Tuexenia 30: 209–229. Göttingen 2010.

Zur Ökologie der Wiesen-Glockenblume (*Campanula patula*) und des Echten Tausendgüldenkrauts (*Centaurium erythraea*) im Magergrünland Nordwestdeutschlands

– Kristin Fleischer, Merle Streitberger und Thomas Fartmann –

Zusammenfassung

Artenreiches Magergrünland ist inzwischen sehr selten im nordwestdeutschen Tiefland und heutzutage meist auf militärische Übungsgelände oder Naturschutzgebiete beschränkt. Im Grünland zählen Wiesen-Glockenblume (*Campanula patula*) und Echtes Tausendgüldenkraut (*Centaurium erythraea*) zu den Indikatoren für artenreiche Bestände und bestenfalls mäßig nährstoffreiche Standorte. Dennoch ist der Kenntnisstand zur Ökologie der Arten gering.

In dieser Studie werden die Standortansprüche von *C. patula* und *C. erythraea* in Weidelgras-Weißkleeweiden (*Lolio-Cynosuretum*) auf einem militärischen Übungsplatz im Sandmünsterland (Nordrhein-Westfalen) untersucht. In der Vegetationsperiode 2008 wurden für beide Arten die Verbreitung (100 m × 100 m-Raster) erfasst, Vegetationsaufnahmen von Beständen mit Vorkommen (Präsenzaufnahmen) und ohne Vorkommen (Absenzaufnahmen) angefertigt sowie die Populationsstruktur auf den Präsenzflächen aufgenommen. *C. patula* und *C. erythraea* haben innerhalb des Untersuchungsgebiets ähnliche Standortansprüche: Sie besiedeln frische, mäßig saure und höchstens mäßig stickstoffreiche Magerweiden auf schluffig-sandigen Substraten. Die deutlichsten Unterschiede bestehen hinsichtlich der Wasserversorgung. *C. erythraea* besiedelt im Vergleich zu *C. patula* feuchtere, oft wechselfrische bis -feuchte Standorte. Als Offenlandarten sind beide Sippen auf Nutzung oder Störungen angewiesen. Nach den Ergebnissen der vorliegenden Studie vertragen sie Mahd mäßig bis gut und Beweidung mäßig. *C. erythraea* scheint im Vergleich etwas höhere Beweidungsintensitäten zu tolerieren. Zur Verjüngung sind beide Sippen auf offene Bodenstellen angewiesen. Dies gilt insbesondere für die Pionierart *C. erythraea*. Zum Erhalt von Magergrünland und den beiden Zielarten *C. patula* und *C. erythraea* ist ein extensives Mahd- oder Beweidungsmanagement ohne Düngung, das Störstellen für die Keimung schafft, notwendig.

Abstract: Ecology of spreading bellflower (*Campanula patula*) and common centaury (*Centaurium erythraea*) in northwest German mesotrophic grassland

Species-rich mesotrophic grasslands have become very rare in northwest German lowlands. Their occurrence is nowadays mostly restricted to military training areas and nature reserves. In grassland spreading bellflower (*Campanula patula*) and common centaury (*Centaurium erythraea*) are indicators for species-rich stands and nutrient-poor soils. However, remarkably little has been known about their ecology. This study aims to analyse the habitat requirements of *C. patula* und *C. erythraea* in mesotrophic grasslands (*Lolio-Cynosuretum*) on a military training area in the "Sandmünsterland" (North Rhine-Westphalia). During the growing season of 2008 the distribution of both species was systematically surveyed in a 100 m x 100 m grid, vegetation relevés for presence and absence (control) sites were conducted, and population structure was ascertained. In the study area *C. patula* und *C. erythraea* have similar habitat requirements: They occur on fresh, moderately acidic and at times moderately nutrient-rich grasslands on silty sands. The greatest difference in their requirements was found to be soil moisture. *C. erythraea*, as opposed to *C. patula*, prefers more humid soils with fluctuating moisture. Both species require open habitats and thus are affected by management and disturbance. According to our results they tolerate moderate grazing and mowing, however *C. erythraea* seems to be less sensitive to grazing. For germination, both species depend on bare ground. This is especially the case for the pioneer species *C. erythraea*. For the conservation of nutrient-poor grassland and the target species *C. patula* and *C. erythraea*, a low-intensity mowing or grazing regime without fertilisation that creates vegetation gaps with bare ground for germination is needed.

