg	1,6 mg	0,106 %	23,9	4,22 %
15-30 cm	30	4,1	1,1 mg	1,0 mg	1,4 mg			

pH (CaCl₂): pH-Wert-gemessen in verdünnter Elektrolytsuspension (Zusatz von Calciumchlorid = CaCl₂)

Der pH-Wert steigt in der Tiefe geringfügig an und liegt im Mittel bei etwa 4,0. In Wasser gemessen läge der mittlere pH-Wert etwa bei 4,5.

Die Nährstoffgehalte gehen dagegen mit der Tiefe deutlich zurück. Insbesondere Kalium und Magnesium werden in erster Linie in den oberen Zentimetern gespeichert.

Die P-Gehalte sind zumeist sehr gering. Einzelne Flächen sind erkennbar in früheren Zeiten einmal gepflügt worden (Standorte „Dunum“ und „Küstenheide“). Dies ist anhand des reliktschen Pflughorizontes erkennbar. Hier sind die P-Gehalte über die gesamte Tiefe 0-30 cm relativ gleichmäßig verteilt.

Die Feuchten Borstgrasrasen sind im Mittel deutlich stärker versauert als die Trocken Borstgrasrasen. Die Nährstoffgehalte unterscheiden sich weniger stark. Die Kalium- und Magnesium-Versorgung scheint aber deutlich günstiger zu sein als auf den trockenen Flächen, auf denen diese Nährstoffe rasch ausgewaschen werden. Die Humusgehalte sind auf den feuchteren RNF-Flächen erwartungsgemäß erhöht. Die C/N-Verhältnisse unterscheiden sich nur geringfügig.

Die mittleren pH-Werte und Nährstoff- und Humusgehalte für besonders artenreiche sowie für sonstige Borstgrasrasen sind in Tab. 2 dargestellt. Die Klassifizierung einzelner Flächen als besonders „artenreich“ beruht auf Hinweisen des NLWKN.

Die pH-Werte unterscheiden sich nur geringfügig. Auch die P-Gehalte sind recht ähnlich. Die K- und Mg-Gehalte sind allerdings auf den artenreichen Flächen deutlich höher als auf den weniger artenreichen.

Die Humusgehalte und die C/N-Verhältnisse unterscheiden sich nur geringfügig.

Es ist zu beachten, dass es hier Wechselwirkungen mit anderen Faktoren geben kann, da etwa RNT- und RNF-Flächen in den beiden Gruppen unterschiedlich stark vertreten sind. Für eine differenziertere Analyse der Daten reicht der Datenumfang nicht aus.

Tab. 2: Mittelwerte für besonders artenreiche (Flächen 1, 3a, 5, 14a) sowie für weniger artenreiche Borstgrasrasen

Biotop-typ	Tiefe	n	pH (CaCl ₂)	P	K	Mg	Gesamt-N	C/N	Humusgehalt
			mg/100 g Boden						
RNT/RNF artenreich	0-5 cm	6	4,0	1,7 mg	8,7 mg	5,6 mg			
	5-15 cm	6	4,1	0,6 mg	2,3 mg	2,0 mg	0,102 %	23,3	3,93 %
	15-30 cm	6	4,5	0,6 mg	0,9 mg	1,0 mg			
RNT/RNF weniger artenreich	0-5 cm	13	3,8	1,3 mg	3,3 mg	3,2 mg			
	5-15 cm	13	3,9	0,9 mg	1,3 mg	1,3 mg	0,078 %	24,8	3,29 %
	15-30 cm	13	4,1	0,9 mg	0,9 mg	0,7 mg			

RNT: Trockener Borstgras-Magerrasen tieferer Lagen; RNF: Feuchter Borstgras-Magerrasen

pH (CaCl₂): pH-Wert-gemessen in verdünnter Elektrolytsuspension (Zusatz von Calciumchlorid = CaCl₂)

Es wurden neben den Borstgrasrasen auch einzelne angrenzende Kontaktgesellschaften mit untersucht.

Bei einer als Intensivgrünland kartierten Fläche, die als Erweiterungsfläche in Betracht kommt, sticht der deutlich höhere P-Gehalt hervor. Die K- und Mg-Gehalte unterscheiden sich nur geringfügig.

Gegenüber den Grünlandflächen und den Borstgrasrasen ist bei den untersuchten Sandheide-Beständen (n = 2) insbesondere das weite C/N-Verhältnis auffällig (C:N = 32). Aufgrund der niedrigen Humusgehalte ist hier die Stickstoff-Nachlieferung stark eingeschränkt. Auch die Phosphor- und Kalium-Gehalte liegen auf niedrigem Niveau.

Sie sind allerdings vergleichbar mit denen der Trockenen Borstgrasrasen. Die Ergebnisse deuten an, dass sich Trockene Borstgrasrasen bei zunehmender Nährstoffverarmung in Richtung trockener Sandheiden entwickeln. Dies steht auch in Übereinstimmung mit der bekannten Tatsache, dass sich

die Borstgrasrasen in der Lüneburger Heide insbesondere in Nähe zu den Ställen befinden, wo die Nährstoffversorgung etwas günstiger ist. Mit zunehmender Entfernung zu den Ställen gehen die Bestände dann in Sandheiden über.

Sand-Magerrasen waren in der Stichprobe nicht mit vertreten. Zu Sukzessionsprozessen und Übergängen zwischen Sand-Magerrasen und Borstgrasrasen können daher keine Aussagen getroffen werden.

Die einzige untersuchte Glockenheide-Anmoorfläche weist erwartungsgemäß einen deutlich erhöhten Humusgehalt auf. Hier ist in erster Linie der extrem niedrige pH-Wert auffällig.

Da für die jeweiligen Gesellschaften nur Einzelflächen bzw. nur wenige Flächen untersucht wurden, können die Ergebnisse nur erste Hinweise auf mögliche Entwicklungspfade geben. Die Abstufung der Nährstoffgehalte für die verschiedenen Gesellschaften erscheint aber plausibel.

6 Zusammenfassende Charakterisierung der Boden-Nährstoffgehalte von Borstgrasrasen in Nordwestdeutschland

Nach den vorliegenden Ergebnissen können die untersuchten Borstgrasrasen in Nordwestdeutschland wie folgt charakterisiert werden:

- sandige Bodensubstrate mit geringem Nährstoff-Speichervermögen,
- $\text{pH}_{\text{CaCl}_2}$ -Werte im Bereich 3,5-4,5,
- Phosphor-Gehalte im gesamten Tiefenbereich 0-30 cm unter 2 mg/100g Boden,
- C/N-Verhältnis > 20,
- Kalium- und Magnesium-Gehalte stark schwankend, zumeist aber gering,
- Humusgehalte < 15 %.

Insgesamt bestätigt sich, dass die Standorte von Borstgrasrasen in erster Linie durch niedrige P-Gehalte und eine geringe N-Nachlieferung gekennzeichnet sind. Der pH-Wert

scheint demgegenüber in Nordwestdeutschland eine untergeordnete Bedeutung zu haben, da die Standorte hier generell mehr oder weniger stark versauert sind und pH-Werte > 5 auf ungekalkten Standorten kaum vorkommen.

Artenreiche Ausprägungen unterscheiden sich von weniger artenreichen Beständen durch höhere K- und Mg-Gehalte. Ob die bessere Kalium-Verfügbarkeit ursächlich zu dem größeren Artenreichtum beiträgt oder nur lehmige Anteile des Bodens und damit eine höhere Kationenaustauschkapazität (KAK) und besseres Wasserhaltevermögen der Böden anzeigt, kann aufgrund der geringen Stichprobengröße und des zumeist sandigen Bodensubstrats nicht entschieden werden. Höhere K- und Mg-Gehalte stehen einer artenreichen Ausbildung aber nicht entgegen.

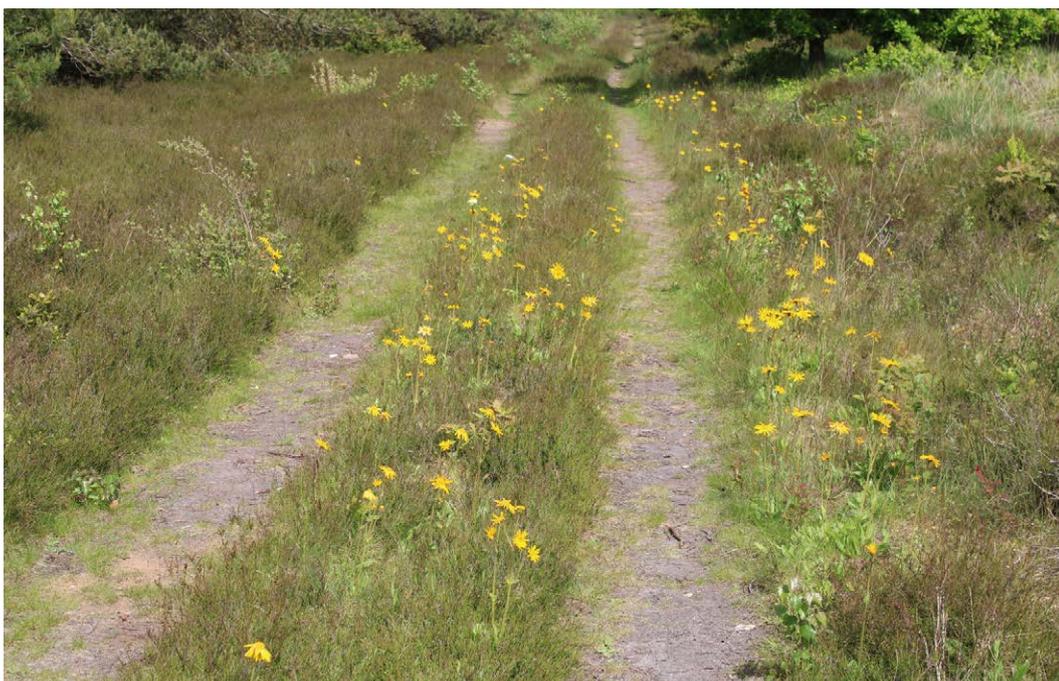


Abb. 7: Arnika-Bestand entlang des Weges auf der Untersuchungsfläche an der Kransburger Heide (Landkreis Cuxhaven) (Foto: M. Bathke)

7 Diskussion der Ergebnisse

Die beschriebenen Ergebnisse untermauern im Wesentlichen die Aussagen von PEPLER-LISBACH (2024, in diesem Heft) über die Abhängigkeit des Artenreichtums von Borstgrasrasen von der Basenversorgung und die Entwicklung artenarmer *Galium saxatile-Nardus*-Gesellschaften auf den basenarmen Sandstandorten Nordwestdeutschlands.

Über dynamische Entwicklungsprozesse können allerdings aufgrund des Fehlens langjähriger Zeitreihen keine Aussagen getroffen werden.

Nach verschiedenen Studien haben kumulative atmosphärische Stickstoff-Deposition hochgradig negative Effekte auf den Artenreichtum in Borstgrasrasen (SCHWABE et al. 2019). Nach Studien u. a. von PEPLER-LISBACH & KÖNITZ (2017) hat der seit den 1990er Jahren stattfindende Rückgang der bodenversauernden atmosphärischen SO₂-Depositionen zu einer Erholung der pH-Werte in den Böden geführt und damit zu einer Eutrophierung von Borstgrasrasen beigetragen (siehe auch PEPLER-LISBACH et al. 2020).

Aussagen hierzu können anhand der eigenen Untersuchungsergebnisse nicht getroffen werden, da Vergleichswerte für die Borstgrasrasen Nordwestdeutschlands aus früheren Jahrzehnten nicht existieren bzw. dem Autor nicht vorliegen.

Der für den Mittelgebirgsraum festgestellte Anstieg der pH-Werte in den letzten Jahrzehnten kann aufgrund fehlender Vergleichswerte hier ebenfalls vorerst nicht bestätigt werden. Die mittleren pH_{CaCl2}-Werte von 4,0, die in etwa einem pH_{H2O} von 4,5 entsprechen, lassen einen pH-Anstieg allerdings wenig wahrscheinlich erscheinen. Auch zeigen die Ergebnisse, dass der pH auf den untersuchten Borstgrasrasenflächen in stärkerem Maße streut und der Einfluss auf die Artenvielfalt eher gering ist.

Dass sich die C/N-Verhältnisse und auch die Humusgehalte von besonders artenreichen und eher artenarmen Borstgrasrasen kaum unterscheiden, die P-Gehalte aber

sehr wohl, spricht für die These, dass die Borstgrasrasen in erster Linie P-limitiert sind und N-Einträge eher eine untergeordnete Bedeutung haben, da N im System Boden-Pflanze zumindest auf trockenen Sandstandorten nicht dauerhaft angereichert werden kann. Kontaktgesellschaften des mesophilen Grünlands waren in erster Linie durch höhere P-Gehalte gekennzeichnet, weniger durch ein engeres C/N-Verhältnis. Allerdings war die Probenzahl zu gering, um hier zu abschließenden Aussagen über die relative Bedeutung von Phosphor und Stickstoff zu gelangen.

Artenreichere Bestände sind in Nordwestdeutschland offensichtlich an das Vorhandensein von Ton/Schluff im Untergrund (z. B. Lauenburger Ton, Standort „Badenstedt“), Quellhorizonte in Hanglagen (Standort „Scharnhorst“) oder aber an Auftragsböden (Standorte „Camp Reinsehlen“, „Schwarzes Meer Zetel“) gebunden.

In den „Vollzugshinweisen zum Schutz der FFH-Lebensraumtypen sowie weiterer Biotoptypen mit landesweiter Bedeutung in Niedersachsen“ für den prioritären LRT 6230 wird für den Erhaltungszustand B das Vorhandensein von 7-11 Arten der Referenzliste der lebensraumtypischen Pflanzenarten gefordert. Bei weniger als 7 Arten erfolgt für das Kriterium „Arteninventar“ eine Einstufung in die Wertstufe C „mittlere bis schlechte Ausprägung“ (NLWKN 2022).

Entsprechend der nachgewiesenen Basenarmut der untersuchten Böden sowie der damit einhergehenden Dominanz der für Nordwestdeutschland vorherrschenden artenarmen *Galium saxatile-Nardus*-Gesellschaften (PEPLER-LISBACH 2024, in diesem Heft) sollte auf den Sandstandorten Nordwestdeutschlands dieser Erhaltungsgrad C nicht als defizitär aufgefasst werden, da die schwache Nährstoffversorgung und die geringe Kationenaustauschkapazität eine artenreichere Ausprägung zumeist nicht zulassen.

8 Empfehlungen zur Bewirtschaftung

Vielfach empfohlene Maßnahmen der Nährstoffaushagerung (SCHWABE et al. 2019) würden auf den hier untersuchten bereits sehr nährstoffarmen und trockenen Sandstandorten eine Entwicklung in Richtung von Heiden begünstigen. Zielführender wäre vielmehr eine Zufuhr insbesondere von Kalium (BRIEMLE 2006). Eine generelle Düngungsempfehlung stark verarmter Bestände wird aber nicht ausgesprochen, da etwa mit Blick auf Kalium die sandigen Böden eine zu geringe Kationenaustauschkapazität besitzen und die Speicherung von Kalium im Boden damit nur begrenzt möglich ist. Eine Kalkung extrem versauerter Böden mit pH_{CaCl2}-Werten < 3,5 sollte gleichwohl erwogen werden, sofern eine Sukzession in Richtung Heiden nicht erwünscht ist. Auch der NLWKN (2022) empfiehlt bei Artenrückgang durch starke Versauerung des Bodens eine geringe Kompensationskalkung im Abstand einiger Jahre. Das richtige Maß sollte danach vor flächiger Anwendung auf Probeflächen ermittelt werden.

Es sollten in erster Linie Kohlensäure Kalke oder Kohlensäure Magnesiumkalke verwendet werden, die weniger rasch wirken als andere Kalkdüngertypen.

Insgesamt gesehen bestehen meines Erachtens auf den sandigen Standorten Norddeutschlands wenig Möglichkeiten, über eine Steuerung des pH-Wertes oder der Nährstoffversorgung den Erhaltungsgrad eines in C eingestuften Borstgrasrasens zu verbessern.

Ein erfolgversprechenderer Ansatzpunkt wäre in erster Linie die Aufnahme oder Anpassung einer Beweidung oder aber eine Instandsetzungsmahd mit Abtransport des Mahdguts bei bisher zu extensiv beweideten oder generell unternutzten Flächen. Ein eindrucksvolles Beispiel einer Regeneration eines Borstgrasrasens durch Aufnahme einer Beweidung wird von WITTIG (1996) beschrieben.

Vor Aufnahme einer Beweidung müssen bei stark unternutzten oder brachgefallenen Borstgrasrasen Instandsetzungsmaßnahmen (Mahd, Entfilzung, Abtransport von Biomasse) durchgeführt werden.

Eine angepasste Beweidung (Standweide) könnte über verschiedene Faktoren positive Wirkungen erreichen:

- Aktivierung des Bodenlebens, dadurch Nährstoffmobilisierung,
- stärkerer Verbiss und damit Zurückdrängung des Pfeifengrases (*Molinia caerulea*) auf Feuchten Borstgrasrasen,
- Störung geschlossener Moosdecken durch den Tritt der Tiere.

Eine Beweidung mit weiterer Abfuhr von Nährstoffen, etwa durch eine Wanderschafherde, sollte dagegen auf bereits sehr nährstoffarmen Standorten vermieden werden.

Es empfiehlt sich aber generell, die Ausrichtung einer zukünftigen Pflege an der Flächenhistorie zu orientieren. Auf langjährig gemähten artenreichen Flächen sollte die Mahdnutzung im Sinne der Habitatkontinuität beibehalten werden

Auch für Borstgrasrasen des Werra-Meißner-Kreises konnten PEPLER-LISBACH & KÖNITZ (2017) eine Unternutzung feststellen. Arten, die typischerweise von geringem Nutzungsdruck profitieren, nahmen zu. Insbesondere auch die Moosart *Rhytidiadelphus squarrosus* zeigte eine Zunahme. Entsprechende Prozesse ließen sich auch in der Rhön nachweisen (PEPLER-LISBACH et al. 2020).

Ein Abtrag des Oberbodens kann sinnvoll sein, sofern lediglich eine geringmächtige mit Phosphor angereicherte Schicht von wenigen cm abgetragen werden muss. Auf vielen Standorten in Nordwestdeutschland finden sich dagegen Böden mit reliktischem Pflughorizont. Hier sind die P-Vorräte über die gesamte Pflugtiefe von etwa 30 cm verteilt und eine deutliche P-Abmagerung würde den Abtrag erheblicher Bodenmengen erfordern. Eine solche Maßnah-

me sollte auch mit Blick auf Aspekte des Bodenschutzes nur sehr kleinflächig und zu Versuchszwecken erfolgen. Auf jeden Fall ist vorher eine differenzierte Bodenuntersuchung vorzunehmen.

Auch auf Borstgrasrasen sollten die im Frühjahr für Wirtschaftsgrünland üblichen Pflegemaßnahmen durchgeführt werden. Hierzu gehört insbesondere auch das Striegeln.

Bei zu extensiver Nutzung ausgemagerter Böden kommt es oftmals zur Verfilzung der Grasnarbe und zur Bildung von „Grasmatten“ (dichte Schichten abgestorbener Grasreste) oder Moosdecken. Diese „Decken“ können von jungen Keimlingen kaum durchbrochen werden. Es kommt daher zur Artenverarmung und zur Ausbreitung ausläufer-treibender oder horstwüchsiger Gräser (Rasenschmiele, Horstrotschwingel). Das Auflockern solcher Schichten mit einem Grünlandstriegel führt zu einer Belüftung und einer beschleunigten Umsetzung des Rohhumus. Damit ist zugleich auch eine Nährstoffmobilisierung verbunden.

Auch PEPLER-LISBACH & FISCHER (2022) empfehlen eine zeitige Frühjahrsbearbeitung (z. B. Schleppen, Vertikutieren, Striegeln) zur Auflockerung einer dichten Moos- und Streuschicht und zur Schaffung von offenen Bodenbereichen. Eine solche Bearbeitung mit Wiesenschlepppe oder Striegel wurde auf Borstgrasrasen am Meißner bereits erfolgreich durchgeführt. Auch im Rahmen von Landschaftspflegeversuchen in der Rhön (Projektleitung: N. Stanik & S. Vogel) konnte gezeigt werden, dass beispielsweise der Dreizahn (*Danthonia decumbens*) als wenig konkurrenzstarke Art von einer veränderten Mahdtechnik in Verbindung mit Striegeln profitiert (SCHENKENBERGER 2023).

9 Zusammenfassung

Das Büro für Bodenkunde und Wasserwirtschaft wurde vom Niedersächsischen Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz (NLWKN) im Rahmen des IP-LIFE-Projektes „Atlantische Sandlandschaften“ mit der Durchführung von Bodenuntersuchungen auf Borstgrasrasenflächen beauftragt.

Nach den Untersuchungsergebnissen auf 30 Flächen an 15 Standorten sind die Borstgrasrasen in Nordwestdeutschland durch rein sandige Bodensubstrate mit geringem Nährstoff-Speichervermögen, $\text{pH}_{\text{CaCl}_2}$ -Werte im Bereich 3,5-4,5 und Phosphor-Gehalte unter 2 mg P/100g Boden gekennzeichnet. Die N-Nachlieferung ist gering (weites C/N-Verhältnis). Der pH-Wert scheint demgegenüber in Nordwestdeutschland eine untergeordnete Bedeutung zu haben, da die Standorte hier generell mehr oder weniger stark versauert sind.

Artenreiche Ausprägungen unterscheiden sich von weniger artenreichen Ausprägungen lediglich durch höhere K- und Mg-Gehalte. Ob die bessere Kalium-Verfügbarkeit ursächlich zu dem größeren Artenreichtum beiträgt (vgl. BRIEMLE 2006) oder nur lehmige Anteile des Bodens und damit eine höhere Kationenaustauschkapazität und besseres Wasserhaltevermögen der Böden anzeigt, kann aufgrund der geringen Stichprobengröße nicht entschieden werden.

Insgesamt gesehen bestehen meines Erachtens wenig Möglichkeiten, über eine Steuerung des pH-Wertes oder der Nährstoffversorgung den Erhaltungsgrad eines in C eingestuften Borstgrasrasens zu verbessern. Ansatzpunkte zum Erhalt der Artenvielfalt auf Borstgrasrasen werden in erster Linie in der Aufnahme oder Anpassung der Pflege oder Bewirtschaftung gesehen (vgl. WITTIG 1996).

In den „Vollzugshinweisen zum Schutz der FFH-Lebensraumtypen sowie weiterer Biotoptypen mit landesweiter Bedeutung in Niedersachsen“ für den prioritären LRT 6230 (NLWKN 2022) wird für den Erhaltungszustand B das Vorhandensein von 7-11 Arten der Referenzliste der lebensraumtypischen Pflanzenarten gefordert. Bei weniger als 7 Arten erfolgt für das Kriterium „Arteninventar“ eine Einstufung in die Wertstufe C „mittlere bis schlechte Ausprägung“. Auf den Sandstandorten Nordwestdeutschlands sollte der Erhaltungszustand C nicht als defizitär aufgefasst werden, da die schwache Nährstoffversorgung und die geringe Kationenaustauschkapazität der Böden eine artenreichere Ausprägung zumeist nicht zulassen.

10 Summary

The Bureau for Soil Science and Water Management has been commissioned by the Lower Saxony State Agency for Water Management, Coastal Defence and Nature Conservation (NLWKN) to carry out soil investigations on mat-grass grasslands as part of the IP-LIFE project "Atlantic Sand Landscapes".

According to the results of the investigations on 30 plots at 15 sites, the mat-grass grasslands in north-western Germany are characterized by purely sandy soil substrates with low nutrient storage capacity, $\text{pH}_{\text{CaCl}_2}$ values in the range 3.5-4.5 and phosphorus contents below 2 mg P/100g soil. The N supply is low (wide C/N ratio).

The pH-value appears to be of secondary importance in north-western Germany, as the sites here are generally more or less acidified. Species-rich sites differ from less species-rich sites only in their higher K and Mg contents. Due to the small sample size it is not possible to decide whether

the better potassium availability is the cause of the greater richness of species (cf. BRIEMLE 2006) or whether it merely indicates loamy soil components and thus a higher cation exchange capacity and better water retention capacity of the soils.

There seem to be few possibilities to improve mat-grass grasslands by controlling the pH value or the nutrient supply. Starting points for the conservation of the diversity of species on mat-grass grasslands are primarily seen in the introduction or adaptation of maintenance or management measures.

On the sandy sites of north-western Germany, conservation grade C should not be regarded as deficient, as the poor nutrient supply and low cation exchange capacity (CEC) of the soils generally do not permit a more species-rich development.

11 Literatur

- BATHKE, M. (2023): Untersuchung von Bodenparametern von Borstgrasrasenflächen im Rahmen des IP-LIFE-Projektes „Atlantische Sandlandschaften“. – Gutachten im Auftrag des NLWKN, Geschäftsbereich 4 Naturschutz, unveröff.
- BRIEMLE, G. (2006): Behutsame Düngung erhöht die Artenvielfalt von Magerrasen, Ergebnisse eines 22-jährigen Versuchs auf der Schwäbischen Alb. – Naturschutz und Landschaftsplanung 38 (2): 37-44.
- DRACHENFELS, O. v. (2021): Kartierschlüssel für Biotoptypen in Niedersachsen unter besonderer Berücksichtigung der gesetzlich geschützten Biotope sowie der Lebensraumtypen von Anhang I der FFH-Richtlinie, Stand: März 2021. – Naturschutz Landschaftspfl. Niedersachs. A/4: 1-336, Hannover.
- NLWKN (Hrsg.) (2022): Vollzugshinweise zum Schutz der FFH-Lebensraumtypen sowie weiterer Biotoptypen mit landesweiter Bedeutung in Niedersachsen – Artenreiche Borstgrasrasen. – Niedersächsische Strategie zum Arten- und Biotopschutz, Hannover, 15 S., www.nlwkn.niedersachsen.de/download/25849
- PEPPLER-LISBACH, C. & FISCHER, P. (2022): Vegetationsentwicklung in Artenreichen Borstgrasrasen (Lebensraumtyp 6230*) in FFH-Gebieten des Werra-Meißner-Kreises (Hessen) und Konsequenzen für die Naturschutzpraxis. – Tuexenia 42: 245-274, Göttingen.
- PEPPLER-LISBACH, C. & KÖNITZ, N. (2017): Vegetationsveränderungen in Borstgrasrasen des Werra-Meißner-Gebietes (Hessen, Niedersachsen) nach 25 Jahren. – Tuexenia 37: 201-228, Göttingen.
- 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. – Applied Vegetation Science, DOI: <https://doi.org/10.1111/AVSC.12513>
- SCHEFFER/SCHACHTSCHABEL (1984): Lehrbuch der Bodenkunde. – Verlag Springer, Berlin, Heidelberg.
- SCHENKENBERGER, J. (2023): Landschaftspflegeversuch Rhön, neue Pflege für Borstgrasrasen. – Naturschutz und Landschaftsplanung 55 (6): 44-47.
- SCHWABE, A., TISCHEW, S., BERGMIEIER, E., GARVE, E., HÄRDTLE, W., HEINKEN, T., HÖLZEL, N., PEPPLER-LISBACH, C., REMY, D. & DIERSCHKE, H. (2019): Pflanzengesellschaft des Jahres 2020: Borstgrasrasen. – Tuexenia 39: 287-308, Göttingen.
- WITTIG, B. (1996): Erhaltung und Revitalisierung der Vegetation eines Quellhangs durch Beweidung – Erste Ergebnisse. – Abh. Naturw. Verein Bremen 43/2: 309-316, Festschrift Cordes.

Der Autor



Manfred Bathke, Dipl. Ing. agr., Jahrgang 1959, Studium an der Universität Göttingen mit den Schwerpunkten Bodenkunde, Grünlandwirtschaft und Vegetationskunde, seit 1999 selbständiger Gutachter (Büro für Bodenkunde und Wasserwirtschaft). Arbeitsschwerpunkte sind Untersuchungen zum Wasser- und Nährstoffhaushalt von Böden sowie zu den Auswirkungen von Grundwasserentnahmen auf den Naturhaushalt.

Manfred Bathke
Büro für Bodenkunde und Wasserwirtschaft
Fischerstraße 3, 30167 Hannover
bathkem@aol.com

Strategien und Herausforderungen bei der Wiederherstellung von Borstgrasrasen: Einblicke in niederländische Feldexperimente

von Sheila Luijten, Roos Loeb, Lilian Seip & Gerard Oostermeijer

Inhalt

1	Einführung	267	4	Wiederherstellung von Borstgrasrasen auf ehemaligen landwirtschaftlichen Flächen: ein Feldversuch	272
2	Die Regeneration von Arten ist komplex	267	5	Saatgutproduktion und Keimung von weniger bedrohten Arten	273
3	Wiederherstellungsstrategien für Borstgrasrasen	269	6	Wiederansiedlung einer stark bedrohten Art	274
3.1	Habitatqualität und Bodenchemie	269	7	Zusammenfassung	275
3.2	Sicherung der Populationen und der genetischen Vielfalt der am stärksten bedrohten Arten	270	8	Summary	276
3.3	Möglichkeiten auf ehemaligen landwirtschaftlichen Flächen	271	9	Literatur	276

1 Einführung

Seit Beginn des 20. Jahrhunderts ist in den Niederlanden ein deutlicher Rückgang der Fläche und der Qualität von Heidelebensräumen zu verzeichnen. Dies ist größtenteils auf die Zunahme menschlicher Aktivitäten im Zusammenhang mit Landwirtschaft, Wirtschaft, Infrastruktur und Freizeitnutzung zurückzuführen. Infolgedessen haben charakteristische Arten ihren Lebensraum verloren, was zum Aussterben lokaler Populationen, zu zunehmender Isolation und letztlich zu einer sinkenden Überlebensfähigkeit der Populationen geführt hat (Abb. 1).

Derzeit verändert sich die Lebensraumqualität durch Umwelteinflüsse schneller als die evolutionären Prozesse innerhalb der Populationen. Dies kann zu Anpassungsproblemen führen, da die Fragmentierung den Genfluss, die Populationsgröße und die genetische Vielfalt verringert und die Anfälligkeit für Inzucht erhöht (OOSTERMEIJER et al.

2003). Inzuchtdepression kann zu einer Verringerung der Samenproduktion und der Fitness der Nachkommen führen, während der Verlust der genetischen Vielfalt die Anpassungsfähigkeit mindert (LUIJTEN et al. 2002, 2022a). Die kombinierte Wirkung dieser Faktoren führt zu einer Verringerung der Überlebensfähigkeit der Arten und ihrer Populationen. Diese Prozesse werden in der Regel nicht untersucht und daher im Allgemeinen zu spät bemerkt, nämlich erst dann, wenn der Artenreichtum trotz der Wiederherstellung von Lebensräumen weiter abnimmt. In der zunehmend fragmentierten Landschaft kann der Verlust von Arten und genetischer Vielfalt nicht von selbst ausgeglichen werden. Außerdem wird die Wiederherstellung der biologischen Vielfalt ohne vitale, lebensfähige Ausgangspopulationen sehr viel schwieriger.

2 Die Regeneration von Arten ist komplex

Die Vitalität einer Population wird nicht nur von der Anzahl an Individuen einer Art bestimmt. Sie beruht vielmehr auf einer komplexen Wechselwirkung zwischen Pflanzenmerkmalen, genetischer Vielfalt und der Umwelt (Abb. 2). Diese Wechselwirkung umfasst sowohl die abiotischen Bedingungen (Klima, Geologie, Fragmentierung, Bodenchemie, Hydrologie usw.) als auch die biotischen Bedingungen, die die ober- und unterirdischen Lebensgemeinschaften schaffen (z. B. Konkurrenz um Raum, Bestäuber, Vermeidung von Prädatoren und Krankheiten, Abhängigkeit von wechselsei-

tigen Beziehungen mit Pilzen, Landnutzungsform usw.). In relativ stabilen Lebensräumen wird ein Gleichgewicht zwischen diesen Faktoren erreicht, in dem die Arten überleben können und die Populationen miteinander vernetzt sind. Ein wichtiger Faktor, der es Populationen ermöglicht, sich an Veränderungen in der Umwelt und die sich daraus ergebenden Gefährdungen anzupassen, ist die genetische Vielfalt. Bei zweihäusigen Pflanzenarten beispielsweise ist der Verlust der genetischen Vielfalt direkt sichtbar, z. B. bei *Antennaria dioica* oder *Juniperus communis*. Ein unglei-

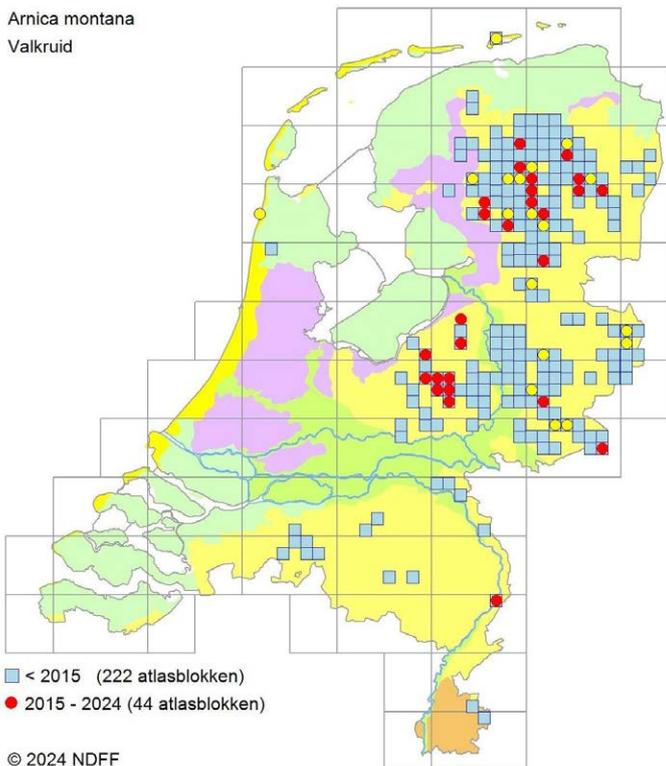
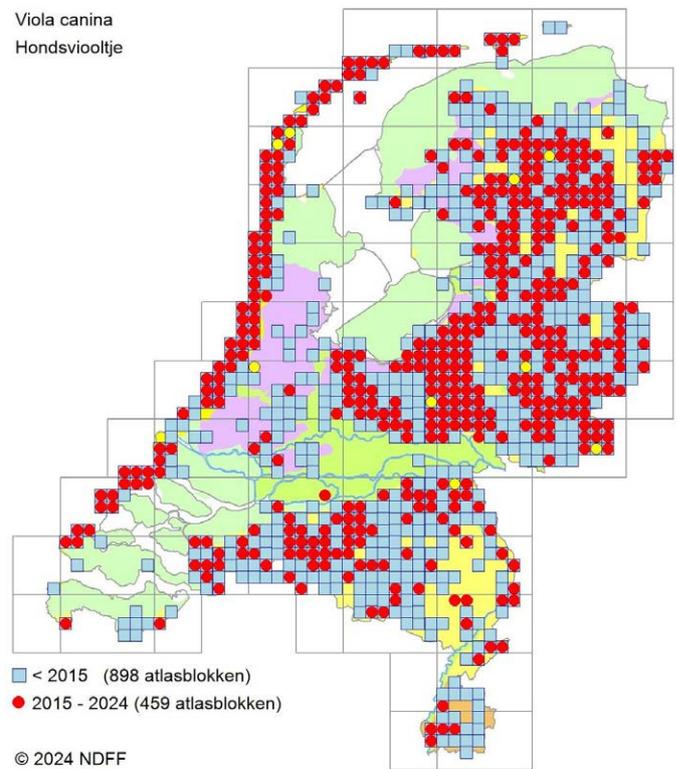
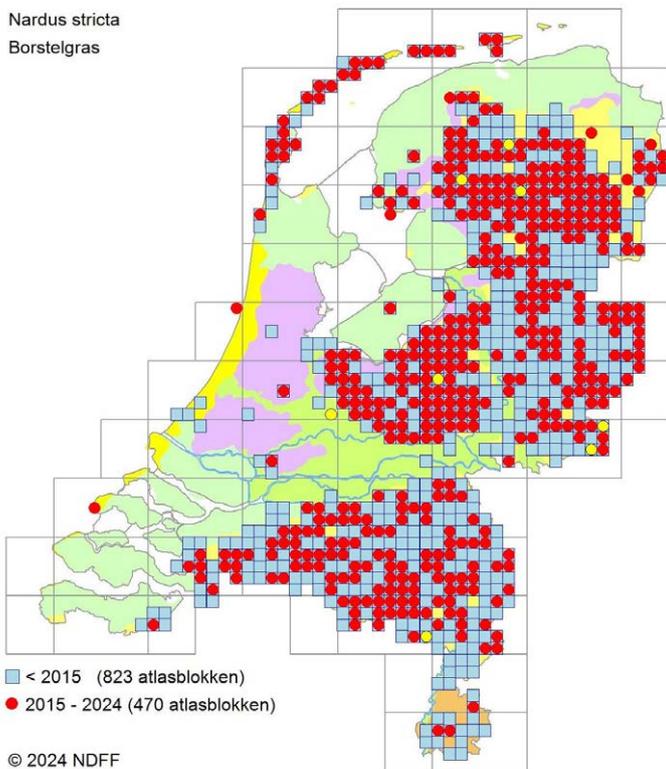


Abb. 1: Beispiele für den Rückgang charakteristischer Borstgrasrasen-Arten in den Niederlanden: Borstelgras (*Nardus stricta*), Hunds-Veilchen (*Viola canina*), Arnika (*Arnica montana*) (© NDFF 2024)

ches Geschlechterverhältnis oder sogar der Verlust eines Geschlechts in einer Population beeinträchtigt den Fortpflanzungserfolg unmittelbar, was zwangsläufig zu einem Rückgang der Populationsgröße, der Überlebensfähigkeit und der Ausbreitungsmöglichkeiten führt. Bei den meisten Arten sind Probleme im Zusammenhang mit dem Fortpflanzungssystem unsichtbar, z. B. bei Arten mit einem genetischen Selbstinkompatibilitätsmechanismus zur Förderung der Auskreuzung (LUIJTEN et al. 2000). Obwohl diese

Mechanismen Inzucht verhindern, werden kleine Populationen, in denen die genetische Drift zu einer begrenzten Anzahl von S-Allelen geführt hat, schließlich unter einer verringerten Samenproduktion leiden, wenn die einzelnen Vorkommen isoliert bleiben. Wenn der Mechanismus zur Verhinderung von Selbstbestäubung durchlässig ist und diese stattfinden kann, ist die Inzuchtdepression tendenziell stärker ausgeprägt.

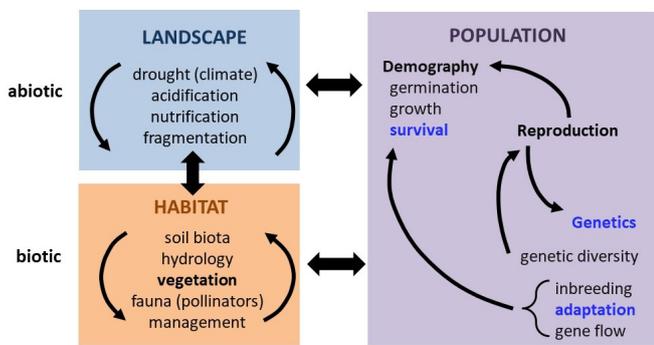


Abb. 2: Sowohl Populationsprozesse als auch biotische und abiotische Umweltfaktoren und ihre Wechselwirkungen wirken sich auf die Überlebensfähigkeit von Arten aus.

Bei vielen Arten ist das Reproduktionssystem jedoch unbekannt. Wie die genetische Vielfalt autökologisch organisiert ist, ist höchst unterschiedlich und hängt von den jeweiligen artspezifischen Merkmalen ab, z. B. ob die Art einjährig, mehrjährig oder klonal ist, überwiegend selbst- oder fremdbestäubt ist, eine Samenbank aufbaut usw. All diese Merkmale bilden die so genannte Lebenszyklusstrategie (Life-history strategy, STEARNS 2000). Oftmals finden sich Unterschiede in diesen Strategien zwischen Mitgliedern derselben Familie oder Gattung. Bei ein und derselben Art können sogar Unterschiede zwischen verschiedenen geografischen Regionen festgestellt werden. Diese Unterschiede machen Verallgemeinerungen schwierig. Daher ist es wichtig zu verstehen, wie diese Merkmale mit der Populationsgröße variieren. Bei vielen Pflanzenarten ist dies noch nicht erforscht. Das macht die Wiederherstellung schwierig, aber nicht unmöglich, und es schafft darüber hinaus auch Möglichkeiten, diese Wissenslücke zu schließen.

3 Wiederherstellungsstrategien für Borstgrasrasen

Um den Rückgang der artenreichen Borstgrasrasen aufzuhalten muss an mehreren Stellen angesetzt werden. (LOEB et al. 2013, 2017, LUIJTEN et al. 2022a). Keine Art kann ohne einen geeigneten Lebensraum oder die Vernetzung in der Landschaft überleben. Die Wiederherstellung der Lebensraumqualität (mit der Basensättigung des Bodens als Schlüsselfaktor), die Ausdehnung der natürlichen Verbreitung, die Verbesserung der Konnektivität, aber auch die genetische Vielfalt sind Schlüsselfaktoren eines erfolgreichen Wiederherstellungsprogramms. Im Idealfall erfordert die Wiederansiedlung von Arten Analysen zur Vitalität von Populationen, die demografische und reproduktive Faktoren sowie lebenszyklische Merkmale der am stärksten gefährdeten Arten umfassen.

Im Jahr 2017 erstellte eine kleine Gruppe engagierter Forscher aus verschiedenen Disziplinen wie Bodenchemie, Vegetationskunde, Populationsbiologie und genetische Vielfalt in Zusammenarbeit mit Naturschutzorganisationen einen Aktionsplan zur Wiederansiedlung artenreicher Borstgrasrasen (VAN DER ZEE et al. 2017). Die Hauptziele waren:

1. Identifizierung der limitierenden Faktoren sowohl bei den abiotischen und biotischen Lebensraumbedingungen als auch auf Populations-Ebene bei charakteristischen Pflanzen- und Tierarten,
2. Durchführung von Versuchen auf ehemaligen landwirtschaftlichen Flächen, um die Pufferkapazität des Bodens (Basensättigung) zu erhöhen und die Standorte für die Entwicklung von Borstgrasrasen vorzubereiten,
3. Durchführung von In-situ- und Ex-situ-Erhaltungsprojekten, um die verbleibende genetische Vielfalt zu sichern und die genetische und evolutionäre Anpassungsfähigkeit der Arten zu fördern und Wiederansiedlung zu ermöglichen,
4. Wiederansiedlungen an Standorten, die nach der Wiederherstellung einen geeigneten Lebensraum bieten.

3.1 Habitatqualität und Bodenchemie

Der optimale Boden für artenreiche Borstgrasrasen ist durch eine geringe Nährstoffverfügbarkeit und eine mittlere Pufferkapazität gekennzeichnet (Abb. 3). In den Niederlanden ist die trockene Variante der Borstgrasrasen besonders anfällig für eine Verschlechterung aufgrund von Versauerung

und Eutrophierung durch Stickstoffeinträge aus der Luft (z. B. STEVENS et al. 2010, VAN DER PLAS et al. 2024). Neben anderen Prozessen wird durch die Versauerung Aluminium freigesetzt, das für die meisten Pflanzen giftig ist und das Wurzelwachstum und damit die Überlebensraten verringert.

Die Strategien zur Verbesserung der Bodenqualität bestanden darin, den pH-Wert und die Pufferkapazität durch die Zugabe von Kalk (DOLOKAL: Kalzium- und Magnesiumcarbonate) zu erhöhen. Während diese Zusätze die Pufferkapazität schnell wiederherstellten (innerhalb von 7 Monaten), zeigte sich, dass sie manchmal negative Auswirkungen auf die Bodenfauna hatten. Kalk ist zudem ein unzureichender Bodenzusatz, da er nur Kalzium und Magnesium liefert. Als Alternative wurden Versuche mit Gesteinsmehl durchgeführt, das die Mineralien langsamer freisetzt. Es hat sich jedoch gezeigt, dass dieser Zusatzstoff in den ersten Jahren nur geringe oder gar keine Auswirkungen auf die Borstgrasrasen hat (BOBBINK et al. 2020). In entsprechenden Versuchen wurden die ersten Auswirkungen sechs Jahre nach der Anwendung festgestellt (VOGELS et al. 2023). Daher ist es ratsam, in geringem Umfang Kalk

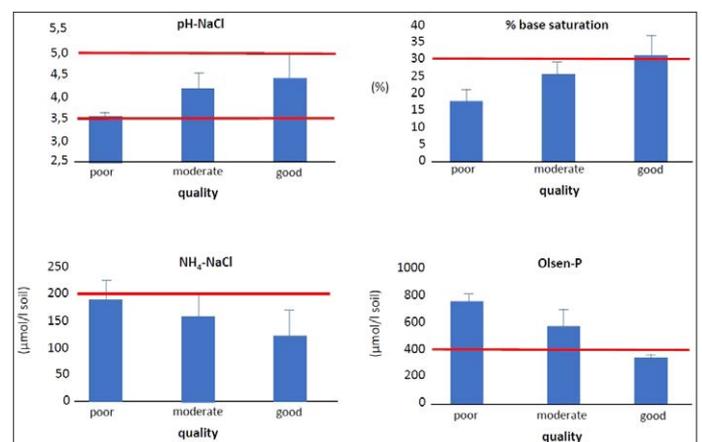


Abb. 3: Bodenansprüche von trockenen, artenreichen Borstgrasrasen. Für pH-NaCl ist der bevorzugte Bereich zwischen den roten Linien angegeben, für die drei anderen Bodenparameter (prozentuale Basensättigung, NH₄-NaCl, Olsen-P) sollten die Werte nicht über der roten Linie liegen. (aus: VAN DER ZEE et al. 2017).

auszubringen, um ein Aussterben der Arten in der Natur zu verhindern und die umliegenden Heideflächen mit Gesteinsmehl anzureichern.

