Morphologische Untersuchungen an *Alopecurus rendlei*-Populationen in Luxemburg und angrenzenden Gebieten

Lisa Besch[1], Simone Schneider[2,3] & Michael Rudner[4]

[1] 18, rue de Reckange, L-4499 Limpach (lisa@ambesch.com)
[2] Naturschutzsyndikat SICONA, 12, rue de Capellen, L-8393 Olm (simone.schneider@sicona.lu · https://orcid.org/0000-0003-3761-2054)
[3] Musée national d'histoire naturelle, 25, rue Münster, L-2160 Luxembourg (simone.schneider@mnhn.lu)
[4] Hochschule Weihenstephan-Triesdorf, Fakultät Umweltingenieurwesen, Markgrafenstr. 16, D-91746 Weidenbach (michael.rudner@hswt.de · https://orcid.org/0000-0002-0975-0145)

Besch, L., S. Schneider & M. Rudner, 2021. Morphologische Untersuchungen an *Alopecurus rendlei*-Populationen in Luxemburg und angrenzenden Gebieten. *Bulletin de la Société des naturalistes luxembourgeois* 123: 59-81.

Published online 15 May 2021 (ISSN 2716-750X), printed volume 6 December 2021 (ISSN 0304-9620).

Abstract. *Alopecurus rendlei* is an annual grass species of the *Poaceae* family. The species' north-eastern distribution range includes Luxembourg and the southern part of Belgium. The species has shown a dramatic decline in the past decade in both countries and in neighbouring Germany. The aim of the present study was to investigate the characteristics of *A. rendlei* populations in Luxembourg and its bordering regions in Belgium, Germany, and France and to determine whether regions and populations differ in plant morphology and site ecology. At each survey site plant material from *A. rendlei* was collected and the species' population density was calculated. Furthermore, soil samples were taken, and the floristic composition of the sites overall was analysed. Within the study area, mean density of *A. rendlei* plants per population showed extensive variation. The presence of the species could only be confirmed in half of the known sites, out of which more than 50% were meadows. In reference to plant morphology, Luxemburgish populations were similar to the Belgian ones, except for one population in the south of Luxembourg that displayed many similarities to French populations. In the German population the internodia were shorter than in the other studied populations. Plant size as well as leaf length and the leaf length-width ratio increased from Belgium to Luxembourg and France. The conclusions include management and further research proposals. Based on our results as well as those of further investigations that are required, the decline of *Alopecurus rendlei* should be counteracted.

Keywords. *Alopecurus rendlei*, threatened plant species, Greater Region, morphology, *Poaceae*, population density, habitat characteristics.

1. Einleitung

Pflanzenarten am Rande ihres Verbreitungsgebietes zeigen eine höhere Variabilität und (graduell) andere Anpassungen als im Zentrum ihres Verbreitungsgebietes (Willi & Van Buskirk 2019, Cross & Eckert 2020). Oft sind Populationen am Rande des Verbreitungsgebietes auch vulnerabler (Gaston 2009). Hinzu kommt, dass selbst bereits Arten, die bisher noch nicht als gefährdet oder nur als potentiell gefährdet gelten, zunehmend vom Rückgang betroffen sein können und sogar die stärksten Rückgänge verzeichnen (Bruelheide et al. 2020). Die vorliegende Untersuchung beschäftigt sich mit einer solchen Grünlandart – dem Aufgeblasenen Fuchsschwanz, *Alopecurus rendlei* EIG (Synonym *A. utriculatus* (L.) SM.) – deren Vorkommen in Luxemburg und angrenzenden Ländern am Rande ihres Verbreitungsgebietes liegen. Die nordöstliche Arealgrenze der Art verläuft durch Luxemburg bis in den Süden von Belgien sowie den äußersten Südwesten Deutschlands (Van Rompaey & Delvosalle 1979). Dies bringt die Frage nach deren

Gefährdung sowie nach Unterschieden in den Populationen mit sich. Die Art gilt – da ihr Vorkommen die nordöstliche Grenze ihres Areals darstellt – für Luxemburg und Deutschland als floristische Besonderheit. Bisher gibt es nur sehr wenige Arbeiten, die sich mit der Art beschäftigt haben (z. B. Duvigneaud & Lambert 1998, Weicherding & Staudt 2006, Schneider 2011, 2019, Remacle 2013). Die Art gilt in Luxemburg als Differentialart von Untereinheiten innerhalb der Wasser-Greiskrautwiesen (Bromo-Senecionetum aquatici Lenski 1953) sowie der Calthion-Verbandsgesellschaft (Schneider 2011), wenn auch diese Ausprägungen selten sind.

Der Aufgeblasene Fuchsschwanz ist ein einjähriges Fuchsschwanzgras, das zwischen Mai und Juni blüht (Lambinon & Verloove 2015). Er erreicht eine maximale Höhe von 50 cm und ist gut an seiner bauchigen oberen Blattscheide und der eiförmigen bis länglich-eiförmigen relativ kurzen Ähre zu erkennen (Abb. 1) (Lambinon & Verloove 2015).

Allgemein ist sowohl in Luxemburg als auch in Belgien (Remacle 2013) und in Deutschland (Haffner 1990, Weicherding & Staudt 2006) zu beobachten, dass die Vorkommen des Aufgeblasenen Fuchsschwanzes zurückgehen. Aus artenschutz- und naturschutzfachlicher Sicht sollte dieser Trend unterbrochen werden. Um dieses Ziel zu erreichen, ist es wichtig, populations- und standortökologische Zusammenhänge aufzuzeigen, um auf deren Basis Schutzmaßnahmen aufstellen zu können (z. B. mit Managementempfehlungen). Die primären Ziele der Untersuchung lagen darin, zu analysieren, ob es sich morphologisch und standortökologisch bei den rezenten *Alopecurus rendlei*-Vorkommen in Luxemburg um unterschiedliche Populationen handelt und inwiefern sie sich von den angrenzenden Populationen in Deutschland, Belgien und Frankreich unterscheiden. Dazu wurden Herbarbelege gesammelt, an denen die morphologischen Messungen durchgeführt wurden. Darüber hinaus wurden die Populationsgrößen geschätzt und ausgewählte standortökologische Parameter aufgenommen. Ein weiteres Ziel war es, die luxemburgischen Vorkommen aufzusuchen und zu schauen, wo die Art rezent noch nachgewiesen werden konnte, um so erste Rückschlüsse auf deren Bestandtrends zu ziehen.

1.1. Ökologie

Der Aufgeblasene Fuchsschwanz bevorzugt feuchte, wechselfeuchte bis wechselnasse und basenreiche Lehm- oder Tonböden. Er



Abb. 1. a: Habitus blühender *Alopecurus rendlei*-Pflanzen auf der Untersuchungsfläche L11 in Bertrange (L). Foto: Lisa Besch, 01.04.2020. b: Markante kurze, begrannte Ähre und c: aufgeblasene Blattscheide. Fotos: S. Schneider, 28.05.2008, Linger (L).

bildet oft kleine Herden (Schneider 2019). Nach Remacle (2013) kann zwischen zwei verschiedenen Verteilungstypen hinsichtlich der Wuchsdichte unterschieden werden: einerseits die mehr oder weniger gleiche Verteilung über den ganzen Bestand hinweg und andererseits die nicht kontinuierliche Verteilung, die sich auf kleine, bestimmte Areale beschränkt, sogenannte Mikrohabitate. Solche Mikrohabitate, in denen *A. rendlei* vorkommt, sind geprägt durch einen erhöhten Feuchtegrad entstehend durch Senken im Gelände, kleine Quellaustritte oder Fahrspuren.

Früheren Beobachtungen nach meidet *Alopecurus rendlei* eher Viehweiden und tritt vermehrt auf Mähwiesen auf (Reichling 1954). Im belgischen Lothringen konnte beobachtet werden, dass *Alopecurus rendlei* vermehrt auf Mähweiden vorkommt (Remacle 2013). Dass Trittschäden in den Mikrohabitaten eine große Rolle spielen, beschreiben Duvigneaud & Lambert (1998) und Remacle (2013). Sowohl im belgischen Distrikt Mosan als auch in Wallonien (Remacle 2013) und in der französischen Bourgogne (Royer et al. 2006) konnte mehrfach beobachtet werden, dass *A. rendlei* bevorzugt im Eingang von Weideflächen oder Mähwiesen vorkommt. Die Art bevorzugt demnach Teilflächen, die häufig von Weidetieren aufgesucht werden (z. B. an Viehtränken) oder von landwirtschaftlichen Maschinen befahren wurden (Remacle 2013). In Luxemburg kann die Art vorzugsweise in Mähwiesen und Mähweiden beobachtet werden (Schneider 2011, 2019). Als einjährige Pionierart konnte sie auch an vereinzelten Fundorten von Feldwegen (Remacle 2013) oder Ruderalstellen nachgewiesen werden (Rothmaler 2011). Für Luxemburg konnte dies bisher allerdings nur selten beobachtet werden (Simone Schneider, mündliche Mitteilung 2020).

1.2. Verbreitung

Alopecurus rendlei hat seinen Verbreitungsschwerpunkt in West- und Mitteleuropa, wobei sich sein Vorkommen auch auf Kleinasien und Nordafrika erstreckt (Oberdorfer 2001, Lambinon & Verloove 2015, GBIF 2018). Arealgeographisch kommt die Art in der meridionalen bis zur südtemperaten Unterzone vor (Rothmaler 2011).

Historische Nachweise für Vorkommen vom Aufgeblasenen Fuchsschwanz in Luxemburg und benachbarten Ländern sind selten zu finden. Koltz (1873) und Krombach (1875) nennen einige wenige Vorkommen im Osten Luxemburgs, vor allem auf fruchtbaren Böden in Fettwiesen. Klein (1897) gibt ihn ebenso als selten an. In Luxemburg kommt er heute schwerpunktmäßig im Südwesten und im Zentrum vor, häufiger noch in den Regionen um Bascharage und Frisange (Schneider 2019). Die Art wird in Luxemburg als potentiell gefährdet (NT) eingestuft (Colling 2005). In der belgischen Region Wallonien gilt die Art als gefährdet (Saintenoy-Simon et al. 2006) und kommt nur noch im belgischen Lothringen vor. In den Jahren von 2003 bis 2012 wurde hier ein Rückgang der Art festgestellt (Remacle 2013). Im französischen Lothringen gilt die Art als nicht gefährdet (Bonassi 2015), jedoch stuft Vernier (2001) sie als selten ein. Auch Parent (2004) beschreibt *Alopecurus rendlei* als seltene Art, die in Lothringen sehr lokal vorkommt, dort dann aber zahlreich erscheint. Aus Flandern sowie den Niederlanden sind keine Vorkommen bekannt (van der Meijden 2005, van Landuyt et al. 2006, NDFF & FLORON 2019). Aus früheren (1934–1986) floristischen und geobotanischen Untersuchungen in Deutschland geht hervor, dass *Alopecurus rendlei* häufiger im Saarland (z. B. Primstal), seltener in Rheinland-Pfalz (Moseltal bei Trier; Haffner 1990) vorkam. Auch Hand et al. (2016) berichteten über ein vereinzeltes Vorkommen im Moseltal bei Trier, von dem jedoch ab 1980 kein Nachweis mehr erbracht werden konnte. Bettinger (1996) berichtete von einem Vorkommen an der Unteren Prims, das inzwischen erloschen ist. Heute gilt das Vorkommen zwischen Hülzweiler und Schwalbach im Saarland bundesweit als das einzige Vorkommen (Haeupler & Schönfelder 1989, Weicherding & Staudt 2006). Die Art gilt in Deutschland als „vom Aussterben bedroht“ (Metzing et al. 2018).