Keywords: disturbance, grazing, inundation grassland, *Lolio-Cynosuretum*, species-rich grassland, target species.

1. Einleitung

Seit den 1950er Jahren ermöglichten der technische Fortschritt und die bessere sozioökonomische Situation in Mitteleuropa eine Intensivierung der Landnutzung (POSCHOLD & SCHUMACHER 1998). Es kam zu großflächigen Meliorationen sowie einer starken Zunahme der Düngung (DIERSCHKE & BRIEMLE 2002) und der atmosphärischen Stickstoffeinträge (GATTER 2000). Aus ein- bis zweischürigen Wiesen wurden vielfach Vielschnittwiesen, und Weiden wurden häufig in Mähweiden umgewandelt (FARTMANN 2006, ROSENTHAL & HÖLZEL 2009). Heutzutage wird das genutzte Grünland meist intensiv bewirtschaftet (Umbruch mit Neueinsaat, hoher Tierbesatz und häufige Nutzung) und ist stark eutrophiert (ISSELSTEIN 1998). Grünland auf Grenzertragsstandorten, das nicht melioriert werden konnte, fiel dagegen oft brach (FARTMANN 2006). Beide Prozesse, die Intensivierung der Nutzung, verbunden mit einer Nivellierung des ökologischen Standortpotentials, und das Brachfallen, hatten einen massiven Rückgang der Phytodiversität im Grünland zur Folge (DIERSCHKE & BRIEMLE 2002, ROSENTHAL & HÖLZEL 2009).

Die floristische Verarmung des Grünlandes aufgrund des Landnutzungswandels ist aus ganz Deutschland belegt (Norddeutschland: WESCHE et al. 2009; Mitteldeutschland: WAESCH 2003; Süddeutschland: HAUSER 1988, GOEBEL 1995). Insbesondere in den intensiv landwirtschaftlich genutzten Räumen Nordwestdeutschlands ist artenreiches Magergrünland inzwischen kaum noch zu finden (OPPERMANN et al. 2009, WESCHE et al. 2009). Selbst typische Grünlandarten wie *Lathyrus pratensis*, *Leucanthemum vulgare* oder *Silene flos-cuculi* werden zunehmend seltener, wie IKEMEYER et al. (2008) beispielhaft für das Westmünsterland (Nordrhein-Westfalen) zeigen. Entsprechend zählen magere Frischweiden und -wiesen zu den stark gefährdeten Biotoptypen im nordrhein-westfälischen Tiefland (VERBÜCHELN et al. 1999). Vorkommen von artenreichem Magergrünland sind heutzutage meist auf militärische Übungsgelände (DEUTSCHER RAT FÜR LANDESPFLEGE 1993, TÄUBER 1996, UNSELT 1997, HOFMEISTER & ZACHARIAS 1999) oder Naturschutzgebiete (SCHOMAKER & SCHULTE BOCHOLT 1991, SCHWARTZE 1999, STEPHAN & WITTJEN 1999, WESCHE et al. 2009) beschränkt.

In dieser Studie wird die Ökologie der Wiesen-Glockenblume (*Campanula patula*) (Abb. 1) und des Echten Tausendgüldenkrauts (*Centaurium erythraea*) (Abb. 2) in Weidelgras-Weißkleeweiden (*Lolio-Cynosuretum*) auf einem militärischen Übungsplatz im Sandmünsterland (Nordrhein-Westfalen) untersucht. *C. patula* ist ein Hemikryptophyt und Kennart der *Arrhenatheretalia* (DIERSCHKE 1997). *C. erythraea* tritt als Therophyt oder Hemikryptophyt auf und besiedelt ein weites Spektrum an Vegetationstypen von Kalkmagerrasen über Schlagflur- und Ruderalgesellschaften bis hin zum Grünland (ROSENBAUER 1996a). Innerhalb des Grünlandes meiden beide Arten eutrophierte und intensiv genutzte Standorte (ROSENBAUER 1996a, b). Entsprechend zählen sie im Nordwestdeutschen Tiefland zu den gefährdeten Pflanzenarten: *C. patula* gilt im Niedersächsischen Tiefland (GARVE 2004) und der Westfälischen Bucht (WOLFF-STRAUB et al. 1999) als gefährdet (Rote Liste 3), *C. erythraea* ist als Art der Vorwarnliste in beiden Naturräumen eingestuft.

