

Strukturveränderung im Grasland am Beispiel von naturschutzfachlich bedeutsamen Wiesenflächen im Altkreis Löbau-Zittau

Von ROMY HEINRICH

Zusammenfassung

Ein Vergleich von Vegetationsuntersuchungen zwischen den Jahren 2004 und 2017 zeigt die Entwicklung artenreichen Graslandes im Altkreis Löbau-Zittau. Es werden Veränderungen in der Artenvielfalt, der Artenzusammensetzung und den abiotischen Parametern betrachtet. Die Vegetationsdaten werden zusätzlich durch Bodenmessung für pH-Wert, C/N-Verhältnis und Nährstoffkonzentration (P, K, Mg) unterlegt. Im Ergebnis zeigen die untersuchten Grasländer beginnende Tendenzen zur Ausbildung hochwüchsiger Vegetationsbestände, mit denen eine erhöhte Lichtkonkurrenz und ein abkühlendes Mikroklima einhergehen. Zugleich scheinen die sauren und nährstoffarmen Bodenverhältnisse Wuchsbedingungen zu schaffen, in denen magere und nährstoffanspruchsvolle Pflanzenarten koexistieren. Eine zunehmende Ausbreitung von Arten mit indifferentem Verhalten gegenüber Bodenreaktion und Stickstoffreichtum lässt jedoch bereits eine beginnende Angleichung der Standortbedingungen vermuten. Sofern keine Anpassung des bisherigen Pflegeregimes stattfindet, ist in Kombination mit einer schleichenden Stickstoffeutrophierung langfristig mit einem deutlichen Artenrückgang im Grasland zu rechnen.

Abstract

Structural change in grasslands using the example of meadows in the former district of Löbau-Zittau that are important for nature conservation

A comparison of vegetation studies from 2004 to 2017 shows the development of species-rich grassland in the former Landkreis "Löbau-Zittau". Changes in species diversity, species composition and abiotic parameters are considered. The vegetation data are additionally supplemented by measurements of soil pH, C/N ratio and nutrient concentrations (P, K, Mg). The results show incipient tendencies towards the formation of tall vegetation stands, accompanied by increased competition for light and a cooling microclimate. At the same time, the acidic and nutrient-poor soils seem to create conditions in which low and high nutrient-demanding plant species coexist. However, an increasing spread of species with indifferent requirements with respect to soil reaction and nitrogen content suggests already the start of a convergence in site conditions. If the current management regime continues, in combination with a gradual nitrogen eutrophication, it is expected to result in a significant decline in grassland species the long term.

Keywords: Oberlausitz, grassland, vegetation development, change, species diversity, grassland management.



Abb. 1: Feuchtwiese an den Schlegeler Teichen im Juli 2017 (links) mit Detailfläche 2 (rechts).
Foto: R. Heinrich

1 Einleitung

In Sachsen ist die Entwicklung halbnatürlichen Graslandes eng mit der historischen Wiesen- und Weidenutzung verbunden. Hierzu zählen im Besonderen die standortabhängige Mähwiesennutzung als „Johanni- oder Herbstwiese“ sowie die Trift- und Extensivweidennutzung auf Grenzertragsstandorten wie beispielsweise den Basalkuppen der Oberlausitzer Berge (HEMPEL 2008). Wegen ihrer floristischen und faunistischen Artenvielfalt sind solch extensiv genutzte Mähwiesen und Viehweiden von hohem naturschutzfachlichem Wert (DENGLER et al. 2014).

Im Altkreis Löbau-Zittau haben sich Relikte halbnatürlicher Grasländer als kleinflächige und isolierte Inseln erhalten. Sie liegen größtenteils auf Grenzertragsstandorten, also grundwasserbeeinflussten Senken, sowie in Hanglagen und auf Bergkuppen (TITĚRA et al. 2018). Die meisten dieser Standorte sind als Schutzgebiete (Flächennaturdenkmale) ausgewiesen und/oder können als Lebensraumtypen im Sinne von Natura 2000 angesprochen werden (LFULG 2018a). Eine große Gefährdung dieser Grasland-Relikte ist vor allem deren Nutzungsaufgabe als Mähwiese oder Viehweide. So werden viele dieser Grasländer mittlerweile nur noch durch spezialisierte Landschaftspflegebetriebe oder Naturschutzvereine gepflegt, um sie für den Naturschutz zu sichern. Doch wie sachsenweit erkennbar ist, verschlechtert sich deren Erhaltungszustand, insbesondere bei den mageren Frischwiesen kontinuierlich (HETTWER et al. 2015).

Eine erste detaillierte Bestandsaufnahme

von 23 artenreichen Grasländern im damaligen Landkreis Löbau-Zittau wurde durch GLÄSER (2004) vorgenommen. Dabei wurden Dauerbeobachtungsflächen eingerichtet, um einen späteren Vergleich zu gewährleisten und daraus spezifische sowie generelle Entwicklungen der Grasländer ableiten zu können. Dieser Vergleich konnte nun mittels der vorliegenden Untersuchung im Jahr 2017 realisiert werden und soll folgende Fragen klären: Wie haben sich Artenvielfalt und Artenzusammensetzung im Vergleich zu 2004 entwickelt? Wie haben sich die Standortfaktoren im Vergleich zu 2004 verändert? Was könnten Ursachen dieser Veränderungen sein, und wie sind speziell die bisherigen Pflegemaßnahmen in Hinblick auf die Ergebnisse zu bewerten?

2 Das Untersuchungsgebiet – Altkreis Löbau-Zittau

Das Untersuchungsgebiet umfasst den südwestlichen Teil des heutigen Landkreises Görlitz zwischen den Städten Löbau und Zittau. Es werden sowohl die Naturräume Östliche Oberlausitz und Zittauer Gebirge als auch die östlichsten Ausläufer der Naturräume Oberlausitzer Bergland und Oberlausitzer Gefilde berührt (SMUL 2013). Charakteristisch für das gesamte Gebiet sind in der Landschaft verteilte Einzelberge mit Basalt- und Phonolithkuppen. Von Nordost nach Südwest steigt die Höhenstufe von 200 m auf bis über 700 m. Den geologischen Untergrund bildet ein Granit- und Granodioritmassiv, welches im Süden durch den Sandstein des Zittauer Gebirges abgelöst



Abb. 2: Silikatmagerrasen auf dem Schanzberg im Juli 2017 (links) mit Detailfläche 1 (rechts).
 Foto: R. Heinrich

wird. Über dem Gestein liegen mächtige äolische Lössschichten. Die durchschnittliche Jahrestemperatur liegt zwischen 7,0 und 8,3 °C, der durchschnittliche Jahresniederschlag bei 680 bis 800 mm/a. Beim Übergang ins Zittauer Gebirge steigen die jährlichen Niederschlagssummen mit zunehmender Höhenstufe kon-

tinuierlich an, in den höheren Berglagen bis 900 mm/a. Die Vegetationsperiode der collinen Höhenstufe beträgt zwischen 220 bis 240 Tage und sinkt in den Berglagen auf 200 bis 220 Tage ab (LfULG 2018b).

Im Untersuchungsjahr 2017 betrug laut Messdaten des Internationalen Hochschul-

Tab. 1: Übersicht Untersuchungsflächen. DF=Dauerbeobachtungsflächen.

| Wiese | Abkürzung | Anzahl DF | bei | FND |
|----------------------|-----------|-----------|--------------------------|-----|
| Schlegler Teiche | ST | 2 | Großhennersdorf/Schlegel | 287 |
| Obere Poche | OP | 2 | Bertsdorf-Hörnitz | 150 |
| Mittlere Poche | MP | 3 | Bertsdorf-Hörnitz | 151 |
| Untere Poche | UP | 2 | Bertsdorf-Hörnitz | 152 |
| Breiteberg | BB | 2 | Bertsdorf-Hörnitz | 82 |
| Hofefelder | HF | 2 | Großschönau | 255 |
| Schanzberg | SB | 2 | Oberseifersdorf | 149 |
| Grenzfischelgraben | GF | 2 | Seifhennersdorf | 138 |
| Südflur Frenzelsberg | SF | 2 | Seifhennersdorf | 183 |
| Am Bahndamm | AB | 2 | Leutersdorf | 257 |
| Scheidebach | SBa | 2 | Radgendorf | 158 |
| Hengstbüschel | HB | 2 | Bertsdorf-Hörnitz | – |
| Buttermilchwasser | BW | 2 | Eiserode | – |
| Stollberg | StB | 2 | Seifhennersdorf | 136 |
| An der Bahnlinie | BL | 2 | Obercunnersdorf | 314 |
| Kappenmichelteich | KT | 1 | Seifhennersdorf | – |
| Grundbach | GB | 1 | Bertsdorf-Hörnitz | – |
| Pfaffenbach | PB | 2 | Eichgraben | – |
| Fasanerie | Fa | 2 | Ottenhain | – |

instituts Zittau die mittlere Jahrestemperatur 8,2°C bei einem Jahresniederschlag von rund 640 mm. Mitte April kam es zu einem erneuten Kälteeinbruch, dabei sanken die Temperaturen noch einmal bis auf 4°C ab. Ende April/Anfang Mai wurde es dann sichtlich wärmer. Über die Sommermonate herrschte eine Durchschnittstemperatur von 18,9°C. In den Monaten Juli, August und Oktober gab es kräftige Regenerereignisse, mit bis zu 80 mm Niederschlag im Monat (IHI 2019).

