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

Verh. Zool.-Bot. Ges. Österreich **136** (1999): 181-212

Trockenrasenmanagement und –restituierung durch Beweidung im „Nationalpark Neusiedler See – Seewinkel"

Ingo KORNER, Andreas TRAXLER und Thomas WRBKA

Die Beweidung am Illmitzer Zicksee im „Nationalpark Neusiedler See – Seewinkel" wurde 1987 mit einer Herde von Galloway-Rindern wieder begonnen, um die typische Hutweidelandschaft mit zahlreichen Rote-Liste-Arten langfristig zu erhalten. Der Schwerpunkt der 9jährigen Monitoringstudie lag in der Evaluierung der Auswirkungen der Weideeffekte auf die halophile Lackenrandvegetation und Trockenrasen. Durch das Monitoring konnte nachgewiesen werden, daß extensiv beweidete Trockenrasen durch den Biomasseentzug und die Entstehung zahlreicher Bestandslücken artenreicher sind als nicht beweidete. Darüber hinaus konnte die Beweidung erfolgreich eingesetzt werden, um Acker- und Weingartenbrachen wieder in Richtung Trockenrasen zu entwickeln. Von entscheidender Bedeutung für die Etablierung neuer Arten ist der Sameneintrag durch die Rinder (Verbreitung über Kuhfladen und Substrat zwischen den Hufen), der die Besiedelung der Flächen durch Trockenrasenarten deutlich beschleunigt. Die Ausbreitung von Problemarten wie Quecke *(Elymus repens)* oder Land-Reitgras *(Calamagrostis epigeios)* auf jungen Brachflächen wird deutlich reduziert.

KORNER I., TRAXLER A. & WRBKA Th., 1999: Grazing as a management tool for dry grasslands in the "National Park Neusiedler See – Seewinkel".
Over the last centuries, huge cattle herds traditionally kept in shifting grazing-regimes influenced the ecosystems of the pannonic sand steppes and halophytic inland lakes of the "National Park Neusiedler See – Seewinkel". After grazing ceased in the mid-20th century a cattle herd of galloways was re-introduced in 1987 to preserve a typical pasturing landscape with its specialised organisms depending on grazing management. A nine-year-long monitoring project was set up to evaluate the grazing effects on the vegetation of halophytic plant communities and dry grasslands. Extensive grazing was found to result in a higher biodiversity of dry grassland species due to biomass reduction, slight disturbance, increased vegetation niches and enhanced seed dispersal.
Particularly the improved seed dispersal due to diaspores in cow-dung and hoofs has been recognised as a driving force in restoring dry grassland vegetation in vineyard-fallows. It was additionally observed that invasive species of these fallows such as *Elymus repens* and *Calamagrostis epigeios* were reduced by the direct grazing and trampling effect of the cows.

Keywords: vegetation monitoring, grazing effects, dry grassland, halophytic comunities, national park.

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

Ausgangslage und Zielsetzung

Die weitgehende Aufgabe der Hutweidenutzung in den sechziger Jahren führte im gesamten Seewinkel zu gravierenden Veränderungen der Vegetation. Durch den fehlenden Biomasseentzug kam es zu einer Zunahme der Vegetationsdichte und -höhe auf den verbleibenden Restflächen und damit verbunden zu einer schleichenden Abnahme der Biodiversität. Nur die Lange Lacke und die Podersdorfer Pferdeweide waren nahezu durchgehend beweidet.

Die Wiederbeweidung des Illmitzer Zicksees wurde von Ornithologen und Naturschützern in Zusammenarbeit mit der Biologischen Station und der Naturschutzabteilung des Landes initiiert. Seit 1987 wurde eine Rinderherde (Schottische Galloways) zur Beweidung des Zicksees eingesetzt (RAUER & KOHLER 1990). Die Herdengröße lag 1988 bei ca. 45 Stück und stieg kontinuierlich (1989: ca. 60 Stück) bis heute auf 120 Stück Muttertiere an. Durch den Weidebetrieb soll sichergestellt werden, daß für zahlreiche Limikolen geeignete Lackenrandbereiche mit niedriger bis mittelhoher Vegetation geschaffen bzw. erhalten werden (RAUER & KOHLER 1990, 1991). Neben dieser primären Zielsetzung des Beweidungsprojektes wurde auch untersucht, wieweit sich die wenigen verbliebenen Trockenrasen durch eine Beweidung in ihrer Artenvielfalt erhalten lassen (WEGENER 1991).

Obwohl im Seewinkel große Teile der Landschaft seit Jahrhunderten als Hutweide bewirtschaftet wurden, stellte sich die Frage, ob eine neuerliche Beweidung der heute nur mehr sehr kleinen Restflächen auch naturschutzverträglich wäre. Aus diesem Grund wurde das mehrjährige vegetationsökologische Monitoringprojekt initiiert, um herauszuarbeiten, welche Auswirkungen für die unterschiedlichen Pflanzengesellschaften (von Halbtrokkenrasen über Feuchtwiesen und Zickstellen bis zur Lackenbodenvegetation) zu erwarten wären.

Im Rahmen eines begleitenden vegetationsökologischen Monitorings sollte folgenden Fragen nachgegangen werden:

- Werden durch Fraß, Tritt und Rinderdung seltene und gebietstypische Pflanzenarten, Pflanzenpopulationen und -gesellschaften geschädigt oder sogar verdrängt?
- Durch welche Art und Intensität des Biotopmanagements (Beweidung, Mahd) können vorhandene Zielvorstellungen für Pflanzengesellschaften erreicht werden?

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

- Können aus den Ergebnissen des Monitorings Managementkonzepte für die großflächige Beweidung (Zeitpunkt, Bestoßungszahl, Flächenauswahl) von Gebieten im Nationalpark gewonnen werden?
- Wie sind die Weideeffekte naturschutzfachlich zu bewerten?

Für die genannten Fragestellungen lagen aus dem pannonischen Raum bisher keine übertragbaren Befunde vor. Einziger Anknüpfungspunkt waren Studien aus dem Gebiet der deutschen und niederländischen Nord- und Ostseeküste (BAKKER 1978, BAKKER et al. 1984, BAKKER 1985, JENSEN 1985, BRONGERS et al. 1990), die freilich nicht direkt auf den Seewinkel übertragbar sind.

Es erschien daher notwendig, ein langfristiges Forschungsprogramm zur Klärung dieser offenen Fragen zu konzipieren. Obwohl speziell aus dem Seewinkel eine Reihe von Veröffentlichungen mit botanischem Inhalt vorliegen, handelte es sich überwiegend um pflanzensoziologische Arbeiten oder Beschreibungen einzelner Fundpunkte seltener Arten, die allesamt keinen vollständigen und flächigen Einblick in die Vegetation des Seewinkels bieten (BOJKO 1931, 1932, 1934, FALLER 1999, WENZL 1934, WENDELBERGER 1943, 1950, 1954, 1959, 1964, WEISSER 1970, KÖLLNER 1983, GÄLZER, KORNER & ZECH 1994 etc.).

Durch ein umfassendes Konzept von Dauerflächen und Mikrokartierungen sollte gewährleistet bleiben, daß die vorhandene Rinderherde optimal für Pflegemaßnahmen bestimmter Zielflächen eingesetzt wird (KORNER, TRAXLER & WRBKA 1998). Eine Kontrolle der tatsächlichen Wirkung der vorgeschlagenen Managementempfehlung fand genauso statt wie die Überprüfung der Einhaltung des jährlichen Weideplanes. Durch eine Effizienzkontrolle wurde ein vegetationsökologischer Gebietsstandard und die Entwicklung in Richtung des definierten Leitbildes zielgerichtet überprüft.

Ergebnisse des Weidemonitorings 1990 bis 1992

Bereits der Abschlußbericht der ersten Projektphase (1990-1992) brachte als klares Ergebnis, daß der derzeitige Hutweidebetrieb mit etwa 100 Muttertieren eine extrem extensive Weideform darstellt, die großflächig zur Reduktion der Vegetationshöhe geführt hat. Die koppelnahen Flächen werden über das gesamte Jahr gerechnet mit einer Besatzdichte von maximal einer GVE (= Großvieheinheiten) bestoßen, der Großteil des Weidegebietes jedoch mit weniger als 0,5 GVE. Eine nennenswerte Verschiebung der Zusammensetzung von Arten- oder Pflanzengesellschaften konnte während der ersten, kurzen Beobachtungsphase nur vereinzelt nachgewiesen werden. Der we-

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

sentlich stärker vegetationsprägende Faktor im Lackenrandbereich ist die jährlich sehr variable Überflutungsdynamik, die sich extrem am Lackenboden auswirkt und in den höheren Lackenrandniveaus, auf denen auch die Trockenrasen liegen, immer schwächer wird.

Weidemonitoring 1994 bis 1998

Seit 1994 lief die Fortführung des vegetationsökologischen Beweidungsmonitorings (mit einem erweiterten Untersuchungsprogramm) und wurde im Herbst 1998 vorläufig abgeschlossen. Vor allem die Wirksamkeit der Rückführung verschieden alter Brachestadien in Trockenrasen mittels Beweidung sollte als erweiterte Fragestellung überprüft werden. Der aktuelle Beitrag umfaßt nunmehr die Gesamtauswertung der Daten von 1990 bis 1998. Infolge eines wesentlich gezielteren Einsatzes der Rinderherde konnten in der zweiten Projektsphase deutlichere Auswirkungen der Beweidung dokumentiert werden. Die Korrelation der Vegetationsaufnahmen mit den jährlichen Lackenwasserstandsdaten ergab in der Hauptkomponentenanalyse auch eine klare Kausalanalyse für beobachtete Veränderungen.

Untersuchungsgebiet und Datenerhebung

Für das Monitoring wurden Gebiete ausgewählt, in denen die Beweidung rezent oder zumindest in den letzten Jahrzehnten eine große Rolle spielte. In sechs repräsentativen Testgebieten am Illmitzer Zicksee und am Ostufer des Neusiedler Sees (Podersdorfer Pferdeweide) wurde daher ein System von Monitoringflächen und Transekten entlang eines Gradienten angelegt, das die wichtigsten Vegetationstypen der extensiv genutzten Kulturlandschaft des Seewinkels umfaßt. Im Frühjahr 1990 wurden Weideausschlußflächen abgezäunt, um unbeweidete Referenzflächen zu schaffen. Die Ausschlußflächen ziehen sich entweder in Transektform über mehrere Vegetationszonen (West-Transekt: 110 m lang), oder es handelt sich um mehrere kleine Abzäunungen (südlich der Koppel: 10 × 10 m), die 1-2 Vegetationszonen enthalten. In den Ausschlußflächen liegen meist mehrere Aufnahmeflächen (Größe: 2 × 2 m), die in vier Zählquadrate (Größe: 1 × 1 m) unterteilt sind. Ab 1994 wurden zur Frage des Brachemanagements zwei zusätzliche Testflächen angelegt (eine Weingarten- und eine Ackerbrache), in denen sich mehrere Dauerquadrate befinden.

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

Methodik

Die Aufnahme der Dauerflächen erfolgte seit 1995 mit einer Prozentskala, davor mit einer modifizierten Braun-Blanquet-Methode. Da die Deckungssprünge in der Braun-Blanquet-Skala (Ordinalskala) im oberen Bereich bis 25 % betragen, können geringere Deckungsveränderungen nicht dokumentiert werden. Aus diesem Grund wurde die Prozentskala gewählt, da sie den Vorteil metrisch erhobener Daten bietet und die Möglichkeit, sehr kleine Deckungsveränderungen zu erfassen (TRAXLER 1997). Dadurch sind alle Rechenoperationen erlaubt, und bei Transformationen treten keine Verzerrungen auf.

Die Deckung mittels Prozentskala wurde grundsätzlich in 1-%-Schritten erhoben. Bis 5 % Deckung wurden auch Kommastellen angegeben. Die Datenanalyse wurde mittels Klassifikation (TWINSPAN, HILL 1979) und Ordination (CANOCO 4.0, TER BRAAK & SMILAUER 1998) durchgeführt.

Die Klassifikation erfolgte mittels der Benutzeroberfläche von VEGI (REITER 1998). Durch Anwendung der numerischen Operationen Klassifikation und Ordination wird versucht, die Einschränkung jeder einzelnen Methode zu minimieren. Die beiden einander ergänzenden Methoden werden angewandt, um die Ergebnisse übersichtlich darzustellen und erkannte Entwicklungen durch eine geeignete Analysewahl zu verdeutlichen.

Einfluß der Beweidung auf die Vegetation

Die Beweidung wirkt sehr differenziert auf die Vegetation. Sie beeinflußt die Vegetationsstruktur durch ständige Kürzung der Grasnarbe, durch die selektive Förderung von bodenblattreichen Arten, durch das Auslösen von Zwergwuchs sowie durch die Förderung von Seitentrieben und Ausläufern anstelle hochwüchsiger Blütenstände (vegetative Vermehrung). Weiters verhindert sie die Ansammlung unzersetzter Streu im Bestand und vergrößert dadurch das Lichtangebot der bodennahen Schichten.

