

Veränderungen der Grünlandvegetation im Streeseebecken bei Biesenthal seit 1992

Miriam Fanigliulo, Birgit Seitz und Thilo Heinken

Zusammenfassung

Der Rückgang artenreichen Kulturgrünlandes als Folge landwirtschaftlicher Intensivierung oder Nutzungsaufgabe stellt heutzutage ein europaweites Problem insbesondere bezüglich des Erhalts der Artenvielfalt dar. Bei Versuchen zur Renaturierung von degradiertem Kulturgrünland müssen Bewirtschaftungsmethoden und -frequenzen auf die jeweiligen Standorte abgestimmt sein. Zur Erfolgskontrolle bieten sich Zeitreihenuntersuchungen oder Wiederholungsaufnahmen an. Die vorliegende Arbeit beschäftigt sich mit Veränderungen der Grünlandvegetation infolge von Nutzungsänderungen am Streesee im Naturschutzgebiet Biesenthaler Becken, Landkreis Barnim, Brandenburg. Dabei wurden 67 Vegetationsaufnahmen-Flächen von BIRGIT SEITZ aus den Jahren 1992-94 im Jahr 2011 wiederholt aufgesucht und erneut aufgenommen. Untersucht wurde das Renaturierungspotential der seit 2004 auf einigen Flurstücken wieder durchgeführten Bewirtschaftungs-Maßnahmen sowie die Sukzession brach liegender Flurstücke. Die Auswertung wurde anhand von pflanzensoziologischen Charakterisierungen sowie durch Analysen von Alpha- und Beta-Diversität, Gewinner- und Verliererarten sowie nichtmetrischen multivariaten Ordinationen (NMDS) vorgenommen. Die Ordinationen zeigen, dass sich die Aufnahmen je nach Nutzungsgeschichte zum Teil stark zwischen beiden Untersuchungsjahren unterscheiden. So zeichnen sich Flächen sieben Jahre nach Wiedereinführung der Bewirtschaftung durch höhere Alpha- und niedrigere Beta-Diversitäten aus, d. h. die Artenzahl der Bestände stieg an und insgesamt wurde die Vegetation homogener. Die pflanzensoziologische Einteilung sowie die Ermittlung der Gewinner und Verlierer ergibt trotz teilweise hoher Deckungen von Brachearten eine gute Rückentwicklung zu artenreichen Glatthafer- und insbesondere Kohldistelwiesen. Flächen, die nach 1992 brachgefallen sind, wiesen im Jahr 2011 eine deutlich niedrigere Alpha-Diversität, eine höhere Beta-Diversität und eine Zunahme von Brachezeigern auf. Ältere Brachen sind hauptsächlich von Schilf-Röhricht und Sumpfschilf-Rieden bestanden. Ihre mittlere Artenzahl ist weitgehend konstant, wobei die Beta-Diversität leicht gesunken ist. Eine Gehölzansiedlung hat kaum stattgefunden. Unter dem Aspekt des allgemeinen Rückgangs von artenreichem Grünland wird der besondere Wert der Streeseeflächen herausgestellt. Eine kontinuierliche und an die Ziele des Naturschutzes angepasste Bewirtschaftung sollte auch in Zukunft gewährleistet sein, da das Mosaik aus Frisch- und Feuchtgrünland, Schilf-Röhricht und Großseggenbeständen sowie Erlenbrüchen für viele Pflanzen- und Tierarten einen wichtigen Lebensraum darstellt.

Summary

Nowadays the decline in species-rich grassland as a result of agricultural intensification or abandonment is a problem throughout Europe, in particular regarding the maintenance of biodiversity. In efforts to restore degraded grasslands, management practices and frequencies must be adjusted to the site conditions. As a control of success the implementation of time-series studies or re-surveys of relevés (semipermanent plots) are useful methods. The present work deals with changes in grassland vegetation as a result of land use changes around the Streesee in the nature reserve Biesenthaler Becken (Brandenburg, Germany). Sixty-seven well-documented plots studied by BIRGIT SEITZ in 1992-94 were visited and recorded again in 2011. We studied the restoration potential of parcels where mowing and subsequent grazing had been resumed since 2004 as well as the succession on abandoned parcels. The evaluation was made on the basis of phytosociological characterization, by analysis of alpha and beta diversity, winner and loser species and non-metric multivariate ordinations (NMDS). The ordinations show that plots differ, sometimes dramatically, between the two study years depending on the land-use history. Seven years after the re-introduction of management, plots are characterized by higher alpha and lower beta-diversities, i. e. the species number of stands increased, while altogether the vegetation has become more homogeneous. The phytosociological classification and the determination of winner and loser species resulted in a good renaturation of species-rich mesic and in particular wet meadows (*Arrhenatheretum*, *Angelico-Cirsietum oleracei*) despite some high cover values of fallow species. Plots that had been abandoned after 1992 were characterized in 2011 by a significantly lower alpha diversity, a higher beta diversity and an increase of fallow indicator species. Older fallows are mainly composed of reed beds and stands of large sedges. Their mean species number is largely constant, while the beta diversity decreased slightly. An establishment of shrubs and trees has hardly taken place. Under the aspect of the general decline of species-rich grassland, the special value of the areas around the Streesee was proven. A continuous management adapted to the objectives of nature conservation should be ensured in the future, because the mosaic of moist and wet grassland, reeds, sedge stands and alder swamps provides an important habitat for many plant and animal species.

1. Einleitung

Artenreiches Kulturgrünland stellt heute einen wichtigen Sekundärstandort für viele gefährdete Tier- und Pflanzenarten dar (BRIEMLE 2004, BURKART et al. 2004). Es prägte noch bis zur Mitte des letzten Jahrhunderts wesentlich das mittteleuropäische Landschaftsbild (ROSENTHAL & HÖLZEL 2009), befindet sich seither allerdings infolge struktureller Veränderungen in der Landwirtschaft im Rückgang (MÜLLER et al. 1992, WESCHE et al. 2009). Neben landwirtschaftlicher Intensivierung gehört die Nutzungsaufgabe, insbesondere auf Grenzertragsstandorten, zu den Hauptursachen dieses Rückganges (ROSENTHAL et al. 1998). Die Folgen einer Nutzungsaufgabe sind in vielen wissenschaftlichen Arbeiten dokumentiert (MÜLLER et al. 1992, JENSEN 1997, JENSEN & SCHRAUTZER 1999, ROSENTHAL & HÖLZEL 2009, ROSENTHAL 2010, BOHNER & STARLINGER 2012). Durch das Ausbleiben einer jährlichen Mahd oder Beweidung wird der dynamische Gleichgewichtszustand des Grünlandes gestört und eine Sukzession ausgelöst (JENSEN 1997), die

einen Wandel der Artenzusammensetzung und Strukturen mit sich bringt. Die Geschwindigkeit und Richtung der Sukzession hängt dabei maßgeblich vom Ausgangsbestand der Pflanzen, der Nutzungsgeschichte sowie den gegebenen standörtlichen Faktoren ab (ROSENTHAL & HÖLZEL 2009, BOHNER & STARLINGER 2012). Sind Arten, die von einer Nutzungsaufgabe profitieren, schon im Ausgangsbestand vorhanden, laufen Konkurrenz- und Dominanzverschiebungen schneller ab, als wenn Arten erst einwandern müssen. Besonders schnell- und hochwüchsige Gräser sowie Hochstauden mit vegetativen Vermehrungsmechanismen profitieren von einer Aufgabe der jährlichen Bewirtschaftung. Sie verdrängen durch ihre Höhe und Wuchskraft in erster Linie niedrig und langsam wachsende Arten, die auf eine generative Reproduktion angewiesen sind. So können sich innerhalb weniger Jahre Dominanzbestände entwickeln, die vergleichbar artenarm wie die des Intensivgrünlandes sind (MÜLLER et al. 1992). Eine anschließende Verbuschung solcher Dominanzbestände kann nach wenigen Jahren oder erst nach Jahrzehnten einsetzen, und eine Wiederbewaldung kann Jahrzehnte oder länger dauern (ELLENBERG & LEUSCHNER 2010).

Im Rahmen des Naturschutzes sind viele Versuche zur Wiederherstellung artenreichen Kulturgrünlandes vorgenommen worden (SCHRAUTZER et al. 1996, DIERSCHKE & PEPLER-LISBACH 1997, STAMPFLI & ZEITER 1999, BILLETER et al. 2007). Der Erfolg hängt dabei maßgeblich von verschiedenen Faktoren, wie z. B. den gegebenen Ausgangs- und Standortbedingungen sowie den angewandten Pflege- bzw. Bewirtschaftungsmethoden, ab (BRIEMLE 2004). Es ist daher wichtig, Begleituntersuchungen zur Erfolgskontrolle durchzuführen, um gegebenenfalls Bewirtschaftungsmethoden ändern und anpassen zu können. Am besten geeignet sind hierfür Dauerflächen, die es ermöglichen, in Form von Zeitreihenuntersuchungen die Auswirkungen der Maßnahmen anhand von Vegetationsveränderungen festzustellen. Allerdings ist diese Methode sehr arbeitsaufwändig und nur in den Gebieten möglich, in denen in der Vergangenheit Dauerflächen angelegt wurden (BAKKER et al. 1996a). Eine Alternative stellen Wiederholungsaufnahmen auf Basis gut dokumentierter historischer Daten dar (ROSS et al. 2010). So können in der Vergangenheit aufgenommene Bestände wieder aufgesucht und erneut erfasst werden.

Im Rahmen einer Masterarbeit (FANIGLIULO 2013) wurde diese Methodik in der Niederung des Streesees im Naturschutzgebiet Biesenthaler Becken in Brandenburg angewandt. Die diesem Vergleich zugrunde liegenden Vegetationsaufnahmen wurden in den Jahren 1992-94 von BIRGIT SEITZ erfasst (SEITZ 1994a, b). Dabei diente die Wiederholung der Aufnahmen einer Erfolgskontrolle der 2004 auf mehreren Flurstücken wiederaufgenommenen und teilweise noch andauernden Bewirtschaftung. In erster Linie soll dabei untersucht werden, ob die aktuell angewandten Bewirtschaftungsmethoden geeignet sind, das ehemals artenreiche Grünland wiederherzustellen und zu erhalten. Der Vergleich historischer und aktueller Daten

macht es zudem möglich, den Sukzessionsverlauf neuerer sowie älterer Brachen im Gebiet zu dokumentieren.

2. Untersuchungsgebiet

2.1 Lage und naturräumliche Grundlagen

Das Untersuchungsgebiet (UG) liegt im Barnim-Lebuser Land und gehört naturräumlich zur Großeinheit der Ostbrandenburgischen Platte mit der Haupteinheit Barnimplatte (SCHOLZ 1962). Es umfasst die Niederungen und Quellhänge des Streesees im Naturschutzgebiet Biesenthaler Becken, welches Teil des 1998 gegründeten Naturparks Barnim ist. Der Streesee befindet sich im östlichen Bereich des 990 ha großen Naturschutzgebietes, und südlich der Stadt Biesenthal im Landkreis Barnim, Brandenburg (Abb. 1) (HAACK 2009). Zusammen mit dem 12,09 ha großen Streesee beträgt die Größe des UG etwa 27 ha, wobei die Wiesenkannten der Niederungen um den See als Grenzen definiert werden (Abb. 2) (SEITZ 1994a, b).

Klimatisch gehört das UG zum Mecklenburgisch-Brandenburgischen Übergangsklima, welches dem bereits kontinentaler geprägten Teil des nordostdeutschen Binnentiefenlandklimas zuzuordnen ist. Die mittlere Niederschlagsjahressumme der Wetterstation Rüditz (4 km südl. des UG) betrug für den Zeitraum 1981-2010 615 mm, die mittleren Jahrestemperaturen an der Station Angermünde (50,4 km nordöstlich des UG) lagen bei 8,9 °C (DWD 2013).



Abb. 1: Naturschutzgebiet Biesenthaler Becken (rote Umrandung). Quelle: © GeoBasis-DE/BKG <2015> (Daten verändert durch Fanigliulo 2015).

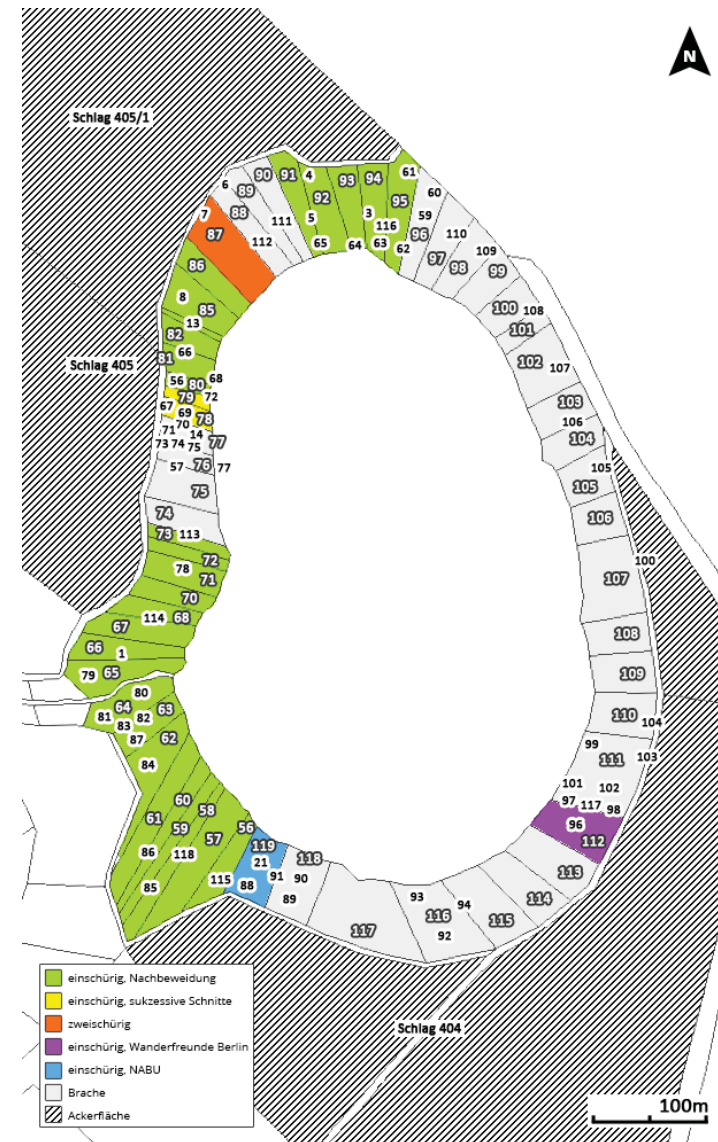


Abb. 2: Nutzungen im Untersuchungsgebiet mit den jeweiligen Flurstücksgrenzen (Flurstücke: große Zahlen) und Aufnahmenummern (kleine Zahlen, SEITZ 1994a). Quelle Flurstücksdaten: © Geobasis-DE/LGB, GB-D 19/2015.

Das gesamte Biesenthaler Becken ist geprägt durch die Weichselkaltzeit des Jungpleistozäns (SCHROEDER 2004), wobei das Streeseebecken im Alleröd durch das Abtauen eines Toteisblockes entstand.

Das Becken besteht von außen nach innen aus einem Beckenrand, gefolgt von stärker geneigten Ackerhängen und einem Torfgürtel, der den gesamten See umschließt. Dabei bildete sich am Westufer ein Verlandungsmoor heraus, während es auf der Ostseite durch Quellaustritte zu Hangmoor- und Grundwasseransteigsmoorbildungen kam. Der Torfkörper besteht im Verlandungsmoor im uferfernen Bereich größtenteils aus Bruchwaldtorfen, im ufernäheren Bereich hingegen ausschließlich aus Braunmoostorfen (SEITZ 1994a). Weiterhin weist die oberste Torfschicht einen starken Anteil an mineralischer Substanz auf, die vermutlich künstlich aufgetragen wurde (SCHROEDER 2004). Die Torfe am Ostufer zeigen einen stark wechselnden Schichtaufbau aus Bruch- und Seggentorfen, der auf häufigen Wechsel von gehölzfreien und Bruchwaldphasen schließen lässt (SUCCOW 1988). Zudem sind die Torfe der Quellhänge aufgrund des hohen Kalk- und Sauerstoffgehaltes des Quellwassers stark zersetzt und schlammig (SEITZ 1994a).

