© Zool.-Bot. Ges. Österreich, Austria; download unter www.zobodat.at

Acta ZooBot Austria **153**, 2016, 77–106

Bodennährstoffe und Vegetationsverhältnisse entlang von Weidegradienten im Nationalpark Neusiedlersee-Seewinkel

Roland Albert, Ralph Steingruber & Thomas Wrbka

Entlang eines hypothetischen Weidegradienten (Hutweide Lange Lacke) wurde untersucht, ob sich Veränderungen in Bezug auf den Gehalt einiger Nährstoffe im Boden (Phosphat, Nitrat, Ammonium, Gesamt-Stickstoff, Isotopen-Verhältnis ^{15}N:^{14}N, Gesamt-Kohlenstoff) einerseits, bzw. Verschiebungen des Vegetationsgefüges andererseits nachweisen lassen. Die drei Untersuchungs-Zonen lagen in der Peripherie der Hutweide, in mittlerer Stallentfernung sowie in Stallnähe und umfassten jeweils vier für die Landschaft des Seewinkels typische Lebensräume: Trockenrasen, Salzsteppen, Feuchtwiesen und Salzsümpfe. Zusätzlich wurden in Trockenrasen und Salzsümpfen in der Graurinder-Koppel zwischen Sandeck und Neudeck Boden- und Vegetationsanalysen durchgeführt. Die Bodennährstoffe (Phosphat, Ammonium, Nitrat und Gesamt-Stickstoff) weisen in drei der vier Habitate (Trockenrasen, Salzsteppen und Feuchtwiesen) höhere Werte im Nahbereich des Stalles auf. Gesonderte Messungen bestätigten nur in unmittelbarer Stallnähe (ca. 50–80 m) deutlich überhöhte Boden-N-Werte an der Schwelle einer N-Eutrophierung bzw. Ruderalisierung. Gemittelt über alle vier Habitate lagen die Stickstoff-Zeigerwerte nach Ellenberg für die Artenkollektive der stallnahen Aufnahmeflächen etwas höher, während die Artenzahl hier insgesamt um ca. 15 % niedriger war. Offensichtlich kommt es durch die Beweidung zu einer Förderung N-bedürftiger, konkurrenzstärkerer Pflanzenarten, die die Lebensbedingungen einiger anderer Arten einschränken. Die detaillierte Analyse zeigte jedoch, dass die Vegetation in den vier ökologisch unterschiedlichen Lebensraumtypen entlang des Weidegradienten in Bezug auf die gewählten drei Vegetations-Indikatoren: N-Zeigerwerte, Gesamt-Artenzahl und Verteilung der gefährdeten Arten unterschiedlich und z. T. gegenläufig reagiert. Auf der Graurinder-Koppel sind das höhere mittlere Nährstoffniveau der Böden in Bezug auf Phosphat, Nitrat und (teilweise) Ammonium, die etwas positivere $\delta^{15}N$-Signatur im Vergleich zur Hutweide sowie die höchsten Absolutwerte und die breitesten Schwankungen der einzelnen Bodenparameter offenbar erste Anzeichen für lokale Nährstoff-Anreicherungen aufgrund weidebedingter Umlagerungsprozesse. Gleichzeitig waren die Diversität (Gesamtzahl der registrierten Arten, Zahl der gefährdeten Pflanzenarten, Artenzahl pro Vegetationsaufnahme) sowie die Gesamtdeckung – zumindest in Salzsümpfen – deutlich niedriger. Boden- und Vegetationsanalysen deuten somit darauf hin, dass in der Graurinder-Koppel möglicherweise die Obergrenze einer naturnahen, extensiven Flächenbewirtschaftung erreicht ist. Einige sehr seltene und stark gefährdete Arten (*Plantago tenuiflora*, *Camphorosma annua* und *Bupleurum tenuissimum* werden in der Nähe des Stalles auf der Hutweide gefördert bzw. sind nur hier anzutreffen. Auch in der Graurinder-Koppel gibt es mit der (im Seewinkel ehemals sehr) seltenen Art *Juncus maritimus* ein Beispiel einer durch Beweidung stark geförderten Art, die mittlerweile auch an anderen beweideten Lacken (Albersee, Illmitzer Zicksee) in Ausbreitung begriffen ist. Die Ergebnisse deuten insgesamt darauf hin, dass die unterschiedlichen Vegetationsmuster entlang des Weidegradienten auf der Hutweide Lange Lacke und in der Graurinder-Koppel als kombinierte Wirkungen von Bodenparametern und der aktiven Weidetätigkeit der Rinder zu interpretieren sind, dass aber der zweitgenannte Faktor vermutlich höheren Einfluss ausübt.

Albert R., Steingruber R. & Wrbka T., 2015: Soil nutrients and vegetation patterns along grazing gradients in the National Park Neusiedlersee-Seewinkel.
Potential changes in certain key parameters along a hypothetical grazing gradient (Hutweide Lange Lacke) were studied. This included changes in the content of several nutrients in the soil (phosphate, nitrate, ammonium, total nitrogen, the ^{15}N:^{14}N isotope ratio, total carbon) as well as shifts in the vegetation composition. Three zones were studied: at the periphery of the Hutweide, at a moderate distance from the stable, as

© Zool.-Bot. Ges. Österreich, Austria; download unter www.zobodat.at

well as adjoining the stable. Four habitats characteristic for the Seewinkel landscape were considered in each zone, namely dry grassland, salt steppes, wet meadows and salt marshes. Additionally, soil and vegetation analyses were conducted in the wet meadows and salt marshes in the Graurinder-Koppel between Sandeck and Neudeck. The soil nutrients (phosphate, ammonium, nitrate, total nitrate) in three of the four habitats (dry grassland, salt steppes and wet meadows) exhibited higher values near the stable. Supplementary measurements showed especially high soil N-values (at the threshold to nitrogen eutrophication or ruderalization) only in the immediate vicinity of the stable (ca. 50–80 m). Averaged across all four habitats, the nitrogen indicator values according to Ellenberg were somewhat higher for the species composition of the survey areas near the stable. At the same time, the number of species here was about 15 % lower overall. Clearly, grazing promoted N-demanding, more highly competitive plant species, which restricted the living conditions for several other species. The detailed analysis, however, showed that the vegetation reacted differently and in some cases contrastingly in the four ecologically different habitat types along the grazing gradient in relation to the selected three vegetation indicators: N indicator values, total number of species and distribution of Red List species. At the Graurinder-Koppel, potential initial signs for a local nutrient enrichment due to grazing-related transfer processes are the higher average nutrient level of the soils with regard to phosphate, nitrate and (in part) ammonium, the somewhat more positive δ^{15}N-signature compared with the Hutweide, as well as the highest absolute values and the widest fluctuations of the individual soil parameters. At the same time, the diversity (overall number of recorded species, number of Red List species, number of species per vegetation survey) as well as the total cover – at least in the salt marshes – were distinctly lower. Soil and vegetation analyses therefore indicate that the upper limit of a near-natural extensive land management obviously has been reached in the Graurinder-Koppel. Several very rare and endangered species (*Plantago tenuiflora*, *Camphorosma annua* and *Bupleurum tenuissimum*) are promoted or found solely near the stable on the Hutweide. In the Graurinder-Koppel as well, the rare (in the Seewinkel area formerly very rare) *Juncus maritimus* serves as an example of a species highly promoted by grazing – one whose range is currently also expanding in other grazed wetlands (Albersee, Illmitzer Zicksee). Overall, the results clearly indicate that the different vegetation patterns along the grazing gradient and in the Koppel can be interpreted as combined effects of soil parameters and of active cattle grazing. The latter factor probably exerts a greater influence.

Keywords: National Park Neusiedlersee-Seewinkel, grazing management, soil nutrients, vegetation patterns, endangered plant species, nitrogen indicating plant species.

Einleitung

Eine halbextensive Weidewirtschaft formte bis in die Mitte des letzten Jahrhunderts im Seewinkel eine Kulturlandschaft, in der nahezu gehölzfreien Weideflächen als sekundäre, anthropogene Steppen (ungarisch: „Puszta“) mit hoher Biodiversität überwogen. Ab Mitte des 20. Jahrhunderts trat dann eine tiefgreifende Veränderung der Region ein, indem die traditionellen Viehweiden fast völlig verschwanden, Wein- und Ackerbau jedoch stark vorangetrieben wurden. Lediglich primär gehölzfreie Salzsteppen – vielfach in Nachbarschaft von Salzlacken – sowie extensiv genutzte, in der Regel einmal jährlich gemähte Feuchtwiesen (v. a. Zitzmannsdorfer Wiesen) blieben als offene Landschaftsteile erhalten (Löffler 1982, Korner et al. 2008). Auch fielen große, nicht mehr als Viehweiden genutzte Flächen brach und verbuschten bzw. verschilften, was u. a. auch gravierende Konsequenzen für die bodenbrütende Vogelfauna hatte. Dank der Anpachtung der letzten Hutweide im Jahre 1965 durch den WWF blieb nur lokal an der Langen Lacke ein einigermaßen kontinuierlicher relativ großräumiger Weidebetrieb mit Rindern erhalten (Löffler 1982, Dick et al. 1994, Kühn 1992 zit. in Korner et al. 2008). Diese „Hutweide Lange Lacke“ steht daher im Zentrum vorliegender Arbeit.

© Zool.-Bot. Ges. Österreich, Austria; download unter www.zobodat.at

Eine Wende setzte erst im Rahmen der Etablierung des Nationalparks Neusiedlersee-Seewinkel ein, als bereits ab 1987 diverse Beweidungsprojekte schrittweise ins Leben gerufen wurden (siehe dazu Waitzbauer et al. 2008). Vor dem Hintergrund einer großen Zahl an Literaturberichten über vielfältige Auswirkungen der Beweidung auf Ökosysteme wurde von Anfang an die Frage diskutiert, ob eine Wiederaufnahme der traditionellen Beweidung auf Restflächen ehemals viel ausgedehnterer Hutweiden naturschutzverträglich wäre, insbesondere auch in Hinblick auf sensible und extremen Umweltbedingungen ausgesetzte Arten (also v. a. Halophyten). Aus diesem Grund wurden fast alle Weidesysteme im Rahmen umfassender Monitoring-Projekte wissenschaftlich begleitet (Waitzbauer et al. 2008, Euller et al. 2014).

Ganz allgemein betrachtet stellen weidende Tiere einen Störfaktor dar, und die Auswirkungen auf Ökosysteme sind sehr vielfältig. Die wichtigsten Faktoren sind Biomasseentzug, Verringerung der Vegetationshöhe und Reduktion der Streuauflage, selektiver Fraß, Erhöhung des Lichtangebotes in Bodennähe, Verbiss und Betritt, Schaffung zusätzlicher Offenstellen im Boden, Diasporen-Fraß und -Ausbreitung sowie Einfluss auf die Mikrobiologie. Auch gibt es Literatur-Hinweise auf veränderte Bodenchemie sowie zumindest lokale Eutrophierungen und Nährstoffverlagerungen. Damit zusammenhängend hat Beweidung vielfältige Auswirkungen auf das Vegetationsgefüge und die Artenzusammensetzung (Edwards & Hollis 1982, Ryden 1984, Berendse 1985, Milchunas et al. 1988, Diaz et al. 1992, Anderson & Briske 1995, Steinauer & Collins 1995, de Mazancourt et al. 1998, Olff & Ritchie 1998, Haynes & Williams 1999, Dupré & Diekmann 2001, Gander et al. 2003, Schley & Leytem 2004, Lellmann et al. 2005, Korner et al. 1999, Korner et al. 2008, Euller et al. 2014).

Hauptergebnis der oben erwähnten Monitoring-Studien war, dass einerseits konkurrenzkräftige Pflanzenarten, wie Schilf, Landreitgras und Quecke durch gezielte Beweidung zurückgedrängt werden, andererseits aber die Artendiversität in wichtigen Ziellebensraumtypen ansteigt und typische Artengarnituren wiederhergestellt werden können (Korner et al. 2008, Euller et al. 2014). Einige Publikationen rund um diese Thematik bestätigten diesen Trend ebenfalls (Milchunas et al. 1988, Olff & Richie 1998, Schley & Leytem 2004). Doch liegen andererseits auch Befunde vor, wonach intensive Beweidung die Diversität der Pflanzenarten verringert (Dupré & Diekmann 2001), ein Sachverhalt, der offensichtlich dadurch erklärbar ist, dass nicht jeder Lebensraum gleich auf Beweidung reagiert: nährstoffreiche Habitate scheinen generell mehr Beweidung zu tolerieren (d. h. mit einer Biodiversitätssteigerung zu reagieren!) als Standorte, die a priori einem limitierenden Faktor (z. B. Salzbelastung) unterliegen (Olff & Richie 1998).

Fragestellungen und Ziele vorliegender Arbeit:

1. eine Datengrundlage über allgemeine Nährstoffverhältnisse (v. a. Stickstoff und Phosphor) innerhalb der Hutweide Lange Lacke zu schaffen. Hypothese: gibt es Umlagerungen von Nährstoffen oder Eutrophierungseffekte in Richtung stallnaher Flächen?

2. mögliche Veränderungen des Vegetationsmusters in unterschiedlich stark beweideten Zonen innerhalb der Hutweide Lange Lacke zu erkennen: steigt die Zahl und Deckung Stickstoff-zeigender Pflanzenarten, also von Arten mit höheren N-Zeigerwerten nach Ellenberg (Ellenberg 1996) auf den stallnäheren Flächen an? – verändert sich die Zahl der Arten, insbesondere der Rote-Liste-Arten bei unterschiedlichem Weidedruck?

© Zool.-Bot. Ges. Österreich, Austria; download unter www.zobodat.at

3. Hinweise zu bekommen, ob halophile Arten auf die Beweidung besonders stark reagieren: werden Halophyten unter Weidedruck zurückgedrängt, oder gibt es positive Effekte? Als konkurrenzschwache Arten sind Halophyten für ihr Fortkommen grundsätzlich auf Offenflächen mit lückiger Vegetation angewiesen. In den Grenzbereichen gegen salzfreie Flächen mit bereits geschlossener Vegetation könnten somit schwach bis mäßig halophile Arten durch weidebedingte Störungen gefördert werden.

4. die beiden unterschiedlichen Weidesysteme „Hutweide Lange Lacke" und „Graurinder-Koppel" hinsichtlich möglicher Beweidungseffekte vergleichend zu prüfen. Auf der Hutweide wird die Herde täglich von den peripheren Flächen in den Stall getrieben, dagegen können die Tiere in der Koppel im Bereich Sandeck, die erst seit 1995 mit Ungarischen Steppenrindern (Graurindern) und Wasserbüffeln beweidet wird, frei innerhalb des abgegrenzten Gebietes umherziehen. Daher wurde angenommen, dass nur auf der Hutweide ein Gradient zunehmend intensiverer Beweidung zwischen Peripherie und Stall existiert. Der Vergleich zwischen den beiden Weidesystemen betrifft daher nur den jeweiligen Gesamtzustand. Die Beweidungsdichte beträgt auf der Hutweide ca. 0,5 Großvieheinheiten pro ha, in der Koppel ca. 1,3.

Die vorliegende Studie stellt einen ersten Versuch dar, bodenchemische und vegetationsökologische Daten auf identischen Probeflächen unmittelbar mit einander in Beziehung zu setzen.