Als Kurzzeiteffekt der Beweidung kann die Zerstörung oder die Entfernung von Pflanzengewebe durch Tritt und Verbiß bezeichnet werden. Die Veränderung von Konkurrenzverhältnissen in der Vegetation und die Nährstoff- und Wasserhaushalts-Dynamik sind Langzeiteffekte (MILCHUNAS et al. 1992, AGUIAR et al. 1996). PARSON et al. (1991) zeigen vereinfachte Veränderungsmechanismen in der Vegetation und die Tier-Pflanzen-Interaktionen mittels Modelling von Weidesystemen auf.

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

Auf Hutweiden entsteht kleinräumig ein Mosaik aus Nährstoffzeigern und Magerkeitszeigern, großflächig kommt es eher zur Nährstoffentnahme und allmählichen Aushagerung, lokal kann es jedoch mitunter auch zur stärkeren Anreicherung von Nährstoffen kommen. Extensive Weide fördert die Entstehung sogenannter „Mikropattern", die durch Fraß, Dung, Urin und Tritt verursacht werden. Die große strukturelle Heterogenität, die sich aus den Mikropattern ergibt, führt am Beispiel der Schweizer Trespenwiesen (Teucrio-Mesobrometum) zu einer höheren Artendiversität (durchschnittlich 59 Arten) als auf den Mahdflächen (durchschnittliche 46 Arten). 90 % aller vorkommenden Arten (137) kommen in beiden Managementvarianten vor, das heißt, die Art des Managements verursacht kurzfristig einen relativ geringen Unterschied (SCHLÄPFER et al. 1998). Der Unterschied in der Vegetationsentwicklung zwischen gemanagten und nicht gemanagten Flächen ist aber langfristig sehr groß.

Jahreszeitliche Beweidungsmuster (Frühjahrs-, Sommer- oder Herbstweide) bedingen stark differierende Auswirkungen der Beweidung (WATT et al. 1996).

Auf Weideflächen ist die Fortpflanzungsstrategie der Arten entscheidend. Pflanzenarten mit vegetativer Reproduktionsstrategie werden durch die Beweidung tendenziell bevorzugt, Arten mit generativer Reproduktionsstrategie tendenziell benachteiligt. Populationen, die ihre Blüte zum Zeitpunkt der Beweidung weitgehend abgeschlossen bzw. noch keine Blütenstände gebildet haben, sind gegenüber solchen, die in Blüte bzw. kurz vor der Blüte stehen, im Vorteil (WIESINGER & PFADENHAUER 1998). Daher ist es von großer Bedeutung, den Zeitpunkt für eine Beweidung unterschiedlicher Pflanzengesellschaften genau festzulegen. Eine jährliche intensive Beweidung eines Trockenrasens ab dem Frühjahr könnte längerfristig dazu führen, daß der Samenpool am Standort stark reduziert wird.

Arten mit unterirdischen Speicherorganen (Geophyten, Hemikryptophyten) haben gegenüber jenen mit oberirdischen Speicherorganen leichte Konkurrenzvorteile. Dies gilt jedoch nur bedingt, weil auch die Trittwirkung auf Rhizome in feuchten Böden zu berücksichtigen ist. Daher werden Pflanzen mit Rhizomen nicht automatisch gefördert. Wegen der relativ langen Zeitspanne, die benötigt wird, um aus Neutrieben des Rhizoms wieder Blüten anzusetzen, sind sie letztendlich benachteiligt. Sie setzen sich hingegen leichter in Brachen durch, da sie die mitunter starke Streuauflage leichter durchdringen können (LUICK 1996).

Pflanzen mit Stacheln, Dornen, Brennhaaren, starker Behaarung und übelschmeckenden oder giftigen Inhaltsstoffen setzen sich verstärkt durch und

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

werden oft zu Weidefolgern. Sie prägen als einzige hochwüchsige Strukturen in der sonst niederwüchsigen Vegetationsdecke das Erscheinungsbild der Weide.

Analyse des Weideeinflusses auf Halbtrockenrasen

Zusammenfassung der Veränderungen auf Halbtrockenrasen

Die Wirkung von Beweidung, Mahd und Weideausschluß auf Halbtrockenrasen wurde hinsichtlich floristischer, struktureller und phänologischer Veränderungen untersucht.

Halbtrockenrasen sind stabile Lebensräume mit extrem langen Sukzessionsphasen, deren Dauer mit jenen von Wäldern vergleichbar ist (Jahrhunderte nach GIBSON & BROWN 1992). Diese langen Zeitspannen der Veränderung müssen auch in diesem Projekt berücksichtigt werden. Die Einstellung der Beweidung Mitte dieses Jahrhunderts hat sich in der heutigen Artenzusammensetzung noch nicht voll ausgewirkt. Ohne erneute Beweidung würden sich diese Lebensräume jedoch noch weiter in Richtung Brachestadium entwickeln.

Die floristischen Veränderungen zwischen 1990 und 1998 waren gering und spiegelten sich meist in mäßigen Deckungsveränderungen wider, wobei es aber kaum zum Ausfall von Arten kam. Dennoch konnten einige Indikatorarten definiert werden, die einen sehr einheitlichen Managementtrend aufweisen. So entwickelt sich der Wundklee *(Anthyllis vulneraria)* unter Beweidung und Mahd in einer Optimumskurve. Nach einem rasanten Deckungsanstieg verkleinern sich die Bestände wieder. Die Art kann als typischer Störungszeiger darauf hinweisen, wo und wann ein verändertes Störungsregime auftritt. Ähnlich verhält sich der Hundszahn *(Cynodon dactylon)*, der auf Bestandslücken angewiesen ist.

Medicago falcata-Bestände weisen auf eine starke Beweidung hin, wobei diese Pflanzenart von offenen Stellen und der niedrigen Vegetationshöhe profitiert und über eine massive Samenentwicklung auch rasch Lücken besiedeln kann. Dichte, relativ hochwüchsige Bestände des Edel-Gamanders *(Teucrium chamaedrys)* weisen auf eine geringe bis fehlende Beweidung hin. Diese Saumart kennzeichnet jüngere Brachestadien, ist aber ebenso in beweideten und gemähten Beständen mit geringeren Deckungswerten beigemischt.

Wesentliche Strukturveränderungen lassen sich klar aufzeigen. Beweidung reduziert die Vegetationshöhe und die Vegetationsdichte, fördert die Auf-

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

lichtung der Vegetationsdecke durch offene Stellen (Lücken) und verhindert dicke Streuauflagen. Weideausschluß schafft dichte, höherwüchsige und verfilzte Bestände, in denen sich eine dichte Streuauflage ansammelt. Die Mahd nimmt eine Mittelstellung ein und schafft mittelhohe und mitteldichte Bestände mit geringer Streubildung. Diese wesentlichen Strukturunterschiede werden in den nächsten Jahrzehnten auch die floristische Veränderung verstärken, die immer der strukturellen Veränderung weit nachhinkt.

Auch ITJESHORST & GLADER (1994) weisen nach Auswertung der Daten eines 5jährigen Beweidungsmonitorings mit Galloway-Rindern darauf hin, daß Weideflächen auch im Vergleich mit Mähflächen eine Tendenz zu höherer Artenvielfalt erkennen lassen. Die niedrigsten Artenzahlen wurden auf der unbewirtschafteten Referenzfläche (Brache) registriert.

Es zeigt sich, daß eine stärkere Frühjahrsbeweidung durch Blütenverbiß zu einer geringeren Blühaktivität führt, die eine geringere bis fehlende Samenbildung bewirkt. Um die Auffüllung des Samenpools zu gewährleisten, sollten Trockenrasen daher im Abstand von fünf Jahren ein Frühjahr lang weitgehend von der Beweidung ausgeschlossen bzw. nur sehr extensiv beweidet werden. Dies fordern auch GERKEN & MEYER (1994).

Das Gesamtpaket Beweidung mit den Veränderungen im Konkurrenzverhalten der Arten und einem geänderten Störungsregime fördert hingegen eine hohe Keimlingsdiversität. Dabei ist wichtig, daß die Vegetation nicht gänzlich entfernt, sondern nur kurzrasig gehalten wird (HUTCHINGS & BOOTH 1996).

Gerade hinsichtlich der Verbißhöhe bietet die Beweidung mit Rindern deutliche Vorteile gegenüber anderen Weidetieren. Bei ausreichendem Futterangebot werden selbst bevorzugte Bestände nicht so tief abgebissen wie von Schafen, Ziegen oder Pferden. Es verbleibt daher immer ein ausreichend assimilationsfähiger Rest der gefressenen Arten, so daß diese ihre Photosyntheseorgane nicht völlig neu aus basalen Knospen nachbilden müssen (KÖNIG 1994). Die Hutweide mit jährlich leicht verändertem Weideregime schafft eine zeitlich-räumliche Diversität der Weidenutzung und erlaubt daher eine Kombination von genereller Kurzrasigkeit und Phasen unterschiedlichster Weidestärke. Diese Heterogenität kann von den unterschiedlichsten Lebensformen und „plant functional types" gut ausgenutzt werden.

Eine tatsächliche Beeinträchtigung der Naturschutzziele in den Halbtrockenrasen durch eine der drei untersuchten Managementvarianten (Mahd, Weide, Weideausschluß) konnte in den neun Beobachtungsjahren nicht nachgewiesen werden. Der Trend zeigt aber, daß durch das Fehlen von Beweidung langfristig verarmte Halbtrockenrasenbestände entstehen werden und eine

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

langsame Verbuschung der Standorte einsetzt. Extensives Weidemanagement, das auch kurzzeitige Brachestadien zuläßt, schafft die höchste Arten- und Strukturdiversität.

Derzeit können nur wenige allgemeingültige Indikatorarten für ein Halbtrockenrasenmanagement definiert werden, da die Veränderung vom genauen Zeitpunkt, der Intensität des Managements, der Kontinuität und Periodizität des Managementeinflusses und den übergelagerten Klimafaktoren abhängt. ***Anthyllis vulneraria, Astragalus austriacus, Polygala comosa*** **und** ***Teucrium chamaedrys*** zählen aber zu gut definierten Indikatorarten.

Beschreibung der Halbtrockenrasen

Folgende Beschreibung wird aus den „Pflanzengesellschaften Österreichs" (MUCINA et al. 1993) gekürzt wiedergegeben.

Potentillo arenariae-Festucetum pseudovinae SOÓ 1940 (Seewinkler Schwingel-Sandpußta)
Kenntaxon: *Centaurea jacea* ssp. *angustifolia* (transgr.).
Trennarten: *Cynodon dactylon* (dominant), *Festuca pseudovina* (dominant), *Carex stenophylla* (subdominant), *Cerastium semidecandrum, Leontodon autumnalis, Lotus glaber, Myosotis ramosissima, Plantago maritima.*
Dominante und konstante Begleiter: *Potentilla arenaria* (subdominant), *Sedum sexangulare* (subdominant), *Eryngium campestre, Euphorbia seguieriana, Galium verum, Ononis spinosa* ssp. *spinosa, Plantago lanceolata, Poa bulbosa, Sanguisorba minor, Saxifraga tridactylites, Taraxacum laevigatum* agg.

Die Schwingelrasen des Seewinkels im Burgenland sind syntaxonomisch als Potentillo-Festucetum pseudovinae anzusprechen. Sie sind auf Standorte sandiger Alluvialböden beschränkt. Die Potentillo-Festucetum pseudovinae-Rasen treten in ein Großmosaik mit Salz- und Wasserrandvegetation der burgenländischen Lacken und prägen das pußtaähnliche Bild des Seewinkels. Synchorologisch gesehen stellen die Seewinkler Schwingel-Rasen einen Ausläufer der ungarischen Pußta dar (WENDELBERGER 1954). Als Hutweiden wurden die kurzrasigen Bestände des Potentillo-Festucetum pseudovinae bis kurz nach dem Zweiten Weltkrieg genutzt (WENDELBERGER l.c.).

Festuca pseudovina, Potentilla arenaria, Cynodon dactylon und *Carex stenophylla* als Kodominante prägen das vielfältige Bild der Gesellschaft.

Sandiger Boden und Störung bewirken das Auftreten vieler meist einjähriger Koelerio-Corynephoretea-Arten. Der räumliche Kontakt mit der Salzvegetation bereichert die Schwingelrasen um einige fakultative Halophyten. Diese können in Jahren mit hohen Wasserständen einwandern, werden aber nach einigen trockenen Jahren wieder verdrängt.

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

Standort Westufer-Transekt

Untersuchungsziele

Vorrangig sollten die floristischen Veränderungen durch Beweidung und Mahd im Vergleich zu einem Weideausschluß untersucht werden.

