

Natura 2000 Renaturierung und Pflege von Grünland-Lebensraumtypen

Möglichkeiten und Potentiale der Grünlandrenaturierung

BfN-Schriften

738
2025

Axel Ssymank, Christina Müller und Markus Röhling
(Hrsg.)





Bundesamt für
Naturschutz

Natura 2000 Renaturierung und Pflege von Grünland-Lebensraumtypen

Möglichkeiten und Potentiale der Grünlandrenaturierung

herausgegeben von
Axel Ssymank
Christina Müller
Markus Röhling

Impressum

Titelbild: Artenreicher Borstgrasrasen mit Arnika in Vollblüte am Feldbergsüdhang (© Axel Ssymank)

Adressen der Herausgeber:

adelphi research gGmbH
Alt-Moabit 91
10559 Berlin
office@adelphi.de

Fachbetreuung im BfN:

Markus Röhling Fachgebiet II 2.2 „FFH-Richtlinie/Natura 2000“

Förderhinweis:

Gefördert durch das Bundesamt für Naturschutz (BfN) mit Mitteln des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz, nukleare Sicherheit und Verbraucherschutz (BMUV) (FKZ: 3519 83 0300).

Diese Veröffentlichung wird aufgenommen in die Literaturdatenbank „DNL-online“ (www.dnl-online.de).

BfN-Schriften sind nicht im Buchhandel erhaltlich. Eine pdf-Version dieser Ausgabe kann unter www.bfn.de/publikationen heruntergeladen werden.

Institutioneller Herausgeber: Bundesamt für Naturschutz
Konstantinstr. 110
53179 Bonn
URL: www.bfn.de

Der institutionelle Herausgeber übernimmt keine Gewähr für die Richtigkeit, die Genauigkeit und Vollständigkeit der Angaben sowie für die Beachtung privater Rechte Dritter. Die in den Beiträgen geäußerten Ansichten und Meinungen müssen nicht mit denen des institutionellen Herausgebers übereinstimmen.



Diese Schriftenreihe wird unter den Bedingungen der Creative Commons Lizenz Namensnennung – keine Bearbeitung 4.0 International (CC BY - ND 4.0) zur Verfügung gestellt (creativecommons.org/licenses).

Druck: Druckerei des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz, nukleare Sicherheit und Verbraucherschutz (BMUV)

Gedruckt auf 100% Altpapier

ISBN 978-3-89624-502-1

DOI 10.19217/skr738

Bonn 2025

Inhaltsverzeichnis

Impressum.....	2
Inhaltsverzeichnis	3
Vorwort	7
Zusammenfassung	8
1 Der Erhaltungszustand von Grünland-Lebensraumtypen in Deutschland und Handlungsnotwendigkeiten zur Verbesserung der Situation – eine Einführung	9
1.1 Einleitung.....	9
1.2 Erhaltungszustand und -trends nach den Ergebnissen des FFH-Berichts 2019.....	10
1.2.1 Was ist FFH-Grünland in Deutschland?.....	10
1.2.2 Bewertung der Grünland-Lebensraumtypen im FFH-Bericht 2019	15
1.2.3 Flankierende Daten & Indikatoren zur Situation des Grünlandes	20
1.3 Wesentliche Ursachen von Flächen- und Qualitätsrückgang	22
1.4 Handlungsnotwendigkeiten und Maßnahmen	23
1.5 EU-Aktivitäten und neue Regelungen zur Unterstützung des Grünlandschutzes – ein Ausblick.....	25
2 Auswirkungen des Klimawandels auf die Produktivität des Ökosystems Dauergrünland im Alpenraum	32
2.1 Bedeutung des Dauergrünlandes für Österreich	32
2.2 Klimaveränderung und Kulturlandschaft im Alpenraum	33
2.3 Klimafolgen für das Grünland	34
2.3.1 ClimGrass: Versuchsanlage zur Erforschung der Klimafolgen	34
2.3.2 Durchführung von Dürreexperimenten	36
2.3.3 Auswirkungen künftiger Klimabedingungen auf das Dauergrünland.....	37
2.4 Maßnahmen zur Anpassung an den Klimawandel.....	39
2.5 Weiterführende Arbeiten aus ClimGrass zum Ökosystem Dauergrünland	41
3 FFH-Lebensraumtypen in der naturnahen Beweidung	45
3.1 Einführung	45
3.2 Ganzjährige naturnahe Beweidung.....	46
3.3 Eignung von FFH-Lebensraumtypen zur Integration in naturnahe Weidesysteme.....	48
3.4 Beispiel Gewässer	49
3.5 Beispiel Grünland	49
4 Renaturierungsverfahren im mesophilen Grünland – ein Erfahrungsbericht aus der Praxis aus Luxemburg	61

4.1	SICONA – Erfolgreicher kommunaler Naturschutz	63
4.2	Rückgang des artenreichen Grünlands trotz zahlreicher Schutzinstrumente ungebremst	64
4.3	Die Dekade der Renaturierungen: International und national liegt der Fokus auf der Wiederherstellung von Ökosystemen	68
4.4	Angewandte Renaturierungsmethoden und ihre Vor- und Nachteile in der Praxis	69
4.4.1	Mahdgutübertragung versus Ansaat von direkt geernteten Wiesenmischungen ...	70
4.4.2	Praxisnahe Implikationen für die Bewirtschaftenden der Empfängerflächen	73
4.4.3	Wiederansiedlung gefährdeter Pflanzenarten durch Auspflanzung und Etablierungsfenster	74
4.4.4	Spenderflächenkataster	76
4.4.5	Ansaat von autochthonem Wildpflanzensaatgut aus zertifiziertem Anbau.....	76
4.4.6	Kombination der verschiedenen Renaturierungsmethoden	77
4.4.7	Foto-Zeitreihe einer Renaturierung	78
4.5	Erfolgsmonitoring zur Übertragung von Zielarten und daraus resultierende Weiterentwicklungen der Renaturierungsverfahren.....	79
5	Langzeitentwicklung renaturierter Stromtalwiesen am hessischen Oberrhein ...	93
5.1	Einleitung.....	94
5.2	Material und Methoden.....	95
5.2.1	Untersuchungsgebiet	95
5.2.2	Ausgangssituation – bereits durchgeführte Renaturierungsmaßnahmen	96
5.2.3	Vegetationsuntersuchungen der Wiederholungsstudie.....	96
5.2.4	Beprobung und Analyse von Boden und Biomasse	99
5.2.5	Hydrologische Variablen	99
5.2.6	Statistische Analysen.....	100
5.3	Ergebnisse	101
5.3.1	Entwicklung der Mahdgutstreifen über die Zeit	101
5.3.2	Vergleich von Mahdgutstreifen, Spenderbeständen und Umgebungsgrünland....	104
5.3.3	Ertrag und Futterwert der Grünlandbestände.....	108
5.3.4	Renaturierungserfolg und Einflussfaktoren	109
5.4	Diskussion.....	109
5.4.1	Vegetationsentwicklung der Mahdgutstreifen über die Zeit.....	109
5.4.2	Futterwert der Aufwüchse	110
5.4.3	Bestimmende Faktoren für den Renaturierungserfolg.....	111

5.5	Fazit	111
6	Besser früh als zu spät - Ein Denkanstoß zu Mahdterminen in Feuchtwiesen ...	117
6.1	Einleitung.....	118
6.2	Artenreichtum der Feuchtwiesen	121
6.3	Kurzer Überblick zur Nutzungsgeschichte der Feuchtwiesen in Deutschland.....	122
6.4	Der aktuelle Erhaltungszustand der Pfeifengraswiesen in Brandenburg	125
6.4.1	Reiche Feuchtwiesen.....	127
6.5	Erfordernisse und Möglichkeiten zu Sicherung und Verbesserung des Erhaltungszustandes artenreicher Wiesen	128
6.6	Fazit	132
7	Wiederherstellung von verbuschten Trockenstandorten durch Ziegenbeweidung - Chancen und Herausforderungen.....	136
7.1	Trockenrasen – Bedrohte Hotspots der Biodiversität	138
7.2	Lösungsansätze zur Wiederherstellung der Trockenrasen	140
7.3	Modellprojekt Ziegenbeweidung Unteres Saaletal	141
7.4	Wichtigste Ergebnisse des Monitorings auf den Ziegenweiden	142
7.5	Fazit	144
8	Renaturierung von Kalkmagerrasen in Zeiten des globalen Wandels.....	149
8.1	Einleitung.....	150
8.2	Auswirkungen der Entbuschung mit anschließender Beweidung	152
8.3	Fazit	155
9	Zusammenfassung der Arbeitsgruppen im Rahmen der Onlinetagung	158
9.1	Einleitung.....	158
9.2	Arbeitsgruppe 1: Mittleres Grünland.....	159
9.3	Arbeitsgruppe 2: Feuchtgrünland	160
9.4	Arbeitsgruppe 3: Trockenes Grünland	161
	Abbildungsverzeichnis	163
	Tabellenverzeichnis	167
	Abkürzungsverzeichnis.....	168
A	Anhang.....	170
A.1	Arbeitsgruppe 1: Mittleres Grünland – MIRO Board	170
A.2	Arbeitsgruppe 2: Feuchtgrünland – MIRO Board	173
A.3	Arbeitsgruppe 3: Trockenrasen – MIRO Board	176

Vorwort

Artenreiches Grünland ist ein hoch diverses Ökosystem mit vielen Funktionen für zahlreiche Arten. Nicht zuletzt deshalb wurden mehrere Grünlandtypen als FFH-Lebensräume benannt. Der Europäische Gerichtshof hat Deutschland wegen unzureichendem Schutz der Mähwiesen verklagt. Deutschland ist somit verpflichtet hier aktiv zu werden.

Trotz mittlerweile über 30 Jahren Schutz durch die EU-Richtlinien Natura 2000 befindet sich der überwiegende Teil der Grünland-Lebensraumtypen und -Arten in einem ungünstigen bis schlechten Erhaltungszustand. Ursachen sind v.a. die intensive Landwirtschaft aber auch Nutzungsaufgabe auf unrentablen Standorten.

Die Dringlichkeit des Grünlandschutzes unterstreichen auch die Verbesserungsziele der EU-Biodiversitätsstrategie 2030 mit vielen Grünlandtypen und die neue EU Verordnung zur Wiederherstellung der Natur, die eine Wiederherstellung und Verbesserung der FFH-Lebensraumtypen insgesamt beschleunigen soll und eine verbindliche Planung und Einleitung der notwendigen Maßnahmen regelt.

Primäres Grünland - also Grünland, welches ohne Zutun des Menschen entsteht - stellt in Deutschland nur einen sehr kleinen Teil des gesamten Grünlands dar: Wenige Standorte des Hochgebirges, extrem feuchte, überschwemmte oder ganz trockene Standorte wie die Kalk-Trockenrasen und einen Teil der Steppenrasen. Der weitaus überwiegende Teil der Grünland-Lebensräume ist hingegen ein Produkt von landwirtschaftlicher Nutzung und in seiner Pflege und seinem Management größtenteils eng daran geknüpft. Hinsichtlich Pflege und Management wird zwischen den verschiedenen Grünlandtypen, wie Grünland trockener oder feuchter Standorte sowie mittlerem Grünland, differenziert.

Das Thema Renaturierung und Pflege von Grünland ist hoch aktuell, wie an der gegen Deutschland laufenden und inzwischen verlorenen Klage des Europäischen Gerichtshofs wegen unzureichendem Schutz der Mähwiesen zu sehen ist.

Über die Folgen des Klimawandels auf die Artenzusammensetzung und strukturellen Veränderungen verschiedener Grünland-Lebensraumtypen und die daraus möglicherweise resultierenden neuen Anforderungen an deren Renaturierung und Pflege besteht weiterer Forschungsbedarf.

Auf Einladung des Bundesamtes für Naturschutz haben Expert*innen aus Naturschutz und Landwirtschaft die möglichen Handlungsnotwendigkeiten für den Grünlandschutz im Rahmen des Workshops „Natura 2000 – Renaturierung und Pflege von Grünland-Lebensraumtypen“ am 21. und 22.09.2022 online diskutiert. Zudem wurden Verbesserungsmöglichkeiten des Erhaltungszustands von Grünland-Lebensraumtypen durch Management und Pflege sowie Renaturierung identifiziert, die Veränderungen aus Biodiversitätssicht bzw. aus Sicht des Erhalts der FFH-Schutzgüter bewertet, und Lösungswege gesucht, wie damit aus Naturschutzsicht unter Einbeziehung der landwirtschaftlichen Perspektive umgegangen werden soll.

Wir erhoffen uns, dass die Ergebnisse und Anregungen vielen Wissenschaftler*innen und Akteuren der Praxis Anregungen für den zukünftigen Umgang mit den Grünland-LRTs geben und eine Renaturierung und qualitative Verbesserung des artenreichen, für die Biodiversität essentiellen Grünlands, befördern.

Dr. Annette Doerpelinghaus

Abteilungsleiterin II 2

Zusammenfassung

Nach über 30 Jahren Natura 2000 befinden sich die meisten Grünland-Lebensraumtypen immer noch in einem ungünstigen bis schlechten Erhaltungszustand.

Grünland, wie wir es seit Jahrhunderten kennen, ist ein Produkt von Kulturlandschaften und in seiner Pflege und Management größtenteils eng daran geknüpft. Nur selten ist primäres Grünland anzutreffen, wie an wenigen Standorten des Hochgebirges und auf extrem feuchten, überschwemmten oder auf ganz trockenen Standorten.

Ursächlich für den Rückgang und die Qualitätsverschlechterung des Grünlands sind v.a. die Intensivierung in der Landwirtschaft aber auch Nutzungsaufgabe auf unrentablen Standorten. Die Rückgänge artenreichen Grünlands verlaufen außerhalb der FFH-Gebiete zwar deutlich schneller, Flächenverluste und qualitative Verschlechterungen in den bestehenden Schutzgebieten sind aber trotz enormer Anstrengungen im Naturschutz bisher nicht auszuschließen gewesen. Zusätzlich erfolgt ein starker Insektenrückgang in vielen Offenland-LRT, der zu einer faunistischen Verarmung führt und damit einhergehend schlechtere Ökosystemfunktionen und -dienstleistungen verursacht. Angesichts verfehlter EU- und nationaler Biodiversitätsziele für 2020 und einer neuen EU Biodiversitätsstrategie mit hoch gesteckten Zielen für 2030 lohnte es sich deshalb Fachwissen zu bündeln, einen Workshop zur Renaturierung und Pflege von Grünland-Lebensraumtypen durchzuführen und Erfahrungen auszutauschen.

Im Rahmen der Fachtagung wurden Ursachen für den schlechten Zustand, daraus erfolgende Handlungserfordernisse sowie verschiedene Methoden zu Grünland-Management und Renaturierung vorgestellt und diskutiert. Hinsichtlich des Managements von Grünland umfassten die Vorträge u.a. die naturnahe Beweidung von Mähwiesen und den Einfluss des Zeitpunkts von Mahdterminen in Feuchtwiesen. Zum Thema Renaturierung wurden Erfahrungen von verschiedenen Renaturierungsverfahren mit Schwerpunkt im mesophilem Grünland aus Deutschland und in den angrenzenden Mitgliedstaaten ausgetauscht. Weitere wichtige Themenbereiche waren die langfristige Wirkung von Renaturierungsmaßnahmen in Stromtalwiesen, die Kombination mehrerer Renaturierungsverfahren zur Verbesserung des Erfolgs, die Bedeutung historischer Bewirtschaftungsweisen sowie der Einsatz von Ziegenbeweidung zur Wiederherstellung verbuschter Trockenrasen und der Renaturierung von Kalk-Magerrasen. Darüber hinaus wurde der Einfluss des Klimawandels auf Grünlandlebensräume thematisiert.

In drei Arbeitsgruppen wurden Erfahrungen zu Management und Renaturierung Grünland-Lebensraumtypen unterschiedlicher Standorte ausgetauscht und Fragen wie Probleme bei der Maßnahmen-Umsetzung oder Konsequenzen von klimawandelbedingten Veränderungen auf das Management diskutiert.

Dieser Tagungsband umfasst die Beiträge der einzelnen Vortragenden sowie die Ergebnisse der Arbeitsgruppendifiskussionen. Die detaillierten Einblicke in die Praxis der Renaturierung von Grünland können eine wichtige Grundlage für die künftige Maßnahmenplanung im Rahmen der neuen Wiederherstellungsverordnung der EU sein.

1 Der Erhaltungszustand von Grünland-Lebensraumtypen in Deutschland und Handlungsnotwendigkeiten zur Verbesserung der Situation – eine Einführung

C. Müller und A. Ssymank

Zusammenfassung

Über 30 Jahre Natura 2000 und immer noch zahlreiche Grünland-Lebensraumtypen in ungünstigem bis schlechten Erhaltungszustand? Basierend auf den Befunden und Daten des FFH-Berichts und weiteren Quellen wird die Situation und die Handlungserfordernisse zur Verbesserung des FFH-Grünlandes analysiert und eine Einführung in die vielschichtige Thematik des Grünlandschutzes gegeben. Damit wird der Rahmen für einen Expertenaustausch in der Fachtagung „Natura 2000 – Renaturierung und Pflege von Grünland-Lebensraumtypen“ abgesteckt. Angesichts neuer Entwicklungen auf EU-Ebene mit dem „Pledges“-Prozess (Zielfestlegungen der Mitgliedstaaten), der neuen EU-Wiederherstellungsverordnung und dem kürzlich verlorenen Mähwiesen-Urteil des Europäischen Gerichtshofs erlangt die Verbesserung der Erhaltungszustände des Grünlands eine besonders hohe Priorität.

Abstract

More than 30 years of „Natura 2000“ and still many grassland habitats in an unfavourable or bad conservation status? Based on data and facts of the Art. 17 reports of the EU Habitats Directive and additional sources the situation and needs for action to enhance grassland conservation are analysed. An introduction into the quite complex thematic is given in order to facilitate expert knowledge transfer in the frame of the workshop “Natura 2000 – restoration and management of grassland habitats”. Several new developments at EU-level put the highest level of priority on maintenance and restoration of grassland habitats: these are the pledges-process (defining concrete Member State targets for 2030), the new legally binding EU Nature restoration regulation and a recently lost European court case concerning hay meadow habitats against Germany.

1.1 Einleitung

Über 30 Jahre Natura 2000-Schutzgebiete und die Umsetzung der Fauna-Flora-Habitatrichtlinie der Europäischen Union (FFH-RL, 92/43/EEG, 2013/17/EU) – wieso gibt es beim Grünland eine schlechte Bilanz könnte man fragen? Grünland, wie wir es seit Jahrhunderten kennen, ist ein Produkt von Kulturlandschaften und in seiner Pflege und Management größtenteils eng daran geknüpft (Briemle et al. 2014, Dierschke 1999, Ellenberg & Leuschner 2010) – primäres Grünland ist auf wenige Standorte des Hochgebirges (Wildheuplanken) und auf extrem feuchte, überschwemmte oder auf ganz trockene Standorte wie die Kalk-Trockenrasen (Xerobromion erecti Zoller 1954) und einen Teil der Steppenrasen beschränkt. Vordergründig ließe sich argumentieren, dass nicht alle artenreichen Grünlandtypen unter dem Schutz der FFH-Richtlinie stehen, wie z.B. Lücken im nährstoffreichen Grünland bei den Sumpfdotterblumenwiesen oder fehlende bodensaure Niedermoore (Petermann & Ssymank 2007), oder dass die Flächen der Lebensraumtypen (LRT) in den Natura 2000-Gebieten nicht ausreichen würden, um Verschlechterungen zu verhindern. Auch wenn außerhalb der FFH-Gebiete die Rückgänge artenreichen Grünlands schneller gehen, so sind Flächenverluste und qualitative Verschlechterungen in den bestehenden Schutzgebieten ebenfalls trotz enormer Anstrengungen im Naturschutz nicht auszuschließen gewesen. Hinzu kommt ein starker Insektenrückgang in vielen

Offenland-LRT (Binot-Hafke et al. 2013, Hallmann et al. 2017), der eine faunistische Verarmung zur Folge hat und damit einhergehend zu schlechteren Ökosystemfunktionen und -dienstleistungen führt. Angesichts verfehlter EU- und nationaler Biodiversitätsziele für 2020 (BMUV 2023, EU Commission 2022) und einer neuen EU Biodiversitätsstrategie mit hoch geckten Zielen für 2030 (Europäische Kommission 2020, COM(2020) 380 final) lohnt es sich also Fachwissen zu bündeln, einen Workshop zur Renaturierung und Pflege von Grünland-Lebensraumtypen durchzuführen und Erfahrungen auszutauschen. Bis 2030 soll sich ein Drittel aller Arten und LRT im Erhaltungszustand verbessern oder mindestens einen positiven Trend aufweisen, alle übrigen Arten und LRT dürfen keinen negativen Trend mehr aufweisen und müssen wenigstens stabil sein. Diese EU-Ziele sind nicht nur in der EU politisch abgestimmt, sondern sie haben auch Pate gestanden für die globalen Cunming-Montreal-Vereinbarungen zum Schutz der Natur (BMUV 2022, CBD/COP/DEC/15/4 2022) unter der Biodiversitätskonvention (Convention on Biological Diversity, CBD). So wächst nun auch der Druck seitens EU auf die Mitgliedsstaaten hier aktiv die Situation zu verbessern, nicht zuletzt mit der Einführung einer verbindlichen rechtlichen Regelung zur Wiederherstellung der Natur auf EU-Ebene (Europäisches Parlament & Rat der Europäischen Union (2024). Diese sogenannte Wiederherstellungs-Verordnung trat erst nach Durchführung dieser Fachtagung im Jahr 2024 in Kraft.

1.2 Erhaltungszustand und -trends nach den Ergebnissen des FFH-Berichts 2019

1.2.1 Was ist FFH-Grünland in Deutschland?

Grünland ist neben Wald und Ackerland die dritte große Landnutzungsform in Mitteleuropa (Briemle et al. 2014). Dauergrünland nimmt momentan 28,5 % an der landwirtschaftlich genutzten Fläche ein (Umweltbundesamt 2024). Circa 40 % aller in Deutschland gefährdeten Farn- und Blütenpflanzen kommen im Grünland vor.

Der weitaus überwiegende Teil des heutigen Grünlands ist intensiv bewirtschaftet und relativ artenarm (>90 % des Dauergrünlands von ca. 4,7 Mio ha, BMEL o.Jahr) und fällt damit nicht unter den Schutz des Anhangs I der FFH-Richtlinie. Die Gesamtfläche des mittelintensiven bis extensiven Grünlands, das unter die FFH-Richtlinie fällt beläuft sich nach FFH-Bericht 2019 auf ca. 283.530 ha (6 % der gesamten Grünlandes, zum überwiegenden Teil als „ertragsarme Flächen“). Auf diesen Grünlandanteil beziehen sich alle folgenden Ausführungen.

Zu den FFH-Grünland-Lebensraumtypen werden alle Lebensraumtypen (LRT) der 6000er-Gruppe, z.B. 6210 Kalk-(Halb-)Trockenrasen, sowie „Offene Grasflächen auf Binnendünen“ (LRT 2330) gezählt (siehe Tabelle 1). Diese LRT-Gruppe umfasst rasige oder mit Hochstauden bestandene Offenlandlebensräume von der planaren Stufe bis ins Hochgebirge. Sie schließt sowohl Ausprägungen auf extremen Standorten, wie Trockenrasen oder Schneetälchen, die oft primären Ursprungs sind, als auch sekundär entstandene Lebensräume unserer Kulturlandschaft ein, zu denen unter anderem die artenreichen Mähwiesen gehören.

Die einzelnen Grünland-Lebensraumtypen sind durch ihre charakteristischen Pflanzen- und Tierarten sowie die prägenden Pflanzengesellschaften definiert (LRT-Steckbriefe im FFH-Handbuch, Ssymank et al. 2022).

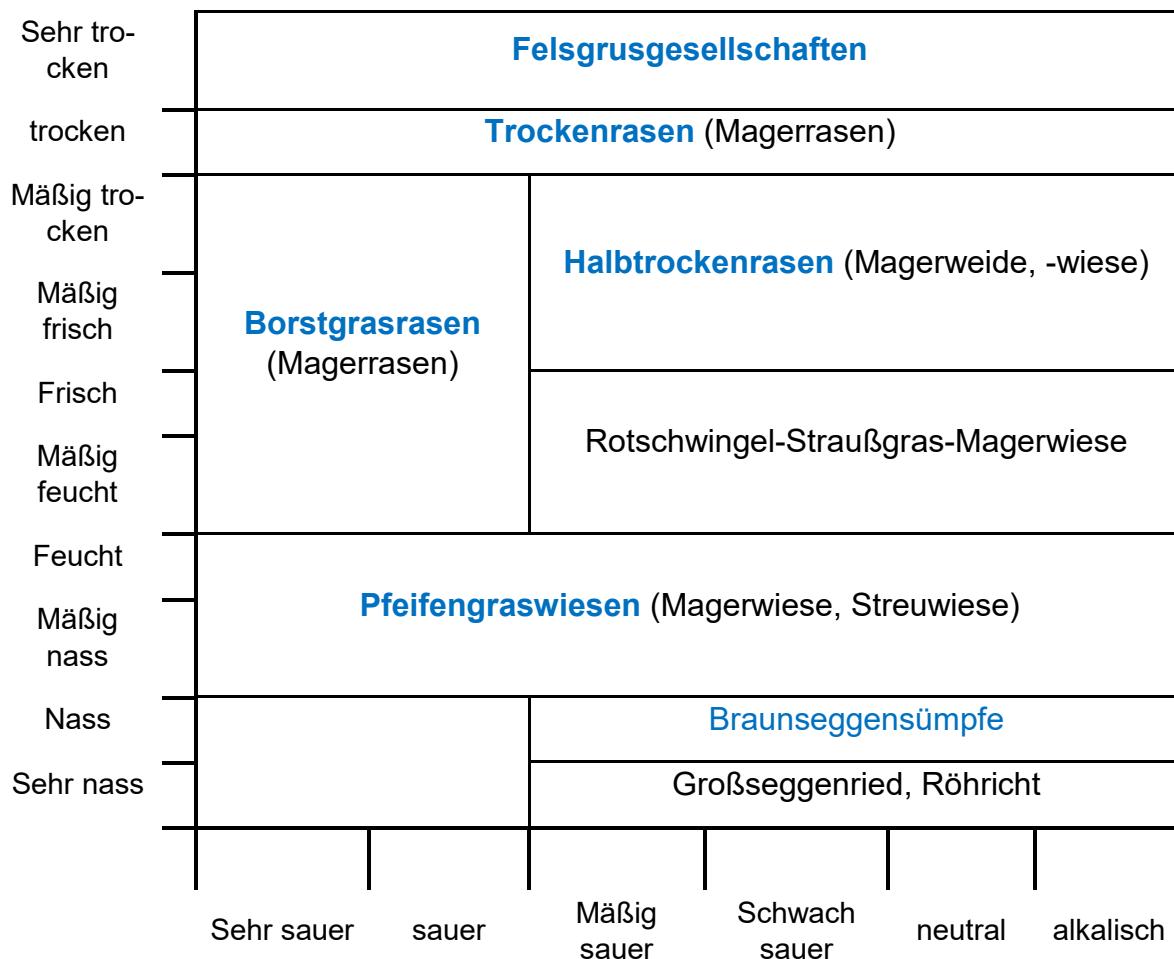
**Der Erhaltungszustand von Grünland-Lebensraumtypen in Deutschland und
Handlungsnotwendigkeiten zu Verbesserung der Situation – eine Einführung**

Tab. 1: Grünland-Lebensraumtypen der FFH-Richtlinie.

LRT-Code	LRT-Titel
2330	Offene Grasflächen auf Binnendünen
6110	Basenreiche Kalk-Pionierrasen
6120	Subkontinentale basenreiche Sandrasen
6130	Schwermetallrasen
6150	Boreo-alpine Kalkrasen
6170	Subalpine und alpine Kalkrasen
6210	Kalk-(Halb-)Trockenrasen
6230	Artenreiche Borstgrasrasen
6240	Steppenrasen
6410	Pfeifengraswiesen
6430	Feuchte Hochstaudenfluren
6440	Brenndolden-Auenwiesen
6510	Magere Flachland-Mähwiesen
6520	Berg-Mähwiesen

Welcher Grünland-Typ sich ausbildet hängt von den Standortbedingungen wie Bodenfeuchte und pH-Wert sowie von der Flächennutzung ab. Einige Grünlandtypen wie Trockenrasen und Pfeifengraswiesen kommen unabhängig des Boden-pH-Wertes oder in verschiedenen Subtypen bzw. Ausbildungen vor, hier entscheidet v.a. die Wasserverfügbarkeit. Beispielsweise bilden sich Borstgrasrasen sich nur unter bestimmten pH-Werten (sehr saure bis saure Böden) aus (siehe Ökogramme in Abbildung 1). Je nach Quelle werden auch die Salzwiesen der Küste (LRT 1330) und die Binnenlandsalzstellen (LRT 1340) mit zum Grünland gerechnet, die es sowohl bewirtschaftet (beweidet) als auch als natürliches Salzgrünland gibt.

A Ökogramm des extensiven Grünlands, ungedüngt



B Ökogramm des halbintensiven Kulturgrünlands, mäßig gedüngt

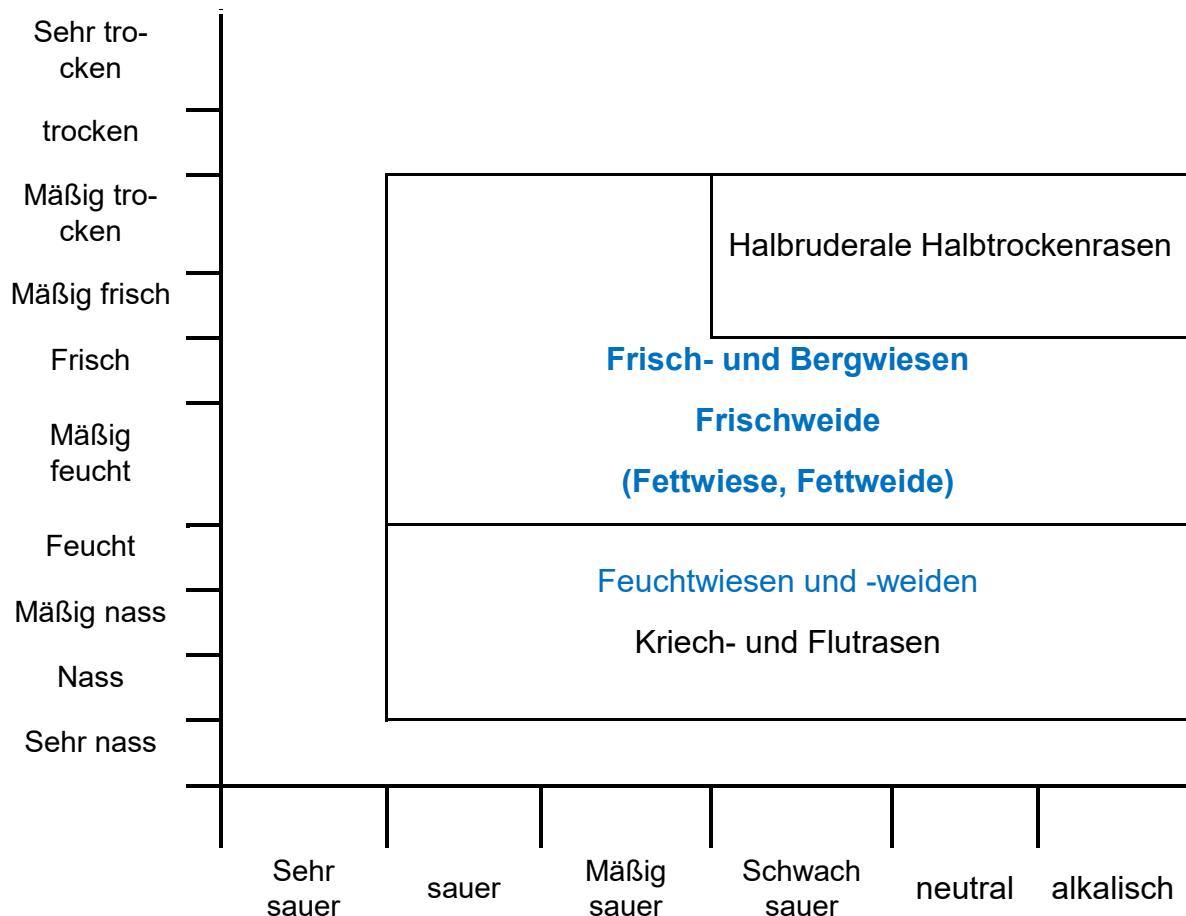


Abb. 1: Ökogramme des extensiven, ungedüngten Grünlands (A) und des halbintensiven, mäßig gedüngten Kulturgrünlands (B). Nach Ellenberg & Leuschner (2010), verändert. Farblich blau dargestellt die Grünlandtypen der FFH-Richtlinie, in fett vollständig abgedeckt, in Normalschrift teilweise abgedeckt.

Unter den FFH-Grünland-Lebensraumtypen umfassen die Mähwiesen mit den Flachland-Mähwiesen (LRT 6510) und den Bergmähwiesen (6520) mit rund 60% der Gesamtgrünlandfläche flächenmäßig den größten Anteil. Grünland auf trockenen Standorten (LRT 6110, 6120, 6210, 6230, 6240) nimmt circa 15%, Grünland feuchter Standorte (LRT 6410, 6430, 6440) und alpines Grünland (LRT 6150, 6170) je gut 10% der Gesamtgrünlandfläche der FFH-Lebensraumtypen Deutschlands ein (siehe Abbildung 2).

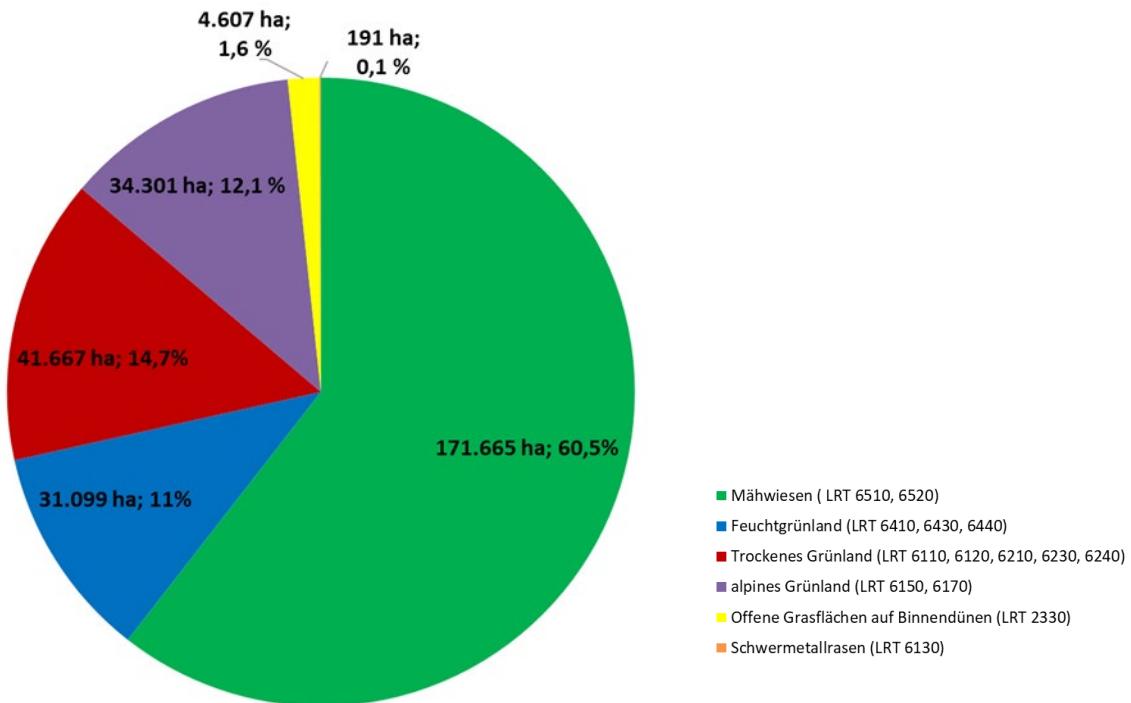


Abb. 2: Flächenanteil der Grünlandgruppen an der Gesamt-Grünlandfläche des geschützten Grünlands der FFH-Richtlinie [%]

Insgesamt befinden sich gut 58% der FFH-Grünlandflächen innerhalb von Natura 2000-Gebieten. Dabei ist die Natura 2000-Abdeckung der Mähwiesen mit circa 50% am geringsten, während die anderen meisten anderen Grünland-Gruppen zu etwa 70% innerhalb von Natura 2000-Gebieten liegen (gemäß FFH-Bericht 2019; siehe Abbildung 3).

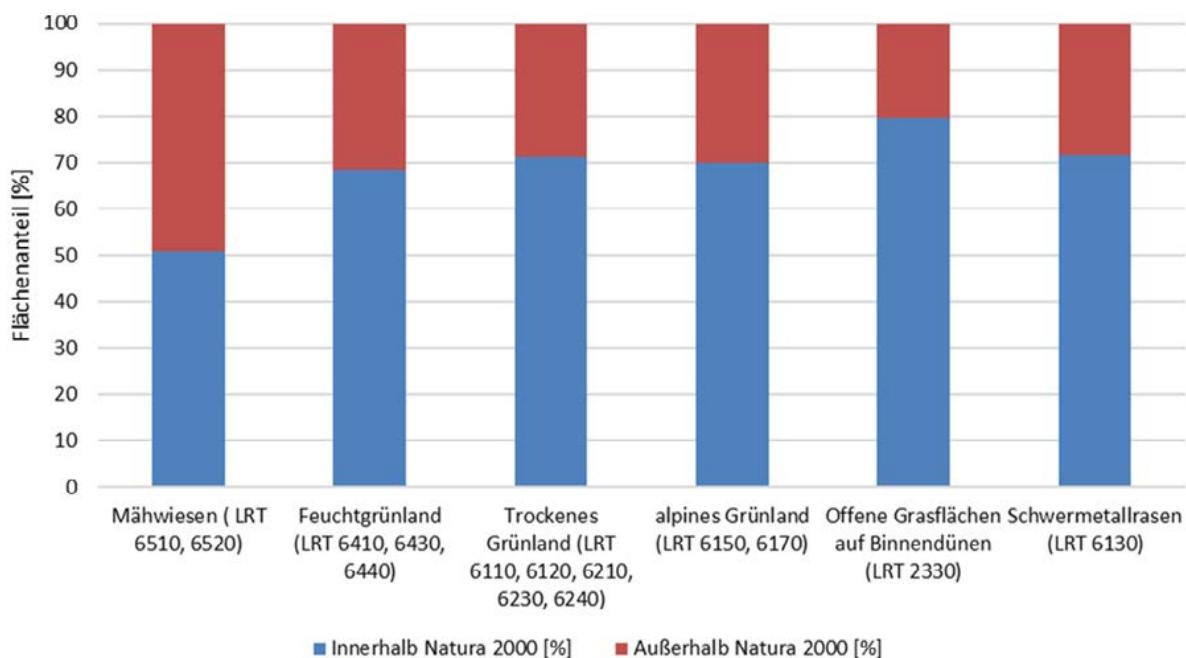


Abb. 3: Flächenanteil des FFH-Grünlandes innerhalb und außerhalb der Natura 2000-Gebiete.

1.2.2 Bewertung der Grünland-Lebensraumtypen im FFH-Bericht 2019

Die Bewertung des Erhaltungszustandes der Lebensraumtypen ist EU-weit einheitlich geregelt und wird unverändert in allen FFH-Berichten beibehalten (aktuelle Dokumente European Commission 2022b, 2022c und 2023). Sie basiert auf Einzelbewertungen zu den Parametern "Verbreitungsgebiet", "Fläche", "Spezifische Strukturen und Funktionen" sowie "Zukunftsansichten". Diese vier Parameter werden jeweils als "günstig" (grün/ FV), "ungünstig-unzureichend" (gelb/U1) oder "ungünstig-schlecht" (rot/U2) bewertet bzw. bei nicht ausreichenden Daten als "unbekannt" (grau/XX) eingestuft. In der Gesamtbewertung des Erhaltungszustandes werden die vier Bewertungen der Einzelparameter aggregiert (EU-Bewertungsmatrix des Art. 17-Berichtsformats). Dabei ist grundsätzlich der schlechteste Einzelwert maßgeblich. Der Erhaltungszustand ist z. B. nur dann günstig, wenn alle vier Parameter als „günstig“ bewertet werden oder drei Parameter als „günstig“ und einer als „unbekannt“ gilt.

Zusätzlich zu den Erhaltungszuständen werden Gesamtrends ermittelt, die die Entwicklung der Erhaltungszustände der Schutzgüter aufzeigen. Die Gesamtrends werden seit dem FFH-Bericht 2019 direkt aus den Kurzzeitrends der Einzelparameter (12 Jahreszeitraum über 2 Berichtsperioden) abgeleitet. Damit werden Entwicklungen der Lebensraumtypen und Arten angezeigt, bevor es zu einer weiteren Veränderung des Erhaltungszustands kommt.

Die Bewertung der Einzelparameter basiert zum einen auf den Erfassungen der Vorkommen durch verschiedene Kartierprogramme und der Erhebung zugehöriger Sachdaten durch die Bundesländer. Diese Sachdaten umfassen Angaben der Länder zu den Parametern „Verbreitungsgebiet“ sowie „Population“ und „Habitat“ (Arten) bzw. „Fläche“ und „Spezifische Strukturen und Funktionen“ (Lebensraumtypen) sowie zu den „Zukunftsansichten“. Darüber hinaus liefern die Länder Einschätzungen zu aktuellen Beeinträchtigungen und zukünftig voraussichtlich wirksamen Gefährdungen. Zum anderen fließen seit dem FFH-Bericht 2013 umfangreiche zusätzliche Daten eines bundesweit einheitlichen FFH-Monitorings nach Art. 11 der

FFH-Richtlinie der Lebensraumtypen sowie Arten der Anhänge II und IV der FFH-Richtlinie ein. Dabei werden für häufige Schutzgüter mindestens je 63 Stichproben-Vorkommen pro biogeografische Region erhoben, während bei seltenen Lebensraumtypen und Arten alle ihre bekannten Vorkommen erfasst und bewertet werden (Totalzensus). Methodik, Untersuchungsumfang und Schwellenwerte für die Bewertung der einzelnen Vorkommen sind in Bewertungsschemata festgelegt, die von Bund, Ländern sowie weiteren Expertinnen und Experten erarbeitet und abgestimmt wurden (BfN & BLAK 2017a, 2017b). Die Ergebnisse der Bewertung dieser Probeflächen wird bei den Lebensraumtypen in die Bewertung des Parameters "Spezifische Strukturen und Funktionen", bei den Arten in die Bewertung der Parameter "Population" und "Habitat" einbezogen.

Zum Parameter spezifische Strukturen und Funktionen gehören auch die charakteristischen Arten. Hier werden bisher im Wesentlichen nur charakteristische Pflanzenarten (höhere Pflanzen, Moose und Flechten) für die Bewertung der Lebensraumtypen herangezogen, eine Bewertung der charakteristischen Tierarten fehlt.

Die Grünland-Lebensraumtypen wurden im FFH-Bericht 2019 größtenteils schlecht bewertet (siehe Tabelle 2). In allen drei biogeografischen Regionen treten nur drei günstige Bewertungen (FV) des Erhaltungszustands auf. Von den restlichen 29 Bewertungen fielen 11 ungünstig-unzureichend (U1) und 18 Bewertungen ungünstig-schlecht (U2) aus. Auch für den kommenden FFH-Bericht 2025 sind hier keine wesentlichen Veränderungen zu erwarten, wenngleich es einzelne positive regionale Wiederherstellungsprojekte gibt.

Tab. 2: Bewertung des Erhaltungszustands und des Gesamtrends der Grünland-Lebensraumtypen im FFH-Bericht 2019. Region: ALP Alpine, ATL Altantische und KON Kontinentale Biogeografische Region. EZH: Erhaltungszustand, GT: Gesamtrend, FV: günstig, U1: ungünstig-unzureichend, U2: ungünstig-schlecht, -: sich verschlechternd, =: stabil, +: sich verbessernd, u: unbekannt., U2: ungünstig-schlecht, -: sich verschlechternd, =: stabil, +: sich verbessernd, u: unbekannt.

Region	LRT	Kurztitel	EZH	GT
ALP	6150	Boreo-alpines Grasland auf Silikatböden	U1	=
ALP	6170	Alpine und sub-alpine Kalkrasen	U1	=
ALP	6210	Kalk-(Halb-)Trockenrasen und ihre Verbuschungsstadien (* orchideenreiche Bestände)	U1	=
ALP	6230	Artenreiche Borstgrasrasen	U1	-
ALP	6410	Pfeifengraswiesen	FV	=
ALP	6430	Feuchte Hochstaudenfluren	FV	=
ALP	6510	Magere Flachland-Mähwiesen	U2	-
ALP	6520	Berg-Mähwiesen	U1	-
ATL	2330	Offene Grasflächen mit Silbergras und Straußgras auf Binnendünen	U2	-
ATL	6110	Basenreiche oder Kalk-Pionierrasen	U2	-
ATL	6120	Subkontinentale basenreiche Sandrasen	U2	-
ATL	6130	Schwermetallrasen	U1	-
ATL	6210	Kalk-(Halb-)Trockenrasen und ihre Verbuschungsstadien (* orchideenreiche Bestände)	U2	-

Der Erhaltungszustand von Grünland-Lebensraumtypen in Deutschland und Handlungsnotwendigkeiten zu Verbesserung der Situation – eine Einführung

Region	LRT	Kurztitel	EHZ	GT
ATL	6230	Artenreiche Borstgrasrasen	U2	-
ATL	6240	Steppenrasen	U1	-
ATL	6410	Pfeifengraswiesen	U2	-
ATL	6430	Feuchte Hochstaudenfluren	U2	u
ATL	6440	Brenndolden-Auenwiesen	U2	=
ATL	6510	Magere Flachland-Mähwiesen	U2	-
KON	2330	Offene Grasflächen mit Silbergras und Straußgras auf Binnendünen	U2	-
KON	6110	Basenreiche oder Kalk-Pionierrasen	U1	-
KON	6120	Subkontinentale basenreiche Sandrasen	U2	-
KON	6130	Schwermetallrasen	U1	-
KON	6150	Boreo-alpines Grasland auf Silikatböden	FV	=
KON	6210	Kalk-(Halb-)Trockenrasen und ihre Verbuschungsstadien (* orchideenreiche Bestände)	U2	-
KON	6230	Artenreiche Borstgrasrasen	U1	-
KON	6240	Steppenrasen	U2	-
KON	6410	Pfeifengraswiesen	U2	-
KON	6430	Feuchte Hochstaudenfluren	U1	-
KON	6440	Brenndolden-Auenwiesen	U2	-
KON	6510	Magere Flachland-Mähwiesen	U2	-
KON	6520	Berg-Mähwiesen	U2	-

Darüber hinaus weisen drei Viertel der Grünland-LRT einen sich verschlechternden Gesamt-trend auf (siehe Abb. 4).

Auf Basis der MAES-Klassifizierung der EU (Maes et al. 2013, 2018, Mapping and Assessment of Ecosystem Services, vgl. Kasten 1), die eine Beziehung von Ökosystemen zu Arten herstellt, ist es möglich, die FFH-Arten mit einem Bezug zum Ökosystem „Grünland“ zu ermitteln. Dabei ergeben sich 196 Bewertungen für Arten des Grünlands. Von diesen Grünland-Arten wurden im FFH-Bericht 2019 nur ca. ein Viertel mit günstig bewertet, d.h. der überwiegende Teil befindet sich in einem ungünstigen Zustand, zusätzlich liegt bei rund 40% ein sich verschlechternder Gesamt-trend vor (Abb. 5).

Zuordnung der Lebensraumtypen und Arten zu Ökosystemen gemäß MAES-Klassifizierung

MAES ist die Abkürzung für Kartierung und Bewertung von Ökosystemen und deren Dienstleistungen, englisch „Mapping and Assessment of Ecosystems and their Services“. MAES umfasst die Umsetzung des ersten Teils von Aktion 5 der EU-Biodiversitätsstrategie 2020, in dem die EU-Mitgliedstaaten aufgefordert werden, mit Unterstützung der Kommission, den Zustand der Ökosysteme und ihrer Leistungen in ihrem Hoheitsgebiet zu kartieren und zu bewerten. In diesem Rahmen wurden u.a. die Lebensraumtypen und Arten der FFH-Richtlinie sowie die Vogelarten der Vogelschutzrichtlinie dreizehn Ökosystemtypen (Städtische Systeme, Ackerland, Landwirtschaftliche Mosaiken, Grünland, Heide und Sträucher, Feuchtgebiete, Flüsse und Seen, spärlich bewachsene Flächen, Wälder, Meeresbuchten und Übergangsgewässer, offener Ozean, Schelf, Küste) zugeordnet. Diese Zuordnung von Arten und Lebensräumen zu den einzelnen Ökosystemen erfolgt für jede der neun biogeografischen Landregionen (gemäß FFH-Richtlinie) und für jede Meeresregion (gemäß Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie). Die Zuordnung der Arten wird dabei in 3 Kategorien unterteilt: Gelegentliches Ökosystem, bevorzugtes Ökosystem und geeignetes Ökosystem. Das gelegentliche Ökosystem (O: occasional ecosystem) bezeichnet das Ökosystem, in dem die Art manchmal vorkommt, aber nur von einem geringen oder kleinen Teil der Population der Art genutzt wird. Bei dem bevorzugtes Ökosystem (P: preferred ecosystem) handelt es sich um jenes Ökosystem, das für die Art am wichtigsten ist, i.d.R. das Ökosystem, das für eine Art für ihren Lebenszyklus nutzt oder mit dem ihre größte Population in Verbindung steht. Das geeignetes Ökosystem (S: suitable ecosystem) benennt ein Ökosystem, in dem die Art regelmäßig vorkommt, das aber außerhalb des bevorzugten Ökosystems liegt.

<https://www.eea.europa.eu/en/datahub/datahubitem-view/e6c5dc03-4df2-4f43-a423-792ed9b4a9d3>

Der Erhaltungszustand von Grünland-Lebensraumtypen in Deutschland und Handlungsnotwendigkeiten zu Verbesserung der Situation – eine Einführung

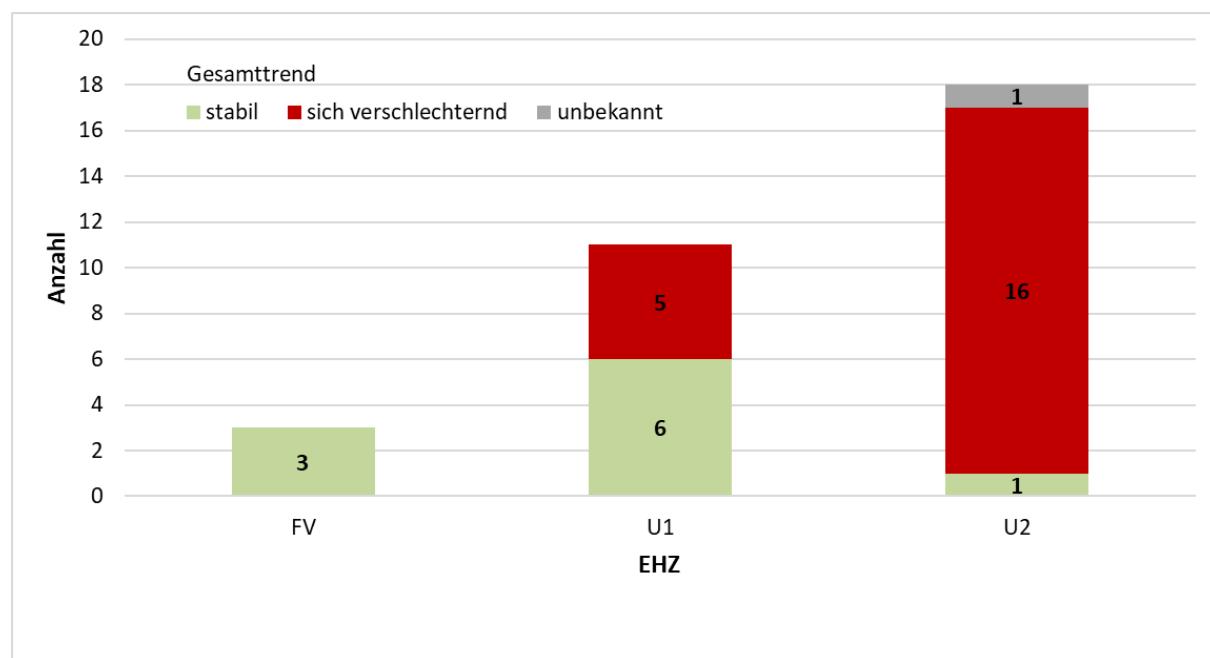


Abb. 4: Auswertung des Erhaltungszustands und des Gesamttrends aller Grünland-Lebensraumtypen im FFH-Bericht 2019. EHZ: Erhaltungszustand, FV: günstig, U1: ungünstig-unzureichend, U2: ungünstig-schlecht.

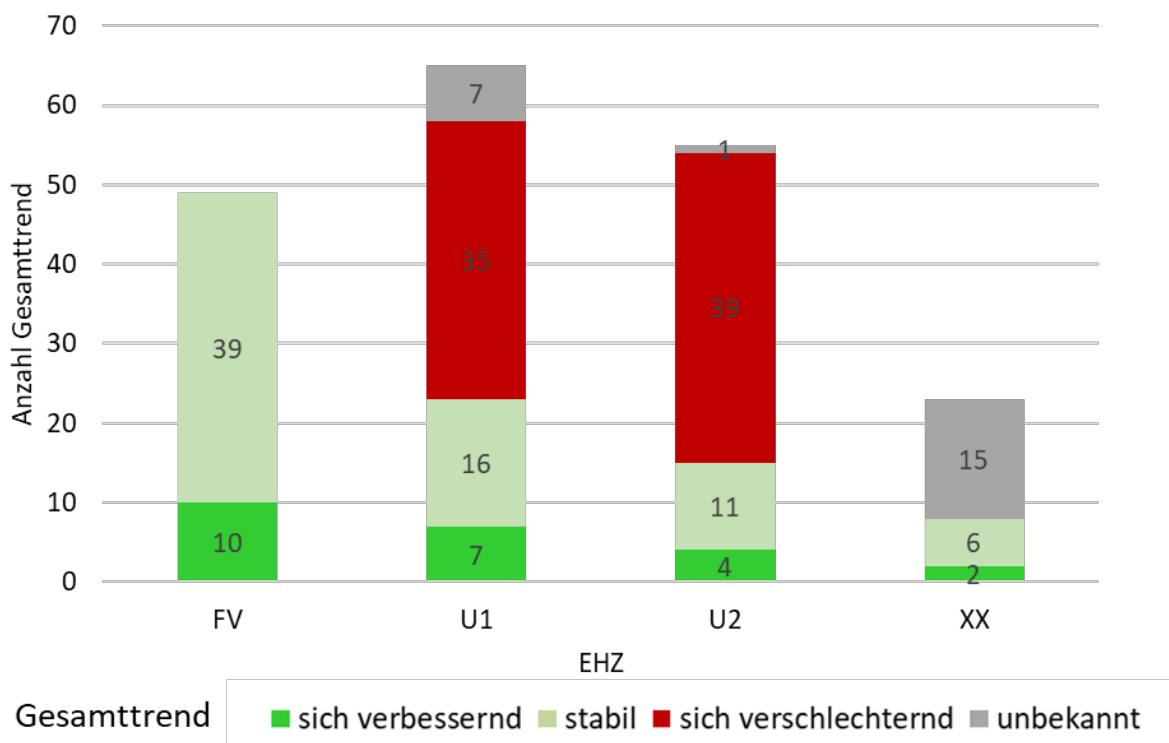


Abb. 5: Bewertung des Erhaltungszustandes und des Gesamttrends der FFH-Arten mit Grünlandbezug, basierend auf der MAES-Klassifizierung der EU, im FFH-Bericht 2019. EHZ: Erhaltungszustand, FV: günstig, U1: ungünstig-unzureichend, U2: ungünstig-schlecht.

Besonders stark betroffen sind die Artengruppen der Pflanzen, Libellen, Schmetterlinge und Amphibien des Grünlands. Beispielsweise sind bei den Amphibien über 80% der Arten in einem ungünstigen Zustand, 70% zusätzlich mit einem sich verschlechternden Gesamttrend, während der Erhaltungszustand bei mehr als 75% der Pflanzen und über 65% der Schmetterlinge ebenfalls als ungünstig bewertet wurde (siehe Abbildung 6c). Bei beiden Artengruppen weisen viele Arten ebenfalls einen sich verschlechternden Gesamttrend auf (über 40% der Pflanzen- und mehr als ein Drittel der Schmetterlingsarten).

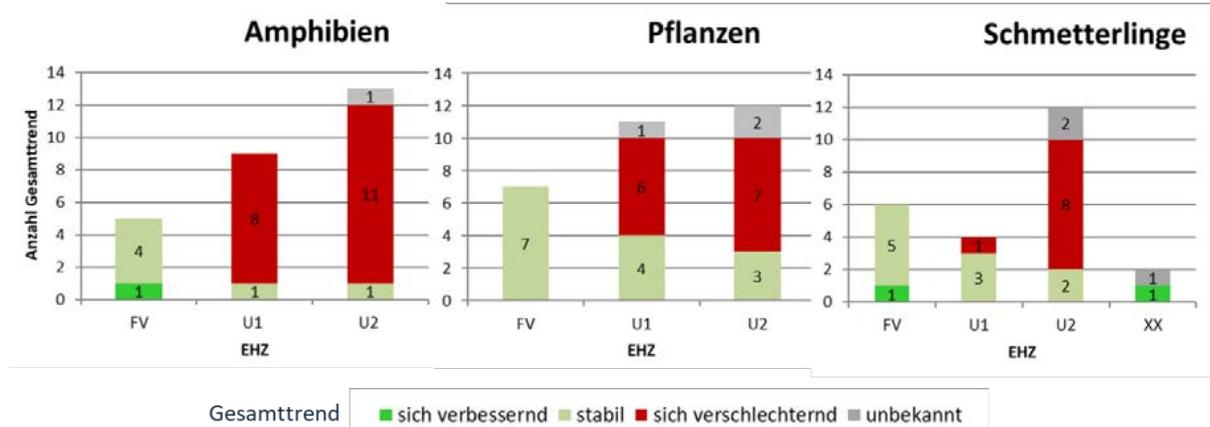


Abb. 6: Erhaltungszustand und Gesamttrend der Amphibien (a), Pflanzen (b) und Schmetterlinge (c) des Grünlands gemäß FFH-Bericht 2019. EHZ: Erhaltungszustand, FV: günstig, U1: ungünstig-unzureichend, U2: ungünstig-schlecht.

1.2.3 Flankierende Daten & Indikatoren zur Situation des Grünlandes

Im Rahmen der gemeinsamen Agrarpolitik der EU wurde mit Beginn der Förderperiode 2007/2013 der High Nature Value Farmland Indicator (HNV-Farmland-Indikator, BfN -Webseite o. Datum, Hünig & Benzler 2017) als einer von 35 EU-Indikatoren zur Integration von Umweltbelangen in die gemeinsame Agrarpolitik in das entsprechende Indikatorenset aufgenommen. Der HNV-Farmland-Indikator ist inzwischen auf nationaler Ebene in das Indikatorenset der nationalen Strategie zur biologischen Vielfalt und in den Pflanzenschutzindex (PIX) im Nationalen Aktionsplan Pflanzenschutz integriert. Auf Länderebene ist er Teil des Indikatorensets der Länderinitiative Kernindikatoren (LIKI).

Bei „Landwirtschaftsflächen mit hohem Naturwert“ (high nature value farmland; HNV-Farmland) handelt es sich z.B. um artenreiches Magergrünland, extensiv bewirtschaftete Äcker oder Weinberge sowie Brachen. Sie verfügen in der Regel nicht nur über eine höhere Artenvielfalt, sondern beherbergen auch seltene und spezialisierte Tier- und Pflanzenarten, welche in der intensiv genutzten Agrarlandschaft keine Überlebenschancen mehr haben. Auch Landschaftselemente wie Gräben, Feldgehölze oder Trockenmauern, die die Agrarlandschaft strukturieren und zusätzliche Lebensräume für viele Arten bieten, werden zur den Landwirtschaftsflächen mit hohem Naturwert gezählt. Grünland wird in drei Qualitätsstufen (I-III) bewertet, dabei weißt die Stufe I die meisten Kennarten auf, Stufe III die wenigsten.

Der Gesamtwert des HNV-Indikators hat auf Bundesebene, insbesondere von 2009 bis 2013 deutlich abgenommen (siehe Abbildung 7). Ab 2015 fand ein allmählicher Anstieg statt, der aber das Niveau von 2009 noch nicht wieder erreicht hat.

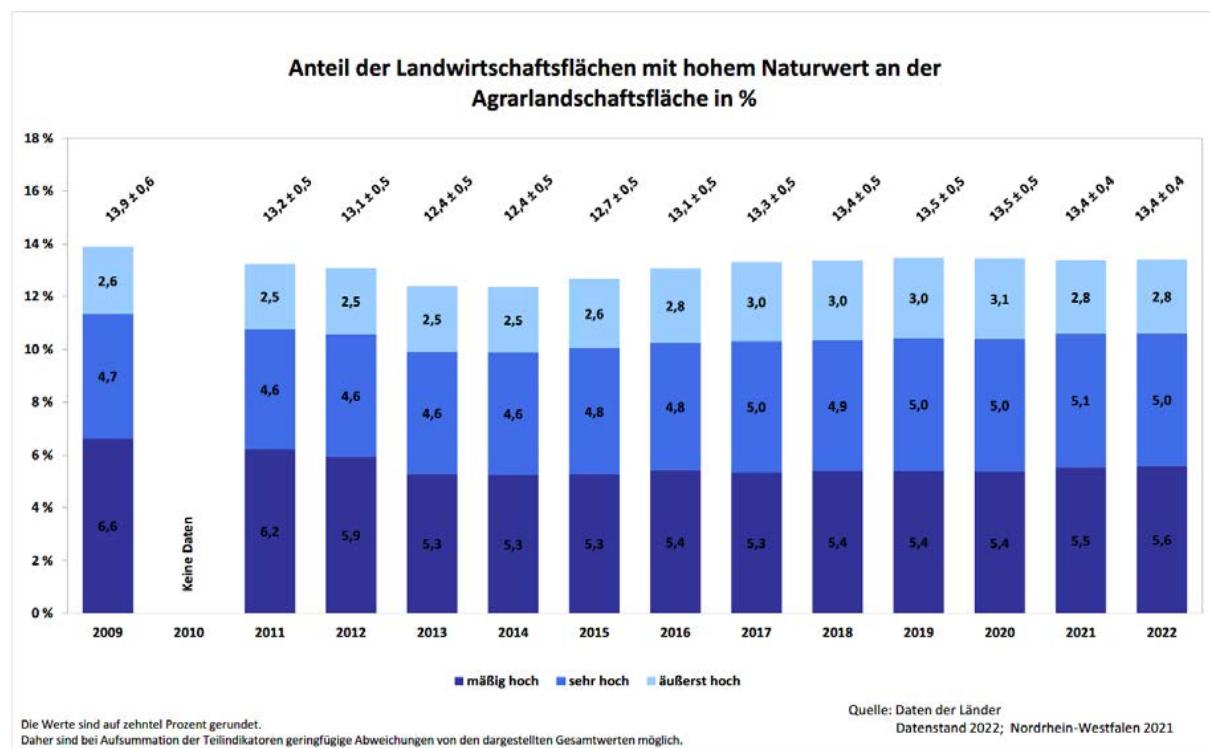


Abb. 7: Anteil der Landwirtschaftsflächen mit hohem Naturwert an der Agrarlandschaftsfläche in %.
(Quelle: BfN o.Jahr, <https://www.bfn.de/monitoring-von-landwirtschaftsflaechen-mit-hoher-naturwert>)

Dieser ist allerdings nur in den beiden höheren Qualitätsstufen zu erkennen, die unterste Qualitätsstufe blieb nach anfänglichem starkem Rückgang auf einem niedrigen Niveau. Eine Auswertung der einzelnen HNV-Farmland-Typen zeigt, dass der anfängliche Verlust an HNV-Farmland-Flächen vor allem auf Qualitätsverschlechterungen oder Rückgang bei Grünland, Acker und Brachen zurückzuführen ist, während bei den Landschaftselementen keine nennenswerten Veränderungen stattfand. Die Nutzflächen verblieben mit Ausnahme des Grünlandes weitgehend auf dem niedrigen Niveau, dass durch den anfänglichen Rückgang erreicht wurde. Die Trends fallen beim Grünland unterschiedlich aus. Während das hochwertigere Grünland der Qualitätsstufen I und II einen positiven Trend über die 9 ausgewerteten Jahre aufweist, verbleibt das Grünland der Qualitätsstufe III, welches in absoluten Werten den größten Anteil am HNV-Grünland und aller HNV-Typen darstellt, nach der anfänglichen starken Abnahme auf dem erreichten niedrigen Niveau.

Der NHV-Indikator ist jedoch nur ein Beispiel für weitere Daten, die den schlechten Erhaltungszustand des Grünlandes dokumentieren. Die Roten Listen der gefährdeten Tiere Deutschlands (z.B. Binot-Hafke et al. 2013) zeigen ein ähnliches Bild bei den charakteristischen Wirbellosarten der jeweiligen Grünlandtypen. So sind bei vielen Wirbellosengruppen ca. 40-50% bestandsgefährdet (Schwebfliegen 36%, Wildbienen 52%), darunter zahlreiche Arten des Grünlandes. Auch bei den Schmetterlingen sind die Rückgänge gut dokumentiert z.B. über das deutsche Tagfaltermonitoring (UfZ o.Jahr). Auch die Ergebnisse des EU-Vogelschutzberichts alle 6 Jahre zeigen für Deutschland negative Trends und Bestandseinbrüche bei vielen Wiesenvögeln. Weitere umfangreiche Hintergrunddaten zu Grünlandverlusten, Ursachen und weitergehende Literaturhinweise finden sich im Grünlandreport des BfN (BfN 2014).

1.3 Wesentliche Ursachen von Flächen- und Qualitätsrückgang

Beeinträchtigungen und Handlungsbedarf nach FFH-Bericht 2019

Im FFH-Bericht 2019 wurden Beeinträchtigungen und Gefährdungen aus der Landwirtschaft als die häufigste Ursache des Zustands der FFH-Grünlandflächen (Gruppe „A“ in Abbildung 4) genannt. Innerhalb dieser Gruppe wurden am häufigsten eine Aufgabe des Grünlandmanagements (A06), zu intensive Beweidung oder Überweidung (A09), Ausbringung natürlicher oder synthetischer Düngermittel auf landwirtschaftliche Flächen (A19, A20) und Umwandlung von einem landwirtschaftlichen Nutzungstyp in einen anderen (A02) angegeben.

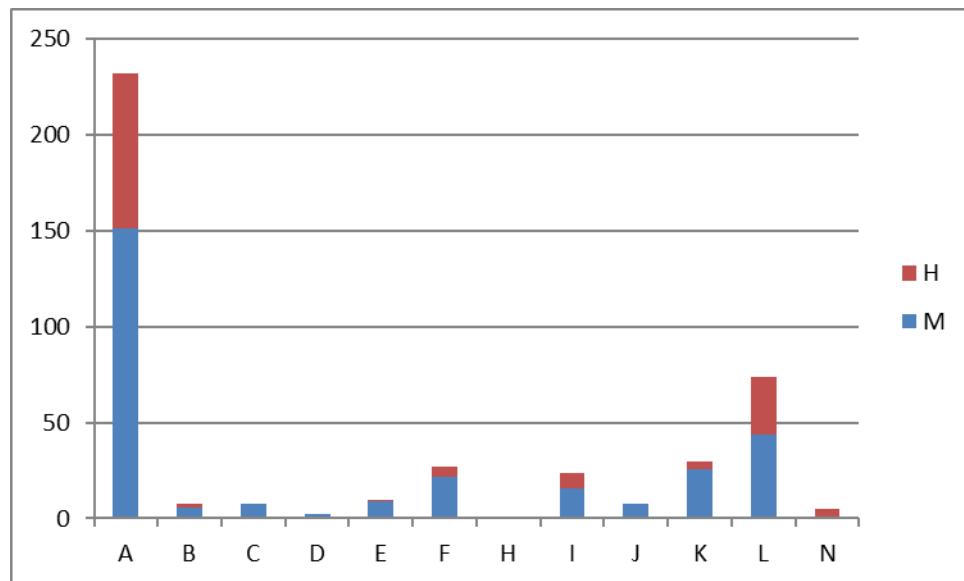


Abb. 8: Beeinträchtigungen und Gefährdungen der Grünland-Lebensraumtypen mit den Einstufungen „mittel“ und „hoch“ im FFH-Bericht 2019. H: hoher Einfluss, M: mittlerer Einfluss; Beeinträchtigungs- und Gefährdungsgruppen: A - Landwirtschaft, B - Forstwirtschaft, C - Rohstoffgewinnung, D - Energiegewinnung einschließlich dazugehörige Infrastruktur, E - (Entwicklung und Betrieb von) Infrastruktur für Verkehr und Transport, F - Entwicklung, Konstruktion und Nutzung von Wohn-, Gewerbe-, Industrie- und Erholungsgebieten und deren Infrastruktur, H - militärische Aktivitäten, öffentliche Sicherheitsmaßnahmen und andere menschliche Eingriffe, I - Gebietsfremde und problematische Arten, J - Verschmutzung unklarer Verursacher, K - menschenverursachte Änderungen des Wasserhaushalts, L - Natürliche Prozesse (ausgenommen Katastrophen und menschenverursachte Prozesse oder Klimawandel), N - Klimawandel.

Die Qualität und Quantität des Grünlands wird v.a. durch Nutzungsaufgabe (Gruppe K) und/oder Nutzungsintensivierung (Gruppe A) beeinträchtigt. Eine Nutzungsaufgabe findet z.B. häufig bei sekundären Beständen von trockenem Grünland (beispielsweise sekundäre Steppenrasen) statt, besonders wenn sich diese an schlecht zugänglichen Standorten wie steilen Hängen befinden (Grenzertragsstandorte). Eine zu intensive Nutzung, z.B. ungeeignete Mahdzeitpunkte, zu häufige Mahd und Überdüngung ist u.a. bei Flachland-Mähwiesen (LRT 6510) problematisch (Artenverarmung), bei anderen Grünlandtypen führt sie oft sehr schnell zu Flächenverlusten des jeweiligen LRT. Nutzungsaufgabe und zu intensive Nutzung können auch auf denselben Lebensraumtyp als Beeinträchtigungen wirken, so sind beispielsweise Kalk-(Halb)Trockenrasen durch eine nicht an die Ansprüche des Lebensraumtyps angepasste Nutzung gefährdet. Dies umfasst sowohl die Aufgabe des Managements oder eine nicht

ausreichende Nutzung, die zu Akkumulation organischen Materials und Gehölzaufwuchs durch Sukzession führen, als auch eine zu intensive Nutzung und die Ausbringung von Düngemitteln. Durch Überdüngung des Grünlands gehen typische Pflanzenarten (v.a. Kräuter) verloren und es bleibt ein „Grasacker“ mit wenigen Grasarten übrig. Eine großflächige, monotone Bewirtschaftung ohne den Erhalt von Säumen und kleinen Landschaftselementen, wie sie bei intensiver Landwirtschaft meist durchgeführt wird, führt zu weiterem Verlust des Blütengebots und somit auch der typischen Blütenbestäuber unter den Insektenarten. Durch den Eintrag von Schadstoffen, z.B. Pestizide aus benachbarten Flächen oder durch Saatgutbeizen, werden sowohl Pflanzen- als auch Tierarten geschädigt und es kommt zu Verlust von Arten. Besonders bei den Insekten sind massive Rückgänge v.a. durch intensive Landwirtschaft zu beobachten. Durch Isolierung und Fragmentierung findet kein genetischer Austausch der Grünlandarten mehr statt und eine Verschiebung der Areale aufgrund veränderter Bedingungen, wie sie im Zuge des Klimawandels auftreten kann, wird erschwert. Feuchtgrünland, wie z.B. Pfeifengraswiesen (LRT 6410) oder Brenndolden-Auenwiesen (6440), sind außerdem häufig von Veränderungen des Wasserhaushaltes durch (Grund)Wasserentnahme, Entwässerung (z.B. für landwirtschaftliche Zwecke, steigender Trinkwasserverbrauch) oder Gewässerumbau beeinträchtigt. Veränderungen der Hydrologie durch Gewässerumbau in Form von Ausbau und Unterhaltung von Gewässern, beispielsweise Uferbefestigungen, betreffen hauptsächlich gewässernahes Grünland. Dieses ist oft u.a. von einer natürlichen Überschwemmungsdynamik abhängig, wie Brenndolden-Auenwiesen (LRT 6440) oder Feuchte Hochstaudenfluren (LRT 6430) entlang von Gewässern. Der Klimawandel zeigt bereits erste Auswirkungen im Grünland und wird sich in Zukunft weiter unterschiedlich stark auf die verschiedenen Grünland-Lebensraumtypen auswirken. Für trockenes Grünland, wie z.B. Steppenrasen (LRT 6240) sind zumindest im Tiefland tendenziell positive Auswirkungen des Klimawandels zu erwarten, Vorkommen in alpinen Hochlagen wie z.B. bestimmte Ausbildungen von alpinem Grünland (6150, 6170, hier jeweils die Schneetälchen) werden dagegen voraussichtlich negativ beeinflusst, aber auch im mittleren Grünland sind langfristig Verschiebungen im Arteninventar zu erwarten. Bei feuchtem Grünland könnten infolge des Klimawandels eventuell Probleme durch geringere Niederschläge und veränderte Überflutungsdynamik in den Auen auftreten.