3 Material und Methoden

3.1 Wahl der Untersuchungsflächen

In die Untersuchung wurden unterschiedliche Graslandhabitats einbezogen, die zusammengekommen einen repräsentativen Überblick über die im Altkreis Löbau-Zittau vorherrschende Biodiversität des Graslandes geben. Es sind vorwiegend kleinflächige Wiesen, die im Rahmen des Naturschutzes gepflegt werden. Ausgehend vom Untersuchungsjahr 2017 bestand die Pflege in den letzten 10 Jahren in einer einschürigen Mahd, bei regelmäßigen Mahdterminen zwischen Anfang August bis Ende Oktober.

Grundlage des Datenvergleichs 2004/2017 stellt die durch GLÄSER (2004) vorgenommene Zustandserfassung ausgewählter Wiesen im Altkreis Löbau-Zittau dar. Von den 23 seiner erfassten Grasländer konnten 19 Wiesen in die Untersuchung einbezogen werden (Tab. 1). Er erstellte für jede der 19 Wiesen eine Gesamtartenliste und führte Vegetationsaufnahmen durch.

Je Wiese errichtete GLÄSER (2004) zwei bis maximal drei Dauerbeobachtungsflächen mit Abmessungen von 4×4 m. Die Ecken wurden mit Stahlbolzen markiert und die Mittelpunkt-Koordinaten mittels GPS eingemessen. Dadurch

war es möglich, diese Dauerbeobachtungsflächen 2017 wiederzufinden.

3.2 Erfassung der Vegetation

Die Vegetation der durch GLÄSER (2004) angelegten Dauerbeobachtungsflächen wurde 2017 mittels Vegetationsaufnahmen neu erfasst. Die Kartierungsarbeiten fanden im Zeitraum von Ende Mai bis Ende August statt. Von einer Bestimmung der Moose wurde abgesehen. Für die Schätzung der Artmächtigkeiten wurde 2017 die Skala von Londo (DIERSCHKE 1994) verwendet. Analog zu GLÄSER (2004) wurde zusätzlich für jede Wiese noch eine Gesamtartenliste erstellt.

3.3 Auswertung der Vegetationsdaten

Zur Vereinfachung der Auswertung wurden die Untersuchungsflächen in zwei Gruppen unterteilt. Als abgrenzendes Kriterium wurde die mittlere Feuchtezahl gewählt, die sich aus den Gesamtartenlisten der Untersuchungsflächen errechnete. Danach wurden Untersuchungsflächen mit einer mittleren Feuchtezahl von kleiner oder gleich sechs in der Gruppe „trockene Wiesen“ zusammengefasst. Untersuchungsflächen mit einer mittleren Feuchtezahl von größer sechs wurden stattdessen der Gruppe „feuchte Wiesen“ zugeordnet (Tab. 2).

Damit umfasst die Gruppe der trockenen Wiesen fünf der von GLÄSER (2004) untersuchten 19 Wiesen. Gemäß Biotopkartierung (Akteneinsicht untere Naturschutzbehörde des Landkreises Görlitz 2017) zählen dazu Halbtrockenrasen sowie magere Frischwiesen. Demgegenüber wurden die restlichen 14 Wiesen der Gruppe „feuchte Wiesen“ zugeordnet. Es handelt sich um Feucht- bzw. Nassgrünland sowie Frischwiesen wechselfeuchter Standorte.

Tab. 2: Aufteilung der Wiesen nach Feuchtezahl (F-Zahl: Definition nach JÄGER 2011).

| F-Zahl | Beschreibung | Wiesen | Gruppierung |
|--------|---|--|----------------|
| < 6 | stark trockene bis trocken-frische Standortverhältnisse | ST, OP, MP, UP, HF, GF, SF, AB, BW, BL, KT, GB, PB, Fa | trockene Wiese |
| > 6 | frische-feuchte bis nasse Standortverhältnisse | BB, SB, SBa, HB, StB | feuchte Wiese |

Die statistische Auswertung erfolgte mittels der Programme PCORD 7.2 (McCUNE & MEFFORD 2016) und PAST 3.17 (HAMMER et al. 2001). Die Auswertung umfasst einen Vergleich der Artenzusammensetzung, der Artenvielfalt und der Standortverhältnisse auf Grundlage der Vegetationsaufnahmen in den Dauerbeobachtungsflächen zwischen 2004 und 2017. Für den Vergleich der Artenzusammensetzung wurde eine Ordination nach der Methode der DCA (*detrended correspondence analysis*) unter Berücksichtigung der Chi-Quadrat-Distanzen durchgeführt (LEYER & WESCHE 2007). Zum Vergleich der Artenvielfalt wurden die Diversitätsindizes SHANNON-Index und EVENNESS herangezogen. Ein Vergleich der Standortverhältnisse erfolgte durch Gegenüberstellung der mittleren Zeigerwertzahlen nach Ellenberg, gewichtet nach den Deckungsgraden der Vegetationsaufnahmen (DIERSCHKE 1994). Die statistische Signifikanz (Signifikanzniveau von $p \leq 0.05$) feststellbarer Veränderungen wurde durch WILCOXON-Test bzw. bei normalverteilten Variablen durch t-Test geprüft.

Ergänzt wurden die oben genannten Auswertungen durch eine *indicator species analysis* (ISA), um so mögliche Veränderungen in der Artenzusammensetzung und damit zwischen den Arthäufigkeiten der Jahre 2004 und 2017 zu identifizieren. Die Ergebnisse der ISA wurden in Form einer Frequenz-Signifikanz-Tabelle für alle signifikanten Arten zusammengefasst. Als signifikant wurden Arten mit einem Signifikanzniveau von $p \leq 0.05$ angesehen (LEYER & WESCHE 2007).

3.4 Bodenanalyse

Zusätzlich wurden 2017 Bodenproben aus den Dauerbeobachtungsflächen entnommen und analysiert. Je Probe wurden die Parameter Nährstoffgehalt, pH-Wert sowie C/N-Verhältnis ermittelt. Die Proben wurden aus einer Tiefe von 0–10 cm entnommen. Für die Probenahme wurde ein Edelman-Bohrer (Firma: Eijkelkamp, Modell: Kombi-Bohrer \varnothing 5 cm) verwendet. Je Dauerbeobachtungsfläche wurden Proben aus 15 Einzelbohrungen entnommen und zu einer repräsentativen Mischprobe zusammengefasst (SCHEFFER & SCHACHTSCHA-BEL 2010). Nach Aufbereitung der Bodenpro-

ben wurde der pH-Wert nach DIN-ISO 10390 einmal in Wasser und einmal in Kaliumchlorid ermittelt. Für die Nährstoffextraktion wurde die Methode von Mehlich-3 nach ZHANG et al. (2014) angewendet. Die Messungen wurden mittels ICP-MS (*inductively coupled plasma mass spectrometry*, Firma/Modell: Perkin Elmer/DRC-e) durchgeführt. Je Probe wurde die Gesamtkonzentration im Boden an Kalium, Magnesium und Phosphor gemessen.

Die Ermittlung des C/N-Verhältnisses erfolgte über eine Elementaranalyse (Analysator der Firma: Elementar, Modell: Vario MICRO cube).

Die Ergebnisse der Bodenanalyse zwischen den Gruppen feuchte und trockene Wiesen wurden einander gegenübergestellt und mittels Mann-Whitney-U-Test auf Unterschiede getestet.

4 Ergebnisse

4.1 Ergebnisse des Vergleiches der Artenzusammensetzung und Artenverteilung

Es können generelle Unterschiede in der Artenzusammensetzung feuchter und trockener Wiesen festgestellt werden (Abb. 3). Im Detail hat sich die Vegetation von 2004 zu 2017 auf den Dauerbeobachtungsflächen aber relativ unterschiedlich entwickelt. Einige Dauerbeobachtungsflächen weisen kaum Veränderungen auf, andere hingegen veränderten sich deutlich (Abb. 3). In beiden Gruppen ist ein signifikanter Anstieg ($p < 0,01$) der Deckungsgrade an Gras- und Krautarten erkennbar (Abb. 4). Besonders hohe Deckungen ($> 20\%$) erreichen in den feuchten Wiesen typische Verbrachungszeiger wie *Filipendula ulmaria*, *Lysimachia vulgaris*, *Juncus acutiflorus* und *Carex brizoides*, während auf den trockenen Wiesen eine Zunahme an Obergräsern, wie *Alopecurus pratensis*, *Arrhenatherum elatius*, *Dactylis glomerata* und *Phleum pratense*, mit Deckungen von 20 % und höher festzustellen ist.