Untersuchungsflächen

W = Westufertransekt (unteres Halbtrockenrasenniveau)
W01: Halbtrockenrasen beweidet
W06: Halbtrockenrasen verbrachend (Weideausschluß)
W41: Halbtrockenrasen, jährliche Frühjahrsmahd
Z = Ziehbrunnenstandort (hohes Halbtrockenrasenniveau)
W32: mittelstarke Sommerbeweidung
W40: mittelstarke Sommerbeweidung und jährliche Frühjahrsmahd

Die Halbtrockenrasen werden trotz der Nähe zum Lackenrand nie überschwemmt. Der Lackenwasserstand (Datenquelle: Hydrographischer Dienst), der möglicherweise wie bei der Langen Lacke zum Teil mit dem Grundwasserstand zusammenhängt, beeinflußt z.B. durch hohe Lackenpegelstände die Bodenfeuchtigkeit, die dann für viele Pflanzenarten nutzbar wird. Die stark unterschiedlichen Witterungsbedingungen überlagern den Weideeinfluß dominant. Aufgrund von kalten Frühjahrsperioden kann beispielsweise die Vegetationsentwicklung mehrere Wochen hinter dem Durchschnitt zurückbleiben. Danach auftretende warmtrockene Phasen lassen etwa Frühjahrsannuelle in einem solchen Jahr völlig ausfallen. Diese starken Veränderungen haben nichts mit dem Hutweidebetrieb zu tun, scheinen aber im Datenmaterial prägnant auf.

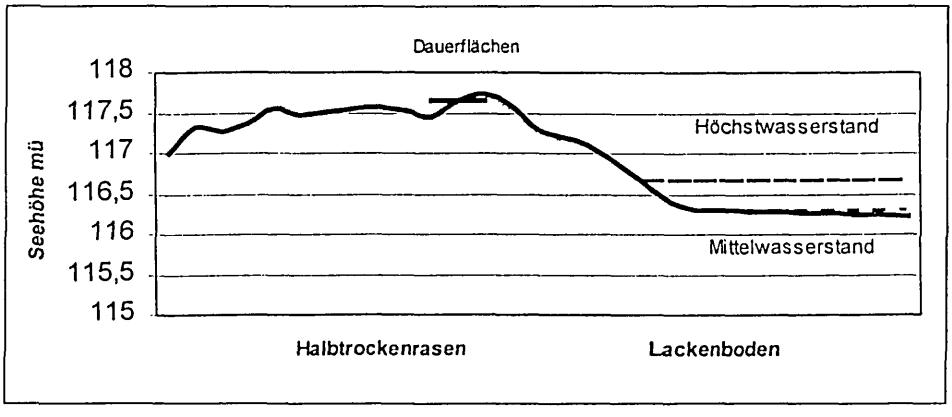

Abb. 1: Position der Halbtrockenrasen-Dauerflächen am Westufer. – Location of half-dry-grassland monitoring areas on the western lake-side.

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

Klassifikation der Trockenrasenstandorte

In Tabelle 1 werden die drei Managementvarianten Beweidung (= W01), Mahd (= W41) und Weideausschluß (= W06) in der zeitlichen Entwicklung von 1990-1998 einer Klassifikation durch TWINSPAN unterzogen. Die Dauerbeobachtungsfläche in der Mahdfläche (W41) wurde erst 1995 neu angelegt. Alle drei Flächen sind sich floristisch sehr ähnlich, liegen räumlich eng benachbart und sind daher weitgehend vergleichbar. Die Klassifikation zeigt, daß alle drei Flächen einem eigenständigen Trend unterliegen, der teilweise auf das Management zurückzuführen ist. Die erste Hauptteilung ergibt eine Gruppe mit allen Weideflächen (W01) und den Weideausschlußflächen (W06) von 1990-1994 und eine Gruppe mit den Weideausschlußflächen (W06) von 1995-1998 und allen Mahdflächen (W41).

Diese Aufteilung der Weideausschlußflächen in 1990-1994 und 1995-1998 ergibt sich aus der Ähnlichkeit der Ausgangsbedingungen der Managementvarianten. Weideausschluß und Beweidung wurden 1990 bei einem gemeinsamen Ausgangszustand begonnen. Die Mahdvariante startete 1995 und war zuvor von der Beweidung ausgeschlossen, ähnelt also stärker der Weideausschlußfläche (W06) von 1995. Die weiteren Teilungen durchn TWINSPAN trennen sauber die einzelnen Managementvarianten oder die zeitliche Entwicklung.

Floristische Veränderungen auf Halbtrockenrasen

Die floristischen Veränderungen zwischen den Managementvarianten sind relativ gering. Es kommt im neunjährigen Beobachtungszeitraum zu keinem Wechsel von Pflanzengesellschaften. Aufgrund der unterschiedlichen Managementvarianten fallen kaum Arten aus, hingegen verändert sich die Vegetationsdeckung bestimmter Arten, allerdings meist auch in geringem Ausmaß. Irreversible Veränderung der floristischen Zusammensetzung kann man sich erst in Zeiträumen von etwa 20 bis 50 Jahren vorstellen. Obwohl ein Weideausschluß zur Bildung einer dichten Streuschicht führt (Verfilzung), entstehen durch Kleinsäuger (Mäuse, Maulwurf), Ameisen und durch Absterben einzelner Pflanzen immer wieder kleine Lücken, die von lichtliebenden Trockenrasenarten besiedelt werden können. Die floristische Veränderung, getrennt nach Management, erfolgt daher sehr langsam. Ein durch Rebenverbrennen in den nahegelegenen Weingärten ausgelöster Brand kann die Streuakkumulation wieder entfernen und einen offenen Halbtrokkenrasenstandort erzeugen (auch wenn es dabei zu anderen negativen Begleiterscheinungen kommt). Ein Weideausschluß bedingt daher nicht automatisch das komplette Fehlen von Störereignissen (Disturbance).

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

Tab. 1: Halbtrockenrasen (Potentillo arenariae-Festucetum pseudovinae) am W-Ufer: beweidet = W1; jährliche Frühjahrsmahd = W6; Weideausschluß = W41. – Half dry grassland (Potentillo arenariae-Festucetum pseudovinae) on the western lake-side.

In der folgenden Auflistung (Tab. 2) wird versucht, einzelne Arten aus der Vegetationstabelle als Indikatoren für Managementvarianten zu charakterisieren. Dabei verhalten sich nur wenige Arten antagonistisch, sie nehmen also z.B. durch Weideausschluß stark an Deckung zu und zugleich durch Be-

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

Erratum: p. 192 (fehlende Tabelle 1)

Tab. 1: Halbtrockenrasen (Potentillo arenariae-Festucetum pseudovinae) am W-Ufer: beweidet = W1; jährliche Frühjahrsmahd = W6; Weideausschluß = W41. – Half dry grassland (Potentillo arenariae-Festucetum pseudovinae) on the western lake-side.

Halbtrockenrasen (Potentillo arenariae-Festucetum pseudovinae)
W-Ufer: beweidet=W1; jährliche Frühjahrsmahd=W6; Weideausschluß=W41

Management		Beweidung								Weideausschluß								Mahd			
Zeitachse		→			→					→				→				→			
Standort		W	W	W	W	W	W	W	W	W	W	W	W	W	W	W	W	W	W	W	W
Beobachtungsjahr		96	97	98	90	95	91	92	94	90	91	92	94	95	96	97	98	95	96	97	98
Flächennummer		1	1	1	1	1	1	1	1	6	6	6	6	6	6	6	6	41	41	41	41
Pflanzenarten	Fr.																				
Astragalus austriacus	3	0.1	0.2	0.3						.											
Medicago lupulina	1	0.3																			
Hieracium pilosella	9	6.1	3.	14	5	7	5	5	5		0.1										
Plantago media	8	3	2.5	2.5	0.5	3.8	2.5	2.5	2.5												
Viola hirta	3				0.5		0.1		0.1												
Carex flacca	2				.		0.1	0.5		.	.										
Centaurea jacea	16	4.8	3.8	2.2	2.5	6.6	2.5	5	2.5	0.1	0.1	0.1	0.5	1	0.1	0.3	0.5				
Ononis spinosa	15	0.6	0.8	1.1	0.5	0.6	0.5	0.5	2.5	0.5	0.1	2.5	5	2	0.5	0.3				.	.
Elymus repens	16	0.2	0.4	0.1	0.5	0.5	0.5	0.5	0.1	0.5	0.5	2.5	0.5	0.9	0.2	0.6	0.9				
Cynodon dactylon	12		0.1	0.1	.	.		0.1	0.5	2.5	2.5	2.5	2.5		.		0.3	0.1	0.1	0.2	
Silene multiflora	14	0.1	0.1	0.1	.		0.1	0.5	0.5	0.5	0.1	0.1	0.5	0.2	0.2	.		0.4		0.2	
Petrorhagia saxifraga	13			0.1			2.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.3	0.1	0.1				0.5	0.1
Cuscuta epithymum	12	0.1	0.4	0.1			2.5	2.5	2.5	.	0.5	0.5	2.5			0.2			0.1	0.3	
Anthyllis vulneraria	15	4.5	7.5	3.8	0.5	3	0.5	2.5	5	0.5		0.1	0.1					1.3	4.6	1.7	0.5
Botrychium lunaria	7		0.2			0.2	0.5				0.1	.				0.1		0.1	0.1		
Leontodon hispidus	3						.		.	0.1		0.1				0.1					
Astragalus onobrychis	10	.					.			0.5	2.5	2.5	0.5	0.3	0.2	0.2	0.2			0.1	0.4
Polygala comosa	15	1	3.4	0.8	0.5	0.8	0.5	0.5		.				0.5	0.2	0.7	0.1	0.3	0.1	1	0.3
Linum austriacum	20	1.3	0.7	0.9	0.5	2.4	0.1	0.5	0.5	2.5	2.5	2.5	2.5	2.4	2.6	2.4	1.4	2.8	2	3.6	2.1
Thymus kosteleckyanus	20	2.7	3.5	1.8	0.5	1.1	2.5	2.5	2.5	0.5	2.5	2.5	2.5	6.8	7	5.9	2.3	3.8	3.8	3	2
Thesium linophyllon	17	0.1	0.1	0.2	0.5	0.1	0.1	0.5	0.1	.	0.1	0.1			0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.2	0.6
Eryngium campestre	20	1.2	1.4	1.6	2.5	1.7	2.5	5	5	5	2.5	5	5	4.1	1.1	3.3	2.8	5.3	2.5	2.6	2.4
Rhinanthus serotinus	19	0.1	0.1		0.5	0.2	0.5	0.1	0.5	0.5	2.5	0.5	2.5	3.1	0.2	1	0.2	4.6	0.1	0.5	0.1
Scabiosa ochroleuca	18	1.3	2.9	3.2	0.5	2	0.5	2.5	2.5	0.5	0.1	0.5	0.5	1.5	2.4	4	8.1			0.4	0.4
Taraxacum laevigatum	16	0.1	0.3	.	0.5	1	0.5	0.5	0.5		0.5	0.1		0.4	1.3	0.3	0.9	0.5	2.4	0.3	
Sanguisorba minor	20	3	2.8	2.4	2.5	3.5	2.5	2.5	2.5	5	2.5	2.5	2.5	5.3	3.7	2.3	2.6	6.3	4.1	4	6.3
Dactylis glomerata	20	2.7	2.5	0.8	2.5	2.5	2.5	2.5	2.5	5	5	5	2.5	3.3	2.8	6.3	7.4	2.7	6	4.1	4.7
Lotus borbasii	20	1.4	2.9	1.7	2.5	1.3	2.5	5	2.5	2.5	2.5	2.5	2.5	2.3	0.6	1.2	1.8	3.6	2	4.4	4
Medicago falcata	18	2.2	1.9	1.9	0.5	1.9	0.5	0.1	2.5	.	.	0.5	0.5	0.8	0.6	0.6	0.5	0.2	0.5	1.3	0.5
Plantago lanceolata	20	0.1	0.4	0.2	0.5	0.1	0.5	0.5	0.5	0.5	0.1	0.5	0.1	0.2	0.1	0.4	0.4	0.6	0.4	1.1	1.5
Carex liparocarpos	20	8	2.	6.	5	6.4	5	5	5	5	5	5	2.5	1.3	2	2.3	7.8	6.5	7.3	7.3	9.1
Carex stenophylla	20	0.5	0.7	0.8	1.1	0.6	1.1	1.1	1.1	0.5	2.5	2.5	0.1	0.6	0.2	1.4	4.8	0.6	1.8	1.2	1.7
Achillea millefolium	20	2.4	1.5	1.2	2.5	2.8	2.5	2.5	2.5	2.5	2.5	2.5	0.5	1.1	5.6	2.9	1.9	2.1	1.9	2.6	2
Picris hieracioides	3		.		0.5											0.1	0.3				
Potentilla arenaria	15	0.6	0.3	0.5	0.5	0.7	0.5	0.5	0.1		0.1					0.1	0.1	1.1	2.3	1.7	1.1
Galium verum	20	2.8	1	0.7	5	4	5	5	5	11	2.5	5	5	18	3	1.9	1.6	3.6	2.2	2.6	1.9
Teucrium chamaedrys	20	2	5	13	24	22	22	20	26	27	29	38	49	1.	9.3	44	4.	4.	1	7.8	24
Koeleria pyramidata	20	0.7	1.2	0.7	1.1	1.1	1.1	1.1	0.5	2.5	2.5	2.5	1.1	6.2	3.9	2.6	2.3	5.4	3.6	5.8	1.9
Festuca pseudovina	20	1	4	4	5	16	5	5	11	5	5	2.5	5	2.3	2.3	3.8	3.	5.3	7.6	0.9	19
Dianthus carthusianorum	13		0.1		.					0.5	2.5	2.5	2.5	1.4	1.2	2.2	1.4	0.8	0.3	0.5	0.1
Pimpinella saxifraga	4					.					0.1	0.1		0.1	0.1				.		
Centaurea stoebe	9							.		.			2.5	1.3	1.1	1.3	1.4	0.4	0.5	1.5	2.3
Phleum phleoides	4							.	.		.							2.5	2.5	4.3	4.8
Artemisia campestris	4				.	.												0.1	0.1	0.4	0.4
Arten pro Aufnahme		32	33	30	29	56	33	32	31	26	31	31	28	28	29	32	28	28	28	31	27