2.2 Nutzungsgeschichte

Im 13. Jahrhundert wurden in den feuchten Niederungen im Biesenthaler Gebiet die ersten Entwässerungsgräben angelegt (THÜMLER 1981). Auch am Streese wurden die angrenzenden Quellstandorte durch ein enges Grabennetz nutzbar gemacht. Die durch Entwässerungsgräben getrennten Flurstücke des UG wurden bis zum 2. Weltkrieg zweimal jährlich bis zum Gewässerrand gemäht. Danach wurden sie bis in die 1950er Jahre zum Teil auch als Gärten genutzt (SEITZ 1994a). Die dann eintretende Nutzungsaufgabe erfolgte zuerst auf den nördlichen und östlichen Flurstücken und erstreckte sich später auch auf andere Bereiche der Streese-Wiesen. Zur Zeit der Ersterhebung 1992-94 bestanden die Flächen aus einem Mosaik von zweischürigen artenreichen Feucht- und Frischwiesen sowie Brachen verschiedener Sukzessionsstadien. Die noch unter Nutzung und in Privatbesitz stehenden Flächen wurden im Frühjahr geglättet oder abgeschleppt und im Juni und September gemäht. Die Entwässerungsgräben wurden auf den Brachen nicht mehr freigehalten und auch auf den noch bewirtschafteten Wiesen oft nur ausgemäht (SEITZ 1994a).

Die schon zu dieser Zeit eingetretene Nutzungsaufgabe setzte sich auf weiteren Flurstücken fort, so dass sich bis 2003 lediglich noch wenige in Bewirtschaftung befanden. Seit 2004 findet auf dem Großteil der südlichen und westlichen Flurstücke wieder eine regelmäßige Nutzung im Rahmen der „Förderung umweltgerechter landwirtschaftlicher Produktionsverfahren und zur Erhaltung der Kulturlandschaft der Länder Brandenburg und Berlin“ (KULAP) statt (Abb. 2). Allerdings unterscheidet sich die derzeitige Bewirtschaftung von der damaligen dahin-

gehend, dass statt einer zweischürigen Mahd lediglich einmalig zwischen Juli und September gemäht und anschließend im September, Oktober und November durch Schafe nachbeweidet wird (mündl. Mitt. O. WILLERT). Das Flurstück 78 und ein Teil des Flurstücks 79 werden durch einen privaten Kleintierhalter einmal jährlich komplett sowie während der gesamten Vegetationsperiode sukzessive gemäht. Zwei weitere Flurstücke werden durch den NABU und die Wanderfreunde Berlin einmal jährlich gemäht (mündl. Mitt. V. KEUCHEL). Die Vegetationsaufnahmen der NABU-Fläche liegen allerdings außerhalb des dort bewirtschafteten Bereichs.

Das Flurstück 87 befindet sich in Privatbesitz und erhält zweimal jährlich eine Mahd (mündl. Mitt. des Besitzers).

2.3 Die Vegetation des Gebietes zur Zeit der Ersterfassung

SEITZ (1994a, b) beschreibt in ihren 67 Vegetationsaufnahmen des Offenlandes fünf Pflanzengesellschaften mit verschiedenen Subassoziationen. Dabei kam die Sumpfschilf (*Carex acutiformis*) im gesamten Gebiet um den Streese in allen Pflanzengesellschaften zum Teil mit hohen Deckungen vor. Unter den beschriebenen Gesellschaften war die dem Feuchtgrünland angehörige Kohldistelwiese (Cirsio-Polygonetum bistortae = Angelico-Cirsietum oleracei) mit drei Subassoziationen am häufigsten vertreten. Sie wurde für 25 Aufnahmen vornehmlich westlich und südwestlich des Streesees auf Flächen mit zweischüriger Mahd beschrieben. Die drei Ausprägungen wurden als „typische“ Subassoziation ohne Differentialarten, „trockenere“ und „nasse“ Subassoziation charakterisiert. Die Frischwiesenart *Arrhenatherum elatius* fiel durch ihr stetes Vorkommen in allen Subassoziationen auf. Als weitere Gesellschaft der Feuchtwiesen trat das Kalkbinsenried (Juncetum subnodulosi) in vier Aufnahmen im Osten des Sees auf. Es wird heute der Subassoziation der Seggen-Kohldistelwiesen (Angelico-Cirsietum caricetosum) zugeordnet (BURKART et al. 2004). In etwas trockeneren und höhergelegenen Randbereichen des Westufers wurden neun Aufnahmen den Glatthaferwiesen (Arrhenatheretum elatioris) zugeordnet. SEITZ unterschied dabei zwischen einer „feuchten“ und einer „nährstoffarmen und trockenere“ Subassoziation. In allen Aufnahmen fanden sich auch Arten der Feuchtwiesen (Molinietalia), allerdings traten Frischwiesenarten deutlich stärker hervor. 29 Aufnahmen wurden als Brachengesellschaften charakterisiert und nach Dominanzbildnern in fünf verschiedene Typen bzw. Stadien eingeteilt, da eine Zuordnung zu Pflanzengesellschaften nicht sinnvoll erschien. SEITZ (1994a, b) beschreibt Jüngere Wiesenbrachen ohne Dominanzbildner, Mädesüß-Gilbweiderich-Hochstaudenfluren, Großseggen-Dominanzbestände, Brennessel-Schilf-Röhrliche und Zaunwinden-Schleier-Gesellschaften.

3. Methoden

3.1 Auswahl der Probeflächen

Die dieser Arbeit zugrunde liegenden Erstaufnahme-Daten von SEITZ (1994a, b) wurden in den Jahren 1992-94 erhoben (im Folgenden durchweg als 1992 bezeichnet). Insgesamt fließen 67 Aufnahmen der Feucht- und Frischwiesen (Molinietalia, Arrhenatheretalia) sowie der Röhrichte und Seggenriede (Phragmitetalia) ein. Drei Aufnahmen, die SEITZ (1994a, b) den Erlenquellmooren (Carici elongatae-Alnetum cardaminetosum) und Rispenseggenrieden (Caricetum paniculatae) zuordnete, wurden in der vorliegenden Arbeit nicht berücksichtigt, da ihre frühere Nutzung nicht bestätigt ist und sie deshalb für die aktuellen Fragestellungen nicht relevant sind.

Die Relokalisation der Aufnahmeflächen erfolgte durch die Erstautorin auf Grundlage einer handgezeichneten Karte (Maßstab 1 : 3600) von SEITZ (1994a). Die dort eingezeichneten Aufnahmeummern wurden mithilfe von ArcGIS 10 der Firma ESRI und den digitalen Luftbildaufnahmen des Landesamtes für Umwelt, Gesundheit und Verbraucherschutz digitalisiert und punktgenau verortet, so dass sie anschließend im Gelände per GPS (Garmin GPS 12XL) aufgesucht werden konnten. Die Probeflächen wurden im Zeitraum vom 23.05.2011 bis zum 28.08.2011 erfasst. Im Frühjahr (Mai bis Juni) erfasste Flächen wurden ein zweites Mal aufgesucht, um noch nicht voll ausgebildete Deckungen von Arten und Schichten zu einem späteren Zeitpunkt nachzuschätzen und zusätzliche Arten, deren Vegetationsperiode erst in den Sommermonaten liegt, nachtragen zu können. Die Größe der Aufnahmeflächen entspricht der Größe der Ursprungsaufnahmen von 1992 mit hauptsächlich 4 x 4 m Flächen.

Die Deckung der einzelnen Arten wurde nach der auch 1992 genutzten siebenstufigen Schätzskala von BRAUN-BLANQUET (1964) (aus SEITZ 1994a, b) ermittelt. Bryophyten wurden stichprobenartig aus der gesamten Fläche entnommen und anschließend bestimmt. Die Nomenklatur von Gefäßpflanzen und Bryophyten richtet sich nach der taxonomischen Referenzliste GermanSL (JANSSEN & DENGLE 2008).

3.2 Aufbereitung der Vegetationsdaten

Arten, bei denen Verwechslungsmöglichkeiten durch die unterschiedlichen Erfasser bestanden, wurden als Aggregat zusammengefasst. So sind *Agrostis stolonifera* und *A. gigantea* als *A. stolonifera* agg., *Galeopsis bifida* und *G. tetrahit* als *G. tetrahit* agg. dargestellt. Da es sich bei den Knabenkräutern nach mündlicher Information der Naturwacht Barnim um Hybriden der Arten *Dactylorhiza incarnata* und *D. majalis* handelt, werden sie hier als *D. x aschersoniana* behandelt. *Ranunculus auricomus* agg. wurde aus der Auswertung herausgenommen, da die Art aufgrund

der vorangeschrittenen Jahreszeit zum Zeitpunkt der Erstaufnahme nicht erfasst wurde.

Die Vegetationsaufnahmen von 2011 wurden gemäß ihrer Artenzusammensetzung pflanzensoziologisch neu beschrieben und, soweit möglich, in Assoziationen und Subassoziationen nach der Synopsis der Pflanzengesellschaften Deutschlands (DIERSCHKE 1997, BURKART et al. 2004) zusammengefasst. Die Einteilung der Brachen wurde in Anlehnung an SEITZ (1994a, b) nach Dominanzbildnern vorgenommen.

Für die Auswertung wurden die Aufnahmen hinsichtlich der Kombination aus ihrer früheren und der heutigen Nutzung (mündl. Mitt. O. WILLERT & V. KEUCHEL) in verschiedene Gruppen eingeteilt. Dabei wurde aufgrund der sonst zu geringen Stichprobengröße lediglich nach genutzt bzw. ungenutzt bewertet. So ergeben sich vier Nutzungsgruppen: frühere Wiesen – heutige Wiesen (WW), frühere Brachen – heutige Brachen (BB), frühere Brachen – heutige Wiesen (BW), frühere Wiesen – heutige Brachen (WB) (Tab. 1).

Tab. 1: Einteilung der Nutzungsgruppen nach ihrer früheren und heutigen Nutzung (1992 und 2011).

Untersuchungsjahr		Kürzel	Anzahl Aufnahmen
1992	2011		
Wiese	Wiese	WW	21
Brache	Brache	BB	22
Brache	Wiese	BW	7
Wiese	Brache	WB	17

3.3 Statistische Analysen

Um Unterschiede in der Artenvielfalt zwischen den Untersuchungsjahren feststellen zu können, wurde die Alpha-Diversität jeweils für die Gesamtdatensätze sowie die Nutzungsgruppen berechnet. Sie ist hier definiert durch die Anzahl von Arten pro Aufnahmefläche (BEIERKUHNLEIN 2003 nach WHITTAKER 1972) und wurde für jede Gruppeneinheit gemittelt. Signifikanzen wurden anhand des Statistikprogramms SPSS getestet. Dabei wurde nach Überprüfung auf Normalverteilung durch den Kolmogorov-Smirnov-Test entweder der t-Test für abhängige Stichproben oder (bei Nicht-Normalverteilung) der Wilcoxon-Rangsummentest verwendet (DORMANN & KÜHN 2011). Die Beta-Diversität wird als „Variation der Artenkombination zwischen den einzelnen Gesellschaften eines bestimmten Gebiets“ definiert (BRESINSKY et al. 2008). Da in der vorliegenden Arbeit Unterschiede zwischen den Untersuchungsjahren ermittelt werden sollen, wird sie als Variation der Artenkombination zwischen den beiden Jahren adaptiert. Dafür wurde, basierend

auf dem Morisita-Horn-Index, die Ähnlichkeit einer jeden Aufnahme mit den anderen Aufnahmen innerhalb des Gesamtdatensatzes und den Nutzungsgruppen, getrennt nach Untersuchungsjahr, berechnet und gemittelt. Bei der Prüfung auf Signifikanzen wurde wie bei der Alpha-Diversität verfahren.

Um Ähnlichkeiten der Aufnahmeflächen innerhalb und zwischen den Nutzungsgruppen visuell darstellen und besser analysieren zu können, wurde eine nichtmetrische multidimensionale Skalierung (NMDS) angewandt. Sie wurde im Statistikprogramm R (R DEVELOPMENT CORE TEAM 2011) mithilfe des „vegan“-Pakets (OKSANEN 2011) anhand der Funktion „metaMDS“ und auf Grundlage des Bray-Curtis-Index erstellt (vgl. REINECKE et al. 2011).

Die Zu- bzw. Abnahme von Arten zwischen den Untersuchungsjahren („Gewinner“ und „Verlierer“ nach MCKINNEY & LOCKWOOD 1999) wurde jeweils für die in Tab. 1 beschriebenen Nutzungsgruppen ermittelt. Dabei wurden sowohl die Änderungen in der Stetigkeit mittels des exakten Fisher-Tests (LANGSRUD 2004) als auch Veränderungen der Deckungsgrade mithilfe des Wilcoxon-Rangsummentests für gepaarte Stichproben auf ihre Signifikanz hin geprüft.

4. Ergebnisse

4.1 Gesamtdatensatz

Die Auswertung der Gesamtdatensätze beider Untersuchungsjahre ergibt für das Jahr 2011 eine Abnahme bewirtschafteter Aufnahmen von 38 auf 29 und folglich eine Zunahme der Brachen von 28 auf 39. Bezüglich der Gesamtartenzahl wurden in der aktuellen Erhebung 151 Sippen (incl. *Ranunculus auricomus* agg.) mit 135 Gefäßpflanzen und 16 Bryophyten erfasst. Sie liegt damit höher als zur Zeit der Ersterfassung mit 117 Arten. Die höhere Gesamtartenzahl spiegelt sich auch in der Alpha-Diversität wider, obwohl die Unterschiede zwischen beiden Jahren nicht signifikant sind (Abb. 3). Der Vergleich der Beta-Diversität lässt ebenfalls keine signifikanten Unterschiede erkennen, so dass hinsichtlich der Gesamtdatensätze weder eine Homogenisierung, noch eine Heterogenisierung im Laufe der Zeit stattgefunden hat (Abb. 3). Die räumliche Anordnung mittels der NMDS der Aufnahmen zeigt, dass sich die Aufnahmepunkte beider Untersuchungsjahre fast vollständig überlagern und auch hier keine klare Differenzierung zwischen 1992 und 2011 erkennbar ist (Abb. 4). Führt man allerdings die NMDS getrennt nach Untersuchungsjahren durch und färbt die Aufnahmepunkte nach ihren jeweiligen Nutzungsgruppen ein, so werden deutliche Verschiebungen der Aufnahmepunkte zwischen den Untersuchungsjahren erkennbar. In der NMDS für 1992 (Abb. 5) liegen genutzte Aufnahmen (hier: Nutzungsgruppe WW und WB) größtenteils übereinander und differenzieren sich durch ihre Lage von ungenutzten Aufnahmen (hier: BB und BW) entlang der ersten Dimension. In der NMDS für 2011 haben die Nut-

zungsgruppen WB und BW deutlich ihre Lage verändert (Abb. 6). Gruppe BW, die 1992 als Brache eindeutig im Bereich der anderen Brachegruppe (BB) lag, befindet sich in der Ordination von 2011 nach Wiederaufnahme der Nutzung inmitten der Aufnahmepunkte von Gruppe WW. Ehemals genutzte und dann brachgefallene Flächen der Aufnahme WB sind in der Ordination von 2011 eindeutig Richtung Gruppe BB verschoben. Dabei nehmen sie eine Zwischenstellung zwischen den Wiesen (BW und WW) und der Gruppe BB ein und überlagern diese. Außerdem sind die Aufnahmepunkte dieser Gruppe im Vergleich zu den anderen sehr stark im Raum verstreut.