Daneben ist eine zunehmende Ausbreitung von *Lysimachia nummularia* als typische Schattenpflanze ($L = 4$) in den feuchten Wiesen (Tab. 3) festzustellen sowie eine Zunahme von Arten mit indifferentem Verhalten in der Temperaturzahl ($T = x$) für die trockenen Wie-

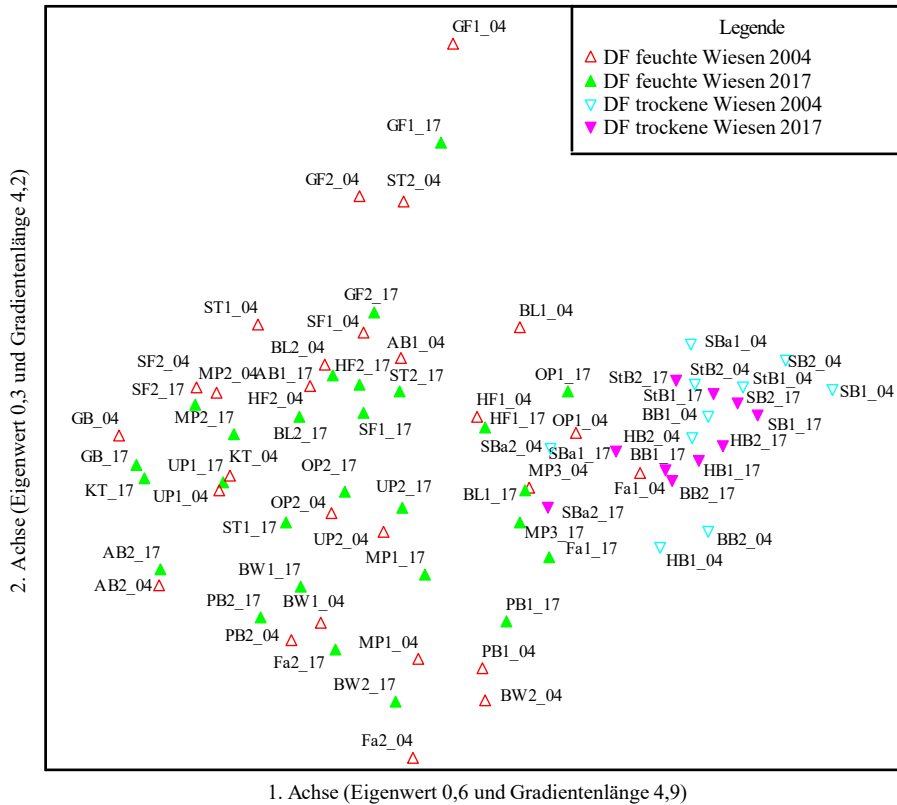


Abb. 3: Ergebnis der DCA (*detrended correspondence analysis*) für die Vegetationsaufnahmen der Dauerbeobachtungsflächen (DF) zwischen den Jahren 2004 und 2017, dargestellt als zweidimensionales Ordinationsdiagramm, Datengrundlage bildet eine logarithmierte Art-Deckungsgrad-Matrix nach Chi-Quadrat-Distanz, die Abkürzungen für die einzelnen Wiesen sind Tabelle 1 zu entnehmen.

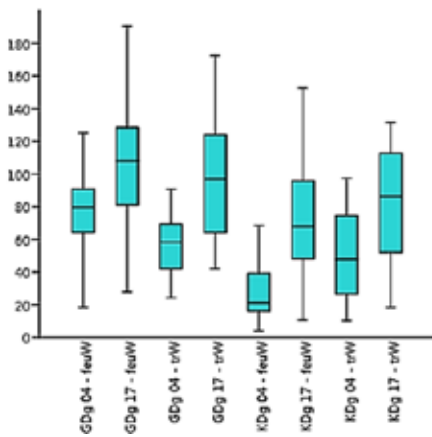


Abb. 4: Boxplot – Vergleich der Deckung (in %) an grasigen (GDg) und krautigen (KDg) Arten zwischen den Jahren 2004 (04) und 2017 (17), gruppiert nach feuchten (feuW) und trockenen Wiesen (trW). Mittels *indicator species analysis* konnten 15 Arten der feuchten Wiesen und elf Arten der trockenen Wiesen ermittelt werden, die die Veränderungen in der Artenverteilung zwischen den Jahren 2004 und 2017 beschreiben (Tab. 3 und 4). In beiden Gruppen haben mehr Arten in ihren Häufigkeiten zugenommen als abgenommen, darunter sowohl relativ anspruchslose Arten des Graslandes in Bezug auf Reaktions- und Stickstoffverhalten (R bzw. N = x) wie *Carex hirta*, *Cardamine pratensis*, *Dactylis glomerata*, *Festuca pratensis*, *Festuca rubra*, *Filipendula ulmaria*, *Lysimachia nummularia*, *Plantago lanceolata*, *Poa pratensis*, *Poa trivialis*, *Ranunculus auricomus*, *Rhynanthus minor* und *Rumex acetosa* (Tab. 3 und 4) als auch einzelne Arten magerer Standortansprüche (N < 5) wie *Hollcus mollis* und *Luzula campestris*, sowie ebenfalls einzelne Arten mit höherem Nährstoffanspruch (N > 5) wie *Festuca pratensis* und *Dactylis glomerata* (Tab. 3 und 4).

Tab. 3: Ergebnis der *indicator species analysis* zwischen den Jahren 2004 und 2017 für die feuchten Wiesen (nur die signifikanten Arten wurden gelistet), Hinweise Zeigerwerte: L – Lichtzahl, T – Temperaturzahl, F – Feuchtezahl, R – Reaktions-Zahl, N – Stickstoffzahl.

| Art | Frequenz der Art in % | | Signifikanz (p) | L | T | F | R | N |
|------------------------------|-----------------------|----------|--------------------|---|---|---|---|---|
| | für 2004 | für 2017 | | | | | | |
| <i>Holcus lanatus</i> | 85 | 74 | 0,01 | 7 | 6 | 6 | x | 5 |
| <i>Lathyrus pratensis</i> | 56 | 93 | < 0,01 | 7 | 5 | 6 | 7 | 6 |
| <i>Poa trivialis</i> | 52 | 78 | < 0,01 | 6 | x | 7 | x | 7 |
| <i>Lotus pedunculatus</i> | 48 | 74 | 0,03 | 7 | 5 | 8 | 6 | 4 |
| <i>Filipendula ulmaria</i> | 44 | 78 | 0,03 | 7 | 5 | 8 | x | 5 |
| <i>Cirsium palustre</i> | 37 | 7 | 0,02 | 7 | 5 | 8 | 4 | 3 |
| <i>Juncus effusus</i> | 37 | 56 | 0,01 | 8 | 5 | 7 | 3 | 4 |
| <i>Festuca pratensis</i> | 26 | 67 | < 0,01 | 8 | x | 6 | x | 6 |
| <i>Cardamine pratensis</i> | 7 | 33 | 0,01 | 4 | x | 6 | x | x |
| <i>Carex hirta</i> | 7 | 33 | < 0,01 | 7 | 6 | 6 | x | 5 |
| <i>Holcus mollis</i> | 7 | 26 | 0,03 | 5 | 5 | 5 | 2 | 3 |
| <i>Lysimachia nummularia</i> | 7 | 30 | 0,01 | 4 | 6 | 6 | x | x |
| <i>Ranunculus auricomus</i> | 4 | 26 | 0,01 | 5 | 6 | x | 7 | x |
| <i>Galium album</i> | 4 | 26 | 0,02 | 7 | x | 5 | 7 | 5 |
| <i>Anemone nemorosa</i> | 0 | 26 | 0,01 | x | x | 5 | 6 | 5 |

Tab. 4: Ergebnis der *indicator species analysis* zwischen den Jahren 2004 und 2017 für die trockenen Wiesen (nur die signifikanten Arten wurden gelistet), Hinweise Zeigerwerte: L – Lichtzahl, T – Temperaturzahl, F – Feuchtezahl, R – Reaktions-Zahl, N – Stickstoffzahl.

| Art | Frequenz der Art in % | | Signifikanz (p) | L | T | F | R | N |
|----------------------------|-----------------------|----------|--------------------|---|---|---|---|---|
| | für 2004 | für 2017 | | | | | | |
| <i>Lathyrus pratensis</i> | 80 | 100 | 0,02 | 7 | 5 | 6 | 7 | 6 |
| <i>Poa pratensis</i> | 70 | 100 | 0,01 | 6 | x | 5 | x | 6 |
| <i>Dactylis glomerata</i> | 60 | 90 | < 0,01 | 7 | x | 5 | x | 6 |
| <i>Rumex acetosa</i> | 60 | 90 | 0,03 | 8 | x | x | x | 6 |
| <i>Vicia hirsuta</i> | 60 | 0 | 0,01 | 7 | 6 | 4 | x | 4 |
| <i>Festuca rubra</i> | 90 | 100 | < 0,01 | x | x | 6 | 6 | x |
| <i>Vicia cracca</i> | 20 | 50 | 0,05 | 7 | 5 | 6 | x | x |
| <i>Festuca pratensis</i> | 10 | 80 | < 0,01 | 8 | x | 6 | x | 6 |
| <i>Luzula campestris</i> | 10 | 50 | 0,03 | 7 | x | 4 | 3 | 3 |
| <i>Plantago lanceolata</i> | 10 | 60 | 0,02 | 6 | x | x | x | x |
| <i>Rhinanthus minor</i> | 0 | 50 | 0,03 | 7 | 5 | 4 | x | 3 |

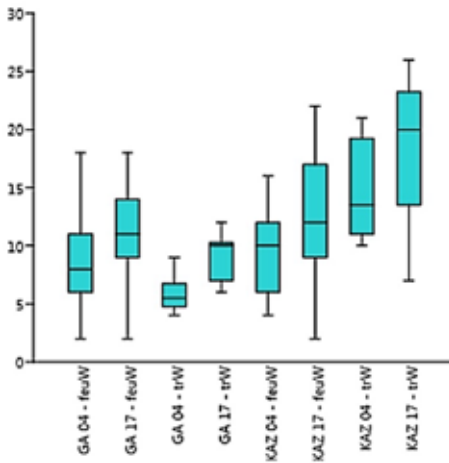


Abb. 5: Boxplot – Vergleich der Anzahl grasiger (GAZ) und krautiger (KAZ) Arten zwischen den Jahren 2004 (04) und 2017 (17), gruppiert nach feuchten (feuW) und trockenen Wiesen (trW). Signifikant ist ebenfalls der Anstieg des SHANNON-Index ($p < 0,01$) und der EVENNESS ($p < 0,01$) in beiden Gruppen (Abbildungen 5 und 6).