Die Rahmenbedingungen der EU-Agrarpolitik, Klima- und Energiepolitik, die maßgeblichen Einfluss auf den Grünlandrückgang in Deutschland haben, diskutieren und modellieren z.B. Schoof et al. (2019). Ob und in welchem Umfang sich hier wesentliche Änderungen durch die 2024 neu in Kraft getretene EU-Wiederherstellungs-Verordnung ergeben, wird sich erst noch zeigen müssen.

1.4 Handlungsnotwendigkeiten und Maßnahmen

Für ein adäquates Management von Offenland-Lebensraumtypen fehlen notwendige Ressourcen im Naturschutz, sowohl finanziell als auch personell. So resultieren mangelnde Personalkapazitäten beispielsweise in Umsetzungsdefiziten wie zu geringe Anwendung des Verschlechterungsverbotes nach Art. 6 der FFH-Richtlinie. Für die Umsetzung von Natura 2000 in Deutschland sind für den terrestrischen und marinaren Bereich nach dem Prioritären Aktionsrahmen (PAF = Prioritised Action Frameworks) für den Zeitraum 2021-2027 (BMU 2021) auf Grundlage der Daten des FFH-Berichts 2013 ein Gesamtfinanzierung von ca. 9,3 bis 10,8 Mrd. notwendig, entsprechend einem jährlichen Bedarf von 1,33-155 Mrd. €. Eine zuvor erfolgte Kostenschätzung der LANA (2016) ergab nur für den terrestrischen Bereich von Natura 2000

einen geschätzten Finanzbedarf von ca. 1,4 Milliarden €/ Jahr. Von diesen notwendigen Kosten sind bisher jedoch nur ca. ein Drittel tatsächlich verfügbar.

Zusätzlich herrschen mangelnde Akzeptanz und Weichenstellung sowie mangelndes Verantwortungsbewusstsein der Hauptverursacher der Beeinträchtigungen, z.B. im Agrarbereich. Bisher fand eine unzureichende Anpassung rechtlicher Rahmenbedingungen in der Landnutzung statt, um die notwendigen Grundbedingungen zur Verbesserung der Erhaltungszustände, und letztendlich Erreichung eines günstigen Erhaltungszustands, zu schaffen (z.B. Weichenstellungen in der Gemeinsamen Agrarpolitik, ausreichende Zustandsüberwachung). Weiterhin findet keine ausreichend konsequente Umsetzung von Schutzz Zielen in den Natura 2000- Gebieten über Managementplanung zum Gebietsmanagement statt und es gibt Vollzugsdefizite v.a. im Bezug zu Verschlechterungen und des Umgebungsschutzes. Es ist sogar innerhalb von FFH-Gebieten neben qualitativen Verschlechterungen teilweise zu Flächenverlusten gekommen, wie z.B. bei den Mähwiesen. Hierbei spielen Personal- und Finanzdefizite eine wichtige Rolle, da eine regelmäßige ausreichende Überwachung in den Gebieten bislang nicht gewährleistet werden kann. Darüber hinaus werden unzureichende Konsequenzen aus den FFH-Berichten zur Behebung von Mängeln oder ungünstigen Erhaltungszuständen gezogen. Die Managementpläne dürfen darüber hinaus nicht statisch sein, sondern sollten flexibel formuliert sein bzw. in regelmäßigen Abständen überarbeitet werden, so dass eine Anpassung an sich verändernde Rahmenbedingungen, oder ein nachsteuern bei den Maßnahmen möglich ist, wenn diese sich als nicht ausreichend effektiv erweisen. Insgesamt wäre daher eine deutliche Erhöhung der Betreuung von vor Ort mit erhöhtem Personal- und Finanzmitteleinsatz notwendig.

Zur Verbesserung der Erhaltungszustände der Grünland-Lebensraumtypen, wäre eine umfassende Wiederherstellung der Lebensraumtyp-Flächen und Teilen des Verbreitungsgebiets notwendig. Dabei müssten die Flächenverluste seit 1994 aufgrund des Verschlechterungsverbots in jedem Fall wiederhergestellt werden. Nach einem längeren Vertragsverletzungsverfahren zu den Mähwiesen (LRT 6510 und 6520), ist Deutschland vom Europäischen Gerichtshof Ende 2024 verurteilt worden (Europäischer Gerichtshof 2024, Urteil in der Rechtssache C-47/23).

Neben teilweise von Deutschland eingeräumten Flächenverlusten, hat der Europäische Gerichtshof erstmals auch systematische allgemeine und strukturelle Verstöße Deutschlands festgestellt, geeignete Maßnahmen zur Vermeidung einer Verschlechterung (nach Art 6(2) FFH-RL) der LRT 6510 und 6520 zu ergreifen. Dabei wurden neben Flächenverlusten das Fehlen einer hinreichend gebietsspezifischen, regelmäßigen und konsequenten Überwachung und das Fehlen rechtsverbindlicher Schutzmaßnahmen gegen Überdüngung und Mahd gerügt.

In den Fällen, in denen der Zustand bereits bei Inkrafttreten der FFH-Richtlinie 1994 nicht günstig war, müssten darüberhinausgehend neue Flächen geschaffen werden, um einen günstigen Zustand zu erreichen. Unabhängig davon gilt es auch Flächen in einem ungünstigen Erhaltungsgrad in den einzelnen Gebieten qualitativ zu verbessern (Bewertungsparameter Spezifische Strukturen und Funktion, einschließlich der für den jeweiligen LRT charakteristischen Arten).

Insgesamt sind circa zwei Drittel der FFH-Lebensraumtypen ganz oder teilweise von einer Nutzung/ Pflege abhängig, die unter Biodiversitätsgesichtspunkten erfolgt. Diese für den jeweiligen Lebensraumtyp adäquate Nutzung muss sichergestellt werden, um einen günstigen

Zustand erreichen zu können. Statt einer monotonen Bewirtschaftung, wie z.B. vollständige gleichzeitige Mahd oder Beseitigung von Kleinstrukturen, sollte eine mosaikartige Nutzung zu unterschiedlichen Zeitpunkten erfolgen und Kleinstrukturen wie Hecken oder Säume erhalten bzw. geschaffen werden, um Lebensräume für Tierarten zu schaffen und zu erhalten. Es wäre ferner notwendig, die momentan vorherrschenden starken Stickstoffüberschüsse in den Lebensraumtyp-Flächen, wie sie z.B. durch direkte Düngung der Flächen oder Luftstickstoffeinträge entstehen, drastisch zu senken, um dauerhaft auf allen Flächen unter die Belastungsschwellen der Critical loads für NOx aber auch der Critical levels für NH4 (Ammoniakkonzentration) zu kommen. Eine Unterbindung aller Schadstoffeinträge in diese Flächen wäre beispielsweise durch die Schaffung von Pufferzonen, Verbot von Intensivnutzungen und Pestizideinsatz in Natura 2000-Gebieten möglich. Außerdem müsste ein wirkungsvoller Biotopverbund der Lebensraumtypen wiederhergestellt werden, u.a. durch mehr Schutz der Lebensraumtypenflächen außerhalb von Natura 2000-Gebieten.

Artenreiches Grünland, besonders Feuchtgrünland, dient durch CO2-Speicherung auch dem Klimaschutz. Durch gezielte Suche nach neuen wirtschaftlichen Wegen könnten somit Biodiversitäts- und Klimaschutz miteinander verbunden werden.

Natura 2000 ist eine Gemeinschaftsaufgabe. Durch die biogeografischen Regionen als Bewertungsräume ist eine enge Zusammenarbeit der Bundesländer sowie eine Koordination der notwendigen Maßnahmen über Mitgliedstaats-Grenzen hinaus erforderlich. Handlungskonzepte sollten nicht nur im Naturschutz verbleiben, sondern es sind auch wesentlich andere Nutzer- und Verursacherbereiche aktiv mit einzubeziehen (z.B. Land- und Forstwirtschaft). Eine Nutzung aller vorhandener Fördermöglichkeiten aus der Gemeinsame Agrarpolitik (GAP) sowie weiterer Fördermöglichkeiten der EU wie beispielweise LIFE- oder SNaP-Projekte (Strategic Nature Projects, CINEA o. Jahr, ZUG o. Jahr) wäre notwendig, um die Ziele zu erreichen. Beispielsweise könnten größere Projekte über mehrere Bundesländer zu Neuanlage und Wiederherstellung von Grünland-LRT als SNAP-Projekt erfolgen. Für die Wiedererstellung und Neuschaffung von LRT-Flächen, u.a. im Rahmen der Wiederherstellungs-Verordnung (siehe Kapitel 1.5), ist eine Potentialkartierung in allen Bundesländern nötig.

1.5 EU-Aktivitäten und neue Regelungen zur Unterstützung des Grünlandschutzes – ein Ausblick

Über Managementmaßnahmen muss als Teil der FFH-Berichte für jeden LRT alle sechs Jahre in grober Form berichtet werden (pauschale Einschätzung des Stands der Maßnahmenumsetzung und Liste der Maßnahmen). Details zu geeigneten Maßnahmen finden sich in Deutschland z.B. im FFH-Handbuch des BfN (Ssymank et al. 2022), in den FFH-Handbüchern der Länder sowie in den jeweiligen Managementplänen der FFH-Gebiete, aber auch in zahlreichen wissenschaftlichen Veröffentlichungen und in den Foren des sogenannten biogeographischen Prozesses auf EU-Ebene. Um das Wissen besser verfügbar zu machen, hat die EU Kommission begonnen erste EU-Aktionspläne für zunächst zwei FFH-Lebensraumtypen zu entwickeln, um einen günstigen Erhaltungszustand dieser Lebensraumtypen zu erhalten oder wiederherzustellen. Einer dieser Lebensraumtypen sind die Kalk-(Halb)Trockenrasen und ihre Verbuschungsstadien (LRT 6210, Olmeda et al. 2019).

Aufbauend auf den Zielen der EU-Biodiversitätsstrategie bis 2030 vom Jahr 2020 wurde seitens der EU-Kommission im Jahr 2022 ein sogenannter „Pledges-Prozess ins Leben gerufen, in dem die Mitgliedstaaten sich selbst verpflichten und berichten sollten, wie und mit welchen

Maßnahmen sie die Biodiversitätsziele bis 2030 erreichen wollen. Dieser bestand einerseits aus den Schutzgebietszielen (mindestens 30% der Landes- und Meeresfläche der EU soll bis 2030 unter Schutz gestellt werden, wobei davon ein Drittel streng geschützt sein soll). Andererseits wurden „Pledges zur Erhaltungszustandsverbesserung“ definiert, jeweils mit Leitlinien (guidance documents zu Definitionen, Verfahren und Anleitungen zur Meldung an die EU, EIONET o. Jahr).

Ziel für die Erhaltungszustandsverbesserung war es, dass die Mitgliedstaaten Prioritäten für Arten und LRT festlegen und dafür Maßnahmen zur Verbesserung des Erhaltungszustandes bzw. der Trends und zur Aufhaltung einer weiteren Verschlechterung bis 2030 erarbeiten. Deutschland hat seine „Pledges“ zur Erhaltungszustandsverbesserung abschließend am 20. September 2024 an die EU übermittelt. Unter die in diesen Pledges adressierten Lebensraumtypen und Arten in schlechtem Zustand fallen in Deutschland auch viele Grünlandlebensraumtypen.

Kurz vor Durchführung dieser Tagung zur Renaturierung von Grünland-Lebensraumtypen wurden im Juni 2022 zwei neue Gesetzesinitiativen der EU Kommission veröffentlicht, die den Biodiversitätsschutz verbessern sollten, der Entwurf der Wiederherstellungs-Verordnung (Nature Restoration Regulation) und eine Verordnung zur Reduktion der Pestizideinträge (SUP, Sustainable Use of Pesticides, EU-Commission 2022d). Leider ist der Versuch in Verbindung mit einer konsequenten Anwendung der integrierten Schädlingsbekämpfung der EU eine Halbierung der Pestizideinträge zu erreichen gescheitert. Jedoch war die lange Verhandlung um die Wiederherstellungs-Verordnung erfolgreich.

Zu den wesentlichen Grundgedanken gehörten eine erhöhte Verbindlichkeit des aktiven Handelns zu Wiederherstellung von Arten und LRT sowie in verbindlicher Zeitplan, da die Bereitschaft zur Umsetzung dieser Maßnahmen über die FFH-Richtlinie und die EU-Vogelschutzrichtlinie sich zu stark verzögert hatte oder nicht richtig in Angriff genommen wurde. Am 24. August 2024 ist die Verordnung über die Wiederherstellung der Natur (Europäisches Parlament & Rat der Europäischen Union 2024, VO 2024/1991) in Kraft treten. Diese Verordnung über die Wiederherstellung der Natur (W-VO) ist ein zentraler Teil der EU-Biodiversitätsstrategie 2030 und ein wichtiges Element des Europäischen Green Deal. Die W-VO enthält Ziele für alle Ökosysteme, von Zielen für Natura- 2000 Lebensraumtypen und Habitate der Arten, für freifließende Flüsse, Wälder und Meeresökosysteme bis hin zu landwirtschaftlichen und städtischen Ökosystemen, sowie für Bestäuber-Insekten. Insgesamt liegt der Fokus auf den Maßnahmen, die zur Erreichung der jeweiligen Ziele notwendig sind. Zwei Jahre nach Inkrafttreten der W-VO muss ein erster Wiederherstellungsplan über die geplanten Maßnahmen erstellt werden, der in regelmäßigen Abständen überarbeitet werden soll.

Für die FFH-Lebensraumtypen sollen nach Artikel 4 der W-VO Maßnahmen zur Verbesserung des Zustands der LRT-Flächen der in der W-VO aufgeführten LRT-Gruppen, die sich bisher nicht in einem guten Zustand befinden, ergriffen werden. Dabei werden Ziele für das Ausmaß der Flächen, auf der Maßnahmen ergriffen werden sollen, für 2030, 2040 und 2050 festgelegt. Bis 2030 kann die Priorität, wo dies ausreichend erscheint, auf die Natura 2000-Gebiete gelegt werden. Zusätzlich sind Maßnahmen zur Wiederherstellung/ Neuschaffung von LRT-Flächen zu ergreifen, um bis 2050 die günstige Gesamtfläche, die für einen dauerhaft guten Erhaltungszustand der LRT erforderlich ist, zu erreichen. Auch hier sind gestaffelte Ziele für 2030, 2040 und 2050 gesetzt. Wenn die Zielerreichung von 100% der günstigen Gesamtfläche bis 2050 für einzelne LRT nicht möglich ist, können in begründeten Fällen niedrigere Ziele gesetzt

werden. Weiterhin sollen Maßnahmen zur Verbesserung der Habitate der Arten, die in den Anhängen der FFH- und Vogelschutzrichtlinien genannt sind, durchgeführt werden, bis eine ausreichende Quantität und Qualität dieser Art-Habitate erreicht wird.

Seitdem die enormen Biodiversitätsverluste bei Insekten im Offenland in Wissenschaft (z.B. Hallmann et al. 2017) und Politik Beachtung fanden, hatte die EU-Kommission relativ schnell mit einer ersten EU-Bestäuberinitiative im Jahr 2018 reagiert (EU Pollinators Initiative, EU-Commission 2018). Hierbei wurden Ziele und Maßnahmen für die Bestäuber für 2030 im Rahmen von drei Prioritäten festgelegt. Dieser Maßnahmenkatalog wurde in den Jahren 2022 und 2023 überarbeitet und führte zu einer Revision der EU-Bestäuberinitiative, dem „New Deal for Pollinators“ (EU-Commission 2023b).

Dabei steht die Verbesserung des Schutzes von Bestäubern und die Bekämpfung der Rückgangsursachen im Vordergrund. Dies soll u.a. durch folgende Maßnahmen erreicht werden:

- Bessere Erhaltung von Arten und Lebensräumen – z.B. Erstellung von Erhaltungsplänen für bedrohte Bestäuberarten; Ermittlung der charakteristischen Bestäuber für FFH-Lebensraumtypen; Ausarbeitung eines Entwurfs für ein Netz ökologischer Korridore für Bestäuber, die so genannten „Buzz Lines“, durch Kommission und Mitgliedstaaten.
- Wiederherstellung von Lebensräumen in Agrarlandschaften – v.a. durch stärkere Förderung bestäuberfreundlicher Landwirtschaft im Rahmen der Gemeinsamen Agrarpolitik.
- Abmilderung der Auswirkungen des Pestizideinsatzes auf Bestäuber – z.B. durch gesetzliche Vorschriften zur Umsetzung des integrierten Pflanzenschutzes oder durch zusätzliche Testmethoden zur Bestimmung der Toxizität von Pestiziden für Bestäuber, einschließlich subletaler und chronischer Auswirkungen.
- Bekämpfung der Auswirkungen des Klimawandels, invasiver gebietsfremder Arten und anderer Bedrohungen wie Biozide oder Lichtverschmutzung auf Bestäuber.

Ein zentraler Aspekt ist die Verbesserung der Kenntnisse über den Rückgang der Bestäuber, seine Ursachen und Folgen. Um dies zu erreichen, soll ein umfassendes Monitoringsystem errichtet werden, das Europäische Bestäubermonitoring (EUPoMS) zunächst mit Fokus auf vier Hauptbestäubergruppen, die alle im Grünland von Bedeutung sind: Tagfalter, Nachtfalter, Wildbienen und Schwebfliegen. Seither sind zahlreiche EU-Projekte im Auftrag der EU-Kommission durchgeführt worden, um die taxonomischen (Projekte ORBIT & Taxofly) und methodischen Grundlagen zu legen, so z.B. die Erarbeitung eines detaillierten Methodenvorschlags für das EU-Bestäubermonitoring im STING-Projekt (Science and Technology for Pollinating Insects), welches inzwischen getestet und überarbeitet wurde. Inzwischen haben der Schutz von Blütenbestäubern und das EU-Bestäubermonitoring eine rechtliche Grundlage über Art. 10 der W-VO erhalten und erste groß angelegte EU-weite Schulungsprojekte in den Jahren 2025 und 2026 (EPIC-Projekt) sollen den geplanten Start des EU-Bestäubermonitorings im Jahr 2027 vorbereiten.

Nun bleibt abzuwarten, wie schnell und wie umfangreich die Auswirkungen des Mähwiesen-Urteils sowie die neuen Verpflichtungen der W-VO zu Wiederherstellungsmaßnahmen sowohl mit Wiederherstellung verloren gegangener Flächen als auch zur qualitativen Verbesserung von Flächen in ungünstigem Zustand greifen werden. Auch der Schutz von Blütenbestäubern hat nun mit der W-VO eine EU rechtliche Grundlage bekommen. In jedem Fall ist der Themenkomplex der Grünlandrenaturierung nach wie vor hoch aktuell und eine wesentliche Komponente des Biodiversitätsschutzes in Deutschland.

Literaturverzeichnis

- BfN & BLAK: Bundesamt für Naturschutz (BfN), Bund-Länder-Arbeitskreis (BLAK), FFH-Monitoring und Berichtspflicht (Hrsg.) (2017a): Bewertungsschemata für die Bewertung des Erhaltungsgrades von Arten und Lebensraumtypen als Grundlage für ein bundesweites FFH-Monitoring Teil I: Arten nach Anhang II und IV der FFH-Richtlinie (mit Ausnahme der marinen Säugetiere): BfN-Schriften 480.
- BfN & BLAK: Bundesamt für Naturschutz (BfN), Bund-Länder-Arbeitskreis (BLAK), FFH-Monitoring und Berichtspflicht (Hrsg.) (2017b): Bewertungsschemata für die Bewertung des Erhaltungsgrades von Arten und Lebensraumtypen als Grundlage für ein bundesweites FFH-Monitoring. Teil II: Lebensraumtypen nach Anhang I der FFH-Richtlinie (mit Ausnahme der marinen und Küstenlebensräume). BfN-Schriften 481.
- BfN Webseite (o.Datum): Monitoring von Landwirtschaftsflächen mit hohem Naturwert, <https://www.bfn.de/monitoring-von-landwirtschaftsflaechen-mit-hohem-naturwert> (zuletzt gesehen Februar 2025).
- BfN, Bundesamt für Naturschutz (2014): Grünland-Report. Alles im Grünen Bereich?, BfN, Bonn, 34 S. https://www.bfn.de/sites/default/files/2021-04/PK_Gruenlandpapier_30.06.2014_final_layout_barrierefrei_0.pdf
- Binot-Hafke, M., Balzer, S., Becker, N., Gruttke, H., Haupt, H., Hofbauer, N., Ludwig, G., Matzke-Hajek, G. & M. Strauch (Red.) (2013): Rote Liste gefährdeter Tiere, Pflanzen und Pilze Deutschlands: Wirbellose Tiere (Teil 1). – Naturschutz und Biologische Vielfalt 70(3): 716 S.
- BMEL (Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft) (o. Jahr): Bodennutzung und pflanzliche Erzeugung: Grünland. <https://bmel-statistik.de/landwirtschaft/bodennutzung-und-pflanzliche-erzeugung/gruenland#:~:text=2024%20bewirtschafteten%20die%20deutschen%20Landwirtinnen,43%20Prozent%20als%20Wiese%20geschnitten> (zuletzt gesehen 03.03.2025)
- BMU (Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und nukleare Sicherheit) (2021): Prioritärer Aktionsrahmen (PAF) für Natura 2000 in der Bundesrepublik Deutschland gemäß Artikel 8 der Richtlinie 92/43/EWG des Rates zur Erhaltung der natürlichen Lebensräume sowie der wildlebenden Tiere und Pflanzen (Habitat-Richtlinie) für den Zeitraum 2021-2027, BMU, 141 S. https://www.bmu.de/fileadmin/Daten_BMU/Download_PDF/Naturschutz/natura_2000_prioritaerer_aktionsrahmen_bf.pdf
- BMUV (2022): Der Beschluss von Montreal zum Schutz der Natur. https://www.bmuv.de/fileadmin/Daten_BMU/Download_PDF/Europa__International/montreal_ergebnisse_bf.pdf
- BMUV (2023): Indikatorenbericht 2023 der Bundesregierung zur Nationalen Strategie zur biologischen Vielfalt: https://www.bmuv.de/fileadmin/Daten_BMU/Download_PDF/Naturschutz/nbs_indikatorenbericht_2023_bf.pdf
- BMUV (2024): Die EU-Verordnung zur Wiederherstellung der Natur): <https://www.bmuv.de/themen/naturschutz/wiederherstellung-von-oekosystemen/die-eu-verordnung-zur-wiederherstellung-der-natur>
- Briemle, G., Eckert, G. & Nußbaum, H. (2014). Wiesen und Weiden. In Handbuch Naturschutz und Landschaftspflege (eds U. Hampicke, R. Böcker and W. Konold). <https://doi.org/10.1002/9783527678471.hbnl1999007>
- CBD/COP/DEC/15/4 (2022): Decision adopted by the Conference of the Parties to the Convention on Biological Diversity 15/4. Kunming-Montreal Global Biodiversity Framework. <https://www.cbd.int/doc/decisions/cop-15/cop-15-dec-04-en.pdf>
- CINEA (o.Jahr): European Commission, European Climate, Infrastructure and Environment Executive Agency: Life Programme. The LIFE Programme is the EU's funding instrument for the environment and climate action. https://cinea.ec.europa.eu/programmes/life_en (zuletzt gesehen 16.02.2025).

Der Erhaltungszustand von Grünland-Lebensraumtypen in Deutschland und Handlungsnotwendigkeiten zu Verbesserung der Situation – eine Einführung

- Dierschke, H. (1994): Pflanzensoziologie. Grundlagen und Methoden. Stuttgart (Ulmer): 683 S.
- EIONET Central Data Repository (o.Jahr): Pledges reporting for protected areas and 30% conservation status improvement targets. <https://cdr.eionet.europa.eu/help/pledge> (zuletzt gesehen 16.02.2025)
- Ellenberg, H. & Leuschner. C. (2010): Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen. 6., überarb. Aufl., erw. Aufl., Ulmer Verlag, 135 S.
- EU-Commission (2018): Communication from the Commission to the European Parliament, the Council, the European Economic and Social Committee and the Committee of the Regions. EU Pollinators Initiative. COM(2018) 395 final, 13 pp. <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/PDF/?uri=CELEX:52018DC0395> (zuletzt gesehen am 16.02.2025).
- EU-Commission (2022a): COMMISSION STAFF WORKING DOCUMENT EVALUATION Of the EU Biodiversity Strategy to 2020 {SWD(2022) 285 final}: <https://ec.europa.eu/info/law/better-regulation/>
- EU-Commission (2022b): REPORTING FORMAT REFERRED TO IN ARTICLE 17 OF DIRECTIVE 92/43/EEC (HABITATS DIRECTIVE), final version November 2022, S. 1-36, https://cdr.eionet.europa.eu/help/habitats_art17/Reporting2025/Art.17%20report%20format%202019-2024.pdf/
- EU-Commission (2022c): EXPLANATORY NOTES IN SUPPORT TO THE REPORTING FORMAT REFERRED TO IN ARTICLE 17 OF DIRECTIVE 92/43/EEC (HABITATS DIRECTIVE), final version November 2022, S. 1-105, https://cdr.eionet.europa.eu/help/habitats_art17/Reporting2025/Explanatory%20notes%20Art%2017%20final_update%20Nov%202023.pdf/
- EU-Commission (2022d): Proposal for a Regulation of the European Parliament and of the Council on the sustainable use of plant protection products and amending Regulation (EU) 2021/2115. 2022/0196 (COD), 70pp. https://food.ec.europa.eu/document/download/61efcf6-18e9-4875-aa66-4dc9bc5010ee_en?filename=pesticides_sud_eval_2022_reg_2022-305_en.pdf
- EU-Commission (2023): GUIDELINES ON CONCEPTS AND DEFINITIONS ARTICLE 17 OF DIRECTIVE 92/43/EEC. Reporting period 2019–2024, final version June 2023, S. 1-107, https://cdr.eionet.europa.eu/help/habitats_art17/Reporting2025/Final%20Guidelines%20Art.%2017_2019-2024.pdf/
- EU-Commission (2023b): Communication from the Commission to the European Parliament, the Council, the European Economic and Social Committee and the Committee of the Regions. Revision of the EU Pollinators Initiative. A new deal for pollinators. COM(2023) 35 final, 19 pp., <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/PDF/?uri=CELEX:52023DC0035> (zuletzt gesehen am 16.02.2025).
- Europäische Gemeinschaft (1992): Richtlinie 92/43/EWG des Rates vom 21. Mai 1992 zur Erhaltung der natürlichen Lebensräume sowie der wildlebenden Tiere und Pflanzen. ABI. L 206 vom 22.7.1992: 7–50. URL: <https://eurlex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=CONSLEG:1992L0043:20070101:DE:PDF> (Gesehen am: 30.03.2023)
- Europäische Kommission (2020): Mitteilung der Kommission an das Europäische Parlament, den Rat, den Europäischen Wirtschafts- und Sozialausschuss und den Ausschuss der Regionen. EU-Biodiversitätsstrategie für 2030. Mehr Raum für die Natur in unserem Leben. COM(2020) 380 final, S. 1-27 S. und 4 S. Anhang. <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=celex%3A52020DC0380>
- Europäischer Gerichtshof (2024): Urteil des Gerichtshofs (Dritte Kammer) vom 14. November 2024 in der Rechtssache C-47/23, 25 S., <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/DE/TXT/?uri=CELEX:62023CJ0047>, zuletzt gesehen 16.02.2025).
- Europäisches Parlament & Rat der Europäischen Union (2024): Verordnung (EU) 2024/1991 des Europäischen Parlaments und des Rates vom 24. Juni 2024 über die Wiederherstellung der Natur und zur Änderung der Verordnung (EU) 2022/869. - Amtsblatt der Europäischen Kommission, Reihe L: 1-93. https://eur-lex.europa.eu/legal-content/DE/TXT/PDF/?uri=OJ:L_202401991

Hallmann, C. A., Sorg, M., Jongejans, E., Siepel, H., Hofland, N., Schwan, H., Stenmans, W., Müller, A., Sumser, H., Hörren, T., Goulson, D., and de Kroon, H. (2017). More than 75 percent decline over 27 years in total flying insect biomass in protected areas. PloS one, 12(10):e0185809.

<https://circabc.europa.eu/ui/group/3f466d71-92a7-49eb-9c63-6cb0fadf29dc/library/9197c164-c764-4a37-81f9-ab9a2e619abd/details>

Hünig, C. & Benzler, A. (2017): Das Monitoring der Landwirtschaftsflächen mit hohem Naturwert in Deutschland. BfN-Schriften (Schriften) 476: 1-48, Anhang 1: Erfassungsanleitung, Inhalte Kartierschulungen 55+5 S., Anhang 2: Bericht zur Durchführung der Ziehung einer räumlichen Stichprobe -Monitoringmodul 1, 21 S; Analyse und Korrektur des BfN-Schätzers, 16 S.; Proberechnungen, 32 S.; Varianz der geschätzten Zustandsveränderung - BfN-Schätzer, 9 S..

LANA (Bund/Länderarbeitsgemeinschaft Naturschutz, Landschaftsplanung und Erholung) (2016): Wirksamkeit der derzeitigen EU-Naturschutzfinanzierung in Deutschland und Anforderungen für die nächste Förderperiode ab 2020. Positionspapier der LANA-Expertengruppe „EU-Naturschutzfinanzierung / GAP 2020“. Stand 01.09.2016, 20 S. https://www.dvl.org/fileadmin/user_upload/Themen/1_Agrarpolitik/Agrarreform/160901_LANA_Kuenftige-EU-Naturschutzfinanzierung-in-Deutschland.pdf

Maes, J. et al., 2013, Mapping and assessment of ecosystems and their services. An analytical framework for ecosystem assessments under action 5 of the EU biodiversity strategy to 2020, Publications Office of the European Union, Luxembourg.

Maes, J., et al., 2018, Mapping and assessment of ecosystems and their services: An analytical framework for ecosystem condition, Publications Office of the European Union, Luxembourg.

Olmeda, C; Šefferová, V. ; Underwood, E.; Millan, L.; Gil, T. & Naumann, S. (compilers) (2019): EU Habitat Action Plan. Action plan to maintain and restore to favourable conservation status the habitat type 6210 Semi-natural dry grasslands and scrubland facies on calcareous substrates (Festuco-Brometalia) (*important orchid sites). European Commission Technical Report 2019, 127 pp.

Petermann, J. & Ssymank, A. (2007): Natura 2000 and its implications for the protection of plant syn-taxa in Germany - with a case study on grasslands. - Annali di Botanica, nuova serie Vol. VII: 5-18.

Schoof, N.; Luick, R.; Beaufoy, G.; Jones, G.; Einarsson, P.; Ruiz, J.; Stefanova, V.; Fuchs, D.; Windmaißer, T.; Hötker, H.; Jeromin, H.; Nickel, H.; Schumacher J. & Ukhanova, M. (2019): Grünlandschutz in Deutschland: Treiber der Biodiversität, Einfluss von Agrarumwelt- und Klimamaßnahmen, Ordnungsrecht, Molkereiwirtschaft und Auswirkungen der Klima- und Energiepolitik. – BfN-Schriften (Schriften) 529: 257 S. DOI: 10.19217/skr539

Ssymank, A., Ellwanger, G., Ersfeld, M., Ferner, J., Idilbi, I., Lehrke, S., Müller, C., Raths, U., Röhling, M., Vischer-Leopold. M. (2022): Das europäische Schutzgebietssystem Natura 2000. BfN-Handbuch zur Umsetzung der Fauna-Flora-Habitatrichtlinie und der Vogelschutzrichtlinie. Band 2.2: Lebensraumtypen des Grünlandes, der Moore, Sümpfe und Quellen, der Felsen und Schutthalden, der Gletscher sowie der Wälder. Naturschutz und Biologische Vielfalt 172 (2.2), 898 S.

UfZ (o.Jahr): Tagfalter-monitoring de. Webseite <https://www.ufz.de/tagfalter-monitoring/> (zuletzt gesehen 02.2025).

Umwelt Bundesamt (2024): Indikator: Grünlandfläche. <https://www.umweltbundesamt.de/daten/umweltindikatoren/indikator-gruenlandflaeche#die-wichtigsten-fakten> (zuletzt gesehen 02.2025).

ZUG (Zukunft, Umwelt Gesellschaft (o. Jahr): LIFE-Teilprogramm Naturschutz und Biodiversität: <https://www.z-u-g.org/strategische-aufgaben/beratung-zum-eu-life-programm/life-programm-2021-2027/life-teilprogramm-naturschutz-und-biodiversitaet/> (zuletzt gesehen 16.02.2025).

Kontakt:

Christina Müller & Axel Ssymank
Bundesamt für Naturschutz, II 2.2
Konstantinstrasse 110, 53179 Bonn
Christina.mueller@bfn.de
Axel.Ssymank@bfn.de

Manuskript überarbeitet im Februar 2025

2 Auswirkungen des Klimawandels auf die Produktivität des Ökosystems Dauergrünland im Alpenraum

A. Schaumberger und A. Klingler

Zusammenfassung

Das Freilandexperiment „ClimGrass“ steht die Erforschung des Klimawandels auf die Produktivität des Ökosystems Grünland im Fokus. Die Aktualität des Themas wird dadurch unterstrichen, dass über 50% der landwirtschaftlich genutzten Flächen in Österreich Grünlandflächen sind, die zudem oft in Berggebieten liegen. Diese weisen gegenüber der Veränderung des Klimas auf Grund ihres hohen Wasserbedarfes eine besonders hohe Vulnerabilität auf.

Abstract

The “ClimGrass” field experiment focuses on researching the impact of climate change on the productivity of the grassland ecosystem. The topicality of the subject is underlined by the fact that over 50% of agricultural land in Austria is grassland, which is also often located in mountainous areas. Due to their high water requirements, these areas are particularly vulnerable to climate change.

2.1 Bedeutung des Dauergrünlandes für Österreich

In Österreich wird etwa die Hälfte der landwirtschaftlichen Nutzfläche als Grünland bewirtschaftet. Flächenmäßig ist das Dauergrünland die wichtigste Kulturart im klimatisch und topografisch benachteiligten Berggebiet. Sie reicht von intensiver Schnittnutzung bis hin zu extensiver Weidewirtschaft und ist mit einem Anteil von über 95 % das charakteristische Element alpenländischer Kulturlandschaft. Die Wiesen und Weiden des Wirtschaftsgrünlandes bilden als Grundfutterquelle (Grünfutter, Silage, Heu) die zentrale Lebensgrundlage für knapp die Hälfte aller landwirtschaftlichen Betriebe in Österreich.

Das Ökosystem Grünland trägt auf vielfältige Weise zu einer intakten Interaktion von Natur- und Kulturlandschaft bei. Eine geschlossene Vegetationsdecke, wie das bei Dauergrünland in der Regel der Fall ist, stabilisiert und schützt den humusreichen Oberboden, bindet Schadstoffe und filtert sowie speichert Trinkwasser. Selbst bei intensiver Nutzung erfolgt die Nährstoffversorgung meist über die Rückführung von Wirtschaftsdüngern und bildet damit einen meist geschlossenen Kreislauf (Pötsch 1995).

Besonders in den traditionell bewirtschafteten, extensiv genutzten Grünlandgebieten hat sich eine Vielzahl an Lebensräumen und eine bedeutende Biodiversität erhalten. Pötsch et al. (2005) weisen nach, dass gerade diese extensiv genutzten Gebiete eine außergewöhnliche botanische Diversität bieten. Die Bewahrung dieser wertvollen Biotope ist ein wichtiges gesellschaftliches Ziel und wird in Österreich durch diverse umweltpolitische Initiativen im landwirtschaftlichen Sektor gefördert. Insbesondere das Österreichische Programm für eine umweltgerechte Landwirtschaft (ÖPUL 2022) ist hierbei von großer Bedeutung und erfährt weitreichende Unterstützung bei den etwa 53.000 Grünlandbetrieben des Landes.

Österreich zeichnet sich im Vergleich zu vielen intensiv bewirtschafteten Grünlandflächen in anderen Ländern Europas durch eine breite Palette an traditionellen, nachhaltigen und ökologisch angepassten Bewirtschaftungsformen im alpinen Raum aus. Häufig wird bewusst eine Maximierung der Produktivität zugunsten der vielfältigen ökologischen Funktionen vermieden, um damit der Multifunktionalität des Grünlandes Raum zu geben (Schaumberger 2011).

2.2 Klimaveränderung und Kulturlandschaft im Alpenraum

Wir erleben seit einigen Jahren zunehmend deutlichere Auswirkungen einer globalen Klimaveränderung. Damit einhergehend ist eine starke Präsenz in Wissenschaft, Politik und Gesellschaft zu beobachten, mit der sich Themen rund um das Klima und dessen Entwicklung immer breiter in unser Bewusstsein drängen. Sensibilisiert durch zahlreiche außergewöhnliche Wetterereignisse wie Stürme, Hochwasser, Dürrekatastrophen, Hitzewellen und eher schlechende Veränderungen wie Gletscherschmelze, Anstieg des Meeresspiegels oder auch die Zunahme des Artensterbens, ist den meisten Menschen bewusst, dass wir früher oder später alle die Folgen dieser Entwicklungen hautnah spüren werden. Bemühungen, diese Veränderungen durch weitreichend klimaneutrales Handeln aufzuhalten oder einzubremsen, stehen meist im Spannungsfeld zu wirtschaftlichen Interessen und sind, wie viele Klimakonferenzen zeigen, global nur schwer durchzusetzen.

Österreich ist mit den Alpen und der zentralen Lage in Europa unterschiedlichen Klimaten ausgesetzt. Im Norden und Westen herrscht subatlantischer, im Süden mediterraner und im Osten pannonisch-kontinentaler Einfluss vor. Das Bergland mit seinen verschiedenen Höhenstufen überlagert diese Einflüsse und schafft zusätzlich eine starke regionale Differenzierung, welche die kleinräumige Landbewirtschaftung Österreichs prägt. Die vielen Kleinklimaregionen sind aber nicht nur für den Reichtum und die Vielfalt der alpenländischen Kulturlandschaft verantwortlich, sondern machen diese Region für die Folgen des Klimawandels auch besonders verwundbar. Während die globale Mitteltemperatur um etwa 1 °C gegen-über dem vorindustriellen Zeitalter angestiegen ist, fällt diese Zunahme in Österreich etwa doppelt so hoch aus und beeinflusst damit entsprechend stark Ökosysteme und Bewirtschaftungsbedingungen (Haslinger 2022).

Die Erwärmung in den letzten Jahrzehnten zeigt bereits deutliche Auswirkungen, zudem weisen Klimaszenarien in Abhängigkeit sozioökonomischer Entwicklungen auf eine weitere Verschärfung der bereits eingeleiteten negativen Trends hin (IPCC 2016). Das größte und unmittelbare Problem für die Landwirtschaft ist die zunehmende Wasserknappheit, die in manchen Regionen schon jetzt zu massiven Ertragseinbußen führt. Grünland als eine Kultur mit vergleichsweise hohem Wasserbedarf braucht regelmäßige Niederschläge, die das vegetative Wachstum über die gesamte Vegetationsperiode begleiten. Ein Jahresniederschlag von mindestens 700 bis 800 mm ist die Voraussetzung einer produktiven Grünlandbewirtschaftung (Bohner und Eder 2006, Chmielewski 2011). Viele Szenarien gehen allerdings davon aus, dass sich Niederschläge in Zukunft unregelmäßiger verteilen und sich Starkniederschläge immer öfter mit Trockenperioden abwechseln werden. Bei einer globalen Temperaturzunahme von 2 °C ist beispielsweise ein Drittel der Bevölkerung Südeuropas einer ernsthaften Wasserknappheit ausgesetzt und bei einer weiteren Zunahme von 3 °C verdoppelt sich dieses Risiko bereits und wirkt sich dann auch verstärkt auf West- und Mitteleuropa aus (Bednar-Friedl et al. 2022).

Die Landwirtschaft mit ihrer direkten Abhängigkeit vom Wetter und den klimatischen Bedingungen ist von all diesen Veränderungen unmittelbar betroffen. Die Witterung, als einer der entscheidenden Faktoren für das Pflanzenwachstum, spielt eine zentrale Rolle in der Landwirtschaft, indem sie nicht nur Bewirtschaftungsformen und -methoden beeinflusst, sondern auch wesentlich den Ernteertrag und somit den ökonomischen Erfolg eines landwirtschaftlichen Betriebes bestimmt (Schaumberger et al. 2021).

Das Dauergrünland als die meistverbreitete Kulturart im Berggebiet spielt dabei eine besonders wichtige Rolle, indem es sich in seiner Artenzusammensetzung an die verschiedenen Standortbedingungen hervorragend anpasst und in Abhängigkeit der regionalen Unterschiede damit eine hohe Nutzungsvielfalt aufweist (vgl. Abb. 9).

Je nach Boden, Seehöhe, Hangneigung und klimatischen Bedingungen reicht diese von einer intensiven Form mit fünf bis sechs Nutzungen pro Jahr in den topografischen und klimatischen Gunstlagen bis hin zu extrem extensiv genutzten Bergmähdern und Almweiden. Neben Dauergrünland spielt auch der Feldfutterbau eine wichtige Rolle in der Grundfutterversorgung, welcher mit einem Anteil von etwa 11 % an der gesamten Grünlandfläche vorwiegend auf ackerfähigen Standorten in den klimatischen Gunstlagen betrieben wird (vgl. Abb. 9).

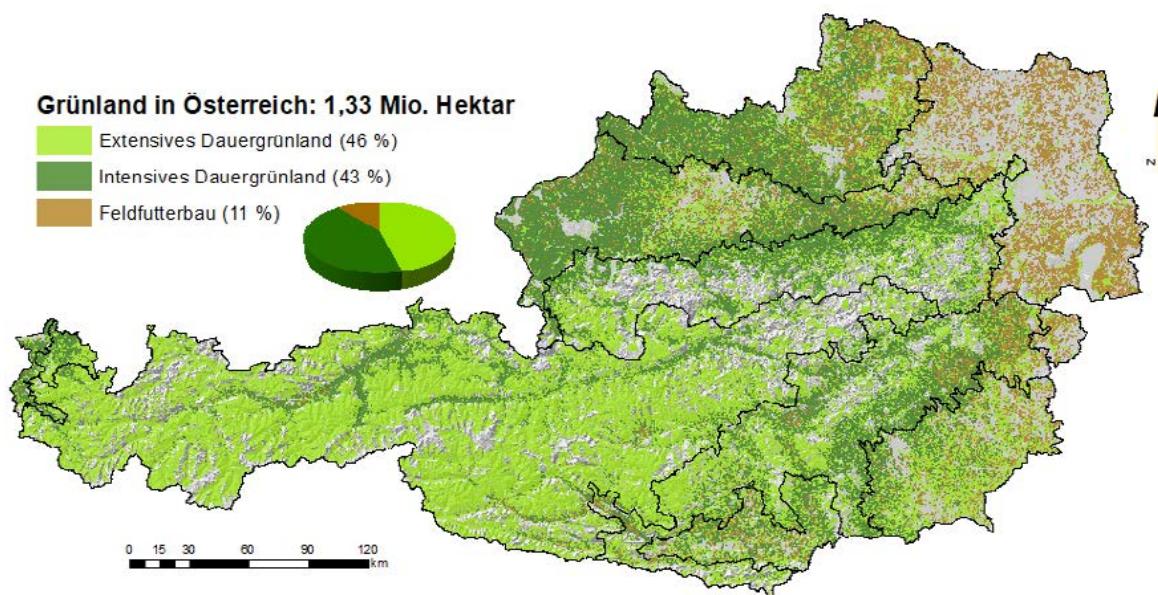


Abb. 9: Verteilung des Grünlandes in den Hauptproduktionsgebieten (Quelle: INVEKOS-GIS, 2022).

2.3 Klimafolgen für das Grünland

2.3.1 ClimGrass: Versuchsanlage zur Erforschung der Klimafolgen

Um die Auswirkungen der Klimaveränderung auf die Kulturart Grünland und auf das damit verbundene Ökosystem unter Freilandbedingungen experimentell untersuchen zu können, wurde an der Höheren Bundeslehr- und Forschungsanstalt für Landwirtschaft (HBLFA) Raumberg-Gumpenstein das Langzeitexperiment ClimGrass mit einer einzigartigen Kombination von Faktoren errichtet. Seit 2014 in operationellem Betrieb, werden einheitlich bewirtschaftete Dauergrünlandparzellen beheizt und mit CO₂ begast. Darüber hinaus sind einige Bereiche der Anlage mit Regendächern für die Herstellung von trockenen Bedingungen ausgestattet.

Im Versuch ClimGrass werden auf 54 Dauergrünlandparzellen die Auswirkungen aktueller Klimabedingungen mit jenen eines simulierten zukünftigen Klimas verglichen. Dazu werden in verschiedenen Abstufungen Temperatur und CO₂-Konzentration erhöht und miteinander kombiniert (siehe Abb. 10 und 11). Jede der 16 m² großen Kleinparzellen ist mit einem höhenverstellbaren Gerüst ausgestattet, an dem ein ringförmiger Schlauch befestigt ist, der CO₂-angereicherte Luft zuführt, sowie Infrarotstrahler, welche die Oberfläche innerhalb des Ringes erwärmen. Abbildung 10 zeigt die Gesamtansicht der Versuchsanordnung. Die CO₂-

Konzentration wird in der ersten Stufe gegenüber der auf Referenzfeldern gemessenen ambienten Konzentration (C0) um +150 ppm (C1) und in der zweiten Stufe um +300 ppm (C2) erhöht. Ebenso wird die Referenztemperatur (T0) um +1,5 °C (T1) und +3,0 °C (T2) angehoben. Die höheren Temperaturen werden durch Beheizung während das ganzen Jahres erreicht (außer bei einer Schneedecke von höher als 10 cm), während CO₂ mit einer spezifischen Isotopenzusammensetzung ($\delta^{13}\text{C}$) tagsüber und nur während der Vegetationsperiode zugeführt wird.

Die dynamische Steuerung dieser Faktoren basiert auf Referenzdaten und berücksichtigt externe Einflüsse wie Strahlung oder Wind (siehe Pötsch et al. 2019a). Zusätzlich zu CO₂ und Temperatur ermöglicht ClimGrass die Simulation von Dürre für beide Klimavarianten (C0T0 und C2T2). Dafür wird auf zwölf Parzellen, die mit Regendächern ausgestattet sind, für einige Wochen während der Vegetationsperiode bei Regenfällen abgeschattet und dadurch ein zunehmender Wasserstress erzeugt. Die Dürrevarianten sind durch ein „R“ gekennzeichnet und erweitern die bereits oben eingeführten Kurzbezeichnungen. Wie Abb. 10 zeigt, beschränken sich die Dürreexperimente auf die Varianten C0T0R und C2T2R.

Um das Ökosystem Grünland umfassend zu betrachten, werden kontinuierlich Daten über Lysimeter- und Bodengasmessanlagen erhoben, die Aufschluss über den Einfluss des Klimas auf den Wasserhaushalt und den Gasaustausch in verschiedenen Bodenschichten geben. Die gesamte Versuchsfläche wird als Dauerwiese mit drei Schnitten pro Jahr und einheitlicher Düngung (mineralischer NPK-Dünger) geführt. Innerhalb des Ringschlauchs sind auf jeder Parzelle spezifische Bereiche für unterschiedliche Beobachtungen und Messungen vorgesehen, darunter die Erntefläche, ein Bereich für die Bodenprobenentnahmen und Respirationsmessungen sowie ein Bereich, in dem verschiedene und projektbezogene Sensoren verbaut werden können. Acht Versuchsparzellen sind mit jeweils zwölf Mesokosmen ausgestattet, die während der Dürreexperimente eine abgestufte Bewässerung ermöglichen. Sie dienen der Erforschung

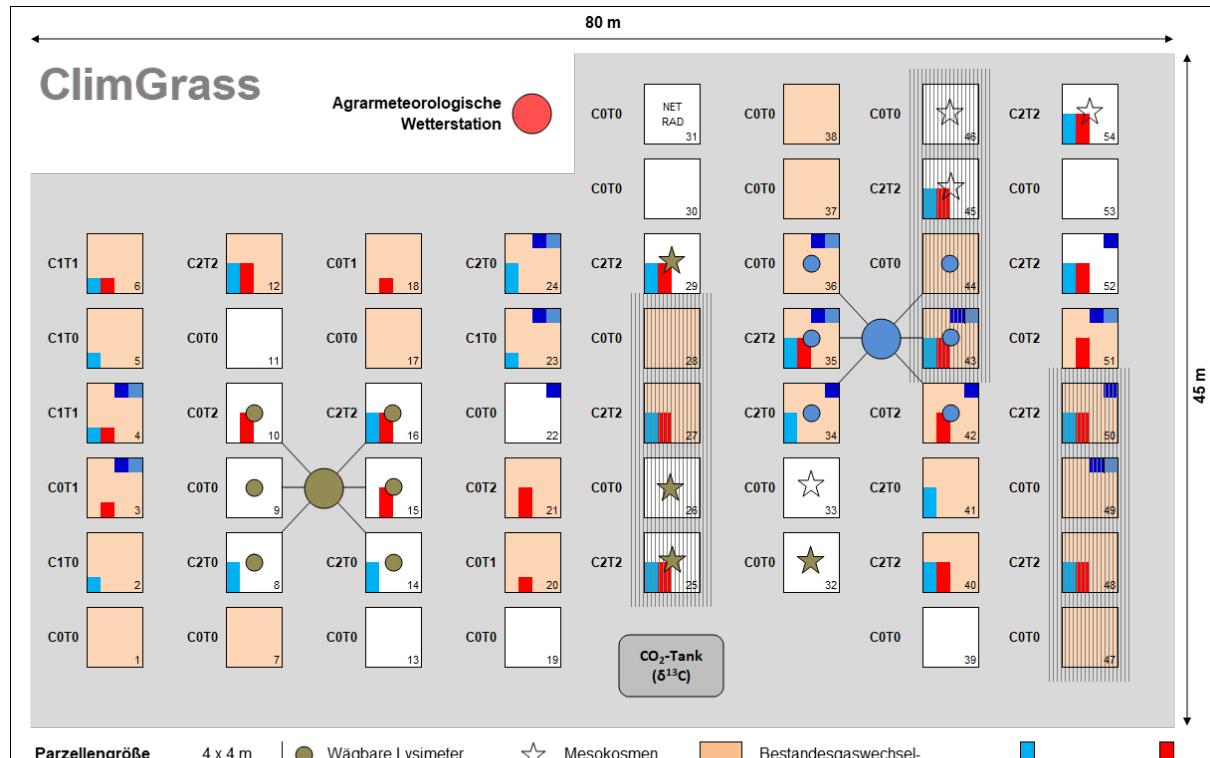


Abb. 10: Versuchsplan des multifaktoriellen Freilandexperimentes ClimGrass (Quelle: A. Schaumberger).

von Grundlagendaten für eine effiziente Bewässerung des Grünlands. Auf vier dieser Mesokosmenfelder kontrollieren kleinere Smart-Field-Lysimeter die Bodenwasserverhältnisse während den Dürresimulationen.



Abb. 11: Versuchsanlage ClimGrass mit Regendächern, CO₂-Begasungsring und Infrarotstrahler (Quelle: A. Schaumberger)

2.3.2 Durchführung von Dürreexperimenten

Während die meisten Klimaszenarien von weiter zunehmenden Temperaturen ausgehen, ergeben Projektionen zur Niederschlagsentwicklung kein einheitliches Bild. Allerdings weisen die Trends der letzten Jahre darauf hin, dass das Risiko von Dürre stetig zunimmt. Untersuchungen zur Auswirkung von Dürre bilden deshalb einen Schwerpunkt in ClimGrass.

Die bisher auf der Versuchsanlage stattgefundenen Dürreexperimente wurden während des zweiten Aufwuchses über mittlerweile fünf Jahre durchgeführt. Nach der Ernte des ersten Aufwuchses (Ende Mai) schließen sich die mittels Regensor gesteuerten Dächer bei jedem Niederschlagsereignis bis zur Ernte des zweiten Aufwuchses (Ende Juli). Dies führt zu einer kontinuierlichen Abnahme des über Niederschläge bereitgestellten Wassers (vgl. Abb. 12) und versetzt den Pflanzenbestand in einen hochsommerlichen Trockenstress (Abb. 13).

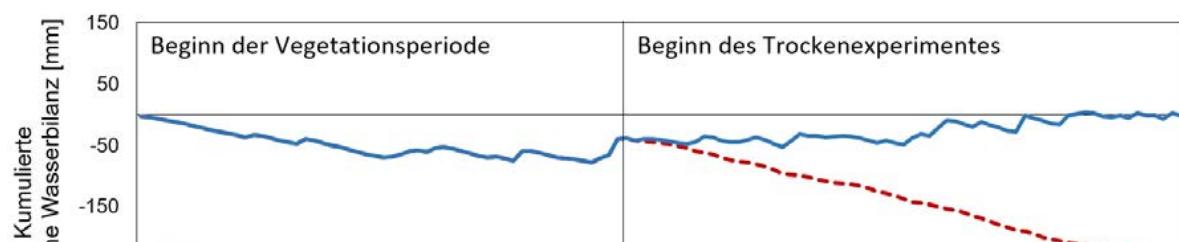


Abb. 12: Kumulierte klimatische Wasserbilanz für Parzellen außerhalb (ambient) und unterhalb der Regendächer (trockene Bedingungen) am Beispiel des Trockenexperimentes 2020 (Quelle: A. Schaumberger).



Abb. 13: Trockengestresster Grünlandbestand unter künftigen Klimabedingungen (C2T2R) im direkten Vergleich zu einer ausreichend mit Wasser versorgten Parzelle (C0T0) (Quelle: A. Schaumberger).

Jedes Dürreexperiment endete mit einer gezielten Bewässerung von 40 mm, die direkt nach dem zweiten Schnitt mit Regenwasser durchgeführt wurde. Bevor der trockengestresste Pflanzenbestand geerntet und daraus Ertrag sowie Futterqualität bestimmt wurden, fanden auf jeder Parzelle eine Vielzahl nicht-invasiver Untersuchungen statt, darunter Messungen der Wuchshöhe, des Blattflächenindex, der reflektierten elektromagnetischen Strahlung mit Hilfe eines Feldspektrometers, Respirations- und Bodengasmessungen sowie eine kontinuierliche Erfassung von Bodentemperaturen, Bodenfeuchte und Verdunstungsraten mittels Lysimeter.

2.3.3 Auswirkungen künftiger Klimabedingungen auf das Dauergrünland

Bei den Simulationen eines zukünftigen Klimas auf der ClimGrass-Versuchsanlage wurde festgestellt, dass die Pflanzen durch die höheren Temperaturen etwa zwei Wochen früher in die Vegetationsperiode starten. Außerdem entwickelt sich der Grünlandbestand in einem wärmeren Klima deutlich schneller und ist bei jedem Aufwuchs um etwa 10 bis 14 Tage früher erntereif. Daraus ergibt sich für Grünlandwirte grundsätzlich die Möglichkeit, ihre Wiesen innerhalb einer längeren Vegetationsperiode öfter zu ernten und damit mehr Ertrag zu erwirtschaften, allerdings nur unter der Voraussetzung, dass Niederschläge in ausreichender Menge zur Verfügung stehen (Schaumberger et al. 2019). Darüber hinaus konnten in jenen Versuchsparzellen, welche einem zukünftigen Klima ausgesetzt waren, signifikante Veränderung der Pflanzenbestandszusammensetzung beobachtet werden. Die wertvollen Futtergräser gingen mit knapp 30 % stark zurück, der Anteil an Kräutern und Leguminosen nahm dafür entsprechend zu. Bei einer gleichbleibenden Anzahl von Schnitten ergibt sich daraus bei einem niedrigeren und blattreicherem Bestand insgesamt ein geringerer Ertrag (Schaumberger et al. 2019).

Der Grünlandertrag eines Jahres hängt ganz entscheidend vom Witterungsverlauf ab, feuchte und warme Jahre tendieren zu überdurchschnittlichen Erträgen, kühlere eher zu Mindererträgen. Dieser Witterungsverlauf entscheidet auch darüber, wie das simulierte zukünftige Klima auf den Ertrag wirkt. In kälteren Jahren profitiert der Pflanzenbestand durch die Beheizung, in warmen Jahren verstärken sich durch die höheren Temperaturen auch die Stressfaktoren bei limitierter Wasserverfügbarkeit. Allerdings wurden in sämtlichen Versuchsjahren Mindererträge bei jenen Parzellen festgestellt, die künftigen Klimabedingungen ausgesetzt waren (Pötsch et al. 2019b). In diesem Zusammenhang muss darauf hingewiesen werden, dass bei den Experimenten an einer Dreischnittnutzung auch bei künftigen Klimabedingungen

festgehalten wurde. Eine längere Vegetationsperiode und eine schnellere Entwicklung der Pflanzen werden in der Praxis zu einer häufigeren Ernte führen.

Trockenstress hat wie erwartet den mit Abstand stärksten negativen Effekt auf den Ertrag. Da sich unter künftigen Klimabedingungen höhere Temperaturen einstellen werden, wird auch die Intensität der Dürre zunehmen und damit der Trockenstress größer als unter aktuellen Bedingungen sein. Kompensatorische Effekte durch geringere Verdunstungsraten bei höheren CO₂-Konzentrationen können ihre Wirkung nicht voll entfalten, da die mit den höheren CO₂-Konzentrationen einhergehende signifikante Temperaturerhöhung einen wesentlich stärkeren Effekt auf die Evapotranspiration ausübt, als ein etwaiger CO₂-Düngungseffekt oder das Wassereinsparungspotenzial durch eine reduzierte stomatäre Leitfähigkeit.

Um die Auswirkungen einer Dürre auf Ertrag und Futterqualität, die beiden für den Landwirt maßgeblichen Parameter, quantifizieren zu können, wurden Daten aus mehreren Jahren ausgewertet und statistisch analysiert. Dazu wurde der Einfluss von Trockenheit, der Jahreseffekt und deren Wechselwirkung untersucht (Schaumberger et al., 2022).

Abbildung 14 veranschaulicht deutliche Unterschiede in den Erträgen zwischen Dürre behandelten (COT0R und C2T2R) und ambienten (COT0 und C2T2) Parzellen. Während der Einfluss von Trockenheit auf den Ertrag unter aktuellen und künftigen Klimabedingungen offensichtlich ist, zeigt sich bei den Varianten ohne Trockenstress kein wesentlicher Unterschied. Die Untersuchungen zeigen aber auch, dass zwischen den verschiedenen Varianten keine signifikanten Unterschiede im Rohproteingehalt bestehen (Abb. 14). Obwohl trockengestresste Bestände merklich geringere Erträge aufweisen, bleibt deren Qualität, gemessen am Rohprotein gehalt, auf vergleichbarem Niveau wie ungestresste Pflanzenbestände. In den Klimavarianten COT0R und C2T2R ist eine etwas größere Streuung zu beobachten. Das ist ein Hinweis darauf, dass die Qualitätsdynamik, in diesem Fall die Veränderungen des Rohproteingehaltes, während einer Dürre sehr stark von der Entwicklungsstufe abhängt, in dem ein Pflanzenbestand in einen trockengestressten Zustand übergeht. Entscheidend dafür ist der Bodenwassergehalt zu Beginn einer Dürre, der darüber entscheidet, wie lange der Pflanzenbestand in einer niederschlagsfreien Periode in der Lage ist, das im Boden gespeicherte Wasser für seine weitere Entwicklung zu nutzen.

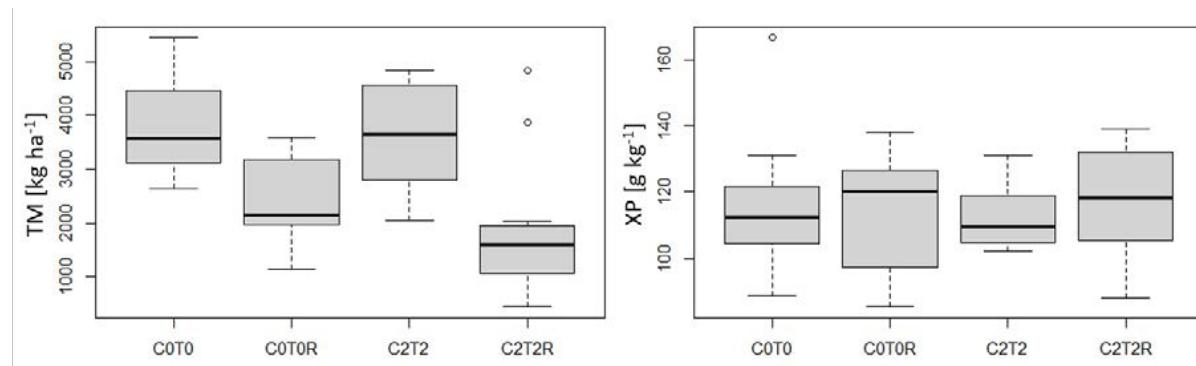


Abb. 14: Trockenmasseertrag (TM) und Rohproteingehalt (XP) unter gegenwärtigem (COT0, COT0R) und zukünftigem (C2T2, C2T2R) Klima ohne und mit Trockenstress (R) (Quelle: A. Schaumberger).

Bleiben während des eingestellten oder reduzierten Wachstums trockengestresster Pflanzenbestände Nährstoffe im Boden ungenutzt, kommt es nach wiedereinsetzenden

Niederschlägen und ausreichender Bodenfeuchte beim Folgeaufwuchs zu Mehrerträgen gegenüber einer Variante ohne Dürre (Pötsch et al. 2019b). Dieses kompensatorische Wachstum hängt von der Intensität der vorangegangenen Dürre ab und liegt an der erhöhten Stickstoffverfügbarkeit im Boden sowie an der stärkeren Wurzelbildung und den Reserveeinlagerungen während der Trockenphase. Grünlandbestände reagieren sehr flexibel auf verschiedene Umweltbedingungen und passen sich bis zu einem gewissen Grad auch extremen Verhältnissen an. Dennoch muss der Landwirt dafür Sorge tragen, dass die Vitalität des Bestandes durch ein ausgewogenes Verhältnis von Gräsern, Kräutern und Leguminosen mit wenig Lücken erhalten bleibt, um möglichst resistent gegenüber Stress, Krankheiten und Schädlingen zu sein.

2.4 Maßnahmen zur Anpassung an den Klimawandel

Grundlage für zielgerichtete Anpassungsmaßnahmen sind idealerweise Experimente, wie sie unter anderem im Rahmen von ClimGrass bearbeitet werden. Nachfolgend werden einige Maßnahmen vorgestellt, die aufbauend auf den Erkenntnissen dieses Versuches einer möglichen Klimawandelanpassung im Bereich der Grünlandwirtschaft dienen können.

Standortangepasste Pflege, Düngung und Nutzung

Die Erhaltung eines gesunden und dichten Pflanzenbestandes mit ausreichend ausgebildetem Wurzelhorizont schafft gute Voraussetzungen, Trockenstress bestmöglich bewältigen zu können. Dazu gehören eine standortangepasste Nutzung und Düngung, eine bedarfsgerechte Über- und Nachsaat, einhergehend mit einer rechtzeitigen Bekämpfung von „Problempflanzen“ wie beispielsweise dem Stumpfblättrigen Ampfer (*Rumex obtusifolius*).

In ClimGrass konnte beobachtet werden, dass bei höheren Temperaturen und ausreichender Wasserversorgung das Pflanzenwachstum schneller voranschreitet und der Bestand bereits früher schnittreif wird (Schaumberger et al. 2019). Dies ermöglicht in Kombination mit einer angepassten Düngung eine häufigere Ernte, die bei zeitgerechter Durchführung auch eine hohe Grundfutterqualität sichert. Eine derartige Anpassung verteilt zudem das Risiko von Ertragsausfällen durch Dürre oder Schädlinge auf mehrere Aufwüchse. Allerdings führt eine intensivere Nutzung auch zu einem flacheren Wurzelsystem, was die Anfälligkeit gegenüber Trockenheit erhöht und den Bedarf an eine kontinuierliche Wasserversorgung steigert. Daher sollte nur dort eine Intensivierung der Nutzung in Betracht gezogen werden, wo auch eine ausreichende Wasserversorgung gegeben ist. Auf trockenen Lagen kann hingegen eine extensivere Bewirtschaftung die Biodiversität fördern und eine tiefere Wurzelbildung stimulieren.

Ob intensiv oder extensiv bewirtschaftet, in beiden Fällen hilft eine angepasste und ausreichende Nährstoffversorgung dabei, Pflanzenbestände gesund und vital zu halten, die dann auch die vorhandene Bodenfeuchtigkeit produktiv nutzen können. Allerdings ist zu berücksichtigen, dass trockene Bedingungen eine angepasste und auf die Nutzung abgestimmte Düngung erschweren und ein optimales Düngungsmanagement deutlich herausfordernder ist (Klingler et al., 2022).

In Regionen mit ausreichendem Niederschlag bietet Weidehaltung eine effiziente Nutzungsmöglichkeit des Grünlands. Im Grünlandgrenzgebiet, wo die jährlichen Niederschläge 800 mm nicht überschreiten und somit eine höhere Dürregefahr besteht, ist sie allerdings nur eingeschränkt und in Form einer Umtriebsweide geeignet (Starz et al., 2013). Vor allem in Trockenzeiten gewinnen Ruhephasen zwischen der Beweidung an Bedeutung und sind für eine ausreichende Erholung des Pflanzenbestandes entscheidend. Die optimale Wuchshöhe für den

Weidebeginn sollte zwischen 15 und 20 cm liegen, da solche Bestände bereits ein tieferes Wurzelsystem entwickelt haben und den Boden besser beschatten können.

Eine in Europa relativ neue Weideform stellt das Mob-Grazing dar, mit der den negativen Auswirkungen von Trockenheit entgegengewirkt werden soll. Dabei beweidet eine hohe Anzahl an Tieren eine vergleichsweise kleine Fläche mit einem bereits hoch aufgewachsenen Pflanzenbestand. Der Vorteil dieses Systems besteht darin, dass den Pflanzen eine lange Ruhezeit und ungestörte Entwicklung verschafft wird und sie dann durch den hohen Weidedruck innerhalb kürzester Zeit abgefressen werden. Weidereste werden eingetrampelt und reduzieren so die unproduktive Evaporation.

Zu einer standortangepassten Bewirtschaftung gehört auch eine sinnvolle Abstimmung der Grundfutterbevorratung auf den Viehbestand mit ausreichend eingeplantem Puffer. Er sollte dazu geeignet sein, die in Zukunft öfter und stärker auftretenden klimabedingten Ertragschwankungen auszugleichen.

Bewässerung

Künstliche Bewässerungssysteme ermöglichen es, Dürreperioden zu überbrücken und so den Ertrag auf Grünflächen bis zu einem gewissen Grad abzusichern. Während eine Grünlandbewässerung in Österreich noch kaum existiert, ist diese in anderen Alpenregionen wie beispielsweise in den mittleren Höhenlagen Südtirols und in der Schweiz vielfach fester und traditioneller Bestandteil der Bewirtschaftung von Bergwiesen. Wie Peratoner et al. (2009) feststellen, ist eine kontinuierliche Bewässerung allerdings nicht dafür geeignet, Erträge und Qualitäten zu steigern. Die Empfehlung geht eindeutig dahin, Bewässerung sehr gezielt einzusetzen, um auch in Dürrezeiten die Erträge stabilisieren zu können. Eine Bewässerung in ertragssteigernder Absicht ist kontraproduktiv und kann die Bodenbeschaffenheit negativ beeinflussen, indem sie die Bodenstabilität verringert, den pH-Wert des Bodens verändert und durch Abkühlung des Bodens die Verbreitung von Unkräutern fördert.

Wasser ist eine knappe Ressource und deshalb hat eine optimierte und effiziente Steuerung der Wasserversorgung mit einer sorgfältigen Planung eine große Bedeutung. So lassen sich beispielsweise mit Bodensensoren (Tensiometer) oder mit der Berechnung des Wasserbedarfs über Verdunstungsgleichungen Wasser und damit Kosten einsparen. Mit dieser Anpassungsmaßnahme sind allerdings auch signifikante Investitionen in die Infrastruktur (Wasserfassungen, Zubringerleitungen, Filteranlagen, Speicherbecken usw.) sowie die Klärung wasserrechtlicher Rahmenbedingungen verbunden.

Einsatz trockenresistenter Sorten und Mischungen

Der Hauptwurzelhorizont der meisten Gräser findet sich in den ersten 10 bis 20 Zentimetern Boden (Staniak und Kocon 2015). Im Gegensatz dazu sind insbesondere Kräuter, aber auch Leguminosen und einige Gräserarten, wie beispielsweise der Rohrschwingel (*Festuca arundinacea*) in der Lage, ihre Wurzeln in tiefere Bodenschichten zu treiben, um auf die dort gespeicherten Wasserreserven zuzugreifen. Bei der Auswahl von geeigneten Sorten spielt zudem die regionale Herkunft eine wesentliche Rolle, da auf diese Weise bereits die langfristigen Anpassungen an spezifische Standortbedingungen miteinbezogen werden können.

In der modernen Züchtung trockenresistenter Sorten verfolgt man Strategien und Techniken, die eine schnellere Erkennung von Zuchterfolgen erlauben. Eine weitere Maßnahme besteht darin, in den Saatgutmischungen das Artenspektrum zu erweitern und hier vor allem

trockenresistente und standortangepasste Sorten zu verwenden. Ein wichtiges Ziel in der Züchtung neuer Sorten ist auch eine höhere Widerstandsfähigkeit gegenüber bestehenden und im Zuge des Klimawandels neu auftretenden Krankheiten und Schädlingen.

2.5 Weiterführende Arbeiten aus ClimGrass zum Ökosystem Dauergrünland

Die Versuchsanlage ClimGrass dient nicht nur der Untersuchung agrarisch relevanter Themen im Kontext des Klimawandels, wie sie die vorangegangenen Abschnitte thematisiert haben, sondern soll einen möglichst umfassenden Einblick in Zusammenhänge und Wechselwirkungen des gesamten und sehr komplexen Ökosystems Dauergrünland bieten. Aus den vielen in ClimGrass durchgeführten Arbeiten findet sich nachfolgend eine Auswahl von Veröffentlichungen der letzten Jahre. Die Anlage wird noch bis zum Jahr 2025 weiterbetrieben, wo dann abschließende Arbeiten die bestehende Publikationsliste noch deutlich erweitern werden.