2. Untersuchungsgebiet und Methode

2.1. Das Untersuchungsgebiet

Das Untersuchungsgebiet liegt inmitten der Großregion Saar-Lor-Lux-Rheinland-Pfalz-Wallonien (Großherzogtum Luxemburg, Saarland in Deutschland, Lothringen in Frankreich, Wallonien in Belgien). Es besteht aus neun Clustern, die nach Ländern und Regionen aufgeteilt wurden (B = Belgien, 3 Cluster; D = Deutschland, 1 Cluster; F = Frankreich, 2 Cluster; L = Luxemburg, 3 Cluster) und in denen jeweils vier bis fünf Populationen beprobt wurden (Ausnahme gilt für Deutschland, da nur ein rezentes Vorkommen) (Abb. 2).

In Luxemburg wurden die Untersuchungsflächen anhand der Recorder-Luxemburg Datenbank (MNHNL 2000-) ausgewählt. Die belgischen Untersuchungsflächen wurden anhand der bekannten Fundorte ausgesucht (Annie Remacle, schriftliche Mitteilung 2020). Die Probenahme im Saarland erfolgte am einzigen derzeit bekannten Fundort (Franz-Josef Weicherding, schriftliche Mitteilung 2020). Die Auswahl der französischen Untersuchungsflächen basiert auf den Daten des „Pôle Lorrain du Futur Conservatoire Botanique National Nord-Est“ (CBNFC-ORI 2020).

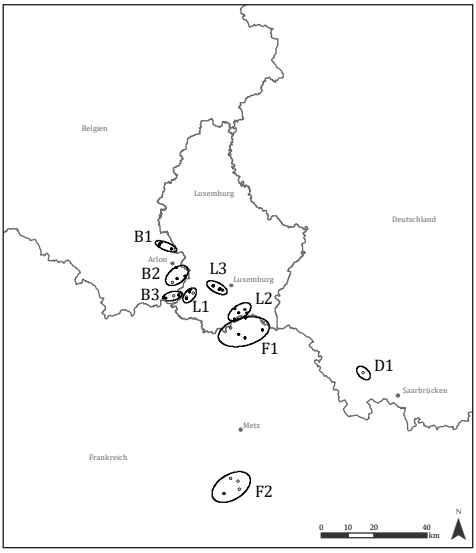


Abb. 2. Lage des Untersuchungsgebietes mit den untersuchten Clustern (B1 bis B3, D1, F1, F2 sowie L1 bis L3).

Zunächst wurde eine Vorauswahl an Untersuchungsflächen getroffen, indem Flächen, deren letzte Beobachtung noch in den 1990'er Jahren oder noch davor erfolgte, nicht berücksichtigt wurden. Somit wurden nur Fundorte einbezogen, deren letzte Beobachtung nach 2000 erfolgte. Mit dieser Vorauswahl wurden Cluster, in denen bestenfalls mehr als fünf Untersuchungsflächen zur Auswahl standen, gebildet, damit, falls einige Flächen kein Vorkommen von *Alopecurus rendlei* mehr aufweisen würden, noch genügend potentielle Flächen zur Verfügung stehen würden. Bei einem Nicht-Vorkommen der Art, wurde diese Untersuchungsfläche aus dem Cluster entfernt und somit grenzte sich die Auswahl ein, sodass in einigen Fällen nicht mehr als vier Untersuchungsflächen innerhalb eines Clusters übriggeblieben sind (z. B. Cluster B1–B3).

2.2. Probenahme und Schätzung der Populationsgröße

Im Zeitraum zwischen Mitte April bis Ende Mai 2020 fand eine einmalige bis maximal zweimalige Begehung der Untersuchungsflächen statt. Insgesamt wurde auf 77 Untersuchungsflächen, in denen nach ersten Recherchen ein Vorkommen erwartet wurde, geprüft, ob die Art noch vorhanden ist und wie groß deren Vorkommen sind. Einige Untersuchungsflächen, die am Anfang des Zeitraumes besichtigt wurden, wurden bei Nicht-Vorkommen der Art ein zweites Mal zu einem späteren Zeitpunkt besichtigt, um auszuschließen, dass die Art übersehen wurde. Von den 77 Untersuchungsflächen konnten letztendlich 37 in die Untersuchung aufgenommen werden (vgl. Kap. 3.2). In den Untersuchungsflächen – damit ist die gesamte Nutzungsparzelle gemeint – kommt *A. rendlei* oft nur lokal in bestimmten Teilbereichen vor. In diesen Teilbereichen wurden Plots zur Untersuchung (Probenahme, Schätzung der Populationsgröße) ausgewählt. Auf diesen 37 Untersuchungsflächen wurden in 37 Plots – deren Größe je nach Vorkommen der Art variierte – Herbarbelege (fünf pro Plot) für die morphologischen Messungen gesam-

melt. Diese wurden zufällig ausgewählt, in einem möglichst intakten Zustand ohne sichtbaren Pilzbefall der Art.

Zur Bestimmung der Populationsgröße wurde zunächst auf jeder Untersuchungsfläche die Flächengröße, die von *Alopecurus rendlei* eingenommen wurde (Plot), gemessen. Anschließend wurden in jedem Plot die Individuen, die in 1 m² vorkommen, gezählt (Abb. 3). Diese Zählungen wurden in jedem Plot i.d.R. fünfmal wiederholt. Dabei wurden die Zählungen sowohl am Rand als auch in der Mitte des Plots vorgenommen, um ein repräsentatives Ergebnis zu gewährleisten. Aus dem Produkt des Mittelwerts der Plot-Zählungen [Ind./m²] und der Flächengröße des *A. rendlei*-Bestandes [m²] wurde die Populationsgröße [Individuenzahl] ermittelt. Falls ein Betreten der Fläche nicht möglich war (z. B. bei Beweidung), konnte die Populationsgröße nicht berechnet werden (in Tab. 1 mit „keine Angabe" angegeben). Da im Saarland lediglich eine Population mit eingeschränkter Größe (16 m²) vorkommt, wurde hier nur eine Zählung durchgeführt. In der Folge wurde Plot D11 in die weitere Auswertung der Populationsdichten nicht mit einbezogen (Abb. 4).



Abb. 3. Die Bestimmung der Populationsdichte erfolgte durch die Zählung aller Individuen pro 1 m². Foto: Lisa Besch, 16.04.2020.

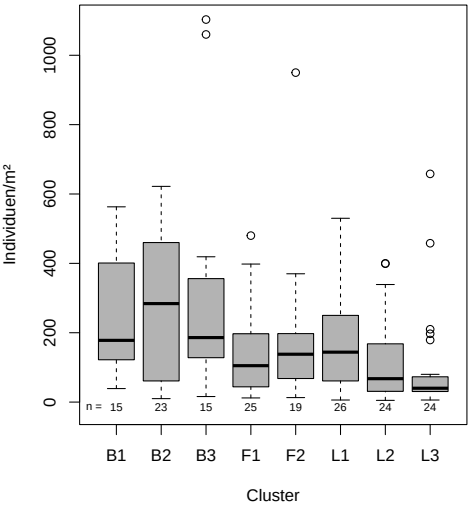


Abb. 4. Boxplots zur Populationsdichte gegliedert nach Cluster, mit n = Anzahl der Proben. Da das Cluster D1 lediglich aus einer Untersuchungsfläche besteht und im Plot folglich nur eine Zählung erfolgte, wird diese hier nicht berücksichtigt. B = Belgien, D = Deutschland, F = Frankreich, L = Luxemburg.

Von jedem Plot wurde eine Bodenprobe (Mischprobe aus 15–20 Einstichen) mithilfe eines Handprobenehmers aus einer vorgegebenen Tiefe von 10–12 cm entnommen. Die Bodenproben wurden im bodenkundlichen Labor der Ackerbauverwaltung (Abteilung der Kontroll- und Versuchslaboratorien, Administration des services techniques de l'agriculture) analysiert; die angewandten Analysemethoden sind: pH (CaCl2): VDLUFA A5.1.1; P_2O_5, K_2O: VDLUFA A6.2.1.1 – Extraktion CAL; Mg, Na: VDLUFA A6.2.1.7. – Extraktion $CaCl_2$; C/N: C_{org}: ISO 10694, N_{total}: ISO 13878.

Zur Charakterisierung der Vegetation – die Artnamen folgen der Nomenklatur nach Lambinon & Verloove (2015) – wurde auf jeder Untersuchungsfläche (mit Ausnahme von B13, B23, B32, B33) je eine Vegetationsaufnahme nach Braun-Blanquet auf 5 x 5 m² durchgeführt. Die Schätzung der Artmächtigkeit erfolgte anhand der erweiterten Skala nach Braun-Blanquet (Dierschke 1994). Aus Platzgründen wird hier auf die Darstellung in einer gekürzten Stetigkeitstabelle zurück-

Tab. 1. Lageinformationen der Untersuchungsflächen innerhalb der neun Cluster mit GPS-Koordinaten, Flächennutzung, Populationsdichte und Gesamtindividuen (Hochrechnung aus durchschnittlich fünf Zählungen, s. 2.2.) der Plots. Wi = Mähwiese, We = Viehweide, MW = Mähweide, k. A. = keine Angabe (Fläche nicht zugänglich).

Cluster	Plot	GPS-Koordinaten	Flächen-nutzung	Populations-dichte Mittelwert (Individuen/m²)	Populations-größe (Individu-enzahl Gesamt)
L1	L11	49° 35’ 3” N / 5° 55’ 46” O	Wi	235,0	8 013 500
	L12	49° 35’ 45” N / 5° 54’ 49” O	MW	141,6	164 256
	L13	49° 35’ 23” N / 5° 54’ 38” O	Wi	131,4	525 600
	L14	49° 34’ 18” N / 5° 53’ 32” O	MW	127,8	238 986
	L15	49° 33’ 54” N / 5° 53’ 43” O	MW	233,2	1 072 567
L2	L21	49° 31’ 49” N / 6° 8’ 52” O	We	66,2	55 608
	L22	49° 31’ 45” N / 6° 11’ 55” O	Wi	226,2	1 522 326
	L23	49° 29’ 50” N / 6° 8’ 54” O	Wi	71,5	16 660
	L24	49° 31’ 00” N / 6° 10’ 9” O	Wi	74,6	164 866
	L25	49° 31’ 3” N / 6° 12’ 36” O	MW	164,8	67 403
L3	L31	49° 35’ 49” N / 6° 3’ 57” O	Wi	111,2	1 019 704
	L32	49° 35’ 53” N / 6° 4’ 5” O	Wi	27,3	3 434
	L33	49° 35’ 43” N / 6° 4’ 55” O	MW	269,0	4 922 700
	L34	49° 36’ 35” N / 6° 2’ 8” O	Wi	45,6	21 888
	L35	49° 36’ 31” N / 6° 2’ 5” O	Wi	38,4	18 662
B1	B11	49° 45’ 14” N / 5° 45’ 24” O	We	205,8	3 951 360
	B12	49° 44’ 55” N / 5° 45’ 7” O	MW	262,0	628 800
	B13	49° 45’ 9” N / 5° 45’ 2” O	We	k. A.	k. A.
	B14	49° 44’ 7” N / 5° 48’ 47” O	MW	307,8	5 755 860
B2	B21	49° 40’ 18” N / 5° 50’ 23” O	We	182,0	2 602 600
	B22	49° 37’ 55” N / 5° 50’ 33” O	Wi	199,0	350 240
	B23	49° 37’ 9” N / 5° 49’ 8” O	We	313,4	4 168 220
	B24	49° 38’ 30” N / 5° 52’ 58” O	Wi	422,6	9 508 500
B3	B31	49° 34’ 38” N / 5° 51’ 9” O	Wi	104,0	67 392
	B32	49° 34’ 30” N / 5° 49’ 33” O	We	613,2	9 075 360
	B33	49° 34’ 7” N / 5° 46’ 23” O	We	k. A.	k. A.
	B34	49° 34’ 1” N / 5° 46’ 48” O	Wi	217,8	2 049 934
F1	F11	49° 30’ 1” N / 6° 12’ 18” O	Wi	56,8	116 440
	F12	49° 25’ 55” N / 6° 12’ 0” O	Wi	218,6	3 585 040
	F13	49° 26’ 29” N / 6° 10’ 5” O	Wi	116,0	1 131 000
	F14	49° 27’ 54” N /6° 7’ 25” O	Wi	128,6	6275 680
	F15	49° 27’ 29” N / 6° 17’ 32” O	Wi	207,6	3 010 200
F2	F21	48° 53’ 53” N / 6° 5’ 19” O	Wi	121,4	891 076
	F22	48° 54’ 53” N / 6° 10’ 8” O	We	188,4	374 916
	F23	48° 56’ 30” N / 6° 9’ 51” O	Wi	41,8	5 094
	F24	48° 57’ 3” N / 6° 7’ 30” O	Wi	345,2	22 714 160
D1	D11	49° 18’ 39.5” N / 6° 49’ 2” O	Wi	5,0	80

gegriffen; die vollständigen Aufnahmen finden sich in der landesweiten Datenbank Recorder-Lux (MNHNL 2000-) des Nationalmuseums für Naturgeschichte Luxemburg. Zusätzlich wurde die Flächennutzung jeder Untersuchungsfläche bestimmt.