3.2 Sicherung der Populationen und der genetischen Vielfalt der am stärksten bedrohten Arten

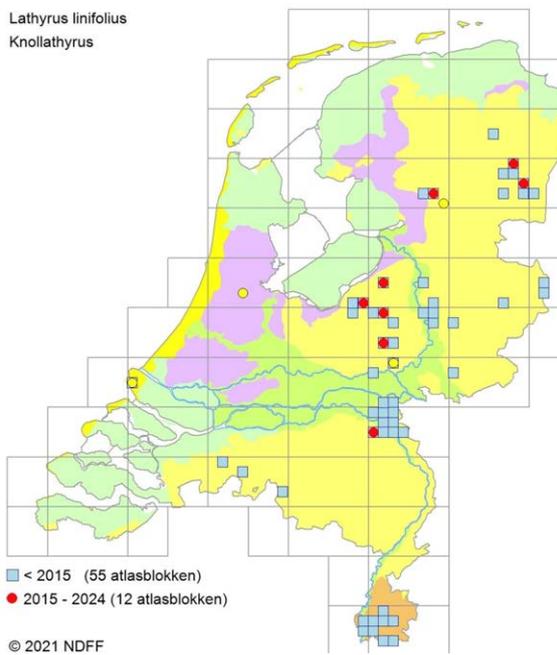
Bei gefährdeten Arten mit sehr kleinen Populationsgrößen sind Erhaltungszuchtprogramme erforderlich, z. B. für *Lathyrus linifolius*, *Thymus serpyllum*, *Scorzonera humilis* und *Antennaria dioica* (Abb. 4). Neben dem Hauptziel der Artenerhaltung ermöglichen solche Ex-situ-Populationen auch die Erforschung verschiedener artspezifischer Merkmale wie deren Fortpflanzungssystem, Vitalität der Samen und Keimungsfähigkeit (LUIJTEN et al. 2020, 2022a). Das Verständnis des Fortpflanzungssystems ist besonders wichtig, da es eine wichtige Rolle bei der Ausdifferenzierung der genetischen Vielfalt spielt und eine Einschätzung ermöglicht, ob Inzucht ein Risikofaktor sein könnte (LUIJTEN et al. 2000, 2018). Aber auch über diese Fragen hinaus, trägt dieser

Ansatz dazu bei, derzeitige Wissenslücken zu verringern und erlaubt den Austausch neuer Erkenntnisse.

Ein Erhaltungszuchtprogramm kann auch dazu genutzt werden, große Mengen an Saatgut für die In-situ-Regeneration von Populationen oder Wiederansiedlungen zu produzieren. Wie weiter unten dargestellt, verwenden wir stets eine Saatgutmischung mit einer möglichst großen genetischen Vielfalt, so dass wir es der natürlichen Auslese ermöglichen, Genotypen zu eliminieren, die schlecht an die neuen Standortbedingungen angepasst sind oder an einer In- oder Auszuchtdepression leiden. Mit diesem Ansatz wird auch getestet, ob die Keimung und Etablierung aus Samen am wiederhergestellten Standort möglich sind, was ein wichtiges Kriterium für die erfolgreiche Wiederansiedlung einer lebensfähigen Population ist. Die allgemeine Wiederansiedlungsmethode beinhaltet das Auspflanzen (vorgezogener) Jungpflanzen oder ausgewachsener Pflanzen, aber dies umgeht die kritischsten frühen Schritte im Lebenszyklus und damit auch die „Auslese“ nicht angepasster Individuen.



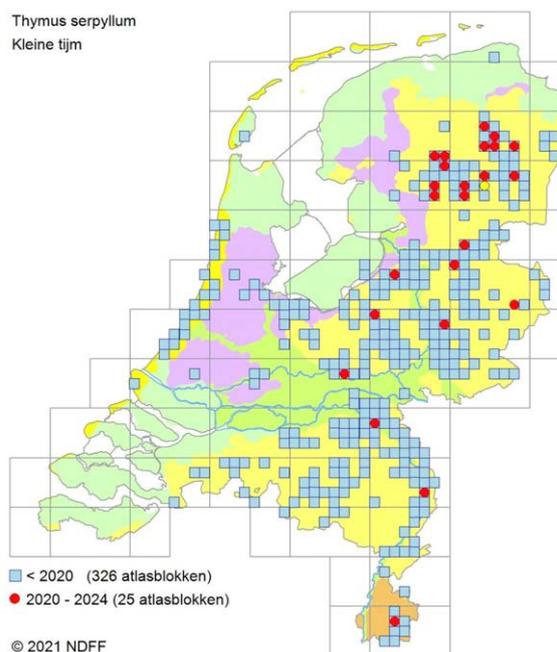
Lathyrus linifolius
Knollathyrus



Berg-Platterbse
(*Lathyrus linifolius*)



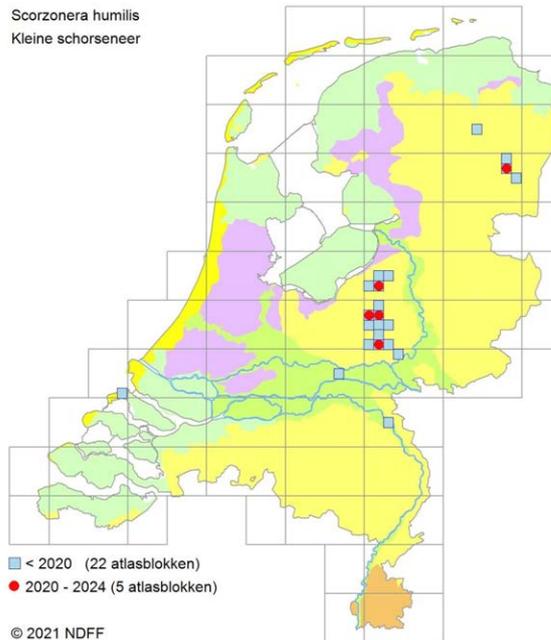
Thymus serpyllum
Kleine tjim



Sand-Thymian
(*Thymus serpyllum*)



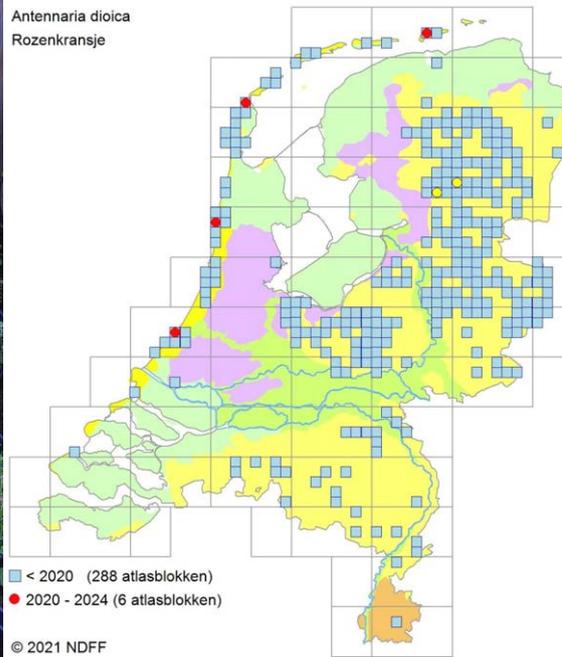
Scorzonera humilis
Kleine schorseener



Niedrige Schwarzwurzel
(*Scorzonera humilis*)



Antennaria dioica
Rozenkransje



Gewöhnliches Katzenpfötchen
(*Antennaria dioica*)

Abb. 4: Erhaltungszuchtprogramm für stark gefährdete Arten bei Science4Nature: *Lathyrus linifolius*, *Thymus serpyllum*, *Scorzonera humilis* and *Antennaria dioica*. Die Karten zeigen das jeweilige natürliche Vorkommen in den Niederlanden vor 2020 (blaue Quadranten) und von 2020 bis 2024 (rote Quadranten). (Fotos: S. Luijten, Karten: © NDFD 2021)

3.3 Möglichkeiten auf ehemaligen landwirtschaftlichen Flächen

Um die Wiederherstellung und Ausweitung von Borstgrasrasen zu erleichtern, wurden landwirtschaftliche Flächen in der Nähe von Naturschutzgebieten umgewandelt. Diese Initiative dient nicht nur der ökologischen Aufwertung der betreffenden Gebiete, sondern trägt auch zur Erweiterung und Widerstandsfähigkeit der Naturschutzgebiete bei. Dieser Ansatz wurde gewählt, weil ehemalige landwirtschaftliche Flächen aufgrund der jahrelangen Kalkung in der Regel gut gepuffert sind (Abb. 5). Im Vergleich zu ungenutzten

Flächen, in denen keine Bodensanierung stattgefunden hat, ist die neue Oberbodenschicht noch nicht den Stickstoffeinträgen aus der Luft ausgesetzt und ist daher weniger sauer und besser gepuffert (LOEB et al. 2022). Die hohe Nährstoffverfügbarkeit (insbesondere in Form von Phosphat) stellt jedoch eine Herausforderung für die Entwicklung neuer Borstgrasrasen-Flächen dar, der aber durch die Entfernung des nährstoffreichen Oberbodens begegnet werden kann. Der Aushub des Oberbodens führte allerdings auf vielen ehemaligen landwirtschaftlichen Flächen nicht zu einer signifikanten Verringerung des Phosphats (Olsen-P).

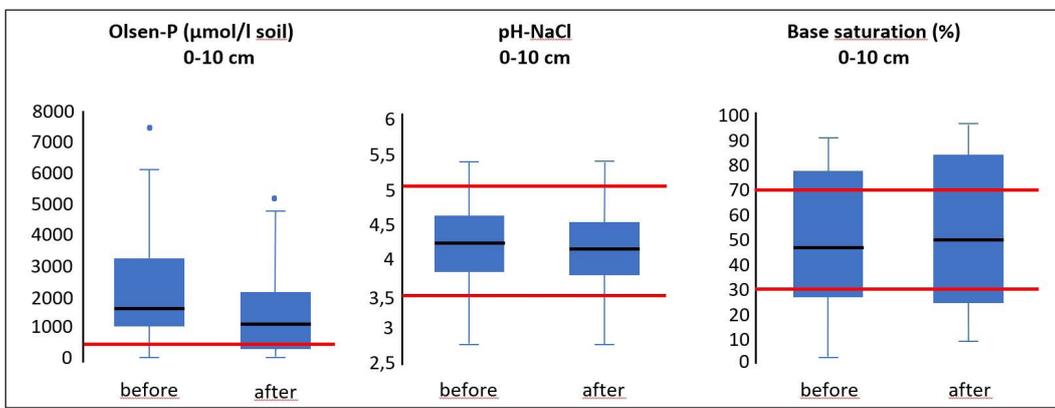


Abb. 5: Drei relevante und wichtige Indikatoren der Habitatqualität für die Entwicklung artenreicher Borstgrasrasen vor (before) und nach (after) der Umsetzung von Renaturierungsmaßnahmen, basierend auf Voruntersuchungen auf ehemaligen landwirtschaftlichen Flächen: Phosphate (Olsen-P), pH (-NaCl)-Wert und Basensättigung (%). Rote Linien zeigen den oberen Grenzwert (Olsen-P) oder den geeigneten Bereich (pH-NaCl und prozentuale Basensättigung) an, der für eine gute Lebensraumqualität ermittelt wurde.

4 Wiederherstellung von Borstgrasrasen auf ehemaligen landwirtschaftlichen Flächen: ein Feldversuch

In Zusammenarbeit mit Naturschutzorganisationen in den Niederlanden wurde eine Bestandsaufnahme mit dem Ziel durchgeführt, etwa 400 ha landwirtschaftlicher Flächen in Borstgrasrasen umzuwandeln (LOEB et al. 2022). Auf mehr als 200 Hektar erschien die trockene Ausprägung dieses Lebensraumtyps als Entwicklungsziel am besten geeignet. Für einen Großteil der Felder lagen bereits Untersuchungen der Bodenchemie vor (WEIJTERS et al. 2019a, 2019b, 2020). Die Standorte, für die keine aktuellen Informationen zur Bodenchemie vorlagen, wurden im Rahmen dieser Studie untersucht.

Zur Untersuchung der Artenetablierung wurden zwei verschiedene Strategien angewandt: 1. Verbringung von Mahdgut (Heu) von Spenderflächen, deren Eignung auf der Grundlage von Vegetationsaufnahmen und der Artenzusammensetzung ermittelt wurde, und 2. Aussaat manuell gesammelten Saatguts von einigen weniger bedrohten charakteristischen Arten, die sich nach früheren Versuchen nicht etablieren konnten. Bei diesen Arten handelte es sich um *Polygala serpyllifolia*, *Viola canina*, *Arnica montana*, *Veronica officinalis*, *Pedicularis sylvatica*, *Solidago virgaurea* und *Danthonia decumbens* (Abb. 6). Diese Studie wurde in denselben Zielgebieten durchgeführt, die auch für die Ausbringung von frischem Mahdgut verwendet wurden. Fünf der sieben ausgewählten Arten lieferten nach der Ernte in sechs Naturschutzgebieten genügend Samen, um einen Aussaatversuch durchzuführen. Von allen untersuchten ehemaligen landwirtschaftlichen Flächen wurden fünf Standorte für die experimentelle Wiederherstellung von

Borstgrasrasen ausgewählt. Auf vier dieser Flächen wurde das Saatgut nach einem Aussaatschema direkt ausgesät. Sowohl nach der Ausbringung von Mahdgut als auch nach der Direktsaat wurde die Etablierung der Arten zwei Jahre lang dokumentiert (LOEB et al. 2022).

Leider war eine umfassende Analyse der Vitalität der Populationen, einschließlich Analysen der genetischen Vielfalt, im Rahmen des Projektzeitplans und -budgets nicht möglich. Innerhalb des kurzen Zeitrahmens konnte lediglich eine Bestandsaufnahme der Populationsgrößen und der Samenproduktion der oben genannten Arten vorgenommen werden. Die Samenproduktion der Ausgangspopulationen ist besonders wichtig, da sie in hohem Maße über den Erfolg der Wiederansiedlung entscheidet. Aufgrund der Isolation und der geringen Populationsgröße vieler charakteristischer Arten musste das Saatgut über Mahdgut oder per Hand eingebracht werden. Im Vergleich zur direkten Aussaat von manuell geerntetem Saatgut gilt die Verbringung von Schnittgut (Heu) als billigere und einfachere Methode, um Samen in ein neues Gebiet zu bringen. Ihr Erfolg hängt jedoch in hohem Maße von artspezifischen (lebenszyklischen) Merkmalen in Relation zu den verbleibenden Populationsgrößen ab. Beide Methoden erfordern Kenntnisse über die Anzahl der Samen, die Individuen einer bestimmten Art potenziell produzieren können. Ohne dieses Wissen bleibt im Falle eines Scheiterns unklar, ob die Ansiedlung fehlschlug, weil der Lebensraum ungeeignet war, weil die Samen nicht keimfähig waren oder weil sich keine oder zu wenige Samen im ausgebrachten Mahdgut befanden.



Abb. 6: Borstgrasrasen-Arten in Aussaatversuchen auf ehemaligen landwirtschaftlichen Flächen: Thymianblättriges Kreuzblümchen (*Polygala serpyllifolia*), Arnika (*Arnica montana*), Hunds-Veilchen (*Viola canina*), Wald-Ehrenpreis (*Veronica officinalis*), Dreizahn (*Danthonia decumbens*), Wald-Läusekraut (*Pedicularis sylvatica*) und Gewöhnliche Goldrute (*Solidago virgaurea*) (Fotos oben rechts, unten links: G. Oostermeijer, restliche: S. Luijten)

5 Saatgutproduktion und Keimung von weniger bedrohten Arten

In diesem Beitrag können wir nur über die ersten Ergebnisse des Aussaatversuchs berichten. Erstens wurde bei der Bestandsaufnahme deutlich, dass nicht alle Zielarten gemeinsam vorkamen, auch nicht in gut erschlossenen Spendergebieten. Zweitens zeigte sich, dass Populationen nicht immer als groß, d. h. mindestens ≥ 250 blühende Individuen, angesehen werden können (LOEB et al. 2022). Drittens zeigte sich, dass nicht alle Arten mit frischem Mahdgut von einer einzelnen Spenderfläche übertragen werden konnten. Die untersuchten Arten blühten fast alle von Mai bis Juli, mit Ausnahme von *S. virgaurea*. Einige Arten, z. B. *P. serpyllifolia*, *P. sylvatica* und *V. officinalis*, blühten über einen längeren Zeitraum oder blühten ein zweites Mal nach den Sommerregenfällen. Aufgrund von Unterschieden in der Populationsgröße und der potenziellen Anzahl von Samen, die eine Blüte produzieren kann, fiel die Gesamtverfügbarkeit von Samen bei den untersuchten Arten sehr unterschiedlich aus. Daraus ergeben sich große Unterschiede zwischen den Arten hinsichtlich der Anzahl der Samen, die potenziell übertragen werden und sich etablieren können.

A. montana, *P. serpyllifolia* und *V. officinalis* lieferten sowohl in großen als auch in kleinen Populationen eine relativ geringe Anzahl von Samen. *S. virgaurea* produzierte die meisten Samen, hauptsächlich wegen der großen Pflanzen mit vielen Blütenköpfen. Die Populationsgröße hatte einen deutlichen Einfluss auf die Gesamtzahl der Samen von *P. sylvatica*. Nur große Populationen produzierten viele Samen. Bei Arten mit geringer potenzieller Samenproduktion pro Pflanze und Erntezeitpunkt sind große Populationen unerlässlich, um genügend Samen zu übertragen.

Der Zeitrahmen für die Ernte ist bei einigen Arten im Jahreslauf sehr eng. Es ist nicht nur wichtig, dass die Samen reif sind, sondern manchmal sind die Samenausbreitungsdistanzen kurz (*D. decumbens*) oder die Ausbreitung erstreckt sich über einen längeren Zeitraum, wobei die fruchttragenden Stängel flach auf dem Boden liegen (*P. serpyllifolia*). Bei der letztgenannten Art war es sogar schwierig, bei einem einzigen Besuch genügend Samen manuell zu sammeln. Offensichtlich ist die Eignung von Mahdgut für die Übertragung von Samen bei den Borstgrasrasen-Arten sehr unterschiedlich, auch weil einige Arten nicht oder nur in sehr kleinen Populationen vorkommen.

Die Keimung im Frühjahr nach der Aussaat und das Überleben im Herbst werden nur für *D. decumbens*, *A. montana* und *S. virgaurea* berichtet. Keimung und Überleben variierten je nach Art und Aussaatort (Abb. 7). Darüber hinaus schien das Pflanzenwachstum, obwohl es 2022 nicht gemessen wurde, je nach Standort zu variieren, was auf einen Standorteffekt schließen lässt. Dies konnte nicht auf die Bodenchemie zurückgeführt werden, so dass andere Faktoren eine größere Rolle spielen müssen. Bei *P. sylvatica* und *P. serpyllifolia* wurde im Jahr 2022 keine Keimung beobachtet, was jedoch damit zusammenhängen könnte, dass die Samen im Winter keine Kälteperiode durchlaufen haben. Beide Arten keimten im Jahr 2023/2024. Leider decken die vorgelegten Ergebnisse nur das erste Jahr des Monitorings ab. Die Gesamtergebnisse werden im Dezember 2024 vorgelegt und umfassen einen Monitoringzeitraum von drei Jahren.

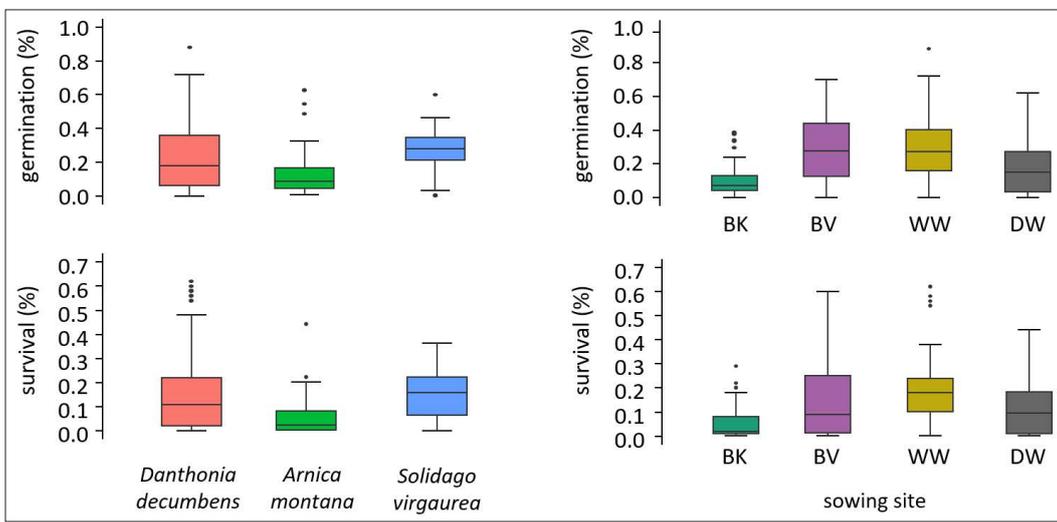


Abb. 7: Keimungsrate (germination %) und Überlebensrate (survival %) von drei charakteristischen Borstgrasrasen-Arten auf vier Flächen, auf denen Borstgrasrasen wiederhergestellt wurden: Dreizahn (*Danthonia decumbens*), Arnika (*Arnica montana*), Gewöhnliche Goldrute (*Solidago virgaurea*). Flächen (sowing sites): BK = Borkeld, BV = Beekvliet, WW = Willinks Weust, DW = Dwingelderveld

6 Wiederansiedlung einer stark bedrohten Art

Unser Projekt zur Wiederansiedlung von *Antennaria dioica* in der Provinz Drenthe begann 2014 (OOSTERMEIJER et al. 2016) (Abb. 8). Obwohl *A. dioica* in den Niederlanden einst eine sehr häufige Art war (> 250 Standorte), gab es zu diesem Zeitpunkt nur noch elf Populationen dieser Art, davon neun in Küstendünen-(Borstgras-)rasen. Zwei Populationen kamen an Binnenlandstandorten vor. Beide waren sehr klein, und die Population in Drenthe bestand nur aus weiblichen Pflanzen. Dadurch war die genetische Vielfalt bereits sehr eingeschränkt, die nicht durch nahe gelegene Populationen wiederhergestellt werden konnte. Eine einzige große und scheinbar lebensfähige (Meta-)Population verblieb in den Dünen. Die anderen waren ebenfalls klein bis sehr klein und mehrere bestanden nur aus einem Geschlecht. In einer solchen Situation ist ein Erhaltungszuchtprogramm die beste Lösung, um 1. die verbleibenden Genpools zu sichern und 2. mehrmals große Mengen an Samen zu produzieren, ohne die Populationen in-situ zu schädigen.



Abb. 8: Gewöhnliches Katzenpfötchen (*Antennaria dioica*) – links: weiblicher Blütenstand, rechts: männlicher Blütenstand (Fotos: G. Oostermeijer)

Im Jahr 2016 wurde eine erste Wiederansiedlung von *A. dioica* mit Samen aus unserem Erhaltungszuchtprogramm durchgeführt (LUIJTEN et al. 2017). Alle Wiederansiedlungsstandorte befanden sich auf neu renaturierten Flächen, wie z. B. zwei ehemaligen landwirtschaftlichen Feldern (NP Dwingelderveld) und auf einer ehemaligen Landebahn aus den frühen 1940er Jahren (NP Holtingerveld) und wiesen geeignete Bodenchemiewerte auf. Nach dreijährigem Monitoring wurden Unterschiede in der Keimung und Etablierung (%) sowie der Pflanzengröße zwischen den Aussaatstandorten und den Ausgangspopulationen festgestellt. Die Populationsgröße und das Wachstum waren immer noch zu gering, um die Schwelle zur kleinsten überlebensfähigen Population (Minimum Viable Population MVP) von > 250 blühenden Individuen zu erreichen. Dies könnte das Ergebnis zweier extrem heißer und trockener Sommerperioden in Kombination mit der Tiefe, bis zu der der Oberboden abgetragen wurde, gewesen sein. Der Oberboden wurde bis zu 40 cm abgetragen, und in diesem speziellen Fall wurden wahrscheinlich alle organischen Stoffe und Mikroorganismen zu stark entfernt, was das Pflanzenwachstum behinderte.

Daher wurde beschlossen, eine zweite Wiederansiedlung (jetzt technisch gesehen eine Verstärkung der bestehenden Population) mit einem anderen Design durchzuführen. Bei diesem zweiten Versuch wollten wir den Erfolg der Wiederansiedlung zwischen bestehenden Borstgrasrasen und den Entwicklungsflächen vergleichen. Zwei der drei ursprünglichen Standorte sahen immer noch vielversprechend aus, aber ein dritter Standort wurde wegen Staunässe im Winter gestrichen (das Überleben bei langen Überschwemmungen ist nicht die Stärke in der Ökologie von *A. dioica*, auch wenn die betroffenen Populationen besser überlebten als erwartet). Die neuen Wiederansiedlungsstandorte wurden anhand der Bodenmessungen ausgewählt, die für den NP Dwingelderveld berichtet wurden (WEIJTERS et al. 2019a).

Die zweite Wiederansiedlung fand im Jahr 2020 statt. Samen aus dem Erhaltungszuchtprogramm wurden auf drei bestehenden artenreichen Borstgrasrasenflächen, zwei vorigen Wiederansiedlungsflächen und zwei neuen Entwicklungsflächen ausgesät (LUIJTEN et al. 2022b). An jedem

Standort wurde die Etablierungsrate bestimmt anhand der Keimungsrate der ausgebrachten Samen und der Größe der neu aufgewachsenen Pflanzen. Im Allgemeinen war die Etablierung von Pflanzen auf bestehenden Borstgrasrasen erfolgreicher als auf den Entwicklungsflächen (Abb. 9 A). Noch auffälliger waren die Unterschiede im anschließenden Pflanzenwachstum. Die Pflanzen in bestehenden Borstgrasrasen waren deutlich größer als ihre Pendanten (aus demselben Genpool!) auf den neuen Entwicklungsflächen, sowohl auf der ehemaligen Landebahn, dem ehemaligen Baumbestand als auch den ehemaligen landwirtschaftlichen Flächen (Abb. 9 B). Bei allen drei Wiederansiedlungen in bestehenden Borstgrasrasen blühte eine kleine Anzahl von Pflanzen bereits im zweiten Jahr nach der Aussaat (LUIJTEN et al. 2022).

Das demografische Monitoring wird in den Jahren 2023 und 2024 fortgesetzt, und es werden derzeit zusätzliche Untersuchungen zu Bodenpilzen durchgeführt, um die beobachteten Unterschiede zu erklären. Wir werden die Hypothese prüfen, dass das Wachstum auf Entwicklungsflächen geringer ist, weil die entsprechenden Mykorrhizapilze (noch) fehlen. An mehreren Standorten haben wir neue blühende Individuen beobachtet, die im Jahr 2020 ausgesät wurden. Das bedeutet, dass hier der gesamte Lebenszyklus abgeschlossen ist. Dies ist ein guter Indikator dafür, dass die Wiederansiedlungen erfolgreich sind.

7 Zusammenfassung

Die Wiederherstellung von artenreichen Borstgrasrasen in den Niederlanden wurde durch menschliche Aktivitäten wie Landwirtschaft und Wirtschaftswachstum erheblich beeinträchtigt, was zum Verlust von Lebensraum und zum Rückgang der Populationen der Arten führte. Dies hat zu Problemen wie Inzuchtdepression, verringerter genetischer Vielfalt und zunehmender Fragmentierung der Populationen geführt, was die Bemühungen zur Wiederherstellung der Bestände erschwert. Die Arten in diesen Lebensräumen sind zum Überleben auf die Wechselwirkungen zwischen genetischer Vielfalt, Pflanzenmerkmalen und Umweltbedingungen angewiesen. Die Fragmentierung der Lebensräume behindert diese Prozesse und verringert damit die Anpassungs- und Überlebensfähigkeit der Arten.

Um den Rückgang der Borstgrasrasen umzukehren, ist ein vielseitiger Wiederherstellungsansatz erforderlich. Zu den Renaturierungsbemühungen gehören die Verbesserung der Lebensraumqualität, die Verbesserung des Biotopverbunds und die Erhaltung der genetischen Vielfalt. Bei der Wiederherstellung von Lebensräumen liegt der Schwerpunkt auf der Bodenverbesserung, wobei saure und nährstoffreiche Böden mit Kalk oder Steinmehl behandelt werden, um die Pufferkapazität zu verbessern. Solche Bodenbehandlungen haben jedoch unterschiedliche Ergebnisse gezeigt. Kalk führt zu einer schnellen positiven Reaktion, sollte aber besser nur in kleinem Maßstab eingesetzt werden, um negative Auswirkungen auf die Makrofauna zu vermeiden. Gesteinsmehl ist eine Behandlung mit langsamer Freisetzung, was dazu führt, dass sich nur verzögert positive Auswirkungen auf Borstgrasrasen zeigen.

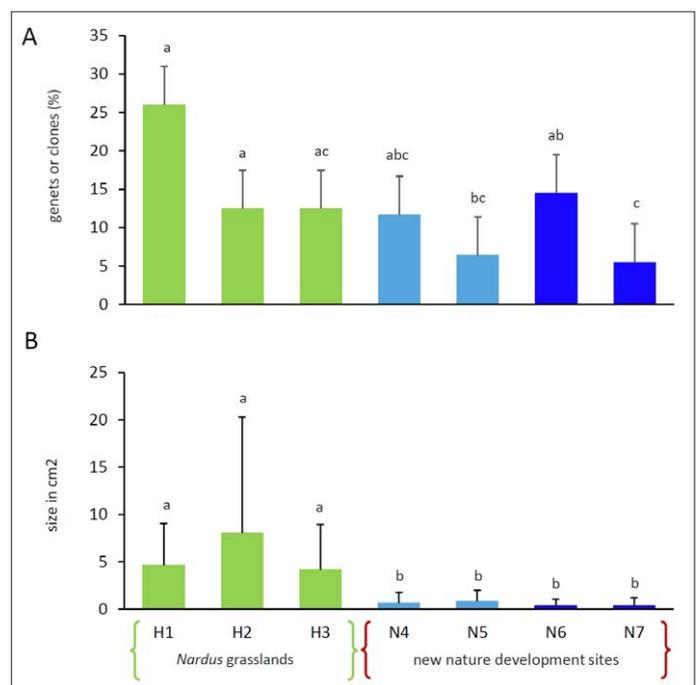


Abb. 9: Prozentualer Anteil der Pflanzen (A) und Pflanzengröße (B) vom Gewöhnlichen Katzenpfötchen (*Antennaria dioica*) nach einer Wiederansiedlungsmaßnahme 2022 auf bestehenden Borstgrasrasenflächen (H1-H3) und auf neu renaturierten Flächen (N4-N7). N4 = ehemalige Landebahn, N5 = ehemaliger Baumbestand, N6 und N7 = ehemalige Ackerflächen. Blaue Balken zeigen an, dass auf diesen Flächen der nährstoffreiche Oberboden abgetragen wurde.

Die Bemühungen zum Schutz der Populationen und zur Wiederherstellung der genetischen Vielfalt umfassen Erhaltungszuchtprogramme und Wiederansiedlungen. Studien zur Samenernte und Keimung zielen darauf ab, durch das Verständnis der artspezifischen Fortpflanzungssysteme und Lebenszyklusstrategien die Vitalität der Populationen langfristig zu verbessern. Experimente auf ehemals landwirtschaftlich genutzten Flächen haben gezeigt, dass es möglich ist, solche Flächen in lebensfähige Borstgrasrasen umzuwandeln, auch wenn es nach wie vor Probleme gibt, wie z. B. einen zu hohen Nährstoffgehalt und eine begrenzte Samenverbreitung.

Wiederansiedlungsversuche, insbesondere für gefährdete Arten wie *Antennaria dioica*, haben vielversprechende Ergebnisse gezeigt. Während frühere Versuche aufgrund von ungeeigneten Bodenbedingungen und klimatischen Herausforderungen Rückschläge erlitten, zeigen neuere Wiederansiedlungsstrategien erste Erfolge dahingehend, dass Pflanzen ihren Lebenszyklus in renaturierten Lebensräumen vollenden. Die weitere Erforschung der Bodenbiologie, einschließlich der Rolle von Mykorrhizapilzen, wird diese Wiederherstellungsbemühungen voraussichtlich weiter unterstützen.

8 Summary

The restoration of species-rich *Nardus* grasslands in the Netherlands has been significantly impacted by human activities, such as agriculture and economic growth, resulting in habitat loss and declining species populations. This has led to issues like inbreeding depression, reduced genetic diversity, and increased population fragmentation, making recovery efforts more complex. The species in such habitats rely on interactions between genetic diversity, plant traits, and environmental conditions to survive. Fragmentation hinders these processes, reducing species' adaptability and survival.

A multifaceted restoration approach is necessary to reverse the decline of *Nardus* grasslands. Restoration efforts include improving habitat quality, increasing landscape connectivity, and conserving genetic diversity. Habitat restoration has focused on soil improvement, where acidic and nutrient-rich soils are being treated with lime or rock powder to improve buffering capacity. However, such soil treatments have shown mixed results. Lime will give a quick positive response, but it is best used at small scale to avoid negative effects on the macrofauna. Rock powder is a slow-

release treatment and at this moment some first positive effects are visible.

Efforts to secure populations and restore genetic diversity have involved breeding programs and reintroductions. Seed harvesting and germination studies aim to enhance population viability by understanding species-specific reproductive systems and life history strategies. Experiments on former agricultural land have demonstrated the potential for converting such lands into viable *Nardus* grassland, although challenges remain, such as high nutrient levels and limited seed dispersal.

Reintroduction efforts, especially for endangered species like *Antennaria dioica*, have shown promising results. While early attempts faced setbacks due to soil conditions and climate challenges, newer reintroduction strategies have begun to show success, with plants completing their life cycles in restored habitats. Continued research into soil biology, including the role of mycorrhizal fungi, is expected to further support these restoration efforts.

9 Literatuur

- BOBBINK R., LOEB, R., VERBAARSCHOT, E., WEIJTERS, M., VOGELS, J., BERGSMA, H. & VAN DER ZEE, F. (2020): Werkt steenmeel als herstelmaatregel tegen bodemverzuring in heischrale graslanden? – Vakblad Natuur Bos en Landschap 166: 16-19.
- LOEB, R., VAN DER BIJ, A., BOBBINK, R., FROUZ, J. & VAN DIGGELEN, R. (2013): Ontwikkeling van droge heischrale graslanden op voormalige landbouwgronden. Eindrapportage fase 1. – Directie Agrokennis, Ministerie van Economische Zaken 2013/OBN176-DZ, Den Haag.
- LOEB, R., VAN DER BIJ, A., BOBBINK, R., FROUZ, J., VOGELS, J., BENETKOVÁ, P. & VAN DIGGELEN, R. (2017): Ontwikkeling van droge heischrale graslanden op voormalige landbouwgronden: eindrapportage fase 2. – VBNE, 2017/OBN216-DZ, Driebergen.
- LOEB, R., EICHHORN, K., LUIJTEN, S. H., OOSTERMEIJER, J. G. B., VERBAARSCHOT, E., WEIJTERS, M. & BOBBINK, R. (2023): Programma Ontwikkeling en herstel heischraal grasland in Nederland (Fase I). – Kennisnetwerk OBN, 2022/OBN-2019-107-NZ, Driebergen.
- LUIJTEN, S. H., DIERICK, A., OOSTERMEIJER, J. G. B., RAIJMAN, L. E. L. & DEN NIJS, J. C. M. (2000): Population size, genetic variation and reproductive success in the rapidly declining, self-incompatible *Arnica montana* in The Netherlands. – Conservation Biology: 14 (6): 1.776-1.787.
- LUIJTEN, S. H., KÉRY, M., OOSTERMEIJER, J. G. B. & DEN NIJS, J. C. M. (2002): Demographic consequences of inbreeding and outbreeding in *Arnica montana*: a field experiment. – Journal of Ecology: 90(4): 593-603.
- LUIJTEN, S. H., LOEB, R., OOSTERMEIJER, J. G. B. & BOBBINK, R. (2017): Herstel van Rozenkransje in Drenthe: Populatieversterking en habitatkwaliteit (Stap 3). Rapport S4N2017.01. – Stichting Science4Nature & Onderzoekcentrum B-WARE, Amsterdam.
- LUIJTEN, S. H., SEIP, L. A. & OOSTERMEIJER, J. G. B. (2018): Genetische diversiteit en zaadsetting van Spaanse ruiter: aanknopingspunten voor herstel en herintroductie. – Stichting Science4Nature, S4N2018.01, Amsterdam.
- LUIJTEN, S. H., SEIP, L. A., PALZEWICZ, M. & OOSTERMEIJER, J. G. B. (2020): Herstel levensvatbaarheid ernstig bedreigde flora van heischrale graslanden. – Stichting Science4Nature, S4N2020.02, Amsterdam.
- LUIJTEN, S. H., SEIP, L. A., PALZEWICZ, M. & OOSTERMEIJER, J. G. B. (2022b): Genetische versterking rozenkransje in Drenthe: monitoring vestiging (fase 1) en versterken van de metapopulatie (fase 2) – Stichting Science4Nature, S4N2022.05, Amsterdam.
- OOSTERMEIJER, J. G. B., LUIJTEN, S. H. & DEN NIJS, J. C. M. (2003): Integrating demographic and genetic approaches in plant conservation. – Biological Conservation: 113: 389-398.
- OOSTERMEIJER, J. G. B., LUIJTEN, S. H., WEIJTERS, M. J. & BOBBINK, R. (2016): Rozenkransje en heischraal grasland in Drenthe. – De Levende Natuur, 117: 22-27.
- STEARNS, S. C. (1992). The evolution of life histories. – Oxford University Press, Oxford, UK.
- STEVENS, C. J., DUPRÉ, C., DORLAND, E., GAUDNIK, C., GOWING, D. J. G., BLEEKER, A., DIEKMANN, M., ALARD, D., BOBBINK, R., FOWLER, D., CORCKET, E., MOUNTFORD, J. O., VANDVIK, V., AARRESTAD, P. A., MULLER, S. & DISE, N. B. (2010): Nitrogen deposition threatens species richness of grasslands across Europe – Environmental Pollution: 158 (9): 2.940-2.945.
- VAN DER PLAS, F., HAUTIER, Y., CEULEMANS, T., ALARD, D., BOBBINK, R., DIEKMANN, M., DISE, N. B., DORLAND, E., DUPRÉ, C., GOWING, D. & STEVENS, C. (2024): Atmospheric nitrogen deposition is related to plant biodiversity loss at multiple spatial scales. – Global Change Biology 30, e17445, <https://doi.org/10.1111/gcb.17445>.

- VAN DER ZEE, F. F., BOBBINK, R., LOEB, R., WALLIS DE VRIES, M. F., OOSTERMEIJER, J. G. B., LUIJTEN, S. H. & DE GRAAF, M. (2017): Naar een actieplan heischrale graslanden; hoe behouden en herstellen we heischrale graslanden in Nederland? – Wageningen Environmental Research, Rapport 2812, Wageningen.
- VOGELS, J. J., VAN DER SCHOOR, J., VERBEEK, P. J. M., VERBAARSCHOT, E., CAMMERAAT, E. & JANSSEN, B. (2023): Steenmeeltoepassing in het droge heideland-schap Tweede fase onderzoek steenmeeltoepassing in Het Nationale Park De Hoge Veluwe 2021-2025. Derde voortgangsrapportage. – Stichting Bargerveen, Nijmegen.
- WEIJTERS, M., VERBAARSCHOT, E. & BOBBINK, R. (2019a) Herstel en uitbreiding van heischrale graslanden (H6230) in Natura 2000-gebied "het Dwingelderveld". – Onderzoekcentrum B-WARE, RP-19.033.19.45, Nijmegen.
- WEIJTERS, M., BOERS, I. & BOBBINK, R. (2019b): Potenties voor natuurontwikkeling op voormalige landbouwgronden in het Holtingerveld. – Onderzoekcentrum B-WARE, RP-19.106.19.93, Nijmegen.
- WEIJTERS, M., SMITS, L. & BOBBINK, R. (2020): Ontwikkeling en behoud van heischrale graslanden (H6230) in Drenthe en Friesland. Bodemchemisch onderzoek. – Onderzoekcentrum B-WARE, RP-20.055.20.88, Nijmegen.



Lilian Seip (M.Sc.), geboren 1990, studierte von 2008 bis 2014 Biologie an der Universität von Amsterdam. Nach ihrem Abschluss blieb sie der Universität als Lehrassistentin für Statistik und Versuchsplanung verbunden. Außerdem war sie als Forschungsassistentin im Bereich Evolutionsbiologie tätig. Seit 2018 arbeitet sie für Science4Nature. In dieser Position hat sie zu verschiedenen Restaurierungsprojekten beigetragen und sich auf molekularbiologische Techniken spezialisiert, darunter PCR, Mikrosatelliten, RAPD, AFLP, DNA-Barcoding, Gaschromatographie und Durchflusszytometrie

Lilian A. Seip MSc
Stichting Science4Nature
Science Park 904, 1098 XH Amsterdam,
Niederlande



Dr. Gerard Oostermeijer, geboren 1963. 1988 Diplom in Biologie an der Universität Amsterdam mit Spezialisierung auf Vegetationsökologie, Pflanzenpopulationsbiologie und Pflanzenausbreitung, 1996 Promotion mit dem Dissertationstitel „Population viability of the rare *Gentiana pneumonanthe* – The relative importance of demography, genetics, and reproductive biology“ an derselben Universität. Anschließend arbeitete er zwischen bis 1998 als Senior Researcher bei der Dutch Butterfly Foundation. Nach seiner Rückkehr an die Universität Amsterdam für einen zweijährigen Postdoc-Aufenthalt wurde er im Jahr 2000 zum Assistenzprofessor ernannt. Im Jahr 2012 war er Mitbegründer von Science4Nature, dessen Vorsitzender er ist. Seine Spezialgebiete sind nach wie vor Populations- und Evolutionsbiologie, Naturschutzbiologie, Ökologie und Biodiversität.

Dr. Gerard Oostermeijer
Stichting Science4Nature/Institute for
Biodiversity and Ecosystem Dynamics
Science Park 904, 1098 XH Amsterdam,
Niederlande

Die Autorinnen und Autoren



Dr. Sheila Luijten, geboren 1965. 1994 Diplom in Biologie an der Universität Amsterdam, 2001 Promotion an derselben Universität, Spezialisierung auf Reproduktionsbiologie, Bestäubungsökologie, Demographie, Genetik, Lebensfähigkeit von Populationen und Evolutionsökologie mit Bezug zum Naturschutz und der Wiederansiedelung gefährdeter Pflanzenarten. Ausweitung der Forschung in Frankreich – 2003 Universität Montpellier II, 2004 Center National Recherche Scientifique, Montpellier – und 2005 Australiens nationale Wissenschaftsagentur CSIRO, Canberra. 2012 Mitbegründerin von Science4Nature und seitdem als Senior tätig, um das Wissen über die Überlebensfähigkeit von Arten und die Umsetzung von Projekten zur Wiederherstellung der biologischen Vielfalt zu verbessern.

Dr. Sheila Luijten*
Stichting Science4Nature
Science Park 904, 1098 XH Amsterdam,
Niederlande
s.h.luijten@science4nature.nl



Dr. ir. Roos Loeb, geboren 1977. Studium der Umweltwissenschaften an der Landwirtschaftlichen Universität Wageningen 1995-2001. Promotion über biogeochemische Prozesse in Flussfeuchtgebieten an der Radboud Universität Nijmegen im Jahr 2008. Sie forscht als Senior Researcher am B-WARE Research Centre zu biogeochemischen Prozessen, die die Vegetationsentwicklung und den Naturschutz beeinflussen.

Dr. ir. Roos Loeb
B-WARE Research Centre, Mercator III
Toernooiveld 1, 6525 ED Nijmegen,
Niederlande

*Workshop-Teilnehmende und Vortragende

Borstgrasrasen erhalten und wiederherstellen – Vorstellung der Nutzung, Pflege und möglicher Maßnahmen im Südschwarzwald

von Reinhold Treiber

Inhalt

1	Einleitung und Ausgangslage	278	8	Maßnahmen zur Aufwertung der Borstgrasrasen	285
2	Allgemeine Situation der Borstgrasrasen	279	8.1	Beweidung	286
3	Räumliche Lage der Borstgrasrasen	279	8.2	Pflegemaßnahmen	287
4	Gravierender Nutzungswandel bei der Beweidung	280	8.3	Zusätzliche Maßnahmen zur Aufwertung	287
5	Arten der Borstgrasrasen	281	9	Ausblick und Diskussion	289
6	Faunistische Leitarten für Borstgrasrasen im Südschwarzwald	282	10	Zusammenfassung	289
7	Verschlechterung von Borstgrasrasen	283	11	Summary	289
			12	Literatur	290

1 Einleitung und Ausgangslage

Wer Borstgrasrasen einmal in voller Blüte gesehen hat, wird sie nicht mehr vergessen. Gelb blühende Arnika und Flügelnigler, in blauen Polstern blühende Gewöhnliche Kreuzblumen und Hundsveilchen, rote Heidenelken und silbrige Katzenpfötchen durchsetzen die Vegetation, die auch von weißen feinen Blüten von Heide-Labkraut, Harzer Labkraut und später im Jahr Hain-Augentrost übersät ist. Die wunderbaren Borstgrasrasen auf den Hochweiden und Hängen im Südschwarzwald sind attraktiv. Der Blütenreichtum ist groß, ebenso der Insektenreichtum. Im Sommer ist ein Konzert der Heuschrecken zu hören, schnarrende Gebirgschrecken und laut rufende Warzenbeißer. Die Rinder, vornehmlich die kleine und geländegängige regionaltypische Rasse der Hinterwälder-Rinder, ist mit ihren Kuhglocken zu hören und weithin zu sehen. Die Vegetation ist teils tief abgefressen, teils gibt es höherwüchsige Bereiche, Felsen und steinige Halden.