Methodik

Probeflächenauswahl

Grundlage für die Auswahl der Untersuchungsflächen war ein Geodatensatz der FFH (Fauna und Flora Habitat)-Lebensräume im gesamten Untersuchungsgebiet, der mit Hilfe von Gebietskennern um Angaben zu Pflanzengesellschaften ergänzt wurde. Im Gebiet der Hutweide Lange Lacke wurden insgesamt vier verschiedene Lebensräume („Habitate") ausgewählt, die durch typische Pflanzengesellschaften charakterisiert sind:

1. trocken und (weitgehend) salzunbeeinflusst – Trockenrasen: *Potentillo arenariae-Festucetum pseudovinae* (Seewinkler Schwingel-Sandpuszta);

2. trocken und salzbeeinflusst – Salzsteppe: *Artemisietum santonici* (Wermut-Salzsteppe);

3. feucht und (weitgehend) salzunbeeinflusst – Feuchtwiese: *Succiso-Molinietum caeruleae* (Pannonische Blaugras-Pfeifengraswiese);

4. feucht und salzbeeinflusst – Salzsumpf: *Scorzonero parviflorae-Juncetum gerardii* (Binnenländischer Salzsumpf).

GIS-gestützt wurden in einem weiteren Schritt zwei konzentrische Kreise um den Stall gezogen, um drei Zonen im Sinn eines Weidegradienten zu definieren:

- Im Umkreis des Stalles (bis etwa 600 m Entfernung), abgekürzt als „Nähe"
- in mittlerer Entfernung zum Stall (von etwa 600 bis 2500 m), abgekürzt als „Mittel"
- in Stallferne (ab etwa 2500 m), abgekürzt als „Ferne".

In jeder Zone wurden für jedes der vier Habitate nach dem Zufallsprinzip fünf Punkte markiert, die mittels GPS im Gelände aufgesucht und einer Prüfung bezüglich der tatsächlichen Vegetationsverhältnisse (Homogenität, Vorhandensein von Charakterarten, all-

© Zool.-Bot. Ges. Österreich, Austria; download unter www.zobodat.at

fällige Störungen und Fremdeinflüsse etc.) unterzogen wurden. Schließlich wurden pro Habitat mindestens drei Flächen ausgewählt (Abb. 1).

Für das Vergleichsgebiet „Graurinder-Koppel" konnten aufgrund des Fehlens der typischen *Artemisia*-Salzsteppe und von salzfreien Feuchtwiesen nur die Habitate 1 und 4 (Trocken-

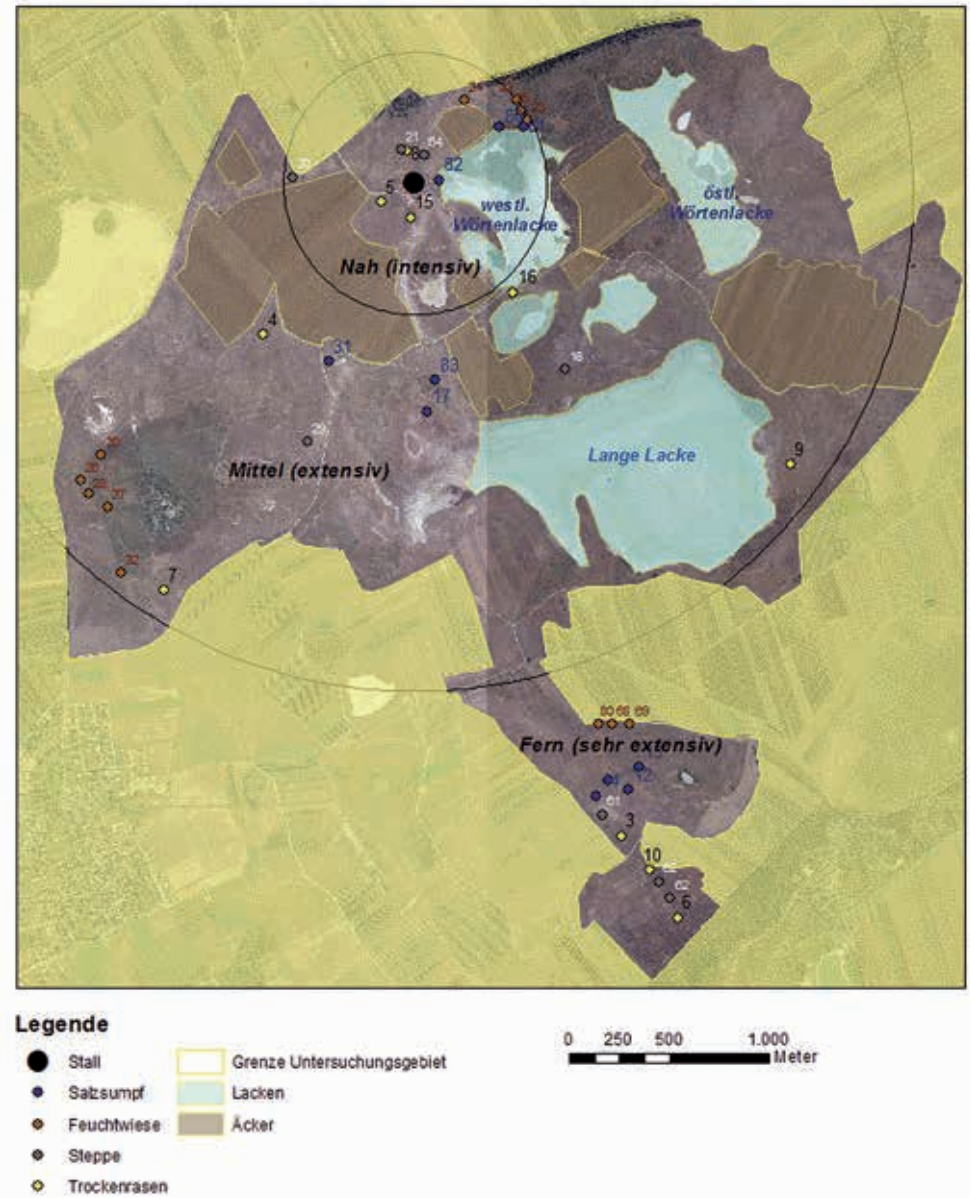


Abb. 1: Aufnahmeflächen in der Hutweide Lange Lacke. Details zu den nummerierten Flächen finden sich in Steingruber (2014). – Fig 1: Plots in the „Hutweide Lange Lacke". For details concerning the numbers see Steingruber (2014).

© Zool.-Bot. Ges. Österreich, Austria; download unter www.zobodat.at

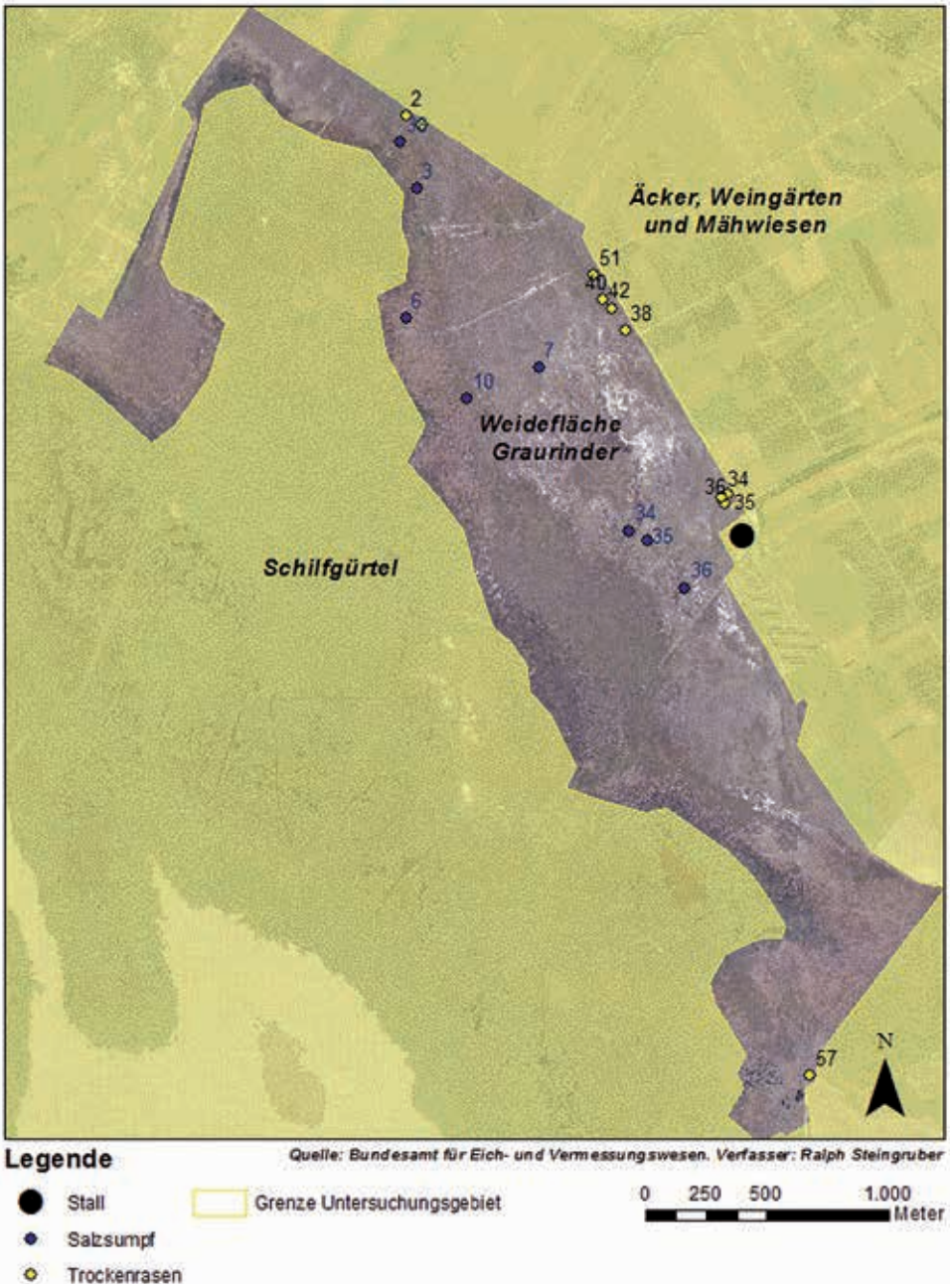


Abb. 2: Aufnahmeflächen in der Graurinder-Koppel. Details zu den nummerierten Flächen finden sich in Steingruber (2014). – Fig. 2: Plots within the paddock of Hungarian cows („Graurinder-Koppel"). For details concerning the numbers see Steingruber (2014).

© Zool.-Bot. Ges. Österreich, Austria; download unter www.zobodat.at

rasen, Salzsümpfe) in das Untersuchungsprogramm aufgenommen werden (Abb. 2). Für den Vergleich der beiden Weidesysteme wurden in beiden Fällen alle Probeflächen desselben Habitats unabhängig von ihrer Stallnähe gemittelt.

Als Referenzstandorte wurden unbeweidete, ungedüngte Flächen im Gebiet ausgesucht (bezüglich weiterer Details über die Aufsammlungsflächen bzw. zur Methodik siehe Steingruber 2014).

Vegetationsaufnahmen

Für Vegetationsaufnahmen nach Braun-Blanquet (1964) wurden Untersuchungsflächen von 25 m^2 (5 x 5m) festgelegt. Neben der Deckung der einzelnen Arten wurden im Juni und Juli 2011 GPS-Koordinaten, durchschnittliche Vegetationshöhe und Gesamtdeckung erhoben.

Stickstoff-Zeigerwert-Analyse

Der „Stickstoff-Zeigerwert nach Ellenberg" (Ellenberg 1996) ist eine Kenngröße, die auf der Basis zahlreicher Freilandbeobachtungen den (wahrscheinlichen) N-Anspruch bzw. N-Bedarf einer bestimmten Pflanzenart angibt. Die hier vorgestellte Methode ist ein Versuch, die jeweilige Deckung (in %) der angetroffenen Pflanzenarten mit deren jeweiligen N-Zeigerwerten in Beziehung zu setzen. Dazu wurde die übliche Braun-Blanquet'sche Artmächtigkeit zunächst in „mittlere Deckungswerte" umgerechnet: so ergab etwa der für die Artmächtigkeit „1" nach Braun-Blanquet zugeordnete Rahmen von 1–5 % Deckung für eine konkrete Pflanzenart den Durchschnittswert von 3,0 %, die Artmächtigkeit „2" (6–25 %) 15,5 %, „3" (26–50 %) 38,0 %, „4" (51–75 %) 63,0 % und „5" (76–100 %) 88,0 %. Den Artmächtigkeiten „r" und „+" wurden dabei (willkürlich) 0,1 bzw. 0,5 % Deckung zugewiesen. Nach Summierung der so erhaltenen durchschnittlichen Deckungswerte aller auf einer Fläche angetroffenen Arten mit identischen N-Zeigerwerten konnten auf diese Weise quantitative Maßzahlen für die Verteilung der Artenkollektive mit gleichen bzw. sehr ähnlichen N-Ansprüchen und somit insgesamt für den N-Bedarf des jeweiligen Vegetationsmusters auf dieser Fläche gewonnen werden.

Rote-Liste-Arten

Auf Vorkommen und Verteilung der in der „Roten Liste gefährdeter Pflanzenarten" (vgl. Niklfeld & Schratt-Ehrendorfer 1999) angeführten Arten wurde unter Berücksichtigung ihrer Gefährdung im Burgenland (vgl. Fischer & Fally 2006), besonderes Augenmerk gelegt. Die in den folgenden Tabellen und Abbildungen angeführten Deckungswerte sind Mittelwerte aller Aufnahmeflächen pro Zone und Habitat.

Bodenanalyse

Auf jeder Aufnahmefläche wurden drei Teilproben mittels eines Stechzylinders (Durchmesser 6 cm, Höhe 5 cm) entnommen und anschließend vermischt, in Plastiksäcke gefüllt und in einer Kühlbox über Eis gelagert. Die Proben wurden nach Lagerung in einer 4 C° Kühlkammer gesiebt (2 mm), und die Extrakte wurden unmittelbar danach hergestellt. Für die Nährstoff- und Salz-Analysen wurden jeweils 2 g frischer Boden mit Aqua dest. (für Kationen, Cl^-, NO_3^- und SO_4^{2-}), mit 1 M KCl (für NH_4^+) sowie mit 0,5 M $NaHCO_3$ (für Phosphat) extrahiert. Die Bestimmung der Anionen erfolgte mittels Ionenchromatographie. Die Kationen (Na^+, K^+, Mg^{2+} und Ca^{2+}) wurden im wässrigen Bodenextrakt

© Zool.-Bot. Ges. Österreich, Austria; download unter www.zobodat.at

mittels Atomabsorptions-Spektrometrie (Perkin-Elmer) bestimmt. Zur Messung von Gesamt-Stickstoff, organischem Kohlenstoff sowie der stabilen N-Isotope ^{14}N und ^{15}N wurde ein Elementaranalysator mit angeschlossenem Massenspektrometer (Finnigan MAT Delta) verwendet. Alle Gehaltsangaben bzgl. NO_3^- und NH_4^+ beziehen sich im weiteren Text der Arbeit nur auf den jeweiligen N-Anteil dieser Ionen. Um den Salzgehalt im Boden zu ermitteln, wurden die Konzentrationen von Na^+, Mg^{2+}, K^+, Ca^{2+}, SO_4^{2-} und Cl^- addiert. Als Carbonat-Gehalt (Summe HCO_3^- und CO_3^{2-}) wurde die Differenz zwischen den analysierten Kationen und Anionen angenommen (für Details bzgl. aller Methoden siehe Steingruber 2014).