2.3. Morphologische Untersuchungen

An den gesammelten Herbarbelegen wurden insgesamt 12 morphologische Variablen erfasst (Tab. 2). Diese wurden so ausgewählt, dass sowohl überwiegend vegetative als auch einige generative Pflanzenmerkmale vertreten sind: Wuchshöhe, Länge der Internodien, Blattlänge, Blattbreite, Verhältnis Blattlänge zu Blattbreite (berechnet), Länge der Ligula, Blattscheidenlänge, Blattscheidenbreite, Ährenlänge, Ährenbreite, Anzahl der Ährchen (Zählung), Grannenlänge. Die Messungen der Variablen erfolgten in der Längeneinheit Zentimeter mit einem Messschieber (Einteilung der Messskala: 0,05 mm; Ausnahme: Wuchshöhe, die mit einem Lineal gemessen wurde).

2.4. Datenauswertung

Die Auswertung der Daten erfolgte im Statistikprogrammpaket R (Version 4.0.3, R Core Team 2020) und den Erweiterungspaketen vegan (Oksanen et al. 2020) und dave (Wildi 2017). Die Verteilung der Populationsgrößen und der morphologischen Variablen pro Cluster wurde mit Boxplots visualisiert. Bei einigen morphologischen Variablen fand eine Ausreißerbereinigung anhand folgendem Kriterium statt: 3. Quartil + 3 × IQR (Interquartilabstand). Das Erfassungsdatum wurde zur Berücksichtigung in den Analysen in den laufenden Tag des Jahres umgewandelt.

Die Ähnlichkeit der Morphologie in den Clustern wurde mit einer Hauptkomponentenanalyse (PCA) untersucht. Um alle Eigenschaften gleich zu gewichten, wurden die morphologischen Variablen auf einen Wertebereich von 0–1 normiert. Dem Biplot wurden Umweltvariablen, z. B. der Erfassungstag überlagert. Hierfür wurde mit der Funktion *ordisurf* (Paket vegan) jeweils eine Oberfläche interpoliert und per Isolinien dargestellt. Um den Einfluss des Wachstums während der Erfassungsperiode zu prüfen, wurden Korrelationen mit den morphologischen Variablen nach Pearson geprüft. Die Homogenität der Morphologie in den Clustern und die Ähnlichkeit zwischen den Clustern wurde mit dem Korrelationskoeffizienten als Ähnlichkeitsmaß untersucht und grafisch dargestellt. Hierfür wurde die Funktion *mxplot* (Paket dave) benutzt (Wildi 2017).

Die Verteilungen für jede einzelne morphologische Variable wurden nach Clustern gruppiert in Boxplots dargestellt (Abb. 5). Die morphologischen Parameter wurden jeweils einer Varianzanalyse (ANOVA) unterzogen. Als Gruppenvariable wurde die Clusternummer

Tab. 2. Untersuchte Variablen an den Herbarbelegen.

Variable	Zusatzbeschreibung zur Vermessung	Abkürzung
Wuchshöhe	von Wurzelansatz bis zur Ährenspitze	PflH
Blattlänge	vom Sprossansatz bis zur Blattspitze; 2. Blatt unter der Ähre	BlattL
Blattbreite	an breitester Stelle; 2. Blatt unter der Ähre	BlattB
Länge der Ligula	2. Blatt unter der Ähre	Ligula
Länge der Internodien	2. Blatt unter der Ähre	InternodL
Länge der Blattscheide	oberste Blattscheide unter der Ähre	BlScheideL
Breite der Blattscheide	an breitester Stelle; oberste Blattscheide unter der Ähre	BlScheideB
Länge der Ähre		AehrenL
Breite der Ähre	an breitester Stelle	AehrenB
Anzahl Ährchen		Aehrchen
Grannenlänge	von zufällig gezogenem Ährchen	GrannenL
Verhältnis Blattlänge zur -breite	berechnet	BlattL/BlattB

verwendet. Es wurden acht verschiedene orthogonale Kontraste aufgestellt (vgl. Crawley 2005), um zu prüfen, bzgl. welcher Clustergruppen sich die morphologischen Parameter unterscheiden (Tab. 3). Die Kontraste 1–3 sind auf Länderniveau angelegt, die Kontraste 4–8 auf

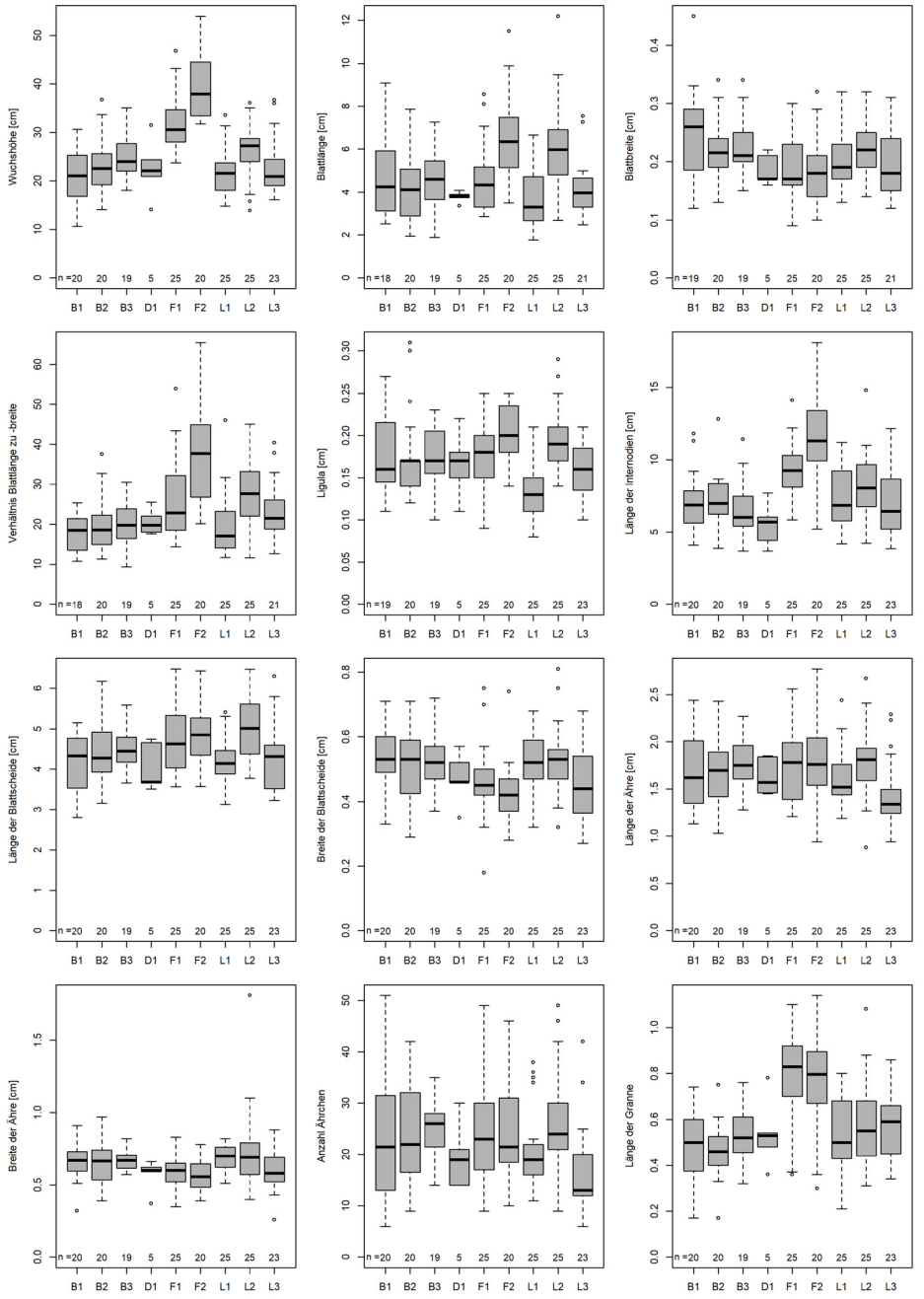


Abb. 5. Boxplots zur Morphologie nach morphologischen Variablen und Clustern gegliedert; n = Anzahl an Proben.

Tab. 3. Orthogonale Kontraste zur ANOVA der morphologischen Parameter (Die Kontraste 1–3 sind auf Landesniveau angelegt, die Kontraste 4–8 auf Clusterniveau innerhalb der Länder, B = Belgien, D = Deutschland, F = Frankreich, L = Luxemburg, Bsp.: F1 = Cluster 1 in Frankreich).

Kontrast	Cluster-gruppe 1	Cluster-gruppe 2
1	D	B, F, L
2	B	F, L
3	F	L
4	F1	F2
5	B1	B2, B3
6	B2	B3
7	L2	L1, L3
8	L1	L3

Clusterniveau innerhalb der Länder. Es wurde eine Signifikanzschwelle von 5 % gewählt. Nach der Prüfung auf Normalverteilung (Shapiro-Wilk-Test) und ggf. einer logarithmischen Transformation wurde die Varianzhomogenität nach Levene geprüft. Die Normalverteilung der Residuen wurde mittels QQ-Plot überprüft. Die gleiche Analyse wurde mit den Daten zu den Populationsdichten vorgenommen.

Der Einfluss der Bodenparameter auf die Morphologie wurde mit je einer multiplen Regression zu den Variablen Wuchshöhe, Blattlänge, Blattbreite und Anzahl der Ährchen untersucht. Vorab wurde die Korrelation der Bodenparameter untereinander überprüft, um auszuschließen, dass stark korrelierte Variablen ($|r| > 0{,}5$) gemeinsam in ein Regressionsmodell aufgenommen werden (Gefahr der Multikollinearität). Die Modelle wurden schrittweise rückwärts unter Zuhilfenahme des AIC-Wertes ermittelt.

Die Vegetationsaufnahmen wurden mithilfe des Programmes TAB (Version 4.04, Peppler 1988) nach floristischer Ähnlichkeit sortiert (Peppler 1988, Dierschke 1994). Die mittleren ungewichteten Zeigerwerte für Feuchte (mF), Bodenreaktion (mR) und Stickstoff (mN) nach Ellenberg et al. (2001) wurden für jede Vegetationsaufnahme und -einheit in TAB berechnet und zur Sortierung der Tabelle mitverwendet.

3. Ergebnisse

3.1. Standort und Nutzung

Von insgesamt 37 erfassten Plots werden 22 Untersuchungsflächen (ca. 60 %) als Mähwiesen genutzt und etwa je ein Fünftel als Mähweide oder als Weide (Tab. 4). 75 % der Weideflächen liegen in Belgien und machen damit die Hälfte der belgischen Untersuchungsflächen aus. In Frankreich und Luxemburg überwiegt vor allem die Nutzungsform der Mähwiese (Frankreich: 8 von 9 Untersuchungsflächen, Luxemburg: 9 von 15 Untersuchungsflächen). Fünf der Untersuchungsflächen in Luxemburg werden als Mähweiden genutzt und machen somit ein Drittel aus, in Belgien ist es ein Sechstel (Tab. 4).