Doch artenreiche Borstgrasrasen werden immer seltener, weshalb sie 2020 als Pflanzengesellschaft des Jahres ausgewählt wurden (SCHWABE et al. 2019). In neuerer Zeit gab es zahlreiche Untersuchungen zu ihren Veränderungen und Vergleiche zwischen früherem und heutigem Zustand (SCHWABE & KRATOCHWIL 2021). Die Entwicklung von Weiden in der Kulturlandschaft wurde bei POSCHLOD (2015) ausführlich beschrieben.

Die vorliegende Zusammenstellung soll einen Einblick in die Arbeit des Landschaftserhaltungsverbandes Breisgau-Hochschwarzwald, die Auswertung der aktuellen Situation und mögliche Maßnahmen zur Verbesserung des Erhaltungszustandes mit Blick auf die Borstgrasrasen des Südschwarzwaldes geben. 2022 wurde durch den Landschaftserhaltungsverband Breisgau-Hochschwarzwald ein erster Fachaustausch zum Schutz und zur Aufwertung von Borstgrasrasen initiiert und durchgeführt. Die Ergebnisse werden genauer dargestellt.



Abb. 1 u. 2: Ausgedehnte Borstgrasrasen erstrecken sich am Feldberg im Südschwarzwald (links), Borstgrasrasen mit farbenfrohem Blühaspekt von Flügelnigler und Rundblättriger Glockenblume (rechts). (Fotos: R. Treiber)

2 Allgemeine Situation der Borstgrasrasen

Artenreiche Borstgrasrasen sind europaweit als Lebensraumtyp 6230* im Schutzgebietssystem Natura 2000 prioritär geschützt. Baden-Württemberg kommt bundesweit eine besondere Verantwortung für die Erhaltung des Lebensraumtyps 6230* zu. Insgesamt ist in Baden-Württemberg eine Fläche von 2.850 ha erfasst. Im Regierungsbezirk Freiburg, zu dem der Südschwarzwald zählt, liegen 2.701 ha und damit 95 % der Gesamtkulisse. Schwerpunkt sind historische Weidegebiete in den Höhen des Schwarzwaldes und dort Allmendweiden der Gemeinden. Hier wird schon seit Jahrhunderten mit Rindern beweidet. Nährstoffe und Energie der abgelegenen und nicht für den Ackerbau geeigneten Höhenlagen werden durch lokale Milchviehwirtschaft und Fleischproduktion über Gastvieh im Sommer dem Menschen zugänglich.

Die Situation hat sich allerdings verändert. Zielarten der Borstgrasrasen haben hochsignifikant abgenommen, nährstoffsensitive Arten haben abgenommen (SCHWABE & KRATOCHWIL 2021). Nährstoffzeiger haben hingegen zugenommen, ebenso Rot-Straußgras (*Agrostis capillaris*) und Runzelpetermoos (*Rhytidiadelphus squarrosus*). Eine

positive Korrelation zwischen Nährstoffzahl N und pH-Wert bzw. Reaktionszahl R wurde nachgewiesen. Zur Bedeutung atmosphärischer Depositionen s. auch PEPLER-LISBACH (2024) in diesem Heft.

Die Fläche in ungünstigem Erhaltungszustand (C) liegt nach Auswertung aller Managementpläne der FFH-Gebiete des Regierungsbezirks Freiburg bei rund 770 Hektar und damit 28 % der Gesamtfläche. Im Landkreis Breisgau-Hochschwarzwald ist die Situation nur geringfügig schlechter, hier sind von 642 ha sogar 29 % (186 ha) in ungünstigem Erhaltungszustand erfasst. Viele dieser Flächen liegen im Naturschutzgebiet Feldberg.

Eine wichtige Aufgabe besteht deshalb für die Natur-schutzverwaltung und die Landschaftserhaltungsverbände darin, die Flächen wieder in einen günstigen Zustand zu bringen und die Rahmenbedingungen für eine günstige Nutzung und Pflege zu schaffen. Um den Anteil ungünstig bewerteter Fläche auf unter 10 % zu senken, müssen alleine im Regierungsbezirk Freiburg nach Berechnungen des Regierungspräsidiums rund 500 ha Flächen des Lebensraumtyps 6230* aufgewertet werden.

3 Räumliche Lage der Borstgrasrasen

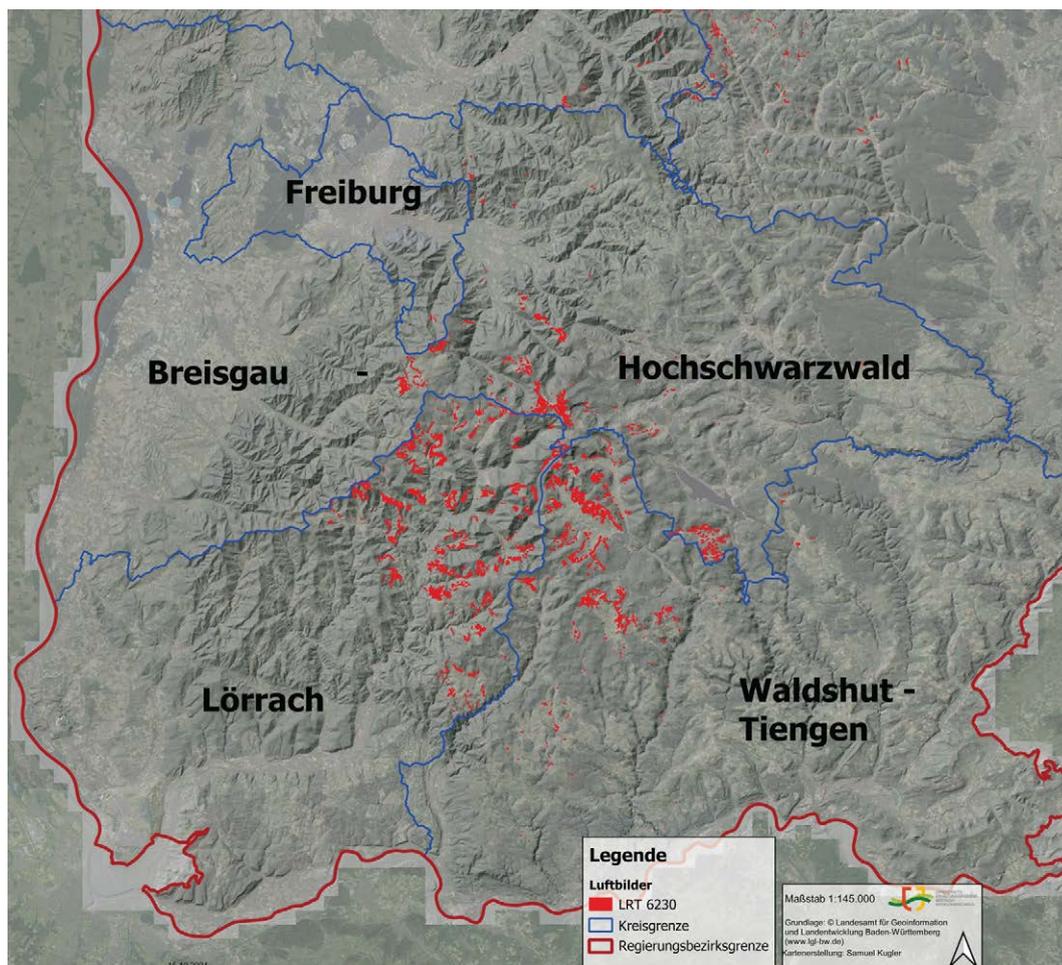


Abb. 3: Verbreitung der Borstgrasrasen im Hochschwarzwald im Regierungsbezirk Freiburg in den einzelnen Landkreisen

Die Borstgrasrasen sind im Südschwarzwald vor allem auf die Hochlagen konzentriert. Die Landkreise Lörrach, Waldshut und Breisgau-Hochschwarzwald haben mit zusammen 2.474 ha einen Flächenanteil von 87 % aller in Baden-Württemberg vorkommenden Borstgrasrasen. Auf der Abb. 3 ist die Verbreitung in den Landkreisen dargestellt. Im Landkreis Breisgau-Hochschwarzwald sind vor allem die Bergrücken von Feldberg, Schauinsland, Kandel und die ausgedehnten Weidberge im Bereich Schluchsee Schwerpunkt des Lebensraumtyps. Daran schließen sich die Weidberge in den Landkreisen Waldshut und Lörrach mit noch größeren Flächen an.

4 Gravierender Nutzungswandel bei der Beweidung

Der Tierbestand und die Weideform haben sich in den letzten vierzig Jahren immer mehr verändert. Dies ist statistisch dokumentiert (vgl. Statistisches Landesamt Baden-Württemberg). Dabei sind folgende wesentliche Veränderungen in den Höhengebieten auf Borstgrasrasen zu verzeichnen:

- Verlagerung der Tierart weg von Rindern hin zu Schafen und Ziegen als Weidetiere
- Veränderung der Rinderbeweidung weg von Hinterwälder-Rindern hin zu mehr Gastvieh und damit schwereren Milchrasse-Tieren
- Ersetzen von Milchvieh durch Mutterkuhhaltung zur Fleischerzeugung und damit kein Auf- und Abtrieb der Tiere mehr in den Stall als Nachtaufenthalt inklusive Nährstoffverlagerung dorthin
- Veränderung der Tierrassen hin zu schwereren Kreuzungstieren mit höherer Fleischproduktion und damit einer möglicherweise veränderten Wirkung auf die Vegetation
- Rückgang der Gemeinschaftsweiden und in der Folge mehr Einzelweiden ohne gemeinschaftliche Bewirtschaftung und Vernetzung
- Rückgang der Besatzstärke, also weniger Tiere (Großvieheinheiten) pro Flächen- und Zeiteinheit.



Abb. 4: Traditionelle Rinderbeweidung mit dem regionaltypischen Hinterwälder-Rind, das aufgrund seines geringen Gewichts und seiner Robustheit für den Einsatz in landschaftlich schwierigen Gebieten geeignet ist. (Foto: U. Stephan)

Zusätzliche Einflussfaktoren auf die Weidehaltung sind die Wasserversorgung, die sich durch den Klimawandel, z. B. das Versiegen von Quellen im Sommer, weiter verschärft, der nun sehr aufwendige Herdenschutz gegen den sich

ausbreitenden Wolf, Fördermodalitäten zur Unterstützung der Beweidung als Landschaftspflege, die Förderung notwendiger Investitionen wie Stallbau, der Umbau von Gebäuden aufgrund des drohenden Verbots der Anbindehaltung und zur Erfüllung gesetzlicher Anforderungen der Wirtschaftsdüngerlagerung und Ausbringung. Dadurch ist der finanzielle und organisatorische Aufwand für die einzelnen Landwirte gestiegen. Gleichzeitig sind die Absatzbedingungen schwieriger geworden. Die Kostenentwicklung kann sowohl bei Milch- als auch bei der Fleischproduktion über den Produktpreis nicht ansatzweise abgefangen werden. Die Spielräume, gestiegene Herstellungskosten an den Verbraucher bzw. den Handel weiterzugeben, sind begrenzt.

Der Wandel der Beweidung hat bereits mit dem Badischen Forstgesetz 1833 begonnen und wurde im letzten Jahrhundert beschleunigt. Viehhirten wurden ab den 1960er Jahren durch Elektrozäune ersetzt, dadurch auch die Koppelbeweidung ermöglicht, Zufahrtswege und die Wasserversorgung wurden ausgebaut, die räumliche Trennung von Milchkühen und Jungvieh vorangetrieben, der Ausbau der Stallungen umfangreich staatlich bezuschusst, die Trennung von Wald und Weide forciert und im Zuge der Weideverbesserung die Düngung der „unproduktiven“ Flächen im Rahmen eines Generalplans realisiert (KRAUSE & FREI 1965) sowie eine Entsteinung vieler Flächen und eine nachfolgende Intensivierung der Nutzung vorgenommen. Die Optimierung der Weideinfrastruktur wurde bis 1968 vom Land Baden-Württemberg stark subventioniert.

Die Rinderhaltung entwickelt sich in den drei für die Erhaltung der Borstgrasrasen entscheidenden Landkreisen Breisgau-Hochschwarzwald, Lörrach und Waldshut negativ, sowohl bezüglich der Anzahl der Großvieheinheiten als auch der Betriebe bzw. rinderhaltenden Höfe (Abb. 5). Zusätzlich verschoben sich die Einkommensquellen der Tierhalter. Weidetierhaltung findet heute viel eher im Nebenerwerb statt, was die betrieblichen Anpassungs- und Nutzungsoptionen weiter einschränkt. Dies hat eine Unterbeweidung bzw. den Rückgang der Rinderbeweidung auf für die Erhaltung des Lebensraumtyps wichtigen Flächen zur Folge.

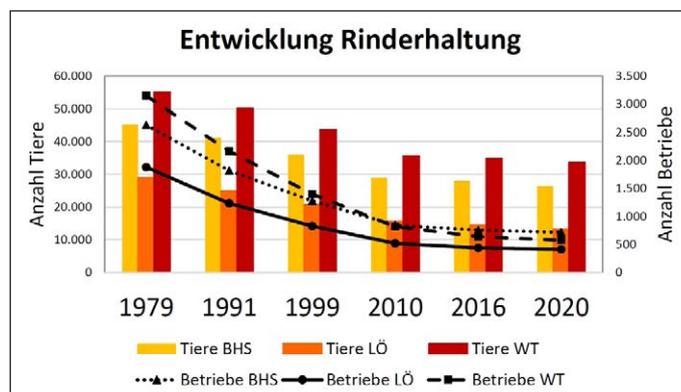


Abb. 5: Negative Entwicklung der Anzahl von Rindern und Betrieben in den drei größten Landkreisen des Südschwarzwalds (BHS = Breisgau-Hochschwarzwald, LÖ = Lörrach, WT = Waldshut) (Quelle: Dr. Sonja Amann – übergebietsliche Weideberatung)

5 Arten der Borstgrasrasen

Die charakteristischen Arten der Borstgrasrasen stammen ursprünglich von gehölzfeindlichen Standorten wie Schneeböden, Quellmooren, Felsbereichen und steilen Hangflächen mit geringer Bodenbildung, die Ausgangspunkte für die sekundäre Ausbreitung der Pflanzen in die durch Beweidung geprägten Lebensräume im Zuge der Entwicklung der Kulturlandschaft waren (OBERDORFER 1978).

Borstgrasrasen im Schwarzwald sind artenreich. Ökologisch sind jedoch nicht alle Arten auf Borstgrasrasen beschränkt. In pflanzensoziologischen Untersuchungen im Schwarzwald (vgl. OBERDORFER 1978, SCHWABE et al. 2019, SCHWABE & KRATOCHWIL 2021) wurden 74 Arten als charakteristische Arten bzw. häufige Begleiter ausgewählt. Eine Auflistung dieser Arten findet sich als Tab. 7 im Anhang dieses Beitrages. Zusätzlich sind im Handbuch zur Erstellung von Managementplänen für die Natura 2000-Gebiete in Baden-Württemberg (LUBW 2014) weitere Arten aufgelistet, die in der pflanzensoziologischen Literatur des Schwarzwaldes nicht als charakteristisch für Borstgrasrasen aufgeführt werden oder keine relevante Stetigkeit errei-

chen. Es handelt sich um Grüne Hohlzunge (*Coeloglossum viride*), Busch-Nelke (*Dianthus seguieri*), Alpen-Flachbärlapp (*Diphysastrum alpinum*), Norwegisches Ruhrkraut (*Gnaphalium norvegicum*), Doldiges Habichtskraut (*Hieracium umbellatum*), Weiße Waldhyazinthe (*Platanthera bifolia*), Bleiche Weide (*Salix starkeana*) und Moor-Klee (*Trifolium spadiceum*). Diese werden in der weiteren Auswertung nicht berücksichtigt bzw. nicht als charakteristisch für Borstgrasrasen angesehen.

Die pflanzensoziologisch als charakteristisch dokumentierten Arten können sechs vegetationskundlichen Gruppen zugeordnet werden:

- Arten der Borstgrasrasen im engeren Sinne
- Arten der Magerrasen bodensaurer Standorte allgemein
- Magerkeitszeiger allgemein
- Arten der Berg-Mähwiesen des Lebensraumtyps 6520 und montaner Grünlandbestände
- Arten der Zwergstrauch-Heiden
- Arten der Feuchtwiesen und Moore.



Abb. 6 u. 7: Der in Baden-Württemberg stark gefährdete Feld-Enzian (*Gentianella campestris*) und das gefährdete Ausdauernde Sandglöckchen (*Jasione laevis*) sind zwei attraktive und wertgebende Arten der Borstgrasrasen im Schwarzwald. (Fotos: R. Treiber)

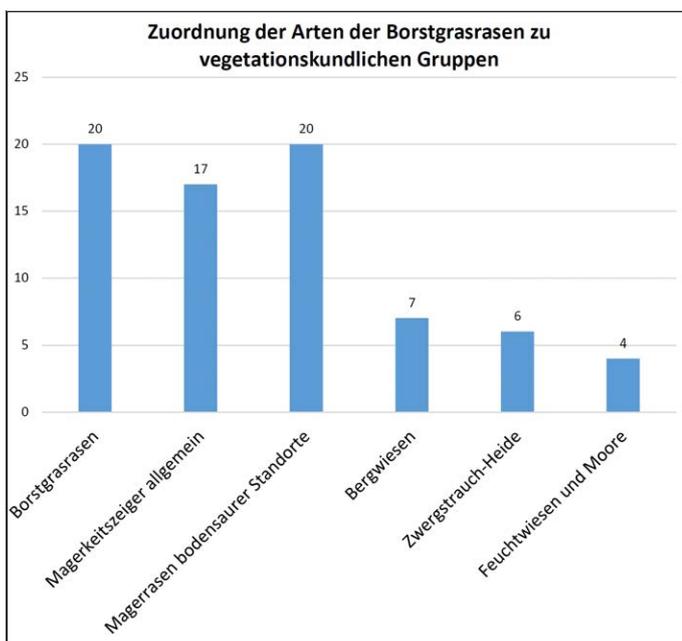


Abb. 8: Zuordnung der Arten der Borstgrasrasen zu vegetationskundlichen Gruppen

Spezifisch in Borstgrasrasen im Bayerischen Wald kommt der Böhmisches Fransenenzian (*Gentianella praecox* ssp. *bohemica*) vor, in der Rhön der Nordische Augentrost (*Euphrasia frigida*) und auf der Schwäbischen Alb der Knöllchen-Knöterich (*Polygonum viviparum*).

Borstgrasrasen werden in der Basis aus Magerrasenarten bodensaurer Standorte und allgemeinen Magerkeitszeigern mit nur geringer Bindung an spezifische Bodenverhältnisse aufgebaut. Zusätzlich kommen Arten der Bergwiesen, Feuchtwiesen und Moore vor. Die Arten der Zwergstrauch-Heiden sind zahlenmäßig gering und charakterisieren das Abbaustadium der Borstgrasrasen. Spezifische Borstgrasrasen-Arten machen nur rund 1/3 der Gesamtartenzahl der charakteristischen Arten aus. Die Artenzahl selbst ist kein Indikator für die Qualität der Borstgrasrasen, sondern das Vorkommen spezifischer Arten.

Bezogen auf die Rote Liste der Farn- und Blütenpflanzen Baden-Württembergs (BREUNIG & DEMUTH 2023) sind 51 % der 74 charakteristischen Arten der Borstgrasrasen ungefährdet, 15 % auf der Vorwarnliste und 34 % in verschiedenen Gefährdungskategorien gelistet. Einige Arten sind so hochgradig bedroht, dass sie auch im Artenschutzprogramm (ASP) Baden-Württembergs bearbeitet werden.

Tab. 1: Status der 74 charakteristischen Borstgrasrasen-Arten in der Roten Liste Baden-Württembergs

Kategorie der Roten Liste	Artenzahl	Anteil
vom Aussterben bedroht	2	3 %
stark gefährdet	11	15 %
gefährdet	12	16 %
Vorwarnliste	11	15 %
Ungefährdet	38	51 %

Nach THOMPSON et al. (1997) kann das Diasporenreservoir der Borstgrasrasen-Arten unterschiedlichen Typen zugeordnet werden. Die Typisierung beruht im Wesentlichen auf einer Einschätzung und der Annahme, dass innerhalb einzelner Gattungen vergleichbare Typen von Samenbanken vorliegen. Es werden folgende Kategorien angewandt:

Tab. 2: Samenbank-Typen nach Thompson et al. (1997)

Samenbank-Typ	Überlebensdauer der Samen im Boden
transient	kürzer als ein Jahr
short-term persistent	ein bis maximal fünf Jahre
long-term persistent	mindestens fünf Jahre

6 Faunistische Leitarten für Borstgrasrasen im Südschwarzwald

Borstgrasrasen sind Lebensraum spezifischer Tierarten. Dabei sind Vegetationsstrukturen, die Nutzungen, das Vorkommen spezifischer Pflanzenarten, aber auch die Großflächigkeit des Lebensraumtyps von entscheidender Bedeutung. Es handelt sich um Leitarten, die den Lebensraum repräsentieren und die wichtigsten Lebensansprüche bündeln, die hier vorhanden sein müssen.

Bei den Vögeln sind für Gehölzbrüter wie Neuntöter (*Lanius collurio*), Zitronengirlitz (*Carduelis citrinella*) und Ringdrossel (*Turdus torquatus*) Gebüschgruppen mit Wildrosen-Arten, Wacholder und Weißdorn in Kombination mit hohen Einzelbäumen wie Fichten und Weidbuchen besonders von Bedeutung. Bodenbrüter wie Baumpieper (*Anthus trivialis*), Heidelerche (*Lullula arborea*), Goldammer (*Emberiza citrinella*) und Wiesenpieper (*Anthus pratensis*) brauchen die strukturreiche Vegetation der Rinderweiden mit kleinen Mulden und vorjährigen Grasbüscheln als Nistplatz und nutzen gerne Gebüsche als Sitzwarte. Der Wechsel aus niedrigwüchsiger Vegetation, Altgrasbüscheln und einzelnen kleinen Gehölzgruppen ist besonders günstig für die Arten und bietet den Nestern Schutz und günstige mikroklimatische Verhältnisse. Mit dem Zitronengirlitz und der Ringdrossel sind zwei nur in den hohen Mittelgebirgen verbreitete Arten vorhanden, die im Schwarzwald hochgradig bedroht sind. Die genannten Arten sind Leitarten für die Entwicklung von großflächigen Weidbergen und weisen auf die erforderliche Förderung von Gebüschgruppen v. a. mit Wildrosen und Wacholder hin. Wesentlich ist der Einfluss

Die Arten sind in Tab. 7 aufgeführt (s. Anhang). Bei 36 Arten kann von einer Überlebensdauer der Samen im Boden von mindestens fünf Jahren ausgegangen werden (Diasporenbank long-term persistent), bei 36 Arten von einer kurzlebigen Diasporenbank (kürzer als ein Jahr bis höchstens fünf Jahre). Bei zwei Arten handelt es sich um Sporenträger.

Die spontanen Entwicklungsmöglichkeiten der Vegetation hängen von der vorhandenen keimfähigen Diasporenbank ab. Rund die Hälfte der Arten bleibt in einer dauerhafteren Diasporenbank länger keimfähig. Diese können sich bei Aktivierung wieder etablieren und zur Regeneration von Borstgrasrasen beitragen. Verschiedene Arten, wie z. B. Orchideen, brauchen zusätzlich Pilzpartner (Mykorrhiza) im Boden zur Keimung (s. auch LUIJTEN et al. 2024 in diesem Heft). Die Wiederherstellung guter Erhaltungszustände ist mit dem durchgängigen Vorhandensein der charakteristischen Arten des Lebensraumtyps eng verbunden. Fehlen diese, müssen Übertragungsmethoden insbesondere für die Arten ohne dauerhafte Samenbank angewandt werden. Zu diesen kritischen Arten ohne dauerhafte Diasporenbank zählen vor allem Arnika (*Arnica montana*), Borstgras (*Nardus stricta*), Heide-Nelke (*Dianthus deltoides*), Ausdauerndes Sandglöckchen (*Jasione laevis*), Katzenpfötchen (*Antennaria dioica*) und Schweizer Löwenzahn (*Scorzoneroides helvetica*) neben zahlreichen weiteren Arten der bodensauren Magerrasen.

der Maßnahmen für die Vögel und die Vegetationsstruktur insgesamt bezüglich des Beweidungszeitpunktes und Maschineneinsatzes.

Bei den Tagfaltern sind 14 Arten für große Weidberge mit Borstgrasrasen charakteristisch und als Leitarten für diesen Lebensraumtyp zu bezeichnen. Diese sind häufig hochgradig bedroht und auf der Roten Liste Baden-Württembergs (EBERT et al. 2008) verzeichnet mit RL 3 für gefährdete Arten, RL 2 für stark gefährdete Arten und RL V für Arten der Vorwarnliste: Mittlerer Perlmuttfalter (*Argynnis niobe*) RL 2, Gefleckter Perlmuttfalter (*Boloria selene*) RL 3, Grüner Zipfelfalter (*Callophrys rubi*) RL V, Magerrasen-Perlmutterfalter (*Clossiana dia*) RL V, Feuriger Perlmuttfalter (*Fabriciana adippe*) RL 3, Komma-Dickkopffalter (*Hesperia comma*) RL 3, Lilagold-Feuerfalter (*Lycaena hippothoe*) RL 3, Violetter Feuerfalter (*Lycaena alciphron*) RL 2, Dukaten-Feuerfalter (*Lycaena virgaureae*) RL 2, Schwarzfleckiger Ameisen-Bläuling (*Maculinea arion*) RL 2, Wachtelweizen-Schreckenfalter (*Mellicta athalia*) RL 3, Roter Schreckenfalter (*Melitaea didyma*) RL 3, Großer Perlmuttfalter (*Mesoacidalia aglaia*) RL V und Graublauer Bläuling (*Pseudophilotes baton*) RL 2 sind hier wertgebend.

Wesentlich ist die Förderung von Raupenfraßpflanzen für die wertgebenden Tagfalterarten. Veilchen, wie das für Borstgrasrasen charakteristische Hunds-Veilchen (*Viola canina*), sind für alle Perlmutter-Falter die einzige Nahrungspflanze, Arznei-Thymian (*Thymus pulegioides*) ist für den Schwarzfleckigen Ameisen-Bläuling und den Graublauen

Bläuling die einzige Raupenfraßpflanze, der Flügelginster (*Genistella sagittalis*) ist für den Grünen Zipfelfalter wesentlich und Großer und Kleiner Sauerampfer (*Rumex acetosa*, *R. acetosella*) sind für die Feuerfalter die einzigen Raupenfraßpflanzen. An den Rändern versäumter Borstgrasrasen lebt der Wachtelweizen-Schreckenfalter an Hain-Wachtel-

weizen (*Melampyrum pratense*), der Komma-Dickkopffalter ist ein Indikator für Beweidung und lebt an Gräsern. Insgesamt ist der gute Zustand der Weiden wesentlich, für den flugstarken Mittleren Perlmutterfalter sind zusätzlich besonders großflächige Weidberge wichtig.



Abb. 9 u. 10: Die Fauna der Borstgrasrasen weist viele Besonderheiten auf. Dazu gehört die in Baden-Württemberg stark gefährdete Alpine Gebirgsschrecke (*Miramella alpina*, links) oder der ebenfalls stark gefährdete Mittlere Perlmutterfalter (*Fabriciana niobe*, rechts), der auch in Niedersachsen vorkommt und dort vom Aussterben bedroht ist. (Fotos: R. Treiber)

Bei den Heuschreckenarten sind neun Arten spezieller auf Borstgrasrasen mit eingestreuten Heidekräutern angewiesen. Diese sind nach DETZEL et al. (2022): Warzenbeißer (*Decticus verrucivorus*) RL 3, Rotleibiger Grashüpfer (*Omocestus haemorrhoidalis*) RL 1, Kleiner Heidegrashüpfer (*Stenobothrus stigmaticus*) RL 2, Rotflügelige Schnarrschrecke (*Psophus stridulus*) RL 2, Zweipunkt-Dornschröcke (*Tetrix bipunctata*) RL 2, Kurzflügel-Dornschröcke (*Tetrix kraussi*), Alpine Gebirgsschröcke (*Miramella alpina*) RL 2, Kurzflügelige Beißschröcke (*Metrioptera brachyptera*) RL 3 und Gebirgsgrashüpfer (*Stauroderus scalaris*) RL 3. Für die Arten sind insbesondere niedrigwüchsige Vegetation, offene Bodenstellen, Altgrasbüschel und wechselnde Vegetationsstruktur wesentlich. Die Rinderbeweidung ist die Grundlage für das Nebeneinander der Vegetationsstrukturen.

Bei den Wildbienen kommen charakteristische Arten wie Heidelbeer-Lockensandbiene (*Andrena lapponica*) RL 3, Blutwurz-Sandbiene (*Andrena tarsata*) RL 2, Glockenblumen-Hummel (*Bombus sorensis*) RL V, Vierfarbige Kuckuckshummel (*Bombus quadricolor*) RL 2, Heide-Hummel (*Bombus jonellus*) RL 2, Heidekraut-Seidenbiene (*Colletes*

succinctus) RL 2, Zottelige Felsenbiene (*Hoplitis villosa*) RL 2, Große Zottelbiene (*Panurgus banksianus*), Gezähnte Glanzbiene (*Dufourea dentiventris*) RL 3 und Bezahnte Schmalbiene (*Lasioglossum laevigatum*) RL 2 vor (Gefährdung nach WESTRICH et al. 2000). Zahlreiche weitere Hummel-Arten kommen auf den Weidbergen mit Borstgrasrasen vor (TREIBER 1991). Wichtige Pollenpflanzen sind Sandglöckchen (*Jasione* spp.), Flockenblumen (*Centaurea* spp.), Heidekraut (*Calluna vulgaris*), Habichtskräuter (*Hieracium* spp.), Platt-erbsen (*Lathyrus* spp.), Heidelbeere (*Vaccinium myrtillus*) und Blutwurz (*Potentilla erecta*). Für die wertgebenden Leitarten der Wildbienen sind Habitatstrukturen wie Erd-abbrüche, Felsen und offene Bodenstellen sehr wichtig zur Anlage von Nestern im Boden oder an Steinen.

Insgesamt wird bei allen Tiergruppen deutlich, dass die heterogene Vegetationsstruktur mit sehr kurzrasigen Borstgrasrasen im Wechsel zu Grasbüscheln aus dem Vorjahr, kleinen Gebüschgruppen, markanten Einzelbäumen, offenen Bodenstellen, Felsen und trockener Heide die Grundlage für die Vielfalt und das Vorkommen der Leitarten darstellt. Die Rinderbeweidung ist dafür der Schlüsselfaktor.

7 Verschlechterung von Borstgrasrasen

In Hochlagen des Schwarzwaldes am Feldberg und Belchen geht der Lebensraumtyp in boreo-alpines Grasland auf Silikatsubstraten (Lebensraumtyp 6150) über. Der Erhaltungszustand von Borstgrasrasen wird anhand der Kriterien Arteninventar, Habitatstrukturen und möglicher Beeinträchtigungen kumulativ beurteilt (detailliert für Baden-Württemberg siehe LUBW 2014). Das baden-württembergische Handbuch zur Bewertung benennt 50 kennzeichnende Arten, darunter auch Arten, die in der pflanzensoziologischen Literatur nicht als charakteristisch für Borstgrasrasen

identifiziert wurden (s. o.). Es sind weiter 23 Zählarten für Baden-Württemberg aufgeführt, von denen mindestens fünf Arten vorhanden sein müssen, um einen günstigen Erhaltungszustand für das Arteninventar zu erreichen. Es handelt sich um Arnika (*Arnica montana*), Thymianblättriges Kreuzblümchen (*Polygala serpyllifolia*), Hasenpfoten-Segge (*Carex leporina* = *C. ovalis*), Augentrost-Arten (*Euphrasia* spp.), Schweizer Löwenzahn (*Scorzoneroidees helvetica*), Gewöhnliches Kreuzblümchen (*Polygala vulgaris*), Bleiche Segge (*Carex pallascens*), Harzer-Labkraut (*Galium saxatile*),

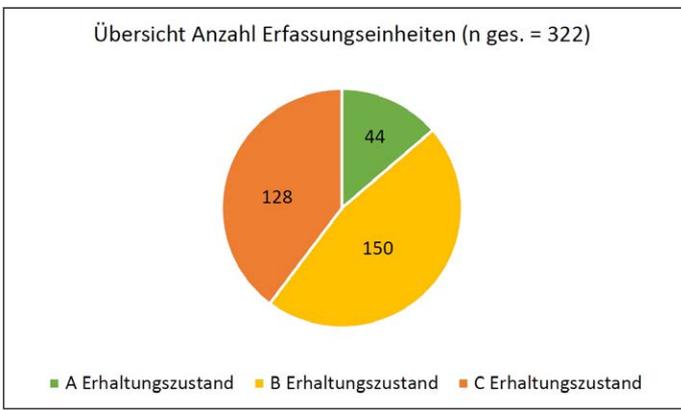


Abb. 11: Erhaltungszustand der Borstgrasrasen (Anzahl der Erfassungseinheiten) im Landkreis Breisgau-Hochschwarzwald

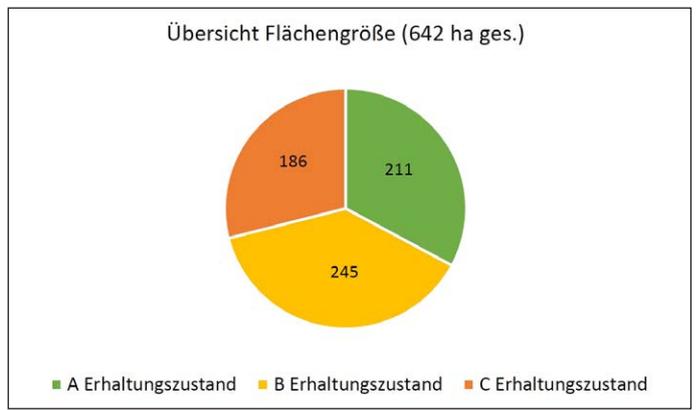


Abb. 12: Erhaltungszustand der Borstgrasrasen (Flächengrößen) im Landkreis Breisgau-Hochschwarzwald, insgesamt 322 Erfassungseinheiten

Bärwurz (*Meum athamanticum*), Weißzüngel (*Pseudorchis albida*), Pillen-Segge (*Carex pilulifera*), Flügel-Ginster (*Genista sagittalis*), Borstgras (*Nardus stricta*), Wiesen-Leinblatt (*Thesium pyrenaicum*), Dreizahn (*Danthonia decumbens*), Geöhrted Habichtskraut (*Hieracium lactucella*), Wald-Läusekraut (*Pedicularis sylvatica*), Hunds-Veilchen (*Viola canina*), Heide-Nelke (*Dianthus deltooides*), Ausdauerndes Sandglöckchen (*Jasione laevis*), Busch-Nelke (*Dianthus seguieri*) und Knöllchen-Knöterich (*Persicaria vivipara*). Sparrige Binse (*Juncus squarrosus*), Geöhrted Habichtskraut (*Hieracium lactucella*) und Wald-Läusekraut (*Pedicularis sylvatica*) haben ihren ökologischen Schwerpunkt in mageren, niedrigwüchsigen Niedermooren, kommen aber auch in feuchten Borstgrasrasen vor.

Im Landkreis Breisgau-Hochschwarzwald ist nach Auswertungen (LEV 2022, Beitrag von S. Kugler) der Erhaltungszustand der Flächen noch überwiegend günstig (Bewertung A, B). Von 322 betrachteten Erfassungseinheiten sind dennoch 128 in einem ungünstigen Zustand (Bewertung C), von 642 ha Gesamtfläche weisen 29 % (186 ha) einen ungünstigen Zustand auf (Abb. 11 und 12).

Für jede Erfassungseinheit sind die Einstufungen einschließlich der jeweiligen Beeinträchtigungen nachvollziehbar dokumentiert. Bezogen auf die Fläche wurde auf Flächen in einem ungünstigen Erhaltungszustand überwiegend das mangelnde Arteninventar (auf 156 ha) und die schlechte Habitatstruktur (auf 150 ha) als Ursache ermittelt. Auf einem Teil der Flächen mit B-Zustand wurden die Kriterien Arteninventar und Habitatstruktur ebenfalls als mangelhaft eingestuft. Beeinträchtigungen spielen auf den Flächen mit C-Zustand mit nur 10 ha eine relativ geringe Rolle, die Beeinträchtigungslage wird insgesamt als nicht ungünstig eingestuft.

Die Auswertung der Begründungen für einen ungünstigen Erhaltungszustand in den einzelnen Erfassungseinheiten umfasst zwölf Kategorien, die in der folgenden Tab. 3 aufgeführt sind.

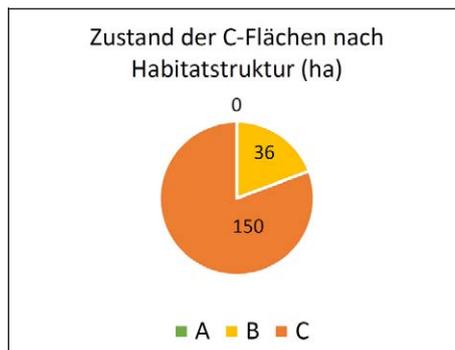
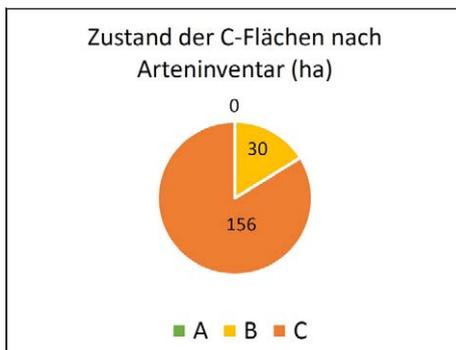


Abb. 13-15: Bedeutung der Kriterien Arteninventar, Habitatstruktur und Beeinträchtigung innerhalb der Flächen mit ungünstigem Erhaltungszustand (186 ha C-Bewertungen)

Tab. 3: Beeinträchtigungen von Erfassungseinheiten der Borstgrasrasen in FFH-Managementplänen im Landkreis Breisgau-Hochschwarzwald

Bemerkungen in den Erfassungseinheiten von Borstgrasrasen	Häufigkeit	Gründe
Anzahl Zählarten zu gering	sehr häufig	Veränderung allgemein
grasreich bzw. vergrast	sehr häufig	Nutzung / Nährstoffe
Gehölzsukzession	sehr häufig	Nutzung
Nährstoffzeiger	häufig	Nutzung / Nährstoffe
Kleereich	häufig	Nutzung / Nährstoffe
viele Obergräser	häufig	Nutzung / Nährstoffe
Störzeiger	häufig	Nutzung
filzig	häufig	Nutzung
moosreich	häufig	Veränderung allgemein
Adlerfarn	gelegentlich	Nutzung
Brombeersukzession	gelegentlich	Nutzung / Nährstoffe
Trittschäden im feuchten Bereich	gelegentlich	Nutzung

Die Art der Beeinträchtigungen deckt sich mit den Ergebnissen von SCHWABE & KRATOCHWIL (2021) und ergänzt diese. Es wurden folgende Entwicklungen dokumentiert:

- Zielarten haben hochsignifikant abgenommen, nährstoff-sensitive Arten haben abgenommen.
- Nährstoffzeiger haben signifikant zugenommen, ebenso Rot-Straußgras (*Agrostis capillaris*) und Sparriges Kranzmoos (*Rhytidiadelphus squarrosus*).
- Erhöhung der Ellenberg-Nährstoffzahl (N) und Erhöhung der Ellenberg-Reaktionszahl (R).

Die Zunahmen von Nährstoff- und Störzeigern sowie Obergräsern sind ebenfalls ein Indiz für den negativen Einfluss von Nährstoffeinträgen auf die Fläche. Auch können Wiederherstellungsmaßnahmen zunächst zu unerwünschten Entwicklungen führen. So kommt es oft nach Auslichtungsmaßnahmen zu einer flächigen Ausbreitung der Brombeere, was wiederum zur Verdrängung lichtliebender Gräser und Kräuter führt und konsequente Gegenmaßnahmen erfordert. Mit den in Kap. 4 beschriebenen Nutzungsänderungen gehen Gehölzsukzession, Vergrasung, Verfäulung, Ausbreitung von Störzeigern, z. B. Brombeeren oder Adlerfarn, und Trittschäden im feuchten Bereich einher. Bestände mit einem Deckungsanteil an Zwergsträuchern von mehr als 40 % können nach LUBW (2014) nicht mehr dem Lebensraumtyp zugeordnet werden. Ein hoher Anteil von Zwergsträuchern weist auf eine zu geringe Beweidungsintensität hin. Die Ausbreitung insbesondere des Sparrigen Kranzmooses (*Rhytidiadelphus squarrosus*), auch Runzelpetermoos genannt, ist ebenfalls dokumentiert. Es bildet dichte Decken, die beispielsweise kleinere Rosetten von Mausohr-Habichtskraut und selbst Arnika bedrängen und überwachsen.

8 Maßnahmen zur Aufwertung der Borstgrasrasen

Aufgrund der Verschlechterung und Veränderung von artenreichen Borstgrasrasen sind Maßnahmen dringend erforderlich. Grundlage einer nachhaltigen Verbesserung und Aufwertung sind für den Lebensraumtyp günstige Nutzungsbedingungen. Die Verbesserung des Erhaltungszustandes kann nur erreicht werden durch zwei wesentliche Punkte:

- Verbesserung des Arteninventars ⇒ Erhöhung der Zählarten des LRT ⇒ Reduzierung von Störzeigern und abbauenden Arten
- Verbesserung der Habitatstruktur ⇒ Angepasste Nutzung/Pflege ⇒ Heterogene oder homogene Habitatstruktur lebensraumtypisch.

Eine Kombination von Nutzung und Pflegemaßnahmen ist entscheidend. Ausdrücklich nicht ausreichend ist eine reine Offenhaltung der Landschaft ohne Rücksicht auf die Spezifika des Lebensraumtyps mit den charakteristischen Arten. Die Maßnahmen können unterschieden werden in drei Maßnahmentypen:

1. Beweidung und spezifisches Nutzungsregime
2. Maschinelle und motormanuelle Entfernung von Gehölzsukzession
3. Zusätzliche spezielle Maßnahmen zur Aufwertung und Samenübertragung.

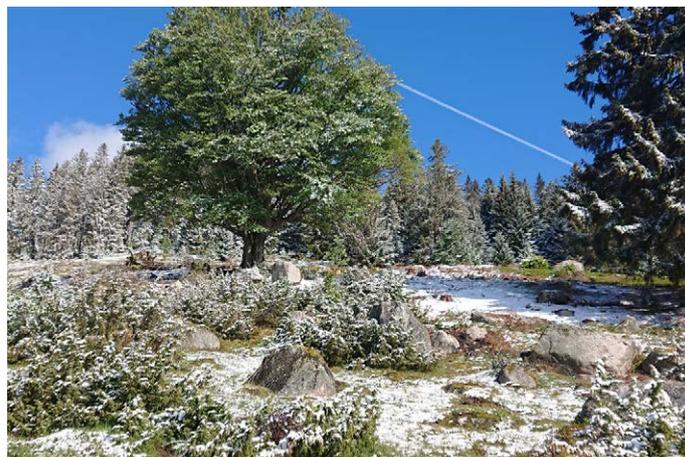
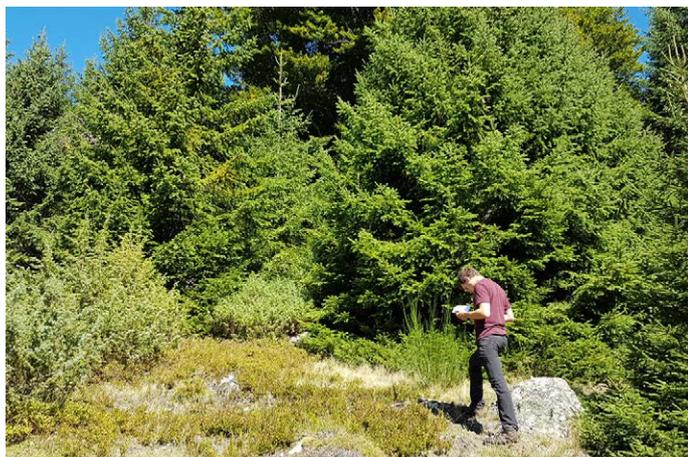


Abb. 16 u. 17: Freistellung eines Borstgrasrasens mit „Weidbuche“ durch Beseitigung der Fichtensukzession, Vorher-Nachher-Zustand (Fotos: R. Treiber)

Tab. 4: Abbauende Faktoren der Borstgrasrasen und verschiedene Maßnahmen

Abbauende Faktoren	Maßnahmen
Fichtensukzession und Verbuschung	Erhöhung der GV/ha als Lösung für Zeitabschnitte, Mischbeweidung mit Ziegen unter Beachtung von Zielarten (z. B. Ginster-Arten, Heidekräuter) auf der Fläche, die z. B. durch Ziegen geschädigt werden könnten, Enthurstung* und Freistellung, Mulcharbeiten gegen Brombeeren, Fichtenentnahme mit Abtransport des Schnittguts
Vergrasung	Anpassung und Änderung des Weideregime/Weidemanagements unter Orientierung am Aufwuchs, in wüchsigen, feuchten Jahren ggf. Erhöhung der Tierzahlen, Verlängerung des Beweidungszeitraumes, Mahd & Abräumen (falls möglich) zulassen, Zeitpunkt nach Zielarten wählen bzw. Spätmahd
Vermoosung	In Absprache mit Naturschutzbehörde offen sein für „unkonventionelle“ Maßnahmen: falls möglich und in steinarmem Gelände Einsatz von Wiesenegge im Frühjahr, Striegeln als Maßnahme möglich, Beschattungsverringerung in Waldrandnähe
Zwergsträucher	In Absprache mit Naturschutzbehörde Mulchung/Mahd ggf. mit Abräumen des Schnittguts, kurzzeitig sehr hoher Beweidungsdruck (enger Pferch) oder dauerhaft höhere Besatzstärke, Frässtreifen. Der Zwergsträucher-Anteil muss in Baden-Württemberg unter 40 % liegen, damit die Vegetation noch als Borstgrasrasen anerkannt werden kann. Anderenfalls sind die Bestände den Trockenen Heiden (LRT 4030) zuzuordnen.

