Tuexenia 34: 163–186. Göttingen 2014.
doi: 10.14471/2014.34.018, available online at www.tuexenia.de

Zusammenhänge zwischen Pflanzenartenzusammensetzung, Phytodiversität und Bodenvariablen in Niedermooren und verwandten Habitattypen Luxemburgs

Relationships of plant species composition, phytodiversity and soil variables in fens and related habitat types in Luxembourg

Hannes Hollenbach[1,*], Simone Schneider[2] & Carsten Eichberg[1]

[1]Universität Trier, Raum- und Umweltwissenschaften, Geobotanik, Behringstr. 21, 54296 Trier, Germany, hannes.hollenbach@gmx.de; eichberg@uni-trier.de; [2]Biologische Station SICONA, 12 rue de Capellen, 8393 Olm, Luxembourg, simone.schneider@sicona.lu
**Korrespondierender Autor*

Zusammenfassung

In Luxemburg sind infolge von Landnutzungsintensivierungen nur noch wenige Relikte nährstoffarmer Feuchthabitate mit hohem Naturschutzwert erhalten. Eine kleinräumig differenzierte Untersuchung der Zusammenhänge zwischen Bodenfaktoren und Vegetation stand für diese Relikte bisher aus. Aus diesem Grund wurden in fünf Luxemburger Niedermoorkomplexen Vegetationszusammensetzung, Vegetationsstruktur (90 %-Perzentil der Vegetationshöhe, Streudeckung) und für die Pflanzenernährung relevante, bodenchemische Variablen (pH-Wert, Phosphor-, Kalium-, Calcium-, Magnesium-Gehalt) erfasst sowie Ellenberg-Zeigerwerte (Feuchte- und Nährstoff-Zahl) ausgewertet. Dabei ging es insbesondere um die Klärung der Fragen, welche Umweltgradienten der auffälligen Zonierung in Kern- und Randbereiche zugrunde liegen und welche Habitateigenschaften mit der Anzahl von gefährdeten Arten korrelieren. Hierzu wurden insgesamt 74 Kleinflächen in den beiden Zonen angelegt und floristisch sowie bodenchemisch analysiert.

Die Kleinflächen spannten einen Säuregradienten von annähernd drei pH-Stufen über die Gebiete hinweg auf (pH 3,9–6,5). Es ließen sich floristische, strukturelle und bodenchemische Unterschiede zwischen den Zonen ausmachen. In den meisten Gebieten unterschieden sich Diversität (in Kernbereichen erhöht) und Produktivität (nach Maßgabe von 90 %-Perzentil und Nährstoff-Zahl in Randbereichen erhöht). Die bodenchemischen Variablen zeigten je nur in einzelnen Gebieten Zonenunterschiede. Die beiden Gebiete mit den niedrigsten bzw. höchsten pH-Werten wiesen die meisten Variablen mit signifikanten Zonenunterschieden auf. Die Feuchte-Zahl war in keinem Gebiet Zonen-kennzeichnend. Die Diversität an bedrohten Arten korrelierte am häufigsten mit dem Magnesium-Gehalt im Boden (meist positiv) und dem 90 %-Perzentil (stets negativ).

Unsere Ergebnisse legen nahe, dass in den untersuchten Niedermoorkomplexen mehrere Variablen zugleich und in unterschiedlicher Kombination für die Zonation verantwortlich sein könnten. Es werden Managementoptionen für die gefährdeten Gebiete diskutiert.

Abstract

In Luxembourg, as a consequence of land use intensification, there are only few relicts of nutrient-poor wetland habitats with a high conservation value left. Up to now, a small-scale spatial analysis of the relationships between soil factors and vegetation has not been published for these relicts. For this

Manuskript eingereicht am 15. Januar 2014, angenommen am 13. Juni 2014
Koordinierender Editor: Norbert Hölzel

reason, we assessed vegetation composition, vegetation structure (90% percentile of the vegetation height, litter cover), soil variables relevant for plant nutrition (pH value, contents of phosphorous, potassium, calcium, magnesium) and Ellenberg indicator values (EIV-N, EIV-F) in five fen complexes in Luxembourg. The central questions were: Which environmental gradients explain the obvious zonation patterns (core and fringe zones) and which habitat qualities correlate with the number of threatened plant species? Therefore, in total, 74 small-sized quadrats were established in both core and fringe zones and vegetation and soil samples were analyzed.

The quadrats differed clearly in soil pH value across study areas (pH range: 3.9–6.5). There were floristic, structural and soil chemical differences between the zones. In most areas, zones differed in diversity (higher in core zones) and productivity (in terms of 90% percentile and EIV-N higher in fringe zones). Soil chemical variables showed only in single areas differences between zones. The two areas with the lowest and highest pH values, respectively, showed the highest numbers of significantly differing variables between zones. In all areas, EIV-F was similar in the two zones. The diversity of threatened species correlated most frequently with the contents of magnesium in soil (mostly positively) and the 90% percentile (always negatively).

We conclude that different factors might cause the zonation in fen complexes. Options for the management of the threatened areas are discussed.

Keywords: Ellenberg indicator values, habitat management, magnesium, phosphorous, small-scale plots, soil chemistry, soil reaction, threatened species, vegetation zonation, wetland conservation

1. Einleitung

Nährstoffarme Feuchtgebiete fungieren als Lebensräume für zahlreiche gefährdete und hochspezialisierte Pflanzenarten und Artengemeinschaften (KRATZ & PFADENHAUER 2001, DOERPINGHAUS 2003). Seit dem 19. Jh. haben die Sumpf- und Moorflächen in Europa kontinuierlich abgenommen. In den meisten europäischen Ländern sind infolge von Siedlungs- und Bewirtschaftungsmaßnahmen weniger als 10 % der ursprünglichen Moorflächen erhalten geblieben (SUCCOW & JOOSTEN 2001, VAN ANDEL & ARONSON 2012). In Luxemburg wurden allein im Zeitraum 1962–1999 82 % der Feuchtgebiete zerstört (MINISTÈRE DU DÉVELOPPEMENT DURABLE ET DES INFRASTRUCTURES 2009).

Die verbliebenen Moorrelikte sind vor allem durch Übernutzung, ungeeignetes oder fehlendes Flächenmanagement und Veränderungen der hydrologischen Bedingungen bedroht (VAN DIGGELEN et al. 2006, SCHRAUTZER et al. 2013). Im Kontrast zur leichten Zerstörbarkeit von Mooren steht ihre schwierige Regenerierbarkeit. Während eine Veränderung der Pflanzengesellschaften aufgrund von Entwässerung, Torfabbau, Eutrophierung verhältnismäßig schnell von statten gehen kann, ist eine Wiederherstellung der ursprünglichen Zustände nicht nur kosten- und energieaufwändig, sondern aufgrund irreversibler Veränderungen meist gar nicht mehr möglich (ROSENTHAL 2000, VAN DIGGELEN et al. 2006, VAN ANDEL & ARONSON 2012).

Neben den spezifischen hydrologischen Bedingungen (wassergesättigtes Bodensubstrat) sind die Pflanzengesellschaften nährstoffarmer Feuchtgebiete vor allem durch die begrenzte Verfügbarkeit von Stickstoff oder Phosphor gekennzeichnet; seltener stellt auch die Verfügbarkeit von Kalium einen begrenzenden Faktor dar (VAN DUREN & PEGTEL 2000, VENTERINK et al. 2003, VAN DER HOEK et al. 2004, SCHRAUTZER et al. 2013). Bei höherer Nährstoffverfügbarkeit wird das Lichtangebot in Bodennähe zu einem limitierenden Faktor infolge zunehmender Produktivität (KOTOWSKI & VAN DIGGELEN 2004, SCHRAUTZER et al. 2013). Seltene und gefährdete Pflanzenarten sind in der Regel kleinwüchsig und werden an nährstoffreichen Standorten durch hochwüchsige, produktive Arten verdrängt (WASSEN et al. 2005). Andere Untersuchungen zeigten Zusammenhänge zwischen der Artenvielfalt und

-zusammensetzung der Vegetation von Nassstandorten mit dem Versauerungsgrad des Bodens (HÁJEK et al. 2002, CHYTRÝ et al. 2003, KOPEĆ et al. 2010). Verschiedene Autoren stellten unimodale Zusammenhänge zwischen dem pH-Wert und der Artenvielfalt in Mooren fest, wobei die höchsten Artendichten im mittleren pH-Bereich (5–6) gefunden wurden (CHYTRÝ et al. 2003, SCHUSTER & DIEKMANN 2003).

Für viele verschiedene Feuchthabitat-Typen wurden Vegetationsmusterbildungen beschrieben und analysiert: z. B. Niedermoore (BAUMANN 2000, VAN DER HOEK et al. 2004), Seeufer (GRACE & WETZEL 1981), Auen (LEYER 2005), Flussmarschen (ENGELS et al. 2011) und Salzwiesen (EMERY et al. 2001). VAN DER HOEK et al. (2004) fanden in einem niederländischen Niedermoor signifikante Unterschiede in den Bodeneigenschaften zwischen verschiedenen Zonen: Der Boden im Moorzentrum war feuchter, basischer, reicher an organischem Material, reicher im Kalium- und ärmer im Phosphor-Gehalt als der Boden der randlichen, durch Entwässerung geprägten Zone.

Forschungsgegenstand dieser Arbeit waren fünf Niedermoorkomplexe, die neben Niedermooren auch Quellsümpfe und einen feuchten Borstgrasrasen einschlossen. In Luxemburg sind diese Habitattypen nach Artikel 17 des Naturschutzgesetzes geschützte Lebensräume (LOI DU 19 JANVIER 2004 - CONCERNANT LA PROTECTION DE LA NATURE ET DES RESSOURCES NATURELLES); sie gehören teilweise FFH-Lebensraumtypen an (6230 Artenreiche montane Borstgrasrasen, 6410 Pfeifengraswiesen, 7140 Übergangs- und Schwingrasenmoore). Alle von uns untersuchten Gebiete sind durch eine Vielzahl gefährdeter Pflanzenarten gekennzeichnet, darunter die in Luxemburg nur noch in vereinzelten Beständen vorkommenden Arten *Juncus squarrosus*, *Scutellaria minor*, *Sphagnum warnstorfii* und *Triglochin palustris*. Um diese Habitate optimal schützen und erhalten zu können, muss verstanden werden, welche Faktoren ihren Reichtum an seltenen und gefährdeten Arten bedingen. Auch wenn es für Feuchtgebiete in verschiedenen Regionen Europas bereits Studien zu den Beziehungen zwischen der Artenzusammensetzung/-vielfalt und den Standortfaktoren gibt, sind diese Beziehungen aufgrund ihrer Komplexität und Vielfalt noch nicht vollständig geklärt und fehlen solche Untersuchungen bisher für Luxemburg weitgehend. Unsere Arbeit soll helfen, diese Lücke zu schließen und einen weiteren Beitrag dazu leisten, Umwelt-Vegetations-Zusammenhänge von feuchten Offenland-Lebensräumen besser zu verstehen. Die untersuchten Gebiete ließen sich anhand ihrer Vegetationsstruktur in niedrigwüchsige und höherwüchsige, hieran angrenzende Zonen einteilen.

Folgende Fragestellungen sollten beantwortet werden: 1) Welche Vegetations-, Struktur- und Bodenvariablen differenzieren die Untersuchungsgebiete a) untereinander und b) nach Zonen? 2) Welche Zusammenhänge bestehen zwischen verschiedenen Struktur- bzw. Bodenvariablen und der Anzahl gefährdeter Pflanzenarten?

2. Untersuchungsgebiete

2.1 Lage und Naturraum

Es wurden fünf Gebiete im Norden und Westen des Großherzogtums Luxemburg in der kollin-submontanen bis submontanen Stufe (270–500 m ü. NN) untersucht: Sauerwisen (Sa), Fusswiss (Fu), Bruch (Br), Harzebruch (Ha) und Rouer (Ro) (Abb. 1, Tabelle 1). Es handelt sich um kleine Feuchthabitat-Relikte (< 0,5 bis 3 ha) von nationalem und teilweise (Sa, Br, Ro: NATURA 2000-Gebiete) internationalem Schutzstatus. Naturräumlich liegen drei Gebiete im Ösling (Hochplateau mit Kerbtälern im Norden Luxemburgs; Sa, Br, Fu) und zwei

Abb. 1. Die Lage der Untersuchungsgebiete in Luxemburg. Br = Bruch, Fu = Fusswiss, Ha = Harzebruch, Ro = Rouer, Sa = Sauerwisen (Quelle der digitalen Datengrundlage: ADMINISTRATION DU CADASTRE ET DE LA TOPOGRAPHIE DU LUXEMBOURG 2000).

Fig. 1. Locations of the study areas in Luxembourg. Br = Bruch, Fu = Fusswiss, Ha = Harzebruch, Ro = Rouer, Sa = Sauerwisen (source of the digital data base: ADMINISTRATION DU CADASTRE ET DE LA TOPOGRAPHIE DU LUXEMBOURG 2000).