Legende:
Erste Twinspanteilung — Dritte Twinspanteilung — Abweichung von Zeitachse ☆
Zweite Twinspanteilung — Vierte Twinspanteilung — Frequenz Fr

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

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

weidung ab. Oft verhält sich eine Art beispielsweise bei Beweidung konstant (weidetolerant), wird aber durch Mahd gefördert. Die aufgelisteten Arten müssen daher sehr vorsichtig bewertet werden.

Nur die Arten im Fettdruck (Tab. 2) scheinen als Indikatoren für die Managementvarianten geeignet zu sein, beziehen sich allerdings auf einen konkreten Managementversuch und sind daher nicht „allgemein" gültig. Die restlichen Arten zeigen zwar eine Veränderung, diese kann jedoch auf einen Faktorenkomplex aus Management, Sukzession, Klimatrends und autökologischen Phänomenen zurückzuführen sein. Der Anteil des Managements bleibt in diesen Fällen unklar und eignet sich nur für Untersuchungshypothesen zukünftiger Managementexperimente.

Tab. 2: Lokale Indikatorarten für gemanagte Halbtrockenrasen. – Local indicators for half dry grassland with management.

Beweidung		
Zunahme	**Abnahme**	**Optimum**
Medicago falcata	***Picris hieracioides***	***Anthyllis vulneraria***
Hieracium pilosella	***Teucrium chamaedrys***	*Eryngium campestre*
Astragalus austriacus		*Centaurea jacea* ssp. *angustifolia*
Polygala comosa		
Thymus kosteleckyanus	*Viola hirta*	
Scabiosa ochroleuca	*Carex flacca*	***Cynodon dactylon***

Frühjahrsmahd		
Zunahme	**Abnahme**	**Optimum**
Centaurea stoebe +	*Koeleria pyramidata*	***Anthyllis vulneraria***
Phleum phleoides +	*Eryngium campestre*	*Teucrium chamaedrys*
Artemisia campestris	*Thymus kosteleckyanus*	
Plantago lanceolata		
Dianthus carthusianorum		
Dactylis glomerata		***Astragalus onobrychis***
Medicago falcata		
Centaurea stoebe		
Phleum phleoides		

Weideausschluß		
Zunahme	**Neue Arten**	**Verschwinden von Arten**
Scabiosa ochroleuca	***Centaurea stoebe***	***Anthyllis vulneraria***
Teucrium chamaedrys	***Picris hieracioides***	***Hieracium pilosella***
	Polygala comosa	*Petrorhagia saxifraga*
		Silene multiflora
Cynodon dactylon		*Ononis spinosa*
Eryngium campestre	*Koeleria pyramidata*	
Thymus kosteleckyanus	*Astragalus onobrychis*	

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

Klimatischer Trend oder Sukzession		
Zunahme	**Abnahme**	**Optimum**
Festuca pseudovina	*Rhinanthus serotinus*	
Carex liparocarpos	*Galium verum*	

Die Hauptkomponentenanalyse zeigt ebenfalls nur schwach gerichtete Veränderungen durch die Managementvarianten. Mahd und Weideausschluß verhalten sich sehr ähnlich, weil die Mahdfläche zuvor genauso wie die Ausschlußfläche brachlag. Die auf den Managementeingriff reagierenden Arten in der obigen Zusammenfassung lassen sich auch in der mit CANOCO durchgeführten PCA erkennen (TER BRAAK & SMILAUER 1998).

Die Kanonische Korrespondenzanalyse bildet besonders die durch Beweidung geförderte Artengruppe gut ab. Die Beobachtungsjahre 1990-1994 lie-

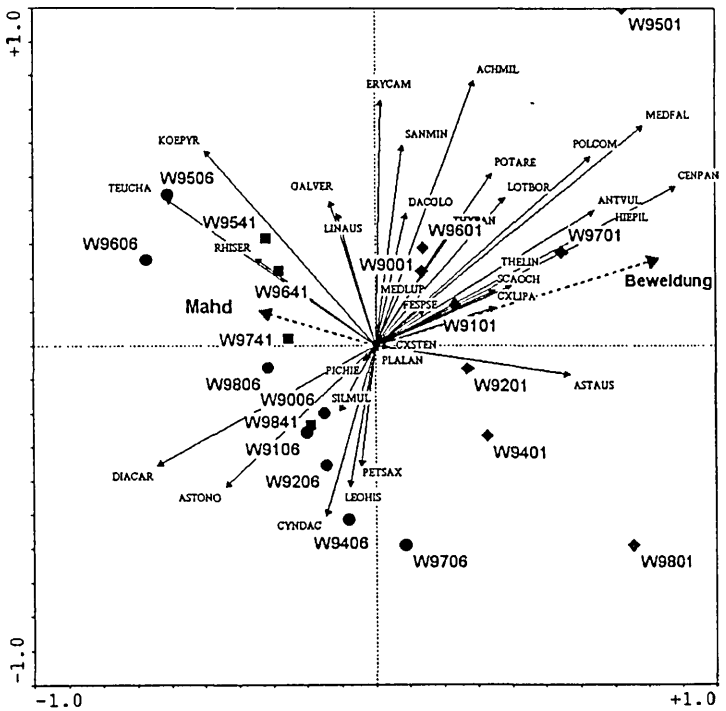

Abb. 2: Hauptkomponentenanalyse (PCA). W01 = beweidet; W06 = Weideausschluß; W41 = Mahd; die Daten sind wurzeltransformiert. Die Arten sind nach den Ergebnissen der Klassifikation gewichtet bzw. um Arten reduziert, die nicht zur Erklärung der Managementfaktoren beitragen. – Principal Component Analysis (PCA). W01 = grazing area; W06 = non grazing area; W41 = hay-mowing area; the data is root-transformed. Species are weighted according to the classification results. Species that do not explain part of the management factors were eliminated.

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

gen bei den Managementvarianten eng gruppiert, was auf die geringe Beweidung in diesen Jahren zurückzuführen ist. Zudem zeigen sich Weideeffekte auf Halbtrockenrasen nur langsam. Die Ähnlichkeitsgruppierung der Mahdflächen und der unbeweideten Flächen ab 1995 ergibt sich daraus, daß die Mahdfläche bis 1995 ebenfalls brachlag.

Strukturelle Veränderungen auf Halbtrockenrasen

Die Entwicklung der Vegetationsstruktur verläuft in den drei Managementvarianten deutlich unterschiedlich. Die floristische Veränderung, die unter anderem durch diese Strukturunterschiede verursacht wird, verläuft hingegen meist langsam und greift oft erst Jahre später. Auch wenn ein bewei-

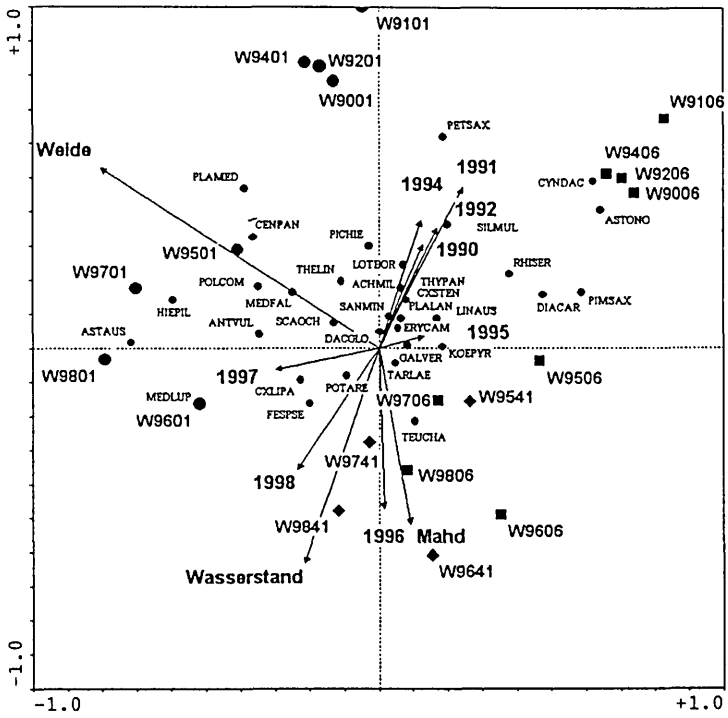

Abb. 3: Kanonische Korrespondenzanalyse (CCA). W01 = beweidet; W06 = Weideausschluß; W41 = Mahd. Ausgewählte Arten wurden eliminiert. Monte Carlo Test: P-Wert für erste kanonische Achse = 0,005, für alle kanonischen Achsen = 0,005; Eigenwert erste Achse: 0,226; Eigenwert zweite Achse: 0,176; Summe der Eigenwerte: 0,890; Summe der kanonischen Eigenwerte: 0,602. – Canonical Correspondence Analysis (CCA): W01 = grazing area; W06 = non grazing area; W41 = hay-mowing area. Some selected species were eliminated. Monte Carlo Test: P-value for the first canonical axis = 0.005, for all canonical axes = 0.005; eigenvalue first axis: 0.226; eigenvalue second axis: 0.176; sum of eigenvalues: 0.890; sum of canonical eigenvalues: 0.602.

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

deter, kurzrasiger und lückiger Halbtrockenrasen auf den ersten Blick gegenüber einem hochwüchsigen, verfilzten und verbrachten Halbtrockenrasen ein extrem unterschiedliches Strukturbild aufweist, ist die floristische Ähnlichkeit beider Bestände nach neun Jahren noch immer sehr hoch. Es kommt nur in Einzelfällen zum kompletten Ausfall von Pflanzenarten. Ansonsten bildet die gleichbleibende Artengruppe eine unterschiedliche Biomasse und Vegetationsdeckung aus. In langen Zeiträumen gedacht, werden sich noch stärkere floristische Unterschiede ergeben. Die folgende Übersicht zeigt jene wichtigen Strukturmerkmale, die in den drei Managementvarianten auftreten:

Strukturmerkmal	Beweidung	Mahd	Weideausschluß
Vegetationshöhe	großenteils nur bis 5 cm	großenteils nur bis 10 cm	bis 20 cm Höhe existiert noch dichte Vegetation, Hochgräser und Stauden reichen bis 60 cm
Offene Stellen	Lücken durch Vieh-Tritt	Lücken vorhanden	kaum Lücken, nur durch Mäuse, Maulwurf oder Ameisen
Streubildung	vernachlässigbar	geringe Streu	dominante Streuschicht in den untersten 5 cm

Die vertikale Vegetationsdeckung wurde in einem beweideten, einem gemähten und einem unbewirtschafteten Bestand erhoben (siehe Abb. 4-6).