Die Phosphatgehalte werden allgemein mit Werten zwischen 3 und 11 mg P_2O_5/100g trockener Boden als sehr niedrig bis niedrig eingestuft, die Kaliumgehalte als sehr niedrig bis gut (7–13 mg K_2O/100g trockener Boden), wobei in Cluster L11 ein hoher Kaliumgehalt von 25 mg K_2O/100g trockener Boden festgestellt wurde. Magnesiumgehalte schwanken zwischen 7 und 49 mg Mg/100g trockener Boden, Natriumgehalte zwischen 3 und 9 mg Na/100g trockener Boden, eine Ausnahme gilt für Untersu-

Tab. 4. Verteilung der Nutzungstypen innerhalb der Cluster. L = Luxemburg, B = Belgien, F = Frankreich, D = Deutschland.

Flächennutzung	L	B	F	D	Gesamt
Mähwiese	9	4	8	1	22
Weide	1	6	1	0	8
Mähweide	5	2	0	0	7
Gesamt	15	12	9	1	37

chungsfläche L21, deren Natriumgehalt als hoch (12 mg Na/100g trockener Boden) eingestuft wird. Allgemein herrscht ein eher enges C/N-Verhältnis auf den Untersuchungsflächen (9,4–10,8; Mittelwert: 10,2), welches für Grünland jedoch typisch ist.

Die Deckungsgrade von *Alopecurus rendlei* schwanken zwischen < 5 % und > 75 %. Auf den meisten Plots liegt der Anteil zwischen 25 und 75 %. Vegetationskundlich sind die Untersuchungsflächen zum einen den Glatthaferwiesen, dem Arrhenatheretum elatioris, Br.-Bl. 1915, zuzuordnen (Tab. 5, mF 5,6). Neben dem Glatthafer als namensgebende Art treten weitere Kennarten der Glatthaferwiesen wie *Crepis biennis* und *Galium album* vereinzelt auf. Ein anderer Teil der Bestände ist deutlich feuchter (durchschnittliche Feuchtezahl mF 6,0); sie können der Calthion palustris-Verbandsgesellschaft (Calthion palustris Tüxen 1937) zugeordnet werden. Diese Feuchtwiesen sind vor allem gekennzeich-

Tab. 5. Stetigkeitstabelle (gekürzt) der untersuchten *Alopecurus rendlei*-Bestände in Luxemburg, Belgien, Frankreich und Deutschland. Zusammengestellt nach ihrer pflanzensoziologischen Zuordnung: 1 = frische bis feuchte Glatthaferwiesen (Arrhenatheretum elatioris), 2 = Fuchsschwanzwiesen (*Alopecurus pratensis*-Gesellschaft), 3 = Fettwiesen und -weiden (Molinio-Arrhenatheretea-Klassengesellschaft), 4 = Feuchtwiesen (Calthion palustris-Verbandsgesellschaft), 5 = zeitweise nasse Fettwiesen (feuchte Ausprägung der Molinio-Arrhenatheretea-Klassengesellschaft mit Übergängen zu Flutrasen). Stetigkeitsangaben: + >5–10 %, I >10–20 %, II >20–40 %, III >40–60 %, IV >60–80 %, V >80–100 % nach Dierschke (1994). Mittlerer Zeigerwerte: mF = mittlerer Zeigerwert für Feuchte, mR = mittlerer Zeigerwert für Reaktion, mN = mittlerer Zeigerwert für Stickstoff. Sonstige Begleiter (Stetigkeiten unter 10 %) sind nicht dargestellt.

Pflanzensoziologische Zuordnung	**1**	**2**	**3**	**4**	**5**	
Anzahl Vegetationsaufnahmen	12	4	7	8	2	
Mittlere Artenzahl	17,8	12,5	16,7	20	16	
Mittelwert mF	5,6	5,8	5,7	6,0	5,8	
Mittelwert mR	6,1	5,8	6,0	5,8	5,9	
Mittelwert mN	5,5	5,5	5,5	5,2	5,4	
Kennzeichnende Art						**abs. Stet.**
Alopecurus rendlei	V	4	V	V	2	33
Assoziations-, Verbands- und Ordnungskennarten der Glatthaferwiesen (Arrhenatheretum, Arrhenatherion, Arrhenatheretalia elatioris)						
Arrhenatherum elatius	V	.	.	.	.	10
Crepis biennis	III	.	.	.	.	5
Dactylis glomerata	II	2	I	I	.	8
Heracleum sphondylium	I	.	.	.	.	2
Lotus corniculatus	+	.	.	I	.	2
Leucanthemum vulgare	+	.	.	.	.	1
Galium mollugo subsp. *erectum*	.	.	.	I	.	1
Achillea millefolium	.	.	.	I	.	1
Verbands- und Ordnungskennarten der Feuchtwiesen (Calthion palustris, Molinietalia caeruleae)						
Lychnis flos-cuculi	I	.	II	IV	.	9
Filipendula ulmaria	.	.	.	IV	.	5
Myosotis scorpioides	.	1	.	III	.	5
Bromus racemosus	II	.	.	I	.	5
Carex ovalis	+	1	.	II	1	5
Caltha palustris	+	.	.	II	.	4

Pflanzensoziologische Zuordnung	1	2	3	4	5	
Senecio aquaticus	.	.	.	II	.	2
Dactylorhiza majalis	+	.	.	.	.	1
Scirpus sylvaticus	.	.	.	I	.	1
Lotus pedunculatus	+	.	.	.	.	1
Klassenkennarten (Molinio-Arrhenatheretea)						
Alopecurus pratensis	V	4	V	V	2	31
Ranunculus acris	V	3	V	V	1	27
Trifolium pratense	IV	1	V	IV	.	22
Holcus lanatus	III	1	IV	IV	2	19
Centaurea jacea agg.	II	1	V	V	1	19
Ranunculus repens	II	2	III	IV	1	17
Cerastium fontanum agg.	III	1	III	III	.	15
Bellis perennis	III	.	IV	IV	.	15
Trifolium dubium	III	.	III	IV	1	15
Trifolium repens	III	2	III	II	1	15
Poa pratensis agg.	III	2	II	IV	1	15
Rumex acetosa	III	1	III	II	1	14
Festuca pratensis	II	2	II	III	1	13
Cynosurus cristatus	II	.	III	IV	1	13
Cardamine pratensis	I	.	II	IV	1	10
Plantago lanceolata	II	.	II	II	.	9
Ajuga reptans	II	.	I	II	.	7
Lathyrus pratensis	I	.	.	I	.	3
Rhinanthus minor	.	.	.	I	.	1
Kennarten der Flutrasen (Potentillion anserinae, Potentillo-Polygonetalia) sowie weitere Nässezeiger						
Agrostis stolonifera agg.	.	1	.	I	2	4
Ranunculus flammula	.	1	.	.	1	2
Potentilla anserina	+	.	.	.	1	1
Eleocharis palustris	.	.	.	.	1	1
Carex hirta	+	.	.	I	.	2
Alopecurus geniculatus	.	.	I	.	.	1
Stete Begleiter						
Bromus hordeaceus	V	3	V	V	2	30
Anthoxanthum odoratum	IV	2	V	V	1	24
Lolium perenne	IV	3	IV	III	2	23
Taraxacum officinale agg.	IV	3	IV	IV	.	21
Agrostis capillaris	IV	3	II	II	1	17
Festuca rubra agg.	III	1	I	I	1	9
Lolium multiflorum	I	.	II	II	.	7
Rumex crispus	.	2	II	II	.	6
Veronica arvensis	II	1	I	.	.	5
Carex sp.	I	.	.	II	1	4
Poa trivialis	.	.	II	.	1	3
Senecio jacobaea	I	.	I	.	.	3
Colchicum autumnale	I	1	.	.	.	3

net durch Calthion-Kennarten wie *Bromus racemosus* oder *Caltha palustris*, aber auch durch Kennarten der Molinietalia caeruleae W. Koch 1926 (wie *Filipendula ulmaria)*, die in den Untersuchungsflächen zum Teil mit einer mäßig hohen Deckung vorkommen. Zwei Untersuchungsflächen weisen verstärkt Kennarten der Flutrasen auf, in denen *Agrostis stolonifera* agg. bestandsprägend ist. In einigen wenigen Flächen dominiert der Wiesen-Fuchsschwanz. Diese gehören der *Alopecurus pratensis*-Gesellschaft an; die Bestände sind recht artenarm mit Artenzahlen von 10 bis 15 Arten (mittlere Artenzahl 12,5). Anderen Untersuchungsflächen fehlen Kennarten von Verbänden oder Assoziationen weitestgehend und weisen nur weiter verbreitete Grünlandarten (Arten der Molinio-Arrhenatheretea Tüxen 1937) auf und können daher nur als Molinio-Arrhenatheretea-Klassengesellschaft beschrieben werden.

Allgemein liegen die Artenzahlen der untersuchten Flächen zwischen 9 und 26 Arten. Dies zeigt, dass die untersuchten *Alopecurus rendlei*-Bestände seltener auf artenreichen Wiesen und Weiden vorkommen und die Art eher auf Fettwiesen und -weiden beschränkt ist. In Luxemburg gefährdete Arten (nach Colling 2005) sind eher selten in den untersuchten Flächen zu finden, sie treten nur sehr vereinzelt auf: *Dactylorhiza majalis* (gefährdet), *Colchicum autumnale* (gefährdet) und *Rhinanthus minor* (Vorwarnliste).

Bei allen Untersuchungsflächen liegen die mittleren ungewichteten Zeigerwerte für Bodenreaktion (mR) zwischen 5,0 und 6,5 (Mittelwert 5,9), welche auf schwachsaure bis schwachbasische Bodenverhältnisse deuten. Die Zeigerwerte für Stickstoff (mN) liegen bei allen Untersuchungsflächen zwischen 4,7 und 6,0 (Mittelwert 5,4), was auf eine gute Stickstoffversorgung hinweist.

3.2. Populationsgröße

Von insgesamt 77 besuchten Untersuchungsflächen weisen 37 (48,1 %) ein Vorkommen von mindestens fünf Individuen auf (Tab. 6). Bei den restlichen 40 (51,9 %) Untersuchungsflächen erfolgte kein Wiederfund oder weniger als fünf Exemplare der Art. Da Remacle eine erneute Untersuchung der belgischen Populationen plant, werden keine Angaben zu den belgischen Flächen gemacht, in denen kein Wiederfund erfolgte.

Die Populationsdichten der Plots sind sehr unterschiedlich, sie schwanken zwischen einem maximal gezählten Wert von 1103 Individuen/m^2 und einem minimal gezählten Wert von 5 Individuen/m^2 (Tab. 1). Die anschließend gerechneten Mittelwerte liegen bei einem maximalen Wert von 613,2 Individuen/m^2 für die Untersuchungsfläche B32 in Cluster B3 und von 5 Individuen/m^2 für die Untersuchungsfläche D11 in Cluster D1 (Tab. 1). Das Cluster L3 zeigt die niedrigste Populationsdichte mit einem Median von 40 Individuen/m^2, jedoch beinhaltet dieses

Tab. 6. Anzahl der untersuchten Flächen mit rezenten Vorkommen (Wiederfund) und keinem in 2020 belegten Vorkommen (kein Wiederfund) von *Alopecurus rendlei*.

Land	Cluster	Wiederfunde	keine Wiederfunde
Luxemburg	L1	7	4
	L2	5	0
	L3	5	6
	weitere Flächen außerhalb eines Clusters	0	17
Belgien	B1	4	1
	B2	4	2
	B3	4	1
Frankreich	F1	5	3
	F2	5	3
Deutschland	D1	1	0

Cluster auch die meisten Ausreißerwerte. Die Populationsdichten in den belgischen Plots sind höher als in den anderen Ländern. Das Cluster B2 zeigt die höchste Populationsdichte (Median 284 Individuen/m^2) (Abb. 4).