Anmerkung

Aufgrund der komplexen Umwandlungsprozesse zwischen den verschiedenen Phosphat-, insbesondere aber Stickstoff-Fraktionen im Boden kommt die einmalige Erfassung der einzelnen Pools lediglich einer Momentaufnahme gleich. Eine umfassendere, einer Nährstoffbilanzierung näher kommende Analyse wäre vermutlich nur in Langzeitprojekten auf Basis jahreszeitlicher, periodischer Messungen aller Pool-Größen und Stoffflüsse möglich. Dies war im Rahmen der vorliegenden Studie jedoch nicht möglich.

Bezüglich der **statistischen Bearbeitung** der Vegetations- und Bodendaten sei auf Steingruber (2014) verwiesen.

Ergebnisse

Hutweide Lange Lacke

Bodenanalysen

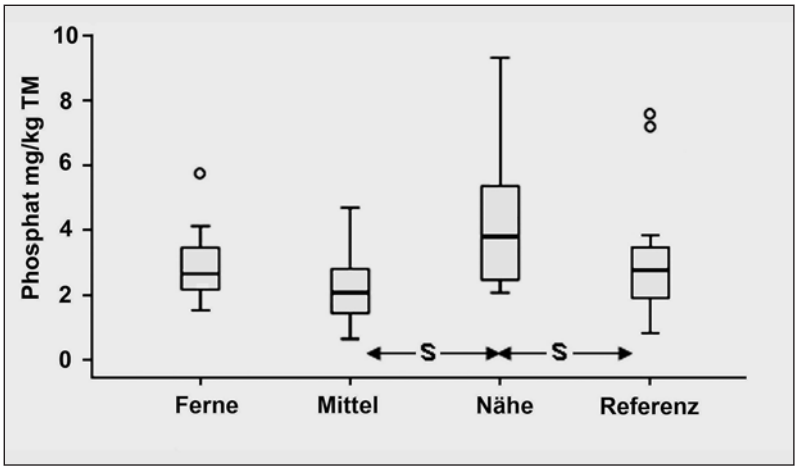


Abb. 3: Phosphat-Gehalte in Böden der Hutweide Lange Lacke. Mittelwerte von Böden aller 4 Habitate (Boxplot-Darstellung mit Median und Standardfehler). Signifikante (p>0,05) Unterschiede sind mit s, Ausreißer mit o markiert. Die Referenz-Werte beziehen sich auf Böden unbeweideter, aber vergleichbarer Habitate außerhalb der Hutweide. – Fig. 3: Phosphate content in soils of the „Hutweide Lange Lacke". Mean values of soils of all 4 habitats (boxplots with median and standard error). Significant differences (p>0,05) are marked with s, outliers with o. Reference values refer to soils of ungrazed plots outside of the "Hutweide".

© Zool.-Bot. Ges. Österreich, Austria; download unter www.zobodat.at

Die stallnahen Probeflächen weisen einen höheren Mittelwert für **Phosphat** auf als die stallfernen und mittleren Flächen, wobei die Unterschiede teilweise signifikant sind (Abb. 3). Diese Tendenz zu höheren Werten in Richtung Stall besteht v. a. in Feuchtwiesen und Salzsteppen (Ergebnisse nicht dargestellt, siehe Steingruber 2014). Die Gehalte in Böden nicht beweideter Referenzflächen liegen in der gleichen Größenordnung wie in den Böden beweideter Habitate.

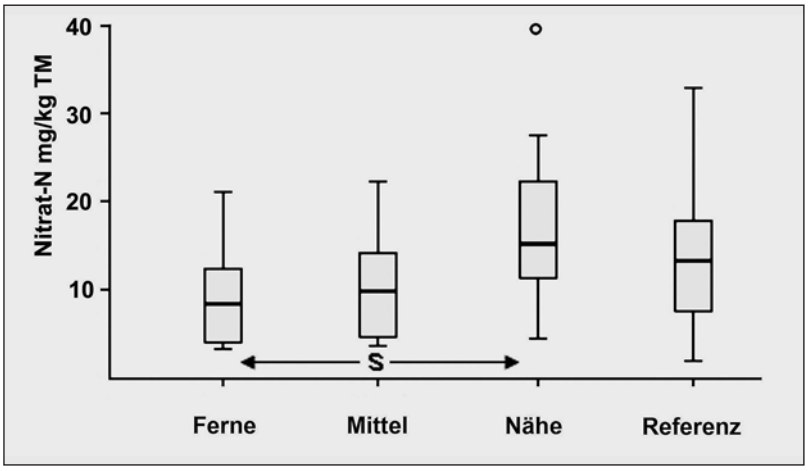


Abb. 4: Nitrat-N-Gehalte in Böden der Hutweide Lange Lacke (Erklärung siehe Abb. 3). – Fig. 4: Nitrate-N-contents of soils in the „Hutweide Lange Lacke“ (for explanations see fig. 3).

Der Anstieg der Mittelwerte für Nitrat-N-Gehalte in Richtung Stall lässt einen deutlichen Gradienten erkennen (Abb. 4; p=0,16). Die detailliertere Betrachtung (nicht dargestellt, siehe Steingruber 2014) zeigt, dass vor allem die Probeflächen in der Salzsteppe und in der Feuchtwiese den signifikanten Unterschied zwischen Stallnähe und Stallferne bedingen.

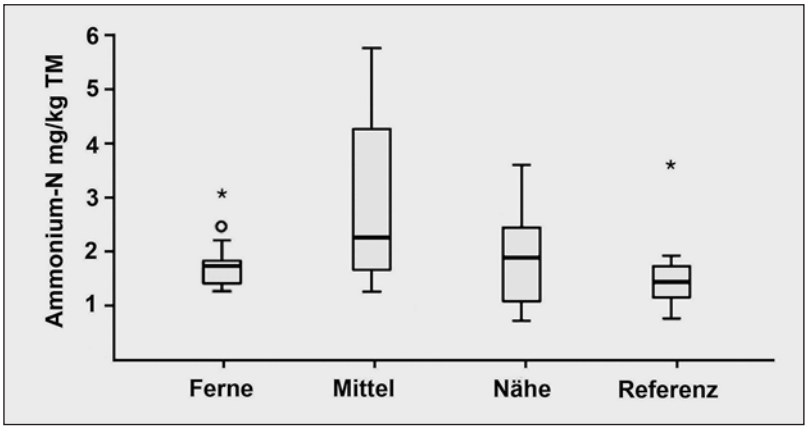


Abb. 5: Ammonium-N-Gehalte in Böden der Hutweide Lange Lacke (Erklärung siehe Abb. 3). – Fig 5: Ammonum-N-contents in soils of the „Hutweide Lange Lacke“ (for explanations see fig. 3).

© Zool.-Bot. Ges. Österreich, Austria; download unter www.zobodat.at

Die Gehalte an Ammonium-N in Böden liegen ca. eine halbe Zehnerpotenz unter den Nitrat-Gehalten und streuen relativ stark, ohne dass Trends in Richtung Stall zu erkennen sind (Abb. 5). Etwas höhere Werte fanden sich zumeist in Böden der beiden Feuchthabitate, wohl auf Grund niedrigerer Nitrifzierungsraten in den O_2-ärmeren, staunassen Böden.

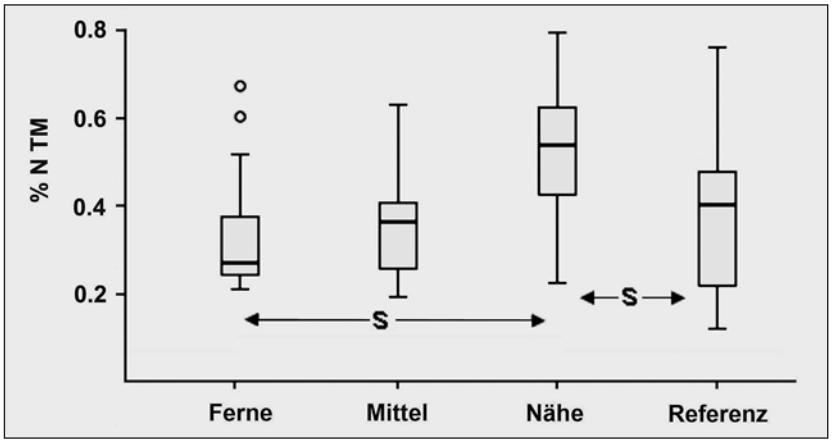


Abb. 6: Gesamt-N-Gehalte in Böden der Hutweide Lange Lacke (Erklärung siehe Abb. 3). – Fig. 6: Total Nitrogen contents in soils of the „Hutweide Lange Lacke" (for explanations see fig. 3).

Über alle vier Habitate gemittelt ergibt sich bezüglich des **Gesamt-Stickstoffgehaltes** ein signifikanter Unterschied zwischen den stallnahen und stallfernen Probeflächen (Abb. 6; p = 0,026).

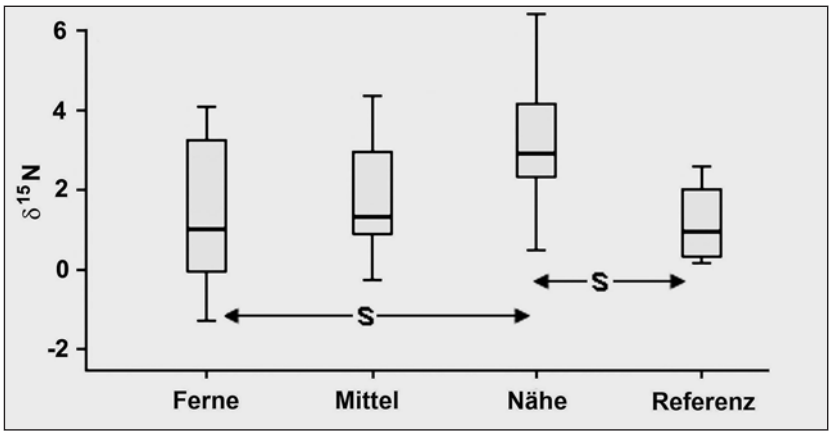


Abb. 7: δ^{15}N-Werte in Böden der Hutweide Lange Lacke (Erklärung siehe Abb. 3). – Fig. 7: δ^{15}N-values in soils of the „Hutweide Lange Lacke" (for explanations see fig. 3).

Positivere Werte der **δ^{15}N-Signatur** (also etwas höhere rel. Anteile des ^{15}N-Isotops gegenüber ^{14}N) ergaben sich insgesamt für die stallnahen Probeflächen aller vier Standortstypen (Abb. 7, p = 0,006). Allerdings streuen die Werte sehr stark.

© Zool.-Bot. Ges. Österreich, Austria; download unter www.zobodat.at

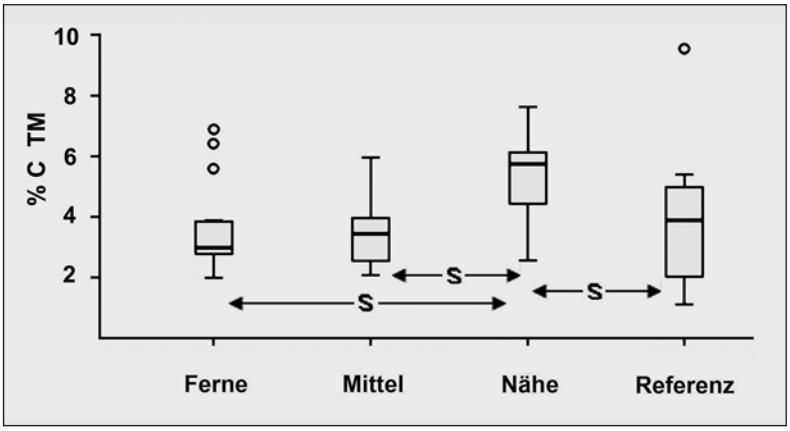


Abb. 8: Gesamtgehalte an organischem Kohlenstoff in Böden der Hutweide Lange Lacke (Erklärungen siehe Abb. 3). – Fig. 8: Total organic carbon contents in soils of the „Hutweide Lange Lacke" (for explanations see fig. 3).

Das Muster der Gehalte an **organischem Kohlenstoff** (Abb. 8) folgt weitgehend demjenigen für Gesamt-Stickstoff mit signifikanten Unterschieden zwischen C-reicheren stallnahen und C-ärmeren stallfernen Probeflächen. Auch die detaillierte Aufschlüsselung der Kohlenstoff-Gehalte (nicht dargestellt, siehe Steingruber 2014) ergibt ein fast identisches Bild wie für Gesamt-Stickstoff. Außer auf Salzsumpf-Probeflächen weisen alle stallnahen Flächen einen höheren Kohlenstoffgehalt auf als die stallfernen; die mittleren Standorte folgen dabei keinem einheitlichen Muster.

Die **C/N-Verhältnisse** in Böden der unterschiedlichen Standorte liegen insgesamt nahe beieinander (zwischen 9,8 und 11,0). Außer in Feuchtwiesen zeigen sich aufgrund analoger Änderungen der N- und C-Gehalte auch keine Gradienten in Stallrichtung.

Vegetationsanalysen

Stickstoff-Zeigerwert-Analyse

Im folgenden Abschnitt werden die Ergebnisse der Vegetationsaufnahmen mit den Ellenberg'schen Stickstoff-Zeigerwerten (N-ZW) der angetroffenen Arten verknüpft. Je nach Anteil und Deckung von Pflanzenarten mit unterschiedlichen N-ZW könnten sich Hinweise über allfällige Eutrophierungseffekte ergeben, wenn wir hiefür Stickstoff gleichsam als „Leitelement" betrachten.

Die Mittelwerte der N-ZW in den **Trockenrasen** (Abb. 9) sind generell niedriger als auf den drei anderen Habitaten. Arten mit einem Wert über 5 sind selten bzw. nur mit geringer Deckung anzutreffen (z. B. *Calamagrostis epigejos* [N-ZW 6], *Lolium perenne* (N-ZW 7] und *Elymus repens* [N-ZW 8]). Der durchschnittliche N-ZW für die auf den betreffenden Aufnahmeflächen registrierten Arten steigt von stallfernen zu stallnahen Flächen stetig an. Für die höheren Deckungen der Arten mit N-ZW 5 auf stallnäheren Flächen sind *Dactylis glomerata* und *Cynodon dactylon* verantwortlich. *Festuca pseudovina* (N-ZW 3) bestimmt den „peak" an stallnahen Standorten. N-ZW 2 umfasst Magerkeitszeiger wie *Festuca rupicola, Koeleria macrantha* und *Briza media*, die mit zunehmender Entfernung zum Stall höhere Deckungen aufweisen.