Bahn, M., Schaumberger, A., Poetsch, E., Bednar-Friedl, B., Birk, S., Herndl, M., Klingler, A., Stumpf, C., Spitzer, H., & Stangl, M. (2023): Auswirkungen von Dürre auf Grünland unter aktuellen und künftigen Klimabedingungen. CCCA Fact Sheet 44.

Canarini, A., Fuchsleger, L., Schnecker, J., Metze, D., Nelson, D.B., Kahmen, A., Watzka, M., Pötsch, E.M., Schaumberger, A., Bahn, M. and Richter, A. (2024): Soil fungi remain active and invest in storage compounds during drought independent of future climate conditions. *Nature Communications* 15 (1), 10410. DOI: 10.1038/s41467-024-54537-y.

Deltedesco, E., Inselsbacher, E., Gorfer, M., Pötsch, E.M., Zechmeister-Boltenstern, S. & Keiblinger, K. (2023): High-resolution dynamics of available N in a grassland ecosystem under a multiple climate manipulation experiment. *Applied Soil Ecology*, 185, DOI: 10.1016/j.apsoil.2023.104803.

Deltedesco, E., Keiblinger, K., Naynar, M., Piepho, H.P., Gorfer, M., Herndl, M., Bahn, M., Pötsch, E.M. & Zechmeister-Boltenstern, S. (2019): Trace gas fluxes from managed grassland soil subject to multifactorial climate change manipulation. *Applied Soil Ecology* 137, pp 1-11. DOI: 10.1016/j.apsoil.2018.12.023.

Deltedesco, E., Keiblinger, K., Piepho, H.-P., Antonielli, L., Pötsch, E.M., Zechmeister-Boltenstern, S. & Gorfer, M. (2020): Soil microbial community composition and function mainly respond to indirect effects in a multifactorial climate manipulation experiment. *Soil Biology and Biochemistry* 142 (2020) 107704. DOI: 10.1016/j.soilbio.2020.107704.

Forstner, V., Groh, J., Vremec, M., Herndl, M., Vereecken, H., Gerke, H.H., Birk, S. & Pütz, T. (2021): Response of water fluxes and biomass production to climate change in permanent grass-land soil ecosystems. *Hydrol. Earth Syst. Sci.* 25(12), 6087-6106. DOI: 10.5194/hess-25-6087-2021.

Forstner, V., Vremec, M., Herndl, M. & Birk, S. (2023): Effects of dry spells on soil moisture and yield anomalies at a montane managed grassland site: A lysimeter climate experiment. *Ecohydrology*: 2023;16:e2518. DOI: 10.1002/eco.2518.

Groh, J., Slawitsch, V., Herndl, M., Graf, A., Vereecken, H. & Pütz, T. (2018): Determining dew and hoar frost formation for a low mountain range and alpine grassland site by weighable lysimeter. *Journal of Hydrology*, Vol. 563, pp. 372-381.

Joseph, L.S.K., Cremonese, E., Migliavacca, M., Schaumberger, A. and Bahn, M. (2025): Warming, elevated CO₂ and drought in combination amplify shifts in canopy greenness dynamics in managed grassland. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 378, 109304. DOI: 10.1016/j.agee.2024.109304.

Küsters, J., Pötsch, E.M., Resch, R. & Gierus, M. (2021): The effect of summer water stress on the nutritive value of orchard grass (*Dactylis glomerata* L.) in permanent grassland under increased temperature and elevated atmospheric CO₂. *Ecological Indicators* 125 (2021) 107566. DOI: 10.1016/j.ecolind.2021.107566.

- Küsters, J., Pötsch, E.M., Resch, R. & Gierus, M. (2021): The effect of increased temperature and CO₂ air enrichment on the nutritive value of orchard grass (*Dactylis glomerata*) in permanent grassland. *The Journal of Agricultural Science*, DOI: 10.1017/S0021859621000460.
- Maxwell, T. L., Canarini, A., Bogdanovic, I., Böckle, T., Martin, V., Noll, L., Prommer, J., Seneca, J., Simon, E., Piepho, H.P., Herndl, M., Pötsch, E.M., Kaiser, C., Richter, A., Bahn, M. & Wanek, W. (2021): Contrasting drivers of belowground nitrogen cycling in a montane grassland exposed to a multifactorial global change experiment with elevated CO₂, warming and drought. *Global Change Biology*. DOI: 10.1111/gcb.16035.
- Meeran, K., Ingrisch, J., Reinthaler, D., Canarini, A., Müller, L., Pötsch, E.M., Richter, A., Wanek, W. & Bahn, M. (2021): Warming and elevated CO₂ intensify drought and recovery responses of grassland carbon allocation to soil respiration. *Global Change Biology* 27, 3230–3243. DOI: 10.1111/gcb.15628.
- Metze, D., Schnecker, J., Carnarini, A., Fuchslueger, L., Koch, B., Stone, B., Hungate, B., Hausmann, B., Schmidt, H., Schaumberger, A., Bahn, M., Kaiser, C. & Richter, A. (2023): Microbial growth under drought is confined to distinct taxa and modified by potential future climate conditions. *Nature Communications* 14 (1), 5895. DOI: 10.1038/s41467-023-41524-y.
- Piepho, H., Herndl, M., Pötsch, E. & Bahn, M. (2017): Designing an experiment with quantitative treatment factors to study the effects of climate change. *J Agro Crop Sci.* 2017;1-9, DOI:10.1111/jac.12225.
- Radolinski, J., Vremec, M., Wachter, H., Birk, S., Brüggemann N., Herndl, M., Kahmen, A., Kübert, A., Schaumberger, A., Stumpf, C., Werner, C. & Bahn, M. (2023): Drought in a warmer, more CO₂-rich climate restricts plant water use and soil water mixing. DOI: 10.13140/RG.2.2.24713.62560
- Radolinski, J., Vremec, M., Wachter, H., Birk, S., Brüggemann, N., Herndl, M., Kahmen, A., Nelson, D.B., Kübert, A., Schaumberger, A., Stumpf, C., Tissink, M., Werner, C. and Bahn, M. (2025): Drought in a warmer, CO₂-rich climate restricts grassland water use and soil water mixing. *Science* 387 (6731), 290-296. DOI: 10.1126/science.ado0734.
- Reinthaler, D., Harris, E., Pötsch, E.M., Herndl, M., Richter, A., Wachter, H. & Bahn, M. (2021): Responses of grassland soil CO₂ production and fluxes to drought are shifted in a warmer climate under elevated CO₂. *Soil Biology and Biochemistry* 163 (2021) 108436. DOI: 10.1016/j.soilbio.2021.108436.
- Sénéca, J., Pjevac, P., Canarini, A., Herbold, C.W., Zioutis, C., Dietrich, M., Simon, E., Prommer, J., Bahn, M., Pötsch, E.M., Wagner, M., Wanek, W. & Richter, A. (2020): Composition and activity of nitrifier communities in soil are unresponsive to elevated temperature and CO₂, but strongly affected by drought. *ISME J.* DOI: 10.1038/s41396-020-00735-7.
- Simon, E., Canarini, A., Martin, V., Seneca, J., Böckle, T., Reinthaler, D., Pötsch, E.M., Piepho, H.-P., Bahn, M., Wanek, W. & Richter, A. (2020): Microbial growth and carbon use efficiency show seasonal responses in a multifactorial climate change experiment. *Communications Biology*, 3, Article number: 584 (2020). DOI: 10.1038/s42003-020-01317-1.
- Tissink, M., Radolinski, J., Reinthaler, D., Venier, S., Pötsch, E.M., Schaumberger, A. and Bahn, M. (2024): Individual Versus Combined Effects of Warming, Elevated CO₂ and Drought on Grassland Water Uptake and Fine Root Traits. *Plant, Cell & Environment* 2024, 1-16. DOI: 10.1111/pce.15274.
- Vremec, M., Collenteur, R. A. & Birk, S. (2023) Technical note: Improved handling of potential evapotranspiration in hydrological studies with PyEt. *Hydrology and Earth System Science*. DOI: 10.5194/hess-2022-417.
- Vremec, M., Forstner, V., Herndl, M., Collenteur, R., Schaumberger, A. & Birk, S. (2023): Sensitivity of evapotranspiration and seepage to elevated atmospheric CO₂ from lysimeter experiments in a montane grassland. *Journal of Hydrology* 617, 128875. DOI: 10.1016/j.jhydrol.2022.128875.

Literaturverzeichnis

- Bednar-Friedl B., Biesbroek R., Schmidt D.N., Alexander P., Børshøj K.Y., Carnicer J., Georgopoulou E., Haasnoot M., Le Cozannet G., Lionello P., Lipka O., Möllmann C., Muccione V., Mustonen T., Piepenburg D., Whitmarsh L. (2022) Europe. In: Climate Change 2022: Impacts, Adaptation, and Vulnerability. Contribution of Working Group II to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [H.-O. Pörtner, D.C. Roberts, M. Tignor, E.S. Poloczanska, K. Mintenbeck, A. Alegría, M. Craig, S. Langsdorf, S. Löschke, V. Möller, A. Okem, B. Rama (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, UK and New York, NY, USA, pp. 1817-1927, DOI: 10.1017/9781009325844.015.
- Bohner, A. and Eder, G. (2006): Boden- und Grundwasserschutz im Wirtschaftsgrünland. Umweltprogramme für die Landwirtschaft, Irdning, HBLFA Raumberg-Gumpenstein, 7.-8. März 2006, 53-64.
- Chmielewski, F.-M. (2011): Wasserbedarf in der Landwirtschaft. In Lozán et al. (Eds.): Warnsignal Klima: Genug Wasser für alle? Wissenschaftliche Fakten, Wissenschaftliche Auswertungen, 3. Auflage, Hamburg, 149-156.
- Haslinger, K. (2022): Klimawandel und Entwicklung von Extremereignissen mit Fokus auf Trockenheit. 22. Alpenländisches Expertenforum 2022, HBLFA Raumberg-Gumpenstein, 9-12.
- INVEKOS-GIS (2022): Geodaten zum Integrierten Verwaltungs- und Kontrollsystem. AgrarMarktAustria, Wien, <https://www.data.gv.at/katalog/dataset/ae548d7f-c184-4895-ab31-3b797d76550a#additional-info> (letzter Zugriff: 23.02.2024).
- IPCC (2016) Klimaänderung 2014: Synthesebericht, Beitrag der Arbeitsgruppen I, II und III zum Fünften Sachstandsbericht des Zwischenstaatlichen Ausschusses für Klimaänderung (IPCC), Deutsche IPCC Koordinierungsstelle, Bonn, 164 S.
- Klingler, A., Gaier, L., Starz, W. und Schaumberger, A. (2022): Anpassungsmöglichkeiten der Grünlandwirtschaft an die Trockenheit. 22. Alpenländisches Expertenforum 2022, HBLFA Raumberg-Gumpenstein, 31-34.
- ÖPUL (2022): Umweltgerechte und biodiversitätsfördernde Bewirtschaftung. ÖPUL (Österreichisches Programm zur Förderung einer umweltgerechten, extensiven und den natürlichen Lebensraum schützenden Landwirtschaft), AMA, Wien, https://www.ama.at/getattachment/3a7e8e0e-0dbf-4bdc-8ae9-e29c261c05bb/OEPUL2023_1A_Umweltgerechte_und_biodiversitaetsfoerdernde_Bewirtschaftung_September_2022.pdf, 38 S., (letzter Zugriff: 23.02.2024).
- Peratoner, G.; Gottardi, S.; Figl, U.; Kasal, A.; Bodner, A. and Thalheimer, M. (2009): Einfluss der Berechnung auf Futterertrag und -qualität von Bergwiesen in Südtirol. 53. Jahrestagung der AGGF zum Thema "Futterbau und Klimawandel: Grünlandbewirtschaftung als Senke und Quelle für Treibhausgase", Kleve: Landwirtschaftskammer Nordrhein-Westfalen, Arbeitsgemeinschaft zur Förderung des Futterbaus (AGFF), 10, 135-138.
- Pötsch E.M., Herndl M., Bahn M., Schaumberger A., Schweiger M., Kandolf M., Reinthaler D., Schink M. und Adelwörther M. (2019a): ClimGrass – ein innovatives Freilandexperiment zur Erforschung der Folgen des Klimawandels im Grünland. 21. Alpenländisches Expertenforum 2019, HBLFA Raumberg-Gumpenstein, 3-10.
- Pötsch, E.M. (1995): Produktionsvielfalt am Grünland - vom Grundfutter bis zur Einstreu. Expertentagung "Landwirtschaft und Naturschutz - Gemeinsam erhalten für die Zukunft", Gumpenstein, Bundesanstalt für alpenländische Landwirtschaft Gumpenstein, 19.-20. Oktober 1995, 29-36.
- Pötsch, E.M. (2010): Multifunktionalität und Bewirtschaftungsvielfalt im Grünland. 16. Alpenländisches Expertenforum zum Thema "Biodiversität im Grünland", Gumpenstein, LFZ Raumberg-Gumpenstein, 11. März 2010, 1-10.

- Pötsch, E.M.; Blaschka, A. und Resch, R. (2005): Impact of different management systems and location parameters on floristic diversity of mountainous grassland. 13th International Occasional Symposium of the European Grassland Federation (EGF): "Integrating Efficient Grassland Farming and Biodiversity", Tartu, Estonia, Grassland Science in Europe, 10, August 29-31, 2005, 315-318.
- Pötsch, E.M.; Herndl, M.; Schaumberger, A.; Schweiger, M.; Resch, R. and Adelwörther, M. (2019b): Auswirkung zukünftiger Klimabedingungen auf Ertrag und Futterqualität im Grünland. 21. Alpenländisches Expertenforum 2019, HBLFA Raumberg-Gumpenstein, 49-54.
- Schaumberger, A. (2011): Räumliche Modelle zur Vegetations- und Ertragsdynamik im Wirtschaftsgrünland. Dissertation, Technische Universität Graz, Institut für Geoinformation, 264 S.
- Schaumberger, A., Klingler, A. und Herndl, M. (2022): Auswirkungen von Trockenheit auf Grünlandertrag und Futterqualität. 22. Alpenländisches Expertenforum 2022, HBLFA Raumberg-Gumpenstein, 27-30.
- Schaumberger, A.; Herndl, M. and Bahn, M. (2021): ClimGrass: Multifaktorielles Freilandexperiment zur Erforschung der Auswirkungen des Klimawandels auf Grünland. 21. Österreichischer Klimatag, Online, Climate Change Centre Austria (CCCA), 22-23.
- Schaumberger, A.; Pötsch, E.M. and Schweiger, M. (2019): Veränderungen der Vegetationsdynamik unter zukünftigen Klimabedingungen. 21. Alpenländisches Expertenforum 2019, HBLFA Raumberg-Gumpenstein, 35-44.
- Staniak, M., Kocon, A., (2015): Forage grasses under drought stress in conditions of Poland. Acta Physiologiae Plantarum 37, 10.
- Starz, W.; Kreuzer, J.; Steinwidder, A.; Pfister, R. and Rohrer, H. (2013): Ernte- und Qualitätserträge einer simulierten Kurzrasen- und Koppelweide bei trockenheitsgefährdetem Dauergrünland. 12. Wissenschaftstagung Ökologischer Landbau, Berlin, Verlag Dr. Kösters, 176-179.

Kontakt:

Dr. Andreas Schaumberger
HBLFA Raumberg-Gumpenstein
Altirdning 11
8952 Irdning-Donnersbachtal
andreas.schaumberger@raumberg-gumpenstein.at

DI Andreas Klingler
HBLFA Raumberg-Gumpenstein
Altirdning 11
8952 Irdning-Donnersbachtal
andreas.klingler@raumberg-gumpenstein.at

3 FFH-Lebensraumtypen in der naturnahen Beweidung

M. Bunzel-Drücke

Zusammenfassung

Viele Lebensraumtypen der FFH-Richtlinie können ohne Nachteile in ganzjährige Weidesysteme mit geringer Huftierdichte einbezogen werden oder profitieren sogar davon, darunter z.B. Gewässer (Code 3) und Grasland-Lebensraumtypen (Code 6).

Die naturnahe Beweidung von Flachland- und Berg-Mähwiesen (Codes 6510 und 6520) ist umstritten. Hier besteht dringender Forschungsbedarf. Erste Ergebnisse weisen jedoch auf positive Auswirkungen von extensiver Beweidung zusätzlich zu Mahd hin.

Abstract

Many natural habitat types of Directive 92/43/EEC on Habitats, Flora and Fauna can be included into year-round grazing systems with low ungulate densities without any disadvantages for the habitats. Some even benefit; examples are given for freshwater habitats (code 3) and natural and semi-natural grassland formations (code 6).

Nevertheless, near natural grazing in Lowland hay meadows and Mountain hay meadows (codes 6510 and 6520) is controversial and should be a research priority. First results suggest positive effects of extensive grazing in addition to mowing.

3.1 Einführung

Die Lebensraumtypen (LRT) von NATURA 2000 umfassen sowohl natürliche Biotope wie Moorwälder, als auch halbnatürliche wie Hochstaudenfluren sowie außerdem vollständig vom Menschen geschaffene und von ihm erhaltene Biotope wie Mähwiesen (Ssymank et al. 1998). Die Auswahlkriterien für FFH-LRT sind nicht immer offensichtlich; manche bedrohte Biotoptypen wie Röhrichte, Feuchtwiesen oder Erlenbruchwälder blieben weitgehend unberücksichtigt.

Die Autoren des Buches „Naturnahe Beweidung und NATURA 2000“ (Bunzel-Drücke et al. 2015, 2019) haben zusammengestellt, welche LRT von naturnaher Beweidung profitieren, welche ohne Nachteile in Weidesysteme einbezogen werden können und bei welchen LRT Nachteile zu erwarten sind. Die im Folgenden gezeigten Beispiele stammen überwiegend aus dem genannten Werk.

3.2 Ganzjährige naturnahe Beweidung

Das europäische NATURA-2000-System berücksichtigt neben vielen anderen LRT auch Weidelandschaften wie Waldweiden Fennoskandiens (Code 9070), die zum Wald gerechnet werden, und Dehesas der Iberischen Halbinsel (6310), die als Grasland codiert sind. Die Reste deutscher Hudelandschaften wurden dagegen überwiegend nicht als LRT gemeldet und erfahren daher keinen besonderen Schutz (Abb. 15).

Was bedeutet ganzjährige naturnahe Beweidung?

Die Eckpunkte wurden in der „Lüneburger Erklärung zu Weidelandschaften und Wildnisgebieten“ (Riecken et al. 2004) formuliert und im Buch „Wilde Weiden“ (Bunzel-Drücke et al. 2008) ergänzt (ausführliche Fassung in Bunzel-Drücke et al. 2015, 2019):

- Beweidung ganzjährig, zeitweise Zufütterung in Notzeiten möglich,
- Besatzstärke maximal 1,0 Großvieheinheiten (GVE) pro Hektar,
- Mindestflächengröße 10 ha,
- Grasfresser als Weidetiere (Schaf und Ziege nur auf ganzjähriger Standweide),
- kein Dünger, keine Pestizide.

Folgende weitere Bedingungen sollten möglichst erfüllt sein:

- Einbeziehen unterschiedlicher Lebensräume,
- Mischbeweidung mit verschiedenen Huftierarten,
- keine Parasiten-Prophylaxe,
- keine regelmäßige Weidepflege,
- artgerechte Sozialstrukturen der Weidetiere,
- Monitoring.



Abb. 15: Beispiele für die Lebensraumtypen „Waldweiden Fennoskandiens“ (9070, oben) und „Dehesas“ (Als Weideland genutzte Hartlaubwälder; 6310, Mitte) sowie eine der nicht als LRT gemeldeten deutschen Hudelandschaften (unten) (Quelle: M. Bunzel-Drüke).

3.3 Eignung von FFH-Lebensraumtypen zur Integration in naturnahe Weidesysteme

Von den 93 FFH-LRT, die in Deutschland vorkommen, berücksichtigt das Buch „Naturnahe Beweidung und NATURA 2000“ (Bunzel-Drücke et al. 2015, 2019) 82 LRT; Biotope wie Höhlen, Lagunen oder vegetationsloses Watt werden nicht betrachtet. Die 82 LRT lassen sich in sieben Gruppen einteilen:

- Codes 1 und 2: Salzwiesen und Dünen
- Code 3: Gewässer
- Codes 4 und 5: Heiden und Gebüsche
- Code 6: Grasland (Grünland, Hochstauden)
- Code 7: Moore, Sümpfe und Quellen
- Code 8: Felsen
- Code 9: Wälder

Für jeden LRT erarbeiteten die Autoren des Buches die Eignung für eine naturnahe Beweidung, wie sie in Abbildung 16 erscheint. Im Buch wird die Eignung z.T. noch differenzierter aufgeschlüsselt als in den Diagrammen.

Das linke Diagramm in Abbildung 16 berücksichtigt die Anzahl der in Deutschland vorkommenden LRT in jeder der sieben Gruppen, das rechte die Flächenanteile der LRT.

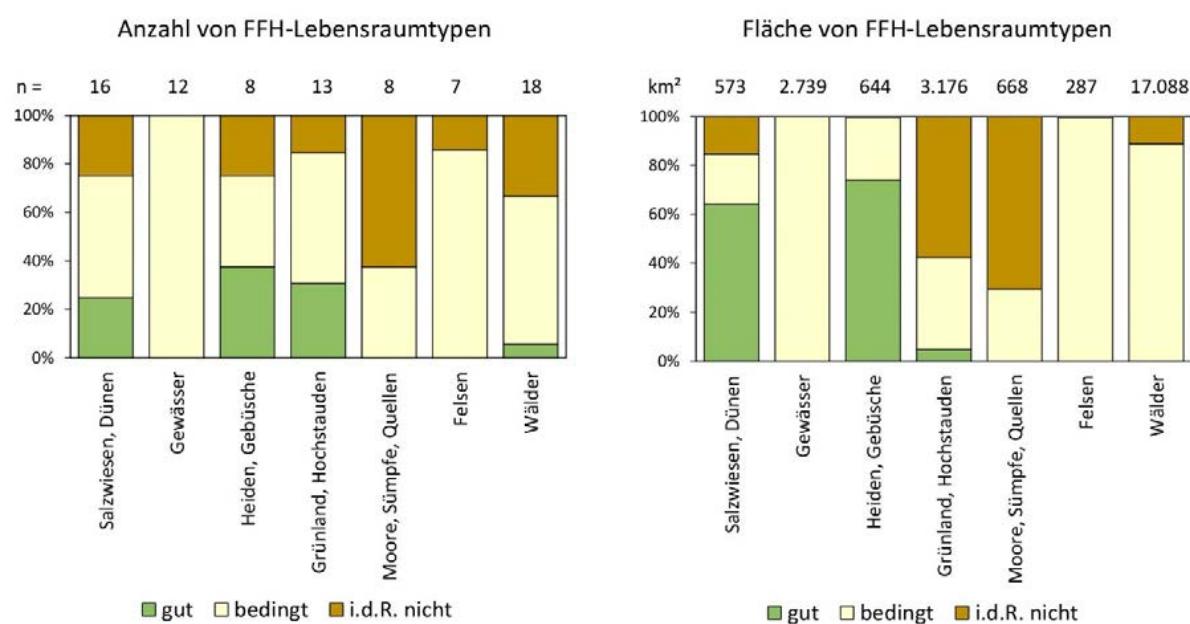


Abb. 16: Eignung von FFH-LRT zur Integration in naturnahe Weidesysteme (Quelle: Bunzel-Drücke et al. 2015, 2019).

Ein Vergleich der beiden Diagramme in Abbildung 16 zeigt, dass in fünf der sieben Gruppen der Flächenanteil der gut oder bedingt zu beweidenden LRT höher ist als der Anteil der Zahl der gut oder bedingt zu beweidenden LRT. Ausnahmen sind Moore, Sümpfe, Quellen und Grasland (Grünland/ Hochstauden); hier sind die zahlen- und flächenmäßigen Anteile sehr ähnlich.

3.4 Beispiel Gewässer

Alle Gewässer eignen sich nach Abbildung 16 nur „bedingt“ zur Integration in naturnahe Weidesysteme. Ein Beispiel aus der Gruppe der nährstoffreichen Auengewässer (Code 3150) zeigt jedoch, dass Beweidung nicht nur tolerierbar, sondern auch eine wichtige Pflegemaßnahme sein kann: Ein naturnahes, künstlich angelegtes Auengewässer an der Lippe (Nordrhein-Westfalen) ist durch den Einfluss der Weidetiere nach 12 Jahren noch immer offen und unbeschartet, seine Ufer weisen dennoch abschnittsweise Röhricht auf (Abb. 17 links). Ein ähnlich großes, ebenfalls künstlich angelegtes Gewässer in der Lippeaue ohne Beweidung zeigt nach 6,5 Jahren einen geschlossenen Saum aus Ufergehölzen aus Weiden und Erlen (Abb. 17 rechts). Sehr schnell erfolgte hier ein Wertverlust durch Sukzession (Beschattung) sowie Verlandung infolge des Laubeintrags.



Abb. 17: Links: 12 Jahre altes, künstlich angelegtes Gewässer in einer naturnahen Ganzjahresweide; Rechts: 6,5 Jahre altes, unbeweidetes Gewässer (Quelle: M. Scharf und O. Zimball).

3.5 Beispiel Grünland

Code 6 der FFH-Richtlinie bezeichnet natürliches und naturnahes Grünland. Flächenmäßig sind hier die Flachland-Mähwiesen oder Glatthaferwiesen (Code 6510) dominant. Sie stellen mit 1.641 km² etwa die Hälfte aller FFH-Grünlandflächen in Deutschland, gefolgt von Feuchten Hochstaudenfluren (6430) und Kalk-(Halb-)Trockenrasen (6210) (Abb. 18, linkes Tortendiagramm).

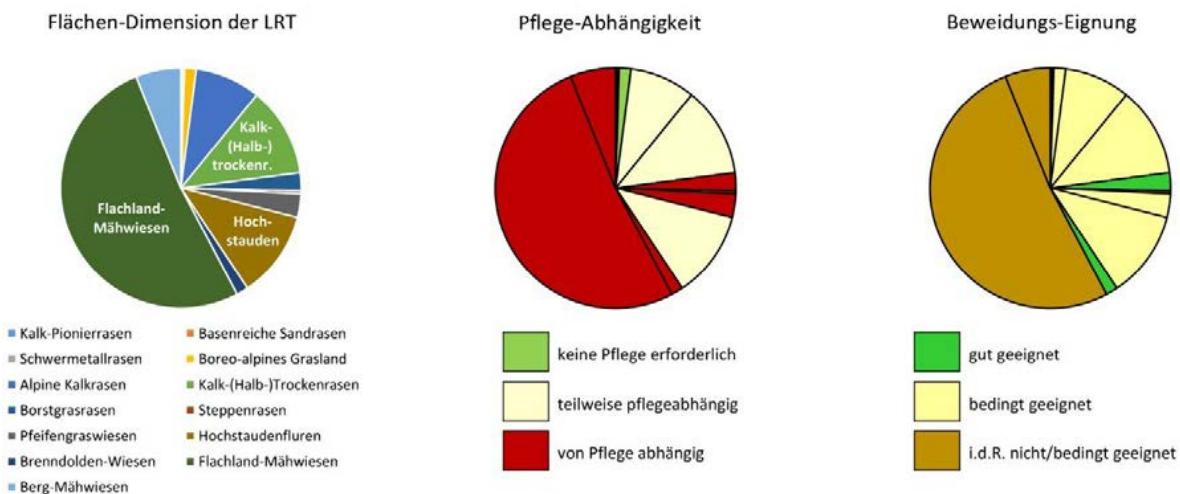


Abb. 18: Flächenanteile, Pflege-Abhängigkeit und Beweidungs-Eignung der FFH-Lebensraumtypen „Natürliches und naturnahes Grasland“ (Code 6) (Quelle: Bunzel-Drücke et al. 2015, 2019).

Die Pflege-Abhängigkeit der Grasland-LRT (mittleres Tortendiagramm in Abb. 18) zeigt, dass fast alle Flächen ganz oder teilweise von Pflege abhängig sind.

Keine Pflege ist nur in zwei Grünland-LRT erforderlich: im boreo-alpinen Grasland (6150) und auf Schwermetallrasen (6130), deren Flächenausdehnung zu klein ist, um im Tortendiagramm in Abbildung 18 sichtbar zu sein.

Teilweise pflegeabhängig sind alle drei Kalkrasen (6110, 6170, 6210), außerdem Steppenrasen (6240) und Feuchte Hochstaudenfluren (6430). Die anderen sechs LRT sind durch menschliche Nutzung entstanden und daher pflegeabhängig.

Gute Beweidungs-Eignung (rechtes Tortendiagramm in Abb. 18) liegt nur bei Borstgrasrasen (6230), Brenndolden-Auenwiesen (6440), Baseneichen Sandrasen (6120) und Steppenrasen (6240) vor. Über die Hälfte der Fläche der Grasland-LRT werden meist als „in der Regel nicht geeignet“ für eine naturnahe Ganzjahresbeweidung eingestuft (s. Bunzel-Drücke et al. 2015, 2019).

Drei Beispiele sollen nun etwas näher beleuchtet werden: Borstgrasrasen, Hochstaudenfluren und Mähwiesen.



Abb. 19: Borstgrasrasen mit Arnika (*Arnica montana*) im dänischen Weidegebiet „Bjergskov“ (Quelle: M. Bunzel-Drücke).



Abb. 20: Feuchte Hochstaudenflur in der Lippeaue (Nordrhein-Westfalen) auf einer 28 Jahre alten naturnahen Ganzjahresweide (Quelle: M. Bunzel-Drücke).

Borstgrasrasen (6230) sind von Pflege abhängig und gut für eine naturnahe Beweidung geeignet, können aber auch durch Mahd erhalten werden. Abbildung 19 zeigt einen Borstgrasrasen mit Arnika in dem dänischen Weidegebiet „Bjergskov“.

Feuchte Hochstaudenfluren (6430) (Abb. 20) sind teilweise von Pflege abhängig und bedingt für naturnahe Beweidung geeignet.

Trotz dieser Einstufung zu „bedingt geeignet“ werden Feuchte Hochstaudenfluren grundsätzlich durch naturnahe Beweidung gefördert, denn viele der LRT-typischen Pflanzenarten besitzen Inhaltsstoffe wie Alkaloide, die sie zu Weideunkräutern machen, weil sie nicht oder nur ungern von Huftieren gefressen werden, z.B. Wasserdost (*Eupatorium cannabinum*), Schwertlilie (*Iris pseudacorus*), Wasserminze (*Mentha aquatica*), Kleiner Baldrian (*Valeriana dioica*), Sumpf-Schachtelhalm (*Equisetum palustre*) oder Beinwell (*Symphytum officinalis*).

In Abbildung 20 ist eine ufernahe Hochstaudenflur in der Lippeaue dargestellt, die sich in der „Klostermersch“ in NRW allein unter dem Einfluss einer ganzjährigen Beweidung mit Rindern und Pferden in einer Dichte von 1 GVE auf 3 – 4 ha entwickelt hat.

Berg- und Flachlandmähwiesen (6510, 6520), die in Deutschland mehr als die Hälfte aller Grasland-LRT stellen (Abb. 20), sind vollständig von Pflege abhängig und gelten als für die naturnahe Beweidung „in der Regel nicht geeignet“. Besonders arten- und blütenreich sind Glatt- und Goldhaferwiesen in Süddeutschland (Abb. 21), nach Norden zum Rand des Verbreitungsgebietes werden sie artenärmer. Der Zustand der Mähwiesen im deutschen FFH-Regime ist besonders kritisch, weil deren Fläche rückläufig ist und die EU-Kommission deswegen mittlerweile eine Klage eingeleitet hat (Weyland 2023).



Abb. 21: Bergmähwiese (Magere Goldhaferwiese) bei Hausen (Bayerische Rhön) (Quelle: E. Jedicke, aus Jedicke 2015).

Während Herbivorie ein natürlicher Prozess ist, der seit Jahrmillionen auf Pflanzen einwirkt, begann die Wiesennutzung erst vor maximal 1.500 Jahren; die alleinige Schnittnutzung sogar erst vor 100 bis 150 Jahren (Kapfer 2010, 2019). Der Glatthafer (*Arrhenatherum elatius var. elatius*) – Namensgeber der Glatthaferwiese (LRT 6510) – kommt wahrscheinlich frühestens seit Beginn der Neuzeit in Deutschland vor, eventuell erst seit Ende des 18. Jahrhunderts (Poschlod 2009). Bis vor kurzem wurden Flachland- und Bergmähwiesen in Kombination mit Vor- oder Nachbeweidung bewirtschaftet (Review Jedicke 2015).



Abb. 22: Brenndolden-Auenwiesen im Wulfener Bruch im Juli 2014: oben Mähwiese (nach der ersten Mahd) mit homogenen Bestandsstrukturen, unten Rinder-Pferde-Ganzjahresweide mit blütenden- und strukturreichem Vegetationsmosaik aus den LRT 6510 und 6440 (Quelle: S. Mann, aus Mann und Tischew 2015).

Ein **Vergleich von konventioneller Wiesennutzung mit naturnaher Ganzjahresbeweidung** offenbart einige Unterschiede. Besonders augenfällig ist die Einheitlichkeit der Vegetation der Wiesen (Abb. 22), die durch die Mahd mindestens einmal im Jahr den größten Teil ihrer Pflanzenmasse verlieren. Nur Gräser und eine Reihe typischer „Wiesenkräuter“ tolerieren dies und bilden somit die entsprechenden Pflanzengesellschaften. In Populationen von Reptilien, Amphibien und vielen Wirbellosen verursacht eine Mahd große Verluste – direkt sowie indirekt durch das Verschwinden von Verstecken und Futterpflanzen (z.B. van de Poel & Zehm 2014, Nickel 2019).

Extensiv beweidete Flächen sind meist strukturreicher als Wiesen. Beweidung fördert die Ausbreitung von konkurrenzschwachen und weidetoleranten Pflanzenarten („Weideunkräuter“) (Abb. 23). Letztere werden wegen ihrer Inhaltsstoffe von den meisten Huftieren gemieden. Gehölze wie Schlehe, Weißdorn, Rose und Brombeere schützen sich mit Dornen oder Stacheln mechanisch gegen Fraß. Sie können sich daher leicht auf Weideflächen ansiedeln und allmählich ausbreiten. So entstehen bei nicht zu hoher Bestandsstärke Landschaftsmosaike aus Weiderasen, Hochstaudenfluren und Gehölzbeständen, die durch die Einwirkungen der Huftiere auch schüttend bewachsene Bereiche und Rohböden enthalten. Eine solche Durchmischung von Biotopen ist bei der Einteilung der Landschaft in LRT nicht vorteilhaft – insbesondere Mähwiesen sollten durch einheitliche Vegetationsbestände geprägt sein.



Abb. 23: Beispiele für „Weideunkräuter“ (v.l.n.r.): Zahntrost (*Odontites vulgaris*), Baldrian (*Valeriana dioica*) und Minze (*Mentha longifolia*) (Quelle: M. Bunzel-Drücke).



Abb. 24: Aus Ackerflächen entstandene, 30 Jahre alte Weidelandschaft mit Weiderasen, Hochstaudenfluren und Schlehengebüsch (*Prunus spinosa*) in der Lippeaue (Nordrhein-Westfalen) (Quelle: M. Scharf).

Mähwiesen als direkt vom Menschen geschaffene Biotope unterscheiden sich nicht nur aus vegetationskundlicher Sicht von naturnahen Weideflächen, die durch den natürlichen Prozess der Herbivorie erhalten werden und einst in der Naturlandschaft in ähnlicher Form vorhanden waren.

„Wilde Weiden“ unterscheiden sich von Mähwiesen v.a. durch

- lange andauernde Blühphase (jedoch zeitgleiche Blütendichte niedriger als auf Mähwiesen),
- Förderung konkurrenzschwacher und weidetoleranter Pflanzenarten (u.a. „Weideunkräuter“),
- Förderung mahdempfindlicher Tiere und Pflanzen,
- Mosaike aus unterschiedlich stark befressenen Pflanzenbeständen (Abb. 25) sowie aus Habitatstrukturen wie Weiderasen, Geilstellen, Hochstauden, Pfaden, Wälz-Plätzen,
- Dul dung von Strukturen wie Bäume, Büsche, Totholz, Gewässer, Maulwurfshaufen und Ameisennester (Abb. 25) möglich,
- Förderung der Dungflora und -fauna und entsprechender Nahrungsketten.

Naturnahe Beweidung von feuchtem Grünland durch Rinder und Pferde ist eine gut geeignete Maßnahme zum Erhalt dieser Lebensräume (z.B. Luick 2002, Mann & Tischew 2010a, b, 2015), allerdings fehlen Langzeituntersuchungen zur Entwicklung der Biotope. Ergebnisse aus dem niederländischen Gebiet „Oostvaardersplassen“ legen nahe, dass Ganzjahresbeweidung zumindest mit hoher Huftierdichte Flächen dauerhaft gehölzfrei halten kann (Cornelissen et al. 2014). Über die Bestandsstärke lässt sich die Struktur der Landschaft steuern (van Uytvanck 2009, van Uytvanck & Verheyen 2014).

Und wie steht es mit den Flachland- und Bergmähwiesen? Sie können von bestimmten Weideregimes - zusätzlich zur Mahd - profitieren (z.B. Wagner & Luick 2005, Jedicke 2010, 2015. Unbeantwortet bleibt jedoch einstweilen die Frage, ob die beiden Mähwiesen-LRT allein durch naturnahe Weidewirtschaft ohne Mahd erhalten werden können. Auch wenn es gelingt, die typischen Pflanzenarten durch Beweidung zu erhalten, so ist dies für die festgelegten Pflanzengesellschaften der LRT – also dem gemeinsamen Auftreten von Arten in bestimmten Mengenverhältnissen – nicht sicher. Ist das wichtig? Die Beurteilung dieser Naturschutzfrage kann nicht allein durch die Pflanzensoziologie erfolgen.



Abb. 25: Magere Flachlandmähwiese (Glatthaferwiese) auf Löss im Kreis Soest (Kleiberg, Nordrhein-Westfalen); oben: Management durch Mahd mit nachfolgender Schafbeweidung in Koppelhaltung, unten: naturnahe Ganzjahresweide (Quelle: L. Hauswirth).



Abb. 26: Wiesenameisennester bei geringer Schneelage auf dem Kleiberg (s. Abb. 25) auf der nachbeweideten Mähfläche (oben) und der naturnahen Ganzjahresweide (unten) (Quelle: M. Bunzel-Drücke).

Fazit

- Viele FFH-LRT können ohne Nachteile in Weidesysteme einbezogen werden oder profitieren sogar davon, darunter auch Gewässer und Grasland-LRT.
- Die Beweidung von Flachland- und Berg-Mähwiesen ist umstritten, obwohl die LRT einst aus Weideland entstanden. Hier besteht dringender Forschungsbedarf.
- Erste Ergebnisse weisen in Mähwiesen auf positive Auswirkungen von extensiver Beweidung zusätzlich zu Mahd hin.
- Ob ganzjährige naturnahe Beweidung allein Glatt- und Goldhaferwiesen langfristig erhalten kann, sollte dringend erforscht werden.
- Unabhängig von der Pflege der festgelegten FFH-LRT sollte die ganzjährige natur-nahe Beweidung im Naturschutz eine weitere Verbreitung erfahren, da sie Habitate für viele Tier-, Pilz- und Pflanzenarten schafft.

Literaturverzeichnis

- Bunzel-Drüke, M., C. Böhm, P. Finck, G. Kämmer, R. Luick, E. Reisinger, U. Riecken, J. Riedl, M. Scharf & O. Zimball (2008): Praxisleitfaden für Ganzjahresbeweidung in Naturschutz und Landschaftsentwicklung - „Wilde Weiden“. Arbeitsgemeinschaft Biologischer Umweltschutz im Kreis Soest e.V., Bad Sassendorf-Lohne. 215 S.
- Bunzel-Drüke, M., C. Böhm, G. Ellwanger, P. Finck, H. Grell, L. Hauswirth, A. Herrmann, E. Jedicke, R. Joest, G. Kämmer, M. Köhler, D. Kolligs, R. Krawczynski, A. Lorenz, R. Luick, S. Mann, H. Nickel, U. Raths, E. Reisinger, U. Riecken, H. Rößling, R. Sollmann, A. Ssymank, K. Thomsen, S. Tischew, H. Vierhaus, H.-G. Wagner & O. Zimball (2015): Naturnahe Beweidung und NATURA 2000 - Ganzjahresbeweidung im Management von Lebensraumtypen und Arten im europäischen Schutzgebietsystem NATURA 2000. Heinz Sielmann Stiftung, Duderstadt. 291 S.
- Bunzel-Drüke, M., E. Reisinger, C. Böhm, J. Buse, L. Dalbeck, G. Ellwanger, P. Finck, J. Freese, H. Grell, L. Hauswirth, A. Herrmann, A. Idel, E. Jedicke, R. Joest, G. Kämmer, A. Kapfer, M. Köhler, D. Kolligs, R. Krawczynski, A. Lorenz, R. Luick, S. Mann, H. Nickel, U. Raths, U. Riecken, N. Röder, H. Rößling, M. Rupp, N. Schoof, K. Schulze-Hagen, R. Sollmann, A. Ssymank, K. Thomsen, J.E. Tillmann, S. Tischew, H. Vierhaus, C. Vogel, H.-G. Wagner & O. Zimball (2019): Naturnahe Beweidung und NATURA 2000 - Ganzjahresbeweidung im Management von Lebensraumtypen und Arten im europäischen Schutzgebietsystem NATURA 2000, 2. überarbeitete und erweiterte Auflage. Arbeitsgemeinschaft Biologischer Umweltschutz, Bad Sassendorf. 411 S.
- Cornelissen, P., J. Bokdam, K. Sykora & F. Berendse (2014): Effects of large herbivores on wood pasture dynamics in a European wetland system. Basic and Applied Ecology 15: 396-406.
- Jedicke, E. (2010): Bunte FFH-Wiesen beweiden? Naturschutz und Landschaftsplanung 42: 129.
- Jedicke, E. (2015): Flachland- und Berg-Mähwiesen. In: Bunzel-Drüke, M., C. Böhm, G. Ellwanger, P. Finck, H. Grell, L. Hauswirth, A. Herrmann, E. Jedicke, R. Joest, G. Kämmer, M. Köhler, D. Kolligs, R. Krawczynski, A. Lorenz, R. Luick, S. Mann, H. Nickel, U. Raths, E. Reisinger, U. Riecken, H. Rößling, R. Sollmann, A. Ssymank, K. Thomsen, S. Tischew, H. Vierhaus, H.-G. Wagner & O. Zimball: Naturnahe Beweidung und NATURA 2000 - Ganzjahresbeweidung im Management von Lebensraumtypen und Arten im europäischen Schutzgebietsystem NATURA 2000. Heinz Sielmann Stiftung, Duderstadt: 112-117.
- Kapfer, A. (2010): Beitrag zur Geschichte des Grünlands Mitteleuropas – Darstellung im Kontext der landwirtschaftlichen Bodennutzungssysteme im Hinblick auf den Arten- und Biotopschutz. Naturschutz und Landschaftsplanung 42: 133-140.
- Kapfer, A. (2019): Zur Rolle der Nutztierbeweidung bei der Entstehung der mitteleuropäischen Kulturlandschaften. In: Bunzel-Drüke, M., E. Reisinger, C. Böhm, J. Buse, L. Dalbeck, G. Ellwanger, P. Finck, J. Freese, H. Grell, L. Hauswirth, A. Herrmann, A. Idel, E. Jedicke, R. Joest, G. Kämmer, A. Kapfer, M. Köhler, D. Kolligs, R. Krawczynski, A. Lorenz, R. Luick, S. Mann, H. Nickel, U. Raths, U. Riecken, N. Röder, H. Rößling, M. Rupp, N. Schoof, K. Schulze-Hagen, R. Sollmann, A. Ssymank, K. Thomsen, J.E. Tillmann, S. Tischew, H. Vierhaus, C. Vogel, H.-G. Wagner & O. Zimball (2019): Naturnahe Beweidung und NATURA 2000 - Ganzjahresbeweidung im Management von Lebensraumtypen und Arten im europäischen Schutzgebietsystem NATURA 2000, 2. überarbeitete und erweiterte Auflage. Arbeitsgemeinschaft Biologischer Umweltschutz, Bad Sassendorf: 28-34.
- Luick, R. (2002): Möglichkeiten und Grenzen extensiver Weidesysteme - mit besonderer Berücksichtigung von Feuchtgebieten. In: Bayerische Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege (Hrsg.): Beweidung in Feuchtgebieten - Stand der Forschung, Erfahrungen aus der Praxis, naturschutzfachliche Anforderungen. Laufener Seminarbeiträge 1/02: 5-21.
- Mann, S. & S. Tischew (2010a): Die Entwicklung von ehemaligen Ackerflächen unter extensiver Beweidung (Wulfener Bruch). Hercynia N.F. 43: 119-147.

- Mann, S. & S. Tischew (2010b): Role of megaherbivores in restoration of species-rich grasslands on former arable land in floodplains. *Waldökologie, Landschaftsforschung und Naturschutz* 10: 7-15.
- Mann, S. & S. Tischew (2015): Brenndolden-Auenwiesen. In: Bunzel-Drücke, M., C. Böhm, G. Ellwanger, P. Finck, H. Grell, L. Hauswirth, A. Herrmann, E. Jedicke, R. Joest, G. Kämmer, M. Köhler, D. Kolligs, R. Krawczynski, A. Lorenz, R. Luick, S. Mann, H. Nickel, U. Raths, E. Reisinger, U. Riecken, H. Rößling, R. Sollmann, A. Ssymank, K. Thomsen, S. Tischew, H. Vierhaus, H.-G. Wagner & O. Zimball: Naturnahe Beweidung und NATURA 2000 - Ganzjahresbeweidung im Management von Lebensraumtypen und Arten im europäischen Schutzgebietssystem NATURA 2000. Heinz Sielmann Stiftung, Duderstadt: 107-111.
- Nickel, H. (2019): Zikaden. In: Bunzel-Drücke, M., E. Reisinger, C. Böhm, J. Buse, L. Dalbeck, G. Ellwanger, P. Finck, J. Freese, H. Grell, L. Hauswirth, A. Herrmann, A. Idel, E. Jedicke, R. Joest, G. Kämmer, A. Kapfer, M. Köhler, D. Kolligs, R. Krawczynski, A. Lorenz, R. Luick, S. Mann, H. Nickel, U. Raths, U. Riecken, N. Röder, H. Rößling, M. Rupp, N. Schoof, K. Schulze-Hagen, R. Sollmann, A. Ssymank, K. Thomsen, J.E. Tillmann, S. Tischew, H. Vierhaus, C. Vogel, H.-G. Wagner & O. Zimball (2019): Naturnahe Beweidung und NATURA 2000 - Ganzjahresbeweidung im Management von Lebensraumtypen und Arten im europäischen Schutzgebietssystem NATURA 2000, 2. überarbeitete und erweiterte Auflage. Arbeitsgemeinschaft Biologischer Umweltschutz, Bad Sassendorf: 267-277.
- Poschlod, P. (2009): Der Glatthafer – ein Neophyt? . - In: -K.-F. Schreiber, H.-J. Brauckmann, G. Broll, S. Krebs & P. Poschlod (Hrsg.): Artenreiches Grünland in der Kulturlandschaft – 35 Jahre Offenthaltsversuche Baden-Württemberg. Naturschutz - Spectrum 97, verlag regionalkultur, Übstadt-Weiher: 39.
- Riecken, U., M. Bunzel-Drücke, U. Dierking, P. Finck, W. Härdtle, G. Kämmer, E. Reisinger & J. Sandkühler (2004): Perspektiven großflächiger Beweidungssysteme für den Naturschutz: „Lüneburger Erklärung zu Weidelandschaften und Wildnisgebieten“. Schr.-R. f. Landschaftspfl. u. Natursch. 78: 527-539.
- Ssymank, A., U. Hauke, C. Rückriem & E. Schröder (Hrsg.) (1998): Das europäische Schutzgebietssystem NATURA 2000 - BfN-Handbuch zur Umsetzung der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie (92/43/EWG) und der Vogelschutz-Richtlinie (79/409/EWG). - Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz 53. Bundesamt für Naturschutz, Bonn-Bad Godesberg.
- van de Poel, D. & A. Zehm (2014): Die Wirkung des Mähens auf die Fauna der Wiesen – Eine Literaturauswertung für den Naturschutz. ANLiegen Natur 36 (2): 36–51.
- van Uytvanck, J. (2009): The role of large herbivores in woodland regeneration patterns, mechanisms and processes. PhD thesis, Ghent University, Research Institute for Nature and Forest.
- van Uytvanck, J. & K. Verheyen (2014): Grazing as a tool for wood-pasture restoration and management. - In: T. Hartel & T. Plieninger (Hrsg.): European wood-pastures in transition: a social-ecological approach. Routledge, London, New York: 149-167.
- Wagner, F. & R. Luick (2005): Extensive Weideverfahren und normativer Naturschutz im Grünland - Ist auf FFH-Grünland die Umstellung von Mähnutzung auf extensive Beweidung ohne Artenverlust möglich? *Naturschutz und Landschaftsplanung* 37: 69-79.
- Weyland, R. (2023); Hommage an das Gericht der Europäischen Union. *Naturschutz und Landschaftsplanung* 55: 12-13.

Kontakt:

Dr. Margret Bunzel-Drücke
Arbeitsgemeinschaft Biologischer Umweltschutz im Kreis Soest e.V. / Biologische Station
Teichstr. 19
59505 Bad Sassendorf
www.abu-naturschutz.de
m.bunzel-drueke@abu-naturschutz.de

4 Renaturierungsverfahren im mesophilen Grünland – ein Erfahrungsbericht aus der Praxis aus Luxemburg

S. Schneider und C. Wolff

Zusammenfassung

Bei der BfN-Online-Tagung „Natura 2000 – Renaturierung und Pflege von Grünland-Lebensraumtypen“ am 20. und 21. September 2022 gab das Naturschut兹syndikat SICONA einen Erfahrungsbericht aus der Praxis zu Renaturierungen von mesophilem Grünland, der mit diesem Artikel verschriftlicht und präzisiert wird. In seinen Mitgliedsgemeinden im Zentrum und Südwesten Luxemburgs kommt dem kommunalen Zweckverband seit über 30 Jahren vor allem für die Mageren Flachlandmähwiesen (FFH-LRT 6510) eine besondere Verantwortung zu. Neben Schutz und Erhaltung wertvoller Grünlandflächen gehören Grünlandrenaturierungen zu den Aufgaben des praktischen Naturschutzes. Luxemburg verfügt über eine Vielzahl wertvoller Grünlandbestände, die trotz vorhandener Schutzinstrumente rückläufig sind. Die Gründe liegen vor allem in der zunehmend intensiven Landnutzung sowie der fortschreitenden Zerstörung und Zersiedlung durch Bebauung. Der nationale Naturschutzplan und die nationale Strategie zum Erhalt des artenreichen Grünlandes lassen jedoch Hoffnung schöpfen, da einerseits ehrgeizige Ziele und andererseits die gebündelte Umsetzung von altbewährten sowie innovativen Maßnahmen auf mehreren Ebenen anvisiert werden.

Als Renaturierungsverfahren haben sich bei SICONA die Mahdgutübertragung und die Ansaat von mittels „Seedharvester“ direkt geernteten Wiesenmischungen bisher bewährt. Gebietsheimisches Wildpflanzensaatgut zur Anlage von artenreichen Wiesen steht erst seit Kurzem mit dem Aufbau einer Saatgutproduktion zur Verfügung. Alle Renaturierungen bedürfen im Vorfeld, neben der ausschlaggebenden Bodenanalyse des Nährstoffgehaltes, einer ordentlichen Planung und Absprache mit Flächeneigentümern und Bewirtschaftern. Die Bewirtschaftung der Empfängerfläche während und nach der Renaturierung (extensive Folgenutzung) müssen im Vorfeld abgeklärt und idealerweise in einem Pachtvertrag oder Vertragsnaturschutzprogramm festgehalten werden. Vor der Mahdgutübertragung oder Ansaat wird eine oberflächliche Bodenbearbeitung durchgeführt. Während die Mahdgutübertragung bekanntlich durch die höchste Übertragungsrate von Zielarten, einen besseren Erosionsschutz und schnelleren Begrünungserfolg zu punkten weiß, hat die Ansaat von direkt geernteten Wiesenmischungen den großen Vorteil, dass die Ernte und Übertragung des Spendermaterials zeitlich getrennt voneinander stattfinden können. Als ergänzende Maßnahme werden weitere seltene und gefährdete Zielarten durch Auspflanzung von Jungpflanzen oder Einsaat in Etablierungsfenstern eingebracht. Eine Kombination aller genannten Renaturierungsverfahren auf einer Fläche ist ebenfalls möglich und oft sinnvoll.

Die Ergebnisse des floristischen Erfolgsmonitorings zeigen, dass einige FFH-LRT 6510-Zielarten durch Mahdgutübertragung und Ausbringen von direkt geernteten Mischungen erfolgreich auf Flächen übertragen werden; während andere sehr wohl übertragen werden, ihre Deckung allerdings nicht so deutlich zunimmt. Einige Arten scheinen sich durch diese beiden Renaturierungsmaßnahmen alleine nicht oder schwerer übertragen zu lassen. Diese Arten können durch Anpflanzung oder gezielte Einsaat nachträglich eingebracht werden. Als mögliche Weiterentwicklung unserer Renaturierungsverfahren sehen wir eine zeitnah nach einer Mahdgutübertragung kleinräumige Bodenbearbeitung zum Schaffen neuer Offenbodenstellen und damit Regenerationsnischen für Arten, die zum Zeitpunkt der Mahdgutübertragung noch

nicht keimfähig waren. Vor allem im Hinblick auf die Umsetzung des nationalen Naturschutzplanes, den steigenden Anforderungen zur Wiederherstellung und der flächenmäßig hohen Zielvorgaben zur Renaturierung artenreichen Grünlandes wird die Verwendung von gebiets-eigenem Wildpflanzensaatgut zunehmend an Bedeutung gewinnen.

Abstract

At the BfN online conference "Natura 2000 - Restoration and management of grassland habitat types" on September 20th and 21st, 2022, the nature conservation syndicate SICONA provided a practical experience report on the restoration of mesophilic grassland, which is written up and specified upon with this article. In its member municipalities in the centre and southwest of Luxembourg, the municipal special-purpose association has a particular responsibility for Lowland hay meadows (EU Habitat Directive [HD] habitat type 6510) for over 30 years. In addition to the protection and preservation of valuable grassland areas, grassland restoration is part of the mission of practical nature conservation. Luxembourg has a large number of valuable grassland types, which are in decline despite existing protection measures. The main reasons for this are the increasing intensive land use and the ongoing fragmentation of habitats due to building development. However, the national nature conservation plan and the national strategy for the conservation of species-rich grassland, with ambitious targets and the combined implementation of established and innovative measures, give rise to hope.

At SICONA, green hay transfer and the sowing of meadow seed mixtures which were directly harvested by a seedharvester have proven to be successful restoration methods. As local production is being established, native seed packs of regional provenance are also becoming more readily available. In addition to the decisive soil sample regarding nutrient content, all restoration measures require proper planning and consultation with landowners and farmers. The management of the recipient site during and after the restoration must be clarified in advance and, if necessary, laid down in a lease agreement or contractual nature conservation programme. Prior to the transfer of green hay and seed material, a shallow soil tillage is carried out. While the transfer of cuttings scores points due to the comparatively highest transfer rate of target species, better erosion protection and faster revegetation success, the transfer of directly harvested mixtures has the advantage of allowing greater time spans between harvesting and transfer of the donor material. As a complementary measure to both methods, the targeted introduction of very rare and threatened target species as seedlings or seeds in special establishment windows can be undertaken. Combining all the above-mentioned restoration methods on one site is possible and often worthwhile.

The results of the vegetation monitoring carried out by SICONA on several recipient sites show that some HD habitat type 6510 target species exhibit high establishment rates after the transfer of green hay or harvested meadow seed mixtures, while others are transferred, but their cover does not increase as significantly. For other species, the simple transfer of materials is not, or barely, sufficient. These species can be introduced later by planting or targeted sowing. We also see small-scale soil tillage carried out shortly after the green hay transfer as a possible further development of our restoration methods: newly created open soil patches can serve as regeneration niches for species that were not yet germinable at the time of green hay transfer. Especially in view of implementing the national nature conservation plan, increasing ecological requirements as well as high surface area targets for the restoration of species-rich grassland, the use of native wild plant seeds of autochthonous provenance will become increasingly important.

Einführung

Das Naturschutzsyndikat SICONA setzt sich in Luxemburg für die Erhaltung unserer natürlichen Umwelt sowie ihrer Flora und Fauna ein. Dazu gehört vor allem der Schutz des artenreichen Grünlandes, wobei Renaturierungen dieses Lebensraumes in immer größerem Umfang an der Tagesordnung stehen. Dies ist nicht nur im kleinen Luxemburg der Fall, sondern in der gesamten EU. Entsprechend groß war der Zuspruch auf der BfN-Online-Tagung „Natura 2000 – Renaturierung und Pflege von Grünland-Lebensraumtypen“ am 20. und 21. September 2022. SICONA beteiligte sich an dieser Konferenz mit einem Vortrag über die Erfahrungen aus der Praxis nach bereits vielen durchgeführten Grünlandrenaturierungen. Der vorliegende Artikel umfasst die wichtigsten Elemente dieses Vortrags: Nach anfänglicher Darlegung der Situation des artenreichen Grünlandes in Luxemburg, Gefährdungsursachen und vorhandener Schutzinstrumente werden die Renaturierungsmethoden der Mahdgutübertragung, Ansaat mittels „Seedharvester“ direkt geernteter Wiesenmischungen und von einheimischem Wildpflanzen-saatgut vor- und gegenübergestellt. Ebenso wird auf die Auswirkungen auf die landwirtschaftliche Nutzung der Renaturierungsflächen sowie ihrer Entwicklung nach der Renaturierung eingegangen. Den Abschluss bilden die Präsentation der Ergebnisse des floristischen Monitorings und der Erfolgskontrolle sowie die daraus gezogenen Schlussfolgerungen für die Weiterentwicklung der bei SICONA eingesetzten Renaturierungsverfahren.

4.1 SICONA – Erfolgreicher kommunaler Naturschutz

Die Naturschutzsyndikate SICONA Sud-Ouest und SICONA Centre betreiben in Luxemburg Naturschutz auf kommunaler Ebene. Auch wenn der Begriff „Syndikat“ manche vielleicht zuerst stutzen lassen mag, sind dies zwei engagierte kommunale Zweckverbände, die sich seit über 30 Jahren professionell zum Schutz unserer natürlichen Umwelt engagieren. Zusammen zählen SICONA Sud-Ouest und Centre aktuell 43 Mitgliedsgemeinden und sind auf einem Drittel der Landesfläche aktiv (874 km^2). Die Gemeinden leisten einen erheblichen Beitrag auf lokaler Ebene zum Schutz der Artenvielfalt, zur Erhaltung und Wiederherstellung von Lebensräumen sowie der Kulturlandschaft. Die Naturschutzmaßnahmen werden von den Kommunen auf freiwilliger Basis durchgeführt, wofür sie eine staatliche Förderung erhalten (Mémorial 2019, 2005). Mittlerweile sind bis auf neun Prozent der Gemeinden Luxemburgs einem Zweckverband für Naturschutz oder einem Naturpark angeschlossen (Schneider 2019a, Schneider 2019b).

Bei SICONA gilt das Prinzip „Alles aus einer Hand“: Sowohl die Planung der Naturschutzmaßnahmen als auch die praktische Umsetzung mit dem eigenen Fuhrpark und die begleitenden wissenschaftlichen Studien werden von den über 80 Mitarbeiter*innen innerbetrieblich umgesetzt. Daneben kümmern sich die Abteilungen Pädagogik und Kommunikation um die Sensibilisierung der Kinder, Jugendlichen und Erwachsenen in den SICONA-Mitgliedsgemeinden.

Neben vielfältigen praktischen Biotop- und Artenschutzprojekten, Vertragsnaturschutzverhandlungen, wissenschaftlichen Erhebungen sowie dem Angebot außerschulischer Umweltbildung setzt sich SICONA seit seiner Gründung Anfang der 1990er-Jahre schwerpunktmäßig für den Grünlandschutz ein. Durch den Kauf von bestehendem artenreichen Magergrünland sowie der Umsetzung von Renaturierungsmaßnahmen wurden im Rahmen von zwei europäischen LIFE-Projekten bereits über 100 Hektar Frisch- und Feuchtgrünland gesichert (Schneider 2018). Auch in ihrer Artenzusammensetzung verarmte Flächen werden durch die Mitgliedsgemeinden der Naturschutzsyndikate erworben und damit in die öffentliche Hand der Mitgliedsgemeinden überführt. Dies erleichtert einerseits die Renaturierungen sowie die nötige

anschließende extensive landwirtschaftliche Nutzung – mit Verzicht auf Düngung und Pestizide – die in Pachtverträgen festgehalten wird oder durch ein Vertragsnaturschutzprogramm staatlich gefördert werden kann (Schneider und Wolff 2020).

Durch seine zahlreichen und langjährigen Wiederherstellungsprojekte gilt SICONA in Sachen Grünlandrenaturierungen in Luxemburg als Vorreiter. In seinen Mitgliedsgemeinden im Südwesten des Landes trägt der Zweckverband vor allem Verantwortung für die dort auf meist schweren Lias-Böden typischen Glatthaferwiesen, Sumpfdotterblumenwiesen und wenigen Pfeifengraswiesen. Auf den mergeligen Böden im Zentrum des Landes sind vor allem die Kalkmagerrasen im Fokus der Arbeit und lokal gesellen sich je nach Bodentyp in geringeren Anteilen Sand- und Silikatmagerrasen sowie *Calluna*-Heiden hinzu. Im Fokus der Erhaltung und der Renaturierungen stehen die sich weiter im Abwärtstrend befindlichen Mageren Flachlandmähwiesen (Abb. 27).

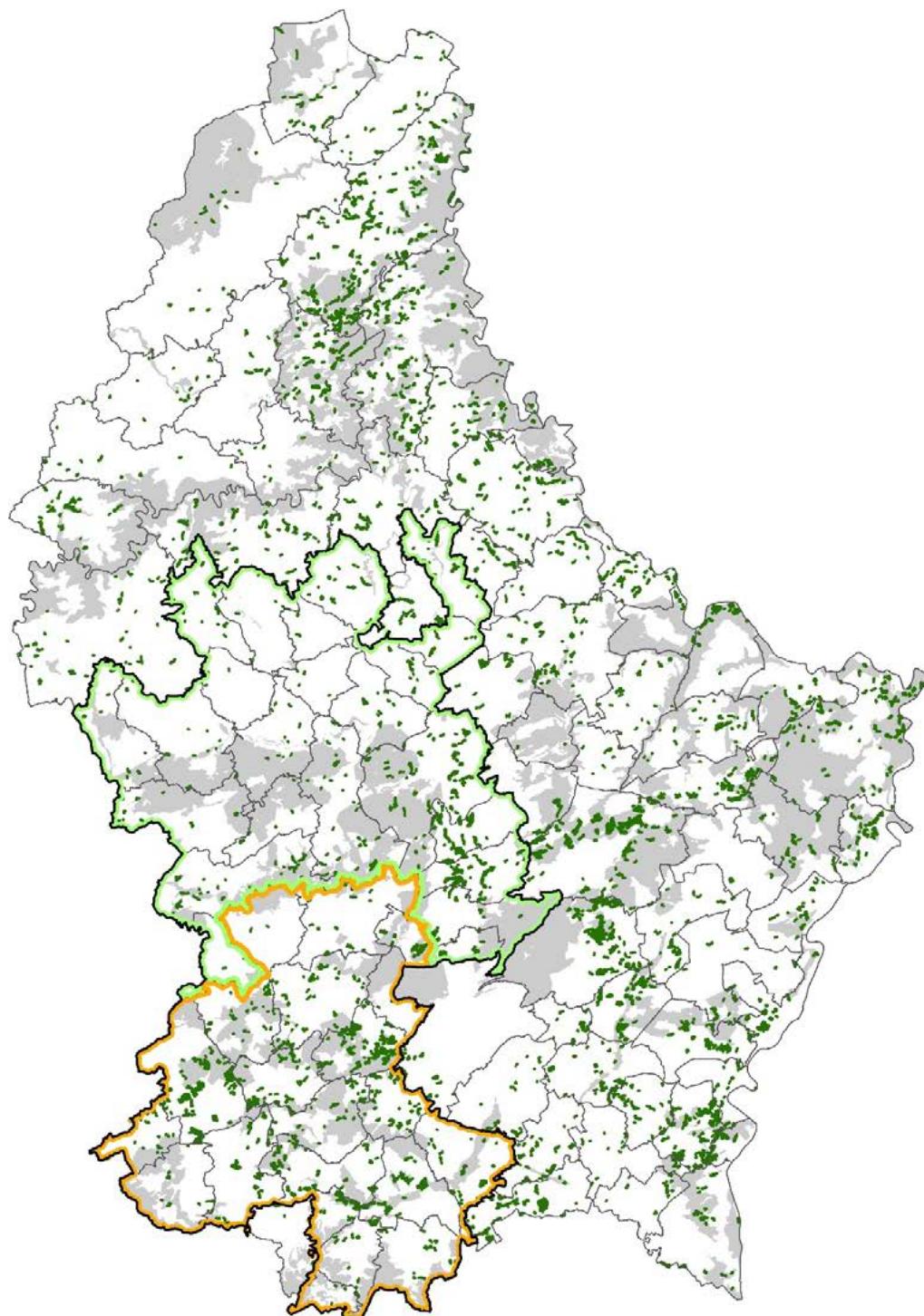


Abb. 27: Die Erhaltung und die Wiederherstellung des artenreichen Grünlandes gehören zu den Kernaufgaben des Naturschutzyndikates SICONA. (Quelle: S. Schneider).

4.2 Rückgang des artenreichen Grünlands trotz zahlreicher Schutzinstrumente ungebremst

Etwa die Hälfte der Fläche Luxemburgs wird landwirtschaftlich genutzt (rund 1.300 km², STATEC 2021). Da davon wiederum die Hälfte Grünlandflächen einnehmen, gilt Luxemburg als Grünland-Standort mit einem Schwerpunkt auf der Viehhaltung (Administration des services techniques de l'agriculture 2022). Von den derzeit existierenden 1.881 landwirtschaftlichen Betrieben zählen rund die Hälfte zu spezialisierten Milchvieh- und Mutterkuhhaltungsbetrieben (Administration des services techniques de l'agriculture 2022). Doch sind die zur Futtergewinnung nötigen Grünlandflächen in den meisten Fällen nicht gleichbedeutend mit

Artenreichtum: Nur rund sieben Prozent (4.300 ha) der Wiesen und Weiden wurde im Zuge des nationalen Offenlandbiotopkatasters (2007–2012) als europäisch geschützter Lebensraumtyp (FFH-LRT) oder national geschütztes Biotop ausgewiesen (Ministère du développement durable et des infrastructures 2017). Der FFH-LRT 6510 (Magere Flachlandmähwiese, Abb. 28) beispielsweise stellte bei der Erstkartierung lediglich vier Prozent der Grünlandflächen Luxemburgs dar (2.900 ha). Seltener Grünlandtypen wie Pfeifengraswiesen (FFH-LRT 6410) und Borstgrasrasen (FFH-LRT 6230) finden sich in Luxemburg sogar nur noch auf weniger als 20 Hektar (Ministère du développement durable et des infrastructures 2017). Es ist also nicht verwunderlich, dass über 40 % der bedrohten Pflanzenarten Luxemburgs typische Arten des Grünlandes sind (Schneider 2019b, Colling 2005). Zahlreiche der vom Aussterben bedrohten und stark gefährdeten Graslandarten kommen mittlerweile oftmals nur noch in sehr kleinen oder isolierten Populationen sowie in Naturschutzgebieten vor (Schneider 2019a, Colling 2005).



Magere Flachlandmähwiesen (LRT 6510) und Natura 2000-Gebiete in Luxemburg

 	SICONA Centre
 	SICONA Sud-Ouest
 	Gemeindegrenze

 	Natura 2000-Gebiet (FFH- und Vogelschutzgebiete)
 	Magere Flachlandmähwiese (LRT 6510)



N

0 1 2 4 km

Kartengrund: Administratieve Grenzen: © Administration du Cadastre et de la Topographie, Luxembourg. Offenland-Biotopkataster: © Administration de la nature et des forêts, Luxembourg. Natura 2000-Gebiete: © Ministère de l'Environnement, du Climat et du Développement durable, Luxembourg. Stand: 07.03.2023.

Abb. 28: Die Mageren Flachlandmähwiesen (FFH-LRT 6510) machten zum Zeitpunkt der Kartierung des nationalen Offenlandbiotopkatasters (2007–2012) nur noch rund 4 % der Grünlandfläche Luxemburgs aus (Ministère du développement durable et des infrastructures 2017) – mittlerweile dürften es noch weniger sein. (Quelle: SICONA).

Eine Reihe von Pflanzenarten ist landesweit gänzlich oder teilweise über die Großherzogliche Verordnung der geschützten wildlebenden Pflanzenarten geschützt (Mémorial 2010). Darüber hinaus existieren zahlreiche nationale Arten- und Biotopschutzpläne (Mémorial 2007, Mémorial 2017a, z. B. Schneider et al. 2013). Insgesamt wurden dem botanischen Artenschutz sowie dem Biotopschutz auch mit dem Zweiten Nationalen Naturschutzplan von 2017 ein höherer Stellenwert beigemessen. Die Ausarbeitung weiterer Pläne als Basis für die gezielte Maßnahmenumsetzung war eine der Prioritäten dieses Naturschutzplanes und ist es auch weiterhin mit seiner Novelle ab 2023 (Ministère de l'Environnement, du Climat et du Développement durable 2023a, Schneider 2019a, Mémorial 2017a). Das luxemburgische Naturschutzgesetz verankert den Schutz der Habitattypen (Mémorial 2018a, vorher Mémorial 2004) sowohl der europäisch geschützten FFH-Lebensräume (FFH-Richtlinie 92/43/EEG, Europäische Gemeinschaft 1992) als auch einer Reihe weiterer national geschützter Biotope wie Feuchtwiesen, Nassbrachen, Kleinseggenriede, Sandmagerasen und Quellen. Die Großherzogliche Verordnung vom 1. August 2018 (Mémorial 2018b) legt die Eingriffe fest, die als Verringerung, Zerstörung oder Verschlechterung dieser geschützten Habitate und Biotope zu werten und somit laut Naturschutzgesetz verboten sind (Mémorial 2018a). In Luxemburg sind auf knapp 30 % der Landesfläche Natura 2000-Gebiete ausgewiesen und zu jedem der 67 Gebiete liegen Managementpläne vor, die sich bereits in der ersten Phase der Umsetzung befinden (Ministère de l'Environnement, du Climat et du Développement durable 2022b). Nationalen Schutzstatus genießen derzeit rund 70 Naturschutzgebiete auf einer Fläche von ca. 4 % (Ministère de l'Environnement, du Climat et du Développement durable 2023b).

Trotz dieser vorhandenen Schutz- und Sicherungsinstrumente sowohl auf europäischer als auch nationaler Ebene hält der Rückgang sowie der schlechte Erhaltungszustand der artenreichen Mähwiesen und Viehweiden weiter an (Schneider 2018, 2019a). In der Periode von 2013 bis 2018 kam es zu weiteren erheblichen Verlusten der Grünlandbiotope wie der nationale Bericht gemäß der Europäischen Naturschutz-Richtlinien aufzeigt (European Environmental Agency 2019). Die zusätzliche Untersuchung einer repräsentativen Stichprobe (ca. 15 % der Gesamtfläche des Offenland-Biotopkatasters) im Rahmen des Biotopkataster-Monitorings in den Jahren 2016 bis 2021 durch das Umweltministerium hat zudem das ernüchternde Ergebnis erbracht, dass 15 % der untersuchten Offenlandbiotope zerstört wurden und 12 % sich in ihrem Erhaltungszustand verschlechtert haben. Dabei machten die Mageren Flachlandmähwiesen den größten Anteil aus – bei rund einem Drittel wurde eine Zerstörung oder Verschlechterung festgestellt (Observatoire de l'environnement naturel 2022). Die artenreichen Grünlandbestände sind dabei an erster Stelle der schlechenden Zerstörung durch zu hohe Düngergaben oder Überbeweidung zum Opfer gefallen. Auch der Eintrag von Nähr- und Schadstoffen aus angrenzenden Flächen stellt eine anhaltende Gefährdung dar (Ministerium für Umwelt, Klima und nachhaltige Entwicklung 2023). Wegen dieser scheinbar folgenlosen Zerstörung und ungebremsten Abwärtsentwicklung trotz des geltenden Verschlechterungsverbotes des Erhaltungszustandes bei FFH-Lebensraumtypen haben zwei luxemburgische Umweltverbände eine gemeinsame Beschwerde bei der Europäischen Kommission eingereicht (Mouvement Ecologique und natur&ëmwelt 2021).

