Tuexenia 32: 207–231. Göttingen 2012.

Management von Feuchtgrünland wiedervernässter Auen: Effekte von Beweidung und Mahd auf die Vegetationsentwicklung

– Harald Schaich und Beatrice Barthelmes –

Zusammenfassung

Naturschutzfachlich wertvolles extensiv genutztes Feuchtgrünland der Auen ist durch Maßnahmen des Gewässerausbaus, des Hochwasserschutzes sowie durch Entwässerung und Melioration in Mitteleuropa sehr selten geworden. Renaturierungsmaßnahmen von Gewässern und Auen werden in der jüngeren Vergangenheit gezielt eingesetzt, um die gefährdeten Tier- und Pflanzenarten des offenen Feuchtgrünlandes zu fördern. Dabei werden häufig ehemals intensiv genutzte Wiesen renaturiert. Die Frage des Flächenmanagements nach der Wiedervernässung ist sowohl aus praktischer und ökonomischer als auch aus naturschutzfachlicher Sicht wichtig. Eine extensive Beweidung ist auf den wiedervernässten Auestandorten oft praktikabler als eine Mahdnutzung, aber durch die Umstellung der Nutzung aus naturschutzfachlicher Sicht oft umstritten. Im Rahmen der vorliegenden Studie werden unterschiedliche Landnutzungsregime für Feuchtgrünland in der Luxemburger Syr-Aue sechs Jahre nach der Wiedervernässung durch ein Renaturierungsprojekt vegetationsökologisch verglichen. Ziel ist es, Unterschiede in der Vegetationszusammensetzung zwischen den Nutzungsvarianten der extensiven Beweidung, der einschürigen Mahd mit Beweidung und der zweischürigen Mahd zu analysieren und Rückschlüsse für ein künftiges Management von wiedervernässtem Auengrünland zu ziehen. Entlang der Nutzungsgrenze Weide – Mahdflächen wurden anhand von gepaarten Probeflächen, die standörtlich ähnliche Verhältnisse gewährleisten sollten, Vegetationsaufnahmen durchgeführt. Neben Parametern der floristischen Diversität und Seltenheit wurden die gewonnenen Vegetationsdaten mit Hilfe von Zeigerwerten und funktionallen Arteigenschaften analysiert. Eine NMDS-Ordination unterscheidet die Vegetationszusammensetzung der Nutzungsvarianten entlang einer Dimension signifikant voneinander. Haupteinflussfaktor ist hier die unterschiedliche Nutzung. Auf den untersuchten Weideflächen konnten insgesamt im Vergleich zu den Mahdflächen mehr Arten beobachtet werden. Die durchschnittlichen Artenzahlen, Diversitätsindizes und strukturellen Vegetationsparameter pro Aufnahmeeinheit deuten auf eine größere räumliche Heterogenität der Vegetation unter den Nutzungseinflüssen der Weidetiere hin. Bei den seltenen und naturschutzrelevanten Pflanzenarten konnten keine signifikanten Unterschiede zwischen den Varianten nachgewiesen werden. Dagegen unterscheiden sich die Arteigenschaften der vorkommenden Pflanzenarten der zweischürigen Wiesen von der Standweide im Hinblick auf die Lebensformen, den Reproduktionstyp und den Blühbeginn bereits signifikant voneinander. Die Ergebnisse dieser Studie decken sich nicht mit dem beobachteten Artenrückgang durch einen Bewirtschaftungswechsel von Mahd zu Beweidung, der bei verschiedenen Vergleichsstudien auf anderen Standorten von Mahd- und Weidenutzungen festgestellt wurde. Die extensive Mahd- und Weidenutzung im Syrtal kommt historischen Bewirtschaftungsformen im Gebiet sehr nahe, die zunehmend zur Erhaltung und Entwicklung von artenreichen Habitattypen gefordert werden. Die unterschiedlichen Nutzungsregime ergänzen sich im Syrtal auf engstem Raum und bieten Habitatnischen für Pflanzenarten mit unterschiedlichen Ansprüchen.

Abstract: Management of grasslands in rewetted floodplains: effects of grazing and cutting on vegetation development

Extensive floodplain wetlands of high conservation value have become very rare in Central Europe because of river regulation, flood control measures, drainage, and melioration. In the recent past, restoration measures for water bodies and floodplains have been used specifically to promote endangered animal and plant species of open wetlands. In the process, harvested pastures, which were formerly used intensively, are frequently restored. The question of site management following rewetting is important from a practical and economic as well as a conservation perspective. Extensive grazing on rewetted floodplain habitats is often more feasible than mowing. However, such a management change is often contested from a conservation perspective. Within the scope of this study, a vegetation analysis is used to compare different land use regimes for floodplains in the Luxembourg Syr-wetlands six years after rewetting through a land restoration project. The aim is to analyse differences in vegetation com-

position between the management alternatives of extensive grazing, one-cut mowing with grazing and two-cut mowing, and to draw conclusions for the future management of rewetted floodplain wetlands. Along the use limits of pasture-mowing areas, vegetation surveys have been carried out using paired sampling plots to keep site conditions as similar as possible. Alongside parameters for floristic diversity and rarity, the vegetation data have also been analysed with the help of indicator values and species traits. One dimension of an NMDS-ordination allows the vegetation composition of the management alternatives to be significantly distinguished from one another. The main influencing factor here is primarily differing land use. At the pasture areas investigated, more species were observed overall than in the mowing areas. The average species numbers, diversity indices, and structural vegetation parameters per unit of measurement point to a greater spatial heterogeneity in vegetation under the influence of grazing animals. Regarding rare and conservation-relevant plant species, no significant differences between the management alternatives were recorded. In contrast, the two-cut mowing areas in particular differ from the permanent pasture with regard to species traits like life-form, reproduction type, and flowering time span. This result is not consistent with the species decline associated with a management change from mowing to grazing, which has been observed in other studies for different site conditions. The extensive mowing and grazing use in the Syr floodplain comes close to historical agricultural management forms, which are increasingly required for the conservation and development of species-rich habitat types. The different land-use regimes complement each other in the Syr valley and offer different habitats for plant species with varying species traits.

Keywords: biodiversity, conservation management, mowing, wetlands, pasture landscapes, restoration, species composition, species traits, Luxembourg

1. Einleitung

Extensiv genutzte Feuchtwiesen und -weiden wurden über Jahrhunderte durch anthropozoogene Nutzungen geprägt und werden zu den artenreichsten Ökosystemen Mitteleuropas gezählt (LEDERBOGEN et al. 2004). Auenwälder wurden durch Holzentnahme und Weidetiere schon früh aufgelichtet, die Auen in eine landwirtschaftliche Grünlandnutzung überführt und die Auenwiesen bereits seit dem Neolithikum als Weideflächen für das Vieh genutzt (KONOLD 2005). Die ersten geregelt genutzten Heu- und Streuwiesen wurden während der Römischen Kaiserzeit in den Talauen etabliert (POSCHLOD et al. 2009). Eine strikte Trennung von Wiese und Weide gab es jedoch noch nicht und viele einschürig genutzte Wiesen der Auen wurden von Weidetieren vor- bzw. nachbeweidet (KONOLD 1998, KAPFER 2010b). Mit der Erfindung und dem großflächigen Einsatz des Mineraldüngers im 19. Jahrhundert vollzog sich eine Intensivierung der Landwirtschaft, feuchtes und nasses Grünland der Auen wurde zur weiteren Gewinnung von produktiver landwirtschaftlicher Fläche entwässert und die natürliche Fluss-Aue-Dynamik weitgehend unterbunden (KAPFER 2010a, KRAUSE et al. 2011). Infolge dieser wasserbaulichen und kulturtechnischen Maßnahmen sind seitdem auch ehemals feuchte und nasse Standorte mit einem hohen Viehbesatz bzw. einer hohen Schnitthäufigkeit zu bewirtschaften (JANTUNEN 2003a). Extensiv genutztes Feuchtgrünland der Auen hat dagegen flächig stark abgenommen (KRAUSE et al. 2011) und zahlreiche Tier- und Pflanzenarten der Feuchtgebiete sind inzwischen stark gefährdet (JOYCE & WADE 1998).

Um die ursprüngliche Funktionsfähigkeit der Auen wiederherzustellen (KONOLD 1996), werden vielerorts Fließgewässer wieder in einen naturnahen Zustand zurückgeführt (MIDDLETON 1999). Bei der ökologischen Umgestaltung werden neben der Wiederherstellung und Förderung von artenreichem Feuchtgrünland als Lebensraum auch die Aufwertung der Gewässerstruktur sowie die Verbesserung des Hochwasserschutzes und der Gewässerqualität angestrebt (COLDITZ 1994, TOCKNER & STANFORD 2002). Zur kosteneffektiven Pflege und Erhaltung der wiedervernässten Feuchtgrünlandbiotope mit ihrer Eigenart sowie der Vielfalt ihrer Tier- und Pflanzenarten wurden in den letzten Jahrzehnten neue Pflege- und Landnutzungskonzepte entwickelt und erprobt (BURKART et al. 2005, KONOLD 2007). Es wird dabei beabsichtigt, von kleinräumiger Biotoppflege wegzukommen und weiträumige, funktionale und ressourcenschonende Landnutzungen zu fördern. Dabei

wurde für das Management des Feuchtgrünlands in der Vergangenheit häufig auf extensive Beweidungssysteme mit robusten Vieharten zurückgegriffen (WALLIS DE VRIES 1995, SCHRAUTZER et al. 2002, BUNZEL-DRÜKE et al. 2003, ROSENTHAL et al. 2012), die in ähnlicher Form die Kulturlandschaften der Auen vor der Entwässerungs- und Intensivierungswelle des 19. und 20. Jahrhunderts geformt haben (KAPFER 2010a).

Aufgrund der jüngeren Biotoptradition dieser Flächen als Wiesen und der Vergleichsstudien in anderen Grünlandökosystemen, die einen Rückgang der Artenvielfalt bei Beweidung früherer Mähwiesen feststellten (VOß 2001, MATEJKOVÁ et al. 2003, STAMMEL et al. 2003), wird der Landnutzungswechsel von Mahd auf Beweidung in renaturierten Auen oft naturschutzfachlich kritisch gesehen. Bisher gab es aber unserer Kenntnis nach keine wissenschaftliche Studie, die einen direkten Vergleich der Auswirkungen von Mahd- und Weidenutzung auf die Vegetationszusammensetzung ehemaliger Mähwiesen nach einer Wiedervernässungs- und Gewässerrenaturierungsmaßnahme untersuchte.

Im Rahmen der vorliegenden Studie werden die Auswirkungen der Nutzungsvarianten „extensive Rinderbeweidung", „einschürige Mahdnutzung mit Rinderbeweidung" und „zweischürige Mahdnutzung" auf die Vegetation der wiedervernässten Aue der Syr in Luxemburg untersucht. Die Syr-Aue wurde auf Initiative der Luxemburger Naturverwaltung im Jahr 2003 durch Maßnahmen der Gewässerrenaturierung wiedervernässt. Im Jahr 2004 wurde gemeinsam mit ansässigen Landwirten ein extensives Weidesystem mit angrenzenden Mahdflächen etabliert. Vor der Renaturierung wurde der Abschnitt der Syr-Aue zur Heu- und Silageproduktion über mehrere Jahrzehnte durch ein zwei- und mehrschüriges Mahdsystem bewirtschaftet (SCHAICH et al. 2011).

Hauptziel der vorliegenden Studie war es, die drei Nutzungsvarianten zum Management von wiedervernässtem Feuchtgrünland nach der Intitialphase des Renaturierungsprojekts aus vegetationsökologischer Sicht zu analysieren und generalisierbare Erkenntnisse für künftige Auenrenaturierungen herauszuarbeiten. Im Einzelnen sollten dabei die folgenden Fragen untersucht werden:

– Gibt es Unterschiede in der Vegetationszusammensetzung, -struktur und der Artendiversität zwischen den Nutzungsvarianten?
– Wie unterscheiden sich die funktionallen Arteigenschaften und Zeigerwerte der vorkommenden Arten im direkten Vergleich der Varianten?
– Welche Faktoren sind hauptsächlich für eine Differenzierung der Vegetation von Bedeutung und welche naturschutzfachlichen Schlüsse lassen sich daraus für das Management von wiedervernässtem Feuchtgrünland ziehen?

2. Untersuchungsgebiet

2.1. Lage und Naturraum

Der untersuchte Teilbereich der Syr-Aue befindet sich im Wuchsgebiet Gutland im Südosten des Großherzogtums Luxemburg. Das Klima ist subozeanisch geprägt mit milden Wintermonaten und einem mäßig warmen Sommer. Der Jahresniederschlag beträgt zwischen 700–750 mm und ist aufgrund der Leelage hinter dem Luxemburger Sandsteinplateau im Westen verhältnismäßig niedrig. Die Temperaturen liegen im Jahresmittel bei ca. 9,0–9,5 °C, während im wärmsten Monat Juli im Syrtal eine durchschnittliche Temperatur zwischen 17,5–18,0 °C und im kältesten Monat Januar zwischen 0–0,5 °C erreicht wird (ADMINISTRATION DES EAUX ET FORÊTS 1995).

Die Syr ist mit ihrem Einzugsgebiet von ca. 213 km² neben der Gander eines der beiden bedeutendsten Fließgewässer im Südosten Luxemburgs. Sie fließt auf einer Länge von 32 km, von ihrem Ursprung südöstlich der Hauptstadt Luxemburg bis nach Mertert im Nordosten des Großherzogtums, wo sie in die Mosel mündet. Die untersuchte Syr-Aue befindet sich dabei zwischen den Ortschaften Übersyren und Mensdorf auf den Gemarkungen der Gemeinden Niederanven, Schuttrange (Kanton Luxemburg) und Betzdorf (Kanton Grevenmacher). Dieser Bereich des Syrtals liegt auf einer durchschnittlichen Höhe von 242 m ü. NN und gehört der kollinen Höhenstufe an. Die Aue wird von 4–5 m mächtigen Gley-

böden geprägt, welche auf tonig-mergeligem Keuper des Lothringischen Schichtstufenlandes anstehen. Das untersuchte Gebiet ist dabei Bestandteil des Vogelschutzgebiets „Syrtal zwischen Moutfort und Roodt/Syr“ mit einer Gesamtgröße von 3,75 km² innerhalb des Natura 2000-Schutzgebietsnetzwerks der Europäischen Union.