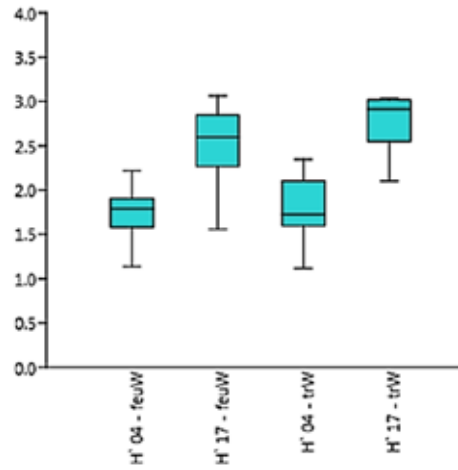


Abb. 6: Boxplot – Vergleich des Shannon-Index zwischen den Jahren 2004 (04) und 2017 (17), gruppiert nach feuchten (feuW) und trockenen Wiesen (trW).

sen wie beispielsweise *Plantago lanceolata* (Tab. 4). Die Arten *Holcus lanatus*, *Cirsium palustre* und *Vicia hirsuta* haben dagegen in ihren Häufigkeiten abgenommen (Tab. 3 und 4). Im Rahmen der Untersuchung war nicht festzustellen, warum ausgerechnet diese drei Arten von den Wiesen verschwinden. Die Art *Cirsium palustre* ist jedoch ein typischer Feuchtezeiger ($F = 8$). Ihr Rückgang könnte eine Folge der in den letzten Jahren zunehmend zu beobachtenden Austrocknung feuchten Graslandes sein. Die Ursachen für den Rückgang an *Holcus lanatus* und *Vicia hirsuta* sind dagegen weniger eindeutig. Möglicherweise hat im Falle von *Holcus lanatus* die 2017 vorherrschende Witterung einen gewissen Einfluss ausgeübt. Um festzustellen, was die tatsächlichen Gründe für den Rückgang von *Cirsium palustre*, *Holcus lanatus* und *Vicia hirsuta* sind, wären weiterführende Untersuchungen erforderlich.

4.2 Ergebnisse des Vergleiches der Artenvielfalt

Auf den feuchten Wiesen ist ein signifikanter Anstieg von krautigen Arten ($p < 0,01$) als auch von Gräsern ($p < 0,01$) festzustellen (Abb. 5). Auf den trockenen Wiesen wurden lediglich

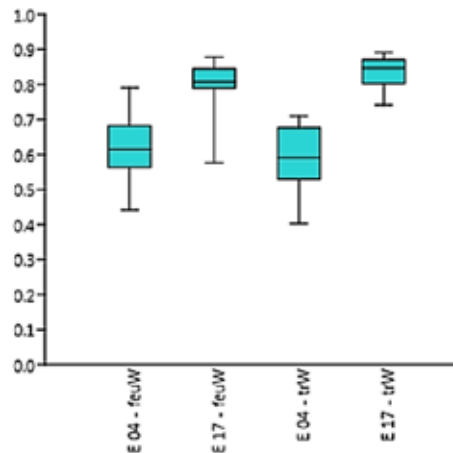


Abb. 7: Boxplot – Vergleich des Evenness-Index zwischen den Jahren 2004 (04) und 2017 (17), gruppiert nach feuchten (feuW) und trockenen Wiesen (trW).

mehr Grasarten ($p < 0,01$) festgestellt, die Anzahl der Krautarten ($p = 0,08$) blieb hingegen mehr oder weniger konstant (Abb. 5–7).

4.3 Ergebnisse des Vergleiches der Standortfaktoren

Im Vergleich der gewichteten mittleren Zeigerwertzahlen sind einzelne Unterschiede zwi-

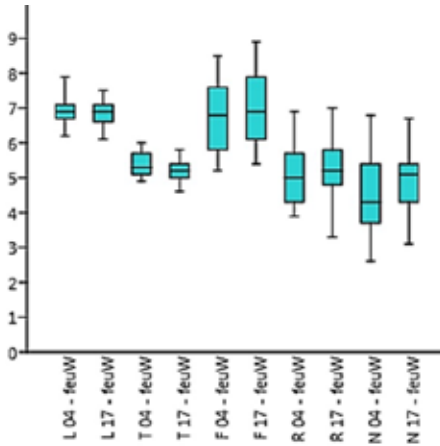


Abb. 8: Boxplot – Vergleich der gewichteten mittleren Lichtzahl (L), Temperaturzahl (T), Feuchtezahl (F), Reaktionszahl (R) und Stickstoffzahl (N) zwischen den Jahren 2004 (04) und 2017 (17) auf den feuchten Wiesen (feuW).

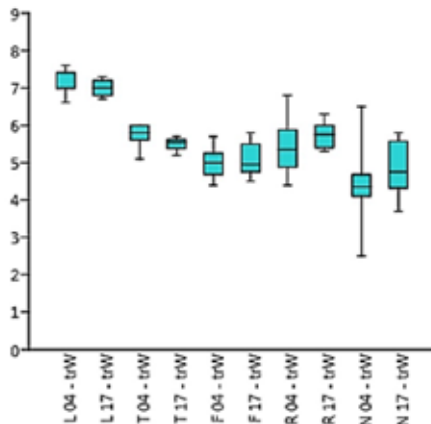


Abb. 9: Boxplot – Vergleich der gewichteten mittleren Lichtzahl (L), Temperaturzahl (T), Feuchtezahl (F), Reaktionszahl (R) und Stickstoffzahl (N) zwischen den Jahren 2004 (04) und 2017 (17) auf den trockenen Wiesen (trW).

schen den Dauerbeobachtungsflächen 2004 und 2017 erkennbar, die auf Veränderungen in den Standortbedingungen hindeuten. In den feuchten Wiesen ist ein signifikanter Anstieg ($p = 0,02$) der Stickstoffzahl festzustellen, von Median 4,3 auf 5,1 (Abb. 10). Auf den trockenen Wiesen hat die Stickstoffzahl ebenfalls zugenommen, von Median 4,4 auf 4,8. Jedoch ist in diesem Fall kein signifikanter Unterschied ($p = 0,11$) festzustellen (Abb. 11).

Daneben zeigen beide Gruppen einen sig-

nifikanten Rückgang in der Temperaturzahl. Die Temperaturzahl der feuchten Wiesen ist von Median 5,3 auf 5,2 ($p = 0,01$) abgesunken (Abb. 8), die der trockenen Wiesen von Median 5,8 auf 5,6 ($p = 0,05$; Abb. 9).

Für die Licht-, Feuchte- und Reaktionszahl sind dagegen in beiden Gruppen keine Unterschiede festzustellen.

4.4 Ergebnisse der Bodenanalyse

Für die feuchten Wiesen wurden Nährstoffkonzentrationen von 17,2 bis 219,1 $\mu\text{g/g}$ Kalium, 2,4 bis 177,8 $\mu\text{g/g}$ Phosphor und 16,5 bis 1.421,6 $\mu\text{g/g}$ Magnesium ermittelt (Abb. 10). Der Median für Kalium beträgt dabei 53 $\mu\text{g/g}$, für Phosphor 25,2 $\mu\text{g/g}$ und für Magnesium 110 $\mu\text{g/g}$. Auf den trockenen Wiesen wurden Nährstoffkonzentrationen für Kalium von 27,4 bis 127,0 $\mu\text{g/g}$ gemessen, für Phosphor von 7,1 bis 74,4 $\mu\text{g/g}$ und für Magnesium von 29,8 bis 706,3 $\mu\text{g/g}$ (Abb. 10) bei Medianen von 66,9 $\mu\text{g/g}$ Kalium, 20,2 $\mu\text{g/g}$ Phosphat und 147 $\mu\text{g/g}$ Magnesium. Damit weist die Hälfte der feuchten und trockenen Untersuchungsflächen, ungeachtet einzelner Ausreißer, eine relativ niedrige Nährstoffversorgung in Bezug auf Kalium und Phosphor auf. Lediglich Magnesium scheint in ausreichenden Konzentrationen vorzuliegen (ALBERT et al. 2007).