4.2 Nutzungsgruppen der heutigen Wiesen

Die Nutzungsgruppen der heutigen Wiesen (WW und BW) setzen sich aus den Aufnahmen zusammen, die im Jahr 2011 bewirtschaftet wurden und sind für die Bewertung der wiederaufgenommenen Bewirtschaftung relevant. Bei Betrachtung der Artenzahlen sind für beide Nutzungsgruppen während der Untersuchung 2011 deutlich mehr Arten erfasst worden als 1992. Für Gruppe WW ist dabei ein Anstieg von 79 auf 96 und für Gruppe BW von ehemals 39 auf 69 Arten zu verzeichnen. Auch die signifikant höhere Alpha-Diversität für 2011 verdeutlicht, dass die Flächen im Schnitt artenreicher sind als 1992 (Abb. 7). Im Gegensatz dazu weisen beide Nutzungsgruppen eine signifikante Abnahme der Beta-Diversität auf, die ebenfalls in den Ordinationen anhand der dichteren Anordnung der Aufnahmepunkte im Jahr 2011 zu erkennen ist (Abb. 8).

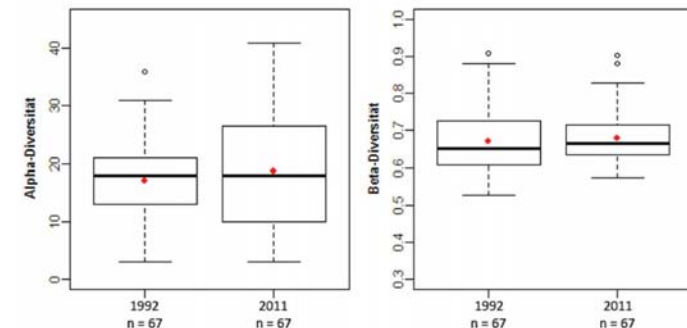


Abb. 3: Boxplots der Alpha- und Beta-Diversität der Gesamtdatensätze für 1992 und 2011 ($n = 67$ pro Untersuchungsjahr). Alpha-Diversität: mittlere Artenzahl pro Aufnahme; Beta-Diversität: basierend auf dem Morisita-Horn-Index, Mittel des paarweisen Vergleichs einer Aufnahme mit allen anderen Aufnahmen des jeweiligen Untersuchungsjahres. Roter Punkt = Mittelwert. Test: t-Test für abhängige Stichproben: Alpha-Diversität: $p = 0,249$; Beta-Diversität: $p = 0,439$.

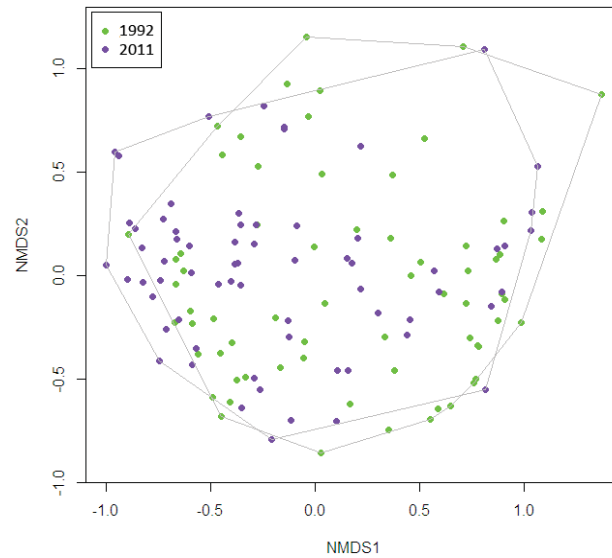


Abb. 4: NMDS für die Datensätze 1992 und 2011 in einer dreidimensionalen Anordnung und einem Stresswert von = 0,14.

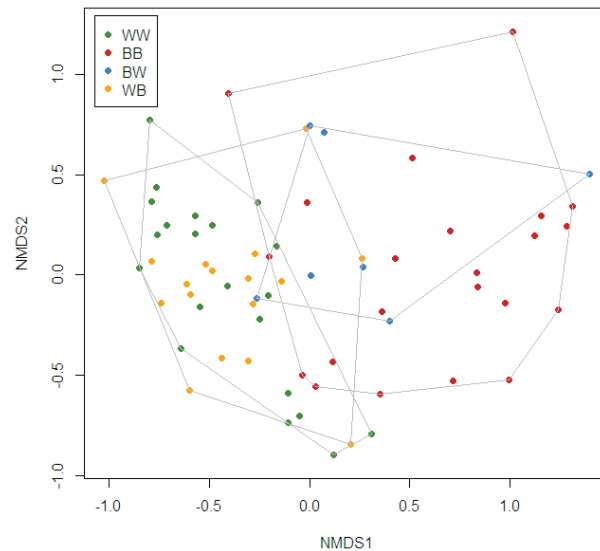


Abb. 5: Dreidimensionale NMDS für 1992 mit Unterteilung in die vier Nutzungsgruppen. Stresswert = 0,12. Nutzungsgruppen: WW = 1992-Wiese/2011-Wiese, BB = 1992-Brache/2011-Brache, BW = 1992-Brache/2011-Wiese, WB = 1992-Wiese/2011-Brache.

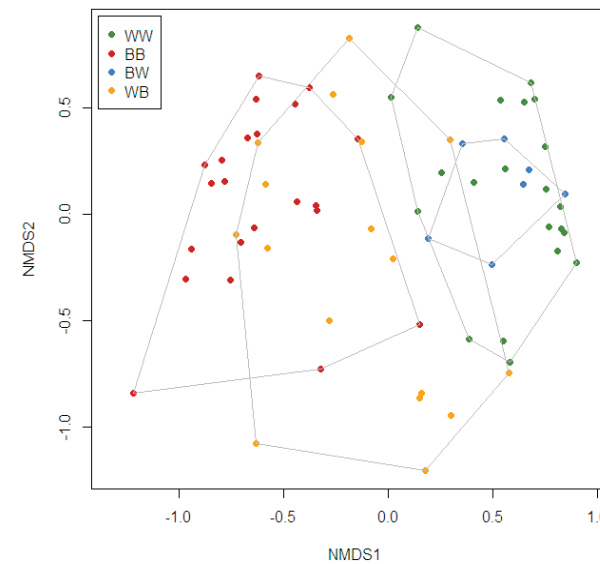


Abb. 6: Dreidimensionale NMDS für 2011 mit Unterteilung in die vier Nutzungsgruppen. Stresswert = 0,12. Nutzungsgruppen: WW = 1992-Wiese/2011-Wiese, BB = 1992-Brache/2011-Brache, BW = 1992-Brache/2011-Wiese, WB = 1992-Wiese/2011-Brache.

Pflanzensoziologisch lassen sich alle Aufnahmen innerhalb der Nutzungsgruppen WW und BW dem Wirtschaftsgrünland (Molinio-Arrhenatheretea) zuordnen (Tab. 6 und 7). Wie schon zur Zeit der Erstaufnahme ist *Carex acutiformis* allgegenwärtig und mit zum Teil sehr starken Deckungen vertreten.

Sechs Aufnahmen gehören den Glatthaferwiesen des Arrhenatheretum elatioris an (Tab. 6), wobei *Alopecurus pratensis* in einer Aufnahme (Aufn.-Pos. 3) sehr dominant auftritt und diese als *Alopecurus pratensis*-Fazies bzw. Arrhenatheretum alopecuretosum angesprochen werden kann (DIERSCHKE 1997). Die Aufnahmen weisen viele Klassenkenn- und Begleitarten auf, das Vorkommen von Ordnungs-, Verbands- und Assoziationskennarten der Frischwiesen ist jedoch nicht stark ausgeprägt. Dennoch lassen sich die Bestände durch das spärliche Vorkommen von Feuchtwiesenarten gut einordnen.

Wie schon 1992 ist die Kohldistelwiese (Angelico-Cirsietum oleracei) auch 2011 am häufigsten vertreten (Tab. 7). Sie umfasst 22 Aufnahmen mit unterschiedlichen Subassoziationen und Fazies. Die häufigsten Kennarten sind *Cirsium oleraceum* und *Lotus uliginosus*. Den wechselfeuchten Beständen der Subassoziation der Bärenklau-Kohldistelwiese (Angelico-Cirsietum heracleetosum, BURKART et al. 2004) sind insgesamt neun Aufnahmen zugeteilt worden. Hier kommen Arten der Frischwiesen wie *Arrhenatherum elatius*, *Galium mollugo* und *Pimpinella major* vor, während die Trennarten der feucht-nassen *Carex*-Subassoziation (s. u.) fehlen.

Stickstoffzeiger wie *Alopecurus pratensis* und *Poa trivialis* sowie sehr hohe Deckungen von *Carex acutiformis* (bis über 75 %) und *Phragmites australis* lassen auf degenerierte Bestände dieser Gesellschaft schließen. Trotz dieser Dominanzen sind die Aufnahmen mit 20 bis 29 Arten noch relativ artenreich. Die zweite Subassoziation ist die auf feucht-nassen Standorten vorkommende Seggen-Kohldistelwiese (Angelico-Cirsietum caricetosum, BURKART et al. 2004) mit 14 Aufnahmen. Trennarten sind vor allem *Juncus articulatus* und das Moos *Calliergonella cuspidata*. Innerhalb dieser Aufnahmen kommen Varianten mit *Scirpus sylvaticus*, *Carex cespitosa* und *Juncus subnodulosus* mit jeweils drei Aufnahmen vor. Diese könnten auch als *Scirpus sylvaticus*-, *Carex cespitosa*- und *Juncus subnodulosus*-Gesellschaft bezeichnet werden (vgl. BURKART et al. 2004), lassen sich aber aufgrund ihrer zahlreichen Kenn- und Trennarten meist zwanglos dem Angelico-Cirsietum oleracei zuordnen. Die *Juncus subnodulosus*-Aufnahmen tendieren mit z. T. wenigen Klassenkennarten zum Kalkbinsenried (Juncetum subnodulosi, vgl. SEITZ 1994b); in diesen Aufnahmen kommen z. B. *Geum rivale* und *Lotus uliginosus* mit starken Deckungen vor.

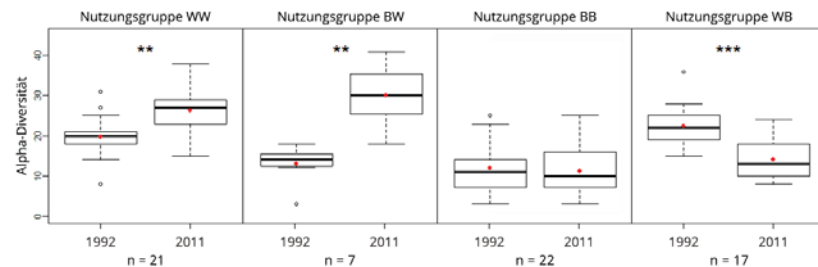


Abb. 7: Boxplots: Alpha-Diversität der Nutzungsgruppen. WW = 1992-Wiese/2011-Wiese, BB = 1992-Brache/2011-Brache, BW = 1992-Brache/2011-Wiese, WB = 1992-Wiese/2011-Brache. Roter Punkt = Mittelwert. Test: t-Test für abhängige Stichproben, Signifikanzniveau: $p \leq 0,05 = *$; $p < 0,01 = **$; $p < 0,001 = ***$.

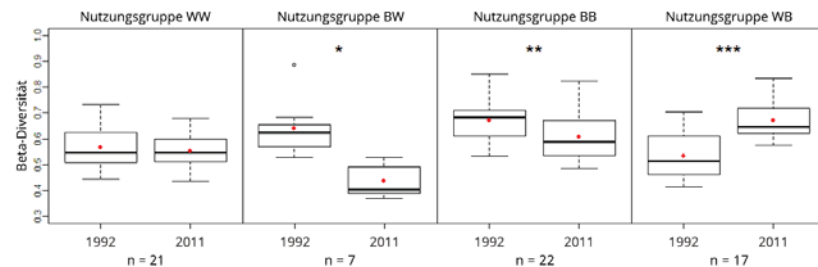


Abb. 8: Boxplots: Beta-Diversität der Nutzungsgruppen. WW = 1992-Wiese/2011-Wiese, BB = 1992-Brache/2011-Brache, BW = 1992-Brache/2011-Wiese, WB = 1992-Wiese/2011-Brache. Roter Punkt = Mittelwert. Test: t-Test für abhängige Stichproben, Signifikanzniveau: $p \leq 0,05 = *$; $p < 0,01 = **$; $p < 0,001 = ***$.

Trotz ähnlicher pflanzensoziologischer Einordnung zeigen sich doch signifikante Unterschiede in Artmächtigkeit und/oder Stetigkeit bestimmter Arten zwischen beiden Untersuchungsjahren, wobei in beiden Nutzungsgruppen die Anzahl der Gewinner überwiegt.

In Gruppe WW sind typische Feucht- und Frischwiesenarten wie *Arrhenatherum elatius* und *Cirsium oleraceum* unter den Verlierern, allerdings basieren signifikante Unterschiede hier ausschließlich auf Deckungsgradveränderungen (Tab. 2). Zu den Gewinnern zählen Grünlandarten, wie *Crepis paludosa*, *Festuca pratensis* und *Poa pratensis*. Neben diesen haben aber auch Nährstoff- und Brachezeiger, wie *Symphytum officinale* und *Urtica dioica*, sowie Arten der Seggenriede, wie *Carex acutiformis* und *Juncus articulatus*, hauptsächlich in ihrer Deckung signifikant zugenommen. In Gruppe BW ist lediglich *Galium aparine* (Gewinnerart in beiden Brachegruppen) signifikant zurückgegangen bzw. 2011 nicht mehr erfasst worden (Tab. 3). Arten mit signifikanter Zunahme sind typische Grünlandvertreter, wobei von den 12 Gewinnerarten lediglich sechs im Erstuntersuchungsjahr auf den Flächen erfasst wurden. Zu diesen zählen *Carex acutiformis*, *Equisetum palustre*, *Lathyrus pratensis*, *Poa trivialis* und *Rumex spec.* Die restlichen acht Arten kamen 1992 nicht auf den Untersuchungsflächen vor.

Tab. 2: Gewinner- und Verlierer der Nutzungsgruppe WW (1992-Wiese/2011-Wiese), definiert durch signifikante Änderungen zwischen den Untersuchungsjahren in der Stetigkeit und/oder der Deckung. Signifikanzniveau des Exakt-Fisher- und des Wilcoxon-Rangsummentests: $p \leq 0,05 = *$; $p < 0,01 = **$; $p < 0,001 = ***$.

Gewinner WW			Verlierer WW		
n = 21	p	p	n = 21	p	p
Artname	Stetigkeit	Deckung	Artname	Stetigkeit	Deckung
<i>Carex acutiformis</i>		*	<i>Arrhenatherum elatius</i>		**
<i>Crepis paludosa</i>	*	*	<i>Cirsium oleraceum</i>		**
<i>Epilobium parviflorum</i>	**	*	<i>Deschampsia cespitosa</i>		*
<i>Epilobium spec.</i>	*	*	<i>Galium mollugo</i>		*
<i>Festuca pratensis</i>	***	**	<i>Heracleum sphondylium</i>		**
<i>Juncus articulatus</i>		*	<i>Pimpinella major</i>		**
<i>Poa pratensis</i>		*			
<i>Symphytum officinale</i>	*	*			
<i>Urtica dioica</i>		*			

Tab. 3: Gewinner- und Verliererarten der Nutzungsgruppe BW (1992-Brache/2011-Wiese), definiert durch signifikante Änderungen zwischen den Untersuchungsjahren in der Stetigkeit und/oder der Deckung. Signifikanzniveaus des Exakt-Fisher- und des Wilcoxon-Rangsummentests: $p \leq 0,05 = *$; $p < 0,01 = **$; $p < 0,001 = ***$.