* Enthurstung = Entkusselung

8.1 Beweidung

Borstgrasrasen haben sich unter den Bedingungen historischer Trift- oder Huteweide gebildet. Beim Weidevieh beliebte Pflanzen werden selektiv abgefressen und verbissen, unbeliebte Arten wie Bärwurz und Arnika können Dominanzbestände bilden. Auch das Borstgras selbst ist beim Weidevieh nicht beliebt und wird nur in jungem Zustand gefressen. Die allmähliche Selektion hat die Artenzusammensetzung der beweideten artenreichen Borstgrasrasen und den Lebensraum insgesamt geprägt. Als positiv wird eine sehr großräumige Standweide mit einer Besatzdichte von 0,3 bis 1 GVE/ha und langer Weideperiode mit frühem Beweidungsbeginn und spätem Abtrieb betrachtet. Der Besatz ist am Aufwuchs zu orientieren und eine Zufütterung darf nicht erfolgen.

Als negativ werden Umtriebsweiden mit hoher Besatzdichte, geringer Verweilzeit und mehrmaligem Weidegang beurteilt. Unter diesen Bedingungen findet die Futterselektion, die zur Entstehung von Borstgrasrasen geführt hat, kaum statt und ist dementsprechend mit negativen Veränderungen der Vegetationszusammensetzung verbunden. Die Regeneration von Teilflächen ist bei starker Beweidung bzw. Koppelhaltung sinnvoll, bei Unterbeweidung jedoch nicht erforderlich. Dabei gilt, je intensiver die Beweidung, desto größer sollte die Ausparung zeitweise unbeweideter Teilflächen zur Regeneration sein. Eine wesentliche größere Rolle bei der Vegetationsausprägung bezüglich Arten und Vegetationsstruktur spielt bei identischer Weideführung (Zeitpunkt, Dauer) jedoch die Wahl der Weidetiere. Aus der Erfahrung der Flächenbetreuung durch den Landschaftserhaltungsverband heraus kann die Wirkung der Weidetiere für die Erhaltung von Borstgrasrasen unterschiedlich bewertet werden (Tab. 5).

Tab. 5: Unterschiedliche Weidetierarten und ihr Einfluss auf Borstgrasrasen

	Pro	Kontra
Rinder	hohe Strukturvielfalt nebeneinander, niedrigwüchsige Flächen neben hochwüchsigen, Geilstellen durch Kuhfladen, Begünstigung von Borstgrasrasen-Arten durch Futterselektion und Tritt	Weidereste können zur Verfilzung führen, bei Aufkommen von Brombeeren, Adlerfarn und Lupine durch Meidung stellenweise noch geringere Weidewirkung und zusätzliche Strukturverschlechterung, feuchte Standorte werden bei zu früher Beweidung und hoher Bodenfeuchte stark zertreten
Schafe	großflächige dichte Beweidung bei frischen Pflanzen und hoher Biomasse günstig, kurzrasige Beweidung bei hoher Weidetierdichte	starke Reduktion des Blühhorizonts während der Weidephase, Homogenisierung der Vegetationsstruktur, Spätbeweidung trägt nur bedingt zur Entfernung der Biomasse bei
Ziegen	Reduktion von Brombeere und Verbuschung bzw. Fichten	Verringerung der Strukturvielfalt bei Gehölzen, weites Futterspektrum, auch Aufnahme von aromatischen und bewehrten Pflanzen, starke Selektion auf Blütenköpfe, geringerer Verbiss von Süßgräsern, daher z. T. negativ für Arnika-Jungpflanzen und Silberdistel, keine Förderung von Borstgrasrasen-Arten, keine Schaffung von Vegetationsstrukturen, auch wertvolle Gehölzarten wie Wacholder und Wildrosen werden geschält und abgefressen
Pferde	kurzrasiges Abfressen und hochwüchsige Geilstellen nebeneinander, Strukturvielfalt bei geringem Besatz erhöht	starker Vertritt bis hin zu Bodenerosion auf Hängen möglich, Feuchtgebiete werden stark zertreten, Borstgrasrasen-Arten werden nur bedingt gefördert, keine Beweidung von Brombeere oder Fichten

Aus den Erfahrungen im Schwarzwald ist eine Rinderbeweidung wesentlich für die Erhaltung von Borstgrasrasen. Die Schafbeweidung führt tendenziell zu einer Verschlechterung der Situation der Struktur und Vegetationszusammensetzung durch Homogenisierung („Rasenmähereffekt“). Ein hoher oder kontinuierlicher Beweidungsdruck bei Schafbeweidung kann schnell zu einer Verarmung der Vegetation und bei längerer Verweildauer von Schafen zu artenarmen Grasfluren führen (vgl. PAULUS & HAFNER 2020).

Ziegen sind vor allem für die Gehölzbekämpfung hilfreich, für die langfristige Erhaltung hochwertiger Borstgrasrasen jedoch nicht geeignet. Beim Einsatz von Ziegen ist darauf zu achten, dass keine hochwertigen Arten durch den Fraß eliminiert werden, wie z. B. Silberdistel, Arnika oder Wacholder. Pferde können bei großflächiger und extensiver Beweidung eine gute Ergänzung sein, um Altgras zu entfernen. Reine Pferdebeweidung ist aber nicht geeignet, Borstgrasrasen in gutem Zustand zu erhalten.

8.2 Pflegemaßnahmen

Die Frage nach der Wahl geeigneter Pflegemaßnahmen stellt sich immer vor dem Hintergrund der jeweiligen Entstehungsgeschichte und Nutzungstradition. Änderungen

der traditionellen Nutzungsformen können große strukturelle Auswirkungen zur Folge haben, u. a. auf die Bestandsstruktur und die Tierwelt der Borstgrasrasen. Dessen ungeachtet muss die geeignete Vorgehensweise jeweils im Spannungsfeld der spezifischen Flächensituation sowie der Verfügbarkeit von Weidetieren, personeller und finanzieller Ressourcen entschieden werden.

Im Schwarzwald ist die Beweidung die Grundlage der Entwicklung und Erhaltung von artenreichen Borstgrasrasen. Es gibt aber auch gemähte Borstgrasrasen. In anderen Regionen ist die späte Mahd sogar der vorherrschende Nutzungstyp. Vielerorts sind mittlerweile auch ferngesteuerte Mulchmähraupen im Einsatz, die zur Offenhaltung der Hanglagen eingesetzt werden. Beweidung kann und sollte als Pflegemaßnahme ausgeführt werden, wenn keine Nutzung durch Bewirtschaftung mehr möglich ist. Dabei sind die Auswirkungen auf der Grundlage der Erfahrung der Flächenbetreuung durch den Landschaftserhaltungsverband Breisgau-Hochschwarzwald unterschiedlich bezüglich der Auswirkungen auf die Erhaltung von Borstgrasrasen.

Tab. 6: Wirkung flächiger Pflegemaßnahmen im Vergleich

Beweidung	Mahd	Mulchen
partieller Nährstoffaustrag, flächige Umverteilung je nach Umsetzung vor Ort, historisch großer Nährstoffaustrag durch Hütehaltung bzw. Nachtattrieb	Nährstoffaustrag, Ausmagerung möglich	kein Nährstoffaustrag, Mulchauflage, keine nutzungsbedingte Absenkung des pH-Wertes
wenig Wiesenarten durch Fraßselektion und Tritt	zusätzlich Wiesenarten	zusätzlich Wiesenarten
heterogene Vegetationsstruktur	homogene Vegetationsstruktur	homogene Vegetationsstruktur
Zwergsträucher vorhanden je nach Weideintensität	keine Zwergsträucher	Zwergsträucher nur bei hohem Mulchen vorhanden
Streuschicht je nach Weideintensität entwickelt	Streuschicht kaum vorhanden	Entstehen einer Streuschicht und organischen Auflage
Rosettenpflanzen bei hoher Weideintensität gefördert	Rosettenpflanzen gefördert	Rückgang von Rosettenpflanzen

Eine Mahd von Borstgrasrasen muss bezüglich des Zeitpunktes an den auf der Fläche vorhandenen Zielarten ausgerichtet sein. In höheren Lagen liegt der Schnittzeitpunkt zwischen Mitte Juli und Mitte August. Mahdempfindliche Arten können durch ein ungünstiges Mahdregime verdrängt werden, insbesondere auch Arnika. Eine frühe Mahd mit Nachweide kann die Borstgrasrasen-Arten fördern. Das Mulchen der Flächen zur falschen Zeit schädigt die Fauna und hier insbesondere die charakteristischen Heuschrecken und Tagfalter stark. Je trockener und nährstoffärmer bzw. geringer die Aufwuchsdichte ist, desto weniger verändert Mulchen die Vegetation selbst. Mulchen sollte nur dort selektiv erfolgen, wo dies unbedingt erforderlich ist, um beispielsweise bodennahe Brombeeren oder andere Problem-pflanzen zu verdrängen.

8.3 Zusätzliche Maßnahmen zur Aufwertung

Als weitere Maßnahmen können je nach Ausgangssituation zusätzliche Arbeiten erforderlich sein:

Mineralischen Boden herstellen zur Verbesserung der Etablierungsbedingungen: Ein Problem sind Nadelstreuaufgaben nach Gehölzarbeiten, die eine günstige Entwicklung von Borstgrasrasen verhindern und stattdessen Himbeeren und Brombeeren begünstigen. Sich neu etablierende Borstgrasrasen-Arten waren nach eigenen Beobachtungen auf den Weidbergen dort zu finden, wo mineralischer Boden durch kleinflächige Dynamik offen lag. Es ist deshalb geplant, durch Entfernen von Nadelstreu, Fräsen oder Forstmulcher-Einsatz und anschließendes Animpfen der Fläche mit Schnitt-/Saatgut von Borstgrasrasen des Naturraums ein günstiges Saat- und Keimbett für Borstgrasrasen-Arten herzustellen. Dies ist auch auf verarmten Flächen mit großem Aufwertungspotential für Borstgrasrasen möglich. Speziell zur Wiederetablierung von Arten wie Arnika wird dies empfohlen (TITZE et al. 2020). Je nach Besatz mit Steinen, Zugänglichkeit und Flächengröße können unterschiedliche Maßnahmen wie Striegeln, scharfes Mulchen mit Abräumen des Schnittguts, Vertikutieren oder Fräsen mit der Forstfräse eingesetzt werden. Diese Maßnahmen sollten in der Periode von August bis Mitte April durchgeführt werden.

Reduktion der Verfilzung und von viel Biomasse: Um die Biomasse zu reduzieren und insbesondere Rosettenpflanzen zu fördern, ist eine späte Mahd und maschineller Biomasseentzug erforderlich. Ein später Zeitpunkt kann hier günstig sein, um für das nächste Jahr offene Wuchsbedingungen zu schaffen. Das Abräumen von Schnittgut ist erforderlich, ggf. kann auch spät mit Sichelmulchern gearbeitet und das Mulchgut entfernt werden. Eine weitere Alternative bietet der Einsatz eines Mulchcontainers. Eine Schwierigkeit stellen Steine dar, die eine maschinelle Bearbeitung erschweren.

Bekämpfung von Problempflanzen:

■ **Adlerfarn** (*Pteridium aquilinum*) kann effektiv durch manuelles Herausreißen der einzelnen Stängel zum richtigen Zeitpunkt unmittelbar nach vollständigem Ausbreiten der Blätter reduziert werden. Diese Maßnahme ist allerdings zeit- und kostenintensiv, da zwei bis drei Durchgänge pro Jahr erforderlich sind.

- **Brombeeren** (*Rubus* spp.) können durch Entfernung im Sommer und Nacharbeit im Spätherbst reduziert werden. Dabei ist insbesondere darauf zu achten, dass keine wintergrünen Blätter im Winterhalbjahr vorhanden sind bzw. erhalten bleiben. Diese können durch einen Freischneider-Pflegedurchgang, Mulchen oder durch Beweidung mit Ziegen im Oktober entfernt werden. Nur bei Entfernung der Winterblätter ist eine effektive Bekämpfung von Brombeeren möglich, innerhalb von drei Jahren können diese dann stark reduziert werden. Essentiell ist die kontinuierliche Fortsetzung der Eindämmungsmaßnahmen.
- Die Vielblättrige **Lupine** (*Lupinus polyphyllus*) breitet sich als Neophyt auch in Borstgrasrasen von den ehemals gebietsfremd eingesäten Wegrändern aus. Diese wird durch Mulchen vor der Blüte, Mahd mit dem Freischneider, Ausstechen der Einzelpflanzen, Behandlung mit der Elektro- und Heißwasserlanze und längere Beweidung mit Schafen und Ziegen reduziert. Die Methoden variieren nach Zugänglichkeit und örtlicher Möglichkeit der Pflege. Für den Einsatz der Elektrolanze wird das Stromaggregat durch ferngesteuerte Raupenfahrzeuge auch in entlegene Hanglagen transportiert.



Abb. 18 u. 19: Entfernung von Brombeeren – Vorher-Nachher-Zustand (Fotos: J. Streiling)

Wiederansiedlung und Etablierung von Borstgrasrasen-Arten: Arten, die keine long-term-persistente Diasporenbank aufweisen, können sich nicht selbst wieder etablieren. Bei Enthurstungsmaßnahmen und der Entfernung von Fichten aus stärker überwachsenen Borstgrasrasen hat sich im Landkreis Breisgau-Hochschwarzwald gezeigt, dass Rotes Straußgras auf den Flächen zwei bis drei Jahre nach den Maßnahmen stark dominiert und sich wahrscheinlich aus der dauerhaften Samenbank etabliert hat, charakteristische Borstgrasrasen-Arten dagegen fehlen. Untersuchungen von COLLING (2009) zeigen, dass die Samen von Arnika nur ein geringes Ausbreitungsareal von ein bis zwei Metern haben und die Keimung nur auf offenem Boden mit „Safe Sites“ und ohne verdrängende Konkurrenz erfolgen kann. Auch passende Feuchtebedingungen, bestimmte Basenversorgungen für Arten oder nicht zu stark austrocknende Verhältnisse in der Anfangszeit können für die Etablierung der Keimlinge bzw. Jungpflanzen entscheidend sein.

Ergebnisse der Allianz für Borstgrasrasen der BIOLOGISCHEN STATION IM KREIS EUSKIRCHEN E. V. (2018) haben gezeigt, dass sich bestimmte Arten auch bei Mahdgutübertragung nur schwer wieder etablieren lassen. Gründe dafür können sein, dass die Mahd für einige Arten zum falschen

Zeitpunkt erfolgt und so keine Diasporen reif oder vorhanden sind, leichte Diasporen beim Verladen verloren gehen, sehr flach am Boden wachsende Arten nicht oder kaum erfasst werden und isolierte Artenvorkommen durch Inzucht genetisch geschädigt sein können, so dass nicht mehr genug keimfähige Samen produziert werden (s. a. LUIJTEN et al. 2024 in diesem Heft).

Da nur nach erfolgreicher Etablierung der Keimlinge auch entsprechende Borstgrasrasen-Arten in der Vegetation vorkommen können, wird nach Gehölzpflegemaßnahmen zur Ergänzung der langlebigen Samenbank eine Übertragung von Samen erforderlich. Viele Kennarten der Borstgrasrasen etablieren sich nicht aus der Samenbank neu oder die Selbstbegrünung aus der Samenbank ist nicht ausreichend. Es werden deshalb drei Methoden zur Übertragung von Arten vorgeschlagen: 1. Schnittgutübertragung, 2. Ausbüstverfahren (vgl. TREIBER & STEPHAN 2024), 3. Handsammlung, Anzucht und Anpflanzen bestimmter Arten. Dabei ist die Genetik zu beachten.

Die Vermehrung der Arnika aus dem Südschwarzwald wurde im Verbundprojekt „Wildpflanzenschutz Deutschland WIPs-De II“ durch das Bundesprogramm Biologische Vielfalt gefördert. Dabei wurde Saatgut nach erteilter Ge-

nehmung gesammelt, genau dokumentiert und Pflanzen parallel dazu genetisch von der Universität Regensburg untersucht. Das so gewonnene Pflanzenmaterial wurde schließlich an den Herkunftsorten durch den Landschaftserhaltungsverband Schwarzwald-Baar wieder ausgepflanzt. Auch in Hessen gab es umfangreiche Untersuchungen zu Erhaltungs- und Wiederansiedlungsmaßnahmen gefährde-

ter Pflanzenarten einschließlich verschiedener populationsstützender Maßnahmen (Titze et al. 2020). Erfahrungen mit der Wiederansiedlung gefährdeter Pflanzenarten bestehen zudem in Luxemburg, wo seit mehr als 10 Jahren entsprechende Vorhaben durchgeführt und intensiv wissenschaftlich begleitet werden (s. dazu SCHNEIDER 2024 in diesem Heft).

9 Ausblick und Diskussion

Die Kulturlandschaft wandelt sich mit der Landbewirtschaftung, die der Mensch auf den Flächen betreibt. Die vorliegende Zusammenstellung zeigt, dass sich sowohl die Nutzungsform, die Art der eingesetzten Weidetiere, die Intensität der Nutzung wie die gesamten Rahmenbedingungen der Landwirtschaft grundlegend verändert haben. Dies führt dazu, dass sich auch die artenreichen Borstgrasrasen als Lebensgemeinschaft in ihrer Ausprägung und Zusammensetzung ändern. Viele Flächen sind bereits vollständig verändert und nicht wiederherzustellen (vgl. SCHWABE & KRATOCHWIL 2021, CLEMENS 2022). Hinzu kommen Klimawandel mit Extremen und zeitweise starken Trockenphasen sowie Nährstoffeinträge über die Luft, die auf die Vegetation und Etablierungsbedingungen von Arten der Borstgrasrasen wirken.

Die Nutzung wird vielerorts durch Landschaftspflege ersetzt, denn die Entlohnung der reinen Nutzung kann die Kulturlandschaftssysteme der Weidberge nicht mehr

finanzieren. Die finanziellen Aufwendungen zugunsten der Landschaftspflege müssen aufrechterhalten werden, zusätzlich muss aber die Qualität der Maßnahmen erhöht werden. Eine reine Offenhaltung reicht nicht aus bzw. ist nicht wirkungsvoll genug, um die Arten und die Vegetationsstruktur in einem günstigen Erhaltungszustand zu halten und so für den prioritären FFH-Lebensraumtyp 6230* für Baden-Württemberg und Deutschland im europäischen Schutzgebietssystem Natura 2000 den erforderlichen Beitrag zu leisten. Die Landschaftspflegerichtlinie des Landes Baden-Württemberg setzt bereits positive finanzielle Anreize, die jedoch noch verstärkt werden müssen. Bei Mangel an Weidern kann es künftig erforderlich sein, Rinderhaltung als reine Landschaftspflege zu fördern und zu organisieren, denn die Zukunft der Borstgrasrasen hängt im Schwarzwald maßgeblich von der Zukunft der Weidetierhaltung ab.

10 Zusammenfassung

Borstgrasrasen sind ein prioritärer Lebensraumtyp der FFH-Richtlinie. Sie sind im Südschwarzwald ein zentraler Lebensraum beweideter Gebiete der Hochlagen. Hier werden ihr aktueller Zustand und die Gründe für Verschlechterungen ebenso wie Maßnahmen, mit denen der Erhaltungszustand der Borstgrasrasen verbessert werden kann, vorgestellt. Insgesamt wurden dazu 74 charakteristische Arten und häufige Begleiter der Borstgrasrasen ausgewählt und nach vegetationskundlichen Gruppen, dem Status auf der Roten Liste Baden-Württembergs und dem Samenbank-Typ geordnet. Außerdem wurden Borstgrasrasen auf 642 ha Gesamtfläche (322 Erfassungseinheiten) für den Landkreis Breisgau-Hochschwarzwald bewertet. Ein Drittel der Fläche befindet sich in einem ungünstigen Zustand.

Als wesentliche Maßnahmen werden aus den Erfahrungen des Landschaftserhaltungsverbandes Breisgau-Hochschwarzwald die Beweidung mit spezifischem Nutzungsregime sowie die Entfernung der Gehölzsukzession verbunden mit zusätzlichen speziellen Maßnahmen zur Aufwertung und Samenübertragung vorgestellt. Eine reine Offenhaltung von Borstgrasrasen reicht nicht aus bzw. ist nicht wirkungsvoll genug, um die Arten und die Vegetationsstruktur der Borstgrasrasen in einem günstigen Erhaltungszustand zu halten bzw. in einen günstigen Zustand zu überführen. Dieser ist aber Voraussetzung, um den erforderlichen Beitrag im europäischen Schutzgebietsnetz Natura 2000 zu leisten und kann für die Gesamtkulisse nur erreicht werden, wenn der Anteil ungünstig bewerteter Einzelflächen unter 10 % fällt.

11 Summary

Nardus grasslands are a priority habitat type under the Habitats Directive. In the southern Black Forest, they are a central habitat of grazed areas at high altitudes. Their current status and the reasons for deterioration are presented here, as well as measures that can be taken to improve the conservation status of *Nardus* grasslands. A total of 74 characteristic species and common associates of *Nardus* grasslands were selected and categorised according to vegetation groups, status on the Baden-Württemberg Red List and seed bank type. In addition, 642 hectares (322 survey units) of *Nardus* grassland were assessed in the district of Breisgau-Hochschwarzwald. One third of the area is in an unfavourable conservation status.

Based on the experience of the Breisgau-Hochschwarzwald Landschaftserhaltungsverband (a local association for landscape conservation), the main measures presented are grazing with a specific grazing regime and the removal of emerging woody plants combined with additional special measures for enhancement and seed transfer. Simply keeping the sites open is not sufficient and not effective enough to maintain the species and vegetation structure of *Nardus* grasslands in a favourable conservation status or even to convert them to a favourable status. However, the favourable conservation status is a prerequisite for making the necessary contribution to the European network of protected areas Natura 2000 and can only be achieved for the overall landscape if the proportion of unfavourably assessed individual areas falls below 10 %.

12 Literatur

- BIOLOGISCHE STATION IM KREIS EUSKIRCHEN E. V. (Hrsg.) (2018): Allianz für Borstgrasrasen – Erhaltung, Regeneration und Wieder-Entwicklung von Borstgrasrasen in der nordrhein-westfälischen Eifel (LIFE 10 NAT/DE/006); Vegetationskundliches Monitoring: Resümee (2013 bis 2018) – www.life-borstgrasrasen.eu, www.biostationeuskirchen.de
- BREUNIG, T. & DEMUTH, S. (2023): Rote Liste der Farn- und Blütenpflanzen Baden-Württembergs. – 4. Fassung, Stand 15.06.2021. – LUBW Landesanstalt für Umwelt Baden-Württemberg (Hrsg.), Naturschutz-Praxis Artenschutz 2.
- CLEMENS, R. (2022): Vegetationswandel der Allmendweiden im Südschwarzwald, Untersuchungsgebiete: Herzogenhorn, Wieden, Herrenschwand und Oberried. – Masterarbeit an der Albert-Ludwigs-Universität Freiburg, 91 S., unveröff.
- COLLING, G. (2009): Populationsbiologische Grundlagen zur Erhaltung fragmentierter Populationen von *Arnica montana*. – Handout zum Vortrag im Rahmen des EU-LIFE-Projektes "Regeneration und Erhaltung von Borstgrasrasen" (in Rheinland-Pfalz u. Saarland) am 24.9.2009 in Otzenhausen (Saarland).
- DETZEL, P., NEUGEBAUER, H., NIEHUES, M. & ZIMMERMANN, P. (2022): Rote Liste und kommentiertes Verzeichnis der Heuschrecken und Fangschrecken Baden-Württembergs, Stand 31.12.2019. – Naturschutz-Praxis Artenschutz 15.
- EBERT, G., HOFMANN, A., KARBIENER, O., MEINEKE, J.-U., STEINER, A. & TRUSCH, R. (2008): Rote Liste und Artenverzeichnis der Großschmetterlinge Baden-Württembergs (Stand: 2004). – LUBW Online-Veröffentlichung, www.lubw.baden-wuerttemberg.de/natur-und-landschaft/rote-listen
- KRAUSE, W. & FREI, J. (1965): Die Verbesserung der Allmendweiden im Südschwarzwald, dargestellt an der Gemeinde Schönberg (Kreis Lörrach). – Das wirtschaftseigene Futter 1965: 191-200.
- LEV (LANDSCHAFTSERHALTUNGSVERBAND BREISGAU-HOCHSCHWARZWALD) (2022): Fachaustausch Borstgrasrasen. – www.lev-bh.de → Themen und Fachinformationen.
- LUBW (LANDESANSTALT FÜR UMWELT BADEN-WÜRTTEMBERG) (2014): Handbuch zur Erstellung von Managementplänen für die Natura 2000-Gebiete in Baden-Württemberg. – 476 S., Karlsruhe.
- LUIJTEN, S., LOEB, R., SEIP, L. & OOSTERMEIJER, G. (2024): Strategien und Herausforderungen bei der Wiederherstellung von Borstgrasrasen: Einblicke in niederländische Feldexperimente. – Inform.d. Naturschutz Niedersachs. 43 (4) (4/24): 267-277.
- OBERDORFER, E. (1978): Süddeutsche Pflanzengesellschaften, Teil II. – G. Fischer Verlag.
- PAULUS, G. & HAFNER, S. (2020): Begleituntersuchungen zur Schafbeweidung am Feldberg. – Gutachten ABL S. Hafner im Auftrag des RP Freiburg, unveröff.
- PEPPLER-LISBACH, C. (2024): Borstgrasrasen im niedersächsischen Tiefland. – Inform.d. Naturschutz Niedersachs. 43 (4) (4/24): 225-236.
- POSCHLOD, P. (2015): Geschichte der Kulturlandschaft. – Stuttgart.
- SCHNEIDER, S. (2024): Methoden zur Wiederherstellung artenreichen Graslandes: Erfahrungen aus 20 Jahren Renaturierungspraxis in Luxemburg – Vorgehensweisen und Tipps. – Inform.d. Naturschutz Niedersachs. 43 (4) (4/24): 293-305.
- SCHWABE, A. & KRATOCHWIL, A. (2021): Montane Borstgrasrasen (*Festuco-Genistetum sagittalis*) im südlichen Schwarzwald: Veränderungen einer gefährdeten Pflanzengemeinschaft in den letzten 40 Jahren. – Ber. Naturf. Ges. Freiburg i. Br. 110/111: 337-411, Freiburg.
- SCHWABE, A., TISCHEW, S., BERGMEIER, E., GARVE, E., HÄRDTE, W., HEINKEN, T., HÖLZEL, N., PEPPLER-LISBACH, C., REMY, D. & DIERSCHKE, H. (2019): Pflanzengesellschaft des Jahres 2020: Borstgrasrasen. – Tuexenia 39: 287-308, Göttingen.
- THOMPSON, K., BAKKER, J. & BEKKER, R. (1997): The soil seed banks of North West Europe. Methodology, density and longevity. – 276 S., Cambridge.
- TITZE, A., HEPTING, C., HOLLMANN, V., JESKE, L., LEYER, I., LIEPELT, S., PETERS, A. & WEISE, J. (2020): Wilde Arnika – Ein Leitfaden für die Praxis. – Arnika Hessen, Botanischer Garten der Philipps-Universität Marburg, 229 S., Marburg.
- TREIBER, R. (1991): Hummeln der Bernauer Umgebung / Südschwarzwald (Hymenoptera, Apoidea). – Nachr.bl. bayer. Ent. 40 (2): 52-59.
- TREIBER, R. & STEPHAN, U. (2024): Wiesenvielfalt im Naturpark erhalten und wiederherstellen – Vorstellung eines erfolgreichen Modellprojekts. – Badische Heimat 104 (2): 219-227.
- WESTRICH, P., SCHWENNINGER, H. R., HERRMANN, M., KLATT, M., KLEMM, M., PROSI, R. & SCHANOWSKI, A. (2000): Rote Liste der Bienen Baden-Württembergs. – Naturschutz-Praxis, Artenschutz 4.

Der Autor



Reinhold Treiber, Jahrgang 1968, Diplom-Biologe. Geschäftsführer des Landschaftserhaltungsverbandes Breisgau-Hochschwarzwald, Geobotaniker und Entomologe, fachliche Aufgabenschwerpunkte sind die Umsetzung von Landschaftspflegemaßnahmen, der FFH-Richtlinie und Artenschutzmaßnahmen sowie die Beratung zu Fragen des Biotopschutzes.

Reinhold Treiber
Im Westengarten 12, 79241 Ihringen
reinhold.treiber@gmx.de

Tab. 7: Zielarten und charakteristische Arten der Borstgrasrasen im Schwarzwald

Rote-Liste-Status Baden-Württemberg nach BREUNIG & DEMUTH (2023): 1 = vom Aussterben bedroht, 2 = stark gefährdet, 3 = gefährdet, V = Vorwarnliste, D = Daten unzureichend, * = ungefährdet; Häufigkeit im Schwarzwald, s = selten, z = zerstreut, h = häufig
 Samenbank-Typ (vgl. Tab. 2): t = transient, s = short-term persistent, l = long-term persistent

		Rote Liste	Vegetationskundliche Gruppe					Häufigkeit im Schwarzwald	Samenbank-Typ	
			Borstgrasrasen-Art	Magerkeitszeiger allgemein	Magerrasenart bodensaure Standorte	Bergmähwiesen-Art	Zwergstrauchheide			Feuchtwiesen und Moore
Artenzahl:			20	17	20	7	6	4		
Rotes Straußgras	<i>Agrostis capillaris</i>	*		•					h	l
Filz-Frauenmantel	<i>Alchemilla glaucescens</i>	3			•				s	l
Bergwiesen-Frauenmantel	<i>Alchemilla monticola</i>	*			•				s	l
Gewöhnliches Katzenpfötchen	<i>Antennaria dioica</i>	2	•						s	t/s
Alpen-Ruchgras	<i>Anthoxanthum nipponicum</i>	*	•						s	l
Gewöhnliches Ruchgras	<i>Anthoxanthum odoratum</i>	*		•					h	l
Berg-Wohlverleih / Arnika	<i>Arnica montana</i>	2	•						z	t/s
Echte Mondraute	<i>Botrychium lunaria</i>	2			•				s	.
Ästige Mondraute	<i>Botrychium matricariifolium</i>	1			•				s	.
Heidekraut	<i>Calluna vulgaris</i>	*					•		z	l
Rundblättrige Glockenblume	<i>Campanula rotundifolia</i>	*		•					h	l
Scheuchzers Glockenblume	<i>Campanula scheuchzeri</i>	*	•						s	l
Frühlings-Segge	<i>Carex caryophylla</i>	*		•					z	l
Hasen-Segge	<i>Carex leporina</i> = <i>C. ovalis</i>	*			•				h	l
Bleiche Segge	<i>Carex pallescens</i>	*			•				z	l
Pillen-Segge	<i>Carex pilulifera</i>	*			•				z	l
Hochstängelige Eberwurz / Silberdistel	<i>Carlina acaulis</i>	V		•					z	t/s
Hain-Flockenblume	<i>Centaurea nigra</i> ssp. <i>nemoralis</i>	*			•				z	t/s
Thymian-Seide	<i>Cuscuta epithimum</i>	3			•				z	l
Holunder-Knabenkraut	<i>Dactylorhiza sambucina</i>	2			•				s	t/s
Dreizahn	<i>Danthonia decumbens</i>	V			•				z	t/s
Draht-Schmiele	<i>Deschampsia flexuosa</i>	*			•				h	l
Heide-Helke	<i>Dianthus deltoides</i>	3	•						z	t/s
Zypressen-Wolfsmilch	<i>Euphorbia cyparissias</i>	*		•					z	t/s
Hain-Augentrost	<i>Euphrasia nemorosa</i>	*	•						h	t/s
Steifer Augentrost	<i>Euphrasia stricta</i>	*		•					s	t/s
Dünnblättriger Schafschwingel	<i>Festuca filiformis</i>	V			•				z	t/s
Horst-Rotschwingel	<i>Festuca nigrescens</i>	D		•					h	t/s
Niedriges Labkraut	<i>Galium pumilum</i>	V			•				z	l
Har-Labkraut	<i>Galium saxatile</i>	*	•						h	l
Englischer Ginster	<i>Genista anglica</i>	*					•		s	l
Heide-Ginster	<i>Genista pilosa</i>	V					•		z	l
Flügel-Ginster	<i>Genistella sagittalis</i>	V	•						h	l
Feld-Enzian	<i>Gentianella campestris</i>	2	•						s	l
Gewöhnliches Habichtskraut	<i>Hieracium lachenalii</i>	*			•				h	t/s

		Rote Liste	Vegetationskundliche Gruppe					Häufigkeit im Schwarzwald	Samenbank-Typ	
			Borstgrasrasen-Art	Magerkeitszeiger allgemein	Magerrasenart bodensaurer Standorte	Bergmähwiesen-Art	Zwergstrauchheide			Feuchtwiesen und Moore
Geöhrted Habichtskraut	<i>Hieracium lactucella</i>	3			•				s	t / s
Glattes Habichtskraut	<i>Hieracium laevigatum</i>	*			•				z	t / s
Kleines Habichtskraut	<i>Hieracium pilosella</i>	*			•				h	t / s
Geflecktes Johanniskraut	<i>Hypericum maculatum</i>	D	•						z	l
Gewöhnliches Ferkelkraut	<i>Hypochaeris radicata</i>	*		•					z	t / s
Ausdauernde Sandrapunzel	<i>Jasione laevis</i>	3	•						s	t / s
Sparrige Binse	<i>Juncus squarrosus</i>	3						•	s	l
Berg-Platterbse	<i>Lathyrus linifolius</i>	*			•				z	t / s
Hasenbrot	<i>Luzula campestris</i>	*			•				h	l
Vielblütiges Hasenbrot	<i>Luzula multiflora</i>	*		•					h	l
Sudeten-Hasenbrot	<i>Luzula sudetica</i>	3	•						s	l
Keulen-Bärlapp	<i>Lycopodium clavatum</i>	2					•		s	t / s
Bärwurz	<i>Meum athamanticum</i>	*				•			h	t / s
Borstgras	<i>Nardus stricta</i>	*	•						h	t / s
Kleines Knabenkraut	<i>Orchis morio</i>	2		•					s	t / s
Wald-Läusekraut	<i>Pedicularis sylvatica</i>	3						•	s	l
Kleine Pimpinell	<i>Pimpinella saxifraga</i>	*		•					z	t / s
Berg-Waldhyazinthe	<i>Platanthera chlorantha</i>	V				•			z	t / s
Wald-Rispengras	<i>Poa chaixii</i>	*				•			h	t / s
Quendel-Kreuzblume	<i>Polygala serpyllifolia</i>	3	•						z	l
Gewöhnliche Kreuzblume	<i>Polygala vulgaris</i>	V	•						z	l
Gold-Fingerkraut	<i>Potentilla aurea</i>	3	•						s	l
Blutwurz	<i>Potentilla erecta</i>	*	•						h	l
Weißzüngel	<i>Pseudorchis albida</i>	2	•						s	t / s
Schmalblättriger Klappertopf	<i>Rhinanthus glacialis</i>	V		•					z	t / s
Kleiner Sauerampfer	<i>Rumex acetosella</i>	*		•					z	l
Niedrige Schwarzwurzel	<i>Scorzonera humilis</i>	2						•	s	t / s
Schweizer Löwenzahn	<i>Scorzoneroides helvetica</i>	3	•						z	t / s
Nickendes Leimkraut	<i>Silene nutans</i>	*		•					z	t / s
Gewöhnliche Goldrute	<i>Solidago virgaurea</i>	*		•					s	t / s
Herbst-Schraubenstängel	<i>Spiranthes spiralis</i>	2			•				s	t / s
Gewöhnlicher Teufelsabbiss	<i>Succisa pratensis</i>	V						•	z	t / s
Wiesen-Leinblatt	<i>Thesium pyrenaicum</i>	3			•				s	t / s
Arznei-Thymian	<i>Thymus pulegioides</i>	*		•					h	l
Kugelorchis	<i>Traunsteinera globosa</i>	1				•			s	t / s
Heidelbeere	<i>Vaccinium myrtillus</i>	*					•		h	l
Preiselbeere	<i>Vaccinium vidis-idaea</i>	V					•		z	l
Wald-Ehrenpreis	<i>Veronica officinalis</i>	*			•				h	l
Hunds-Veilchen	<i>Viola canina</i>	2	•						z	l

Methoden zur Wiederherstellung artenreichen Graslandes: Erfahrungen aus 20 Jahren Renaturierungspraxis in Luxemburg – Vorgehensweisen und Tipps

von Simone Schneider

Inhalt

1	Einleitung	293		
2	Borstgrasrasen in Luxemburg	294		
2.1	Verbreitung, Ausprägung und Zustand	294	3.4	Ausbringen des Spendermaterials 297
2.2	Management und Wiederherstellungsmaßnahmen	294	3.5	Erfolgskontrolle und Monitoring 299
3	Renaturierungsverfahren im Grünland – Vorgehensweise	295	3.6	Chancen und Kombination der Verfahren 300
3.1	Planung im Vorfeld	296	3.7	Wiederansiedlung gefährdeter Arten 300
3.2	Bodenvorbereitung und Wahl der Spenderfläche	296	3.8	Ansaat von gebietseigenem Wildpflanzensaatgut 301
3.3	Bearbeitung des Samen- und Pflanzmaterials	296	4	Kosten und Austausch 302
			5	Zusammenfassung 302
			6	Summary 303
			7	Literatur 303

1 Einleitung

Der Schutz gefährdeter Habitattypen wie den Borstgrasrasen ist im luxemburgischen Naturschutzgesetz verankert (MÉMORIAL 2018a). Die Eingriffe, die als Verringerung, Zerstörung oder Verschlechterung dieser geschützten Biotope zu werten sind, sind in einer Verordnung festgelegt (MÉMORIAL 2018b). In einem Leitfaden werden Bewirtschaftungsempfehlungen sowie unerwünschte und genehmigungspflichtige Eingriffe anschaulich dargelegt (MECDD 2023a). Trotz des Schutzstatus hält der Rückgang sowie die Verschlechterung des Erhaltungszustandes des artenreichen Grünlandes weiter an (SCHNEIDER 2018, 2019a, MECDD 2023b). Magere Flachlandmähwiesen finden sich noch auf weniger als 2.900 ha (MDDI 2014) und machen damit rund vier Prozent des gesamten Grünlandes aus. Borstgrasrasen gehören in Luxemburg zusammen mit den Pfeifengraswiesen zu den seltensten Vegetationstypen des Graslandes.

Neben der Erhaltung des artenreichen Grünlandes sind daher umfassende Wiederherstellungen notwendig. Nur so können die gravierenden Verluste der Arten- und Lebensraumvielfalt des Grünlandes wieder ausgeglichen sowie der notwendige Verbund zwischen den Flächen zur langfristigen Sicherung der Grünlandökosysteme und deren Leistungen geschaffen werden. Die Wiederherstellung von Ökosystemen hat auf vielen Ebenen an Bedeutung gewonnen (VEREINTE NATIONEN 2019, EUROPÄISCHE KOMMISSION 2023, EUROPEAN PARLIAMENT AND COUNCIL 2024). Hier setzt auch der Nationale Naturschutzplan Luxemburgs an, in dem klare Zielvorgaben zur Wiederherstellung aufgelistet sind (MECDD 2023c). Zudem gibt die „Strategie zum Erhalt und Wiederherstellung des artenreichen Grünlandes in Luxemburg 2020-2030“ konkrete Handlungsempfehlungen zur Umsetzung, um somit dem Trend des weiteren Rückgangs der wertvollen Grünlandhabitats entgegenzuwirken (MECDD 2020, SCHNEIDER 2023).

Das Naturschutzsyndikat SICONA – zwei kommunale Zweckverbände im Südwesten und Westen Luxemburgs mit über 40 Mitgliedsgemeinden – setzt sich seit 30 Jahren schwerpunktmäßig für den Schutz und die Erhaltung des artenreichen Grünlandes in seinen Mitgliedsgemeinden und in der Konsequenz auch auf nationaler Ebene ein. Neben konkreten Schutzmaßnahmen wie Flächensicherung und Abschlüsse von Vertragsnaturschutzprogrammen werden seit mehr als 20 Jahren Renaturierungen durchgeführt (SCHNEIDER 2019a, SCHNEIDER & BREIT 2024). Zentrale Aufgabe von SICONA ist die Erhaltung der Biodiversität und Landschaften, die durch praktische Naturschutzarbeit, die Umsetzung von konkreten Arten- und Biotopschutzprojekten, die Durchführung von Landschaftspflegearbeiten und Renaturierungen sowie die Beratung zum Natur- und Landschaftsschutz, Sensibilisierung und Wissensvermittlung erfolgt. Die Projekte werden dabei von der Planung über die Umsetzung mittels eigenem Maschinenpark bis zur wissenschaftlichen Erfolgskontrolle und Wissensvermittlung von dem über 80 Mitarbeiterinnen und Mitarbeiter umfassenden Team Hand in Hand erledigt.

2 Borstgrasrasen in Luxemburg



Abb. 1: Borstgrasrasen (*Polygala vulgaris-Nardetum strictae*) finden sich in Luxemburg nur noch auf knapp 10 ha und gehören damit zu den seltensten Graslandtypen. (Foto: S. Schneider)

2.1 Verbreitung, Ausprägung und Zustand

In Luxemburg sind Borstgrasrasen mit knapp 10 ha äußerst selten (MDDI 2014); sie gehören zu den seltensten Graslandtypen und gelten als vom Aussterben bedroht. Ihre Vorkommen sind auf weniger als 20 Flächen im devonischen – zum Rheinischen Schiefergebirge gehörenden – Norden Luxemburgs verteilt. Der überwiegende Teil der Borstgrasrasen ist als *Polygala vulgaris-Nardetum strictae* Oberdorfer 1957 nom. conserv. propos. (Kreuzblumen-Borstgrasrasen) ausgebildet (Abb. 1). An einem Standort findet sich das *Juncetum squarrosi* Nordhagen 1922 nom. conserv. propos. (Torfbinsen-Borstgrasrasen) (SCHNEIDER 2011). Dabei lassen sich die Kreuzblumen-Borstgrasrasen anhand eines Feuchte- und Basengradienten in zwei Ausbildungen untergliedern. Die feuchtere Ausbildung mit zahlreichen Feuchte anzeigenden Arten leitet zu den Kleinseggenrieden und Torfbinsen-Borstgrasrasen über. Ähnliche Bestände beschreibt PEPLER (1992) aus der Eifel. Die Ausbildung auf frischen und basenreichen Böden prägt mit einer Vielzahl an auffällig blühenden Kräutern die farbenprächtigsten *Nardeten*. Die luxemburgischen Borstgrasrasen kennzeichnen sich durch einen großen Pflanzenartenreichtum (im Mittel 36 Arten auf 25 m²) sowie eine große Anzahl gefährdeter Pflanzenarten, darunter z. B. *Carex hostiana* und *C. pulicaris*. Eine vegetationskundliche Beschreibung der Borstgrasrasen Luxemburgs findet sich in SCHNEIDER (2011).

An der früheren weiten Verbreitung der Heidelandschaften und charakteristischen Arten der Borstgrasrasen und *Calluna*-Heiden wird der starke Rückgang dieses Lebensraumtyps sehr deutlich (SCHNEIDER 2011, KRIPPEL et al. 2019). Galten viele der kennzeichnenden Arten wie *Nardus stricta* und *Arnica montana* früher als weit verbreitet, existieren heute nur noch wenige Vorkommen (SCHNEIDER 2011). Die Änderungen der Landbewirtschaftung in den 1950er Jahren – verbunden mit der Aufforstung, der Überführung in ertragreichere Flächen durch Produktivitätssteigerung mit synthetischen Düngemitteln sowie der Nutzungsaufgabe – führte zum starken Rückgang der *Nar-*

deten. Die wenigen verbliebenen Restflächen sind meist nur wenige Quadratmeter groß und sind heute vor allem durch Nutzungsaufgabe und Verbuschung sowie durch Nährstoffeintrag aus angrenzenden Ackerflächen gefährdet (SCHNEIDER 2011). Die schlechte Situation der wenigen Restbestände wird zudem durch die Verinselung verstärkt – so wie dies auch aus Deutschland beschrieben ist (PEPLER-LISBACH & PETERSEN 2001).