2.2. Historische Landnutzung und Syrtal-Renaturierungsprojekt (SRP)

Das Feuchtgrünland der Syr-Aue zwischen Übersyren und Mensdorf wurde nachweislich im 18. Jahrhundert als Viehweide genutzt. Die Grünlandbewirtschaftung in der Aue wurde nach der Kanalisierung und Verlegung der Syr an den Talrand der Aue im 19. und 20. Jahrhundert sukzessive intensiviert (SCHAICH et al. 2011). Durch die Entwässerung weiter Teile der Aue konnten immer mehr Flächen mehrfach im Jahr gemäht werden und die Beweidung verlor an Bedeutung. In der zweiten Hälfte des 20. Jahrhunderts wurden die Entwässerungsmaßnahmen durch das Anlegen neuer Drainagegräben und durch eine maschinelle Grabenpflege nochmals verstärkt. Dadurch war im Gebiet bis zur Renaturierung der Aue ein zwei- und mehrschüriges Mahdsystem zur Raufuttergewinnung verbreitet.

Im Jahr 2003 begann die Umsetzung des von der Luxemburger Naturschutzverwaltung initiierten Syrtal-Renaturierungsprojekts (SRP). Die Syr wurde durch einen Grabendurchbruch wieder in den Talgrund zurück geleitet und das kanalisierte ehemalige Flussbett am Talrand verfüllt. Im Gegensatz zu anderen Renaturierungsmaßnahmen wurde auf die Modellierung eines neuen Gewässerbettes verzichtet. Die Syr wird stattdessen nur am Ende des renaturierten Abschnittes durch wenige vormodellierte Mäander gefasst. Die Syr fließt somit in einem relativ flachen Gewässerbett, wodurch der Grundwasserstand in der Talsohle hoch liegt und es zu einem schnelleren Ausufern des Gewässers bei Niederschlagsereignissen kommt. Um den Offenlandcharakter der Syr-Aue dauerhaft erhalten zu können, wurde im Jahr 2004 auf einer Fläche von ca. 25 ha ein ganzjähriges extensives Weidesystem mit schottischen Galloway-Rindern eingerichtet. Im Durchschnitt weiden etwa 20 schottische Galloway-Rinder in der renaturierten Syr-Aue, was einer Besatzstärke unter einer Großvieheinheit pro Hektar (GVE/ha) entspricht. Seit Umsetzung der Renaturierungsmaßnahmen fanden innerhalb der Weidefläche keine anthropogenen Eingriffe mehr statt.

2.3. Vegetation im SRP und Management der Mahdflächen

Die Wiederherstellung der natürlichen Überschwemmungsdynamik und des erhöhten Grundwasserstands im SRP hat dazu geführt, dass sich typische Habitattypen des Feuchtgrünlandes auf der Standweide in relativ kurzer Zeit ausbreiten konnten (SCHAICH et al. 2010b). Im Jahr 2006 – drei Jahre nach der Renaturierung – wurde die Vegetation auf der Standweide zum letzten Mal kartiert. Mesophiles Grünland der *Arrhenatheretalia* nahm bei dieser Kartierung mit 29% den größten Flächenanteil auf der gesamten Standweide ein, dahinter folgten Großseggenriede (*Magnocaricion*, 23%), Hochstaudenfluren und Feuchtgrünland (*Calthion*, *Filipendulion,* 17%), Flutrasen (*Lolio-Potentillion,* 12%), Röhrichte (*Phragmition,* 10%) und ruderales Grünland (*Polygonion avicularis*, *Aegopodion podagrariae*, 4%).

Unmittelbar angrenzend an die Standweide des SRP werden verschiedene Grünlandflächen mit unterschiedlicher Häufigkeit gemäht (siehe Abb. 1). Die Nutzungsgrenzen spiegeln dabei keine ehemaligen Grenzen wider, da die Flächen in den Jahrzehnten vor der Renaturierung als Wiesen bewirtschaftet und die Besitzverhältnisse im Tal durch ein Flurneuordnungsverfahren im Zuge des SRP zum Teil neu geordnet wurden. Allerdings sind die Mahdflächen am Talrand durch die Rückführung der Syr in den Talgrund mutmaßlich trockener als die Standweide. Die einschürige Mähweide (Fläche 1, siehe Abb. 1) wurde bis ins Jahr 2008 genutzt, um für die auf der Standweide gehaltenen Rinder das Winterfutter zu gewinnen. Die Wiese wurde frühestens Mitte Juni jeden Jahres gemäht. Ab Mitte August fand dann eine Nachbeweidung durch die Galloway-Rinder bis Mitte November statt. Aufgrund der hohen Bodenfeuchtigkeit auf der Wiesenfläche und der dadurch zeitlich eingeschränkten Befahrbarkeit kam es hier ab 2008 zu einer Umstellung der Bewirtschaftung, was

den Schnittzeitpunkt und die Beweidung der Fläche angeht. Die Rinder können sich seither durch eine Zaunöffnung von ca. 3 m ganzjährig zwischen der Mähweide und der Standweide fortbewegen. Die Mähweide wird durch die Einzäunung und den beschränkten Zugang allerdings kaum von den Rindern frequentiert, weshalb im Spätsommer bei trockenen Bodenverhältnissen ein Heuschnitt durchgeführt wird. Der Hauptanteil der Heuerzeugung für die Wintermonate findet seither auf einer nicht an die Standweide angrenzenden, trockeneren und somit besser zu bewirtschaftenden Fläche im Südwesten des SRP statt.

Die zweischürigen Wiesen (Flächen 2–4, siehe Abb. 1) werden aktuell von nicht am SRP beteiligten Pächtern und Eigentümern genutzt, um Heu und/oder Grassilage für Rinder in Stallhaltung zu gewinnen. Die Nutzungsintensität und -frequenz ist auf allen drei Flächen ähnlich. Der erste Schnitt wird Mitte Juni durchgeführt, der zweite entweder im August oder September. Unterschiede zwischen den zweischürigen Wiesen bestehen in der Düngung und der mechanischen Nachbearbeitung. Auf der Fläche 4 wurde 2009 einmalig eine Volldüngergabe ausgebracht, während die anderen Wiesen nicht gedüngt wurden. Die Fläche 3 wird jährlich durch Abschleppen im Frühjahr noch zusätzlich mechanisch bearbeitet, um den Boden zu glätten und zu belüften. Für alle Mahd- und Weideflächen außer Fläche 3 sind Bewirtschaftungsverträge im Rahmen des Luxemburger Vertragsnaturschutzprogramms über einen Zeitraum von fünf Jahren vereinbart, die eine extensive Viehhaltung bzw. eine späte Mahd (frühestens ab dem 15. Juni) und keine Düngung vorsehen (GRAND-DUCHÉ DE LUXEMBOURG 2002). Fläche 3 ist aufgrund des Abschleppens nicht förderfähig. Der Bewirtschaftungsvertrag für Mahdfläche 4 wurde wegen der Volldüngergabe für ein Jahr ausgesetzt.

Im Rahmen der vorliegenden Untersuchung wurde auf der Standweide hauptsächlich in den Bereichen der Vorkommen von Flutrasen und Großseggenrieden gearbeitet. Mesophiles Grünland, Feuchtgrünland und Röhrichte spielten auf der Seite der Standweide ebenfalls eine untergeordnete Rolle. Für die Flächen der Varianten Mähweide und Wiesen existiert keine entsprechende Vegetationskartierung. Es kommen aber die gleichen Habitatypen vor, wenn auch durch die Lage am Rande des Tales mesophiles Grünland stärker vertreten sein dürfte.

3. Methoden

3.1. Auswahl der Probeflächen

Das Untersuchungsgebiet wurde entsprechend der Flächennutzungen seit der vollständigen Umsetzung des SRPs im Jahr 2004 in drei unterschiedliche Nutzungsvarianten eingeteilt (siehe Abb. 1): a) Standweide (SW), b) einschürige Mähweide (MW, Fläche 1) und c) zweischürige Wiesen (WI, Flächen 2–4). Entlang des Weidezauns, der die Nutzungsgrenze zwischen der Variante SW und den Varianten MW bzw. WI darstellt (Abb. 2), wurden 46 gepaarte Probeflächen – eine Probefläche auf der Standweide entspricht direkt einer Probefläche in unmittelbarer Nähe auf einer Mahdfläche – etabliert. Dieses Aufnahmedesign der gepaarten Probeflächen ermöglicht es, die Nutzungsvarianten direkt zu vergleichen, da durch die unmittelbare räumliche Nähe der Probeflächen von vergleichbaren standörtlichen Voraussetzungen auszugehen ist (HAYES & HOLL 2003).

Jede der insgesamt 92 Probeflächen wurde mit einem Abstand von 2 m zum Weidezaun eingemessen. Die korrespondierende Probefläche auf der anderen Seite des Weidezauns wurde mit dem gleichen Abstand direkt gegenüber platziert, so dass eine Distanz von 4 m zwischen einem Probeflächenpaar lag. Die Einhaltung des Abstands zwischen Probeflächen und Weidezaun war notwendig, da solche Übergangsbereiche oft in einer anderen Intensität als die übrige Fläche genutzt werden und durch Randeffekte deutlich artenreicher als die angrenzenden Flächen sind (GLUNK & RUDNER 2010). Auf Standweiden kommt es in der näheren Umgebung des Zauns oft zu einer erhöhten Tritteinwirkung der Weidetiere aufgrund von Fellpflege am oder Viehtracks entlang des Zauns. Auf den Mahdflächen kann dagegen die Bewirtschaftung mit großen Landmaschinen oft nicht bis direkt an den Weidezaun stattfinden.

Nachdem der Startpunkt der ersten Probefläche zufällig bestimmt war, wurden die weiteren gepaarten Probeflächen systematisch je nach Größe der Mahdfläche in 15 bzw. 25 Meter großen Abständen entlang des Weidezauns eingemessen und markiert (Abb. 3). Zusätzlich wurde die Lage der Probeflächen mit einem GPS-Gerät festgehalten. Der Ort des ersten Probeflächenpaars am Anfang einer Zaun-

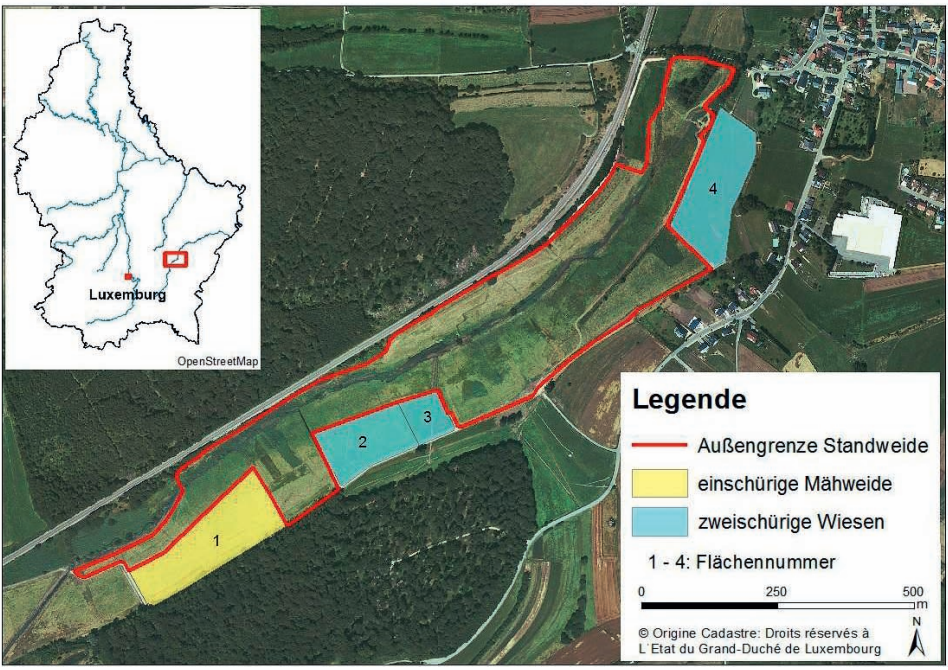


Abb. 1: Lage des Syrtal-Renaturierungsprojekts (SRP) in Luxemburg (roter Rahmen in der Karte) und räumliche Anordnung der Nutzungsvarianten innerhalb des SRPs (Luftbild).

Fig. 1: Location of the Syr Valley restoration project (SRP) in Luxembourg (red frame in the small map) and location of the different management types in the SRP (Aerial photo: red framed area: extensive pasture; yellow area: meadow with one cut and grazing; blue areas: meadow with two cuts).



Abb. 2: Weidezaun mit Verlauf der Nutzungsgrenze im Syrtal-Renaturierungsprojekt. Auf der linken Seite liegt die extensive Standweide mit Galloway-Rindern, auf der rechten Seite Fläche 2–3 der zweischürigen Wiesen (siehe Abb. 1).

Fig. 2: Fence demarcating the management types "extensive pasture" on the left hand side with the Galloway cattle and "meadow with two cuts" (area 2–3, see Fig. 1) on the right-hand side.

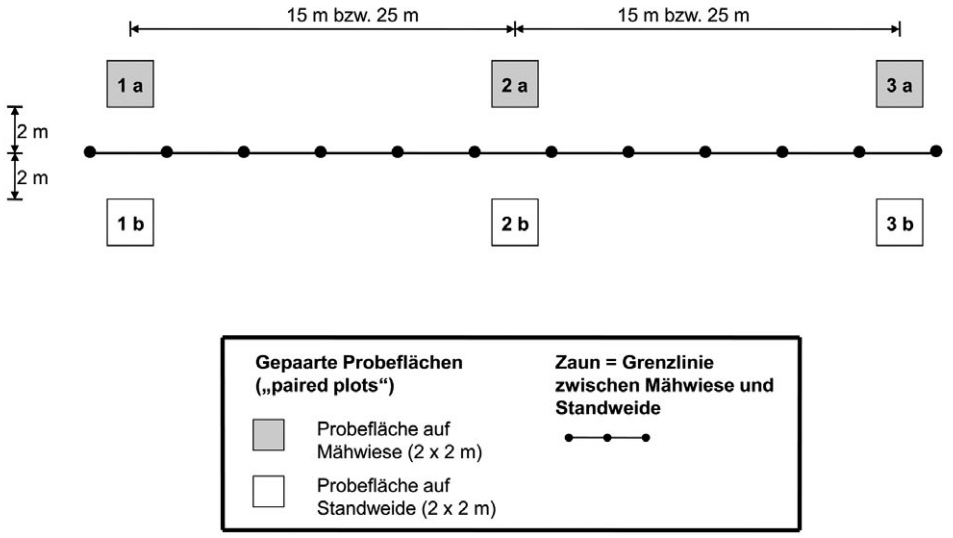


Abb. 3: Schema der Anlage der gepaarten Probeflächen auf den angrenzenden Nutzungsvarianten.
Fig. 3: Paired plot sampling design on the adjacent management alternatives.

länge wurde dabei so gewählt, dass mindestens zwei Meter Abstand zwischen der Probefläche und angrenzenden anderweitig genutzten Bereichen lagen, um auch hier Randeffekte auszuschließen. Somit wurden insgesamt 29 Probeflächen auf den WI, 17 Probeflächen auf der MW und 46 korrespondierende Probeflächen auf der SW aufgenommen.