3.3. Morphologie

Die PCA der morphologischen Variablen erklärt auf den ersten beiden Achsen kumulative 67 % der Varianz, weshalb auf eine Darstellung weiterer Achsen verzichtet wird (Abb. 6). Insgesamt sind in der Grafik drei Gruppen an Variablen zu erkennen. Gruppe 1 beinhaltet die vier Variablen Wuchshöhe, Länge der Internodien, das Verhältnis Blattlänge zu Blattbreite und die Grannenlänge; sie nehmen nach links oben zu (positive Korrelation mit der 2. Achse, schwach negative Korrelation mit der 1. Achse). Gruppe 2 umfasst die Variablen Breite der Ähre, Blattbreite, Breite der Blattscheide und Anzahl der Ährchen; sie nehmen nach links unten zu (negative Korrelationen mit 1. (schwach) und 2. Achse). Gruppe 3 beinhaltet die Variablen Blattlänge, Ligula, Länge der Blattscheide und Länge der Ähre; sie verlaufen entlang der Achse 1 nach links (stark negativ korreliert mit der 1. Achse). Die Variablen der Gruppe 1 und der Gruppe 2 sind voneinander weitgehend unabhängig (± senkrecht zueinander). Die Cluster F1 und F2 unterscheiden sich mit höheren Werten der Variablen der Gruppe 1 deutlich von den belgischen Clustern B1, B2 und B3 und es überschneiden sich nur sehr wenige Untersuchungsflächen. Die Cluster L1 bis L3 liegen überwiegend im Bereich der Cluster B1 bis B3 und greifen entlang der 2. Achse etwas stärker in den Bereich positiver Werte, was Ähnlichkeiten zu Teilen der Cluster F1 und F2 aufzeigt. Die Proben des Clusters D1 liegen in der rechten Hälfte des Bereiches, der durch die Cluster B1 bis B3 abgedeckt wird. Sie weisen damit eher geringere Werte der Variablen der Gruppe 3 auf (Abb. 6).

Die Homogenität der Cluster bzgl. der morphologischen Variablen variiert von relativ hoch (Cluster D1, B1, B3, L1) über mittel (Cluster B2, F1, F2) zu eher niedrig (Cluster L2, L3) (Abb. 7). Die belgischen Cluster zeigen eine hohe Ähnlichkeit untereinander und zu den Clustern D1 und L1. Die französischen Cluster sind nur schwach mit den anderen Clustern korreliert. Die luxemburgischen Cluster korrelieren untereinander mittelstark, wobei L1 starke Ähnlichkeiten zu den Clustern B1–B3 und D1 zeigt.

Bei den vier Variablen Wuchshöhe, Verhältnis Blattlänge zu Blattbreite, Länge der Internodien und Grannenlänge konnte eine Korrelation mit einem Korrelationskoeffizienten $r > 0{,}3$ ($p < 0{,}001$ für alle vier Variablen) mit dem Erfassungstag festgestellt werden (Abb. 8). Die höchste Korrelation zeigt die Wuchs-

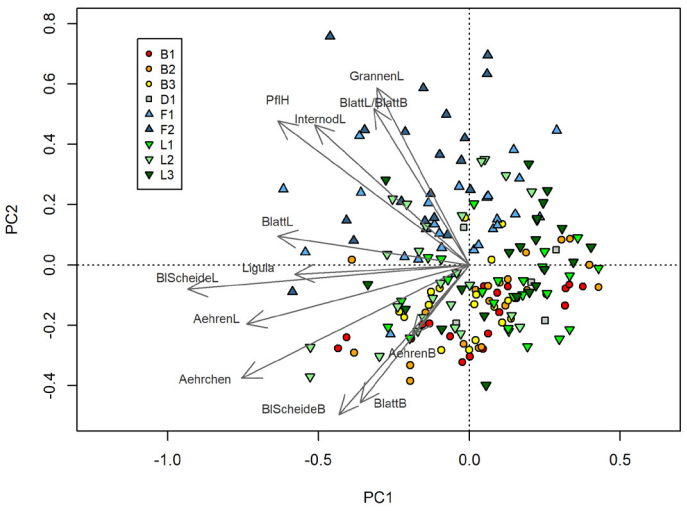


Abb. 6. Biplot zur PCA der 178 Proben nach den 12 morphologischen Variablen (Abkürzungen siehe Tab. 1). Die Zugehörigkeit zu den Clustern ist als Symbol dargestellt (siehe Abkürzungen Tab. 2). Die Achsen 1 und 2 erklären gemeinsam 67 % der Varianz im Datensatz.

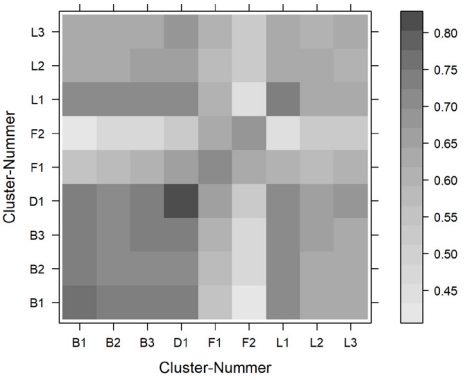


Abb. 7. Grafische Darstellung der Korrelationen (nach Pearson) der Cluster untereinander.

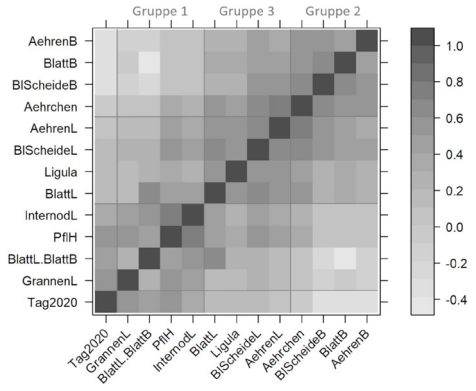


Abb. 8. Grafische Darstellung der Korrelationen (nach Pearson) der morphologischen Parameter untereinander. Gruppe 1–3 nimmt Bezug zu den Gruppen von Variablen im PCA-Biplot. Abkürzungen siehe Tab. 1.

höhe mit einem Korrelationskoeffizienten r = 0,6 (p < 0,001), was bedeutet, dass bei später erfolgter Probenahme die Wuchshöhe höhere Werte annimmt. Die Wuchshöhe liegt in den meisten Clustern zwischen 17 und 28 cm (Abb. 5, 9). Die Variablen der Gruppen 1, 2 und 3 sind untereinander jeweils mittel bis stark korreliert (Abb. 8). Zwischen den Gruppen liegen deutlich schwächere Korrelationen vor. Aus Gruppe 2 ist lediglich die Anzahl Ährchen mit den Variablen der Gruppe 3 relativ stark korreliert. Aus Gruppe 1 zeigt die Wuchshöhe mittlere Korrelationen mit der Länge der Blattscheide und der Länge der Ähre aus Gruppe 3.

Die Varianzanalysen zeigen, dass die Pflanzen aus dem Vorkommen in Deutschland (Cluster D1) sich lediglich durch kürzere Internodien (Mittelwert 5,5 cm) von den Pflanzen in den anderen Clustern unterscheiden. In der weiteren Beschreibung der Ergebnisse wird dieses Cluster nicht miteinbezogen.

Tab. 7. Mittelwerte der morphologischen Parameter nach Ländern gruppiert (unterschiedliche nachgestellte Buchstaben zeigen signifikante Unterschiede an, Werte ohne nachgestellte Buchstaben unterscheiden sich nicht signifikant von den anderen, Einheit für Längenmaße [cm], Ausnahme Anzahl der Ährchen und Verhältnis Blattlänge zu -breite). B = Belgien, D = Deutschland, F = Frankreich, L = Luxemburg.

Variable	B	D	F	L
Wuchshöhe	23,4 [a]	22,6	35,2 [c]	23,7 [b]
Blattlänge	4,42 [a]	3,78	5,46 [c]	4,72 [b]
Blattbreite	0,23 [a]	0,19	0,18 [b]	0,21 [b]
Ligula	0,18	0,17	0,19 [c]	0,16 [b]
Internodienlänge	7,03 [b]	5,50 [a]	10,28 [d]	7,60 [c]
Länge der Blattscheide	4,40	4,05	4,78	4,54
Breite der Blattscheide	0,53 [a]	0,47	0,45 [c]	0,51 [b]
Länge der Ähre	1,73	1,63	1,78 [a]	1,63 [b]
Breite der Ähre	0,67	0,57	0,59 [a]	0,68 [b]
Anzahl Ährchen	24,6	19,6	24,3	21,3
Grannenlänge	0,50 [a]	0,54	0,77 [c]	0,56 [b]
Verhältnis Blattlänge zu -breite	19,3 [a]	20,6	31,4 [c]	23,5 [b]

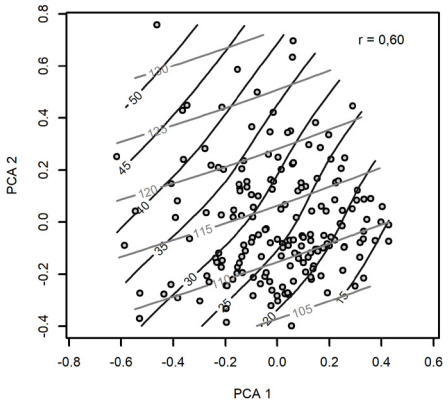


Abb. 9. Ordinationsdiagramm mit Überlagerung von Wuchshöhe [cm] (schwarze Isolinien) und Erfassungstag (graue Isolinien). r = Korrelationskoeffizient (nach Pearson) der beiden Variablen.

Die Wuchshöhe nimmt von Belgien nach Luxemburg und Frankreich zu. Gleiches gilt für die Blattlänge, die Länge der Internodien, die Länge der Granne und das Verhältnis Blattlänge zu -breite. Bei der Breite der Blattscheide liegen die Verhältnisse umgekehrt. Die Blätter der belgischen Cluster sind breiter als die Blätter der luxemburgischen und französischen Cluster. Die Ähren der französischen Cluster sind schmaler als die der luxemburgischen Cluster (Tab. 7).

Betrachtet man nun die Unterschiede zwischen den Clustern innerhalb der Länder (Kontraste 4–8), so ist festzustellen, dass sich die belgischen Cluster in keiner Variablen unterscheiden. Bei den französischen Clustern hat das Cluster F2 bzgl. der Wuchshöhe (Median 37,95 cm), der Blattlänge (Median 6,36 cm), der Länge der Ligula (Median 0,20 cm), der Internodienlänge (Median 11,30 cm) und des Verhältnisses Blattlänge zu -breite (Median 37,7) größere Werte als das Cluster F1. In Luxemburg hebt sich das Cluster L2 von den Clustern L1 und L3 bei folgenden Variablen positiv ab: Wuchshöhe (Median 27,30 cm), Blattlänge (Median 5,98 cm), Ligula (Median 0,19 cm), Länge der Blattscheide (Median 5,01 cm), Länge des Ährchens (Median 1,81 cm), Ährchenanzahl (Median 24) und Verhältnis Blattlänge zu -breite (Median 27,7). Die schmalsten Blattscheiden hat hier das Cluster L3 (Median 0,44 cm) aufzuweisen (Abb. 5).

Bei den Bodenparametern besteht eine sehr starke Korrelation zwischen den Parametern N_{Total} und C_{org} (r = 0,98; Tab. 8). In die multiple Regression wird daher nur C_{org} einbezogen. In Tab. 9 sind die Ergebnisse der multiplen Regression der Bodenparameter zu ausgewählten morphologischen Variablen zu sehen.