2.2 Management und Wiederherstellungsmaßnahmen

Den Borstgrasrasen ist in Luxemburg ein eigener Aktionsplan gewidmet (MDDI 2009a), in dem betreffende Maßnahmen zur Erreichung der Erhaltungs- und Wiederherstellungsziele festgehalten sind. Die Wiederaufnahme der extensiven Bewirtschaftung mit regelmäßigen Pflegemaßnahmen sowie das Zurückdrängen der Gehölze sind zur Bestandssicherung der Borstgrasrasen unerlässlich. Dabei sollte sich die Nutzung bzw. Pflege an der traditionellen Nutzung orientieren (PEPLER-LISBACH & PETERSEN 2001). Für die verbliebenen Restbestände empfiehlt sich eine jährliche Mahd im Spätsommer mit Abtransport des Mahdguts ohne Düngung (SCHNEIDER 2011). Je nach Zustand bietet sich auch die extensive Beweidung an, wobei auf eine gute Weidepflege geachtet und dem Gehölzaufkommen entgegengewirkt werden sollte.

Im Rahmen des Biotopschutzplanes Borstgrasrasen und des Artenschutzplanes Arnika (MDDI 2009a, b) wurden in den letzten 20 Jahren verstärkt Pflege- und Wiederherstellungsmaßnahmen umgesetzt. Hierbei ist die Wiederaufnahme der extensiven Nutzung (Mahd, Beweidung) anzuführen mit anschließender Absicherung auf vertraglicher Basis im Rahmen des Vertragsnaturschutzes. Extensivierungsverträge mit Düngungsverbot stellen eine manuelle Mahd, gelegentlich gefolgt von extensiver Beweidung, sicher. Die Flächensicherung erfolgt durch Kauf oder langjährige Pacht durch öffentliche Träger oder Naturschutzorganisationen. Wiederherstellungen, vor allem durch Erstinsandsetzungen und Entbuschungen mit der Entnahme von Pioniergehölzen

oder Fichten, wurden immer wieder punktuell durchgeführt. Kleinräumig wurde die Habitatstruktur bestehender Borstgrasrasen u. a. durch das Schaffen von offenen Bodenstellen (Striegeln, versuchsweise kontrolliertes Brennen) verbessert.



Abb. 2: Erfolgsgeschichte: Wiederansiedlung von *Arnica montana*. Diese seltene und gefährdete Kennart der Borstgrasrasen konnte sehr erfolgreich wiederangesiedelt werden. (Foto: S. Schneider)

Die Wiederansiedlung von *Arnica montana* (Abb. 2) – eine der bekanntesten Heilpflanzen, stark gefährdete und zugleich einzige nach FFH-Richtlinie geschützte Blütenpflanze Luxemburgs sowie Kennart der *Nardetalia strictae* – erfolgte in den letzten zwei Jahrzehnten durch Pflanzung und Aussaat u. a. im Rahmen des Life-Arnika-Projektes der Stiftung „Hëllef fir d’Natur“ (NATUR&ËMWELT 2023) und des Aktionsplanes Arnika (MDDI 2009b). Es konnten erfolgreich neue überlebensfähige Populationen gegründet werden. Da es nur noch vier natürliche Vorkommen der Art in Luxemburg gibt, war eine In situ-Ansiedlung der Art dringlich. Darüber hinaus wurde z. B. eine Maßnahme zur Neuanlage eines Borstgrasrasens mittels Mahdgutübertragung durchgeführt. Nach der Rodung eines Fichtenbestandes wurde Spendermaterial eines unmittelbar angrenzenden Borstgrasrasens übertragen (NATURPARK Öwersauer, mündl. Mitt.).

Um die wenigen verbliebenen Vorkommen der Borstgrasrasen besser zu vernetzen und zu erhalten, müssen weitere wiederhergestellt werden. Neben der Vergrößerung der Bestände und Schaffung von angrenzenden Pufferzonen soll die Borstgrasrasen-Flächenausdehnung im Rahmen des Nationalen Naturschutzplanes bis 2030 verdoppelt werden (MECDD 2023c).

3 Renaturierungsverfahren im Grünland – Vorgehensweise

Die Gründe für Wiederherstellungsmaßnahmen im Grünland werden nachfolgend noch einmal verdeutlicht. Der zunehmende Arten- und Lebensraumverlust, keine oder eine nur geringe Regeneration aus der Samenbank, kein Sameneintrag von angrenzenden Flächen aufgrund der zunehmenden Verinselung und fehlender Ausbreitungsvektoren, der Mangel an Regenerationsnischen und die Limitierung der Ausbreitung von Diasporen seltener Arten machen Renaturierungen notwendig (HÖLZEL et al. 2009, HÖLZEL 2019). Da Wiederherstellungen oft zeit-, arbeits- und kostenintensiv sein können und nicht immer der Erfolg der Maßnahme garantiert ist, ist der Erhalt aller bestehender Borstgrasrasen und anderer gefährdeter Graslandlebensräume prioritär.

Zu den schwerpunktmäßig in Luxemburg angewandten Methoden zur Wiederherstellung von Graslandlebensräumen gehören:

- Mahdgutübertragung
- Ansaat von mittels „Seedharvester“ direkt geernteten Wiesenmischungen
- In situ-Ansiedlungen seltener Pflanzenarten
- Aussaat von gebietseigenem Wildpflanzensaatgut zertifizierter Herkunft.

Neben dem Freistellen der verbrachten Grünlandflächen (vorwiegend Magerrasen oder Feuchtbrachen) von Gehölzen ist bei allen Grünlandtypen immer der Eintrag der Zielarten mittels autochthonem Samenmaterial erforderlich. Diesem Schritt müssen – je nach Ausgangssituation und Nährstoffversorgung des Bodens – eine Extensivierung und Aushagerung durch mehrmalige Mahd im Jahr vorgelagert werden (ROSENTHAL & HÖLZEL 2009). Aufgrund der regionalen genetischen Differenzierung von Wiesenpflanzen, der Anpassung der Arten an die vorherrschenden Standortbedingungen und zur Verhinderung einer Florenverfälschung (BUCHAROVA et al. 2017, DURKA et al. 2019, CRISPI & HOIB 2021) sollte nur autochthones Spendermaterial (fri-

sches Mahdgut, geerntete Wiesenmischungen/Samen, Saatgut) verwendet werden. Insbesondere in Schutzgebieten oder zur Wiederherstellung von seltenen Vegetationstypen sollte zur Wahrung der genetischen Ähnlichkeit immer mit direkt geerntetem Spendermaterial aus der näheren Umgebung gearbeitet werden (KIRMER et al. 2012).

Die Wahl der Methode zur Etablierung von artenreichem Grünland hängt vom Begrünungsziel ab (KIRMER et al. 2012). Sie ist vor allem in Abhängigkeit vom Zustand der Empfänger- und Spenderfläche (Ausgangszustand der Flächen, Nährstoffgehalte im Boden, Zugänglichkeit usw.), aber auch den zur Verfügung stehenden Maschinen und Finanzmitteln zu treffen.

Die hier vorgestellten Wiederherstellungsmaßnahmen beruhen auf langjährigen Erfahrungen vorwiegend im mesophilen (Glatthaferwiesen) und feuchten Grünland (Sumpfdotterblumen- und Pfeifengraswiesen) und wurden auch zur Renaturierung von *Calluna*-Heiden, Sand- und Silikatmagerrasen sowie Halbtrockenrasen eingesetzt (vgl. SCHNEIDER & BREIT 2024). Sie lassen sich ebenso zur Wiederherstellung von Borstgrasrasen anwenden. Dabei ermöglichen je nach Ausgangszustand brachgefallener Borstgrasrasen eine Entbuschung und Wiederaufnahme einer extensiven Nutzung bereits gute Voraussetzungen, sodass es örtlich zu einer spontanen Entwicklung von Zielarten aus der Diasporenbank kommen kann (HÖLZEL 2019). In frühen Brachestadien von Grünlandbeständen lassen sich – verbunden mit einer anschließenden angepassten Nutzungsform – recht gut die Bedingungen wieder schaffen, sodass sich die verbliebene Vegetation erholen kann (KIRMER et al. 2012). Meist ist der Diasporenvorrat aufgrund von intensiver Flächennutzung durch Düngung jedoch so stark aufgezehrt, dass ein Eintrag von autochthonem Samen stattfinden muss (KIRMER et al. 2012, KIRMER 2019).

Nachfolgende Zusammenstellung soll einige wichtige Schritte aus der Erfahrung in der Praxis zur Wiederherstel-

lung von Grünlandflächen unter Herausarbeiten einiger Vor- und Nachteile näher beleuchten (vgl. dazu SCHNEIDER & BREIT 2024) und zur Wiederherstellung von Borstgrasrasen anregen.

3.1 Planung im Vorfeld

Zu Beginn liefern Bodenanalysen der zu renaturierenden Fläche (Empfängerfläche) Aussagen zur Nährstoffversorgung und Eignung der Fläche. Die Nährstoffgehalte sollten sich an denen der Spenderflächen orientieren (SCHNEIDER & WOLFF 2020). Bei Magerrasen sollten folglich sehr nährstoffarme, idealerweise erst kürzlich in eine intensive Nutzung überführte oder aufgelassene Flächen ausgewählt werden. Die Wahl der geeigneten Empfängerfläche ist mitunter für den Erfolg der Maßnahme verantwortlich.

Eine gute Kommunikation und ein enger Dialog im Vorfeld mit Flächenbesitzern und Bewirtschaftern sind essentiell. Damit verbunden sollte die angepasste extensive Nutzung nach der Renaturierung über einen Pachtvertrag oder Abschluss eines Vertrages im Rahmen von Biodiversitätsförderprogrammen gewährleistet sein. Bei einer anschließenden Weidenutzung sollten die frisch renaturierten Bereiche nach Möglichkeit im ersten Halbjahr ausgezäunt werden, damit sich die Keimlinge ohne Beweidungseinfluss entwickeln können (SCHNEIDER & WOLFF subm.). Auch spielt der Zugang für Maschinen eine wichtige Rolle, um dauerhaft eine geeignete Nutzung zu gewährleisten. Handelt es sich um verbrachte Magerrasen, sind die Erfolgsaussichten deutlich größer als auf bereits intensivierten Flächen. Hier kommt vor allem die Stickstofflimitierung zum Tragen. Eine oft längere Planungszeit – mindestens ein Jahr, besser zwei Jahre im Voraus – mit der richtigen Flächenauswahl trägt zum Gelingen bei (SCHNEIDER & BREIT 2024).

3.2 Bodenvorbereitung und Wahl der Spenderfläche

Die zur Keimbettvorbereitung durchgeführte Bodenbearbeitung, die etwa vier bis sechs Wochen vor der Mahd- gutübertragung oder Ansaat und idealerweise in zwei Durchgängen erfolgt, muss den gesetzlichen Vorgaben entsprechend vorab behördlich genehmigt werden (Antragstellung auf umbruchlose Grünlanderneuerung). Die oberflächige Bodenvorbereitung (ca. 10 cm tief) kann mit unterschiedlichen Maschinen (z. B. Kreiselegge oder Zinkenrotor mit Packerwalze) erfolgen (Abb. 3). Wichtig ist dabei, dass die bestehende Grasnarbe ausreichend offengelegt wird und ein feinkrümeliges Keimbett entsteht. Im bestehenden Grünland wird in der Regel auf streifenweise Bodenbearbeitung (zwei bis drei Meter Streifenbreite mit einem Abstand von ca. fünf Meter zwischen den Streifen) gesetzt, wodurch nur ein Teil bearbeitet wird. Nach der Etablierung der Zielarten auf den Streifen (daher auch Etablierungsstreifen genannt) können sich diese in die nicht renaturierten Teilbereiche ausbreiten. Flächige Bearbeitungen kommen bei Renaturierungen z. B. auf Ackerland oder ehemaligen Fichtenforsten zum Einsatz. Sollen nur stark vergraste, artenverarmte oder verbuschte Teilbereiche in bestehenden Borstgrasrasen optimiert werden, bietet sich hier ebenfalls eine partielle Bodenbearbeitung an.

Erfolgslimitierende Faktoren von Wiederherstellungen sind zum einen die unzureichende Zerstörung der Grasnarbe (HÖLZEL et al. 2006) und zum anderen die Güte und der Reifezustand der Spenderfläche. Je artenreicher und typischer das Artenspektrum ist, desto geeigneter ist die Spenderfläche. Kurze Transportwege des Spendermaterials



Abb. 3: Um einen hohen Etablierungserfolg zu erzielen, ist es wichtig, dass die bestehende Grasnarbe ausreichend geöffnet und ein feinkrümeliges Keimbett geschaffen wird. Dazu können unterschiedliche Maschinen zum Einsatz kommen. (Foto: SICONA)

durch die Nähe zur Empfängerfläche sparen Kosten und die genetisch an den Standort angepasste Diversität kann besser zum Tragen kommen. Oft ist die Suche nach einer geeigneten Spenderfläche erschwert. Insbesondere bei seltenen Vegetationstypen können Spenderflächenkataster sehr gut unterstützen. Zudem sollte jede Beerntung von Spendermaterial im Kataster registriert werden, damit eine Fläche nicht zu oft hintereinander als Spenderfläche verwendet wird, die Pflanzen regelmäßig aussamen können und sich der Erhaltungszustand nicht verschlechtert. Wenn keine rezenten Vegetationsdaten der ausgewählten Spenderfläche vorliegen, empfiehlt es sich, zur Beurteilung des Zielarteninventars im Jahr vor der Maßnahme eine Vegetationsaufnahme zu erstellen. Auch die Ernte des Spendermaterials oder Handsammlung von Samen einzelner Zielarten sollte mit vorherigem Einverständnis der Flächeneigentümer und/oder -bewirtschaftler erfolgen.

3.3 Beerntung des Samen- und Pflanzmaterials

Die Wahl des Zeitpunktes der Beerntung ist bei Borstgrasrasen abhängig von der Höhenlage der Spenderflächen (KIRMER et al. 2012). Generell erfolgt die Samengewinnung zur Reifezeit der überwiegenden Zielarten. Bei Borstgrasrasen im Flachland kann dies je nach Witterungsverlauf ab Ende Juni sein. Die Mahd der Spenderfläche sollte bei einer Mahd- gutübertragung idealerweise morgens bei Taunässe erfolgen, damit nicht zu viele Samen beim Vorgang ausfallen. Dabei wird der Aufwuchs mit einem Frontmäherwerk gemäht und das Mahdgut in einen Ladewagen aufgenommen (Abb. 4). Als Rückzugsraum vor allem für Insekten sollte immer ein Teil der Spenderfläche stehen bleiben. Bei kleineren, steilen, unebenen oder äußerst wertvollen Beständen kann auch mit einem Einachsmäher oder per Hand gemäht werden. Hier fällt dann als zusätzlicher Arbeitsschritt das Aufladen des Mahdguts an. Die Samensammlung durch Ausbürsten der Samen mittels einem „Seedharvester“, z. B. mit dem „eBeetle®“ (Abb. 5), bringt insofern Vorteile, da zu mehreren Zeiten im Jahr die gleiche Fläche beerntet werden kann, der Aufwuchs dem Bewirtschaftler weiter zur Heugewinnung zur Verfügung stehen kann und das Spektrum an Arten – Früh- und Spätblüher – im Spendermaterial breiter ist. Dabei ist die Bürstenhöhe zum Abstreifen der Samen und Gewinnung der Wiesenmischung entscheidend für die Ernteeffizienz (KIRMER et al. 2012). Bei niedrigwüchsigen Pflanzenbeständen wie bei Borstgrasrasen bietet

sich das Ausbürsten der Samen oder auch die Beerntung mittels Rechen an. Letztere Erntemethode bietet eine schonende Gewinnung von Pflanzenteilen, Moosen und Flechten, Teilen der Samenbank und Samen (KIRMER et al. 2012).

3.4 Ausbringen des Spendermaterials

Die Übertragung des Mahdguts auf die Empfängerfläche sollte sofort nach der Mahd und möglichst gleichmäßig mit einer Schichtdicke von 3–5 cm erfolgen. Damit kann dem

Verlust der Keimfähigkeit vorgebeugt werden (KIRMER & TISCHEW 2006, KIRMER et al. 2012). Das Ausbringen des frischen Materials kann je nach Größe, Neigung und Befahrbarkeit der Empfängerfläche per Hand oder mit dem Ladewagen mit Dosierwalze erfolgen (Abb. 6). Ein gleichmäßiges Verteilen des Mahdguts per Hand kann in beiden Fällen erforderlich sein. Das Verhältnis der aufzutragenden Menge richtet sich jeweils nach dem Ausgangsbestand der Spenderfläche. Bei artenreichen mesophilen Wiesen liegt es



Abb. 4: Zur Mahdgutübertragung wird die Spenderfläche zum optimalen Reifezeitpunkt der Zielarten idealerweise morgens bei Taunässe mit einem Frontmäherwerk gemäht und das Mahdgut gleich in einen Ladewagen aufgenommen. (Foto: SICONA)



Abb. 5: Zur Samensammlung insbesondere auf niedrigwüchsigen Spenderflächen wie Borstgrasrasen bietet sich das Aufbürsten der Samen mit einem „Seedharvester“ an. Die gleiche Fläche kann zu mehreren Zeiten im Jahr (Früh- und Spätblüher) beerntet werden. (Foto: SICONA)



Abb. 6: Mit dem Ladewagen ist das frisch geerntete Mahdgut im Nu übertragen. (Foto: SICONA)



Abb. 7: Die mit dem „Seedharvester“ geernteten Wiesenmischungen werden bevorzugt mit der Hand im Frühjahr oder Herbst ausgesät. (Foto: SICONA)



Abb. 8: Nach der Mahdgutübertragung oder Ansaat sollte durch den Einsatz einer Walze ein guter Bodenkontakt der Samen hergestellt werden. (Foto: SICONA)



Abb. 9: Das bei Pflegemaßnahmen von *Calluna*-Heiden durch Abplagen anfallende Material kann zur Wiederherstellung neuer Heiden verwendet werden. Dies ermöglicht das Übertragen von Mykorrhiza-Pilzen. (Foto: SICONA)



Abb. 10: Die Dokumentation mittels Bildmaterial ist wichtig und lässt anschauliche Vorher-/Nachher-Vergleiche zu: a) Acker vor der Renaturierung, b) wenige Monate nach der Mahdgutübertragung, c) vier Jahre nach der Renaturierung. (Fotos: SICONA)



Abb. 11: Streifenweise Mahdgutübertragung auf einer artenverarmten Mähwiese: a) Unmittelbar nach der Mahdgutübertragung, b) drei Jahre danach – die Renaturierungsstreifen heben sich deutlich ab, c) nach vier Jahren sieht man die Etablierungsstreifen weniger deutlich – das Aussamen aus diesen in die nicht renaturierten Teilbereiche hat erfolgreich stattgefunden. (Fotos: SICONA)



Abb. 12: Entwicklung einer ehemals verbuschten Fläche in Hanglage: a) nach Entbuschung, Freistellung und Bodenvorbereitung, b) frisch übertragenes Mahdgut, c) zwei Jahre nach der Renaturierung: Zahlreiche Zielarten der Glatthaferwiese sind erfolgreich übertragen worden. (Fotos: SICONA)

meist bei 1:1 (Spender- zu Empfängerfläche), während bei Magerrasen ein größeres Verhältnis (z. B. 2:1) zu wählen ist.

Aus praktischen Gründen erfolgt die Ansaat der ausgebüssteten Wiesenmischungen meist mit der Hand (Abb. 7), da Stängel und sonstige Pflanzenteile Sämaschinen verstopfen können. Eine grobe Siebung vorab kann dies

etwas eindämmen. Für großflächiges Ausbringen bietet sich die Verwendung eines Düngerstreuers an. Da neben den Samen auch weitere Pflanzenteile im Spendermaterial enthalten sind, variieren die Empfehlungen zur Ansaatstärke von wenigen g/m^2 bis über $20 \text{ g}/\text{m}^2$ je nach Beschaffenheit des ungereinigten Samengemisches. Ein guter Richtwert

liegt bei ca. 8 g/m² (BOSSHARD, mündl. Mitt.), wobei der Samengehalt von Jahr zu Jahr in Abhängigkeit vom Erntezeitpunkt und der Witterung variiert (KIRMER et al. 2012). Sowohl Frühjahrs- wie Herbstsaaten (März bis Mai oder Ende August bis Oktober) sind möglich, wobei Ansaaten im Frühjahr Kräutern einen Entwicklungsvorteil bieten (KIRMER et al. 2012). Zur gleichmäßigen Ansaat können Hilfsstoffe wie Vermiculite, Sand oder Mais-Spindelschrot eingesetzt werden (BOSSHARD, mündl. Mitt., KIRMER et al. 2012). Da die meisten Grünlandarten Lichtkeimer sind, wird das Samengemisch obenauf gesät und nicht eingearbeitet. Um den Samen (bei Mahdgut und direkt geernteten Mischungen) besseren Bodenkontakt zu ermöglichen, sollte ein Anwalzen, beispielsweise mit einer Cambridge-Walze, erfolgen (Abb. 8).

Bei Borstgrasrasen – wie etwa bei den ihnen nahe verwandten *Calluna*-Heiden – kann das Ausbringen von samenreichem Oberboden eine sinnvolle Ergänzung darstellen. Neben den Diasporen werden vegetative Pflanzenteile und Mykorrhiza-Pilze übertragen (KOZIOL & BEVER 2017). Das Abplaggen dient zudem als Pflegemaßnahme (Abb. 9). Bei Heiderenaturierungen konnten in Luxemburg auch gute Erfahrung mittels Entnahme von kleinen Soden (bis maximal 1 m x 1 m Größe) und deren Einsetzen gemacht werden.

3.5 Erfolgskontrolle und Monitoring

Die Entwicklungspflege (Nachpflege) und extensive Folgenutzung sind neben der richtigen Durchführung der Renaturierung ausschlaggebend für deren Erfolg (KIRMER et al. 2012, SCHNEIDER & BREIT 2024). Daher sollte noch im Jahr der Ausbringung des Spendermaterials eine Begehung stattfinden, um frühzeitig ggf. auf Problempflanzen (z. B. Großblättrige Ampfer-Arten) zu reagieren und zu sondieren, ob ein Pflegeschnitt erforderlich ist. Die angepasste Nutzung der renaturierten Fläche sollte zunächst in kurzen Intervallen (einige Wochen nach der Ausbringung, in der darauffolgenden Vegetationsperiode usw.) begutachtet werden.

Der Rhythmus der Entwicklungspflege hängt dabei u. a. vom Samenvorrat potentiell problematischer Arten im Boden ab und spielt vor allem auf ehemaligen nährstoffreichen Äckern eine Rolle. Hier könnte das Auftreten potentieller Problempflanzen im Jahr vor der geplanten Renaturierung vorbeugend begutachtet werden. Durch die



Abb. 13: Ausschlaggebend für den Renaturierungserfolg sind Erfolgskontrolle und Nachpflege. Im Jahr der Ausbringung des Spendermaterials sollte eine Begehung stattfinden, um frühzeitig auf Problempflanzen reagieren zu können. (Foto: SICONA)

Mahd – hierbei ist auf die richtige Schnitthöhe zu achten, um Keimlinge der Zielarten nicht zu beschädigen – werden die Ruderal- und Problemarten zurückgedrängt und eine bessere Entwicklung der Zielarten ermöglicht. Bei Magerrasen auf nährstoffarmen Böden kann in der Regel die Nachpflege aufgrund der meist nur spärlichen Begleitvegetation reduziert werden, sofern keine zur Dominanz neigenden Arten aufkommen (KIRMER et al. 2012).

Um den Erfolg der Maßnahmen zu bewerten, ist ein regelmäßiges und standardisiertes floristisches (und je nach Zielsetzung auch faunistisches) Monitoring unerlässlich (KIRMER et al. 2012, BIRO et al. 2024, SCHNEIDER & BREIT 2024). Vegetationsaufnahmen mit Erfassung der Deckungsanteile der Zielarten (und Begleitarten) sowie das Kräuter-Gräser-Verhältnis in Dauerbeobachtungsplots auf renaturierten und nicht renaturierten Teilbereichen in regelmäßigen Abständen (z. B. 1., 3. und 6. Jahr) bringen eine gute Datengrundlage. Um beurteilen zu können, wie gut sich die Empfängerfläche der Spenderfläche angenähert hat, sollte auch die Spenderfläche vegetationskundlich erfasst werden (KIRMER et al. 2012, WOLFF & SCHNEIDER 2020, BIRO et al. 2024). Zudem sollte die Dokumentation einiger Basis-Indikatoren bei jeder Umsetzung erfolgen (KIRMER et al. 2012).

Bei den in Luxemburg durchgeführten Grünlandrenaturierungen hat sich hierzu das Einmessen der Renaturierungstreifen bzw. renaturierten Teilbereichen sowie der Monitoring-Plots mit einem *High precision positioning*-Sensor (GPS) bewährt (BIRO et al. 2024). Dies ermöglicht einen Vergleich der renaturierten Teilbereiche mit Kontrollflächen. Empfehlenswert ist überdies, eine Foto-Dokumentation über die Jahre durchzuführen. Anschauliches Bildmaterial von erfolgreichen Renaturierungen erhöht die Akzeptanz aller Beteiligten; erfolgreiche Vorher-/Nachher-Vergleiche (Abb. 10, 11, 12) sind wertbestimmend und helfen, neue Projekte zu lancieren.

Nochmals hervorzuheben ist die Bedeutung der kohärenten und durchgängigen Erfolgskontrolle. Die wissenschaftliche Begutachtung stellt die Basis für die Bewertung der Übertragung der Zielarten auf die Empfängerflächen dar und sollte bei jeder Maßnahme nach standardisiertem Vorgehen erfolgen (BIRO et al. 2024). Insbesondere bei der Wiederherstellung von Borstgrasrasen gibt es noch deutlich weniger Erfahrung als bei Frisch- oder Feuchtwiesen, sodass Bewertungen des Erfolgs oder Misserfolgs wiederum neue



Abb. 14: Selbe Fläche wie in Abb. 13 – sechs Jahre nach der Renaturierung. Mit einer regelmäßigen und richtigen Nachpflege entwickeln sich die schönsten artenreichen Wiesen – oft ist eben ein wenig Geduld gefragt. (Foto: SICONA)

Vorhaben unterstützen können. Bis die Empfängerfläche in ihrer Artenausstattung und Struktur der Spenderfläche gleicht, vergehen einige Jahre; hier ist Geduld gefragt. Umso wichtiger sind Erfolgskontrolle und Nachpflege (Abb. 13, 14).

3.6 Chancen und Kombination der Verfahren

Die Mahdgutübertragung sowie Sammlung und Aussaat von direkt geernteten Wiesenmischungen bringen Vor- und Nachteile mit sich, wobei die Übertragungsraten der Zielarten bei der Mahdgutübertragung höher sind (KIEHL et al. 2010, KIRMER et al. 2012) und eine Begrünung oft schneller einsetzt (SCHNEIDER & WOLFF subm.). Die Mahdgutübertragung gibt ein enges Zeitfenster vor, in dem die Mahdgutgewinnung und -übertragung stattfinden muss, während die Aussaat der mit dem „Seedharvester“ geernteten Wiesenmischungen flexibler über das Frühjahr und den Herbst erfolgen kann. Bei hinreichender Trocknung und korrekter Lagerung kann das Material mindestens zwei Jahre nach der Beerntung verwendet werden (KIRMER et al. 2012). Weitere Faktoren wie Erosionsschutz, die Übertragung von Insekten oder auch Kostengründe (z. B. Maschineneinsatz, Lagerungskosten für die Wiesenmischungen) können die Auswahl des Verfahrens steuern (KIRMER et al. 2012, STÖCKLI et al. 2021, DURBECQ et al. 2022). Soll als „Mitnahmeeffekt“ auch ein Teil der Insektenfauna mit übertragen werden, bietet sich die Mahdgutübertragung an (KIEHL & WAGNER 2006, SŁODOWICZ et al. 2023). Insbesondere bei kleinflächigen und nicht immer mit großen Maschinen (z. B. Ladewagen) zugänglichen Borstgrasrasen stellt die Beerntung mittels „Seedharvester“ eine gute Wahl dar (Abb. 15). Auch die spätere händische Aussaat bringt hier einige technische Vorteile bei der Wiederherstellung von Magerrasen mit sich. Bei stark hängigen Empfängerflächen sollte auch der Erosionsschutz Beachtung finden, welcher bei einer Mahdgutübertragung besser gewährleistet ist.

Bei Knappheit des geeigneten Spendermaterials – wie dies bei den Borstgrasrasen der Fall sein kann – bietet es sich an, das samenreiche Mahdgut oder Samenmaterial mehrerer Spenderflächen zu verwenden. Dies bringt ebenfalls den Vorteil mit sich, dass ein breiteres Artenspektrum zum Übertragen verwendet werden kann. Ebenso können auf einer Empfängerfläche mehrere Renaturierungsverfahren über größere Zeitfenster kombiniert angewendet werden. So kann im Frühjahr und Herbst in einem Teilbereich



Abb. 15: Bei der Wiederherstellung von Magerrasen bietet der Einsatz einer Ausbürstmaschine große Vorteile. (Foto: SICONA)

eine Ansaat mit direkt geerntetem Spendermaterial und im Sommer in einem anderen Abschnitt eine Mahdgutübertragung erfolgen (SCHNEIDER & BREIT 2024).

3.7 Wiederansiedlung gefährdeter Arten

Neben dem Bestandsschutz seltener und gefährdeter Arten sind die Stärkung bestehender Vorkommen der Populationen sowie die Gründung neuer Populationen mittels Wiederansiedlungen eine wichtige Naturschutzmaßnahme. Dies verhindert eine zunehmende genetische Verarmung und das Aussterberisiko im Rückgang begriffener Arten (GODEFROID et al. 2011, ABELI et al. 2016, HÖLZEL 2019). Besonders für Arten mit kurzlebiger Samenbank, geringer Ausbreitungsdistanz oder einer isolierten Lage ihrer Restbestände wird dies heute als wirksames Instrument empfohlen (GODEFROID et al. 2011, DALRYMPLE et al. 2012, DIEKMANN et al. 2016, BREIT et al. 2023). Da auf den Spenderflächen mit geringen Abundanzen vorkommende und seltene, gefährdete Arten meist weniger gut mittels Mahdgutübertragung übertragen werden (BIRO et al. 2024), sollten diese durch Anpflanzungen oder Einzelart-Ansaat per Hand auf renaturierte Flächen gezielt eingebracht werden (SCHNEIDER & BREIT 2024).

Die Erfolgsaussichten der In Situ-Ansiedlung hängen dabei von zahlreichen Faktoren ab, beispielsweise der Vitalität der Jungpflanzen, der Wasserversorgung nach der Pflanzung, möglichen Beeinträchtigungen durch Schnecken- oder Pilzbefall oder den Keimbedingungen bei der Reproduktion; die Überlebens- und Etablierungsraten können je nach Art stark variieren (SCHNEIDER 2019b, BREIT et al. 2023).

Notwendige Genehmigungen zur Sammlung gefährdeter Arten sind vorab bei den Naturschutzbehörden anzufragen. Bei der Sammlung des Ausgangsmaterials (Abb. 16) zur Aufzucht sollte nach dem Sammelstandard von ENSCONET (ENSCONET 2009) vorgegangen werden und dabei auf eine Höchstmenge geachtet sowie an möglichst mehreren Standorten gesammelt werden. Die Aufzucht (Abb. 17) erfordert viel Erfahrung; nicht immer gibt es ausreichend Samenmaterial und die Keimraten sind meist niedrig. Praxisleitfäden können hier gut unterstützen (DIEKMANN et al. 2016, DOLNIK et al. 2020). Sobald die Pflanzen eine gute Durchwurzelung aufweisen, können sie idealerweise im Spätherbst bei ausreichender wetterbedingter Wasserversorgung ausgepflanzt werden (Abb. 18). Dies sollte möglichst in Gruppen von mindestens 100 bis 200



Abb. 16: Zur Wiederansiedlung seltener Arten muss das Ausgangsmaterial händisch gesammelt werden, bei gefährdeten Arten besonders behutsam. (Foto: SICONA)



Abb. 17: Die Aufzucht der Jungpflanzen zur In situ-Ansiedlung erfordert meist viel Erfahrung. (Foto: S. Schneider)



Abb. 18: Sobald die Pflanzen eine gute Durchwurzelung aufweisen, können sie idealerweise im Spätherbst ausgepflanzt werden. Ein Draht schützt vor Störungen durch Wildtiere. (Foto: SICONA)

Pflanzen erfolgen (PAVLIK 1996, GODEFROID et al. 2011, MASCHINSKI & ALBRECHT 2017). Ist nicht ausreichend Aufzuchtmaterial vorhanden, bieten sich auch in den Folgejahren Nachpflanzungen an. Empfehlenswert ist hier das Einmessen mittels einem *High precision positioning*-Sensor direkt nach der Pflanzung. So können die Pflanzen bei der Erfolgskontrolle im regelmäßigen Turnus leicht wiedergefunden werden (BREIT et al. 2023). Um möglichst effizient bei der Auswahl der Spenderpopulationen zu sein und auch eine zu häufige Beerntung zu verhindern, ist eine Erfassung in einer Datenbank unumgänglich.

Da Borstgrasrasen oftmals eine Vielzahl an seltenen Pflanzenarten beherbergen, sollten In Situ-Ansiedlungen bei Wiederherstellungsmaßnahmen mit eingeplant werden (Abb. 19). Je nach Verfügbarkeit des Ausgangsmaterials kann die kostengünstigere direkte Einsaat von Einzelarten gegenüber der Aufzucht und der Anpflanzung bevorzugt werden.

3.8 Ansaat von gebietseigenem Wildpflanzensaatgut

Als weiteres Verfahren zur Wiederherstellung von artenreichem Grünland ist die Ansaat mit gebietseigenem Wildpflanzensaatgut zu nennen. Das auf Feldern produzierte Wildpflanzensaatgut autochthonen Ursprungs (Abb. 20) bietet den Vorteil, dass es einfach und in größeren Mengen verfügbar ist. Die Arten und Anteile der Mischungen können je nach Ziel-Vegetationstyp zusammengestellt

werden und die Suche nach einer geeigneten Spenderfläche entfällt somit (KIRMER et al. 2012). Die Aussaat kann in zwei Zeiträumen im Jahr (Frühjahr und Herbst) manuell oder maschinell erfolgen. Entscheidend ist dabei die richtige Wahl des Saatgutes: Es sollte unbedingt aus gesicherter regionaler Herkunft stammen. Zertifikate wie „VWW (Verband deutscher Wildsamen- und Wildpflanzenvermehrter)-Regiosaaten“ bieten hier entsprechende Qualitätssicherheit (VWW 2024). Auch in Luxemburg wurde vor einigen Jahren mit der Produktion von gebietseigenem Wildpflanzensaatgut begonnen. Das Regelwerk und dessen Zertifikat „Wëllplanzesom Lëtzebuerg“ stellt insbesondere die regionale Herkunft, Qualität und biologische Produktion sicher (SCHNEIDER et al. 2024, SICONA 2023, 2024). Um mittelfristig auf die weiteren Herausforderungen der nationalen und europäischen Ziele an die Wiederherstellung vor allem der mesophilen und feuchten Wiesen und Weiden gut vorbereitet zu sein, ist eine Steigerung der produzierten Saatgutmengen essentiell. Für Borstgrasrasen kommt die Wiederherstellung mittels gebietseigenem Wildpflanzensaatgut u. a. aufgrund der zahlreichen Kennarten, die sich derzeit noch nicht unbedingt in ausreichender Menge im Anbau befinden, weniger in Frage. Auch für Flächen mit eng gefassten Anforderungen an die Herkunft der zu übertragenden Arten, z. B. in Naturschutzgebieten, sollte das mittels der oben vorgestellten Erntemethoden gewonnene Samenmaterial verwendet werden (KIRMER et al. 2012).



Abb. 19: In Situ-Ansiedlungen seltener Arten sollten bei Wiederherstellungsmaßnahmen von Borstgrasrasen mit eingeplant werden. (Foto: S. Schneider)



Abb. 20: Ein weiteres Verfahren zur Wiederherstellung von artenreichem Grünland ist die Ansaat von gebietseigenem Wildpflanzensaatgut. Das auf Feldern produzierte Wildpflanzensaatgut autochthonen Ursprungs steht in größeren Mengen zur Verfügung. (Foto: S. Schneider)

4 Kosten und Austausch

Es gibt in der Zwischenzeit eine Reihe von Handlungsempfehlungen und Praxishandbücher zur Umsetzung von Wiederherstellungen im Grünland, die den Anwendern eine gute Anleitung geben (u. a. BOSSHARD 2000, ZERBE & WIEGLEB 2009, KIRMER et al. 2012, HARNISCH et al. 2014, DIEKMANN et al. 2016, BOSSHARD 2017, KOLLMANN et al. 2019, DOLNIK et al. 2020, SCHNEIDER & WOLFF 2020, WOLFF & SCHNEIDER 2020). Die Verfahren und auch Techniken sind durch zahlreiche Umsetzungen seit vielen Jahren erprobt und werden erfolgreich eingesetzt. Neben den sehr guten wissenschaftlichen Kenntnissen und der umfassenden praxisrelevanten Literatur bieten Fachaustausche – wie dieser Borstgrasrasen-Fachaustausch 2023 im Rahmen des IP-LIFE-Projektes „Atlantische Sandlandschaften“ zum Thema Wiederherstellung und Pflege artenreicher Borstgrasrasen des LRT 6230* im Tiefland – sowie Netzwerke (z. B. Netzwerk Renaturierung, <https://renaweb.standortsanalyse.net>, SCHNEIDER & BREIT 2024) wertvolle Möglichkeiten zum Informationsaustausch. Darüber hinaus sind viele Akteure aus der Renaturierungspraxis offen für die Weitergabe ihrer Erfahrungen und unterstützen gerne bei Fragen zur konkreten Umsetzung.

Die Ergebnisse der Erfolgskontrolle sollten unbedingt kommuniziert und publiziert werden: sowohl die Erfolge als auch die Misserfolge. Es gibt indes zahlreiche Erfahrungswerte hinsichtlich der Übertragungsraten bei Wiederherstellungen, die je nach Verfahren und Zielvegetationstyp sowie Erfassungsmethode stark variieren können (KIRMER et al. 2012, SOMMER et al. 2023, BIRO et al. 2024). Insbesondere zu Magerrasen sind bislang selten Erkenntnisse dazu publiziert.

5 Zusammenfassung

Neben der Erhaltung der wertvollen Graslandlebensräume ist deren Wiederherstellung eine der zentralen Aufgaben des Naturschutzes. Die Durchführung von effektiven Maßnahmen ist aufgrund des noch immer anhaltenden Rückganges des artenreichen Grünlandes dringender denn je und in Luxemburg im Nationalen Naturschutzplan verankert. Renaturierungen ermöglichen es, die Arten- und Biotopvielfalt in unserer Kulturlandschaft wieder zu erhöhen. Artenverarmtes Grünland oder verbuschte Flächen können durch gezielte Renaturierungsmaßnahmen wieder artenreicher und ihrer typischen Pflanzenartenzusammensetzung entsprechend standortgerecht entwickelt werden. Ebenso kann die Umwandlung von Acker- in Grünlandflächen durch Begrünungen erfolgen.

Zur Umsetzung der Wiederherstellung artenreichen Grünlandes steht eine Bandbreite von Techniken und Verfahren zur Wahl. Praxisnah werden hier insbesondere die Mahdgutübertragung, die Ansaat von autochthonen Wiesenmischungen und In Situ-Ansiedlungen gefährdeter Arten vorgestellt. Dabei dienen langjährige Erfahrungen

Auch wenn die Techniken sowohl wissenschaftlich als auch in der Praxis mittlerweile gut untersucht und erprobt sind, ist die Analyse der Ursachen für ein Nichtgelingen zielführend. Insbesondere bei seltenen Vegetationstypen wie den Borstgrasrasen, für die eine besondere Verantwortung besteht, ergeben sich damit noch bessere Chancen auf eine erfolgreiche Wiederherstellung. Die entsprechenden Kosten für die Erfolgskontrolle und begleitende Nachpflege sind bei jeder Maßnahmenplanung einzurechnen. Bei der Planung müssen natürlich außerdem die Kosten berücksichtigt werden, die oft die Wahl des Verfahrens mitbestimmen. Dabei spielen u. a. die Größe und der Ausgangs- und Pflegezustand der Empfängerfläche und damit die vorbereitenden Maßnahmen, die Entfernung der Spender- zur Empfängerfläche sowie die Verfügbarkeit und Kosten der Maschinen eine Rolle. Ein mittel- bis langfristiges Monitoring wird dem Aufwand der Umsetzung vollumfassend gerecht. Die Kosten der Planungs- und Arbeitsschritte sind regional verschieden und abhängig von der Wiederherstellungsmethode; daher sollte die Maßnahme mit ausreichend Vorlauf geplant werden. Neben der umfassenden Planung ist die langfristige Sicherung des Erhalts der renaturierten Flächen maßgeblich. Gerade bei Magerrasen sollten, neben Ausgleichszahlungen für eine extensive Bewirtschaftung, der Flächenkauf oder eine langjährige Pacht in Betracht gezogen werden.

vorwiegend im mesophilen und feuchten Grünland zum Herausarbeiten praxisrelevanter Vorgehensweisen und Bewertungen für eine erfolgreiche Umsetzung. Diese können auch zur Wiederherstellung von Magerrasen, insbesondere Borstgrasrasen, Anwendung finden.

Von der frühzeitigen Planung und Beteiligung aller Akteure, der Auswahl der Spender- und Empfängerflächen und der Bodenvorbereitung über die Ernte- und Ausbringungsmethoden bis hin zur Erfolgskontrolle und Folgenutzung werden die erforderlichen Grundlagen vorgestellt. Dabei wurde darauf geachtet, das für die konkrete Umsetzung notwendige Wissen zu bündeln und anwendungsbezogen darzulegen. Als Ergänzung wurden zu jedem Schritt anschauliche Fotos der Abläufe und benötigten Maschinen gewählt. Die praxisbasierte Darlegung der Vorgehensweisen und Tipps soll zur Wiederherstellung von Borstgrasrasen anregen und die Umsetzung unterstützen.

6 Summary

In addition to the conservation of valuable grassland habitats, their restoration is one of the central tasks of nature conservation. Due to the continuing decline of species-rich grasslands the implementation of effective conservation measures is more urgent than ever and fixed in Luxembourg's National Nature Conservation Plan. Restorations reestablish the diversity of species and biotopes in our cultural landscape. Through targeted measures, species-poor grassland or scrubland can be restored to forms that are more species-rich and display a more typical plant species composition. The conversion of arable land into species-rich grassland can also be achieved.

For the restoration of species-rich grassland a wide range of techniques and methods is available. In step with actual practice, the transfer of freshly mowed plant material, the sowing of autochthonous meadow plant mixtures, and planting of endangered species *in situ* are presented. Numerous years of experience, primarily in mesophilic and wet grassland, form the basis of practical procedures and assessments for a successful implementation. These methods can also be applied to the restoration of nutrient-poor grasslands, especially *Nardus* grasslands.

The necessary basics of early planning and the inclusion of all stakeholders, the selection of donor and recipient areas, soil preparation, harvesting and introduction methods as well as success monitoring and subsequent management are presented. Care was taken to focus on the knowledge required for concrete implementation and to present it in an application-oriented manner. Illustrative photos of the processes and the machines required were chosen to complement each step. The practice-based presentation of the procedures and tips intends to encourage the restoration of *Nardus* grasslands and to support its implementation.