Einen kleinen Hoffnungsschimmer gibt es dennoch: Eine Studie von SICONA hat erfreulicherweise zeigen können, dass die langjährige extensive Bewirtschaftung im Rahmen von Vertragsnaturschutzprogrammen die Artenvielfalt der untersuchten 90 artenreichen Wiesen und Weiden erhalten hat (Wolff et al. 2020). Die Bewirtschafter*innen, die an diesen Programmen teilnehmen, verzichten auf jeglichen Einsatz von Dünger und Pestiziden, mähen fruestens ab

dem 15. Juni und beweiden mit geringem Viehbesatz (unter zwei GVE pro Hektar oder mit einer zweimonatiger Beweidungspause; Mémorial 2017b). Die Resultate unterstreichen die Effizienz und den Wert dieser freiwilligen Programme, die in Zukunft durch höhere finanzielle Vergütung noch attraktiver für Landwirte werden müssen. Durch eine vermehrte Teilnahme an diesen sogenannten „Biodiversitätsprogrammen“ könnte wenigstens der Status Quo hinsichtlich der Artenzusammensetzung in den durch Vertragsnaturschutz gesicherten Magergrünlandflächen erhalten werden. „Hand in Hand“ mit den Landwirt*innen das Extensivgrünland erhalten – so wie es SICONA seit Jahrzehnten praktiziert. Beispielhaft sei hier noch das Projekt „Natur geniessen“ aufgeführt, bei dem die Landwirt*innen nach bestimmten Nachhaltigkeitskriterien wirtschaften und damit u. a. wertvolle Grünlandflächen erhalten. Ihre Produkte kommen in den Kindertagesstätten der Gemeinden zum Einsatz und sichern ihnen so einen Absatzmarkt (SICONA 2023a).

Viel Hoffnung wird auf den dritten nationalen Naturschutzplan (Ministère de l'Environnement, du Climat et du Développement durable 2023a) sowie auf die „Strategie zum Erhalt und Wiederherstellung des artenreichen Grünlandes in Luxemburg 2020–2030“ (Ministère de l'Environnement, du Climat et du Développement durable 2020) gesetzt. Während Ersterer die national angestrebten Flächenziele der geschützten Grünlandbiotope zum Erreichen eines günstigen Erhaltungszustandes vorgibt, enthält die „Grünland-Strategie“ konkrete Maßnahmenvorschläge und Handlungsempfehlungen, wie diese Ziele zu erreichen sind. Dabei wird auf unterschiedliche Ansatzpunkte gesetzt: altbewährte extensive Nutzungsformen, erprobte Renaturierungsverfahren sowie innovative Lösungsansätze. Die vorgeschlagenen Maßnahmen reichen somit vom Kauf wertvoller Grünlandbestände durch die öffentliche Hand über die Ausweisung mehrerer Wiesenschutzgebiete und Optimierung von Vertragsnaturschutzprogrammen bis hin zur nationalen Harmonisierung von Renaturierungsmethoden und zur Etablierung von Heubörsen oder der Förderung der stofflich-energetischen Verwertung des Aufwuchses von Grenzertragsgrünlandflächen (Ministère de l'Environnement, du Climat et du Développement durable 2020).

4.3 Die Dekade der Renaturierungen: International und national liegt der Fokus auf der Wiederherstellung von Ökosystemen

Neben der Erhaltung des artenreichen Grünlandes durch extensive Nutzung sind allerdings großflächige und zahlreiche Renaturierungen von Nöten. Nur so können die gravierenden Verluste der Arten- und Lebensraumvielfalt des Grünlandes wieder ausgeglichen sowie der notwendige Verbund zwischen den Flächen zur langfristigen Erhaltung der Grünlandökosysteme und deren Leistungen geschaffen werden. Und damit steht Luxemburg nicht alleine dar: So wie die Vereinten Nationen den Zeitraum von 2021 bis 2030 zur Dekade für die Wiederherstellung der Ökosysteme deklariert haben (Vereinte Nationen 2019), so hat die EU einen Vorschlag für ein Gesetz zur Wiederherstellung Europas geschädigter Natur formuliert (Europäische Kommission 2022, 2023). Gemäß dieser Leitlinie hat Luxemburg sich mit dem dritten Nationalen Naturschutzplan vorgenommen, bis 2030 umfangreiche Renaturierungen umzusetzen. So sollen zum Beispiel in den nächsten sieben Jahren 4.070 ha FFH-LRT 6510, 50 ha FFH-LRT 6410 und 182 ha FFH-LRT 6210 wiederhergestellt werden (Neuschaffung oder Verbesserung des Erhaltungszustandes bestehender Habitate) (Ministère de l'Environnement, du Climat et du Développement durable 2023a). Ergänzend dazu beinhaltet die nationale „Grünland-Strategie“ neben neun anderen Zielen zum Schutz und zur Erhaltung des artenreichen Grünlandes auch das Ziel zur Umsetzung der Grünlandrenaturierungen. Die dort aufgezählten

Maßnahmenvorschläge zum Erreichen des Ziels zur Wiederherstellung umfassen unter anderem die Standardisierung der Renaturierungstechniken, den Auf- und Ausbau einer autochthonen Wildpflanzensaatgutproduktion und die Förderung von auf Renaturierung spezialisierten Betrieben (Ministère de l'Environnement, du Climat et du Développement durable 2020). Erwähnenswert ist sicher auch, dass es in Luxemburg Vorgaben zur Grünlandrenaturierung für die Umsetzung von Kompensationsmaßnahmen gibt – mit dem Ziel, eine möglichst erfolgreiche Umsetzung und damit Kompensation der zerstörten Graslandbestände zu gewährleisten (Wolff und Schneider 2020).

4.4 Angewandte Renaturierungsmethoden und ihre Vor- und Nachteile in der Praxis

SICONA setzt seit Anfang 2000 Grünlandrenaturierungen um. Handelte es sich hier anfänglich noch eher um punktuelle, kleinere Projekte, so zählen die Renaturierungen seit gut zehn Jahren zum festen alljährlichen Inventar der Maßnahmenprogramme der Mitgliedsgemeinden des Naturschutzsyndikates. Den Löwenanteil nehmen dabei die Wiederherstellungen von mesophilem Grünland ein und in kleinerem Maße Sumpfdotterblumenwiesen, Pfeifengraswiesen, Sand- und Silikatmagerrasen sowie Halbtrockenrasen. Während für Letztere oft das Freistellen der verbrachten Magerrasen von Gehölzen und Entbuschungen genügen, ist bei den anderen Graslandtypen immer der Eintrag von autochthonen Diasporen erforderlich. Diesem vorgelagert – je nach Ausgangssituation und Nährstoffversorgung des Bodens – müssen Aussäherungen durch mehrmalige Mahd im Jahr durchgeführt werden (Zerbe und Wiegleb 2009).

Zu den bei SICONA schwerpunktmäßig angewandten Renaturierungsmethoden zählen:

- Mahdgutübertragung
- Ansaat von direkt geernteten Wiesenmischungen (mittels „Seedharvester“)
- Anpflanzungen seltener Pflanzenarten.

Die Definition dieser Verfahren kann im Glossar nachgesehen werden.

Weiterhin gehen wir im Folgenden kurz auf das kürzlich erprobte Verfahren von Etablierungsfenstern (Kiss et al. 2021) ein. Ebenso ist der gerade für Luxemburg im Aufbau befindlichen Wildpflanzensaatgutproduktion und der Ansaat von gebietseigenem Wildpflanzensaatgut ein Kapitel gewidmet.

In Anbetracht der regionalen genetischen Differenzierung von Wiesenpflanzen (Durka et al. 2019), der Anpassung der Arten an die vorherrschenden Standortbedingungen (Bucharova et al. 2017) und dem Ausschluss einer Florenverfälschung (Crispi und Hoiß 2021) verwenden wir bei allen genannten Renaturierungsmethoden nur autochthones Spendermaterial. Im Vorfeld einer Renaturierung sind sowohl Bodenanalysen der Empfängerfläche als auch die Sicherstellung der angepassten extensiven Nutzung nach der Renaturierung unerlässlich. Weitere erfolgslimitierende Faktoren sind die Art und Häufigkeit der Bodenbearbeitung sowie die Güte und der Reifezustand der Spenderfläche. In Schneider und Wolff (2020) und Wolff und Schneider (2020) sind diese notwendigen Aspekte zur Durchführung der Renaturierungen sowie die einzelnen Arbeitsschritte ausführlich erklärt. Handlungsweisend für Praktiker*innen sind überdies das empfehlenswerte Praxishandbuch zur Samengewinnung und Renaturierung von

artenreichem Grünland von Kirmer et al. (2012) und die Ansaatanleitung von Bosshard (2017). Im folgenden Teil stellen wir die Durchführung von Grünlandrenaturierungen bei SICONA vor und erläutern, warum sich die jeweils angewandte Methode in der Praxis bewährt hat. Zuvor seien hier die wichtigsten Schritte der unterschiedlichen Renaturierungsverfahren skizziert (Abb. 29).

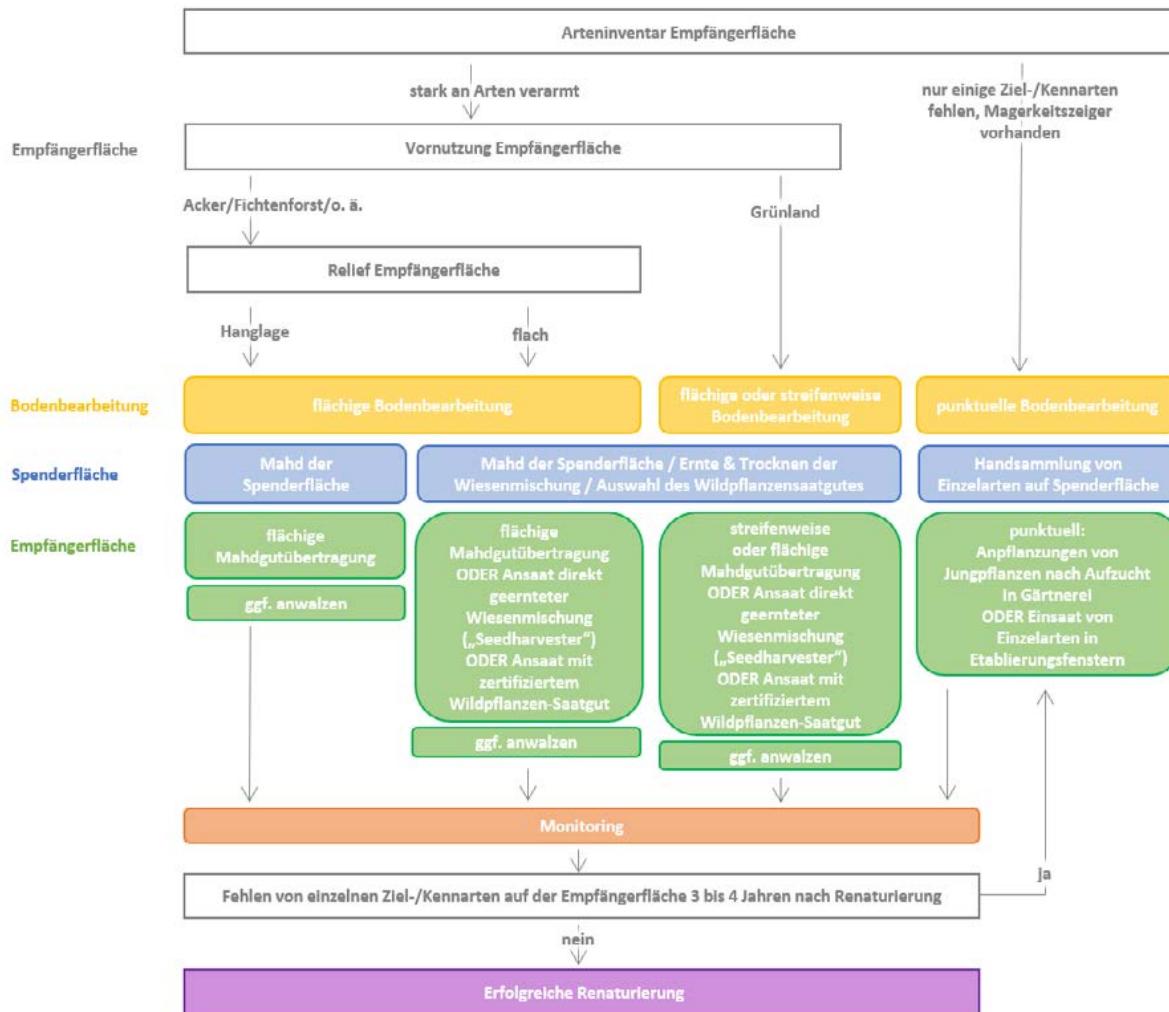


Abb. 29: Entscheidungsbaum zur Wahl des Renaturierungsverfahrens mit Darstellung der wichtigsten Schritte der unterschiedlichen Renaturierungsverfahren. (Quelle: C. Wolff und S. Schneider).

4.4.1 Mahdgutübertragung versus Ansaat von direkt geernteten Wiesenmischungen

4.4.1.1 Durchführung

SICONA setzt die Mahdgutübertragung und die Ansaat von direkt geernteten Wiesenmischungen mittels „Seedharvester“ eBeetle® als Renaturierungstechnik für mesophiles (und feuchtes) Grünland ein. Die zwei Verfahren haben ihre spezifischen Vor- und Nachteile, haben jedoch beide ihre Einsatzberechtigung (Tab. 3). Bestehendes, artenverarmtes Grünland lässt sich durch beide Methoden aufwerten. Bei beiden Verfahren wird in bestehendem Grünland zur Keimbettvorbereitung eine streifenweise oberflächliche Bodenbearbeitung (ca. 10 cm tief anhand Zinkenrotor und Packerwalze) durchgeführt. Dabei wird abwechselnd ein Streifen – meist in Maschinenbreiten von 2,5 bis 3 Meter – bearbeitet und ein Streifen von 5 bis 6 m bleibt unbearbeitet (Abb. 30a). Ehemalige Äcker oder verbuschte Flächen (ehemalige

Fichtenforste oder Schlagfluren) werden hingegen flächig, vorzugsweise durch eine Mahdgutübertragung, renaturiert. Die Mulchdecke des aufgebrachten Spendermaterials bietet nämlich auf dem offenen Boden einen besseren Erosionsschutz und erzielt schnellere Begrünungsergebnisse als die Ansaat mit direkt geernteten Wiesenmischungen (Durbecq et al. 2022, Kirmer 2004). Ein weiterer Vorteil der Mahdgutübertragung ist die Übertragung von Sprosssteinen, die eine vegetative Vermehrung möglich machen (Hölzel et al. 2006) sowie von Moosen, Flechten (Jeschke und Kiehl 2006) und Insekten (Stöckli et al. 2021). Die Übertragungsrate der Zielarten ist bei der Mahdgutübertragung höher als bei anderen Renaturierungsverfahren (Albert et al. 2019, Kirmer et al. 2012, Kiehl et al. 2010). Deshalb sollte dies immer die Methode der Wahl sein, falls es arbeits- und maschinentechnisch sowie von den Ausgangsbedingungen und finanziell möglich ist. Herausfordernd bei der Mahdgutübertragung allerdings ist, dass die Bearbeitung der Spenderfläche und Beimpfung der Empfängerfläche am selben Tag erfolgen müssen. Wegen der kurzen Reifezeit der Zielarten ein und desselben Wiesentyps ist die Anzahl an Renaturierungen mittels dieser Methode jährlich begrenzt (Abb. 30b). Um die Renaturierungszeit über diese Hochphase hinweg auszudehnen, werden bei SICONA zusätzlich Ansaaten mit direkt geernteten Wiesenmischungen eingesetzt. Die mit einem „Seedharvester“ ausgebürsteten Wiesenmischungen haben nämlich den Vorteil, dass Ernte- und Ansaatzeitpunkt voneinander entkoppelt sind, was die Übertragung des Spendermaterials zeitlich entzerrt. Die Ernte erfolgt natürlich auch zur Reifezeit der Zielarten im Sommer (Abb. 30c); doch die Ansaat kann flexibel bis zu zwei Jahren später im Frühjahr oder Herbst erfolgen, nachdem das Samenmaterial getrocknet und adäquat gelagert wurde (Kirmer et al. 2012). Darüber hinaus kann ein und dieselbe Spenderfläche mehrfach befahren werden, je nach Reifezeitpunkt der Zielarten, was es ermöglicht, mehr Arten zu übertragen (von Früh- bis Spätblüher). Allerdings werden bei diesem Verfahren trotzdem weniger Zielarten als bei der Mahdgutübertragung eingebracht (Kirmer et al. 2012). Die Kosten für das Trocknen, Reinigen und die Bereitstellung eines entsprechenden Lagerplatzes (hinsichtlich der Luftfeuchte und -temperatur zum Erhalt der Keimfähigkeit) kommen bei dieser Methode hinzu (Tischew 2017). Da die gereinigten Wiesenmischungen relativ inhomogen sind und teilweise längere Stängel und Blätter vorhanden sind, wurde bisher nur per Hand angesät, da Maschinen mit Saatvorrichtungen gerne verstopfen (Abb. 30d). Aus eigener Beobachtung geht die Begrünung bei einer Mahdgutübertragung schneller vonstatten als bei der Ansaat. Oft sind schon im September nach einer Anfang Juli durchgeföhrten Mahdgutübertragung Zielarten vorhanden, während es bei der Ansaat länger dauert. Hier ist eine geschlossene Vegetationsdecke oft erst nach einem Jahr erkennbar. Bei beiden Verfahren muss das ausgebrachte Samenmaterial – um einen guten Bodenkontakt und eine optimale Keimmöglichkeiten zu schaffen – mit einer Cambridge-Walze angewalzt werden.

Tab. 3: Gegenüberstellung der Verfahren der Mahdgutübertragung und der Ansaat direkt geernteter Wiesenmischungen mittels „Seedharvester“ basierend auf eigenen Erfahrungen aus langjähriger Praxis (*) und der Literatur (°) (cf. Durbecq et al. 2022, Stöckli et al., Albert et al. 2019, Kirmer et al. 2012, Kiehl et al. 2010, Kirmer 2004)

Renaturierungsverfahren / Kriterium	Mahdgutübertragung	Ansaat mittels „Seedharvester“ geernteter Wiesenmischungen
Übertragung Zielarten°	+++	++
Renaturierung von bestehendem Grünland*	+++	++

Renaturierungsverfahren / Kriterium	Mahdgutübertragung	Ansaat mittels „Seedharvester“ geernteter Wiesenmischungen
Renaturierung ehemaliger Äcker*	+++	++
Erosionsschutz ⁰	+++	+
Übertragung von Insekten ⁰	++	+
Umsetzungszeitpunkt*	Sommer	Frühjahr & Herbst
Renaturierung Mähwiese*	+++	++
Renaturierung Viehweide*	+	++
Lagerplatz für Spendermaterial notwendig*	nein	ja
Geschlossene Grasnarbe nach...*	oft schon 3 Monaten	oft erst nach einem Jahr
Kosteneinsatz/ha bei streifenweisem Verfahren*	++	+++



Abb. 30: a) Streifenweise Bodenbearbeitung mit einem Zinkenrotor zur Vorbereitung der Renaturierung durch eine Mahdgutübertragung sowie eine Ansaat mit direkt geerntetem Spendermaterial. Die Grasnarbe muss als optimale Keimbettvorbereitung zur möglichst raschen und erfolgreichen Etablierung der Zielarten zerstört werden. b) Das morgens bei Taubedingungen geerntete Mahdgut der Spenderfläche wird am selben Tag mit dem Ladewagen auf der Empfängerfläche verteilt. c) Die direkt geernteten Mischungen werden mittels „Seedharvester“ zum Reifezeitpunkt der Zielarten auf der Spenderfläche gewonnen. d) Die Ansaat direkt geernteter Wiesenmischungen erfolgt im Frühjahr oder Herbst per Hand. (Quelle: SICONA).

4.4.2 Praxisnahe Implikationen für die Bewirtschaftenden der Empfängerflächen

Der Pflegetrupp von SICONA setzt die Renaturierungen mit seinem eigenen Fuhrpark selbst um. Im Vorjahr der Renaturierung wird die Maßnahme von der Planungsabteilung mit der Gemeinde abgesprochen – beziehungsweise mit den jeweiligen Privatbesitzer*innen der Fläche verhandelt. Im Jahr der Renaturierung selbst müssen die Details zum Ablauf der Renaturierung noch einmal mit den Flächenbesitzer*innen und vor allem den Bewirtschafter*innen abgesprochen werden. Wichtig ist zudem, dass bei der zuständigen Behörde abgeklärt werden muss, ob ggf. ein Antrag auf umbruchlose Grünlanderneuerung für die Empfängerfläche gestellt werden muss.



Abb. 31: Auf einer Viehweide empfiehlt es sich, die Renaturierungsstreifen vorerst mit einem Elektrozaun abzuzäunen. (Quelle: SICONA).

Falls die Empfängerfläche eine Mähwiese ist, ist die Umsetzung der Renaturierung hinsichtlich der Wiesennutzung relativ unproblematisch. Der oder die Landwirt*in kann einen ersten Schnitt im Frühjahr durchführen; je nachdem sogar etwas früher als normalerweise, weil die zur Keimbettvorbereitung dienende Bodenbearbeitung zirka einen Monat vor der Mahdgutübertragung oder Ansaat angefangen werden muss. Ein zweiter Schnitt kann auf den unbearbeiteten Teilbereichen (Streifen) im Spätsommer oder Herbst durchgeführt werden. Im Folgejahr einer Mahdgutübertragung ist es üblicherweise möglich, die gesamte Fläche mit einem späteren ersten Schnitt (vorzugsweise ab 1. Juli) zu nutzen. Im Falle einer Ansaat im Herbst davor oder im Frühling desselben Jahres gestaltet sich der Aufwuchs zunächst noch etwas spärlicher; die Fläche kann dennoch zur Heuernte genutzt werden.

Auf Standweiden ist der Ablauf der Renaturierungsvorhaben etwas erschwert und muss logistisch einwandfrei mit den Bewirtschaftenden abgeklärt werden. Nach einer Ansaat im Frühling oder einer Mahdgutübertragung im Sommer trennen wir die renaturierten Teilbereiche mit einem Elektrozaun ab, damit das Mahdgut nicht sofort gefressen wird oder Keimlinge durch Tritt zerstört werden (Abb. 31) – auch wenn ein „Tritt in Maßen“ einen Bodenkontakt und damit ggf. bessere Keimbedingungen herstellen kann (Garrouj et al. 2019). Leider ist das verträgliche Maß in der Praxis schwierig steuerbar und deshalb bieten sich auf Standweiden Ansaaten im Herbst an. Die Ansaat kann sich dadurch bis zum folgenden Frühling ohne Beweidungseinfluss entwickeln und die Bewirtschaftenden erfahren im Laufe der vorherigen Saison keine Nutzungseinschränkungen. Für etwaige Ertragsausfälle sollten Ausgleichszahlungen vorgesehen werden, auch noch im Folgejahr.

Wie bereits erwähnt, sollte die extensive Nutzung der Fläche nach der Renaturierung schon im Vorfeld abgesichert sein; sei dies durch einen Pachtvertrag und/oder durch den Abschluss eines Vertragsnaturschutzprogramms. Ideal für die erfolgreiche Entwicklung einer FFH-LRT 6510-Renaturierung ist die extensive Mähwiesennutzung ohne Düngung und Pestizide, vorzugsweise in den ersten Jahren mit einem späten ersten Schnitt nach dem 1. Juli, um ein Ausmassen der Zielarten zu garantieren. Eine Mähweidenutzung oder eine frühe Beweidung mit anschließender zweimonatiger Beweidungspause zwischen Mai bis Juli sind weitere mögliche Bewirtschaftungsformen (Wolff und Schneider 2020).

4.4.3 Wiederansiedlung gefährdeter Pflanzenarten durch Auspflanzung und Etablierungsfenster

Seit mehr als zehn Jahren führt SICONA Wiederansiedlungen gefährdeter Pflanzenarten durch. Diese Maßnahmen sind zum einen ergänzende Maßnahmen zu den beiden Renaturierungsverfahren (s. Kap. 4.4.1) und dienen zum anderen dem konkreten Artenschutz von bestimmten Pflanzenarten zur Gründung neuer oder Stärkung bestehender Populationen. Vor allem seltene, gefährdete, an speziellere Standortbedingungen gebundene und durch andere Methoden schwer übertragbare Zielarten können hiermit auf den Empfängerflächen gezielt ausgebracht werden. Oft stellt die Mahdgutübertragung nur den wichtigen Anfang dar, der durch das gezielte Ausbringen von Jungpflanzen weiterer Zielarten aufgewertet werden muss (Sullivan et al. 2020, Wallin et al. 2009). Etwa 25.000 Jungpflanzen von mehr als 30 Arten wurden in den zehn Jahren auf über 100 Flächen ausgebracht. Neben Renaturierungsflächen wurden auch bestehende Biotopflächen mit sehr seltenen Arten aufgebessert. Die Auswahl der Arten richtete sich dabei vor allem nach dem Gefährdungsstatus der Kennarten der Glatthafer- sowie Pfeifengraswiesen (botanischer Artenschutz). Die Samen werden gemäß dem ENSCONET-Sammelstandard (ENSCONET 2009) in Wildpopulationen gesammelt. Dabei wird

auf eine Höchstmenge geachtet sowie an möglichst mehreren Standorten gesammelt, um eine größtmögliche genetische Differenzierung zu erhalten (siehe auch Kap. 4.4.4). In einer für die Aufzucht von Wildpflanzen spezialisierten Gärtnerei werden die Jungpflanzen in Topfgrößen zwischen 8 und 10 cm aufgezogen, bis sie eine gute Durchwurzelung haben und werden dann im Herbst als ein- oder zweijährige Jungpflanzen auf den Grünlandflächen ausgepflanzt (Abb. 32). Dabei sollte auf eine Mindestanzahl pro Art und Gruppe von mindestens 50 Jungpflanzen geachtet werden (Maschinski und Albrecht 2017). Zum einen, da die Etablierungsraten von Art zu Art variieren (Breit et al. 2023, Schneider und Helminger 2019) und noch hinreichend viele Jungpflanzen zur Gründung überlebensfähiger Populationen vorhanden sein sollen und zum anderen damit Bestäuberinsekten die angesiedelten Jungpflanzen gut finden können. Erfolgsversprechender sind noch größere Gruppen von Jungpflanzen (Godefroid et al. 2010, Pavlik 1996), die aber je nach Art und Verfügbarkeit des Ausgangsmaterials in der Praxis nicht immer umsetzbar sind. Hier bieten sich Nachpflanzungen in den darauffolgenden Jahren an – je nach Verlustraten der angesiedelten Arten. Als Alternative zu dem Auspflanzen von Jungpflanzen werden als ergänzende Maßnahme zur Gründung neuer Populationen seit 2020 Etablierungsfenster angelegt (2 x 2 Meter große Plots), in denen Einzelarten ausgesät werden (Kiss et al. 2021). Das begleitende Monitoring besteht im Einmessen der Jungpflanzen bzw. der Etablierungsfenster mit einem „High Precision-GPS“ und einem erneuten Aufsuchen und Zählen nach dem ersten, zweiten, fünften und zehnten Jahr (Schneider und Wolff 2020). Auch wenn das Einmessen jeder Einzelpflanze recht zeitaufwendig ist, kann nur so der Erfolg der Maßnahme überprüft werden.

Je nach Art werden nach deren Wiederansiedlung unterschiedliche Erfolge erzielt. Nach fünf Jahren hat beispielsweise *Betonica officinalis* eine Überlebensrate von 41 %, während *Succisa pratensis* 31 % und die hochgradig gefährdete *Scorzonera humilis* nur 2 % erreicht. Ebenso schwanken die Etablierungsraten (Zahl der überlebenden und neu gebildeten Individuen) artspezifisch; eine besonders erfolgreiche Wiederansiedlung konnte beispielsweise bei *B. officinalis* und *S. pratensis* mit Etablierungsraten von 763 % bzw. 391 % erzielt werden (Breit et al. 2023). Das Überleben und schließlich die erfolgreiche Etablierung einer Anpflanzung hängt von vielerlei Faktoren ab, wie dem Zustand der Spenderpopulationen, dem Vitalitätszustand der Jungpflanzen, der genetischen Variabilität der angesiedelten Population, den Standortbedingungen auf der Wiederansiedlungsfläche, der Wasserversorgung und den Störeinflüssen zum Auspflanzungszeitpunkt (Breit et al. 2023, Schneider und Helminger 2019).



Abb. 32: Auspflanzung von *Eriophorum angustifolium* auf einer Niedermoor-Renaturierungsfläche.
(Quelle: SICONA).

4.4.4 Spenderflächenkataster

Sowohl bei der Mahdgutübertragung, der direkten Ernte als auch bei der Handsammlung von Einzelarten ist das Dokumentieren der geeigneten Spenderflächen in einem sogenannten Spenderflächenkataster anzuraten (z. B. Huth und Pleintinger 2017). Dies erleichtert einerseits die Suche nach einer passenden Spenderfläche in der Nähe der Empfängerflächen über die Jahre hinweg und hilft andererseits, eine Fläche nicht zu oft hintereinander zu beernten, so dass die Pflanzen regelmäßig auf der Fläche aussamen können. Insbesondere bei der Handsammlung sehr seltener Arten, von denen nur (noch) wenige Populationen existieren, sollten diese nicht zusätzlich durch jährliche Sammlungen geschwächt werden (vgl. ENSCONET 2009). Zudem verhindert eine solche Datenbank, dass aus Versehen ein und dieselbe Fläche im gleichen Jahr für mehrere Projekte eingeplant wird (z. B. Handsammlung einer bestimmten Zielart, die dann im Mahdgut für die anschließende Mahdgutübertragung fehlen würde). Wir weisen darauf hin, dass vor der Sammlung der Samen oder der Ernte des Spendermaterials immer das Einverständnis der Flächeneigentümer*innen und/oder -bewirtschafter*innen einzuholen ist sowie auch die notwendigen Genehmigungen der Naturschutzbehörden.

4.4.5 Ansaat von autochthonem Wildpflanzensaatgut aus zertifiziertem Anbau

In Luxemburg befindet sich die zertifizierte Produktion von gebietseigenem Wildpflanzensaatgut seit wenigen Jahren im Aufbau. Seit 2022 besteht das Zertifikat „Wëllplanzesom Lëtzeburg“, das insbesondere die regionale Herkunft und Qualität sicherstellt (SICONA 2023b). Das

Regelwerk wurde in Anlehnung an das Zertifikat „VWW-Regiosaaten®“ des Verbandes deutscher Wildsamen- und Wildpflanzenproduzenten e.V. ausgearbeitet (Verband deutscher Wildsamen- und Wildpflanzenproduzenten 2022). SICONA hat dieses Projekt 2018 in Zusammenarbeit mit dem Nationalmuseum für Naturgeschichte initiiert. Mittlerweile werden über 70 Arten auf knapp 10 Hektar von mehr als 20 Produzent*innen nach ökologischen Kriterien angebaut. Als Projekträger – unter der Finanzierung des Ministeriums für Umwelt, Klima und Biodiversität und der Kooperation zahlreicher Partner – kümmert sich SICONA um den Anbau der Arten, sucht nach Saatgutproduzent*innen, berät diese, ist autorisiert zur Vergabe der Zertifikate, hat die fachliche Leitung und führt das Marketing durch. Zusammen mit der Firma Rieger-Hofmann GmbH werden die Saatgutmischungen für Luxemburg entwickelt und über sie vertrieben. Diese Mischungen orientieren sich an den natürlichen Verbreitungsgebieten der Arten und werden je nach Anwendungsbereich zusammengestellt (SICONA 2023b).

Durch diese Entwicklungen ist es nun auch in Luxemburg möglich, Renaturierungen mit Hilfe von autochthonem Wildpflanzensaattgut aus gesicherten Herkünften durchzuführen. Neben den derzeit bereits auf dem Markt zu erwerbenden Saatgutmischungen für innerorts und zur Anlage von Blühflächen im Rahmen von Vertragsnaturschutzprogrammen gibt es eine Mischung mit typischen Arten der Glatthaferwiese, die zur Wiederherstellung von Mageren Flachlandmähwiesen verwendet werden kann. Diese im Handel erhältliche Saatgutmischung dürfte bei Bewirtschafter*innen oder Naturschutz-Akteur*innen die Hemmschwelle, selbst eine Renaturierung (z. B. im Rahmen vom Vertragsnaturschutzprogrammes) durchzuführen, senken, da die Einstellung einer solchen Mischung viel einfacher in der Handhabung ist als eine Mahdgutübertragung. Um mittelfristig auf weitere Herausforderungen zum Erreichen nationaler und europäischer Ziele bezüglich der Wiederherstellung vorwiegend mesophiler Wiesen und Weiden vorbereitet zu sein, wird die Wildpflanzensaattgutproduktion in Luxemburg weiter ausgebaut. Die Ansaat mit Wildpflanzensaattgutmischungen aus gebietseigenen Herkünften wird also sicherlich bald – neben den oben genannten Verfahren – einen Beitrag zur Erreichung der Renaturierungsziele des nationalen Naturschutzplanes leisten.

4.4.6 Kombination der verschiedenen Renaturierungsmethoden

Die unterschiedlichen Methoden können auch kombiniert auf derselben Fläche angewandt werden. Als Beispiel führen wir eine Renaturierung auf einem ehemaligen Fichtenforst an. Nach der Entnahme der Bäume und dem Abfräsen der Wurzelstöcke wurden die Holzspäne abgetragen und eine Mahdgutübertragung auf zwei Dritteln der Fläche durchgeführt. Auf dem mesophilen Teilbereich wurde Mahdgut einer benachbarten Flachlandmähwiese und auf dem wechselfeuchten Teilstück Spendermaterial einer Pfeifengraswiese ausgebracht. Das letzte Drittel wurde erst nach Fertigstellung eines Stillgewässers im Herbst mit dem mittels „Seed-harvester“ gesammelten Spendermaterial einer Sumpfdotterblumenwiese und Pfeifengraswiese angesät. Hier hätte eine Mahdgutübertragung keinen Sinn gemacht, da durch die Aushebearbeiten für die Anlage des Stillgewässers die Fläche viel befahren wurde und die Renaturierung somit beeinträchtigt worden wäre (Abb. 33a). Die Vegetationsdecke der Teilfläche, auf die das Mahdgut übertragen wurde hat sich relativ schnell geschlossen und konnte schon im Folgejahr vom Bewirtschafter als Heuwiese genutzt werden. Die durch die Ansaat renaturierte Teilfläche wurde in dem Jahr noch von der Nutzung ausgespart, da die Entwicklung der Grasnarbe sich hier langsamer vollzog (Abb. 33b). Bereits nach drei Jahren hatten sich die beiden Teilbereiche bezüglich Aufwuchs und Zielartenetablierung einander angenähert (Abb. 33c). Zu den direkt geernteten Wiesenmischungen wurden zusätzlich per Hand gesammelte Samen von *Succisa pratensis* eingebracht. Dies erfolgte erstens, da die Art aufgrund ihrer

Spätblüte und des Erntezeitpunktes nicht im Spendermaterial vorhanden war und zweitens, da die Etablierung der Art als wichtige Kennart der in Luxemburg seltenen Pfeifengraswiesen sichergestellt werden sollte (Abb. 33d). In den Folgejahren wurden zudem Auspflanzungen weiterer Zielarten wie *Betonica officinalis*, *Valeriana dioica* und *Primula veris* durchgeführt.



Abb. 33: a) Auf der Renaturierungsfläche wurde zunächst im Spätsommer ein Stillgewässer angelegt, die Ansaat mit Spendermaterial erfolgte daher erst im Herbst. Im Hintergrund sieht man die hellbraune Teilfläche, die einen Monat vorher mit Mahdgut beimpft wurde. b) Ein Jahr nach der Renaturierung: Die hellgrüne Teilfläche im Hintergrund wurde nach der erfolgreichen Mahdgutübertragung schon im darauffolgenden Sommer zur Heugewinnung genutzt, während der vordere Teil, auf dem eine Ansaat mit direkt geerntetem Spendermaterial erfolgte, noch eine lückige Ruderalvegetation vorweist. c) Drei Jahre nach der Renaturierung: Sowohl die Teilfläche der Ansaat als auch die der Mahdgutübertragung weisen eine geschlossene Vegetationsdecke mit Zielarten wie *Leucanthemum ircutianum* und *Lychnis flos-cuculi* auf. d) Auch weitere Zielarten wie *Succisa pratensis*, *Lathyrus pratensis*, *Lotus pedunculatus*, *Gaium palustre* und *Anthoxanthum odoratum* konnten nach drei Jahren dokumentiert werden. (Quelle: SICONA).

4.4.7 Foto-Zeitreihe einer Renaturierung

Die Entwicklung einer streifenweisen Grünlandrenaturierung durch Mahdgutübertragung ist anhand einer Foto-Zeitreihe in der Abbildung 34 a) bis d) dargestellt. Im ersten Jahr nach der Renaturierung prägen die Wiesen-Margerite und der Wiesen-Pippau den Blühaspekt (Abb. 34a). Nach drei Jahren hat die Wiesen-Margerite sich schon von den Streifen in die umliegenden Wiesenbereiche ausgebreitet (Abb. 34b). Vier Jahre nach der Mahdgutübertragung bestimmt auch die Wiesen-Flockenblume optisch die Renaturierungsstreifen (Abb. 34c). Der Glatthafer und andere Gräser sind nun auch mehr vertreten. Auch wenn das Foto fünf Jahre nach der Renaturierung etwas früher in der Vegetationsentwicklung aufgenommen wurde

und die Kräuter noch nicht alle in Vollblüte waren, ist zu erkennen, dass die Zielarten sich nicht mehr nur auf den Streifen konzentrieren, sondern wie gewünscht schon großflächigere Bereiche zwischen den Renaturierungsstreifen einnehmen (Abb. 34d).



Abb. 34: a) Ein Jahr nach einer streifenweisen Grünlandrenaturierung durch Mahdgutübertragung. b) Drei Jahre danach. c) Vier Jahre danach. d) Fünf Jahre danach. (Quelle: SICONA).

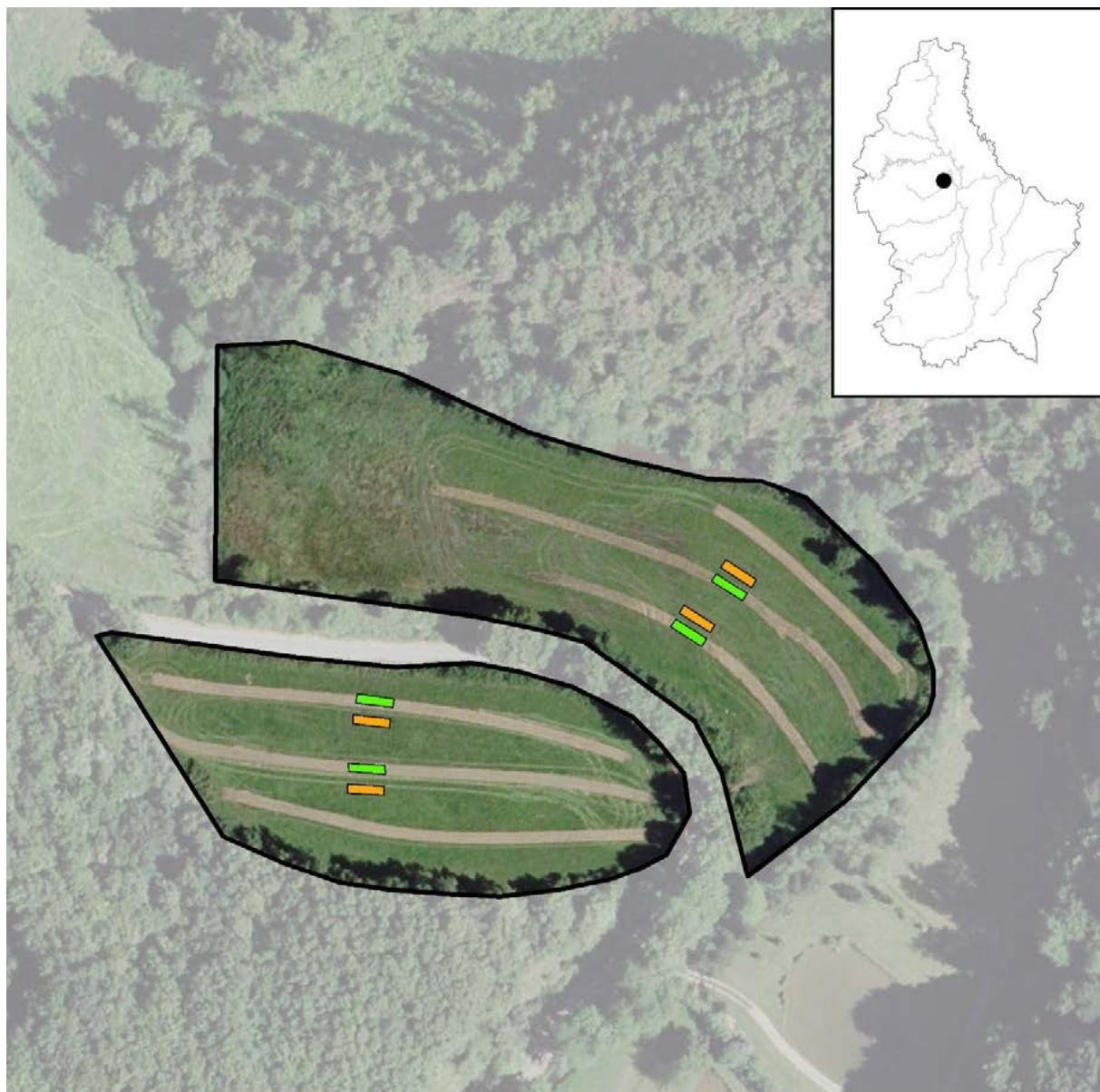
4.5 Erfolgsmonitoring zur Übertragung von Zielarten und daraus resultierende Weiterentwicklungen der Renaturierungsverfahren

Eine floristische Erfassung ist unerlässlich, um den Erfolg der Renaturierungsmaßnahmen beurteilen zu können (Kirmer et al. 2012). Bei SICONA werden auf den Empfänger- und den Spenderflächen anhand einer semiquantitativen Schätzskala (Junck und Carrières 2001) Artenlisten für gesamte Parzellen erstellt. Idealerweise erfolgt eine Aufnahme vor der Renaturierung und anschließend in regelmäßigen Abständen von sechs Jahren (Wolff und Schneider 2020). Zusätzlich zur Artenliste der gesamten Fläche werden Dauerplots in den renaturierten und in den nicht renaturierten Teilbereichen zur Kontrolle eingerichtet und zum Wiederauffinden mittels „High Precision-GPS“ eingemessen. In Anbetracht der Breite der Streifen und in Anlehnung an die im Grünland übliche Größe der Aufnahmefläche (Dierschke 1994) wird eine Größe von zwei auf acht Metern (16 Quadratmeter) angewandt (Abb. 35, Abb. 36). Dadurch wird der Übergangsbereich zwischen renaturiertem und nicht renaturiertem Areal nicht aufgenommen, was verhindert, dass ein möglicher Randeffekt zum Tragen kommt. Die Artenzusammensetzung innerhalb dieser Dauerplots wird im ersten Jahr nach der Renaturierung erfasst und in einem Turnus von drei Jahren wiederholt. Die Deckungsschätzung erfolgt anhand der erweiterten Braun-Blanquet-Skala nach Wilmanns (1989) (vgl. Dierschke 1994). Dies ermöglicht eine noch detailliertere und engmaschigere Dokumentation der Vegetationsentwicklung

sowie einen exakten Vergleich der renaturierten und nicht renaturierten Teilbereiche – eine wichtige Grundlage der Erfolgskontrolle der Renaturierung.



Abb. 35: Die Dauerplots werden inner- und außerhalb der Renaturierungsstreifen angelegt und mit einem „High Precision-GPS“ eingemessen. Anhand pflanzensoziologischer Aufnahmen wird die Vegetationsentwicklung der Renaturierung genau dokumentiert. (Quelle: A. Steinbach-Zoldan und J. Zoldan).



Monitoring Grünlandrenaturierung

- [Green square] Renaturierungsplot
- [Orange square] Kontrollplot
- [Black square] Empfängerflächen



Kartengrund: Orthofoto (Befliegung 2013): © Administration du Cadastre et de la Topographie, Luxembourg. FLIK-Parzellen 2022: © Administration des Services Techniques de l'Agriculture, Luxembourg. Stand: 28.03.2023.

Abb. 36: Position der Monitoring-Dauerplots auf streifenweisen Grünlandrenaturierungen. (Quelle: SICONA).

Eine Auswertung floristischer Daten von 37 Dauerplots von 26 Empfängerflächen (unterschiedliches Renaturierungsalter von ein bis neun Jahren; 22 Flächen Mahdgutübertragung und vier Flächen Ansaat mit „Seedharvester“-Spendermaterial) hat gezeigt, wie sich Deckung und Frequenz unterschiedlicher Zielarten nach der Renaturierung verändern und der Erfolg daran gemessen werden kann (Abb. 37, Abb. 38). Für neun Renaturierungsplots auf ehemaligen Äckern existieren keine Vegetationsaufnahmen, die den Zustand vor der Renaturierung beschreiben. Jedoch ist davon auszugehen, dass vor der Renaturierung keine der Zielarten auf

den Empfängerflächen vorkamen, da diese aufgrund der vorangegangenen Ackernutzung quasi vegetationsfrei waren und keine Grünlandarten darauf vorkamen. Als Zielarten wurde eine Auswahl der in Luxemburg verwendeten Kennarten des FFH-LRT 6510 (Ministère de l’Environnement, du Climat et du Développement durable 2022a, Naumann et al. 2009) sowie Kenn- und Trennarten der Glatthaferwiese – insbesondere der mageren Ausbildungsgruppe (Schneider 2011) – herangezogen.

Das floristische Monitoring hat gezeigt, welche Zielarten durch die Renaturierungsmaßnahmen gut übertragen werden. *Ajuga reptans*, *Campanula rapunculus*, *Rhinanthus minor* und *Saxifraga granulata* sind nach der Renaturierung in deutlich mehr Dauerplots vorhanden (Abb. 37), auch wenn sich der Mittelwert der Deckung nur geringfügig verändert hat. *Centaura jacea* agg., *Crepis biennis*, *Leucanthemum ircutianum* und *Lychnis flos-cuculi* nehmen dagegen nach der Renaturierung sowohl an Deckung als auch an Frequenz zu und können als erfolgreich übertragbare Arten gewertet werden. Durch die Renaturierungsmaßnahmen weniger gut übertragbar scheint u. a. *Pimpinella major*. Bei *Ranunculus bulbosus* hingegen nimmt die Deckung nach der Renaturierung ab, die Frequenz jedoch zu. Von den Gräser-Zielarten zeigen sofort mehrere Arten letzteres Muster: *Agrostis capillaris*, *Arrhenatherum elatius*, *Bromus racemosus* und *Cynosurus cristatus* (Abb. 38). Kaum merkliche Unterschiede in der Deckung vor und nach der Renaturierung sind bei *Anthoxanthum odoratum*, *Avenula pubescens* und *Trisetum flavescens* zu sehen. Die Frequenz dieser drei Gräser ist nach der Renaturierung jedoch doppelt so hoch wie davor. Der Magerkeitszeiger *Luzula campestris* ist spärlich vertreten, wobei ein minimaler Anstieg nach der Renaturierung zu verzeichnen ist. Klar gefördert von den Renaturierungsmaßnahmen wird *Festuca rubra*: Die Art kommt nach der Renaturierung in doppelt so vielen Aufnahmen vor und auch ihre Deckung ist von ca. 1 % auf 10 % angestiegen.

Der Anstieg der Frequenz der Zielarten ist als Erfolg zu bewerten, da die Arten folglich durch die Wiederherstellungsmaßnahme in den Renaturierungsplots auftreten. Die Deckung der Arten verändert sich natürlich im Laufe der Entwicklung nach der Renaturierung. Ein häufig beobachteter Effekt ist, dass die Artenzahl im zweiten und dritten Jahr nach der Renaturierung ansteigt, da einige Samen die erste Vegetationsperiode noch in Keimruhe verbringen (Wagner et al. 2021a, Sengl et al. 2017, Mann und Tischew 2010). Da einige der hier betrachteten Aufnahmen aus dem ersten Jahr der Renaturierung stammen, ist damit zu rechnen, dass die Frequenz der Zielarten sich auf den jungen Renaturierungsflächen noch erhöht. Anders als bei der Frequenz zeigt sich bei der Deckung der meisten Zielarten keine starke Entwicklung. Die meisten Arten zeigen eine relativ niedrige Deckung auf, bis auf *Centaurea jacea* agg., *Leucanthemum ircutianum* und *Lychnis flos-cuculi*, die augenscheinlich schnell die Empfängerflächen besiedeln (Abb. 39). Für letztere beide Arten wurde von Pywell et al. (2003) nachgewiesen, dass sie sich aufgrund ihrer Vermehrungs- und Ausbreitungsökologie besonders gut durch Renaturierungen etablieren lassen. Die Deckung einiger Grasarten hat sich zwar erhöht, liegt jedoch immer nur bei einem Mittelwert von 10 %. Dies ist nicht zwingend als negativ zu bewerten, hat sich das Artengefüge doch durch die Renaturierungsmaßnahmen insgesamt verändert: Es kommen signifikant mehr FFH-LRT 6510 Zielarten als in den nicht renaturierten Dauerplots vor und das Gräser-Kräuter-Verhältnis hat sich zugunsten der Kräuter verschoben (Biro et al. 2024).

Auf die Zielarten, deren Frequenz sich trotz der Renaturierung nicht erhöht hat, sollte sich in nachgelagerten Verbesserungsmaßnahmen konzentriert werden. Rezente Untersuchungen haben ergeben, dass im Anschluss an die Mahdgutübertragung zeitnah eine kleinräumige

erneute Bodenbearbeitung der renaturierten Bereiche oder eine Beweidung (z. B. mit Schafen) günstig sein könnte, um neue Regenerationsnischen für Arten zu schaffen, die zum Zeitpunkt der Mahdgutübertragung noch nicht keimfähig waren (Wagner et al. 2021b, Garrouj et al. 2019). Sofort keimfähige Arten sind zum Zeitpunkt der Mahdgutübertragung natürlich im Vorteil und können schneller höhere Deckungen erzielen. Dadurch erhöht sich die Konkurrenz zu Arten, die die günstigen Ausgangsbedingungen aufgrund ihrer beispielsweise längeren Keimruhe nicht sofort nutzen können. Durch erneute Störung der Grasnarbe könnten somit die Etablierungschancen dieser Arten erhöht werden. Andererseits muss man damit rechnen, dass durch die erneute Bearbeitung des Bodens frische Keimlinge oder Jungpflanzen geschädigt oder gestört werden; dies sollte in der Praxis erprobt werden. Ebenso können schwerer übertragbare Zielarten wie *Pimpinella major*, *Saxifraga granulata*, *Avenula pubescens* und *Luzula campestris* oder wenig individuenstarke Arten nachträglich gezielt durch Einzelart-Einsaat oder Auspflanzung von Jungpflanzen eingebracht werden (s. Kap. 4.4.3). Diese Arten sind durch ihre Phänologie (*S. granulata*, *L. campestris*) (Sullivan et al. 2020, Baasch et al. 2016), speziellen Keimungsanforderungen oder geringe Häufigkeit in den Spenderflächen (*P. major*, *A. pubescens*) durch Mahdgutübertragung nicht so gut übertragbar (Biro et al. 2024, Wagner et al. 2021). Das Nachsäen von Zielarten sollte wie in Kapitel 4.4.3 nur in Kombination mit einer (kleinräumigen) Öffnung der Grasnarbe erfolgen, um günstige Keimbedingungen zu schaffen.

Aktuelle Studien belegen, dass sich das übertragene Artenrepertoire für Renaturierungen von mesophilen und wechselfeuchtem Grünland drei bis vier Jahren nach Durchführung der Maßnahmen auf den Empfängerflächen etabliert hat und somit erste Renaturierungserfolge evaluiert werden können (Biro et al. 2024, Sommer et al. 2023, Sullivan et al. 2020). Je nach Zielart sind jedoch Abweichungen möglich (bspw. *Iris spuria* in Sommer et al. 2023). Wenn nach bis zu sechs Jahren nicht alle Zielarten in der erwarteten Abundanz und Jahre vorkommen, sehen wir die Weiterentwicklung der bisher angewandten Methode der Nachsaat einzelner Zielarten in Etablierungsfenster und Anpflanzung von Jungpflanzen als sehr gute Möglichkeit, das vollständige angestrebte Artenrepertoire dennoch zu erreichen (vgl. Kap. 4.4.3 & 4.4.6).

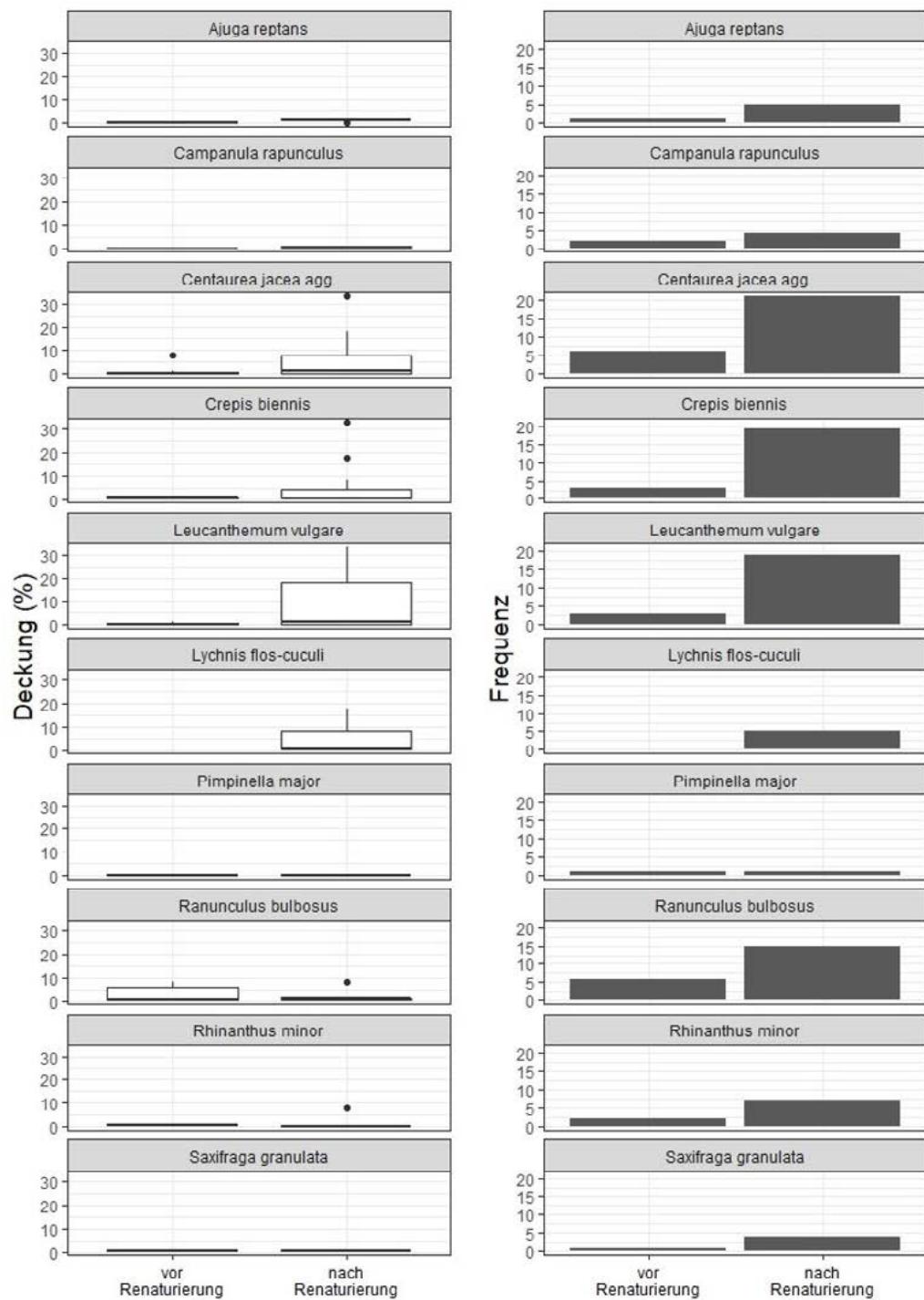


Abb. 37: Vergleich der Deckung (linke Diagramme) und Frequenz (rechte Diagramme) ausgewählter krautiger Zielarten auf den Renaturierungsplots vor und nach der Renaturierung. Ausgewertet wurden 63 Vegetationsaufnahmen, dabei 26 Aufnahmen von 17 Empfängerflächen vor Renaturierung und 37 Aufnahmen von 26 Empfängerflächen nach Renaturierung. (Quelle: SICONA).

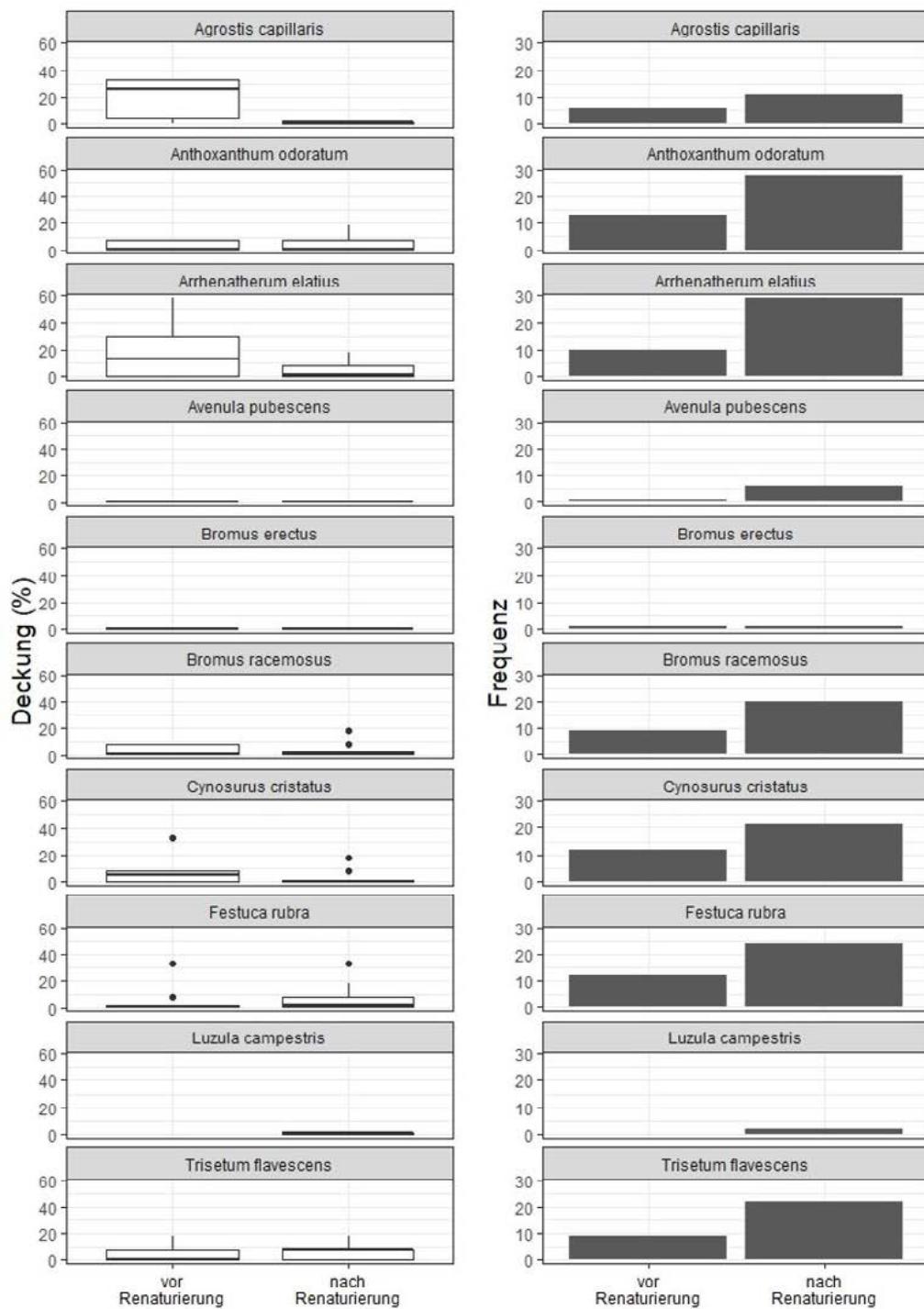


Abb. 38: Vergleich der Deckung (linke Diagramme) und Frequenz (rechte Diagramme) ausgewählter Zielarten der Gräser auf den Renaturierungsplots vor und nach der Renaturierung. Ausgewertet wurden 63 Vegetationsaufnahmen, dabei 26 Aufnahmen von 17 Empfängerflächen vor Renaturierung und 37 Aufnahmen von 26 Empfängerflächen nach Renaturierung. (Quelle: SICONA).



Abb. 39: Blick in einen Renaturierungsstreifen ein Jahr nach der Mahdgutübertragung: Neben typischen Gräsern der Glatthaferwiese prägen *Leucanthemum ircutianum*, *Centaurea jacea* agg., *Trifolium dubium*, *Plantago lanceolata* und *Trifolium pratense* den Bestand. (Quelle: SICONA)

Take home message

Renaturierungen sollten ausschließlich mit Spendermaterial und/oder Saatgut heimischer Arten aus autochthoner Herkunft durchgeführt werden. Neben den hier vorgestellten Methoden der Mahdgutübertragung, Ansaat mittels „Seedharvester“ direkt geernteten Wiesenmischungen oder gebietseigenem Wildpflanzensaatgut, des Anpflanzens von Jungpflanzen oder das Ansäen von Einzelarten und deren Kombinationen gibt es noch eine Reihe weiterer Verfahren, die zur naturnahen Begrünung angewandt werden können (Kirmer et al. 2012). Für unsere Zielsetzung der Renaturierungen von mesophilem und feuchtem Grünland hat sich die Anwendung und Kombination der Ansaat von direkt geernteten Wiesenmischungen und die Mahdgutübertragung als optimale Methodik herausgestellt. Damit kann die lokale Diversität der Grünlandflächen, die sich vor allem durch die geologisch bedingte kleinräumige Standortvielfalt in Luxemburg auszeichnet, erhalten bleiben. Auch die zusätzliche Ansiedlung seltener Zielarten per Auspflanzen gilt als die Methode der Wahl. Zukünftig wird uns außerdem die Ansaat mittels autochthonem Wildpflanzensaatgut dabei helfen, den nationalen Anforderungen zur Wiederherstellung des artenreichen Grünlandes nachzukommen.

Literaturverzeichnis

- Administration des services techniques de l'agriculture (2022): Tierzucht. URL: <https://agriculture.public.lu/de/tierhaltung/tierzucht-genetik/tierzucht.html> (Gesehen am: 01.02.2023)
- Albert, Á.-J., Mudrák, O., Jongepierová, I., Fajmon, K., Frei, I., Ševčíková, M., Klimešová, J., Doležal, J. (2019): Grassland restoration on ex-arable land by transfer of brush-harvested propagules and green hay. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 272: 74–82.
- Baasch, A., Engst, K., Schmiede, R., May, K., Tischew, S. (2016): Enhancing success in grassland restoration by adding regionally propagated target species. *Ecological Engineering* 94: 583–591.
- 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. (2017): LocalSeed – Artenreiches Saatgut nach dem Vorbild der Natur, Richtig ansäen. URL: <http://www.holosem.ch/localseed/richtig-ansaeen/> (Gesehen am: 01.03.2023)
- Breit, F., Albrecht, H., Schneider, S. (2023): Wiederansiedlung gefährdeter Arten der Pfeifengraswiesen in Luxemburg. *Tuexenia* 43: 229-258. Online first publication. <https://doi.org/10.14471/2023.43.005>
- Bucharova, A., Michalski, S., Hermann, J.-M., Heveling, K., Durka, W., Hözel, 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.
- Colling, G. (2005): Red List of the Vascular Plants of Luxembourg. *Ferrantia* 42. Luxembourg: 77 S.
- Crispi, N., Hoiß, B. (2021): Warum eigentlich gebietsheimisches Saatgut? ANLiegen Natur 43 (2): 39–46.
- Dierschke, H. (1994): Pflanzensoziologie. Grundlagen und Methoden. Stuttgart (Ulmer): 683 S.
- 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., Hözel, 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 - European native seeds conservation network (2009): ENSCONET Seed Collecting Manual for Wild Species: 32 S. URL: <https://www.publicgardens.org/resources/ensconet-seed-collecting-manual-wild-species> (Gesehen am: 01.03.2023)
- Europäische Gemeinschaft (1992): Richtlinie 92/43/EWG des Rates vom 21. Mai 1992 zur Erhaltung der natürlichen Lebensräume sowie der wildlebenden Tiere und Pflanzen. ABl. L 206 vom 22.7.1992: 7–50. URL: <https://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUri-Serv.do?uri=CONSLEG:1992L0043:20070101:DE:PDF> (Gesehen am: 30.03.2023)
- Europäische Kommission (2022): Proposal for a regulation of the European Parliament and of the Council on nature restoration: 79 S. URL: <https://environment.ec.europa.eu/system/files/2022-06/Proposal%20for%20a%20Regulation%20on%20nature%20restoration.pdf> (Gesehen am: 18.01.2023)
- 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. URL: https://ec.europa.eu/commission/presscorner/detail/de/ip_22_3746 (Gesehen am: 07.02.2023)

- European Environmental Agency (2019): Conservation status/trend with reason for change reported for habitat and species – Daten für Luxemburg. URL: <https://www.eea.europa.eu/themes/biodiversity/state-of-nature-in-the-eu/article-17-national-summary-dashboards/conservation-status-and-trends> (Gesehen am: 22.01.2020)
- Garrouj, M., Alard, D., Corcket, E., Marchand, L., Benot, M.-L. (2019): The effects of management on vegetation trajectories during the early-stage restoration of previously arable land after hay transfer. *Ecology and evolution* 9 (24): 13776–13786.
- 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. (2010): How successful are plant species reintroductions? *Biological Conservation* 144 (2): 672–682.
- Hölzel, N., Bissel, S., Donath, T., Handke, K., Harnisch, M., Otte, A. (2006): Renaturierung von Stromtalwiesen am hessischen Oberrhein. *Naturschutz und Biologische Vielfalt* 31. Landwirtschaftsverlag. Münster: 266 S.
- Huth, L., Pleintinger, B. (2017): Informationssystem Naturnahe Begrünungsmaßnahmen – Spenderflächenkataster. URL: www.spenderflaechenkataster.de (Gesehen am: 27.03.2023)
- Jeschke, M., Kiehl, K. (2006): Auswirkungen von Renaturierungs- und Pflegemaßnahmen auf die Artendiversität von Gefäßpflanzen und Kryptogamen in neu angelegten Kalkmagerrasen. *Tuexenia* 26: 223–242.
- Junck, C., Carrières, E. (2001): Kartierung naturschutzrelevanter Wiesen in der Gemeinde Mamer. Olm: 228 S.
- 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.
- Kirmer, A. (2004): Beschleunigte Entwicklung von Offenlandbiotopen auf erosionsgefährdeten Böschungsstandorten. In: Tischew, S. (Hrsg.): *Renaturierung nach dem Braunkohleabbau*. Teubner Verlag. Wiesbaden: 234–248.
- 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. Irdning: 221 S.
- Kiss, R., Deák, B., Tóthmérész, B., Miglécz, T., Tóth, K., Török, P., Lukács, K., Godó, L., Körmöczi, Z., Radócz, S., Kelemen, A., Sonkoly, J., Kirmer, A., Tischew, S., Švamberková, E., Valkó, O. (2021): Establishment gaps in species-poor grasslands: artificial biodiversity hotspots to support the colonization of target species. *Restoration Ecology* 29: 1–8.
- Mann, S., Tischew, S. (2010): Die Entwicklung von ehemaligen Ackerflächen unter extensiver Beweidung (Wulfener Bruch). *Hercynia* 43: 119–147.
- 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.
- Mémorial (2004): Loi du 19 janvier 2004 - concernant la protection de la nature et des ressources naturelles; - modifiant la loi modifiée du 12 juin 1937 concernant l'aménagement des villes et autres agglomérations importantes; - complétant la loi modifiée du 31 mai 1999 portant institution d'un fonds pour la protection de l'environnement. Mémorial A, Recueil de législation du Journal officiel du Grand-Duché de Luxembourg N° 10: 148–169.

Mémorial (2005): Loi du 3 août 2005 concernant le partenariat entre les syndicats de communes et l'Etat 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° 135: 2430.

Mémorial (2007): Décision du Gouvernement en Conseil du 11 mai 2007 relative au plan national concernant la protection de la nature et ayant trait à sa première partie intitulée Plan d'action national pour la protection de la nature. Mémorial A, Recueil de législation du Journal officiel du Grand-Duché de Luxembourg N° 111: 2038–2047.

Mémorial (2010): Règlement grand-ducal du 8 janvier 2010 concernant la protection intégrale et partielle de certaines espèces de la flore sauvage. Mémorial A, Recueil de législation du Journal officiel du Grand-Duché de Luxembourg N° 14: 209–226.

Mémorial (2017a): Décision du Gouvernement en Conseil du 13 janvier 2017 relative au plan national concernant la protection de la nature 2017–2021 et ayant trait à sa première partie intitulée «Stratégie nationale Biodiversité ». Mémorial A, Recueil de législation du Journal officiel du Grand-Duché de Luxembourg N° 194: 1–37.

Mémorial (2017b): Règlement grand-ducal du 11 septembre 2017 instituant un ensemble de régimes d'aides pour la sauvegarde de la diversité biologique en milieu rural. Mémorial A, Recueil de législation du Journal officiel du Grand-Duché de Luxembourg N° 863: 1–70.

Mémorial (2018a): Loi modifiée du 18 juillet 2018 concernant la protection de la nature et des ressources naturelles et modifiant 1° la loi modifiée du 31 mai 1999 portant institution d'un fonds pour la protection de l'environnement; 2° la loi modifiée du 5 juin 2009 portant création de l'Administration de la nature et des forêts; 3° 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.

Mémorial (2019): Règlement grand-ducal du 30 septembre 2019 concernant les aides pour l'amélioration de l'environnement naturel. Mémorial A, Recueil de législation du Journal officiel du Grand-Duché de Luxembourg N° 667: 1–18.