3.2. Vegetationsaufnahme

Die Aufnahme der 92 Probeflächen fand im Zeitraum von Mai bis Juni 2010 statt. Die Mahdflächen (MW bzw. WI: 29.05–25.05) wurden vor den Weideflächen (SW: 25.05–06.06) bearbeitet, um die Aufnahmen vor dem ersten Schnitt abzuschließen. Um ähnlichen Standortverhältnissen zu gewährleisten, wurde dem Konzept der gepaarten Probeflächen folgend eine Probeflächengröße von 4 m² gewählt. Nach KENT & COKER (1992) ist eine größere Anzahl von vier Quadratmeter großen Probeflächen für die quantitative Analyse von Grünlandbeständen gut geeignet. Bei den Vegetationserhebungen wurden neben der Artenvielfalt der Gefäßpflanzen auch die Deckungsgrade der vorgefunden Pflanzenarten nach der 13-stufigen semi-quantitativen Artmächtigkeitsskala von LONDO (1976) erfasst. Die Nomenklatur der Gefäßpflanzen richtet sich nach LAMBINON et al. (2004).

Zusätzlich wurden verschiedene strukturelle Vegetationsparameter aufgenommen, wie die relativen Flächenanteile von Gräsern, Kräutern und offenen Bodenstellen. Mit Hilfe eines 0,25 m² Styroporquadrats (180 g) wurde die mittlere Vegetationshöhe bestimmt. Dazu wurde die Styroporplatte auf die Vegetation der Probefläche aufgesetzt und die mittlere Höhe dort gemessen, wo die Platte zum Stillstand kam (STAMMEL et al. 2003). Zur Abschätzung der Tritt- und der Verbissintensitäten auf den beweideten Flächen fanden die Bonitierungsschlüssel von LEDERBOGEN et al. (2004) Verwendung. Die Klassifizierung der Trittintensität erfolgte dabei anhand einer 6-stufigen Skala, mit deren Hilfe die flächenhafte Ausdehnung der Narbenschäden abgeschätzt werden konnte. Dabei wurden nur die Narbenschäden berücksichtigt, die eindeutig durch die Tritteinwirkung der Weidetiere entstanden sind. Bei der Verbissintensität wurde die prozentuale Fläche des Weiderests anhand eines 5-stufigen Bonitierungsschlüssels festgehalten. Als Weiderest wird in diesem Fall die Vegetation bezeichnet, die aufgrund von Viehfraß eine geringere Höhe als 15 cm aufweist.

3.3. Datenauswertung

Zur quantitativen Analyse der Vegetationszusammensetzung der unterschiedlichen Nutzungsvarianten wurden die Gesamtartenzahlen, die mittlere Artenzahl der Probeflächen sowie der jeweilige Mittelwert für den Shannon-Wiener-Index und den Evenness-Index für jede Nutzungsform errechnet (MAGURRAN 2004). Um die für den Naturschutz bedeutsamen Pflanzenarten herauszustellen, wurden

die in den Aufnahmeflächen vorkommenden Rote Liste-Arten von Luxemburg bestimmt (COLLING 2005). Mit den Pflanzenarten des Luxemburger Biodiversitätsreglements wurde ebenso verfahren (GRAND-DUCHÉ DE LUXEMBOURG 2002). Die Anzahl der typischen Feuchtgrünlandpflanzen auf den verschiedenen Nutzungsflächen wurde ermittelt, indem Arten der *Phragmitetea australis* (Röhrichte und Großseggenriede) und *Agrostietea stoloniferae* (Kriechstraußgras-Rasen, Flutrasen) sowie der *Molinietalia* (Feuchtwiesen und Bachuferfluren) (OBERDORFER 1977) zusammengefasst wurden. Die Strukturparameter mittlere Vegetationshöhe sowie die prozentualen Anteile von Gräsern, Kräutern und offenen Bodenstellen wurden zwischen den einzelnen Varianten verglichen. Auf den beweideten Flächen kamen die Parameter Tritt- und Verbissintensitäten hinzu.

Den Gefäßpflanzenarten wurden die Zeigerwerte nach ELLENBERG et al. (1992) zugeordnet, um Aussagen über ihren Standort abzuleiten. Im Einzelnen wurden die nach Deckungsgrad gewichtete Feuchtezahl, Reaktionszahl und Stickstoffzahl berechnet. Außerdem wurden die Nutzungswertzahlen der Pflanzenarten nach BRIEMLE et al. (2002) bestimmt, um Aussagen zur Toleranz der Vegetation gegenüber den Nutzungseinflüssen Verbiss und Viehtritt sowie Mahd treffen zu können. Bei den Zeigerwerten und Nutzungswertzahlen wurden jeweils die nach den Deckungsgraden gewichteten Mittelwerte berechnet.

Die Vegetationsaufnahmen der Nutzungsvarianten wurden außerdem auf Unterschiede im Auftreten von Arteigenschaften hin untersucht. Die Eigenschaften wurden den Pflanzenarten über die beiden Florendatenbanken BiolFlor (KLOTZ et al. 2002) und FloraWeb (BFN 2011) zugeordnet. Dabei wurden die folgenden funktionalen Arteigenschaften in die Analyse einbezogen: Reproduktionstyp, Bestäubung, Verbreitung, Blühbeginn und Blühdauer (Tab. 1). Zusätzlich wurden die Pflanzenarten nach den Lebensformen nach RAUNKIAER (1937) gruppiert. Bei den Lebensformen und den Arteigenschaften „Bestäubung" und „Verbreitung" wurden einzelne Pflanzenarten mehreren Gruppeneinheiten zugeordnet. Einzelne Pflanzenarten konnten dagegen bei bestimmten Arteigenschaften keiner Gruppeneinheit zugeteilt werden. Um den Einfluss von unterschiedlichen Artenzahlen der jeweiligen Nutzungsvarianten zu minimieren, wurde das prozentuale Vorkommen der jeweiligen Arteigenschaft analysiert.

Um die relative Lage bzw. die Ähnlichkeit der Vegetationsaufnahmen der Probeflächen der Varianten analysieren zu können, wurde das Verfahren der Nichtmetrischen Mehrdimensionalen Skalierung (NMDS) – eine Form der indirekten Gradientenanalyse – verwendet. Die NMDS basiert auf Ranginformationen zur Messung der Unähnlichkeit von Stichproben und ist eine nicht-parametrische Ordinationsmethode (BECKER & BECKER 2010). Zur Berechnung der NMDS wurden das Softwarepaket R (Version 2.8.0) und das Erweiterungspaket Vegan (Version 1.15-0) verwendet. In die NMDS wurden alle 92 Vegetationsaufnahmen eingeschlossen und die drei Managementalternativen wurden als Gruppierungseinheiten genutzt. Die prozentualen Deckungsgrade der Londo-Skala wurden wurzeltransformiert, um den überproportionalen Einfluss von Arten mit hohen Deckungsgraden auszuschalten (OKSANEN 2010). Die wurzeltransformierten Daten wurden der Wisconsin-Standardisierung unterzogen und es wurde das Bray-Curtis-Distanzmaß verwendet. Die Startwerte für die NMDS wurden zufällig gesetzt und 20 Iterationen für jede n-dimensionale Lösung berechnet. Es wurden alle Dimensionen von einer ein-dimensionalen bis zu einer fünf-dimensionalen Lösung getestet. Letztlich wurde eine zwei-dimensionale Lösung mit einem Stresswert von 21,48 verwendet, weil hier die Reduktion des Stresswertes gegenüber der eindimensionalen Lösung (31,19) im Vergleich mit den mehrdimensionalen Lösungen (drei-dimensional: 16,30, vier-dimensional: 13,08, fünf-dimensional: 10,84) am höchsten war (der „Ellenbogen" im Kurvenverlauf des „Screeplots") (MCCUNE & GRACE 2002).

Umwelt- und Nutzungsvariablen wie Zeigerwerte und Nutzungstypen sowie Parameter der Vegetationsstruktur wie Vegetationshöhe und Anteil Gräser, Kräuter und offene Bodenstellen wurden mittels der Overlay-Funktion des Vegan-Pakets als Vektoren in die NMDS eingezeichnet. Die p-Werte der Vektoren basieren auf 999 Permutationen, und nur Vektoren mit $p < 0.01$ wurden eingezeichnet. Korrelationen der Vektoren mit den zwei Dimensionen wurden mit einem Signifikanzniveau von $p < 0.05$ geprüft.

Vor einer statistischen Analyse der Effekte der Nutzungsvarianten auf die wiedervernässte Grünlandvegetation wurden alle Parameter für Diversität, Seltenheit und Arteigenschaften mit dem Kolmogorov-Smirnov-Test (KS-Test) auf Normalverteilung geprüft. Zum Vergleich der drei Varianten insgesamt wurde eine einfaktorielle Varianzanalyse (ANOVA) bzw. der Kruskal-Wallis-H-Test verwendet. Die Analyse von signifikanten Unterschieden zwischen den Varianten jeweils korrespondierender Probeflächen (SW–MW mit jeweils 17 Probeflächen, SW–WI mit jeweils 29 Probeflächen) wurde mit dem parametrischen Student's t-Test oder dem nicht-parametrischen Mann-Whitney-U-Test durchgeführt. Die Software PASW-Statistics Version 18 wurde für die Berechnung aller statistischen Tests verwendet, die Signifikanzschwelle war dabei $p < 0.05$.

4. Ergebnisse

4.1. Vegetationszusammensetzung, -struktur und Artenvielfalt der Nutzungsvarianten

Die Darstellung der Probeflächen durch die NMDS im floristischen Ähnlichkeitsraum lässt vor allem Unterschiede entlang der ersten Dimension (NMDS1) zwischen der einschürigen Mähweide (MW) und der zweischürigen Wiese (WI) erkennen (Abb. 4). Während diese beiden Nutzungsvarianten sich räumlich differenzieren lassen, scheinen sich die Probeflächen der Standweide (SW) nur wenig entlang der ersten Dimension abzusetzen. Entlang der zweiten Dimension (NMDS2) lassen sich die Varianten mit Ausnahme weniger Probeflächen der SW kaum unterscheiden. Dieser optische Eindruck wird durch die statistische Analyse der mittleren Lagewerte der Probeflächen der drei Nutzungsvarianten bestätigt. Die Lagewerte entlang der ersten Dimension unterscheiden sich für die drei Varianten signifikant ($F = 17{,}82$, $p < 0{,}000$), während entlang der zweiten Dimension kein statistisch signifikanter Unterschied festzustellen ist ($F = 0{,}32$, $p = 0{,}725$). Entlang der NMDS1 findet sich zuerst der Lagemittelwert der WI ($-0{,}04 \pm 0{,}44$), dann der Mittelwert für die SW ($0{,}12 \pm 0{,}49$) und letztlich folgt die MW ($0{,}36 \pm 0{,}44$).

Auf der SW wurden mit 70 Pflanzenarten 35 bzw. 13 Arten mehr als auf der MW (35 Arten) bzw. der WI (57 Arten) erhoben (Tabelle 1), allerdings sind auch die Flächen der drei Nutzungsvarianten (SW: 184m², MW: 68m², WI: 116m²) verschieden groß. Dabei kamen 31

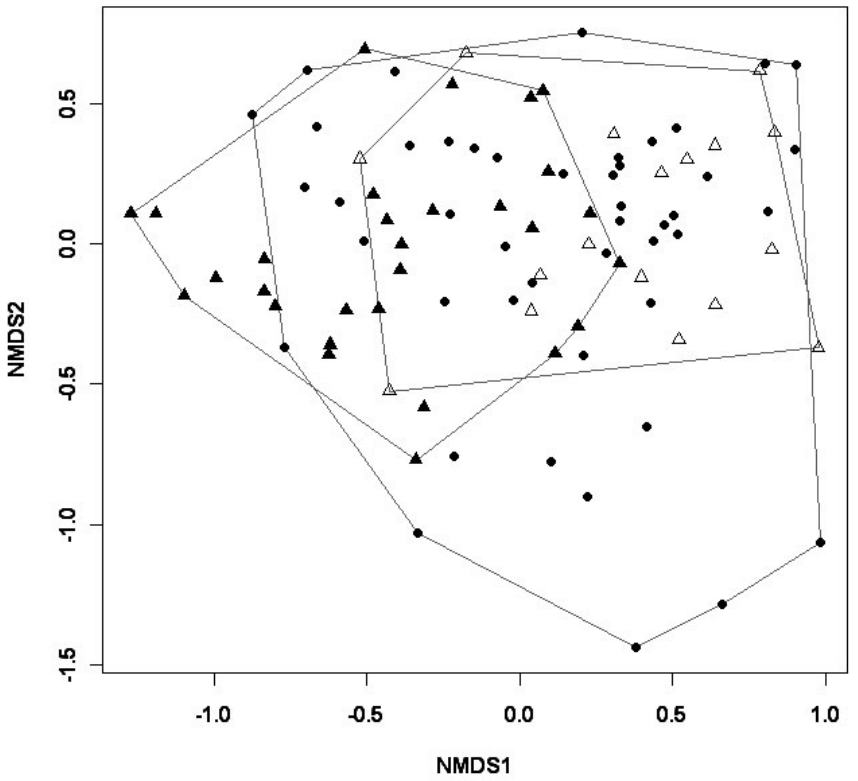


Abb. 4: Zwei-dimensionale NMDS-Ordination der nach Deckungsgrad gewichteten Artenzusammensetzungen aller Probeflächen. Die Symbole repräsentieren die Probeflächen der verschiedenen Nutzungsvarianten: (●) extensive Standweide, (△) einschürige Mähweide und (▲) zweischürige Wiesen.