Unbeweidete Flächen besitzen in den untersten 5 cm einen dichten Filz, der großenteils aus Streu besteht. Kleinwüchsige, lichtliebende Arten können sich aufgrund dieser Verfilzung und Lückenarmut kaum durchsetzen. Daher fehlt in den Brachflächen vor allem die Gruppe der Frühjahrsannuellen, die

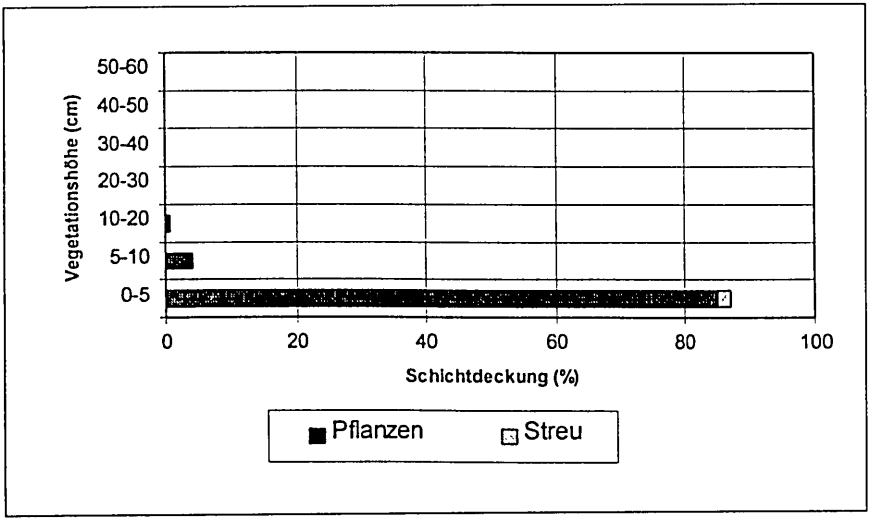

Abb. 4: Strukturprofil: Halbtrockenrasen beweidet. – Profile of structure: half dry grassland, grazing area.

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

offene Keimstandorte benötigen. Zu dieser Artengruppe zählt beispielsweise der Dreifinger-Steinbrech *(Saxifraga tridactylites),* eine Art der lückigen Trockenrasen, die als gefährdet eingestuft ist.

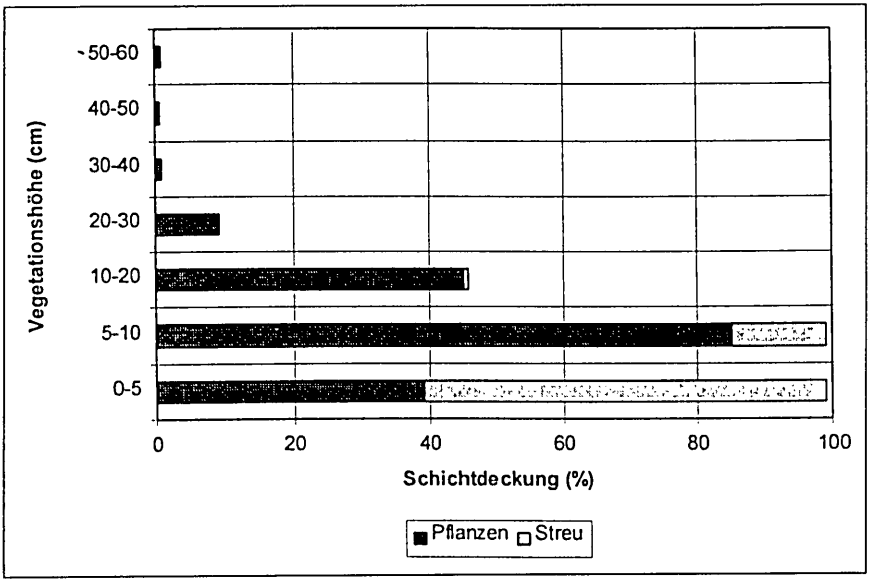

Abb. 5: Strukturprofil: Halbtrockenrasen unbeweidet. – Profile of structure: half dry grassland, non grazing area.

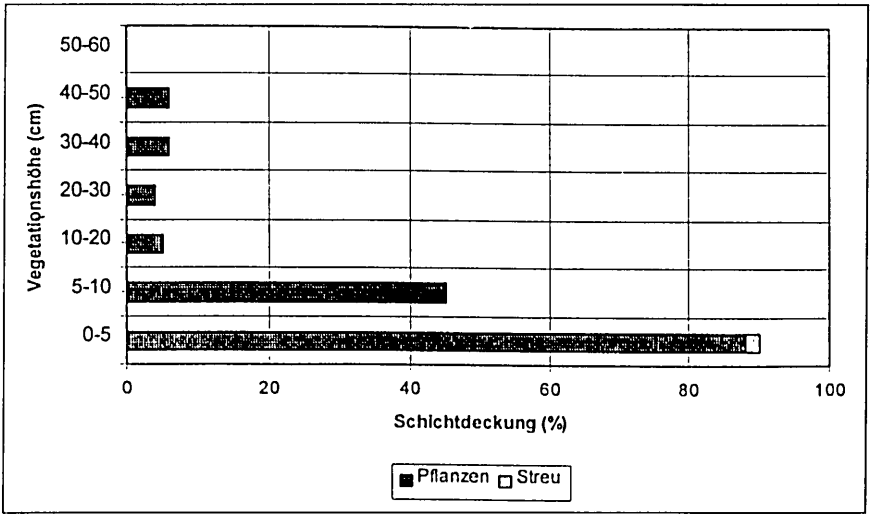

Abb. 6: Strukturprofil: Halbtrockenrasen gemäht. – Profile of structure: half dry grassland, hay-mowing area.

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

Tab. 3: Halbtrockenrasen, Ziehbrunnenstandort: Vergleich von Sommerbeweidung (Z32) und Mahd zusätzlich zur Beweidung (Z40). – Half dry grassland, Ziehbrunnen site: comparison of summer grazing (Z32) and hay-mowing in addition to grazing (Z40).

© Zool.-Bot. Ges. Österreich; download unter www.biologiezentrum.at

Erratum: p. 198 (fehlende Tabelle 3)

Tab. 3: Halbtrockenrasen, Ziehbrunnenstandort: Vergleich von Sommerbeweidung (Z32) und Mahd zusätzlich zur Beweidung (Z40). – Half dry grassland, Ziehbrunnen site: comparison of summer grazing (Z32) and hay-mowing in addition to grazing (Z40).

Halbtrockenrasen, Ziehbrunnenstandort; Vergleich von Sommerbeweidung (Z32) und Mahd zusätzlich zur Beweidung (Z40)

Management		Sommerbeweidung								Frühj.-Mahd		
Zeitachse		→								→		
Standort		Z	Z	Z	Z	Z	Z	Z	Z	Z	Z	Z
Aufnahmejahr		90	91	92	94	95	96	97	98	95	96	97
Aufnahmefläche	Fr.	32	32	32	32	32	32	32	32	40	40	40
Förderung durch Beweidung												
Centaurea stoebe	1					0.3						
Hieracium bauhinii	4					0.4	0.5	0.5	0.5			
Anthyllis vulneraria	3						0.4	1.2	0.4			
Astragalus onobrychis	1							0.4				
Knautia arvensis	2							0.4	0.5			
Scabiosa ochroleuca	1								0.1			
Thymus kosteleckyanus	8	2.5	2.5	2.5	5	2.8	5.6	7.5	6.3			
Festuca pseudovina	8	34	34	38	52	29	39.5	29	43			
Eryngium campestre	11	2.5	2.5	2.5	5	3.5	3.3	5.1	7.6	1.1	1.3	2.4
Lotus borbasii	11	2.5	5	2.5	2.5	6.8	3.8	9.8	6.8	0.8	2.7	7.8
Astragalus austriacus	10	0.5	0.5	0.5	0.5	0.4	1.1	2.5	3		0.2	1.7
Polygala comosa	5			0.1			0.3	0.5	1			0.3
Ononis spinosa	11	0.5	0.1	2.5	2.5	0.9	0.9	3.1	5.5	5.3	3.2	5.2
Salvia pratensis	11	0.5	5	5	8	4.3	4.9	4.6	3.9	7.9	6.9	6.9
Indifferente Arten												
Potentilla arenaria	6		0.1	0.1		0.1	0.1	0.2	0.2			
Globularia punctata	8	0.5	0.1	0.1	0.5	0.3	0.1	0.2	0.1			
Linum catharticum	4	0.5		0.1				0.1	0.1			
Lotus maritimus	9	0.5	2.5	2.5	0.5	0.5	0.5	1.2	1.1			0.3
Petrorhagia saxifraga	1	0.5										
Euphorbia seguieriana	7	0.5	0.5	0.5	2.5	0.3	0.5		0.1			
Asperula cynanchica	4		1.5	0.5			0.1		0.1			
Elymus repens	9	0.5	0.1	0.5	0.5	0.2	0.1	0.2	0.2			0.1
Thesium linophyllon	10	0.5	0.5	0.5	0.1	0.1	0.1	0.2	0.3		0.1	0.4
Cuscuta epithymum	5	0.5			2.5			0.1	0.6		0.1	
Koeleria pyramidata	11	0.5	0.5	0.5	2.5	0.6	0.2	0.2	0.1	0.1	2	1.2
Dactylis glomerata	11	2.5	2.5	2.5	2.5	1.6	1.1	1.6	0.7	1.2	1.3	2.3
Galium verum	11	2.5	2.5	2.5	2.5	1.6	2	1.8	1.7	1.9	3.5	3.9
Centaurea jacea ssp. angustifolia	11	2.5	0.5	0.5	0.5	1.5	0.6	1.4	2	1.9	2.1	4
Sanguisorba minor	11	2.5	2.5	2.5	2.5	6.5	6	3.1	1.6	4.6	5.1	2.3
Achillea millefolium	11	2.5	2.5	0.5	2.5	0.9	1.4	1.3	1.5	0.8	1.4	2.5
Carex liparocarpos	11	7	5	2.5	2.5	2.4	0.8	1.3	0.6	0.4	0.3	1.3
Medicago lupulina	6		0.5	0.5			1.2	0.7			0.1	0.1
Linum austriacum	5				0.5	0.1	0.3	0.1				0.1
Cynodon dactylon	2	0.5										0.1
Picris hieracioides	11	0.5	0.5	2.5	0.5	0.3	0.4	0.5	0.3	0.1	0.3	0.7
Taraxacum laevigatum agg.	6					0.4	0.1	0.1		0.5	0.8	0.1
Pimpinella saxifraga	10	0.5	0.5	0.5	0.1	0.1		0.2	0.2	0.5	0.5	0.8
Poa angustifolia	10		0.5	0.5	2.5	1	1	0.4	0.2	3.9	4.7	4.5
Rhinanthus serotinus	5						0.9		0.1	4.8	0.5	1.5
Plantago lanceolata	2									0.2		0.5
Viola collina	2									0.3	0.1	
Festuca rupicola	2									24.5	33.5	22.9
Muscari comosum	1									0.1		
Abnahme durch Beweidung												
Centaurea scabiosa	11	11	5	2.5	5	7.3	4.8	4.1	4.8	3.4	2.7	2.5
Plantago media	11	11	17	13	5	9.5	8.3	8.9	7.1	10	9.4	9.1
Teucrium chamaedrys	11	11	5	2.5	5	2.1	1.7	1.7	1.2	1	2.2	2.7
Förderung durch Mahd												
Avenula pubescens	11	0.5	0.5	0.2	0.1	0.1	0.3	0.2	0.3	2.2	2.6	4.1
Daucus carota	2										0.1	0.3
Trinia glauca	2										0.1	0.1
Melilotus officinalis	1										0.2	
Myosotis arvensis	1										0.1	
Lotus corniculatus	1										0.1	
Melilotus albus	1											0.2
Ranunculus sp	1											0.1
Festuca pratensis	1											0.1
Viola sp	1											0.2
Muscari neglectum	1											0.3
Arten pro Aufnahme		29	29	31	28	31	34	36	36	24	31	37

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

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

Standort Ziehbrunnen-Transekt

Der Ziehbrunnen-Standort liegt nördlich der Hauptkoppel am Zicksee. Es handelt sich um eine kleine, isolierte Halbtrockenrasenkuppe mit hohem Grundwasserflurabstand. Bemerkenswert ist etwa das Vorkommen von *Iris pumila* und *Ophrys sphegodes*.

Der Halbtrockenrasen wird im Sommer mittelstark beweidet, zusätzlich zur Beweidung wird auch die Wirkung einer Frühjahrsmahd auf einer ca. 400 m² großen Teilfläche überprüft. Der Bestand ist aufgrund floristischer und standörtlicher Unterschiede nur beschränkt mit jenem Standort am West-Ufer vergleichbar. Zusätzlich erfolgt hier die Beweidung im Sommer, während am West-Ufer schon im Frühjahr beweidet wird.

Die Ergebnisse der folgenden TWINSPAN-Tabelle zeigen aber, daß einige generelle Weideindikatoren für beide Standorte gelten. *Anthyllis vulneraria, Astragalus austriacus, Polygala comosa, Thymus kosteleckyanus* und *Scabiosa ochroleuca* werden sowohl am Ziehbrunnen- als auch am W-Uferstandort durch Beweidung gefördert.