Gebiete im Gutland (Hügellandschaft im Süden; Ha, Ro). Das Ösling ist Teil des Ardennisch-Rheinischen Schiefergebirges mit sauer verwitternden unterdevonischen Gesteinen der Siegener und Emser Stufe. Lokal vorhandene Kalkeinflüsse (Br) resultieren aus fossilführenden Zwischenschichten im Substrat (THOEN et al. 1993). Das Gutland ist geprägt durch eine, zum Großteil basisch verwitternde, heterogenere Geologie, die sich aus der Triasformation (Buntsandstein, Muschelkalk und Keuper) und der Liasformation (Luxemburger Sandstein, z. T. überlagert von Lösslehm, Liastonen und Kalkmergeln) zusammensetzt (ADMINISTRATION DES EAUX ET FORÊTS 1995). Die mittlere Jahrestemperatur steigt, korrespondierend mit der abnehmenden Höhenlage, von Nord (Sa: 7,0–8,0 °C) nach Süd (Ro: 8,5–9,0 °C); die mittlere jährliche Niederschlagsmenge variiert zwischen 750–800 mm (Ro) und 900–1000 mm (Fu, Br). Während in den Gebieten Bruch und Rouer großflächig Torf vorliegt, ist dies in Fusswiss und Harzebruch nur stellenweise, in den nassesten Bereichen der Fall. In Sauerwisen wurde von uns kein Torf nachgewiesen. Die Untersuchungsgebiete sind im Bereich der Vegetationserhebungen kaum bis schwach geneigt (<1–5 °; Tabelle 1).

Tabelle 1. Charakterisierung der Untersuchungsgebiete. Höhe: Höhe über Normalnull; Niederschl.: mittlerer Jahresniederschlag im jeweiligen Wuchsbezirk Luxemburgs; Temp.: Jahresdurchschnittstemperatur des jeweiligen Wuchsbezirks; Geologie: Sg_2 = mittleres Siegenien, Sg_3 = oberes Siegenien, SO = oberer Buntsandstein, Alluvien (Keuper) = Alluvien der Täler umgeben von jungtertiären Ablagerungen und Keuper (Höhe, Hangneigung, Exposition und Geologie: ADMINISTRATION DU CADASTRE ET DE LA TOPOGRAPHIE 2013; Klimadaten: ADMINISTRATION DES EAUX ET FORÊTS 1995); Nutzung: Bewirtschaftungsweise zum Zeitpunkt der Datenaufnahme. Weitere Abkürzungen s. Abbildung 1.

Table 1. Characterization of the study areas. "Höhe": height above sea level; "Niederschl.": average annual precipitation (mm yr^{-1}); "Temp.": average annual temperature; "Geologie": Sg_2 = middle Siegenian, Sg_3 = upper Siegenian, SO = upper Buntsandstein, „Alluvien (Keuper)" = alluvia of the valleys surrounded by sediments of the upper tertiary (altitude, slope, exposition and geology: ADMINISTRATION DU CADASTRE ET DE LA TOPOGRAPHIE 2013; climate data: ADMINISTRATION DES EAUX ET FORÊTS 1995); "Nutzung": management at the time of recording. For further abbreviations see Figure 1.

Gebiet	Koordinaten Länge / Breite	Höhe (m)	Hangneigung (°)	Expos.	Niederschl. (mm Jahr $^{-1}$)	Temp. (C°)	Geologie	Nutzung und Pflege
Sa	06°00'53.5"E / 50°10'01.9"N	500	3	NW	850–950	7,0–8,0	Sg_3	Extensive Beweidung mit Robustrindern; jährliche Mahd der Kernbereiche und Entkusselung
Fu	06°00'02.6"E / 49°52'21.5"N	435	4	NO	900–1000	7,5–8,5	Sg_3	Brache
Br	05°45'17.9"E / 49°50'40.4"N	350	4	N	900–1000	7,5–8,5	Sg_2	Brache
Ha	05°57'48.7"E / 49°50'23.5"N	390	5	SSO	800–950	8,0–9,0	SO	Extensive Beweidung mit Robustrindern
Ro	05°54'53.7"E / 49°45'10.4"N	270	<1	NO	750–800	8,5–9,0	Alluvien (Keuper)	Extensive Beweidung mit Pferden (nächtliches Pferchen); Mulchen

2.2 Vegetation und Management

In den Sauerwisen kommt der letzte typisch ausgebildete Torfbinsen-Borstgrasrasen (*Juncetum squarrosi* Nordhagen 1922 nom. conserv. propos.) in Luxemburg vor (SCHNEIDER 2011). Kleinflächig (ca. 50 m^2) liegt er innerhalb von Waldbinsenwiesen (*Crepido-Juncetum acutiflori* Oberd. 1957), Kleinseggenrieden (*Caricion nigrae* W. Koch 1926) sowie Beständen von Flatter-Binse (*Juncus effusus*-Gesellschaft) und Rasen-Schmiele (*Deschampsia cespitosa*-Gesellschaft). Von *Juncus squarrosus* sind nur drei weitere Vorkommen in Luxemburg bekannt (SCHNEIDER 2011).

In den zentralen Bereichen des Gebietes Fusswiss ist das *Crepido-Juncetum acutiflori* mit zahlreichen Magerkeits- und Nässezeigern (z. B. *Menyanthes trifoliata*, *Comarum palustre*) ausgebildet (Abb. 2). Hieran grenzen artenärmere Dominanzbestände mit *Juncus acutiflorus*, *J. effusus* sowie *Filipendula ulmaria*.

Das Gebiet Bruch ist vor allem durch bodensaure Kleinseggenriede (*Caricetum nigrae* Braun 1915, *Carex rostrata*-Gesellschaft) sowie durch das *Crepido-Juncetum acutiflori* (z. T. in der seltenen Variante mit Torfmoosen, nach SCHNEIDER 2011) gekennzeichnet. Stellenweise dominieren *Lysimachia vulgaris, Menyanthes trifoliata* und *Molinia caerulea*. Bemerkenswert ist das Vorkommen zahlreicher seltener Magerkeits- und Nässezeiger, wie

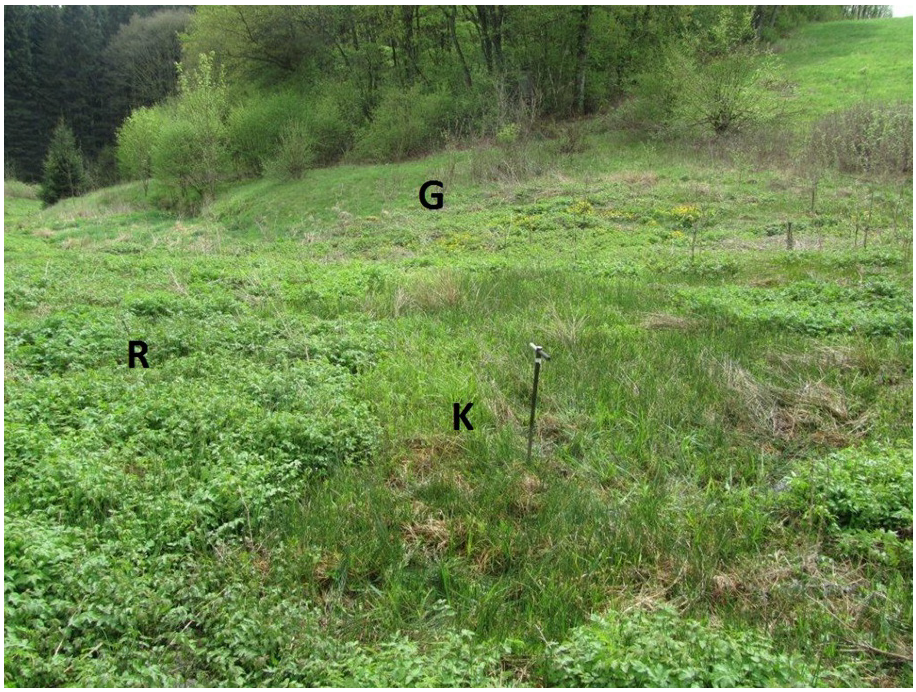

Abb. 2. Niedermoorkomplex im Untersuchungsgebiet Fusswiss mit Kernzonen (K; u. a. *Menyanthes trifoliata, Comarum palustre*), Randzonen (R; dominiert durch *Filipendula ulmaria* und *Juncus acutiflorus*) und einem trockenerem Grasland-Bereich (G) (Foto: 05.05.2012).

Fig. 2. Fen complex in study area Fusswiss with core zones (K; including *Menyanthes trifoliata, Comarum palustre*), fringe zones (R; dominated by *Filipendula ulmaria* and *Juncus acutiflorus*) and a dryer grassland area (G) (Photo: 5 May 2012).

Epipactis palustris und *Eriophorum angustifolium*. Ein Vegetationsmosaik dieser Gesellschaften ist großflächig von Beständen der *Filipendula ulmaria*-Gesellschaft umgeben (Abb. 3 und 4).

Der Harzebruch zeichnet sich vor allem durch nährstoffarme Waldbinsenwiesen (Ausbildung mit *Agrostis canina*, nach SCHNEIDER 2011) und der floristisch nahestehenden Ausbildung der *Juncus effusus*-Gesellschaft mit *Agrostis canina* aus sowie artenärmeren Beständen der Flatter-Binse. Kleinflächig dominieren *Carex rostrata*, *C. vesicaria, Scirpus sylvaticus* und *Lysimachia vulgaris* (NAUMANN et al. 2005). Mit dem Vorkommen der vom Aussterben bedrohten *Scutellaria minor* hat dieses Niedermoorgebiet einen besonderen Erhaltungswert.

Das am südlichsten gelegene Untersuchungsgebiet Rouer nimmt eine gesonderte Stellung im Hinblick auf die gute Basenversorgung ein. Zentrale Bereiche werden hier durch die Dominanz von *Schoenoplectus tabernaemontani* und dem Vorkommen des stark gefährdeten *Triglochin palustris* bestimmt. Randlich sind vor allem die *Carex acutiformis*-Gesellschaft, mit zum Teil hohen Deckungsgraden von *Phragmites australis* und *Juncus inflexus*, sowie die *Scirpus sylvaticus*-Gesellschaft vorherrschend.

Abb. 3. Vegetationszonierung im Gebiet Bruch. Die Kernzone ist durch das Vorkommen der gefährdeten Art *Eriophorum angustifolium* gekennzeichnet (blühend; rechter vorderer Bildbereich), die Randzone durch die Dominanz von *Filipendula ulmaria* (linker und oberer Bildbereich) (Foto: 09.06.2012).

Fig. 3. Vegetation zonation in study area Bruch. The core zone is characterized by the occurrence of the endangered species *Eriophorum angustifolium* (flowering; right front) and the fringe zone by the dominance of *Filipendula ulmaria* (left and top) (Photo: 9 June 2012).

Abb. 4. Untersuchungsflächen (á 1 m²) in der Kern- (links) und Randzone (rechts) des Gebietes Bruch (Fotos: 20.06.2012).

Fig. 4. 1-m² plots in the core (left) and fringe zone (right) of study area Bruch (Photos: 20 June 2012).

Drei Untersuchungsgebiete werden durch extensive Beweidung und/oder Schnitt (Mahd/Mulchen) gepflegt, zwei Gebiete liegen brach (Br, Fu) (Tabelle 1). Die Beweidung erfolgt regelmäßig für eine begrenzte Zeit im Jahr (Ro, Ha) oder nur sporadisch (Sa). In Rouer werden die Weidetiere (Pferde) während der Beweidungsphase stets nachts auf eine andere Fläche gestellt und dort zugefüttert. Drei Gebiete sind unmittelbar von landwirtschaftlich intensiv genutzten Flächen umgeben (Sa, Ha, Ro).

3. Methoden

3.1 Untersuchungsdesign

Unsere Untersuchungen konzentrierten sich auf die besonders schützenswerten Bereiche der fünf Gebiete und die unmittelbar angrenzenden Bereiche. In jedem Gebiet erfolgte eine Unterteilung in Kern- und Randzonen anhand physiognomisch-struktureller Eigenschaften (Vegetationshöhe und -dichte): Als Kernzonen wurden Bereiche mit verhältnismäßig niedriger und lockerer Vegetation angesprochen; Randzonen waren dementsprechend höher- und dichterwüchsige Bereiche. Da innerhalb dieser physiognomisch begründeten Zonen deutliche floristische Unterschiede vorlagen (v. a. hinsichtlich der dominanten Arten), wurde jede Zone in Subzonen unterteilt. Für jedes Gebiet wurden zwei Kernzonen (Zonen I und II) sowie zwei bis drei Randzonen (Zonen III–V) ausgewiesen. In jedem Gebiet wurden in jeder Subzone zufällig 3–6 (7) Flächen à 1 m² angelegt (stratifiziert-zufälliger Ansatz; insgesamt 74 Flächen). Aufgrund der kleinräumig ausgebildeten Vegetationsmuster (insbesondere in den Kernzonen), wurde vorgezogen, eine möglichst große Anzahl kleiner Flächen gegenüber wenigen großen Flächen zu untersuchen. Im Gebiet Rouer lag Zone IV auf einer zu den Zonen I-III benachbarten Pferdekoppel.