© Zool.-Bot. Ges. Österreich, Austria; download unter www.zobodat.at

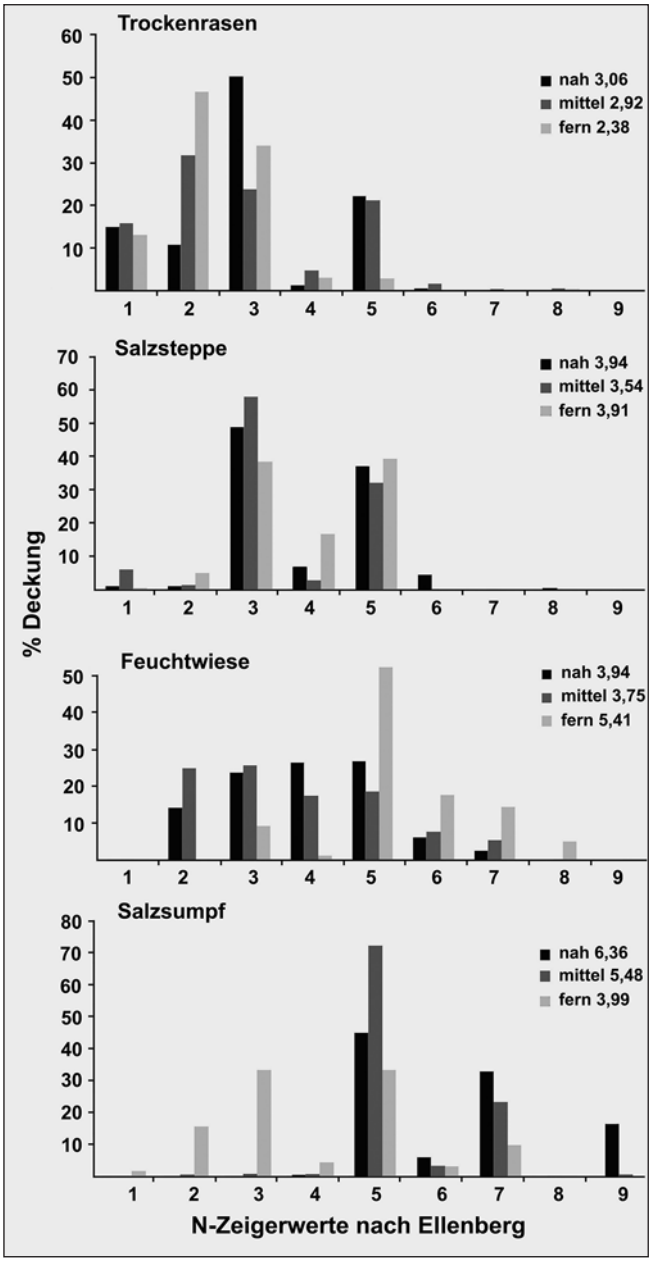


Abb. 9: N-Zeigerwert-Analyse für die vier Habitate in allen 3 Zonen der Hutweide Lange Lacke. Die Balkenhöhe entspricht der Summe der rechnerisch ermittelten durchschnittlichen Deckungswerte aller Arten in einer bestimmten Zone mit dem jeweils gleichen N-ZW. Zusätzlich ist der durchschnittliche N-ZW sämtlicher in einer bestimmten Zone angetroffenen Arten angeführt. – Fig. 9: Application of nitrogen pointer values following Ellenberg to the four habitats in all 3 zones within the „Hutweide Lange Lacke". The length oft he bars corresponds to the sum of the calculated average cover of species within a distinct zone showing the same nitrogen pointer value. Additionally, the mean N pointer value of all plant species observed in a distinct zone is shown.

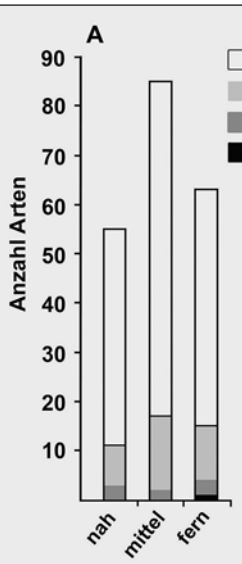
Die Verteilung von **Salzsteppen-Arten** mit unterschiedlichen N-ZW ist in den drei Zonen durchaus sehr ähnlich. Für die Unterschiede bei N-ZW 5 sind *Artemisia santonicum* und *Plantago maritima*, für die Differenzen bei N-ZW 3 ist *Festuca pseudovina* verantwortlich. Sonstige in der Salzsteppe anzutreffende Arten wie *Puccinellia peisonis* (N-ZW 4) oder *Lepidium cartilagineum* (N-ZW 2) sind zwar durchwegs vorhanden, haben aber wegen ihrer geringen Deckung nur wenig Einfluss auf die Balkenhöhen.

© Zool.-Bot. Ges. Österreich, Austria; download unter www.zobodat.at

Auf **Feuchtwiesen** liegen die stallfernen Probeflächen mit einem Durchschnitts-N-ZW von 5,41 deutlich über den beiden stallnäheren Flächen mit N-ZW unter 4. Verantwortlich dafür sind höhere Deckungen der Arten mit N-ZW zwischen 5 und 8, im wesentlichen *Carex riparia, Cirsium canum* und *Pulicaria dysenterica* (N-ZW 5), *Calamagrostis epigejos* (N-ZW 6) und *Phragmites australis* (N-ZW 7). Die höhere Deckung der Arten mit N-ZW 4 in Stallnähe betrifft im wesentlichen *Carex flacca* und *Serratula tinctoria*, die in den Aufnahmen auf den stallfernen Flächen fehlten. Unterschiede bei N-ZW 3 betreffen *Deschampsia cespitosa* und bei N-ZW 2 *Molinia caerulea*. Erwähnenswert ist schließlich, dass die N-indifferente (also in Abb. 9 nicht berücksichtigte) halophile Art *Carex distans* sehr deutlich von 26 % Deckung in Stallferne bis 4 % in Stallnähe abnimmt.

Die durchschnittlichen N-ZW der auf den **Salzsumpf**-Flächen registrierten Arten steigen in Richtung Stall noch deutlicher an als die N-ZW für Trockenrasen-Arten. Einerseits sind dafür einige Arten mit N-ZW 7 (insbesonders *Bolboschoenus maritimus* und *Phragmites australis*) verantwortlich, andererseits nehmen einige Arten mit niedrigen N-ZW (2 & 3) sehr stark ab. Hierbei handelt es sich im wesentlichen um Arten, die ihren Verbreitungs-

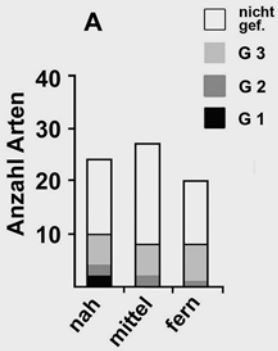
Artenzusammensetzung und Rote-Liste-Arten



B	Arten	nah	mittel	fern
	Silene viscosa	0,03		
	Linum austriacum	0,07	0,30	
	Medicago minima	0,03	0,75	
	Lotus maritimus	0,20	0,15	
	Carex distans		0,75	
	Petrorhagia saxifraga		0,75	
	Rhinanthus serotinus		0,75	
	Euphorbia seguieriana		0,75	
	Ranunculus polyanthemos		0,03	
	Astragalus austriacus		0,13	
	Lotus tenuis		0,25	
	Veronica spicata		0,88	0,03
	Luzula pallescens *			0,03
	Iris pumila			0,03
	Artemisia santonicum			0,20
	Trinia glauca			0,20
	Aster linosyris			0,17
	Globularia punctata			0,17
	Trifolium ochroleucon			0,03
	Prunella laciniata	0,17		0,03
	Thymus kosteleckyanus	2,17	1,65	0,20
	Plantago maritima	0,20	0,25	0,33
	Veronica prostrata	0,37	1,00	0,17
	Thesium linophyllon	0,17	0,50	0,20
	Filipendula vulgaris	0,17	0,38	11,30
	Selinum carvifolia	0,17	0,13	0,37
	gesamt	**3,75**	**9,40**	**13,46**

Abb. 10: Verteilung der Pflanzenarten im Habitat **Trockenrasen** innerhalb der Hutweide Lange Lacke. A. Anzahl Arten nach Gefährdungsstatus: G 1 = vom Aussterben bedroht, G 2 = stark gefährdet, G 3 = gefährdet. B. Gefährdete Arten mit ihren durchschnittlichen Deckungswerten: hellgraue Felder = G 3 – Arten, dunkelgraue Felder = G 1 (mit Sternchen) und G 2-Arten zusammengefasst; graue Artnamen beziehen sich auf Arten, die ihren Schwerpunkt in einem anderen Habitat haben. Erläuterung zu den Deckungswerten siehe Kap. Material und Methodik. – Fig. 10: Distribution of plant species in the habitat **„Trockenrasen"** (dry meadow) in the "Hutweide Lange Lacke". A. Species number according to the endangering status: G 1 = in danger of extinction, G 2 = highly endangered G 3 = endangered. B. Endangered species and their average covering values: weak gray = G 3 – species, dark gray = G 1 (with asterisks) and G 2 species combined; gray labelling of species names correspond to species with preferential distribution in an other habitat. Explanations to the covering values see chapter Material and Methods.

© Zool.-Bot. Ges. Österreich, Austria; download unter www.zobodat.at

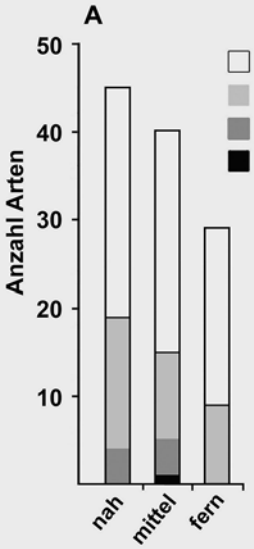


B	Arten	nah	mittel	fern
	Plantago tenuiflora *	0,03		
	Camphorosma annua *	1,00		
	Prunella laciniata	0,03		
	Veronica prostrata	0,17		
	Bupleurum tenuissimum	0,17	1,50	
	Lotus tenuis	1,17	0,25	
	Lotus maritimus		0,25	
	Lepidium cartilagineum		1,55	1,00
	Aster linosyris			2,03
	Allium sphaerocephalon			1,00
	Veronica spicata			0,17
	Carex stenophylla	1,00	0,25	5,17
	Plantago maritima	2,00	15,50	11,33
	Puccinellia peisonis	5,17	1,75	12,67
	Artemisia santonicum	38,00	26,75	30,50
	gesamt	**48,74**	**47,80**	**63,87**

Abb. 11: Verteilung der Pflanzenarten im Habitat **Salzsteppe** innerhalb der Hutweide Lange Lacke (Erklärung siehe Abb. 10). – Fig. 11: Distribution of plant species in the habitat **„Salzsteppe“** (saline steppe) in the „Hutweide Lange Lacke“ (for explanations see fig. 10).

schwerpunkt eher auf trockeneren Habitaten haben, etwa *Plantago lanceolata, Achillea millefolium* agg. und *Centaurea jacea* ssp. *angustifolia*.

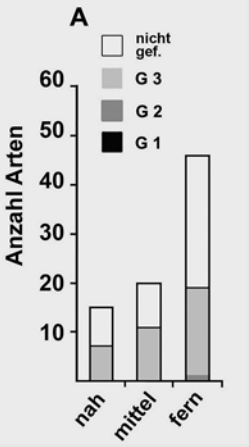
Mit einer Gesamtartenzahl von 106 Arten stellen die Trockenrasen (Abb. 10) das artenreichste Habitat dar. 26 der aufgefundenen Arten (24,5 %) gelten als gefährdete Arten im Burgenland. *Thymus kosteleckyanus,* die als einzige stark gefährdete Art etwas höhere Deckungen aufweist, nimmt zum Stall hin zu. Andererseits ist *Filipendula vulgaris* die einzi-



B	Arten	nah	mittel	fern
	Ranunculus polyanthemophyllus	0,10		
	Trifolium fragiferum	0,20		
	Carex otrubae	0,60		
	Juncus gerardii	3,10		
	Schoenus nigricans	0,10	0,12	
	Scorzonera parviflora	0,10	0,62	
	Carex divisa	0,60	1,20	
	Schoenoplectus tabernaemontani	0,70	0,02	
	Ranunculus polyanthemos	0,10	0,04	
	Achillea aspleniifolia	0,20	0,40	
	Eleocharis uniglumis	0,70	0,10	
	Triglochin maritimum	3,10	0,12	
	Schoenoplectus pungens *		0,10	
	Cladium mariscus		0,20	
	Selinum carvifolia		0,02	
	Centaurium littorale		0,04	
	Plantago maritima		0,10	
	Cirsium brachycephalum		0,10	0,17
	Aster linosyris			0,17
	Bolboschoenus maritimus	0,10		0,03
	Lotus tenuis	0,20	0,02	0,50
	Lotus maritimus	1,32	2,00	1,33
	Inula britannica	0,10	0,22	7,17
	Pulicaria dysenterica	4,90	2,50	7,17
	Carex distans	4,40	9,40	26,20
	gesamt	**20,62**	**17,32**	**42,74**

Abb. 12: Verteilung der Pflanzenarten im Habitat **Feuchtwiese** innerhalb der Hutweide Lange Lacke (Erklärung siehe Abb. 10). – Fig. 12: Distribution of plant species in the habitat **„Feuchtwiese“** (wet meadow) in the „Hutweide Lange Lacke“ (for explanations see fig. 10).

© Zool.-Bot. Ges. Österreich, Austria; download unter www.zobodat.at



B	Arten	nah	mittel	fern
	Schoenoplectus tabernaemontani	5,33	0,17	
	Carex otrubae		0,03	
	Triglochin maritimum		0,20	
	Atriplex prostrata		0,17	
	Carex distans		13,70	0,03
	Inula britannica		0,17	4,15
	Trifolium fragiferum		0,03	0,13
	Leontodon saxatilis			0,13
	Taraxacum bessarabicum			0,50
	Prunella laciniata			0,13
	Centaurium littorale			0,03
	Ranunculus sardous			0,03
	Ranunculus polyanthemos			0,03
	Filipendula vulgaris			0,03
	Carex stenophylla			0,05
	Aster linosyris			0,15
	Eleocharis uniglumis	1,00		0,13
	Plantago maritima	0,17		1,13
	Bolboschoenus maritimus	23,00	6,33	0,13
	Lotus tenuis	0,17	0,37	1,13
	Juncus gerardii	23,00	51,33	14,25
	Aster tripolium	1,00	2,00	0,13
	gesamt	**53,67**	**74,50**	**22,29**

Abb. 13: Verteilung der Pflanzenarten im Habitat **Salzsumpf** innerhalb der Hutweide Lange Lacke (Erklärung siehe Abb. 10). – Fig. 13: Distribution of plant species in the habitat **„Salzsumpf“** (saline bog) in the „Hutweide Lange Lacke“ (for explanations see fig. 10).

ge Art, die in ihrer Deckung mit steigender Entfernung deutlich zunimmt und damit den Gesamtdurchschnitt stark erhöht. Auffällig ist, dass nur 6 von den insgesamt 26 Arten auf jeder Aufnahmefläche regelmäßig vorkamen.

Im Vergleich zu den drei anderen Habitat-Typen weist die Salzsteppe mit einer Gesamtartenzahl von 46 die geringste Diversität auf (Abb. 11). Mit 15 Rote-Liste-Arten (32,6 %) sind gefährdete Arten in den Salzsteppen dennoch relativ reichlich vertreten. Eine etwas höhere Gesamt-Artenzahl, insbesondere in Bezug auf stark gefährdete Arten findet sich in Stallnähe. Besonders hervorzuheben ist hier das rel. häufige Vorkommen der beiden vom Aussterben bedrohten Arten *Plantago tenuiflora* und *Camphorosma annua*. Die stark gefährdete Art *Bupleurum tenuissimum* wurde ebenfalls nur in den beiden stallnäheren Sektoren angetroffen. Andererseits zeigen 3 der 4 Rote-Liste-Arten, die in allen Hutweide-Zonen angetroffen wurden (*Carex stenophylla, Plantago maritima* und *Puccinellia peisonis*), auf stallnahen Flächen geringere Deckungen. *Artemisia santonicum*, Leitart der „Wermut-Salzsteppen“, kommt in allen 3 Zonen mit hoher durchschnittlicher Deckung vor.