Ministère de l'Environnement, du Climat et du Développement durable (2020): Strategie zum Erhalt und Wiederherstellung des artenreichen Grünlandes in Luxemburg 2020–2030. Luxemburg: 25 S. https://environnement.public.lu/dam-assets/documents/natur/plan_action_especies/Strategie-zum-Erhalt-und-Wiederherstellung-des-artenreichen-Grunlandes-in-Luxemburg-VsDef.pdf (Gesehen am 29.03.2023)

Ministère de l'Environnement, du Climat et du Développement durable (2022a): Bewertungsbogen BTK 6510. URL: <https://environnement.public.lu/dam-assets/documents/natur/biodiversite/cadastre-des-biotopes/kartierboegen-2022-2.zip> (Gesehen am: 21.03.2022)

Ministère de l'Environnement, du Climat et du Développement durable (2022b): Les zones Natura 2000 au Grand-Duché de Luxembourg. URL: https://environnement.public.lu/fr/natur/biodiversite/mesure_3_zones_especes_proteges/natura_2000.html (Gesehen am: 21.03.2022)

Ministère de l'Environnement, du Climat et du Développement durable (2023a): Plan National concernant la Protection de la Nature – 3^e plan - à l'horizon 2030. Luxemburg: 83 S. URL: <https://environnement.public.lu/content/dam/environnement/documents/natur/biodiversite/pnnpn/pnnpn-version-3.pdf> (Gesehen am 29.03.2023)

Ministère de l'Environnement, du Climat et du Développement durable (2023b): Zones protégées d'intérêt national. URL: https://environnement.public.lu/fr/natur/biodiversite/mesure_3_zones_especes_proteges/zones_protegees_interet_national.html (Gesehen am: 21.03.2023)

Ministère du Développement durable et des Infrastructures (2017): Cadastre des biotopes des milieux ouverts. Shape-file der kartierten Biotope, Version 10.2017. URL: https://environnement.public.lu/fr/natur/biodiversite/mesure_3_zones_especes_proteges/donnees_gis.html (Gesehen am 04.01.2020)

Ministerium für Umwelt, Klima und nachhaltige Entwicklung (2023): Leitfaden zur Bewirtschaftung der nach Artikel 17 des Naturschutzgesetzes geschützten Offenlandbiotope – Bewirtschaftungsempfehlungen sowie unerwünschte und genehmigungspflichtige Eingriffe, 3. Aufl. Luxemburg: 59 S. URL: https://environnement.public.lu/fr/publications/conserv_nature/2021/biotopleitfaden/ (Gesehen am: 30.01.2023)

Mouvement Ecologique, natur&ëmwelt (2021): Umsetzungsdefizite und Verstöße gegen das Verschlechterungsverbot des Erhaltungszustandes bei FFH-Lebensraumtypen auf Grünlandstandorten in Luxemburg am Beispiel der artenreichen Flachlandmähwiesen (LRT6510) – Beschwerde des Mouvement Ecologique und natur&ëmwelt an die Europäische Kommission wegen Nichtbeachtung des Gemeinschaftsrechts (92/43/EEG). Luxemburg: 14 S.

Naumann, S., Bauer, D., Junck, C., Krippel, Y., Schneider, S., Schrankel, I., Walzberg, C. (2009): Erfassung der geschützten Offenlandbiotope nach Art. 17 des luxemburgischen Naturschutzgesetzes. Kartieranleitung, Teil 1: Geländekartierung. URL: <https://environnement.public.lu/content/dam/environnement/documents/natur/biodiversite/cadastre-des-biotopes/kartieranleitungbiotopkataster-luxmai09.pdf> (Gesehen am: 09.01.2023)

Observatoire de l'environnement naturel (2022): Rapport de l'Observatoire de l'environnement naturel, 2017 – 2021. Luxemburg: 228 S. URL: https://environnement.public.lu/content/dam/environnement/documents/natur/biodiversite/observatoire_env_nat/2022/Rapport-de-l-Observatoire-de-l-environnement-naturel-2017-2021.pdf (Gesehen am: 29.03.2023)

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. Washington: 127–155.

Pywell, R. F., Bullock, J., Roy, D., Warman, L., Walker, K., Rothery, P. (2003): Plant traits as predictors of performance in ecological restoration. Journal of Applied Ecology 40 (1): 65–77.

Schneider, S. (2011): Die Graslandgesellschaften Luxemburgs. Ferrantia 66. Luxemburg: 303 S.

Schneider, S. (2018): „LIFE-Grassland-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. Selbstverlag der Floristisch-soziologischen Arbeitsgemeinschaft e. V. (FlorSoz). Luxemburg: 9–42.

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. Selbstverlag der Floristisch-soziologischen Arbeitsgemeinschaft e. V. (FlorSoz). Luxemburg: 189–277.

Schneider, S., Helminger, T. (2019): Reintroduction of endangered grassland species in Luxembourg. Samara 34: 4.

- Schneider, S., Naumann, S., Junck, C. (2013): Plan national pour la protection de la nature, Plans d'actions habitats - Prairies maigres de fauche/Magere Flachland-Mähwiesen (*Arrhenatherion elatioris*). Ministère du Développement durable et des Infrastructures, Département de l'environnement. Luxemburg: 16 S.
- Schneider, S., Wolff, C. (2020): Grünland-Renaturierungen mit autochthonem Spendermaterial in Luxemburg. Natur in NRW 45 (3): 22–27.
- Sengl, P., Magnes, M., Weitenthaler, K., Wagner, V., Erdős, L., Berg, C. (2017): Restoration of lowland meadows in Austria: A comparison of five techniques. Basic and Applied ecology 24: 19–29.
- SICONA (2023a): Warum Natur genéissen? URL: <https://sicona.lu/projekte/natur-geneissen/> (Gesehen am: 02.03.2023)
- SICONA (2023b): Wildpflanzen-Saatgut – Made in Luxemburg. „Wëllplanzesom Lëtzebuerg“. URL: <https://sicona.lu/projekte/saatgut/> (Gesehen am: 20.03.2023)
- Sommer, L., Klinger, Y., Donath, T., Kleinebecker, T., Harvölk-Schöning, S. (2023): Long-term success of floodplain meadow restoration on species-poor grassland. Frontiers in Ecology and Evolution 10:1061484. <https://doi.org/10.3389/fevo.2022.1061484>.
- STATEC (2021): Superficie des terres de culture et superficie moyenne par exploitation (en ha). URL: [https://lustat.statec.lu/vis?tm=agricole&pg=0&df\[ds\]=ds-re-lease&df\[id\]=DF_D2102&df\[ag\]=LU1&df\[vz\]=1.0&pd=2015%2C2021&dq=.A&ly\[rw\]=SURFACE_AR EA%2CSPECIFICATION&ly\[cl\]=TIME_PERIOD](https://lustat.statec.lu/vis?tm=agricole&pg=0&df[ds]=ds-re-lease&df[id]=DF_D2102&df[ag]=LU1&df[vz]=1.0&pd=2015%2C2021&dq=.A&ly[rw]=SURFACE_AR EA%2CSPECIFICATION&ly[cl]=TIME_PERIOD) (Gesehen am: 01.03.2023)
- 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.
- Sullivan, E., Hall, N., Ashton, P. (2020): Restoration of upland hay meadows over an 11-year chronosequence: an evaluation of the success of green hay transfer. Restoration Ecology 28 (1): 127–137.
- Tischew, S. (2017): Informationssystem Naturnahe Begrünungsmaßnahmen. Begrünungsmethoden. Ausgebürstete Samen. URL: <https://www.spenderflaechenkataster.de/informationssystem/begruebungsmethoden/ausgebuerstete-samen/> (Gesehen am: 02.03.2023)
- Verband deutscher Wildsamen- und Wildpflanzenproduzenten (2022): Regelwerk zur Zertifizierung von „VWW-Regiosaaten®“ für gebietseigenes Saat- und Pflanzgut von Kräutern- und Gräsern: 27 S. URL: https://www.natur-im-vww.de/wp-content/uploads/2022/03/2022_VWW-Regelwerk-Regiosaaten.pdf (Gesehen am: 20.03.2023)
- Vereinte Nationen (2019): Dekade der Vereinten Nationen für die Wiederherstellung der Ökosysteme (2021-2030). Resolution A/RES/73/284 vom 1. März 2019. URL: <https://www.un.org/depts/german/gv-73/band3/ar73284.pdf> (Gesehen am: 20.03.2023)
- Wagner, M., Hulmes, L., Hulmes, S., Nowakowski, M., Redhead, J. W., Pywell, R. F. (2021a): Green hay application and diverse seeding approaches to restore grazed lowland meadows: progress after 4 years and effects of a flood risk gradient. Restoration Ecology 29 (S1).
- Wagner, M., Hulmes, S., Hulmes, L., Redhead, J. W., Nowakowski, M., Pywell, R. F. (2021b): Green hay transfer for grassland restoration: species capture and establishment. Restoration Ecology 29: 1–11.
- Wallin, L., Svensson, B., Lönn, M. (2009): Artificial Dispersal as a Restoration Tool in Meadows: Sowing or Planting? Restoration Ecology 17 (2): 270–279.
- Wolff, C., Colling, G., Naumann, S., Glesener, L., Schneider, S. (2020): Erfolgreicher Erhalt von artenreichen Extensivgrünland im Zentrum und Südwesten Luxemburgs – eine erste Bilanz. Tuexenia 40: 247–268.

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), Olm: 21 S. URL: https://sicona.lu/wp/wp-content/uploads/Gr%C3%BCnlandrenaturierungs-Anleitung_05_2020.pdf (Gesehen am 01.03.2023).

Zerbe, S., Wieglob, G. (Hrsg.) (2009): Renaturierung von Ökosystemen in Mitteleuropa. Springer. Berlin, Heidelberg: 498 S.

Weitere Publikationen von SICONA zum Themenkomplex „Grünlandrenaturierung“, die nach Einreichung des vorliegenden Beitrages erschienen sind:

Schneider, S., Breit, F., Frankenberg, T., Walisch, T., Daco, L. (2024): Overview of plant species translocations in Luxembourg. Bulletin de la Société des naturalistes luxembourgeois 126: 147–183. <https://doi.org/10.59513/snL.2024.126.147>.

Schneider, S., Breit, F. (2024): Faktoren eines Erfolgskonzeptes. Schulterblick: Erfahrungsaustausch zu Renaturierungen von artenreichem Grünland. In: Naturschutz und Landschaftsplanung 56 (07): 32–35.

Schneider, S., Duprez, V., Helminger, T. (2024): *Wëllplanzesom Lëtzebuerg* – Vermehrung von Wildpflanzen-Saatgut zur naturnahen Begrünung und Renaturierung. Naturschutz und Landschaftsplanung 56 (02): 34–37.

Schneider, S., Wolff, J.-P., Hans, F. (2023): Wiederansiedlung von Torfmoosen in einem Niedermoor. Ein Erfahrungsbericht zur Kombination von In situ- und Ex situ-Verfahren. Naturschutz und Landschaftsplanung 55 (10): 12–21. <https://doi.org/10.1399/NuL.2023.10.01>.

Schneider, S. (2023a): Vision, Mission und Leitbild – Luxemburgs Strategie zum Erhalt und zur Wiederherstellung des artenreichen Grünlandes. Expertenbrief Landschaftspflege, Verlag Eugen Ulmer, 2/2023.

Schneider, S. (2023b): So lassen sich Ökosysteme wiederherstellen – Praxisbeispiele für Biotopschutz in Luxemburg. Expertenbrief Landschaftspflege, Verlag Eugen Ulmer, 1/2023.

Kontakte:

Dr. Simone Schneider & Claire Wolff
Naturschutzyndikat SICONA, wissenschaftliche Abteilung
Rue de Capellen 12
L-8393 Olm
simone.schneider@sicona.lu

Manuskript eingereicht im März 2023; Sachstand demnach März 2023.

5 Langzeitentwicklung renaturierter Stromtalwiesen am hessischen Oberrhein

L. Sommer, Y.P. Klinger, T.W. Donath, M. Harnisch, T. Kleinebecker und S. Harvold-Schöning
Zusammenfassung

Stromtalwiesen gehören zu den artenreichsten und zugleich am stärksten gefährdeten Ökosystemen in Mitteleuropa. Obwohl Stromtalwiesen schon lange im Fokus von Wiederherstellungsprojekten stehen, bleibt ihre Renaturierung herausfordernd. Die Diasporenbanken degraderter Flächen sind in der Regel an wertgebenden Pflanzenarten verarmt, zugleich wandern diese aber selbst bei geeigneter Pflege, wenn überhaupt, nur langsam von Quellpopulationen in der Umgebung ein. Die Übertragung diasporenhaltigen Mahdguts artenreicher Spenderflächen ist eine verbreitete Methode zur Wiederherstellung halbnatürlicher Grünlandgesellschaften. Die meisten Studien zum Erfolg solcher Maßnahmen umfassen nur begrenzte Zeiträume. Langzeitbeobachtungen sind jedoch entscheidend, um erfolgsbestimmende Faktoren zu identifizieren, die ggf. erst nach vielen Jahren wirksam werden. Im Rahmen der vorliegenden Studie wurden 20 Mahdgutstreifen in der Aue des hessischen Oberrheins 13-16 Jahre nach der Mahdgutübertragung mit verschiedenen Bodenvorbereitungsvarianten erneut untersucht. Hierbei wurden Wiederholungsaufnahmen der Vegetation auf 254 Dauerbeobachtungsflächen durchgeführt und der potenzielle Einfluss von Bodenvorbereitung, Bodennährstoffgehalten sowie der hydrologischen Verhältnisse auf Pflanzenartenzusammensetzung, Pflanzenartenvielfalt und den Übertragungserfolg von Zielarten untersucht. Da zur langfristigen Stabilisierung renaturierter Grünlandgesellschaften eine nachhaltige landwirtschaftliche Nutzung wichtig ist, wurden weiterhin Biomasseerträge und Futterwerte betrachtet. Während die meisten Zielarten in ihrer Häufigkeit zugenommen haben oder über die Zeit stabil geblieben sind, war langfristig kein positiver Effekt der vorbereitenden Bodenbearbeitung auf die Vegetationsentwicklung und Zielartenetablierung festzustellen. Erhöhte Biomasseerträge und Überflutungshäufigkeiten führten zu verringertem Renaturierungserfolg, während weite C/N-Verhältnisse im Oberboden einen positiven Effekt hatten. Die Renaturierungsmaßnahmen hatten insgesamt keinen Einfluss auf die landwirtschaftliche Nutzbarkeit der renaturierten Flächen, die höhere Biomasseerträge als die Spenderflächen aufwiesen. Diese Ergebnisse deuten darauf hin, dass der regelmäßig in Kurzzeituntersuchungen festgestellte positive Effekt der Bodenvorbereitung auf die Anzahl und Deckung der Zielarten über die Zeit verschwindet und die Standortbedingungen eine wichtigere Rolle spielen. Erneute Mahdgutübertragungen oder Handaussaat könnten die Zielartenetablierung unterstützen. Die Integration renaturierter Stromtalwiesen in die landwirtschaftliche Nutzung ist möglich und kann somit den langfristigen Erhalt dieser Ökosysteme sicherstellen. Die vorliegende Studie verdeutlicht die Notwendigkeit eines langfristigen Monitorings von Renaturierungsprojekten, da erfolgsbestimmende Faktoren mitunter erst nach längeren Zeiträumen sichtbar werden.

Abstract

Long-term development of restored floodplain meadows along the Hessian Upper Rhine

Ecological restoration of species-rich floodplain meadows is an urgent task, but remains a challenge. Overcoming diaspore limitation in degraded sites is crucial, and the transfer of seed-containing plant material from species-rich donor sites is a widely used method to achieve this. However, the time frames of most studies on the success of such restoration projects are limited. Long-term observations are important to identify success factors that

become evident only after many years. We re-investigated 20 stripes of restored grassland at the Northern Upper Rhine in Hesse 13-16 years after plant material transfer. We carried out vegetation surveys on 254 permanent plots and studied the potential effects of soil preparation, soil nutrients, and hydrological conditions on plant species composition, diversity, and establishment of target species. Paying attention to the importance of sustainable agricultural use after restoration for long-term maintenance, we further investigated biomass productivity and feeding value. While the frequency and abundance of most target species increased or remained stable, soil preparation had no long-term effect on vegetation development and target species establishment. Restoration success was negatively affected by increased biomass yields and flooding frequencies, and positively affected by increased soil C/N ratios. The restoration measures did not affect agricultural usability, and the restoration sites had higher yield levels than the donor sites. Our results suggest diminishing effects of soil preparation on target species establishment over time, and indicate that other factors, such as site conditions, become more important. We conclude from the moderate restoration success on our study sites that additional plant material transfer or manual seeding should be considered to support target species establishment. The yield levels and fodder quality of the restored stripes suggest that farmers can integrate restored floodplain meadows in their fodder production. Our study confirms the importance of long-term monitoring to reveal decisive success factors for grassland restoration.

5.1 Einleitung

Stromtalwiesen sind überaus artenreiche Lebensgemeinschaften in den Auen größerer Flüsse (Rodwell, 1992; Wesche et al., 2012). Während die kennzeichnenden Pflanzengesellschaften der Brenndoldenwiesen (*Cnidion*) und Pfeifengraswiesen (*Molinion*) als Gesellschaften des Wirtschaftsgrünlandes einer regelmäßigen Bewirtschaftung bzw. Pflege bedürfen (Schubert et al., 2010), ist es vor allem die Intensivierung der Grünlandbewirtschaftung in den letzten 50-100 Jahren, welche die artenreichen Stromtalwiesen auf wenige verinselte Reliktvorkommen zurückgedrängt hat (Bissels et al., 2004; Böger, 1991). Die Wiederherstellung artenreicher Stromtalwiesen auf ehemaligen Standorten gilt als unverzichtbar für die langfristige Sicherung dieser Lebensräume (Hölzel, 2007).

Bei Renaturierungsbemühungen wurde in Deutschland zunächst ausschließlich auf die Rückkehr zu extensiver Grünlandbewirtschaftung auf umgebrochenen oder ehemals intensivierten Standorten gesetzt (Donath et al., 2003; Hölzel, 2007). Vielerorts hat sich diese Strategie jedoch als wenig zielführend erwiesen, da die Samen typischer Stromtalwiesenarten oft nur kurze Lebensdauern haben und keine keimfähigen Diasporen mehr im Boden vorhanden sind (Bekker et al., 2000; Hölzel & Otte, 2004a). Zugleich findet eine Wiedereinwanderung aus den oftmals nur spärlich vorhandenen artenreichen Restbeständen nur sehr langsam statt (Donath et al., 2003). Die Übertragung von Mahdgut von artenreichen Spenderflächen kann Abhilfe schaffen und hat sich als wirkungsvolle Methode zur Wiederansiedlung von Zielarten erwiesen (Donath et al., 2007; Harnisch et al., 2014; Schmiede et al., 2010). Nur wenige Studien haben jedoch bisher den langfristigen Erfolg der Übertragung von Mahdgut untersucht (Harvold-Schöning et al., 2020; Heilscher, 2020).

Grundsätzlich ist die Entwicklung artenreicher Grünlandgemeinschaften auf bestehendem, artenarmem Grünland schwieriger als auf Acker- oder Rohbodenflächen (Donath et al., 2007; Hansen et al., 2022; Kiehl et al., 2010). Dies liegt darin begründet, dass die Etablierung von Arten bei geschlossener Grasnarbe durch einen Mangel an offenen Bodenstellen als

Keimungslücken sowie durch Konkurrenz mit bereits etablierten Arten deutlich erschwert wird. Daher gilt die Vorbereitung des Bodens zur Konkurrenzminderung und Saatbettbereitung als wichtige Voraussetzung für die erfolgreiche Einbringung von Zielarten (Harnisch et al., 2014; Schmiede et al., 2012). Allerdings mehren sich Hinweise, dass dieser Effekt sich auf lange Sicht abschwächt (Freitag et al., 2021, Harvölk-Schöning et al., 2020), was die Bedeutung von Langzeitstudien zum Erfolg von Grünlandrenaturierungsmaßnahmen unterstreicht.

Renaturierte Grünlandbestände können nur durch eine angepasste Folgenutzung bzw. -pflege in ihrem Wert erhalten werden. Historisch wurden Stromtalwiesen durch extensive Heumahd bewirtschaftet, die ggf. durch einen oder mehrere Beweidungsgänge ergänzt wurde (Kapfer, 2010). Die Sicherstellung einer solchen Bewirtschaftung gelingt besser, wenn die Aufwüchse der renaturierten Flächen von örtlichen Landwirtschaftsbetrieben verwertet werden können (Donath et al., 2015). Deshalb ist es wichtig, neben der Artenzusammensetzung auch Futterwerte und Erträge der Renaturierungsflächen zu untersuchen.

Während sich eine hohe Produktivität förderlich auf die landwirtschaftliche Nutzbarkeit auswirkt, stellt sie häufig ein Hindernis für eine erfolgreiche Renaturierung dar (Donath et al., 2015; Waldén & Lindborg, 2016). Die relevanten Bodennährstoffe variieren zwischen verschiedenen Grünlandtypen und Flächen, und eine begrenzte Verfügbarkeit eines Nährstoffes kann eine hohe Verfügbarkeit eines anderen Nährstoffs kompensieren und die Produktivität einschränken (Donath et al., 2007). Neben der Nährstoffsituation spielt das Überflutungsregime eine entscheidende Rolle für den Renaturierungserfolg von Stromtalwiesen, da dieses wie in allen Auenlebensräumen einen starken Einfluss auf die Artenzusammensetzung hat (Mathar et al., 2015).

In einem großangelegten Versuch am hessischen Oberrhein war die Entwicklung mittels Mahdgutübertragung renaturierter Streifen in bestehendem Auengrünland über drei Jahre hinweg von Schmiede et al. (2010) untersucht worden. Hierbei wurden insbesondere die Effekte der Bodenvorbereitung und der Bodennährstoffgehalte auf die Etablierung von Zielarten untersucht. Im Rahmen einer Wiederholungsstudie (Sommer et al. 2023) wurde 13-16 Jahre nach der Mahdgutübertragung eine erneute Erfassung durchgeführt, um folgende Fragen zu beantworten:

- A.** Wie haben sich die Zielarten auf den Mahdgutstreifen entwickelt, und ist der Effekt der Bodenvorbereitung 13-16 Jahre nach der Mahdgutübertragung noch feststellbar?
- B.** Unterscheiden sich die Mahdgutstreifen hinsichtlich ihrer ökologischen Eigenschaften von den Spenderflächen und dem nicht renaturierten Grünland in ihrer Umgebung?
- C.** Wie ist es um die landwirtschaftliche Nutzbarkeit der Mahdgutstreifen im Vergleich zu den Spenderflächen und dem nicht renaturierten Grünland in der Umgebung bestellt?
- D.** Welchen Einfluss haben Bodeneigenschaften, Produktivität, stöchiometrische Nährstoffverhältnisse und die hydrologischen Bedingungen auf den langfristigen Renaturierungserfolg?

5.2 Material und Methoden

5.2.1 Untersuchungsgebiet

Das Untersuchungsgebiet befindet sich ca. 30 km südlich von Frankfurt (Main), in der Aue des hessischen Oberrheins. Für die Verhältnisse Deutschlands ist die Region sehr warm und

vergleichsweise trocken, mit einer durchschnittlichen Temperatur von 11,1°C und einem Jahresniederschlag von 550 mm (Referenzzeitraum 1992-2021, HLNUG, 2022). Der stark schwankende Rheinwasserstand führt zu Überflutungen, aber auch zu ausgeprägten Dürreereignissen (HLNUG, 2021). Der hohe Tongehalt der Böden trägt zusätzlich zu der Wechselfeuchte der Standorte bei (Burmeier et al., 2010). Diese spezifischen abiotischen Bedingungen führten, in Kombination mit extensiver Heuwirtschaft, zur Entstehung artenreicher Brenndoldenwiesen und Pfeifengraswiesen (Lebensraumtypen 6440 und 6410 nach Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie der EU; 92/43/EWG) (Donath et al., 2003; Hözel, 1999). Durch Intensivierungsmaßnahmen und die Umwandlung in Ackerland sind diese Bestände allerdings über das 20. Jahrhundert bis auf wenige verinselte Reliktvorkommen zurückgegangen (Böger, 1991; Hözel & Otte, 2003).

5.2.2 Ausgangssituation – bereits durchgeführte Renaturierungsmaßnahmen

In Folge zweier starker Hochwasserereignisse im Jahr 1983 wurden im Naturschutzgebiet Kühhkopf-Knoblochsaue 150 ha Ackerland in Extensivgrünland umgewandelt, um artenreiche Stromtalwiesen wiederherzustellen (Böger, 1991; Bissels et al., 2004). Allerdings wanderten typische Arten der Stromtalwiesen kaum ein, und die wiederhergestellten Grünlandflächen blieben recht artenarm (Schmiede et al., 2012). Zwischen 2005 und 2008 wurde von acht artenreichen Spenderflächen der Verbände *Cnidion dubii* und *Molinion caeruleae* frisches Mahdgut gewonnen und in 20 Streifen (10 m x 120 m) auf verschiedene artenarme Grünlandflächen aufgetragen. Die Streifen waren jeweils in drei Segmente von 40 m Länge unterteilt, die 2-7 Wochen vor der Mahdgutausbringung unterschiedlich vorbereitet wurden. Alle Segmente wurden gemäht, und anschließend entweder

- zweifach gefräst,
- gepflügt und geeggt oder
- unbearbeitet belassen.

Diese Behandlungen (Abb. 40) wurden zufällig auf jedem der Mahdgutstreifen angeordnet. Die Mahdgutübertragung fand jeweils zwischen Mitte September und Ende Oktober statt, um die Samenreife der meisten Arten zu gewährleisten. Die Mahdgutgewinnung erfolgte für zwei einschürige Spenderflächen mit dem ersten Schnitt und für sechs zweischürige Spenderflächen mit dem zweiten Schnitt. Eine detaillierte Beschreibung der Maßnahmen und Flächen findet sich bei Schmiede et al. (2010).

5.2.3 Vegetationsuntersuchungen der Wiederholungsstudie

Zwischen dem 10. Mai und dem 13. Juni 2021 wurden 254 Vegetationsaufnahmen auf Dauerquadraten (25 m²) durchgeführt (Sommer et al. 2023). Davon entfielen 180 Aufnahmen auf die 20 Mahdgutstreifen (neun je Streifen, drei je Behandlung). Auf neun der 20 Mahdgutstreifen waren die Dauerquadrate bereits von Schmiede et al. (2010) untersucht worden, was einen Vergleich über die Zeit hinweg ermöglichte. Zusätzlich wurden als Referenz 40 Dauerquadrat (zwei je Mahdgutstreifen) auf dem nicht mit Mahdgut belegten, die Streifen umgebenden Grünland eingerichtet und untersucht. Der Abstand zu den Mahdgutstreifen betrug dabei jeweils mindestens 15 m. Auf den Spenderflächen wurden insgesamt 34 Dauerquadrat untersucht (je nach Größe 3-5 je Fläche). Für die Vegetationsaufnahmen wurde eine modifizierte Braun-Blanquet-Skala verwendet (van der Maarel, 1979). Für die Datenanalyse wurden diese Artmächtigkeitsangaben analog zu Schmiede et al. (2012) in prozentuale Deckungswerte umgewandelt. Zusätzlich zu den Vegetationsaufnahmen wurden für die Mahdgutstreifen und

die Spenderflächen Gesamtartenlisten erstellt, und die Abundanzen basierend auf einer modifizierten DAFOR-Skala (nach Norfolk Wildlife Trust (o. J.), Tab. 4) geschätzt.

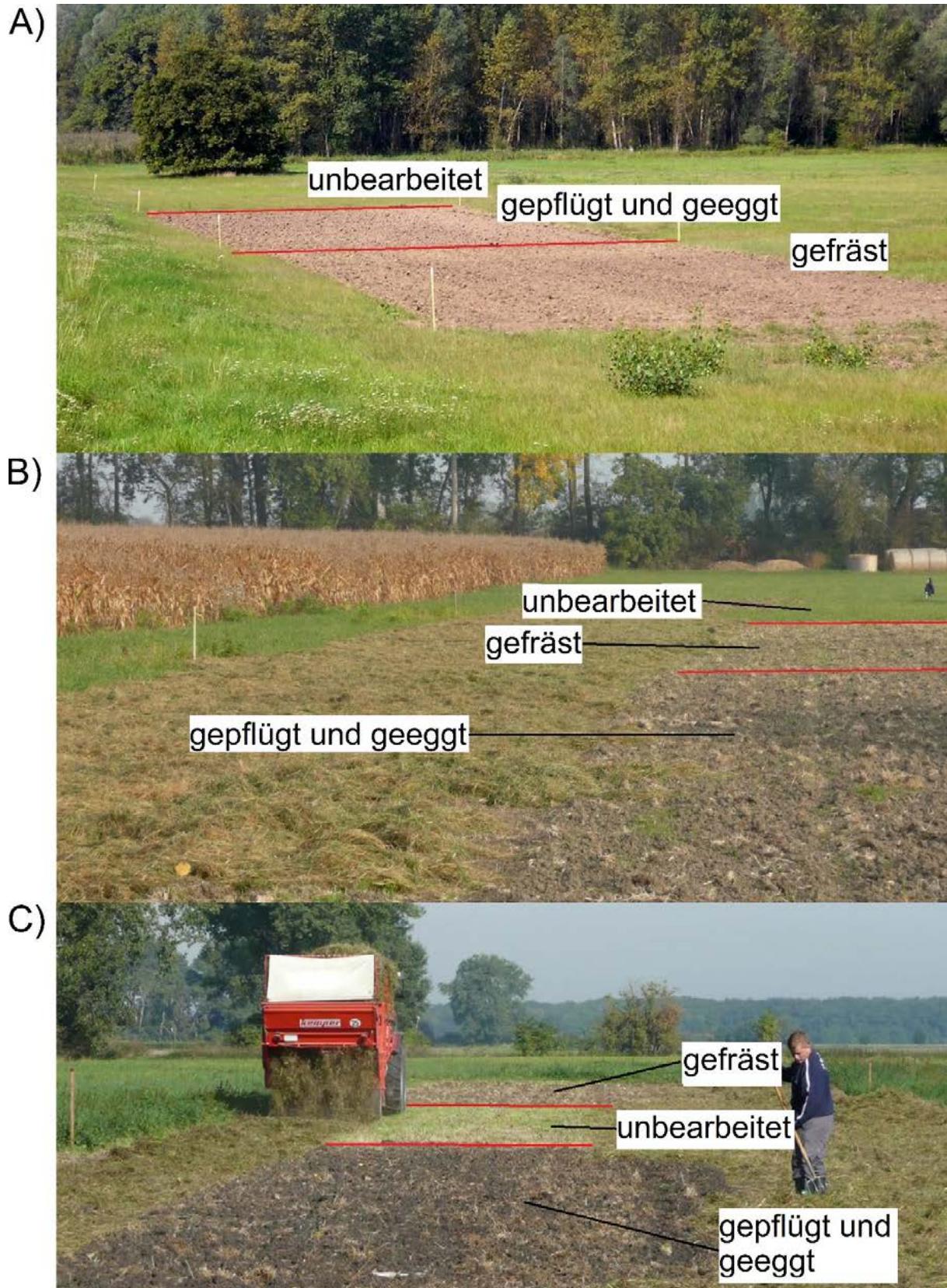


Abb. 40: Die drei verschiedenen Bodenvorbereitungsvarianten (gepflügt und geeggt, unbearbeitet, gefräst) auf drei Mahdgutstreifen: (A) Vor der Mahdgutübertragung, (B) und (C) mit teilweise aufgetragenem Mahdgut. Bei der gepflügten und geeggten Variante wurde nach dem Wenden des Oberbodens die oberflächliche Krume zerkleinert und eingeebnet, sodass das Arbeitsbild dem der gefrästen Variante ähnelt. Die roten Linien markieren die Grenzen zwischen den Behandlungen. (Quelle: M. Harnisch, Stadt Riedstadt).

Tab. 4: Klassen der modifizierten DAFOR-Skala für die Gesamtartenlisten.

Abundanz		Deckung (%)
D	dominant	50-100
A	abundant	25-50
F	häufig	15-25
O	zerstreut	5-15
R2	selten; regelmäßig und mit vielen Individuen vorkommend	<5
R1	selten; an wenigen Stellen oder mit wenigen Individuen vorkommend	<5

5.2.4 Beprobung und Analyse von Boden und Biomasse

Im April und Mai 2021 wurden von jedem der 254 Dauerquadrate Flächenmischproben des Oberbodens (je vier Bohrkerne aus 0-10 cm Tiefe) entnommen (Sommer et al. 2023). Der getrocknete Feinboden wurde auf den pH-Wert, pflanzenverfügbare Gehalte an Kalium und Phosphor sowie den organischen Kohlenstoff- und Gesamtstickstoffgehalt (DIN, 2000; DIN EN 16168, 2012; DIN EN 15936, 2012) untersucht. Das C/N-Verhältnis wurde als Quotient aus organischem Kohlenstoff- und Gesamtstickstoffgehalt berechnet (Kuntze et al., 1994).

Zwischen Ende Mai und Anfang Juni, kurz vor der ersten regulären Nutzung der meisten Flächen, wurde zusätzlich von jedem der 254 Dauerquadrate die Biomasse oberhalb einer Schnitthöhe von 5 cm beprobt. Die getrockneten Proben wurden gewogen und anhand der definierten Probefläche (0,4 m² je Dauerquadrat) der Trockenmasseertrag kalkuliert. Von den auf 0,5 mm Größe gemahlenen Proben wurden mittels Nahinfrarotspektroskopie (Kleinebecker et al., 2011) die Gehalte an saurer Detergenzienfaser (ADF), Stickstoff, Kalium und Phosphor bestimmt. Daraus wurden N/K-Verhältnis, N/P-Verhältnis, die Gehalte an Rohprotein (XP; Roth et al., 2011), verdaulicher Energie für Pferde (DE; National Research Council, 1999), umsetzbarer Energie für Wiederkäuer (ME) und die Nettoenergie für die Laktation (NEL; Kirchgeßner & Kellner, 1982) berechnet.

5.2.5 Hydrologische Variablen

Die Grundlage der hydrologischen Modellierung bildeten tägliche Grundwasserdaten von 33 Messstellen im Untersuchungsgebiet (HLNUG, 2021) und Wasserstandsdaten des Rheins (WSV, 2021). Anhand dieser wurden per Delauney-Triangulation (Sinclair, 2016) und Interpolation tägliche Grundwasserstände für alle 254 Dauerquadrate abgeleitet. Basierend auf diesen Grundwasserständen wurden drei hydrologische Prädiktoren berechnet, die nach Gattringer et al. (2019) relevant für die Verbreitung typischer Stromtalwiesenarten im Gebiet waren:

- **Dürrehäufigkeit**, ausgedrückt durch die Anzahl an Tagen pro Jahr mit einem Grundwasserstand > 70 cm unter Geländeoberkante
- **Überflutungshäufigkeit**, ausgedrückt durch die Anzahl an Tagen pro Jahr mit einer Überflutungshöhe > 50 cm
- **Standardabweichung des Grundwasserstandes**

5.2.6 Statistische Analysen

Zur Beurteilung des Einflusses der Bodenvorbereitung über die Zeit wurden die Anzahl und Deckung an Zielarten (Tab. 5) sowie die Gesamtartenzahl auf den drei Bodenvorbereitungsvarianten innerhalb der ersten drei Jahre nach der Mahdgutübertragung und innerhalb des Jahres 2021 miteinander verglichen (Sommer et al. 2023). Diese Analyse erfolgte nur für die neun bereits von Schmiede et al. (2010) untersuchten Mahdgutstreifen. Signifikante Unterschiede wurden mittels ANOVA und anschließendem Tukey-HSD-Test identifiziert. Um Normalverteilung und Varianzhomogenität zu gewährleisten, wurden die Daten ln-transformiert.

Um die Entwicklung einzelner Zielarten über die Zeit zu beurteilen, wurde die Frequenz ihres Auftretens in den 81 Dauerquadraten derselben neun Mahdgutstreifen für das dritte Jahr nach der Mahdgutübertragung sowie für das Jahr 2021 berechnet. Hierfür wurden für jede Zielart aus den Mahdgutproben von Schmiede et al. (2010) die Vorkommenshäufigkeit im Mahdgut und die mittlere Diasporendichte berechnet. Analoge Häufigkeitsberechnungen wurden auch für die Vegetationsaufnahmen auf den Dauerquadraten der Spenderflächen und des Umgebungsgrünlands der neun Mahdgutstreifen durchgeführt.

Um die Vegetationszusammensetzung standörtlich zu charakterisieren, wurde eine nichtmetrische multidimensionale Skalierung (NMDS) der Vegetationsaufnahmen aus 2021 aller 20 Mahdgutstreifen, den Spenderflächen und dem Umgebungsgrünland durchgeführt. Es wurde eine dreidimensionale Lösung als beste Kombination aus geringem Stresswert und niedriger Dimensionalität gewählt. Für die Zahl an Arten und Zielarten, die Anteile der Lebensformen und Lebensdauergruppen, die mittleren Ellenberg-Zeigerwerte, den Anteil der Wechselfeuchtezeiger (Daten aus Klotz et al., 2002) sowie die unter 5.2.4 beschriebenen Variablen für Boden-, Biomasse- und hydrologische Eigenschaften wurden Vektoren, die Stärke und Richtung der Korrelation mit den Ordinationsachsen visualisieren, in das Ordinationsdiagramm eingefügt.

Die verschiedenen Bodenbearbeitungsvarianten aller 20 Mahdgutstreifen wurden hinsichtlich der Bodenvariablen C/N-Verhältnis, Gesamtstickstoffgehalt und pflanzenverfügbarer P- und K-Gehalt, hinsichtlich der ökologischen Variablen Gesamtartenzahl, Zielartenzahl und Zielartendeckung, sowie der Biomassevariablen Trockenmasseertrag und Energiegehalt (DE, ME, NEL) mit den Spenderflächen und dem Umgebungsgrünland verglichen. Hierfür wurden die Dauerquadrate der Mahdgutstreifen auf Ebene der Behandlung sowie die Spenderflächen und das Umgebungsgrünland auf Ebene der Fläche gepoolt und eine ANOVA mit anschließendem Tukey-HSD-Test ($\alpha=0,05$) durchgeführt. Die Daten wurden zuvor ln-transformiert, falls die diagnostischen Grafiken auf eine Verletzung der Modellvoraussetzungen hindeuteten (Kozak & Piepho, 2018).

Zur Beurteilung des langfristigen Renaturierungserfolgs wurden nach Kiehl et al. (2010) folgende Parameter berechnet:

- A. absolute Transferrate der Arten (n=20)
- B. absolute Transferrate der Zielarten (n=20)
- C. relative Transferrate der Arten (n=15)
- D. relative Transferrate der Zielarten (n=15)
- E. Zunahme der Zielartenzahl (n=20)
- F. Zunahme der Zielartendeckung (n=20)

Für die Transferraten wurden je Mahdgutstreifen nur Arten betrachtet, die nicht auf dem Umgebungsgrünland nachgewiesen wurden. Als übertragbar im Sinne der absoluten Transferraten wurden alle verbleibenden Arten betrachtet, die auf mindestens einer Spenderfläche eines Streifens mit einer DAFOR-Abundanz $\geq R2$ vorkamen. Für die relativen Transferraten wurde ein Vorkommen in der entsprechenden Mahdgutprobe (nur verfügbar für 15 der 20 Streifen) von Schmiede et al. (2010) mit einer Übertragbarkeit der Art gleichgesetzt. Die Zunahme von Zielartenzahl und –deckung wurde als gemittelte Differenz zwischen den Dauerquadraten auf den Mahdgutstreifen und denen im Umgebungsgrünland berechnet.

Zur Ermittlung relevanter Einflussfaktoren auf den Renaturierungserfolg wurden eine Reihe von linearen Regressionsmodellen gerechnet. Als Eingangsvariablen wurden Bodenvariablen (pH-Wert, CAL-lösliches P und K, organischer Kohlenstoff und C/N-Verhältnis), Biomassevariablen (N/P- und N/K-Verhältnis sowie Trockenmasseertrag) und hydrologische Variablen (Dürrehäufigkeit, Überflutungshäufigkeit und Standardabweichung des Grundwasserstandes) genutzt. Als finales Modell wurde dasjenige mit dem niedrigsten Akaike-Informationskriterium (AIC) gewählt, das keine Multikollinearität aufwies (alle Varianzinflationsfaktoren $\leq 2,5$). Hiermit wurde eine Balance aus möglichst hoher Varianzerklärung und geringer Modellkomplexität sichergestellt. Vertiefende Ausführungen zur hier vorgestellten Studie und ihrer Methodik finden sich bei Sommer et al. (2023).

5.3 Ergebnisse

5.3.1 Entwicklung der Mahdgutstreifen über die Zeit

Nach 15-16 Jahren waren die von Schmiede et al. (2010) festgestellten positiven Effekte der Bodenvorbereitung hinsichtlich Gesamtartenzahl, Zielartenzahl und Zielartendeckung nicht mehr erkennbar (Abb. 41). Hinsichtlich der Zielarten hatte die Variante ohne Bodenbearbeitung zu den stabil gebliebenen Varianten mit Bodenbearbeitung aufgeschlossen und wies eine durchschnittliche Zielartenzahl von ca. 3 und eine Zielartendeckung von ca. 3 % auf. Die Gesamtartenzahl war in den Varianten mit Bodenbearbeitung auf das Niveau der unbearbeiteten Variante (ca. 25) gefallen.

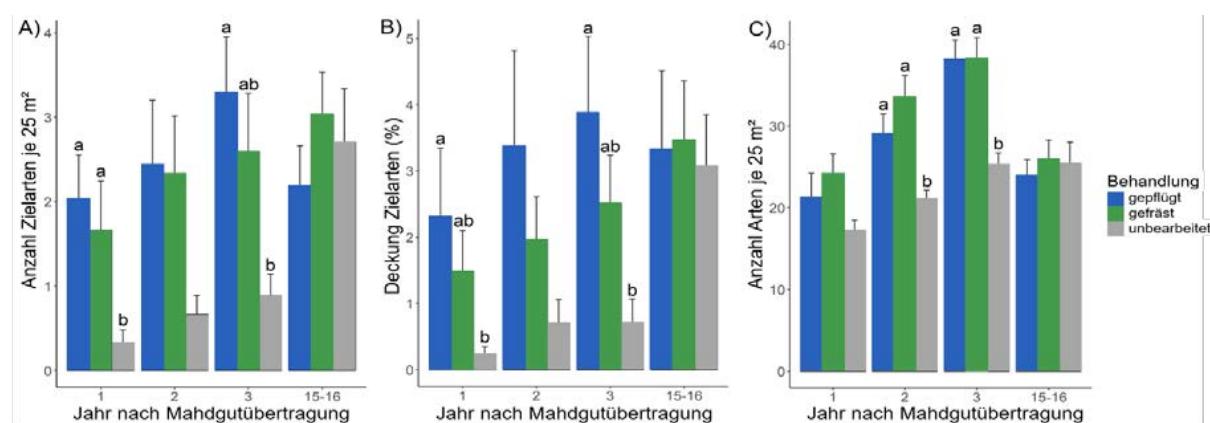


Abb. 41: Entwicklung der Anzahl (A) und Deckung (B) der Zielarten und der Gesamtartenzahl (C) je 25 m² über die Zeit nach der Mahdgutübertragung auf den von Schmiede et al. (2010) untersuchten Streifen, getrennt nach den drei Behandlungen „gepflegt“, „gefräst“ und „unbearbeitet“ (jeweils n=9). Signifikante Unterschiede innerhalb der Jahre ($p < 0,05$) werden über die Buchstaben oberhalb der Säulen angezeigt. Die Fehlerbalken beziehen sich auf die Standardfehler. (Quelle: verändert nach Sommer et al. 2023).

Von den 46 Zielarten (nach Schmiede et al., 2012, leicht modifiziert) erhöhte sich die Vorkommenshäufigkeit in den Dauerquadern bis 2021 bei 13 Arten im Vergleich zu Jahr 3 nach der Mahdgutübertragung (Tab. 5). Von diesen fanden sich viele auf der Roten Liste Deutschlands, wie etwa die Frühe Segge (*Carex praecox*), das Nordische Labkraut (*Galium boreale*), die Wiesen-Schwertlilie (*Iris spuria*) und der Echte Haarstrang (*Peucedanum officinale*). Acht Zielarten nahmen im gleichen Zeitraum in ihrer Frequenz ab, diese waren aber zumeist bereits von Schmiede et al. (2010) als relativ selten eingeordnet worden. Zu diesen Arten zählten etwa das Sichelblättrige Hasenohr (*Bupleurum falcatum*) und die Kümmel-Silge (*Selinum carvifolia*). Der Große Wiesenknopf (*Sanguisorba officinalis*) und der Langblättrige Blauweiderich (*Veronica maritima*) blieben weitgehend stabil.

Tab. 5: Entwicklung der Zielarten über die Zeit für die von Schmiede et al. (2010) untersuchten Mahdgutstreifen (MS) verglichen mit dem zugehörigen Umgebungsgrünland (UG) und den Spenderflächen (SF). Rote-Liste-Status (RL) gemäß Metzing et al. (2018): * - nicht gefährdet; V – Vorwarnliste; 3 – gefährdet; 2 – stark gefährdet. Für die Mahdgutstreifen sind die Häufigkeiten für das dritte Jahr nach Mahdgutübertragung und für 2021 angegeben. Die Häufigkeiten im Mahdgut (MG) und die durchschnittliche Diasporenendichte bei der Ausbringung (DD, 1/m²) beziehen sich auf die Mahdgutproben von Schmiede et al. (2010).

Zielart	RL	Trend auf MS	Frequenz (%)					
			MS (3. Jahr)	MS (2021)	UG	SF	MG	DD
Zunahme								
<i>Arabis hirsuta</i>	V	↗	0	17	11	15	0	0
<i>Bromus erectus</i>	*	↗	0	6	0	32	22	6
<i>Carex praecox</i>	V	↗	2	15	6	12	78	12
<i>Galium boreale</i>	V	↗	9	17	0	15	78	225
<i>Genista tinctoria</i>	V	↗	2	11	0	41	22	9
<i>Inula britannica</i>	V	↗	9	11	0	6	89	1636
<i>Inula salicina</i>	V	↗	17	26	11	53	100	890
<i>Iris spuria</i>	2	↗	0	21	0	12	33	9
<i>Peucedanum officinale</i>	3	↗	9	17	0	50	56	6
<i>Pimpinella saxifraga</i>	*	↗	4	5	0	6	33	6
<i>Scutellaria hastifolia</i>	2	↗	2	4	0	3	33	1
<i>Viola pumila</i>	2	↗	0	5	0	6	56	15
<i>Viola stagnina</i>	2	↗	1	4	0	12	11	5
Abnahme								
<i>Arabis nemorensis</i>	2	↘	47	31	11	12	89	1294
<i>Bupleurum falcatum</i>	V	↘	4	0	0	3	0	0

Zielart	RL	Trend auf MS	Frequenz (%)					
			MS (3. Jahr)	MS (2021)	UG	SF	MG	DD
<i>Dipsacus laciniatus</i>	*	↓	6	0	0	0	11	0
<i>Linum catharticum</i>	*	↓	14	1	6	12	78	39
<i>Rhinanthus alectorolophus</i>	*	↓	5	0	0	6	0	0
<i>Selinum carvifolia</i>	V	↓	6	2	11	18	44	16
<i>Senecio aquaticus</i>	V	↓	5	2	0	0	0	0
<i>Silaum silaus</i>	V	↓	7	5	6	21	33	4
stabiler Trend								
<i>Sanguisorba officinalis</i>	V	↔	20	19	0	62	67	2
<i>Thalictrum flavum</i>	V	↔	4	4	6	9	33	2
<i>Valeriana pratensis</i>	*	↔	15	15	11	21	11	1
<i>Veronica maritima</i>	V	↔	19	19	0	6	56	89
keine Etablierung								
<i>Allium angulosum</i>	3	-	0	0	0	15	78	139
<i>Betonica officinalis</i>	V	-	0	1	0	12	0	0
<i>Bromus racemosus</i>	3	-	0	2	11	12	0	0
<i>Carex panicea</i>	V	-	0	0	0	18	22	1
<i>Carex tomentosa</i>	3	-	1	0	0	29	89	4
<i>Cirsium tuberosum</i>	3	-	2	1	6	15	0	0
<i>Gentiana pneumonanthe</i>	2	-	0	0	0	3	0	0
<i>Hippocrepis comosa</i>	V	-	1	0	0	6	0	0
<i>Iris sibirica</i>	3	-	0	1	0	12	11	0
<i>Juncus alpinoarticulatus</i>	V	-	0	0	0	0	0	0
<i>Lathyrus palustris</i>	3	-	0	0	0	3	0	0
<i>Lotus maritimus</i>	3	-	1	0	0	9	22	1
<i>Lotus tenuis</i>	V	-	2	0	0	3	33	3
<i>Melampyrum cristatum</i>	3	-	2	0	0	21	0	0
<i>Molinia caerulea</i>	*	-	2	0	0	24	56	40
<i>Potentilla erecta</i>	*	-	2	0	0	12	22	1
<i>Sanguisorba minor</i>	*	-	1	0	0	6	0	0

Zielart	RL	Trend auf MS	Frequenz (%)					
			MS (3. Jahr)	MS (2021)	UG	SF	MG	DD
<i>Selinum dubium</i>	2	-	0	0	0	3	0	0
<i>Serratula tinctoria</i>	3	-	1	1	0	32	56	10
<i>Succisa pratensis</i>	V	-	1	0	0	32	11	0
<i>Viola elatior</i>	2	-	0	0	0	6	44	1

5.3.2 Vergleich von Mahdgutstreifen, Spenderbeständen und Umgebungsgrünland

Die NMDS der Vegetationsaufnahmen aus 2021 zeigte, dass die Spenderflächen sich in ihrer Artenzusammensetzung von den Mahdgutstreifen und deren Umgebungsgrünland abgrenzen (Abb. 42). Mahdgutstreifen und Umgebungsgrünland überlappten weitgehend, wobei die Zentroide der Mahdgutstreifenbehandlungen leicht in Richtung der Spenderflächen verschoben waren. Diese zeichneten sich etwa durch höhere Zahlen an Arten und Zielarten sowie höhere R-Zeigerwerte aus. Die Mahdgutstreifen und ihr umgebendes Grünland waren durch höhere Biomasseerträge und N-Zeigerwerte im Vergleich zu den Spenderflächen gekennzeichnet.

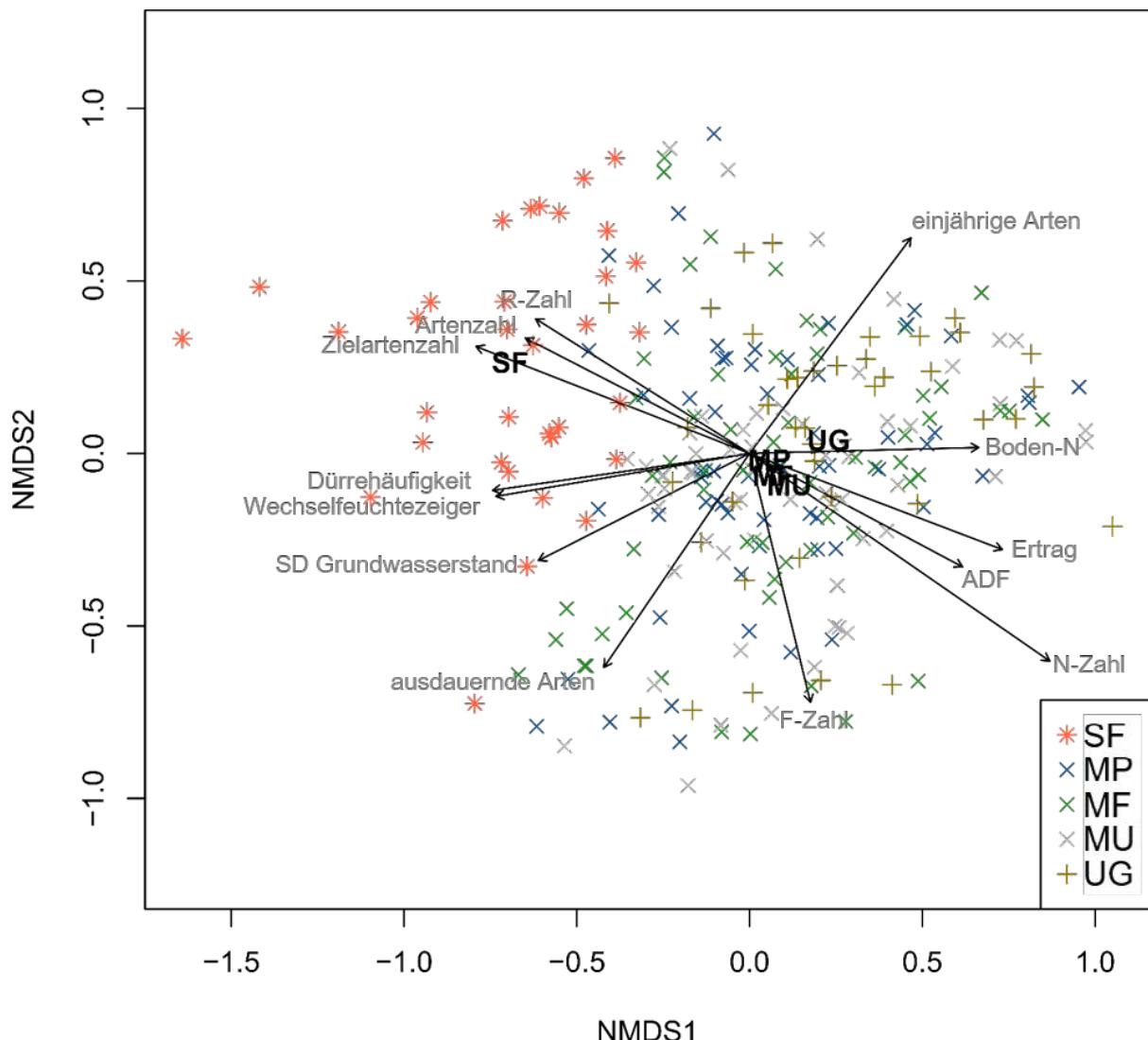


Abb. 42: Nichtmetrische multidimensionale Skalierung (NMDS) der Vegetationsaufnahmen aller Mahdgutstreifen aus 2021, deren Umgebungsgrünland und der Spenderflächen (die Achsen 1 und 2 der dreidimensionalen Lösung sind dargestellt). Stresswert: 16.9. Die Aufnahmen sind nach Spenderflächen (SF), Umgebungsgrünland der Streifen (UG) und den Mahdgutstreifen selbst mit den Behandlungen „gepflegt“ (MP), „gefräst“ (MF), und „unbearbeitet“ (MU) gruppiert. Die Gruppenkürzel markieren in der Grafik die jeweiligen Zentroide. Vektoren mit einem $r^2 > 0,3$ sind dargestellt. Zur besseren Lesbarkeit sind die Deckung der Zielarten und die ME (hohe Korrelation mit Arten- und Zielartenzahl) nicht dargestellt. (Quelle: verändert nach Sommer et al. 2023).

Hinsichtlich der Bodennährstoffverhältnisse ähnelten sich auf den Renaturierungsflächen die Flächen innerhalb und außerhalb der Mahdgutstreifen sehr stark (Abb. 42). Die Spenderflächen hoben sich davon durch signifikant weitere C/N-Verhältnisse ($11,9 \pm 0,3$ vs. $11,0 \pm 0,1$) und geringere CAL-lösliche Phosphatkonzentrationen ab.

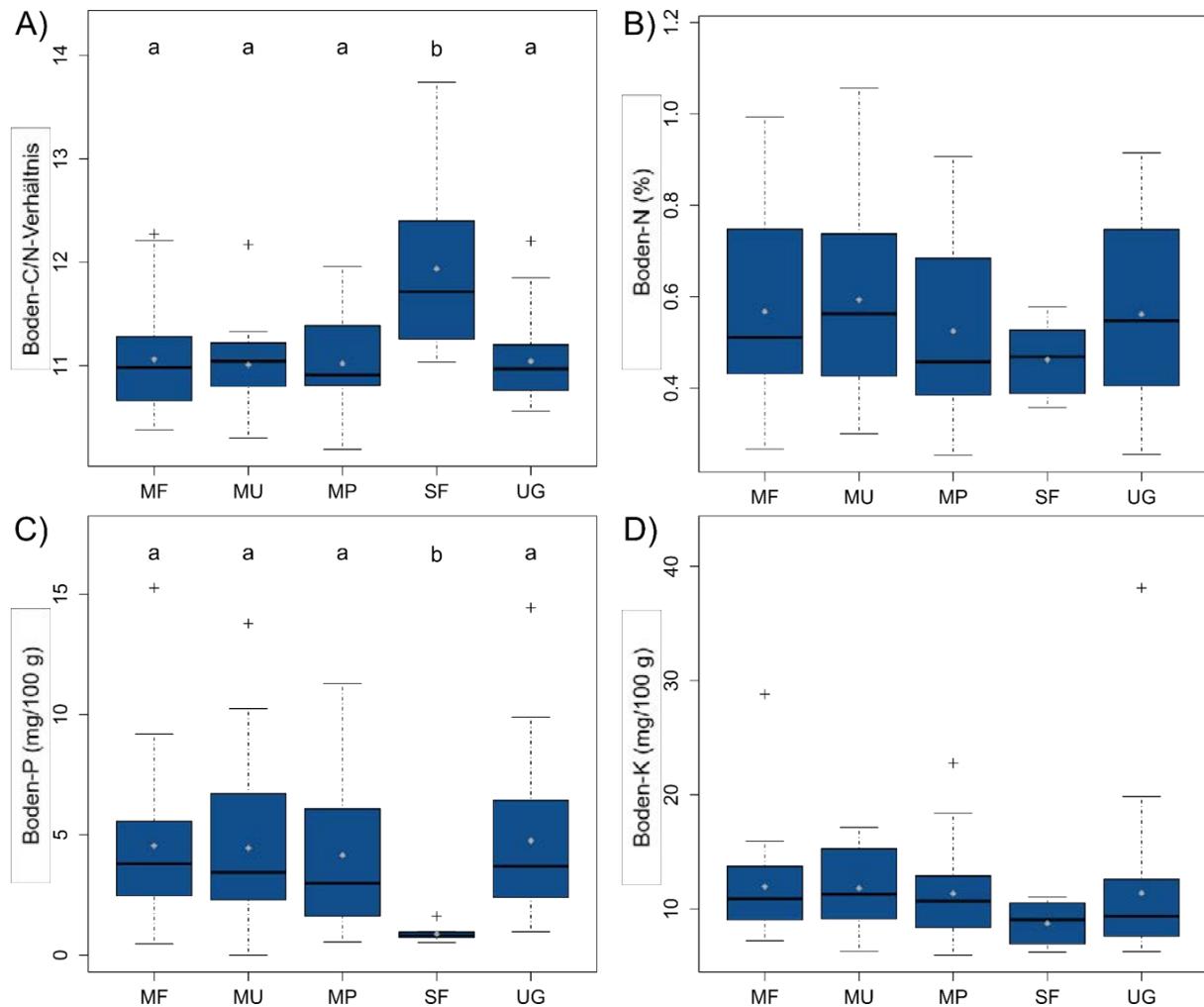


Abb. 43: Boden-C/N-Verhältnis (A), Gesamtstickstoffgehalt des Bodens (%; B), pflanzenverfügbarer Phosphor (mg/100 g; C) und pflanzenverfügbares Kalium (mg/100 g; D) im Jahr 2021 für die verschiedenen Flächengruppen. Spenderflächen (SF, n = 8), Mahdgutstreifen mit den Behandlungen „gepflügt“ (MP), „unbearbeitet“ (MU) und „gefräst“ (MF), und Umgebungsgrünland (UG) (jeweils n = 20). Die Daten für die Dauerquadrate wurden auf Ebene der Behandlung bzw. (für SF und UG) auf Ebene der Fläche gemittelt. Die grauen Punkte markieren die Mittelwerte je Gruppe. Die Buchstaben über den Box-Plots symbolisieren signifikante Unterschiede zwischen den Gruppen ($p < 0,05$). Ordinatenachsen in A), B) und D) beginnen nicht bei Null. (Quelle: verändert nach Sommer et al. 2023).

Im Jahr 2021 war die Anzahl der Zielarten je Dauerquadrat mit im Mittel $1,9 \pm 0,3$ auf den drei Bodenbearbeitungsvarianten der Mahdgutstreifen ähnlich (Abb. 44A) und damit signifikant höher als im Umgebungsgrünland ($0,7 \pm 0,2$). Die Spenderflächen wiesen demgegenüber signifikant höhere Anzahlen ($7,0 \pm 1,4$) und Deckungen ($19,7 \pm 5,0$) an Zielarten auf. Die Deckung der Zielarten war auf den Mahdgutstreifen im Vergleich zum Umgebungsgrünland leicht, aber nicht signifikant erhöht ($2,1 \pm 0,4$ vs. $1,3 \pm 0,6$ %; (Abb. 44B). Dies galt auch für die Gesamtartenzahl (Abb. 44C).

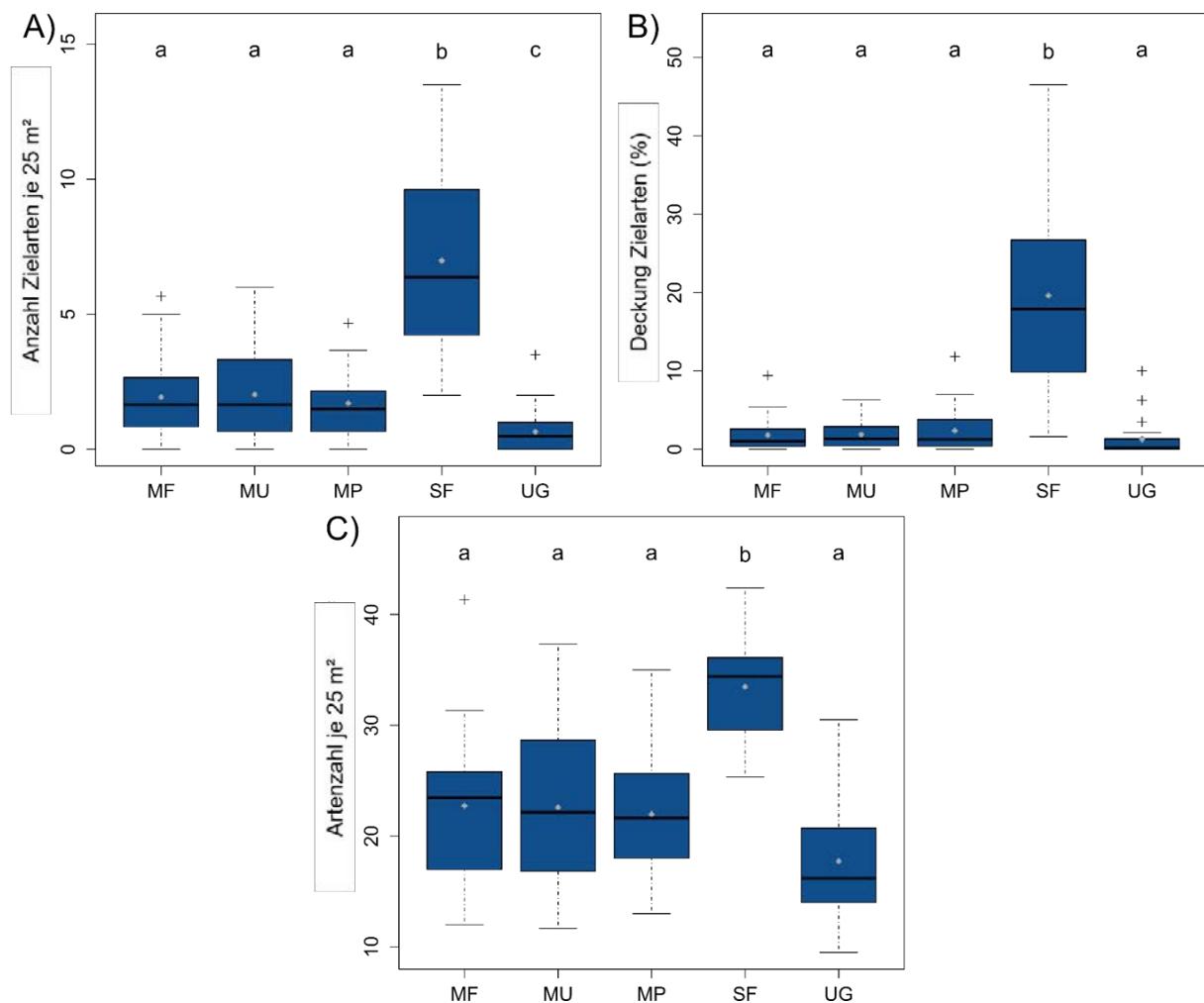


Abb. 44: Anzahl der Zielarten (A), die Deckung der Zielarten (%; B) und die Gesamtartenzahl (C) im Jahr 2021 für die verschiedenen Flächengruppen. Spenderflächen (SF, n = 8), Mahdgutstreifen mit den Behandlungen „gepflegt“ (MP), „unbearbeitet“ (MU) und „gefräst“ (MF) und Umgebungsgrünland (UG) (jeweils n = 20). Die Daten für die Dauerquadrate wurden auf Ebene der Behandlung bzw. (für SF und UG) auf Ebene der Fläche gemittelt. Die grauen Punkte markieren die Mittelwerte je Gruppe. Die Buchstaben über den Box-Plots symbolisieren signifikante Unterschiede zwischen den Gruppen ($p < 0,05$). Ordinatenachse in C beginnt nicht bei Null. (Quelle: verändert nach Sommer et al. 2023).

5.3.3 Ertrag und Futterwert der Grünlandbestände

Die Trockenmasseerträge auf den Mahdgutstreifen ($407 \pm 26 \text{ g/m}^2$) und dem Umgebungsgrünland ($421 \pm 36 \text{ g/m}^2$) unterschieden sich nicht, waren aber signifikant höher als auf den Spenderflächen ($239 \pm 29 \text{ g/m}^2$) (Abb. 37A). Die Energiegehalte der geernteten Biomasseproben unterschieden sich zwischen den Mahdgutstreifen und umgebendem Grünland kaum, während sie auf den Spenderflächen um 4-5 % höher waren (Abb. 45B-D).

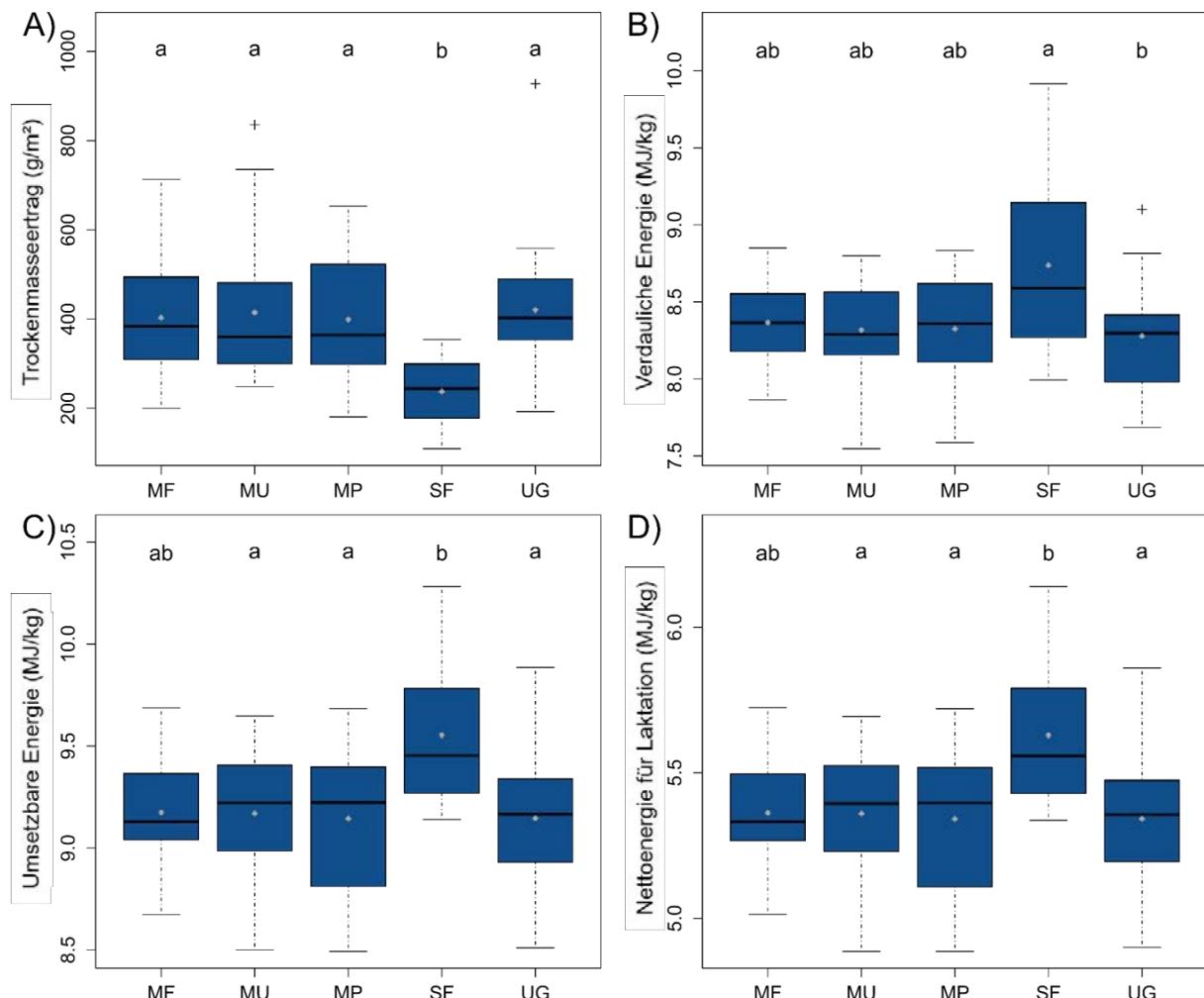


Abb. 45: Biomasseertrag (g/m²; A), verdauliche Energie (MJ/kg; B), umsetzbare Energie (MJ/kg; C) und Nettoenergie für die Laktation (MJ/kg; D; alle Einheiten auf Trockenmasse bezogen) im Jahr 2021 für die verschiedenen Flächengruppen. Spenderflächen (SF, n = 8), Mahdgutstreifen mit den Behandlungen „gepflügt“ (MP), „unbearbeitet“ (MU) und „gefräst“ (MF) und Umgebungsgrünland (UG) (jeweils n = 20). Die Daten für die Dauerquadrate wurden auf Ebene der Behandlung bzw. (für SF und UG) auf Ebene der Fläche gemittelt. Die grauen Punkte markieren die Mittelwerte je Gruppe. Die Buchstaben über den Box-Plots symbolisieren signifikante Unterschiede zwischen den Gruppen (p < 0,05). Ordinatenachsen beginnen nicht bei Null. (Quelle: verändert nach Sommer et al. 2023).

5.3.4 Renaturierungserfolg und Einflussfaktoren

Die absoluten Transferraten über alle Arten und die Zielarten lagen im Durchschnitt bei $40,1 \pm 3,9$ bzw. $36,4 \pm 6,2$ % (Tab. 6). Die jeweiligen relativen Transferraten lagen bei $24,9 \pm 1,6$ bzw. $34,7 \pm 3,7$ %. Insgesamt wurden ein zunehmender Biomasseertrag und die Überflutungshäufigkeit als wesentliche, den Renaturierungserfolg negativ beeinflussende Faktoren identifiziert. Weite Boden-C/N-Verhältnisse wirkten sich hingegen positiv aus. Bis auf die relative Transferrate, deren Varianz nicht erklärt werden konnte, hatten die selektierten Modelle Bestimmtheitsmaße zwischen 36 und 65 %.

Tab. 6: Mittelwert (MW), Standardabweichung (SD), Maximum (max), Minimum (min) und Stichprobenumfang (Anzahl der Flächen, n) für die berechneten Erfolgsvariablen der Renaturierung für das Jahr 2021 – absolute Transferrate (TR) der Zielarten und Arten, relative TR der Zielarten und Arten, sowie Zunahme der Anzahl und des Deckungsgrades (DG) der Zielarten. Zudem die Variablen, die in den selektierten linearen Regressionsmodellen einen signifikant positiven (\nearrow) bzw. negativen (\searrow) Einfluss auf die jeweilige Erfolgsvariable hatten.