3.2 Vegetationskundliche Untersuchungen

Im Zeitraum Juni–Juli 2012 wurde die Deckung aller auf den 1-m²-Flächen auftretenden Gefäßpflanzen- und Moos-Arten nach der 13-stufigen Londo-Skala (DIERSCHKE 1994) geschätzt. Flechten wurden nicht erfasst. Die Nomenklatur der Gefäßpflanzen richtet sich nach LAMBINON & VERLOOVE (2012), der Moose nach WERNER (2011), der Syntaxa nach SCHNEIDER (2011). Davon abweichend wurden folgende Aggregate schwer unterscheidbarer Arten verwendet: *Agrostis stolonifera* agg., *Festuca rubra* agg., *Glyceria fluitans* agg., *Myosotis scorpioides* agg. und *Valeriana officinalis* agg. Zusätzlich wurden die prozentuale Streudeckung und das 90 %- Perzentil der Phytomassehöhe (P90) erfasst. Das 90 %-Perzentil (Höhe unterhalb derer 90 % der oberirdischen Phytomasse eines Bestandes entwickelt sind) kann als eine einfache Methode zur Abschätzung der Produktivität eines Bestandes (SÜSS et al. 2011) sowie der Lichtintensität, die den Boden erreicht (JENSEN & MEYER 2001), herangezogen werden.

3.3 Bodenkundliche Untersuchungen

Im August 2012 wurden am Rand jeder Kleinfläche 8–10 (bei sehr nassen Flächen bis zu 12) Bodenproben in einer Tiefe von 0–10 cm mithilfe eines Kammerbohrers (Probendurchmesser: 52 mm, Fa. Ejkelkamp, Niederlande) entnommen und zu jeweils einer Mischprobe vereint. Da die Flächen für ein Monitoring als Dauerflächen angelegt worden sind, wurden die Bodenproben in regelmäßigem Abstand außerhalb der Flächen gewonnen (Abstand der Beprobungspunkte zum Flächenrand: 10 cm). Die Mischproben wurden hiernach luftgetrocknet und gesiebt (2 mm). Anschließend wurden die folgenden bodenchemischen Variablen ermittelt (jeweils zwei Messparallelen): (1) pH-Wert gemessen in 0,01 M $CaCl_2$-Lösung nach zweistündigem Schütteln (pH-Meter: pH196, Fa. WTW, Deutschland, Glaselektrode: SenTix21, Fa. WTW, Deutschland), (2) Phosphor und Kalium in Extrakten mit Ammoniumlaktatessigsäure nach vierstündigem Schütteln und anschließender photometrischer Bestimmung im Fall von

Phosphor (UV-160A, Fa. Shimadzu, Japan) bzw. mittels Atomabsorptionsspektrometrie im Fall von Kalium (SpectrAA 30, Varian, ContrAA 300, Fa. analytikjena, Deutschland), (3) Calcium und Magnesium in Extrakten mit 1 M NH_4Cl-Lösung nach zweistündigem Schütteln und Bestimmung durch Atomabsorptionsspektrometrie (s. o.).

3.4 Datenanalyse

Mit Hilfe des Ellenberg-Zeigerwerts für Feuchte (EIV-F; ELLENBERG et al. 1992) wurde für alle Flächen das Wasserangebot im Boden eingeschätzt. SCHAFFERS & SÝKORA (2000) zeigten, dass der EIV-F ein guter Schätzwert für die Bodenfeuchte bzw. den Grundwasserstand ist. Den Zeigerwert für Nährstoffe (EIV-N; ELLENBERG et al. 1992) nutzten wir für die Einschätzung der oberirdischen Produktivität der Pflanzenbestände (SCHAFFERS & SÝKORA 2000, WAGNER et al. 2007). Da wir artenreiche Bestände untersuchten, berechneten wir die ungewichteten mittleren Zeigerwerte aller auf einer Fläche vorkommenden Gefäßpflanzenarten (vgl. MELMAN et al. 1988, ELLENBERG et al. 1992, SCHAFFERS & SÝKORA 2000).

Um die floristische Ähnlichkeit der Untersuchungsgebiete bzw. Zonen zueinander sowie Beziehungen der Vegetation (*main matrix*) zu den erfassten Struktur- und Bodenvariablen (Kap. 3.2 und 3.3.; *second matrix*) zu beurteilen, wurden für alle Gebiete gemeinsam sowie für die Einzelgebiete Korrespondenzanalysen (CA) und Entzerrte Korrespondenzanalysen (DCA) durchgeführt (PC-ORD 5.0, MjM Software, Gleneden Beach, OR, USA). Die DCA-Gradientenlängen waren in allen Fällen > 2 SD (vgl. JONGMAN et al. 1995). Im Fall des Auftretens eines *Arch*-Effekts wurde ausschließlich die DCA ausgewertet; in den anderen Fällen wurden die CA-Diagramme für die Darstellung gewählt. Da die Ergebnisse von CA und DCA stets sehr ähnlich waren, werden im Text auch DCA-Ergebnisse zum Artenturnover besprochen (4 SD: *full turn*, 1 SD: *half change*; PECK 2010). Um den Einfluss zufälliger Verteilungen zu minimieren, wurden seltene Arten (nur 1 Vorkommen) von den Ordinationen ausgeschlossen; auf eine zusätzliche Herabgewichtung seltener Arten (*downweight rare species*) wurde deshalb verzichtet. Weitere Einstellungen bei den DCA-Analysen waren: *rescale axes, 26 segments*. Aufgrund ihrer wässrigen, von den anderen Bodenproben stark abweichenden Konsistenz, wurden die Proben der Zone IV des Gebietes Fusswiss (Tallage; Abb. 2) von den Ordinations-Analysen ausgeschlossen. Vor der Analyse wurden die Londo-Werte der *main matrix* zunächst in mittlere Deckungsprozente umgewandelt und anschließend einer arcsin-Wurzel-Transformation unterzogen (MCCUNE & GRACE 2002). Die Werte der quantitativen Variablen der *second matrix* wurden ebenfalls transformiert: Wurzeltransformation [Gesamt-Artenzahl; Rote Liste-Artenzahl (Schutzstatus basierend auf COLLING 2005 für Gefäßpflanzen und WERNER 2011 für Moose, Berücksichtigung der Kategorien *near threatened*, *vulnerable*, *endangered*, *critically endangered*)], arcsin-Wurzel-Transformation (Streudeckung), Logarithmierung (P90 sowie alle Bodenmessdaten) (MCDONALD 2009). Die ordinalskalierten EIV-F und EIV-N sowie der pH-Wert wurden nicht transformiert. Schließlich erfolgte eine Standardisierung aller quantitativen Variablen der *second matrix* mittels z-Transformation (LEYER & WESCHE 2007).

Um Kern- und Randzone auf signifikante Unterschiede in der Artenzusammensetzung zu testen, wurde für jedes Gebiet eine *multi-response permutation procedure* (MRPP) basierend auf der transformierten *main matrix* (s. o.) und der Sörensen-Distanz in PC-ORD 5.0 gerechnet (MCCUNE & GRACE 2002). Aufgrund des ausschließlichen Bezugs auf die Vegetationsdaten fanden die MRPP-Analysen unter Einschluss der Zone IV des Gebietes Fusswiss statt.

Unterschiede zwischen Kern- und Randzonen hinsichtlich verschiedener Vegetations- und Bodenvariablen wurden für jedes Gebiet mit dem Mann-Whitney-U-Test geprüft (Normalverteilung auch nach Datentransformation nicht gegeben). Um zu prüfen, ob es Beziehungen zwischen der Anzahl an Rote Liste-Arten und den gemessenen Struktur- und Bodenvariablen gab, wurden Spearman-Korrelationsanalysen gerechnet. Alle univariaten Analysen erfolgten in SPSS 15.0. Das Signifikanzniveau wurde auf $p < 0{,}05$ gesetzt. * bezeichnet $0{,}01 \leq p < 0{,}05$, ** bezeichnet $0{,}001 \leq p < 0{,}01$, *** bezeichnet $p < 0{,}001$.

4. Ergebnisse

4.1 Vergleich der Untersuchungsgebiete

Auf den 74 Untersuchungsflächen der fünf Untersuchungsgebiete wurden insgesamt 127 Gefäßpflanzenarten (davon 22 gefährdet) und 26 Moos-Arten (7 gefährdet) nachgewiesen (Tabelle 2 als Beilage).

In der DCA-Ordination der Vegetationsaufnahmen aller Untersuchungsgebiete ordneten sich die Flächen nach ihrer Gebietszugehörigkeit an (Abb. 5). Hierbei kam den Bodenreaktionsfaktoren die größte Bedeutung zu: Der pH-Wert, der Calcium- und der Magnesiumgehalt luden hoch sowohl auf die 1. Achse (Eigenwert 0,61; pH: $r = 0{,}66$; Ca: $r = 0{,}49$; Mg: $r = 0{,}45$) als auch auf die 2. Achse (Eigenwert 0,40; pH: $r = -0{,}53$; Ca: $r = -0{,}60$; Mg: $r = -0{,}55$). Der PO_4-P-Gehalt im Boden war von ähnlich hoher Bedeutung wie der pH-Gradient (1. Achse: $r = 0{,}43$; 2. Achse: $r = -0{,}59$). Entlang dieser vier Vektoren lagen sich die Flächen der Gebiete Sauerwisen und Rouer als Extreme gegenüber. Entlang beider Achsen waren einzelne Flächen beider Gebiete durch einen *full turn* unterschieden (Abb. 5). Die Flächen der übrigen Gebiete ordneten sich zwischen Sauerwisen und Rouer an; sie lagen je Gebiet relativ dicht beisammen. Sie unterschieden sich am deutlichsten hinsichtlich des EIV-N (stärkste Korrelation mit der 2. Achse: $\tau = -0{,}35$) und der Streudeckung (stärkste Korrelation mit der 2. Achse: $r = -0{,}46$).

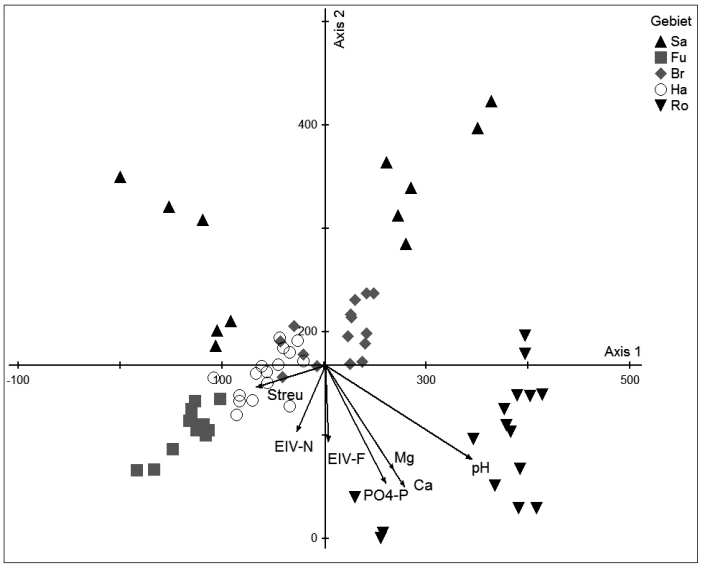

Abb. 5. DCA-Diagramm aller Gebiete. Die Ordination der Flächen basiert auf transformierten Deckungswerten von insgesamt 127 Gefäßpflanzen- und Moos-Arten und wird als *joint plot* zusammen mit Umweltvariablen (*cutoff r^2 value*: 0,20) dargestellt. Eigenwerte der 1.–3. Achse: 0,61; 0,40; 0,25. Die Analyse fand unter Ausschluss von Zone IV des Gebietes Fusswiss statt (Kap. 3.4). Abkürzungen s. Tabelle 4.

Fig. 5. DCA diagram of all study areas. Ordination of the plots is based on transformed cover values of in total 127 species and is presented as a joint plot with environmental variables (*cutoff r^2 value*: 0.20). Zone IV of area Fusswiss was excluded from this analysis (Sect. 3.4). Eigenvalues (axes 1–3): 0.61; 0.40; 0.25. For abbreviations see Table 4.