Fig. 4: Two-dimensional NMDS ordination of species composition of all sampled plots. The symbols represent the different management types: (●) extensive pasture, (△) meadow with one cut and grazing, and (▲) meadow with two cuts.

Tabelle 1: Synoptische Tabelle der Gefäßpflanzenarten mit ihren zugeordneten Arteigenschaften in den Nutzungsvarianten des Syrtal-Renaturierungsprojekts (SRP) sortiert nach den Stetigkeitsprozenten (in Klammern: durchschnittlicher Deckungsgrad).

SW = Standweide, **WI** = zweischürige Wiesen, **MW** = einschürige Mähweide; **LF** = Lebensform (A: Hydrophyt, C: Chamaephyt, G: Geophyt, H: Hemikryptophyt, T: Therophyt), **RP** = Reproduktion (s: Samen, ssv: meist Samen, sv: Samen und vegetativ, vvs: meist vegetativ), **BB** = Blühbeginn (f: früh, m: mittel, s: spät), **BD** = Blühdauer (k: kurz, m: mittel, l: lang), **BS** = Bestäubung (s: Selbstbestäubung, i: Insektenbestäubung, w: Windbestäubung) **VB** = Ausbreitung (au: Autochorie, an: Anemochorie, h: Hydrochorie, z: Zoochorie, m: Myrmekochorie)

Table 1: Synoptic table of vascular plant species in the different land use alternatives of the Syr Valley Restoration project (SVP) sorted according to percentage of frequency (in brackets: mean cover value).

SW = extensive pasture, **WI** = meadow with two cuts, **MW** = meadow with one cut and grazing; **LF** = life form (A: Hydrophyte, C: Chamaephyte, G: Geophyte, H: Hemicryptophyte, T: Therophyte), **RP** = reproduction (s: seeds, ssv: mostly seeds, sv: seeds and vegetative, vvs: mostly vegetative), **BB** = start of flowering (f: early, m: middle, s: late), **BD** = flowering time span (k: short, m: middle, l: late), **BS** = pollination (s: self pollination, i: insects, w: wind), **VB** = dispersal (au: autochory, an: anemochory, h: hydrochory, z: zoochory, m: myrmecochory)

	SW (n=46)	**WI (n=29)**	**MW (n=17)**	**LF**	**RP**	**BB**	**BD**	**BS**	**VB**
Glyceria fluitans	9 (0,8)	-	-	A, H	sv	f	m	w	h, z
Plantago media	9 (0,1)	-	-	H	sv	f	l	i, w	an, z
Angelica sylvestris	7 (0,1)	-	-	H	s	s	m	i	an, h
Centaurea jacea	4 (0,1)	-	-	H	s	m	l	i	an, z
Convolvulus arvensis	4 (0,2)	-	-	G	vvs	m	m	i	au, z
Epilobium hirsutum	4 (<0,1)	-	-	H	sv	m	m	i	an
Juncus subnodulosus	4 (<0,1)	-	-	G	sv	s	k	w	an, z
Plantago major	4 (0,1)	-	-	H	ssv	m	l	s, w	an, z
Veronica chamaedrys	4 (<0,1)	-	-	C, H	sv	f	m	i	an, au, h, z
Atriplex prostrata	2 (0,1)	-	-	T	s	s	m	w	an, h
Cirsium oleraceum	2 (0,1)	-	-	H	sv	m	m	i	an, m, z
Galium aparine	2 (<0,1)	-	-	H, T	s	m	l	s	an, z
Glechoma hederacea	2 (<0,1)	-	-	G, H	sv	f	m	i	au, m, z
Lactuca serriola	2 (0,1)	-	-	H, T	s	s	m	s	an, m, z
Matricaria maritima	2 (0,1)	-	-	H, T	s	m	l	i	an, m, z
Myosotis scorpioides	2 (0,1)	-	-	H	sv	f	l	s	h
Potentilla reptans	2 (<0.1)	-	-	H	sv	m	m	i	an, m, z
Urtica dioica	2 (<0,1)	-	-	H	sv	s	m	w	an
Veronica beccabunga	2 (<0,1)	-	-	A, H	sv	f	m	i	an, au, h, z
Cardamine pratensis	2 (0,1)	41 (0,6)	-	H	vvs	f	m	i	an, au, z
Filipendula ulmaria	15 (0,2)	14 (0,7)	-	H	sv	m	m	i, s	an, h
Scirpus sylvaticus	9 (1,2)	7 (0,4)	-	G	sv	f	m	w	an, z
Cirsium arvense	9 (0,7)	7 (0,5)	-	G	sv	s	m	i	an, z
Caltha palustris	4 (0,9)	17 (0,9)	-	H	sv	f	m	i	h
Bellis perennis	4 (0,2)	14 (0,3)	-	H	sv	f	l	i, s	an, z, m
Phleum pratense	4 (0,1)	14 (1,2)	-	H	ssv	m	m	w	
Arrhenatherum elatius	4 (0,1)	10 (3,1)	-	H	ssv	m	l	w	an, z
Calystegia sepium	7 (0,1)	7 (0,1)	-	G	sv	m	m	i	au
Juncus effusus	4 (<0,1)	7 (0,1)	-	H	sv	m	m	s, w	an, z
Cirsium vulgare	2 (0,1)	7 (0,1)	-	H	s	m	m	i	an, m, z
Plantago lanceolata	4 (0,1)	4 (<0,1)	-	H	ssv	f	l	w	an, z
Elymus repens	2 (<0,1)	4 (0,1)	-	G, H	vvs	m	m	w	an, z

	SW (n=46)	WI (n=29)	MW (n=17)	LF	RP	BB	BD	BS	VB
Galium palustre	2 (<0,1)	4 (<0,1)	-	H	sv	f	l	i, s	an, z
Hordeum secalinum	2 (0,1)	4 (<0,1)	-	H	s	m	k	w	an, z
Rumex acetosa	2 (<0,1)	4 (<0,1)	-	H	sv	f	m	w	an, h, z
Trifolium campestre	-	35 (1,4)	-	H, T	s	m	m	i	an, z
Stellaria media	-	21 (0,2)	-	H	s	f	l	s	au
Vicia cracca	-	17 (0,2)	-	H	ssv	m	m	i	au
Ajuga reptans	-	7 (0,1)	-	H	sv	f	m	i	au, z
Avenula pubescens	-	7 (0,1)	-	H	sv	f	k	w	an, z
Daucus carota	-	7 (0,1)	-	H	s	m	m	i	an, z
Anthoxanthum odoratum	-	3 (0,1)	-	H	sv	f	k	w	an, z
Cynosurus cristatus	-	3 (0,4)	-	H	s	m	k	s, w	an, z
Trifolium dubium	-	3 (<0,1)	-	H, T	s	f	l	i, s	an, z
Juncus inflexus	17 (1,4)	-	12 (0,6)	H	ssv	m	m	s,w	an, z
Lycopus europaeus	7 (0,1)	-	6 (0,1)	H	sv	s	m	i	au
Mentha aquatica	2 (0,2)	-	6 (0,1)	H	sv	s	m	i	h
Agrostis stolonifera	96 (54)	100 (33)	100 (60)	H	sv	m	k	w	an, z
Ranunculus repens	83 (11,5)	62 (10)	77 (10,5)	H	sv	f	m	i	au
Alopecurus pratensis	61 (4,0)	93 (14,4)	65 (2,0)	H	sv	f	k	w	an, z
Trifolium repens	70 (11,7)	59 (7,1)	47 (4,2)	H	sv	f	l	i	an, z
Carex vulpina	54 (8,3)	66 (10,7)	65 (19,1)	H	sv	f	m	w	an, au, z
Festuca pratensis	59 (2,7)	69 (6,2)	35 (1,1)	H	s	m	k	w	an, z
Carex hirta	54 (4,7)	38 (4,4)	47 (3,1)	G	sv	f	k	w	an, au, h, z
Taraxacum officinale	41 (1,7)	59 (5,9)	24 (0,5)	H	s	f	l	i	an, m, z
Carex acutiformis	37 (7,6)	45 (4,4)	41 (1,6)	G	sv	m	k	w	an, au, h, z
Ranunculus acris	43 (1,3)	59 (3,3)	12 (0,2)	H	s	f	l	i	an, au, z
Holcus lanatus	30 (0,9)	72 (14,8)	18 (1,1)	H	sv	m	m	s, w	an, z
Trifolium pratense	20 (0,6)	62 (17,4)	18 (0,2)	H	s	m	m	i	an, z
Lolium perenne	20 (1,1)	69 (5,4)	6 (0,1)	H	s	f	l	w	an, z
Equisetum palustre	28 (1,6)	38 (0,4)	24 (0,9)	G	sv	m	m		an, au
Alopecurus geniculatus	33 (2,0)	14 (0,8)	41 (0,9)	H, T	sv	f	l	w	an, z
Festuca rubra	15 (0,7)	52 (2,9)	18 (2,5)	H	sv	m	k	w	
Persicaria amphibia	35 (0,8)	31 (0,4)	18 (0,3)	H	vvs	s	m	in	h
Rumex crispus	41 (1,3)	17 (0,2)	18 (0,4)	H	sv	m	m	w	an, h, z
Cerastium fontanum	28 (0,3)	31 (0,7)	12 (0,1)	C	sv	f	m	i	an, h
Brachypodium pinnatum	17 (0,7)	28 (3,1)	18 (0,9)	H	sv	m	k	w	an, z
Lychnis flos-cuculi	11 (0,4)	41 (0,7)	6 (0,1)	H	sv	f	m	i	an
Eleocharis palustris	11 (0,5)	21 (0,2)	24 (0,3)	G	vvs	f	m	w	
Bromus hordeaceus	2 (0,2)	35 (5,5)	18 (2)	H, T	s	f	m	s	
Lysimachia nummularia	9 (0,2)	34 (0,7)	6 (0,1)	H	vvs	f	m	i	au
Phragmites australis	13 (0,8)	3 (0,1)	29 (1)	A, G	vvs	s	m	w	an
Barbarea vulgaris	4 (<0,1)	17 (0,2)	18 (0,2)	H	ssv	f	m	i	an
Hypericum maculatum	11 (0,2)	7 (0,4)	18 (0,6)	H	sv	s	k	i	
Dactylis glomerata	9 (1,2)	7 (0,5)	12 (0,4)	H	ssv	f	m	w	an, z
Deschampsia cespitosa	9 (0,2)	10 (0,2)	6 (0,1)	H	s	m	k	w	
Epilobium parviflorum	7 (0,1)	3 (<0,1)	12 (0,2)	H	sv	m	m	s	an
Rumex obtusifolius	2 (<0,1)	3 (<0,1)	12 (0,3)	H	ssv	s	k	w	an, z
Epilobium tetragonum	7 (0,1)	3 (<0,1)	6 (0,1)	H	sv	s	k	s	

Arten sowohl auf der SW als auch auf der WI und MW vor. Ausschließlich auf der SW konnten 19 und auf den WI 8 Arten aufgenommen werden. Somit ist die Gesamtartenzahl der SW mit 70 Arten bei gleicher Flächengröße gegenüber der Gesamtartenzahl beider Mähwiesenvarianten (MW +WI) mit 60 Arten ebenfalls größer. Arten, die nur auf der Standweide aufgenommen werden konnten, sind mit Stetigkeitsprozenten unter 10% noch zu selten, um von deutlichen Artentrends sprechen zu können. Allerdings scheinen sich klassische Tritt- bzw. Ruderalpflanzen (Bsp. *Plantago major, P. media* und *Urtica dioica*) und Arten mit chemischen Abwehrmechanismen gegen Viehverbiss (Bsp. *Angelica sylvestris* oder *Epilobium hirsutum*) eher auf der Standweide etablieren zu können.

Beim Vergleich der Mittelwerte der Diversitätsindikatoren „Artenzahl pro Probefläche" und „Shannon-Wiener-Index" lassen sich im Gegensatz zu den Mittelwerten der Feuchtgrünlandpflanzen und Rote Liste-Arten pro Probefläche deutliche Unterschiede für die drei Varianten erkennen (Abb. 5). Tatsächlich unterscheiden sich die Diversitätsindikatoren Artenzahl pro Fläche ($F = 12{,}86$, $p < 0{,}000$), Shannon-Wiener-Index ($F = 11{,}85$, $p < 0{,}000$) und Evenness ($F = 5{,}29$, $p = 0{,}007$) signifikant zwischen den Managementtypen, während keine signifikanten Unterschiede für das Vorkommen von Feuchtgrünlandpflanzen ($\chi^2 = 1{,}64$, $p = 0{,}441$), Rote Liste-Arten ($\chi^2 = 2{,}15$, $p = 0{,}342$) und Arten des Biodiversitätsregelements ($\chi^2 = 4{,}10$, $p = 0{,}128$) festzustellen sind.

Die mittlere Vegetationshöhe zeigte wiederum signifikante Differenzen von 28,6 cm (± 12,7) für die SW, über 24,2 cm (± 5,2) für die WI bis zu 20,4 cm (± 7,7) für die MW ($F = 4{,}60$, $p = 0{,}013$). Allerdings ist hier der spätere Aufnahmetermin der Flächen auf der SW zu berücksichtigen. Ebenso zeigten sich auch signifikante Unterschiede zwischen den Nutzungsvarianten ($\chi^2 = 32{,}06$, $p < 0{,}001$) was den Anteil der offenen Bodenstellen anging (SW: 10,6% ± 7,7; MW: 13,1% ± 15,2; WI: 1,2% ± 4,7). Dagegen gab es keine statistisch belastbaren Differenzen beim durchschnittlichen Anteil des Vorkommens von Gräsern bzw. Kräutern, wobei der Prozentsatz an Kräutern mit 31,5% auf der WI und für Gräser mit 67,8% auf der MW am höchsten war.