Beide Arten können im Grünland als Indikatoren für artenreiche und bestenfalls mäßig nährstoffreiche Bestände gewertet werden (ROSENBAUER 1996a, b). Der Kenntnisstand zur Ökologie ist aber gering. JANTUNEN (2003) konnte eine Förderung von *C. patula* auf ehemaligen Grünlandbrachen in Südfinnland nach Wiederaufnahme der einschürigen Mahd nachweisen. In *Cynosurion*-Beständen in Tschechien hatte Rinder-Standbeweidung im Vergleich zur Rotationsbeweidung höhere Abundanzen von *C. patula* zur Folge (PAVL et al. 2003). VAN ROSSUM (2009) konnte in Brüsseler Forsten die größten Bestände von *C. erythraea* und die stärkste Verjüngung auf Kahlschlägen nachweisen. Waldwege und Straßenränder hatten ebenfalls eine große Bedeutung für die Regeneration von *C. erythraea*.

C. patula und *C. erythraea* sollen in dieser Studie als mögliche Zielarten für die Entwicklung mageren Grünlandes in den Sandlandschaften Nordwestdeutschlands dienen. Folgende Fragen sollen im Rahmen dieser Arbeit untersucht werden:

– Wie sind die Arten im Untersuchungsgebiet verbreitet und wie hat sich das Vorkommen von *C. patula* seit der letzten Kartierung in den Jahren 1994–1995 (CHMELA 1996) verändert?

Abb. 1: *Campanula patula*-Aspekt auf einer Ackerbrache bei Mechow (Mecklenburg-Vorpommern) (Foto: T. Fartmann, 06. 2009).

Fig. 1: Flowering *Campanula patula* on an abandoned arable field near Mechow (Mecklenburg-Western Pomerania) (Photo: T. Fartmann, 06/2009).

Abb. 2: *Centaurium erythraea* (Standortübungsplatz Handorf-Ost) (Foto: T. Fartmann, 07. 2009).

Fig. 2: *Centaurium erythraea* (military training area Handorf-Ost) (Photo: T. Fartmann, 07/2009).

– Wie lassen sich die Vorkommen pflanzensoziologisch charakterisieren?
– Welche Standortansprüche haben die Arten?
– Durch welches Management können die Arten gefördert werden?

2. Das Untersuchungsgebiet

2.1. Lage und Naturraum

Das Untersuchungsgebiet (UG) – der Standortübungsplatz (SÜP) Handorf-Ost – befindet sich nordöstlich des Stadtzentrums von Münster (Nordrhein-Westfalen, Nordwestdeutschland) (Abb. 3; Zentrum des UG: 51°59'45" N, 07°44'00" E). Der westliche Teil des SÜP gehört zur kreisfreien Stadt Münster, der östliche Teil zur Stadt Telgte (Kreis Warendorf). Nach CHMELA (1996) beträgt die Gesamtfläche des SÜP etwa 320 ha.

Der SÜP ist Bestandteil der Großlandschaft „Westfälische Bucht". Er ist der naturräumlichen Haupteinheit „Ostmünsterland" (Sandmünsterland) zuzuordnen und liegt auf der „Handorfer Sandplatte", die vor allem aus Terrassensanden der Ems besteht (KRAFT & RIEGER 1993). Aufgrund von hoch anstehendem Grundwasser und Bodenverdichtungen sind die vorherrschenden Bodentypen des UG Gley-Podsole und Pseudogley-Podsole (GEOLOGISCHES LANDESAMT NORDRHEIN-WESTFALEN 1991). Die dominierende Bodenart im Oberboden ist in den Grünlandhabitaten schluffiger Sand (eig. Daten). Als potentiell natürliche Vegetation würden feuchte Ausprägungen des Eichen-Buchenwaldes mit Durchdringungen von Birken-Eichenwäldern dominieren (BURRICHTER 1973).

Das Klima im UG ist subozeanisch. Die Winter sind mild und die Sommer mäßig warm. Bei einer Jahresmitteltemperatur von 9,2 °C und einer Jahrestemperaturamplitude von 16,0 °C beträgt der Jahresniederschlag ungefähr 760 mm. Das langjährige Mittel der Sonnenstunden pro Jahr liegt bei 1.528 h (langjährige Mittel jeweils für den Zeitraum 1961–1990, DWD 2009).