Für die Gruppe feuchter Wiesen konnten pH-Werte zwischen 4,0 und 6,4 in Wasser bzw. 3,8 und 5,8 in Kaliumchlorid gemessen werden, für die trockenen Wiesen zwischen 5,0 und 6,6 in Wasser und 4,3 bis 5,5 in Kaliumchlorid (Abb. 11). Die Bodenreaktion auf den Untersuchungsflächen liegt damit im schwach bis mäßig sauren Bereich.

Das C/N-Verhältnis reicht auf den feuchten Wiesen von 11,1 bis 17,2 und auf den trockenen Wiesen von 12,1 bis 14,2 (Abb. 12). Die engen C/N-Verhältnisse sind charakteristisch für Parabraunerde, sowie Pseudogley-Schwarzerde auf Löss (AG BODEN 1994) und lassen auf einen hohen Stickstoffgehalt in den Böden der Grasländer schließen. Insgesamt liegt das C/N-Verhältnis der Untersuchungsflächen nur leicht über den C/N-Verhältnissen ertragreichen Acker- und Grünlandes, mit $< 1/10 \dots 15$ (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 2010). Das Vorliegen einer Stickstoffeintragung in den Unter-

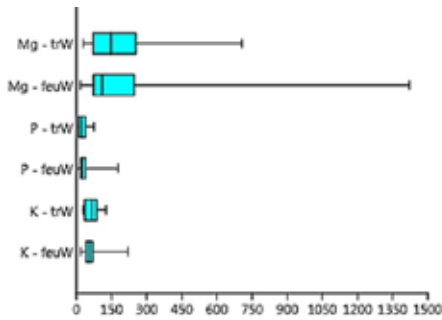


Abb. 10: Boxplot – Messergebnisse (in µg/g) der Kalium- (K), Phosphor- (P) und Magnesiumkonzentrationen (Mg), gruppiert nach feuchten Wiesen (feuW) und trockenen Wiesen (trW) für 2017.

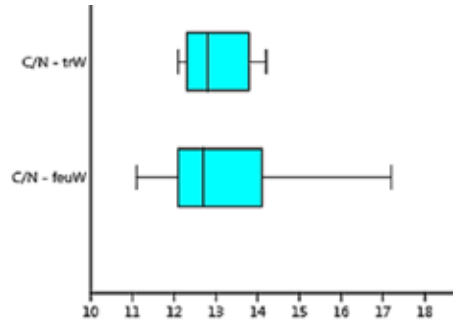


Abb. 12: Boxplot – Ergebnisse des C/N-Verhältnisses, gruppiert nach feuchten Wiesen (feuW) und trockenen Wiesen (trW) für 2017.

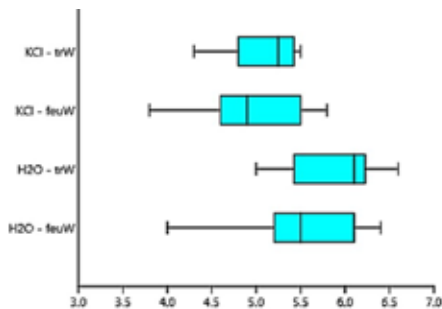


Abb. 11: Boxplot – Ergebnisse der pH-Messung in Wasser (H₂O) und Kaliumchlorid (KCl), gruppiert nach feuchten Wiesen (feuW) und trockenen Wiesen (trW) für 2017.

suchungsflächen erscheint in Anbetracht der Ergebnisse mehr als wahrscheinlich.

Signifikante Unterschiede zwischen den Gruppen hinsichtlich Nährstoffkonzentration, pH-Wert und C/N-Verhältnis wurden nicht festgestellt.

5 Diskussion

5.1 Graslandentwicklung 2004 bis 2017

Die Ergebnisse der Vegetationsuntersuchungen sind weniger aussagekräftig als erwartet, was die Graslandentwicklung von 2004 bis 2017 betrifft. Dennoch sind tendenzielle Strukturveränderungen erkennbar. Der Anstieg in den Deckungsgraden typischer Verbrachungszeiger und dominanzbildender Obergräser, kombiniert mit der zunehmenden Ausbreitung indifferen-

ter Pflanzenarten (siehe 4.1) und sinkender Temperaturzahlen (siehe 4.3), lassen auf eine beginnende Verbrachung der Wiesen schließen (BRIEMLE 2007), wobei feuchte und trockene Wiesen gleichermaßen betroffen sind. Damit zeigen die Wiesen des Altkreises Löbau-Zittau eine ähnlich negative Entwicklung, wie sie in den letzten Jahren bereits auf anderen Pflegeflächen des Naturschutzes, beispielsweise für Feuchtwiesen in Brandenburg und Niedersachsen, für Bergwiesen des Erzgebirges oder für magere Frischwiesen des Oberlausitzer Berglandes beobachtet werden konnten. Sie alle tendieren unter dem Pflegeregime der einschürigen, späten Mahd zur Ausbildung dichter, hochwüchsiger und verfilzter Vegetationsbestände (GOLDBERG 2018). Dabei dürften die Unterschiede zum historischen Arteninventar auf den Wiesen umso größer sein, je weiter das Pflegeregime von der traditionellen Mahd- und Weidenutzung abweicht, aus denen die Wiesen einst hervorgegangen sind (POPTCHEVA et al. 2009, RÖMERMANN et al. 2009). Die heute im Naturschutz praktizierte Wiesenpflege steht somit in keinem Vergleich zu der extensiven Mähwiesen- und Weidenutzung des 19./Anfang 20. Jh., denn ihr Ziel ist nicht die notwendige Versorgung des Viehs, sondern die Arterhaltung, sei es durch Sicherstellung des Aussamens seltener Pflanzenarten oder durch Förderung des Fortpflanzungserfolgs bedrohter Insekten und Vogelarten des Offenlandes (GOLDBERG 2018). Ein Umstand, den die unflexible Förderpolitik der letzten Jahre zusätzlich verschärfte, was zur Folge hatte, dass sich starre Pflegeregime etablierten, die zwar das Offenhalten der Wiesen garantierten, langfristig aber weder deren

Arten- noch Strukturvielfalt förderten. Im Gegenteil, zahlreiche Untersuchungen der letzten Jahre belegen, dass ein Festhalten an starren Pflegemaßnahmen langfristig die Habitatqualität der Wiesen verschlechtert (BRIEMLE 2007, WIEDEN 2004). Durch die späte Mahd wird nicht nur das Wachstum von Obergräsern und Hochstauden begünstigt, allen voran bei *Filipendula ulmaria* und *Lysimachia vulgaris*, sondern einer effizienten Aushagerung der Wiesen entgegengewirkt (NITSCHKE & NITSCHKE 1994, ZIMMERMANN 2016). So haben die meisten Wiesenpflanzen zum Mahdzeitpunkt den Großteil ihrer Nährstoffe bereits in unterirdische Speicherorgane verlagert, so dass der späte Schnitt mehr ein Konkurrenzvorteil für Obergräser ist, die darauf im nächsten Frühjahr mit einem verstärkten Biomasseaufwuchs reagieren (NITSCHKE & NITSCHKE 1994), was wiederum einer schnelleren Vergrasung der Wiesen zuträglich ist. Anstelle artenreicher Wiesen fördert dies also eher die Entwicklung artenarmer Brachen und Hochstaudenfluren (NLWKN 2011).

Als in diesem Zusammenhang ebenfalls problematisch anzusehen ist die zunehmende Lichtkonkurrenz innerhalb dichter Vegetationsbestände. Eine hohe Lichtstellung ist für die Entwicklung von Offenlandarten, insbesondere Kräutern, essenziell (DIERSCHKE & BRIEMLE 2002). Bei ausschließlich später Mahd bleibt es unter der Vegetation aber lange Zeit dunkel, was insbesondere für lichtungsrige Kräuter von Nachteil ist und diese an den Wiesenrand verdrängt. Das Absinken der Temperaturzahlen in feuchten und trockenen Wiesen (siehe 4.3) lässt zudem vermuten, dass sich infolge dauerhafter Beschattung ein kühleres Mikroklima innerhalb der Vegetationsbestände einstellt. Eine dicke Streuauflage und ein dichter Grasfilz können den Effekt zusätzlich verstärken und so zu einer Entwicklung beitragen, die erhebliche Folgen für die Artenvielfalt der Wiesen haben dürfte (GOLDBERG 2018). Einzelne Arten, wie beispielsweise *Lysimachia nummularia* als typische Schattenpflanze, werden von der dauerhaften Beschattung profitieren und sich zunehmend im Grasland ausbreiten (siehe 4.1 – Ergebnisse *indicator species analysis*). Langfristig dürfte jedoch mit einem Rückgang lichtbedürftiger, kleinwüchsiger Krautarten und einem deutlichen Verlust der Pflanzenviel-

falt im wertvollen Grasland zu rechnen sein (BRIEMLE 2007, RAUFER et al. 2014).