4.2 Vergleich von Kern- und Randzonen

In den Ordinationen der einzelnen Gebiete trennten sich stets die Flächen der Kernzonen von den Flächen der Randzonen entlang der 1. Achse (Eigenwerte 0,27–0,67, Abb. 6–10). DCA-Ordinationen wiesen für Sauerwisen einen *full turn* (Gradientenlänge: 3,70) und für die anderen vier Gebiete mindestens einen *half change* (2,01–2,73) zwischen einzelnen Flächen der beiden Zonen aus. In jedem der fünf Gebiete korrelierte die 1. Achse stark positiv mit der Rote Liste-Artenzahl (r = 0,71–0,84) und negativ mit dem EIV-N (r = -0,66 – -0,93). In drei Gebieten bestand zudem ein starker negativer Zusammenhang zwischen der 1. Achse und dem P90 (Sa: r = -0,83; Br: r = -0,89; Ro: r = -0,76). Ebenfalls in drei Gebieten korrelierte diese Achse stark negativ oder stark positiv mit mindestens einem der Bodenreaktionsfaktoren (Sa: Calcium: r = -0,89, Magnesium: r = -0,84, pH: r = -0,74; Fu: Calcium: r = 0,81, Magnesium: r = 0,79; Ro: Calcium: 0,69, Magnesium: r = 0,81, pH: r = 0,87). Stark positiv mit der Gesamtartenzahl korrelierte die 1. Achse in den Gebieten Fusswiss (r = 0,68) und Bruch (r = 0,81). In einem Gebiet (Sa) korrelierte die 1. Achse stark negativ mit dem Phosphor- (r = -0,71) und dem Kaliumgehalt (r = -0,68). Die enge Korrelation der 1. Achse mit dem EIV-N (bzw. P90) ließ vermuten, dass sie hauptsächlich einen Produktivitätsgradienten repräsentierte; in Sauerwisen, Fusswiss und Rouer zusätzlich einen Bodenreaktionsgradienten. Nährstoffzeiger (z. B. *Galium aparine*, *Lycopus europaeus*, *Urtica dioica*) und Magerkeitszeiger (z. B. *Sphagnum* spp., *Succisa pratensis*, *Viola palustris*) lagen sich entlang der 1. Achse tendenziell gegenüber; in den Gebieten Sauerwisen, Fusswiss und

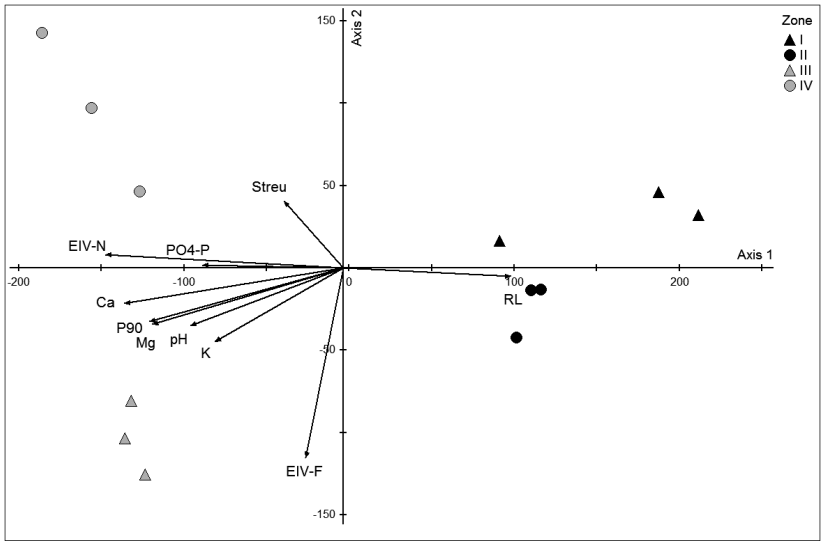

Abb. 6. CA-Diagramm des Gebietes Sauerwisen. Die Ordination der Flächen basiert auf transformierten Deckungswerten von insgesamt 45 Gefäßpflanzen- und Moos-Arten und wird als *joint plot* zusammen mit Umweltvariablen (*cutoff* r^2 *value*: 0,20) dargestellt. Eigenwerte der 1.-3. Achse: 0,67; 0,35; 0,28. Zone: Kernzonen schwarz, Randzonen grau (Zonierung s. Kap. 3.1). Abkürzungen s. Tabelle 4.

Fig. 6. CA diagram for study area Sauerwisen. Ordination of the plots is based on transformed cover values of in total 45 species and is presented as a joint plot with environmental variables (*cutoff* r^2 *value*: 0.20). Eigenvalues (axes 1-3): 0.67; 0.35; 0.28. Zone: core zones in black color, fringe zones in grey color (zonation see Sect. 3.1). For abbreviations see Table 4.

Rouer zudem acidophile Arten (z. B. *Chrysosplenium oppositifolium, Juncus squarrosus*, *Scirpus sylvaticus*) und basophile Arten (z. B. *Drepanocladus aduncus*, *Mentha aquatica*, *Schoenoplectus tabernaemontani*) (Ordinationen der Arten nicht dargestellt).

Entlang der 2. Achse wurden die Kernzonen (Sa, Ha, Ro) u./o. die Randzonen (Sa, Br, Ha) in ihre Subzonen (Kap. 3.1) getrennt (Eigenwerte: 0,13–0,35; Abb. 6–10). In Bezug auf die 2. Achse hatte der EIV–F in Sauerwisen (r = -0,83) und Bruch (r = -0,61) Bedeutung (potenzieller Bodenfeuchtegradient). Besonders beim Gebiet Sauerwisen wurde dies unterstützt durch eine entsprechende Verteilung indikatorischer Arten: Feuchtezeiger wie *Angelica sylvestris*, *Lotus pedunculatus* und *Viola palustris* lagen hier Arten weniger feuchter Standorte, wie *Epilobium angustifolium, Galeopsis tetrahit* und *Senecio ovatus*, gegenüber. In den übrigen Gebieten war nicht klar auszumachen, welche Gradienten die 2. Achsen abbilden.

MRPP-Analysen zeigten, dass sich die Artenzusammensetzungen der Zonen in allen Gebieten signifikant voneinander unterschieden (A = 0,07–0,24; Tabelle 3).

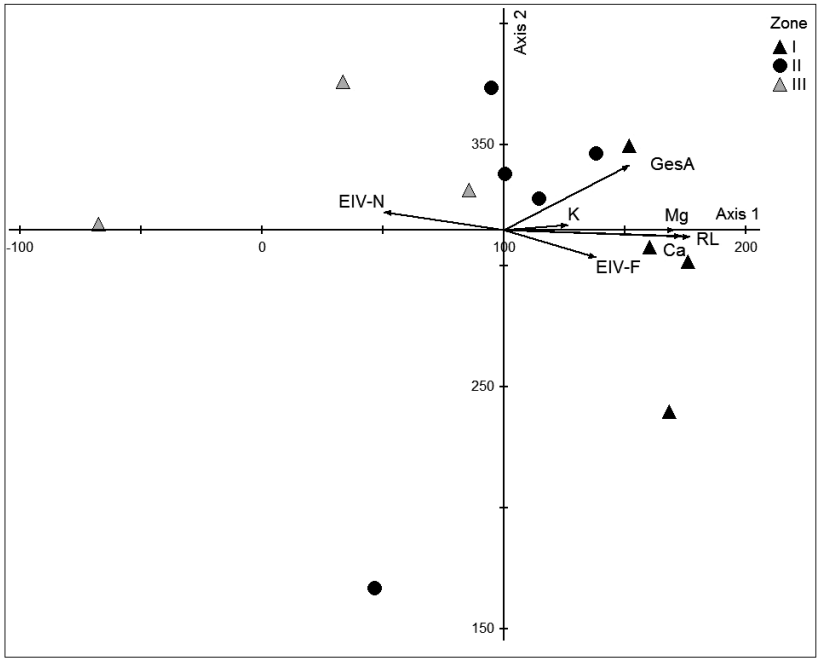

Abb. 7. CA-Diagramm des Gebietes Fusswiss. Die Ordination der Flächen basiert auf transformierten Deckungswerten von insgesamt 27 Gefäßpflanzen- und Moos-Arten und wird als *joint plot* zusammen mit Umweltvariablen (*cutoff* r^2 *value*: 0,20) dargestellt. Eigenwerte der 1.–3. Achse: 0,27; 0,22; 0,21. Graph wurde horizontal und vertikal gespiegelt. Zone: Kernzonen schwarz, Randzonen grau (Zonierung s. Kap. 3.1); die Analyse fand unter Ausschluss von Zone IV statt (Kap. 3.4). Abkürzungen s. Tabelle 4.

Fig. 7. CA diagram for study area Fusswiss. Ordination of the plots is based on transformed cover values of in total 27 species and is presented as a joint plot with environmental variables (*cutoff* r^2 *value*: 0.20). Eigenvalues (axes 1–3): 0.27; 0.22; 0.21. Zone: core zones in black color, fringe zones in grey color (zonation see Sect. 3.1). Zone IV was excluded from this analysis (Sect. 3.4). Graph was horizontally and vertically reflected. For abbreviations see Table 4.

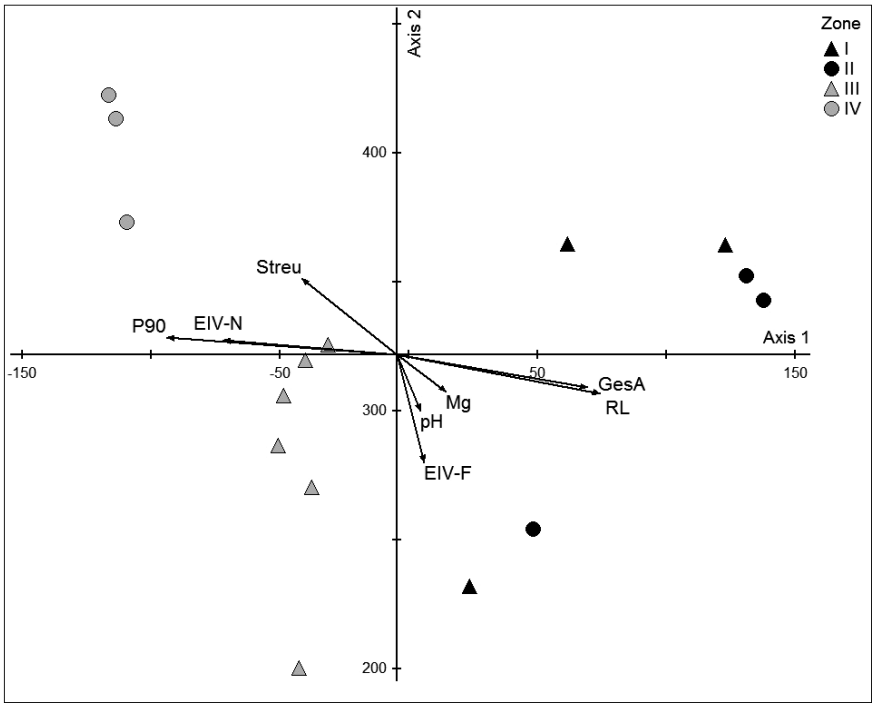

Abb. 8. CA-Diagramm des Gebietes Bruch. Die Ordination der Flächen basiert auf transformierten Deckungswerten von insgesamt 44 Gefäßpflanzen- und Moos-Arten und wird als *joint plot* zusammen mit Umweltvariablen (*cutoff* r^2 *value*: 0,20) dargestellt. Eigenwerte der 1.–3. Achse: 0,41; 0,28; 0,21. Graph wurde vertikal gespiegelt. Zone: Kernzonen schwarz, Randzonen grau (Zonierung s. Kap. 3.1). Abkürzungen s. Tabelle 4.

Fig. 8. CA diagram for study area Bruch. Ordination of the plots is based on transformed cover values of in total 44 species and is presented as a joint plot with environmental variables (*cutoff* r^2 *value*: 0.20). Eigenvalues (axes 1–3): 0.41; 0.28; 0.21. Graph was vertically reflected. Zone: core zones in black color, fringe zones in grey color (zonation see Sect. 3.1). For abbreviations see Table 4.

Tabelle 3. Ergebnisse der MRPP-Analysen zum Einfluss der Zone (Kern- vs. Randzone) auf die Vegetationszusammensetzung für die fünf Untersuchungsgebiete (Abkürzungen s. Abb. 1). A: *chance-corrected within-group agreement* (Effektgröße); *p*: Irrtumswahrscheinlichkeit.

Table 3. Results of MRPP analyses testing for differences in plant species composition between core and fringe zone in each study area (for abbreviations see Fig. 1). A: chance-corrected within-group agreement (effect size); *p*: probability.