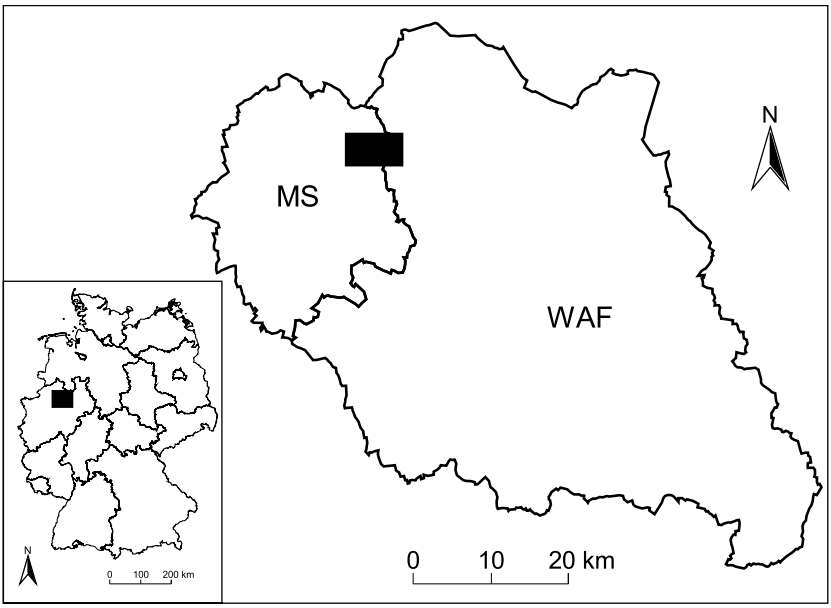

Abb. 3: Lage des Untersuchungsgebietes „Standortübungsplatz Handorf-Ost" in Deutschland sowie innerhalb der kreisfreien Stadt Münster (MS) und im Kreis Warendorf (WAF).

Fig. 3: Location of the study area in North Rhine-Westphalia (Germany), in the city of Münster (MS), and the district of Warendorf (WAF).

2.2. Nutzung

Der überwiegende Teil der heutigen Grünlandflächen wurde ehemals als Flugplatz genutzt. Mit dem Bau des Flughafens im Jahre 1936 wurden umfangreiche Drainierungen und die Anlage von betonierten Rollfeldern, Start- und Landebahnen vorgenommen. Gegen Ende des 2. Weltkrieges wurden der Flughafen und die Drainagesysteme durch Flächenbombardements weitgehend zerstört (CHMELA 1996). In der Folgezeit wurden die Offenlandbereiche vermutlich überwiegend beweidet, teilweise auch gemäht. Seit Errichtung der angrenzenden Lützow-Kaserne 1959 wurde das UG sukzessive zu einem militärischen Übungsplatz ausgebaut. Anfang der 1980er Jahre wurde ein Düngeverbot für das gesamte Gebiet verhängt. Seit dieser Zeit wird das Offenland im UG regelmäßig mit Schafen beweidet. Auf Grund der heterogenen Bodenverhältnisse und unterschiedlicher Nutzungsintensitäten dominieren verschiedene Ausprägungen der Weidelgras-Weißklee-Weiden (CHMELA 1996).

Gegenwärtig wird der Großteil des Offenlandes mehrmals von Mitte März bis November beweidet (Schaf-Koppelweide). Die übrigen Flächen werden extensiver genutzt: ein- bis zweimalige, kurzzeitige Koppelbeweidung pro Jahr, einschürige Mahd oder Mulchmahd im zweijährigen Rhythmus. Die ehemaligen Ackerflächen im Westen des UG werden am intensivsten genutzt. Sie dienen ganzjährig als Weide und werden regelmäßig zur Heugewinnung gemäht (STANDORTVERWALTUNG MÜNSTER 2005).

3. Methoden

3.1. Vegetation

Alle Geländeerhebungen fanden im Jahr 2008 statt. Um die Verbreitung von *C. patula* und *C. erythraea* auf dem SÜP zu untersuchen, wurden die Vorkommen beider Arten auf Basis eines 100 m × 100 m Rasters (insgesamt 262 Offenland-Rasterflächen) von Juni bis September kartiert. Für *C. patula* stand die Rasterkartierung von CHMELA (1996) auf Basis desselben Rasters zum Vergleich zur Verfügung.