	Abs. TR Zielarten (%)	Abs. TR Arten (%)	Rel. TR Zielarten (%)	Rel. TR Arten (%)	Zunahme Zielarten je 25 m ²	Zunahme Zielarten-DG (%)
MW	36	40	35	25	1.2	0.8
SD	28	17	14	6	1.5	2.6
max	100	71	53	36	4.2	5.9
min	0	6	0	16	-1.7	-7.4
n	20	20	15	15	20	20
\nearrow			Dürrehäufigkeit		Boden-C/N-Verhältnis	Boden-C/N-Verhältnis,
\searrow	Ertrag, Überflutungshäufigkeit	Ertrag			Ertrag, Überflutungshäufigkeit	

5.4 Diskussion

5.4.1 Vegetationsentwicklung der Mahdgutstreifen über die Zeit

Die Anzahl und Deckung der Zielarten unterschied sich im Jahr 2021 nicht mehr zwischen Flächen mit und ohne Bodenvorbereitung. Ein positiver Effekt einer Bodenbearbeitung vor Mahdgutaufträgen auf die Etablierung von Arten ist zwar vielfach belegt und wird weithin empfohlen (Harnisch et al., 2014; Kiehl et al., 2010). Allerdings gibt es nur wenige Studien zum Renaturierungserfolg, deren Beobachtungszeiträume 8 Jahre übersteigen (z.B. Bischoff et al., 2018; Durbecq et al., 2021; Schmiede et al., 2010). Die publizierten Langzeituntersuchungen zur Mahdgutübertragung bei der Renaturierung von Stromtalwiesen (Harvolk-Schöning et al.,

2020; Heilscher, 2020) deuten darauf hin, dass bei diesem Lebensraumtyp die Bodenvorbereitung langfristig keine Erhöhung des Renaturierungserfolgs bewirkt.

In den ersten Jahren nach der Mahdgutübertragung kamen auf den geplügten bzw. gefrästen Bereichen der Mahdgutstreifen zudem Ruderalarten wie Kletten-Labkraut (*Galium aparine*) und Acker-Kratzdistel (*Cirsium arvense*) auf. Diese gingen jedoch langfristig wieder deutlich zurück. Dies war vermutlich eine Folge der Aktivierung der Bodensamenbank und der Freisetzung von Nährstoffen, wie sie regelmäßig nach Störungen des Oberbodens im Grünland beobachtet wird (Klaus et al., 2018; Ludewig et al., 2021). In den Bereichen ohne Bodenvorbereitung hingegen war die Gesamtartenzahl anfangs deutlich geringer, da Ruderalarten fehlten und sich Zielarten kurzfristig kaum etablierten. Arten wie der Wiesen-Alant (*Inula britannica*) und die Frühe Segge (*Carex praecox*) konnten sich jedoch seit den Untersuchungen von Schmiede et al. (2010) nachträglich auf den Bereichen ohne Bodenvorbereitung etablieren, sodass 2021 keine Unterschiede zu den bearbeiteten Varianten mehr bestanden. Dies ist möglicherweise damit zu begründen, dass diese Arten von den Bereichen mit Bodenbearbeitung die nicht bearbeiteten Flächen besiedeln konnten. Erfreulich ist zudem das erstmalig in hoher Zahl nachgewiesene Vorkommen der Wiesen-Schwertlilie (*Iris spuria*) auf zwei Mahdgutstreifen. Eine Erklärung für deren verzögertes Auftreten könnte die harte Samenschale dieser Art sein, die zu einer verzögerten Keimung nach erst einigen Jahren führen kann (Hölzel & Otte, 2004b).

Eine Reihe von Zielarten wie z.B. die Gewöhnliche Brenndolde (*Selinum dubium*) oder der Kanten-Lauch (*Allium angulosum*) konnte dagegen nicht oder kaum auf den Mahdgutstreifen etabliert werden. Die Beprobung des Mahdgutes durch Schmiede et al. (2010) gibt Einblicke in mögliche Ursachen. Auf den Spenderflächen häufige Arten wie der Teufelsabbiss (*Succisa pratensis*) waren nur in sehr geringer Samendichte im Mahdgut vorhanden. Dies hängt mit dem Erntezeitpunkt des Mahdguts zusammen. Zum Einen erfolgte die Gewinnung des Mahdgutes möglicherweise zu früh, zum Anderen führt die sehr ausgedehnte Blüte- und Fruchtreife phase dieser Art (Adams, 1955) dazu, dass zu einem bestimmten Zeitpunkt jeweils nur ein kleiner Anteil der Samen reif und damit potenziell übertragbar ist. Es ist offensichtlich, dass bei der Mahdgutübertragung mit einmaligem Schnitt nicht alle Zielarten gleichzeitig übertragen werden können, da die Zielarten zu unterschiedlichen Zeitpunkten reife Samen tragen. Einige Arten konnten sich trotz hoher Samendichten im Mahdgut nicht auf den Empfängerflächen etablieren: Diasporen von Zielarten wie der Färber-Scharte (*Serratula tinctoria*) oder des Kanten-Lauchs (*Allium angulosum*) konnten zwar in hohen Abundanzen im Mahdgut festgestellt werden, jedoch gelang auch hier fast keine Etablierung. Dies könnte eine Folge spezifischer Keimungsanforderungen oder einer schwachen Konkurrenzkraft dieser Arten sein (Hölzel & Otte, 2004a; Wagner et al., 2021).

5.4.2 Futterwert der Aufwüchse

Die Erträge und Energiegehalte der Aufwüchse der Mahdgutstreifen und des umgebenden Grünlandes unterschieden sich nicht voneinander. Somit ist von keiner Beeinträchtigung der landwirtschaftlichen Nutzbarkeit durch die Renaturierung der Stromtalwiesen auszugehen. Allerdings konnte durch die Mahdgutübertragung auch keine starke Veränderung der Artenzusammensetzung erreicht werden.

Grundsätzlich bewegen sich die Erträge der Empfängerflächen im für feuchtes Extensivgrünland üblichen Bereich (Donath et al., 2015; Tallowin & Jefferson, 1999). Die Gehalte an umsetzbarer Energie von durchschnittlich 9,2 MJ/kg Trockenmasse deuten darauf hin, dass das

Heu für nichtlaktierende Kühe als Alleinfutter geeignet ist (Deutsche Landwirtschafts-Gesellschaft, 2009), oder in Futtermischungen für Kälber integriert werden kann (LfL, 2023). Im Rahmen der aktuellen Nutzung wird der Großteil des von den Auenwiesen in der Region gewonnenen Heus allerdings an Freizeitpferde verfüttert, wofür es angesichts der verdaulichen Energiegehalte von durchschnittlich 8,3 MJ/kg Trockenmasse auch geeignet ist (Donath et al., 2004). Von den acht Spenderflächen hingegen werden aufgrund ihrer im Mittel um 40 % geringeren Erträge gegenüber den Mahdgutstreifen nur drei landwirtschaftlich genutzt.

5.4.3 Bestimmende Faktoren für den Renaturierungserfolg

Die durch Mahdgutübertragung erreichten Transferraten lagen in einem für artenarmes Grünland üblichen Bereich. Im Allgemeinen werden auf Ackerflächen deutlich bessere Transferraten erreicht, da dort bessere Bedingungen für die Keimung und Etablierung (geringe Konkurrenz, hoher Offenbodenanteil) vorliegen (Kiehl et al., 2010). Die artenreichen Spenderflächen, die als Zielzustand der Renaturierung angesehen werden können, waren im Vergleich zu den Empfängerflächen auch zum aktuellen Zeitpunkt noch deutlich weniger produktiv und wiesen weitere Boden-C/N-Verhältnisse als die Empfängerflächen auf. Innerhalb der Mahdgutstreifen wirkten sich eine geringere Produktivität und weitere Boden-C/N-Verhältnisse positiv auf die langfristige Etablierung von Zielarten aus. Eine bessere Nährstoffversorgung stärkt insbesondere hochwüchsige Gräser in ihrer Konkurrenzkraft (Honsova et al., 2007) und erschwert konkurrenzschwächeren Zielarten die Etablierung. Tendenziell gab es auf seltener überfluteten Empfängerflächen höhere Renaturierungserfolge. Häufigere Überflutungen führen zu einer erhöhten Nährstoffdeposition, aber auch zu stärkerer Mineralisation (Beltman et al., 2007; Mathar et al., 2015). Zudem ist eine erhöhte Sterblichkeit von Keimlingen durch Überflutung möglich (Bao et al., 2018). Überraschenderweise spielte der Gehalt an pflanzenverfügbarem Phosphat in unserer Studie (Sommer et al. 2023) für den Erfolg der Maßnahmen keine Rolle, obwohl Schmiede et al. (2010) ihn als wichtigen Einflussfaktor identifiziert hatten. Allerdings wurden in der vorliegenden Studie 11 zusätzliche Mahdgutstreifen betrachtet, die teilweise deutlich ertragreicher als die bisher betrachteten Flächen waren. Möglicherweise wurde so der Effekt des Phosphatgehaltes durch den aggregierten Effekt des Biomasseertrags maskiert.

5.5 Fazit

Mit der vorliegenden Studie konnte der anfängliche positive Effekt einer vorbereitenden Bodenbearbeitung auf die Vegetationsentwicklung und Zielartenetablierung für längere Zeiträume nicht bestätigt werden. Damit deutet sich an, dass sich bei der Mahdgutübertragung auf Stromtalwiesen auf Dauer die abiotischen Standortbedingungen gegenüber den Effekten einer Flächenvorbereitung durchsetzen. Zur Erzielung optimaler Ergebnisse sollte vor allem bei der Auswahl von Renaturierungsflächen darauf geachtet werden, dass deren Produktivität die der Spenderflächen nicht zu stark überschreitet. Zudem sollten die Boden-C/N-Verhältnisse nicht weit unter denen der Spenderflächen liegen. Hydrologische Modelle und Grundwassermessdaten sind zumindest für das Untersuchungsgebiet verfügbar und können bei der Flächenauswahl mit einbezogen werden, wobei Standorte mit geringeren Überflutungshäufigkeiten vielversprechender sind.

Die Erträge und Energiegehalte der Aufwüchse auf den Mahdgutstreifen zeigen, dass diese in die Futterrationen der örtlichen Landwirtschaftsbetriebe integriert werden können. Dies gilt auch für die Mahdgutstreifen am unteren Ende des Ertragsspektrums. Somit ist eine langfristige Sicherung der Nutzung und Erhaltung renaturierter Grünlandflächen prinzipiell möglich.

Die einmalige Übertragung von Mahdgut führte allerdings auf den von uns betrachteten Flächen nur zu einem begrenzten Renaturierungserfolg. Zusätzliche Übertragungen oder die Einbringung von Zielarten über andere Wege, etwa Handeinsaat oder Wiesendrusch, sollten unbedingt in Betracht gezogen werden. Auch die Auspflanzung von aus autochthonem Samenmaterial gezogenen Pflanzen einzelner Zielarten kann den Renaturierungserfolg erhöhen. Das Potential derartiger Maßnahmen sollte Gegenstand weiterer Untersuchungen sein. Grundsätzlich hat sich mit dieser Studie gezeigt, dass die langfristige Evaluierung von Renaturierungsmaßnahmen auch in anderen Regionen und Grünlandtypen geboten ist, da die tatsächlich erfolgsbestimmenden Faktoren erst nach längeren Zeiträumen sichtbar werden.

Literaturverzeichnis

- Adams, A. W. (1955). *Succisa Pratensis Moench*. *The Journal of Ecology*, 43(2), 709. <https://doi.org/10.2307/2257031>
- Bao, F., Elsey-Quirk, T., de Assis, M. A., Arruda, R., & Pott, A. (2018). Seasonal flooding, topography, and organic debris interact to influence the emergence and distribution of seedlings in a tropical grassland. *Biotropica*, 50(4), 616–624. <https://doi.org/10.1111/btp.12550>
- Bekker, R. M., Verweij, G. L., Bakker, J. P., & Fresco, L. F. M. (2000). Soil seed bank dynamics in hayfield succession. *Journal of Ecology*, 88(4), 594–607. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2745.2000.00485.x>
- Beltman, B., Willems, J. H., & Güsewell, S. (2007). Flood events overrule fertiliser effects on biomass production and species richness in riverine grasslands. *Journal of Vegetation Science*, 18(5), 625–634. <https://doi.org/10.1111/j.1654-1103.2007.tb02576.x>
- Bischoff, A., Hoboy, S., Winter, N., & Warthemann, G. (2018). Hay and seed transfer to re-establish rare grassland species and communities: How important are date and soil preparation? *Biological Conservation*, 221, 182–189. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2018.02.033>
- Bissels, S., Hözel, N., Donath, T. W., & Otte, A. (2004). Evaluation of restoration success in alluvial grasslands under contrasting flooding regimes. *Biological Conservation*, 118(5), 641–650. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2003.10.013>
- Böger, K. (1991). *Grünlandvegetation im Hessischen Ried - Pflanzensoziologische Verhältnisse und Naturschutzkonzeption*. Botanik und Naturschutz in Hessen, Beiheft 3. Botanische Vereinigung für Naturschutz in Hessen e.V., Lahnau. 286 Seiten.
- Burmeier, S., Eckstein, R. L., Otte, A., & Donath, T. W. (2010). Desiccation cracks act as natural seed traps in flood-meadow systems. *Plant and Soil*, 333(1), 351–364. <https://doi.org/10.1007/s11104-010-0350-1>
- Deutsche Landwirtschafts-Gesellschaft. (2009). *Empfehlungen zur Fütterung von Mutterkühen und deren Nachzucht*. https://llg.sachsen-anhalt.de/fileadmin/Bibliothek/Politik_und_Verwaltung/MLU/LLFG/Dokumente/04_themen/fleischrind/10_fuempfehl_mutterkuehe_nachzucht.pdf. 12 Seiten. abgerufen am 13.11.2022
- Deutsches Institut für Normung. (DIN) (2000). *Handbuch der Bodenuntersuchung: Terminologie, Verfahrensvorschriften und Datenblätter - Physikalische, chemische, biologische Untersuchungsverfahren - Gesetzliche Regelwerke* (K. Furtmann, R. Horn, R. Leschber, V. Linnemann, A. Paetz, & B.-M. Wilke, Hrsg.). Wiley-VCH.
- DIN EN 15936:2012-11, Schlamm, behandelter Bioabfall, Boden und Abfall - Bestimmung des gesamten organischen Kohlenstoffs (TOC) mittels trockener Verbrennung; Deutsche Fassung EN_15936:2012.* (2012). Beuth Verlag GmbH. <https://doi.org/10.31030/1866720>
- DIN EN 16168:2012-11, Schlamm, behandelter Bioabfall und Boden - Bestimmung des Gesamt-Stickstoffgehalts mittels trockener Verbrennung; Deutsche Fassung EN_16168:2012.* (2012). Beuth Verlag GmbH. <https://doi.org/10.31030/1866716>

- Donath, T. W., Bissels, S., Hölzel, N., & Otte, A. (2007). Large scale application of diaspore transfer with plant material in restoration practice – Impact of seed and microsite limitation. *Biological Conservation*, 138(1), 224–234. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2007.04.020>
- Donath, T. W., Daniel, V., & Schneider, S. (2021). *Long-term development of fodder quantity and quality of non-intensively managed grasslands in south-western Luxembourg* [PDF]. <https://doi.org/10.14471/2021.41.002>
- Donath, T. W., Hölzel, N., Bissels, S., & Otte, A. (2004). Perspectives for incorporating biomass from non-intensively managed temperate flood-meadows into farming systems. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 104(3), 439–451. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2004.01.039>
- Donath, T. W., Holzel, N., & Otte, A. (2003). The impact of site conditions and seed dispersal on restoration success in alluvial meadows. *Applied Vegetation Science*, 6(1), 13–22. <https://doi.org/10.1111/j.1654-109X.2003.tb00560.x>
- Donath, T. W., Schmiede, R., & Otte, A. (2015). Alluvial grasslands along the northern upper Rhine – nature conservation value vs. Agricultural value under non-intensive management. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 200, 102–109. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2014.11.004>
- Durbecq, A., d'Ambly, M., Buisson, E., Jaunatre, R., Cluchier, A., & Bischoff, A. (2021). Seedling recruitment in mountain grassland restoration: Effects of soil preparation and grazing. *Applied Vegetation Science*, 24(1). <https://doi.org/10.1111/avsc.12564>
- Freitag, M., Klaus, V. H., Bolliger, R., Hamer, U., Kleinebecker, T., Prati, D., Schäfer, D., & Hölzel, N. (2021). Restoration of plant diversity in permanent grassland by seeding: Assessing the limiting factors along land-use gradients. *Journal of Applied Ecology*, 58(8), 1681–1692. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13883>
- Gattringer, J. P., Maier, N., Breuer, L., Otte, A., Donath, T. W., Kraft, P., & Harvolk-Schöning, S. (2019). Modelling of rare flood meadow species distribution by a combined habitat surface water–groundwater model. *Ecohydrology*, 12(6). <https://doi.org/10.1002/eco.2122>
- Hansen, W., Klinger, Y. P., Otte, A., Eckstein, R. L., & Ludewig, K. (2022). Constraints in the restoration of mountain meadows invaded by the legume *Lupinus polyphyllus*. *Restoration Ecology*, 30(8), e13682. <https://doi.org/10.1111/rec.13682>
- Harnisch, M., Otte, A., Schmiede, R., & Donath, T. W. (2014). *Verwendung von Mahdgut zur Renaturierung von Auengrünland: 10 Tabellen*. Ulmer.
- Harvolk-Schöning, S., Michalska-Hejduk, D., Harnisch, M., Otte, A., & Donath, T. W. (2020). Floodplain meadow restoration revisited: Long-term success of large scale application of diaspore transfer with plant material in restoration practice. *Biological Conservation*, 241, 108322. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2019.108322>
- Heilscher, C. (2020). *Determinants of long-term restoration success in floodplain meadows*. Master thesis, University of Münster, Germany.
- Hessisches Landesamt für Naturschutz, Umwelt und Geologie (HLNUG). (2021). *GruSchu—Hessen*. GruSchu Hessen. <https://gruschu.hessen.de/mapapps/resources/apps/gruschu/index.html?lang=de>. abgerufen am 11.11.2022
- Hessisches Landesamt für Naturschutz, Umwelt und Geologie (HLNUG). (2022). *Wetterextreme*. Wetterextreme. <https://klimaportal.hlnug.de/wetterextreme>. abgerufen am 11.11.2022.
- Hölzel, N. (1999). Flora und Vegetation der Auenwiesen im NSG „Lampertheimer Altrhein“—Eine aktuelle Zustandsanalyse mit Hinweisen zur zukünftigen Pflege und Entwicklung. *Jahrbuch Naturschutz in Hessen*, 4, 24–42.

- Hölzel, N. (Hrsg.). (2007). *Renaturierung von Stromtalwiesen am hessischen Oberrhein: Ergebnisse eines E+E-Vorhabens des Bundesamtes für Naturschutz* (1. Aufl). BfN-Schr.-Vertrieb im Landwirtschaftsverl. 266 Seiten.
- Hölzel, N., & Otte, A. (2003). Restoration of a species-rich flood meadow by topsoil removal and dia-spore transfer with plant material. *Applied Vegetation Science*, 6(2), 131–140. <https://doi.org/10.1111/j.1654-109X.2003.tb00573.x>
- Hölzel, N., & Otte, A. (2004a). Assessing soil seed bank persistence in flood-meadows: The search for reliable traits. *Journal of Vegetation Science*, 15(1), 93–100. <https://doi.org/10.1111/j.1654-1103.2004.tb02241.x>
- Hölzel, N., & Otte, A. (2004b). Ecological significance of seed germination characteristics in flood-meadow species. *Flora - Morphology, Distribution, Functional Ecology of Plants*, 199(1), 12–24. <https://doi.org/10.1078/0367-2530-00132>
- Honsova, D., Hejman, M., Klaudisova, M., Pavlu, V., Kocourkova, D., & Hakl, J. (2007). Species composition of an alluvial meadow after 40 years of applying nitrogen, phosphorus and potassium fertilizer. *Preslia*, 79, 245–258.
- Kapfer, A. (2010). Mittelalterlich-frühneuzeitliche Beweidung der Wiesen Mitteleuropas. *Naturschutz und Landschaftsplanung*, 42(6), 180–187.
- Kiehl, K., Kirmer, A., Donath, T. W., Rasran, L., & Hölzel, N. (2010). Species introduction in restoration projects – Evaluation of different techniques for the establishment of semi-natural grasslands in Central and Northwestern Europe. *Basic and Applied Ecology*, 11(4), 285–299. <https://doi.org/10.1016/j.baae.2009.12.004>
- Kirchgeßner, M., & Kellner, R. J. (1982). Schätzung des energetischen Futterwertes von Grün- und Rauhfutter durch die Cellulase-Methode. *Landwirtschaftliche Forschung*, 34, 276–281.
- Klaus, V. H., Hoever, C. J., Fischer, M., Hamer, U., Kleinebecker, T., Mertens, D., Schäfer, D., Prati, D., & Hölzel, N. (2018). Contribution of the soil seed bank to the restoration of temperate grasslands by mechanical sward disturbance. *Restoration Ecology*, 26(S2), S114–S122. <https://doi.org/10.1111/rec.12626>
- Kleinebecker, T., Klaus, V. H., & Hölzel, N. (2011). Reducing Sample Quantity and Maintaining High Prediction Quality of Grassland Biomass Properties with near Infrared Reflectance Spectroscopy. *Journal of Near Infrared Spectroscopy*, 19(6), 495–505. <https://doi.org/10.1255/jnirs.957>
- Klotz, S., Kühn, I., & Durka, W. (2002). BIOLFLOR—eine Datenbank zu biologisch-ökologischen Merkmalen der Gefäßpflanzen in Deutschland. Bundesamt für Naturschutz, Bonn. *Schriftenreihe für Vegetationskunde*.
- Kozak, M., & Piepho, H.-P. (2018). What's normal anyway? Residual plots are more telling than significance tests when checking ANOVA assumptions. *Journal of Agronomy and Crop Science*, 204(1), 86–98. <https://doi.org/10.1111/jac.12220>
- Kuntze, H., Roeschmann, G., & Schwerdtfeger, G. (Hrsg.). (1994). *Bodenkunde: 188 Tabellen* (5., neu bearb. und erw. Aufl). Ulmer.
- LfL (2023) Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft (LfL). Gruber Tabelle zur Fütterung der Milchkuhe, Zuchtrinder, Schafe, Ziegen. 48. veränderte Auflage. S. 13–20.
- Ludewig, K., Hansen, W., Klinger, Y. P., Eckstein, R. L., & Otte, A. (2021). Seed bank offers potential for active restoration of mountain meadows. *Restoration Ecology*, 29(1), e13311. <https://doi.org/10.1111/rec.13311>
- Mathar, W., Kleinebecker, T., & Hölzel, N. (2015). Environmental variation as a key process of co-existence in flood-meadows. *Journal of Vegetation Science*, 26(3), 480–491. <https://doi.org/10.1111/jvs.12254>

- Metzing, D.; Garve, E.; Matzke-Hajek, G.; Adler, J.; Bleeker, W.; Breunig, T.; Caspari, S.; Dunkel, F.G.; Fritsch, R.; Gottschlich, G.; Gregor, T.; Hand, R.; Hauck, M.; Korsch, H.; Meierott, L.; Meyer, N.; Renker, C.; Romahn, K.; Schulz, D.; Täuber, T.; Uhlemann, I.; Welk, E.; Weyer, K. van de; Wörz, A.; Zahlheimer, W.; Zehm, A. & Zimmermann, F. (2018): Rote Liste und Gesamtartenliste der Farn- und Blütenpflanzen (Tracheophyta) Deutschlands. – In: Metzing, D.; Hofbauer, N.; Ludwig, G. & Matzke-Hajek, G. (Eds.): Rote Liste gefährdeter Tiere, Pflanzen und Pilze Deutschlands. Band 7: Pflanzen. – Münster (Landwirtschaftsverlag). – Naturschutz und Biologische Vielfalt 70 (7): 13-358.
- National Research Council (Hrsg.). (1999). *Nutrient requirements of horses* (5., rev. ed., 11. pr). National Academy Press.
- Norfolk Wildlife Trust. (o. J.). *Guidance notes for recording DAFOR*. Abgerufen 19. November 2020, von <https://www.norfolkwildlifetrust.org.uk/documents/downloads/cwa/handout-9-using-dafor>
- Rodwell, J. S. (1992). *British plant communities, Volume 3: Grasslands and montane communities*. <https://doi.org/10.1017/9780521391665>
- Roth, F. X., Schwarz, F. J., Stangl, G. I., & Kirchgeßner, M. (2011). *Tierernährung: Leitfaden für Studium, Beratung und Praxis* (13., neu überarb. Aufl). DLG-Verlag. 636 Seiten.
- Schmiede, R., Handke, K., Harnisch, M., Donath, T. W., & Otte, A. (2010). *Endbericht: Grundlagen für ein Handlungskonzept zur floristischen und faunistischen Anreicherung artenärmer Auenwiesen*. <https://www.dbu.de/OPAC/ab/DBU-Abschlussbericht-AZ-23329.pdf>, abgerufen am 12.05.2021.
- Schmiede, R., Otte, A., & Donath, T. W. (2012). Enhancing plant biodiversity in species-poor grassland through plant material transfer—The impact of sward disturbance. *Applied Vegetation Science*, 15(2), 290–298. <https://doi.org/10.1111/j.1654-109X.2011.01168.x>
- Schubert, R., Hilbig, W., & Klotz, S. (2010). *Bestimmungsbuch der Pflanzengesellschaften Deutschlands* (2. Auflage, unveränderter Nachdruck). Spektrum Akademie Verlag. 472 Seiten.
- Sinclair, D. (2016). S-hull: A fast radial sweep-hull routine for Delaunay triangulation. *arXiv:1604.01428 [cs]*. <http://arxiv.org/abs/1604.01428>
- Sommer, L., Klinger, Y. P., Donath, T. W., Kleinebecker, T., & Harvold-Schöning, S. (2023). Long-term success of floodplain meadow restoration on species-poor grassland. *Frontiers in Ecology and Evolution*, 10, 1061484. <https://doi.org/10.3389/fevo.2022.1061484>
- Tallowin, J. R. B., & Jefferson, R. G. (1999). Hay production from lowland semi-natural grasslands: A review of implications for livestock systems. *Grass and Forage Science*, 54(2), Art. 2.
- van der Maarel, E. (1979). Transformation of cover-abundance values in phytosociology and its effects on community similarity. *Vegetatio*, 39(2), 97–114. <https://doi.org/10.1007/BF00052021>
- Wagner, M., Hulmes, S., Hulmes, L., Redhead, J. W., Nowakowski, M., & Pywell, R. F. (2021). Green hay transfer for grassland restoration: Species capture and establishment. *Restoration Ecology*, 29(S1), e13259. <https://doi.org/10.1111/rec.13259>
- Waldén, E., & Lindborg, R. (2016). Long Term Positive Effect of Grassland Restoration on Plant Diversity—Success or Not? *PLOS ONE*, 11(5), e0155836. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0155836>
- Wasserstraßen- und Schifffahrtsverwaltung des Bundes (WSV). (2021). *Wasserstandsdaten der Rheinpegel Worms, Nierstein-Oppenheim und Mainz, bereitgestellt durch die Bundesanstalt für Gewässerkunde (BfG)*.
- Wesche, K., Krause, B., Culmsee, H., & Leuschner, C. (2012). Fifty years of change in Central European grassland vegetation: Large losses in species richness and animal-pollinated plants. *Biological Conservation*, 150(1), 76–85. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2012.02.015>

Kontakt:

Leonhard Sommer
Justus-Liebig-Universität Giessen
Professur für Landschaftsökologie und Landschaftsplanung
Institut für Landschaftsökologie und Ressourcenmanagement
IFZ für Umweltsicherung
Heinrich-Buff-Ring 26-32
35392 Giessen
Leonhard.Sommer@umwelt.uni-giessen.de

6 Besser früh als zu spät - Ein Denkanstoß zu Mahdterminen in Feuchtwiesen

F. Zimmermann

Zusammenfassung

Extensiv genutzte Feuchtwiesen sind Lebensräume mit einer sehr hohen Artenvielfalt. Viele Pflanzen- und Tierarten kommen nur hier vor und unterliegen oft einer mehr oder weniger starken Gefährdung. Somit sind Feuchtwiesen ein „Hotspot“ der Biodiversität. Feuchtwiesen sind das „Produkt“ einer Jahrhunderte währenden und sich dabei ständig wandelnden Nutzungsgeschichte. Die Artenzusammensetzung hat sich dabei bis heute deutlich verändert. Pfeifengraswiesen des Verbandes Molinion sind einer der im Anhang I der FFH-Richtlinie aufgeführten Lebensraumtypen (LRT 6410). Ihr Erhaltungszustand hat sich deutschlandweit wie auch in Brandenburg seit Verabschiedung der FFH-Richtlinie im Jahr 1992 stetig verschlechtert. Ähnlich ist es auch den Reichen Feuchtwiesen (Sumpfdotterblumenwiesen des Verbandes Calthion) ergangen, jedoch genießen diese nicht die besonderen Schutzbestrebungen, die sich aus der FFH-Richtlinie ergeben. Sie sind zwar insgesamt nicht so stark gefährdet wie die Pfeifengraswiesen, sind aber nicht selten sogar noch artenreicher.

Die Nutzung von Feuchtwiesen erfolgt heute fast ausschließlich durch Finanzierung über verschiedene Förderprogramme und vertragliche Vereinbarungen und findet in den Abläufen und Nutzungssystemen der „normalen Landwirtschaft“ kaum noch Platz. Die teilweise bereits über Jahrzehnte in Förderprogrammen etablierten, zumeist starren und späten Nutzungstermine sind oft nicht geeignet, um vor allem konkurrenzschwache Pflanzenarten zu fördern. Eine Vorbeweidung im zeitigen Frühjahr oder ein sehr früher erster Schnittzeitpunkt Anfang Mai – ähnlich wie in früheren traditionellen Nutzungssystemen integriert – könnten hierbei deutliche Verbesserungen bewirken. Dies würde allerdings ein deutliches Umdenken auch bei Akteuren und Verantwortlichen im Naturschutz erfordern. Nicht selten sind dabei monosektorale Betrachtungsweisen zu Pflegeerfordernissen für einzelne Artengruppen und daraus abgeleitete falsche, zu späte oder zu starre Nutzungstermine hinderlich.

Summary

Extensively utilised wet meadows are habitats with a very high biodiversity. Many plant and animal species only occur here and are often more or less endangered. Wet meadows are therefore a "hotspot" of biodiversity and are the "product" of centuries of constantly changing land use history. The species composition has changed significantly to this day. Meadows of the Molinion alliance are one of the habitat types listed in Annex I of the Habitats Directive (habitat type 6410). Their conservation status has steadily deteriorated throughout Germany and in Brandenburg since the adoption of the Habitats Directive in 1992. The rich wet meadows of the Calthion alliance have suffered a similar fate, although they do not benefit from the special protection efforts resulting from the Habitats Directive. Although they are on the whole not as endangered as Molinion meadows, they are often even richer in species.

Today, wet meadows are used almost exclusively through funding with various subsidy programmes and contractual agreements and hardly find a place in the processes and land use systems of "normal agriculture". The mostly rigid and late utilisation dates, which have been established in funding programmes for decades in some cases, are often not suitable for promoting plant species with weak competition in particular. Pre-grazing in early spring or a very early first cutting date at the beginning of May - similar to that integrated in earlier traditional

utilisation systems - could bring about significant improvements, but this would also require a significant rethinking on the part of stakeholders and those responsible for nature conservation. Monosectoral approaches to the maintenance requirements for individual species groups and the resulting incorrect, too late or too rigid land use dates are often a hindrance.

6.1 Einleitung

Extensiv genutzte Feuchtwiesen gehören zu den Lebensräumen mit der höchsten Artenvielfalt an Pflanzen und Tieren in Mitteleuropa. Viele der darin vorkommenden Arten haben ein sehr enges Lebensraumspektrum und unterliegen nicht selten einer starken Gefährdung sowohl in Deutschland als auch in Mitteleuropa. In ihrer Erhaltung und der Verbesserung des Erhaltungszustandes liegt somit ein Schlüssel für die Artendiversität (Zimmermann 2021).

In zwei Arbeiten des Autors wurde die Bestandssituation der kontinentalen Trockenrasen Brandenburgs ausführlich analysiert und daraus erforderliche Schutzmaßnahmen abgeleitet (Zimmermann et al. 2012, Zimmermann 2013). Die Analyse der Situation der artenreichen Feuchtwiesen in Brandenburg und die Ableitung erforderlicher Maßnahmen zu deren Verbesserung waren Gegenstand einer weiteren umfassenden Arbeit (Zimmermann 2016). Sowohl Trockenrasen als auch Feuchtwiesen und andere artenreiche Grünlandlebensräume sind Produkte einer sich über die Jahrhunderte ständig verändernden, historischen Landnutzung. Während Trockenrasen bereits im 19. Jahrhundert durch den Einbruch der Schafbeweidung und der Wollwirtschaft großflächig aus der Landschaft verschwanden, setzte der Niedergang der Feuchtwiesen erst viel später ein. Komplexmelioration und Umbruch vieler Moorniederungen in den 1970er Jahren und die darauffolgende intensive Nutzung des Grünlandes mit Düngung und mehreren Schnitten führten zu einer starken Dezimierung der Gesamtfläche von Feuchtwiesen. Vor allem Anfang der 1990er Jahre wurde der Bestand erneut durch das Brachfallen vieler Flächen dezimiert oder deren Zustand verschlechterte sich weiter dramatisch. Der repräsentative Fortbestand artenreicher Wiesen ist unter den heutigen Rahmenbedingungen der europäischen Landwirtschaftspolitik durchaus in Frage zu stellen. Trockenrasen und Wiesen hängen sozusagen „am Tropf“ verschiedener Naturschutz-Förderinstrumente und lassen sich kaum noch in die Abläufe und Erfordernisse einer „modernen“ Landwirtschaft integrieren.

Ohne die seit nunmehr über 30 Jahren etablierten, verschiedensten Maßnahmen des Vertragsnaturschutzes sowie die Maßnahmen aus dem Kulturlandschaftsprogramm (KULAP) oder anderen Fördertöpfen wäre der Zustand unserer Trockenrasen und der artenreichen Wiesen zweifelsfrei noch schlechter. Nicht wenige Flächen verdanken ihren teils heute noch hervorragenden Erhaltungszustand oder sogar dessen kontinuierliche Verbesserung in einigen Gebieten dem unermüdlichen Engagement ehrenamtlicher Naturschützer*innen, die Pfleemaßnahmen entweder selbst durchführen oder diese mit Landschaftspflegeverbänden oder interessierten Landnutzer*innen aufwändig organisieren und fachlich begleiten.

Warum wirken sich die bisherigen Maßnahmen nicht positiv auf die Verbesserung der landesweiten Situation des artenreichen Grünlandes und deren gefährdeter Pflanzen- und Tierarten aus? Der Erhaltungszustand der FFH-Lebensraumtypen der Wiesen und Trockenrasen in Brandenburg und Deutschland ist durchweg als schlecht zu bewerten und der negative Trend verschärft sich teilweise sogar weiter (BfN 2019, Ellwanger 2014, Schoknecht 2011, Schoknecht & Zimmermann 2015, 2020). Zwar gibt es in einigen Regionen Deutschlands positive

Tendenzen bei einzelnen Lebensraumtypen, aber von einer „Entspannung“ auf nationaler Ebene kann keine Rede sein. Dies führte letztlich auch dazu, dass die EU ein Vertragsverletzungsverfahren gegen Deutschland wegen des anhaltend schlechten Erhaltungszustandes zweier FFH-Lebensraumtypen (LRT 6510 - Magere Flachlandmähwiesen, LRT 6520 – Bergmähwiesen) eingeleitet hat, Anfang 2023 wurde das Klageverfahren begonnen. Seit kurzem liegt auch das Urteil gegen Deutschland vor.

Fest steht, dass die bisherigen Maßnahmen und Förderinstrumente bei weitem nicht ausreichen, um auf nationaler wie auch Bundeslandebene den Erhaltungszustand von artenreichen Wiesen deutlich zu verbessern. Viele Maßnahmen konzentrieren sich auf die Flächenkulisse der Natura-2000-FFH-Gebiete und eher wenige Maßnahmen auf außerhalb dieser Gebiete liegende Flächen.

Pflegeregimes und Termine wurden teils über Jahrzehnte häufig aus den Erfordernissen für einzelne Artengruppen abgeleitet und orientieren sich kaum noch an historischen Nutzungsformen und -abläufen (Zimmermann 2016). Dadurch haben sich überwiegend späte Nutzungstermine etabliert, vor allem um den Schutz von Wiesenbrütern oder Insektenarten der Wiesen oder auch spät blühender, selten gewordener Pflanzenarten gewährleisten zu können. Das Ergebnis ist oft eine fehlende oder nicht ausreichende Abschöpfung von Biomasse, verbunden mit einem zu geringen Nährstoffentzug und der Anreicherung überständiger Biomasse.

In Brandenburg befinden sich nur etwa 5 % des Gesamtbestandes der Pfeifengraswiesen (LRT 6410) in Deutschland (Schoknecht 2011). Da sich die Ausprägungen des nordostdeutschen Tieflandes in ihrem Artenbestand und ihrer Nutzungsgeschichte aber teilweise deutlich von denen in anderen Teilen Deutschlands unterscheiden, ist in Brandenburg dennoch eine hohe Verantwortlichkeit für diesen Lebensraumtyp gegeben (Zimmermann 2016). Die heute noch vorhandenen Restbestände machen zudem nur noch einen Bruchteil dessen aus, was in den einst ausgedehnten Moorniederungen und den Talräumen der pleistozänen Jungmoränenlandschaften noch vor 50-60 Jahren vorhanden war, ganz abgesehen von der einstigen historischen Verbreitung als durchaus häufiger Wiesentyp (Zimmermann 2016). Der Flächenverlust ist sowohl in historischer als auch aktueller Zeit deutlich stärker als in anderen Teilen Deutschlands.



Abb. 46: In den artenreichen Pfeifengraswiesen des nordostdeutschen Tieflandes findet man sehr selten die Mücken-Händelwurz (*Gymnadenia conopsea*), die hier – anders als in Mittel- und Süddeutschland - nie in Halbtrockenrasen vorkam (FFH-Gebiet Leitsakgraben, 04.06.2008) (Quelle: F. Zimmermann).

Die trotz des geringen Flächenanteils bestehende hohe Bedeutung der Pfeifengraswiesen Nordostdeutschlands wird vor allem dadurch gegeben, dass eine ganze Reihe stark gefährdet oder sogar vom Aussterben bedrohter Pflanzenarten in artenreichen Feuchtwiesen ihren Verbreitungsschwerpunkt hat. So haben beispielsweise Mücken-Händelwurz (*Gymnadenia conopsea*) und Helm-Knabenkraut (*Orchis militaris*) hier eine völlig andere pflanzensoziologische Bindung und sind überwiegend auf Pfeifengraswiesen oder Kalkreiche Niedermoore beschränkt (vgl. Zimmermann 2009, 2011, 2018; Meysel & Köhler 2014). Natürliche Vorkommen von *Gymnadenia conopsea* in Halbtrockenrasen waren in Brandenburg auch historisch nie vorhanden. Das einzige Vorkommen in einem kontinentalen Halbtrockenrasen im äußersten Nordosten des Landes wurde vor über 50 Jahren angesalbt. Auch *Orchis militaris* wurde historisch nur ganz vereinzelt in Halbtrockenrasen des Odergebietes gefunden und taucht erst in den letzten 30 Jahren immer wieder vereinzelt in Trockenrasen an der Oder auf (Zimmermann 2018).

Die Reichen Feuchtwiesen (Sumpfdotterblumen-Wiesen des Verbandes Calthion) hatten und haben in Nordostdeutschland ihre Hauptverbreitung in den großen Luchgebieten und Fließgewässertälern. Der Flächenverlust in historischer Zeit und aktuell ist hier wohl noch höher als bei den Pfeifengraswiesen (Zimmermann 2016). Das Breitblättrige Knabenkraut (*Dactylorhiza majalis*), deren Vorkommen in Brandenburg von Ascherson (1864) noch als „durch das Gebiet

gemein“ bewertet wurden, hat in den letzten 50 Jahren etwa 90 % der Vorkommen verloren (Poppei et al. 2018, Zimmermann 2018). Ähnlich stellt sich die Entwicklung in Mecklenburg-Vorpommern (Ringel mdl. Mitt.) und in Sachsen-Anhalt dar (AHO ST 2011). Heute gibt es kaum mehr als 100 aktuelle Vorkommen von *Dactylorhiza majalis* in Brandenburg (vgl. Zimmermann 2011, 2018).

6.2 Artenreichtum der Feuchtwiesen

In den unterschiedlichen Grünlandgesellschaften Mitteleuropas können insgesamt fast 2.000 Pflanzenarten vorkommen (Ellenberg 1992). Die Artenzahl der in diesen Lebensräumen vorkommenden Tierarten ist noch um ein Vielfaches höher. Knapp 2.000 verschiedene Tierarten haben ihren Lebensraum in Feuchtwiesen, etwa 80 % davon können nur in solchen Biotopen leben (Zimmermann 2016). Nicht wenige Arten davon sind spezifisch an eine oder wenige Pflanzenarten gebunden. Manche Art benötigt für verschiedene Entwicklungsabschnitte unterschiedliche Pflanzenarten der Feuchtwiesen, z.B. als Futterpflanze von Schmetterlingsraupe oder als Nektarquelle für verschiedene Insektenarten. Man kann also damit rechnen, dass mit jeder aus einer Feuchtwiese verschwindenden Pflanzenart auch mehrere Tierarten keine Lebensbedingungen mehr haben.



Abb. 47: Reiche Feuchtwiesen des Verbandes Calthion weisen einen Artenreichtum auf, der in keinem anderen Lebensraum erreicht wird (NSG Ruhlsdorfer Bruch, Naturpark Märkische Schweiz, 17.06.2016) (Quelle: F. Zimmermann).

Die Reichen Feuchtwiesen des Verbandes Calthion und die Pfeifengraswiesen des Verbandes Molinion sind neben den Steppen- und Halbtrockenrasen die artenreichsten Lebensräume in der Kulturlandschaft Mitteleuropas (Zimmermann et al. 2012, Zimmermann 2016, 2021). Für Feuchtwiesen sind über 100 Pflanzenarten charakteristisch, von denen viele nur dort vor

vorkommen können. Im nordöstlichen Deutschland können in Vegetationsaufnahmen von 25 m² bis zu 50 Pflanzenarten gemeinsam auftreten, in Süddeutschland liegen nach Oberdorfer (1983) die Artenzahlen oft noch deutlich höher.

Viele Pflanzenarten der Nutzwiesen – darunter auch unsere heutigen „Wiesenorchideen“ – haben stammen ursprünglich aus lichten Wäldern der vom Menschen nur wenig beeinflussten Naturlandschaft oder aus den natürlicherweise überwiegend gehölzarmen, unbeeinflussten Moorniederungen des jungpleistozänen Tieflands (Zimmermann 2018). Mit der Ackernutzung im Mittelalter waren großflächige Waldrodungen ab 500 n. Chr. verbunden, nach denen der geschlossene Hochwald in Deutschland bis auf Reste verschwunden war. Viele heute als typische Wiesenarten aufgefasste Pflanzenarten haben erst mit der historischen Kulturlandschaft im Mittelalter „zueinander gefunden“ und waren sehr gut in die Dreifelderwirtschaft und die begleitende Weide- und Wiesennutzung „eingenicht“. Aber erst mit der Umstellung der landwirtschaftlichen Nutzung in den letzten 250 Jahren entstanden nach und nach die typischen Pflanzengesellschaften, wie wir sie heute kennen und wie sie in pflanzensoziologischen Werken beschrieben wurden (Zimmermann 2016).

Über die Artenzusammensetzung der Wiesen zur Zeit der traditionellen Nutzung vor dem 19. Jahrhundert kann nur gemutmaßt werden, viele Arten, die dort wahrscheinlich vorkamen, sind bei uns längst ausgestorben.

Auch in osteuropäischen Ländern wie der Slowakei, Polen, Rumänien, Kroatien, Mazedonien – vor allem unter dem Einfluss der Europäischen Landwirtschaftspolitik – oder auch in der Türkei (Kreutz & Zimmermann 2008) brechen die über Jahrhunderte entstandenen, traditionellen Wiesennutzungssysteme zunehmend zusammen.

Viele noch in der Mitte des 19. Jahrhunderts bei uns in Feuchtwiesen teilweise weit verbreitete Arten sind heute selten und mehr oder weniger stark gefährdet. In den letzten 50 Jahren sind zahlreiche weitere Pflanzenarten aus unseren Wiesen verschwunden. Dennoch wird die Artendichte der Feuchtwiesen auch in den heutigen Ausprägungen in keinem anderen Lebensraum in Mitteleuropa erreicht. Zwar können flächige Hochstaudenfluren als Auflassungsstadien von Wiesen teils sehr artenreich sein, wobei sich vor allem frühe Brachestadien durch das zunächst zu beobachtende Nebeneinander von typischen Feuchtwiesenarten und einwandernden Hochstauden auszeichnen. Kurzzeitig können solche Stadien sogar artenreicher als Feuchtwiesen sein, bevor zahlreiche konkurrenzschwache Pflanzenarten aufgrund der Konkurrenz stärker wüchsiger Stauden und dominanter Gräser nach und nach aus den Beständen verschwinden (Zimmermann 2016).

6.3 Kurzer Überblick zur Nutzungsgeschichte der Feuchtwiesen in Deutschland

Die Niederungen der Flüsse und Bäche sowie die grundwassernahen Standorte der Urstromtäler und der ausgedehnten Luchgebiete Brandenburgs mit ihren großflächigen, flachgründigen Niedermooren wurden über Jahrhunderte durch artenreiche Wiesen feuchter, wechselfeuchter und frischer Standorte geprägt (vgl. Lüthardt et al. 2014, Succow & Jeschke 2022). Eine je nach jährlichem Witterungsverlauf und Wasserständen in den Feuchtgebieten zeitlich versetzte und in manchen Jahren auch ausbleibende Wiesenmahd hatte ein oft kleinteiliges Nutzungsmaisak zur Folge (Hempel 2008, Zimmermann 2016).

Wie bereits Hempel (2008) eindrucksvoll darlegt, waren gravierendere Einschnitte in das Artenpektrum im mitteleuropäischen Grünland bereits ab Anfang des 18. Jahrhunderts zu verzeichnen. Die artenreichen Wiesen sind in ihrer Artenzusammensetzung vor allem das

Ergebnis der Veränderungen in der Landnutzung in den letzten 150 Jahren. In den letzten 50-60 Jahren haben weitere Veränderungen in Art und Intensität der Landnutzung zu weiteren Veränderungen der Artenzusammensetzung geführt (Zimmermann 2016). Dass wir heute noch artenreiche Wiesen erleben können, ist in erster Linie unterschiedlichsten Pflegemaßnahmen und Förderprogrammen zu danken. In „normale“ landwirtschaftliche Nutzungsabläufe lassen sich diese heute kaum noch integrieren.

Über die historischen Änderungen der Nutzungen von Grünland für die Wiesen des Berg- und Hügellandes in Südwestdeutschland und der Schweiz liegen eingehende Untersuchungen zur Historie vor (Kapfer 2010a, b). Leider muss man immer wieder bei verschiedenen Fachtagungen und Gesprächen zum Schutz von Feuchtwiesen feststellen, dass diese Beiträge bis heute den meisten Akteuren, die sich mit dem Schutz von Grünland beschäftigen, unbekannt sind. Für Norddeutschland geben Krause (1892) und Schleswig-Holstein Auf dem Hövel (1957) regionalen Einblick in die historische Nutzung von Wiesen. Umfassende Darstellungen zur Geschichte der Wiesennutzung und zur Veränderung der Vegetation und Artenzusammensetzung der Wiesen finden sich vor allem in Hempel (2000, 2008) sowie zusammenfassend für Deutschland in Dierschke & Briemle (2002).

Demnach war die Landnutzung in großen Teilen Deutschlands außerhalb der höheren Gebirgslagen über viele Jahrhunderte von der einfachen Dreifelderwirtschaft geprägt. Regelmäßige Wiesennutzung fand nur auf sehr feuchten bis nassen Standorten statt. Alle anderen Flächen waren der Ackernutzung vorbehalten (Kapfer 2010 a, b). Regional unterschiedlich war bis zum Ende des 18. Jahrhunderts, teilweise noch länger, eine regelmäßige, frühzeitige Vorbeweidung der Grünländer üblich oder sogar in unterschiedlichen Reglementarien festgeschrieben. Der Zeitpunkt des Beginns der „gemeindlichen Beweidung“ richtete sich dabei nach dem Witterungsverlauf im Winter und Frühjahr und lag manchmal schon im April. Eine 10-13-wöchige, in höheren Regionen aber zumindest eine 8-10-wöchige Nutzungsruhe bis zum meist einschürrigen Heuschnitt war seinerzeit rein wirtschaftlich bedingt und orientierte sich nicht an Blüzeitpunkten von Arten, wie das oft heute üblich ist (Kapfer 2010 a, b).

Im nordostdeutschen Tiefland erfolgte statt einer Vorweide teilweise auch eine sehr frühe Vormahd, wodurch sehr nährstoff- und eiweißreiches Futter gewonnen werden konnte. Dies ist auch für das südliche Brandenburg (Spreewald) belegt (Krausch 1955, Petrick et al. 2011).

Im Gebiet der mittleren Havelniederung, welches mit seinen ausgedehnten, natürlicherweise sehr nassen Niederungsbereichen auch für andere Gebiete in ausgedehnten Moorniederungen und Urstromtälern als repräsentativ gelten kann, herrschten nach Krausch (2006) Niedungswälder und vor allem Seggen- und Schilfriede vor. Die feuchtesten Bereiche der Flussniederungen waren bis ins 19. Jahrhundert weitgehend ungenutzt. Die Nutzungsgeschichte vieler Grünlandflächen in Brandenburg ist deutlich jünger als in anderen Regionen Deutschlands (Müller-Stoll 1955). Dennoch kann wohl davon ausgegangen werden, dass zumindest in den Übergangsbereichen zwischen den feuchtesten Bereichen der Luch-Niederungen und den höher gelegenen Ackerflächen bereits über Jahrhunderte im heutigen Brandenburg ebenfalls eine in die Dreifelderwirtschaft „eingenischte“ Grünlandnutzung stattgefunden hat (vgl. Krausch 2006, Zimmermann 2016). Mit regionalen Unterschieden hat diese auch eine Nutzung von Flächen als Vor- und/oder Nachweide eingeschlossen (Müller-Stoll 1955).

Durch Vorweide und einen sehr frühen erster Schnitt wurden den Standorten regelmäßig Nährstoffe entzogen. Eine darauffolgende lange Nutzungsruhe von mindestens 8-10 Wochen war Voraussetzung für einen ergiebigen Heuschnitt im Sommer (Kapfer 2010 a, b).

Konkurrenzschwache Pflanzenarten wurden dadurch gefördert (Zimmermann 2016). Dazu gehörten v.a. Wiesenorchideen wie Breitblättriges und Steifblättriges Knabenkraut (*Dactylorhiza majalis*, *D. incarnata*). Aber auch das Kleine Knabenkraut (*Orchis morio*) besiedelte früher gemeinsam mit vielen anderen, konkurrenzschwachen Pflanzenarten fast ausschließlich Feuchtwiesen und war in Brandenburg weit verbreitet, gebietsweise sogar häufig (Zimmermann 2008, 2018). Die meisten Pflanzenarten hatten während dieser Nutzungsruhe ausreichend Zeit, um ihren Entwicklungszzyklus bis zur Samenreife zu vollenden. In Pfeifengraswiesen erfolgte der Hauptschnitt für die Stallstreu besonders spät, so dass dort die typischen Arten mit sehr später Samenreife ebenfalls ausreifen konnten (Krausch 1955).

Eine herbstliche Nachbeweidung war ebenso geeignet, für das darauffolgende Jahr konkurrenzschwachen Arten eine Entwicklungschance zu geben (Kapfer 2010b). Entscheidend für die Vielfalt des Grünlandes in historischer Zeit war auch, dass durch die mosaikartige Nutzung und benachbarte Flächen mit unterschiedlicher Feuchte, unterschiedlichem Nährstoffstatus und damit unterschiedlicher und zeitlich teilweise stark variierender Nutzungsart und -häufigkeit stets eine hohe Nutzungsvielfalt gegeben war (Zimmermann 2018). „Ausnahmejahre“ mit extrem hohen und langanhaltenden Frühjahrswasserständen, die einzelne Nutzungsschritte teilweise oder völlig verhinderten, trugen zusätzlich zur Nutzungsvielfalt bei. Damit verbunden war eine oft jährlich wechselnde Dynamik. In der heutigen Kulturlandschaft ist diese „Zufallsdynamik“ praktisch völlig verloren gegangen.

Seit Mitte des 18. Jahrhunderts haben sich Art und Umfang der Wiesennutzung in Deutschland gravierend und kontinuierlich geändert. Mit wachsender Bevölkerung in den Städten wuchsen die Viehbestände auf dem Lande deutlich und zur Deckung des höheren Bedarfs an Futtergras wurde zunehmend Schnittgrasland benötigt. Beginnend in Süddeutschland wurden zur Erhöhung der Erträge zunehmend Wiesengräser eingesät (Hempel 2008; Kauter 2002; Willerding 1994). Vor allem Saatgut von *Dactylis glomerata* und *Phleum pratense* wurden zur Begründung von ertragreichen Wiesen nach Nordamerika verbracht, wo sie später auch „industriell“ vermehrt, züchterisch verändert wurden und als Saatgut in großem Umfang zurück nach Europa kamen (Kauter 2002). Später fand der Glatthafer (*Arrhenatherum elatius*) – auch Französisches Reygras genannt – durch Einsäaten und spätere spontane Ausbreitung eine weite Verbreitung in verschiedenen Grünlandtypen Deutschlands (Sturm et al. 2018, Zimmermann 2018). Im Nordosten Deutschlands ist die Art als relativ junger Neophyt aber vor allem ein Zeiger von verbrachten oder unternutzten Grünlandtypen, der vor allem wertvolle Vegetationstypen der Halbtrockenrasen abbaut (Zimmermann et al. 2012).

Die Dreifelderwirtschaft löste sich im 19. Jahrhundert weitestgehend auf (Kapfer 2010a). Stattdessen wurden für Hackfruchtkulturen (Kartoffeln und Rüben) immer mehr Flächen benötigt und auf Brachflächen wurde immer mehr verzichtet. Dabei erfolgte nach und nach eine Umstellung auf eine Fruchtfolgewirtschaft (Hempel 2008).

Die Einführung einer ganzjährigen Stallhaltung erforderte immer größere Streumengen. Die Menge der Getreidestreu reichten nicht mehr aus und wurde durch die bereits seit längerer Zeit vollzogene Streunutzung in Kiefernwäldern ergänzt, wobei Nadelstreu, Gräser und z.T. auch Moose und Flechten entnommen wurden. In diese Zeit fällt vermutlich die Entstehung der Pfeifengraswiesen als Streuwiesen, da man auch ärmere Standorte in die Streugewinnung einbeziehen musste. Lichte, oft an Pfeifengras reiche Wälder wechselfeuchter Standorte wurden gerodet, das Pfeifengras gelangte zu stärkerer Dominanz und zahlreiche, überwiegend subkontinentale Wechselfeuchtezeiger konnten als Relikte der früheren postglazialen Bewaldung aus Osteuropa in diese Bestände einwandern (Hempel 2008).

Etwa zwischen 1850 und 1870 veränderte sich die Art der Wiesennutzung in vielen Regionen vor allem Süddeutschlands abermals (Kapfer 2010a, b). Mit dem Wegfall des besonders in Süddeutschland, aber wohl auch in anderen Regionen Deutschlands bis dahin üblichen und oft festgeschriebenen, gemeindlich organisierten „Hutzwangs“ fiel die bis dahin praktizierte Vorweide weg. Stattdessen erfolgte nach und nach die Umstellung auf eine zweischürige Wiesennutzung mit einer ersten Mahd zur Zeit des ersten lohnenswerten Aufwuchses (Mai bis Juni) und einer späten Herbstmahd.

Mit der Einführung der Kunstdüngung ab 1870 kam ein weiterer Einflussfaktor hinzu, der konkurrenzschwache Pflanzenarten zunehmend zurückdrängte (Hempel 2008). Viele dieser Arten, die eine schüttere Vegetationsdecke im Frühjahr für ihre Entwicklung benötigen, verschwanden dadurch vermutlich innerhalb weniger Jahrzehnte aus großen Teilen der Landschaft. Botaniker des 19. Jahrhunderts wie Ascherson (1864) für Brandenburg fanden schon eine Artenzusammensetzung vor, die bereits über 100 Jahre lang von einer deutlich intensiveren Wiesennutzung geprägt wurde und die sich zu dieser Zeit gerade in einem weiteren „Umbruch“ befand. Ascherson (1864) stellte in seiner Flora Brandenburgs bereits die Seltenheit vieler konkurrenzschwacher Pflanzenarten der Wiesen fest.

Unsere Vorstellungen von artenreichen Wiesen und günstigen Nutzungsterminen orientieren sich weitestgehend an artenreichen Wiesenbeständen aus den Jahren zwischen 1950 und 1960. Doch bereits diese wiesen nur noch einen Teil des früheren Artenreichtums auf (Zimmermann 2016).

Durch die Komplexmelioration der Feuchtgebiete seit den 1970er Jahren und die nachfolgende intensive Grünlandnutzung wurden Niedermoore und Feuchtwiesen in Brandenburg wie auch in anderen Teilen Deutschlands großflächig zerstört oder degradiert (Zimmermann 2018, Succow & Jeschke 2022). Die vor allem in den östlichen Bundesländern noch bis 1990 praktizierte und in großen Teilen Deutschlands schon viel früher weitgehend aufgegebene kleinflächige Wiesenmahd (sogenannte „Karnickelwiesen“) war Grund dafür, dass viele kleiner kleine und artenreiche Wiesen v.a. in Ortsnähe noch erhalten blieben (Zimmermann 2016, 2018; Sturm et al. 2018).

Nach 1990 wurde zunächst die zunehmende Nutzungsauffassung zum entscheidenden Gefährdungsfaktor von Feucht- und Frischwiesen (Zimmermann 2018). Mittlerweile führen vielerorts wiederum die Entwässerung von Wiesen, eine wieder intensivere Nutzung, und teilweise auch der Umbruch von Flächen zum weiteren Schwund der Artenvielfalt und der Flächenkulisse von artenreichen Wiesen (Zimmermann 2021).

6.4 Der aktuelle Erhaltungszustand der Pfeifengraswiesen in Brandenburg

Der Erhaltungszustand der Pfeifengraswiesen wurde im Rahmen der FFH-Berichtspflicht zuletzt für den Berichtszeitraum 2013-2018 sowohl deutschlandweit für die kontinentale biogeografische Region (BfN 2019) als auch für Brandenburg (Schoknecht & Zimmermann 2020) als schlecht (unzureichend schlecht, unfavourable bad = Rot) bewertet. In Brandenburg schlug sich der schlechte Zustand bereits im vorherigen Bericht nieder (Schoknecht & Zimmermann 2015). Der Trend zur weiteren Verschlechterung konnte demzufolge nicht umgekehrt werden.



Abb. 48: Die Prachtnelke (*Dianthus superbus*) ist eine der zahlreichen kennzeichnenden Arten der Pfeifengraswiesen (FFH-Gebiet Leitsakgraben, 03.07.2016) (Quelle: F. Zimmermann).

Durch Haack & Sauerteig (2008) wurden im Rahmen eines vom Landesumweltamt Brandenburg beauftragten Gutachtens Bestandssituation und Gefährdungsursachen der Pfeifengraswiesen in Brandenburg umfassend analysiert. Durch Auswertung des landesweiten Verzeichnisses der nach § 30 BNatSchG (früher § 20c) bzw. § 18 BbgNatSchAG (früher § 32 BbgNatSchG) geschützten Biotope und der FFH-Lebensraumtypen konnten etwa 250 sicher den Pfeifengraswiesen zuzuordnende Biotope sowie weitere etwa 100 Verdachtsflächen mit unsicherer Biotopzuordnung ermittelt werden (Zimmermann 2016).

Eine Vielzahl von Flächen, die noch im ersten Kartierungsdurchgang der geschützten Biotope zwischen Anfang der 1990er Jahre und 2006 erfasst wurden, existieren heute nicht mehr als Pfeifengraswiesen (Zimmermann 2016).

Im Biotopkataster Brandenburg waren mit Stand Mai 2016 insgesamt nur noch 195 Flächen mit einer Gesamtgröße von 310 ha als Pfeifengraswiesen (Biototyp 05102) landesweit erfasst. Lediglich 4 Flächen mit insgesamt 12,5 ha Fläche konnten noch mit einem hervorragenden Erhaltungsgrad (A) bewertet werden, 49 Flächen mit insgesamt 80 ha wurden mit einem mittleren Zustand (B) bewertet und weitere 52 Flächen mit insgesamt 49 ha in einem schlechten Zustand (C). Weitere 19 Flächen mit insgesamt 23 ha wurden als Entwicklungsflächen eingestuft (Zimmermann 2016).

Eine aktuelle landesweite Auswertung wird erst nach Beendigung des voraussichtlich noch bis 2023 laufenden zweiten Durchgangs der landesweiten Biotop- und Lebensraumtypenkartierung möglich sein und dann Eingang in den nächsten FFH-Bericht finden. Zwischenauswertungen belegen, dass sich die Fläche wahrscheinlich nochmals halbiert hat und sich auch der Zustand vieler Flächen weiter verschlechtert hat.

In einem wirklich sehr guten Pflegezustand befinden sich derzeit in Brandenburg nur wenige Pfeifengraswiesen und auf weiteren Flächen ist in den letzten Jahren eine weitere Verschlechterung zu verzeichnen.

In Brandenburg gibt es heute noch etwa 20 Vorkommen von Pfeifengraswiesen mit besonders hoher Schutzwertigkeit. Aktuelle Schwerpunkte der Vorkommen liegen in der Havelniederung westlich von Berlin. Kleinere, sehr wertvolle Bestände finden sich auch noch im Naturpark Nuthe-Nieplitz-Niederung südlich von Berlin. Weitere besonders bedeutsame Flächen finden sich an Fließtälern und glazialen Schmelzwasserrinnen des südlichen Barnim-Abfalls im Naturpark Märkische Schweiz. Der dritte Schwerpunkt der Vorkommen besonders wertvoller Pfeifengraswiesen liegt in den Niederungsgebieten südöstlich von Berlin bis hin zum Spreewald. Im Norden liegt im Gebiet der Uckermärkischen Seen ein weiterer wichtiger Verbreitungsschwerpunkt von Pfeifengraswiesen (Zimmermann 2016).

Von herausragender, landesweiter Bedeutung sind aufgrund der besonders reichen Artenausstattung und des Vorkommens außerordentlich stark gefährdeter Pflanzenarten die Pfeifengraswiesen in den FFH-Gebieten „Muhrgraben mit Teufelsbruch“, „Leitsakgraben“, „Ferbitzer Bruch“ und „Ruhlsdorfer Bruch“ sowie am Oberuckersee bei Seehausen. Vor allem aufgrund der hervorragenden ehrenamtlichen Betreuung dieser Gebiete und eines mehr oder weniger optimalen Pflegeregimes gehören einige Flächen in diesen Gebieten zu den noch am besten ausgestatteten Pfeifengraswiesen im gesamten nordostdeutschen Tiefland.

6.4.1 Reiche Feuchtwiesen

Reiche Feuchtwiesen des Verbandes Calthion, die leider kein FFH-Lebensraumtyp sind, - waren in den vermoorten Niederungen und Fließtälern Brandenburgs über Jahrhunderte vorherrschend und erlebten in den letzten 150 Jahren einen Rückgang um über 90 % (Zimmermann 2016). Zwischenauswertungen belegen, dass sich die Fläche wahrscheinlich nochmals halbiert hat und sich auch der Zustand vieler Flächen weiter verschlechtert hat. Sie wurden entwässert, in Intensivgrünland mit bis zu 4-5 maligem jährlichem Schnitt oder in Ackerland umgewandelt. Viele verbliebene Bestände sind im Wasserhaushalt mehr oder weniger stark beeinträchtigt. Das Brachfallen vieler, überwiegend kleinerer Flächen nach 1990 führte zur Entstehung von Staudenfluren und Vorwäldern.



Abb. 49: Artenreiche Sumpfdotterblumenwiesen weisen bei angepasster Pflege nicht selten Massenbestände des Breitblättrigen Knabenkrautes (*Dactylorhiza majalis*) auf, eine Art für die Deutschland eine sehr hohe Erhaltungsverantwortung hat (NSG Ruhlsdorfer Bruch, Naturpark Märkische Schweiz, 17.06.2016) (Quelle: F. Zimmermann).

6.5 Erfordernisse und Möglichkeiten zu Sicherung und Verbesserung des Erhaltungszustandes artenreicher Wiesen

Woran liegt es nun, dass die „Wiesenbrüter“ unter den Vogelarten immer weiter zurückgehen oder bereits regional ausgestorben sind? Warum gehen auch die Schmetterlingsarten und andere Insektenarten in Feuchtwiesen stetig zurück, obwohl es immer noch zahlreiche Flächen in einem vermeintlich günstigen Pflegezustand gibt? Warum sind gerade die spät im Jahr blühenden Pflanzenarten wie z.B. der Lungenenzian (*Gentiana pneumonanthe*) immer seltener geworden?



Abb. 50: Viele Vorkommen des sehr konkurrenzschwachen Lungen-Enzians (*Gentiana pneumonanthe*) sind heute erloschen, da langjährig auf eine ausschließlich späte Mahd der Flächen orientiert wurde und eine Frühmahd zur Biomasseabschöpfung ausblieb (FFH-Gebiet Paulinenauer Luch, 23.08.2012) (Quelle: F. Zimmermann).

Vor allem an diesen genannten Artengruppen wurden Jahrzehnte lang Programmteile in Förderinstrumenten des Naturschutzes im Wesentlichen orientiert. Und dabei finden sich fast ausschließlich möglichst späte Mahdtermine, um das Ausmähen von Gelegen von wiesenbrütenden Vogelarten zu verhindern, Entwicklungsstadien von Insekten zu schonen oder spät blühende und fruchtende Pflanzenarten besonders zu schützen. Sehr frühe Nutzungstermine oder auch solche, die in die Hauptentwicklungszeit vieler Artengruppen fallen, wurden praktisch völlig aus Förderprogrammen „verbannt“. Auch Programmpunkte zu einer frühen Vorbeweidung oder einer Herbst-Nachweide finden sich kaum noch in den Programmen der meisten Bundesländer. Die weiter oben mehrfach zitierten Arbeiten zur Geschichte der Landnutzung und insbesondere der artenreichen Wiesen sind in Naturschutzkreisen weitestgehend unbekannt.

Versucht man, andere Programmpunkte oder Termine bei der Überarbeitung von Förderprogrammen zu etablieren, sieht man sich stets einer breiten Front von „Bedenkenträgern“ oder sogar Ablehnern gegenüber. Andere (vor allem frühere) Mahdtermine werden zumeist aufgrund monosektoraler, auf einzelne Artengruppen bezogener Argumente abgelehnt. Ein breites ökologisches Fachwissen über mehrere Artengruppen hinweg und umfassende Kenntnisse der hiesigen Landschafts- und Vegetationsgeschichte sind bei solchen Erwägungen unabdingbar, sind aber leider nicht immer bei denjenigen vorhanden, die Förderprogramme mit terminlichen Festlegungen gestalten.

In historischen Landnutzungssystemen wurden die Wiesen gemäht, wenn sie im Frühjahr so weit oberflächig abgetrocknet waren, dass man sie überhaupt entweder mit der Sense oder später auch mit erster modernerer Mahdtechnik mähen konnte und wenn der Aufwuchs einen möglichst hohen Nährgehalt für die Nutztiere aufwies. Dies konnte aufgrund unterschiedlicher Witterungsverläufe nicht jährlich zur gleichen Zeit erfolgen und aufgrund unterschiedlicher Grundwasserflurabstände wurde oft auch mosaikartig genutzt. Dadurch blieben immer auch Flächen übrig, die entweder erst sehr spät oder jahrweise auch mal gar nicht im Frühjahr gemäht werden konnten. Und somit blieben auch immer Refugien für Tierarten verschiedener Gruppen zumindest in Teilen der Wiesenflächen übrig. Dieser „naturgegebenen“ Flexibilität wird in vielen Förderprogrammen der Bundesländer nicht oder nur unzureichend Rechnung getragen.

Besonders wichtig für die Artenvielfalt in Feuchtwiesen und vor allem für die Existenz konkurrenzschwacher Pflanzenarten ist wie bereits weiter oben dargelegt eine mit möglichst frühen Nutzungsterminen verbundene, höhere Nährstoffabschöpfung. Heute wundert man sich vor allem in Naturschutzverwaltungen immer wieder, warum man für viele Flächen gar keine Nutzer mehr findet! „Trockenes Stroh“ ohne nennenswerten Nährgehalt für das Vieh braucht niemand, es sei denn als traditionelle Stall-Einstreu im Herbst. So landet Mahdgut von wertvollen Wiesen nicht selten am Rand der Wiesen in großen Haufen und bleibt dort liegen, verbunden mit Nährstoffeinträgen in die Wiesenflächen.

Regelmäßig späte Mahd führt zu einer geringeren Abschöpfung von Biomasse und damit von Nährstoffen. Früh austreibende Dominanzbildner wie Schilf oder Rohrglanzgras können aufwachsen und behindern konkurrenzschwache, frühblühende ebenso wie spätblühende Arten. Bei später Mahd sind die Inhaltsstoffe der Gräser bereits wieder in die Wurzeln verlagert, und es wird überwiegend nur Zellulose abgeschöpft (Zimmermann 2016).

Wie bereits an anderer Stelle mehrfach festgestellt, ist ein grundlegendes Umdenken sowie unter ehrenamtlichen Naturschützer*innen als auch Naturschutzbehörden erforderlich, um den Erhaltungszustand der artenreichen Wiesen zu verbessern. Dazu gehört auch die Abkehr von zwar gut gedachten, aber aus o.g. Gründen falschen oder ungünstigen Programmpunkten in Förderprogrammen (Zimmermann 2016).

Bereits vor 20 Jahren wurde das Problem in einer Fachtagung des Bundesamtes für Naturschutz (BfN) unter dem Titel „Grünlandnutzung nicht vor dem 15. Juni - Sinn und Unsinn von behördlich verordneten Fixterminen in der Landwirtschaft“ thematisiert und noch im gleichen Jahr in den BfN-Skripten publiziert (Reiter et al. 2003). Im daraus entstandenen Positionspapier (Schmidt 2003) wurden die daraus entstandenen Dogmen in Schutzgebietsverordnungen, Förderprogrammen und anderen Reglementarien treffend charakterisiert. Aufgrund der leichten Handhabbarkeit fester Termine für Landwirtschafts- und Naturschutzverwaltungen fanden diese schnell eine allgemeine Verbreitung. Schließlich ermöglichten sie auch die Erteilung

klar definierter Nutzungsaufgaben wie auch eine einfache anschließende Überprüfung ihrer Einhaltung. Grünlandtypen- oder standortbezogene Differenzierungen blieben zunächst lange Zeit unberücksichtigt (Schmidt 2003).

Briemle & Wieden (2003) stellten schlussfolgernd auf der oben genannten Tagung u.a. fest:

- dass eine Bindung von Nutzungen an Fixtermine nur bei hinreichender Anpassung an die standörtlichen Gegebenheiten sinnvoll ist (Berücksichtigung von Höhenlage, Biotoptyp, historischer Entwicklung und weiteren Faktoren),
- dass diese Beurteilung und Differenzierung nur durch eine qualifizierte naturschutzfachliche Begleitung erfolgen kann,
- dass Terminfenster, wie z. B. eine erste Mahd zwischen 1.6. und 25.6. und eine zweite Nutzung nicht vor dem 1.9.) auch für Bewirtschafter zumeist einfacher zu handhaben sei als feststehende Einzeltermine, da sie einen größeren betrieblichen Entscheidungsspielraum eröffnen,
- und dass festgelegte Nutzungstermine zwar eine leichte Überprüfbarkeit bei Vorortkontrollen ermöglichen, jedoch nicht eine fachliche Überprüfung der tatsächlichen Entwicklung der Vegetationsbestände ersetzen.