Mit einer Gesamtzahl von 73 Arten stellen die Feuchtwiesen ebenfalls ein artenreiches Habitat dar (Abb. 12). 25 Arten (34,2 %) sind Rote-Liste-Arten. Sowohl die Artenzahlen insgesamt als auch die Anzahl an gefährdeten Arten, die zumeist nur vereinzelt nachgewiesen werden konnten, nehmen gegen die Peripherie der Hutweide deutlich ab. Die vom Aussterben bedrohte Art *Schoenoplectus pungens* wurde nur auf einer einzigen Probefläche aufgefunden. *Carex distans* (die allerdings ihren Verbreitungsschwerpunkt eher auf feuchten Salzflächen hat) bestimmt maßgeblich den insgesamt höchsten Deckungswert der Rote-Liste-Arten in Stallferne.

© Zool.-Bot. Ges. Österreich, Austria; download unter www.zobodat.at

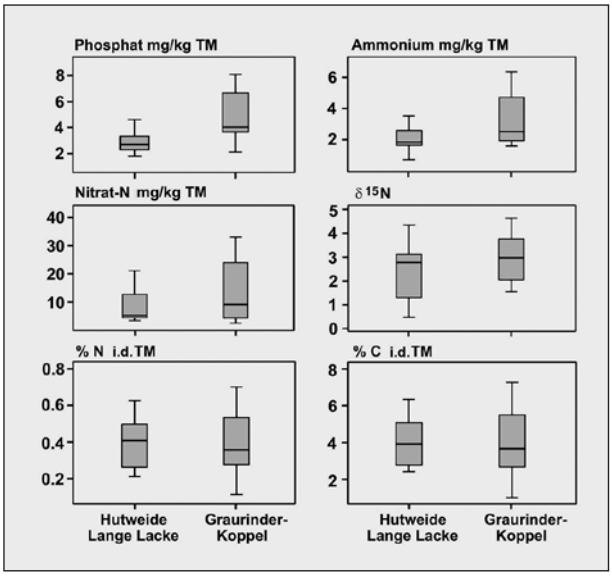


Abb. 14: Vergleich der Boden-Nährstoffe im Habitat Trockenrasen zwischen. Hutweide Lange Lacke und Graurinder-Koppel. Boxplot-Darstellung mit Median, Quartilen sowie Minimum- und Maximum-Werten. – Fig 14: Comparison of soil nutrients in the habitat **„Trockenrasen“** (dry meadow) between „Hutweide Lange Lacke“ and „Graurinder-Koppel“. Box-plot showing median, quartils, minimum and maximum values.

Salzsümpfe erscheinen zunächst mit insgesamt 56 Arten in Hinblick auf den extremeren Charakter dieses Standort-Typus sehr artenreich. Mit 22 Rote Liste-Arten (39,3 %) sind diese Standorte auch mit dem höchsten Anteil an gefährdeten Arten ausgewiesen (Abb. 13). Als einzige stark gefährdete Art konnte *Taraxacum bessarabicum* im Bereich der Langen Lacke nur vereinzelt in Stallferne beobachtet werden. Sowohl die Gesamtartenzahl als auch die Anzahl an Rote-Liste-Arten nehmen in Richtung Stall relativ stark ab, während typische Salzsumpfarten, wie *Juncus gerardii, Aster tripolium*, besonders aber *Bolboschoenus maritimus* tendenziell zunehmen und für die hohen Deckungen der Rote-Liste-Arten insgesamt verantwortlich sind. Bei genauer Sichtung des Artenbestandes, insbesondere bezüglich der nicht gefährdeten Arten in Stallferne (Steingruber 2014), fällt allerdings auf, dass viele davon ihren ökologischen Schwerpunkt in trockeneren Habitaten haben.

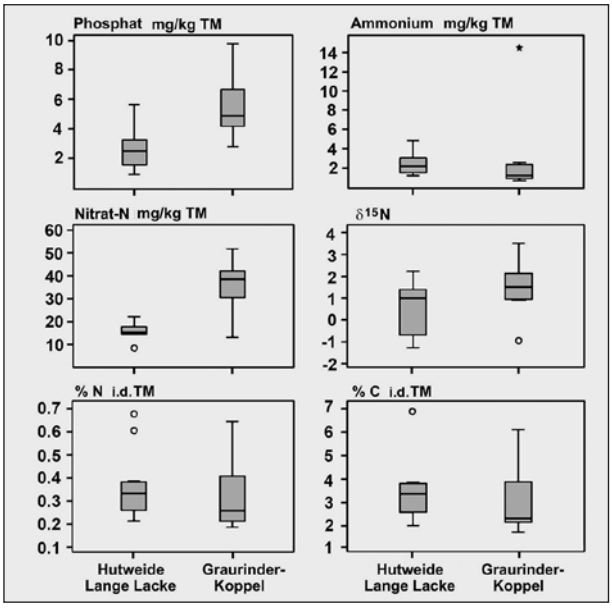


Abb. 15: Vergleich der Boden-Nährstoffe im Habitat Salzsumpf zwischen Hutweide Lange Lacke und Graurinder-Koppel. Erklärung siehe Abb. 14. – Fig 15: Comparison of soil nutrients in the habitat **„Salzsumpf“** (saline bog) between „Hutweide Lange Lacke“ and „Graurinder-Koppel“. For explanations see Fig. 14.

© Zool.-Bot. Ges. Österreich, Austria; download unter www.zobodat.at

Vergleich Hutweide – Graurinder-Koppel

Bodennährstoffe

Die Gegenüberstellung der Bodenparameter in den **Trockenrasen** beider Weidesysteme (Abb. 14) ergibt, dass sich von allen erfassten Parametern nur die Phosphatgehalte signifikant unterscheiden (p=0,017) und in der Graurinder-Koppel um ca. 40 % höher liegen. Ammonium-N, Nitrat-N sowie $\delta^{15}N$ zeigen lediglich die Tendenz geringfügig höherer Werte in der Koppel, während Gesamt-Stickstoff und organischer Kohlenstoff in derselben Größenordnung liegen.

Wie im Trockenrasen, so liegen auch im Habitat **Salzsumpf** die Phosphat-Gehalte der Koppel-Flächen signifikant um ca. den Faktor 2 höher (p=0,006). Ein hoch signifikanter Unterschied in den Mittelwerten ist zusätzlich für den Nitrat-N-Gehalt gegeben, der in der Koppel ca. um den Faktor 2,4 höher liegt. Ebenso zeigt sich ein gewisser Trend zu positiveren $\delta^{15}N$-Werten. Alle weiteren Bodenparameter liegen in vergleichbaren Dimensionen (Abb. 15). Festzuhalten ist, dass in beiden Habitaten der Koppel die Daten insgesamt einer breiteren Streuung unterliegen als auf der Hutweide.

Stickstoff-Zeigerwert-Analyse

Mit 4,06 (Mittelwert) liegen die N-Zeigerwerte in der Graurinder-Koppel deutlich über jenen der Hutweide (2,76). Arten mit etwas höheren Zeigerwerten (5 & 7, z. B. *Lolium perenne*, *Dactylis glomerata* und *Cynodon dactylon*) sind in der Koppel viel stärker vertreten als in der Hutweide. Auch bezüglich des N-ZW 3 sind es vor allem tritt- und weideresistente Arten wie *Festuca pseudovina, Ononis spinosa, Eryngium campestre* und *Plantago media*, die in der Koppel höhere Deckungen aufweisen. Andererseits sind Arten mit N-ZW von 1 & 2 (*Potentilla arenaria, Briza media, Centaurea jacea* ssp. *angustifolia, Koeleria macrantha* und *Festuca rupicola*) in der Hutweide mit etwas höheren Deckungen vertreten (Abb. 16).

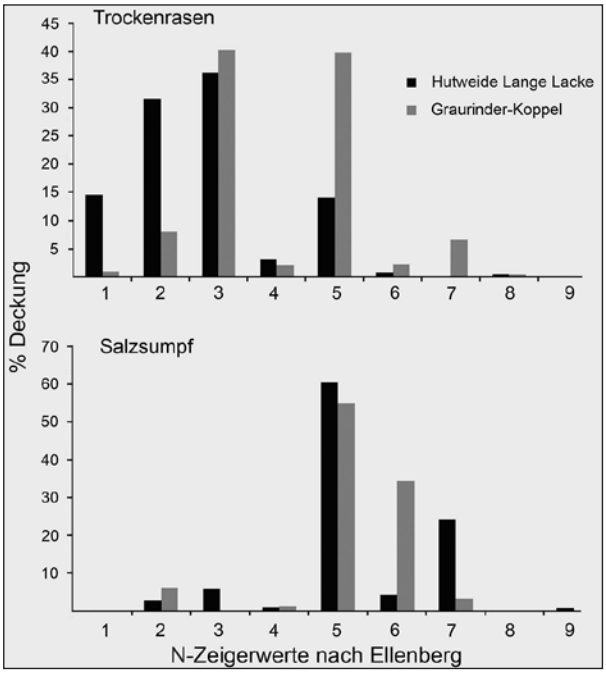
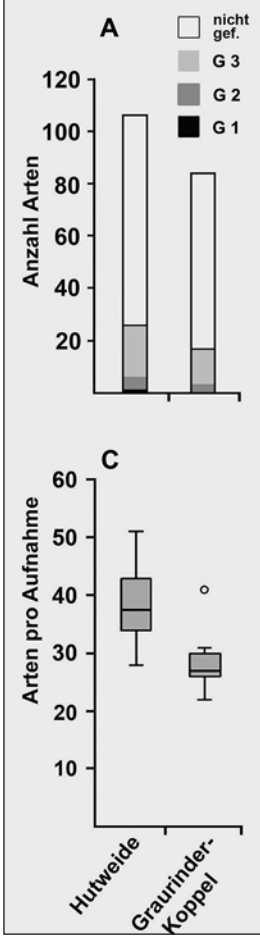


Abb. 16: N-Zeigerwert-Analyse für die Habitate **Trockenrasen** und **Salzsumpf** in der Hutweide Lange Lacke und in der Graurinder-Koppel. Die auf die Hutweide bezogenen Balken entsprechen den Mittelwerten der Deckungen auf den Probeflächen aller drei unterschiedlich weit vom Stall entfernten Zonen. – Fig. 16: Application of nitrogen pointer values following Ellenberg to the habitats **„Trockenrasen"** (dry meadow) and **„Salzsumpf"** (saline bog) in the „Hutweide Lange Lacke" and the "Graurinder-Koppel". The bars corresponding to the „Hutweide" are mean covering values of species from the plots within all three zones in different distances to the stable (for additional explanations see fig. 9 and chapter Material and Methods).

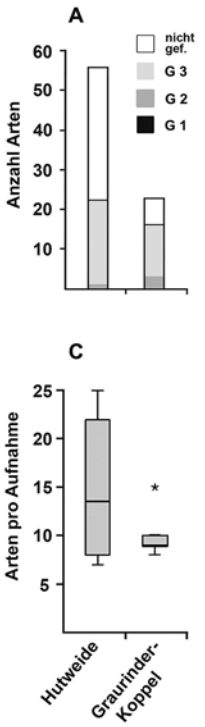
© Zool.-Bot. Ges. Österreich, Austria; download unter www.zobodat.at



B Arten	Hutweide Lange Lacke	Graurinder-Koppel
Luzula pallescens *	0,01	
Silene viscosa	0,01	
Iris pumila	0,01	
Trifolium ochroleucon	0,01	
Astragalus austriacus	0,04	
Aster linosyris	0,06	
Globularia punctata	0,06	
Trinia glauca	0,07	
Artemisia santonicum	0,07	
Selinum carvifolia	0,22	
Rhinanthus serotinus	0,25	
Euphorbia seguieriana	0,25	
Thesium linophyllon	0,29	
Medicago minima	0,26	
Veronica spicata	0,30	
Veronica prostrata	0,51	
Filipendula vulgaris	3,69	
Taraxacum bessarabicum		0,10
Carex supina		0,30
Leontodon saxatilis		0,65
Trifolium fragiferum		0,71
Thesium ramosum		0,01
Potentilla inclinata		0,05
Silene otites		0,15
Carex liparocarpos		0,35
Thymus kosteleckyanus	1,34	0,47
Petrorhagia saxifraga	0,25	0,01
Prunella laciniata	0,07	0,03
Lotus maritimus	0,12	0,26
Plantago maritima	0,26	0,05
Ranunculus polyanthemos	0,01	0,10
Linum austriacum	0,12	0,10
Lotus tenuis	0,08	0,40
Carex distans	0,25	3,80
gesamt	**8,61**	**7,54**

Abb. 17: Verteilung der Pflanzenarten im Habitat **Trockenrasen** auf der Hutweide Lange Lacke und in der Graurinder-Koppel. A. Anzahl Arten nach Gefährdungsstatus: G 1 = vom Aussterben bedroht, G 2 = stark gefährdet, G 3 = gefährdet. B. Gefährdete Arten mit ihren durchschnittlichen Deckungswerten: hellgraue Felder = G 3 – Arten, dunkelgraue Felder = G 1 (mit Sternchen) und G 2-Arten zusammengefasst; graue Artnamen beziehen sich auf Arten, die ihren Schwerpunkt in einem anderen Habitat haben. C. Artenzahlen pro Aufnahme. Im Fall der Hutweide wurden alle drei Zonen in unterschiedlicher Stallentfernung gemeinsam verrechnet. Erläuterung zu den Dekkungswerten siehe Kap. Material und Methodik. – Fig. 17: Distribution of plant species in the habitat **„Trockenrasen“** (dry meadow) in the “Hutweide Lange Lacke”. A. Species number according to the endangering status: G 1 = in danger of extinction, G 2 = highly endangered G 3 = endangered. B. Endangered species and their average covering values: weak gray = G 3 – species, dark gray = G 1 (with asterisks) and G 2 species combined; gray labelling of species names corresponds to species with preferential distribution in an other habitat. C. Number of species per phytosociological recording. The plant species from all three zones of the “Hutweide” in different distances to the stable were includet. Regarding the covering values see chapter Material and Methods.

© Zool.-Bot. Ges. Österreich, Austria; download unter www.zobodat.at



B Arten	Hutweide Lange Lacke	Graurinder-Koppel
Leontodon saxatile	0,04	
Taraxacum bessarabicum	0,17	
Carex otrubae	0,01	
Centaurium littorale	0,01	
Ranunculus sardous	0,01	
Ranunculus polyanthemos	0,01	
Filipendula vulgaris	0,01	
Carex stenophylla	0,02	
Atriplex prostrata	0,06	
Prunella laciniata	0,04	
Trifolium fragiferum	0,05	
Aster linosyris	0,05	
Inula britannica	1,44	
Schoenus nigricans		0,01
Scorzonera parviflora		0,14
Juncus maritimus		9,79
Puccinellia peisonis		0,07
Salicornia prostrata		0,07
Lotus maritimus		0,07
Spergularia maritima		0,16
Bolboschoenus maritimus	9,82	0,71
Eleocharis uniglumis	0,38	0,07
Plantago maritima	0,43	0,07
Lotus tenuis	0,56	0,21
Schoenoplectus tabernaemontani	1,83	0,09
Triglochin maritimum	0,07	3,57
Aster tripolium	1,04	2,64
Carex distans	4,57	21,21
Juncus gerardii	29,53	10,79
gesamt	**50,15**	**49,67**

Abb. 18: Verteilung der Pflanzenarten im Habitat **Salzsumpf** auf der Hutweide Lange Lacke und in der Graurinder-Koppel (Erklärungen siehe Abb. 17). – Distribution of plant species in the habitat **„Salzsumpf“** (saline bog) in the "Hutweide Lange Lacke" and in the „Graurinder-Koppel“ (for explanations see fig. 17).