Gebiet	A	*p*
Sa	0,24	0,0004
Fu	0,09	0,0019
Br	0,12	0,0002
Ha	0,07	0,0029
Ro	0,14	0,0001

Die mittlere Anzahl an Rote Liste-Arten war in allen Gebieten in den Kernzonen signifikant höher als in den Randzonen [Faktor 1,8 (Ha) – 6,0 (Ro)] (Tabelle 4). Die Gesamt-Artenzahl zeigte einheitlich dieselbe Tendenz, aber nur in drei Gebieten konnte ein signifikanter Unterschied nachgewiesen werden. Sie erreichte in den *Filipendula ulmaria*-Beständen von Rouer und Fusswiss die absolut niedrigsten Werte (das Minimum lag bei 6 Arten) und in der Kernzone von Bruch die höchsten Werte [Max. 33 Arten, Tabelle 2 als Beilage, Abb. 3 und 4].

Die Randzonen waren gegenüber den Kernzonen in allen Gebieten durch ein höheres P90 gekennzeichnet (Faktor 1,2–2,2; Tabelle 4). Die niedrigsten P90-Werte wurden im *Juncetum squarrosi* des Gebietes Sauerwisen gemessen (18–35 cm); die höchsten Werte in den *Filipendula*-Beständen der Gebiete Bruch und Fusswiss (80–140 cm). Die Streudeckung zeigte nur in einem der Untersuchungsgebiete signifikant höhere Werte im Rand- als im Kernbereich.

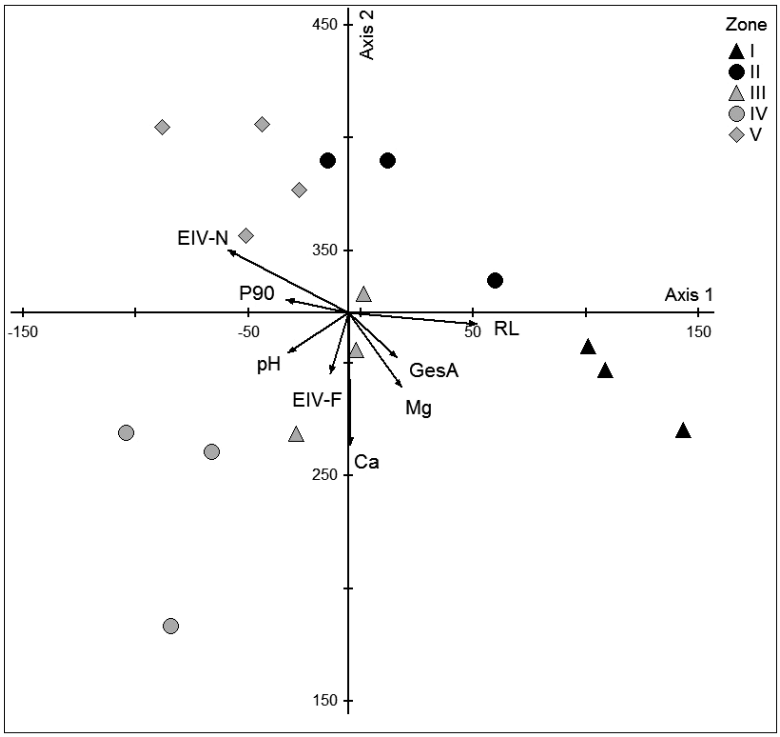

Abb. 9. CA-Diagramm des Gebietes Harzebruch. Die Ordination der Flächen basiert auf transformierten Deckungswerten von insgesamt 51 Gefäßpflanzen- und Moos-Arten und wird als *joint plot* zusammen mit Umweltvariablen (*cutoff* r^2 *value*: 0,20) dargestellt. Eigenwerte der 1.–3. Achse: 0,34; 0,27; 0,18. Graph wurde vertikal gespiegelt. Zone: Kernzonen schwarz, Randzonen grau (Zonierung s. Kap. 3.1). Abkürzungen s. Tabelle 4.

Fig. 9. CA diagram for study area Harzebruch. Ordination of the plots is based on transformed cover values of in total 51 species and is presented as a joint plot with environmental variables (*cutoff* r^2 *value*: 0.20). Eigenvalues (axes 1–3): 0.34; 0.27; 0.18. Graph was vertically reflected. Zone: core zones in black color, fringe zones in grey color (zonation see Sect. 3.1). For abbreviations see Table 4.

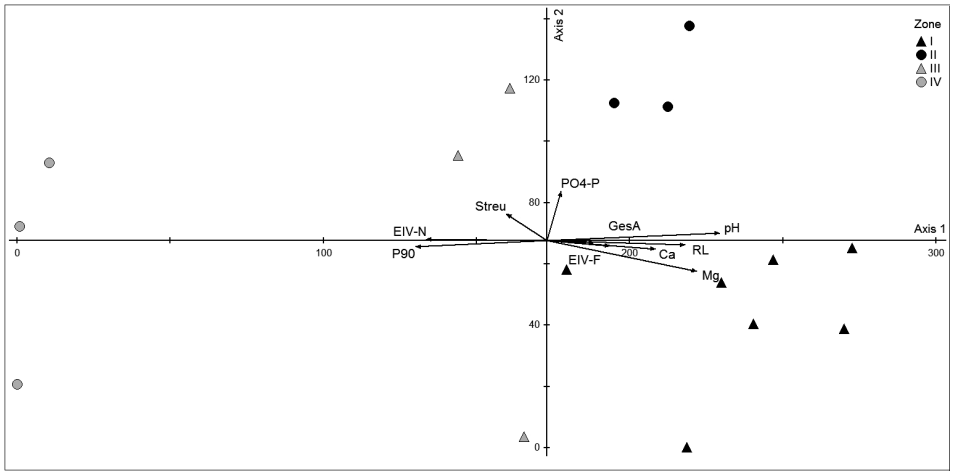

Abb. 10. DCA-Diagramm des Gebietes Rouer. Die Ordination der Flächen basiert auf transformierten Deckungswerten von insgesamt 54 Gefäßpflanzen- und Moos-Arten und wird als *joint plot* zusammen mit Umweltvariablen (*cutoff r² value*: 0,20) dargestellt. Eigenwerte der 1.–3. Achse: 0,51; 0,13; 0,08. Graph wurde horizontal gespiegelt. Zone: Kernzonen schwarz, Randzonen grau (Zonierung s. Kap. 3.1). Die Aufnahmeflächen von Zone IV lagen auf einer zu den Flächen der Zonen I–III benachbarten Koppel. Abkürzungen s. Tabelle 4.

Fig. 10. DCA diagram for study area Rouer. Ordination of the plots is based on transformed cover values of in total 54 species and is presented as a joint plot with environmental variables *(cutoff r² value*: 0.20). Eigenvalues (axes 1–3): 0.51; 0.13; 0.08. Graph was horizontally reflected. Zone: core zones in black color, fringe zones in grey color (zonation see Sect. 3.1). Quadrats of zone IV were situated on a paddock adjacent to the paddock comprising quadrats of zones I–III. For abbreviations see Table 4.

Unter den ermittelten Variablen, die den Boden beschreiben, war der EIV-N (Spektrum: 3–6) die wichtigste Zonen-differenzierende Größe mit in vier Gebieten signifikant höheren Werten in den Rand- gegenüber den Kernzonen (Tabelle 4). Der EIV-F (Spektrum: 6–9) dagegen unterschied sich in keinem der Gebiete signifikant zwischen Kern- und Randzonen. Die von uns gemessenen Bodenvariablen wiesen jeweils in maximal zwei Gebieten signifikante Unterschiede auf. Der pH-Wert reichte von 3,9 in der Kernzone von Sauerwisen bis 6,5 in der Kernzone von Rouer. Analog dazu lagen die niedrigsten Calcium- und Magnesiumgehalte ebenfalls in Sauerwisen, die höchsten in Rouer. Signifikante Unterschiede in der Bodenreaktion zwischen den Rand- und Kernzonen waren in Sauerwisen (pH, Ca, Mg), Rouer (pH, Mg) und Fusswiss (Ca) auszumachen. Auffällig war hierbei, dass in Sauerwisen die Werte der Kernzonen niedriger als in den Randzonen lagen, während es sich in Rouer und Fusswiss umgekehrt verhielt. Auch die Phosphor- und Kaliumgehalte waren in der Kernzone von Sauerwisen am niedrigsten. Während die Kaliumgehalte am höchsten in Bruch lagen, waren Phosphorgehalte in Rouer am höchsten. Signifikante Unterschiede zwischen Kern- und Randzonen ergaben sich für beide Variablen nur in Sauerwisen.

Tabelle 4. Mittelwerte (± Standardfehler) von Artenzahlen, Strukturvariablen, Zeigerwerten und Bodenvariablen in den Kern (K)- und Rand (R)-Zonen der Untersuchungsgebiete (Abkürzungen s. Abb. 1). Für das Gebiet Fusswiss beziehen sich die bodenchemischen Variablen der Randzone ausschließlich auf Zone III (Kap. 3.4). Anzahl RL-Arten basierend auf WERNER (2011) und COLLING (2005); P90: 90 %-Perzentil der Phytomassehöhe; EIV-N, EIV-F: Nährstoffzahl (N) und Feuchtezahl (F) nach ELLENBERG et al. (1992). Einheit der Nährstoffionen im Boden (PO_4-P, K, Ca, Mg): mg 100 g^{-1} TS. Sign.: Signifikanzlevel; n.s.: nicht signifikant.

Table 4. Mean values (± standard error) of numbers of species, variables of vegetation structure and soil variables in core (K) and fringe (R) zones of the study areas (for abbreviations see Fig. 1). With respect to fringe zones of Fusswiss soil chemical variables refer exclusively to zone III (Sect. 3.4). Anzahl RL-Arten: red list species according to WERNER (2011) and COLLING (2005); P90: 90 %-percentile of the vegetation height; EIV-N, EIV-F: Ellenberg indicator values for nutrient availability (N) and humidity (F) (ELLENBERG et al. 1992). Unit of soil nutrients (PO_4-P, K, Ca, Mg): mg 100 g^{-1} dry soil. Sign.: level of significance; n.s.: not significant.

Gebiet	Sa			Fu			Br			Ha			Ro		
Zone	K	R	Sign.	K	R	Sign.	K	R	Sign.	K	R	Sign.	K	R	Sign.
Diversität															
Gesamtartenzahl	21,3 ± 1,5	18,2 ± 1,1	n.s.	16,2 ± 1,1	9,8 ± 1,1	**	25,2 ± 2,2	18,7 ± 1,6	*	23,8 ± 1,3	21,5 ± 1,6	n.s.	25,6 ± 0,7	18,7 ± 1,2	**
Anzahl RL-Arten	4,2 ± 0,4	1,0 ± 0,4	**	2,1 ± 0,3	0,5 ± 0,3	**	8,7 ± 1,4	3,4 ± 0,9	*	4,3 ± 0,4	2,4 ± 0,4	*	4,2 ± 0,3	0,7 ± 0,3	***
Vegetationsstruktur															
P90 (cm)	26,5 ± 2,6	53,5 ± 5,7	**	45,0 ± 4,0	81,7 ± 16,6	*	49,7 ± 2,0	77,4 ± 6,3	***	62,5 ± 2,5	75,0 ± 4,3	*	31,1 ± 2,5	70,8 ± 3,7	***
Streudeckung (%)	7,7 ± 2,7	17,7 ± 6,2	n.s.	42,2 ± 7,4	45,0 ± 9,9	n.s.	15,0 ± 3,4	25,6 ± 5,0	n.s.	18,0 ± 8,7	14,6 ± 3,1	n.s.	3,4 ± 1,1	27,3 ± 7,1	**
Zeigerwerte															
EIV-N	3,3 ± 0,1	5,0 ± 0,2	**	4,4 ± 0,1	4,7 ± 0,3	n.s.	3,3 ± 0,1	3,9 ± 0,1	**	4,0 ± 0,1	4,5 ± 0,1	*	4,2 ± 0,1	5,0 ± 0,1	***
EIV-F	6,9 ± 0,1	7,2 ± 0,2	n.s.	7,8 ± 0,1	7,8 ± 0,2	n.s.	8,2 ± 0,1	8,1 ± 0,1	n.s.	7,8 ± 0,0	7,8 ± 0,1	n.s.	7,9 ± 0,1	7,7 ± 0,2	n.s.
Bodenchemie															
pH	4,17 ± 0,08	4,58 ± 0,10	**	4,72 ± 0,05	4,80 ± 0,08	n.s.	5,20 ± 0,12	5,03 ± 0,06	n.s.	4,47 ± 0,06	4,70 ± 0,08	n.s.	6,30 ± 0,05	5,79 ± 0,18	*
PO_4-P	0,54 ± 0,06	1,40 ± 0,30	**	1,72 ± 0,30	3,12 ± 0,30	n.s.	2,30 ± 0,49	1,81 ± 0,29	n.s.	1,53 ± 0,46	2,70 ± 0,54	n.s.	7,59 ± 0,53	6,31 ± 0,85	n.s.
K	11,69 ± 1,06	21,87 ± 3,17	**	19,00 ± 1,71	16,11 ± 1,29	n.s.	31,88 ± 2,92	27,49 ± 2,27	n.s.	18,25 ± 2,51	12,36 ± 0,97	n.s.	17,62 ± 1,16	17,66 ± 1,39	n.s.
Ca	23,39 ± 4,42	86,37 ± 12,68	**	198,45 ± 14,72	118,45 ± 2,90	*	703,31 ± 37,41	715,10 ± 38,27	n.s.	169,42 ± 30,45	166,64 ± 24,72	n.s.	1444,71 ± 88,76	1236,57 ± 131,90	n.s.
Mg	7,21 ± 0,76	21,66 ± 4,02	**	68,22 ± 9,61	31,15 ± 1,22	n.s.	152,86 ± 11,91	141,48 ± 9,21	n.s.	35,51 ± 6,00	22,17 ± 2,76	n.s.	234,40 ± 9,40	179,22 ± 10,43	**

4.3 Zusammenhänge zwischen Struktur- bzw. Bodenvariablen und der Anzahl bedrohter Pflanzenarten

Bei beiden erhobenen Strukturvariablen zeigten sich negative Zusammenhänge zur Anzahl an Rote Liste-Arten (Tabelle 5): Während für das P90 in drei Gebieten signifikante Zusammenhänge festgestellt werden konnten, war dies für die Streudeckung nur in einem Gebiet der Fall.