Auf der SW wurden ungleichmäßige bzw. selektive Weideintensitäten der Rinder festgestellt. In 16 von den 46 Probeflächen konnten weder Verbiss- noch Trittspuren aufgenommen werden, woraus geschlossen werden kann, dass einige Bereiche der SW bis zu diesem Zeitpunkt innerhalb der Vegetationsperiode von den Rindern nur sporadisch oder noch gar nicht aufgesucht wurden. Dagegen konnten in 24 Aufnahmequadraten deutliche Fraßspuren

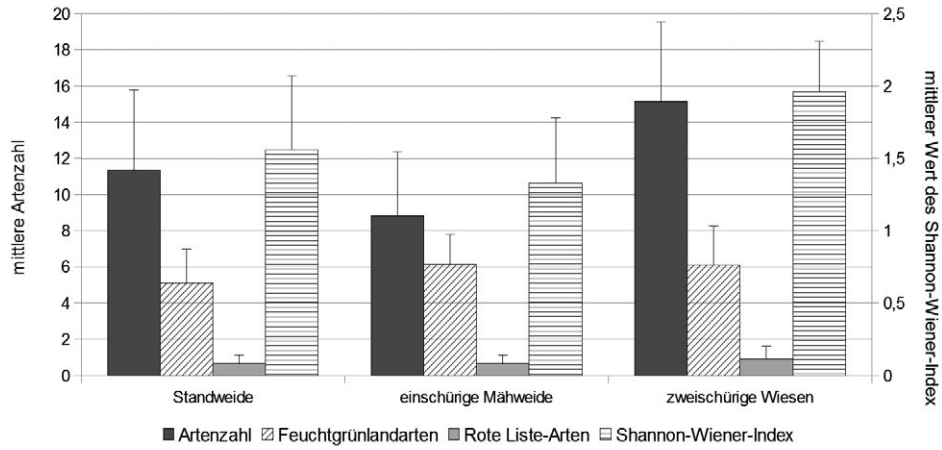


Abb. 5: Mittlere Artenzahl, mittlere Zahl der charakteristischen Feuchtgrünlandpflanzen, mittlere Zahl der Rote Liste-Arten und durchschnittlicher Shannon-Wiener-Index pro Probefläche mit Standardabweichung im Syrtal-Renaturierungsprojekt.

Fig. 5: Mean species number, mean number of characteristic wetland species, mean number of Red List species and mean Shannon-Index H by sample plot with standard error bars in the Syr Valley restoration project.

und auf 28 Probeflächen Viehtritt unterschiedlicher Intensitäten ermittelt werden. In 22 Plots fallen diese Beweidungseffekte zusammen. In einigen Bereichen der SW konnte darüber hinaus eine starke Mikroreliefierung des Bodens ohne sichtbare Narbenschäden beobachtet werden, die mutmaßlich in den letzten Jahren durch die Tritteinwirkung der Weidetiere hervorgerufen wurde.

4.2. Direkter Vergleich der Standweide mit der Mähweide bzw. den Wiesen

In den 17 Aufnahmeflächen der MW (Fläche 1) konnten nur 35 Pflanzenarten und auf dem gegenüberliegenden Bereich der SW hingegen 41 Spezies erfasst werden. Die Gesamtartenzahl der betrachteten Flächen beträgt 48, davon konnten 28 Arten in beiden Varianten aufgenommen werden. In den 29 Aufnahmeflächen der SW gegenüber der WI (Flächen 2–4) konnten 63 Pflanzenarten bestimmt werden, auf den WI waren es sechs Arten weniger. 46 Spezies konnten dabei jeweils in beiden Nutzungsvarianten erfasst werden. Eine Übersicht aller Arten, die im Vergleich zu den jeweils korrespondierenden Probeflächen ausschließlich in einer der jeweiligen Nutzungsvarianten vorkommen, ist in Tabelle 2 zusammengestellt.

Die Artenzahlen pro Probefläche zwischen den korrespondierenden Probeflächen der Varianten SW und MW unterscheiden sich statistisch nicht signifikant. Die Diversitätsindikatoren für die MW sind allerdings statistisch signifikant höher als auf den Flächen der gegenüberliegenden SW – trotz der höheren Gesamtartenzahl auf der SW (Tab. 3). Dagegen gibt es keine signifikanten Effekte für die Feuchtgrünlandpflanzen, die Rote Liste-Arten und die Arten des Biodiversitätsreglements zwischen den Nutzungsvarianten. Auf der SW kamen mit *Angelica sylvestris*, *Glyceria fluitans*, *Juncus subnodulosus* und *Potentilla reptans* insgesamt vier Feuchtgrünlandpflanzen mehr vor als auf beiden Varianten mit Mahdnutzung gemeinsam. Insgesamt kamen auf der SW und auf beiden Varianten mit Mahdnutzung gemeinsam jeweils vier Arten der Roten Liste Luxemburgs vor. *Caltha palustris*, *Carex vulpina*, und *Hordeum secalinum* sind auf der SW als auch auf MW und WI etabliert, während *Avenula pubescens* nur auf der WI und *Juncus subnodulosus* nur auf der SW aufgenommen wurde.

Die Analyse der Deckungsgrade von Arten, die jeweils in beiden Nutzungsvarianten vorkamen, zeigt keine signifikanten Unterschiede zwischen den gepaarten Probeflächen der MW und der SW. Dagegen unterschieden sich die Deckungsgrade von insgesamt neun Arten signifikant zwischen den Varianten WI und SW (Tab. 4). Darunter finden sich mit *Carex acutiformis* und *Rumex crispus* nur zwei Arten mit einem signifikant höheren Deckungsgrad auf der SW.

Bei den Ellenberg Zeigerwerten ist die Feuchtezahl der WI signifikant niedriger als auf den korrespondierenden Probeflächen der SW und die Stickstoffzahl auf der SW signifikant höher als auf den korrespondierenden Flächen der MW (Tab. 3). Bei den Nutzwertzahlen unterscheidet sich die Mahdverträglichkeit im Gegensatz zu den Nutzwertzahlen für Tritt und Verbiss bei allen Auswertungen nicht signifikant. Die Tritt- und Weideverträglichkeit der Vegetation ist auf der SW beim Vergleich mit den WI signifikant stärker ausgeprägt (Tab. 3). Zwischen den Aufnahmequadraten der MW und der gegenüberliegenden SW gibt es dagegen bei der Ausprägung der Tritt- und Weideverträglichkeit keine signifikanten Gegensätze.

Die statistische Auswertung der Lebensformen nach RAUNKIAER (1937) ergab, dass auf den WI eine signifikant höhere Anzahl von Hemikryptophyten als auf dem korrespondierenden Weidebereich vorkommen (Tab. 5). Dagegen treten die beweideten Plots im Vergleich mit den WI mit einem signifikant höheren Anteil an Geophyten (z. B. *Carex acutiformis*, *Cirsium arvense*, *Equisetum palustre*) hervor. Während für das relative Vorkommen von funktionalen Arteigenschaften zwischen der MW und der korrespondierenden SW keinerlei statistisch signifikante Unterschiede festgestellt werden konnten, sind beim Vergleich der WI mit der SW einige Differenzen zu erkennen (Tab. 5). Auf den WI konnten signifikant mehr Arten (z. B. *Cardamine pratensis*), die sich vorwiegend vegetativ verbreiten, und Arten (z.B. *Trifolium campestre*), die sich überwiegend über Samen reproduzieren, erfasst

Tabelle 2: Pflanzenarten mit Stetigkeitsprozenten und durchschnittlichem Deckungsgrad (in Klammern), die ausschließlich in den jeweils korrespondierenden Probeflächen der Nutzungsvarianten im Syrtal vorkommen.

Table 2: Plant species with frequency percent and mean cover value (in brackets) only recognized in one of the corresponding sampling plots of the management alternatives in the Syr Valley.

Mähweide/ korrespondierende Weidefläche		Wiesen/ korrespondierende Weidefläche	
Mähweide (n=17)	Weide (n=17)	Wiesen (n=29)	Weide (n=29)
Eleocharis palustris 24 (0,3)	*Phleum pratense* 12 (0,2)	*Trifolium campestre* 35 (1,4)	*Juncus inflexus* 17 (2,0)
Bromus hordeaceus 18 (2)	*Juncus effusus* 12 (0,1)	*Stellaria media* 21 (0,2)	*Glyceria fluitans* 10 (0,2)
Rumex obtusifolius 12 (0,3)	*Plantago media* 12 (0,1)	*Vicia cracca* 17 (0,2)	*Lycopus europaeus* 10 (0,1)
Lycopus europaeus 6 (0,1)	*Glyceria fluitans* 1 (1,8)	*Phleum pratense* 14 (1,2)	*Angelica sylvestris* 7 (0,1)
Mentha aquatica 6 (0,1)	*Angelica sylvestris* 6 (0,1)	*Daucus carota* *7 (0,1)*	*Centaurea jacea* 7 (0,1)
Lychnis flos-cuculi 6 (0,1)	*Atriplex prostrata* 6 (0,1)	*Juncus effusus* 7 (0,1)	*Epilobium hirsutum* 7 (0,1)
	Calystegia sepium 6 (0,1)	*Avenula pubescens* 7 (0,1)	*Juncus subnodulosus* 7 (0,1)
	Convolvulus arvensis 6 (0,1)	*Ajuga reptans* 7 (0,1)	*Plantago major* 7 (0,1)
	Matricaria maritima 6 (0,1)	*Cynosurus cristatus* 3 (0,4)	*Plantago media* 7 (0,1)
	Potentilla reptans 6 (0,1)	*Anthoxanthum odoratum* 3 (0,1)	*Convolvulus arvensis* 4 (0,4)
	Veronica beccabunga 6 (0,1)	*Trifolium dubium* 3 (<0,1)	*Mentha aquatica* 4 (0,4)
	Veronica chamaedrys 6 (0,1)		*Glechoma hederacea* 4 (0,1)
	Cirsium oleraceum 6 (0,1)		*Lactuca serriola* 4 (0,1)
			Myosotis scorpioides 4 (0,1)
			Urtica dioica 4 (0,1)
			Galium aparine 4 (<0,1)
			Veronica chamaedrys 4 (<0,1)

Tabelle 3: Gesamtartenzahlen, Diversitätsindizes, Feuchtgrünlandpflanzen, gefährdete Arten und mittlere gewichtete Zeigerwerte in den jeweils korrespondierenden Probeflächen der Nutzungsvarianten im Syrtal (Standardabweichung in Klammern). EZW: Zeigerwerte nach ELLENBERG et al. (1992), NZW: Nutzwertzahlen nach BRIEMLE et al. (2002). Die zwei letzten Spalten des Vergleichs der jeweiligen Managementalternativen zeigen die t-Werte des Student's t-test (t) bzw, das χ^2 des Mann-Whitney-U-Tests (U) und das Signifikanzniveau: ns = nicht signifikant, * = $p < 0,05$; ** = $p < 0,01$; *** = $p < 0,001$.

Table 3: Vegetation diversity indices, characteristic wetland species, rare species indices, and mean weighted indicator values per sampling plot in the corresponding management alternatives in the Syr valley (standard deviation in parentheses). EZW according to ELLENBERG et al. (1992) and NZW according to BRIEMLE et al. (2002). The last two columns of each comparison show t-values of Student's t-test (t) and U-values of the Mann-Whitney-U-Tests (U), respectively, and the level of significance: ns = not significant, * = $p < 0.05$; ** = $p < 0.01$; *** = $p < 0.001$.

	Mähweide/ korrespondierende Weidefläche				Wiesen/ korrespondierende Weidefläche			
	Mähweide (n=17)	Weide (n=17)	t /U	p	Wiesen (n=29)	Weide (n=29)	t / U	p
Gesamtartenzahl	35	41			57	63		
Ø Artenzahl pro Aufnahmefläche	8,82 (3,55)	8,94 (3,85)	-0,46	ns	15,14 (4,39)	12,76 (4,19)	2,11	*
Shannon-Wiener-Index	1,33 (0,45)	1,30 (0,45)	0,19	ns	1,96 (0,35)	1,72 (0,48)	2,18	*
Evenness-Index	0,62 (0,14)	0,62 (0,13)	0,14	ns	0,73 (0,08)	0,67 (0,12)	2,02	*
Artenzahl Feucht-grünlandpflanzen	15	15			17	22		
Ø Anzahl Feucht-grünlandpflanzen	6,12 (1,69)	5,65 (1,27)	0,92	ns	6,10 (2,14)	6,97 (2,00)	-1,59	ns
Artenzahl Rote Liste	1	1			4	4		
Ø Anzahl Rote Liste-Arten	0,65 (0,49)	0,53 (0,51)	0,68	ns	0,93 (0,70)	0,72 (0,46)	357,5	ns
Artenzahl Bio-diversitätsprogramm	4	3			7	8		
Ø Anzahl Arten Bio-diversitätsprogramm	1,35 (0,93)	0,76 (0,75)	2,03	ns	2,00 (1,28)	1,62 (1,08)	1,22	ns
EZW-Feuchte	7,01 (0,46)	6,91 (0,45)	133,0	ns	6,29 (0,61)	7,00 (0,89)	229,0	**
EZW-Reaktion	6,29 (0,65)	6,44 (0,49)	120,0	ns	6,16 (0,51)	6,33 (0,56)	370,0	ns
EZW-Stickstoff	5,26 (0,23)	5,48 (0,27)	87,0	*	5,59 (0,51)	5,42 (0,44)	359,0	ns
NZW-Weide	7,50 (0,81)	7,72 (0,57)	121,0	ns	5,84 (0,66)	6,87 (0,98)	156,0	***
NZW-Tritt	7,23 (0,97)	7,58 (0,64)	116,0	ns	5,80 (0,67)	6,23 (1,69)	271,0	*
NZW-Mahd	7,48 (0,99)	7,81 (0,63)	117,0	ns	6,70 (0,77)	6,84 (1,18)	349,0	ns

Tabelle 4: Pflanzenarten, die sich in ihrem mittleren Deckungsgrad signifikant zwischen den Nutzungsvarianten unterscheiden ($p < 0.05$, Students t-Test bzw. Mann-Whitney-U-Test).

Table 4: Plant species for which the observed mean cover values within the permanent plots differed significantly between the land use alternatives of the paired plots ($p < 0.05$, Students t-Test or Mann-Whitney-U-Test respectively).

	Wiesen/ korrespondierende Weidefläche	
	Wiesen (n=29)	Weide (n=29)
Alopecurus pratensis	14,4	4,5
Bromus hordeaceus	5,5	0,3
Carex acutiformis	1,6	10,6
Cardamine pratensis	0,6	0,1
Holcus lanatus	14,8	1,0
Lolium perenne	5,4	1,6
Lysimachia nummularia	0,7	0,3
Rumex crispus	0,2	1,6
Trifolium pratense	17,5	0,5

Tabelle 5: Lebensformen und Arteigenschaften in Prozent in den jeweils korrespondierenden Probeflächen der Nutzungsvarianten im Syrtal (Standardabweichung in Klammern). Die zwei letzten Spalten des jeweiligen Vergleichs zeigen die t-Werte des Student's t-test (t) bzw, das χ^2 des Mann-Whitney-U-Tests (U) und das Signifikanzniveau: ns = nicht signifikant, * = $p < 0,05$; ** = $p < 0,01$; *** = $p < 0,001$.