Mit Blick auf die bisherigen Ergebnisse überrascht der Anstieg in der Artenvielfalt deshalb umso mehr (siehe 4.2). Im Vergleich mit anderen Studien (WESCHKE et al. 2012, RAUFER et al. 2014 u. a.) scheint es, als hätte sich die Artenvielfalt trotz starren Pflegeregimes und nachweisbarer Stickstoffeutrophierung (siehe 4.4) relativ positiv entwickelt. Wesentlich wahrscheinlicher ist, dass es sich hierbei um den kurzfristigen Effekt der Artanreicherung handelt und der typisch für ein frühes Verbrauchsstadium sein kann (DIERSCHKE & BRIEMLE 2002). Dafür spricht auch die zunehmende Ausbreitung indifferenter Pflanzenarten, die auch zur Erhöhung der Artenvielfalt in den Wiesen beigetragen hat (siehe 4.1). So ist der Beginn einer Verbrachung nicht selten durch die vorübergehende Koexistenz von Wiesenpflanzen und solchen Pflanzenarten gekennzeichnet, die aus benachbarten Habitaten in die Wiesen einwandern, darunter Pflanzen wärmebegünstigter nährstoffreicher Säume, Hochstauden und zur Dominanz neigende Obergräser. Auch können konkurrenzschwache, kleinwüchsige Kräuter mittels morphologischer Anpassungen, wie beispielsweise einer verlängerten Sprossachse, dem Konkurrenzdruck zumindest für kurze Zeit trotzen, bevor sie durch konkurrenzstärkere Pflanzenarten verdrängt werden. Dem Zusammenspiel solcher Effekte ist es zu verdanken, dass frühe Brachestadien kurzfristig eine höhere Artenvielfalt aufweisen können als reine Wiesengesellschaften (DIERSCHKE & BRIEMLE 2002, ZIMMERMANN 2016). Es wäre also falsch, hier von einer positiven Entwicklung auszugehen. Von einer negativen Entwicklung zu sprechen, erscheint jedoch ebenso falsch, zeigen doch die Ergebnisse, dass die einschürige späte Mahd zumindest für eine gewisse Zeit zum Erhalt eines Großteiles des Artenspektrums der Wiesen beiträgt, besonders dann, wenn bodenchemische Prozesse die Artenvielfalt zusätzlich unterstützen. Es ist anzunehmen, dass die durchschnittlich recht niedrigen Nährstoffkonzentrationen an Kalium und Phosphor (siehe Kapitel 4.4) die Konkurrenzkraft der Pflanzenarten fördern, die ohnehin nährstoffärmere Bedingungen bevorzugen, wie beispielsweise *Briza media*. Gerade Wiesen

mit Nährstoffkonzentration unterhalb 50 bis 80 µg/g für Phosphor und 200 µg/g für Kalium zeigen einen hohen Artenreichtum (JANSSENS et al. 1998). Vermutlich wirken auch die niedrigen Phosphorkonzentrationen in Verbindung mit einem relativ sauren Bodenmilieu (siehe 4.4) der Stickstoffeutrophierung entgegen und lassen Standortbedingungen entstehen, welche die Stickstoffverfügbarkeit herabsetzen und damit die Stickstoffaufnahme durch die Pflanzen reduzieren. Dabei könnten im einzelnen Wuchsbedingungen entstanden sein, die ähnlich wie im frühen Brachestadium eine kleinräumige Co-Existenz von Pflanzenarten unterschiedlichster Standortansprüche erlauben (STEVENS et al. 2011). Mit Blick auf die zunehmende Ausbreitung indifferenter Pflanzenarten in den Wiesen (siehe 4.2) dürfte mittel- bis langfristig jedoch eine Angleichung der Wuchsbedingungen und damit des Artenspektrums stattfinden, was wiederum einen Rückgang in der Artenvielfalt fördert.

Ungeachtet der tatsächlichen vorherrschenden Standortbedingungen ist nachgewiesen, dass die Wiesen einen hohen Stickstoffreichtum aufweisen (siehe 4.4) und infolge von Luftstickstoffdepositionen und landwirtschaftlichen Düngergaben stetig neue Stickstoffeinträge hinzukommen, wodurch eine kontinuierliche Anreicherung von Stickstoff in den Wiesen stattfindet. Damit bleibt eine potentielle Gefährdung der Artenvielfalt in den Wiesen durch Stickstoffeutrophierung weiterhin bestehen, besonders dann, wenn seitens der Pflege keine Aushagerungsstrategie der wachsenden Stickstoffakkumulation effizient entgegenwirkt. So kann auch eine schleichende, aber langanhaltende Stickstoffeutrophierung mit der Zeit zur Ausbildung artenarmer und homogener Vegetationsbestände führen (WESCHE et al. 2012). Es genügen, je nach Standortbedingungen, bereits 2,5 kg/ha Luftstickstoffdeposition im Jahr, die den Konkurrenzdruck zwischen Pflanzenarten mit nährstoffärmeren und nährstoffreicheren Ansprüchen erhöhen und erste Veränderungen in der Artenzusammensetzung herbeiführen können (STEVENS et al. 2004). In der Regel ist aber erst bei Konzentrationen von 20 kg/ha Luftstickstoffdepositionen im Jahr von einer erheblichen Beeinflussung der Artenzusammensetzung im Grasland auszugehen (BOBBINK et al. 1998), da solch hohe Konzentrationen

besonders fördernd auf das Wachstum nährstoffliebender Arten wie *Arrhenatherum elatius* wirken (STEVENS et al. 2004). In Sachsen liegen die jährlichen Stickstoffdepositionen mit durchschnittlich 10 kg/ha (BARTH et al. 2016) noch deutlich darunter, sodass bislang noch von keiner akuten Gefährdung der Grasländer durch Luftstickstoffdepositionen auszugehen ist.

Insgesamt entspricht die Entwicklung der Wiesen des Altkreises Löbau-Zittau damit im Wesentlichen denen anderer Wiesenhabitats, die im Rahmen des Naturschutzes heute nur noch gepflegt, jedoch nicht bewirtschaftet werden (GOLDBERG 2018). Gleichzeitig ist die Pflege als der einflussreichste Faktor anzusehen, um langfristig die Erhaltung und den Fortbestand der biologischen Vielfalt im Grasland zu sichern.

Besonders der Klimawandel dürfte zukünftig einen erheblichen Einfluss auf die Graslandentwicklung haben. In Deutschland ist je nach Region mit einer Zunahme an Hitzeextremen, Starkniederschlagsereignissen, Dürren und Niederschlagsdefiziten zu rechnen (IPCC 2018), so auch in Ostsachsen (BERNHOFER et al. 2015). Zunehmender Trockenstress könnte dabei die Biomasseproduktion im Grasland um schätzungsweise 30% absinken lassen (KREYLING et al. 2017). Eine potentielle Gefährdung besteht besonders für feuchtes und nasses Grasland (BEHRENS et al. 2009). Langanhaltende Dürreperioden und weniger Niederschläge könnten den Grundwasserstand und damit die Bodenfeuchte auf ein kritisches Maß absinken lassen und damit das Artenspektrum feuchter Standorte erheblich beeinflussen. Im Vergleich dazu könnte die zunehmende Trockenheit für die Entwicklung von Trocken- bzw. Magerrasen sogar fördernd sein, da deren typische Vertreter an Trockenstress natürlicherweise angepasst sind.

5.2 Empfehlungen für Anpassungen der Biotoppflege

Für den langfristigen Erhalt artenreichen Graslandes ist eine Angleichung des bisherigen Pflegemanagements an die historische Wiesenbewirtschaftung unter Berücksichtigung der zukünftigen Anforderungen an den Klimawandel unerlässlich. Das bedeutet in erster Linie

eine Anpassung des Pflegezeitpunktes und der Pflegehäufigkeit an die Produktivität des Graslandes. In der Vergangenheit stellte eine späte Wiesenmahd eher die Ausnahme dar. Vielmehr wurde bereits Ende Mai oder Anfang Juni mit der Wiesen- oder Weidenutzung begonnen (GOLDBERG 2018). Der Nutzungszeitpunkt orientierte sich dabei sowohl am Biomasseaufwuchs als auch an der Wetterlage. Beide Aspekte haben sich seitdem verändert. Infolge des hohen Stickstoffreichtums besitzen die Grasländer heute eine deutlich höhere Produktivität, weshalb oftmals eine zweimalige Nutzung bzw. Pflege nicht nur sinnvoll, sondern auch nötig wäre. Gleichzeitig hat sich der Beginn der Vegetationsperiode aufgrund trockener Winter und wärmerer Frühjahre im Vergleich zum 19./20. Jh. um mehrere Wochen nach vorn verschoben (BERNHOFER et al. 2015, WIEDEN 2004). *Alopecurus pratensis* blüht heute um bis zu 18 Tage früher also noch vor 20 Jahren (BOCK et al. 2013). Folglich ist der Zeitpunkt für die erste Nutzung an die heutigen Bedingungen anzupassen und sollte dementsprechend im Zeitraum zwischen 25. Mai und 15. Juni stattfinden (WIEDEN 2004). In Ergänzung zur Wiesenmahd wäre aus naturschutzfachlicher Sicht zudem eine häufigere Nutzung der Wiesen als Vor- oder Nachweide wünschenswert, um einerseits die zunehmende Streuakkumulation zurückzudrängen und gleichzeitig den für die Samenkeimung der Wiesenpflanzen notwendigen Bodenkontakt zu gewährleisten. Allerdings wird dies in der Praxis nur schwer umzusetzen sein. Alternativ sollte deshalb unter Berücksichtigung der Produktivität des Graslandes die einschürige Mahd mindestens durch eine zweischürige Mahd ersetzt werden. Mit einer ersten Mahd im Frühsommer besteht die Möglichkeit, in die Wachstumsphase der meisten Grasarten einzugreifen und der Grasdynamik dadurch gezielter entgegenzuwirken. Zudem würde das die Lichtkonkurrenz innerhalb der Vegetationsbestände absenken und damit die Ausbreitung lichtbedürftiger krautiger Pflanzen fördern (NITSCHKE & NITSCHKE 1994). Zwischen der ersten und zweiten Mahd sollten aber mindesten sechs bis acht Wochen liegen, damit die Vegetation ausreichend Zeit hat, sich zu regenerieren (WIEDEN 2004). Doch auch hier ist darauf zu achten, keine dauerhaft starren Mahdtermine festzulegen, sondern es