Unter den gemessenen Bodenfaktoren korrelierte der Magnesiumgehalt als einzige Variable in allen fünf Gebieten signifikant mit der Diversität bedrohter Arten (Tabelle 5). Während der Zusammenhang zumeist positiv ausfiel, war er in Sauerwisen negativ. Auch hinsichtlich des Kalium-, Calcium- und Phosphorgehaltes zeigten sich in Sauerwisen negative Zusammenhänge zur Rote Liste-Artenzahl; im Gegensatz zu Fusswiss mit positiven Relationen bei K und Ca. Der pH-Wert zeigte in keinem der Gebiete einen signifikanten Zusammenhang zur Rote Liste-Artenzahl.

Tabelle 5. Spearman-Korrelationsanalysen zum Zusammenhang von Rote Liste-Artenzahl (basierend auf WERNER 2011 und COLLING 2005) und verschiedenen Variablen der Vegetationsstruktur und Bodenchemie. Für das Gebiet Fusswiss beziehen sich die bodenchemischen Variablen ausschließlich auf die Zonen I–III (Kap. 3.4). P90: 90 %-Perzentil Phytomassehöhe; n.s.: nicht signifikant. Abkürzungen der Gebietsnamen s. Abbildung 1.

Table 5. Spearman correlation analysis describing the relationship between the number of Red List-species (according to WERNER 2011 and COLLING 2005) and various variables of vegetation structure and soil chemistry. Study area Fusswiss: soil variables refer exclusively to zones I–III (Sect. 3.4). P90: 90% percentile of the vegetation height; n.s.: not significant. For the abbreviations of the names of the study areas see Figure 1.

Gebiet	Sa	Fu	Br	Ha	Ro
Vegetationsstruktur					
P90	n.s.	n.s.	-0,743**	-0,674**	-0,609*
Streudeckung	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	-0,781***
Bodenchemie					
pH	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
PO_4-P	-0,681*	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
K	-0,638*	0,641*	n.s.	n.s.	n.s.
Ca	-0,645*	0,865***	n.s.	n.s.	n.s.
Mg	-0,688*	0,840***	0,657**	0,582*	0,696**

5. Diskussion

5.1 Unterschiede zwischen den Niedermoorkomplexen der Untersuchungsgebiete

In der Vegetationszusammensetzung der untersuchten Niedermoorkomplexe spiegelte sich das unterschiedliche Ausgangsgestein wider. Die Ergebnisse der multivariaten Analysen legen nahe, dass die Bodenreaktion (pH-Wert, Ca-, Mg-Gehalt) der wichtigste Gebiete-differenzierende Faktor ist. Zwischen Sauerwisen (Nördliches Hochösling) mit den niedrigsten pH-Werten und Rouer (Attert-Gutland) mit den höchsten pH-Werten spannte sich ein Säuregradient von rund drei pH-Stufen auf. Wir vermuten, dass der Höhenunterschied zwi-

schen den beiden Gebieten für die floristische Differenzierung weniger maßgeblich ist als der pH-Wert (vgl. HÁJEK et al. 2002). Mit dem Bodenreaktions-Gradienten korrelierte positiv der Bodengehalt an PO_4-P. Die in Rouer gemessenen pH-Werte lagen im Bereich des Mobilitätsoptimums für Phosphor (pH 5–6). Sowohl im stärker sauren Bereich (steigende Sorption an Fe- und Al-Oxide) als auch im neutralen bis alkalischen Bereich (Bildung schwer löslicher Ca-Phosphate) nimmt die P-Bindung zu (BLUME et al. 2002).

Die Vergleichbarkeit der Ionengehalte im Boden ist in der Moorforschung durch unterschiedliche Erfassungsmethoden (z. B. Extraktionsweise, Bodentiefe) und Bezugsgrößen (z. B. Gewicht- oder Volumenbezug) sehr eingeschränkt (s. auch SCHRAUTZER 2004). Die maximalen Gehalte basischer Ionen lagen in den luxemburgischen Moorböden bei Calcium und Kalium niedriger, bei Magnesium höher als in Böden von karpatischen Quellmooren (HÁJEK et al. 2002). Die hohen Ca- und Mg-Gehalte in Rouer und Bruch führen wir auf den Einfluss von calcitischen und dolomitischen Carbonatgesteinen zurück. Die von uns ermittelten Phosphatwerte sind als niedrig einzustufen (Ausnahme: Ro). BELTMAN et al. (1996) fanden in einem renaturierten holländischen Niedermoor höhere P-Werte (Ausnahme: Ro) in den oberen zehn Bodenzentimetern.

5.2 Zonenunterschiede und Rote Liste-Artenvielfalt

Die Kern- und Randzonen der luxemburgischen Niedermoorkomplexe zeigten deutliche Unterschiede in Flora, Phytodiversität und Struktur. Die differenzierenden Faktoren waren gebietsspezifisch verschieden; besonders häufig traten Produktivitätsunterschiede auf. Die höhere oberirdische Produktivität der Randzonen weist auf eine bessere allgemeine Nährstoffversorgung gegenüber den Kernzonen hin und macht Lichtkonkurrenz-Effekte wahrscheinlich. Rote Liste-Arten von Offenlandsystemen sind i. d. R. kleinwüchsig und lichtliebend, sie werden durch Beschattung verdrängt. KOTOWSKI & VAN DIGGELEN (2004) zeigten in einer Studie zu europäischen Niedermooren und verwandten Habitaten, dass die Nährstoffversorgung einen größeren Einfluss auf die Lichtverfügbarkeit hat als der Wasserfaktor (vgl. auch SCHRAUTZER et al. 2013). Auch in unserer Studie konnten wir keine Unterschiede im Wasserhaushalt (EIV-F) zwischen den Zonen nachweisen. In drei Gebieten (Sa, Br, Ha) könnte der Wasserhaushalt jedoch eine Bedeutung für die Trennung der Subzonen haben.

Für die Beziehung von Produktivität und Diversität wurden, in Abhängigkeit vom Habitattyp und der Erhebungsskala, in verschiedenen Ökosystemen unimodale, positive oder negative Zusammenhänge beschrieben (eine Übersicht geben z. B. SÜSS et al. 2007). Werden lange Produktivitätsgradienten untersucht, lassen sich für Feuchtgrünlandgesellschaften unimodale Zusammenhänge ausmachen, wie ROSENTHAL (2000) in einer Meta-Analyse feststellte. Werden, wie in unserer Studie, kürzere Produktivitätsgradienten analysiert, so lassen sich im Grasland häufig lineare Zusammenhänge feststellen. Übereinstimmend mit unseren Befunden, wurden auch in trockenen Offenland-Ökosystemen negative Relationen von Produktivität und Diversität insbesondere für Zielarten des Naturschutzes festgestellt (SÜSS et al. 2007, SÜSS et al. 2011).

Nach dem Grime'schen CSR-Modell wird ein *trade off* zwischen Konkurrenzkraft und Toleranz gegen Nichtressourcen-Stress angenommen (GRIME 1979). EMERY et al. (2001) zeigten, dass neben Nichtressourcen-Stress (z. B. durch Überstauung und Sauerstoffmangel) auch Ressourcen-Stress (Nährstoffmangel) bei der Interpretation von Vegetationsmustern berücksichtigt werden muss. In ihrer Studie zu Salzwiesen erhöhte ein verbessertes Nährstoffangebot die Konkurrenzkraft von Arten, die bei Nährstoffmangel konkurrenz-schwach waren und eine Toleranz gegenüber Nichtressourcenstress aufwiesen, derart, dass sich die

Konkurrenzverhältnisse umkehrten. ENGELS et al. (2011) zeigten für Flussmarschen, dass Glykophyten durch Nichtressourcen-Stress von Salzwasser-geprägten Bereichen ausgeschlossen werden, während Halopyhten durch interspezifische Konkurrenz von Süßwasser-geprägten Bereichen ferngehalten werden. Zonation ist demnach ein Produkt von abiotischen Faktoren (Ressourcen- und Nichtressourcen-Stress) und biotischen Faktoren (z. B. Konkurrenz). Die Ergebnisse unserer Studie geben – gebietsspezifisch verschieden – Hinweise auf Ressourcenstress (EIV-N, PO_4-P) und Nichtressourcen-Stress (pH) in den Kernzonen und biotischen Stress in Form von Lichtkonkurrenz in den Randzonen (P90, EIV-N).

In den beweideten Gebieten, könnte die niedrigere Vegetation in den Kernzonen auch durch Fraßpräferenzen der Weidetiere bzw. Unterschiede in der Beweidungsintensität (Ro) bedingt sein. Gegen einen maßgeblichen Einfluss dieser Faktoren sprechen allerdings folgende Gründe: In allen Gebieten wiesen die Kernzonen niedrigere EIV-N auf als die Randzonen (Sa: zusätzlich PO_4-P), so dass Unterschiede der Vegetationshöhe nicht allein auf Nutzungsunterschiede zurückzuführen sind. Im Gebiet Harzebruch wurde generell mit einer besonders geringen Intensität beweidet (2 GVE ha^{-1}).

Die chemische Zusammensetzung und Menge gelöster Ionen im Bodenwasser ist in Mooren maßgeblich für das Vegetationsgefüge (DIERßEN & DIERßEN 2008). Speziell über die Umsätze von Magnesium ist in Mooren aber relativ wenig bekannt, da Pflanzen sowohl in natürlichen als auch in genutzten Mooren nur selten Magnesium-Mangelerscheinungen aufweisen (SUCCOW & JOOSTEN 2001). Aus diesem Grund und wegen der unterschiedlichen Richtungen der Zusammenhänge ist die von uns in allen fünf Gebieten festgestellte Korrelation zwischen Rote Liste-Artenzahl und Magnesiumgehalt nur schwer zu erklären. Möglicherweise gibt es auch keine direkten kausalen Zusammenhänge. Der Calciumgehalt zeigte im Gegensatz zu Magnesium nur im Gebiet Fusswiss einen signifikanten positiven Zusammenhang mit der Rote Liste-Artenzahl. Positive Zusammenhänge zwischen Calciumgehalten und Rote Liste-Artenzahl bzw. Phytodiversität sind auch aus anderen Studien bekannt (z. B. MERUNKOVÁ & CHYTRÝ 2012).

Aus der Literatur sind zudem vielfach negative Zusammenhänge zwischen dem Phosphatgehalt im Boden und der Artenvielfalt bekannt (z. B. VENTERINK et al. 2001, MERUNKOVÁ & CHYTRÝ 2012). Mit Ausnahme eines Gebietes (Sa), ließ unsere Studie allerdings keine signifikanten Unterschiede im Phosphatgehalt zwischen Kern- und Randzonen erkennen und keine signifikanten Korrelationen zwischen den Phosphatgehalten und der Rote Liste-Artenzahl. Dies könnte auf eine größere Bedeutung des Stickstoffs hinweisen. Nach VAN DUREN & PEGTEL (2000) sind naturnahe Graslandgesellschaften auf Torfböden typischerweise N-limitiert. Diese Gesellschaften sind besonders anfällig für steigende N-Konzentrationen im Boden, wie sie als eine Folge menschlicher Aktivitäten (Ausbringung von mineralischem Dünger, Tierhaltung, Kraftstoffverbrennung) durch äolischen und fluviatilen Transport auftreten.