Table 5: Percentage of life forms and species traits between corresponding management alternatives in the Syr valley (standard deviation in parentheses). The last two columns of the respective comparison show t-values of Student's t-test (t and U-values of the Mann-Whitney-U-Tests (U), respectively, and the level of significance: ns = not significant, * = $p < 0.05$; ** = $p < 0.01$; *** = $p < 0.001$.

	Mähweide/ korrespondierende Weidefläche				Wiesen/ korrespondierende Weidefläche			
	Mähweide (n=17)	Weide (n=17)	t / U	p	Wiesen (n=29)	Weide (n=29)	t / U	p
Lebensform								
Chamaephyt	0,87 (2,47)	0,99 (2,80)	143,0	ns	1,68 (2,60)	2,96 (3,85)	343,5	ns
Geophyt	22,10 (14,64)	14,69 (14,37)	1,49	ns	11,20 (7,01)	17,32 (10,08)	2,68	**
Hemikryptophyt	75,51 (13,64)	82,53 (15,45)	1,41	ns	85,06 (7,62)	76,23 (12,37)	3,27	*
Hydrophyt	4,86 (8,59)	5,80 (10,37)	141,5	ns	0,27 (1,43)	1,68 (4,05)	362,0	ns
Therophyt	7,80 (7,94)	9,47 (8,54)	0,59	ns	7,91 (4,62)	7,09 (7,33)	0,51	ns
Reproduktionstyp								
Samen	12,03 (11,52)	14,16 (12,90)	0,51	ns	29,63 (8,02)	22,18 (9,22)	3,29	*
meist Samen	4,32 (7,09)	3,34 (4,96)	142,5	ns	3,97 (6,54)	4,12 (5,37)	396,5	ns
Samen und vegetativ	74,67 (12,69)	78,45 (13,85)	0,83	ns	60,08 (11,56)	70,00 (10,87)	3,37	***
meist vegetativ	8,98 (9,35)	4,05 (7,47)	98,5	ns	6,32 (5,26)	3,71 (4,91)	298,0	*

	Mähweide/ korrespondierende Weidefläche				Wiesen/ korrespondierende Weidefläche			
	Mähweide (n=17)	Weide (n=17)	t / U	p	Wiesen (n=29)	Weide (n=29)	t / U	p
Blühbeginn								
früh	53,84 (15,15)	55,12 (11,87)	0,27	ns	54,32 (9,79)	51,70 (13,48)	0,85	ns
mittel	34,78 (9,10)	37,60 (10,52)	0,84	ns	41,94 (9,72)	38,39 (9,11)	1,44	ns
spät	11,39 (10,98)	7,29 (8,64)	114,0	ns	3,75 (4,74)	9,92 (9,17)	238,0	*
Blühdauer								
kurz	43,13 (12,68)	39,28 (12,90)	0,88	ns	33,85 (15,42)	31,06 (10,46)	0,81	ns
mittel	44,12 (9,45)	41,94 (12,72)	0,57	ns	45,35 (17,14)	48,06 (15,08)	0,64	ns
lang	12,75 (9,80)	18,78 (10,43)	1,74	ns	20,80 (8,83)	20,87 (12,62)	0,03	ns
Bestäubung								
Selbstbestäubung	6,90 (9,31)	8,77 (10,08)	0,56	ns	12,09 (6,14)	14,47 (10,31)	1,07	ns
Insektenbestäubung	24,41 (9,07)	29,09 (12,14)	1,27	ns	30,59 (7,97)	33,42 (9,34)	1,24	ns
Windbestäubung	68,14 (14,89)	65,47 (15,70)	0,51	ns	55,09 (19,74)	55,02 (10,91)	0,02	ns
Verbreitung								
Autochorie	33,95 (17,19)	33,19 (13,71)	0,14	ns	26,79 (9,47)	31,75 (14,34)	1,56	ns
Anemochorie	78,23 (11,02)	78,98 (14,22)	0,17	ns	80,03 (7,80)	84,61 (8,27)	2,17	*
Hydrochorie	16,37 (10,79)	17,77 (10,47)	0,38	ns	13,05 (7,05)	25,56 (16,08)	3,84	***
Epi- & Endozoochorie	67,45 (10,65)	73,45 (9,34)	1,74	ns	71,66 (13,09)	73,41 (13,15)	0,51	ns
Myrmekochorie	1,85 (3,50)	4,39 (6,66)	118,0	ns	4,60 (4,09)	4,63 (4,52)	403,5	ns

Tabelle 6: Korrelation von Nutzungstypen, Vegetationsparametern und Zeigerwerten mit den NMDS-Dimensionen.

Table 6: Correlation of management types, vegetation parameters and indicator values with NMDS ordination dimensions.

Variable	NMDS1	NMDS2	r^2-value[a]
Weide	0,989	-0,150	0,049 ns
Mahd.Weide	0,952	0,306	0,108 **
Mahd	-0,995	-0,098	0,254 ***
Deckungsgrad Gras (DG,Gras)	0,997	0,078	0,178 ***
Deckungsgrad Kraut (DG Kraut)	-0,995	0,103	0,253 **
Deckungsgrad offener Boden (DG,Boden)	0,549	-0,836	0,030 ns
Mittlere Vegetationshöhe (Höhe)	0,683	-0,731	0,267 ***
Ellenberg Zeigerwert – Feuchte (EZW-F)	0,793	-0,610	0,779 ***
Ellenberg Zeigerwert – Reaktion (EZW-R)	0,989	-0,151	0,092 *
Ellenberg Zeigerwert – Stickstoff (EZW-N)	-0,567	0,824	0,303 ***

[a] p-Wert basiert auf 999 Permutationen. Signifikanz: *** = $p<0,001$, ** = $p<0,01$, * = $p<0,05$, ns = nicht signifikant

werden. Allerdings kamen auf den korrespondierenden Flächen der SW relativ mehr Arten vor, die sich sowohl generativ als auch vegetativ fortpflanzen (z. B. *Ranunculus repens*, *Trifolium repens*). Auf der SW ist die mittlere Zahl der Pflanzen größer, die erst spät im Jahr ab Juli mit ihrer Blühphase beginnen. Beim Vergleich der Ausbreitungsstrategien der vorgefundenen Pflanzenarten konnten auf der SW signifikant mehr hydrochore (z. B. *Glyceria fluitans*, *Myosotis scorpioides*) und anemochore Arten (z. B. *Rumex crispus*, *Plantago media*) als auf den WI ermittelt werden. Die Bestäubung und Blühdauer weisen dagegen keine statistisch relevanten Unterschiede zwischen den korrespondierenden Probeflächen auf.

4.3. Faktoren für die Vegetationsentwicklung

Die Overlays von Vektoren in die NMDS-Ordination aller Probeflächen der drei Nutzungsvarianten zeigen, dass die Nutzungstypen „Mahd“ (WI) bzw. „Mähweide“ (MW) eine Aufgliederung entlang der erste NMDS-Dimension und die Zeigerwerte „Feuchtezahl“ und

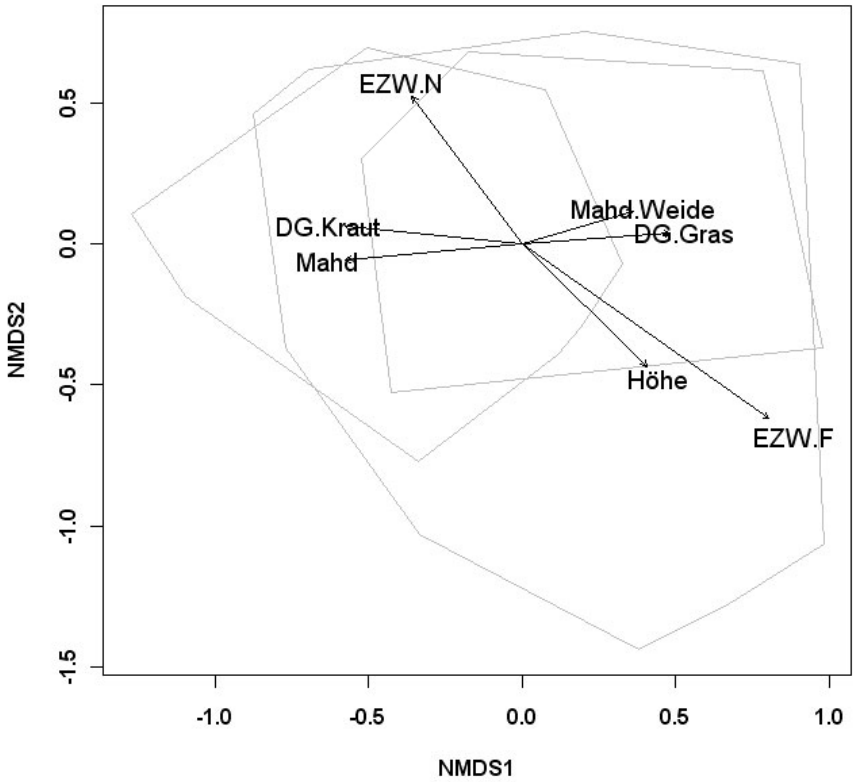


Abb. 6: Zwei-dimensionale NMDS-Ordination der nach Deckungsgrad gewichteten Artenzusammensetzung der Probeflächen der verschiedenen Nutzungsvarianten mit den Overlays der Management-, Standorts- und Vegetationsvektoren. Vektorgradienten mit $p < 0.01$ wurden als Pfeile über die grauumrahmten Convex-Hüllen der drei verschiedenen Nutzungsvarianten (siehe Abb. 4) gezeichnet: Mahd = zweischürige Wiesen, Mahd.Weide = einschürige Mähweide, DG Kraut = mittlerer Prozentanteil Kräuter, DG Gras = mittlerer Prozentanteil Gräser, Höhe = mittlere Vegetationshöhe, EZW.F = Ellenberg Zeigerwert für Feuchte, EZW.N = Ellenberg Zeigerwert für Stickstoff.

Fig. 6: Two-dimensional NMDS ordination of species abundances of the sampled plots with the overlays of environmental vectors. Vector gradients with $p < 0.01$ were plotted as arrows over the grey framed convex hulls of the three different management types (see Fig. 4): Mahd = meadow with two cuts, Mahd.Weide = meadow with one cut and grazing, DG Kraut = relative area of herbaceous plants, DG Gras = relative area of grasses, Höhe = mean vegetation height, EZW.F = Ellenberg Indicator Value for wetness, EZW.N = Ellenberg Indicator Value for nitrogen.

„Stickstoffzahl“ als Indikatoren für die standörtlichen Voraussetzungen eher eine Differenzierung entlang der zweiten NMDS-Dimension bewirken (Abb. 6). Die Korrelationsanalyse der einzelnen Vektoren zeigt vor allem den signifikanten Einfluss der Nutzungen „Mahd“ und „Mähweide“, die in entgegen gesetzter Richtung die Differenzierung entlang der ersten Dimension bewirken (Tab. 6). Der Nutzungstyp „Standweide“ (SW) korreliert auch mit der ersten Dimension, allerdings ist hier der r^2-Wert zu klein für ein signifikantes Ergebnis. Die Zeigerwerte für Feuchte und Stickstoff korrelieren ebenfalls signifikant, doch sind sie teilweise bzw. überwiegend für die Aufgliederung der Probeflächen entlang der zweiten Dimension verantwortlich. Die Strukturparameter „Anteil Gräser“ und „Anteil Kräuter“ scheinen eher von der Nutzungsvariante abzuhängen; die mittlere Vegetationshöhe dagegen mehr von den standörtlichen Voraussetzungen. Der Anteil offener Bodenflächen korreliert nicht signifikant mit einer der Dimension und scheint somit nicht erheblich an der Ausdifferenzierung der Vegetationszusammensetzung beteiligt zu sein.

5. Diskussion

5.1. Einfluss der Nutzung auf die Vegetation nach Wiedervernässung

Das verwendete Konzept der gepaarten Probeflächen ermöglicht einen relativ einfachen Vergleich von unterschiedlichen Nutzungsformen. Um die vegetationsökologischen Auswirkungen von verschiedenen Nutzungsregimen bewerten zu können, sollten neben gleichen Standortsverhältnissen zudem auch vergleichbare Nutzungsintensitäten gegeben sein (Voß 2001). Jantunen (2003b) untersuchte die Vegetation von gemähten, beweideten und brachgefallenen Grünlandflächen in Karelien. Auf einer intensiv beweideten Grünlandfläche wurde hier die geringste floristische Diversität ermittelt. Die größte Artenzahl konnte dagegen auf drei ehemaligen Weiden, einer Mähwiese und einer großräumigen Weidefläche festgestellt werden. Somit sind die unterschiedlichen Nutzungen im Syrtal nur im Zusammenhang mit der Nutzungsintensität adäquat zu bewerten. Mit der gegebenen Beweidungsdichte von ca. 1,0 GVE/ha und einer einschürigen Mahdnutzung mit Nachbeweidung bzw. einer zweischürigen, relativ späten Mahdnutzung sind die Varianten vergleichbar mit halbextensiven bis halbintensiven Nutzungsintensitäten (Dierschke & Briemle 2002).

Obwohl erst eine relativ kurze Zeit von sieben Jahren seit der Wiedervernässung der Aue und sechs Jahren seit der Etablierung der extensiven Rinderbeweidung vergangen ist, zeigen sich schon einige Unterschiede in der Vegetationszusammensetzung der Nutzungsvarianten, insbesondere zwischen der zweischürigen Wiesen (WI) und der Standweide (SW). Die höhere Gesamtartenzahl auf der SW im Vergleich zu den beiden gemähten Flächen (MW+WI) im Untersuchungsgebiet ist vermutlich auf die differenzierte raum-zeitliche Nutzungsintensität (Putfarken et al. 2004, Schaich et al. 2010b) und die Ausbreitungsfunktion für Diasporen durch die Rinder (Stender et al. 1997, Römermann et al. 2005) zurückzuführen. Der dynamisch-selektive Viehfraß ruft zusätzlich unterschiedliche Belichtungsintensitäten innerhalb der Pflanzenbestände hervor, wovon konkurrenzschwache lichtbedürftige Pflanzenarten profitieren. Zudem werden Pionierarten durch vegetationsfreie Trittstellen gefördert (Rahmann 1998, Voß 2001), auch wenn der Einfluss offener Bodenstellen in der Fallstudie im Syrtal nicht direkt nachgewiesen werden konnte. Die Förderung von Struktur- und Artenvielfalt wurde für große extensive Weidegebiete vielfach bestätigt (Pykälä 2004) und auch im Syrtal durch eine Studie der kurzfristigen Vegetationsentwicklung auf Dauerbeobachtungsflächen unter Wiedervernässungs- und Beweidungseinfluss nachgewiesen (Schaich et al. 2010a).