Die Abhängigkeit der Wuchshöhe vom Kalium-Gehalt wird vom Phosphat-Gehalt beeinflusst. Bei höheren P-Gehalten (P_2O_5 > 5 mg/100g trockener Boden) führen höhere K-Gehalte zu größeren Pflanzen. Bei mittleren P-Werten ist keine Auswirkung der K-Gehalte festzustellen und bei niedrigeren P-Werten (P_2O_5 < 5 mg/100g trockener Boden) kehrt sich der Zusammenhang um (Abb. 10). Höhere pH-

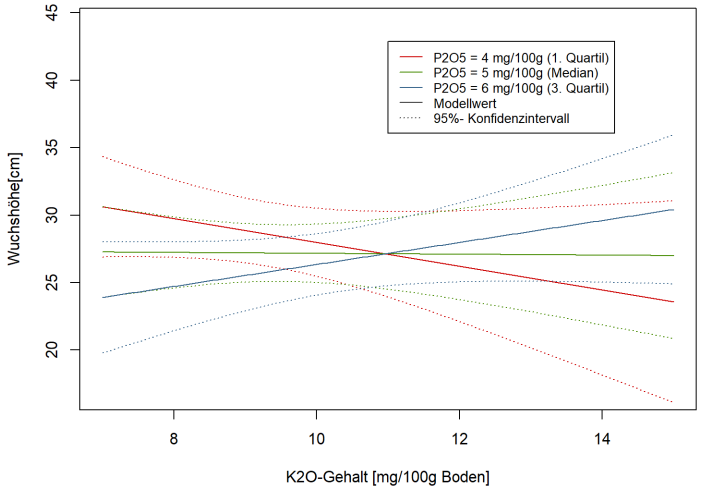


Abb. 10. Multiples lineares Regressionsmodell zum Einfluss von Bodenparametern auf die Wuchshöhe von *Alopecurus rendlei*. (Werte der anderen Variablen (jeweils der Median): pH: 5,95; Mg-Gehalt: 18,5 mg/100g Boden; C/N-Verhältnis: 10,2)

Tab. 8. Korrelation (Korrelationskoeffizient nach Pearson) der Bodenparameter untereinander.

	pH	P_2O_5	K_2O	Mg	Na	C_{org}	N_{Total}	C/N
pH	1,00	0,13	0,17	0,15	-0,05	0,32	0,35	-0,10
P_2O_5	0,13	1,00	0,30	0,10	0,25	0,30	0,34	-0,15
K_2O	0,17	0,30	1,00	-0,12	0,17	-0,02	-0,07	0,23
Mg	0,15	0,10	-0,12	1,00	-0,02	-0,04	0,03	-0,44
Na	-0,05	0,25	0,17	-0,02	1,00	0,25	0,22	0,16
C_{org}	0,32	0,30	-0,02	-0,04	0,25	1,00	0,98	0,25
N_{total}	0,35	0,34	-0,07	0,03	0,22	0,98	1,00	0,05
C/N	-0,10	-0,15	0,23	-0,44	0,16	0,25	0,05	1,00

Tab. 9. Multiple Regression zur Abhängigkeit der morphologischen Variablen und der Bodenparameter. Tag2020 = Erfassungstag. * = Interaktionsterm. ** = Cluster F1–F2 & L1–L2 gegen die Cluster B1–B3, D1, L3. Dabei bedeuten: ↑ positiver Zusammenhang, ↓ negativer Zusammenhang, → unimodaler Zusammenhang.

Abhängige Variable	Unabhängige Variablen										Erklärte Varianz [%]		
	pH	Mg	Na	P	K	C_{org}	C/N	P:K*	P:C_{org} *	Tag 2020	ohne Tag	mit Tag	Beitrag Tag
Wuchshöhe	↑	→		↓	↓		↓	↑		↑	54	65	11
Blattlänge			↑	↓		↓	↓		↑		35	35	0
[Blattbreite							→			↓	10	23	12]
Blattbreite						↓	→			Cluster-gruppe**	17	-	-
Anzahl Ährchen		↓	↑				↓				33	31	-2

Werte begünstigen die Ausbildung höherer Pflanzen. So sind die Pflanzen bei pH 6,3 etwa 5 cm höher als bei pH 5,6. Ein engeres C/N-Verhältnis führt ebenfalls zu höheren Pflanzen. Mg-Gehalte von 20 mg/100g Boden sind optimal für die Wuchshöhe von *Alopecurus rendlei*. Jedoch hat der Erfassungstag einen großen Einfluss auf die Variable Wuchshöhe mit einem Beitrag von 11 %; der Anteil erklärter Varianz steigt damit um ein Fünftel (Tab. 9). Das Regressionsmodell zur Blattlänge ($r^2_{korrigiert}$ = 0,35) wird durch die Hinzunahme des Erfassungstags nicht verändert. Na-Gehalte wirken positiv. Bei höheren und mittleren P-Gehalten wirkt C_{org} positiv. Bei niedrigen P-Gehalten (P_2O_5 < 4,5 mg/100g trockener Boden) wird die Wirkung schwach negativ. Zwischen Blattbreite und dem C/N-Verhältnis herrscht ein unimodaler Zusammenhang mit den höchsten Werten bei einem C/N-Verhältnis von 10,0–10,2. Der Anteil erklärter Varianz ist aber eher gering (r^2 = 0,10). Der Erfassungstag wirkt sich negativ auf die Variable aus (Zunahme von r^2 auf 0,23), welches nicht bedeutet, dass bei späterer Probenahme die Blätter schmaler werden, sondern dass hinter dem Erfassungstag der Einfluss der Clusterzugehörigkeit steckt. Nimmt man statt des Erfassungstages die Clusterzugehörigkeit ins Modell ($r^2_{korrigiert}$ = 0,17), zeichnen sich die Cluster F1, F2, L1 und L2 mit deutlich schmäleren Blättern ab. Bei der Variable Anzahl Ährchen wirken höhere Mg-Gehalte negativ, ebenso das C/N-Verhältnis, Na-Gehalte wirken positiv (r^2 = 0,33). Der Einfluss des Erfassungstages ist so gering (-2 %), dass dieser als nicht nennenswert interpretiert wird (Tab. 9).

4. Diskussion

4.1. Standortparameter und Populationsgröße

Im Allgemeinen bestätigen die eigenen Untersuchungen die in der Literatur beschriebenen Vorkommen von *Alopecurus rendlei* auf basenreichen Lehm- und Tonböden (Weicherding & Staudt 2006, Schneider 2019). Die Reaktionszahl (Tab. 5), die bei den meisten Untersuchungsflächen um 6 liegt, deutet auf schwach basische Bodenverhältnisse hin. Die dokumentierten Glatthaferwiesen sind auf basenreichen bis mäßig basenreichen Böden ausgebildet. Die feuchte Ausprägung der Glatthaferwiesen sowie die Feuchtwiesen und Flutrasen-ähnlichen Bestände sind vor allem auf tonhaltige – zum Teil staunasse – Böden beschränkt, die insbesondere im Süden und Südwesten von Luxemburg vertreten sind (Schneider 2011). Die Nährstoffversorgung der Untersuchungsflächen ist weitgehend gut, was auch an den mittleren Stickstoffzahlen zwischen fünf und sechs ersichtlich wird (Tab. 5). Die meisten untersuchten Feuchtwiesen werden als reine Mähwiesen bewirtschaftet. Somit kann die Einschätzung von Remacle (2013), dass *A. rendlei* vermehrt auf Mähweiden vorkommt, nicht für das gesamte Untersuchungsgebiet verallgemeinert werden, da sie den kleinsten Anteil (18,9 %) ausmachen. Für die belgischen Untersuchungsflächen wird die Einschätzung hingegen bestätigt. Dies hängt sehr stark mit der dort ausgeübten Landwirtschaft zusammen, da im südlichen Teil von Wallonien die landwirtschaftliche Produktion in Richtung Rindfleischerzeugung und Mutterkuhhaltung geht, in der beweidete Grünlandflächen den Hauptteil der Nutzungsformen ausmacht (SPW Agriculture 2020).

Die Populationsdichten von *Alopecurus rendlei* auf den Untersuchungsflächen schwanken sehr stark (Tab. 1, Abb. 4). Während der Feldbegehungen waren die Bestände teilweise schon von Weitem anhand der rötlich bis violett-bräunlichen Färbung, wie sie auch in der Literatur beschrieben wird (Reichling 1954, Remacle 2013), zu erkennen (Abb. 11). Auf anderen Untersuchungsflächen musste im Gegensatz sehr gründlich gesucht werden, um einige wenige Exemplare zu finden. *A. rendlei* war teilweise sehr lokal in Mikrohabitaten vorzufinden. So haben sich oft kleine Herden an Stellen mit kleinen Quellaustritten gebildet oder an Stellen, an denen eine geringe Bodenbedeckung herrschte oder gar offener Boden zu sehen war. In einigen beweideten Untersuchungsflächen, wie beispielsweise L15, ist aufgefallen, dass die Art vermehrt entlang der Zäune gewachsen ist. Hier wird davon ausgegangen, dass diese Stellen oft von den Weidetieren abgelaufen werden.



Abb. 11. Dominanzbestand von *Alopecurus rendlei* in Linger (L). Foto: L. Besch, 05.05.2020.

Somit können die Beobachtungen von Royer et al. (2006) und Remacle (2013), die darüber berichtet haben, dass *A. rendlei* gerne an Arealen auftritt, die öfters von Weidetieren begangen oder mit landwirtschaftlichen Maschinen befahren werden, bestätigt werden. Diese Beobachtungen unterstreichen, dass *A. rendlei* als einjährige Pflanze sehr vom Konkurrenzdruck beeinflusst wird und sich dementsprechend vor allem in den für sie günstigen Teilbereichen der Untersuchungsfläche entwickelt. In rezenten Untersuchungen wird davon ausgegangen, dass eine Sommerbeweidung und die mit sich führenden Trittschäden der Grasnarbe sich durchaus positiv auf die Keimung und das Wachstum der Pflanze auswirken könnten (Remacle 2013). Aufgrund einer gewissen Staunässeabhängigkeit beeinflusst die Art der Flächennutzung die Dichte der Bestände. Zeitweise Beweidung scheint somit von Vorteil zu sein, was eine mögliche Erklärung für die höheren Populationsdichten in den belgischen Plots ist.

Da die Art jedoch sehr unauffällig ist und auch, falls sie erkannt wurde, von Landwirten in einigen Fällen eher als unerwünscht angesehen wurde (Remacle 2013), wurde der Art in den letzten Jahrzehnten nicht besonders viel Aufmerksamkeit gewidmet – leider auch seitens des Naturschutzes nicht. In Luxemburg ist ein starker Rückgang der Vorkommen innerhalb der vergangenen beiden Jahrzehnte zu verzeichnen; auf weniger als der Hälfte (48,1 %) der untersuchten Flächen konnte kein Vorkommen mehr nachgewiesen werden. Somit bestätigen die Untersuchungen, die für diese Art erstmalig in Luxemburg durchgeführt wurden, den rückläufigen Bestandstrend. Es ist anzunehmen, dass der rückläufige Trend in Luxemburg, der ebenso in Belgien (Remacle 2013) und Deutschland – hier existiert nur noch ein Restvorkommen – (Weicherding & Staudt 2006) zu beobachten ist, sehr spät erst erkannt wurde oder sogar erst mit dieser Arbeit verdeutlicht wird und somit viele Teile einer einst vermutlich großen aneinanderhängenden Population (Besch 2020) nicht mehr existieren. Damit fügt sich *Alopecurus rendlei* als mäßig seltene Art in das Bild, das u. a. für Norddeutschland beschrieben wurde (Bruelheide et al. 2020): den systematischen Rückgang mäßig bedrohter Pflanzenarten. Im Allgemeinen haben Wiesenarten eine Bodensamenbank, die bis hin zu einigen Jahren anhalten kann (Vécrin 2003). Die Persistenz der Bodensamenbank von *A. rendlei* wird auf maximal fünf Jahre geschätzt (Remacle 2013). Da es sich beim Aufgeblasenen Fuchsschwanz außerdem um eine einjährige Pflanze handelt, kann ein solch dramatisches Verschwinden von Teilpopulationen, von welchem hier ausgegangen wird, innerhalb von nur wenigen Jahren vonstatten gehen.

4.2. Morphologische Merkmale

Die Fragestellung, ob es morphologische und standortökologische Unterschiede zwischen den *Alopecurus rendlei*-Populationen der vier untersuchten Regionen gibt, konnte bestätigt werden. Es zeichnen sich für acht von zwölf morphologischen Variablen Unterschiede zwischen den belgischen, den französischen und den luxemburgischen Clustern ab. Bei zwei weiteren Variablen unterscheiden sich wenigstens die Proben aus Frankreich von denjenigen aus Luxemburg. Zudem gibt es deutliche Unterschiede innerhalb dieser Länder; wobei die Werte des Clusters L2 meist näher an den Werten der französischen Cluster liegen. Naturräumlich und aufgrund der räumlichen Nähe wären diese drei Cluster eher als Einheit zu betrachten als die durch Landesgrenzen definierte Gruppierung.