Ganz entscheidend für die Artenvielfalt von Wiesen ist eine möglichst an der früheren traditionellen, teilweise jährlich wechselnden und mosaikartigen Nutzung ohne Düngung orientierte Nutzung (Zimmermann 2016). Die konkreten Zeitpunkte oder – wie oben in Anlehnung an Briemle & Wieden (2003) ausgeführt – besser Zeitfenster für eine Mahd sind v.a. beim Vorkommen von sehr seltenen, wertgebenden Pflanzen- oder auch Tierarten ggf. konkret flächenbezogen entsprechend der jährlich wechselnden Vegetationsentwicklung festzulegen und falls erforderlich anzupassen. Ebenso wichtig wie eine regelmäßige Erfolgskontrolle der Maßnahmen ist auch die Möglichkeit, von Jahr zu Jahr unter Beachtung des Witterungsverlaufs, der Grundwasserstände und anderer wichtiger Faktoren Mahdzeitpunkte flexibel handhaben zu können. Nehmen beispielsweise in Feuchtwiesen diagnostisch wertvolle Arten, die nährstoffärmeren Verhältnisse anzeigen wie z.B. das Zittergras (*Briza media*), deutlich zu und treten Dominanzbildner wie das Schilf kaum noch in Erscheinung, kann auf eine einmalige, späte Mahd umgestellt werden. Auch dabei muss die weitere Entwicklung der Pflanzenstände beobachtet und analysiert werden. Ggf. ist es nach einigen Jahren notwendig, wieder auf ein anderes Nutzungsregime umzustellen (Zimmermann 2016).

Eine alljährliche, stets zum etwa gleichen Zeitpunkt oder einem gleichen Zeitfenster durchgeführte Wiesenmahd sollte normalerweise unter günstigen Boden- und Grundwasserverhältnissen ausreichen, um den aktuellen Zustand zu sichern. Liegt einer der Faktoren über viele Jahre oder regelmäßig zur entscheidenden Zeit im Frühjahr nicht im günstigen Bereich, kann sich trotz regelmäßiger, termingerechter Mahd der Zustand artenreicher Wiesen durchaus verschlechtern.

Dabei ist auch zu berücksichtigen, dass sich in den letzten Jahrzehnten die Phänologie der Vegetationsentwicklung aufgrund der anhaltenden und sich weiter verschärfenden klimatischen Veränderungen in den meisten Grünlandtypen deutlich verändert hat, wie bereits Wieden (2003) ausgeführt hat. Ein häufig früherer Beginn des Aufwuchses vor allem von Gräsern und eine längere Vegetationsperiode führen im Zusammenhang mit seit langem wieder stetig steigenden Nährstoffeinträgen über Einträge aus benachbarten Intensiväckern oder über Fernverdriftung durch den Luftpfad zu einer stärkeren Biomasseentwicklung. Dem kann häufig

nur über eine frühere Abschöpfung von Biomasse, sprich einer früheren ersten Mahd, entgegengewirkt werden.

Die Wiederaufnahme einer Mahd nach längerer Nutzungsauffassung kann unter günstigen Standortbedingungen recht schnell erfolgreich sein, der Artenreichtum und die Artenzahl können manchmal innerhalb weniger Jahre deutlich zunehmen (Zimmermann 2016). Die gezielte Förderung einzelner, besonders konkurrenzschwacher Pflanzenarten ist hingegen viel schwieriger zu erreichen. Dies kann zumeist nur gelingen, wenn frühe Mahdzeitpunkte (möglichst schon ab Anfang Mai) wie zu Zeiten der historischen Wiesennutzung angesetzt werden. Förderlich wirken sich dabei außerdem die Wiedereinführung von Nutzungsmosaike (z.B. entlang des Grundwassergradienten in Talräumen) sowie jahrweise an die jeweiligen Niederschlags- und Witterungsverhältnisse angepasste Mahdtermine oder ein Pflegeregime mit Streifenmahd aus.

Durch eine sehr frühe (erste oder einmalige) Mahd können i.d.R. auch Arten gefördert werden, die erst sehr spät im Jahr blühen und fruchten, wie z.B. der Lungenenzian (*Gentiana pneumonanthe*). Bei einer Mahd im Mai werden diese Arten kaum mit abgemäht oder können danach leicht wieder austreiben und ihren Lebenszyklus fortsetzen. Erfolgt - wie zumeist heute noch übliche Praxis – erst eine Mahd ab Mitte September, kann keinerlei Nährstoffabschöpfung oder Beeinflussung der Dominanzverhältnisse in diesen Wiesen erfolgen. Im Ergebnis findet man zwar immer noch teilweise Jahrzehnte alte Mutterpflanzen vor, aber eine generative Vermehrung der Art ist weitestgehend ausgeschlossen.

6.6 Fazit

Die Erhaltung von historischen Nutzungsformen – übrigens nicht nur im Grünland, sondern auch auf Heiden und in einigen Waldtypen – ist aufwändig, teuer und zunehmend unpopulär und wird nicht selten als „musealer Naturschutz“ abwertend dargestellt. Diese Lebensräume bergen jedoch - wie weiter oben dargelegt - eine außerordentlich hohe Artenvielfalt.

Starre, zumeist zu späte Termine für die erste Nutzung verhindern eine Flexibilisierung und Anpassung an phänologische Veränderungen und Unterschiede zwischen einzelnen Jahren oder über einen längeren Zeitraum betrachtet.

Es bedarf eines deutlichen Umdenkens und Umsteuerns in der nationalen wie europäischen Landwirtschaftspolitik ebenso wie in den Köpfen zahlreicher beruflicher wie ehrenamtlicher Naturschutzmitarbeiter*innen hinsichtlich sinnvoller/notwendiger Nutzungstermine und die Abkehr vom verbreiteten „monosektralen“ Denken, welches sich nur an einzelnen Arten oder Artengruppen orientiert. Obwohl bereits vor 20 Jahren im Ergebnis einer Fachtagung des BfN in den BfN-Skripten (Reiter et al. 2003) in verschiedenen Beiträgen plausibel ein deutliches Umdenken bei der Festlegung von Nutzungsterminen oder Zeitfenstern für die erste Nutzung eingefordert wurde, ist diesbezüglich bis heute nur in einzelnen Bundesländern und aus meiner Sicht nicht in ausreichendem Maße auf diese Erfordernisse reagiert worden.

Es bedarf künftig effektiver und terminlich möglichst flexibler und für Landnutzer*innen lukrativer Förderprogramme, die möglichst viele Effekte der historischen Wiesennutzung unter den heutigen, veränderten natürlichen Bedingungen und Nutzungsmöglichkeiten „simulieren“. Aktuelle Förderprogramme sind oft nur bedingt geeignet zur effektiven Erhaltung/Pflege von Grünland-Lebensräumen, die teils immer noch falschen oder zu starren Zeiträume bedingen eine viel zu starke „Nutzungs-Homogenität“.

Mit der erst kürzlich aufgehobenen Kappungsgrenze für Höchstbeträge bei Grünlandförderprogrammen ist zumindest ein Hindernis beseitigt worden, welches über viele Jahre eine wirtschaftliche Nutzung artenreichen Grünlandes durch „normale“ Landwirtschaftsbetriebe deutlich erschwert hat. Nun sind Fachleute und Entscheidungsträger*innen in Naturschutz- und Landwirtschaftsbehörden gefordert, sich aktuelles Fachwissen anzueignen, dies zu akzeptieren, über den eigenen „Schatten des sektoralen Fachwissens zu springen“ und diese Erkenntnisse anzuwenden und in neuen Förderprogrammen zu etablieren und umzusetzen.

Literaturverzeichnis

- Abel, W. (1978): Geschichte der deutschen Landwirtschaft vom frühen Mittelalter bis zum 19. Jahrhundert. In: Deutsche Agrargeschichte, Bd. 2. Ulmer, Stuttgart, 370 S.
- Ascherson, P. (1864): Flora der Provinz Brandenburg, der Altmark und des Herzogthums Magdeburg. Berlin, 1034 S.
- Auf dem Hövel, H. (1957): Die Entstehung des Graslandes in Schleswig-Holstein. Schriften des Naturwissenschaftlichen Vereins für Schleswig-Holstein 28 (2): S. 123-136
- Briemle, G. & M. Wieden (2003): Fixtermine oder vegetationskundliche Erfolgskontrolle? – Empfehlungen der Arbeitsgruppe I. In: Reiter, K., A. Schmidt & U. Stratmann (2003): „... Grünlandnutzung nicht vor dem 15. Juni ...“. Sinn und Unsinn von behördlich verordneten Fixterminen in der Landwirtschaft. Dokumentation einer Tagung des Bundesamtes für Naturschutz und des Naturschutzzentrums Hessen (NZH) in Wetzlar am 16. / 17. September 2003: S. 73-74
- Dierschke, H. & G. Briemle (2002): Kulturgrasland Wiesen, Weiden und verwandte Staudenfluren. Ulmer, Stuttgart
- Ellenberg, H. E., R. Weber, V. Düll, V., W. Wirth & D. Paulißen (1992): Zeigerwerte der Pflanzen in Mitteleuropa. Göttingen
- Ellenberg, H. E. (1996): Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen. Ulmer, Stuttgart
- Ellwanger, G., A. Ssymank, A. Buschmann, M. Ersfeld, M., W. Frederking, S. Lehrke, S., M. Neukirchen, U. Raths, U., U. Sukopp & M. Vischer-Leopold (2014): Der nationale Bericht 2013 zu Lebensraumtypen und Arten der FFH-Richtlinie. Ein Überblick über die Ergebnisse. – Natur und Landschaft 89 (5): S. 185-192
- Haack, S. & S. Sauerteig (2008): Konzeption zum Erhalt und zur Wiederherstellung eines günstigen Erhaltungszustandes des LRT 6410 (Pfeifengraswiesen) nach Anhang 1 der FFH-Richtlinie in Brandenburg. Unveröff. Gutachten im Auftrag des LUA Brandenburg.
- Hempel, W. (2000): Entwicklung und naturwissenschaftliche Bedeutung des Wirtschaftsgrünlandes in Sachsen. Artenschutzreport Jena 10: S. 1-3
- Hempel, W. (2008): Die historische Entwicklung des Wirtschaftsgrünlandes in Sachsen. Berichte der Naturforschenden Gesellschaft der Oberlausitz 16: S. 3–18
- Kapfer, A. (2010a): Beitrag zur Geschichte des Grünlands Mitteleuropas. Naturschutz und Landschaftsplanung 42 (5): S. 133-140
- Kapfer, A. (2010b): Mittelalterlich-frühneuzeitliche Beweidung der Wiesen Mitteleuropas - Die Frühjahrsvorweide und Hinweise zur Pflege artenreichen Grünlandes. Naturschutz und Landschaftsplanung 42 (6): S. 180-187
- Kauter, D. (2002): „Sauergras“ und „Wegbreit“? Die Entwicklung der Wiesen in Mitteleuropa. – Ber. Inst. Landschafts- u. Pflanzenökologie Univ. Hohenheim, Beiheft 14
- Krausch, H.-D. (1955): Wälder und Wiesen im Spreewald in geschichtlicher Entwicklung, ein Beitrag zur Vegetations- und Wirtschaftsgeschichte der Niederlausitz. Wissenschaftliche Zeitschrift der Pädagogischen Hochschule Potsdam, Mathematisch-naturwissenschaftliche Reihe 1: 121-148

- Krausch, H.-D. (2006): Vegetations- und Landschaftsgeschichte seit dem Mittelalter. In: Kinder, S. & Porada, H. T. (Hrsg.): Landschaften in Deutschland. Werte der deutschen Heimat: Brandenburg an der Havel und Umgebung. Böhlau Verlag Köln, Weimar, Wien: S. 24-27
- Krause, H. L. E. (1892): Beitrag zur Geschichte der Wiesenflora in Norddeutschland. – Englisches Botanisches Jahrbuch 15: S. 387–400
- Kreutz, C.A.J. & F. Zimmermann (2008): Erstnachweis von *Neotinea ustulata* (L.) R.M. Bateman, Pridgeon & M.W. Chase in der Türkei. Jour. Eur. Orch. 40 (1): S. 85-91
- Meysel, F. & M. Köhler (2014): Die Mücken-Händelwurz (*Gymnadenia conopsea* (L.) R. Br. in der Nordostdeutschen Tiefebene – eine im Naturraum aussterbende Art? Berichte aus den Arbeitskreisen Heimische Orchideen 31 (2): S. 6-63
- Luthardt, V. & J. Zeitz (Hrsg. (2014): Moore in Brandenburg und Berlin. Natur+Text Rangsdorf, 384 S.
- Müller-Stoll, W. R. (1955): Die Pflanzenwelt Brandenburgs. Berlin, 208 S.
- Petrick, W., H. Illig, H. Jentsch, S. Kasparz, G. Klemm & V. Kummer (2011): Flora des Spreewaldes. Natur+Text Rangsdorf, 544 S.
- Oberdorfer (1983): Pflanzensoziologische Exkursionsflora. Ulmer, Stuttgart
- Poppei, M., M. Ristow, K. Geissler & J. Metz (2018): Die Bestandssituation des Breitblättrigen Knabenkrautes (*Dactylorhiza majalis* [Rchb.] Hunt et Summerhayes subsp. *majalis*) in ausgewählten Schutzgebieten Brandenburgs. Berichte aus den Arbeitskreisen Heimische Orchideen 35 (2): S. 179-196
- Reiter, K., A. Schmidt & U. Stratmann (2003): „... Grünlandnutzung nicht vor dem 15. Juni ...“ Sinn und Unsinn von behördlich verordneten Fixterminen in der Landwirtschaft Dokumentation einer Tagung des Bundesamtes für Naturschutz und des Naturschutz-Zentrums Hessen (NZH) in Wetzlar am 16. / 17. September 2003
- Schmidt, A. (2003): Positionspapier. In Reiter, K. A. Schmidt & U. Stratmann (2003): „... Grünlandnutzung nicht vor dem 15. Juni ...“. Sinn und Unsinn von behördlich verordneten Fixterminen in der Landwirtschaft Dokumentation einer Tagung des Bundesamtes für Naturschutz und des Naturschutz-Zentrums Hessen (NZH) in Wetzlar am 16. / 17. September 2003: S. 79-81
- Schoknecht, T. (2011): Ableitung eines erhöhten Handlungsbedarfs zur Verbesserung des Erhaltungszustandes von Lebensraumtypen nach Anhang 1 und Arten nach Anhang 2 der FFH-Richtlinie in Brandenburg. Naturschutz und Landschaftspflege in Brandenburg 20 (4): S. 141-144
- Schoknecht, T. & F. Zimmermann (2015): Der Erhaltungszustand von Lebensraumtypen nach Anhang I und Arten nach Anhang II und IV der FFH-Richtlinie in Brandenburg in der Berichtsperiode 2007-2012. Naturschutz und Landschaftspflege in Brandenburg 24 (2): S. 4-23
- Schoknecht, T. & F. Zimmermann (2020): Der Erhaltungszustand von Lebensraumtypen nach Anhang I und Arten nach Anhang II und IV der FFH-Richtlinie in Brandenburg in der Berichtsperiode 2013-2018. Naturschutz und Landschaftspflege in Brandenburg 29 (3): S. 4-17
- Sturm, P., A. Zehm, H. Baumbach, W. von Brackel, G. Verbücheln, M. Stock & F. Zimmermann (2018): Grünlandtypen. Erkennen – Nutzen – Schützen. Quelle & Meyer, Wiebelsheim, 344 S.
- Succow, M. & L. Jeschke (2022): Deutschlands Moore. Ihr Schicksal in unserer Kulturlandschaft. Natur+Text Rangsdorf, 541 S.
- Wieden, M. (2003): Der 15. Juni, vom Klimawandel überholt? – Langjährige Ergebnisse von Vertragsnaturschutz-Kontrollen im Landkreis Gießen. In: Reiter, K., A. Schmidt & U. Stratmann (2003): „... Grünlandnutzung nicht vor dem 15. Juni ...“. Sinn und Unsinn von behördlich verordneten Fixterminen in der Landwirtschaft. Dokumentation einer Tagung des Bundesamtes für Naturschutz und des Naturschutz-Zentrums Hessen (NZH) in Wetzlar am 16. / 17. September 2003: S. 9-20

- Willerding, U. (1996): Paläo-Ethnobotanik und Umweltgeschichte des Mittelalters. – In: Bayerl, G.; Fuchsloch, N. & Meyer, T. (Hrsg.): Umweltgeschichte – Methoden, Themen, Potentiale. Münster: S. 41-65
- Zimmermann, F. (2008): Verbreitung und Gefährdungssituation der heimischen Orchideen (*Orchidaceae*) in Brandenburg. Teil 1: Ausgestorbene und verschollene Arten sowie Arten, deren früheres Vorkommen fraglich ist. Naturschutz und Landschaftspflege in Brandenburg 17 (1): S. 23-30
- Zimmermann, F. (2011): Verbreitung und Gefährdungssituation der heimischen Orchideen (*Orchidaceae*) in Brandenburg. Teil 3: Stark gefährdete, gefährdete und ungefährdete Arten sowie Arten mit unzureichender Datenlage. Naturschutz und Landschaftspflege in Brandenburg 20 (3): S. 80-96
- Zimmermann, F. (2013): Steppen-Trockenrasen in Brandenburg - Zustand und Entwicklungsaussichten. In: TMLFUN (Hrsg.) 2013: Steppenlebensräume Europas - Gefährdung, Erhaltungsmaßnahmen und Schutz: S. 127-140
- Zimmermann, F. (2016): Nutzungsgeschichte, aktueller Zustand und Zukunftsaussichten von artenreichen Feuchtwiesen in Brandenburg. Naturschutz und Landschaftspflege in Brandenburg 33 (1, 2): S. 40-61
- Zimmermann (2018): Die Orchideen Brandenburgs – Verbreitung, Gefährdung, Schutz. Berichte aus den Arbeitskreisen Heimische Orchideen 35 (2): S. 4-147
- Zimmermann, F. (2021): 30 Jahre Naturschutz im Land Brandenburg – Eine Bilanz zur Situation der Biodiversität der Arten und Lebensräume. Naturschutz und Landschaftspflege in Brandenburg 30 (2, 3): S. 4-35
- Zimmermann, F.; Herrmann, A. & Kretschmer, H. (2012): Aktueller Zustand und Zukunftsaussichten der kontinentalen Trockenrasen in Brandenburg. Naturschutz und Landschaftspflege in Brandenburg 21 (4): S. 140-162

Kontakt:

Dr. Frank Zimmermann
Landesamt für Umwelt
Referat N3 Grundlagen Natura 2000/ Arten- und Biotopschutz
Seeburger Chaussee 2
14476 Potsdam

7 Wiederherstellung von verbuschten Trockenstandorten durch Ziegenbeweidung - Chancen und Herausforderungen

D. Elias, S. Mann und S. Tischew

Zusammenfassung

Trockenrasen stehen aufgrund ihrer biologischen Vielfalt und der hohen Gefährdungsdisposition im besonderen Interesse des europäischen Naturschutzes. Die Aufgabe der vielerorts traditionellen Hütehaltung mit Schafen und Ziegen und die nachfolgende Vergrasung (z. B. mit *Arrhenatherum elatius*, *Brachypodium pinnatum*, *Bromus erectus*) sowie Verbuschung der Standorte sind aktuell die Hauptgefährdungsursachen. Daher ergibt sich die Notwendigkeit, neue naturschutzfachlich geeignete und ökonomisch tragfähige Managementstrategien zu erproben und in die Praxis einzuführen. Die motormanuelle Entbuschung der Standorte ist nur als ersteinrichtende Maßnahme in Kombination mit nachfolgender Beweidung oder als Nachpflegemaßnahme geeignet. Ziegen hingegen gelten als anpassungsfähige Mischfresser, die auch gerne Gehölznahrung aufnehmen. Um die Pflegedefizite auf bereits stark verbuschten und vergrasten Trockenstandorten rückgängig zu machen, ist anfänglich eine intensivere Ziegenbeweidung erforderlich. Ein solches Beweidungsregime ist in verbuschten und unübersichtlichen Steillagen sowie kleinteiligen Bereichen (Splitterflächenbeweidung) nur mit Rotationsstandweiden ökonomisch sinnvoll umsetzbar. Vor diesem Hintergrund wurden im Unteren Saaletal zwischen Halle (Saale) und Könnern in Sachsen-Anhalt seit 2007 insgesamt 22 Ziegenstandweiden eingerichtet. Zum Teil fand eine Mischbeweidung mit Schafen, Robust-Pferden oder Robust-Rindern statt. Aufgrund der positiven Zwischenergebnisse wurden im Jahr 2012 drei weitere Ziegenweiden im Saale-Unstrut-Gebiet bei Freyburg eingerichtet. Die Ziegenbeweidung wurde von Beginn an durch ein umfangreiches Monitoring begleitet. Dabei wurden auf den Ziegenweiden deutliche Rückgänge der Gehölzdeckungen festgestellt. Sehr positiv ist ebenso die Reduzierung der Streuschichten und Deckungen von brachetoleranten Obergräsern auf den Ziegenweiden zu bewerten. Diese Entwicklung begünstigte die Schaffung von Vegetationslücken innerhalb ehemals stark vergraster Bereiche, die wiederum die Keimung und Etablierung schwachwüchsiger Trockenrasenarten förderten. Neben kurzlebigen Zielarten (v. a. Therophyten), die vor allem von den höheren Offenbodenanteilen profitierten, wurden auch bei mehrjährigen und zum Teil sehr seltenen Trockenrasenarten Bestandszuwächse registriert. Zusätzlich zeigen die begleitenden faunistischen Erfassungen sehr positive Effekte auf die Entwicklung typischer Offenlandarten. Zusammenfassend kann festgestellt werden, dass Ziegenbeweidung sich hervorragend zur Wiederherstellung verbuschter Trockenrasenstandorte eignet. Wichtig ist ein standortangepasstes Management in Abhängigkeit der Produktivität der Standorte, der Pflegedefizite und Pflegeziele. Stellschrauben sind insbesondere über Anpassungen in der Besatzstärke und der Weidezeiträume möglich. Zu empfehlen ist außerdem der Verzicht auf Düngung und Zufütterung.

Abstract

Due to their high biodiversity and the large number of threatened species, dry grasslands are recognized as ecosystems of high conservation value. Dry grasslands mainly originate from a long history of seasonal herding with sheep and goats. Shrub encroachment and the spread of competitive tall grasses (e. g. *Arrhenatherum elatius*, *Brachypodium pinnatum*, *Bromus erectus*) following pasture abandonment are considered important drivers for dry grassland loss in Central Europe. Therefore, there is a need to test new management strategies that are both appropriate for the conservation of dry grassland and economically acceptable, and to introduce them to practice. The mechanical shrub removal is only suitable as an initial measure in combination with subsequent grazing or as a follow-up management procedure. However, goats are opportunistic intermediate feeders; when available, they show a preference for browsing. For reducing shrubbery and dense grass cover, grazing with a comparatively high stocking rate is mandatory during the first years. The economic feasibility of such a grazing regime can only be achieved by paddock grazing with permanent fences, particularly in scrubby and isolated dry grassland sites with steep slopes. Against this background, a total of 22 goat paddock pastures have been established in the Lower Saale River Valley between Halle (Saale) and Könnern in Saxony-Anhalt since 2007. In some pastures mixed grazing with sheep, robust breeds of horses or cattle occurred. Due to the positive interim results, three additional goat paddock pastures were established in the Saale-Unstrut region near Freyburg in 2012. The goat paddock grazing was intensively monitored from the beginning. Thereby, significant reductions of shrub cover were observed in the goat paddocks. In addition, the goat grazing reduced litter layers and cover of competitive tall grasses in the paddocks. These processes favoured the creation of vegetation gaps within formerly heavily grass-encroached areas, which in turn promoted the germination and establishment of low-growing dry grassland species. In addition to short-lived target species (especially therophytes), which benefited from the higher bare soil cover, perennial and in some cases very rare dry grassland species could also establish. The accompanying faunistic surveys also showed very positive effects on the development of typical dry grassland species. Based on our findings, we can conclude that goat paddock grazing can be an effective tool to restore encroached dry grasslands. Crucial factors are site-appropriate grazing management depending on the productivity of the sites, the state of shrub and grass encroachment as well as the restoration goals. Adjustments can be made, especially in stocking rates and grazing periods. We recommend to avoid site fertilization and supplementary feeding as far as possible.

7.1 Trockenrasen – Bedrohte Hotspots der Biodiversität

Trockenrasen zählen in Mitteleuropa zu den artenreichsten Biotoptypen (Veen et al. 2009, Wilson et al. 2012). Gleichzeitig weisen sie einen sehr hohen Anteil an gefährdeten Arten auf (Korneck et al. 1998, van Swaay et al. 2006, Metzing et al. 2018) bzw. gehören zu den am stärksten gefährdeten Lebensräumen in Deutschland (Finck et al. 2017). Ihren Artenreichtum und die flächenmäßige Ausdehnung verdanken die Trockenrasen der jahrtausendelangen Nutzung durch den Menschen. Dabei spielte Beweidung mit Schafen und Ziegen insbesondere in der jüngeren Vergangenheit eine bedeutsame Rolle (Jäger & Mahn 2001, Poschlod & Wallis-DeFries 2002). Begünstigt wurde die Entstehung und der Erhalt der mageren Offenlandstandorte außerdem durch Bauholz- und Brennholzgewinnung sowie vielerorts auch durch Mahd (Poschlod et al. 2009, Ellenberg & Leuschner 2010). Durch diese traditionelle Nutzungsform entstanden blütenreiche, vielfach gebüscht- und baumarme Flächen, die unsere Kulturlandschaft einst prägten (Abb. 51). Aufgrund des häufig kleinräumigen Wechsels der edaphischen und mikroklimatischen Verhältnisse wird die Offenlandvegetation oft durch ein Mosaik vieler verschiedener, meist kleinräumig wechselnder und zum Teil recht seltener Pflanzengesellschaften geprägt (Partzsch 2000, Schubert et al. 2010). Diese Lebensräume sind gewöhnlich durch mageren Wuchs und hohe Offenbodenanteile gekennzeichnet, die den häufig schwachwüchsigen Trockenrasenarten regelmäßig neue Keimungs- und Etablierungsnischen bieten. Viele der typischen Pflanzengesellschaften dieser Offenlandschaften sind als Lebensraumtypen nach der FFH-Richtlinie geschützt.

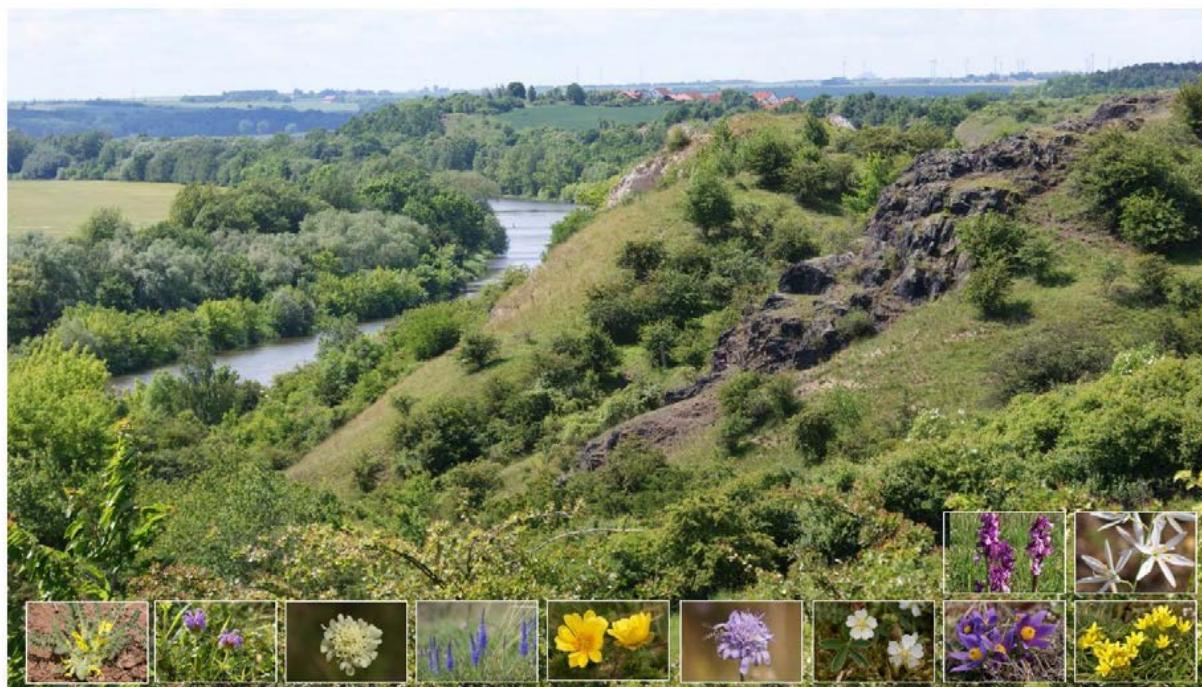


Abb. 51: Trockenrasen im Bereich der Franzigmak im Unteren Saaletal in Sachsen-Anhalt – Vielfältiges Vegetationsmosaik aus Felsfluren, *Calluna*-Heide, Trocken- und Halbtrockenrasen sowie Verbuschungsstadien. Hier sind unter anderem folgende Pflanzenarten zu finden (von oben links nach unten rechts): *Orchis morio*, *Anthericum liliago*, *Astragalus exscapus*, *Astragalus danicus*, *Scabiosa ochroleuca*, *Veronica spicata*, *Adonis vernalis*, *Scabiosa canescens*, *Potentilla alba*, *Pulsatilla vulgaris* und *Gagea bohemica* (Quelle: D. Elias).

Aufgrund sozioökonomischer Veränderungen wurden in den letzten 100 Jahren aber zahlreiche Trockenrasenstandorte aus der Nutzung genommen. Trockenrasen auf produktiveren Standorten wurden durch Düngereinsatz in eine mehrschürige Wiesennutzung überführt oder zu Acker umgewandelt, während die Beweidung der weniger produktiven Flächen zunehmend nicht mehr rentabel war (Poschlod & WallisDeVries 2002, WallisDeVries et al. 2002, Janišová et al. 2011). Viele der ehemals beweideten Flächen wurden aufgeforstet oder verbuschten allmählich (Poschlod & WallisDeVries 2002, Ruprecht et al. 2009, Schrautzer et al. 2009). Zum Teil wurden die Standorte aber auch durch die Anlage von Steinbrüchen oder Bauwerken direkt zerstört (Janišová et al. 2011, Koštál et al. 2013).

Heutzutage sind Nutzungsaufgabe und nachfolgende Verbuschung der Standorte die Hauptgefährdungsursache der Trockenrasen in Mitteleuropa (Rejmánek & Rosén 1992, Poschlod & WallisDeVries 2002, Calaciura & Spinelli 2008; Abb. 52). Dieser Prozess leitet den schrittweisen Abbau des typischen Arteninventars ein. Zusätzlich führt Nutzungsaufgabe sowie die vielerorts nur sporadisch durchgeführte Beweidung auch zur Ausbreitung von konkurrenzstarken Obergräsern (*Arrhenatherum elatius*, *Brachypodium pinnatum*, *Bromus erectus*), die eine dichte Streudecke aufbauen und damit zusätzlich zum Verlust des typischen Arteninventars der Trockenrasen beitragen (Bobbink & Willems 1987, Dostálek & Frantík 2008, Hegedűsová & Senko 2011). Begünstigt werden diese Vergrasungseffekte häufig durch Nährstoffeinträge aus umgebenden Ackerflächen. Die typischen Trockenrasenarten sind in der Regel auf magere Standorte in Verbindung mit hoher Licht- und Temperaturverfügbarkeit an der Bodenoberfläche angewiesen, weshalb sie durch den Aufbau mächtiger Streudecken nachhaltig beeinträchtigt werden (Cizek et al. 2012, Ruprecht et al. 2010).

Mittlerweile sind in vielen Regionen, die ehemals durch großräumige Weidelandschaften gekennzeichnet waren, nur noch Fragmente bzw. Splitterflächen der einst weit verbreiteten Trockenrasen vorhanden (Fischer & Stöcklin 1997, Poschlod & WallisDeVries 2002). Vielerorts liegen sie kleinflächig inmitten von Sukzessionsgebüsch und zusätzlich isoliert zwischen Acker-, Wald- und Siedlungsflächen. Viele dieser Restflächen weisen aber auch nach Jahrzehnten noch typische und seltene Trockenrasenarten auf, wenngleich diese aufgrund von Verbuschungs- und Vergrasungseffekten oft nur noch in geringen Individuenzahlen auftreten. Diese Populationen sind neben der fortschreitenden Verbuschung und Vergrasung durch den weiteren Verlust genetischer Variabilität akut bedroht (Fischer & Stöcklin 1997, Peterson & Peterson 1999). Die beschriebenen Prozesse verdeutlichen die Notwendigkeit, neue naturschutzfachlich geeignete und ökonomisch tragfähige Managementstrategien zu erproben und in die Praxis einzuführen (Riecken & Schröder 2012).



Abb. 52: Der Schrittweise Abbau des typischen Arteninventars aufgrund von Nutzungsaufgabe und allmählicher Verbuschung der Standorte (links) und die zunehmende Vergrasung durch konkurrenzstarke Obergräser (im Bild rechts *Arrhenatherum elatius*) sind aktuell die Hauptgefährdungsursachen der Trockenrasen in Mitteleuropa (Quelle: D. Elias).

7.2 Lösungsansätze zur Wiederherstellung der Trockenrasen

Da viele typische Gehölzarten auf einen Gehölzrückschnitt mit starkem Wiederaustrieb reagieren (Bacon 2003, Maccherini et al. 2007, Elias et al. 2014), ist dies nur als ersteinrichtende Maßnahme in Kombination mit nachfolgender Beweidung oder als Nachpflegemaßnahme (Entfernung von Weideresten oder problematischen Arten) zu empfehlen. Ohne eine nachfolgend durchgeführte Beweidung ergibt sich ein hoher Nachsorgeaufwand durch wiederholte Pflegeschnitte. Außerdem erfolgt durch einen alleinigen Gehölzrückschnitt keine Reduzierung von Gräserdominanzen und Streuauflagen. Zu nennen sind außerdem die stetig steigenden Kosten für entsprechende Gehölzrückschnittmaßnahmen. Die Honorare für die Landschaftsbaufirmen lagen im Unteren Saaletal im Jahr 2020 zwischen 3.500 und 10.000 €/ha in Abhängigkeit vom Biotoptzustand, den Pflegezielen, der Zugänglichkeit des Geländes sowie des Reliefs. Je nach Standort und Region können die Kosten heutzutage auch deutlich höher ausfallen.

Vor diesem Hintergrund ist eine an die ursprüngliche Entstehung und Nutzung adaptierte Pflegeform der Steilhänge durch Beweidung wünschenswert. Diese Maßnahme muss einerseits für die Renaturierung und Pflege geeignet, andererseits wirtschaftlich tragfähig sein. Durch selektiven Fraß, Trittwirkung, Kotabgabe und Diasporenverfrachtung können Weidetiere sehr vielfältige Einflüsse auf die Vegetationsstruktur und die Artenzusammensetzung einer Fläche ausüben (Crofts & Jefferson 1999, Rosenthal et al. 2012). Diese Effekte variieren in Abhängigkeit des Biotoptyps (Produktivität, Vegetationstyp, Sukzessionsstadium), der Weidetierart/-rasse und des Beweidungsregimes (Besatzstärke/-dichte, Weidezeitraum/-dauer) (Crofts & Jefferson 1999, Bunzel-Drücke et al. 2008, Rosenthal et al. 2012).

Ziegen weisen dabei besondere Eigenschaften auf, die sie für die Pflege auf verbuschten Trockenstandorten besonders befähigen. Als anpassungsfähige und genügsame Mischfresser (Hofmann 1989) weisen Ziegen ein breiteres Futterartenspektrum als andere typische Weidetiere wie Schaf (Animut & Goetsch 2008) oder Rind (Papachristou & Platis 2011) auf. Wenn

Ziegen die Wahl haben, stellen sie sich einen Nahrungsmix aus Gräsern und Kräutern, aber vor allem aus Gehölzen (Blätter, Rinde, junge Zweige) zusammen (Aharon et al. 2007, El Aich et al. 2007, Animut & Goetsch 2008). Ziegen sind darüber hinaus sehr kletterfreudig (Dolek & Geyer 2002) und an trockenwarmes Klima sehr gut angepasst, sodass sie als besonders geeignet für die Beweidung von verbuschten Trockenstandorten insbesondere im Bereich felsiger Steilhänge betrachtet werden können (Rahmann 2000).

Um Pflegedefizite auf bereits stark vergrasten und verbuschten Trockenstandorten rückgängig zu machen, ist in der Renaturierungsphase ein erhöhter Beweidungsdruck erforderlich, da mehr Phytomasse abgeführt werden soll als alljährlich nachwächst. Mit der traditionellen Triftbeweidung ist solch ein erhöhter Weidedruck in verbuschten und unübersichtlichen Steillagen jedoch nur sehr schwierig umzusetzen. Zudem ist dieses Verfahren sehr arbeits- und personalintensiv, auch wenn zusätzlich mit mobilen Elektronetzen gearbeitet wird. Ziegenrotationsweiden auf eingezäunten Standweiden dagegen haben das Potenzial in diesen Bereichen die Wirtschaftlichkeit entsprechender Maßnahmen deutlich zu erhöhen.

7.3 Modellprojekt Ziegenbeweidung Unteres Saaletal

Im Unteren Saaletal (Sachsen-Anhalt) wurde im Jahr 2007 damit begonnen, Ziegenrotationsweiden mit Festzäunen einzurichten. Insgesamt wurden im Rahmen verschiedener Förderungen (v. a. über ELER) seitdem 22 Ziegenstandweiden zwischen Halle (Saale) und Könnern eingerichtet. Der Großteil der Flächen befindet sich im Raum Könnern-Rothenburg und wird durch den Landschaftspflegeverein Saaletal e. V. beweidet. Alle Flächen waren zu Beweidungsbeginn durch starke Pflegedefizite (Verbuschung, Vergrasung) gekennzeichnet. Die Beweidung fand überwiegend von März/April bis Oktober/November statt (i.d.R. keine Ganzjahresbeweidung, weil nicht zugefüttert werden sollte). Die Wasserversorgung der Ziegen wurde mit bereitgestellten Tränken gewährleistet. Im Zuge der Beweidung kamen vor allem Burenziegen zum Einsatz, welche sehr gut für die Landschaftspflege auf verbuschten Standorten geeignet sind (Erasmus 2000, Beinlich et al. 2012). Vereinzelt fand eine Mischbeweidung mit Schafen, Highland Cattles oder Fjordpferden statt. Die Besatzstärken lagen je nach Pflegedefiziten und dem Erreichen von Pflegezielen sowie der Produktivität der Standorte zwischen 0,2–1,0 GVE/ha/Jahr.

Auf den Flächen kamen sowohl Wildschutzzäune als auch stationäre Elektrozäune zum Einsatz. Sehr gut geeignet sind Elektrozäune mit 4 bis 5 Litzen, wobei sich die niedrigste Litze bei ca. 0,20 m und die höchste bei ca. 1,10 m befindet (Abb. 53). Wichtig ist die kontinuierliche Versorgung mit Strom, welche auf den Projektflächen über eine Batterie und ein Solarmodul mit Diebstahlschutz sichergestellt wurde. Vor Einrichtung der Zäune wurde eine 2 m breite Schneise geschaffen (Beseitigung der Gehölze und Mahd), welche im Rahmen der weiteren Zaunpflege freigehalten wird. Die Wilddurchgängigkeit der reinen Elektrozäune ist im Gegensatz zu festen Wildschutzzäunen deutlich besser und die Auswirkung auf das Landschaftsbild weniger gravierend, wodurch auch eine höhere Akzeptanz in der Bevölkerung und bei weiteren Nutzern (z. B. Jägerschaft) erreicht wurde.

Da es sich um ein neues Beweidungsverfahren handelte und dieses auf sehr schutzwürdigen Flächen mit noch vorhandenen Restbeständen gefährdeter Tier- und Pflanzenarten durchgeführt wurde, wurde die Beweidung durch ein umfangreiches Monitoring begleitet (Vegetation, auf ausgewählten Weiden auch Avifauna, Heuschrecken, Tagfalter/Widderchen). Aufgrund der positiven Zwischenergebnisse wurden im Jahr 2012 drei weitere Ziegenweiden im Saale-Unstrut-Gebiet bei Freyburg eingerichtet.



Abb. 53: Ziegenherden auf Weideflächen im Unteren Saaletal – Beim Fressen stellen sich die Ziegen gerne auf die Hinterbeine, um so an höher gelegene Gehölzbestandteile zu gelangen (links). Für die Weideflächeneinrichtung sind stationäre Litzenzäune empfehlenswert, die über ein Solarmodul mit Strom versorgt werden (rechts) (Quelle: S. Mann).

7.4 Wichtigste Ergebnisse des Monitorings auf den Ziegenweiden

Verglichen mit unbeweideten Kontrollflächen wurden im Beobachtungszeitraum auf den Ziegenweiden deutliche Rückgänge der Gehölzdeckungen festgestellt (Elias et al. 2018a, Köhler et al. 2020). Von den Ziegen wurden die Blätter, Blüten und Früchte sowie junge Triebe und deren Knospen gefressen. Durch das Fressen auf den Hinterbeinen waren die Gehölze bis in eine Höhe von ca. 1,8 m intensiv abgefressen. Einzelne Bäume (z. B. *Fraxinus excelsior*) wurden auch geschält. Während die erfassten Rückgänge bei den Gehölzen in den ersten Jahren vor allem auf den Blattverlust durch den Fraß zurückzuführen waren, wurden später aufgrund des anhaltenden intensiven Verbisses zunehmend auch Vitalitätsverluste beobachtet, was wiederum zum Absterben einzelner Bäume und Sträucher führte.

Da häufig bestachelte und bedornte Straucharten (z. B. *Rosa*- und *Crataegus*-Arten) die Verbuschungsstadien auf Trockenstandorten dominieren (z. B. Berberitze, Weißdorn-Arten), sollte mittels gezielter Weidetierbeobachtungen (Abb. 54) festgestellt werden, ob diese oder zudem giftige Gehölze (z. B. *Berberis vulgaris*) von den Weidetieren gemieden werden. Im Ergebnis dieser Untersuchungen wurde festgestellt, dass die Gehölze entsprechend ihrer Verfügbarkeit auf den Weideflächen gefressen wurden, d. h. die häufigsten Straucharten auf den Weideflächen wurden auch am häufigsten von den Ziegen angenommen, was unter anderem mit der vergleichsweise intensiven Beweidung in der Renaturierungsphase (Pflegephase zur Erreichung der Renaturierungsziele) zusammenhängen dürfte (Elias & Tischew 2016).

Entsprechend der Verfügbarkeit und der allgemeinen Futterqualität auf den Weideflächen variierten die Fraßanteile der einzelnen Gehölzarten von Jahr zu Jahr und in Abhängigkeit von verschiedenen Weidezeitpunkten sowie der Dauer der Weideperiode (Elias & Tischew 2016).

Einen Einfluss hatte außerdem das Entwicklungsstadium der auf den Weideflächen vorhandenen Gehölze. So wurden beispielsweise die proteinreichen Blätter von Robinien (*Robinia pseudoacacia*) von den Ziegen bevorzugt gefressen. Sofern jedoch alte Robinen auf den Flächen waren, konnten die Ziegen im Regelfall nur die herabhängenden Triebe und Blätter fressen. Die bereits dicke Borke von Robinienbäumen ist für die Tiere nicht verwertbar. Demgegenüber waren Robinienstockausschläge nach erfolgten Entbuschungsmaßnahmen ein sehr beliebtes Futter (Elias et al. 2014).

Sehr positiv ist auch die Reduzierung der Streuschichten und Deckungen von brachetoleranten Obergräsern auf den Ziegenweiden zu bewerten. Diese Entwicklung begünstigte die Schaffung von Vegetationslücken innerhalb ehemals stark vergraster Bereiche, die wiederum die Keimung und Etablierung schwachwüchsiger Trockenrasenarten förderten (Elias et al. 2018a). Neben kurzlebigen Zielarten (v. a. Therophyten), die vor allem von den höheren Offenbodenanteilen profitierten, wurden auch bei mehrjährigen und zum Teil sehr seltenen Trockenrasenarten Bestandszuwächse registriert (*Astragalus exscapus*: Elias et al. 2014, *Gagea bohemica*: Elias et al. 2018b, *Ophrys sphegodes*: Köhler et al. 2020).

Auch nach 10 Jahren Ziegenbeweidung waren nitrophile Ruderalarten auf den Weideflächen nur sporadisch in wertgebenden Trockenrasenbereichen verbreitet, wenngleich eine leichte Zunahme der Artenzahlen in dieser Artengruppe beobachtet wurde. Sofern diese Arten keine Dominanzen ausbilden, sind sie vielmehr als typische Komponenten beweideter und lückig bewachsener Trockenrasen anstatt als Beeinträchtigung zu werten (Brandes & Pfützenreuther 2013). Konzentrationen von Ziegenkot waren innerhalb der Ziegenweiden nur punktuell im Bereich der bevorzugten Ruheplätze auf den Weideflächen und im Umfeld von Unterstand und Tränke vorhanden. Da die Tiere gern an exponierten Stellen lagern, waren solche punktuellen Kotkonzentrationen allerdings auch in oberen Hanglagen im Bereich wertgebender Trockenrasen vorzufinden. Aufgrund der Flachgründigkeit und Trockenheit der Böden in diesen Bereichen (Wasser als limitierender Faktor) konnten sich hier entsprechende Ruderalarten aber nur sehr sporadisch ansiedeln. Höhere Abundanzen von z. B. *Urtica dioica* waren nur kleinflächig im Umfeld von Unterstand und Tränke zu beobachten. Eine wichtige Voraussetzung hierfür ist der Verzicht auf Düngung und Zufütterung auf den Weideflächen (Ausnahme Lockfütterung und Mineralienzugabe), was auf den untersuchten Flächen überwiegend eingehalten wurde. Sofern möglich sollten Unterstand und Tränke folglich nicht im Bereich schützenswerter Trockenrasenlebensräume eingerichtet werden.

Hinsichtlich der erfassten Indikatorgruppen Heuschrecken und Tagfalter/Widderchen wurden jeweils deutliche Fluktuationen in den Abundanzen in den einzelnen Jahren festgestellt, wobei bei den Heuschrecken insgesamt ein deutlich positiver Trend hin zu steigenden Individuenzahlen mit fortschreitender Beweidungsdauer beobachtet wurde. Dies kann auf die verbesserte Habitatqualität (verringerte Beschattung, Reduzierung hochwüchsiger Vegetationsstrukturen und verringelter Streufilz) sowie die damit verbundene Vergrößerung des Lebensraumes für typische Trockenrasenarten zurückgeführt werden. Dies wurde auch im Zuge einer umfassenden Fang-Wiederfangstudie am Beispiel der stark gefährdeten Rotflügeligen Ödlandschrecke (*Oedipoda germanica*) im Bereich einer Ziegenweide im Saale-Unstrut-Gebiet

festgestellt, welche von der Art erst nach Beweidungsbeginn mit Reduktion der Gehölzdeckungen besiedelt wurde (Hiller et al. 2020).



Abb. 54: Standardisierte Weidetierbeobachtungen zur Erfassung der Ziegenaktivitäten und der Ermittlung des gefressenen Gehölzartenspektrums (links). Individuenzählung einer Population der Verantwortungsart Stängeloser Tragant (*Astragalus exscapus*) auf einem beweideten Steppenrasenhang im Unteren Saaletal (rechts) (Quelle: D. Elias).

7.5 Fazit

Ziegenbeweidung eignet sich hervorragend zur Wiederherstellung verbuschter Trockenrasenstandorte. Es ist ein sehr wirksames Renaturierungs- und Pflegeverfahren. Die Pflegeleistung der Ziege liegt insbesondere in der Entbuschung der Standorte. Außerdem können durch die Ziegenbeweidung auch brachetolerante Obergräser und deren dichte Streudecken effektiv reduziert werden. Insbesondere allgemein weit verbreitete Trockenrasenarten, aber auch zahlreiche seltene Arten profitierten von der Wiederherstellung konkurrenzärmer und lichtreicher Bedingungen auf den ehemals verbuschten Trockenstandorten. Wichtig ist ein standortangepasstes Management in Abhängigkeit der Produktivität der Standorte, der Pflegedefizite und Pflegeziele. Stellschrauben sind insbesondere über Anpassungen in der Besatzstärke und im Weidezeitraum möglich. Relevant zu erwähnen ist, dass die Beweidung der oft klein- und steilflächigen sowie abgelegenen Trockenrasen im Vergleich zur Beweidung von ebenen und nicht verbuschten Standorten für die Bewirtschafter wesentlich aufwändiger ist und dementsprechend mit angepassten und deutlich höheren Förderungen honoriert werden muss. Weitere Hinweise zu den Chancen und Herausforderungen dieses Beweidungsverfahrens können dem „Praxisleitfaden Ziegenbeweidung“ (Elias et al. 2019) entnommen werden.

Danksagung

Die Einrichtung der Ziegenweideflächen im Unteren Saaletal und die wissenschaftliche Begleitung wurden durch den Europäischen Landwirtschaftsfonds für die Entwicklung des ländlichen Raums und aus Mitteln des Landes Sachsen-Anhalt gefördert (Naturschutz-Richtlinien). Weitere Finanzmittel wurden insbesondere für die Einrichtung von Flächen auch von der Heidehof-Stiftung bereitgestellt. Dank gilt darüber hinaus zahlreichen weiteren Beteiligten, die zum

Gelingen des Modellprojektes beigetragen haben, aber hier aus Platzgründen nicht alle aufgezählt werden können. Ohne die engagierte Arbeit der Landwirte wäre der Erfolg des Projektes jedoch nicht möglich gewesen.

Literaturverzeichnis

- Aharon, H., Henkin, Z., Ungar, E.D., Kababya, D., Baram, H., Perevolotsky, A. (2007): Foraging behaviour of the newly introduced Boer goat breed in a Mediterranean woodland: A research observation. *Small Ruminant Research* 69: 144–153.
- Anmut, G., Goetsch, A.L. (2008): Co-grazing of sheep and goats: Benefits and constraints. *Small Ruminant Research* 77: 127–145.
- Bacon, J. (2003): The Scrub Management Handbook: Guidance on the Management of Scrub on Nature Conservation Sites. English Nature, Peterborough. 45 S.
- Beinlich, B.; Gräwe, F.; Krämer, D., Mindermann, S. (2012): Alternative Wege zum erfolgreichen Management von Kalk-Halbtrockenrasen - aufgezeigt an Fallbeispielen aus dem Kreis Höxter (NRW). *Naturschutz und Biologische Vielfalt* 115: 21–44.
- Bobbink, R., Willems, J.H. (1987): Increasing Dominance of *Brachypodium pinnatum* (L.) Beauv. in Chalk Grasslands: A Threat to a Species-rich Ecosystem. *Biological Conservation* 40: 301–314.
- Brandes, D., Pfützenreuther, S. (2013): Die Wechselbeziehungen zwischen Steppenrasen und Adventiv- und Ruderalpflanzen in Deutschland. In: Baumbach, H., Pfützenreuther, S.: Steppenlebensräume Europas - Gefährdung, Erhaltungsmaßnahmen und Schutz. Tagungsband: 55–67.
- Bunzel-Drüke, M., Böhm, C., Finck, P., Kämmer, G., Luick, R., Reisinger, E., Riecken, U., Riedl, J., Scharf, M. & Zimball, O. (2008): Praxisleitfaden für Ganzjahresbeweidung im Naturschutz und Landschaftsentwicklung – «Wilde Weiden». Arbeitsgemeinschaft Biologischer Umweltschutz im Kreis Soest e.V., Bad Sassendorf-Lohne. 221 S.
- Calaciura, B., Spinelli, O. (2008): Management of Natura 2000 habitats. 6210 Semi-natural dry grasslands and scrubland facies on calcareous substrates (Festuco-Brometalia) (*important orchid sites). European Commission.
- Cizek, L., Hauck, D., Pokluda, P. (2012): Contrasting needs of grassland dwellers: habitat preferences of endangered steppe beetles (Coleoptera). *Journal of Insect Conservation* 16: 281–293.
- Crofts, A., Jefferson, R.G. (1999): The Lowland Grassland Management Handbook. 2nd edition. English Nature/The Wildlife Trusts, Peterborough.
- Dolek, M., Geyer, A. (2002): Conserving biodiversity on calcareous grasslands in the Franconian Jura by grazing: a comprehensive approach. *Biological Conservation* 104: 351–360.
- Dostálka, J., Frantík, T. (2008): Dry grassland plant diversity conservation using low-intensity sheep and goat grazing management: case study in Prague (Czech Republic). *Biodiversity and Conservation* 17: 1439–1454.
- El Aich, A., El Assouli, N., Fathi, A., Morand-Fehr, P., Bourbouze, A. (2007): Ingestive behavior of goats grazing in the Southwestern Argan (*Argania spinosa*) forest of Morocco. *Small Ruminant Research* 70: 248–256.
- Elias, D., Tischew, S. (2016): Goat pasturing—A biological solution to counteract shrub encroachment on abandoned dry grasslands in Central Europe? *Agriculture, Ecosystems and Environment* 234: 98–106.
- Elias, D., Mann, S., Tischew, S. (2014): Ziegenstandweiden auf degradierten Xerothermrasenstandorten - Auswirkungen auf Flora und Vegetation. *Natur und Landschaft* 89 (5): 200–208.

Wiederherstellung von verbuschten Trockenstandorten durch Ziegenbeweidung –
Chancen und Herausforderungen

- Elias, D., Hölzel, N., Tischew, S. (2018a): Goat paddock grazing improves the conservation status of shrub-encroached dry grasslands. *Tuexenia* 38: 215–233.
- Elias, D., Hölzel, N., Tischew, S. (2018b): Positive effects of goat pasturing on the threatened spring geophyte *Gagea bohemica* within formerly abandoned dry grasslands. *Flora* 249: 53–59.
- Elias, D., Mann, S., Necker, M., Tischew, S. (2019): Praxisleitfaden Ziegenbeweidung - Einsatz von Ziegen zur Beweidung verbuschter Trockenstandorte im Unteren Saaletal. Hochschule Anhalt, Bernburg. 64 S.
- Ellenberg, H., Leuschner, C. (2010): Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen – in ökologischer, dynamischer und historischer Sicht. Ulmer, Stuttgart (Hohenheim). 1.334 S.
- Erasmus, J.A. (2000): Adaptation to various environments and resistance to disease of the improved Boer goat. *Small Ruminant Research* 36: 179–187.
- Finck, P., Heinze, S., Raths, U., Riecken, U., Ssymank, A. (2017): Rote Liste der gefährdeten Biotoptypen Deutschlands. *Naturschutz und Biologische Vielfalt* Heft 156. 460 S.
- Fischer, M., Stöcklin, J. (1997): Local extinctions of plants in remnants of extensively used calcareous grasslands 1950–1985. *Conservation Biology* 11: 727–737.
- Hegedüšová, K., Senko, D. (2011): Successional changes of dry grasslands in southwestern Slovakia after 46 years of abandonment. *Plant Biosystems* 145: 666–687.
- Hiller, G., Elias, D., Köhler, M., Tischew, S. (2020). Förderung der Rotflügeligen Ödlandschrecke (*Oedipoda germanica*) – Ziegenrotationsbeweidung auf verbuschten Kalktrockenrasen. *Naturschutz und Landschaftsplanung* 52 (11): 518–523.
- Hofmann, R.R. (1989): Evolutionary steps of ecophysiological adaptation and diversification of ruminants: a comparative view of their digestive system. *Oecologia* 78: 443–457.
- Jäger, C., Mahn, E.-G. (2001): Die Halbtrockenrasen im Raum Questenberg (Südharz) in Beziehung zu ihrer Nutzungsgeschichte. *Hercynia* N. F. 34: 213–235.
- Janišová, M., Bartha, S., Kiehl, K., Dengler, J. (2011): Advances in the conservation of dry grasslands. Introduction to contributions from the 7th European Dry Grassland Meeting. *Plant Biosystems* 145: 507–513.
- Köhler, M., Elias, D., Hiller, G., Hölzel, N., Tischew, S. (2020): Restoration of orchid-rich dry calcareous grasslands by rotational goat pasturing. *Tuexenia* 40: 201–223.
- Korneck, D., Schnittler, M., Klingenstein, F., Ludwig, G., Takla, M., Bohn, U., May, R. (1998): Warum verarmt unsere Flora? Auswertung der Roten Liste der Farn- und Blütenpflanzen Deutschlands. *Schriftenreihe für Vegetationskunde* 29: 299–444.
- Koštál, J., Eliáš, P., Vojteková, H., Dítě, D. (2013): *Gagea bohemica* in Slovakia: 1. taxonomy and distribution. *Hacquetia* 12, 1: 165–171.
- Maccherini, S., Marignani, M., Castagnini, P., van den Brink, P.J. (2007): Multivariate analysis of the response of overgrown semi-natural calcareous grasslands to restorative shrub cutting. *Basic and Applied Ecology* 8: 332–342.
- Metzing, D., Garve, E., Matzke-Hajek, G. (2018): Rote Liste und Gesamtartenliste der Farn- und Blütenpflanzen (Trachaeophyta) Deutschlands. *Naturschutz und Biologische Vielfalt* 70 (7): 13–358.
- Papachristou, T.G., Platis, P.D. (2011): The impact of cattle and goats grazing on vegetation in oak stands of varying coppicing age. *Acta Oecologica* 37: 16–22.
- Partzsch, M. (2000): Die Porphyrkuppenlandschaft des unteren Saaletals – Strukturwandel ihrer Vegetation in den letzten vier Jahrzehnten. *Tuexenia* 20: 153–187.

- Peterson, A., Peterson, J. (1999): Genotypic differentiation on an individual level in *Gagea villosa* (M. Bieb.) Duby, *Gagea lutea* (L.) Ker-Gawler and *Gagea bohemica* subsp. *saxatilis* (Koch) Pascher in Saxony-Anhalt using RAPD markers. *J. Appl. Bot.* 73, 228–233.
- Poschlod, P., Baumann, A., Karlík, P. (2009): Origin and development of grasslands in central Europe. In: Veen, P., Jefferson, R., de Smidt, J. & van der Straaten, J.: Grasslands in Europe of high nature value. KNNV Publishing, Zeist: 15–25.
- Poschlod, P., WallisDeVries, M.F. (2002): The historical and socioeconomic perspective of calcareous grasslands—lessons from the distant and recent past. *Biological Conservation* 104: 361–376.
- Rahmann, G. (2000): Biotoppflege als neue Funktion und Leistung der Tierhaltung – dargestellt am Beispiel der Entbuschung von Kalkmagerrasen durch Ziegenbeweidung. *Schriftenreihe Agraria* 28: 1–384.
- Rejmánek, M., Rosén, E. (1992): Influence of colonizing shrubs on species-area relationships in alvar plant communities. *Journal of Vegetation Science* 3: 625–630.
- Riecken, U., Schröder, E. (2012): Schutz und Management von wertvollen Offenlandbiotopen in klein-parzellierten Landschaften -Problemaufriss und Handlungsbedarf. *Naturschutz und Biologische Vielfalt* 115: 7–20.
- Rosenthal, G., Schrautzer, J., Eichberg, C. (2012): Low-intensity grazing with domestic herbivores: A tool for maintaining and restoring plant diversity in temperate Europe. *Tuexenia* 32: 167–205.
- Ruprecht, E., Enyedi, M.Z., Eckstein, L., Donath, T.W. (2010): Restorative removal of plant litter and vegetation 40 years after abandonment enhances re-emergence of steppe grassland vegetation. *Biological Conservation* 143: 449–456.
- Ruprecht, E., Szabo, A., Enyedi, M.Z., Dengler, J. (2009): Steppe-like grasslands in Transylvania (Romania): characterisation and influence of management on species diversity and composition. *Tuexenia* 289: 353–368.
- Schrautzer, J., Jansen, D., Breuer, M., Nelle, O. (2009): Succession and management of calcareous dry grasslands in the Northern Franconian Jura, Germany. *Tuexenia* 29: 339–351.
- Schubert, R., Hilbig, W., Klotz, S. (2010): Bestimmungsbuch der Pflanzengesellschaften Deutschlands. Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg. 472 S.
- Van Swaay, C., Warren, M., Grégoire, L. (2006): Biotope use and trends of European butterflies. *Journal of Insect Conservation* 10: 189–209.
- Veen, P., Jefferson, R., De Smidt, J., van der Straaten, J. (2009): Grasslands in Europe of high nature value. KNNV Publishing, Zeist.
- WallisDeVries, M.F., Poschlod, P., Willems J.H. (2002): Challenges for the conservation of calcareous grasslands in northwestern Europe: integrating the requirements of flora and fauna. *Biological Conservation* 104: 265–273.
- Wilson, J.B., Peet, R.K., Dengler, J., Pärtel, M. (2012): Plant species richness: the world records. *Journal of Vegetation Science* 23: 796–802.

Kontakte:

Dr. Daniel Elias
Hochschule Anhalt
Fachbereich Landwirtschaft, Ökotrophologie und Landschaftsentwicklung
Strenzfelder Allee 28
06406 Bernburg
daniel.elias@hs-anhalt.de

Sandra Mann
Landschaftspflegeverein Saaletal e. V.
Zickeritz 18 (postalisch Zickeritz 27)
06420 Könnern
mail@lpv-saaletal.de

Prof. Dr. Sabine Tischew
Hochschule Anhalt
Fachbereich Landwirtschaft, Ökotrophologie und Landschaftsentwicklung
Strenzfelder Allee 28
06406 Bernburg
sabine.tischew@hs-anhalt.de

8 Renaturierung von Kalkmagerrasen in Zeiten des globalen Wandels

T. Fartmann, F. Helbing, G. Stuhldreher und D. Poniatowski

Abstract

Calcareous grasslands rank among the grasslands with prime importance for biodiversity conservation in Europe. They exhibit a high diversity of plant, insect but also bird species. Due to their significance for the maintenance of species richness and high threat status they are protected by the EU Habitats Directive.

In this paper, we present important findings of the research project ‘restoration of calcareous grasslands in times of global change’. The project aimed at restoring species-rich calcareous grassland at sites of abandoned and, hence, scrubby calcareous grasslands in the Diemel Valley (North Rhine-Westphalia/Hesse, Central Germany). All studies considered the effects of shrub clearing (shrub cutting, production of wood chips) and subsequent grazing on the diversity of plant and insect species in calcareous grasslands.

Our studies revealed that scrubby calcareous grasslands can successfully be restored to species-rich calcareous grasslands. However, after the clearing of shrubs, resprouting young suckers have to be mulched for several years and continuous grazing has to be implemented. Pioneer and ruderal successional stages appearing in the first years after shrub cutting, have a high conservation value in itself. They exhibit unique plant and insect assemblages, already containing many threatened species. The high amount of bare soil and the heterogeneous vegetation are responsible for the high significance of these early-successional stages. Sunlit bare ground with a warm microclimate favours the germination of less-competitive plant species and is furthermore an important breeding habitat for insects. Thus, habitat heterogeneity fosters species richness in general.

Zusammenfassung

Kalkmagerrasen zählen zu den Grünlandlebensräumen mit besonderer Bedeutung für den Biodiversitätsschutz in Europa. Sie können eine große Vielfalt an Pflanzen-, Insekten-, aber auch Vogelarten beherbergen. Aufgrund der hohen Relevanz für die Erhaltung der Artenvielfalt und der gleichzeitig starken Gefährdung jener Habitate, sind sie auf EU-Ebene durch die Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie (LRT 6210) geschützt.

Im vorliegenden Beitrag sollen wichtige Ergebnisse des Erprobungs- und Entwicklungsvorhabens „Nachhaltige Renaturierung von Kalkmagerrasen in Zeiten des globalen Wandels“ vorgestellt werden. Ziel des Projektes war die Wiederherstellung artenreicher Kalkmagerrasen aus lange ungenutzten und somit stark verbuschten Magerrasen im Diemeltal (Nordrhein-Westfalen/Hessen). Alle hier vorgestellten Beispiele betrachten die Auswirkungen von Entbuschungen (Gehölzrodung, Verarbeitung des Gehölzschnitts zu Hackschnitzeln) mit nachfolgender Beweidung auf die Phyto- und Insektendiversität der Kalkmagerrasen.

Unsere Studien zeigen, dass sich stark verbuschte Kalk-Halbtrockenrasen wieder zu typischen Ausbildungen von Kalkmagerrasen entwickeln lassen. Hierzu sind jedoch nach der Entbuschung eine Nachpflege der Stockausschläge und die Wiederaufnahme einer kontinuierlichen Beweidung notwendig. Bereits die Pionierstadien der Magerrasenentwicklung bzw. die ruderalen Magerrasen, die sich in den ersten Jahren nach der Entbuschung etablieren, sind von hoher naturschutzfachlicher Bedeutung. Sie weisen eigenständige Phyto- und Entomozöosen auf, die viele gefährdete Arten beinhalten. Entscheidend für den hohen Wert der frühen

Sukzessionsstadien sind der Reichtum an Offenboden und die insgesamt heterogene Vegetation. Besonnter Offenboden mit warmem Mikroklima stellt einen wichtigen Keimungsort für konkurrenzschwache Pflanzenarten dar und ist ein bedeutendes Nisthabitat für viele Insekten. Habitatheterogenität fördert generell die Artenvielfalt.

8.1 Einleitung

Halbnatürliche Grünland-Ökosysteme der gemäßigten Breiten zählen zu den artenreichsten Lebensräumen der Erde (Bonari et al. 2017, Feurdean et al. 2018, Fartmann 2024). Sie halten den Weltrekord bei der Artenvielfalt von Gefäßpflanzen auf kleinräumiger Ebene und sind Hotspots der Insektendiversität. Über Jahrhunderte hat traditionelle bäuerliche Bewirtschaftung derartige Grünland-Ökosysteme mit ihrer außerordentlichen Biodiversität geschaffen und erhalten (Bonari et al. 2017, Feurdean et al. 2018, Fartmann et al. 2021a). Im Zuge der Transformation von historischer zu industrieller Landnutzung, insbesondere nach dem 2. Weltkrieg, hat die Fläche an artenreichem Grünland dramatisch abgenommen. In kollinen und montanen Lagen mit ausgeprägtem Relief waren insbesondere die Nutzungsaufgabe und Aufforstung für den Rückgang artenreicher Grünlandlebensräume verantwortlich (Fartmann et al. 2021a, Fumy et al. 2021).

Zu den Grünlandlebensräumen mit besonderer Bedeutung für den Biodiversitätsschutz in Europa zählen Kalkmagerrasen (Poschlod & Wallis De Vries 2002, Van Swaay et al. 2006, Bonari et al. 2017). Sie können eine große Vielfalt an Pflanzen-, Insekten-, aber auch Vogelarten beherbergen (Poniatowski et al. 2018, 2020; Löffler et al. 2019, 2020; Brüggemann et al. 2022). Sowohl in Europa als auch in Deutschland zählen Kalkmagerrasen zu den am stärksten gefährdeten Biotoptypen (Wallis De Vries et al. 2002, Finck et al. 2017). Aufgrund der hohen Relevanz für die Erhaltung der Artenvielfalt und der gleichzeitig starken Gefährdung sind Kalkmagerrasen (LRT 6210) auf EU-Ebene durch die Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie geschützt (Finck et al. 2017).

Im vorliegenden Beitrag sollen wichtige Ergebnisse des Erprobungs- und Entwicklungsvorhabens (kurz: E+E-Vorhaben) „Nachhaltige Renaturierung von Kalkmagerrasen in Zeiten des globalen Wandels“ vorgestellt werden. Ziel des Projektes war die Wiederherstellung artenreicher Kalkmagerrasen aus seit langer Zeit ungenutzten und somit stark verbuschten Magerrasen im Diemeltal (Nordrhein-Westfalen/Hessen) (Abb. 55). Alle hier vorgestellten Beispiele betrachten die Auswirkungen von Entbuschungen (Gehölzrodung, Verarbeitung des Gehölzschnitts zu Hackschnitzeln) mit nachfolgender Beweidung auf die Phyto- und Insektendiversität der Kalkmagerrasen. Einen Überblick über alle bisherigen Ergebnisse des Projektes geben Fartmann et al. (2021b) und Poniatowski et al. (2021).



Abb. 55: Ausgangs- (oben) und Zielzustand (unten) der Projektflächen im Diemeltal: verbuschter versus artenreicher Kalkmagerrasen. (Quelle: T. Fartmann).

8.2 Auswirkungen der Entbuschung mit anschließender Beweidung

Der Kreuzdorn-Zipfelfalter (*Satyrium spinii*) (Abb. 56, linke Seite) gilt deutschlandweit als gefährdet und ist eine der Zielarten des E+E-Vorhabens (Helbing et al. 2015). Als Wirtspflanze dient den Raupen des Falters der Purgier-Kreuzdorn (*Rhamnus cathartica*). Beide Arten, die Wirtspflanze und der Falter, reagierten sehr schnell auf die Entbuschungen und wurden dadurch stark gefördert. Vier Jahre nach Durchführung der Maßnahmen waren die Dichten beider Arten auf den entbuschten Magerrasen am höchsten und unterschieden sich von denen der verbuschten Flächen (Abb. 57).

Die Entbuschung der Magerrasen förderte einerseits die generative Verjüngung des Kreuzdorns aufgrund des reichlich vorhandenen Offenbodens und andererseits insbesondere die vegetative Vermehrung durch Stockausschläge. Der Kreuzdorn-Zipfelfalter nutzt zur Eiablage vorzugsweise bodennahe Zweiggabeln der Wirtspflanzen an mikroklimatisch begünstigten Standorten (Löffler et al. 2013). Dementsprechend wiesen die entbuschten Magerrasen mit ihren vielen kleinwüchsigen, sonnenexponierten Kreuzdorn-Pflanzen hervorragende Fortpflanzungsmöglichkeiten für den Zipfelfalter auf (Helbing et al. 2015).



Abb. 56: Kreuzdorn-Zipfelfalter (*Satyrium spinii*) (links) und Deutscher Ziest (*Stachys germanica*) (rechts) profitieren von der Gehölzentfernung in verbuschten Kalkmagerrasen. (Quelle: T. Fartmann).

Die entbuschten Flächen können sich, bei Nachpflege der Stockausschläge und Wiederaufnahme der Beweidung, auf lange Sicht zu artenreichen Kalkmagerrasen mit ihren charakteristischen Lebensgemeinschaften entwickeln (Poniatowski et al. 2020). Drei bis acht Jahre nach Umsetzung der Maßnahmen waren die Entbuschungsflächen noch durch eine sowohl von den

verbuschten als auch den beweideten Kalkmagerrasen deutlich abweichende Phytozönose kennzeichnet. Die Artengemeinschaft wies neben Wald-, Gebüsch-, Fettwiesen- und mesophilen Grünlandarten eine Vielzahl an charakteristischen Pflanzensippen der Kalkmagerrasen, thermophilen Säume und thermophilen Ruderalfuren, auf. Die Phytodiversität insgesamt und die Anzahl an Pflanzenarten, die mono- und oligolektischen Wildbienen als Pollenquellen dienen, war auf den Entbuschungsflächen aber bereits genauso hoch wie in den kontinuierlich beweideten Kalkmagerrasen (Abb. 58a und 59a). Hinsichtlich der Anzahl gefährdeter Pflanzenarten und der Anzahl an Pflanzenarten, die mono- und oligophagen Tagfaltern als Wirtspflanze dienen, vermittelten die Entbuschungsflächen dagegen zwischen denen verbuschter und beweideter Kalkmagerrasen (Abb. 58b und 59b). Eine gefährdete Pflanzenart, die nahezu ausschließlich auf entbuschten Flächen vorkam, war der Deutsche Ziest (*Stachys germanica*) (Abb. 56, rechte Seite). Von den Entbuschungsmaßnahmen profitierten aber auch zahlreiche Zikadenarten. Die Anzahl aller Arten war in den entbuschten Flächen sogar höher als in den beweideten Kalkmagerrasen (Abb. 60a). Dies gilt allerdings nicht für die gefährdeten Zikadenarten. Ihre Artenzahl war in den beweideten Kalkmagerrasen höher als auf den Entbuschungsflächen (Abb. 60b).