sollte stets die Möglichkeit gegeben sein, diese nach Wetterlage und Wüchsigkeit des Pflanzenbestandes flexibel anzupassen. Dazu gehört beispielsweise auch ein Wechsel zwischen ein- und zweischüriger Mahd in aufeinanderfolgenden Jahren (GOLDBERG 2018). Im Falle von mehrschürig genutzten Wiesen ist eine Staffelmahd zu empfehlen. Im Kontext des Insektenrückgangs sollte bei der zukünftigen Planung von Biotoppflegemaßnahmen, ungeachtet von Nutzungsform- und Nutzungshäufigkeit, stets auch das Aussparen einzelner Teilareale als Rückzugsraum für die Insektenfauna Berücksichtigung finden. So erlaubt die aktuelle Förderpolitik das Aussparen von bis zu 10% der beantragten Nutzungsfläche (FRL AUK 2015). Welche Teilareale dabei stehen bleiben und welche gemäht bzw. beweidet werden, liegt im Ermessen des Wiesennutzers und erfordert wiederum fundiertes Arten- und Naturschutzfachwissen. Das wiederum macht eine gute Vorplanung der Maßnahmen und damit eine Begutachtung der Flächen vor der Nutzung unerlässlich. Denn nur mit einer individuellen Betrachtung der Einzelfläche ist zu gewährleisten, dass auf standörtliche Besonderheiten, das Auftreten spezieller Artvorkommen und den witterungsabhängigen Biomasseaufwuchs Rücksicht genommen werden kann. Das aber erfordert ein hohes Maß an Fach-, Personal- und Zeitkompetenz und wird in der Praxis deshalb nur schwer umsetzbar sein. Bisher wurden lediglich einzelne experimentelle Anstrengungen in Richtung angepasster Wiesenpflege unternommen. So zum Beispiel im Rahmen eines über die EU-Richtlinie „Natürliches Erbe“ finanzierten Projekts der unteren Naturschutzbehörde des Landkreises Görlitz zum Offenlandmanagement. Das genannte Projekt startete 2019 mit dem Ziel der Erarbeitung einer Entwicklungskonzeption für naturschutzfachlich bedeutsame Lebensraumtypen und Arten des Offenlands im südlichen Landkreis Görlitz sowie der Erprobung experimenteller Biotoppflegemaßnahmen. Zu den Experimentierflächen gehörten dabei auch einzelne der 2017 untersuchten Wiesen. Das Projekt endet im Herbst 2022. Mit einer Veröffentlichung der Ergebnisse ist voraussichtlich 2023 zu rechnen.

Doch allein durch die Anpassung der Biotoppflege ist noch kein dauerhafter Schutz seltener und vom Aussterben bedrohter Pflan-

zenarten des Offenlandes erreicht. Dafür ist ebenso ein Ausbau der Biotopvernetzung erforderlich, denn nur dann kann auch ein Arten- und Genaustausch zwischen fragmentierten Graslandhabitaten und den darin befindlichen Pflanzensorten stattfinden. Gelingt das nicht, werden wohl trotz aller Bemühungen zahlreiche Wiesenpflanzen infolge genetischer Verarmung aufgrund zu kleiner Populationsgrößen langfristig unwiederbringlich verschwinden.

Danksagung

Ich bedanke mich für die fachliche Beratung und Unterstützung bei Prof. Dr. Karsten Wessche (Görlitz), Dipl.-Agrar-Ing. Jana Dörnchen-Neumann (Löbau), Msc. Henning Haase (Zittau), Dr. Matthias Kändler (Oberderwitz), Heike Heidenreich (Zittau), Dipl.-Ing. Anett Kupka (Ostritz), Jeanette Gosteli (Oybin), Gerold Kühnel (Seiffhennersdorf), Ronny Goldberg (Ebersbach), Eberhard Schulze (Cunewalde), Ulrike Beck (Graupa) und Annett Franke (Ebersbach).

Literatur

- AG BODEN (1994): *Bodenkundliche Kartieranleitung*. – 4., verbesserte und erweiterte Auflage, E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung; Stuttgart: 392 S.
- ALBERT, E., F. FÖRSTER, H. ERNST, H. KOLBE, B. DITTRICH, H. LABER, M. HANDSCHACK, G. KRIEGHOFF, T. HEIDENREICH, G. RIEHL, S. HEINRICH & W. ZORN (2007): *Umsetzung der Düngeverordnung – Hinweise und Richtwerte für die Praxis*. – Sächsisches Landesamt für Landwirtschaft (Hrsg.): 164 S.
- BARTH, N., H.-J. KURZER, H. KOLBE, M. GRUNERT, H. ANDREAE, F. JACOB, U. HAFERKORN, M. RUST & R. TANNERT (2016): *Stickstoffmonitoring sächsischer Böden*. – Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie (Hrsg.): 157 S.
- BEHRENS, M., Th. FARTMANN & N. HÖLZEL (2009): *Auswirkungen von Klimaänderungen auf die Biologische Vielfalt: Pilotstudie zu den voraussichtlichen Auswirkungen des Klimawandels auf ausgewählte Tier- und Pflanzenarten in Nordrhein-Westfalen. Teil 1: Fragestellung, Klimaszenario, erster Schritt der Empfindlichkeitsanalyse*. – Kurzprognose. – Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen (Hrsg.); Düsseldorf: 288 S.
- BERNHOFER, C., J. FRANKE, S. FISCHER, K. LYNNE, P. KÖRNER, D. KOSTROSWKI, H. PRASSE, A. SCHALLER & T. DONIX (2015): *Analyse der Klimaentwicklung in Sachsen*. – Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie (Hrsg.); Dresden: 195 S.
- BOBBINK, R., M. HORNUNG & J. G. M. ROELOFS (1998): *The effects of air-borne nitrogen pollutants on species diversity in natural and semi-natural European vegetation*. – *Journal of Ecology* **78**: 717–738
- BOCK, A., T. H. SPARKS, N. ESTRELLA & A. MENZEL (2013): *Changes in the timing of hay cutting in Germany do not keep pace with climate warming*. – *Global Change Biology* **19**: 3123–3132
- BRIEMLE, G. (2007): *Empfehlungen zum Erhalt und Management von Extensiv- und Biotopgrünland*. – *Landinfo* **2**: 16–22
- DENGLER, J., M. JANISOVÁ, P. TÖRÖK & C. WELLSTEIN (2014): *Biodiversity of Palaearctic grasslands: a synthesis*. – *Agriculture, Ecosystems and Environment* **182**: 1–14
- DIERSCHKE, H. (1994): *Pflanzensoziologie – Grundlagen und Methoden*. – Ulmer; Stuttgart: 683 S.
- DIERSCHKE, H. & G. BRIEMLE (2002): *Kulturgrasland – Wiesen, Weiden und verwandte Staudenfluren*. – Ulmer; Stuttgart: 239 S.
- FRL AUK – FÖRDERRICHTLINIE AGRARUMWELT- UND KLIMAMASSNAHMEN (2015): *Richtlinie des Sächsischen Staatsministeriums für Energie, Klimaschutz, Umwelt und Landwirtschaft zur Förderung von Vorhaben der umweltgerechten Flächenbewirtschaftung im Freistaat Sachsen vom 22. Juni 2015*
- GLÄSER, P.-U. (2004): *Zustandserfassung und Behandlungsrichtlinien für ausgewählte Landschaftspflegeobjekte im Landkreis Löbau-Zittau*. – Unveröff. Gutachten, Staatliches Umweltfachamt Bautzen: 185 S.
- GOLDBERG, R. (2018): *Einmal spät ist nicht genug – späte Nutzungstermine als Problem für den Erhalt artenreicher Wiesen und Weiden*. – *Naturschutzarbeit in Sachsen* **60**: 32–47
- HAMMER, Ø., D. A. T. HARPER & P. D. RYAN (2001): *PAST paleontological statistics software package for education and data analysis. Version 3.17*
- HEMPEL, W. (2008): *Die historische Entwicklung des*