Allerdings decken sich die Ergebnisse hier nicht mit den Resultaten von Vergleichsstudien in anderen Grünlandökosystemen, die eine Reduktion der floristischen Vielfalt unter Beweidung gegenüber Mahdflächen beobachteten (Fischer & Wipf 2002, Matejková et al. 2003, Stammel et al. 2003). Stammel et al. (2003) konnten beispielsweise beim Vergleich von langfristig genutzten Mahd- und Weidenutzungen in kalkreichen Niedermooren im süddeutschen Alpenvorland eine höhere Artenvielfalt auf den Mahdflächen feststellen. Auch wenn die Standorte dieser Flächen nicht direkt mit denen des Syrtals verglichen werden

können, zeigt sich in der Studie der Einfluss der unterschiedlichen Nutzungsvarianten. Der relativ naturnahe Oberlauf der Syr als Teil des Natura 2000-Gebiets mit zahlreichen extensiven Wiesen und Weiden in Vertragsnaturschutzprogrammen könnte durch seine räumliche Nähe und das gute Verbreitungspotenzial für charakteristische Grünlandarten ebenfalls eine Rolle bei der positiven Entwicklung der Artenvielfalt insgesamt im Untersuchungsgebiet und im speziellen auf der Standweide spielen (DONATH et al. 2003, HOULAHAN et al. 2006).

Die im Vergleich zur Standweide höhere durchschnittliche Artenzahl pro Aufnahmeeinheit und die höheren Shannon-Wiener- und Evenness-Indizes auf den zweischürigen Wiesen deuten auf eine kleinräumig homogenere Verteilung der Pflanzenarten auf den gemähten Grünlandflächen hin. VOß (2001) stellte ebenfalls eine gleichmäßigere Artenverteilung auf Feuchtwiesen im Vergleich zu Weiden fest. Im Gegensatz zur extensiven Beweidung werden die Pflanzen bei einem Mahdregime zur gleichen Zeit und vollständig abgemäht, wodurch für alle Pflanzenindividuen die gleichen Konkurrenzvorteile bzw. -nachteile bestehen (DIERSCHKE & BRIEMLE 2002). Unter einer extensiven Weidenutzung können sich dagegen vielfältige unterschiedlich genutzte Vegetationsbestände einstellen. Gehölze, hohe Stauden sowie kurz abgegraste Bereiche mit offenen Bodenstellen wechseln sich im Idealfall mosaikartig ab (BAKKER 1998, AUSDEN et al. 2005). Extensive Weidesysteme werden deshalb im Gegensatz zu Wiesen oft als ausgesprochen struktur- und artenreich beschrieben (OPPERMANN & LUICK 1999, SCHLEY & LEYTEM 2004).

Im Untersuchungsgebiet konnten fünf Pflanzenarten der Rote Liste für Luxemburg (COLLING 2005) und zehn Arten des Biodiversitätsreglements erhoben werden. Neben den typischen Feuchtgrünlandpflanzen gab es auch bei diesen Schutzkategorien keine signifikanten Unterschiede zwischen den Vorkommen unter den verschiedenen Nutzungsvarianten und sogar tendenziell mehr seltene Arten und Feuchtgrünlandpflanzen auf der Standweide. VOß (2001) konnte auf Feuchtgrünland in Norddeutschland und Dänemark die meisten gefährdeten Pflanzenarten ebenfalls auf mäßig intensiv beweideten Flächen erheben.

In den Flutrasen- und Großseggenried-Beständen, in denen ein erheblicher Teil der Probeflächen lag, wurden zum Zeitpunkt der Aufnahmen keine oder nur sehr geringe Weidenutzungen beobachtet. Dieses Ergebnis wird von anderen Studien gestützt, die eine saisonale Nutzung verschiedener Habitattypen und eine Bevorzugung des frischen mesophilen Grünlandes durch die Rinder an den Talrändern in der Vegetationsperiode feststellen konnten (GANDER et al. 2003, AUSDEN et al. 2005, SCHAICH et al. 2010b). Somit stellt sich parallel zum hydrologischen Gradienten ein Beweidungsgradient ein. Erst wenn das mesophile Grünland weitgehend abgeweidet ist, suchen die Weidetiere auch vermehrt die feuchteren Teile der Weide auf. Neben dem Hauptfaktor des späteren Aufnahmetermins kann dies auch für die größere mittlere Vegetationshöhe auf der SW gegenüber den Mahdflächen eine Rolle spielen.

5.2. Einfluss der Nutzung auf Arteigenschaften und Zeigerwerte

Während in anderen Studien auf Weiden vorwiegend die Förderung von Gräsern beobachtet wurde (JANTUNEN 2003b, STAMMEL et al. 2003), konnte im Untersuchungsgebiet dagegen auf den Wiesen eher signifikant höhere Deckungsgrade von Süßgräsern im Vergleich zur Standweide festgestellt werden. Gräser – vor allem solche, die sich über Wurzelsprosse verbreiten – können den wiederholten Biomasseverlust durch Beweidung besser kompensieren (CRAWLEY 1997). Im Untersuchungsgebiet werden durch den geringen Viehbesatz bestimmte Bereiche der Weide aber selten oder nur saisonal intensiv beweidet. Zudem ist die Mahdnutzung mit einem späten ersten Schnittzeitpunkt und wenigen Schnitten relativ extensiv, was Gründe für den noch relativ hohen Anteil von Süßgräsern auf den Mähwiesen im Vergleich zur Standweide sein könnten. Allerdings zeigte die NMDS-Ordination eine Korrelation des Deckungsgrads der Kräuter mit der Mahdnutzung. Auch könnte sich in den nächsten Jahren durch die langfristige Nahrungsselektion der Weidetiere noch eine Verschiebung der Gräser- und Kräuteranteile hin zu einer vermehrten Artmächtigkeit von trittunempfindlichen und sich vorwiegend vegetativ vermehrenden Gräsern vollziehen.

Die Auswertungen haben gezeigt, dass der relativ späte erste Schnitt auf den Wiesen eine Entwicklung der meisten krautigen Pflanzen bis zur Samenreife gewährleistet. Allerdings haben einige Pflanzenarten, die spät ab Juli mit ihrer Blühphase beginnen, auf der Standweide bessere Entwicklungschancen. Auf der Standweide können Pflanzenindividuen über die gesamte Vegetationsperiode und damit über einen längeren Zeitraum als auf den Mähwiesen zur Blüte gelangen (KAPFER 1995, RAHMANN 1998), was sich auf das Vorkommen und das Lebensraumangebot von Insekten und auf von ihnen abhängige Vogel- und Amphibienpopulationen in der Aue positiv auswirken dürfte. Das statistisch häufigere Vorkommen der Hemikryptopyhten auf den gemähten Flächen und Geophyten auf der Standweide deutet auf eine Schädigung der oberirdischen Überdauerungsorgane der Pflanzen durch die Beweidung hin. Die Überdauerungsknospen der Hemikryptopyhten liegen direkt an der Erdoberfläche und können durch die Tritteinwirkung der Rinder geschädigt werden, während ein nicht zu tief eingestelltes Mähwerk diese verschont.

Die signifikant höheren Nutzwertzahlen für die Weide- und Trittverträglichkeit auf der Standweide zeigen die Anpassung der Vegetationszusammensetzung an diese Nutzungsform. In diesem Zusammenhang fällt jedoch auch die geringfügig höhere Mahdverträglichkeit der Pflanzenbestände auf der Standweide im Vergleich zu den gemähten Flächen auf. Ausschlaggebend dafür ist die häufige Pflanzengesellschaft der Flutrasen im Bereich der Lage der gepaarten Probeflächen auf der SW. Die hier dominierende *Agrostis stolonifera* ist überaus schnitt-, weide- und trittverträglich und hat bei allen Nutzwertzahlen den Wert „9". Da die vegetative Ausbreitung des Grases durch Viehtritt und damit verbundene Bodenverdichtung gefördert wird (VOß 2001), konnte in den Aufnahmeplots der Standweide eine höhere durchschnittliche Deckung als auf den Mahdflächen festgestellt werden.

Die NMDS-Ordination belegt den dominanten Einfluss der Nutzung auf die Differenzierung der Vegetation. Trotzdem spielen die Standortsverhältnisse bei Betrachtung der Ellenberg Zeigerwerte augenscheinlich auch eine Rolle für die Zusammensetzung der Vegetation. Der Stickstoff-Zeigerwert ist auf den zweischürigen Wiesen höher – wenn auch nicht statistisch signifikant – als auf den korrespondierenden Probeflächen auf der Standweide, obwohl das Gegenteil zu erwarten gewesen wäre. Dieser höhere N-Wert dürfte mit der einmaligen Volldüngergabe auf einer der Wiesen (Fläche 4, siehe Abb. 1) zu tun haben und sich auf die Artenzusammensetzung bzw. auch das Fehlen von seltenen, konkurrenzschwachen Arten ausgewirkt haben.

Die zweischürigen Wiesen zeigen im Vergleich zum gegenüberliegenden Standweidebereich auch einen signifikant kleineren Feuchte-Zeigerwert. Auf der betreffenden Weidefläche konnte in diesem Zusammenhang eine höhere Frequenz und Deckung von nässeliebenden Pflanzenarten mit hohen Feuchtezahlen erfasst werden, wie *Caltha palustris, Carex acutiformis, Eleocharis palustris, Epilobium parviflorum, Phragmites australis, Lycopus europaeus* und *Mentha aquatica*. Darüber hinaus kam *Glyceria fluitans* als nässezeigende Art ausschließlich auf den beweideten Flächen vor. Dieser Befund ist sicherlich auch der Renaturierung der Syr und der damit verbundenen Wiedervernässung der angrenzenden Flächen geschuldet. Der Ansatz mit dem gepaarten Probeflächen gewährt zwar durch die räumliche Nähe relativ vergleichbare Standortsverhältnisse. Trotzdem liegen die korrespondierenden Probeflächen der Standweide 4 m näher am renaturierten Gewässerlauf der Syr und weisen somit auch potenziell feuchtere Standorte bzw. leicht höhere Grundwasserstände auf.

Indirekt könnten einige der Feuchtezeiger zusätzlich durch spezifisch Abwehrmechanismen gegen Beweidung und somit durch einen Konkurrenzvorteil gegenüber für das Vieh schmackhafteren Arten gefördert werden (NITSCHE & NITSCHE 1994). Beispielsweise werden *Carex acutiformis* oder *C. vulpina* durch ihre schneidend scharfrandigen Blättern und Stängeln mechanisch oder *Mentha aquatica* mit chemischen Abwehrmechanismen wie Bitter- oder Duftstoffen vor Fraß geschützt. Zudem werden hydrophile Arten wie etwa *Glyceria fluitans* durch die Verdichtung des Bodens und die Entstehung von Trittsiegeln gefördert. In diesen Bereichen können sich kleinflächig Grund- oder Oberflächenwasser länger halten. VOß (2001) stellte fest, dass auf Feuchtweiden, auf denen keine Narbenpflege

durchgeführt wird, die Struktur- und somit auch die Artenvielfalt von Grünlandflächen auffallend erhöht wird. Das durch Viehtritt hervorgerufene Mikrorelief bietet auf den Kuppen Standorte für störungs- und nässeempfindliche Pflanzenarten, während sich in den verdichteten und nasseren Senken tritt- und nässeunempfindliche Spezies etablieren können (LEDERBOGEN et al. 2004). Die vorgefundene Mikroreliefierung des Bodens in der Syr-Aue könnte in den nächsten Jahren durch Viehtritt noch weiter ausgebildet werden, sodass weitere Mikrohabitate entstehen.

6. Schlussfolgerungen

Die Umstellung von einer Mahdnutzung auf ein extensives Weidesystem mit Robustrindern, wie es im Syrtal nach der Wiedervernässung im Rahmen des Syrtal-Renaturierungsprojekts vollzogen wurde, wird in der Literatur oft als negativ für die typische Artenvielfalt des Feuchtgrünlandes betrachtet. Innerhalb dieser Fallstudie konnten dagegen keine wesentlichen negativen Auswirkungen der Beweidung auf die floristische Diversität im Vergleich zur Mahdnutzung erfasst werden. Die kleinräumige Artenvielfalt pro Aufnahmeeinheit war zwar in den zweischürigen Wiesen größer, dafür kamen insgesamt mehr Arten und auch mehr typische Feuchtgrünlandpflanzen auf der Standweide vor, obwohl vor der Renaturierung die Mahdnutzung jahrzehntelange dieses Gebiet prägte. Die Beweidung kann somit in der Initialphase als eine kosteneffektive und naturschutzfachlich gute Alternative – vor allem auch in den sehr feuchten Bereichen der Aue – zur Pflegemahd gesehen werden. Eine weiträumige Mahd mit entsprechend großen und schweren Mähmaschinen ist in den nassen Bereichen direkt an Gewässerläufen und im Überschwemmungsbereich ohnehin nicht mehr möglich.

In der Literatur werden zunehmend extensive Pflegekonzepte zum Erhalt und zur Wiederherstellung artenreicher Kulturgrasländer gefordert, die sich an den historischen und dynamischen Nutzungsweisen orientieren (SCHREIBER et al. 2009). Diese Fallstudie kann aufgrund ihres Umfangs und der relativ kurzen Zeit seit der Umsetzung der Wiedervernässung und der Etablierung der neuen Flächennutzungen noch keine abschließenden Aussagen zur Eignung der verschiedenen Managementalternativen im Anschluss an Auenrenaturierungen treffen. Angesichts der Ergebnisse der Ordination und erster Tendenzen einer Differenzierung der Vegetationszusammensetzung sollten die Nutzungsvarianten nicht als Ausschlussalternativen, sondern als sich ergänzende Maßnahmen betrachtet werden. Die erzeugte Strukturvielfalt durch den Einsatz unterschiedlicher Nutzungen in einem Gebiet ist im Vergleich zu einer einheitlichen Bewirtschaftung (nur Mahd oder nur Beweidung) Grundlage einer größeren Habitatvielfalt und somit auch einer größeren floristischen Artenvielfalt.