7 Literatur

- ABELI, T., CAUZZI, P., ROSSI, G., ADORNI, M., VAGGE, I., PAROLO, G. & ORSENIGO, S. (2016): Restoring population structure and dynamics in translocated species: learning from wild populations. – *Plant Ecology* 217: 183-192, <https://doi.org/10.1007/s11258-015-0529-x>.
- BIRO, B., WOLFF, C. & SCHNEIDER, S. (2024): 10 Jahre Monitoring belegen die Wiederherstellung Magerer Flachlandmähwiesen in Luxemburg. – *Natur und Landschaft* 4: 161-173, <https://doi.org/10.19217/NuL2024-04-01>.
- BOSSHARD, A. (2000): Blumenreiche Heuwiesen aus Ackerland und Intensiv-Weiden. Eine Anleitung zur Renaturierung in der landwirtschaftlichen Praxis. – *Naturschutz und Landschaftspflege* 32 (6): 161-71.
- BOSSHARD, A. (2017): LocalSeed – Artenreiches Saatgut nach dem Vorbild der Natur, Richtig ansäen. – <https://holosem.ch/autochthones-saatgut/#richtig-ansaen> (gesehen am: 01.03.2024).
- BREIT, F., ALBRECHT, H. & SCHNEIDER, S. (2023): Wiederansiedlung gefährdeter Arten der Pfeifengraswiesen in Luxemburg. – *Tuexenia* 43: 229-258, <https://doi.org/10.14471/2023.43.005>.
- BUCHAROVA, A., MICHALSKI, S., HERMANN, J.-M., HEVELING, K., DURKA, W., HÖLZEL, N., KOLLMANN, J. & BOSSDORF, O. (2017): Genetic differentiation and regional adaptation among seed origins used for grassland restoration: lessons from a multispecies transplant experiment. – *Journal of Applied Ecology* 54 (1): 127-136.
- CRISPI, N. & HOIß, B. (2021): Warum eigentlich gebietsheimisches Saatgut? – *ANLiegen Natur* 43 (2): 39-46.
- DALRYMPLE, S. E., BANKS, E., STEWARD, G. B. & PULLIN, A. S. (2012): A meta-analysis of threatened plant reintroductions from across the globe. – In: MASCHINSKI, J. & HASKINS, K. E. (Hrsg.): *Plant reintroduction in a changing climate: promises and perils*: 31-50, Washington.
- DIEKMANN, M., DUPRÉ, C., MÜLLER, J. & WITTIG, B. (2016): Handlungsleitfaden zur Wiedereinbürgerung von Pflanzenarten als Naturschutzmaßnahme. – Deutsche Bundesstiftung Umwelt, 51 S., Osnabrück.
- DOLNIK, C., JANSEN, D. & RICKERT, B.-H. (2020): Praxisleitfaden Blütenmeer 2020. Blumenwiesen und Heiden entwickeln. – Stiftung Naturschutz Schleswig-Holstein, 51 S., Molfsee.
- DURBECQ, A., ROCHER, L., JAUNATRE, R., LA DUPRÉ TOUR A., BUISSON, E. & BISCHOFF, A. (2022): Mountain grassland restoration using hay and brush material transfer combined with temporary wheat cover. – *Ecological Engineering* 174: 106447.
- DURKA, W., BOSSDORF, O., BUCHAROVA, A., FRENZEL, M., HERMANN, J.-M., HÖLZEL, N., KOLLMANN, J. & MICHALSKI, S. G. (2019): Regionales Saatgut von Wiesenpflanzen: genetische Unterschiede, regionale Anpassung und Interaktion mit Insekten. – *Natur und Landschaft* 94 (4): 146-153.
- ENSCONET (2009): ENSCONET Seed Collecting Manual for Wild Species. – 32 S., www.publicgardens.org/resources/ensconet-seed-collecting-manual-wild-species (gesehen am 01.03.2023).
- EUROPEAN PARLIAMENT AND COUNCIL (2024): Regulation of the european parliament and of the council of 24 June 2024 on nature restoration and amending Regulation (EU) 2022/869. – <https://data.consilium.europa.eu/doc/document/PE-74-2023-REV-1/en/pdf> (gesehen am 10.08.2024).
- EUROPÄISCHE KOMMISSION (2023): Pressemitteilung. Der Grüne Deal: Richtungsweisende Vorschläge zur Wiederherstellung der Natur in Europa bis 2050 und zur Halbierung der Verwendung von Pestiziden bis 2030. – https://ec.europa.eu/commission/presscorner/detail/de/ip_22_3746 (gesehen am: 07.02.2023).
- GODEFROID, S., PIAZZA, C., ROSSI, G., BUORD, S., STEVENS, A.-D., AGURAIUJA, R., COWELL, C., WEEKLEY, C., VOGG, G., IRIONDO, J., JOHNSON, I., DIXON, B., GORDON, D., MAGNANON, S., VALENTIN, B., BJUREKE, K., KOOPMAN, R., VICENS, M., VIREVAIRE, M. & VANDERBORGHT, T. (2011): How successful are plant species reintroductions? – *Biological Conservation* 144 (2): 672-682.
- HARNISCH, M., OTTE, A., SCHMIEDE, R. & DONATH, T. W. (2014): Verwendung von Mahdgut zur Renaturierung von Auengrünland. – 150 S., Stuttgart.
- HÖLZEL, N. (2019): Limitierende Faktoren der Renaturierung. – In: KOLLMANN, J., KIRMER, A., TISCHEW, S., HÖLZEL, N. & KIEHL, K. (Hrsg.): *Renaturierungsökologie*: 35-52, Heidelberg.

- HÖLZEL, N., BISSELS, S., DONATH, T. W., HANDKE, K., HARNISCH, M. & OTTE, A. (2006): Renaturierung von Stromtalwiesen am hessischen Oberrhein. – Landwirtschaftsverlag, 266 S., Münster.
- HÖLZEL, N., REBELE, F., ROSENTHAL, G. & EICHBERG, C. (2009): Ökologische Grundlagen und limitierende Faktoren der Renaturierung. – In: ZERBE S. & WIEGLEB, G. (Hrsg.): Renaturierung von Ökosystemen in Mitteleuropa: 23-53, Heidelberg.
- KIEHL, K., KIRMER, A., DONATH, T., 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 (4): 285-299.
- KIEHL, K. & WAGNER, C. (2006): Effect of hay transfer on long-term establishment of vegetation and grasshoppers on former arable fields. – *Restoration Ecology* 14: 157-166, <https://doi.org/10.1111/j.1526-100X.2006.00116.x>
- KIRMER, A. (2019): Vegetationstechnik der Renaturierung im Offenland. – In: KOLLMANN, J., KIRMER, A., TISCHEW, S., HÖLZEL, N. & KIEHL, K. (Hrsg.): Renaturierungsökologie: 53-70, Heidelberg.
- KIRMER, A., KRAUTZER, B., SCOTTON, M. & TISCHEW, S. (Hrsg.) (2012): Praxishandbuch zur Samengewinnung und Renaturierung von artenreichem Grünland. – Hochschule Anhalt, Lehr- und Forschungszentrum Raumberg-Gumpenstein, 221 S., Irdning.
- KIRMER, A. & TISCHEW, S. (Hrsg.) (2006): Handbuch naturnahe Begrünung von Rohböden. – 184 S., Wiesbaden.
- KOLLMANN, J., KIRMER, A., TISCHEW, S., HÖLZEL, N. & KIEHL, K. (2019): Renaturierungsökologie. – 489 S., Heidelberg.
- KOZIOL, L. & BEVER, J. D. (2017): The missing link in grassland restoration: arbuscular mycorrhizal fungi inoculation increases plant diversity and accelerates succession. – *Journal of Applied Ecology* 54(5): 1301-1309, <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12843>.
- KRIEPEL, Y., SCHNEIDER, S., SCHOPP-GUTH, A. & WALISCH, T. (2019): Feuchtwiesen, Felsbiotop, Silikatmagerrasen, Burgen, Eichen-Niederwälder – Lebensräume auf Schiefer im Norden Luxemburgs. – In: SCHNEIDER, S. (Hrsg.): Ein floristischer und vegetationskundlicher Querschnitt durch die Luxemburger Kulturlandschaft: Von den Felsen im Ösling über artenreiche Graslandgesellschaften hin zu ehemaligen Tagebaugebieten im Gutland. – *Tuexenia Beiheft* 12: 137-187, Luxemburg.
- MASCHINSKI, J. & ALBRECHT, M. A. (2017): Center for Plant Conservation's Best Practice Guidelines for the reintroduction of rare plants. – *Plant Diversity* 39: 390-395.
- MDDI (MINISTÈRE DU DÉVELOPPEMENT DURABLE ET DES INFRASTRUCTURES, DÉPARTEMENT DE L'ENVIRONNEMENT) (Hrsg.) (2009a): Plans d'actions habitats – Plan d'action Formations herbeuses à *Nardus* sur substrats siliceux *Nardetalia*. – 7 S., https://environnement.public.lu/dam-assets/documents/natur/plan_action_especes/habitats-landes-et-formations-herbeuses-a-nardus.pdf (gesehen am 30.04.2023).
- MDDI (MINISTÈRE DU DÉVELOPPEMENT DURABLE ET DES INFRASTRUCTURES, DÉPARTEMENT DE L'ENVIRONNEMENT) (Hrsg.) (2009b): Plans d'actions espèces – Plan d'action *Arnica* (*Arnica montana*). – 5 S., https://environnement.public.lu/dam-assets/documents/natur/plan_action_especes/arnica_montana.pdf (gesehen am 30.04.2023).
- MDDI (MINISTÈRE DU DÉVELOPPEMENT DURABLE ET DES INFRASTRUCTURES, DÉPARTEMENT DE L'ENVIRONNEMENT) (Hrsg.) (2014): Cadastre des biotopes des milieux ouverts. – Shape-file der kartierten Biotop, Version 2014, Luxembourg. – https://environnement.public.lu/fr/natur/biodiversite/mesure_4_cadastre_biotopes/cadastre_biotopes_milieux_ouverts.html (gesehen am 29.03.2023).
- MECDD (MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT, DU CLIMAT ET DU DÉVELOPPEMENT DURABLE) (Hrsg.) (2020): Strategie zum Erhalt und Wiederherstellung des artenreichen Grünlandes in Luxemburg 2020-2030. – 25 S., Luxembourg, https://environnement.public.lu/dam-assets/documents/natur/plan_action_especes/Strategie-zum-Erhalt-und-Wiederherstellung-des-artenreichen-Grünlandes-in-Luxemburg-VsDef.pdf (gesehen am 29.03.2023).
- MECDD (MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT, DU CLIMAT ET DU DÉVELOPPEMENT DURABLE) (Hrsg.) (2023a): Leitfaden zur Bewirtschaftung der nach Artikel 17 des Naturschutzgesetzes geschützten Offenlandbiotop – Bewirtschaftungsempfehlungen sowie unerwünschte und genehmigungspflichtige Eingriffe, 3. Aufl. – 59 S., Luxembourg, https://environnement.public.lu/fr/publications/conserv_nature/2021/biotopleitfaden/ (gesehen am 30.01.2023).
- MECDD (MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT, DU CLIMAT ET DU DÉVELOPPEMENT DURABLE) (Hrsg.) (2023b): Plan National concernant la Protection de la Nature – 3^e plan - à l'horizon 2030. – 83 S., Luxembourg, <https://environnement.public.lu/content/dam/environnement/documents/natur/biodiversite/pnpr/pnpr-version-3.pdf> (gesehen am 29.03.2023).
- MECDD (MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT, DU CLIMAT ET DU DÉVELOPPEMENT DURABLE) (Hrsg.) (2023c): Document d'information relatif au 3^e Plan National concernant la Protection de la Nature. – 60 S., Luxembourg, <https://environnement.public.lu/content/dam/environnement/documents/natur/biodiversite/pnpr/pnpr3-documentdinformation.pdf> (gesehen am 21.11.2023).
- MÉMORIAL (2018a): Loi modifiée du 18 juillet 2018 concernant la protection de la nature et des ressources naturelles et modifiant 1^o la loi modifiée du 31 mai 1999 portant institution d'un fonds pour la protection de l'environnement; 2^o la loi modifiée du 5 juin 2009 portant création de l'Administration de la nature et des forêts; 3^o la loi modifiée du 3 août 2005 concernant le partenariat entre les syndicats de communes et l'État et la restructuration de la démarche scientifique en matière de protection de la nature et des ressources naturelles. – *Mémorial A, Recueil de législation du Journal officiel du Grand-Duché de Luxembourg* N° 771: 1-48.
- MÉMORIAL (2018b): Règlement grand-ducal modifié du 1^{er} août 2018 établissant les biotopes protégés, les habitats d'intérêt communautaire et les habitats des espèces d'intérêt communautaire pour lesquelles l'état de conservation a été évalué non favorable, et précisant les mesures de réduction, de destruction ou de détérioration y relatives. – *Mémorial A, Recueil de législation du Journal officiel du Grand-Duché de Luxembourg* N° 774: 1-23.
- NATUR&ËMWELT (2023): Aktionsplan *Arnica montana* – Vergrößerung der aktuellen Populationen von *Arnica montana*. – www.naturemwelt.lu/de/project/plan-daction-arnica/ (gesehen am 30.04.2023).

- PAVLIK, B. (1996): Defining and measuring success. – In: FALK, D., MILLAR, C. & OLWELL, M. (Hrsg.): *Restoring Diversity, Strategies for Reintroduction of Endangered Plants*. – Island Press: 127-155, Washington.
- PEPLER, C. (1992): Die Borstgrasrasen (*Nardetalia*) Westdeutschlands. – *Dissertationes Botanicae* 193: 1-402 + Anhang, Berlin, Stuttgart.
- PEPLER-LISBACH, C. & PETERSEN, J. (2001): *Calluno-Ulicetea* (G3). Teil 1: *Nardetalia strictae*. Borstgrasrasen. – *Synopsis der Pflanzengesellschaften Deutschlands* 8: 1-117, Göttingen.
- ROSENTHAL, G. & HÖLZEL, N. (2009): Renaturierung von Feuchtgrünland, Auengrünland und mesophilem Grünland. – In: ZERBE S. & WIEGLEB, G. (Hrsg.): *Renaturierung von Ökosystemen in Mitteleuropa*: 283-316, Heidelberg.
- SCHNEIDER, S. (2011): Die Graslandgesellschaften Luxemburgs. – *Ferrantia* 66, 303 S., Luxemburg.
- SCHNEIDER, S. (2018): „LIFE-Grasland-Projekt“ in Luxemburg: Ein kommunaler Beitrag zum Natura 2000-Netzwerk. – *ANLIEGEN Natur* 2018: 137-140.
- SCHNEIDER, S. (2019a): Einführung in den Exkursionsraum Luxemburg: Naturraum, Flora und Vegetation, Naturschutz. – In: SCHNEIDER, S. (Hrsg.): *Jahrestagung der Floristisch-soziologischen Arbeitsgemeinschaft (FlorSoz) in Luxemburg 2019. Ein floristischer und vegetationskundlicher Querschnitt durch die Luxemburger Kulturlandschaft: Von den Felsen im Ösling über artenreiche Graslandgesellschaften hin zu ehemaligen Tagebaugebieten im Gutland*. – *Tuexenia Beiheft* 12: 9-42, Luxemburg.
- SCHNEIDER, S. (2019b): Magerwiesen, Heiden und Niedermoore – Artenreiche Graslandgebiete im Südwesten und Westen Luxemburgs. – In: SCHNEIDER, S. (Hrsg.): *Jahrestagung der Floristisch-soziologischen Arbeitsgemeinschaft (FlorSoz) in Luxemburg 2019. Ein floristischer und vegetationskundlicher Querschnitt durch die Luxemburger Kulturlandschaft: Von den Felsen im Ösling über artenreiche Graslandgesellschaften hin zu ehemaligen Tagebaugebieten im Gutland*. – *Tuexenia Beiheft* 12: 189-277, Luxemburg.
- SCHNEIDER, S. (2023): Vision, Mission und Leitbild – Luxemburgs Strategie zum Erhalt und zur Wiederherstellung des artenreichen Grünlandes. – In: *Expertenbrief Landschaftspflege*, Verlag Eugen Ulmer, 2/2023, www.nul-online.de/luxemburgs-strategie-zum-erhalt-und-zur-wiederherstellung-des-artenreichen-gruenlandes,QUIEPTc1MTIzMTEmTUIEPTExMTE.html (gesehen am 20.11.2023).
- SCHNEIDER, S. & BREIT, F. (2024): Faktoren eines Erfolgskonzeptes. Schulterblick: Erfahrungsaustausch zu Renaturierungen von artenreichem Grünland. – *Naturschutz und Landschaftsplanung* 56 (7): 32-35.
- SCHNEIDER, S., DUPREZ, V. & HELMINGER, T. (2024): *Wöllplanzesom Lëtzebuerg* – Vermehrung von Wildpflanzen-Saatgut zur naturnahen Begrünung und Renaturierung. – *Naturschutz und Landschaftsplanung* 56 (2): 34-37.
- SCHNEIDER, S. & WOLFF, C. (2020): Grünland-Renaturierungen mit autochthonem Spendermaterial in Luxemburg. – *Natur in NRW* 45 (3): 22-27.
- SCHNEIDER, S. & WOLFF, C. (subm.): Renaturierungsverfahren im mesophilen Grünland – ein Erfahrungsbericht aus der Praxis aus Luxemburg. – *BfN-Schriften* (subm.).
- SICONA (2023): *Zertifiziertes Wildpflanzen-Saatgut – Made in Luxemburg. „Wöllplanzesom Lëtzebuerg“*. – <https://sicona.lu/projekte/saatgut> (gesehen am 20.03.2023).
- SICONA (2024): *Wöllplanzesom Lëtzebuerg – Zertifizierung*. – <https://wellplanzen.lu/zertifiziertes-saatgut-made-in-luxemburg> (gesehen am 10.08.2024).
- SLODOWICZ, D., DURBECQ, A., LADOUCEUR, E., ESCHEN, R., HUMBERT, J.-Y. & ARLETTAZ, R. (2023): The relative effectiveness of different grassland restoration methods: A systematic literature search and meta-analysis. – *Ecological Solutions and Evidence* 4 (2), <https://doi.org/10.1002/2688-8319.12221>.
- SOMMER, L., KLINGER, Y. P., DONATH, T. W., KLEINEBECKER, T. & HARVOLK-SCHÖNING, S. (2023): Long-term success of floodplain meadow restoration on species-poor grassland. – *Frontiers in Ecology and Evolution* 10, <https://doi.org/10.3389/fevo.2022.1061484>.
- STÖCKLI, A., SLODOWICZ, D., ARLETTAZ, R. & HUMBERT, J.-Y. (2021): Transfer of invertebrates with hay during restoration operations of extensively managed grasslands in Switzerland. – *Journal of Insect Conservation* 25 (1): 189-194.
- VEREINTE NATIONEN (2019): Dekade der Vereinten Nationen für die Wiederherstellung der Ökosysteme (2021-2030). – Resolution A/RES/73/284 vom 1. März 2019, www.un.org/depts/german/gv-73/band3/ar73284.pdf (gesehen am 20.03.2023).
- VWW (VERBAND DEUTSCHER WILDSAMEN- UND WILDPFLANZENPRODUZENTEN) (2024): Regelwerk zur Zertifizierung von „VWW-Regiosaaten®“ für gebietseigenes Saat- und Pflanzgut von Kräutern und Gräsern. – 23 S., www.natur-im-vww.de/wp-content/uploads/2022/03/2023_VWW-Regelwerk-Regiosaaten_Stand_20240409.pdf (gesehen am 20.03.2024).
- WOLFF, C. & SCHNEIDER, S. (2020): *Anleitung zu Grünland-Renaturierungsverfahren von artenreichen Wiesen & Weiden – Wiederherstellung von mageren Flachlandmähwiesen FFH-Lebensraumtyp 6510 – Als Leitfaden u. a. zur Einbindung in Kompensationsverfahren*. – Unter Mitarbeit von Gilles Biver & Thierry Kozlik (MECDD), 21 S., https://sicona.lu/wp/wp-content/uploads/Gr%C3%BCnlandrenaturierungs-Anleitung_05_2020.pdf (gesehen am 01.03.2023).
- ZERBE, S. & WIEGLEB, G. (Hrsg.) (2009): *Renaturierung von Ökosystemen in Mitteleuropa*. – 498 S., Berlin, Heidelberg.

Die Autorin



Dr. Simone Schneider ist Leiterin der wissenschaftlichen Abteilung des Naturschutzsyndikates SICONA. Ihre Forschungsschwerpunkte sind unter anderem Fragen des angewandten Arten- und Biotopschutzes sowie die Renaturierungs- und Vegetationsökologie. Sie ist Mitglied im Vorstand der Floristisch-soziologischen Arbeitsgemeinschaft e. V. und Präsidentin der Naturforschenden Gesellschaft Luxemburgs. (Foto: SICONA/Eric Devillet)

Dr. Simone Schneider
 Naturschutzsyndikat SICONA
 12, rue de Capellen, L-8393 Olm
simone.schneider@sicona.lu

Fördermöglichkeiten für Borstgrasrasen in Niedersachsen

von Annette Most

Inhalt

1	Einleitung	306	2.3	Erschwernisausgleich Dauergrünland	309
2	Flächenbezogene Fördermaßnahmen	306	2.4	Fazit zu flächenbezogenen Fördermöglichkeiten	309
2.1	Einjährige Angebote	306	3	Investive Fördermaßnahmen	310
2.1.1	Flächenprämien (Direktzahlungen)	306	3.1	GAK-Fördermaßnahme Naturschutz	310
2.1.2	Öko-Regelungen	307	3.2	Erhalt und Entwicklung der Biologischen (BioIV)	310
2.2	Agrarumweltmaßnahmen	307	3.3	Sonstige Möglichkeiten der Finanzierung	310
2.2.1	Maßnahmen zum Schutz Besonderer Biotoptypen (BB)	307	4	Zusammenfassung	310
2.2.2	Nachhaltige und naturschutzgerechte Grünlandbewirtschaftung (GN)	309	5	Summary	310
			6	Quellen	311

1 Einleitung

Für die finanzielle Unterstützung der Bewirtschaftung und Pflege von Borstgrasrasen sowie für deren Instandsetzung und Wiederherrichtung stehen in Niedersachsen unterschiedliche Fördermöglichkeiten zur Verfügung. Die landesweit angebotenen Maßnahmen werden im Allgemeinen für die Zeitspanne der EU-Förderperiode der gemeinsamen Agrarpolitik (GAP) programmiert und ausgestaltet. Förderbedingungen, einzuhaltende Bewirtschaftungsauflagen, angebotene Varianten, Prämienhöhe u. ä. werden in Richtlinien festgelegt.

Für die Antragsteller ist die Kontaktaufnahme mit der zuständigen unteren Naturschutzbehörde (UNB) zu empfehlen. Diese kann zu den unterschiedlichen Fördermöglichkeiten sowie ihrer Eignung für die spezielle Fläche und den landwirtschaftlichen Betrieb Auskunft geben. Zudem ist aus formalen Gründen vielfach eine Abstimmung der Maßnahmen mit der zuständigen UNB erforderlich.

Im Folgenden wird ein Überblick über die angebotenen Maßnahmen in der KLARA-Förderperiode (2023 - 2027) gegeben. Seit Einführung der GAP wurden die Förderangebote des Landes zur Bewirtschaftung von Magerrasen über die EU-Förderperioden hinweg kontinuierlich verbessert, z. B. durch höhere Fördersätze, Kombinierbarkeit bestimmter Maßnahmen untereinander und flächenspezifische Bewirtschaftungspläne.

Die Bewirtschafter und Bewirtschafterinnen von Borstgrasrasen in Niedersachsen können im Rahmen der folgenden Maßnahmen eine finanzielle Unterstützung erhalten.

Jährliche Zahlungen bei regelmäßiger Bewirtschaftung

- Flächenprämien (Direktzahlungen) im Rahmen der 1. Säule der Agrarförderung
- Öko-Regelungen, freiwillige Maßnahmen im Rahmen der 1. Säule der Agrarförderung
- Agrarumwelt- und Klimaschutzmaßnahmen (AUKM)
- Erschwernisausgleich Dauergrünland (EA).

Finanzielle Unterstützung bei Durchführung investiver Maßnahmen

- Gemeinschaftsaufgabe „Verbesserung der Agrarstruktur und des Küstenschutzes (GAK):
A – Grunderwerb; B – Insektenschutz
- Erhalt und Entwicklung der Biologischen Vielfalt (BioIV).

Sonstige Fördermittel des Naturschutzes

- Landesprioritätenliste zur Umsetzung der Natura 2000-Erfordernisse durch die unteren Naturschutzbehörden:
A – Pflege- und Entwicklung (PE) in Natura 2000-Gebieten, NSG; B – Artenschutz (AS), landesweit
- Mittel der ökologischen Stationen für die Umsetzung von Pflege- und Entwicklungsmaßnahmen
- Naturschutzmittel der Landkreise (u. a. Ersatzgeld)
- Stiftungen, Projekte u.a.

2 Flächenbezogene Fördermaßnahmen

2.1 Einjährige Angebote

2.1.1 Flächenprämien (Direktzahlungen)

Für Borstgrasrasen können, wie für alle landwirtschaftlich genutzten Flächen, Direktzahlungen (Basisprämien, jetzt „Einkommensstützung für Nachhaltigkeit“) im Rahmen

der bundesweit einheitlichen Agrarförderung der 1. Säule der gemeinsamen Agrarpolitik (GAP) beantragt werden. Anträge können alle aktiven Betriebsinhaberinnen und Betriebsinhaber stellen, die eine Betriebsfläche über 1 ha landwirtschaftlich bewirtschaften. Dabei muss die Größe

der Einzelflächen (Schläge) über 0,3 ha liegen (Ausnahmen möglich, s. BMEL 2023).

In Niedersachsen sind die Anträge jährlich bis zum 15. Mai bei den Bewilligungsstellen der Landwirtschaftskammer (LWK) zu stellen. Weitere Informationen dazu gibt es unter: www.agrarfoerderung-niedersachsen.de/agrarfoerderung/thema/378_ANDI_Sammelantrag

- Quellen: BLE (2024); BMEL (2023)
- Hinweis: Veränderungen und Anpassungen zu den Direktzahlungen werden auf der Internetseite des BMEL bekannt gegeben: www.bmel.de/DE/themen/landwirtschaft/eu-agrarpolitik-und-foerderung/direktzahlung/direktzahlung_node.html

2.1.2 Öko-Regelungen

In der KLARA-Förderperiode gibt es bundesweit erstmalig die in der 1. Säule der GAP eingeführten, freiwillig zu vereinbarenden, einjährigen Öko-Regelungen. Für die Bewirtschaftung von Borstgrasrasen können die folgenden drei Maßnahmen geeignet sein.

Stehenlassen von Altgrasstreifen oder Altgrasflächen in Dauergrünland (ÖR 1d)

Ob die Vereinbarung von Altgrasstreifen/-flächen für Borstgrasrasen sinnvoll ist, hängt im Wesentlichen vom Pflegezustand der jeweiligen Fläche ab. Bei unternutzten Flächen ist eher davon abzuraten. Im günstigen Fall können Altgrasstreifen oder Altgrasflächen die Habitatdiversität erhöhen oder als Pufferzonen fungieren.

Förderbedingungen:

Mindestgröße 0,1 ha, maximal zwei Jahre an derselben Stelle, höchstens 20 % der Fläche eines Schlages; ÖR 1d darf nur vereinbart werden, wenn die Altgrasstreifen/-flächen mindestens 1 % und maximal 6 % des betrieblichen Dauergrünlandes umfassen. Beweidung oder Mahd sind frühestens ab 1. September durchzuführen.

Extensivierung des gesamten Dauergrünland des Betriebes (ÖR 4)

Bei der Vereinbarung können Borstgrasrasen einbezogen werden, jedoch ist auf diesen Flächen über die vorgegebenen Bewirtschaftungsauflagen hinaus vollständig auf Düngung zu verzichten.

Förderbedingungen:

Im gesamten Betrieb werden mindestens 0,3 und höchstens 1,4 Raufutter fressende Großvieheinheiten je ha förderfähiges Grünland gehalten. Die Düngung ist eingeschränkt, das Ausbringen von Pflanzenschutzmitteln nicht erlaubt.

Ergebnisorientierte extensive Bewirtschaftung von Dauergrünlandflächen mit Nachweis von mindestens vier regionalen Kennarten (ÖR 5)

Förderbedingungen:

Der Nachweis von mindestens vier Arten einer regional vorgegebenen Kennartenliste ist auf der vorgeschriebenen Erfassungsgerade zu erbringen. Dieser gelingt auf Borstgrasrasen in der Regel gut.

Besonders hervorzuheben ist, dass diese Maßnahme mit allen anderen aufgeführten Fördermaßnahmen kombiniert werden kann.

- Quelle: NLWKN (2023)

Schlussbemerkung zu den Öko-Regelungen:

Die Öko-Regelungen haben zum Teil gestaffelte Prämien nach Umfang und Anteil der vereinbarten Flächen an der Betriebsfläche.

Die hier aufgeführten Öko-Regelungen lassen sich kombinieren. Flächen mit Borstgrasrasen können in die Vereinbarungen einbezogen werden. Jedoch ist die Einhaltung der Förderbedingungen alleine nicht ausreichend, um die Vegetation der Borstgrasrasen zu erhalten. Hierzu bedarf es weiterer Bewirtschaftungseinschränkungen, wie Verzicht auf Düngung und Pflanzenschutzmitteln.

- Quellen/Hinweise zu allen Öko-Regelungen s. 2.1.

2.2 Agrarumweltmaßnahmen

Die 2. Säule der Agrarförderung (Europäischer Landwirtschaftsfonds für die Entwicklung des ländlichen Raums, ELER) umfasst die Agrarumwelt- und Klimaschutzmaßnahmen (AUKM) zur nachhaltigen und umweltschonenden Bewirtschaftung der natürlichen Ressourcen sowie zum Klimaschutz.

Es handelt sich grundsätzlich um freiwillig zu vereinbarende fünfjährige Fördermaßnahmen, an die bestimmte Förderbedingungen geknüpft sind. Die landwirtschaftlichen Betriebe können die Vereinbarungen jährlich im Frühjahr bis zum 15. Mai bei den Bewilligungsstellen der Landwirtschaftskammer zeitgleich mit den Anträgen auf die allgemeine Agrarförderung der 1. Säule beantragen (www.agrarfoerderung-niedersachsen.de/agrarfoerderung/thema/377). Die genauen Förderbedingungen sind in der AUKM Richtlinie festgelegt (RICHTLINIE AUKM 2023). Allgemeine Hinweise zu den AUKM gibt es unter: www.ml.niedersachsen.de/startseite/themen/landwirtschaft/agrarfoerderung/agrarumweltmassnahmen_aum/agrarumwelt-und-klimamassnahmen-aukm-121421.html

2.2.1 Maßnahmen zum Schutz Besonderer Biotoptypen (BB)

Für die Förderung der Bewirtschaftung von Borstgrasrasen besonders gut geeignet sind die „Maßnahmen zum Schutz Besonderer Biotoptypen (BB)“. Diese Vereinbarungen können auf den Flächen mit Magerrasen, Sand- und Moorheiden, mesophilem Grünland sowie Bergwiesen abgeschlossen werden. Dazu müssen die Gebiete mit den o. g. Lebensräumen von der UNB als Förderkulisse gemeldet worden sein. Die Förderkulissen können bei entsprechend geeigneten Flächen jährlich durch die UNB aktualisiert werden.

Auf den Vereinbarungsf lächen ist grundsätzlich die Bodenbearbeitung, das Ausbringen von Pflanzenschutzmitteln und die Verwendung von chemisch-synthetischen Düngemitteln untersagt. Es kann eine Maßnahme Beweidung (BB1) oder eine Maßnahme Mahd (BB2) vereinbart werden. Beide Fördermaßnahmen bieten die Möglichkeit, vordefinierte Zusatzleistungen zu vereinbaren, die gesondert vergütet werden. Dabei handelt es sich u. a. um aus naturschutzfachlicher Sicht besonders geeignete Wirtschaftsweisen, wie z. B. Handmahd, Einsatz eines Balkenmähers oder alternierende Schonflächen. Für jede Vereinbarungsf läche ist von der UNB ein speziell auf die vorhandene Vegetationsausprägung und auch faunistische Schutzziele ausgerichteter Bewirtschaftungsplan zu erstellen, der im Vereinbarungszeitraum umzusetzen ist. Hierin werden Auflagen wie z. B. Nutzungstermine, Haltungsformen oder Art und Anzahl der Weidetiere geregelt. Die Pläne können bei Bedarf, z. B. bei nicht vorhersehbarer Ausbreitung von

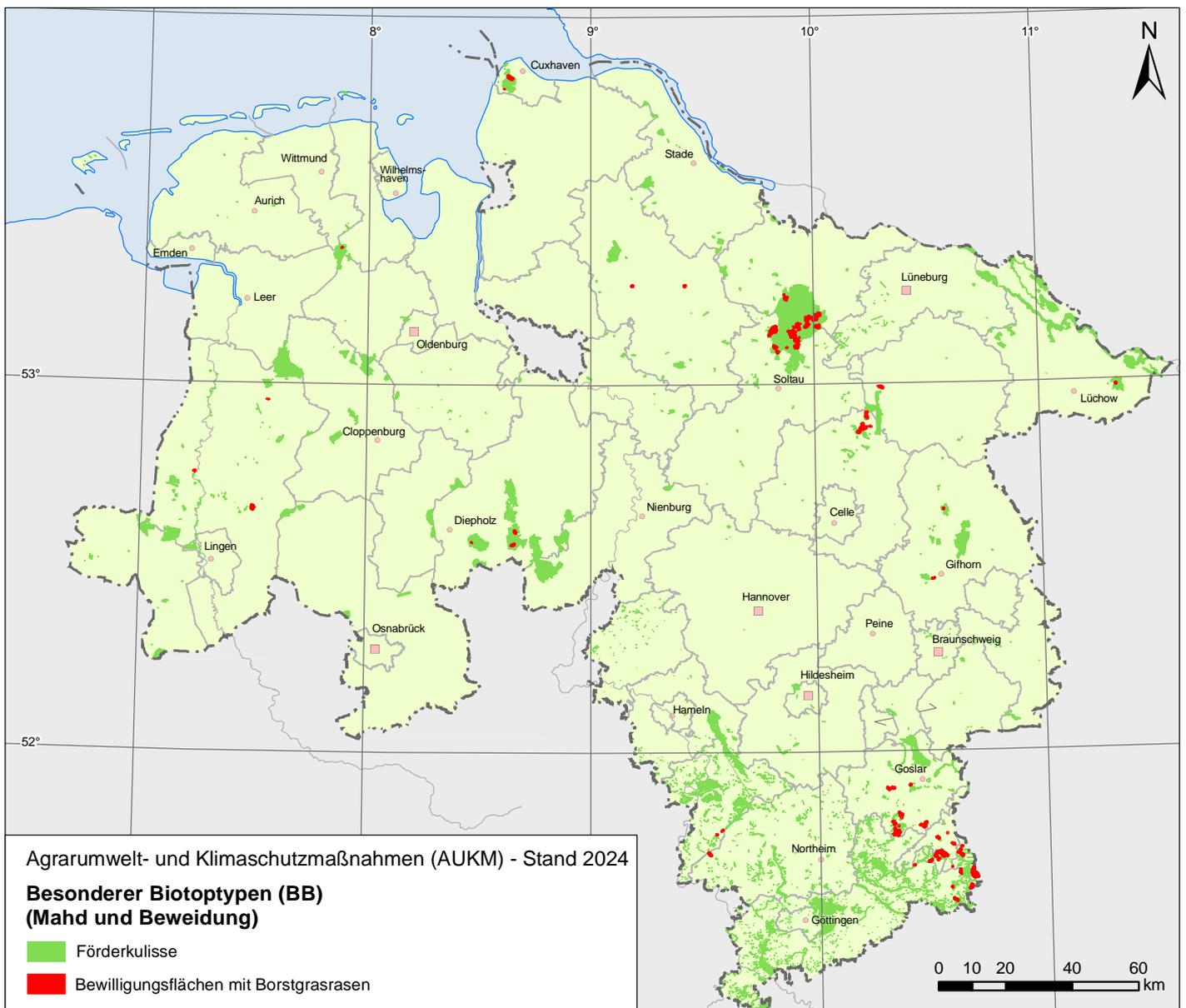


Abb. 1: Fördermaßnahmen zum Schutz Besonderer Biotypen (BB) im Rahmen der Agrarumweltmaßnahmen: Förderkulisse sowie Bewilligungsflächen mit Borstgrasrasen (Stand 2024)

unerwünschten Pflanzen, von der UNB, möglichst mit Zustimmung des Bewirtschafters, angepasst werden. Die im Bewirtschaftungsplan formulierten Auflagen sind verpflichtend. Die Einhaltung ist Bestandteil der Kontrollen zur Maßnahme und werden bei Verstößen sanktioniert.

Landesweit sind Borstgrasrasen in Niedersachsen auf ca. 500 ha nachgewiesen (Stand 2023). Davon liegen ca. 70 % in der Förderkulisse der BB-Maßnahmen. Auf 60 %

der Borstgrasrasen bestehen laufende Vereinbarungen im Rahmen dieser Maßnahme. Zusätzlich wird ein kleinerer Flächenanteil im Rahmen von Grünlandmaßnahmen gefördert. Weitere Borstgrasrasen befinden sich auf Flächen im Eigentum der öffentlichen Hand und werden häufig im Rahmen spezieller Bewirtschaftungsvereinbarungen fachgerecht bewirtschaftet.

Tab. 1: Fördersätze Besondere Biotoptypen (BB) in der Klara-Förderperiode (2023-2027)

AUKM	Zuwendungsbestimmungen	Förderhöhe (€/ha/Jahr)
BB 1 Beweidung	Beweidung von Magerrasen, montanen Wiesen, mesophilem Grünland	411 €/ha
	Beweidung von Sand- und Moorheiden	390 €/ha
	■ Zuschlag A (Erschwerte Bedingungen)	208 €/ha
	■ Zuschlag B (Mahd Teilflächen zweijähriger Rhythmus)	207 €/ha
	■ Zuschlag C (Teilflächen zweijähriger Rhythmus, Handmahd)	565 €/ha
BB 2 Mahd	Mahd von montanen Wiesen und mesophilem Grünland einschließlich Abtransport	369 €/ha
	■ Zuschlag A (Erschwerte Bedingungen, z. B. extreme Hanglagen, nicht verwertbarer Aufwuchs u. a.)	517 €/ha
	■ Zuschlag B (Handmahd)	1.200 €/ha
	■ Zuschlag C (Bewirtschaftung mit einem Mähbalken)	70 €/ha
	■ Zuschlag D (Schonfläche überjährig, Nutzung nur im 2. und 4. Verpflichtungsjahr)	63 €/ha

Alle Zuschläge können nur in Abstimmung mit der UNB vereinbart werden. Die Kombinationsmöglichkeiten sind tw. eingeschränkt.

2.2.2 Nachhaltige und naturschutzgerechte Grünlandbewirtschaftung (GN)

Des Weiteren können Borstgrasrasen im Rahmen der AUKM-Grünlandmaßnahmen zur nachhaltigen und naturschutzgerechten Grünlandbewirtschaftung finanziell gefördert werden. Am differenziertesten können die weitreichenden Bewirtschaftungseinschränkungen, die für den Fortbestand der Magerrasen einzuhalten sind, in der Maßnahme GN 4 (Zusätzliche Bewirtschaftungsmaßnahmen in Schutzgebieten) vereinbart werden. In den in der Förderkulisse liegenden Schutzgebieten können auf Basis der sog. Punktwerttabelle (PWT) die über die Schutzgebietsverordnung hinausgehenden Bewirtschaftungsaufgaben in Abstimmung mit der UNB passend zusammengestellt, freiwillig vereinbart und entsprechend honoriert werden. Eine jährliche Aktualisierung der Förderkulisse durch die UNB ist möglich.

Borstgrasrasen können ebenfalls in die Vereinbarungen der Grünlandmaßnahmen GN 1 (Nachhaltige Grünlandnutzung), GN 2 (Naturschutzgerechte Bewirtschaftung in Schwerpunkträumen des Wiesenvogelschutzes) und GN 3 (Weidenutzung in Hanglagen) einbezogen werden. Allerdings sind die bei diesen drei AUKM formulierten und honorierten Bewirtschaftungsaufgaben allein für den Erhalt der Magerrasenvegetation nicht ausreichend.

In der AUKM **GN 5 (Artenreiches Grünland)** kann für die Flächen mit Vorkommen von mindestens 6 (GN 56) und für mindestens 8 (GN 58) Pflanzenarten der regional vorge-

gebenen Kennartenliste des extensiv genutzten Grünlands eine zusätzliche Vereinbarung abgeschlossen werden. Diese Maßnahme baut auf ÖR 5 (s. o.) auf und verwendet dieselbe regionale Kennartenliste. In mehr oder weniger gut ausgeprägten Borstgrasrasen sind die erforderlichen Kennarten im Allgemeinen gemäß der vorgegebenen Methode nachzuweisen. Ferner ist eine einheitliche Bewirtschaftung der Flächen vorgegeben. Bodenbearbeitung und Nachsaaten sind untersagt.

■ Quelle: RICHTLINIE AUKM (2023)

2.3 Erschwernisausgleich Dauergrünland

Borstgrasrasen gehören zu den nach § 30 BNatSchG gesetzlich geschützten Biotopen. Als solche haben die Bewirtschafter und Bewirtschafterinnen nach der Verordnung über den Erschwernisausgleich Dauergrünland bei Bewirtschaftung gemäß amtlich angeordneter Auflagen einen Anspruch auf finanziellen Ausgleich, da die Nutzung der Flächen zum Zweck der Pflanzenproduktion oder Nutztierhaltung deutlich eingeschränkt ist. Dazu müssen die Flächen der gesetzlich geschützten Borstgrasrasen bekannt gegeben und die Anordnung der einzuhaltenden Nutzungseinschränkungen erfolgt sein.

Für die in den Verordnungen der Naturschutzgebiete (inkl. Nationalparke und Biosphärenreservat „Niedersächsische Elbtalau“ Gebietsteil C) festgelegten Bewirtschaftungseinschränkungen auf privaten Grünlandflächen ist der Anspruch der Bewirtschaftenden auf die Gewährung eines finanziellen Ausgleichs ebenfalls in der Verordnung über den Erschwernisausgleich Dauergrünland sichergestellt. Die Höhe der Prämien wird mittels Punktwerttabelle, welche derjenigen zur AUKM stark ähnelt, berechnet.

Der Antrag auf Erschwernisausgleich ist jährlich zusammen mit den allgemeinen Anträgen auf Agrarförderung zu stellen. Eine Verlängerung bestehender Anträge erfordert wenig Aufwand. Die Bagatellgrenze pro Antrag beträgt 150 €.

■ Quelle: EA-VO-DAUERGRÜNLAND (2021)

2.4 Fazit zu flächenbezogenen Fördermöglichkeiten

Es gibt verschiedene Fördermöglichkeiten, um die Bewirtschaftung von Borstgrasrasen finanziell zu unterstützen. Einerseits besteht für die landwirtschaftlichen Betriebe bei einfachen Fördermaßnahmen mit geringen Bewirtschaftungsaufgaben die Möglichkeit, Borstgrasrasen mit einzubeziehen und entsprechende Prämien zu erhalten. Andererseits können besser honorierte Vereinbarungen mit weiterreichenden speziellen Bewirtschaftungsaufgaben abgeschlossen werden. Es ist darauf zu achten, ob und wie die Maßnahmen kombiniert werden dürfen, damit es zu keiner Doppelförderung mit entsprechendem Sanktionsrisiko kommt.

3 Investive Fördermaßnahmen

3.1 GAK-Fördermaßnahme Naturschutz

Im Rahmen der Gemeinschaftsaufgabe Verbesserung der Agrarstruktur und des Küstenschutzes des Bundes (GAK) ist in Niedersachsen die Fördermaßnahme Naturschutz programmiert. Zuwendungszweck ist die „Schaffung, Wiederherstellung und Entwicklung von Lebensräumen und Lebensstätten wildlebender Tier- und Pflanzenarten“. Die Maßnahme gliedert sich in A: Grunderwerb in Schutzgebieten und B: Förderung der Insektenvielfalt. Die Förderung von Borstgrasrasen erfüllt die Förderkriterien voll umfänglich. Anträge können von Gebietskörperschaften, gemeinnützigen juristischen Personen sowie Verbänden gestellt werden, die bei der Bewilligung bis zu 90 %, im Einzelfall bis 100 % der Kosten erstattet bekommen. Die Bagatellgrenze liegt bei 25.000 € pro Antrag. Aktuelle Informationen, Kontaktpersonen, die genauen Förderbedingungen und Antragsfristen gibt es unter www.nlwkn.niedersachsen.de/gak.

3.2 Erhalt und Entwicklung der Biologischen Vielfalt (BioIV)

Die im Rahmen der ELER-VO geförderten investiven Maßnahmen sollen dem Erhalt, der Entwicklung und Wiederherstellung von Lebensräumen und Arten mit hoher Bedeutung für den Naturschutz dienen. Im Rahmen der Richtlinie können in Natura 2000-Gebieten und der Kulisse der Niedersächsischen Moorlandschaften Vorhaben wie Pflege- und Entwicklungsmaßnahmen auf Magerrasen (Entbuschung),

Grunderwerb, Ankauf von Spezialmaschinen, Bestandserfassungen, Managementpläne oder mehrjähriges Monitoring i. d. R. 80 % der förderfähigen Ausgaben finanziert werden. Anträge können von der UNB, Naturschutzverbänden, Trägern der Vor-Ort-Betreuung und Ähnlichen gestellt werden. Dabei beträgt die Bagatellgrenze pro Antrag für Gebietskörperschaften 75.000 € und für andere Antragsteller 50.000 €. Weitere Informationen gibt es unter www.nlwkn.niedersachsen.de/225211.html. Kontaktpersonen sind jeweils in den regionalen Betriebsstellen des NLWKN zu finden.

3.3 Sonstige Möglichkeiten der Finanzierung

Zur Umsetzung der Natura 2000-Erfordernisse, und damit auch für Pflege und Entwicklung artenreicher Borstgrasrasen, kann die UNB jährlich über die sog. Landesprioritätenliste Mittel für Pflege- und Entwicklungsmaßnahmen und Artenschutzmittel des Landes beantragen. Wegen der begrenzt zur Verfügung stehender Mittel erfolgt eine landesweite Priorisierung.

Darüber hinaus kann die Möglichkeit bestehen, Maßnahmen mit Mitteln der UNB (z. B. Ersatzgeld), der ökologischen Stationen in ihrem jeweiligen Betreuungsgebieten, von Naturschutzstiftungen oder im Rahmen spezieller Förderprojekte umzusetzen.

4 Zusammenfassung

In Niedersachsen gibt es vielfältige Förderangebote, die für den Erhalt, die Verbesserung und die Wiederherstellung von Borstgrasrasen infrage kommen. Welches Instrument letztendlich im konkreten Fall geeignet ist, richtet sich nach der Art und Dauer der erforderlichen Maßnahme, der Lage der Flächen und der Höhe des Mittelbedarfs. Die Antragstellung bedarf einer guten Vorbereitung. Nicht zuletzt sind die Fristen, in denen Anträge gestellt werden können, von großer Bedeutung, ebenso die zur vollständigen Umsetzung des Vorhabens zur Verfügung stehenden Zeiträume.