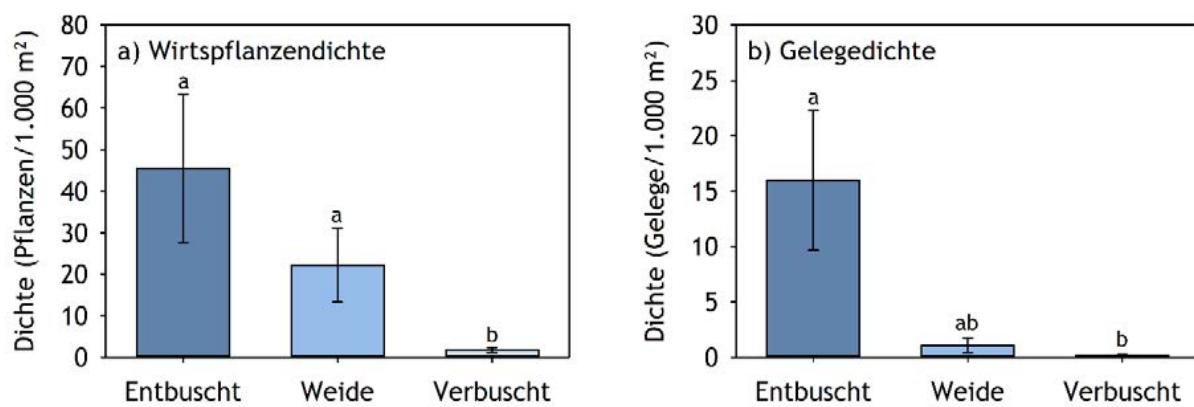


Abb. 57: Auswirkungen von Kalkmagerrasen-Entbuschungen auf den Kreuzdorn-Zipfelfalter (*Satyrium spinii*): Dichte (arithmetisches Mittel \pm Standardfehler) der Wirtspflanzen (a) und Zipfelfalter-Gelege (b) auf entbuschten, beweideten und brachliegenden, verbuschten Kalkmagerrasen (Diemeltal; Hessen). Signifikante Unterschiede zwischen den Typen liegen vor, wenn sie keine gemeinsamen Buchstaben aufweisen ($P < 0,05$). (Quelle: Helbing et al. 2015).

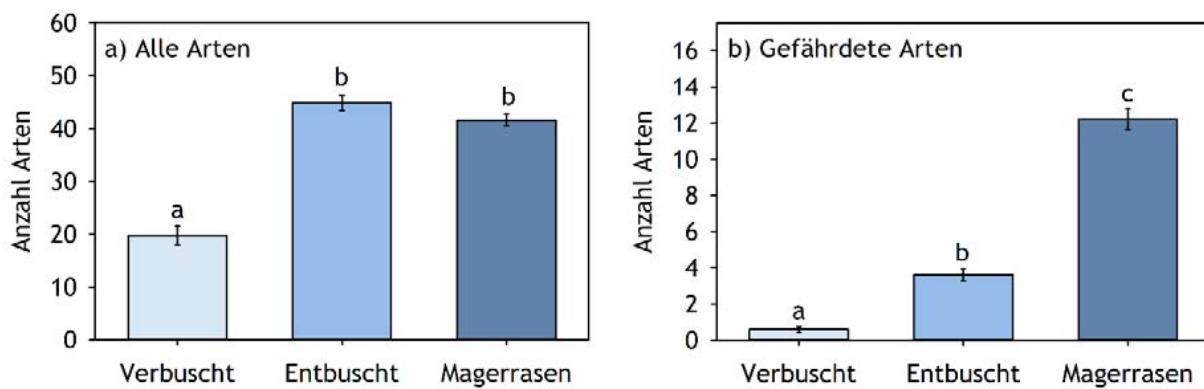


Abb. 58: Auswirkungen von Kalkmagerrasen-Entbuschungen auf die Phytodiversität: Anzahl (arithmetisches Mittel \pm Standardfehler) aller (a) und gefährdeter Pflanzenarten (b) in brachliegenden, verbuschten sowie entbuschten und beweideten Kalkmagerrasen (Diemeltal; Nordrhein-Westfalen, Hessen). Signifikante Unterschiede zwischen den Stadien liegen vor, wenn sie keine gemeinsamen Buchstaben aufweisen ($P < 0,05$). (Quelle: Poniatowski et al. 2020).

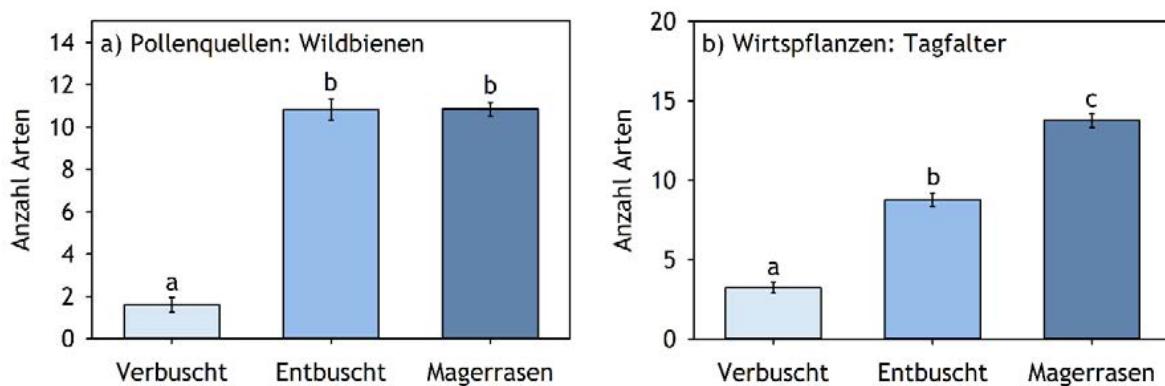


Abb. 59: Auswirkungen von Kalkmagerrasen-Entbuschungen auf die Phytodiversität: Anzahl (arithmetisches Mittel \pm Standardfehler) der Pflanzenarten, die mono- und oligolektischen Bienarten als Pollenquelle (a) bzw. mono- und oligophagen Tagfalterarten als Wirtspflanze (b) dienen, in brachliegenden, verbuschten sowie entbuschten und beweideten Kalkmagerrasen (Diemeltal; Nordrhein-Westfalen, Hessen). Signifikante Unterschiede zwischen den Stadien liegen vor, wenn sie keine gemeinsamen Buchstaben aufweisen ($P < 0,05$). (Quelle: Poniatowski et al. 2020).

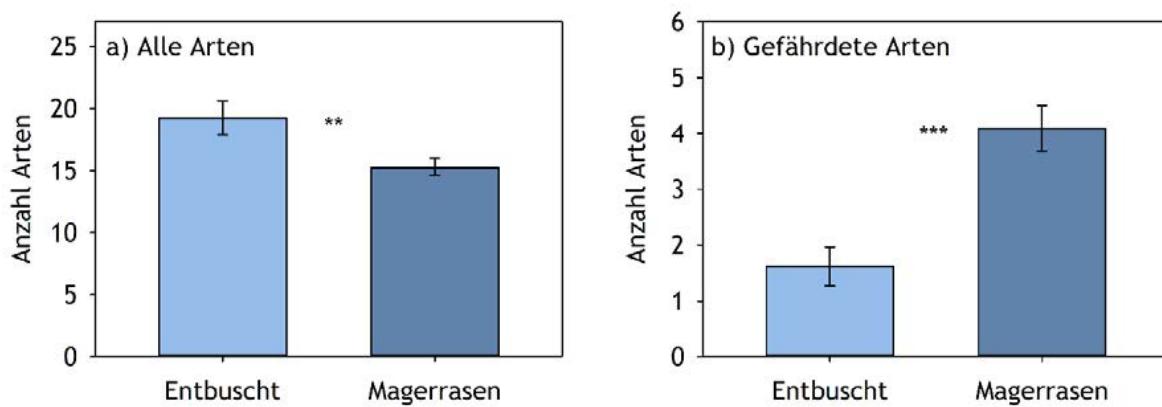


Abb. 60: Auswirkungen von Kalkmagerrasen-Entbuschungen auf die Zikadendiversität: Anzahl (arithmetisches Mittel \pm Standardfehler) aller (a) und gefährdeter Zikadenarten (b) in entbuschten und beweideten Kalkmagerrasen (Diemeltal; Nordrhein-Westfalen, Hessen). Signifikante Unterschiede sind folgendermaßen gekennzeichnet: ** $P < 0,01$, *** $P < 0,001$. (Quelle: Helbing et al. 2021).

8.3 Fazit

Unsere Studien zeigen, dass sich stark verbuschte Kalk-Halbtrockenrasen wieder zu typischen Ausbildungen von Kalkmagerrasen entwickeln lassen. Hierzu sind aber nach der Entbuschung eine Nachpflege der Stockausschläge und die Wiederaufnahme einer kontinuierlichen Beweidung notwendig (Poniatowski et al. 2020). Bereits die Pionierstadien der Magerrasenentwicklung bzw. die ruderale Magerrasen, die sich in den ersten Jahren nach der Entbuschung etablieren, sind von hoher naturschutzfachlicher Bedeutung (Helbing et al. 2015, 2021, Poniatowski et al. 2020). Sie weisen eigenständige Phyto- und Entomozönosen auf, die viele gefährdete Arten beinhalten. Entscheidend für den hohen Wert der frühen Sukzessionsstadien sind der Reichtum an Offenboden und die insgesamt heterogene Vegetation. Besonnter Offenboden mit einem warmen Mikroklima stellt einen wichtigen Keimungsort für konkurrenzschwache Pflanzenarten dar und ist ein bedeutendes Nisthabitat für viele Insekten (Fartmann et al. 2021a, c). Habitatheterogenität fördert darüber hinaus generell die Artenvielfalt.

Danksagung

Die vorgestellten Untersuchungen wurden im Rahmen des E+E-Vorhabens „Nachhaltige Renaturierung von Kalkmagerrasen in Zeiten des globalen Wandels“ durch das Bundesamt für Naturschutz (BfN) mit Mitteln des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz, nukleare Sicherheit und Verbraucherschutz (BMUV) sowie durch die Länder Nordrhein-Westfalen und Hessen gefördert. Für die fachliche Betreuung danken wir Frau Dr. Sandra Balzer (BfN, Zoologischer Artenschutz).

Literaturverzeichnis

- Bonari, G., Fajmon, K., Malenovský, I., Zelený, D., Holuša, J., Jongepierová, I., Kočárek, P., Konvička, O., Uřičář, J. & M. Chytrý (2017): Management of semi-natural grasslands benefiting both plant and insect diversity: The importance of heterogeneity and tradition. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 246: 243–252.
- Brüggeshemke, J., Drung, M., Löffler, F. & T. Fartmann (2022): Effects of local climate and habitat heterogeneity on breeding-bird assemblages of semi-natural grasslands. *Journal of Ornithology* 163: 695–707.
- Fartmann, T. (2024): Insect Conservation in Grasslands. In: Pryke, J., Samways, M. J., New, T., Cardoso, P. & R. Gaigher (Hrsg.): *Routledge Handbook of Insect Conservation*. Routledge, London.
- Fartmann, T., Helbing, F., Streitberger, M., Stuhldreher, G. & D. Poniatowski (2021b): Kalkmagerrasenrenaturierung. In: Fartmann, T., Jedicke, E., Streitberger, M. & G. Stuhldreher: *Insektensterben in Mitteleuropa: Ursachen und Gegenmaßnahmen*. Eugen Ulmer, Stuttgart: 156–158.
- Fartmann, T., Jedicke, E., Streitberger, M. & G. Stuhldreher (2021a): Insektensterben in Mitteleuropa: Ursachen und Gegenmaßnahmen. Eugen Ulmer, Stuttgart. 298 S.
- Fartmann, T., Helbing, F., Streitberger, M., Stuhldreher, G. & D. Poniatowski (2021c): Kalkmagerrasen: Biodiversität, Management und Renaturierung. *Naturschutz und Biologische Vielfalt* 171: 293–310.
- Feurdean, A., Ruprecht, E., Molnár, Z., Hutchinson, S.M. & T. Hickler (2018): Biodiversity-rich European grasslands: Ancient, forgotten ecosystems. *Biological Conservation* 228: 224–232.
- Finck, P., Heinze, S., Raths, U., Riecken, U. & A. Ssymank (2017): Rote Liste der gefährdeten Biotoptypen Deutschlands. 3. Fassung 2017. *Naturschutz und Biologische Vielfalt* 156: 1 –637.
- Fumy, F., Kämpfer, S. & T. Fartmann, T. (2021): Land-use intensity determines grassland Orthoptera assemblage composition across a moisture gradient. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 315: 107424.
- Helbing, F., Cornils, N., Stuhldreher, G. & T. Fartmann (2015): Populations of a shrub-feeding butterfly thrive after introduction of restorative shrub cutting on formerly abandoned calcareous grassland. *Journal of Insect Conservation* 19: 457–464.
- Helbing, F., Fartmann, T. & D. Poniatowski (2021): Restoration measures foster biodiversity of important primary consumers within calcareous grasslands. *Biological Conservation* 256: 109058.
- Löffler, F., Poniatowski, D. & T. Fartmann (2019): Orthoptera community shifts in response to land-use and climate change – Lessons from a long-term study across different grassland habitats. *Biological Conservation* 236: 315–323.
- Löffler, F., Poniatowski, D. & T. Fartmann (2020): Extinction debt across three taxa in well-connected calcareous grasslands. *Biological Conservation* 246: 108588.
- Löffler, F., Stuhldreher, G. & T. Fartmann (2013): How much care does a shrub-feeding hairstreak butterfly, *Satyrium spini* (Lepidoptera: Lycaenidae), need in calcareous grasslands? *European Journal of Entomology* 110: 145–152.
- Poniatowski, D., Helbing, F., Stuhldreher, G., Düster, J. & T. Fartmann (2021): Renaturierung von Kalkmagerrasen im Diemeltal Nordhessen / Ostwestfalen). *Jahrbuch Naturschutz in Hessen* 20: 110–113.
- Poniatowski, D., Stuhldreher, G., Helbing, F., Hamer, U. & T. Fartmann (2020): Restoration of calcareous grasslands: The early successional stage promotes biodiversity. *Ecological Engineering* 151: 105858.

- Poniatowski, D., Stuhldreher, G., Löffler, F. & T. Fartmann (2018): Patch occupancy of grassland specialists: Habitat quality matters more than habitat connectivity. *Biological Conservation* 225: 237–244.
- Poschlod, P. & M.F. WallisDeVries (2002): The historical and socioeconomic perspective of calcareous grasslands – lessons from the distant and recent past. *Biological Conservation* 104: 361–376.
- Van Swaay, C., Warren, M. & G. Loïs (2006): Biotope use and trends of European butterflies. *Journal of Insect Conservation* 10: 189–209.
- WallisDeVries, M.F., Poschlod, P. & J.H. Willems (2002): Challenges for the conservation of calcareous grasslands in northwestern Europe: integrating the requirements of flora and fauna. *Biological Conservation* 104: 265–273.

Kontakte:

Prof. Dr. Thomas Fartmann
Felix Helbing
Dr. Gregor Stuhldreher
Dr. Dominik Poniatowski
Abteilung für Biodiversität und Landschaftsökologie
Universität Osnabrück
Barbarastraße 11
49076 Osnabrück
E-Mail: t.fartmann@uos.de
E-Mail: felix.helbing@uni-osnabrueck.de
E-Mail: gstuhldreher@uos.de
E-Mail: dponiatowski@uos.de

9 Zusammenfassung der Arbeitsgruppen im Rahmen der Onlinetagung

S. Scheele, C. Müller & A. Ssymank

Zusammenfassung

Es werden die Ergebnisse und Diskussionen der drei Arbeitsgruppen zu 1. Mittlerem Grünland, 2. Feuchtgrünland und 3. Trockenes Grünland der Fachtagung „Natura 2000 – Renaturierung und Pflege von Grünland-Lebensraumtypen“ zusammengefasst. Diese haben jeweils Maßnahmen zur Verbesserung von Erhaltungszuständen und zur Renaturierung sowie potentielle klimawandelbedingte Auswirkungen auf das Management von Grünland-Lebensraumtypen diskutiert.

Abstract

Here the results of the three working groups of the workshop “Natura 2000 – restoration and management of grassland habitats” are presented: 1. Mesic grassland, 2. Humid grassland and 3. Dry grassland. These working groups each discussed both measures to enhance conservation status as well as grassland restoration, taking also into account potential future impacts of climate change on the management of grassland habitats.

9.1 Einleitung

Vor dem Hintergrund der schlechten Erhaltungszustände der FFH-Grünlandlebensraumtypen und dem aufgrund des damals bereits gegen Deutschland laufenden EU-Vertragsverletzungsverfahrens zu Mähwiesen thematisierte die Tagung „Natura 2000 – Renaturierung und Pflege von Grünland-Lebensraumtypen“ Handlungsnotwendigkeiten für den Grünlandschutz und Verbesserungsmöglichkeiten des Erhaltungszustands von Grünland-Lebensraumtypen durch Management und Pflege sowie Renaturierung. Die Veranstaltung fokussierte sich auf drei Lebensraumgruppen:

1. Mittleres Grünland: Mager-, Flachland-, Bergmähwiesen
2. Feuchtgrünland, z.B. im Zusammenhang mit Auen
3. Trockenes Grünland, insbesondere Trockenrasen

Die Tagung fand am 21. und 22. September 2022 statt und gliederte sich in drei Teile: Der erste Teil der Veranstaltung thematisierte den gegenwärtigen Stand der Forschung, im zweiten Teil der Veranstaltung wurden Beispiele aus der Praxis vorgestellt. In einem dritten Teil wurden drei Arbeitsgruppen (Mittleres Grünland, Feuchtgrünland, Trockenrasen) gebildet, die sich nach kurzen Input-Vorträgen, intensiv zu Herausforderungen und Lösungsansätzen für die jeweiligen Grünlandlebensraumtypen ausgetauscht haben.

Alle drei Arbeitsgruppen haben sich mit denselben Fragekomplexen für ihre jeweilige Grünlandgruppe beschäftigt:

- Bewährte Maßnahmen zur Verbesserung von Erhaltungszuständen bei Management und Pflege / Renaturierung
- Probleme bei der Maßnahmen-Umsetzung bei Management und Pflege / Renaturierung
- Potenzielle klimawandelbedingte Veränderungen
- Konsequenzen für das Management

Die Ergebnisse dieser Arbeitsgruppen sollen hier kurz zusammengefasst werden.

9.2 Arbeitsgruppe 1: Mittleres Grünland

Arbeitsgruppe 1 (Mittleres Grünland) wurde von Impuls-Vorträgen von Christian Chemela sowie Dr. Simone Schnieder und Claire Wolff eröffnet.

Wiederanlage von mesophilem Grünland, *Christian Chemela, Biostation Rhein-Erft*.

Herr Chemela stellte die Praxiserfahrungen der Biostation Rhein-Erft aus der Niederrheinischen Bucht bei der Wiederanlage von mesophilem Grünland vor. Die Bödenlandschaft ist durch Hochertragsböden sowie wenige Grünland- und Waldflächen und starke Insektenrückgänge gekennzeichnet.

Daher startete die Biostation Rhein-Erft 2004 ihr eigenes Saatgut-Pilotprojekt mit Mitteln des Landschaftsverbands Rheinland (LVR) und in Kooperation mit einer lokalen Begrünungs- und Samenfirma. Dazu war es nötig, sich mit den rechtlichen Rahmenbedingungen auseinanderzusetzen, um regionales Saatgut für die Niederrheinische Bucht sowie das Niederrheinische Tiefland zu gewinnen. Das Saatgut wurde anschließend durch den Verein für Wildsamen- und Wildpflanzenproduzenten (VWW) zertifiziert.

Nach fast 20 Jahren enthält das Regio-Saatgut mittlerweile alle wichtigen Arten und ist in ausreichender Menge verfügbar. Für die Auswahl und Zusammenstellung des Saatguts muss zunächst der Zustand sowie die Bodenbeschaffenheit der Einstaatsfläche evaluiert werden. Es folgt die Bodenvorbereitung (z.B. mit Fräse oder Scheibenegge) sowie die Einstaats von Hand bevor als letzter Schritt das Anwalzen des Bodens (z.B. mit Glattwalze oder Ringelwalze) vorgenommen wird. Nach diesen Maßnahmen wird die Anwuchsphase von fachlicher Seite für mindestens drei Jahre begleitet und die Pflege der Flächen gewährleistet. Innerhalb des LVR-Projekts „Kindheitswiesen“ reicherte die Biostation Rhein-Erft so zusammen mit sieben weiteren Biologischen Stationen eine Wiesenfläche von insgesamt 170 Hektar mit Saatgut an, gefolgt von verschiedenen weiteren Projekten. Auch die Umwandlung von Ackerflächen in Grünland kann auf diesem Weg erfolgen. Dazu erfolgt eine maschinelle Einstaats auf dem Acker mit anschließendem Anwalzen.

Die erfolgreiche Durchführung der Saatgutprojekte der Biostation Rhein-Erft wurde auch durch die Einbeziehung von relevanten, regionalen Stakeholdern (Verwaltung, politische Vertreter*innen und Bürger*innen) gewährleistet. Deren Unterstützung bei der Einstaats stärkte die Akzeptanz der Projekte. Zwischenzeitlich wurden auch Mahdgutübertragungen mit schwacher Kräuterunlersaat auf den Flächen durchgeführt, welche teilweise noch durch die Einstaats von Saatgut ergänzt wurden. Monitoring- bzw. Erfolgskontrollmaßnahmen zeigen, dass sich durch die beiden Methoden schon nach ein bis zwei Jahren gute Ergebnisse erzielen lassen. Nach wenigen Jahren hat sich der Erhaltungszustand der Flächen bereits auf Stufe B oder sogar A verbessert. Die eingesäten Arten breiten sich nach einigen Jahren auch über die ursprünglichen Einstaatsquadrate hinaus in die Fläche aus.

Am Beispiel der KULAP-Vertragsflächen (zwei Schnitte pro Jahr, keine Düngung) im Rhein-Erft-Kreis lassen sich die erzielten Fortschritte gut messen: Hier nahmen von 2008 bis 2014 die Artenzahl und Deckung der Kennarten stark zu, die Anzahl der Arten und Deckung Störzeiger leicht ab und der Erhaltungszustand der Fläche verbesserte sich von C auf B.

Renaturierungsverfahren im mesophilen Grünland – Möglichkeiten & Praxistipps. Dr. Simone Schneider & Claire Wolff, Naturschutzsyndikat SICONA, Luxemburg.

Frau Schneider und Frau Wolff zeigten in ihrem Impuls-Vortrag verschiedene Renaturierungs-methoden in mesophilen Grünlandflächen in Luxemburg auf, die auf Erfahrungen des Umweltbüros SINCONA beruhen, welches sich seit 1990 für Biodiversitäts- und Landschaftserhaltung einsetzt und dazu u.a. Grünlandmanagement und -renaturierungen durchführt. Grünlandflächen machen in Luxemburg 51% der landwirtschaftlichen Nutzfläche aus, wovon ca. 25% naturschutzfachliche Relevanz besitzen. Darunter befinden sich z.B. auch die Glatthaferwiesen (FFH-LRT 6510) und Pfeifengraswiesen (FFH-LRT 6410). Als Schutzgrundlage dient neben der FFH-Richtlinie und weiteren nationalen Gesetzen seit 2020 auch die nationale Grünlandstrategie Luxemburgs (2020-2030), welche als eines der Ziele die Umsetzung von Grünland-Renaturierungen beinhaltet. SICONA stellte verschiedene Renaturierungsmethoden vor.

Weiterführende Infos vgl. Kapitel 4.4 in diesem Band.

Diskussion in der Arbeitsgruppe

Hinsichtlich des Managements und der Pflege von Mittleren Grünlandflächen wurden einige bewährte Maßnahmen zur Verbesserung des Erhaltungszustands genannt, z.B. die extensive Nutzung der Flächen im Rahmen des Vertragsnaturschutzes, frühe Mahdtermine und Altgrasstreifen zur Überwinterung von Insekten und die passive Aushagerung und Änderung der Nutzungsregime vs. aktiver Diasporeneintrag diskutiert. Obwohl ELER-Maßnahmen im Grundsatz gut funktionieren, gibt es eine Reihe von Problemen hinsichtlich der benötigten Höhe der Finanzierung, mangelnde Akzeptanz bei landwirtschaftlichen Betrieben, Fachkräftemangel, gestiegene Bewirtschaftungsanforderungen und eingeschränkte Verfügbarkeit von geeigneten Maschinen/Know-how zur Umsetzung der Pflege.

Als Renaturierungsmaßnahmen wurden u.a. genannt: Mahdgutübertragung, Ansaat artenreicher Kräutermischungen, drastische Störung der Grasnarbe zur Wiederansiedlung von Zielarten, ein angepasste Folgepflege und Ausmähen von unerwünschten Arten (z.B. bei Umwandlung von Acker in Grünland). Aber auch hier gibt es zahlreiche Probleme wie der hohe Nutzungsdruck auf die Flächen, eine eingeschränkte Verfügbarkeit von öffentlichen Flächen, von Wildpflanzensaatgut und von artenreichen Spenderflächen, potentielle Wildschäden nach Renaturierung, zu hohe Nährstoffbelastung der Flächen und keine ausreichende Kostendeckung durch Förderprogramme. Einbeziehung von Landwirt*innen in ein einfaches Monitoring, mehr fachspezifische Beratung und Gründung von Maschinenpools sowie begleitende Erfolgskontrollen bei Renaturierung, Reglements zu Mahdzeitpunkt und Düngung und langfristige Absicherungen der Projekte können helfen, diese Probleme zu mindern.

Auch künftige Auswirkungen des Klimawandels auf Renaturierungen, wie z.B. ein schlechteres Auflaufen von Frühjahrsansaaten durch Trockenheit oder die mögliche erhöhte Etablierung von Störzeigern durch verbrannte Grasnarben wurden diskutiert. Hier könnten sich z.B. Herbstansaaten als vielversprechend erweisen, eine Anpassung von Mahdterminen erforderlich werden und sich der Aufwand für die Pflege von Renaturierungsflächen erhöhen.

Verschiedene dauerhafte Formen der Zusammenarbeit vor Ort und des Fachaustausches sowie von Aus- und Weiterbildungen wurden als notwendig angesehen.

Das Miro-Board der Arbeitsgruppe findet sich in Anhang A.1.

9.3 Arbeitsgruppe 2: Feuchtgrünland

Die Arbeitsgruppe 2 (Feuchtgrünland) wurde mit Impuls-Vorträgen von Leonard Sommer und Dr. Frank Zimmermann eröffnet.

Langzeitentwicklung von Stromtalwiesen-Renaturierung auf artenarmem Grünland. *Leonard Sommer, Universität Giessen*

In seinem Vortrag stellte Herr Leonard Sommer (Universität Giessen) ein Experiment zur Stromtalwiesen-Renaturierung am hessischen Oberrhein und den Erfolg der im Projekt durchgeführten Renaturierungsmaßnahmen vor. Weiterführende Infos vgl. Kapitel 5 im selben Band.

Besser früh als zu spät - Ein Denkanstoß zu Mahdterminen in Pfeifengraswiesen. *Dr. Frank Zimmermann, LfU Brandenburg*

Herr Zimmermann hob in seinem Vortrag auf die besonderen Arten der in Feuchtwiesen ab. Von rund 2000 Pflanzenarten haben über 100 Pflanzenarten ihren Schwerpunkt in Feuchtwiesen, sowie zahlreiche charakteristische Tierarten. Neben einem Überblick über die Nutzungsgeschichte der Feuchtwiesen in Deutschland wurden daraus abgeleitete Pflegemaßnahmen vorgestellt. Weiterführende Infos vgl. Kapitel 6 im selben Band.

Diskussion in der Arbeitsgruppe

Problematisch beim Management und der Pflege von Feuchtgrünland wird vor allem die Mahd gesehen. Insbesondere die Herbstmahd stellte einen großen Diskussionspunkt dar. Die Teilnehmer*innen waren sich einig, dass die Pflegeempfehlung für die Herbstmahd auf Pfeifengraswiesen überarbeitet und eine frühere Mahd bzw. Beweidung im April propagiert werden muss. Hinsichtlich der Pflegeanleitungen für Stromtalwiesen wurde bemängelt, dass auch hier die Empfehlungen für die Herbstmahd problematisch sind. Bewährt hat sich eine Kombination aus Mahd und Beweidung, längere Ruhepausen nach der Mahd, sowie das Belassen von Altgrasstreifen zum Insektenschutz. Auch sind sich die Teilnehmer*innen einig, dass kein Stickstoff (auch kein Stallmist) auf die Flächen ausgebracht werden darf.

Zum Thema Mahdgutübertragung gab es Meinungen für und gegen die vorherige/ begleitende Bodenbearbeitung. Zudem stellt das Fehlen von geeigneten Spenderflächen sowie angepasster Technik ein Problem dar. Ebenso wurde der Mangel an Personal für die Betreuung der Landwirt*innen und deren Pflegemanagement hervorgehoben.

Die Teilnehmer*innen hoben zudem die Unterschiedlichkeit der Wiesen sowie eine standortspezifische Nutzung hervor und forderten darüber hinaus eine bürokratisch unkompliziertere und ergebnisorientierte Förderung.

Das Miro-Board der Arbeitsgruppe findet sich in Anhang A.2.

9.4 Arbeitsgruppe 3: Trockenes Grünland

Die Arbeitsgruppe 3 wurde mit Impuls-Vorträgen von Dr. Daniel Elias und Dr. Thomas Fartmann eröffnet.

Ziegenbeweidung als Verfahren zur Wiederherstellung von verbuschten Trockenstandorten. *Dr. Daniel Elias, Hochschule Anhalt*

Herr Dr. Daniel Elias eröffnete die Arbeitsgruppe 3 mit einem Vortrag über Wiederherstellung von verbuschten Trockenstandorten durch Ziegenbeweidung. Dabei wurde u.a. das Modellprojekts in Sachsen-Anhalt mit Ziegenbeweidung durch den Landschaftspflegerverband Saaletal e.V. im Unteren Saaletal vorgestellt. Weiterführende Infos vgl. Kapitel 7 im selben Band.

Nachhaltige Renaturierung von Kalkmagerrasen in Zeiten des Globalen Wandels. Prof. Dr. Thomas Fartmann, Universität Osnabrück

Herr Prof. Dr. Thomas Fartmann (Universität Osnabrück) stellte das Erprobungs- und Entwicklungsvorhabens „Nachhaltige Renaturierung von Kalkmagerrasen in Zeiten des globalen Wandels“ vor und wie sich die im Projekt durchgeführten Maßnahmen auf die Phyto- und Insektendiversität der Kalkmagerrasen auswirkt. Weiterführende Infos vgl. Kapitel 8 im selben Band.

Die Ergebnisse des Vorhabens zur Renaturierung von Kalkmagerrasen der Universität Osnabrück können Universität Osnabrück können auf der Projekt-Website (<https://www.kalkmagerrasen.net/>) eingesehen werden.

Diskussion in der Arbeitsgruppe

Die Teilnehmenden waren sich einig, dass Ziegenbeweidung bzw. gemischte Herden mit Ziegen und Schafen sowie Maßnahmen zur Entbuschung den Erhaltungszustand von Trockenrasen verbessern können. Durch die Steuerung der Beweidung (zeitlich und hinsichtlich der Besatzstärke) kann dabei auf die unterschiedlichen Pflegebedürfnisse verschiedener Standorte eingegangen werden. Auch Einzelbäume können in diesem Beweidungskonzept auf unkomplizierte Weise geschützt werden, da Rinder und Schafe diese nicht schälen. Weiterhin wurde betont, dass Einzelstrukturen in Magerrasen besonders in Zeiten des Klimawandels sehr wichtig sind, da die so entstehende Heterogenität einen guten Puffer gegen Extremereignisse darstellt. Es solle daher stärker in Richtung halboffene Landschaften gegangen werden.

Allerdings gibt es in vielen Regionen inzwischen keine Wanderschäfer*innen mehr bzw. stehen die verbliebenen Schäfer*innen behördlichen Hürden gegenüber. In manchen Fällen lässt die geringe Fläche der zu renaturierenden Gebiete diese Art der Beweidung generell nicht zu. Zudem wurden die geringen Förderungssätze für Wiederherstellungsmaßnahmen kritisiert, welche die oft hohen anfallenden Kosten nicht decken können. Auch Maßnahmen zum Herdenenschutz können nur teilweise gefördert werden und sind ebenfalls kostspielig. Als problematisch gelten zudem Waldumwandlungen, da dafür teure Genehmigungen eingeholt werden müssen und verbuschte Flächen teilweise als Wald gewertet und somit von Renaturierungen ausgeschlossen werden.

Das Miro-Board der Arbeitsgruppe findet sich in Anhang A.3.

Abbildungsverzeichnis

Abb. 1: Ökogramme des extensiven, ungedüngten Grünlands (A) und des halbintensiven, mäßig gedüngten Kulturgrünlands (B)	13
Abb. 2: Flächenanteil der Grünlandgruppen an der Gesamt-Grünlandfläche des geschützten Grünlands der FFH-Richtlinie [%].....	14
Abb. 3: Flächenanteil des FFH-Grünlandes innerhalb und außerhalb der Natura 2000-Gebiete	15
Abb. 4: Auswertung des Erhaltungszustands und des Gesamttrends aller Grünland-Lebensraumtypen im FFH-Bericht 2019.....	19
Abb. 5: Bewertung des Erhaltungszustandes und des Gesamttrends der FFH-Arten mit Grünland-bezug.....	19
Abb. 6: Erhaltungszustand und Gesamttrend der Amphibien (a), Pflanzen (b) und Schmetterlinge (c) des Grünlands gemäß FFH-Bericht 2019	20
Abb. 7: Anteil der Landwirtschaftsflächen mit hohem Naturwert an der Agrarlandschaftsfläche in %.	21
Abb. 8: Beeinträchtigungen und Gefährdungen der Grünland-Lebensraumtypen mit den Einstufungen „mittel“ und „hoch“ im FFH-Bericht 2019	22
Abb. 9: Verteilung des Grünlandes in den Hauptproduktionsgebieten.....	34
Abb. 10: Versuchsplan des multifaktoriellen Freilandexperimentes ClimGrass.....	35
Abb. 11: Versuchsanlage ClimGrass mit Regendächern, CO ₂ -Begasungsring und Infrarotstrahler.....	36
Abb. 12: Kumulierte klimatische Wasserbilanz für Parzellen außerhalb (ambient) und unterhalb der Regendächer (trockene Bedingungen) am Beispiel des Trockenexperimentes 2020.....	36
Abb. 13: Trockengestresster Grünlandbestand unter künftigen Klimabedingungen (C2T2R) im direkten Vergleich zu einer ausreichend mit Wasser versorgten Parzelle (COT0).....	37
Abb. 14: Trockenmasseertrag (TM) und Rohproteingehalt (XP) unter gegenwärtigem (COT0, COT0R) und zukünftigem (C2T2, C2T2R) Klima ohne und mit Trockenstress (R).	38
Abb. 15: Beispiele für die Lebensraumtypen „Waldweiden Fennoskandiens“ (9070, oben) und „Dehesas“ (Als Weideland genutzte Hartlaubwälder; 6310, Mitte) sowie eine der nicht als LRT gemeldeten deutschen Hudelandschaften (unten).	47
Abb. 16: Eignung von FFH-LRT zur Integration in naturnahe Weidesysteme.....	48
Abb. 17: Links: 12 Jahre altes, künstlich angelegtes Gewässer in einer naturnahen Ganzjahresweide; Rechts: 6,5 Jahre altes, unbeweidetes Gewässer.	49
Abb. 18: Flächenanteile, Pflege-Abhängigkeit und Beweidungs-Eignung der FFH-Lebensraumtypen „Natürliches und naturnahes Grasland“ (Code 6)	50

Abb. 19: Borstgrasrasen mit Arnika (<i>Arnica montana</i>) im dänischen Weidegebiet „Bjergskov“	51
Abb. 20: Feuchte Hochstaudenflur in der Lippeaue (Nordrhein-Westfalen) auf einer 28 Jahre alten naturnahen Ganzjahresweide.	51
Abb. 21: Bergmähwiese (Magere Goldhaferwiese) bei Hausen (Bayerische Rhön).....	52
Abb. 22: Brenndolden-Auenwiesen im Wulfener Bruch im Juli 2014: oben Mähwiese (nach der ersten Mahd) mit homogenen Bestandsstrukturen, unten Rinder-Pferde-Ganzjahresweide mit blüten- und strukturreichem Vegetationsmosaik aus den LRT 6510 und 6440.....	53
Abb. 23: Beispiele für „Weideunkräuter“ (v.l.n.r.): Zahntrost (<i>Odontites vulgaris</i>), Baldrian (<i>Valeriana dioica</i>) und Minze (<i>Mentha longifolia</i>).....	54
Abb. 24: Aus Ackerflächen entstandene, 30 Jahre alte Weidelandschaft mit Weiderasen, Hochstaudenfluren und Schlehengebüschen (<i>Prunus spinosa</i>) in der Lippeaue (Nordrhein-Westfalen).....	54
Abb. 25: Magere Flachlandmähwiese (Glatthaferwiese) auf Löss im Kreis Soest (Kleiberg, Nordrhein-Westfalen); oben: Management durch Mahd mit nachfolgender Schafbeweidung in Koppelhaltung, unten: naturnahe Ganzjahresweide.	56
Abb. 26: Wiesenameisenester bei geringer Schneelage auf dem Kleiberg (s. Abb. 25) auf der nachbeweideten Mähfläche (oben) und der naturnahen Ganzjahresweide (unten).	57
Abb. 27: Die Erhaltung und die Wiederherstellung des artenreichen Grünlandes gehören zu den Kernaufgaben des Naturschutzsyndikates SICONA.	64
Abb. 28: Die Mageren Flachlandmähwiesen (FFH-LRT 6510) machten zum Zeitpunkt der Kartierung des nationalen Offenlandbiotopkatasters (2007–2012) nur noch rund 4 % der Grünlandfläche Luxemburgs aus (Ministère du développement durable et des infrastructures 2017) – mittlerweile dürften es noch viel weniger sein	66
Abb. 29: Entscheidungsbaum zur Wahl des Renaturierungsverfahrens mit Darstellung der wichtigsten Schritte der unterschiedlichen Renaturierungsverfahren.	70
Abb. 30: a) Streifenweise Bodenbearbeitung mit einem Zinkenrotor zur Vorbereitung der Renaturierung durch eine Mahdgutübertragung sowie eine Ansaat mit direkt geerntetem Spendermaterial. Die Grasnarbe muss als optimale Keimbettvorbereitung zur möglichst raschen und erfolgreichen Etablierung der Zielarten zerstört werden. b) Das morgens bei Taubedingungen geerntete Mahdgut der Spenderfläche wird am selben Tag mit dem Ladewagen auf der Empfängerfläche verteilt. c) Die direkt geernteten Mischungen werden mittels „Seedharvester“ zum Reifezeitpunkt der Zielarten auf der Spenderfläche gewonnen. d) Die Ansaat direkt geernteter Wiesenmischungen erfolgt im Frühjahr oder Herbst per Hand.....	72
Abb. 31: Auf einer Viehweide empfiehlt es sich, die Renaturierungsstreifen vorerst mit einem Elektrozaun abzuzäunen.	73

Abb. 32: Auspflanzung von <i>Eriophorum angustifolium</i> auf einer Niedermoorenrenaturierungsfläche	76
Abb. 33: a) Anlegen eines Stillgewässers. b) Ein Jahr nach der Renaturierung. c) Drei Jahre nach der Renaturierung. d) Weitere Zielarten nach drei Jahren.....	78
Abb. 34: a) Ein Jahr nach einer streifenweisen Grünlandrenaturierung durch Mahdgutübertragung. b) Drei Jahre danach. c) Vier Jahre danach. d) Fünf Jahre danach.....	79
Abb. 35: Die Dauerplots werden inner- und außerhalb der Renaturierungsstreifen angelegt und mit einem „High Precision-GPS“ eingemessen.	80
Abb. 36: Position der Monitoring-Dauerplots auf streifenweisen Grünlandrenaturierungen.	81
Abb. 37: Vergleich der Deckung und Frequenz ausgewählter krautiger Zielarten auf den Renaturierungsplots vor und nach der Renaturierung.	84
Abb. 38: Vergleich der Deckung und Frequenz ausgewählter Zielarten der Gräser auf den Renaturierungsplots vor und nach der Renaturierung.	85
Abb. 39: Blick in einen Renaturierungsstreifen ein Jahr nach der Mahdgutübertragung.....	85
Abb. 40: Die drei verschiedenen Bodenvorbereitungsvarianten: (A) Vor der Mahdgutübertragung, (B) und (C) mit teilweise aufgetragenem Mahdgut	98
Abb. 41: Entwicklung der Anzahl (A) und Deckung (B) der Zielarten und der Gesamtartenzahl (C).....	101
Abb. 42: Nichtmetrische multidimensionale Skalierung (NMDS) der Vegetationsaufnahmen aller Mahdgutstreifen aus 2021.....	105
Abb. 43: Boden-C/N-Verhältnis (A), Gesamtstickstoffgehalt des Bodens (%; B), pflanzenverfügbarer Phosphor (mg/100 g; C) und pflanzenverfügbares Kalium (mg/100 g; D) im Jahr 2021 für die verschiedenen Flächengruppen.....	106
Abb. 44: Anzahl der Zielarten (A), die Deckung der Zielarten (%; B) und die Gesamtartenzahl (C) im Jahr 2021	107
Abb. 45: Biomasseertrag (g/m ² ; A), verdauliche Energie (MJ/kg; B), umsetzbare Energie (MJ/kg; C) und Nettoenergie für die Laktation (MJ/kg; D; alle Einheiten auf Trockenmasse bezogen) im Jahr 2021	108
Abb. 46: Artenreichen Pfeifengraswiesen des nordostdeutschen Tieflandes.....	120
Abb. 47: Reiche Feuchtwiesen des Verbandes Calthion.....	121
Abb. 48: Die Prachtnelke.....	126
Abb. 49: Artenreiche Sumpfdotterblumenwiesen.....	128
Abb. 50: Konkurrenzschwacher Lungen-Enzians	129
Abb. 51: Trockenrasen im Bereich der Franzigmark im Unteren Saaletal.....	138
Abb. 52: Der Schrittweise Abbau des typischen Arteninventars und die zunehmende Vergrasung durch konkurrenzstarke Obergräser.....	140
Abb. 53: Ziegenherden auf Weideflächen im Unteren Saaletal	142

Abb. 54: Standardisierte Weidetierbeobachtungen (links). Individuenzählung einer Population der Verantwortungsart Stängelloser Tragant (rechts)	144
Abb. 55: Ausgangs- (oben) und Zielzustand (unten) der Projektflächen im Diemeltal: verbuschter versus artenreicher Kalkmagerrasen.	151
Abb. 56: Kreuzdorn-Zipfelfalter (links) und Deutscher Ziest (rechts) profitieren von der Gehölzentfernung in verbuschten Kalkmagerrasen.....	152
Abb. 57: Auswirkungen von Kalkmagerrasen-Entbuschungen auf den Kreuzdorn-Zipfelfalter..	153
Abb. 58: Auswirkungen von Kalkmagerrasen-Entbuschungen auf die Phytodiversität	154
Abb. 59: Auswirkungen von Kalkmagerrasen-Entbuschungen auf die Phytodiversität	154
Abb. 60: Auswirkungen von Kalkmagerrasen-Entbuschungen auf die Zikadendiversität....	155
Abb. 61: Die Ergebnisse der Arbeitsgruppe 1: Mittleres Grünland	170
Abb. 62: Die Ergebnisse der Arbeitsgruppe 1: Mittleres Grünland II	171
Abb. 63: Die Ergebnisse der Arbeitsgruppe 1: Mittleres Grünland III	172
Abb. 64: Die Ergebnisse der Arbeitsgruppe 2: Feuchtgrünland.....	173
Abb. 65: Die Ergebnisse der Arbeitsgruppe 2: Feuchtgrünland II.....	174
Abb. 66: Die Ergebnisse der Arbeitsgruppe 2: Feuchtgrünland III.....	175
Abb. 67: Die Ergebnisse der Arbeitsgruppe 3: Trockenrasen I	176
Abb. 68: Die Ergebnisse der Arbeitsgruppe 3: Trockenrasen II	177

Tabellenverzeichnis

Tab. 1: Grünland-Lebensraumtypen der FFH-Richtlinie	11
Tab. 2: Bewertung des Erhaltungszustands und des Gesamtrends der Grünland-Lebensraumtypen im FFH-Bericht 2019	16
Tab. 3: Gegenüberstellung der Verfahren der Mahdgutübertragung und der Ansaat direkt geernteter Wiesenmischungen mittels „Seedharvester“.....	71
Tab. 4: Klassen der modifizierten DAFOR-Skala für die Gesamtartenlisten.....	99
Tab. 5: Entwicklung der Zielarten über die Zeit für die untersuchten Mahdgutstreifen (MS) verglichen mit dem zugehörigen Umgebungsgrünland (UG) und den Spenderflächen (SF).....	102
Tab. 6: Mittelwert (MW), Standardabweichung (SD), Maximum (max), Minimum (min) und Stichprobenumfang (Anzahl der Flächen, n) für die berechneten Erfolgsvariablen der Renaturierung für das Jahr 2021	109

Abkürzungsverzeichnis

Abkürzung	Erklärung
ADF	Saure Detergenzienfaser (engl. „acid detergent fibre“)
AIC	Akaike-Informationskriterium (engl. „Akaike information criterion“)
ANOVA	Varianzanalyse (engl. “analysis of variance”)
BfN	Bundesamt für Naturschutz
BMUV	Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, nukleare Sicherheit und Verbraucherschutz
bzw.	Beziehungsweise
CBD	Convention on Biological Diversity
DE	Verdauliche Energie für Pferde (engl. „digestible energy“)
DG	Deckungsgrad
EUPoMS	Europäische Bestäubermonitoring (engl. European Union Pollinator Monitoring Scheme)
FFH	Fauna-Flora-Habitat- Richtlinie
GAP	Gemeinsame Agrarpolitik
ggf.	Gegebenenfalls
GVE	Großvieheinheiten
HNV	High Nature Value
In	Natürlicher Logarithmus
LIKI	Länderinitiative Kernindikatoren
LRT	Lebensraumtyp
MAES	Mapping and Assessment of Ecosystems and their Services
ME	Umsetzbare Energie (engl. „metabolizable energy“)
MF	Gefräste Behandlung der Mahdgutstreifen
MP	Gepflügte und geegzte Behandlung der Mahdgutstreifen
MU	Unbearbeitete Behandlung der Mahdgutstreifen
NEL	Nettoenergie für die Laktation
NMDS	Nichtmetrische multidimensionale Skalierung

Abkürzung	Erklärung
PAF	Prioritised Action Frameworks
PIX	Pflanzenschutzindex
SD	Standardabweichung (engl. "standard derivation")
SF	Spenderflächen
TR	Transferrate
UG	Umgebungsgrünland der Mahdgutstreifen
v.v.n.h.	von vorne nach hinten
W-VO	Verordnung über die Wiederherstellung der Natur
XP	Rohprotein

Glossar

Stichwort	Erklärung
Anpflanzung seltener Pflanzenarten	(Wieder-)Ansiedlung gefährdeter Grünlandarten durch Sammeln von Samen in Wildpopulationen, anschließender Aufzucht in einer Gärtnerei und Auspflanzung als Jungpflanzen im gleichen Jahr oder im Folgejahr.
Direkt geerntete Wiesenmischung	Spendermaterial, das auf einer Spenderfläche mit einem „Seedharvester“ ausgebürstet wird. Das Material wird anschließend getrocknet, gesiebt und kann bis zu zwei Jahre gelagert werden.
Empfängerfläche	Gleichzusetzen mit Renaturierungsfläche. Die Fläche, die durch Auftrag von Mahdgut/Ansaat von autochthonem Samenmaterial (von einer Spenderfläche oder aus einer Wildpflanzensaatgutmischung) renaturiert werden soll.
Mahdgutübertragung	Mahd einer Spenderfläche und Verteilung des frisch geschnittenen Spendermaterials auf der Empfängerfläche noch am selben Tag. Mahd und Verteilung erfolgen meist mit Maschinen (Traktor mit Frontmähwerk und Ladewagen), können aber auch händisch erledigt werden.
Spenderfläche	Artenreiche Grünlandfläche, die das Zielinventar/die Ziel-Pflanzengesellschaft beherbergt, die durch die Renaturierungsmaßnahmen auf einer Empfängerfläche wiederhergestellt werden soll.

A Anhang

A.1 Arbeitsgruppe 1: Mittleres Grünland – MIRO Board

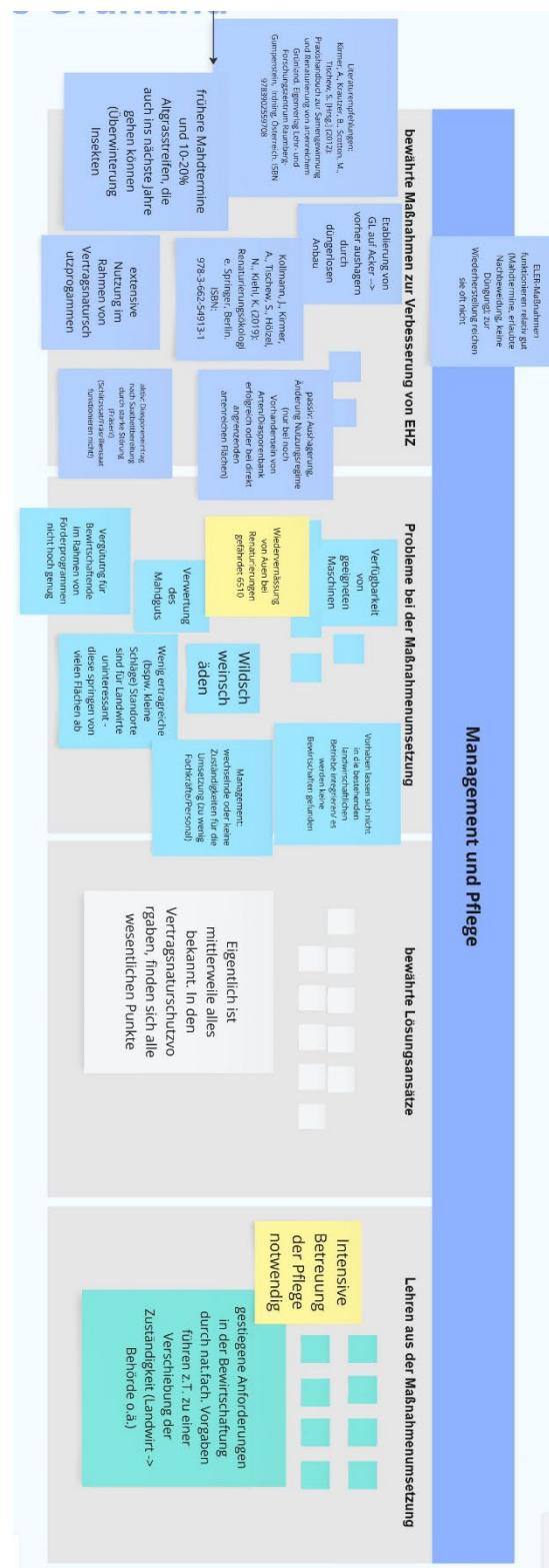


Abb. 61: Die Ergebnisse der Arbeitsgruppe 1: Mittleres Grünland Management und Pflege (Quelle: adelphi).

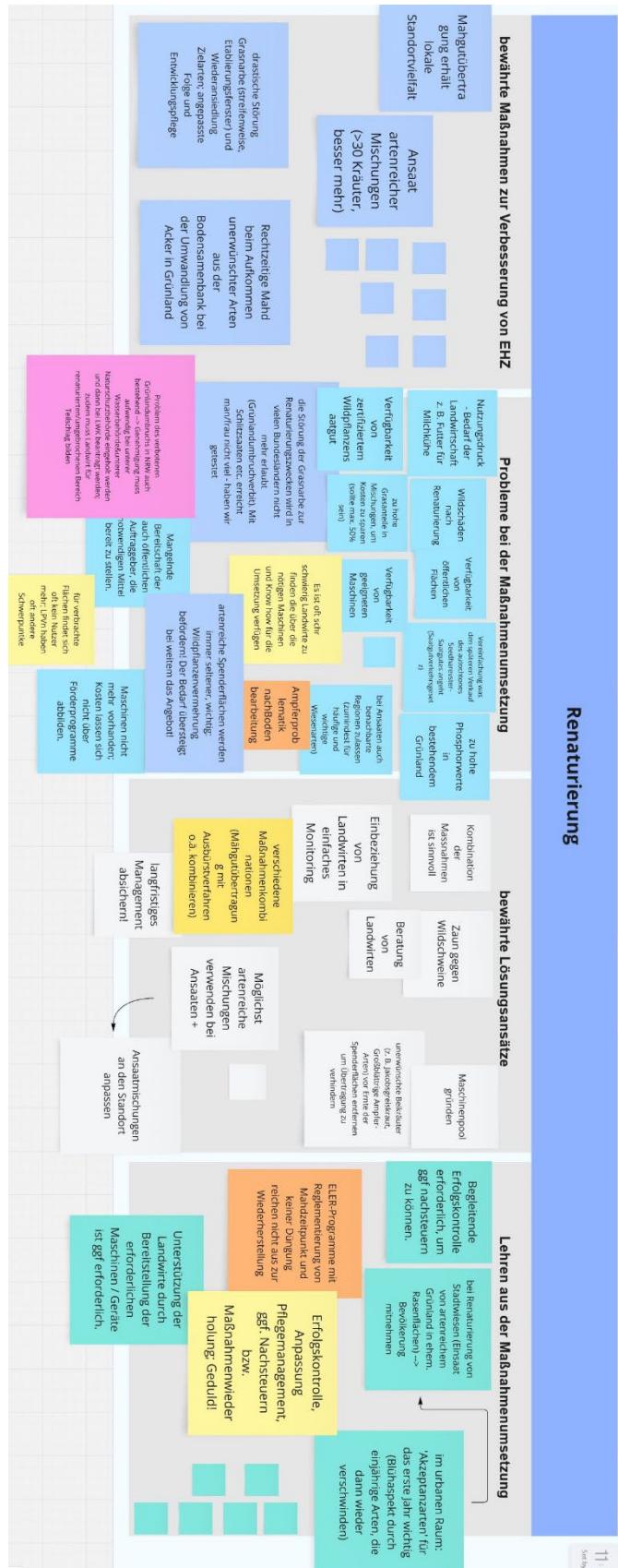


Abb. 62: Die Ergebnisse der Arbeitsgruppe 1: Mittleres Grünland Renaturierung (Quelle: adelphi).

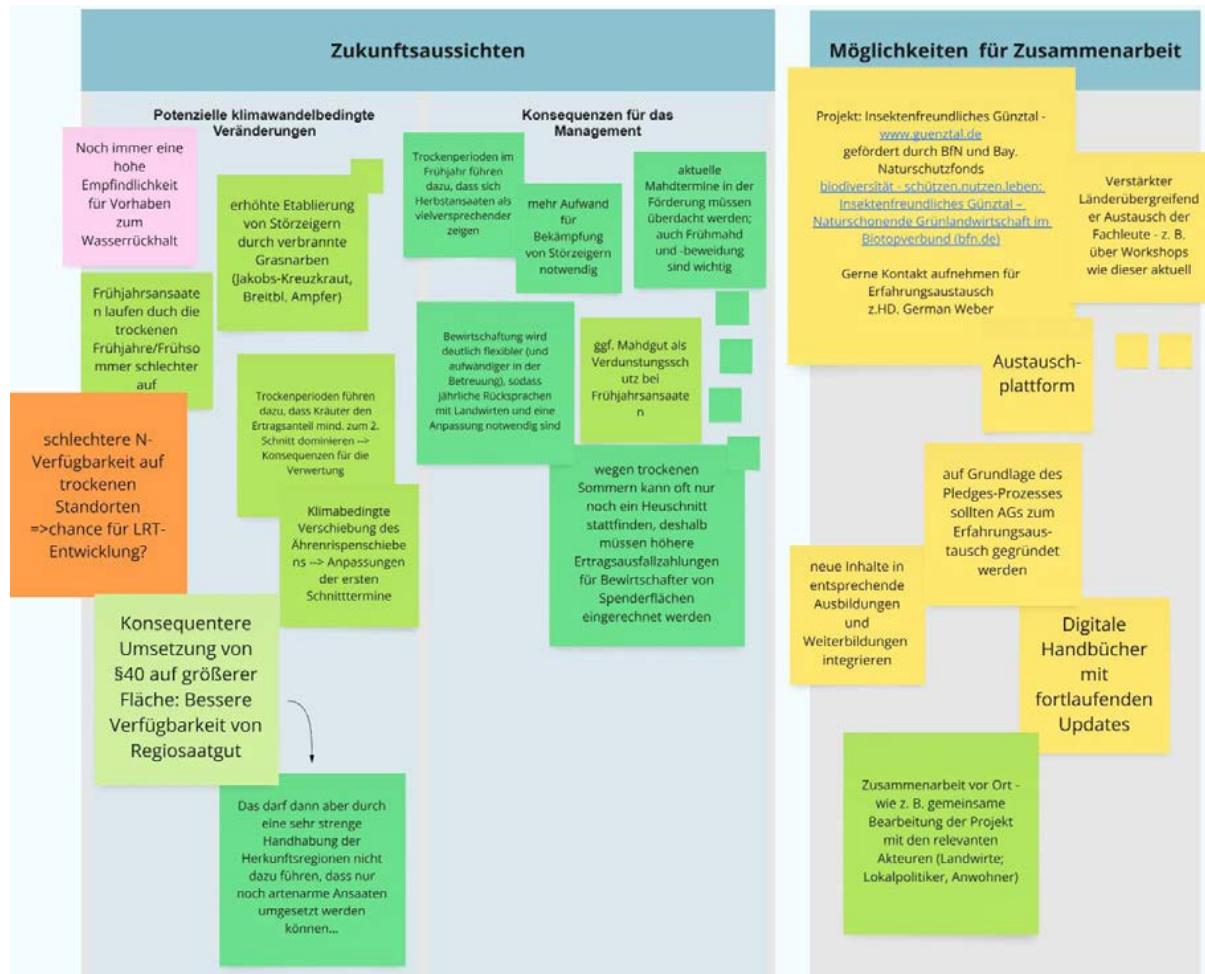


Abb. 63: Die Ergebnisse der Arbeitsgruppe 1: Mittleres Grünland Zukunftsaussichten und Möglichkeiten für Zusammenarbeit (Quelle: adelphi).

A.2 Arbeitsgruppe 2: Feuchtgrünland – MIRO Board

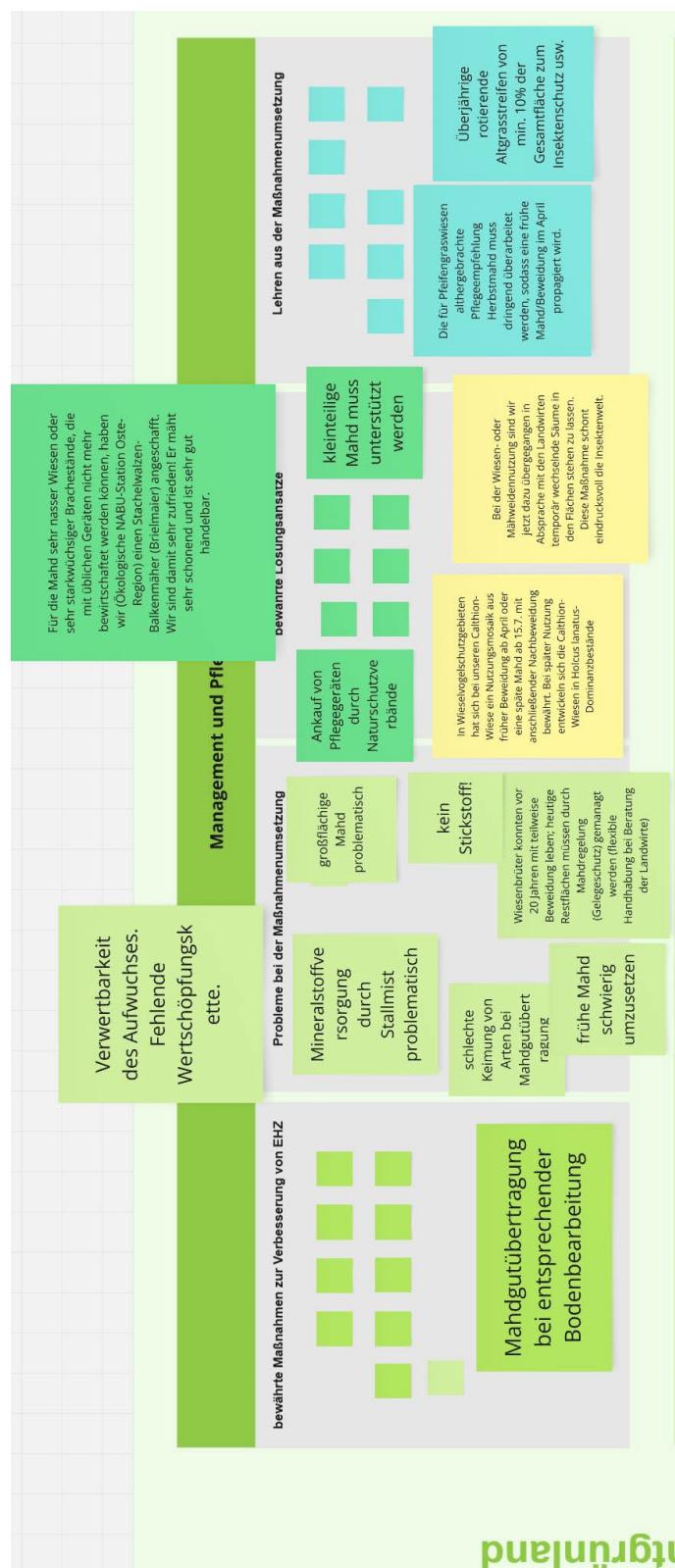


Abb. 64: Die Ergebnisse der Arbeitsgruppe 2: Feuchtgrünland Management und Pflege
(Quelle: adelphi).

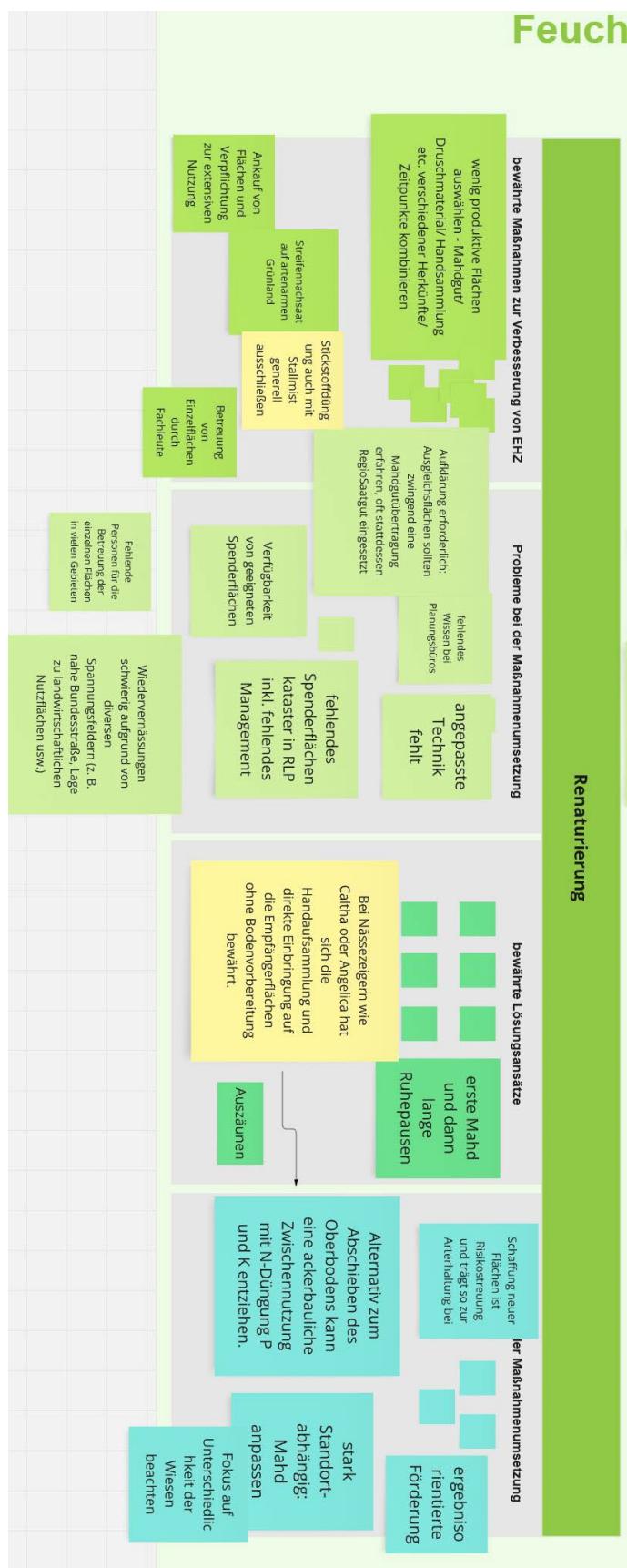


Abb. 65: Die Ergebnisse der Arbeitsgruppe 2: Feuchtgrünland Renaturierung (Quelle: adelphi).



Abb. 66: Die Ergebnisse der Arbeitsgruppe 2: Feuchtgrünland Zukunftsaussichten (Quelle: adelphi).

A.3 Arbeitsgruppe 3: Trockenrasen – MIRO Board

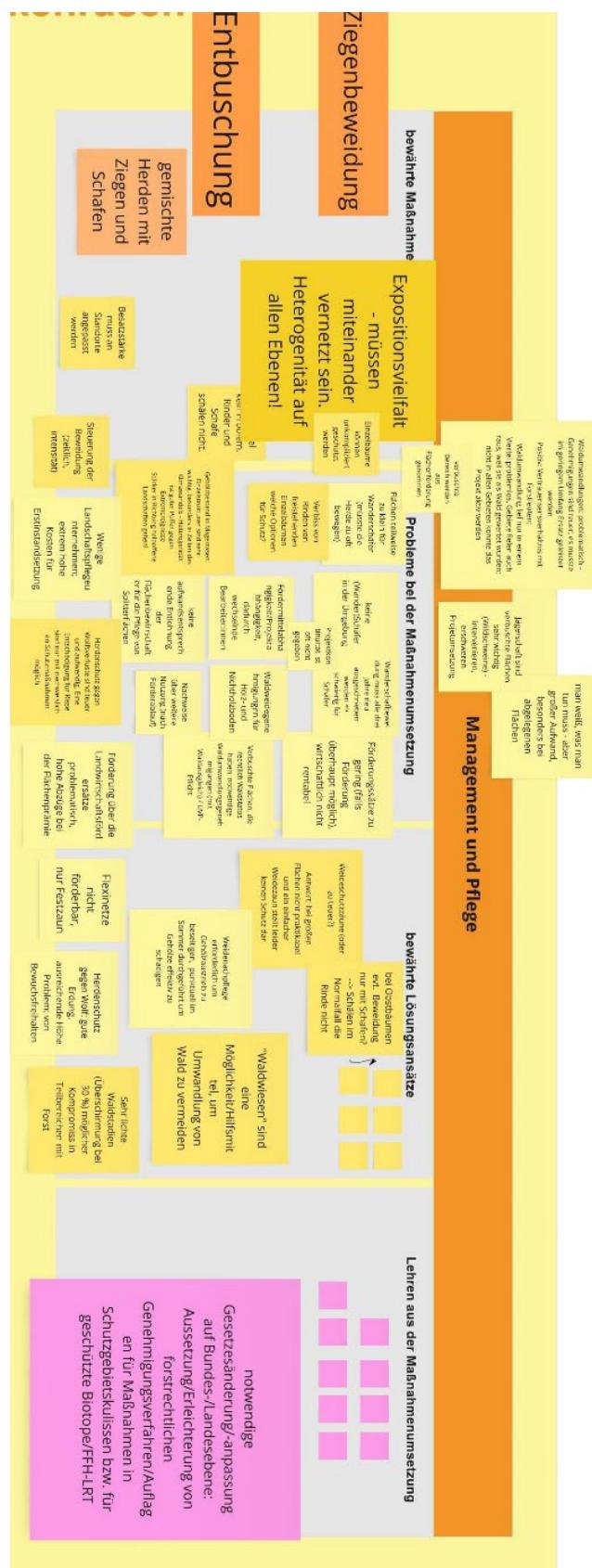


Abb. 67: Die Ergebnisse der Arbeitsgruppe 3: Trockenrasen Management und Pflege (Quelle: adelphi)

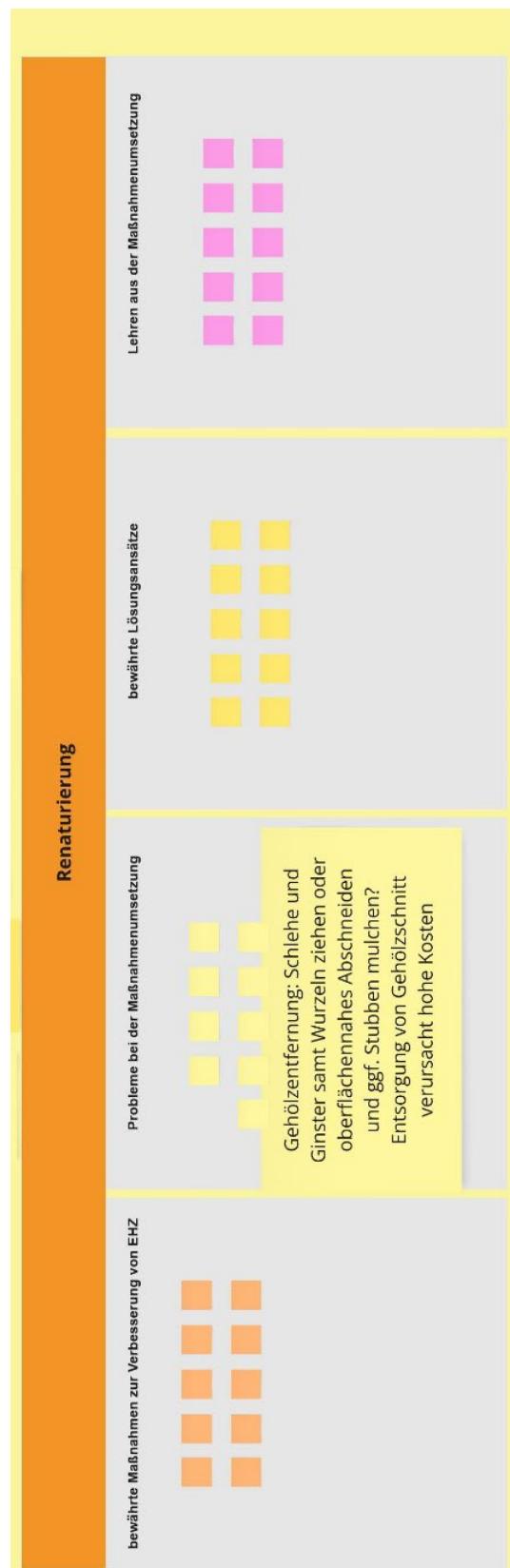


Abb. 68: Die Ergebnisse der Arbeitsgruppe 3: Trockenrasen Renaturierung (Quelle: adelphi)

Die „BfN-Schriften“ sind eine seit 1998 unperiodisch erscheinende Schriftenreihe in der institutionellen Herausgeberschaft des Bundesamtes für Naturschutz (BfN) in Bonn. Sie sind kurzfristig erstellbar und enthalten u.a. Abschlussberichte von Forschungsvorhaben, Workshop- und Tagungsberichte, Arbeitspapiere oder Bibliographien. Viele der BfN-Schriften sind digital verfügbar. Printausgaben sind auch in kleiner Auflage möglich.

DOI 10.19217/skr738



Bundesamt für
Naturschutz