Gewinner BW			Verlierer BW		
n = 7	p	p	n = 7	p	p
Artname	Stetigkeit	Deckung	Artname	Stetigkeit	Deckung
<i>Carex acutiformis</i>		*	<i>Galium aparine</i>	*	*
<i>Cerastium holosteoides</i>	*	*			
<i>Crepis paludosa</i>	*	*			
<i>Equisetum palustre</i>		*			
<i>Festuca pratensis</i>	*	*			
<i>Juncus articulatus</i>	*	*			
<i>Lathyrus pratensis</i>		*			
<i>Lychnis flos-cuculi</i>	*	*			
<i>Poa pratensis</i>	**	*			
<i>Poa trivialis</i>		*			
<i>Ranunculus repens</i>	*	*			
<i>Rumex spec.</i>		*			

4.3 Nutzungsgruppen der heutigen Brachen

Zu den Nutzungsgruppen gehören diejenigen Aufnahme­flächen, die zur Zeit der Zweiterfassung brach lagen (BB und WB).

Die geringsten Unterschiede in der Anzahl aller erfassten Arten zwischen beiden Untersuchungsjahren gab es in Gruppe BB. Hier wurden während der Erst­erfassung 62 Arten verzeichnet und bei der Zweiterfassung 74. Trotz des Anstiegs der Gesamtartenzahl nahm die Alpha-Diversität von 11,9 auf 11,1 ab (Abb. 7). 1992 konnten für Gruppe WB 85 Gefäßpflanzen erfasst werden, während 2011 die Artenzahl auf 71 gesunken war. Die Alpha-Diversität zeigte einen starken, signifi­kanten Abfall von 22,4 auf 14,1 Arten pro Aufnahme­fläche. Bei der Ermittlung der Beta-Diversität stellten sich für Gruppe WB höchste signifikante Unterschiede heraus (Abb. 8). Diese Nutzungsgruppe ist im Vergleich mit allen anderen Nut­zungsgruppen die einzige mit einem Anstieg für das Untersuchungsjahr 2011. Dies wird auch in den Ordinationen für 1992 und 2011 sichtbar (Abb. 5 und 6). Lagen die Aufnahme­punkte für das Jahr 1992 noch relativ dicht beieinander, so waren sie für 2011 deutlich stärker im Raum verteilt.

Die Aufnahme­flächen von BB und WB lassen sich anhand ihrer Artenzusam­mensetzung in 37 Brachen mit unterschiedlichen Schwerpunkten (Tab. 8 und 9) sowie zwei Aufnahmen der Feuchtwiesen (s. o. und Tab. 7) einteilen. Die 37 Brache-Aufnahmen unterscheiden sich dabei von den Beständen der Frisch- und Feuchtwiesen größtenteils durch das Fehlen von Klassenkennarten und typischen Begleitern des Wirtschaftsgrünlandes, meist niedrigwüchsigen und konkurrenz­schwachen Arten. Stattdessen treten hochwüchsige Brachezeiger bzw. nitrophile Arten, wie *Galium aparine* und *Urtica dioica*, deutlich hervor.

Acht Aufnahmen eher trockener Standorte können als *Alopecurus pratensis*–*Arrhenatherum elatius*–Brachen angesprochen werden, die durch hohe Stetigkeiten und Deckungen der namensgebenden Arten auffallen und obendrein noch einige Kennarten des Frischgrünlandes aufweisen (Tab. 8). *Phragmites australis* und *Carex acutiformis* sowie Arten der Feuchtwiesen sind kaum vertreten, jedoch las­sen drei Aufnahmen (Aufn.-Pos. 6-8) durch das Vorkommen von *Scirpus sylvaticus* auf leicht quellige Verhältnisse schließen.

26 Aufnahmen der Brachen gehören der Klasse der Phragmitetea an (Tab. 9). BERG et al. (2004) folgend lassen sie sich dort in die Ordnung der Feuchstau­denfluren und Landröhrichte nährstoffreicher Standorte, die Calystegietalia sepium, einordnen. Dominante und hochstete Arten der Röhrichte und Großseggenriede sind *Carex acutiformis* und *Phragmites australis* sowie in Aufn.-Pos. 3 *Carex ap­propinquata*. Dazu gesellen sich Hochstauden und Nitrophyten, wie *Aegopodium podagraria*, *Galium aparine* und *Urtica dioica*, die den eigentlichen Röhrichten und Großseggenrieden fehlen. Manche Aufnahmen weisen noch einige Kennarten des Frisch- und/oder Feuchtgrünlandes auf, wobei sich auf mäßig feuchten Stand­orten eine Variante mit aus den *Alopecurus-Arrhenatherum*-Brachen übergreifen­den Arten abzeichnet. Sechs Aufnahmen lassen sich durch das Vorkommen von *Impatiens parviflora* und *Humulus lupulus* abgrenzen. *Urtica dioica* tritt in trocke­neren, artenarmen Beständen besonders hervor.

Schließlich sind drei Aufnahmen durch höhere Deckungen von verholzenden Arten charakterisiert. Sie sind ihren jeweilig dominanten Arten folgend als Grau­weiden-Gebüsch (*Salicetum cinereae*), Himbeer-Gesträuch (*Rubus idaeus*-Brache) und Schwarz-Holunder-Gebüsch (*Sambucus nigra*-Gebüsch) benannt worden. Während das Grauweiden-Gebüsch nasse Standorte besiedelt, haben sich die letzt­genannten auf trockeneren Böden entwickelt.

Signifikante Veränderungen in der Artmächtigkeit bzw. der Stetigkeit haben im Vergleich mit allen Nutzungsgruppen am stärksten in Gruppe WB mit insgesamt 28 Gewinnern und Verlierern stattgefunden (Tab. 4). Die niedrigsten signifikanten Veränderungen mit insgesamt 13 Zu- und Abgängen traten in den Gruppen BB und BW auf (Tab. 3, 5). In beiden derzeitig brach liegenden Gruppen überwiegen bei den Verliererarten zumeist Vertreter der Feucht- und Frischwiesen. Auffallend für Gruppe WB ist, dass viele im Jahr 1992 aufgenommene Arten 2011 nicht mehr

erfasst werden konnten. Die Gewinner beider Nutzungsgruppen gehören zwar den Brache- und Nährstoffzeigern an, allerdings finden sich in Gruppe WB unter ihnen durchaus noch im Grünland vorkommende Arten, wie z. B. *Alopecurus pratensis* und *Cirsium arvense*, während in Gruppe BB die rankenden Gewinnerarten *Galium aparine*, *Humulus lupulus* und *Solanum dulcamara* untypisch für Grünlandgesellschaften sind und eher in nitrophilen Saumgesellschaften, Weidengebüschen und Erlenbruchwäldern angetroffen werden. Der Neophyt *Impatiens parviflora* wurde 1992 nicht in den Aufnahmeflächen erfasst und war 2011 nur auf Flächen der Gruppe BB zu finden.

Tab. 4: Gewinner- und Verliererarten der Nutzungsgruppe WB (1992-Wiese/2011-Brache), definiert durch signifikante Änderungen zwischen den Untersuchungsjahren in der Stetigkeit und/oder der Deckung. Signifikanzniveaus des Exakt-Fisher- und des Wilcoxon-Rangsummentests: $p \leq 0,05 = *$; $p < 0,01 = **$; $p < 0,001 = ***$.

Gewinner WB			Verlierer WB		
n = 17	p	p	n = 17	p	p
Artname	Stetigkeit	Deckung	Artname	Stetigkeit	Deckung
<i>Alopecurus pratensis</i>		*	<i>Angelica sylvestris</i>	*	*
<i>Cirsium arvense</i>	*	*	<i>Anthoxanthum odoratum</i>	**	**
<i>Galeopsis tetrahit</i>	*	**	<i>Bistorta officinalis</i>		*
<i>Galium aparine</i>	**	*	<i>Caltha palustris</i>	*	*
<i>Symphytum officinale</i>	**	*	<i>Cerastium holosteoides</i>	**	*
<i>Urtica dioica</i>		*	<i>Cirsium oleraceum</i>	***	***
			<i>Deschampsia cespitosa</i>	***	**
			<i>Equisetum palustre</i>		**
			<i>Galium mollugo</i>		**
			<i>Geum rivale</i>	*	
			<i>Helictotrichon pubescens</i>	*	*
			<i>Heracleum sphondylium</i>	*	*
			<i>Holcus lanatus</i>	***	**
			<i>Lotus uliginosus</i>	*	**
			<i>Lychnis flos-cuculi</i>		*
			<i>Pimpinella major</i>	***	***
			<i>Plantago lanceolata</i>	**	*
			<i>Poa trivialis</i>	*	*
			<i>Ranunculus acris</i>	***	**
			<i>Ranunculus repens</i>	**	*
			<i>Rumex acetosa</i>	***	***
			<i>Taraxacum officinale</i>	*	*

Tab. 5: Gewinner- und Verliererarten der Nutzungsgruppe BB (1992-Brache/2011-Brache), definiert durch signifikante Änderungen zwischen den Untersuchungsjahren in der Stetigkeit und/oder der Deckung. Signifikanzniveaus des Exakt-Fisher- und des Wilcoxon-Rangsummentests: $p \leq 0,05 = *$; $p < 0,01 = **$; $p < 0,001 = ***$.

Gewinner BB			Verlierer BB		
n = 22	p	p	n = 22	p	p
Artname	Stetigkeit	Deckung	Artname	Stetigkeit	Deckung
<i>Humulus lupulus</i>	*	*	<i>Arrhenatherum elatius</i>	*	**
<i>Galium aparine</i>	**		<i>Bistorta officinalis</i>		*
<i>Impatiens parviflora</i>	*	*	<i>Cirsium oleraceum</i>	**	**
<i>Solanum dulcamara</i>	*	*	<i>Geranium palustre</i>	*	*
			<i>Geum rivale</i>	*	*
			<i>Lathyrus pratensis</i>		*
			<i>Lotus uliginosus</i>		*
			<i>Lythrum salicaria</i>		*
			<i>Pimpinella major</i>		*

5. Diskussion

5.1 Anmerkungen zur Methodik

Die Relokalisation nicht dauerhaft markierter Vegetationsaufnahmen birgt Fehlerquellen in Bezug auf das exakte Wiederauffinden historischer Aufnahmeflächen (z. B. ROSS et al. 2010). Im UG sind die Aufnahmepositionen von 1992 durch Kartenmaterial im Maßstab 1 : 3.600 gut dokumentiert. Allerdings können die damals per Hand eingezeichneten Positionen mangels Verortung mittels GPS von den realen Positionen im Gebiet abweichen. Eine zweite Fehlerquelle ist die digitale Punktverortung durch das Übereinanderlegen von Original- und Luftbildkarten. Auch hier sind Positionsverschiebungen möglich, da der Uferrand der Luftbildaufnahme durch die dort wachsende Vegetation nicht genau festgestellt werden konnte. Eine dritte Fehlerquelle ergab sich während des Wiederauffindens der Aufnahmen im Gebiet, da GPS-Geräte Abweichungen von einigen Metern aufweisen können. Wegen dieser Fehlerquellen ist davon auszugehen, dass Unterschiede in der Lage der Wiederholungsaufnahmen im Bereich weniger Meter liegen.

Eine weitere Fehlerquelle, die unabhängig von der genauen Relokalisation ist, bilden Bearbeitereffekte (KERY et al. 2006, CHEN et al. 2009, SEIDLING et al. 2014). So sind beispielsweise Schätzunterschiede der Deckungen, Falschbestimmungen und das Übersehen insbesondere von kleinen, vegetativen Arten möglich

(LEPŠ & HADINCOVÁ 1992). Unter Süßgräsern treten Bestimmungsprobleme häufig bei den Gattungen *Agrostis*, *Poa*, *Festuca* und *Holcus* auf (SCOTT & HALLAM 2002). Es ist auch nicht ausgeschlossen, dass beispielsweise vegetative Individuen der Arten *Taraxacum officinale* agg. und *Crepis paludosa* oder der Gattung *Epiobium* in der vorliegenden Arbeit unterschiedlich zugeordnet wurden.

Eine erhöhte Anzahl neu erfasster Arten scheint bei Wiederholungsaufnahmen nicht ungewöhnlich zu sein. Unter Kenntnis der Originalaufnahmen kann die Wahrscheinlichkeit sinken, damals erfasste Arten zu übersehen. So ist es während einer wiederholten Aufnahme eher wahrscheinlich, übersehene Arten zu erfassen als bei der Erstaufnahme erfasste Arten zu übersehen (LEPŠ & HADINCOVÁ 1992 nach NILSSON & NILSSON 1985). Fehleinschätzungen von Aussterbe- und Einwanderungsraten betreffen dabei häufig Arten mit sehr niedrigen Deckungen (LEPŠ & HADINCOVÁ 1992).

Diese möglichen Fehler müssen bei der folgenden Interpretation der Ergebnisse beachtet werden. So muss eine mäßige Zunahme der Artenzahl nicht wirklich stattgefunden haben. Des Weiteren sind die meisten in den Vegetationsaufnahmen neu aufgetretenen oder verschwundenen Arten nicht neu ins Gebiet eingewandert oder ausgestorben. Arten wie *Allium vineale*, *Carex panicea*, *Menyanthes trifoliata* und *Rumex hydrolapathum*, die in den Wiederholungsaufnahmen 2011 nicht vorkamen, wurden dennoch auf den Flurstücken gesichtet. Auch eine Gesamtartenliste der Gefäßpflanzen im UG von SEITZ (1994) bestätigt, dass ein Großteil der 2011 neu erfassten Arten 1992 schon im Gebiet vorhanden war.

5.2 Vegetationsänderungen im Gesamtdatensatz

Wie schon die Gesamtartenzahl, so ist auch die Alpha-Diversität 2011 leicht höher als 1992. Es liegt also trotz der erhöhten Anzahl von Brachflächen kein gravierender Artenverlust im Gebiet vor, und auch die Anzahl in Brandenburg gefährdeter Arten (RISTOW et al. 1996) ist von 29 auf 31 (incl. *Ranunculus auricomus* agg.) leicht angestiegen bzw. konstant. Der vielerorts beobachtete Verlust gefährdeter Grünlandarten (DIERSCHKE & WITTIG 1991, HELLBERG et al. 2003) ist trotz Zunahme der Brachen und einer extensiveren Bewirtschaftungsform am Streesee also nicht eingetreten. Dies hängt damit zusammen, dass der Artenverlust durch höhere Artenzahlen in den bewirtschafteten Flurstücken und das Vorkommen verschiedener Brachestadien kompensiert wird. Die Beta-Diversität spricht mit fast identischen Werten in beiden Jahren zudem gegen eine Homogenisierung der Flächen, wie sie z. B. in brandenburgischen Kiefernwäldern zu verzeichnen ist (REINECKE et al. 2011). Dieses Ergebnis wird zusätzlich durch die Lage der Aufnahmepositionen innerhalb der NMDS-Ordinationen des jeweiligen Untersuchungsjahres erkennbar: Die Aufnahmen von 1992 und von 2011 sind ähnlich angeordnet und weisen nicht auf stärkere oder geringere Ähnlichkeiten untereinander hin. Die ähnliche Alpha-

und Beta-Diversität sowie die fast vollständige Überlagerung beider Gesamtdatensätze in der NMDS in Abb. 4 lässt auf den ersten Blick also auf keine grundlegenden Veränderungen der Vegetation im Gebiet schließen.

Diese Annahme wird allerdings durch die Auswertungen der Nutzungsgruppen widerlegt. Schon die Ordinationen getrennt nach Untersuchungsjahr veranschaulichen, dass sich insbesondere die Positionen der Aufnahmen mit Nutzungsänderungen – also die der Gruppen BW und WB – stark im Raum verändert haben. So haben sich Aufnahmen ehemals genutzter und nun aufgelassener Flächen (Gruppe WB) Richtung Altbrachen (Gruppe BB), und Aufnahmen der Gruppe BW, die vorher brach lagen und nun genutzt werden, zu Gruppe WW hin verschoben. Diese Verschiebungen lassen darauf schließen, dass Veränderungen zwischen 1992 und 2011 hauptsächlich auf den Nutzungswandel im Gebiet zurückzuführen sind.