Unterschiede im Kaliumgehalt zwischen Kern- und Randzone lagen nur in einem Gebiet (Sa) vor und könnten auf die stark sauren Bedingungen in der Kernzone zurückzuführen sein. Nach ROEM & BERENDSE (2000) gibt es Hinweise, dass Versauerung zu einer Abnahme der Kalium- und Phosphorvorräte im Boden führt. Auch die Rote Liste-Artenzahl war in Sauerwisen negativ mit dem Kaliumgehalt korreliert. Dass Kalium hier wachstumslimitierend wirkte, ist möglich, aber aufgrund des erst seit wenigen Jahren und nur einmal jährlich stattfindenden Abtransports des Mahdguts in den Kernbereichen dieses Gebietes eher un-

wahrscheinlich. Sofern kein starker Biomasseentzug stattfindet, ist Kalium, anders als Phosphor und Stickstoff, in der Regel kein wachstumslimitierender Nährstoff (MERUNKOVÁ & CHYTRÝ 2012).

Die Zonierung in den untersuchten Gebieten ist demnach zumindest teilweise auf Unterschiede in den abiotischen Faktoren zurückzuführen. Welche Variablen die Zonierung verursachen, lässt sich durch unsere Studie jedoch nicht vollständig klären, weshalb Untersuchungen mit erweiterten Stichprobenumfängen und zu weiteren Faktoren, z. B. Stickstoffgehalt im Boden, mittlerer Grundwasserstand, Redoxpotential, Torfzersetzungsgrad, Anteil organischer Substanz im Boden und Nährstoffkonzentration des Bodenwassers nötig erscheinen.

5.3 Schlussfolgerungen für den Naturschutz

Da die Zonierung der luxemburgischen Niedermoorkomplexe vor allem durch negative Zusammenhänge von Produktivität und Diversität gekennzeichnet war, empfehlen wir Nutzungsarten, die die oberirdische Phytomasse reduzieren.

Eine extensive Beweidung von großflächigem (≥ 10 ha) Feuchtgrünland wird heute überwiegend positiv bewertet (KRATZ & PFADENHAUER 2001, ROSENTHAL et al. 2012). Im Unterschied zu Mahd hat Beweidung das Potenzial, eine hohe Kleinstandortvielfalt zu generieren und gewährleistet eine vermutlich umfangreichere und effektivere Ausbreitung von pflanzlichen Diasporen (ROSENTHAL et al. 2012); vergleichende Untersuchungen zum Ausbreitungspotenzial durch Weidetiere und Mähmaschinen fehlen allerdings bisher. Diesem Potenzial stehen spezifische Probleme extensiver Beweidung in Niedermooren gegenüber: 1) Einige Niedermoorarten sind trittempfindlich (z. B. *Carex rostrata*, *Comarum palustre*, *Eriophorum angustifolium*) oder haben einen niedrigen Futterwert (z. B. *Carex disticha*, *Succisa pratensis*; DIERSCHKE & BRIEMLE 2008), weshalb das Weidevieh bei Vorhandensein von Alternativen auf den Fraß gehaltvollerer Pflanzenarten in nährstoffreicheren Beständen ausweicht (ROSENTHAL et al. 2012), 2) nasse Torfböden haben eine zumindest für großrahmige Weidetiere geringe Tragfähigkeit (KRATZ & PFADENHAUER 2001), 3) auf nassen Flächen ist die Tiergesundheit stärker gefährdet (Parasitendruck, Klauenkrankheiten). Durch die Flexibilität extensiver Beweidungsansätze, z. B. im Hinblick auf Koppelgröße, Beweidungszeitpunkt, Tierart und -rasse, ist eine erfolgreiche Pflege von Moorvegetation mit Großherbivoren prinzipiell möglich (z. B. BAUMANN 2000). Um die oben genannten Einschränkungen möglichst klein zu halten, sollten Robustrassen von Rindern (z. B. Galloway) oder Pferden (z. B. Exmoorpony) eingesetzt werden.

Für kleinflächige Gebiete, wie die von uns untersuchten, empfehlen wir jedoch prioritär eine Mahd als Management-Maßnahme (siehe auch MINISTÈRE DU DÉVELOPPEMENT DURABLE ET DES INFRASTRUCTURES & MINISTÈRE DE L'AGRICULTURE, DE LA VITICULTURE ET DE LA PROTECTION DES CONSOMMATEURS 2014). Dies aus den folgenden Gründen: 1) Zufallseffekte bei der Beweidung (z. B. Trittschäden) können stärker ins Gewicht fallen und die lokale Existenz bedrohter Arten gefährden, 2) umgekehrt kann das Betrampeln nasser Bestände durch Weidetiere auch ganz ausbleiben, weil die Tragfähigkeit der Böden zu niedrig ist, mit der Konsequenz einer lokalen Unterbeweidung, 3) einzelne Gebiete weisen Verbuschungstendenzen auf, denen Beweidung bisher nicht genügend entgegenwirkt hat, 4) hochwüchsige dominante Brachezeiger, wie *Filipendula ulmaria*, ziehen sich schon nach zweimaliger Mahd pro Jahr zurück (ROSENTHAL 2000), während sie von Weidetieren, aufgrund des geringen Futterwertes (DIERSCHKE & BRIEMLE 2008), nur eingeschränkt verbissen werden, 5) auch in nassen Bereichen ist Mahd durchführbar; der relativ geringe Druckwiderstand von Niedermoorböden kann technisches Gerät (evtl. unterstützt durch breitere Bereifung) eher

tragen als großrahmige Rinder (KRATZ & PFADENHAUER 2001), 6) durch Abtransport des Mahdgutes ist es möglich, Nährstoffeinträgen aus der Luft und der umliegenden Landwirtschaft wirksamer entgegen zu treten als durch Beweidung (KRATZ & PFADENHAUER 2001). Nährstoffeinträge von angrenzenden landwirtschaftlichen Flächen stellen nach unseren Befunden eine große Gefahr für die Artengemeinschaften der Kernzonen dar und müssen nach Möglichkeit vermieden werden, 7) auch aus ökonomischer Sicht ist Mahd gegenüber Beweidung häufig vorteilhaft, da die Betreuung von Weidetieren mit einem zumeist unterschätzten Arbeitszeitbedarf einhergeht (z. B. im Zusammenhang mit Zäunungen, Tierkrankheiten, witterungsbedingten Futterengpässen; HAMPICKE 2013); dies besonders dann, wenn sich die Weiden nicht in unmittelbarer Hofnähe befinden (vgl. VAAS et al. 2007). Das Mahdmanagement sollte dabei vorsehen, dass nicht flächendeckend gemäht wird, sondern bereichsweise höherwüchsige Bestände ungemäht bleiben, in von Jahr zu Jahr wechselnden Mahdmustern. Damit wird die Strukturvielfalt und die Phytodiversität erhöht, indem Vögeln und Insekten die benötigten Habitateigenschaften geboten werden (BRIEMLE et al. 1991).

Bei einer Aufrechterhaltung der Beweidung in den Gebieten Harzebruch und Rouer sollte eine ausreichende Weideruhe gewährleistet werden und zusätzlich im Abstand weniger Jahre gemäht werden, um sowohl eine Verbuschung zu verhindern als auch von den Weidetieren gemiedene, krautige Arten zurückzudrängen (s. auch VAAS et al. 2007). Ein regelmäßiges Monitoring ist hier von besonderer Bedeutung, um eventuellen negativen Folgen der Beweidungsmaßnahmen rechtzeitig begegnen zu können.

Die zonenvergleichende Auswertung der EIV-F ergab keine Hinweise auf die Notwendigkeit von Wiedervernässungsmaßnahmen im Bereich der Randzonen. Zuverlässige Aussagen hierzu lassen sich jedoch erst treffen, wenn weitere Untersuchungen zum Redoxpotential, dem Torfzersetzungsgrad und dem Grundwasserstand folgen. BAUMANN (2000) zeigte am Beispiel von Kleinseggenrieden, dass der Grundwasserstand zu den wichtigsten vegetationsdifferenzierenden Faktoren in Moorhabitaten gehören kann.

Weitere Managementoptionen können den Biotopschutzplänen des luxemburgischen Nachhaltigkeitsministeriums sowie dem Leitfaden zur Bewirtschaftung gesetzlich geschützter Biotope entnommen werden (MINISTÈRE DU DÉVELOPPEMENT DURABLE ET DES INFRASTRUCTURES & MINISTÈRE DE L'AGRICULTURE, DE LA VITICULTURE ET DE LA PROTECTION DES CONSOMMATEURS 2014, SCHNEIDER 2013, SCHNEIDER & NAUMANN 2013).

Danksagung

Wir bedanken uns beim *Musée national d'histoire naturelle de Luxembourg*, insbesondere Christian Ries, und der Biologischen Station SICONA, im Besonderen Claudine Junck und Fernand Schoos, für die finanzielle Unterstützung. Für die Hilfe bei der Bestimmung der Moosflora danken wir Florian Hans, Michael Jeschke und Jean Werner. Unser herzlicher Dank geht auch an Frank Thomas, Barbara Ruthsatz, Joachim Schrautzer, Christian Storm und Christoph Emmerling für wertvolle Hinweise und Diskussionen. Für die technische Unterstützung bei den Laborarbeiten danken wir Dorothee Krieger und Bernhard Backes. Zudem möchten wir uns bei Michael Manthey und Helge Walentowski für die konstruktiven Gutachtervorschläge bedanken.

Beilagen und Anhänge

Beilage 1. Tabelle 2. Vegetationstabelle von Niedermoorkomplexen in Luxemburg.

Supplement 1. Table 2. Vegetation table of fens and fen-related habitats in Luxembourg.

Literatur

ADMINISTRATION DES EAUX ET FORÊTS (1995): Naturräumliche Gliederung Luxemburgs. Ausweisung ökologischer Regionen für den Waldbau, mit Karte der Wuchsgebiete und Wuchsbezirke. – Administration des Eaux et Forêts du Grand-Duché de Luxembourg, Luxemburg,: 71 pp.

ADMINISTRATION DU CADASTRE ET DE LA TOPOGRAPHIE DU LUXEMBOURG (2000). Plan BD-L-TC 1996–2000. Topographische Karte (digital). – Administration du Cadastre et de la Topographie du Grand-Duché de Luxembourg, Luxemburg.

BAUMANN, K. (2000): Vegetation und Ökologie der Kleinseggenriede des Harzes. Wissenschaftliche Grundlagen und Anwendungen im Naturschutz. – Cuvillier, Göttingen: 219 pp. + Anhang.

BELTMAN, B., VAN DEN BROEK, T., BLOEMEN, S. & WITSEL, C. (1996): Effects of restoration measures on nutrient-availability in a formerly nutrient-poor floating fen after acidification and eutrophication. – Biol. Conserv. 78: 271–277.

BLUME, H.-P., BRÜMMER, G.W., SCHWERTMANN, U., HORN, R., KÖGEL-KNABNER, I., STAHR, K., AUERSWALD, K., BEYER, L., HARTMANN, A., LITZ, N., SCHEINOST, A., STANJEK, H., WELP, G. & WILKE, B.-M. (2002): Scheffer/Schachtschabel – Lehrbuch der Bodenkunde. 15. Aufl. – Spektrum Akademischer Verlag, Berlin: 593 pp.

BRIEMLE, G., EICKHOFF, D. & WOLF R. (1991): Mindestpflege und Mindestnutzung unterschiedlicher Grünlandtypen aus landschaftsökologischer und landeskultureller Sicht. Praktische Anleitung zur Erkennung, Nutzung und Pflege von Grünlandgesellschaften. – Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspfl. Bad.-Württ. 60: 1–160.

CHYTRÝ, M., TICHÝ, L. & ROLEČEK, J. (2003): Local and regional patterns of species richness in Central European vegetation types along the pH/calcium gradient. – Scr. Geobot. 38: 429–442.

COLLING, G. (2005): Red List of the Vascular Plants of Luxembourg. – Ferrantia 42: 1–77.

DIERSCHKE, H. (1994): Pflanzensoziologie – Grundlagen und Methoden. – Ulmer, Stuttgart: 683 pp.

DIERSCHKE, H. & BRIEMLE, G. (2008): Kulturgrasland, Wiesen, Weiden und verwandte Hochstaudenfluren - Ökosysteme Mitteleuropas aus geobotanischer Sicht. – Ulmer, Stuttgart: 239 pp.

DIERßEN, K. & DIERßEN, B. (2008): Moore – Ökosysteme Mitteleuropas aus geobotanischer Sicht. – Ulmer, Stuttgart: 230 pp.

DOERPINGHAUS, A. (2003): Quellen, Sümpfe und Moore in der deutsch-belgischen Hocheifel: Vegetation, Ökologie, Naturschutz. –Angew. Landschaftökol. 58: 1–223.

ELLENBERG, H., WEBER, H., DÜLL, R., WIRTH, V. & WERNER, W. (1992): Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. 2. Aufl. – Scr. Geobot. 18: 1–248.

EMERY, N.C., EWANCHUK, P.J. & BERTNESS, M.D. (2001): Competition and salt-marsh plant zonation: stress tolerators may be dominant competitors. – Ecology 82: 2471–2485.

ENGELS, J.G., RINK, F. & JENSEN, K. (2011): Stress tolerance and biotic interactions determine plant zonation patterns in estuarine marshes during seedling emergence and early establishment. – J. Ecol. 99: 277–287.