- Wirtschaftsgrünlandes in Sachsen. – Berichte der Naturforschenden Gesellschaft der Oberlausitz **16**: 3–18
- HETTWER, C., U. ZÖPHEL & R. WARNKE-GRÜTTNER (2015): Zustand der Arten und Lebensraumtypen zur FFH-Richtlinie in Sachsen 2007–2012. – Naturschutzarbeit in Sachsen **57**: 4–23
- IHI – INTERNATIONALES HOCHSCHULINSTITUT ZITTAU (2019): Informationen zur Station Zittau. – Online: Umwelanalytische Produkte GmbH (Hrsg.): http://v2.upgmbh-logstar.de/select_all.php?kid=2&logger=IHI_Zittau&startseite=0&combi=0&d_ex=0, Stand 10.3.2019
- IPCC – INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE (2018): Zusammenfassung für politische Entscheidungsträger. – In: 1,5 °C globale Erwärmung. Ein IPCC-Sonderbericht über die Folgen einer globalen Erwärmung um 1,5 °C gegenüber vorindustriellem Niveau und die damit verbundenen globalen Treibhausgasemissionspfade im Zusammenhang mit einer Stärkung der weltweiten Reaktion auf die Bedrohung durch den Klimawandel, nachhaltiger Entwicklung und Anstrengungen zur Beseitigung von Armut. – In: MASSON-DELMOTTE, V., P. ZHAI, H. O. PÖRTNER, D. ROBERTS, J. SKEA, P. R. SHUKLA, A. PIRANI, W. MOUFOUMA-OKIA, C. PÉAN, R. PIDCOCK, S. CONNORS, J. B. R. MATTHEWS, Y. CHEN, X. ZHOU, M. I. GOMIS, E. LONNOY, T. MAYCOCK, M. TIGNOR & T. WATERFIELD (Hrsg.): World Meteorological Organization – Genf, Schweiz. Deutsche Übersetzung auf Basis der Version vom 14.11.2018. Deutsche IPCC-Koordinierungsstelle, ProClim/SCNAT, Österreichisches Umweltbundesamt, Bonn/Bern/Wien: 34 S.
- JÄGER, E. J. (Hrsg.) (2011): Rothmaler – Exkursionsflora von Deutschland. Gefäßpflanzen: Grundband. 20. neu bearbeitete und erweiterte Auflage. – Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg: 930 S.
- JANSENS F., A. PEETERS, J. R. B. TALLOWIN, J. P. BAKKER, R. M. BEKKER, F. FILLAT & M. J. M. OOMES (1998): Relationship between soil chemical factors and grassland diversity. – Plant and Soil **202**: 69–78
- KREYLING, J., J. DENGLER, J. WALTER, N. VELEV, E. UGURLU, D. SOPOTLIEVA, J. RANSIJN, C. PICON-COCHARD, I. NIJS, P. HERNANDEZ, B. GÜLER, P. v. GILLHAUSSEN, H. J. DE BOECK, J. M. G. BLOOR, S. BERWAERS, C. BEIERKUHNLEIN, M. A. S. ARFIN KHAN, I. APOSTOLOVA, Y. ALTAN, M. ZEITER, C. WELLSTEIN, M. STERNBERG, A. STAMPFLI, G. CAMPETELLA, S. BARTHA, M. BAHN & A. JENTSCH (2017): Species richness effects on grassland recovery from drought depend on community productivity in a multisite experiment. – Ecology Letters **20**: 1405–1413
- LEYER, I. & K. WESCHE (2007): Multivariate Statistik in der Ökologie. – Springer-Verlag, Berlin/Heidelberg: 221 S.
- LFÜLG – SÄCHSISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT, LANDWIRTSCHAFT UND GEOLOGIE (2018a): NATURA 2000-Gebiete – Natur und Biologische Vielfalt. <https://www.natur.sachsen.de/natura-2000-gebiete-22306.html>
- LFÜLG – SÄCHSISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT, LANDWIRTSCHAFT UND GEOLOGIE (2018b): Landschaftsökologische Charakterisierung von 30 Naturräumen – Östliche Oberlausitz. – <https://www.natur.sachsen.de/landschaftsoekologische-charakterisierung-von-30-naturraumen-23087.html>
- MCCUNE, B. & M. J. MEFFORD (2016): PC-ORD Multivariate Analysis of Ecological Data. – Version 7.02; Gleneden Beach, Oregon, U.S.A.
- NITSCHKE, S. & L. NITSCHKE (1994): Extensive Grünlandnutzung. – Neumann Verlag; Radebeul: 247 S.
- NLWKN – NIEDERSÄCHSISCHER LANDESBETRIEB FÜR WASSERWIRTSCHAFT, KÜSTEN- UND NATURSCHUTZ (2011): Vollzugshinweise zum Schutz der FFH-Lebensraumtypen Feuchtgrünland (außer Pfeifengras- und Brenndoldenwiesen) (GN, GF). <http://www.nlwkn.niedersachsen.de/download/50149>
- POPTICHEVA, K., P. SCHWARTZE, A. VOGEL, T. KLEINBECKER & N. HÖLZEL (2009): Changes in wet meadow vegetation after 20 years of different management in a field experiment (North-West Germany). – Agriculture, Ecosystems and Environment **134**: 108–114
- RAUFER, B., U. THUMM, I. LEWANDOWSKI, R. BAUER, M. SEITHER & M. ELSÄSSER (2014): Einfluss der Grünlandbewirtschaftung auf den Verlust Magerer Flachland-Mähwiesen im Landkreis Esslingen. https://www.lfl.bayern.de/mam/cms07/ipz/dateien/aggf_2014_raufer_et_al.pdf
- RÖRMERMANN, CH., M. BERNHARDT-RÖRMERMANN, M. KLEYER & P. POSCHLOD (2009): Substitutes for grazing in semi-natural grasslands – do mowing or mulching represent valuable alternatives to maintain vegetation structure? – Journal of Vegetation Science **20**: 1086–1098
- SCHIEFFER, F. & P. SCHACHTSCHABEL (2010): Lehrbuch der Bodenkunde. – 16. Auflage, Spektrum Akademischer Verlag; Heidelberg: 569 S.

- SMUL – SÄCHSISCHES STAATSMINISTERIUM FÜR UMWELT UND LANDWIRTSCHAFT (2013): Landesentwicklungsplan. – Karte 6 (Erläuterungskarte): Landschaftsgliederung. <http://www.landentwicklung.sachsen.de/download/Landesentwicklung/karte06-landschaft.pdf>
- STEVENS, C. J., N. B. DISE, J. O. MOUNTFORD & D. J. GOWING (2004): Impact of Nitrogen Deposition on the Species Richness of Grasslands. – *Science* **303**: 1876–1879
- STEVENS, C. J., D. J. G. GOWING, K. A. WOTHERSPOON, D. ALARD, P. A. AARRESTAD, A. BLEEKER, R. BOBBINK, M. DIEKMANN, N. B. DIESE, C. DUPRE, E. DORLAND, C. GAUDNIK, S. ROTHIER, M-B. SOONS & E. CORCKET (2011): Addressing the Impact of Atmospheric Nitrogen Deposition on Western European Grasslands. – *Environmental Management* **48**: 885–894
- TITĚRA, J., H. HAASE, T. K. TEKA, CH. NWAOGU, K. PAVLŮ, M. KÄNDLER, L. PAVLŮ, J. GAISLER, F. PAŠKA, H. HEIDENREICH, G. LIEPELT, I. JONÁŠOVÁ & V. PAVLŮ (2018): Divergrass – a cross border project to promote sustainable management of grassland. – *ACC Journal* **24**, 1: 61–80
- WESCHE, K., B. KRAUSE, H. CULMSEE & CH. LEUSCHNER (2012): Fifty years of change in Central European grassland vegetation: Large losses in species richness and animal-pollinated plants. – *Biological Conservation* **150**: 76–85
- WIEDEN, M. (2004): Der 15. Juni, vom Klimawandel überholt? Langjährige Ergebnisse von Vertragsnaturschutz-Kontrollen im Landkreis Gießen. – In: REITER, K., SCHMIDT, A. & U. STRATMANN (Hrsg.): „... Grünlandnutzung nicht vor dem 15. Juni ...“, BfN-Skripten **124**: 9–20
- ZHANG, H., D. HARDY, R. MYLAVARAPU & J. WANG (2014): Mehlich-3. In: Soil Test Methods from the Southeastern United State. – Southern Cooperative Series Bulletin No. **419** (SERA-IEG-6): 101–110
- ZIMMERMANN, F. (2016): Nutzungsgeschichte, aktueller Zustand und Zukunftsaussichten von artenreichen Feuchtwiesen in Brandenburg. – *Naturschutz und Landschaftspflege in Brandenburg* **25**: 40–61

Anschrift der Verfasserin

Romy Heinrich
NABU-Naturschutzstation Ebersbach
Ludwig-Jahn-Str. 2
02730 Ebersbach-Neugersdorf
E-Mail: heinrich-romy@web.de

| | |
|-------------------|------------|
| Manuskripteingang | 3.4.2020 |
| Manuskriptannahme | 17.5.2022 |
| Erschienen | 18.10.2022 |