Zur Ermittlung der ökologischen Ansprüche der Arten wurden Vegetationsaufnahmen auf Probeflächen von je 9 m² Größe angefertigt. Die Abgrenzung der Flächen folgte den Homogenitätskriterien nach DIERSCHKE (1994). Die Artmächtigkeit wurde nach der Wilmanns-Skala geschätzt (WILMANNS 1998). Es wurde darauf geachtet, dass Bestände jedes in der Vegetationskarte von CHMELA (1996) abgegrenzten Vegetationstyps, in denen *C. patula* bzw. *C. erythraea* vorkamen, durch Vegetationsaufnahmen abgedeckt waren. Für jede Art sollte die Anzahl der Aufnahmen pro Typ in etwa der Häufigkeit der Art je Typ entsprechen. Zusätzlich wurden zufällig ausgewählte Absenz-Aufnahmen an Standorten ohne Vorkommen der Arten, die aber nach OBERDORFER (2001) ein Vorkommen erwarten ließen, angefertigt. Die Anzahl der Absenz-Aufnahmen je Typ entsprach dem Flächenanteil des jeweiligen Typs im UG (gewichtete stratifizierte Zufallsstichprobe). Für *C. patula* wurden im Juni insgesamt 59 Vegetationsaufnahmen erstellt, davon 43 innerhalb von Beständen der Art (Präsenz-Aufnahmen) und 16 als Absenz-Aufnahmen an Stellen ohne Vorkommen der Art. Für *C. erythraea* wurden im Zeitraum von Juli bis September 37 Präsenz-Aufnahmen und 25 Absenz-Aufnahmen angefertigt.

Die Populationsstruktur von *C. patula* und *C. erythraea* wurde auf einer 1 m² großen Fläche an der Stelle mit der höchsten Individuendichte innerhalb jeder der 43 bzw. 37 Präsenz-Aufnahmeflächen erfasst. Hierzu wurde die Anzahl vegetativer (Rosetten) und generativer (blühend, verblüht oder fruchtend) Sprosse ausgezählt.

Die syntaxonomische Einordnung der Präsenz-Vegetationsaufnahmen erfolgte durch pflanzensoziologische Tabellenarbeit nach DIERSCHKE (1994). Die Kriterien zur Abgrenzung der einzelnen Syntaxa durch selbst ermittelte Differentialarten entstammen DENGLER & BERG (2004). Demnach dient alleine die prozentuale Stetigkeit als Klassifikationskriterium. Sippen, die in einem Syntaxon gegenüber einem anderen Syntaxon gleichen Ranges die doppelte prozentuale Stetigkeit aufweisen, erfüllen das Differentialartkriterium. Ergänzend wird in dieser Arbeit eine Modifikation von SCHMITT & FARTMANN (2006) benutzt, die die Mindeststetigkeit der Differentialart in dem durch sie differenzierten Syntaxon auf 20 %, bei weniger als 15 Aufnahmen auf 30 % festlegt. Zudem dürfen Differentialarten in Vergleichssyntaxa eine Stetigkeit von 30 % erreichen.

Die Angaben zu Charakterarten der Frischweiden des *Lolio-Cynosuretum* richten sich von der Klasse bis zur Assoziation nach DIERSCHKE (1997) und BURKART et al. (2004). Für die Flutrasen des *Potentillion anserinae* wurde OBERDORFER (1993) benutzt. Die Nomenklatur der Syntaxa folgt RENNWALD (2000).

Für die Bestimmung der Gefäßpflanzen wurden die Werke von OBERDORFER (2001), JÄGER & WERNER (2000) sowie SENGHAS & SEYBOLD (2000) verwendet. Die Nomenklatur der Gefäßpflanzen richtet sich nach WISSKIRCHEN & HAEUPLER (1998).

3.2. Standortparameter

Bodenmischproben wurden in jeder Vegetationsaufnahmefläche in einer Tiefe von 0–30 cm genommen. An zehn Standorten von *C. erythraea* konnten auf Grund möglicher Munitionsverseuchung keine Proben entnommen werden, so dass für diese Art insgesamt 52 Bodenproben vorhanden sind. Die Bodenproben wurden mittels Fingerprobe auf die Bodenart (AG BODEN 1996) und im Labor auf den Gehalt an organischer Substanz untersucht. Dazu wurden die Proben bei 105 °C getrocknet und das Trockengewicht bestimmt. Anschließend wurden sie bei 500 °C verglüht und erneut gewogen. Der Glühverlust entspricht dem Gehalt an organischer Substanz in der Probe.