Standörtliche Unterschiede werden etwa deutlich, wenn die Förderung ähnlicher Wuchsformen nah verwandter Arten betrachtet wird. Während die Rosettenpflanze *Hieracium pilosella* am W-Ufer gefördert wird, nimmt *Hieracium bauhinii* mit der gleichen Wuchsform am Ziehbrunnenstandort zu. *Teucrium chamaedrys* erweist sich auch am Ziehbrunnenstandort als negativer Indikator für Beweidung, da die Art bei Beweidung abnimmt (aber nie ganz verdrängt wird). *Centaurea scabiosa* wird aufgrund der großen, leicht freßbaren Grundblätter durch Beweidung beeinträchtigt, während die nah verwandte Art *Centaurea stoebe* viel feinere Blätter besitzt und durch ihren Pioniercharakter sogar eine leichte Förderung erhält.

Veränderungen auf beweideten Weingarten und Queckenbrachen

Die Rolle der Beweidung als begleitendes Management für die Umwandlung von Brachen in Trockenrasen wird an zwei Standorten (Queckenbrache an der Seestraße beim Kirchentellinsfurter Platz, Weingartenbrache zwischen Kirchsee und Krautinglacke) mittels Dauerbeobachtungsflächen untersucht. In diesem Zusammenhang soll darauf hingewiesen werden, daß in den 70er Jahren ein Großteil der heute seltenen Halbtrockenrasenstandorte in Weingärten umgewandelt wurde.

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

Die seit der Phase größerer Landschaftsveränderungen nach dem Zweiten Weltkrieg (KOHLER et al. 1994) erhalten gebliebenen Halbtrockenrasen liegen meist isoliert („Verinselung" nach REMMERT 1992) und sind oft als Kuppen oder schmale Saumbereiche ausgebildet. Zwischen den zum Teil weit voneinander entfernten Restflächen ist ein aktiver Austausch des Genpools der Vegetation nur mehr eingeschränkt möglich. Außer für windverbreitete Arten besteht kaum eine Möglichkeit, die ausgedehnte Kulturlandschaft zu überbrücken. Auch die Triften, die früher eine Verbindung zwischen den verinselten Trockenrasen darstellten, über die (durch Zoochorie) eine Samenverbreitung stattfinden konnte, existieren meist nicht mehr oder können wegen der Entfernung zur nächsten Weidefläche nicht mehr sinnvoll genutzt werden.

Dichte Queckenbrachen brauchen allerdings zusätzlich zum Sameneintrag Kurzrasigkeit und Trampelstellen (Lücken). In allen Versuchsflächen konnte eine Zunahme der für Trockenrasen typischen Arten festgestellt werden. Eine zusätzliche Mahd bringt im Vergleich zum Aufwand kaum einen erhöhten Nutzen. Die Ausbringung von Trockenrasensoden hat hingegen enorme Erfolge gezeitigt (Artenanstieg von 11 auf 31 Arten innerhalb von drei Jahren und dauerhafte Etablierung). Sowohl die Beweidung als auch die Mahd haben bisher versagt, Reitgrasbestände effizient auf älteren Brachen zurückzudrängen. Diese Bestände hemmen eine Trockenrasenentwicklung und führen zu monodominanten, artenarmen Beständen. Beobachtungen benachbarter Brachen haben jedoch gezeigt, daß eine sofortige intensive Beweidung das Aufkommen des Reitgrases hintanhält und den Trockenrasenarten eine bessere Chance bietet, sich zu etablieren.

Angesichts dieser Fakten ist es für eine vorausschauende Planung im Nationalpark von großer Bedeutung, verfügbare Acker- oder Weingartenflächen in der Nähe von Naturschutzgebieten für eine Arrondierung zu nutzen. Aus Weingartenbrachen, die im Weidebereich liegen, könnten mittelfristig durch Einbeziehung in die Hutweide wieder Halbtrockenrasen entstehen. Dieser Möglichkeit müßte im zukünftigen Flächenmanagement des Nationalparks mehr Bedeutung geschenkt und die juristische Seite der Flächennutzung und Prämienvergabe abgeklärt werden.

Die natürliche Entwicklung von artenreichem Grünland aus Kulturbrachen ist nach Untersuchungen in Ungarn auch in langen Sukzessionsperioden nicht gegeben (MOLNAR & BOTTA-DUKAT 1998). Es stellen sich Gesellschaften aus Generalisten ein. Spezialisten, die aufgrund artenreicher Grünlandreste erwartet wurden, etablierten sich auf den Untersuchungsflächen nicht, großenteils aufgrund limitierter Verbreitungsbedingungen.

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

Auch in der Studie von BAKKER et al. (1984) wird die Verbreitung der Samen durch Wind und Weidetiere als essentiell für die Grünlandrestoration angegeben (Öland, Schweden).

Die Bedeutung der Samenbank für die Restitution artenreicher Wiesen war Thema vieler Untersuchungen. Die Persistenz (Überlebensdauer) der einzelnen Arten in der Samenbank wird von MC DONALD et al. (1996) folgendermaßen klassifiziert:

- Überlebensdauer der Samen kürzer als ein Jahr (transient, vergänglich)
- Überlebensdauer der Samen zwischen einem und fünf Jahren (short-term persistent)
- Überlebensdauer der Samen größer als fünf Jahre (long-term persistent)

Die Autoren weisen als Beispiel für eine Überschwemmungswiese (*Alopecurus pratensis-Sanguisorba officinalis*-Assoziation) 72 % der Arten als Angehörige der vergänglichen Samenbank aus, 20 % als solche der kurzzeitigen und nur 8 % als solche der langzeitigen Samenbank.

Für die Trockenrasenrückführung von Flächen, die lange Zeit unter Bewirtschaftung standen, spielt nur der langlebige Samenpool eine Rolle, weil sich darin Arten der historischen Trockenrasen befinden können. Kurzlebige Samen müssen von außen eingebracht werden (Epizoochorie, Windverbreitung, Ansähen von Arten).

Die Umwandlung von Brachen in Kalkmagerrasen wurde von HUTCHINGS & BOOTH (1996) in bezug auf Keimmöglichkeiten untersucht (Brighton). Eine Umwandlung in Magerrasen wird nach Meinung der Autoren erst durch Mahd oder Beweidung ermöglicht. Starke Beweidung zeigt die deutlichste gerichtete Veränderung hin zum Zieltyp. Als wichtigster Sukzessionsfaktor wurden die Offenheit des Standortes und die Vegetationsstruktur genannt. In dichten Beständen ohne Management wurde keine Keimung der fünf untersuchten Pflanzen beobachtet. Die Keimrate war im völlig abgeräumten Feld am größten, während die Überlebensfähigkeit der Keimlinge in kurzrasigen gemähten Beständen deutlich besser war. Kurzrasige Bestände weisen weniger Konkurrenzbedingungen auf als hochwüchsige, und die mikroklimatischen Bedingungen (höhere Bodenfeuchtigkeit, ausgeglicheneres Temperaturregime) sind günstiger als in völlig vegetationslosen Flächen.

In einem Beweidungsprojekt mit Schafen in Oxford wurde ebenfalls die Umwandlung von Brachen in Kalkmagerrasen untersucht (GIBSON & BROWN 1992). Die Entwicklungsdauer für artenreiche Magerwiesen wird mit Jahrhunderten angegeben. Starke Beweidung förderte die Entwicklung in Rich-

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

tung der Zielvorstellung. Die Wirkung schwacher Beweidung wurde von anderen Sukzessionsphänomenen überlagert. Zu diesen Ergebnissen muß bemerkt werden, daß eine starke Beweidung in der Anfangsphase für die Brachenumwandlung zielführend ist, aber eine nachträgliche Extensivierung der Beweidung sicher notwendig wird (RIEGER 1996).

Insgesamt hat sich die Beweidung als hervorragendes Managementinstrument zur Rückführung von Brachen zu Trockenrasen bewährt. Es scheint sich zu bestätigen, daß der Haupteffekt der Beweidung unter anderem im Sameneintrag durch Kuhfladen und Bodensubtrat (an den Hufen) liegt (ZONNEVELD & FORMANN 1990).

Ein Weideexperiment in Colorado (MILCHUNAS et al. 1992) sollte klären, in welchen Lebensräumen sich fünf Ruderalarten am besten durchsetzen können, wobei beweidete, unbeweidete, herbizidbehandelte und gepflügte Flächen verglichen wurden. Keine der durch Samen ausgebrachten Ruderalarten (z.B. *Cirsium arvense, Sisymbrium altissimum*) konnte in der Weidefläche eine ganze Vegetationsperiode überleben. Dieses Ergebnis spricht generell für eine rasche Beweidung von Brachen, um das Aufkommen von Ruderalarten zu vermeiden. Zu späte Beweidung von Brachen, auf denen sich bereits konkurrenzstarke Arten (Land-Reitgras, Quecke etc.) angesiedelt haben, führt nur mit enormen Aufwand zu sichtbaren Erfolgen.

Queckenbrachen

Nach Bewirtschaftungsaufgabe eines Ackers vor etwa 25 Jahren hat sich auf einem Halbtrockenrasenniveau am Westufer eine Queckenbrache entwickelt. Die hochwüchsigen, dichten Queckenbestände unterschieden sich im räumli-

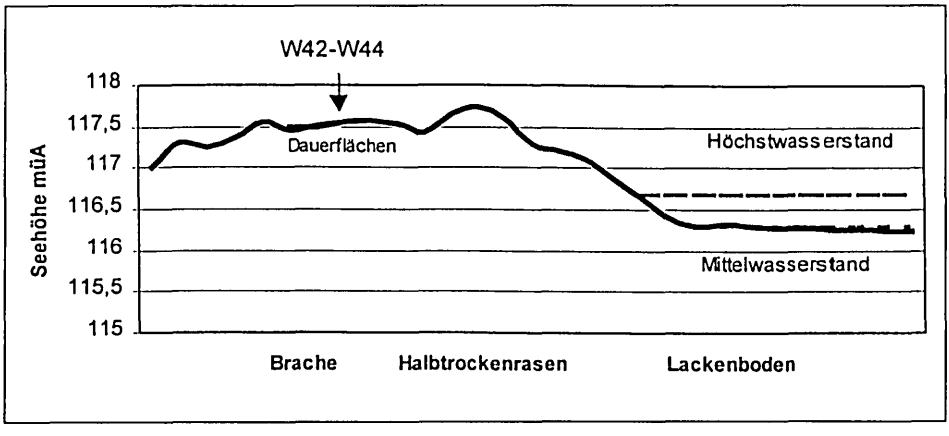

Abb. 7: Lage der Dauerflächen auf der Queckenbrache (W-Ufer). – Location of monitoring areas, *Elymus repens*-fallowland (western lake-side).

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

chen Muster der ursprünglichen Feldform von den unmittelbar benachbarten Halbtrockenrasen und wechselfeuchten Weiderasen recht deutlich. Der Bestand fiel durch die gute Nährstoffversorgung (frühere Düngung) und relative Artenarmut auf. Ohne extreme Managementmaßnahmen würde die Queckenbrache auch bei extensiver Beweidung vermutlich nie oder nur über Jahrzehnte zu einem Halbtrockenrasen werden. Um eine Halbtrockenrestitution voranzutreiben, müssen folgende Rahmenbedingungen erfüllt werden:

- Entfernung von Nährstoffüberschüssen (starke Beweidung zur Biomassereduktion)
- Kurzrasigkeit und Bodenlücken als Keimbetten für neue Arten (Portionsweide)
- Input von Samen der Trockenrasenarten durch Kuhdung und Erdmaterial in Rinderhufen

Obwohl die Quecke *(Elymus repens)* von den Rindern durchaus intensiv gefressen wird (KÖNIG 1994), reicht ein normaler Hutweidebetrieb auf der Fläche nicht aus. Durch eine kurze, aber intensive Portionsweide im Frühjahr wird hingegen die dichte Queckengrasnarbe aufgerissen und so eine Einwanderung von Trockenrasenarten ermöglicht. Die Portionsweide ist eine kurzfristige Überbeweidung definierter Zielflächen, um extreme Kurzrasigkeit zu erzwingen und Trittlücken zu schaffen. Dazu wird die Herde durch den Einsatz der Hirtenhunde wesentlich länger auf der Fläche gehalten als im normalen Hutungsverlauf. Wenn die Tiere weiterziehen wollen, werden sie auf die Brache zurückgetrieben. Diese aggressive Managementform sollte nur in Extremfällen angewandt und begleitend auf korrekte Einhaltung überprüft werden.

Als verstärkendes Management wurden noch einschürige und zweischürige Mahdvarianten zusätzlich zur Beweidung ausgetestet. Bei der Datenanalyse muß man allerdings berücksichtigen, daß die Frühjahrsmahd kaum Wirkung zeigte, da bereits vor dem Schnitt der Großteil abgeweidet war. Nur die Herbstmahd entfernte tatsächlich nennenswertes Pflanzenmaterial.