Eine mögliche Erklärung dieser Unterschiede könnte sein, dass die Proben über einen Zeitraum von drei Wochen genommen wurden. Damit ist ein Einfluss des Probenahmetermins auf Variablen, die mit der Entwicklungszeit zusammenhängen, zu erwarten. Zum Teil ist das an den Werten der Pflanzenhöhe zu erkennen; diese korrelieren mit $r = 0{,}6$ mit dem Erfassungstag. Das genügt als Erklärung der Unterschiede jedoch nicht. Das Cluster L2 wurde zwischen den Clustern L1 und L3 erfasst und zeigt trotzdem höhere Werte bei den mit dem Erfassungstag korrelierten Maßen als die beiden anderen luxemburgischen Cluster. Die Internodien im Cluster D1 sind kürzer als in den luxemburgischen Clustern, obwohl die Pflanzen dort später erfasst wurden.

Wuchshöhe und Länge der Blätter werden durch die Nährstoffverfügbarkeit beeinflusst – der Erklärungswert der bodenchemischen Variablen liegt bei einem Drittel bis über die Hälfte der Varianz. Der Einfluss des Erfassungstages ist bei der Blattlänge nicht festzustellen. Die Interaktionsterme mit dem Phosphatgehalt sind so zu interpretieren, dass ab einem kritischen Gehalt Phosphat nicht mehr limitierend wirkt (Kavanova et al. 2006) und Kalium oder auch der Humusanteil bei höheren Anteilen das Wachstum befördern können (Blume et al. 2010). Bei pH-Werten um 6,5 ist die Nährstoffverfügbarkeit ideal; daher entspricht die Wirkung des pH-Werts der Erwartung. Magnesium ist in den untersuchten Böden nicht im Mangel und wird auch nicht durch zu hohe Kaliumgehalte schlechter verfügbar. Daher führen höhere Mg-Gehalte nicht unbedingt zu stärkerem Wachstum. Im Gegensatz zur Wuchshöhe wird die Variable Anzahl der Ährchen nicht nennenswert vom Erfassungstag beeinflusst, sondern unter anderem durch Mg- und Na-Gehalte sowie das C/N-Verhältnis (Tab. 9). Es kann jedoch nicht verallgemeinert werden, dass diese die einzigen Einflussfaktoren auf die Variable sind. Die Anzahl der Ährchen und die damit verbundene Anzahl an Blüten und Samen einer Pflanze wird oft als Maß herangezogen, um Aussagen über die Fitness einer Pflanze zu treffen (Heinken 2009). Die Fitness einer Pflanze hängt aber noch von vielen anderen Faktoren ab, wie beispielsweise der genetischen Variabilität innerhalb einer Population oder durch Stress, dem die Pflanze ausgesetzt ist. Eine geringe Anzahl an produzierten Ährchen kann in dieser Arbeit also nicht alleine auf die untersuchten standortökologischen Gegebenheiten zurückgeführt werden.

Die Blattbreite hängt in erheblichem Maße auch von der räumlichen Zuordnung ab. Die Cluster mit den höherwüchsigen Pflanzen, die auch längere Blätter ausbilden, weisen schmalere Blätter auf.

Auch unter Berücksichtigung der Einflüsse des Erfassungstermins ist ein signifikanter Unterschied der Morphologie der *Alopecurus rendlei*-Pflanzen festzustellen. Dabei weisen die räumlich eher benachbarten Cluster B1–B3 und L1 sowie F1, F2 und L2 untereinander höhere Ähnlichkeiten auf. Das Cluster L3 zeigt hohe Ähnlichkeit zum Cluster L1. Dieser Unterschied stützt die Annahme, dass am Rande des Verbreitungsgebiets der Genaustausch eingeschränkt ist und sich Metapopulationen mit divergierenden Merkmalen ausbilden. In ersten genetischen Analysen der Chloroplasten-DNA konnte bislang jedoch noch keine Differenzierung nachgewiesen werden (Besch 2020; Guy Colling, mündliche Mitteilung 2020). Die kürzeren Internodien in Cluster D können durch eine reduzierte Wachstumsrate in isolierten Populationen am Arealrand erklärt werden (Gaston 2009).

Eine weitere mögliche Erklärung, warum sich in der Morphologie der *A. rendlei*-Populationen Unterschiede erkennbar machen, könnte die Witterung sein. Bei Betrachtung der meteorologischen Werte des Frühjahres 2020 (01.03.2020 – 31.05.2020) in Luxemburg ist allgemein ein zu mildes, zu trockenes und extrem sonniges Frühjahr zu verzeichnen. Verglichen mit einer Referenzperiode von 1981 bis 2010 betrug die Niederschlagssumme in diesem Frühjahr 121,4 l/m^2; dies sind insgesamt 41 % weniger Niederschläge als in der Referenzperiode. Vor allem im Monat April wurde die Niederschlagssumme um 62 % unterschritten (MeteoLux 2020). Mit diesen geringen Niederschlagssummen kann von einem allgemeinen Wassermangel im Boden ausgegangen werden, der sich auf das Wachstum der Pflanzen auswirken kann. Wassermangel hat eine kürzere vegetative Phase zufolge; somit begibt sich die Pflanze schon früher in die generative Phase und die Wuchshöhe der Pflanzen stagniert. Da sich die Niederschlagsmengen lokal sehr verändern können, kann dies eine mögliche Erklärung der morphologischen Unterschiede zwischen den Untersuchungsflächen und den Clustern sein.

Die festgestellten morphologischen Unterschiede können jedoch auch genetischen oder phänotypischen Ursprungs sein, als Anpassung an unterschiedliche Umweltbedingungen wie die lokale Witterung. Die phänotypische Plastizität könnte mit einem „transplant"-Experiment oder auch „common garden experiment" festgestellt

werden. Dabei geht es darum, Exemplare aus unterschiedlichen Populationen in einem gleichen Umfeld wachsen zu lassen. Somit sind sie den gleichen Umwelteinflüssen ausgesetzt und es kann sichtbar gemacht werden, ob die untersuchten morphologischen Unterschiede bereits in der Genetik festgelegt sind oder ob äußerliche, standortspezifische Faktoren die Gründe sind (Walisch et al. 2015, de Villemereuil et al. 2016).

4.3. Fazit

Alopecurus rendlei ist eine Art, die im Süden und Südwesten von Luxemburg und den angrenzenden Regionen einen Hotspot ihres Areals gebildet hat, jedoch auch eine Art, der in den letzten Jahrzehnten nur sehr wenig Aufmerksamkeit gewidmet wurde. Die Morphologie der *A. rendlei*-Populationen unterscheidet sich durchaus; es ist jedoch unklar, ob diese Differenzen sich aus der Isolation der Populationen zueinander entwickelt haben oder ob sie anderen Faktoren wie Erfassungstag und Nährstoffversorgung im Boden, die einen Teil dieser Unterschiede begründen, oder der Witterung beispielsweise zu schulden sind. Aus diesem Grund wäre ein größer angelegtes Untersuchungsgebiet für zukünftige Analysen durchaus sinnvoll. Der Rückgang der Art konnte deutlich belegt werden und somit wäre eine Einstufung auf der Roten Liste von potentiell gefährdet (NT) zu gefährdet (VU) angebracht. Es wird jedoch empfohlen, alle Untersuchungsflächen, in denen kein aktueller Wiederfund erfolgte, in den folgenden Jahren erneut zu überprüfen. Es wird vermutet, dass der Rückgang von *A. rendlei* den Nutzungsänderungen zuzuschreiben ist, vor allem der Intensivierung des Grünlandes. Eine erhöhte Düngung lässt konkurrierende Arten schneller wachsen und lässt somit wenig Raum für einjährige niedrigwüchsige Arten, die jedes Jahr erneut keimen müssen und auf einen gewissen Anteil an Offenboden angewiesen sind. Außerdem kann eine Vorverlegung des ersten Mahdtermines sich fatal auf *A. rendlei* auswirken, da die Samen zu diesem Zeitpunkt oft noch nicht reif sind. Erfolgt dies in mehreren Jahren hintereinander, kann es passieren, dass eine Population in kürzester Zeit verschwindet. An manchen Untersuchungsflächen sind auch Baumaßnahmen ein Grund des Verschwindens der Art gewesen.

Weitere Forschungsfragen wären die genannten Vermutungen zum Rückgang von *A. rendlei* zu analysieren und zu belegen. Da sich die Populationsgrößen der Untersuchungsflächen stark unterscheiden, wäre es in Zukunft auch interessant, anhand eines Samenansatzes und dessen Keimungsrate beispielsweise Untersuchungen über die Fitness der Pflanzen innerhalb der Populationen durchzuführen, um Rückschlüsse über populationsbiologische Aspekte ziehen zu können. Eine weitere Möglichkeit wäre, die Ansprüche weiter zu untersuchen, die *A. rendlei* an die Mikrohabitate hat, damit sie sich dort etablieren kann. Es könnten dazu unter anderem folgende Aspekte untersucht werden: Konkurrenz, Wasser- und Nährstoffversorgung im Jahresverlauf, Bodenbedeckung etc.

Um weitere Abhängigkeiten zu den Vorkommen der Art zu finden, gibt es weitere Fragestellungen wie die Untersuchung generativer Merkmale (Fruchtansatz, Anzahl und Größe der Samen und Keimversuche). Auch weitere genetische Untersuchungen sind in Planung.

Um frühzeitig auf Bestandsänderungen reagieren zu können, muss eine weitere Beobachtung der *A. rendlei*-Populationen im Rahmen eines Monitorings unbedingt weitergeführt werden, um, im Falle vom (weiteren) Rückgang der Art, passende Schutzmaßnahmen aufstellen zu können. Dies könnte in Luxemburg z. B. im Rahmen des Luxemburgischen Naturschutzplanes (Mémorial 2017) erfolgen. Um weitere neue Lebensräume für die Art zu schaffen, könnte an Standorten, welche die standortökologischen Kriterien erfüllen sowie an historischen Fundorten, die Bewirtschaftungsformen (wieder) angepasst werden, damit sich die Art etablieren könnte. Sicherlich müssen zur Neugründung von Populationen Samen durch „seed transfer" eingebracht werden. Im Allgemeinen wird eine Extensivierung des Grünlandes mit einem späteren ersten Schnitt zum Erreichen der Samenreife oder eine angepasste extensive Sommerbeweidung empfohlen.

Danksagung

Unser Dank geht im Besonderen an Annie Remacle, Franz-Josef Weicherding und Johanna Bonassi, die uns die Ihnen bekannten Vorkommen von *A. rendlei* genannt haben und uns wertvolle Informationen zur Verbreitung der Art in Belgien, Frankreich und im Saarland mitgeteilt haben. Außerdem geht ein besonderer Dank an Guy Colling, der uns bei der Methodenwahl der Probenahme und bei populationsbiologischen Fragen unterstützte, die genetischen Voruntersuchungen im Rahmen der Bachelorarbeit der Erstautorin begleitete sowie mit wertvollen Anmerkungen zum Manuskript beigetragen hat. Bedanken möchten wir uns auch bei Jean-Paul Wolff, der im Auftrag von SICONA die Vegetationsaufnahmen durchgeführt hat. Unser Dank gilt dem Naturschutzsyndikat SICONA, das es mit finanzieller Unterstützung des Nachhaltigkeitsministeriums ermöglicht hat, diese Untersuchung durchzuführen. Für die Durchsicht des Manuskripts danken wir Erwin Schneider.

Die entsprechenden Genehmigungen zur Untersuchung der Art lagen vor (Luxemburg: N/Réf 95460 CD/ne; Belgien: Réf 2020/RS/10; Deutschland: AZ: 3.1/25361/1.1.8.2/SWB/DD).