Obwohl sich die Mittelwerte für Hutweide und Koppel nur geringfügig unterscheiden, gibt es im Detail nennenswerte Differenzen: der große Unterschied bei Arten mit N-ZW 7 ist durch die höhere Deckung von *Phragmites australis* und *Bolboschoenus maritimus* in der Hutweide zu erklären, während die deutlich unterschiedliche Balkenhöhe für das Artenkollektiv mit N-ZW 6 das häufige Vorkommen von *Juncus maritimus*-Horsten mit entsprechend hohen Deckungswerten in der Koppel widerspiegelt. Auffällig ist, dass diese bemerkenswerte und offenbar durch Beweidung stark geförderte Art in den Aufnahmen der Hutweide nicht vorkommt. Die beiden Arten *Agrostis stolonifera* und *Juncus gerardii* (N-ZW 5) haben in beiden Weidesystemen den jeweils größten Anteil an der Deckung.

Artenzusammensetzung und Rote-Liste-Arten

Die mittleren Artenzahlen pro Aufnahme auf den Trockenrasen der Hutweide liegen signifikant (p=0,002) über jenen der Graurinder-Koppel. Die Gesamtzahl mit 106 registrierten Arten ist in der Hutweide ebenfalls deutlich höher, und auch die Zahl der Rote-Liste-Arten übersteigt etwas die Anzahl in der Koppel. Bemerkenswert ist, dass von den 26 Rote-Liste-Arten in der Hutweide (vgl. Abb. 17) nur 9 Arten in der Graurinder-Koppel nachgewiesen werden konnten (z. B. *Thymus kosteleckyanus, Petrorhagia saxifraga* und *Prunella laciniata*), die aber insgesamt etwa die gleiche Deckung einnehmen wie die Ro-

© Zool.-Bot. Ges. Österreich, Austria; download unter www.zobodat.at

te-Liste-Arten in den Trockenrasen der Hutweide. Sehr selten anzutreffende Arten wie *Luzula pallescens, Trifolium ochroleucon* oder *Trinia glauca* konnten nur auf der Hutweide registriert werden.

Die Verhältnisse im Salzsumpf sind ähnlich wie in Trockenrasen: In der Koppel finden sich insgesamt deutlich weniger Arten, im Durchschnitt um ca. 50 % weniger pro Aufnahme, und auch die Zahl der Rote-Liste-Arten ist um ca. 30 % geringer. Es wurde weiter oben schon darauf hingewiesen, dass die Salzsumpf-Probeflächen auf der Hutweide in Stallferne z. T. schon Übergangslebensräume zu trockeneren Habitaten darstellten. Die tatsächlichen Verhältnisse verschwimmen also etwas, da neben typischen Salz- bzw. Feuchtezeigern schon eine Reihe mesophiler bis xerophiler Arten hinzukommen. In Hinblick auf Rote-Liste-Arten finden sich jedoch in beiden Weidesystemen die für Salzsumpf-Habitate charakteristischen Arten (siehe Tab. B in Abb. 18), die in beiden Fällen auch ähnlich hohe Deckungswerte erreichen. *Juncus maritimus* und *Spergularia maritima* wurden allerdings ausschließlich in der Graurinder-Koppel gefunden.

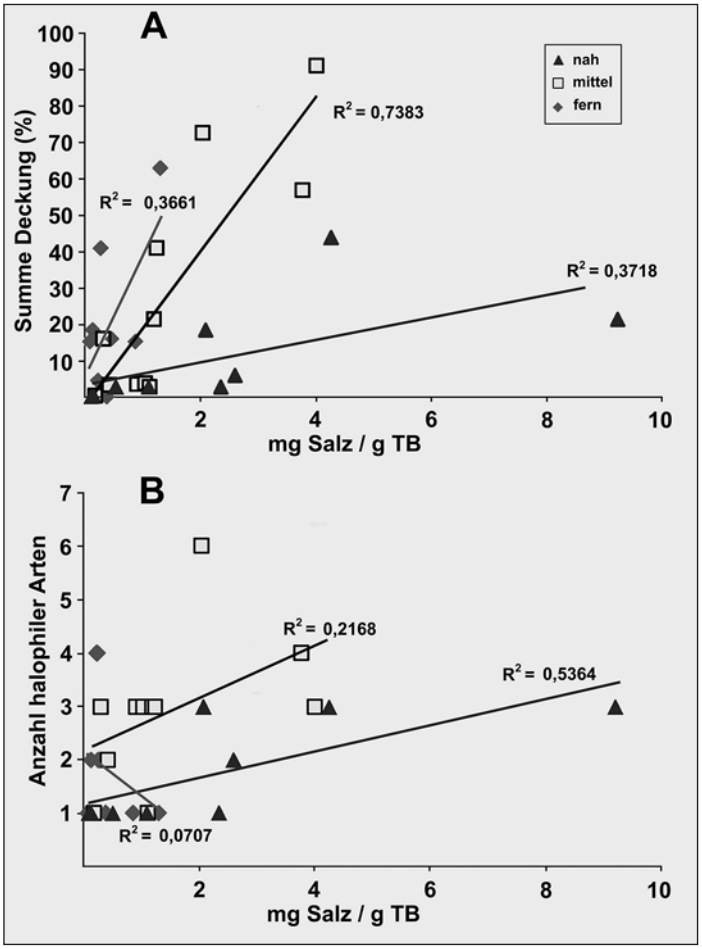


Abb. 19: Halophile Arten (mit Ellenberg'schen Salz-Zeigerwerten über 5) in den drei unterschiedlich vom Stall entfernten Zonen der Hutweide in Abhängigkeit vom Bodensalzgehalt. A Gesamtdeckung, B Anzahl der Arten, mit Trendlinie und Bestimmtheitsmaß R^2; jedes Symbol entspricht einer Aufnahme. – Fig. 19: Halophytic plant species (with salt pointer values above 5 following Ellenberg) within the three zones in different distances to the stable depending on to the soil salt content. A. total covering, B. number of species with trend line and stability index; each symbol corresponds to one single phytosociological recording.

© Zool.-Bot. Ges. Österreich, Austria; download unter www.zobodat.at

Salz und Beweidung

Es wurde geprüft, ob Unterschiede in der Zahl an halophilen Arten (bzw. von Arten mit einem Salz-Zeigerwert nach Ellenberg von über 5) und in ihrer Deckung in Abhängigkeit vom Bodensalzgehalt bestehen. Dabei wurden alle Aufnahmen ungeachtet des speziellen Habitats herangezogen.

Tendenziell steigt die Deckung halophiler Arten mit steigendem Bodensalzgehalt in den 3 Zonen an (Abb. 19 A), jeweils in sehr unterschiedlichem Ausmaß und statistisch kaum abgesichert, wie das Bestimmtheitsmaß der Regressionen (R^2<0,95) zeigt. Bei Betrachtung der Zahl an halophilen Arten mit steigendem Bodensalzgehalt der Aufnahmeflächen (Abb. 19 B) zeichnen sich kaum Tendenzen für einen Anstieg ab, und auf den stallfernen Aufnahmeflächen sinken sogar die Artenzahlen.

Diskussion

Gibt es Anzeichen einer beweidungsbedingten Eutrophierung?

Bodenparameter

Auf den ersten Blick scheinen die meisten untersuchten Bodenparameter (Tab. 1) tatsächlich auf höhere Nährstoffeinträge auf stallnäheren Flächen der Hutweide Lange Lacke im Sinne von Eutrophierung hinzudeuten, sieht man vom Habitat Salzsumpf ab. Auch der Anstieg der δ^{15}N-Signatur im Boden (als Folge höhere N-Umsetzungsraten, siehe dazu weiter unten) in Richtung Stall – also mit steigendem Weidedruck – kann als Indiz dafür gewertet werden.

Phosphat

Anzeichen einer möglichen Verlagerung von Phosphat auf der Hutweide Lange Lacke sind durch deutlich höhere Phosphat-Gehalte in Böden stallnaher Flächen auf drei der vier Habitate erkennbar (vgl. Abb. 3); die Werte sind jedoch als unterdurchschnittlich niedrig einzustufen (vgl. Scheffer-Schachtschabel 2002, Unterfrauner 2012). Zu beach-

Tab. 1: Nährstoffverteilung und δ^{15}N-Signatur in Böden auf den 4 Habitaten der Hutweide Lange Lacke: + höhere Werte in Richtung Stall, – niedrigere Werte in Richtung Stall, +/– keine bzw. sehr geringe oder diskontinuierliche Änderung der Werte; Felder mit * deuten signifikante Unterschiede an; gesamt: Durchschnitt über alle vier Habitate. – Table 1: Distribution of nutrients and δ^{15}N-signature in soils of the 4 habitats in the „Hutweide Lange Lacke“: + higher values towards the stable, – lower values towards the stable, +/– no, or only little, or discontinuous changes of values; boxes marked with * indicate significant differences; “gesamt” (total): average of all four habitats.

Hutweide Lange Lacke – **Bodenparameter**					
	gesamt	Trockenrasen	Salzsteppe	Feuchtwiese	Salzsumpf
Phosphat	+	+	+	+	+/–
Ammonium-N	+/–	+	+/–	+/–	–
Nitrat-N	* +	+/–	+	+	+/–
% N	* +	+	+	+	–
δ^{15}N-Signatur	+	+	+	+/–	+
% C	* +	+	+	+	+/–
C/N-Verhältnis	+/–	+/–	+/–	–	+/–

© Zool.-Bot. Ges. Österreich, Austria; download unter www.zobodat.at

ten ist dabei, dass mit unserer Methodik (Extraktion mit $NaHCO_3$) nur der leicht pflanzenverfügbare, also frei in der Bodenlösung befindliche sowie adsorptiv an Bodenkolloide gebundene Phosphat-Anteil erfasst wird, der gegenüber dem sehr viel stärker organisch und anorganisch gebundenen Phosphat nur einen sehr geringen Anteil einnimmt (Gisi 1997, Scheffer-Schachtschabel 2002). Für unsere Fragestellung spielt v. a. der über den Dung abgegebene nicht unbeträchtliche Anteil an organisch gebundenem Phosphor eine große Rolle, dessen Mobilisierung und Wiederverwertung längere Zeitspannen erfordert.

Die Phosphat-Durchflüsse durch ein Ökosystem – auch wenn es beweidet wird – sind eher gering. 90 und 95 % des vom weidenden Rind aufgenommenen Phosphats werden wieder ausgeschieden, und nur ein kleiner Anteil (ca. 1 kg) wird in die Biomasse eines einzigen Rindes eingebaut (Williams & Haynes 1990, Lellmann et al. 2005). Unter der Annahme, dass annähernd 80 Tiere jährlich die Herde verlassen, würde dies einem jährlichen Phosphatverlust von 0,11 kg/ha Weidefläche bedeuten, ein Austrag, der in Anbetracht des durchschnittlichen Gesamtvorrats in Böden von ca. 1 bis 2 t/ha (vgl. Scheffer-Schachtschabel 2002, Unterfrauner 2012) in der Größenordnung der sehr geringen natürlichen Phosphat-Verluste in Grünlandsystemen durch Auswaschungen liegt. Für Weidesysteme oder Grünlandflächen werden in der Literatur diesbezügliche jährliche Verluste zwischen 0,1 (ungedüngt) und 1,7 kg/ha (stark gedüngt) angegeben (Scheffer-Schachtschabel 2002, Lellmann et al. 2005).

Stickstoff

Außer in Salzsümpfen zeigen alle drei Stickstoff-Fraktionen (Ammonium-N, Nitrat-N und Gesamt-N) – wie Phosphat – höhere oder zumindest gleich hohe Werte auf stallnahen Flächen (siehe Abb. 4, 5 & 6). Ähnlich dem Phosphat werden ca. 90 % des Stickstoffs in Form von Exkrementen wieder ausgeschieden (Lellmann et al. 2005), also vom Ort der Aufnahme zum Ort der Ausscheidung transportiert. Der etwas erhöhte Gehalt an organischem Kohlenstoff ist ein weiteres Indiz für die Anreicherung von organischem Material in Stallnähe.

Gesamt-N und C/N-Verhältnis

Die Literaturangaben zum Stickstoff-Haushalt von Weideökosystemen sind sehr heterogen und zeigen z. T. große Unterschiede zu unseren Daten. Vielfach beziehen sich die Gehalte auf kg N/ha, wobei die Tiefe der Probenentnahmen nicht immer vermerkt wird. Die in unserer Studie erhobenen Gesamt-N-Gehalte von 0,3 bis 0,6 % im trockenen Boden entsprechen größenordnungsmäßig 10 bis 20 t N/ha für die oberen 30 cm auf Basis der Annahme eines durchschnittlichen spezifischen Gewichtes von 1,5 für den Oberboden und eines durchschnittlichen Wassergehalts von ca. 20 %.

In der Literatur finden sich dagegen z. T. sehr viel niedrigere Werte, etwa zwischen 2 und 9 t/ha für landwirtschaftlich genutzte Flächen (Griffiths 1998, Scheffer-Schachtschabel 2002). Dieser Unterschied beruht einerseits darauf, dass in unserer Studie die Poben nur dem Oberboden bis 5 cm Tiefe entnommen wurden, der ja viel N-reicher ist als tiefere Bodenhorizonte, sodass bei einer Hochrechnung auf 30 cm Bodentiefe die Werte sicher zu hoch sind. Andererseits deuten unsere Daten darauf hin, dass zumindest die stallnahen Flächen überdurchschnittlich gut mit Stickstoff versorgt sind. Die nur zwischen 11,5 und 9 liegenden C/N-Verhältnisse in den Böden deuten auf gute Bedingungen für mikrobielle Aktivität und ausreichende Stickstoffversorgung hin (Lellmann et al. 2005). Ein Gradient in Richtung niedrigerer C/N-Verhältnisse bei intensiver Beweidung durch höheren

© Zool.-Bot. Ges. Österreich, Austria; download unter www.zobodat.at

N- als C-Eintrag, wie Williams & Haynes (1990) in einer über 20 Jahre laufenden Studie zeigen konnten, ist nur andeutungsweise zwischen stallfernen und stallnahen Flächen der beiden salzfreien Habitate Trockenrasen und Feuchtwiesen gegeben.