Dauerflächen W42-W44: Umwandlung von Queckenbrache in Halbtrockenrasen

W42: Queckenbrache, starke Portionsweide im Frühjahr (Abb. 7)
W43: Queckenbrache, starke Portionsweide, jährliche Frühjahrsmahd (Abb. 7)
W44: Queckenbrache, starke Portionsweide, jährliche Frühjahrs- und Herbstmahd (Abb. 7)

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

Die mittels TWINSPAN klassifizierte Vegetationstabelle trennte sehr klar die zweischürige Mahdvariante als eigenständige Zeitreihe heraus. Eine Reihe von Arten kam hier exklusiv im Zeitverlauf hinzu (z.B. *Trifolium campestre, Medicago minima, Melilotus officinalis*).

Die Weidevariante und die einschürige Mahdvariante waren zu Managementbeginn 1995 so ähnlich, daß beide Varianten in der Analyse als eine Gruppe mit hoher Ähnlichkeit zusammengefaßt wurden. Ab 1996 greift das Management, und beide Varianten entwickeln sich etwas eigenständiger. Auffällig ist bei allen Varianten, daß die Artenzahl ansteigt (Abb. 8). Diese anfängliche Artenzunahme ist ein altbekanntes Phänomen, das auftritt, wenn sich das Management stark verändert bzw. eine Brache wieder genutzt wird (MICHELS & WOIKE 1994). Die ursprüngliche Artengarnitur nimmt zwar längerfristig ab, bleibt aber in den ersten Jahren noch bestehen. Eine neue Artengrupppe, die vom geänderten Management profitiert, etabliert sich schrittweise. Dieser Anstieg erreicht bald eine Plateauphase oder nimmt wieder ab, wenn die alte, nicht mehr standortgerechte Artengarnitur teilweise ausfällt. Aus Abbildung 8 wird ersichtlich, daß bei reiner Beweidung im vierten Beobachtungsjahr die höchste Artenzahl vorhanden war. Die Fläche mit zusätzlich zweischüriger Mahd zeigt nach einem ersten starken Artenanstieg ein Absinken der Artenzahl. Die Störung durch Beweidung und zusätzlicher Mahd stellt ein sehr intensives Management dar, das zu keiner maximalen Artendiversität führt.

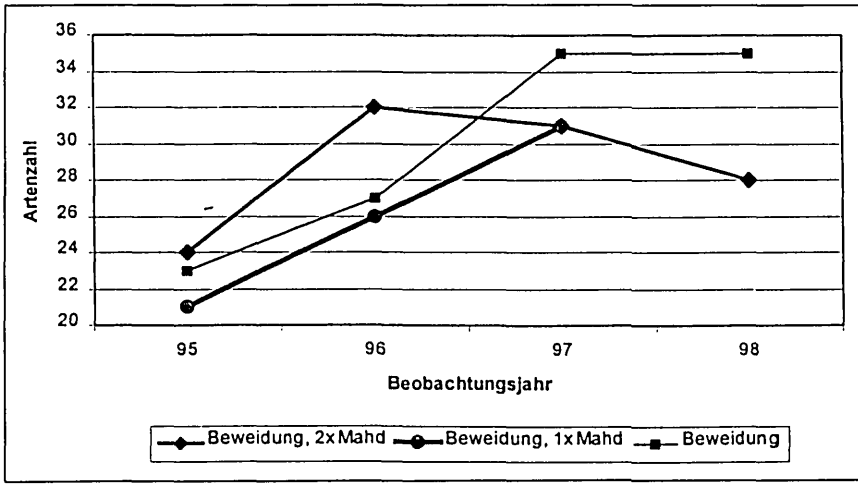

Abb. 8: Entwicklung der Artenzahl auf gemanagten Brachen. – Development of the number of species on fallowland with management.

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

Halbtrockenrasenarten, die durch die Beweidung zurückgehen, sind *Linum austriacum* und *Teucrium chamaedrys*. Dieser Trend ist auch schon bei den beweideten Halbtrockenrasen (W01) sichtbar geworden. Beide Arten eignen sich daher als gute Indikatorarten, die über standörtliche Unterschiede hinaus die Intensität des Weidemanagements aufzeigen können. Negativ durch die Mahd beeinflußt wurden hochwüchsige Arten wie *Eryngium campestre* und *Artemisia campestris*. Diese beiden Arten werden von den Rindern nicht gefressen und bleiben auf der Weide erhalten. Die dominierende hochwüchsige Quecke *(Elymus repens)* wird auf den zusätzlichen Mahdflächen von etwa 30 % Deckung (1995) auf etwa 1 % (1998) oder darunter zurückgedrängt. Ein solcher Effekt wird auch von SCHERFOSE (1993) bestätigt.

Bedeutung des Sameneintrags für die Trockenrasenrestitution

Abschließend muß noch bemerkt werden, daß die Umwandlung einer Quekkenbrache ganz wesentlich von der Sameneinbringung von Trockenrasenarten abhängt. Es muß angenommen werden, daß nach langjähriger Bewirtschaftung und folgender Brache kaum noch ein lebensfähiger Samenpool für Halbtrockenrasenarten vorliegt.

Zwar liegen die Halbtrockenrasen eng benachbart, wodurch es randlich zu einem langsamen Sameneintrag kommen kann (z.B. Windverbreitung), aber den Großteil des Sameninputs liefert die Rinderherde selbst. In den Kuhfladen und im Bodenmaterial an den Hufen sind Samen der verschiedensten Vegetationstypen enthalten, die im Laufe des täglichen Weideganges gesammelt und wieder abgegeben werden. Eine Kuhflade auf dem Halbtrockenrasen enthält z.B. auch Samen der Zickgraswiesenarten, obwohl diese nie konkurrenzfähig wären und das Keimlingsalter nicht überleben würden (STENDER et al. 1997). Neben nicht standortfähigen Samen können jedoch durchaus von einem entfernteren Halbtrockenrasen Diasporen mitgebracht werden. Die Präsenz geeigneter Samen ist wichtig, weil diese Form des Naturschutzmanagements bei Fehlen typischer Zielarten sinnlos wäre.

Als großer Managementerfolg konnte verbucht werden, daß in den vier Beobachtungsjahren neun typische Pflanzenarten der standortgerechten Halbtrockenrasen neu hinzugekommen sind. Weitere 11 typische Arten, die schon bei Versuchsbeginn vorhanden waren, wurden durch die Beweidung gefördert. Die Begleitarten der Queckenbrache nahmen durchwegs stark ab. Die Beweidung eignet sich daher hervorragend, um Queckenbrachen in Halbtrockenrasen zurückzuführen.

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

Weingartenbrachen

Um die Bedeutung der Beweidung für die Rückführung stillgelegter Weingärten (auf einem sandigen Halbtrockenrasenniveau) zu dokumentieren, wird eine Brache zwischen Kirchsee und Krautinglacke seit ca. vier Jahren beweidet. Die Brachesukzession begann bereits zwei bis drei Jahre vor der Beweidung. Es handelt sich um einen sehr offenen Bestand, der aber sukzessive immer stärker mit Hundsrose *(Rosa canina)* verbuscht. Klonartig hatten sich zu Beginn der Untersuchungen bereits großflächige, artenarme Reitgrasbestände *(Calamagrostis epigejos)* ausgebreitet, die eine weitere Trockenrasentwicklung unterbinden. Das Reitgras wird von Rindern kaum gefressen, außer wenn es nach einer Mahd wieder frisch austreibt.

In einem holländischen Dünengebiet nahm nach Ausschluß der Hasenbeweidung das Land-Reitgras *(Calamagrostis epigejos)* stark zu. Durch extensive Ponny- und Rinderbeweidung konnte die dominante Art wieder zurückgedrängt werden (TEN-HARKEL & VAN DER MEULEN 1996; KOOIJMAN & VAN DER MEULEN 1996).

Anhand der Illmitzer Weingartenbrache wird untersucht, ob

- sich Reitgrasbestände durch starke Beweidung im Frühjahr zurückdrängen lassen,
- durch Beweidung vermehrt Trockenrasenarten einwandern können oder bestehende Elemente gefördert werden können,
- zusätzliche Mahd Reitgrasbestände zurückdrängen kann,
- sich die typische Flora durch ausgebrachte Halbtrockenrasensoden dauerhaft etablieren kann.

Beobachtungen auf nahegelegenen Flächen haben gezeigt, daß frisch aufgelassene benachbarte Weingärten, die sofort beweidet werden, kaum Reitgrasbestände ausbilden und auch die Verbuschung minimal ist. Für das Nationalparkmanagement bedeutet dies, daß Weingartenbrachen unmittelbar in das Weidegebiet aufgenommen werden sollten, um ungünstige Sukzessionsstadien zu überspringen.

Standort Krautinglacke: Dauerflächen K45-K48: Umwandlung von Weingartenbrachen in Halbtrockenrasen (Abb. 9)

K45: Weingartenbrache, schwerpunktmäßige Frühjahrsbeweidung, mit Rasensoden

K46: Weingartenbrache, schwerpunktmäßige Frühjahrsbeweidung (Referenzfläche)

K47: Weingartenbrache, Bestand mit *Calamagrostis epigejos,* schwerpunktmäßige Frühjahrsbeweidung

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

K48: Weingartenbrache, Bestand mit *Calamagrostis epigejos,* schwerpunktmäßige Frühjahrsbeweidung und zweimal jährlich gemäht

Eine Analyse der Artenzahlen zeigt deutlich, daß die Ausbringung von Rasensoden eine hohe Artenzahl bewirkt. Innerhalb von drei Jahren ist die Artenzahl von 11 auf 31 Arten angestiegen. Die Vergleichsflächen blieben deutlich darunter. Rasensoden von 10 x 10 cm Größe wurden auf dem Halbtrockenrasen am Westufer ausgestochen und verstreut in der Dauerfläche eingepflanzt.

Von sieben Arten, die nur in den Rasensoden vorkamen und in keiner anderen Fläche, konnten sich sechs dauerhaft etablieren. Aber auch eine beträchtliche Garnitur von Halbtrockenrasenarten nimmt generell zu (22 Spezies), wahrscheinlich großenteils durch Sameneintrag durch die Beweidung verursacht. Auf der ganzen Brache sind Trockenraseninitialen als kleine Flecken ausgebildet, fehlen aber großflächig. Es wäre genügend offene Fläche zur Besiedlung vorhanden, aber augenscheinlich ist kein entsprechender Samenpool vorhanden. Von einer zufälligen Keimstelle (z.B. Sameneintrag durch Kuhflade) breiten sich Trockenrasenpflanzen konzentrisch aus. Das führt oft zu dichten Flecken einer einzigen Art, wenige Meter benachbart bildet eine andere Art einen monodominanten Fleck.

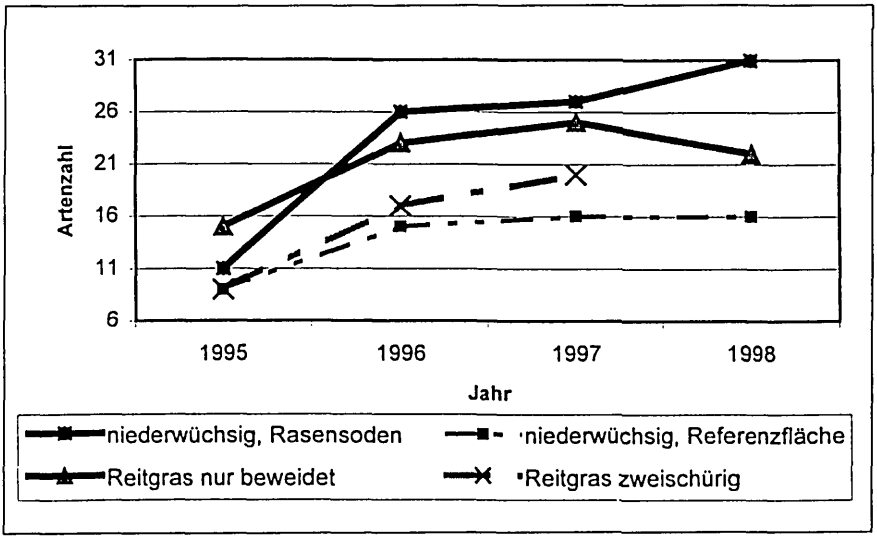

Abb. 9: Entwicklung der Artenzahlen durch unterschiedliches Management auf einer Weingartenbrache. Alle Flächen unterliegen einer Beweidung. – Development of the number of species according to various management methods in an uncultivated vinyard. All areas are grazing areas.

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

Die Ausbringung von Rasensoden scheint der größte Managementerfolg auf dieser Versuchsfläche zu sein, gefolgt von einem etwas schwächer wirkenden positiven Weideeffekt (der allerdings auch mit weniger Aufwand verbunden ist).