Literatur

ADMINISTRATION DES EAUX ET FORÊTS (1995): Naturräumliche Gliederung Luxemburgs. Ausweisung ökologischer Regionen für den Waldbau. – Administration des Eaux et Forêts de Luxembourg, Luxembourg: 54 S.

AUSDEN, M., HALL, M., PEARSON, P. & STRUDWICK, T. (2005): The effects of cattle grazing on tall-herb fen vegetation and molluscs. – Biol. Conserv. 122: 317–326.

BAKKER, J. P. (1998): The impact of grazing on plant community. – In: WALLIS DE VRIES, M. F., BAKKER, J. P. & VAN WIEREN, S. E. (Hrsg.): Grazing and conservation management: 137–184. Kluwer, Dordrecht.

BECKER, U. & BECKER, T. (2010): Einfluss der Umwelt und Landnutzung auf artenreiche Wiesen und Weiden im nordwestdeutschen Mittelgebirgsraum. – Tuexenia 30: 169–208.

BFN (2011): FloraWeb. – Bundesamt für Naturschutz, URL: http://www.floraweb.de.

BRIEMLE, G., NITSCHE, S. & NITSCHE, L. (2002): Nutzungswertzahlen für Gefäßpflanzen des Grünlandes. – In: KLOTZ, S., KÜHN, I. & DURKA, W. (Hrsg.): BiolFlor – Eine Datenbank mit biologisch-ökologischen Merkmalen zur Flora von Deutschland. Schriftenr. Vegetationskd. 38: 203–225. Bonn-Bad Godesberg.

Bunzel-Drüke, M., Geyer, H. J. & Hauswirth, L. (2003): Neue Wildnis in der Lippeaue. – LÖBF-Mitt. 4: 33–39.
Burkart, B., Gaertner, M. & Konold, W. (2005): Einsatz von Wildtieren und Haustieren in Offenlandbiotopen – Ein kombiniertes Weideverfahren zum Erhalt gefährdeter Arten. – Natursch. Landschaftsplanung 37: 301–308.
Colditz, G. (1994): Auen, Moore, Feuchtwiesen – Gefährdung und Schutz von Feuchtgebieten. – Birkhäuser, Basel: 199 S.
Colling, G. (2005): Red List of the Vascular Plants of Luxembourg. – Ferrantia 42. Musée national d'histoire naturelle Luxembourg, Luxembourg: 77 S.
Crawley, M. J. (1997): Plant-herbivore interactions. – In: Crawley, M. J. (Hrsg.): Plant Ecology: 401–474. Blackwell, Oxford.
Dierschke, H. & Briemle, G. (2002): Kulturgrasland – Wiesen, Weiden und verwandte Staudenfluren. – Ulmer, Stuttgart: 239 S.
Donath, T. W., Hölzel, N. & Otte, A. (2003): The impact of site conditions and seed dispersal on restoration success in alluvial meadows. – Appl. Veg. Sci. 6: 13–22.
Ellenberg, H., Weber, H. E., Düll, R., Wirth, V., Werner, W. & Paulißen, D. (1992): Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. 2. Aufl. – Scripta Geobot. 18. Göttingen: 258 S.
Fischer, M. & Wipf, S. (2002): Effect of low-intensity grazing on the species-rich vegetation of traditionally mown subalpine meadows. – Biol. Conserv. 104: 1–11.
Gander, A., Rockmann, A., Strehler, C. & Güsewell, S. (2003): Habitat use by Scottish Highland cattle in a lakeshore wetland. – Bull. Geobot. Inst. ETH 69: 3–16.
Glunk, V. & Rudner, M. (2010): Zur Vegetation von Kleinstrukturen im Mittleren Schwarzwald und deren Eignung als Refugium für Arten der Magerweiden. – Tuexenia 30: 149–168.
Grand-Duché de Luxembourg (2002): Régimes d'Aide pour la Sauvegarde de la Diversité biologique. Règlement grand-ducal du 22 mars 2002. – Memorial-Journ. officiel Grand-Duché Luxembourg 4: 584–630.
Hayes, G. F. & Holl, K. D. (2003): Cattle grazing impacts on annual forbs and vegetation composition of mesic grasslands in California. – Conserv. Biol. 17: 1694–1702.
Houlahan, J. E., Keddy, P. A., Makkay, K. & Findlay, C. S. (2006): The effects of adjacent land use on wetland species richness and community composition. – Wetlands 296: 79–96.
Jantunen, J. (2003a): Semi-natural grasslands and their vegetation under different agricultural practices. – Diss. South Karelia Allergy and Environment Institute. University of Joensuu: 29 S.
– (2003b): Vegetation changes in a semi-natural grassland during mowing and grazing periods. – Ann. Bot. Fenn. 40: 255–263.
Joyce, C. B. & Wade, P. M. (1998): European Wet Grasslands – Biodiversity, Management and Restoration. – John Wiley & Sons, Chichester: 340 S.
Kapfer, A. (1995): Der Einfluß der Beweidung auf die Vegetation aus der Sicht des Naturschutzes. – In: Akademie für Natur- und Umweltschutz Baden-Württemberg (Hrsg.): Wieder beweiden? Möglichkeiten und Grenzen der Beweidung als Maßnahme des Naturschutzes und der Landschaftspflege: 27–36. Akademie für Natur- und Umweltschutz, Stuttgart.
– (2010a): Beitrag zur Geschichte des Grünlands Mitteleuropas – Darstellung im Kontext der landwirtschaftlichen Bodennutzungssysteme im Hinblick auf den Arten- und Biotopschutz. – Natursch. Landschaftsplanung 42: 133–140.
– (2010b): Mittelalterlich-frühneuzeitliche Beweidung der Wiesen Mitteleuropas – Die Frühjahrsvorweide und Hinweise zur Pflege artenreichen Grünlands. – Natursch. Landschaftsplanung 42: 180–187.
Kent, M. & Coker, P. (1992): Vegetation Description and Analysis: A Practical Approach. – John Wiley & Sons, Chichester: 363 S.
Klotz, S., Kühn, I. & Durka, W. (2002): BiolFlor – Eine Datenbank mit biologisch-ökologischen Merkmalen zur Flora von Deutschland. – Schriftenr. Vegetationskd. 38. Bonn-Bad Godesberg: 334 S.
Konold, W. (1996): Gewässerauen – Bedeutung und Funktion. – Zeitschr. Kulturtechnik Landentwicklung 37: 146–153.
– (1998): Landnutzung und Naturschutz in Auen – Gegensatz oder sinnvolle Kombination. – Wasser & Boden 50: 50–54.
– (2005): Mensch und Fließgewässer – Frühe Nutzungen. – In: Jürging, P. & Patt, H. (Hrsg.): Fließgewässer und Auenentwicklung – Grundlagen und Erfahrungen: 47–62. Springer, Berlin, Heidelberg, New York.
– (2007): Die wasserabhängigen Landökosysteme. Gibt es gemeinsame Strategien von Wasserwirtschaft und Naturschutz zu deren Schutz und Erhalt? – Hydrol. Wasserbewirt. 51: 257–266.

Krause, B., Culmsee, H., Wesche, K., Bergmeier, E. & Leuschner, C. (2011): Habitat loss of floodplain meadows in north Germany since the 1950s. – Biodivers. Conserv. 20: 2347–2364.
Lambinon, J., Delvosalle, L. & Duvigneaud, J. (2004): Nouvelle Flore de la Belgique, du Grand-Duché de Luxembourg, du Nord de la France des Régions voisines (Ptéridophytes et Spermatophytes). – Jardin botanique national de Belgique, Meise: 1167 S.
Lederbogen, D., Rosenthal, G., Scholle, D., Trautner, J., Zimmermann, B. & Kaule, G. (2004): Allmendweiden in Südbayern: Naturschutz durch landwirtschaftliche Nutzung. – Bundesamt für Naturschutz, Bonn-Bad Godesberg: 469 S.
Londo, G. (1976): The decimal scale for releves of permanent quadrats. – Vegetatio 33: 61–64.
Magurran, A. E. (2004): Measuring Biological Diversity. – Blackwell Science, Malden: 256 S.
Matejková, I., Diggelen, R. & Prach, K. (2003): An attempt to restore a central European species-rich mountain grassland through grazing. – Appl. Veg. Sci. 6: 161–168.
McCune, B. & Grace, J. (2002): Analysis of Ecological Communities. – mjm Software Design, Oregon: 300 S.
Middleton, B. (1999): Wetland restoration, flood pulsing, and disturbance dynamics. – John Wiley & Sons, New York: 388 S.
Nitsche, S. & Nitsche, L. (1994): Extensive Grünlandnutzung. – Ulmer, Radebeul: 247 S.
Oberdorfer, E. (1977): Süddeutsche Pflanzengesellschaften. Teil III. 2 Aufl. – Gustav Fischer, Stuttgart, New York: 448 S.
Oksanen, J. (2010): Multivariate Analysis of Ecological Communities in R: vegan tutorial. – University of Oulu, http://cc.oulu.fi/~jarioksa/opetus/metodi/vegantutor.pdf.
Oppermann, R. & Luick, R. (1999): Extensive Beweidung und Naturschutz – Charakterisierung einer dynamischen und naturverträglichen Landnutzung. – Natur Landschaft 74: 411–419.
Poschlod, P., Baumann, A. & Karlik, P. (2009): Grünland – Wie ist es entstanden, wie hat es sich entwickelt? – In: Landesanstalt für Umwelt, Messungen & Naturschutz Baden-Württ. (Hrsg.): Artenreiches Grünland in der Kulturlandschaft – 35 Jahre Offenhaltungsversuche Baden-Württemberg: 37–48. Verlag Regionalkultur, Ubstadt-Weiher.
Putfarken, D., Grell, H. & Härdtle, W. (2004): Raumnutzung von Weidetieren und ihr Einfluss auf verschiedene Vegetationseinheiten und junge Gehölze am Beispiel des F+E-Vorhabens „Halboffene Weidelandschaft Höltigbaum". – Schriftenr. Landschaftspfl. Naturschutz 78: 145–160.
Pykälä, J. (2004): Cattle grazing increases plant species richness of most species trait groups in mesic semi-natural grasslands. – Plant Ecol. 175: 217–226.
Rahmann, C. (1998): Praktische Anleitung für eine Biotoppflege mit Nutztieren. – Schriftenr. Angew. Naturschutz 14. Friedberg: 116 S.
Raunkiaer, C. (1937): Plant life forms. – Clarendon Press, Oxford: 104 S.
Römermann, C., Tackenberg, O. & Poschlod, P. (2005): How to predict attachment potential of seeds to sheep and cattle coat from simple morphological seed traits. – Oikos 110: 219–230.
Rosenthal, G., Schrautzer, J. & Eichenberg, C. (2012): Low-intensity grazing with domestic herbivores: A tool for maintaining and restoring plant diversity in temperate Europe. – Tuexenia 32: 167–205.
Schaich, H., Karier, J. & Konold, W. (2011): Rivers, regulation and restoration: land use history of floodplains in a peri-urban landscape in Luxembourg, 1777–2000. – European Countryside 4: 241–264.
–, Rudner, M. & Konold, W. (2010a): Short-term impact of river restoration and grazing on floodplain vegetation in Luxembourg. – Agr. Ecosyst. Environ. 139: 142–149.
–, Szabo, I. & Kaphegyi, T. A. M. (2010b): Grazing with Galloway cattle for floodplain restoration in the Syr Valley, Luxembourg. – Journ. Nat. Conserv. 18: 268–277.
Schley, L. & Leytem, M. (2004): Extensive Beweidung mit Rindern im Naturschutz: eine kurze Literaturauswertung hinsichtlich der Einflüsse auf die Biodiversität. – Bull. Soc. Natural. Lux. 105: 65–85.
Schrautzer, J., Jensen, K., Bettina, H., Irmler, U., Kieckbusch, J., Leiner, U., Noell, C., Nötzold, R., Reck, H., Schulz, B. & Roweck, H. (2002): The Eidertal pasture landscape – Mire restoration and species conservation in a river valley of Schleswig-Holstein (northwest Germany). – In: Redecker, B., Finck, P., Härdtle, W., Riecken, U. & Schröder, E. (Hrsg.): Pasture Landscapes and Nature Conservation: 227–237. Springer, Berlin.
Schreiber, K.-F., Brauckmann, H.-J., Broll, G., Fabricius, C., Krebs, S. & Poschlod, P. (2009): Entscheidungshilfen für die Landschaftspflege – Schlussfolgerungen aus den Offenlandversuchen Baden-Württemberg. – In: Landesanstalt für Umwelt, Messungen & Naturschutz Baden-Württ. (Hrsg.): Artenreiches Grünland in der Kulturlandschaft – 35 Jahre Offenhaltungsversuche Baden-Württemberg: 347–776. Verlag Regionalkultur, Ubstadt-Weiher.

Stammel, B., Kiehl, K. & Pfadenhauer, J. (2003): Alternative management on fens: Response of vegetation to grazing and mowing. – Appl. Veg. Sci. 6: 245–254.
Stender, S., Poschlod, P., Vauk-Hentzelt, E. & Dernedde, T. (1997): Die Ausbreitung von Pflanzen durch Galloway-Rinder. – Verhandl. Ges. Ökologie 27: 173–180.
Tockner, K. & Stanford, J. A. (2002): Riverine flood plains: present state and future trends. – Environ. Conserv. 29: 308–330.
Voß, K. (2001): Die Bedeutung extensiv beweideten Feucht- und Überschwemmungsgrünlandes in Schleswig-Holstein für den Naturschutz. – Arbeitsgem. Geobot. Schl.-Holst. Hamburg 61: 1–188.
Wallis de Vries, M. F. (1995): Large herbivores and the design of large-scale nature reserves in Western Europe. – Conserv. Biol. 9: 25–33.

Dr. Harald Schaich & Beatrice Barthelmes
Institut für Landespflege, Albert-Ludwigs-Universität Freiburg
Tennenbacher Str. 4
D-79106 Freiburg
E-Mail: harald.schaich@landespflege.uni-freiburg.de

Manuskript eingereicht am 29.02.2012, endgültig angenommen am 26.04.2012.

ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

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

Jahr/Year: 2012

Band/Volume: NS_32

Autor(en)/Author(s): Schaich Harald, Barthelmes Beatrice

Artikel/Article: Management von Feuchtgrünland wiedervernässter Auen: Effekte von Beweidung und Mahd auf die Vegetationsentwicklung 207-231