Literatur

Besch, L., 2020. Genetische und morphologische Untersuchungen zu *Alopecurus rendlei* – Populationen in Luxemburg, Belgien, Frankreich und Deutschland. Bachelorarbeit, Hochschule Weihenstephan – Triesdorf, Fakultät Umweltingenieurwesen, Studiengang Umweltsicherung, Erstkorrektor: Prof. Dr. Michael Rudner, Zweitkorrektor: Dr. Simone Schneider, 55 S.

Bettinger, A., 1996. Die Auenwiesen des Saarlandes. *Tuexenia* 16: 251–291.

Blume, H.-P., Brümmer, G.W., Horn, R., Kandeler, E., Kögel-Knabner, I., Kretzschmar, R., Stahr, K., Wilke, B.-M., Thiele-Bruhn, S. & G. Welp, 2010. Lehrbuch der Bodenkunde (Scheffer-Schachtschabel). 16. Auflage. Spektrum, Heidelberg. 569 S.

Bonassi, J., 2015. Liste rouge régionale de la flore vasculaire de Lorraine. Pôle lorrain du futur Conservatoire Botanique National du Nord-Est, Vandœuvre-lès-Nancy, 7 pp.

Bruelheide, H., Jansen, F., Jandt, U., Bernhardt-Römermann, M., Bonn, A., Bowler, D., Dengler, J., Eichenberg, D., Grescho, V., Harter, D., Jugelt, M., Kellner, S., Ludwig, M., Wesche, K. & S. Lütt, 2020. Using incomplete floristic monitoring data from habitat mapping programmes to detect species trends. *Diversity and Distributions* 26: 782–794.

CBNFC-ORI, 2020. Carte de répartition de l'espèce sur le territoire. URL: http://cbnfc-ori.org/fiche-espece/especes-vegetales/699b/17901 [Zugriff am 16.02.2020].

Colling, G., 2005. Red List of the Vascular Plants of Luxembourg. *Ferrantia* 42: 1–77.

Crawley, M.J., 2005. Statistics, an Introduction using R. Wiley, Chichester. 327 S.

Cross, R.L. & C.G. Eckert, 2020. Integrated empirical approaches to better understand species' range limits. *American Journal of Botany* 107 (1): 12–16.

De Villemereuil, P., Gaggiotti, O., Mouterde, M. & I. Till-Bottraud, 2016. Common garden experiments in the genomic era: new perspectives and opportunities. *Heredity* 116, 249 pp.

Dierschke, H., 1994. Pflanzensoziologie. Grundlagen und Methoden. Ulmer, Stuttgart, 683 S.

Duvigneaud, J. & M. Lambert, 1998. *Alopecurus rendlei* est toujours présent dans la Fagne mariembourgeoise. *Adoxa* 20/21: 53–55.

Ellenberg, H., Weber, H. E., Düll, R., Wirth, V., Werner, W. & D. Paulissen, 2001. Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. *Scripta Geobotanica* 18, Göttingen, 262 S.

Gaston, K. J. 2009. Geographic range limits: achieving synthesis. *Proceedings of the Royal Society B* 276: 1395–1406.

GBIF, 2018. GBIF Occurrence Download – *Alopecurus rendlei*. Backbone Taxonomy. In: The Global Biodiversity Information Facility, GBIF. URL: https://www.gbif.org/occurrence/map?taxon_key=5290073 [Zugriff am 28.08.2020].

Haeupler, H. & P. Schönfelder, 1989. Atlas der Farn- und Blütenpflanzen der Bundesrepublik Deutschland. 2. Auflage. Ulmer, Stuttgart, 768 S.

Haffner P., 1990. Aus Natur und Landschaft im Saarland. Geobotanische Untersuchungen im Saar-Mosel-Raum. *Delattinia* 18: 1–383.

Hand, R., Reichert H., Bujnoch, W., Kottke, U. & C. Caspari, 2016. Flora der Region Trier. 1. Auflage, 2 Bände. Verlag Michael Weyand, Trier, 1634 S.

Heinken, T., 2009. Populationsbiologische und genetische Konsequenzen von Habitatfragmentierung bei Pflanzen – wissenschaftliche Grundlagen für die Naturschutzpraxis. *Tuexenia* 29: 305–329.

Kavanova, M., Lattanzi, F.A., Grimoldi, A.A. & H. Schnyder, 2006. Phosphorus deficiency

decreases cell division and elongation in grass leaves. *Plant Physiology* 141 (2): 766–775.

Klein, E.J., 1897. Die Flora der Heimat (sowie die hauptsächlich bei uns kultivierten fremden Pflanzenarten). Verlag Math. Kraus, Luxemburg, 552 S.

Koltz, J.-P.-J., 1873. Prodrome de la flore du Grand-Duché de Luxembourg, Première partie, Plantes Phanérogames. Imprimerie V. Bück, Luxemburg, 278 pp.

Krombach, J.H.G., 1875. Flore du Grand-Duché de Luxembourg. Plantes phanérogames. J. Joris, Luxemburg, 564 pp.

Lambinon, J. & F. Verloove (collab. L. Delvosalle, B. Toussaint, D. Geerinck, I. Host, F. van Rossum, B. Cornier, R. Schumacker, A. Vanderpoorten & H. Vannerom), 2015. Nouvelle Flore de la Belgique, du Grand-Duché de Luxembourg, du Nord de la France et des régions voisines. (Ptéridophytes et Spermatophytes), 6e éd., 2e tirage, avec corrections. Jardin botanique national de la Belgique, Meise, CXXXIX + 1195 pp.

Mémorial 2017. 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 du 14 février 2017: 1–37.

MeteoLux, 2020. Bilanz für das Frühjahr 2020. Abteilung der Administration de la Navigation Aérienne du Luxembourg. URL: https://www.meteolux.lu/de/produkte-und-dienstleistungen/klimabilanzen/saisonale-klimabilanzen/?lang=fr [Zugriff am 13.09.2020].

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. & F. Zimmermann, 2018. Rote Liste und Gesamtartenliste der Farn- und Blütenpflanzen (Trachaeophyta) Deutschlands. In: Metzing, D., Hofbauer, N., Ludwig, G. & G. Matzke-Hajek (Red.): Rote Liste gefährdeter Tiere, Pflanzen und Pilze Deutschlands. Band 7: Pflanzen. – Münster (Landwirtschaftsverlag). *Naturschutz und Biologische Vielfalt* 70 (7): 13–358.

MNHNL, 2000-. Recorder-Lux, Datenbank über das Naturerbe des Großherzogtums Luxemburgs. Nationalmuseum für Naturgeschichte, Luxemburg. URL: https://mdata.mnhn.lu [Zugriff am 11.03.2020].

NDFF & FLORON, 2019. NDFF Verspreidingsatlas vaatplanten. (NDFF Verbreitungsatlas Gefäßpflanzen). URL: http://verspreidingsatlas.nl/vaatplanten [Zugriff am 01.01.2019].

Oberdorfer, E., 2001. Pflanzensoziologische Exkursionsflora. 8. Aufl. Ulmer, Stuttgart, 1051 S.

Oksanen, J., Blanchet, F. G., Friendly, M., Kindt, R., Legendre, P., McGlinn, D., Minchin, P. R., O'Hara, R. B., Simpson, G. L., Solymos, P., Stevens, M. H. H., Szoecs, E. & Wagner, H., 2020. Vegan: community ecology package. R package version 2.5–7. URL: https://cran.r-project.org/web/packages/vegan/index.html. [Zugriff am 02.07.2020].

Parent, G.H., 2004. Atlas des plantes rares de la Lorraine (départements 54, 55, 57, 88) et des territoires adjacents. *Adoxa* hors-série 2, 7 pp.

Peppler, C., 1988. TAB – Ein Computerprogramm für die pflanzensoziologische Tabellenarbeit. *Tuexenia* 8: 393–406.

R Core Team, 2020. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL: https://www.R-project.org/ [Zugriff am 02.07.2020].

Reichling L., 1954. Herbarisations faites dans le Grand-Duché de Luxembourg en 1953. *Bulletin de la Société des naturalistes luxembourgeois* 58: 76–134.

Remacle, A., 2013. *Alopecurus rendlei* (Poaceae) en Lorraine belge : répartition, écologie et évolution des populations. *Dumortiera* 103/2013: 30–50.

Rothmaler, W., 2011. Exkursionsflora von Deutschland. Gefäßpflanzen: Grundband. 20. Auflage. Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg, 296 S.

Royer, J.-M., Felzines, J.-C., Misset, C. & S. Thévenin, 2006. Synopsis commenté des groupements végéteaux de la Bourgogne et de la Champagne-Ardenne. *Bulletin de la Société botanique du Centre-Ouest*, Nouvelle série, Numéro spécial 25, 84 pp.

Saintenoy-Simon J. (coll. Barbier Y., Delescaille L.-M., Dufrêne M., Gathoye J.-L. & P. Verté), 2006. Première liste des espèces rares, menacées et protégées de la Région wallonne (Ptéridophytes et Spermatophytes). Version 7/3/2006, revue en 2010. – URL: http://biodiversite.wallonie.be/fr/plantes-protegees-et-menacees.html?IDC=3076 [Zugriff am 03.08.2020].

Schneider, S., 2011. Die Graslandgesellschaften Luxemburgs. *Ferrantia* 66: 1–303.

Schneider, S., 2019. Magerwiesen, Heiden und Niedermoore – Artenreiche Graslandgebiete im Südwesten und Westen Luxemburgs. – In: Schneider, S. (Hrsg.): Ein floristischer und vegetationskundlicher Querschnitt durch die Luxemburger Kulturlandschaft: Von den Felsen im Ösling über artenreiche Graslandgesellschaften hin zu ehemaligen Tagebaugebieten im Gutland. 189–277. *Tuexenia Beiheft* 12.

SPW Agriculture, 2020. Evolution de l'économie agricole et horticole de la Wallonie 2020. Brieuc Quévy, Jambes. URL: https://agriculture.wallonie.be [Zugriff am 28.08.2020].

Van der Meijden, R., 2005. Heukels' Flora van Nederland. Wolters-Noordhoff, Groningen/Houten, 685 pp.

Van Landuyt, W., Hoste, L., Vanhecke, L., Van dern Bremt, P., Vercruysse, W. & D. De Beer, 2006. Atlas van de Flora van Vlaanderen en het Brussels Gewest. Instituut voor natuuren bosonderzoek, Nationale Plantentuin van België & Flor. Wer., 1008 pp.

Van Rompaey, E. & L. Delvosalle (collab. J.-E. De Langhe, R. D'Hose, A. Lawalrée, L. Reichling, R. Schumacker, L. Vanhecke & H. Vannerom), 1979. Atlas de la flore belge et luxembourgeoise. (Ptéridophytes et Spermatophytes), 2e éd., Jardin botanique national de la Belgique, Meise, 280 pp.

Vécrin, M.-P., 2003. Etude des mécanismes de restauration des prairies alluviales à biodiversité élevée après une mise en culture. Thèse doctorat, Laboratoire de Biodiversité et Fonctionnement des Ecosystèmes, Université de Metz, 39 pp.

Vernier F., 2001. Nouvelle Flore de Lorraine. Raon-l'Etape, Kruch éditeur, 142 pp.

Walisch, T. J., Colling, G., Bodenseh, M. & D. Matthies, 2015. Divergent selection along climatic gradients in a rare central European endemic species, *Saxifraga sponhemica*. *Annals of Botany* 115: 1177–1190.

Weicherding, F.-J. & A. Staudt, 2006. Das letzte Vorkommen des Aufgeblasenen Fuchsschwanzgrases *Alopecurus rendlei* in Deutschland befindet sich im Wiesengelände zwischen Hülzweiler u. Schwalbach. URL: https://www.delattinia.de/node/748 [Zugriff am 31.07.2020].

Wildi, O., 2017. Data analysis in vegetation ecology. CABI, Wallingford, 333 pp.

Willi Y. & J. Van Buskirk, 2019. A practical guide to the study of distribution limits. *The American Naturalist* 193: 773–785.