GRACE, J.B. & WETZEL, R.G. (1981): Habitat portioning and competitive displacement in cattails (*Typha*): experimental field studies. – Am. Nat. 118: 463–474.

GRIME, J.P. (1979): Plant strategies and vegetation processes. – Wiley, New York: 210 pp.

HÁJEK, M., HEKERA, P. & HÁJKOVÁ, P. (2002): Spring fen vegetation and water chemistry in the Western Carpathian flysch zone. – Folia Gebot. 37: 205–224.

HAMPICKE, U. (2013): Kulturlandschaft und Naturschutz. Probleme - Konzepte - Ökonomie. – Springer, Wiesbaden: 337 pp.

JENSEN, K. & MEYER, C. (2001): Effects of light competition and litter on the performance of *Viola palustris* and on species composition and diversity of an abandoned fen meadow. – Plant Ecol. 155: 169–181.

JONGMAN, R.H.G., TER BRAAK, C.J.F. & VAN TONGEREN, O.F.R. (1995): Data Analysis in Community and Landscape Ecology. – Cambridge University Press, Cambridge: 299 pp.

KOPEĆ, M., ZARZYCKI, J. & GONDEK, K. (2010): Species diversity of submontane grasslands: effects of topographic and soil factors. – Pol. J. Ecol. 58: 285–295.

KOTOWSKI, W. & VAN DIGGELEN, R. (2004): Light as an environmental filter in fen vegetation. – J. Veg. Sci. 15: 583–594.

KRATZ, R. & PFADENHAUER, J. (2001): Ökosystemmanagement für Niedermoore. Strategien und Verfahren zur Renaturierung. – Ulmer, Stuttgart: 317 pp.

LAMBINON, J. & VERLOOVE, F. (2012): Nouvelle Flore de la Belgique, du Grand-Duché de Luxembourg, du Nord de la France et des Régions voisines. (Ptéridophytes et Spermatophytes) (Neue Flora von Belgien, dem Großherzogtum Luxemburg, Nordfrankreich und den Nachbarregionen. (Pteridophyten und Spermatophyten)) [in Französisch]. – 6e éd. Jardin botanique national de Belgique, Meise: 1195 pp.

LEYER, I. (2005): Predicting plant species' responses to river regulation: the role of water level fluctuations. – J. Appl. Ecol. 42: 239–250.

LEYER, I. & WESCHE, K. (2007): Multivariate Statistik in der Ökologie – Springer, Berlin: 221 pp.

LOI DU 19 JANVIER 2004 – CONCERNANT LA PROTECTION DE LA NATURE ET DES RESSOURCES NATURELLES; – modifiant la loi modifiée du 12 juin 1937 concernant l'aménagement des villes et autres agglomérations importantes; – complétant la loi modifiée du 31 mai 1999 portant institution d'un fonds pour la protection de l'environnement. (Gesetz vom 19. Januar 2004 betreffend dem Schutz der Natur und der natürlichen Ressourcen; – inklusive Änderungen des modifizierten Gesetzes vom 12. Juni 1937 betreffend der Entwicklung der Städte und anderer Ballungsräume; – und Ergänzungen des modifizierten Gesetzes vom 31. Mai 1999 betreffend Einrichtung eines Fonds für den Schutz der Umwelt) [in Französisch]. – Mémorial A, Recueil de législation du Journal officiel du Grand-Duché de Luxembourg A-N° 10: 148-169.

MCCUNE, B. & GRACE, J.B. (2002): Analysis of ecological communities. – MjM Software Design, Gleneden Beach: 300 pp.

MCDONALD, J.H. (2009): Handbook of Biological Statistics. – Sparky House Publishing, Baltimore: 319 pp.

MELMAN, T.C.P., CLAUSMAN, P.H.M.A. & UDO DE HAES, H.A. (1988): The testing of three indicator systems for trophic state in grasslands. – Vegetatio 75: 143–152.

MERUNKOVÁ, K. & CHYTRÝ, M. (2012): Environmental control of species richness and composition in upland grasslands of the southern Czech Republic. – Plant Ecol. 213: 591–602.

MINISTÈRE DU DÉVELOPPEMENT DURABLE ET DES INFRASTRUCTURES (2009): Rapport de l'Observatoire de l'environnement naturel 2007–2009 (Bericht des Observatoriums für Natur 2007–2009) [in Französisch]. – Ministère du Développement durable et des Infrastructures - Département de l'Environnement: 63 pp.

MINISTÈRE DU DÉVELOPPEMENT DURABLE ET DES INFRASTRUCTURES - DÉPARTEMENT DE L'ENVIRONNEMENT & MINISTÈRE DE L'AGRICULTURE, DE LA VITICULTURE ET DE LA PROTECTION DES CONSOMMATEURS (2014): Leitfaden zur Bewirtschaftung der nach Artikel 17 des Naturschutzgesetzes geschützten Offenlandbiotope – Bewirtschaftungsempfehlungen sowie unerwünschte und genehmigungspflichtige Eingriffe. – Ministère du Développement durable et des Infrastructures – Département de l'Environnement & Ministère de l'Agriculture, de la Viticulture et de la Protection des consommateurs: 83 pp.

NAUMANN, S., JUNCK, C. & SCHOOS, F. (2005): Pflege- und Entwicklungsplan für das Feuchtwiesen- und Niedermoorgebiet „Harzebruch" bei Grosbous. – Unveröff. Bericht, Biologische Station SICONA, Olm/Luxembourg. Studie im Auftrag der Gemeinde Grosbous und des Ministère de l'Environnement du Grand-Duché de Luxembourg/Administration des Eaux et Forêts: 44 pp. + Anhang.

PECK, J.E. (2010): Multivariate Analysis for Community Ecologists: Step-by-Step using *PC-ORD*. – MjM Software Design, Gleneden Beach, OR: 162 pp.

ROEM, W.J. & BERENDSE, F. (2000): Soil acidity and nutrient supply ratio as possible factors determining changes in plant species diversity in grassland and heathland communities. – Biol. Conserv. 92: 151–161.

ROSENTHAL, G. (2000): Zielkonzeptionen und Erfolgsbewertung von Renaturierungsversuchen in nordwestdeutschen Niedermooren anhand vegetationskundlicher und ökologischer Kriterien. – Habilitationsschrift, Universität Stuttgart: 230 pp.

ROSENTHAL, G., SCHRAUTZER, J. & EICHBERG, C. (2012): Low-intensity grazing with domestic herbivores: A tool for maintaining and restoring plant diversity in temperate Europe. – Tuexenia 32: 167–205.

SCHAFFERS, A.P. & SÝKORA, K.V. (2000): Reliability of Ellenberg indicator values for moisture, nitrogen and soil reaction: a comparison with field measurements. – J. Veg. Sci. 11: 225–244.

SCHNEIDER, S. (2011): Die Graslandgesellschaften Luxemburgs. – Ferrantia 66: 1–303.

SCHNEIDER, S. (2013): Tourbières de transition et tremblantes/Übergangs- und Schwingrasenmoore. Plan national pour la protection de la nature/Plans d'actions habitats (Nationaler Naturschutzplan,

Biotopschutzpläne) [in Französisch]. Unveröff. Bericht, SICONA-OUEST, Olm/Luxembourg, im Auftrag des Ministere du Developpement durable des Infrastructures du Grand-Duché de Luxembourg, Luxembourg. 12 pp. – URL : http://www.environnement.public.lu/conserv_nature/dossiers/Plans_d_actions/index.html [Zugriff am 03.01.2014].

SCHNEIDER, S. & NAUMANN, S. (2013): Prairies humides du *Calthion*/Sumpfdotterblumenwiesen (*Calthion palustris*). Plan national pour la protection de la nature/Plans d'actions habitats (Nationaler Naturschutzplan, Biotopschutzpläne) [in Französisch]. Unveröff. Bericht, SICONA-OUEST, Olm/Luxembourg, im Auftrag des Ministere du Developpement durable des Infrastructures du Grand-Duché de Luxembourg, Luxembourg. 15 pp. – URL: http://www.environnement.public.lu/conserv_nature/dossiers/Plans_d_actions/index.html [Zugriff am 03.01.2014].

SCHRAUTZER, J. (2004): Niedermoore Schleswig-Holsteins: Charakterisierung und Beurteilung ihrer Funktion im Landschaftshaushalt. – Mitt. AG Geobot. Schlesw.-Holst. Hambg. 63: 1–350.

SCHRAUTZER, J., SIVAL, F., BREUER, M., RUNHAAR, H. & FICHTNER, A. (2013): Characterizing and evaluating successional pathways of fen degradation and restoration. – Ecol. Indic. 25: 108–120.

SCHUSTER, B. & DIEKMANN, M. (2003): Changes in species density along the soil pH gradient - evidence from German plant communities. – Folia Geobot. 38: 367–379.

SUCCOW, M. & JOOSTEN, H. (2001): Landschaftsökologische Moorkunde. 2. Aufl. – E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart: 622 pp.

SÜSS, K., STORM, C., ZIMMERMANN, K. & SCHWABE, A. (2007): The interrelationship between productivity, plant species richness and livestock diet: a question of scale? – Appl. Veg. Sci. 10: 169–182.

SÜSS, K., FRITSCH, M., BAUER, A. & EICHBERG, C. (2011): Zusammenhänge zwischen Tierernährung und Naturschutzwert in einem Ried-Sand-Beweidungssystem. – In: SÜSS, K., STORM, C. & SCHWABE, A. (Eds.): Ried und Sand: Biotopverbund und Restitution durch extensive Landbewirtschaftung. – Natschutz Biol. Vielfalt 110: 261–296.

THOEN, D., SCHMIDT, G. & WERNER, J. (1993): Flore et végétation de la future réserve naturelle du Bruch (Grumelange, Oesling, Grand-Duché de Luxembourg) (Flora und Vegetation des zukünftigen Naturschutzgebietes Bruch (Grumelange, Oesling, Großherzogtum Luxemburg)) [in Französisch]. – Bull. Soc. Nat. Luxemb. 94: 3–32.

VAAS, T., OBERMEIER, E. & ROSSA, R. (2007): Pilotprojekt zur Beweidung repräsentativer Grünlandbiotope des Bayerischen Waldes. – Naturschutz in Niederbayern 5: 1–96.

VAN ANDEL, J. & ARONSON, J. (Eds.) (2012): Restoration Ecology – The New Frontier. 2. Aufl. – Wiley-Blackwell, Chichester: 381 pp.

VAN DER HOEK, D., VAN MIERLO A.J.E.M & VAN GROENENDAEL, J.M. (2004): Nutrient limitation and nutrient-driven shifts in plant species composition in a species-rich fen meadow. – J. Veg. Sci. 15: 389–396.

VAN DIGGELEN, R., MIDDLETON, B., BAKKER, J., GROOTJANS, A. & WASSEN, M. (2006): Fens and floodplains of the temperate zone: Present status, threats, conservation and restoration. – Appl. Veg. Sci. 9: 157–162.

VAN DUREN, I.C. & PEGTEL, D.M. (2000): Nutrient limitations in wet, drained and rewetted fen meadows: evaluation of methods and results. – Plant Soil 220: 35–47.

VENTERINK, H.O., WASSEN, M.J., BELGERS, J.D.M. & VERHOEVEN, J.T.A. (2001): Control of environmental variables on species density in fens and meadows: importance of direct effects and effects through community biomass. – J. Ecol. 89: 1033–1040.

VENTERINK, H.O., WASSEN, M.J., VERKROOST, A.W.M. & DE RUITER, P.C. (2003): Species richness-productivity patterns differ between N-, P-, and K-limited wetlands. – Ecology 84: 2191–2199.

WAGNER, M., KAHMEN, A., SCHLUMPRECHT, H., AUDORFF, V., PERNER, J., BUCHMANN, N. & WEISSER, W.W. (2007): Prediction of herbage yield in grassland: How well do Ellenberg N-values perform? – Appl. Veg. Sci. 10: 15–24.

WASSEN, M.J., VENTERINK, H.O., LAPSHINA, E.D. & TANNEBERGER, F. (2005): Endangered plant species persist under phosphorus limitation. – Nature 437: 547–550.

WERNER, J. (2011): Les bryophytes du Luxembourg - Liste annotée et atlas. The bryophytes of Luxembourg. – Annotated list and atlas. – Ferrantia 65: 1–144.

ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: Tuexenia - Mitteilungen der Floristisch-soziologischen Arbeitsgemeinschaft

Jahr/Year: 2014

Band/Volume: NS_34

Autor(en)/Author(s): Hollenbach Hannes, Schneider Simone, Eichberg Carsten

Artikel/Article: Zusammenhänge zwischen Pflanzenartenzusammensetzung, Phytodiversität und Bodenvariablen in Niedermooren und verwandten Habitattypen Luxemburgs 163-186