Ammonium-N und Nitrat-N

Viele Literaturdaten zum Stickstoffhaushalt beziehen sich auf den sog. „Nmin"-Wert (Summe von Nitrat-N und Ammonium-N) als Maß für den unmittelbar pflanzenverfügbaren N-Pool im Boden (Wehrmann & Scharpf 1979, Scheffer-Schachtschabel 2002). So geben etwa Kayser et al. (2008) 200 bis 400 (max. 900) kg Nmin/ha für intensiv beweidete Systeme an, aber nur 25 kg/ha für unbeweidete Flächen. Demnach liegen die stallferneren Standorte unserer Hutweide mit ca. 12 bis 48 (max. 90) kg/ha im Schnitt annähernd in dieser Größenordnung, während sich stallnähere Standorte mit Werten zwischen ca. 18 und 60 bei einem Maximum von 190 kg/ha den erwähnten Intensiv-Weideflächen zwar etwas annähern, jedoch diese Konzentrationen noch deutlich unterschreiten. Zusätzliche Messungen in unmittelbarer Stallnähe mit reichlichem Vorkommen typischer Ruderal-Arten ergaben Werte von über 240 kg Nmin/ha (Extremwert 840 kg in der Nähe einer Dungstelle). Zur Abrundung des Bildes wurden Nmin-Werte in gedüngten (103 kg/ha) und ungedüngten Äcker (74 kg/ha) sowie in einem privaten Gemüsegarten (128 kg/ha) im Umkreis der Hutweide erhoben. Unter Berücksichtigung der oben erwähnten vergleichsweise hohen Gesamt-N-Gehalte ergeben sich somit Indizien dafür, dass stallnähere Flächen durchaus sehr gut mit Stickstoff versorgt sind, während stallferne Probeflächen mit Vorbehalt noch als stickstoffarm bezeichnet werden können. Die auf stallnahen Flächen erhöhten Gehalte an Ammonium- und Nitrat-N deuten darauf hin, dass aufgrund beweidungsbedingter höherer N-Einträge die beiden Prozesse Ammonifizierung und Nitrifizierung offensichtlich positiv beeinflusst werden. Neben den lokalen N-Einträgen in Stallnähe sind aber auch N-Austräge ins Kalkül zu ziehen: so kann durch Ausgasung in Form von Ammoniak der N-Verlust aus dem rel. N-reichen Urin (bis zu 10 g N/l, vgl. dazu Williams & Haynes 1990) im Bereich von 7 bis 15 % liegen (Lellmann et al. 2005). Dies gilt besonders für neutrale bis alkalische Böden (Scheffer-Schaftschabel 2002), wie dies im Seewinkel der Fall ist. Auch wird NH_3 aus Dung z. T. freigesetzt. Ein weiterer, allerdings geringerer N-Verlust ergibt sich aus der Denitrifizierung, die durch Beweidung eine Förderung erfahren kann (Williams & Haynes 1990). Nicht zuletzt ist auch an eine Nitrat-Auswaschung aus dem Boden zu denken. Für eine höhere N-Dynamik in Stallnähe spricht auch die etwas positivere δ^{15}N-Signatur.

δ^{15}N-Signatur

Ganz allgemein hängt die Isotopensignatur des Stickstoff-Pools in einem Ökosystem von der Geschwindigkeit der N-Umsetzungen und den Raten von Zu- und Abflüssen, also der Offenheit des N-Kreislaufs ab. Beweidung durch Rinder erhöht die Intensität der N-Umsetzungen im Boden (Nitrifizierung, Denitrifizierung, Ammonium-Ausgasung, etc.), was zu einer Erhöhung der ^{15}N:^{14}N Verhältnisse (und somit der δ^{15}N-Werte) der Böden führt. Steigende N-Verluste im Rahmen dieser Prozessse verursachen im Wesentlichen eine Anreicherung des schwereren N-Isotops im System, da isotopisch leichtere Substanzen durch Nitratauswaschung, Ammoniakausgasung und Denitrifizierung bevorzugt verloren gehen. Ein Anstieg der δ^{15}N Werte mit der Beweidungsintensität, wie auch in unserer Studie tendenziell erkennbar (siehe Abb. 7, 14 & 15) weist folglich auf höhere Verluste an N aus

© Zool.-Bot. Ges. Österreich, Austria; download unter www.zobodat.at

stärker beweideten Systemen hin. Diese Effekte konnten auch in einer rezenten Studie gezeigt werden (z. B. Watzka et al. 2005).

Vegetationsanalysen

Unbestritten ist, dass eine über lange Zeiträume betriebene extensive Viehwirtschaft die artenreichen Vegetationsmuster der Puszta-Flächen geschaffen hat. So konnten schon relativ kurz nach Wiederaufnahme der traditionellen Beweidung im Nationalpark Neusiedlersee-Seewinkel im Zuge von Monitoring-Projekten tatsächlich Tendenzen einer erhöhten pflanzlichen (und tierischen) Biodiversität nachgewiesen werden (vgl. Waitzbauer et al. 2008). Ähnliche Erfahrungen liegen auch für andere Weidesysteme vor (Milchunas et al. 1988, de Mazancourt et al. 1998, Olff & Ritchie 1998, Schley & Leytem 2004 u. a.). Neben der Freihaltung von Gehölzen liegt der Hauptgrund in der Schaffung einer Vielzahl neuer Nischen. Diese bilden sich einerseits als Folge direkter Einwirkung der Weidetiere auf die Vegetation (Korner et al. 2008), andererseits kommt es im Zuge der oben erwähnten Nährstoffumlagerungen dazu, dass sich Bereiche mit unterschiedlichen Nährstoffpotenzialen herausdifferenzieren. Beides hat Auswirkungen auf das Vegetationsmuster und die Artenvielfalt.

Es war nicht Ziel vorliegender Arbeit, diese Vegetationsänderungen insgesamt am Beispiel der beiden hier untersuchten Weidesysteme im Detail nachzuweisen. Die auf den Probeflächen parallel durchgeführten Boden- und Vegetationsanalysen sollten vielmehr Anhaltspunkte dafür liefern, ob sich aufgrund von Nährstoffumlagerungen eine Diversifizierung von Standorten hinsichtlich des Vorkommens unterschiedlich N-bedürftiger Pflanzenarten im Sinne der Ellenberg'schen Stickstoff-Zeigerwerte (N-ZW) sowie bezüglich der im Burgenland gefährdeten Arten nachweisen lassen.

Das insgesamt höhere durchschnittliche N-Regime (Tab. 1) korrespondiert mit den insgesamt höheren durchschnittlichen N-Zeigerwerten der in Stallnähe angetroffenen Arten. Gleichzeitig sinkt die Artenzahl insgesamt, während die Zahl an Rote-Liste-Arten ansteigt (Tab. 2). Bei Betrachtung der einzelnen Habitate zeigt sich allerdings ein differenzierteres Bild. In den beiden trockeneren Habitaten (Trockenrasen und Salzsteppen) entsprechen die genannten Vegetations-Parameter noch einigermaßen diesem Bild, auch wenn sich die negativen bzw. positiven Trends abflachen (Tab. 2). In den Feucht-Habitaten reagiert die Vegetation dagegen anders: Feuchtwiesen scheinen in Stallnähe zwar noch besser mit Stickstoff (und Phosphor) versorgt zu sein, doch weisen die Artengarnituren niedrigere

Tab. 2: Vegetationsparameter auf den 4 Habitaten der Hutweide Lange Lacke: + Zunahme in Richtung Stall, – Abnahme in Rchtung Stall, +/– keine bzw. sehr geringe oder diskontinuierliche Änderung der Werte; gesamt: Durchschnitt über alle vier Habitate. – Table 2: Vegetation parameters in the four habitats of the „Hutweide Lange Lacke": + increase towards the stable, – decrease towards the stable, +/– no, or only little, or discontinuous changes of values; "gesamt" (total): average of all four habitats.

Hutweide Lange Lacke – **Vegetationsanalyse**					
	gesamt	Trockenrasen	Salzsteppe	Feuchtwiese	Salzsumpf
durchschnittlicher N-Zeigerwert aller beobachteten Arten	+	+	+/–	–	+
Zahl der Rote-Liste-Arten	+	+/–	+	+	–
Gesamtzahl der Arten	–	+/–	+	+	–

© Zool.-Bot. Ges. Österreich, Austria; download unter www.zobodat.at

N-Zeigerwerte auf. Die Artenzahl, auch die Zahl der gefährdeten Arten, steigt insgesamt an. Demgegenüber weisen die Arten in stallnäheren Salzsümpfen trotz niedrigerem N-Regime einen höheren durchschnittlichen N-Zeigerwert auf, und die Gesamt-Artenzahl einschließlich der Zahl der Rote-Liste-Arten ist viel niedriger als auf stallfernen Flächen.

Diese uneinheitlichen Reaktionsmuster deuten auf zwei Phänomene hin: einerseits könnte sich aufgrund der speziellen ökologischen Rahmenbedingungen, die in den verschiedenen Habitaten herrschen, die Beweidung unterschiedlich auswirken, wofür es auch im Monitoring-Programm gewisse Indizien gab (vgl. Korner et al. 2008). Andererseits liegt das Problem bei der Interpretation unserer beobachteten Vegetationsänderungen, speziell in Hinblick auf die N-Zeigerwerte, ganz allgemein darin, dass der Faktor Beweidung die Entwicklung unterschiedlich N-bedürftiger Arten maskieren kann. Wenn beispielsweise Arten auf Beweidung und wechselnde Nährstoff-, insbesonders N-Angebote unterschiedlich reagieren, ergibt sich insgesamt ein summarischer, wenn nicht sogar ein unvorhersehbarer synergistischer Effekt. So kann eine Art wie zum Beispiel *Phragmites australis* (N-Zeigerwert von 8) bei fehlender Beweidung und gutem N-Angebot leicht zur Dominanz kommen. Unter Weidedruck hingegen wird Schilf zurückgedrängt (Korner et al. 2008) und verliert in einer Stickstoff-Zeigerwert-Analyse an Bedeutung. Somit sollte die bloße summarische Betrachtung der Stickstoff-Zeigerwerte eines Artenkollektivs bei gleichzeitigem Weidedruck stets auch von einer kritischen Analyse der Artenzusammensetzung begleitet werden. In jedem einzelnen Fall hat man sich die Frage zu stellen, ob Zunahme bzw. Abnahme einer Art primär nicht auch eine Folge von Betritt oder Verbiss sein könnte.

Auf **Trockenrasen** nehmen *Thymus kosteleckyanus, Cynodon dactylon, Dactylis glomerata, Festuca pseudovina* und *Lotus corniculatus* in ihrer Deckung in Richtung Stall am auffälligsten zu (siehe auch Korner et al. 2008). Andere Arten nehmen zum Stall hin in ihrer Deckung nicht zu, obwohl sie als typische Weidezeiger gelten *(Eryngium campestre*, *Ononis spinosa*, *Hypericum perforatum* und *Euphorbia cyparissias*). Einige Arten, die als weidesensitiv gelten (*Filipendula vulgaris*, *Koeleria macrantha* und *Festuca rupicola)* erhöhen allerdings in Richtung Peripherie der Hutweide ihre Deckungswerte und entsprechen damit den Erwartungen.

Für die **Salzsteppe** ergab die Stickstoff-Zeigerwert-Analyse kaum Unterschiede zwischen den drei unterschiedlich stallfernen Zonen. Auch die Artenzusammensetzung unterschied sich nur geringfügig. *Artemisia santonicum* (Salzsteppen-Wermut) wird als Hauptart vom Vieh eher gemieden, während *Plantago maritima* dem Weidedruck etwas zu unterliegen scheint (Abb. 11). Die Bodennährstoffe steigen hingegen von stallfernen zu stallnahen Aufnahmeflächen deutlich an. Somit liegt der Schluss nahe, dass Beweidung auf die Vegetation in der Wermutsteppe nur geringfügigen Einfluss ausübt. Auch die Daten von Korner et al. (2008) bestätigen diese Annahme.

Im Fall der **Feuchtwiesen** ist der mittlere N-Zeigerwert der Vegetation in Stallnähe deutlich niedriger als in Stallferne, obwohl das Stickstoff-Regime in den Böden niedriger ist als in Stallnähe (vgl. Abb. 4, 5 und 9). Schlüsselarten sind auf diesen Flächen *Phragmites australis* (N-ZW 8) und *Carex distans* (N-ZW nicht definiert), die beide nach Korner et al. 2008 weideempfindlich sind, sowie *Calamagrostis epigeios* (N-ZW 6) als Verbrachungszeiger.

Der **Salzsumpf** zeigt in vielerlei Hinsicht ein differenziertes Bild. Wie schon eingangs erwähnt, eignen sich die stallfernen Aufnahmen nur mit Vorbehalt für einen Vergleich mit

© Zool.-Bot. Ges. Österreich, Austria; download unter www.zobodat.at

den stallnäheren Flächen, da die ursprüngliche Salzsumpfvegetation nur mehr fragmentarisch vorhanden und in Richtung trockener Vegetationseinheiten verschoben ist. Zudem erwiesen sich gerade die stallfernen Flächen als besonders nährstoffreich. Auffällig ist das hohe Aufkommen der beiden weidesensitiven Arten *Bolboschoenus maritimus* und *Phragmites australis* im stallnahen Bereich, die aufgrund ihrer hohen N-Zeigerwerte mit 7 bzw. 8 den hohen Mittelwert der N-ZW bedingen (vgl. Abb. 9). Am Luftbild ist der fast durchgehende Schilfbestand am Nordufer der beiden Wörthenlacken gut erkennbar, der zeigt, dass die Rinderherde kaum in diesen Bereich getrieben wird, sodass trotz Stallnähe die Weideintensität eher gering war, wofür auch die relativ niedrigen Nährstoffpotenziale im Boden sprechen.

Vergleich Hutweide mit Graurinder-Koppel

Die Graurinder-Koppel unterscheidet sich in vielerlei Hinsicht von der Hutweide Lange Lacke. Die Konzentration einiger Bodennährstoffe (Phosphat, Nitrat, teilweise Ammonium) ist tendenziell in der Koppel höher. Auffällig sind aber die zumeist viel größere Streuung der Einzelwerte sowie die jeweils höchsten Messwerte für die einzelnen Nährstoff-Parameter. Zumindest für die Salzsumpfflächen – ausnahmslos im Uferbereich des Neusiedlersees gelegen – könnte für den erhöhten Boden-Phosphat-Gehalt neben möglicher Düngung durch Weidetiere auch die Funktion des Schilfgürtels als ‚sink' für Nährstoffe aus dem See und seinen Sedimenten (z. B. Sieghardt 1987, Löffler & Gunatilaka 1994) eine gewisse Rolle spielen.

Halophyten und Beweidung

Zur Frage einer möglichen Förderung oder Hemmung halophiler Arten, deren Schutz im Nationalpark hohen Stellenwert einnimmt, konnten keine schlüssigen Hinweise gewonnen werden. Die Gesamtdeckung halophiler Arten steigt mit zunehmender Entfernung zum Stall tendenziell an, insbesondere im mittleren Bereich (Abb. 19 A). Immerhin fanden Korner et al. (2008) im Rahmen ihres Monitoring-Projekts deutliche Hinweise auf eine weidebedingte Förderung vieler Halophyten, insbesondere von *Aster tripolium*, die offenbar vom Verbiss konkurrenzstärkerer „Nicht-Halophyten" profitieren. Hervorzuheben sind die einjährigen Arten *Plantago tenuiflora* und *Camphorosma annua*, die in ihrem Gesamtareal sehr selten geworden sind (Elias et al. 2008, Elias et al. 2010) und nur auf unseren Probeflächen im Bereich des Stalles gefunden wurden (siehe Abb. 11). Sie besiedeln ausschließlich kleinere, feuchte Senken, Abzugsrinnen, Wagenspuren und ähnliche offene, gestörte Mikrohabitate (Wendelberger 1959), darunter auch Hufeindrücke der Weidetiere. Für diese Arten besteht ganz offensichtlich eine Förderung durch Beweidung: einerseits bleiben durch Betritt die genannten Habitate offen bzw. es werden sogar neue geeignete Kleinlebensräume geschaffen, andererseits werden potenzielle Konkurrenten durch Verbiss reduziert.