Erfahrungsgemäß ist davon auszugehen, dass auch künftig bei der Weiterentwicklung der Förderinstrumente im Naturschutz für die so bedeutenden Borstgrasrasen fortwährend Mittel zur Verfügung gestellt werden.

Ansprechpartner sind vorrangig die unteren Naturschutzbehörden und die regionalen Betriebsstellen des NLWKN – Geschäftsbereich Naturschutz.

5 Summary

In Lower Saxony, there is a wide range of funding available for the conservation, improvement and restoration of *Nardus* grasslands. Which funding instrument is most suitable in a specific case depends on the type and duration of the intended measure, the location of the sites and the amount of funding required. The application ought to be well prepared. Last but not least, the deadlines within which applications can be submitted are of great importance, as is the time available to complete the project.

Based on experience, it can be assumed that funding for measures targeting *Nardus* grasslands will continue to be made available in the future as the funding instruments for nature conservation are further developed.

Central contacts on this matter are the lower nature conservation authorities and the regional operating offices of the NLWKN.

6 Quellen

- BLE (BUNDESANSTALT FÜR LANDWIRTSCHAFT UND ERNÄHRUNG) (2024): GAP kompakt 2024. – 25 S., www.ble-medienservice.de/gap-kompakt-2024.html
- BMEL (BUNDESMINISTERIUM FÜR ERNÄHRUNG UND LANDWIRTSCHAFT) (2023): Umsetzung der Gemeinsamen Agrarpolitik der Europäischen Union 2023 in Deutschland (Direktzahlungen, Öko-Regelungen, InVeKoS und Konditionalität) – 95 S., www.bmel.de/SharedDocs/Downloads/DE/Broschueren/gap-2023
- EA-VO-DAUERGRÜNLAND (2021): Verordnung über den Erschwernisausgleich für Dauergrünland in geschützten Teilen von Natur und Landschaft. – RdErl. v. 14.12.2021, Nds. GVBl. S. 894.
- NLWKN (2023): Bestimmungshilfe für die in den Fördermaßnahmen verwendeten Kennarten. – 84 S., www.nlwkn.niedersachsen.de/klara-artenreiches-gruenland
- RICHTLINIE AUKM (2023): Richtlinie über die Gewährung von Zuwendungen zur Förderung einer nachhaltigen und umwelt-, klima- sowie naturschutzgerechten Bewirtschaftung von landwirtschaftlich genutzten Flächen in Bremen, Hamburg und Niedersachsen. – RdErl. v. 28.8.2023, Nds. MBl. S. 806.

Die Autorin



Annette Most, Dipl. Biol., Jahrgang 1959, Studium Universität Düsseldorf mit Schwerpunkt Geobotanik, ab 1990 freiberuflich Tätigkeit mit den Arbeitsschwerpunkten Bestandserfassung von Flora und Vegetation in Niedersachsen und Brandenburg, Erstellung von Fachgutachten, Pflege- und Entwicklungspläne und Monitoring von Maßnahmenflächen. Seit 2002 Tätigkeit im NLWKN mit Schwerpunkt auf der Evaluierung und Umsetzung von Agrarumweltmaßnahmen.

Annette Most
NLWKN - Biotopschutz
Göttinger Chaussee 76a, 30453 Hannover
annette.most@nlwkn.niedersachsen.de

Arten- und insektenschonende maschinelle Bewirtschaftungsverfahren für die Instandsetzung und Pflege von Borstgrasrasen

von Ortrun Schwarzer

Inhalt

1	Situation der Insektenfauna und Lebensraumansprüche	312	4	Zusammenfassung	316
2	Fauna der Borstgrasrasen in der atlantischen Region Niedersachsens	312	5	Summary	316
3	Wirkung maschineller Bewirtschaftung auf Flora und Fauna und Handlungsempfehlungen für artenschonende Bewirtschaftung und artenschonenden Maschineneinsatz	314	6	Literatur	316

1 Situation der Insektenfauna und Lebensraumansprüche

Eine Reihe von Studien und Publikationen dokumentieren einen bedrohlichen Schwund der Biodiversität in unserer Landschaft. Ein zentrales Problem ist das „Insektensterben“, der drastische Rückgang von Insekten und seine Folgen, die in vielerlei Hinsicht von übergeordneter Bedeutung sind. Da ist zum einen der Verlust von Bestäuberleistung. Viele Insektengruppen, allen voran Wildbienen und Fliegen, aber auch Schmetterlinge und Käfer tragen zur Bestäubung bei und liefern so einen essentiellen Beitrag für den Erhalt der Wildpflanzenvielfalt und sichern die Produktivität etlicher Nutzpflanzen. Zum anderen reduzieren sich durch den Rückgang von Insekten Nahrungsressourcen für höhere Arten, wie z. B. für Vögel und Fledermäuse (HABEL 2019).

Der Insektenschwund ist ein kontinuierlicher, seit Jahrzehnten zu beobachtender Prozess, der sowohl die Häufigkeit von Insektenindividuen als auch die Artenvielfalt insgesamt umfasst. Eine zentrale Untersuchung stellt die sog. „Krefeldstudie“ dar (HALLMANN et al. 2017). Die Langzeitstudie zeigt die negative Entwicklung der Biomasse fliegender Insekten in 63 deutschen Schutzgebieten (Natura 2000-Gebiete, NSG, LSG, ...) im Zeitraum zwischen 1989 und 2016 auf. Es wurde ein Rückgang der Insekten-Biomasse von im Durchschnitt 76 %, im Hochsommer sogar bis zu 82 % nachgewiesen. Während zunächst v. a. Areal-

rückgänge seltener und spezialisierter Arten zu verzeichnen waren, sind von dieser Entwicklung seit 30 bis 40 Jahren auch häufige Arten und ganze Lebensgemeinschaften betroffen.

Ein essentieller Schlüsselfaktor, um artenreiche Insektengemeinschaften zu fördern und zu erhalten, ist eine hohe Habitatqualität. Dazu gehören ein warmes Mikroklima, wie es für frühe und mittlere Sukzessionsstadien und besonnte, offene Bereiche typisch ist. Ebenso essentiell ist eine hohe Phytodiversität, d. h. Pflanzenartenvielfalt bei gleichzeitigem Blütenreichtum. Und nicht zuletzt ist eine hohe Strukturvielfalt (Habitat-Heterogenität) wichtig, die bspw. durch ein ausgeprägtes Mikrorelief, das Vorhandensein kurzrasiger und langrasiger Partien oder strukturreiche Saumstrukturen entsteht (FARTMANN et al. 2021). Insektenarten durchlaufen während ihrer Individualentwicklung verschiedene Entwicklungsstadien. Viele sind, wie z. B. der Warzenbeißer, zwingend auf eine hohe Habitat-Heterogenität angewiesen, da in den verschiedenen Entwicklungsphasen unterschiedliche Mikrohabitate benötigt werden. Flächen mit hoher Habitat-Heterogenität sind in gewissem Maße geeignet, Auswirkungen des Klimawandels abzufedern (FARTMANN et al. 2021) oder das Überleben von Arten trotz starker Fragmentierung der Lebensräume zu ermöglichen.

2 Fauna der Borstgrasrasen in der atlantischen Region Niedersachsens

Über die spezifische Fauna von Borstgrasrasen in Niedersachsen ist wenig bekannt. Es existieren kaum systematische Erhebungen. Anhand der Erkenntnisse aus anderen Regionen und verschiedenen Beobachtungen auf den Projektflächen des IP LIFE-Projektes „Atlantische Sandlandschaften“ sind charakteristische, teils seltene Insektenarten aus den Gruppen Heuschrecken, Schmetterlinge und Widderchen, Wildbienen sowie Wanzen und Zikaden in den

Borstgrasrasen des niedersächsischen Tieflands zu erwarten oder vereinzelt nachgewiesen.

Eine bemerkenswert artenreiche Heuschreckenfauna konnte PITTIUS (2025) für einen Borstgrasrasen (LRT 6230*, Erhaltungsgrad B) nahe Ahnsbeck (Landkreis Celle) nachweisen. Die Fläche liegt isoliert in überwiegend ackerbau-lich intensiv genutzter Agrarlandschaft. Dennoch wurden bei zwei Begehungen im Hochsommer 2024 15 verschie-

dene Heuschreckenarten festgestellt, darunter zwei nach der Roten Liste Niedersachsens (GREIN 2005) als gefährdet (Gef.-Kat. 3) eingestufte Arten sowie der Kleine Heidegrashüpfer (*Stenobothrus stigmaticus*) (Abb. 1b), der im niedersächsischen Tiefland als stark gefährdet (Gef.-Kat. 2) gilt.

Der winzige Heidegrashüpfer ernährt sich phytophag von Gräsern und ist eine typische Art extensiv genutzter, niedrigwüchsiger bodensaurer Magerrasen, wobei Borstgrasrasen und Schafschwingel-Sandtrockenrasen bevorzugt werden (GREIN 2010, NLWKN 2011, PITTIIUS 2025). Er benötigt

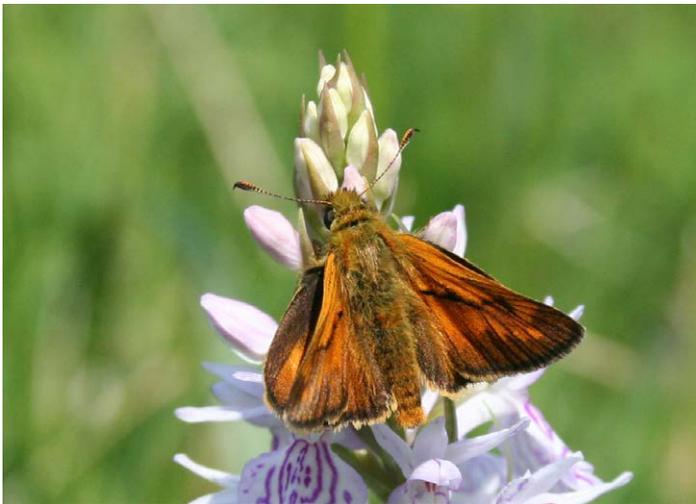


Abb. 1 a-d: Trockenrasen-Dickleibspanner (*Lycia zonaria*) o. l. (Foto: O. Schwarzer), Kleiner Heidegrashüpfer (*Stenobothrus stigmaticus*) o. r. (Foto: H.-J. Clausnitzer), Rostfleckiger Dickkopffalter (*Ochlodes venata*) u. l. (Foto: O. Schwarzer), Schmalbiene (*Lasioglossum* sp.) auf Arnika, u. r. (Foto: K. Meyn)

ganzjährig kurzrasige Grasfluren bei mittlerer bis geringer Bodenfeuchte, mit geringer Humusaufgabe und vereinzelt offenen Bodenstellen (PITTIIUS 2025, MERTENS mdl. Mitt. 2025). Nach PITTIIUS (2025) zeigt der Kleine Heidegrashüpfer eine enge Bindung an Borstgras- und Schafschwingel-Magerrasen und kann daher als Charakterart betrachtet werden. Die im Rahmen des LIFE-Projektes initiierte Erhaltungspflege durch bedarfsweise Mahd mit Abtransport in Kombination mit episodischer Rinderbeweidung wird für den Erhalt der Heidegrashüpfer-Population als optimal angesehen (PITTIIUS 2025). Für einen Borstgrasrasen-Sandmagerrasen-Komplex im Osten Hannovers berichtet MARKS (2022) ebenfalls über dessen hohe Bedeutung für das Vorkommen des Kleinen Heidegrashüpfers sowie für Heuschrecken insgesamt.

Von herausragender Bedeutung ist das Vorkommen des Trockenrasen-Dickleibspanners (*Lycia zonaria*) im Magerrasenkomplex Camp Reinsehlen, der vorzugsweise die als Borstgrasrasen eingestufteten Teilflächen besiedelt. Es handelt sich wohl um das deutschlandweit individuenreichste

Vorkommen dieser in Niedersachsen und in ganz Deutschland vom Aussterben bedrohten Art (Gef.-Kat. 1) (MERTENS schriftl. Mitt. 2025, LOBENSTEIN 2004). Der Falter fliegt von März bis April. Die Weibchen findet man häufig an Stängeln ruhend (Abb. 1a). Während die Eiablage an trockenen Grashalmen zwischen Stängel und Blatt erfolgt, leben die Raupen polyphag an verschiedensten Pflanzen. Entscheidend für das Vorkommen scheint ein Mikroklima, das auch durch eine besondere Habitatkontinuität mit über Jahrzehnte recht kurzrasiger, aber relativ artenreicher Krautvegetation mit ausgeprägter Blühphase gekennzeichnet ist (MERTENS schriftl. Mitt. 2025). Die spezifischen Lebensraumsprüche des Trockenrasen-Dickleibspanners unterstreichen sowohl das Erfordernis einer arten- und blütenreichen Vegetation (Phytophoretät) als auch von vereinzelt Altgrasbeständen für die Eiablage und als Ruheplatz (Habitat-Heterogenität).

Als weitere charakteristische Arten sind insbesondere unter den Schmetterlingen und Heuschrecken anzunehmen: Rundaugen-Mohrenfalter (*Erebia medusa*), Ockerbindiger

Samtfalter (*Hipparchia semele*), Wachtelweizen-Schneckenfalter (*Melitaea athalia*), Mittlerer Perlmutterfalter (*Argynnis niobe*; Eiablage an Hunds-Veilchen) sowie Warzenbeißer (*Decticus verrucivorus*) (NLWKN 2022). Als Vertreter der Wirbeltiere lässt sich z. B. die Waldeidechse immer wieder beobachten, seltener die Zauneidechse.

Die vorgenannten Beispiele vermitteln einen Eindruck davon, welche hohen faunistischen Wert Borstgrasrasen bei regelmäßiger und angepasster Pflege aufweisen können. Es ist daher unverzichtbar, bei Instandsetzung und Dauerpflege das Augenmerk auch auf eine arten- und insektenschonende Technik und Bewirtschaftung zu legen.

3 Wirkungen maschineller Bewirtschaftung auf Flora und Fauna und Handlungsempfehlungen für artenschonende Bewirtschaftung und artenschonenden Maschineneinsatz

Auch wenn viele Borstgrasrasen traditionell einer Beweidung unterliegen, ist die Bedeutung der Mahd für die Wiederherstellung und Instandsetzung sowie bei der Bewirtschaftung bestimmter Ausprägungen nicht zu vernachlässigen. Eine Mahd ist nicht grundsätzlich die schlechtere Option. Bei Instandsetzungspflege und Nährstoffkompensation dient sie, u. U. in Kombination mit Maßnahmen zum Entfilzen und Entmoosen, dem Biomasseentzug, bei der Dauerpflege auf von jeher gemähten Flächen der Erhaltung der Habitatkontinuität. Daher kommt es nicht darauf an, ob gemäht, sondern wie und womit eine Mahd ausgeführt wird. Kommen eine artenschonende Technik und maximal naturverträgliche Mahdverfahren zum Einsatz, lassen sich negative Auswirkungen entscheidend verringern. Die nachfolgenden Ausführungen und Empfehlungen basieren, soweit sie auf Borstgrasrasen übertragbar sind, auf einem Praxisleitfaden für die Grünlandbewirtschaftung (SCHWARZER et al. 2023).

Eine zentrale Bedeutung bei der Mahd kommt dem dafür eingesetzten Gerät zu. Es hat nicht nur Einfluss auf die Tierwelt, sondern auch auf die Regenerationsfähigkeit des Bestands und die Qualität und Verwertbarkeit des gewonnenen Materials. Ein wesentlicher Unterschied ist dabei die Funktionsweise, d. h. ob mit rotierenden oder schneidenden Werkzeugen gearbeitet wird. Eine Übersicht zur Wirkung der verschiedenen Mähtechniken gibt Abb. 2.

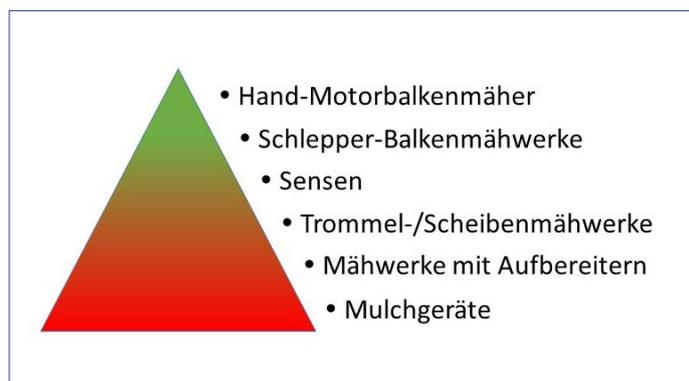


Abb. 2: Reihung der Mähtechnik hinsichtlich ihrer schädigenden Wirkung auf die Fauna (von oben nach unten zunehmende Intensität) (VAN DE POEL & ZEHM 2014)

Auf Mulchgeräte, deren Arbeitsweise in einem Abschleppen des Pflanzenmaterials in Kombination mit starker Sogwirkung besteht, ist zu verzichten, da sie für die sich in der Vegetation aufhaltenden Kleintiere zu fast 100 % tödlich

sind. Je stärker das Mulchgut zerkleinert wird, desto weniger kann es abgeräumt werden. Generell trägt Mulchen zur Nährstoffakkumulation und Bildung von Streufilzaufgaben bei und konterkariert so die Pflegeziele für Borstgrasrasen. Sollten in gut begründeten Ausnahmefällen doch einmal „Einwegsysteme“, sog. Mähcontainer (Mähen – Häckseln – Abtransport) zum Einsatz kommen, darf dies stets nur auf Teilflächen und in zeitlich versetztem Abstand geschehen, um Regenerationspotenziale zu erhalten.

Rotationsmähwerke (Kreismähwerke, Scheibenmähwerke) erzeugen infolge der Sogwirkung durch die rotierenden Elemente ebenfalls große Verluste bei Kleintieren und Wirbellosen, die im Durchschnitt bei etwa zwei Drittel Mortalität pro Schnitt liegen (HUMBERT et al. 2010).

Als schonendste Variante der Bewirtschaftung empfiehlt sich der Einsatz von Doppelmesser-Mähbalken, die bei bodennah lebenden Insekten, Reptilien und Amphibien die geringsten Verluste verursachen. Doppelmessermähwerke schneiden die Pflanzen gleich einer Schere sauber ab. Sie fallen an Ort und Stelle um, die rotationsbedingte Sogwirkung bleibt aus. All das macht die Technik deutlich weniger gefährlich für die Tierwelt. Verschiedene Untersuchungen zeigen, dass beim Einsatz von Messerbalken nur etwa halb so viele Insekten zu Schaden kommen wie bei rotierenden Mähwerken (VAN DE POEL & ZEHM 2014). Der glatte Schnitt wirkt sich zudem sehr positiv auf die Regenerationsfähigkeit des Pflanzenbestandes aus, der sich zügig erholt und schneller wieder austreibt.



Abb. 3: Selbstfahrender Einachsmäher mit Doppelmesserbalken sowie Stachelwalzenrädern zur Schonung von Boden und Fauna (Foto: O. Schwarzer)



Abb. 4: Großes Heupferd (*Tettigonia viridissima*) nach überstandener Mahd (Foto: O. Schwarzer)

Moderne Doppelmesser-Mähwerke können schleppergeführt betrieben werden. Für die oftmals kleinteilig ausgeprägten Borstgrasrasen, bei denen die Bewirtschaftung durch Reliefunebenheiten, Gehölze o. ä. erschwert ist, eignen sich mehr noch selbstfahrende Einachsmäher. Sie arbeiten mit grossdimensionierten Stachelwalzenrädern und durch ihr geringes Gewicht besonders tier- und bodenschonend. Mähbalken sind in unterschiedlichen Arbeitsbreiten von 1,25 m bis 2,35 m verfügbar und können den jeweiligen Gegebenheiten entsprechend gewählt werden. Heuschieber und Bandrechen ergänzen die artenschonende Bewirtschaftung beim Zusammentragen und Aufnehmen des Mahdgutes.

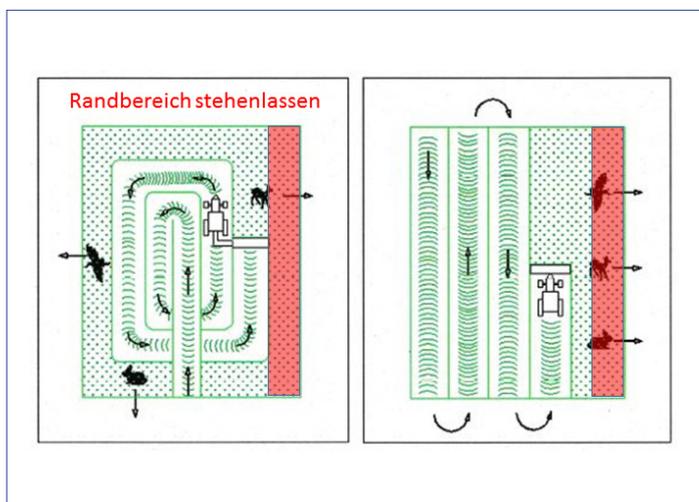


Abb. 5: Tierschonende Befahrungsmuster bei der Graslandbewirtschaftung (verändert nach PROCHNOW & MEIERHÖFER 2003)

Neben der eingesetzten Technik spielt die Art und Weise der Mahd selbst eine Rolle. In Teilbereichen oder zu bestimmten Zeiten stellt der Verzicht auf eine Mahd eine sehr wichtige Maßnahme zum Insektenschutz dar. Ungemähte oder alternierend gemähte (Rand-)Streifen bzw. eine örtlich gestaffelte Mahd (Mosaikmahd) bieten Insekten Rückzugsorte, Überwinterungsmöglichkeiten und das Potenzial zur Wiederbesiedlung der gemähten Flächen.

Über die Wahl des Befahrungsmusters lassen sich vor allem die Gefahren für junge Wildtiere, Vögel, Reptilien und Amphibien sowie viele Insektenarten deutlich abmildern. Die Mahdrichtung und das Mahdmuster sollten so gewählt werden, dass mobile Kleintiere in Richtung auf einen ungemähten Randstreifen (Fluchtstreifen) oder eine Nachbarparzelle hin ausweichen können (Abb. 5). Grundsätzlich sollte sämtliches Befahren auf das Nötigste beschränkt werden.

Unter faunistischen Gesichtspunkten ist bei der Mahd eine Schnitthöhe von 10 cm (besser 12 cm) einzuhalten, da so deutlich mehr bodennah lebende Insekten, Reptilien und Amphibien überleben. Diese Schnitthöhe muss auch unbedingt eingehalten werden, um die Horste des Borstgrases nicht zu beschädigen.

Eine wichtige Pflegemaßnahme bei der Instandsetzung von Borstgrasrasen und zur Nährstoffkompensation stellt die Beseitigung von Verfilzungen und Vermoosung durch Striegeln dar. Eine starke Verfilzung mit dichten Streuauflagen ist häufig nach andauernder Unternutzung zu beobachten. Leichtes Striegeln beseitigt den Streufilz und fördert konkurrenzschwache, kleine und lichtbedürftige Pflanzenarten. Bei einem guten Grünlandstriegel passen sich die Zinken durch eine federnde Wirkung den Unebenheiten der Bodenoberfläche an und arbeiten narbenschonend. Wegen des hohen Anteils horstiger Gräser in Borstgrasrasen ist besondere Umsicht erforderlich. Zu starke Narbenverletzungen durch sich herauslösende Soden sind unbedingt zu vermeiden. Das anfallende Material sollte aufgepresst und von der Fläche gefahren werden.

Um auf die Auswirkungen von Unternutzung, Nährstoffeinträgen und Klimaveränderungen reagieren zu können, ist die Anwendung neuer Managementstrategien denkbar. Einen möglichen Ansatz stellt die sog. Vornutzung durch Vormahd oder Vorweide dar (ANGERER et al. 2023). Derartige Konzepte bieten große Chancen, sind aber vor Umsetzung sehr sorgfältig auf ihre Auswirkungen auf das flächenspezifische Arteninventar (floristisch und faunistisch) hin zu prüfen.



Abb. 6: Umsetzung eines Mosaikmahdkonzeptes (Foto: O. Schwarzer)

4 Zusammenfassung

Der Schwund der Insektenfauna hat dramatische Auswirkungen auf nahezu alle anderen Organismengruppen, auf die Resilienz und die Regenerationsfähigkeit der Ökosysteme. Zudem sind intakte, qualitativ hochwertige und bestmöglich gepflegte Lebensräume essenziell für artenreiche Insektengemeinschaften. Obwohl über die Tierwelt der Borstgrasrasen im niedersächsischen Tiefland bisher wenig bekannt ist, deuten Zufallsfunde auf eine hohe faunistische Bedeutung u. a. für Schmetterlinge und Heuschrecken hin. Bei der Pflege und Wiederherstellung von Borstgrasrasen sind maschinelle Verfahren für die Erreichung aller Flächenziele unverzichtbar. Empfehlungen zum Einsatz von geeigneten Verfahren zeigen auf, wie eine größtmögliche Schonung der Tier- und Pflanzenwelt gewährleistet werden kann.

6 Literatur

- ANGERER, V., KATZENMAYER, D., RIMBÖCK, A., HÖLZL, S. & HABEL, J. C. (2023): Artenreiche Borstgrasrasen durch Vormahd und Vorweide erhalten. – ANLiegen Natur 45(2): 97-110.
- FARTMANN, T., STUHLREHER, G., STREITBERGER, M. & HELBING, F. (2021): Die Bedeutung der Habitatqualität für den Schutz der Insektenvielfalt. – Naturschutz und Landschaftsplanung 53 (7): 12-17.
- GREIN, G. (2005): Rote Liste der in Niedersachsen und Bremen gefährdeten Heuschrecken mit Gesamtartenverzeichnis. – Inform.d. Naturschutz Nieders. 25 (1) (1/05): 1-20.
- GREIN, G. (2010): Fauna der Heuschrecken (Ensifera & Caelifera) in Niedersachsen. – Naturschutz Landschaftspf. Niedersachs. 46, 183 S., Hannover.
- HABEL, J. C. (2019): Insektenschwund: Trends und Treiber. – Entomologie heute 31: 257-261.
- HALLMANN, C. A., SORG, M., JONGEJANS, E., SIEPEL, H., HOFLAND, N., SCHWAN, H., STENMANS, W., MÜLLER, A., SUMSER, H., HÖRREN, T., GOULSON, D. & DE KROON, H. (2017): More than 75 percent decline over 27 years in total flying insect biomass in protected areas. – PLoS ONE 12: e0185809.
- HUMBERT, J.-Y., RICHTER, N., SAUTER, J. & WALTER, T. (2010): Wiesen-Ernteprozesse und ihre Wirkung auf die Fauna. – ART-Ber. 724, 12 S.
- LOBENSTEIN, U. (2004): Rote Liste der in Niedersachsen und Bremen gefährdeten Großschmetterlinge mit Gesamtartenverzeichnis. – Inform.d. Naturschutz Nieders. 24 (3) (3/04): 165-196.
- MARKS, S. (2022): Pflege- und Entwicklungsplanung für einen Borstgrasrasen-Sandtrockenrasen-Komplex in Hannover unter besonderer Berücksichtigung der Heuschreckenfauna. – Masterarbeit Inst. für Umweltplanung Universität Hannover, 91 S. + Anhang, unveröff.
- NLWKN (Hrsg.) (2011): Vollzugshinweise zum Schutz von Wirbellosenarten in Niedersachsen. – Wirbellosenarten mit Priorität für Erhaltungs- und Entwicklungsmaßnahmen – Kleiner Heidegrashüpfer (*Stenobothrus stigmaticus*). – Niedersächsische Strategie zum Arten- und Biotopschutz, Hannover, 8 S., www.nlwkn.niedersachsen.de/download/50191

5 Summary

The decline in insect fauna has a dramatic impact on almost all other groups of organisms and on the resilience and regenerative capacity of ecosystems. Furthermore intact, high-quality, and well-maintained habitats are essential for species-rich insect communities. Although little is known so far about the fauna of the *Nardus* grassland in the lowlands of Lower Saxony, chance discoveries indicate a high faunistic significance for butterflies and grasshoppers, among others. Mechanical methods are indispensable for the maintenance and restoration of *Nardus* grassland in order to achieve all area objectives. Recommendations on the use of suitable methods show how the greatest possible protection of flora and fauna can be ensured.

- NLWKN (Hrsg.) (2022): Vollzugshinweise zum Schutz der FFH-Lebensraumtypen sowie weiterer Biotoptypen mit landesweiter Bedeutung in Niedersachsen – Artenreiche Borstgrasrasen. – Niedersächsische Strategie zum Arten- und Biotopschutz, Hannover, 15 S., www.nlwkn.niedersachsen.de/download/25849
- PITTIUS, U. (2025): Die Heuschreckenfauna eines Borstgrasrasens im Schmarloh (Samtgemeinde Lachendorf, Landkreis Celle). – Unveröff. Manuskript, 7 S., Celle.
- PROCHNOW, A. & MEIERHÖFER, J. (2003) Befahrmuster bei der Grünlandmahd: Faunaschonung und Aufwendungen. – Landtechnik 58: 252-253.
- SCHWARZER, O., PRÜTER, J. & WÜBBENHORST, J. (2023): Grünlandbewirtschaftung in der Elbtalaue – ein Praxisleitfaden für die Landwirtschaft. – Hrsg.: Biosphärenreservatsverwaltung Elbtalaue, 63 S.
- VAN DE POEL, D. & ZEHEM, A. (2014): Die Wirkung des Mähens auf die Fauna der Wiesen – Eine Literaturliteraturauswertung für den Naturschutz. – ANLiegen Natur 36 (2): 36-51.

Die Autorin



Ortrun Schwarzer, Jahrgang 1965, Studium der Landespflege an der Universität Hannover. Ab 2002 freiberufliche Tätigkeit bei der Ingenieurgesellschaft entera und mit eigenem Gutachterbüro Inula. Von 2010 bis 2021 Mitarbeiterin der Biosphärenreservatsverwaltung Niedersächsische Elbtalaue in Hitzacker. Vielfältige Arbeitsschwerpunkte in den Bereichen Eingriffsregelung und Auenmanagement, u. a. Hochwasserschutz, Natura 2000, Grünlandmanagement und -entwicklung sowie Kooperation mit der Landwirtschaft. Im Herbst 2021 Wechsel zum NLWKN – Landesweiter Biotopschutz. Seither im Integrierten LIFE-Projekt „Atlantische Sandlandschaften“ als „Specialist“ für Fachfragen zu Lebensraumtypen sowie für die Konzeption und Durchführung des LRT-Monitorings zuständig.

Ortrun Schwarzer
NLWKN – Biotopschutz
Göttinger Chaussee 76 A, 30453 Hannover
ortrun.schwarzer@nlwkn.niedersachsen.de

Exkursion zu Borstgrasrasen des Lebensraumtyps 6230* in den Landkreisen Heidekreis, Rotenburg (Wümme) und Verden

von Burghard Wittig

Inhalt

1	Einleitung	317	3	Diskussion	323
2	Die Exkursionsziele	318	4	Zusammenfassung	324
2.1	Magerrasen Camp Reinsehlen (Landkreis Heidekreis)	318	5	Summary	324
2.2	Borstgrasrasen bei Badenstedt (Landkreis Rotenburg (Wümme))	319	6	Literatur	324
2.3	Walleletal (Landkreis Verden)	321			
2.4	Quellhang Scharnhorst (Landkreis Verden)	321			

1 Einleitung

Zur Abrundung der Fachvorträge wurde im Rahmen des Fachaustauschs „Wiederherstellung und Pflege artenreicher Borstgrasrasen des LRT 6230* im Tiefland“ im Zuge des IP-LIFE Projektes „Atlantische Sandlandschaften“ eine abwechslungsreiche Fachexkursion durchgeführt. Ziel war es, ein Bild von der aktuellen Situation der Borstgrasrasen im nordwestdeutschen Tiefland zu gewinnen und einige Aspekte zur Erhaltung und Pflege dieser Rasen vor Ort zu diskutieren.

Es wurden insgesamt vier Gebiete mit Borstgrasrasen aufgesucht (Abb. 1, Tab. 1). Die Rasen bei Camp Reinsehlen wurden bereits am ersten Tag der Tagung auf einer Abendexkursion begangen. Am zweiten Tag des Fachaustausches folgten dann die anderen drei Gebiete (Borstgrasrasen bei Badenstedt, Walleletal und Quellhang Scharnhorst). Alle besuchten Ziele weisen den FFH-Lebensraumtyp 6230* „Artenreiche Borstgrasrasen“ auf.

Borstgrasrasen sind im Norddeutschen Tiefland heute sehr zerstreut (SCHWABE et al. 2019). Deswegen mussten vom Tagungsort Niederhaverbeck zunächst ca. 60 km zurückgelegt werden, um das erste Exkursionsziel bei Badenstedt (Zeven) mit gut ausgeprägten Borstgrasrasen zu erreichen. Um artenreichere Bestände beispielhaft vorstellen zu können, waren die Borstgrasrasen bei Badenstedt und der Quellhang Scharnhorst als Ziele ausgewählt worden. Neben der Vorstellung der typischen Artenkombination wurde erläutert und diskutiert, wie diese Bestände erhalten werden können. Die artenärmeren Bestände bei Camp Reinsehlen und im Walleletal dienten vor allem dazu, verschiedene weitere Aspekte der Pflege- und Entwicklung von Borstgrasrasen zu diskutieren.

Tab. 1: Liste der Exkursionsziele

Gebiet	Fläche	Pflanzengesellschaft	Biotoptypen	Erhaltungszustand FFH-LRT 6230*
Magerrasen Camp Reinsehlen	2.500 m ²	<i>Galium saxatile-Nardus stricta</i> -Gesellschaft	RNT	B
Borstgrasrasen Badenstedt	44.500 m ²	Gentiano-Nardetum strictae	RNF, RNT	B
Walleletal	760 m ²	Juncetum squarrosi	RNF	entfällt*
Quellhang Scharnhorst	1.500 m ²	Gentiano-Nardetum strictae	RNF	A

*unterhalb Signifikanzschwelle

Pflanzengesellschaft nach PEPLER-LISBACH & PETERSEN (2001), Biotoptypen nach Drachenfels (2021)

RNT = Trockener Borstgras-Magerrasen tieferer Lagen; RNF = Feuchter Borstgras-Magerrasen

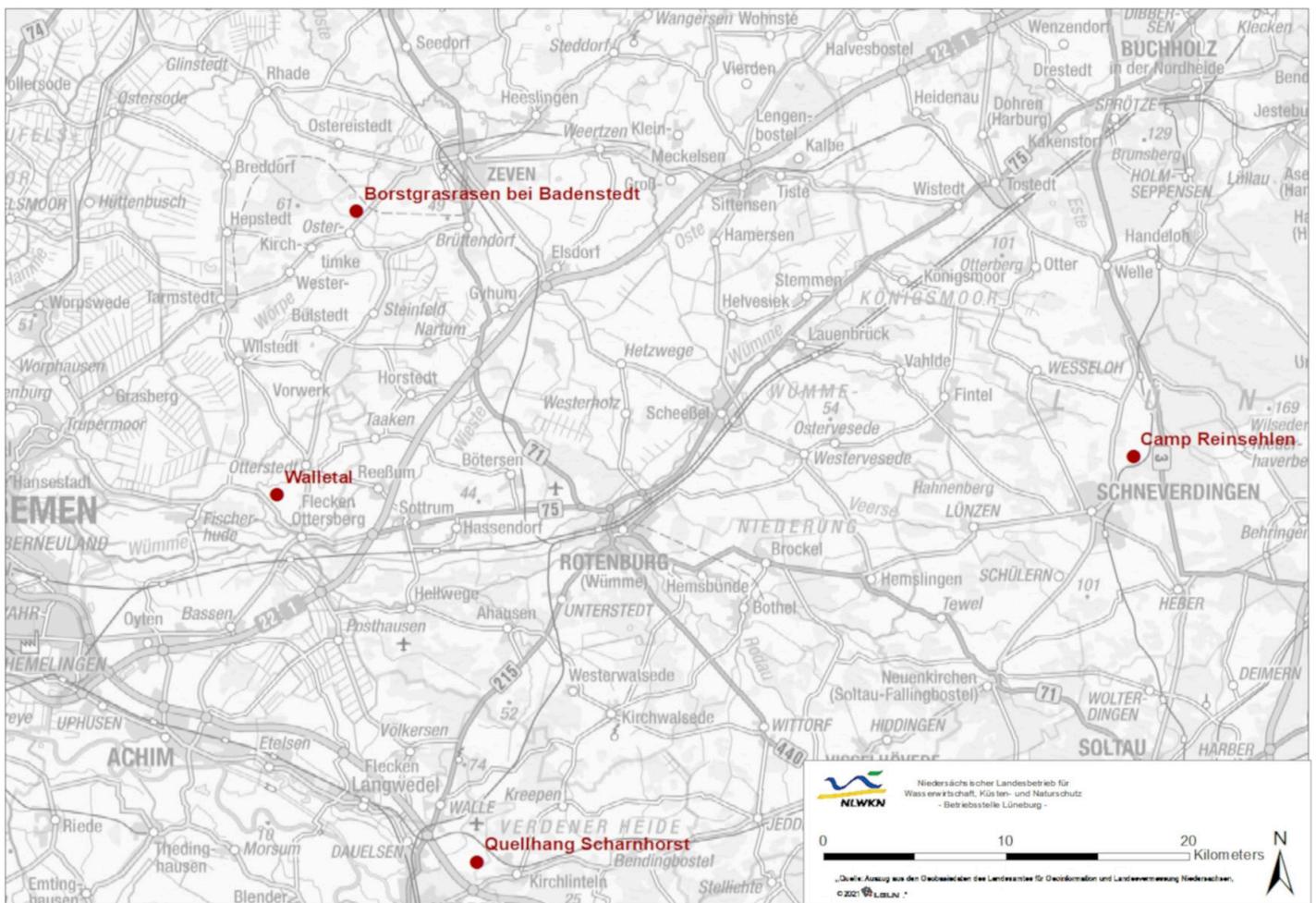


Abb. 1: Lage der Exkursionsziele

2 Die Exkursionsziele

2.1 Magerrasen Camp Reinsehlen (Landkreis Heidekreis)

Das ehemalige Flugplatz- und Truppenübungsgelände von 180 ha Größe wird hauptsächlich von bodensauren Magerrasen unterschiedlicher Ausprägung eingenommen, daneben spielen Sandheiden eine größere Rolle. Ende der 1930er-Jahre wurde mit dem Bau eines Feldflughafens begonnen. Die Fläche bestand bis zur Einebnung aus einem flachwelligen Dünengelände, das im Norden und Nordwesten hauptsächlich mit Eichen und Birken bewachsen war. Im Süden herrschten Heide und Wacholder vor. Das Zentrum des Gebietes bildete eine große Senke mit Wiesen, das Quellgebiet der Fintau.

Die Fläche wurde 1938 mit Planiergeräten und Dampfpflug bearbeitet. Dabei wurde der Boden bis zu einem Meter tief umgepflügt und die vorhandene mächtige Ortsteinschicht aufgebrochen. Zur Verbesserung des Bodens wurde Torf und Stallmist aus Oldenburg sowie Kunstdünger eingebracht (KÖSTER 2002). Bis Anfang der 1990er-Jahre wurden die Flächen auch durch Mahd offengehalten (BEUSE mdl. Auskunft, zitiert in: VAN'T HULL 2016). Daneben erfolgte wohl seit jeher mehr oder weniger regelmäßig eine Beweidung mit Heidschnucken, da die umgebenden Höfe

als ehemalige Eigentümer der Flächen auf das Futter angewiesen waren (KÖSTER 2002). Seit 1994 erfolgt die Pflege der Flächen ausschließlich durch extensive Schafbeweidung (MERTENS mdl.). Bodenkundlich handelt es sich bei den Flächen um einen Auftragsboden über Podsol (BBW 2023). Zur weiteren Geschichte des Gebietes siehe KÖSTER (2002) sowie NNA (2005).

Insgesamt konnte in den letzten Wiederholungsaufnahmen zum bundesweiten FFH-Stichprobenmonitoring der FFH-Lebensraumtyp 6230* „Artenreiche Borstgrasrasen“ im Camp Reinsehlen mit dem Erhaltungszustand „B“ (gut) bewertet werden (INULA 2011, BLÜML 2021). Die Flächen der Stichproben sind ca. 2.000 bis 2.500 m² groß. Die Sandtrockenrasen im Gebiet können zudem deutliche Übergänge zu Borstgrasrasen zeigen (INULA 2011), ohne dass sie diesen bereits zuzuordnen sind. Die mit einer Ausnahme eher schwach charakterisierten Borstgrasrasen in Camp Reinsehlen repräsentieren überwiegend Bestände, die sich mehr oder weniger als Übergänge zu Sandheiden und auch Sandtrockenrasen darstellen. Sie sind artenarm und lassen sich der *Galium saxatile-Nardus stricta*-Gesellschaft zuordnen (PEPLER-LISBACH & PETERSEN 2001). Charakteristische Arten sind u. a. *Nardus stricta* (Borstgras), *Campanula*

rotundifolia (Rundblättrige Glockenblume), *Carex pilulifera* (Pillen-Segge), *Danthonia decumbens* (Dreizahn) und *Luzula campestris* (Feld-Hainsimse). Erwähnenswert ist das Vorkommen von *Polygala vulgaris* (Gewöhnliches Kreuzblümchen) und *Botrychium lunaria* (Echte Mondraute). Es hat den Anschein, dass die Bestände sich derzeit in Richtung Sandheide entwickeln.

Plaggversuche (Fräsen des Oberbodens), die Ende 2021 durchgeführt wurden (Abb. 2), zeigen bislang nicht die gewünschte Entwicklung zu Borstgrasrasen, *Botrychium lunaria* (Echte Mondraute) konnte sich auf den Flächen aber vorerst etablieren. Auch diesen Flächen entwickeln sich derzeit eher zu Heiden.



Abb. 2: Plaggversuche im Magerrasen Camp Reinsehlen (Foto: O. Schwarzer)

Eine wichtige Rolle für die Artenarmut der Bestände spielen nach derzeitigem Kenntnisstand daneben sehr geringe K- und Mg-Gehalte der Böden (BBW 2023). Stickstoffeinträge, die in der Lüneburger Heide über den Critical loads liegen, fördern zudem die Vermoosung (HÄRDTLE mdl.). Zu atmosphärischen Stickstoffeinträgen in bodensaure Magerrasen und deren Auswirkungen s. a. HÄRDTLE et al. (2024) in diesem Heft.

Die Flächen trugen zu Zeiten des Flugbetriebs in den 1930er und 1940er Jahren wohl auch artenreichere Mähwiesen (MERTENS mdl.). Die Diskussion, wie das Gebiet zukünftig generell entwickelt werden soll, ist noch nicht abgeschlossen. Über die Fragen zur Entwicklung der Lebensraumtypen hinaus sind faunistische Gesichtspunkte zu berücksichtigen. Bodenanalysen haben sehr saure Standorte mit sehr niedrigen Phosphat-Werten und einem C/N-Verhältnis, das in Richtung trockener Sandheiden tendiert, ergeben (BBW 2023). Bei den Borstgrasrasen handelt es im Gebiet eher um Zwischenstadien, die sich in der Sukzession zu Heiden befinden. Um die Besenheide (*Calluna vulgaris*) zu schwächen, wird eine Winterbeweidung in Erwägung gezogen. Auch Versuche zur Regeneration von Borstgrasrasen mit Düngungsvarianten und Einbringung von Zielarten werden diskutiert (BATHKE, HÄRDTLE mdl.).

2.2 Borstgrasrasen bei Badenstedt (Landkreis Rotenburg (Wümme))

Mit fast 4,5 ha ist der Borstgrasrasen bei Badenstedt aktuell einer der flächenmäßig größten im nordwestdeutschen Tiefland und liegt im 7 ha großen Naturschutzgebiet LÜ 304 „Borstgrasrasen bei Badenstedt“ bzw. im gleichnamigen, flächenmäßig identischen FFH-Gebiet 226 „Borstgrasrasen bei Badenstedt“. Das Schutzgebiet befindet sich im Eigentum der Stadt Zeven.

Charakteristische Arten sind auf den trockenen bis feuchten nährstoffarmen Sandstandorten u. a. *Nardus stricta* (Borstgras), *Juncus squarrosus* (Sparrige Binse), *Potentilla erecta* (Blutwurz), *Galium saxatile* (Harzer Labkraut), *Luzula congesta* (Kopfige Hainsimse) und *Luzula campestris* (Feld-Hainsimse). Ca. 2 ha werden derzeit vom trockenen Borstgrasrasen (RNT, Biotoptypen nach DRACHENFELS 2021) eingenommen, in dem mit *Leucanthemum vulgare* (Wiesen-Margerite), *Achillea millefolium* (Gewöhnliche Schafgarbe) und *Ranunculus acris* (Scharfem Hahnenfuß) auch Arten des mesophilen Grünlandes vertreten sind (KULP 2022, Abb. 3).

Auf ca. 2,5 ha wachsen feuchte Borstgrasrasen (RNF), u. a. mit *Succisa pratensis* (Teufelsabbiss) und *Carex panicea* (Hirsens-Segge), in denen allerdings *Molinia caerulea* (Ge-

wöhnliches Pfeifengras), *Juncus effusus* (Flutter-Binse) und auch *Juncus conglomeratus* (Knäuel-Binse) stärker dominieren (KULP 2022). Mit *Luzula congesta* (Kopfige Hainsimse), *Salix repens* ssp. *repens* (Gewöhnliche Kriech-Weide) und ehemals auch *Gentiana pneumonanthe* (Lungen-Enzian) lassen sich die Bestände in Badenstedt dem *Gentiano-Nardetum strictae* zuordnen, wenngleich diese Assoziation im Gebiet eher schwach charakterisiert ist (PEPPLER-LISBACH

& PETERSEN 2001). Der bis 2016 im Gebiet vorkommende Lungenenzian wird derzeit mit Genehmigung des Landkreises Rotenburg (Wümme) und in enger Abstimmung mit demselben aus dem relativ nah gelegenen NSG „Magerweide südöstlich Volkensen“ wieder angesiedelt (SCHIKORA mdl.). Mit dem Wiederansiedlungsversuch, bei dem aus Samen angezogene Jungpflanzen des Lungenenzians ausgepflanzt werden, wurde 2021 begonnen (ÖNSOR 2022).