5.3 Vegetationsänderungen in den Nutzungsgruppen der heutigen Wiesen

Die Aufnahmen der Nutzungsgruppen der heutigen Wiesen (WW und BW) zeichnen sich sieben Jahre nach Wiedereinführung der Bewirtschaftung sowohl durch höhere Artenzahlen als auch höhere Alpha-Diversitäten aus. Diese Ergebnisse decken sich mit vielen anderen Arbeiten zu Renaturierungsversuchen von Grünlandbrachen, in denen ebenfalls ein Anstieg in der Artenzahl nach Wiederaufnahme der Nutzung festgestellt wurde (MÜLLER et al. 1992, HELLBERG et al. 2003). Im Gegensatz zum Anstieg der Alpha-Diversität hat die Beta-Diversität in beiden Nutzungsgruppen abgenommen, was auf eine Homogenisierung der Aufnahmen durch die Bewirtschaftung schließen lässt.

Da auch die pflanzensoziologische Einordnung der beiden Nutzungsgruppen in Glatthafer- und Kohldistelwiesen einschließlich Kalkbinsenrieden den Grünlandgesellschaften entsprechen, die auch zur Zeit der Ersterfassung dokumentiert wurden, kann auf den Streeseeflächen von einer erfolgreichen Wiesenentwicklung gesprochen werden.

Faktoren, die den Renaturierungserfolg beeinflussen, sind die Standortbedingungen des UG, die Art der Bewirtschaftung und die Dauer der Nichtbewirtschaftung. Letztere übt einen erheblichen Einfluss auf die Möglichkeit zur Reaktivierung der Samenbank im Boden aus. Hier boten die Flächen am Streesee gute Voraussetzungen, da sie zwischen 1992 und 2003 ca. 3-4mal im Rahmen von Pflegemaßnahmen gemäht wurden (mündl. Mitt. V. KEUCHEL) und so die Sukzession zwischenzeitlich alle paar Jahre unterbrochen wurde. Zudem kann die Keimfähigkeit der Samen auf feuchten Standorten länger erhalten werden als auf trockenen Böden (KÜHN & PFADENHAUER 1994), teilweise bis zu 30 Jahren oder mehr (MÜLLER et al. 1992, BILLETTER et al. 2007). Da davon jedoch lediglich persistente (langlebige) Samen profitieren und für Arten mit transienter (kurzlebiger) Samenbank schon

kurzzeitige Brachephasen von nur ein bis zwei Jahren zu irreversiblen Artverlusten führen können (SCHMIDT 2007), ist die Nähe zu intakten Grünlandbeständen, aus denen die gewünschten Arten wieder einwandern können, ebenfalls für den Renaturierungserfolg entscheidend (VERKAAR et al. 1983, SCHMIDT 2007, BISCHOFF et al. 2009). Fehlende Mechanismen der Selbstausbreitung können durch Ausbreitung durch Weidetiere oder Bewirtschaftungsgeräte umgangen werden (BAKKER et al. 1996b). Besonders Schafe können Samen in ihrem Fell über sehr weite Strecken transportieren (MOUISSIE et al. 2005, MANZANO & MALO 2006). Da der bewirtschaftende Schäfer der Streeseewiesen auch umliegende Frisch- und Feuchtwiesen im Gebiet durch Mahd und Beweidung nutzt, sind die Chancen der Einbringung von Samen aus der Umgebung stark begünstigt worden.

Obwohl laut ROSENTHAL (1992) Etablierungserfolge aus dem Diasporenvorrat des Bodens nur bei frühen Mahdterminen im Juni zu erwarten sind und die derzeitige Mahd relativ spät im Jahr stattfindet (Juli/September), spricht der signifikante Anstieg von *Juncus articulatus* und *Lychnis flos-cuculi* der Nutzungsgruppe BW durchaus für eine Aktivierung der Samenbank. Diese Arten haben persistente Samen, die noch nach mehreren Jahren keimfähig bleiben (DRÜCKHAMMER & WRIEDT 1996, JENSEN 2004). KÜHN & PFADENHAUER (1994) konnten einen enormen Anteil von Juncaceen in der Samenbank ihrer Untersuchungsflächen feststellen. STAMMEL et al. (2003) fanden zudem heraus, dass *Juncus articulatus* stärker auf Weiden als auf Wiesen vertreten ist. Auch *Cerastium holosteoides*, *Poa pratensis*, *P. trivialis* und *Ranunculus repens*, für die in zahlreichen Studien hohe Anteile an der Samenbank nachgewiesen wurden (BOSSUYT & HONAY 2008), treten als Gewinner der heute bewirtschafteten Flächen hervor. Ein Grund für die Etablierungserfolge dieser Arten – trotz einmaliger Mahd im Spätsommer – kann in der Nachbeweidung liegen. Der Tritt der Tiere verursacht offene Stellen im Boden (SCHMIDT 2007), die durch den späten Zeitpunkt der Beweidung bis zum Frühjahr offen bleiben können und so die Keimung von aus der Umgebung eingetragenen oder aus dem Samenbankreservoir stammenden Samen fördern (BULLOCK et al. 2001, PAKEMANN & SMALL 2005). Außerdem begünstigt auch das selektive Fraßverhalten der Schafe Arten wie *Equisetum palustre* oder *Juncus articulatus*.

Im Wesentlichen haben in der Nutzungsgruppe BW Arten der Feuchtwiesen und des Wirtschaftsgrünlandes zugenommen. Die Zunahme der Bracheart *Carex acutiformis* ist vermutlich darauf zurückzuführen, dass die Art schon 1992 trotz zweischüriger Mahd stark im UG vertreten war (SEITZ 1994). Aufgrund ihrer Mahdtoleranz (BRIEMLE & DIERSCHKE 2002) lässt sie sich durch eine Wiederaufnahme der Nutzung nur schwer zurückdrängen, während mahdempfindliche Arten, wie *Galium aparine*, zurückgegangen sind (HELLBERG et al. 2003). Darüber hinaus profitiert *Carex acutiformis* von der zunehmenden Vernässung der Flächen durch die Verlandung der Gräben.

Bei näherer Analyse der Grünlandgesellschaften von 2011 fällt trotz der beobachteten Entwicklung zu artenreichen Grünlandbeständen auf, dass typische Kennarten der Glatthafer- und Kohldistelwiesen oftmals mit niedrigen Deckungen vorkommen und auf den wechselfeuchten Bärenklau-Kohldistelwiesen Brachearten bzw. Nährstoff- und Verdichtungszeiger hochstet und teilweise mit sehr hohen Deckungen auftreten. Deutlicher werden diese Veränderungen bei Betrachtung der Gewinner- und Verliererarten von Nutzungsgruppe WW. Hier zeigt sich, dass während der zwischenzeitlichen Nutzungsaufgabe und der zum Teil kontinuierlichen, jedoch veränderten Bewirtschaftungsform auf einigen Flurstücken Dominanzverschiebungen stattgefunden haben. So herrschten 2011 durchaus günstigere Bedingungen für Brachearten, wie *Symphytum officinale* und *Urtica dioica*; dafür sind Verlierer ausschließlich typische Grünlandarten, die zwar nicht in ihrer Stetigkeit, jedoch in ihrer Deckung abgenommen haben (*Arrhenatherum elatius*, *Cirsium oleraceum*).

Grund dieser Dominanzverschiebungen kann neben Schätzunterschieden der Erfasserinnen zum einen sein, dass sich die Wiesenentwicklung nach sieben Jahren Bewirtschaftung noch in einem relativ jungen Stadium befindet. Zum anderen ist es möglich, dass durch die aktuell extensivere Bewirtschaftungsart der Druck auf bestimmte Brachearten nicht hoch genug ist, um diese weiter zu reduzieren bzw. zu verdrängen. Solche qualitativen Veränderungen sind ebenfalls in anderen Feuchtgrünlandgebieten in Norddeutschland beobachtet worden (DIERSCHKE & WITTIG 1991, FRESE & MÜLLER 1996). So beschreiben beispielsweise FRESE & MÜLLER (1996) für Wassergreiskraut-Wiesen (Bromo-Senecionetum aquatici) in Niedersachsen einen Rückgang vieler charakteristischer Arten feuchter und nährstoffarmer Standorte zugunsten hochwüchsiger, nitrophiler Arten. Da schon 1992 Effekte von Nährstoffeinträgen zugunsten von Gräsern, wie *Alopecurus pratensis*, *Arrhenatherum elatius* und *Poa pratensis*, festgestellt wurden (SEITZ 1994), können die Veränderungen auch hierin begründet sein.

Auffallend ist weiterhin, dass im direkten Vergleich von Aufnahmen der Kalkbinsenriede auf Flurstück 112 die Artenzahlen trotz anhaltender Bewirtschaftung stark abgenommen haben. Auf der Fläche wurden 1992 einmal jährlich ein Heuschnitt mit anschließenden sukzessiven Grünlandschnitten vorgenommen und die Entwässerungsgräben tief offen gehalten. Nach Übernahme der Nutzung durch die Berliner Wanderfreunde wurden die Flurstücke einmal jährlich gemäht und die Gräben aktiv durch Auffüllen der abgeernteten Biomasse wieder verschlossen. Seither sind die Knabenkräuter (*Dactylorhiza incarnata*, *D. majalis*) verschwunden (mündl. Mitt. V. KEUCHEL). Die Ursachen für das Aussterben der Population sind unklar. Zwar sind die Flächen durch das Auffüllen und die starken Quellschübe sehr nass und stellenweise auch überstaut, allerdings sollte *Dactylorhiza incarnata* dies aufgrund ihrer Standortansprüche eigentlich vertragen können. Auch die Reduktion der Mahdfrequenz dürfte nicht für das Verschwinden der Population ver-

antwortlich sein, da *Dactylorhiza incarnata* die reduzierte Lichtverfügbarkeit durch erhöhtes Höhenwachstum kompensieren kann (SCHRAUTZER 2010). Zudem ist die Population der Knabenkräuter (*Dactylorhiza x aschersoniana*) auf den vom Schäfer bewirtschafteten Flurstücken stabil mit sogar leicht ansteigender Individuenzahl (schriftl. Mitt. M. SCHÜNEMANN).

5.4 Vegetationsänderungen in den Nutzungsgruppen der heutigen Brachen

Die Nutzungsgruppen der heutigen Brachen (WB und BB) setzten sich im Erfassungsjahr 2011 mit 29 Scirpo-Phragmitetea-Brachen, acht Wiesenfuchsschwanz-Glatthafer-Brachen, einem Himbeer-Gesträuch und zwei Gebüsch aus typischen Brachegesellschaften zusammen. Eine Ausnahme bilden hier die zwei Aufnahmen der Feuchtwiesen. Beide Aufnahmen gehören der Nutzungsgruppe WB an, die eine Zwischenstellung zwischen Wiesen und Brachen einnimmt. Diese wird auch bei Betrachtung der NMDS deutlich, in der die Aufnahmepunkte sowohl im Bereich der Nutzungsgruppen WW und BW als auch der Gruppe BB liegen. Die starke Streuung der Aufnahmepunkte in der Ordination spiegelt sich auch in der signifikant höheren Beta-Diversität im Jahr 2011 wider. All dies deutet darauf hin, dass die Aufgabe der Nutzung zu unterschiedlichen Zeitpunkten stattgefunden hat und die Aufnahmen verschiedene Brachestadien verkörpern. Dass Aufnahmen mit einer mittleren Artenzahl von über 20 vertreten sind, kann damit zusammenhängen, dass es bei einer Nutzungsaufgabe zunächst zu Dominanzverschiebungen im Bestand gekommen ist (JENSEN & SCHRAUTZER 1999).

Trotz der variierenden und zum Teil noch recht hohen mittleren Artenzahlen, kam es insgesamt zwischen 1992 und 2011 zu einem signifikanten Rückgang von Grünlandarten. Artenverluste bei Nutzungsaufgabe können im Grünland gerade in den ersten Jahren sehr rasch erfolgen. Auf feuchten und nährstoffreichen Standorten laufen diese Prozesse schneller ab als auf frischen und nährstoffarmen, da hier die Biomasseproduktion und auch die Akkumulation von Streu höher ist (BOHNER & STARLINGER 2012, ROSENTHAL 2010). Begünstigt wird dies besonders, wenn im Ausgangsbestand bereits Arten vorhanden sind, die durch eine Aufgabe der Bewirtschaftung gefördert werden (ROSENTHAL & MÜLLER 1988). Im UG waren bis auf *Symphytum officinale* alle Gewinnerarten schon vor dem Brachfallen auf den Flächen vertreten.

Die ehemaligen Kohldistel- und Glatthaferwiesen der Nutzungsgruppe WB haben sich hauptsächlich zu Scirpo-Phragmitetea-Beständen und *Alopecurus-Arrhenatherum*-Brachen entwickelt. Eine Ausnahme bildet die Aufnahme 103. Sie wurde 1992 noch als Glatthaferwiese beschrieben und hat sich im Laufe der Sukzession zu einem Himbeergesträuch entwickelt. Zwar können bestimmte Brachestadien durch ihre geschlossene Pflanzendecke, Rhizomgeflecht und Streuschicht auch

nach mehreren Jahrzehnten ohne Gehölzansiedlung bestehen (ROSENTHAL & MÜLLER 1988), aber durch das Vorkommen von Gebüsch auf der Ostseite des Streeses sind günstige Bedingungen für Diasporeneinträge gegeben, die eine rasche Gehölzansiedlung ermöglichen.

Die Veränderungen der Alpha- und Beta-Diversität zwischen den Untersuchungsjahren fallen in der Nutzungsgruppe der Altbrachen (BB) deutlich geringer aus als innerhalb der Nutzungsgruppe WB. Der Vergleich der Alpha-Diversität lässt in Gruppe BB keinen signifikanten Rückgang der Artenzahlen pro Aufnahme erkennen; die insgesamt in dieser Nutzungsgruppe erfassten Arten haben sogar zwischen 1992 und 2011 zugenommen. Die höhere Gesamtartenzahl kommt durch das Auftreten von Gehölzarten, wie *Acer platanoides*, *A. pseudoplatanus*, *Amelanchier ovalis*, *Prunus spec.*, *Ribes nigrum*, *Rubus caesius*, *Sambucus nigra* und *Ulmus minor*, zustande. So beschreibt auch KIENZLE (1979) eine Zunahme der Artenzahlen für beginnende Verbuschungsphasen. Andererseits können Feuchtgrünlandbrachen, die sich zu Röhrichten und Großseggenrieden entwickeln, in diesem stabilen Zustand über Jahrzehnte verharren (ROSENTHAL et al. 1998).

Die niedrigere Beta-Diversität und die engere Verteilung der Aufnahmepunkte von 2011 innerhalb der NMDS deuten bei den älteren Brachen auf einen Homogenisierungsprozess hin. Dabei sind Grünlandarten signifikant zurückgegangen und Arten der Erlenbrüche und Saumgesellschaften dazugekommen (*Solanum dulcamara*, *Galium aparine*, *Impatiens parviflora*, *Humulus lupulus*). Auffällig ist, dass *Impatiens parviflora* ausschließlich in den Aufnahmen innerhalb des Erlenbruchwaldes nordöstlich des Sees erfasst wurde. Die ursprünglich aus Ostasien stammende Art (OBIDZIŃSKI & SYMONIDES 2000) ist in mitteleuropäischen Laubwäldern weit verbreitet und wurde schon 1992 in der Gesamtartenliste von SEITZ geführt. Sie tritt häufig in degenerierten Waldgesellschaften zusammen mit anderen nitrophilen Arten auf (LITTERSKY & BERG 2000) und könnte im Gebiet durch eine Zunahme der Wälder gefördert werden.