Schlussbemerkungen

Etwas höhere Stickstoff- und Phosphat-Gehalte in Böden stallnäherer Beobachtungsflächen in drei der vier bearbeiteten Habitate (Trockenrasen, Feuchtwiese und Salzsteppe) sind Indizien dafür, dass es innerhalb der **Hutweide Lange Lacke** zu Nährstoffverlagerungen aus peripheren Zonen in Richtung Stall kommt. Doch liegen auch auf diesen nährstoffreicheren Flächen die Phosphat-Gehalte deutlich unter den Gehalten in landwirt-

© Zool.-Bot. Ges. Österreich, Austria; download unter www.zobodat.at

schaftlich genutzten Böden. Die N-Gehalte zeigen ausreichende bis gute N-Versorgung an. Offensichtlich gab es innerhalb dieses über lange Zeiträume kontinuierlich bewirtschafteten Weidesystems weder eine generelle Nährstoff-Verarmung noch eine Anreicherung mit Nährstoffen, sondern lediglich Umlagerungen. Nur in unmittelbarer Stallnähe ließen sich deutliche Eutrophierungs-Effekte im Boden, namentlich durch Stickstoff aus Dung und Urin punktuell nachweisen, begleitet von üppiger Ruderalflora.

Abgesehen von der natürlichen Standortvielfalt aufgrund unterschiedlicher Salz-, Feuchtigkeits- und Substratbedingungen innerhalb der Hutweide sorgt die Beweidung durch Umlagerung von Nährstoffen sowie durch Störungen des Bodens und der Vegetation durch Betritt und Verbiss zusätzlich für eine Erhöhung dieser Standortvielfalt und der Zahl an ökologischen Nischen. Mit rund 200 insgesamt auf den Aufnahmeflächen registrierten Arten, darunter rund 60 Rote-Liste-Arten, ist die Diversität dementsprechend hoch. In Hinblick auf die relativ geringe Zahl an Aufnahmeflächen, die unserer Studie zugrunde liegen, sowie auf die ausschließliche Fokussierung auf den Sommeraspekt liegt die absolute Zahl an Arten vermutlich noch viel höher.

Zwischen peripheren, stallfernen und vermutlich intensiver beweideten stallnahen Flächen konnten Indizien für eine Vegetationsveränderung in mehrfacher Hinsicht gefunden werden:

Die mittleren Stickstoff-Zeigerwerte nach Ellenberg für das Artenkollektiv der Aufnahmeflächen liegen in Stallnähe etwas höher (Trockenrasen und Salzsumpf), sind annähernd gleich (Salzsteppe) bzw. liegen sogar etwas niedriger (Feuchtwiese). Insgesamt ergab sich ein höherer Durchschnittswert in Stallnähe;

die Gesamt-Artenzahl nimmt in Richtung Stall z. T. sehr deutlich zu (Salzsteppe und Feuchtwiese) bzw. bleibt gleich (Trockenrasen) oder nimmt ab (Salzsumpf); insgesamt ergibt sich eine um ca. 15 % geringere Artenzahl auf den stallnäheren Flächen;

die Zahl der gefährdeten Arten (Rote-Liste-Arten) nimmt entlang unseres hypothetischen Gradienten in Richtung Stall in Salzsteppen und auf Feuchtwiesen zu, bleibt auf Trockenrasen etwa gleich und nimmt in Salzsümpfen ab; insgesamt ergibt sich eine Zunahme. Die sehr unterschiedlichen mittleren Deckungswerte gehen jeweils auf das Konto weniger, aber für das Gebiet relativ häufiger Arten (*Bolboschoenus maritimus*, *Carex distans*, *Juncus gerardii*, *Filipendula vulgaris*);

Einige, z. T. auch stark gefährdete Rote-Liste-Arten wurden nur in Stallnähe (v. a. *Plantago tenuiflora* und *Camphorosma annua*), andere wiederum nur auf den stallfernen Aufnahmeflächen gefunden.

Die genannten Unterschiede sind offensichtlich die Folge von zwei Phänomenen:
1. die Vegetation auf den vier ausgewählten Habitaten reagiert nicht gleichsinnig auf Beweidung. Von Röhricht dominierte Feuchtlebensräume verändern sich stärker, wenn die dicht stehenden Arten, insbesondere Schilf, abgefressen werden, dadurch viel mehr Strahlung den Boden erreicht und die Konkurrenzkraft hochwüchsiger gegenüber niederwüchsigen Arten stark nachlässt. Das mag für viele Arten sehr positiv sein und ist auch eines der durch Beweidung verfolgten Naturschutzziele im Nationalpark (vgl. Korner et al 2008). Andererseits kann die negative Trittwirkung für die Pflanzendecke auf den durchfeuchteten Böden unter Umständen wesentlich stärker sein. So weisen Schley & Leytem (2004) in ihrer ausführlichen Zusammenschau über Effekte der Beweidung auf die Biodiversität

© Zool.-Bot. Ges. Österreich, Austria; download unter www.zobodat.at

darauf hin, dass in sumpfigen Gebieten positive Effekte in Bezug auf die Artenvielfalt nur bei sehr extensiver Beweidung zu erwarten sind.

2. Generell ist auf Weideflächen mit einer kombinierten, synergistischen Wirkung der beiden Faktoren Nährstoffe (Stichworte Umlagerungen, lokale Eutrophierung) und Beweidung (Stichworte Betritt, Verbiss, mechanische Bodenstörungen) auf das Vegetationsmuster zu rechnen. Insgesamt sprechen die erhobenen Boden- und Vegetationsdaten dafür, dass die Hutweide als Musterbeispiel eines artenreichen, hochdiversen Weidesystems gelten darf.

Das mittlere Nährstoffniveau der Böden in der **Graurinder-Koppel** (Trockenrasen und Salzsumpf) liegt in Bezug auf Phosphat, Nitrat und (teilweise) Ammonium etwas höher als in den vergleichbaren Habitaten der Hutweide. Zudem wurden in der Koppel die höchsten Absolutwerte und die breitesten Schwankungen der gemessenen Bodenparameter registriert – möglicherweise als Anzeichen für lokale Anreicherungen aufgrund weidebedingter Umlagerungsprozesse innerhalb der Koppel. Die etwas positiveren ^{15}N-Werte als Folge höherer N-Umsetzungsraten unterstreichen dies ebenfalls. Auffällig war auch, dass die Diversität (Gesamtzahl der Arten, Zahl der Rote-Liste-Arten und Artenzahl pro Aufnahme) sowie die Gesamtdeckung der Salzsumpf-Vegetation in der Koppel deutlich niedriger waren.

All dies deutet darauf hin, dass der Viehbesatz innerhalb der Graurinder-Koppel möglicherweise an der Obergrenze einer extensiven Flächenbewirtschaftung liegt und es bereits Anzeichen einer beginnenden Überweidung gibt. Auf die höhere Sensibilität von Feuchtlebensräumen gegenüber Beweidung wurde weiter oben schon hingewiesen (Schley & Leytem 2004). Doch findet sich in der Koppel mit *Juncus maritimus* auch ein schönes Beispiel einer ausgeprägten selektiven Förderung einer einzigen relativ seltenen Art.

Dank

Unser Dank gilt Herrn Univ.-Prof. Dr. Alois Herzig für die Unterstützung unserer Arbeit sowie einige textliche Hinweise. Besonders herzlichen Dank haben wir Herrn Univ.-Prof. em. Dr. Friedrich Schiemer für sein stetes Interesse an der Arbeit auszusprechen, namentlich für zahlreiche wertvolle Vorschläge zur Straffung von Text und Abbildungen. Seinen Ermutigungen und konstruktiven Hinweisen ist letztlich diese Publikation zu verdanken, die ihm zugeeignet sei.

Literatur

Braun-Blanquet J., 1964: Pflanzensoziologie – Grundzüge der Vegetationskunde. Verlag Springer, Wien.

De Mazancourt C., Loreau M. & Abbadie L., 1998: Grazing optimization and nutrient cycling: When do herbivores enhance plant production? Ecology 79, 2242–2252.

Dick G., Dvorak M. & Grüll A., 1994: Vogelparadies mit Zukunft? Ramsar-Gebiet Neusiedler See – Seewinkel. Umweltbundesamt Wien. 356 S.

Dupré C. & Diekmann M., 2001: Differences in species richness and life-history traits between grazed and abandoned grasslands in southern Sweden. Ecography 24, 275–286.

Edwards P. J. & Hollis S., 1982: The distribution of excreta on New Forest grassland used by cattle, ponies and deer. Journal of Applied Ecology 19, 953–964.

© Zool.-Bot. Ges. Österreich, Austria; download unter www.zobodat.at

Elias P., Díte P., Grulich V. & Suvada R., 2008: Occurence of *Camphorosma annua* Pall. in Slovakia, past and present. Flora Pannonica 6, 117–126.

Elias P., Díte P., Grulich V. & Suvada R., 2010: Revision of historical and current distribution of *Pholiurus pannonicus* (Host.) Trin. in Slovakia. Hacquetia 9/2, 177–183.

Ellenberg H., 1996: Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen. Verlag Ulmer, Stuttgart.

Euller K., Zmelik K., Schneidergruber A., Wrbka Th. & Korner I., 2014: Auswirkungen der Beweidung in der Bewahrungszone des Nationalparks Neusieldersee-Seewinkel – Eine statistische Analyse der Vegetationsdaten des Dauerflächenmonitorings. Acta ZooBot Austria 150/151, 41–62.

Fischer M. & Fally J, 2006. Pflanzenführer Burgenland. Eigenverlag Mag. Dr. Josef Fally.

Gander A., Rockmann A., Strehler A. & Güsewell S., 2003: Habitat use by Scottish Highland cattle in a lakeshore wetland. Bulletin of the Geobotanical Institute ETH Zürich 69, 3–16.

Gisi U., 1997: Bodenökologie, 2. Auflage. Verlag Thieme, Stuttgart – New York.

Haynes R. J. & Williams, P. H., 1999: Influence of stock camping behaviour on the soil microbiological and biochemical properties of grazed pastoral soils. Biol Fertil Soils 28, 253–258.

Korner I., Traxler A. & Wrbka Th., 1999: Trockenrasenmanagement und –restituierung durch Beweidung im „Nationalpark Neusiedler See – Seewinkel". Verh. Zool.-Bot. Ges. Österreich 136, 181–212.

Korner I., Wrbka Th., Staudinger M. & Böck M., 2008: Beweidungsmonitoring im Nationalpark Neusiedler See – Seewinkel. Ergebnisse der vegetationsökologischen Langzeitmonitoring-Studie 1990 bis 2007. Abhandlungen Zool.-Bot. Ges. Österreich 37, 1–84.

Lellmann A., Kühbauch W. & Schellberg J., 2005: Untersuchungen zum Nährstoffkreislauf, zur Leistung des Grünlands und der Rinder bei Nährstoff-extensiver Mutterkuhhaltung und ausschließlicher Grünlandnutzung im Mittelgebirge. Landwirtschaftliche Fakultät der Rheinischen Friedrich-Wilhelms-Universität Bonn.

Löffler H., 1982: Der Seewinkel. Die fast verlorene Landschaft. Verlag NÖ Pressehaus, St. Pölten – Wien. 160 S.

Löffler H. & Gunatilaka A., 1994: The shallow lake and reed (*Phragmites australis*) wetland of Neusiedlersee (Austria). In: Wetland and shallow continental water bodies, Vol. 2, 183–202. SPB Academic Publishing, The Hague.

Milchunas D.G., Sala O.E. & Lauenroth W.K., 1988: A generalized model of the effects of grazing by large herbivores on grassland community structure. American Naturalist 132, 87–106.

Niklfeld H. & Schratt-Ehrendorfer L., 1999: Rote Liste gefährdeter Farn- und Blütenpflanzen Österreichs, 2. Fassung. In: Niklfeld H. (Hg.): Rote Listen gefährdeter Pflanzen Österreichs, 2. Auflage. Austria Medienservice, Graz.

Olff H. & Ritchie M., 1998: Effects of herbivores on grassland plant diversity. – Tree 13, 261–265.

Ryden J. C., 1984: The flow of nitrogen in grassland. Proc. Fert. Soc. Engl. 229, 1–44.

Scheffer F. & Schachtschabel P., 2002: Lehrbuch der Bodenkunde, 15. Auflage. Spektrum Akademischer Verlag GmbH, Heidelberg-Berlin.

Schley L. & Leytem M., 2004: Extensive Beweidung mit Rindern im Naturschutz: eine kurze Literaturauswertung hinsichtlich der Einflüsse auf die Biodiversität. Bull. Soc. Luxemburg 105, 65–85.

Sieghardt H., 1987: Der Neusiedlersee und sein Schilfgürtel – Naturnaher Lebensraum und Wirtschaftsfaktor im Spannungsfeld zwischen Ökologie und Ökonomie. Geowissenschaften in unserer Zeit 6, 187–192.

Steinauer E.M. & Collins S.L., 1995: Effects of urine deposition on small-scale patch structure in prairie vegetation. Ecology 76, 1195–1205.

© Zool.-Bot. Ges. Österreich, Austria; download unter www.zobodat.at

Unterfrauner H., 2012: Phospor im Boden. Internet-Präsentation Technisches Büro DI Hans Unterfrauner für Landschaftsökologie, -planung und -pflege. http://www.landschaftsoekologie.at/blatt_info_1453.pdf.

Waitzbauer W., Korner I., Wrbka Th. (Hg.) 2008: Vegetationsökologisches und faunistisches Beweidungsmonitoring im Nationalpark Neusiedlersee-Seewinkel 2000–2006. Abhandlungen Zool.-Bot. Ges. Österreich, Band 37, 344 S.

Watzka M., Buchgraber K. & Wanek W., 2005: Natural ^{15}N abundance of plants and soils under different management practices in a montane grassland. J. Soil Biol. 38, 1564–1576.

Wehrmann J. & Scharpf H. C., 1979: Der Mineralstickstoffgehalt des Bodens als Maßstab für den Stickstoffdüngerbedarf (N_{min}-Methode). Plant and Soil 52, 109–126.

Wendelberger G., 1959: Die Vegetation des Neusiedlerseegebietes. Sitzungsber. der Österr. Akad. d. Wiss., Math-Naturwiss. Kl. I, Bd. 168, 21–41.

Williams P. H.. & Haynes R. J., 1990: Influence of improved pastures and grazing animals on nutrient cycling within New Zealand soils. New Zealand journal of ecology 14, 49–57.

Eingelangt: 2016 08 08

Anschriften:

Univ.-Prof. Dr. Roland Albert, Department für Mikrobiologie und Ökosystemforschung, Althanstraße 14, A-1090 Wien. E-Mail: roland.albert@univie.ac.at

Mag. Ralph Steingruber, Department für Mikrobiologie und Ökosystemforschung, Althanstraße 14, A-1090 Wien. E-Mail: ralph.steinguber@gmx.at

Ass.-Prof. Dr. Thomas Wrbka, Department für Botanik und Biodiversitätsforschung, Rennweg 14, 1030 Wien. E-Mail: thomas.wrbka@univie.ac.at

ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: Verhandlungen der Zoologisch-Botanischen Gesellschaft in Wien. Frueher: Verh.des Zoologisch-Botanischen Vereins in Wien. seit 2014 "Acta ZooBot Austria"

Jahr/Year: 2016

Band/Volume: 153

Autor(en)/Author(s): Albert Roland, Steingruber Ralph, Wrbka Thomas

Artikel/Article: Bodennährstoffe und Vegetationsverhältnisse entlang von Weidegradienten im Nationalpark Neusiedlersee-Seewinkel 77-106