Abb. 3 Trockener Borstgrasrasen bei Badenstedt (Foto: O. Schwarzer)

Das Gebiet wird von der Ökologischen NABU-Station Oste-Region (ÖNSOR) betreut (ÖNSOR 2021, 2022). Um den Zustand des Borstgrasrasen zu verbessern, werden in enger Abstimmung mit der unteren Naturschutzbehörde des Landkreises Rotenburg (Wümme) und dem Flächeneigentümer sowie mit Unterstützung durch das Integrierte LIFE-Projekt „Atlantische Sandlandschaften“ seit 2019 Instandsetzungs- und Pflegemaßnahmen umgesetzt. Zuvor hatte jahrelange Unterbeweidung mit Rindern zu Verbuschungen, Streuakkumulation und Ausbreitung z. B. von Pfeifengras und Flutterbinse geführt.

Als Instandsetzungsmaßnahme erfolgte von 2019 bis 2021 eine Hütebeweidung mit ca. 400 Schafen und Ziegen zweimal pro Jahr, um die angehäuften Biomasse, die sich durch die jahrelange Unternutzung angesammelt hatte, zu reduzieren. Um die Fläche des Borstgrasrasens zu vergrößern, wurden zudem Pioniergehölze gerodet, außerdem wurde bereichsweise Oberboden abgetragen (PILS mdl.). Alle diese Maßnahmen wurden durch das IP-Life „Atlantische Sandlandschaften“ finanziert. Erste Erfolge zeichnen sich bereits ab. So konnte 2020 *Plantanthera bifolia* (Weiße

Waldhyazinthe) wiedergefunden werden (KOHLHAGEN, SCHIKORA mdl.). Neben dieser Art profitierten auch *Campanula rotundifolia* (Rundblättrige Glockenblume), *Hypericum humifusum* (Niederliegendes Johanniskraut), *Genista anglica* (Englischer Ginster) und *Succisa pratensis* (Teufelsabbiss) von der Schaffung von Offenboden (ÖNSOR 2022). Beim Entnehmen der organischen Auflage ist zu beachten, dass der mineralische Boden nicht freigelegt wird. Die obere Humusaufgabe sollte oberflächlich nur soweit abgetragen werden, dass noch eine dünne Humusschicht verbleibt. Die durch Oberbodenabtrag freigelegten und spärlich bewachsenen Bereiche können aktuell allerdings noch nicht dem Biotoptyp Trockener Borstgrasrasen (RNT) zugeordnet werden.

Ab der Vegetationsperiode 2023 erfolgt eine Beweidung mit Galloways. Die Beweidung soll so weit wie möglich an die Pflegeanforderungen angepasst werden. Es ist derzeit eine Frühjahrs- und Herbstbeweidung mit langer dazwischenliegender Beweidungspause geplant. Die Frühjahrsbeweidung soll so früh wie möglich, kurz und intensiv durchgeführt werden (KOHLHAGEN mdl.).

Für verschiedene Zielarten sollen zusätzliche Unterstützungsmaßnahmen bei Bedarf erfolgen. Im Jahr 2023 wurden z. B. die Wuchsorte der wiedergefundenen Weißen Waldhyazinthe entmoost.

Der Zustand des Borstgrasrasens bei Badenstedt hat sich durch die bislang erfolgten Maßnahmen deutlich verbessert. Durch das FFH-Stichprobenmonitoring 2021 erfolgte die Bewertung des Erhaltungsgrades des FFH-Lebensraumtyps mit „B“ (gut) (KULP 2022). Einer „A“-Bewertung steht entgegen, dass im Bereich des insgesamt artenärmeren, feuchten Borstgrasrasens Flatterbinse (*Juncus effusus*) und Pfeifengras (*Molinia caerulea*) höhere Deckungsgarde erreichen. Diese mäßig bis schlecht ausgeprägten Teilflächen mindern die Qualität des Gesamtvorkommens. Ziel ist es, den guten Erhaltungsgrad zu erhalten, den ehemaligen sehr guten Erhaltungsgrad wiederherzustellen sowie die Fläche des Borstgrasrasens zu vergrößern.

2.3 Walleetal (Landkreis Verden)

Dieser Borstgrasrasen liegt in einer ca. 11,5 ha großen Magerweide rechtsseitig der Walle mit flachwelligem Gelände auf Flugsand. Der Bereich gehört zum FFH-Gebiet 038 „Wümmeniederung“ und zum Landschaftsschutzgebiet VER 055 „Wümmeniederung mit Dünen und Seitentälern“. Der Landkreis Verden ist Eigentümer der Fläche. Wegen seiner geringen Flächengröße (ca. 760 m²) wurde der Borstgrasrasen beim letzten FFH-Stichprobenmonitoring 2021 nicht mehr berücksichtigt, da die Signifikanzschwelle unterschritten wurde. Im Jahr 2011 wurde der Erhaltungsgrad „C“ für den FFH-LRT festgestellt.

Unklar ist derzeit, wie groß der Verlust von Borstgrasrasen im Gebiet im Vergleich zu den 1990er Jahren ist. Durch die landesweite Biotopkartierung aus dem Jahr 1991 sind 4,8 ha Borstgrasrasen dokumentiert. Diese Angabe erscheint allerdings zweifelhaft (Nachfrage bei D. Lehmann, ehemalige Naturschutzbeauftragte des Landkreises Verden und T. Arkenau, UNB Landkreis Verden). Dem Autor ist die Fläche ebenfalls aus den 1990er-Jahren bekannt und auch ihm erscheint diese Flächengröße aus der Erinnerung heraus als viel zu groß. Nichtsdestoweniger waren die Anteile sicherlich etwas größer als heute. Es handelte sich wahrscheinlich eher um einen größeren Komplex aus Borstgrasrasen mit Beständen, die auf feuchteren Standorten der Pfeifengraswiese (*Juncus-Molinietum*) bzw. ähnlichen Gesellschaften zuzuordnen waren und auf sandigen Kuppen sehr kleinflächig auch Kleinschmielen-Rasen (*Thero-Airion*) trugen (HÖKE 1990, SCHNEIDER-HÖKE 1996). Auch damals waren die Borstgrasrasen-Bestände an der Walle artenarm.

Charakteristische Arten waren und sind für den Feuchten Borstgrasrasen (RNF, Biotoptyp nach DRACHENFELS 2021) u. a. *Festuca filiformis* (Grannenloser Schaf-Schwinger), *Galium saxatile* (Harzer Labkraut), *Juncus squarrosus* (Sparrige Binse), *Molinia caerulea* (Gewöhnliches Pfeifengras), *Potentilla erecta* (Blutwurz) und *Rumex acetosella* (Kleiner Sauerampfer). Er gehört pflanzensoziologisch zum *Juncetum squarrosi* (PEPPLER-LISBACH & PETERSEN 2001).

In der Vergangenheit wurde die Fläche als Rinderweide genutzt. Durch anschließende Brache und Unterbeweidung verfilzten die Bestände durch Streuakkumulation, *Juncus effusus* (Flatterbinse), Gräser wie *Deschampsia flexuosa* (Drahtschmiele) und *Molinia caerulea* (Gewöhnliches Pfeifengras) sowie Brombeeren breiteten sich aus (mdl. Antje Mahnke-Ritoff, UNB Landkreis Verden).

Aktuell werden Teile der Magerweide mit Pferden beweidet. Als Instandsetzungsmaßnahmen wurden 2022 Brombeergebüsche entfernt und in Flatterbinsen-Dominanzbeständen der Oberboden abgeschoben. Auch diese Maßnahmen wurden durch das Integrierte LIFE-Projekt „Atlantische Sandlandschaften“ finanziert. Die Pferdebeweidung soll in den nächsten Jahren so gesteuert und angepasst werden, dass auch die bisher brachgefallenen Borstgrasrasen mit genutzt werden. Eine Beweidung ist ab dem 1. Juni vorgesehen. Darüber hinaus sind in 2025 seitens des LIFE-Projektes in Kooperation mit der UNB Landkreis Verden ergänzende Arbeiten zur Entkusselung und erstmals Maßnahmen zum Entfilzen der Magerasen geplant.

2.4 Quellhang Scharnhorst (Landkreis Verden)

Das kleine Quellmoor hat eine Größe von ca. 0,76 ha und beherbergt einen hervorragend ausgeprägten Vegetationskomplex aus Kleinseggensumpf, Waldbinsensumpf, Moorlilien-Anmoor und Borstgrasrasen (WITTIG 1987, 1996). Zahlreiche gefährdete Pflanzenarten kommen auf dem Quellhang vor, z. B. *Carex pulicaris* (Floh-Segge), *Gentiana pneumonanthe* (Lungen-Enzian), *Trichophorum germanicum* (Deutsche Haarsimse), *Pedicularis sylvatica* (Wald-Läusekraut, Abb. 4), *Dactylorhiza maculata* (Geflecktes Knabenkraut), *Succisa pratensis* (Teufelsabbiss) oder *Narthecium ossifragum* (Moorlilie). Seit 1988 ist der

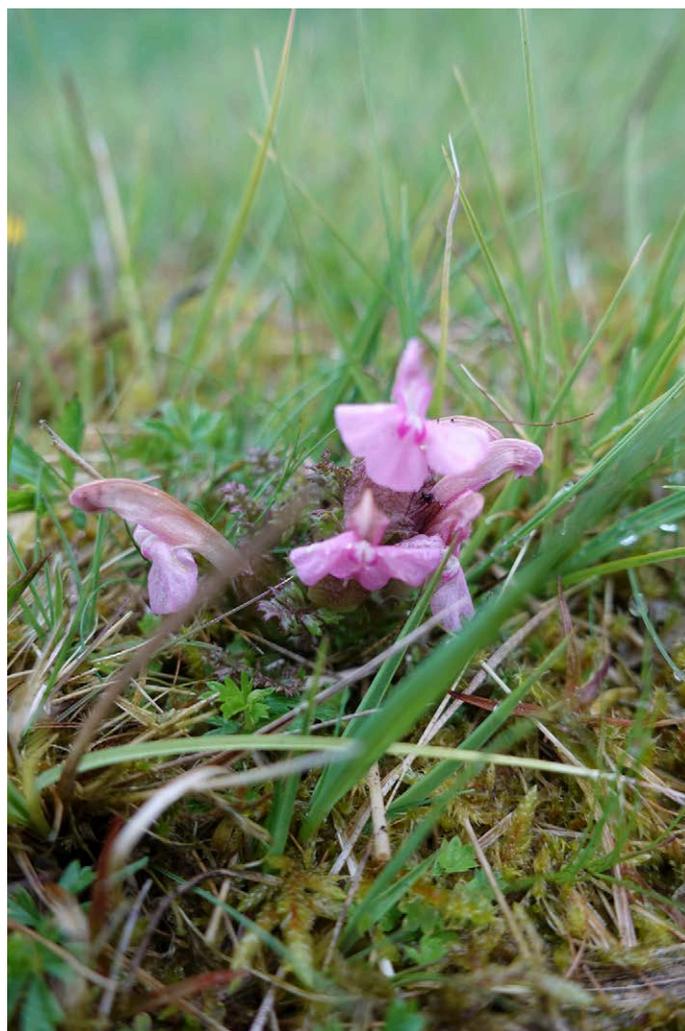


Abb. 4: Wald-Läusekraut (*Pedicularis sylvatica*) blühte am Exkursionstag zahlreich am Quellhang Scharnhorst. (Foto: L. Braasch)

Quellhang zusammen mit dem anschließenden Erlenwald am Steinbach als flächenhaftes Naturdenkmal ausgewiesen („Bruchwald und Quellhang Scharnhorst“, ND-VER 67), das ca. 4,5 ha groß ist. Nur ca. 1.500 m² werden vom Borstgrasrasen eingenommen, dabei gibt es Übergänge zu allen drei oben genannten anderen Biotoptypen. Mit *Gentiana pneumonanthe* (Lungen-Enzian, Abb. 5), *Pedicularis sylvatica* (Wald-Läusekraut), *Salix repens* ssp. *repens* (Gewöhnliche Kriech-Weide), aber auch *Erica tetralix* (Glocken-Heide), *Genista anglica* (Englischer Ginster), *Luzula congesta* (Kopfige Hainsimse) und *Leucobryum glaucum* (Gemeines Weißmoos) lässt sich der Bestand gut dem Gentiano pneumonanthes-Nardetum strictae zuordnen (PEPPLER-LISBACH & PETERSEN 2001. Der Erhaltungsgrad des FFH-LRT 6230* konnte während der Exkursion als sehr gut („A“) bestätigt werden. Der Borstgrasrasen wächst auf einem tiefen Podsol-Gley (Hangquellgley) (BBW 2023).

Die Fläche ist in Privatbesitz, es besteht aber eine Vereinbarung des Eigentümers mit dem Landkreis Verden, die die Pflege sichert. Der Quellhang wird von Rindern in einem jeweils engen Zeitfenster intensiv beweidet (ca. 1 Woche). Die Beweidung findet im Juli oder August statt. Wichtig ist, dass es regelmäßig Jahre gibt, in denen eine relativ frühe Beweidung Anfang bis Mitte Juli zur Schwächung von *Molinia caerulea* (Gewöhnliches Pfeifengras) stattfindet, bevor bei dieser Art die interne Stickstoffverlagerung beginnt. Außerdem werden durch den Tritt die Erneuerungsknospen von *Molinia* zertreten und es entstehen offene Stellen, die u. a. für die Entwicklung der Flohsegge im Kleinseggen-sumpf wichtig sind. Zur Diskussion der Pflege im Gebiet s. WITTIG (1996). Erlenjungwuchs kann bei zu geringem Verbiss aufkommen und ist dann zu entfernen.



Abb. 5: Lungen-Enzian (*Gentiana pneumonanthe*) am Quellhang Scharnhorst (Foto: B. Wittig)

3 Diskussion

Borstgrasrasen sind im nordwestdeutschen Tiefland sehr schwer zu erhalten und zu regenerieren. Sie gehören – besonders im Tiefland – zu den am stärksten gefährdeten Biotoptypen in Niedersachsen, der Erhaltungszustand des FFH-Lebensraumtyps für die atlantische Region wird als schlecht eingestuft (NLWKN 2022). Die aktuell verbliebenen Bestände sind stark isoliert (SCHWABE et al. 2019), leiden unter den kumulativen atmosphärischen Stickstoffdepositionen (DUPRÉ et al. 2010, STEVENS et al. 2011) und erreichen oft nur noch geringe Flächengrößen. Neben diesen Einflussfaktoren werden viele verbliebende Bestände unzureichend gepflegt (Unternutzung) oder liegen sogar brach. Die Populationsgrößen vieler wertgebender Arten sind zudem oft recht klein. Die aufgesuchten Exkursionsziele zeigen allerdings, dass es sich trotz der allgemein schwierigen Voraussetzungen lohnt, in die Pflege und Entwicklung zu investieren.

Die Borstgrasrasen der vier Exkursionsziele mit sandigen bis anmoorigen Standorten lassen sich durch ein angepasstes Beweidungsregime erhalten. Am deutlichsten zeigt sich dies beim Quellhang Scharnhorst, dessen Vegetation sich durch die in der Regel kurzzeitige, intensive Beweidung seit vielen Jahren sehr gut erhalten hat. Für den Borstgrasrasen Badenstedt ist aktuell eine Rinderbeweidung wieder eingeführt worden und im Wallethal wird die Fläche mit Pferden beweidet. Für beide Gebiete hat das Beweidungsregime eher den Charakter einer extensiven Standweide, dennoch kann das Regime auch gesteuert werden (z. B. sehr frühe oder späte Beweidung, Teilung der Fläche). Am Beispiel der Borstgrasrasen in Badenstedt und im Wallethal zeigt sich weiterhin, dass Instandsetzungsmaßnahmen von vormals unternutzten Beständen, wie das Zurückdrängen von Gehölzaufwuchs, sinnvoll sein können, wenn das typische Arteninventar in der Fläche noch vorhanden ist.

Es soll hier allerdings nicht der Eindruck entstehen, dass für die Borstgrasrasen im nordwestdeutschen Tiefland eine Beweidung die einzige Option der angemessenen Nutzung bzw. Pflege ist. So werden Niedermoorstandorte mit Borstgrasrasen im Fehntjer Tief (Ostfriesland), die teilweise auch von Hochmoorböden durchzogen sind, traditionell gemäht. Das Mahdregime ist dort unterschiedlich (BLÖMER mdl.). So existiert beispielsweise eine Fläche, die regelmäßig ab dem 15. August gemäht wird und sich seit langer Zeit in einem sehr guten Zustand befindet. Andere Borstgrasrasen im Komplex mit Pfeifengraswiesen können ab dem 15. Juli gemäht werden. Oft wird aber erst viel später gemäht, entweder weil die Flächen zu nass sind oder aus betrieblichen Gründen. Für wieder andere Flächen gibt es die Option einer gelegentlichen Mahd ab Mai/Juni, wenn keine Konflikte mit dem Wiesenvogelschutz zu erwarten sind. Welches Mahdregime jeweils geeignet oder ausreichend ist, hängt u. a. von den standörtlichen Gegebenheiten (Produktivität der Standorte) ab.

Eutrophierung und/oder ein zu geringer Nutzungsdruck haben negative Auswirkungen auf die Arten der Borstgrasrasen (PEPPLER-LISBACH et al. 2020). Gräser oder Binsen, z. B. *Molinia caerulea* (Gewöhnliches Pfeifengras), Rotes

Straußgras (*Agrostis capillaris*), *Juncus effusus* (Flatter-Binse) bzw. Moose, z. B. *Rhythidiadelphus squarrosus* (Sparriges Kranzmoos), können sich ausbreiten. Auf dem Borstgrasrasen des Quellhangs Scharnhorst sind diese Tendenzen derzeit nicht festzustellen, in den anderen drei Gebieten gibt es zumindest Teilbereiche, die eine derartige Problematik aufzeigen. Für diese Flächen sind Maßnahmen zu prüfen, wie eine zeitweise intensivere Nutzung (z. B. kurze, intensive Beweidung beim Pfeifengras vor Mitte Juli), Abtrag von Oberboden bzw. Unterschneiden der Vegetation (z. B. Flatterbinse) oder das Entmoosen der betroffenen Fläche.

Für artenarme Borstgrasrasen könnte eine gezielte Düngung (Kalium, Magnesium) positive Auswirkungen haben, allerdings ist die Speicherung dieser Nährstoffe wegen der geringen Kationenaustauschkapazität bei Sandböden sehr gering, so dass gut überlegt werden muss, ob sich der Aufwand für artenarme Bestände lohnt. Eine Erhöhung des pH-Wertes sollte aber bei stark versauerten Böden erwogen werden, wenn eine Entwicklung in Richtung Heiden nicht gewünscht ist (BBW 2023).

Derzeit muss noch offenbleiben, wie sich der Klimawandel auf die verbliebenen Borstgrasrasen im nordwestdeutschen Tiefland auswirken wird. Die Standorte müssen feucht und kühl genug bleiben, so dass auch Arten wie z. B. *Pedicularis sylvatica* (Wald-Läusekraut), *Gentiana pneumonanthe* (Lungen-Enzian) oder *Juncus squarrosus* (Sparrige Binse) ihre Bestände zukünftig erhalten können. Wahrscheinlich sind diese Arten bei zukünftigen Dürreperioden stark gefährdet. Alle diese Arten weisen die Ellenberg-Temperaturzahl 5 auf (= Mäßigwärmezeiger, ELLENBERG et al. 1992).

Viele Arten der Borstgrasrasen stehen auf der Roten Liste der gefährdeten Farn- und Blütenpflanzen (GARVE 2004) und weisen in vielen isoliert gelegenen Beständen oft nur noch geringe Populationsgrößen auf. Möglicherweise werden zukünftig auch Bestandsstützungen genetisch stark verarmter Populationen von Arten, für die eine hohe Verantwortung besteht, notwendig sein (s. z. B. RICHTER & GRÄTZ 2018). Diese müssten zuvor von populationsgenetischen Untersuchungen begleitet und fachlich abgestimmt werden, siehe hierzu LUIJTEN et al. (2024) in diesem Heft.

Die natürliche Wiederbesiedlung von noch geeigneten oder nach Instandsetzungsmaßnahmen wieder geeigneten Flächen für die Etablierung von Borstgrasrasen ist durch die große Isolation und Fragmentierung heutzutage fast unmöglich. Deswegen können gut überlegte Wiedereinbringungen von Arten (DIEKMANN et al. 2016) eine Möglichkeit darstellen, den Erhaltungszustand der Bestände zu verbessern, wie derzeit z. B. mit dem Lungenenzian im Borstgrasrasen Badenstedt. Allerdings ist zu bedenken, dass insbesondere Arten der Borstgrasrasen meist auf eine Mykorrhiza angewiesen sind (SCHWABE et al. 2019) und sich deshalb eine Wiederansiedlung schwierig gestalten kann.

4 Zusammenfassung

Während des großen Fachaustausches zu artenreichen Borstgrasrasen im Integrierten LIFE-Projekt „Atlantische Sandlandschaften“ wurden vier Exkursionsziele angesteuert. Es standen Borstgrasrasen im Camp Reinsehlen, der Borstgrasrasen Badenstedt bei Zeven, kleine Reste von Borstgrasrasen im Walleletal bei Quelkhorn und der Quellhang Scharnhorst bei Verden-Scharnhorst auf dem Programm. Es zeigt sich, dass Anstrengungen zur angemessenen Nutzung, Pflege und Entwicklung durchaus lohnenswert sind, auch wenn es in der Regel unter den gegebenen nordwestdeutschen Umständen schwierig ist und es auf die Gegebenheiten vor Ort ankommt. Seit mehreren Jahrzehnten ist der kleine, artenreiche Borstgrasrasen am Quellhang

Scharnhorst durch ein angepasstes Beweidungsregime in einem sehr guten Zustand. Erstinstandsetzungsmaßnahmen im artenreichen Borstgrasrasen Badenstedt, der lange Zeit an Unternutzung litt, zeigen bereits gute Erfolge. Die Pflege soll zukünftig durch eine Beweidung mit Rindern erfolgen. Auch in den Borstgrasrasen im Walleletal waren Erstinstandsetzungsmaßnahmen erfolgreich, wenngleich die Bestände dort eher artenärmer und klein sind. Klein und artenärmer sind auch die Bestände im Camp Reinsehlen, die durch Schafbeweidung offengehalten werden. Problematisch sind hier wahrscheinlich die besonders sauren Bodenverhältnisse sowie geringe Kalium- und Magnesium-Gehalte der Böden.

5 Summary

During the exchange of expertise on species-rich *Nardus stricta*-grasslands in the Integrated LIFE- project “Atlantic Sand Landscapes” four excursion spots were visited: the *Nardus*-grasslands in the „Magerrasen bei Camp Reinsehlen“, the „Borstgrasrasen Badenstedt“, the „Walleletal“ near Quelkhorn and the „Quellhang Scharnhorst“ near Verden-Scharnhorst. It seems that efforts to ensure adequate use, preserving and development are worthwhile. For several decades, the species-rich *Nardus*-grassland on „Quellhang Scharnhorst“ has been in very good condition due to an adapted grazing regime. Initial restoration measures in the

Badenstedt species rich *Nardus*-grasslands are already showing good results. The preserving and further development will be carried out by grazing with cattle. Initial restoration measures were also successful in the in Walleletal, although the *Nardus*-grasslands there have fewer species and are rather small. The *Nardus*-swards near Camp Reinsehlen are small as well, species-poor, and grazed by sheep. Acidic soil conditions and low contents of calcium and potassium seem to have a negative effect on the development of *Nardus*-grasslands on this site.

Danksagung

Wertvolle Hinweise lieferten Thomas Arkenau, Manfred Bathke, Elisabeth Blömer, Werner Härdtle, Matthias Holsten, Hannah Kohlhagen, Dorothee Lehmann, Antje Mahnke-Ritoff, Frank Meyer, Dirk Mertens, Martina Nachreiner, Sarina Pils und Hans-Bert Schikora. Leonie Braasch und Ortun Schwarzer lasen das Manuskript kritisch durch.

Ihnen allen sei herzlich gedankt!

6 Literatur

BBW (BÜRO FÜR BODENKUNDE UND WASSERWIRTSCHAFT) (2023): Untersuchung von Bodenparametern von Borstgrasrasenflächen im Rahmen des IP-LIFE-Projektes „Atlantische Sandlandschaften“. – Gutachten i. A. des NLWKN, 23 S. + Anhang, Hannover, unveröff.

BLÜML, V. (2021): Wiederholungsaufnahme 6230_A34. – Unveröff.

DIEKMANN, M., DUPRE, C., MÜLLER, J. & WITTIG, B. (2016): Die Wiedereinbürgerung von Pflanzenarten in naturnahe Lebensgemeinschaften – Entwicklung eines Handlungsleitfadens. – Deutsche Bundesstiftung Umwelt, 51 S.

DRACHENFELS, O. v. (2021): Kartierschlüssel für Biotoptypen in Niedersachsen unter besonderer Berücksichtigung der gesetzlich geschützten Biotope sowie der Lebensraumtypen von Anhang I der FFH-Richtlinie, Stand: März 2021. – Naturschutz Landschaftspf. Niedersachs. A/4: 1-336, Hannover.

DUPRÉ, C., STEVENS, C.J., RANKE, T., BLEEKER, A., PEPLER-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. – Global

- Change Biology 16: 344-357, <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2009.01982.x>
- ELLENBERG, H., WEBER, H.E., DÜLL, R., WIRTH, V., WERNER, W. & PAULISSEN, D. (1992) Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. – 2. Auflage, Scripta Geobotanica 18, 1-248.
- GARVE, E. (2004): Rote Liste und Florenliste der Farn- und Blütenpflanzen in Niedersachsen und Bremen, 5. Fassung vom 1.3.2004. – Inform.d. Naturschutz Niedersachs. 24 (1) (1/04): 1-76.
- HÄRDITTE, W., MEYN, K. & SCHWARZER, O. (2024): Nährstoffkreisläufe und Management – Kann Management atmogene Stickstoffeinträge in „Atlantischen Sandlandschaften“ kompensieren? – Inform.d. Naturschutz Niedersachs. 43 (4) (4/24): 250-257.
- HÖKE, D. (1990): Vertiefende Untersuchungen im Walle- und Beeke-Tal. – Gutachten im Auftrag des Landkreises Verden, unveröff.
- INULA (INGENIEURBÜRO FÜR NATUR UND LANDSCHAFT) (2011): Erfassung und Bewertung von Flächen im Rahmen des bundesweiten Stichprobenmonitorings der FFH-LRT 6230* und 6510 sowie von Einzelstichproben weiterer LRT. – Gutachten im Auftrag des NLWKN, 127 S., Hannover, unveröff.
- KÖSTER, W. (2002): Die Geschichte des „Camp Reinsehen“ – Von der Fintauquelle zum Magerrasen. – Heimatbund Schneverdingen e. V. (Hrsg.), 104 S.
- KULP, H.-G. (2022): Kurzbericht Monitoring FFH-Lebensraumtypen 2021-2023. – Unveröff.
- LUIJTEN, S., LOEB, R., SEIP, L. & OOSTERMEIJER, G. (2024): Strategien und Herausforderungen bei der Wiederherstellung von Borstgrasrasen: Einblicke in niederländische Feldexperimente. – Inform.d. Naturschutz Niedersachs. 43 (4) (4/24): 267-277.
- NLWKN (Hrsg.) (2022): Vollzugshinweise zum Schutz der FFH-Lebensraumtypen sowie weiterer Biotoptypen mit landesweiter Bedeutung in Niedersachsen – Artenreiche Borstgrasrasen. – Niedersächsische Strategie zum Arten- und Biotopschutz, Hannover, 15 S. www.nlwkn.niedersachsen.de/download/25849
- NNA (2005): Die Geschichte des Camp Reinsehen. – Mitteilungen aus der NNA 1/2005: 15-17.
- ÖNSOR (2021): Sachbericht der Ökologischen NABU-Station Oste-Region (ÖNSOR) für das Projektjahr 2020. – 214 S., unveröff.
- ÖNSOR (2022): Sachbericht der Ökologischen NABU-Station Oste-Region (ÖNSOR) für das Projektjahr 2021. – 225 S., unveröff.
- PEPLER-LISBACH, C. & PETERSEN, J. (2001): Calluno-Ulicetea Teil 1: Nardetalia strictae. – Synop. Pflanzenges. Dtschl. 9: 1-117.
- PEPLER-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. – Applied Vegetation Science 23: 508-521.
- RICHTER, F. & GRÄTZ, C. (2018): Leitfaden für Wiederansiedlung und Populationsstützung von Pflanzen in Sachsen. – Schriftenreihe Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie Sachsen 1/2018. <https://publikationen.sachsen.de/bdb/artikel/30274/documents/44766>
- SCHNEIDER-HÖKE, D. (1996): Effizienzkontrolle von Pflege- und Entwicklungsmaßnahmen auf landkreiseigenen Flächen sowie Uferrandstreifen. Pflanzensoziologische Kartierung und Bewertung von Dauerquadraten. – Unveröff.
- SCHWABE, A., TISCHEW, S., BERGMEIER, E., GARVE, E., HÄRDITTE, W., HEINKEN, T., HÖLZEL, N., PEPLER-LISBACH, C., REMY, D. & DIERSCHKE, H. (2019): Pflanzengesellschaft des Jahres 2020: Borstgrasrasen. – Tuexenia 39: 287-308.
- STEVENS, C.J., DUPRÉ, C., GAUDNIK, C., DORLAND, E., DISE, N.B., GOWING, D.J.G., BLEEKER, A., ALARD, D., BOBBINK, R., FOWLER, D., VANDVIK, V., CORCKET, E., MOUNTFORD, J.O., AARRESTAD, P.A., MULLER, S. & DIEKMANN, M. (2011): Changes in species composition of European acid grasslands observed along an gradient of nitrogen deposition. – Journal of Vegetation Science 22: 207-215, <https://doi.org/10.1111/j.1654-1103.2010.01254.x>
- VAN'T HULL, H. (2016): Kurzbericht – Selektive Biotopkartierung Gebiet 8, Heidekreis. – Gutachten im Auftrag des NLWKN 2016., unveröff.
- WITTIG, B. (1987): Eine Quellmoorgesellschaft mit *Carex pulicaris* bei Verden. – Abh. Naturw. Ver. Bremen 40 (4): 395-402.
- WITTIG, B. (1996): Erhaltung und Revitalisierung der Vegetation eines Quellhanges durch Beweidung – Erste Ergebnisse. – Abh. Naturw. Ver. Bremen 43 (2), Festschrift Cordes: 309-316.

Der Autor



Dr. Burghard Wittig, Dipl.-Biol., Jahrgang 1964, Studium in Göttingen, Promotion in Bremen, seit 2015 beim NLWKN, dort seit 2023 in der Naturschutzstation Wümme tätig, Arbeitsschwerpunkte u. a. Gebietsbetreuung landeseigener Naturschutzflächen, vegetationskundliches Monitoring, Beratung von Nutzergruppen. Vorherige berufliche Stationen: UNB Landkreis Verden; Arbeitsgruppe Vegetationsökologie und Naturschutzbiologie im Institut für Ökologie an der Universität Bremen und UNB Landkreis Uelzen; seit 2010 Lehrbeauftragter an der Hochschule Bremen, Internationaler Studiengang für Technische und Angewandte Biologie. Wissenschaftliche Interessen u. a.: angewandte Vegetationskunde, Vegetation Nordwestdeutschlands, Dauerflächenforschung, Einfluss des Menschen auf die Vegetation, Agrarumweltprogramme.

Dr. Burghard Wittig
NLWKN - Betriebsstelle Lüneburg
Naturschutzstation Wümme
Hauptstr. 32, 27386 Brockel
burghard.wittig@nlwkn.niedersachsen.de

Borstgrasrasen im niedersächsischen Tiefland – Erkenntnisse für die Naturschutzpraxis

von Kristof Meyn & Ortrun Schwarzer

Borstgrasrasen sind ein Relikt der vorindustriellen Kulturlandschaft. Sie besiedeln nährstoffarme, feuchte bis mäßig trockene, stark bis mäßig saure Standorte, auf denen sie sich durch eine teils über Jahrzehnte oder Jahrhunderte bestehende traditionelle Nutzung mit extensiver Beweidung oder Mahd entwickelt haben. Trotz des prioritären Schutzes durch Natura 2000 ist der Lebensraumtyp infolge großer Flächenverluste sehr selten geworden. Durch fehlende oder veränderte Nutzung sowie durch veränderte Umweltbedingungen mit Nährstoffeinträgen und Klimaveränderungen ist er stärker denn je gefährdet und unterliegt weiterhin deutlichen Qualitäts- und Flächenverlusten (s. PEPPLER-LISBACH 2024 in diesem Heft).

Vor diesem Hintergrund wurden während des Fachaustauschs „Wiederherstellung und Pflege artenreicher Borstgrasrasen des LRT 6230* im Tiefland“ im Rahmen des IP-LIFE-Projektes „Atlantische Sandlandschaften“ im Mai 2023 als zentrale Fragen diskutiert:

- Können Standorte so verbessert werden, dass Borstgrasrasen erhalten bleiben?
- Wie lassen sich über Managementmaßnahmen Prozesse kompensieren, die zu einer Verarmung und letztendlich zum Verlust von Borstgrasrasen führen?
- Welche Hinweise und Ansätze haben sich im Rückblick auf den Fachaustausch ergeben, um für die jeweils individuell verschiedenen Standorte die bestmögliche Verfahrensweise abzuleiten?

Das Wichtigste vorweg:

Grundsätzlich sind unterschiedliche Managementverfahren für sich und in Kombination miteinander durchaus geeignet, die negativen Auswirkungen veränderter Umweltbedingungen zu kompensieren oder zumindest abzumildern (s. HÄRDTLE et al. 2024 in diesem Heft). Zu berücksichtigen sind dabei immer die jeweiligen Standortverhältnisse.

Wegen der enormen Verluste ist jedes verbliebene Vorkommen wichtig! Artenreiche Borstgrasrasen bieten zahlreichen gefährdeten Pflanzenarten einen Lebensraum. Untersuchungen auf Projektflächen des IP LIFE „Atlantische Sandlandschaften“ belegen die Relevanz des Lebensraumtyps für eine Vielzahl gefährdeter Insektenarten. Der Schutz artenreicher Borstgrasrasen ist daher auch aus Gründen des Tierartenschutzes geboten (s. SCHWARZER 2024 in diesem Heft).

Im nordwestdeutschen Tiefland treten fünf unterschiedliche Gesellschaften der Borstgrasrasen auf, die sich hinsichtlich Feuchtegrad und Basenversorgung unterscheiden. Auf den weit verbreiteten, schwach gepufferten Sandböden sowie auf entwässerten Moorböden sind die artenarme *Galium saxatile-Nardus stricta*-Gesellschaft und basenarme Ausprägungen der feuchten Borstgrasrasen vorherrschend. Beide Ausprägungen weisen aufgrund von Basenarmut natürlicherweise ein eingeschränktes Arteninventar auf (s. PEPPLER-LISBACH 2024 in diesem Heft). Wegen der stand-

örtlichen Bedingungen sind in diesen Ausprägungen auch durch ein verändertes Pflegeregime keine wachsenden Artenzahlen zu erwarten. Bei der Zuordnung dieser Borstgrasrasen zum FFH-Lebensraumtyp kann eine Einstufung in den Erhaltungsgrad C aufgrund geringer Artenzahlen bei sonst strukturell guter Ausprägung streng genommen nicht als defizitär aufgefasst werden.

Dagegen können in potenziell artenreicheren Ausprägungen, das heißt Borstgrasrasen auf Standorten mit besserer Basenversorgung, mithilfe von geeigneten Managementmaßnahmen die negativen Umweltauswirkungen so kompensiert werden, dass die Artenvielfalt erhalten bleibt.

Zunehmende atmosphärische Nährstoffeinträge, insbesondere Stickstoff, spielen beim Rückgang der artenreichen Borstgrasrasen eine wesentliche Rolle. Sie beeinflussen die Konkurrenzbeziehungen von Pflanzen an einem Standort und führen zu dessen Versauerung, was zu einem Rückgang von Arten wie Arnika, Mondraute oder Kreuzblümchen führen kann. Das Ausmaß der atmosphärischen Nährstoffeinträge an sich lässt sich nicht beeinflussen, wohl aber ein angepasstes Management, das sich an der Kompensation dieser Nährstoffüberschüsse orientiert (s. HÄRDTLE et al. 2024 in diesem Heft).

Borstgrasrasen brauchen kontinuierliche Bewirtschaftung, um Brachfallen und Nährstoffakkumulation zu verhindern. Ob dies eine Beweidung oder Mahd ist, muss standortindividuell unter Berücksichtigung aller relevanten Faktoren, wie z. B. Standortausprägung, Habitatkontinuität, naturschutzfachliche Erfordernisse sowie personelle und finanzielle Ressourcen, entschieden werden. Es ist zu beachten, dass beispielsweise eine reine extensive Dauerweide alleine nicht mehr ausreicht, um lebensraumtypische Nährstoffbilanzen zu erreichen. Sachgerechtes Management erfordert eine enge Betreuung, auch und gerade im Falle einer Beweidung, sowie erforderlichenfalls flexible Anpassungen. Essenziell ist ein gemeinsames Verständnis zwischen Naturschutz und Bewirtschaftenden über das zu erreichende Ziel auf der jeweiligen Fläche.

Bei der Wahl des geeigneten Bewirtschaftungs- und Pflegeregimes, d. h. Mahd oder Beweidung, sollte immer die Nutzungsgeschichte der Fläche berücksichtigt werden. Gerade die noch erhaltenen artenreichen Borstgrasrasen sind in der Regel das Ergebnis einer kontinuierlichen, unveränderten Nutzung. Diese Habitatkontinuität gilt es möglichst zu erhalten. Ein arten- und blütenreicher, von jeher gemähter Borstgrasrasen wird sich nicht verbessern, wenn ohne zwingenden Grund auf eine Beweidung umgestellt wird. Genauso wenig ist für eine traditionelle Hutung mit ausgeprägtem Relief und eingestreuten Huteeichen die Mahd eine zu bevorzugende Nutzungs- bzw. Pflegevariante. Denn die Nährstoffbilanzen der unterschiedlichen Pflegemaßnahmen unterscheiden sich voneinander. Eine Änderung der Nutzung führt ggf. zu einer Änderung der Standortbedingungen und damit der Artengemeinschaft.

Oberste Prämisse bleibt daher eine umsichtige Steuerung und Abstimmung der zur Verfügung stehenden Nutzungs- und Pflegevarianten bzw. -maßnahmen untereinander.

Ein nicht zu vernachlässigender Aspekt ist der positive Einfluss von Erstinstandsetzungsmaßnahmen mit dem Ziel, über Biomasseentzug Licht und Luft an den Boden zu bringen und Bewirtschaftungshindernisse zu beseitigen.

Kritisch bleibt die Frage der Standortverbesserung durch Zufuhr von Kalium oder durch eine geringe Kompensationskalkung. Hierzu fehlen bisher überzeugende Beispiele. Die Erfolgsaussichten sind auf den verbreiteten sorptionschwachen Böden gering (s. BATHKE 2024 in diesem Heft) und die Gefahren für einige besonders wertgebende Arten hoch. So kann z. B. Arnika bereits nach einer einmaligen Kalkung verschwinden oder zumindest extrem geschädigt werden (LANDESAMT FÜR UMWELTSCHUTZ SACHSEN-ANHALT 2002).

Zusammenfassend bleibt festzuhalten, dass die folgenden Faktoren zu den essentiellen Bedingungen für das Vorkommen und den Fortbestand artenreicher Borstgrasrasen gehören:

- Standörtlich eine gewisse Basenversorgung und ein intakter Wasserhaushalt
- Regelmäßige, nicht zu extensive, aber auch nicht zu intensive Nutzung
- Nährstoffeinträge kompensieren, Biomasseaustrag zur Erstinstandsetzung, lebensraumtypisches N:P-Verhältnis
- Beweidung, aber richtig: regelmäßige extensive Nutzung, nicht zu spät, nicht zu lange, Möglichkeiten der Vorweide nutzen, angepasste Weidepflege, intensive Betreuung
- Mahd, aber richtig: nicht zu spät mähen, bestands- und artenschonend arbeiten, Möglichkeiten der Vormahd nutzen
- Habitatkontinuität bewahren.

Erste Erfolge im Zuge der Maßnahmenumsetzung im IP Life „Atlantische Sandlandschaften“ zeigen eindrücklich, dass die ganzheitliche Betrachtung des individuellen Vorkommens mit einer darauf abgestimmten Instandsetzungs- und/oder Folgepflege bereits kurzfristig einen wichtigen Beitrag zum Erhalt und zur Verbesserung der wertvollen Borstgrasrasen zu leisten vermag.

Literatur

BATHKE, M. (2024): Untersuchungen zur bodenchemischen Charakterisierung von Wiederherstellungsflächen des LRT 6230* „Artenreiche Borstgrasrasen“. – Inform.d. Naturschutz Niedersachs. 43 (4) (4/24): 258-266.

HÄRDTLE, W., MEYN, K. & SCHWARZER, O. (2024): Nährstoffkreisläufe und Management – Kann Management atmogene Stickstoffeinträge in „Atlantischen Sandlandschaften“ kompensieren? – Inform.d. Naturschutz Niedersachs. 43 (4) (4/24): 250-257.

LANDESAMT FÜR UMWELTSCHUTZ SACHSEN-ANHALT (2002): Naturschutz im Land Sachsen-Anhalt – Die Lebensraumtypen nach Anhang I der Fauna-Flora-Habitatrichtlinie im Land Sachsen-Anhalt. – Halle (Saale), 368 S.

PEPPLER-LISBACH, C. (2024): Borstgrasrasen im niedersächsischen Tiefland. – Inform.d. Naturschutz Niedersachs. 43 (4) (4/24): 225-236.

SCHWARZER, O. (2024): Arten- und insektenschonende maschinelle Bewirtschaftungsverfahren für die Instandsetzung und Pflege von Borstgrasrasen. – Inform.d. Naturschutz Niedersachs. 43 (4) (4/24): 312-316.

Autor und Autorin



Kristof Meyn, Jahrgang 1989, B.Sc. „Arboristik“ / HAWK Göttingen. Seit 2020 zuständig für die Umsetzung von Renaturierungsmaßnahmen des Integrierten LIFE-Projektes „Atlantische Sandlandschaften“ beim NLWKN Hannover-Hildesheim, Regionaler Naturschutz. Studierender des Masterstudiengangs „Naturschutz und Landschaftsplanung“ an der Hochschule Anhalt, Bernburg (Saale).

Kristof Meyn
NLWKN – Fachbeiträge, Natura 2000
Göttinger Chaussee 76 A, 30453 Hannover
kristof.meyn@nlwkn.niedersachsen.de



Ortrun Schwarzer, Jahrgang 1965, Studium der Landespflege an der Universität Hannover. Ab 2002 freiberufliche Tätigkeit bei der Ingenieurgesellschaft entera und mit eigenem Gutachterbüro Inula. Von 2010 bis 2021 Mitarbeiterin der Biosphärenreservatsverwaltung Niedersächsische Elbtalau in Hitzacker. Vielfältige Arbeitsschwerpunkte in den Bereichen Eingriffsregelung und Auenmanagement, u. a. Hochwasserschutz, Natura 2000, Grünlandmanagement und -entwicklung sowie Kooperation mit der Landwirtschaft. Im Herbst 2021 Wechsel zum NLWKN – Landesweiter Biotopschutz. Seither im Integrierten LIFE-Projekt „Atlantische Sandlandschaften“ als „Specialist“ für Fachfragen zu Lebensraumtypen sowie für die Konzeption und Durchführung des LRT-Monitorings zuständig.

Ortrun Schwarzer
NLWKN – Biotopschutz
Göttinger Chaussee 76 A, 30453 Hannover
ortrun.schwarzer@nlwkn.niedersachsen.de

Impressum

Herausgeber:
Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und
Naturschutz (NLWKN) – Direktion –

ISSN 0934-7135, Schutzgebühr: 4,- € zzgl. Versandkostenpauschale,
auch im Abo erhältlich.

Nachdruck nur mit Genehmigung des Herausgebers.
Für den sachlichen Inhalt sind die Autorinnen und Autoren verantwortlich.
1. Auflage 2024, 1-2.000
Kartengrundlagen: © GeoBasis-DE/LGLN 2024

Titelbild: Borstgrasrasen bei Badenstedt (Foto: Hannah Kohlhagen), Arnika
(Foto: Kristof Meyn)

Schriftleitung: Manfred Rasper, NLWKN
Gestaltung: Leonie Krause, NLWKN

Gedruckt auf 100 % Recyclingpapier.

Bezug:
Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und
Naturschutz (NLWKN) – Veröffentlichungen –
Postfach 91 07 13, 30427 Hannover
veroeffentlichungen@nlwkn.niedersachsen.de
Tel.: 0511 / 3034-3305
www.nlwkn.niedersachsen.de/veroeffentlichungen-naturschutz
<http://webshop.nlwkn.niedersachsen.de>