6. Schlussfolgerungen für die zukünftige Pflege

Die aktuellen Bewirtschaftungsmethoden der Wiesen am Streesee sind dazu geeignet, brach gefällene Flächen zu artenreichen und intakten Grünlandbeständen zurückzuführen und vorhandene Wiesen in ihrem Artenreichtum zu erhalten. Dabei hat die Kombination aus Mahd und Beweidung positive Auswirkungen auf die Artenzusammensetzung und fördert zudem die Etablierung von Arten aus der Samenbank oder durch den Eintrag aus der Umgebung mittels Bewirtschaftungsgeräten und Weidetieren. So hat im Vergleich zu 1992 die mittlere Artenzahl auf vielen Flächen zugenommen, und auch pflanzensoziologisch entsprechen die Aufnahmen größtenteils artenreichen Kohldistel- und Glatthaferwiesen. Allerdings haben sich Dominanzverschiebungen zugunsten von Sauergräsern und nitrophilen

Brachezeigern zu Lasten typischer Feucht- und Grünlandkräuter ergeben. Insbesondere die starke Ausbreitung von Sauergräsern, vor allem von *Carex acutiformis*, stellt ein Problem für die Qualität bezüglich der futterbaulichen Nutzung dar. Sauergräser haben aufgrund ihres starken Zellulose- und Silikatanteils sehr geringe bis geringe Futterwerte von 2 bzw. 3. Für Schafe können sie zwar besser eingestuft werden (BRIEMLE et al. 2002), allerdings reichen sie längst nicht an die Verwertbarkeit von krautigen Arten oder Süßgräsern heran. Der hohe Anteil an Sauergräsern könnte neben eventuellen Schätzunterschieden oder wetterbedingten Fluktuationen mit der Aufgabe der Grabenpflege zusammenhängen, die dazu geführt hat, dass die Entwässerungsgräben teilweise fast vollständig verlandet sind. Es stellt sich deshalb grundsätzlich die Frage, ob eine vollständige Verlandung der Gräben am Streesee sinnvoll ist, wenn die Wiesen weiterhin futterbaulich genutzt werden sollen. Denn neben niedrigeren Erträgen wird auch eine Mahd durch erhöhte Grundwasserstände erschwert. Hier sollte überlegt werden, ob eine extensive Grabenpflege z. B. durch Ausmähen wiederaufgenommen werden könnte. Um weitere konkurrenzschwache Zielarten zu fördern, wird empfohlen, auf dem Flurstück 112 (ehemaliger Orchideenstandort) den Schnitzeitpunkt vorzuverlegen.

Die Brachen am Streesee weisen zum Teil noch hohe Artenzahlen auf. Insbesondere die Flächen, auf denen bisher keine Verbuschung eingesetzt hat, besitzen ein hohes Renaturierungspotential. So sollten im Rahmen zukünftiger Maßnahmenplanungen die Flurstücke 75, 76, 77, 88, 89, 90, 113 und 120 mit einbezogen werden, um weiteren Verbrachungen der Streeseewiesen entgegenzuwirken. Dies ist umso wichtiger vor dem Hintergrund des geplanten Wiedervernässungsprojekts in Teilen des Naturschutzgebiets Biesenthaler Becken (NATURPARK BARNIM 2011). Durch die geplante Veränderung des Wasserhaushalts und den daraus folgenden Grundwasseranstieg können viele bis heute genutzte Grünlandflächen in naher Zukunft nicht mehr bewirtschaftet werden, was eine gravierende Reduktion artenreichen Grünlandes im Biesenthaler Becken und die Verdrängung hochgradig gefährdeter Arten zur Folge haben wird.

Röhrichte und Seggenriede – teilweise mit Gehölzaufwuchs – sollten nicht wieder in Nutzung genommen werden, da sich eine Bewirtschaftung insbesondere der Flurstücke 99 bis 111 durch ihre fragmentierte Lage innerhalb des Erlenbruchs sehr schwierig gestalten würde. Zudem bietet gerade ein Mosaik aus genutzten und ungenutzten Flächen vielen Tierarten eine Vielfalt an verschiedenen Lebensräumen sowie gute Rückzugsmöglichkeiten während der Mahd (LÖBF NRW 2003).

Danksagung

Wir danken den folgenden Personen für mündliche oder schriftliche Mitteilungen: V. KEUCHEL (Naturpark Barnim), M. SCHÜNEMANN (Naturwacht Barnim/Melchow) und O. WILLERT (Ökologischer Landbau, Rüdnitz)

Literatur

- BAKKER, J. P., OLFF, H., WILLEMS, J. H. & M. ZOBEL 1996a: Why do we need permanent plots in the study of long-term vegetation dynamics? – J. Veg. Sci. 7: 147-156.
- BAKKER, J. P., POSCHLOD, P., STRYKSTRA, J., BEKKER, R. M. & K. THOMPSON 1996b: Seed banks and seed dispersal: important topics in restoration ecology. – Acta Bot. Neerl. 45: 461-490.
- BEIERKUHNLEIN, C. 2003: Der Begriff Biodiversität. – Nova Acta Leopold. NF 328: 51-71.
- BERG, C., DENGLER, J., ABDANK, A. & M. ISERMANN 2004 (Hrsg.): Die Pflanzengesellschaften Mecklenburg-Vorpommerns und ihre Gefährdung. – Jena.
- BILLETER, R., PEINTINGER, M. & M. DIEMER 2007: Restoration of montane fen meadows by mowing remains possible after 4–35 years of abandonment. – Bot. Helv. 117: 1-13.
- BISCHOFF, A., WARTHEMANN, G. & S. KLOTZ 2009: Succession of floodplain grasslands following reduction in land use intensity: the importance of environmental conditions, management and dispersal. – J. Appl. Ecol. 46: 241-249.
- BOHNER, A. & F. STARLINGER 2012: Auswirkungen einer Nutzungsaufgabe auf die Artenzusammensetzung und Pflanzenartenvielfalt im Grünland. – 17. Alpenländisches Expertenforum: 29-36.
- BOSSUYT, B. & O. HONNAY 2008: Can the seed bank be used for ecological restoration? An overview of seed bank characteristics in European communities. – J. Veg. Sci. 19: 875-884.
- BRAUN-BLANQUET, J. 1964: Pflanzensoziologie: Grundzüge der Vegetationskunde. – 2. umgearb. u. verm. Aufl., Wien.
- BRESINSKY, A., KÖRNER, C., KADEREIT, J. W., NEUHAUS, G. & U. SONNEWALD 2008: Strasburger – Lehrbuch der Botanik. – 36. Aufl., Heidelberg, Berlin.
- BRIEMLE, G. 2004: Landschaftsökologisch sinnvolle Mindestpflege von artenreichem Grünland und dessen erfolgsorientierte Bewertung. – BfN-Skripten 124: 33-56.
- BRIEMLE, G. & H. DIERSCHKE 2002: Kulturgrasland. – Stuttgart.
- BRIEMLE, G., NITSCHKE, S. & L. NITSCHKE 2002: Nutzungswertzahlen für Gefäßpflanzen des Grünlands. – Schriftenreihe f. Vegetationskunde 38: 203-225.
- BULLOCK, J. M., FRANKLIN, J., STEVENSON, M. J., SILVERTOWN, J., COULSON, S. J., GREGORY, S. J. & R. TOFTS 2001: A plant trait analysis of responses to grazing in a long-term experiment. – J. Appl. Ecol. 38: 253-267.
- BURKART, M., DIERSCHKE, H., HÖLZEL, N., NOWAK, B. & T. FARTMANN 2004: Synopsis der Pflanzengesellschaften Deutschlands. Heft 9. Molinio-Arrhenatheretea (E1). Kulturgrasland und verwandte Vegetationstypen. Teil 2: Molinietales. – Göttingen.
- CHEN, G., KERY, M., ZHANG, J. & K. MA 2009: Factors affecting detection probability in plant distribution studies. – J. Ecol. 97: 1383-1389.
- DIERSCHKE, H. 1997: Synopsis der Pflanzengesellschaften Deutschlands. Heft 3. Molinio-Arrhenatheretea (E1). Kulturgrasland und verwandte Vegetationstypen. Teil 1: Arrhenatheretales. Wiesen und Weiden frischer Standorte. – Göttingen.
- DIERSCHKE, H. & C. PEPPLER-LISBACH 1997: Erhaltung und Wiederherstellung artenreicher Bergwiesen im Harz. Ergebnisse botanischer Begleituntersuchungen zu Pflegemaßnahmen um St. Andreasberg. – Ber. Naturhist. Ges. Hannover 139: 201-217.
- DIERSCHKE, H. & B. WITTIG 1991: Die Vegetation des Holtumer Moores (Nordwest-Deutschland). Veränderungen in 25 Jahren (1963-1988). – Tuexenia 11: 171-190.

- DORMANN, F. C. & I. KÜHN 2011: Angewandte Statistiken für die biologischen Wissenschaften. – 2. Aufl., Hrsg. HELMHOLTZ ZENTRUM FÜR UMWELTFORSCHUNG. Leipzig.
- DRÜCKHAMMER, A. & S. WRIEDT 1996: Die Samenbank unterschiedlicher Feuchtgrünland-Gesellschaften Schleswig-Holsteins und ihre Bedeutung für den Artenschutz. – Feddes Rept. 107: 243-261.
- DWD 2013: Deutscher Wetterdienst – Klimadaten Deutschland. – Online-Datenbank (abgerufen am 15.01.2013): http://www.dwd.de/bvbw/appmanager/bvbw/dwdwwwDesktop?_nfpb=true&_pageLabel=_dwdwww_klima_umwelt_klimadaten_deutschland&T82002gsbDocumentPath=Navigation%2FOeffentlichkeit%2FKlima__Umwelt%2FKlimadaten%2Fkldaten__kostenfrei%2Fkldat__D__mittelwerte__node.html%3F__nnn%3Dtrue.
- ELLENBERG, H. & C. LEUSCHNER 2010: Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen. – 6. Aufl., Stuttgart.
- ELLENBERG, H., WEBER, H. E., DÜLL, R., WIRTH, V. & W. WERNER 2001: Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. – 3. Aufl., Scripta Geobot. 18: 1-262.
- EUROPEAN COMMISSION 2008: LIFE and Europe's grassland. Restoring a forgotten habitat. – PDF-Dokument (abgerufen am 07.02.2013): <http://ec.europa.eu/environment/life/publications/lifepublications/lifefocus/documents/grassland.pdf>
- FANIGLIULO, M. 2013: Veränderungen der Grünlandvegetation im Streeseebecken bei Biesenthal in Brandenburg seit 1992. – Masterarb. Univ. Potsdam.
- FRESE, E. & J. MÜLLER 1996: Floristische Veränderungen in Wassergreiskrautgesellschaften des mittleren Ostetals: Ein mehrdimensional-dynamischer Erklärungsansatz. – Abh. Naturw. Ver. Bremen 43/2: 449-470.
- HAACK, S. 2009: Pflege- und Entwicklungsplan für den Naturpark Barnim (Kurzfassung). – Im Auftr. d. Senatsverw. f. Stadtentwicklung Berlin, redakt. überarb. v. K. BOSSE, LUA Brandenburg, NP Barnim.
- HELLBERG, F., MÜLLER, J., FRESE, E., JANHOFF, D. & G. ROSENTHAL 2003: Vegetationsentwicklung in Feuchtwiesen bei Brache und Vernässung. Erfahrungen aus nordwestdeutschen Flussniederungen. – Natur u. Landschaft 78: 245-255.
- JANSEN, F. & J. DENGLE 2008: German SL – Eine universelle taxonomische Referenzliste für Vegetationsdatenbanken in Deutschland. – Tuexenia 28: 239-253.
- JENSEN, K. 1997: Vegetationsökologische Untersuchungen auf nährstoffreichen Feuchtgrünland-Brachen, Sukzessionsverlauf und dynamisches Verhalten von Einzelarten. – Feddes Rept. 108: 603-625.
- JENSEN, K. 2004: Dormancy patterns, germination ecology, and seed-bank types of twenty temperate fen grassland species. – Wetlands 24/1: 152-166.
- JENSEN, K. & J. SCHRAUTZER 1999: Consequences of abandonment for a regional fen flora and mechanisms of successional change. – Appl. Veg. Sci. 2: 79-88.
- KERY, M., SPILLMANN, J. H., TRUONG, C. & R. HOLDEREGGER 2006: How biased are estimates of extinction probability in revisitation studies? – J. Ecol. 94: 980-986.
- KIENZLE, U. 1979: Sukzession in brachliegenden Magerwiesen des Jura und des Napfgebietes. – Basel.
- KÖHLER, F. 1998: Standort- und vegetationsökologische Untersuchungen an Niedermooren im Naturschutzgebiet "Biesenthaler Becken." – Berlin.
- KÜHN, N. & J. PFADENHAUER 1994: Zusammensetzung der Samenbank unter Wiesen und Weiden. Am Beispiel der Grünlandflächen auf dem Versuchsgut in Scheyern/Lks Pfaf-

- fenhofen an der Ilm. – In: Arbeitsgemeinschaft Grünland und Futterbau in der Ges. f. Pflanzenbauwiss., Cursdorf/Thüringen, 25.-27. August 1994. – Hrsg.: Thüringische Landesanstalt f. Landwirtschaft, Sachgebiet Grünland u. Futterbau. Wandersleben: 101-110.
- LANGSRUD, Ø. 2004: Fisher's Exact Test. – Internetseite (abgerufen am 01.10.2012): <http://www.LANGSRUD.com/stat/Fishertest.htm>.
- LEPŠ, J. & V. HADINCOVÁ 1992: How reliable are our vegetation analyses? – J. Veg. Sci. 3/1: 119-124.
- LITTERSKI, B. & C. BERG 2000: Naturräumliche Bindung und Einbürgerung von Neophyten in Mecklenburg-Vorpommern. – Gleditschia 28: 47-63.
- LÖBF NRW 2003: Statusbericht zur naturverträglichen Bodennutzung als Ausgleichs- und Ersatzmaßnahmen. – Nordrhein-Westfalen.
- LUGV (Landesamt f. Umwelt, Gesundheit u. Verbraucherschutz) 2011: Biotopkartierung Brandenburg. Liste der Biotoptypen mit Angaben zum gesetzlichen Schutz (§ 32 BbgNatSchG), zur Gefährdung und zur Regenerierbarkeit. – PDF-Dokument (abgerufen am 03.01.2011): <http://www.lugv.brandenburg.de/cms/media.php/lbm1.a.3310.de/btopkart.pdf>.
- MANZANO, P. & J. E. MALO 2006: Extreme long-distance seed dispersal via sheep. – Front. Ecol. Environ. 4/5: 244-248.
- McKINNEY, M. L. & J. L. LOCKWOOD 1999: Biotic homogenization: a few winners replacing many losers in the next mass extinction. – Trends in Ecology & Evolution 14/11: 450-453.
- MOUSSIÉ, A. M., LENGKEEK, W. & R. VAN DIGGELEN 2005: Estimating adhesive seed-dispersal distances: field experiments and correlated random walks. – Funct. Ecol. 19: 478-486.
- MÜLLER, J., ROSENTHAL, G. & H. UCHTMANN 1992: Vegetationsveränderungen und Ökologie nordwestdeutscher Feuchtgrünlandbrachen. – Tuexenia 12: 223-244.
- NATURPARK BARNIM 2011: Ökologische Sanierung von Einzugsgebieten der Oder. – Internetseite (abgerufen am 15.12.2012): www.mugv.brandenburg.de.
- NILSSON, I. N. & S. G. NILSSON 1985: Experimental estimates of census efficiency and pseudo-turnover on islands: error trend and between-observer variation when recording vascular plants. – J. Ecol. 73: 65-70.
- OBIDZIŃSKI, T. & E. SYMONIDES 2000: The influence of the groundlayer structure on the invasion of small balsam (*Impatiens parviflora* DC.) to natural and degraded forests. – Acta Societ. Botanic. Poloniae 69/4: 311-318.
- OKSANEN, J. 2011: Multivariate Analysis of Ecological Communities in R: vegan tutorial. – R package version, 2011. – planta.cn
- PAKEMAN, R. J. & J. L. SMALL 2005: The role of the seed bank, seed rain and the timing of disturbance in gap regeneration. – J. Veg. Sci. 16: 121-130.
- R DEVELOPMENT CORE TEAM 2011: R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing. – Internetseite (abgerufen am 12.02.2012): <http://www.R-project.org/>.
- REINECKE, J., KLEMM, G. & T. HEINKEN 2011: Veränderung der Vegetation nährstoffarmer Kiefernwälder im nördlichen Spreewald-Randgebiet zwischen 1965 und 2010. – Verh. Bot. Ver. Berlin Brandenburg 144: 63-97.
- RISTOW, M., HERRMANN, A., ILLIG, H., KLEMM, G., KUMMER, V., KLÄGE, H.-C., MACHATZI, B., RÄTZEL, S., SCHWARZ, R. & F. ZIMMERMANN 2006: Liste und Rote Liste der etablierten Gefäßpflanzen. – Naturschutz u. Landschaftspflege in Brandenburg 15, Beilage zu Heft 4.