Als Mißerfolg muß bisher die Bekämpfung des Reitgrases mittels Beweidung und Mahd gesehen werden. In allen Managementvarianten hat das Reitgras weiter zugenommen. Es wird von den Kühen nicht oder nur ungern gefressen und ist zumindest über wenige Jahre nicht durch Mahd zu schwächen. Umso wichtiger ist die Forderung, Reitgrasbestände gar nicht erst aufkommen zu lassen, indem eine frische Brache sofort beweidet wird.

Durch Mahd und anschließende Beweidung konnten bestehende Reitgras-Klone zumindest in ihrer Ausbreitung etwas gehemmt werden. Da diese Maßnahme jedoch nur auf kleinen Teilflächen erfolgte und zudem die Beweidung nur sehr extensiv stattfand, ist bisher kaum ein Erfolg erkennbar. Bei intensiver Nachbeweidung von Reitgrasbeständen ist jedoch eine Zunahme der Artendiversität zu bemerken (GERKEN & MEYER 1994). Für ältere Weingartenbrachen muß eine Mahd vor Beginn der Vegetationsperiode erfolgen, da die Rinder sonst nur die niedrigwüchsige Vegetation abfressen, jene im Bereich alter Horststrukturen (wie die des Reitgrases) und rings um die Gehölzinitialen jedoch verschmähen.

Literatur

AGUIAR M. R., PARUELO J. M., SALA O. E. & LAUENROTH W. K., 1996: Ecosystem responses to changes in plant functional type composition: An example from the Patagonian steppe. J. Vegetation Science 7 (3), 381-390.

BAKKER J. P., 1978: Changes in a salt-marsh vegetation as a result of grazing and mowing – A five-year study of permanent plots. Vegetatio 38 (2), 77-87.

BAKKER J. P., 1985: The impact of grazing on plant communities, plant populations and soil conditions on salt marshes. Vegetatio 62 (1/3), 391-398.

BAKKER J. P., DE LEEUW J. & VAN WIEREN S. E., 1984: Micro-patterns in grassland vegetation created and sustained by sheep-grazing. Vegetatio 55 (3), 153-161.

BOJKO H., 1931: Ein Beitrag zur Ökologie von *Cynodon dactylon* PERS. und *Astragalus exscapus* L. Sitzungsber. Österr. Akad. Wiss., Math.-Nat. Kl., Abt. I 140 (9/10), 675-692.

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

BOJKO H., 1932: Über eine *Cynodon dactylon*-Assoziation aus der Umgebung des Neusiedler Sees. Beih. Bot. Centralbl. 50, Abt. II, 207-224.

BOJKO H., 1934: Die Vegetationsverhältnisse im Seewinkel. Beih. Bot. Centralbl. 51, Abt. II, 601-747. C. Heinrich, Prag.

BRONGERS M., DE VRIES Y. & BAKKER J. P, 1990: Der Einfluß unterschiedlicher Beweidungsintensitäten auf die Salzwiesenvegetation in der Leybucht, Niedersachsen. Natur und Landschaft 65 (6), 311-314.

FALLER W., 1999: Pflanzensoziologische Kartierung des Seevorgeländes Illmitz, Neusiedler See. 214 pp. Diplomarbeit Univ. Bodenkultur, Wien.

GÄLZER R., KORNER I. & ZECH S., 1994: Regionales Landschaftskonzept Neusiedler See West. Raumplanung Burgenland 1994/1, 111 pp.

GERKEN B. & MEYER C., 1994: Kalkmagerrasen in Ostwestfalen. LÖBF – Mitteilungen 3/1994, 32-40. Schriftenreihe der Landesanstalt für Ökologie Nordrhein-Westfalen. Recklinghausen.

GIBSON C. W. D. & BROWN V. K., 1992: Grazing and vegetation change: Deflected or modified succession? J. Appl. Ecol. 29 (1), 120-131.

HILL M. O., 1979: TWINSPAN. A FORTRAN Programm for arranging multivariate Data in an ordered two-way table by classification of the individuals and attributes. 60 pp. Ecology and Systematics, Cornell University, Ithaca, NY 14850.

HUTCHINGS M. J. & BOOTH K. D., 1996: Studies of the feasibility of recreating chalk grassland vegetation on ex arable land. II. Germination and early survivorship of seedlings under different management regimes. J. Appl. Ecol. 33 (5), 1182-1190.

ITJESHORST W. & GLADER H., 1994: Galloways – Pflegeeinsatz im Feuchtgrünland. In: Biotoppflege: Einsatz alter Haustierrassen im Naturschutz. LÖBF – Mitteilungen Nr. 3/1994, 57-61. Schriftenreihe der Landesanstalt für Ökologie Nordrhein-Westfalen. Recklinghausen.

JENSEN A., 1985: The effect of cattle and sheep grazing on salt-marsh vegetation at Skallingen, Denmark. Vegetatio 60, 37-48.

KOHLER B., RAUER G. & WENDELIN B., 1994: Landschaftswandel. In: DICK G. et al., Vogelparadies mit Zukunft? Ramsar-Bericht 3: Neusiedler See – Seewinkel, p. 4-34. Umweltbundesamt, Wien.

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

KORNER I., TRAXLER A. & WRBKA Th., 1998: Die Hutweide im Nationalpark Neusiedler See – Seewinkel. Zolltexte, Nr. 27. Z. Österr. Landschaftsplanung u. Landschaftsökologie. Eigenverlag Forum Landschaftsplanung, Wien.

KÖLLNER J., 1983: Vegetationsstudien im westlichen Seewinkel (Burgenalnd) – Zitzmannsdorfer Wiesen und Salzlackenränder. Diss. Univ. Salzburg.

KÖNIG H., 1994: Rinder in der Landschaftspflege. In: Biotoppflege: Einsatz alter Haustierrassen im Naturschutz. LÖBF – Mitteilungen Nr. 3/ 1994, 25-31. Schriftenreihe der Landesanstalt für Ökologie Nordrhein-Westfalen. Recklinghausen.

KOOIJMAN A. M. & VAN DER MEULEN F., 1996: Grazing as a control against 'grass encroachment' in dry dune grasslands in the Netherlands. Landscape and Urban Planning 34 (3/4), 323-333.

LUICK R., 1996: Extensive Rinderweiden. Naturschutz und Landschaftsplanung 2/96, 37-45. Eugen Ulmer Verlag, Stuttgart,

MC DONALD A. W., BAKKER J. P. & VEGELIN K., 1996: Seed bank classification and its importance for the restoration of species rich flood meadows. J. Vegetation Science 7 (2), 157-164.

MICHELS C. & WOIKE M., 1994: Schafbeweidung und Naturschutz. In: LÖBF – Mitteilungen 3/1994, 16-25. Schriftenreihe der Landesanstalt für Ökologie Nordrhein-Westfalen. Recklinghausen.

MILCHUNAS D. G., LAUENROTH W. K. & CHAPMAN P. L., 1992: Plant competition, abiotic, and long- and short-term effects of large herbivores on demography of opportunistic species in a semiarid grassland. Oecologia (Heidelberg) 92 (4), 520-531.

MOLNAR Z. & BOTTA-DUKAT Z., 1998: Improved space for time substitution for hypothesis generation: Secondary grasslands with documented site history in SE Hungary. Phytocoenologia 28 (1), 1-29.

MUCINA L., GRABHERR G., ELLMAUER Th. & WALLNÖFER S. (Ed.), 1993: Die Pflanzengesellschaften Österreichs, Teil I-III. Gustav Fischer Verlag, Jena.

PARSONS A. J., HARVEY A. & JOHNSON I. R., 1991: Plant-animal interactions in a continuously grazed mixture: II. The role of differences in the physiology of plant growth and of selective grazing on the performance and stability of species in a mixture. J. Appl. Ecol. 28 (2), 635-658.

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

RAUER G. & KOHLER B., 1990: Schutzgebietspflege durch Beweidung. Wiss. Arb. Burgenland (Eisenstadt) 82, 221 pp.

RAUER G. & KOHLER B., 1991: Wieviel Beweidung verträgt der Rotschenkel? – Populationsbiologische Untersuchungen zu Managementfragen. Forschungsbericht 1991, Sonderbd. Wiss. Arb. Burgenland (Eisenstadt) 77, 25 pp.

REITER K., 1998: VEGI. Programm zur Erstellung von Vegetationstabellen. 23 pp. Manuskript. Univ. Wien.

REMMERT H., 1992: Ökologie – ein Lehrbuch. Springer Verlag, Berlin, Heidelberg, New York.

RIEGER W., 1996: Ergebnisse elfjähriger Pflegebeweidung von Halbtrokkenrasen. Natur und Landschaft 1/96, 19-25.

SCHERFOSE V., 1993: Zum Einfluß der Beweidung auf das Gefäßpflanzen-Artengefüge von Salz- und Brackmarschen. Z. Ökol. Naturschutz 4/1993, 201-211. Gustav Fischer Verlag, Jena.

SCHLÄPFER M., ZOLLER H. & KÖRNER C., 1998: Influence of mowing and grazing on plant species composition in calcareuos grassland. Bot. Helvetica 108 (1), 57-67.

STENDER S., POSCHLOD P., VAUK-HENTZELT E. & DERNEDDE T., 1997: Die Ausbreitung von Pflanzen durch Galloway-Rinder. In: Verh. Ges. Ökol. 27, p. 173-180. G. Fischer, Stuttgart, Jena, Lübeck, Ulm.

TEN-HARKEL B. & VAN DER MEULEN F., 1996: Impact of grazing and atmospheric nitrogen deposition on the vegetation of dry coastal dune grasslands. J. Vegetation Science 7 (3), 445-452.

TER BRAAK C. J. F. & SMILAUER P., 1998: CANOCO Reference Manual. 351 pp. Manuscript. Centre for Biometry Wageningen.

TRAXLER A., 1997: Handbuch des vegetationsökologischen Monitorings. Monographien des Umweltbundesamtes 89 A/B. Wien.

TRAXLER A., KORNER I. & WRBKA Th., 1998: Vegetation niches in salt vegetation provided by herbivores – A long term study at Seewinkel (Austria). In: SJÖGREN E., VAN DER MAAREL E. & POKARZHEVSAYA G. (Eds.), Vegetation science in retrospect and perspective (Abstracta), p. 46. Studies in Plant Ecology 20. Opulus Press, Uppsala.

WATT T. A., TREWEEK J. R. & WOOLMER F. S., 1996: An experimental study of the impact of seasonal sheep grazing on formerly fertilized grassland. J. Vegetation Science 7 (4), 535-542.

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

WENDELBERGER G., 1943: Die Salzpflanzengesellschaften des Neusiedler Sees. Wien. Bot. Z. 92 (3), 124-143.

WENDELBERGER G., 1950: Zur Soziologie der kontinentalen Halophytenvegetation Mitteleuropas. Denkschr. Akad. Wiss. 108 (5. Abhandl.), 5-165.

WENDELBERGER G., 1954: Steppen, Trockenrasen und Wälder des pannonischen Raumes. Angew. Pflanzensoz., Festschrift Aichinger 1 (Klagenfurt), 573-634.

WENDELBERGER G., 1959: Die Vegetation des Neusiedler See Gebietes. Sitzungsber. Österr. Akad. Wiss., Math.-Nat. Kl., Abt. I 168 (4/5), 21-41.

WENDELBERGER G., 1964: Sand- und Alkalisteppen im Marchfeld. Jb. Landeskunde Niederösterr. 36, 942-963.

WENZL H., 1934: Bodenbakteriologische Untersuchungen auf pflanzensoziologischer Grundlage I. Beih. Bot. Centralbl. (Dresden) 52, 73-147.

WEGENER U., 1991: Schutz und Pflege von Lebensräumen – Naturschutzmanagement. 313 pp. G. Fischer Verlag, Stuttgart, Jena, Lübeck, Ulm.

WEISSER P., 1970: Die Vegetationsverhältnisse des Neusiedlersees. Wiss. Arb. Burgenland (Eisenstadt) 45, 83 pp.

WIESINGER K. & PFADENHAUER J., 1998: Konzept zur Schafbeweidung von Kalkmagerrasen auf der nördlichen Münchner Schotterebene. Agrarökologie 29, 110 pp.

ZONNEVELD I. S. & FORMANN R. T. T., 1990: Changing landscapes: An ecological perspective. 286 pp. Springer Verlag, Berlin, Heidelberg, New York.

Manuskript eingelangt: 1999 05 12

Anschrift: Dr. Ingo KORNER, Dr. Andreas TRAXLER und Dr. Thomas WRBKA
ARGE für Vegetationsökologie, Theobaldgasse 16/4, A-1060 Wien.

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: 1999

Band/Volume: 136

Autor(en)/Author(s): Korner Ingo, Traxler Andreas, Wrbka Thomas

Artikel/Article: Trockenrasenmanagement und -restituierung durch Beweidung im "Nationalpark Neusiedler See-Seewinkel" 181-212