- ROSENTHAL, G. 1992: Erhaltung und Renaturierung von Feuchtwiesen. Vegetationsökologische Untersuchungen auf Dauerflächen. – Dissertationes Botanicae 182.
- ROSENTHAL, G. 2010: Secondary succession in a fallow central European wet grassland. – Flora 205: 153-160.
- ROSENTHAL, G., HILDEBRANDT, J., ZÖCKLER, C., HENGSTENBERG, M., MOSSAKOWSKI, D., LAKOMY, W. & I. BURFEINDT 1998: Feuchtgrünland in Norddeutschland – Ökologie, Zustand, Schutzkonzepte. – Angew. Landschaftsökologie 15.
- ROSENTHAL, G. & N. HÖLZEL 2009: Renaturierung von Feuchtgrünland, Auengrünland und mesophilem Grünland – In: ZERBE S. & G. WIEGLEB (Hrsg.): Renaturierung von Ökosystemen in Mitteleuropa. – Heidelberg: 283-316.
- ROSENTHAL, G. & J. MÜLLER 1988: Wandel der Grünlandvegetation im mittleren Ostetal – Ein Vergleich 1952-1987. – Ber. der Reinhold-Tüxen-Ges. 8: 79-100.
- ROSS, L. C., WOODIN, S. J., HESTER, A., THOMPSON, D. B. A. & H. J. B. BIRKS 2010: How important is plot relocation accuracy when interpreting re-visitation studies of vegetation change? – Plant Ecology & Diversity 3/1: 1-8.
- SCHMIDT, W. 2007: Wie rasch kehrt die Vielfalt in artenarme Wiesenfuchsschwanz-Wiesen zurück? Ergebnisse aus Dauerflächenuntersuchungen zur Extensivierung des Grünlandes. – Hercynia N. F. 40: 111-132.
- SCHOLZ, E. 1962: Die naturräumliche Gliederung Brandenburgs. – Pädagogisches Bezirkskabinett, Potsdam.
- SCHÖNE, F. 2009: Situation des Grünlands aus Sicht der Naturschutzverbände. – PDF-Dokument (abgerufen 2014): <http://www.bfn.de/fileadmin/MDB/documents/ina/vortraege/2009-Gruenland-Schoene.pdf>
- SCHRAUTZER, J. 2010: Langfristige Populationsdynamik von *Dactylorhiza incarnata* nach Nutzungsaufgabe und Wiedereinführung von Pflegemaßnahmen. – GfÖ Jahrestagung – Arbeitskreise “Renaturierungsökologie” und “Agrarökologie”.
- SCHRAUTZER, J., ASSHOFF, M. & F. MÜLLER 1996: Restoration strategies for wet grasslands in Northern Germany. – Ecol. Engin. 7: 255-278.
- SCHROEDER, J. H. (Hrsg.) 2004: Führer zur Geologie von Berlin und Brandenburg, Nr. 5: Nordwestlicher Barnim – Eberswalder Urstromtal. – Berlin.
- SCOTT, W. A. & C. J. HALLAM 2002: Assessing species misidentification rates through quality assurance of vegetation monitoring. – Plant Ecology 165: 101-115.
- SEIDLING, W., KANOLD, A., KOMPA, T., LAMBERTZ, B., SCHEIBE, O., SCHILLER, M., SCHMIEDINGER, A., WENZEL, A., WERNER, W. & J.-W. ZOLDAN 2014: Vegetationserhebungen: Bearbeiterunterschiede bei Artenzahlen von Gefäßpflanzen. – Tuexenia 34: 329-346.
- SEITZ, B. 1994a: Die Vegetation des Streeseebeckens. Bisherige Nutzung und Konzept für die Entwicklung als Naturschutzgebiet. – Dipl.-Arbeit TU Berlin.
- SEITZ, B. 1994b: Die Vegetation des Streesee-Beckens bei Biesenthal. – Verh. Bot. Ver. Berlin Brandenburg 127: 87-115.
- STAMMEL, B., KIEHL, K. & J. PFADENHAUER 2003: Alternative management on fens. Response of vegetation to grazing and mowing. – Appl. Veg. Sci. 6: 245-254.
- STAMPFLI, A. & M. ZEITER 1999: Plant species decline due to abandonment of meadows cannot easily be reversed by mowing. A case study from the southern Alps. – Journ. Veg. Sci. 10: 151-164.
- SUCCOW, M. 1988: Landschaftsökologische Moorkunde. – Jena.

- THASSLER, O. & M. SCALA 2011: Strukturvielfalt in Naturschutzgebieten: Beiträge für eine zukünftige Handlungsrichtlinie im NSG Nonnenfluss-Schwärzetal unter besonderer Berücksichtigung der Flächeneignung für die Ausweisung von Totalreservaten und Naturwaldzellen. – München, Ravensburg.
- THÜMMER, T. 1981: Historische Besiedlung und Landnutzung in der Gemarkung Biesenthal. Ein Beitrag zur Beurteilung des Kolluviums. – Berlin.
- VERKAAR, H., SCHENKEVELD, A. & M. VAN DE KLASHORST 1983: The Ecology of Short Lived Forbs in Chalk Grasslands: Dispersal of Seeds. – New Phytol. 95: 335-344.
- WESCHE, K., KRAUSE, B., CULMSEE, C. & C. LEUSCHNER 2009: Veränderungen in der Flächen-Ausdehnung und Artenzusammensetzung des Feuchtgrünlandes in Norddeutschland seit den 1950er Jahren. – Ber. Reinhold-Tüxen-Gesellschaft 21: 196- 210.
- WHITTAKER, R. H. 1972: Evolution and measurement of species diversity. – Taxon 12: 213-251.

Anschriften der Verfasser:

Miriam Fanigliulo
Selchower Str. 10
D-12049 Berlin
E-Mail: fanmiri@gmx.de

Dr. Birgit Seitz
Fachgebiet Ökosystemkunde/Pflanzenökologie
Institut für Ökologie
Technische Universität Berlin
Rothenburgstraße 12
D-12165 Berlin
E-Mail: birgit.seitz@tu-berlin.de

PD Dr. Thilo Heinken
Biodiversitätsforschung/Spezielle Botanik
Institut für Biochemie und Biologie
Maulbeerallee 1
D-14471 Potsdam
E-Mail: heinken@uni-potsdam.de

Anhang: Vegetationstabellen

(Tab. 9: siehe Beilage)

Tab. 6: Vegetationsaufnahmen der Glatthaferwiesen (Arrhenatheretum elatioris BR.-BL. 1915) (2011).

Aufnahme-Position	1	2	3	4	5	6
Aufnahme-Nr.	115	7	6	8	13	4
Flurstücks-Nr.	56	87	88	85	85	92
Nutzungsgruppe	WW	WW	WW	WW	WW	WW
Größe (qm)	4x4	2x2	2x2	2x2	4x4	2x2
Deckung K (%)	100	97	95	100	95	100
Deckung M (%)	0	<1	0	0	0	25
Deckung Streu (%)	85	5	97	15	<1	1
Höhe K 1 (m)	1,3	1,1	1,3	1,2	1,9	0,9
Höhe K 2 (m)	-	0,8	0,7	1,0	1,6	0,6
Anzahl Gefäßpflanzen	28	19	22	18	29	28
Anzahl Moose	0	2	0	0	0	8
Charakter- und Differentialarten						
Arrhenatheretum/Arrhenatherion:						
Arrhenatherum elatius	4	+	1	+	.	+
Galium mollugo	1	.	+	+	+	1
D Bromus hordeaceus	r	.	.	.	.	r
Ordnungscharakter- und -differentialarten Arrhenatheretalia:						
D Veronica chamaedrys	+	r	.	+	.	.
D Heracleum sphondylium	r	.	.	r	.	+
D Anthriscus sylvestris	1	.	.	.	.	.
Dactylis glomerata	+	.	+	.	.	.
Pimpinella major	r	.	.	.	.	1
Lolium perenne	.	.	.	+	r	.
Übergreifende Molinietalia- und Scirpo-Phragmitetia-Arten:						
Carex acutiformis	.	.	2	1	2	5
Cirsium oleraceum	2	r	.	.	.	.
Equisetum palustre	.	.	+	.	.	1
Phragmites australis	+	+	.	.	2	.
Phalaris arundinacea	.	.	.	4	r	.
Klassencharakterarten Molinio-Arrhenatheretia:						
Alopecurus pratensis	2	+	4	1	r	r
Holcus lanatus	2	3	+	+	+	r
Cerastium holosteoides	.	+	1	.	+	+
Ranunculus acris	.	+	r	.	.	+
Rumex acetosa	+	+	.	.	.	+
Poa pratensis	+	2	.	3	.	2
Taraxacum officinale agg.	r	r	r	.	+	.
Festuca pratensis	.	.	.	+	r	+
Lathyrus pratensis	+	.	.	.	+	1

Aufnahme-Position	1	2	3	4	5	6
Sonstige Arten:						
Poa trivialis	1	2	1	2	3	+
Cirsium arvense	+	.	r	r	r	r
Carex hirta	r	+	+	+	.	+
Plantago lanceolata	.	2	r	.	r	r
Urtica dioica	2	.	r	+	r	.
Symphytum officinale	.	.	r	r	+	.
Ranunculus repens	.	+	.	.	+	r
Rumex crispus	r	r	.	.	+	r
Elymus repens	+	.	1	+	.	.
Brachythecium rutabulum	.	+	.	.	.	1
Galeopsis tetrahit	.	.	r	.	r	.
Galium aparine	.	.	r	.	+	.
Ranunculus auricomus agg.	r	.	.	.	.	r
Rumex spec.	r	r	.	.	.	.
Physcomitrium pyriforme	.	+	.	.	.	+

Weitere Arten:

Aufn.-Pos. 1: Achillea millefolium (+), Aegopodium podagraria (2), Angelica sylvestris (+), Persicaria amphibia (1); Aufn.-Pos. 2: Bellis perennis (1), Trifolium repens (1); Aufn.-Pos. 3: Lysimachia nummularia (r), Potentilla anserina (r), Epilobium tetragonum (+); Aufn.-Pos. 4: Convolvulus arvensis (r); Aufn.-Pos. 5: Arctium lappa (r), Deschampsia cespitosa (+), Epilobium hirsutum (r), Epilobium parviflorum (+), Epilobium roseum (+), Eupatorium cannabinum (r), Filipendula ulmaria (r), Lythrum salicaria (1), Plantago major (r); Aufn.-Pos. 6: Anthoxanthum odoratum (+), Bryum atrovirens agg. (+), Calliergonella cuspidata (1), Conyza canadensis (r), Cardamine pratensis (r), Eurhynchium speciosum (2), Helictotrichon pubescens (1), Lychnis flos-cuculi (r), Plagiomnium undulatum (+), Plagiomnium ellipticum (+), Rumex obtusifolius (r), Scleropodium purum (+)

Folgende Seiten:

Tab. 7: Vegetationsaufnahmen der Kohldistel-Wiesen (Angelico-Cirsietum oleracei Tx. 1937 nom. inv.) (2011).

1-9: Bärenklau-Kohldistelwiese (Angelico-Cirsietum heracleetosum) wechselfeuchter Standorte

11-24: Seggen-Kohldistelwiese (Angelico-Cirsietum caricetosum) nasser Standorte

15-17: Variante von Scirpus sylvaticus

18-20: Variante von Carex cespitosa

21-24: Variante von Juncus subnodulosus

Tab. 7:

[illegible]

Fortsetzung Tab. 7:

Aufnahme-Position	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24
Arten der Varianten:																								
VC	<i>Scirpus sylvaticus</i>	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
	<i>Carex cespitosa</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
	<i>Juncus subnodulosus</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
OC	<i>Lysimachia vulgaris</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
	<i>Plagiomnium ellipticum</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Ordnungscharakterarten																								
Mollinietalia:																								
+	<i>Lychnis flos-cuculi</i>	+	.	+	+	+	+	1	+	+	+	+	1	1	r	r	.	1	1	1	1	+	.	.
1	<i>Equisetum palustre</i>	r	+	1	+	+	.	1	+	r	.	2	.	r	.	1	1	2	r	+	.	+	+	.
1	<i>Filipendula ulmaria</i>	r	+	.	r	.	1	+	.	.	.	.	1	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
	<i>Bistorta officinalis</i>	.	.	+	.	+	.	.	.	+	.	.	1	1	.	.	.	1	+	r	+	2	+	+
	<i>Galium uliginosum</i>	.	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	+	.	r	r	r	r	r	+	r	1	+
	<i>Geranium palustre</i>	.	.	2	.	.	.	r	.	.	.	.	1	+	.	.	.	1	+	.	+	r	+	.
	<i>Geum rivale</i>	r	.	r	.	.	.	1	+	r	.	.	r	r	.	+	.	.	.	.	1	2	4	1
	<i>Lythrum salicaria</i>	+	+	.	.	.	+	.	+	.	.	.	r	r	.	.	.	+	+	.	+	.	r	.
r	<i>Angelica sylvestris</i>	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	r	+	.	.	.	.	.
r	<i>Deschampsia cespitosa</i>	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
.	<i>Cirsium palustre</i>	.	.	.	.	r	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Klassencharakterarten Molinio-Arrhenatheretea:																								
+	<i>Poa pratensis</i>	.	.	+	+	1	+	3	+	+	.	2	+	1	1	1	+	1	1	+	.	+	.	.
.	<i>Holcus lanatus</i>	.	.	+	+	1	.	1	+	1	.	.	+	1	r	+	+	+	1	+	+	.	.	.
.	<i>Cerastium holostoides</i>	.	.	+	+	.	.	.	.	.	.	.	+	+	+	+	+	+	+	+	+	.	.	.
2	<i>Ranunculus acris</i>	r	r	1	r	.	.	1	r	.	r	.	+	1	1	1	1	1	1	+	.	.	.	.
3	<i>Lathyrus pratensis</i>	.	.	1	1	+	.	.	.	.	.	.	+	+	+	+	2	+	+	+	+	r	.	.
1	<i>Festuca pratensis</i>	1	1	1	1	1	.	1	.	.	.	.	+	+	+	+	+	1	+	1	+	.	.	.
r	<i>Rumex acetosa</i>	r	r	.	+	+	+	r	1	.	.	.	.	.	.	.	+	.	r	r	+	+	.	.
r	<i>Cardamine pratensis</i>	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
r	<i>Alopecurus pratensis</i>	r	r	2	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2	.	+	.	.	.	.
.	<i>Prunella vulgaris</i>	.	.	.	+	.	.	.	+	.	.	.	r	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
.	<i>Taraxacum officinale</i> agg.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
.	<i>Trifolium pratense</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
+	<i>Helictotrichon pubescens</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.
Sonstige Arten:																								
2	<i>Brachythecium rutabulum</i>	.	.	5	+	1	5	1	5	.	3	5	1	1	1	2	.	3	1	5	2	+	2	+
3	<i>Poa trivialis</i>	.	.	2	.	.	3	2	4	3	2	+	+	+	+	.	.	1	1	3	1	1	1	4
3	<i>Phragmites australis</i>	.	3	2	.	.	2	+	1	2	1	+	+	+	.	.	r	+	+	1	1	1	1	4

Fortsetzung Tab. 7:

Aufnahme-Position	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24
Ranunculus repens	r	+	+	+	+	1	+	2	2	+	1	3	+	+	r	+	+	+	r	3	+	+	+	+
Epilobium parviflorum	r	+	+	+	+	r	+	1	1	+	+	r	+	+	r	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Ranunculus auricomus agg.	r	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Symphytum officinale	r	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Eurhynchium speciosum	r	3	+	+	+	+	+	+	+	+	3	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Anthoxanthum odoratum	r	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Cirsium arvense	r	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Festuca rubra	r	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Plantago lanceolata	r	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Rumex spec.	r	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Epilobium spec.	r	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Glechoma hederacea	r	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Carex hirta	r	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Ciriphyllum piliferum	r	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Urtica dioica	r	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Epilobium hirsutum	r	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Rumex crispus	r	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Equisetum arvense	r	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Physcomitrium pyriforme	r	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Eupatorium cannabinum	r	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Mentha aquatica	r	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Plagiominium elatum	r	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Galeopsis tetrahit	r	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Humulus lupulus	r	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Plantago major	r	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Festuca arundinacea	r	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Hypericum tetrapterum	r	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Leptobryum pyriforme	r	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Scutellaria galericulata	r	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Plagiominium undulatum	r	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Drepanocladus aduncus	r	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Calamagrostis epigejos	r	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Carex paniculata	r	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+

Weitere Arten:

Aufn.-Pos. 2: Persicaria amphibia (+); Aufn.-Pos. 4: Potentilla anserina (r); Aufn.-Pos. 6: Valeriana officinalis (r); Aufn.-Pos. 7: Galium spec. (r); Epilobium roseum (r); Aufn.-Pos. 9: Potentilla reptans (r); Aufn.-Pos. 10: Bromus hordeaceus (r); Conyza canadensis (r); Aufn.-Pos. 11: Bellis perennis (r); Aufn.-Pos. 15: Aegopodium podagraria (r); Aufn.-Pos. 17: Dactylis glomerata (r); Medicago lupulina (r); Salix cinerea (+); Sonchus spec. (r); Briza media (r); Vicia cracca (2); Aufn.-Pos. 19: Agrostis stolonifera agg. (+); Aufn.-Pos. 22: Galium aparine (+); Solanum dulcamara (r).

Tab. 8: Vegetationsaufnahmen der Arrhenatherum-Alopecurus-Brachen (2011).

	1	2	3	4	5	6	7	8
Aufnahme-Position	1	2	3	4	5	6	7	8
Aufnahme-Nr.	73	92	88	61	81	71	67	74
Flurstücks-Nr.	76	116	119	95	64	77	78	77
Nutzungsgruppe	WB	WB	WB	BB	BB	WB	WB	WB
Größe (qm)	4x4	4x4	4x4	4x4	4x4	2x5	4x4	4x4
Deckung K (%)	95	95	100	95	100	70	100	100
Deckung M (%)	-	-	<1	-	-	-	-	-
Deckung Streu (%)	100	100	95	100	100	100	95	100
Höhe K 1 (m)	1,2	2,6	1,7	1,8	1,6	1,2	1,6	1,3
Höhe K 2 (m)	-	1,8	1,5	1,0	-	0,7	0,9	-
Anzahl Gefäßpflanzen	10	14	19	16	18	14	20	17
Anzahl Moose	0	0	1	0	0	0	0	0
Kennzeichnende Arten:								
Arrh.	Arrhenatherum elatius	4	4	3	.	r	3	2
M.-A.	Alopecurus pratensis	2	.	2	1	3	2	1
M.-A.	Lathyrus pratensis	.	r	+	r	+	+	1
Arrh.	Galium mollugo	1	.	+	r	1	.	+
	Cirsium arvense	+	+	+	+	.	+	r
	Symphytum officinale	r	.	.	1	+	2	2
	Carex hirta	+	r	.	.	.	+	1
	Persicaria amphibia	1	.	r	.	.	r	.
	Elymus repens	.	.	.	+	r	.	.
Arrh.	Veronica chamaedrys	.	r	+	.	.	.	r
Arrh.	Heracleum sphondylium	.	1	r	.	.	.	.
Arrh.	Anthriscus sylvestris	.	1	2	.	.	.	.
	Ranunculus ficaria	.	.	1	.	+	.	.
	Convolvulus arvensis	.	.	.	+	.	.	r
weiter verbreitete Brachezeiger:								
b	Galium aparine	.	2	r	1	r	+	+
b	Urtica dioica	2	3	2	3	+	.	1
b	Galeopsis tetrahit	.	+	.	.	.	+	+
b	Aegopodium podagraria	.	.	2	.	3	.	.
	Epilobium hirsutum	.	.	.	1	.	+	.
Nässezeiger (Molinietalia, Scirpo-Phragmitetea):								
	Equisetum palustre	.	+	.	r	r	+	1
	Carex acutiformis	.	2	.	2	3	.	.
	Scirpus sylvaticus	.	.	.	.	.	2	+
	Lotus uliginosus	.	.	.	.	.	+	r
	Phalaris arundinacea	.	.	.	+	.	.	3
	Phragmites australis	.	+	+	.	.	.	.
	Scutellaria galericulata	.	.	.	.	r	+	.
Sonstige Arten:								
	Equisetum arvense	1	.	.	.	+	.	1
	Poa trivialis	.	.	2	.	+	.	.
	Glechoma hederacea	.	.	+	+	.	.	.
	Poa pratensis	.	r	.	.	.	+	1

Weitere Arten:

Aufn.-Pos.1: Epilobium spec. (r); Aufn.-Pos. 3: Brachythecium rutabulum (r), Ranunculus auricomus agg. (r), Ranunculus acris (r), Rumex obtusifolius (r); Aufn.-Pos. 4: Phalaris cf. arund. "picta" (2), Vicia cracca (+); Aufn.-Pos. 5: Anthoxanthum odoratum (+), Geranium palustre (2), Rubus caesius (r); Aufn.-Pos. 7: Hypericum tetrapterum (r), Potentilla reptans (+), Stachys palustris (2); Aufn.-Pos. 8: Holcus lanatus (+), Pimpinella major (1), Potentilla anserina (+)

Tab. 9: Vegetationsaufnahmen der Scirpo-Phragmitetea-Brachen und Gehölz-Sukzession (Beilage zum Artikel von M. Fanigliulo, B. Seitz & T. Heinken).

1-26: Scirpo-Phragmitetea-Brachen
 1-8: *Lathyrus pratensis*-Ausbildung mit Arten der Frischwiesen
 9-13: Ausbildung mit *Impatiens parviflora* und *Humulus lupulus*
 27: Salicetum cinereae ZÓLYOMI 1931
 28: *Rubus idaeus*-Brache
 29: *Sambucus nigra*-Gebüsch

27. Dämmerungs-Grasland																													
Aufnahme-Position	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28	29
Aufnahme-Nr.	112	57	116	75	62	70	21	64	108	110	109	105	107	106	94	90	14	60	89	91	104	65	98	59	77	102	63	103	100
Flurstücks-Nr.	88	75	94	77	95	77	119	93	101	97	98	105	102	103	115	118	77	96	118	118	110	92	112	96	76	111	94	111	107
Nutzungsgruppe	WB	WB	WB	BB	BB	WB	WB	BB	BB	BB	BB	BB	BB	BB	BB	BB	WB	BB	BB	WB	BB	BB	WB	BB	BB	BB	BB	WB	BB
Größe (m)	4x4	4x4	4x4	2x4	4x4	4x4	4x4	4x4	4x4	4x4	4x4	2x8	4x4	4x4	4x4	4x4	4x4	4x4	4x4	4x4	4x4	4x4	4x4	4x4	4x4	3x4	4x4	4x4	
Deckung B (%) (extern)	-	-	-	-	-	-	-	-	95	-	3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	30	-	-	65	-	-	20
Deckung S (%)	-	-	-	-	45	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	25	-	-	-	-	-	-	4	3	-	-	75	-	70
Deckung K (%)	100	70	50	25	20	50	100	100	70	70	50	85	45	97	100	10	25	75	100	25	90	85	50	30	35	60	30	95	5
Deckung M (%)	<1	-	-	-	98	-	-	<1	-	-	-	10	-	1	-	2	-	-	2	-	-	-	3	-	-	<1	90	<1	-
Deckung Streu (%)	100	100	100	100	85	100	10	100	100	100	100	40	100	5	98	100	100	95	100	100	100	100	98	100	100	70	90	95	10
Höhe B (m) (extern)	-	-	-	-	-	-	-	-	21	-	17	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	18	-	-	-	20	-	-	21
Höhe S (m)	-	-	-	-	3,9	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1,6	-	-	-	-	-	-	4,1	3,5	-	-	4,5	-	5,0
Höhe K 1 (m)	1,4	1,8	1,9	1,6	2,2	1,4	1,5	2,4	2,0	1,0	3,3	2,5	2,0	2,0	2,8	1,6	2,1	1,1	1,8	1,5	2,1	2,1	1,4	1,1	2,1	1,6	3,1	2,3	1,5
Höhe K 2 (m)	0,8	1,3	1,4	1,3	0,9	0,6	1,1	1,4	1,7	-	1,9	1,5	1,7	-	-	-	1,3	-	1,2	0,5	-	-	-	0,8	-	1,2	0,9	1,9	0,5
Anzahl Gefäßpflanzen	11	18	12	11	21	11	23	25	7	8	10	17	6	10	7	10	8	7	8	8	3	10	12	13	5	6	22	8	8
Anzahl Moose	2	0	0	0	8	0	0	1	0	0	0	2	0	2	0	2	0	0	1	0	0	0	7	0	0	1	2	1	1
Arten der Röhrichte und Großseggenriede (Scirpo-Phragmitetea):																													
Phragmites australis	2	+	1	1	2	1	3	2	1	1	+	2	3	+	3	1	1	.	1	1	3	2	3	1	2	+	1	.	.
Carex acutiformis	5	4	1	2	.	1	1	2	4	+	3	+	1	3	2	1	2	4	r	1	.	1	2	2	2	4	2	.	.
Scutellaria galericulata	.	.	1	+	+	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	r	.	.	.	.	.	.	.
Solanum dulcamara	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	r	+	.	1	1	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Carex cespitosa	.	.	.	.	+	.	.	2	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.
Carex paniculata	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	2	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	+	.	.
Thelypteris palustris	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	1	.	.
Brachezeiger:																													
Galium aparine	.	.	.	+	+	3	r	r	+	1	1	+	1	1	1	r	+	r	1	1	+	2	1	1	.	+	r	1	+
Urtica dioica	.	+	.	.	.	.	+	r	.	+	.	2	.	r	.	.	.	.	5	2	3	2	.	.	.	.	.	2	1
Galeopsis tetrahit	r	.	.	+	.	1	.	r	.	+	.	.	.	.	.	.	r	.	.	.	.	+	r	+	.	.	.	.	r
Aegopodium podagraria	.	.	.	.	.	.	3	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	1	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Epilobium hirsutum	.	+	1	.	.	.	.	r	.	.	+	r	+	.	.	.	.	.	r	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.
Humulus lupulus	.	+	.	.	.	.	.	3	1	3	1	2	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	1
Impatiens parviflora	.	.	.	.	.	.	.	.	1	+	+	2	1	3	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Euonymus europaea	.	.	.	.	.	.	r	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	r	r	.	r
Übergreifende Arten der Arrhenatherum-Alopecurus-Brachen:																													
Lathyrus pratensis	+	r	+	+	+	.	r	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	r	.	.
Galium mollugo	+	r	r	+	.	.	r	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Cirsium arvense	r	+	.	.	.	+	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	r	1	.	.	.	.	r	r	.	.	.	.	.
Symphytum officinale	.	+	.	.	r	+	.	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	r	.	.
Arrhenatherum elatius	.	.	.	.	.	r	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.
Arten der Feuchtwiesen (Molinieta):																													
Filipendula ulmaria	2	.	.	.	+	1	r	1	.	.	.	1	.	r	r	r	.	.	.	+	.	r	.	.	.	r	.	.	.
Equisetum palustre	.	+	.	r	.	.	.	r	.	.	.	.	.	.	+	+	+	.	.	.	.	.	.	+	r	.	.	.	.
Lythrum salicaria	r	.	.	.	.	.	+	r	.	.	.	.	.	.	.	r	.	.	.	r	.	.	+	.	.	r	.	.	.
Lysimachia vulgaris	.	.	.	.	1	.	+	2	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	r	.	.	.	r	.	.	.	2	.	.
Scirpus sylvaticus	.	+	.	r	.	r	.	.	.	.	r	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.
Galium uliginosum	.	r	r	.	+	.	.	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	r	.	.	.	r	.	.	.
Bistorta officinalis	.	.	r	.	.	.	r	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	r	.	.	.	r	.	.
Geranium palustre	.	r	.	.	.	.	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Lotus uliginosus	+	.	.	.	.	.	.	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	r	.	.	.	.	.
Equisetum fluviatile	.	.	.	.	.	.	.	r	.	.	.	.	.	.	.	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	r	.	.
Cirsium oleraceum	.	r	.	.	.	.	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Juncus subnodulosus	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	r	.	.
Myosotis scorpioides	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.
Arten der Gehölz-Sukzession:																													
Salix cinerea (Str.)	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	4	.	.
Rubus idaeus	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	4	.
Sambucus nigra (Str.)	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	3
Sonstige Arten:																													
Brachythecium rutabulum	+	.	.	.	2	.	.	+	.	.	.	2	.	+	.	1	.	.	1	.	.	.	1	.	.	+	2	+	+
Equisetum arvense	.	.	+	.	r	.	.	+	.	.	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	+	.
Poa trivialis	.	.	.	.	.	.	2	+	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	r	.	.
Glechoma hederacea	.	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	2	.
Epilobium spec.	r	.	.	.	r	.	.	.	.	.	r	.	.	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Ranunculus auricomus agg.	+	.	+	.	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	r	.	.	.	.	.
Poa pratensis	.	.	.	.	.	.	2	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Epilobium parviflorum	.	.	.	.	r	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	r	r	.	.	.
Eurhynchium speciosum	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.
Calamagrostis epigejos	.	+	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Calliergonella cuspidata	.	.	.	.	2	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.
Acer pseudoplatanus	.	.	.	.	.	.	.	.	r	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Acer platanoides	.	.	.	.	r	.	.	.	.	.	.	.	.	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Plagiomnium elatum	.	.	.	.	4	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Cirriophyllum piliferum	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.
Ulmus minor	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	r	.	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.

Weitere Arten:

Aufn.-Pos. 2: *Angelica sylvestris* (r), *Persicaria amphibia* (r); Aufn.-Pos. 3: *Carex appropinquata* (3); Aufn.-Pos. 4: *Carex disticha* (1), *Pimpinella major* (r); Aufn.-Pos. 5: *Cardamine amara* (r), *Hypericum tetrapterum* (+), *Lysimachia thyrsiflora* (+), *Carex spec.* (1), *Poaceae spec.* (+), *Physcomitrium pyriforme* (+), *Plagiomnium undulatum* (1), *Leptobryum pyriforme* (+), *Lophocolea bidentata* (1); Aufn.-Pos. 6: *Ornithogalum umbellatum* (r); Aufn.-Pos. 7: *Alopecurus pratensis* (1), *Anemone nemorosa* (+), *Dactylis glomerata* (+), *Phalaris arundinacea* (r); Aufn.-Pos. 9: *Rubus caesius* (r); Aufn.-Pos. 10: *Vicia cracca* (+); Aufn.-Pos. 12: *Poa namoralis* (r), *Calystegia sepium* (+), *Taraxacum officinale* agg. (r); Aufn.-Pos. 16: *Amblystegium serpens* (+), *Ribes nigrum* (2); Aufn.-Pos. 18: *Amelanchier ovalis* (r); Aufn.-Pos. 20: *Iris pseudacorus* (r); Aufn.-Pos. 22: *Galium spec.* (r); Aufn.-Pos. 23: *Climacium dendroides* (1), *Plagiomnium medium* (+), *Alnus glutinosa* (1), *Listera ovata* (r), *Plagiomnium ellipticum* (1); Aufn.-Pos. 24: *Prunus spec.* (Str.) (1); Aufn.-Pos. 25: *Lemna minor* (1); Aufn.-Pos. 27: *Geum urbanum* (r), *Sambucus nigra* (1); Aufn.-Pos. 28: *Convolvulus arvensis* (r), *Elymus repens* (1); Aufn.-Pos. 29: *Epilobium palustre* (r), *Mentha aquatica* (r), *Deschampsia cespitosa* (r).