Für jede Aufnahme wurden die mittlere qualitative Beweidungs- (B) und Mahdzahl (M) nach DIERSCHKE & BRIEMLE (2002) und die mittlere qualitative Feuchte- (F), Reaktions- (R) und Stickstoffzahl (N) nach ELLENBERG et al. (2001) berechnet. Außerdem wurde der prozentuale Anteil der Lebensformen (ELLENBERG et al. 2001) und Strategietypen (GRIME et al. 2007) für jede Aufnahmegruppe (Präsenz- und Absenzaufnahmen je Art) ermittelt. Die Strategietypen wurden nach dem von ECKE & RYDIN (2000) vorgeschlagenen Prinzip gewichtet.

3.3. Statistische Auswertung

Nach Prüfung der Gradientenlänge (TER BRAAK & ŠMILAUER 1998, LEPŠ & ŠMILAUER 2003) wurden drei Ordinationen (*Detrended Correspondence Analysis*, DCA) mit dem Programm CANOCO 4.5 durchgeführt, um Präsenz- und Absenz-Aufnahmen jeder Art und die Aufnahmen beider Arten untereinander zu vergleichen. Aufnahmen, in denen beide Arten vertreten waren, wurden jeweils nur für eine der Zielarten in die statistische Analyse einbezogen. Die Absenz-Aufnahmen von *C. patula* wurden hinsichtlich der Nähe zu den Präsenz-Aufnahmen in 2 Klassen eingeteilt. Als „nah“ werden diejenigen Aufnahmen bezeichnet, die innerhalb eines Präsenz-Rasters von *C. patula* lagen, alle anderen Absenz-Aufnahmen wurden als „fern“ definiert. Für die Umweltmatrix wurden die mittleren Ellenberg-Zeigerwerte (F, R, N), die M und B sowie der Gehalt an organischer Substanz verwendet. Aus den Vegetationsdaten wurden Arten, die in weniger als drei Aufnahmen vorkamen, entfernt und seltene Arten heruntergewichtet. Das *Detrending* wurde mit Hilfe von Segmentierung vorgenommen. Die Korrelation jedes Umweltparameters mit den ersten beiden Achsen, die Eigenwerte der Achsen und der Anteil erklärter Varianz wurden für jede DCA berechnet.

Da keine Normalverteilung der Variablen vorlag (Kolmogorov-Smirnov-Test), wurde zum Vergleich von zwei unabhängigen Stichproben der Mann-Whitney-U-Test benutzt. Die Tests wurden mit dem Statistikprogramm SPSS 16.0 durchgeführt.

4. Ergebnisse

4.1. Verbreitung

Magergrünland ist der dominierende Grünlandtyp und der Vorkommensschwerpunkt von *C. patula* und *C. erythraea* im UG (Abb. 4a, b). Fettgrünland wurde von beiden Arten gemieden.

Alle aktuellen Vorkommen von *C. patula* befinden sich in Rastern mit genutztem Magergrünland oder mit, auch meist mageren, Grünlandbrachen (Abb. 4a). Im UG kommt *C. patula* in zwei deutlich voneinander getrennten Teilpopulationen vor, einer nordwestlichen und einer zentralen. Waren während der Kartierung 1994/1995 noch 15 100 m × 100 m Raster von *C. patula* besiedelt (Offenland-Rasterfrequenz [RF] = 6 %), so konnte die Art im Jahr 2008 nur noch in 11 Rastern (RF = 4 %) nachgewiesen werden. In der nordwestlichen Teilpopulation sind 6 Raster nicht mehr besiedelt, unmittelbar nach Osten angrenzend konnten aber Funde in 2 neuen Rasterfeldern erbracht werden. Die Verbreitung in der zentralen Teilpopulation ist im Vergleich zur Kartierung 1994/1995 unverändert.

C. erythraea ist im Vergleich zu *C. patula* deutlich weiter verbreitet (Abb. 4b). Insgesamt kommt die Art in 38 der 262 Offenland-Rasterflächen vor (RF = 15 %). Bereits die Rasterkarte lässt erkennen, dass *C. erythraea* oft an Rändern der Grünlandflächen (Wegränder) verbreitet ist und nur selten innerhalb dieser vorkommt.

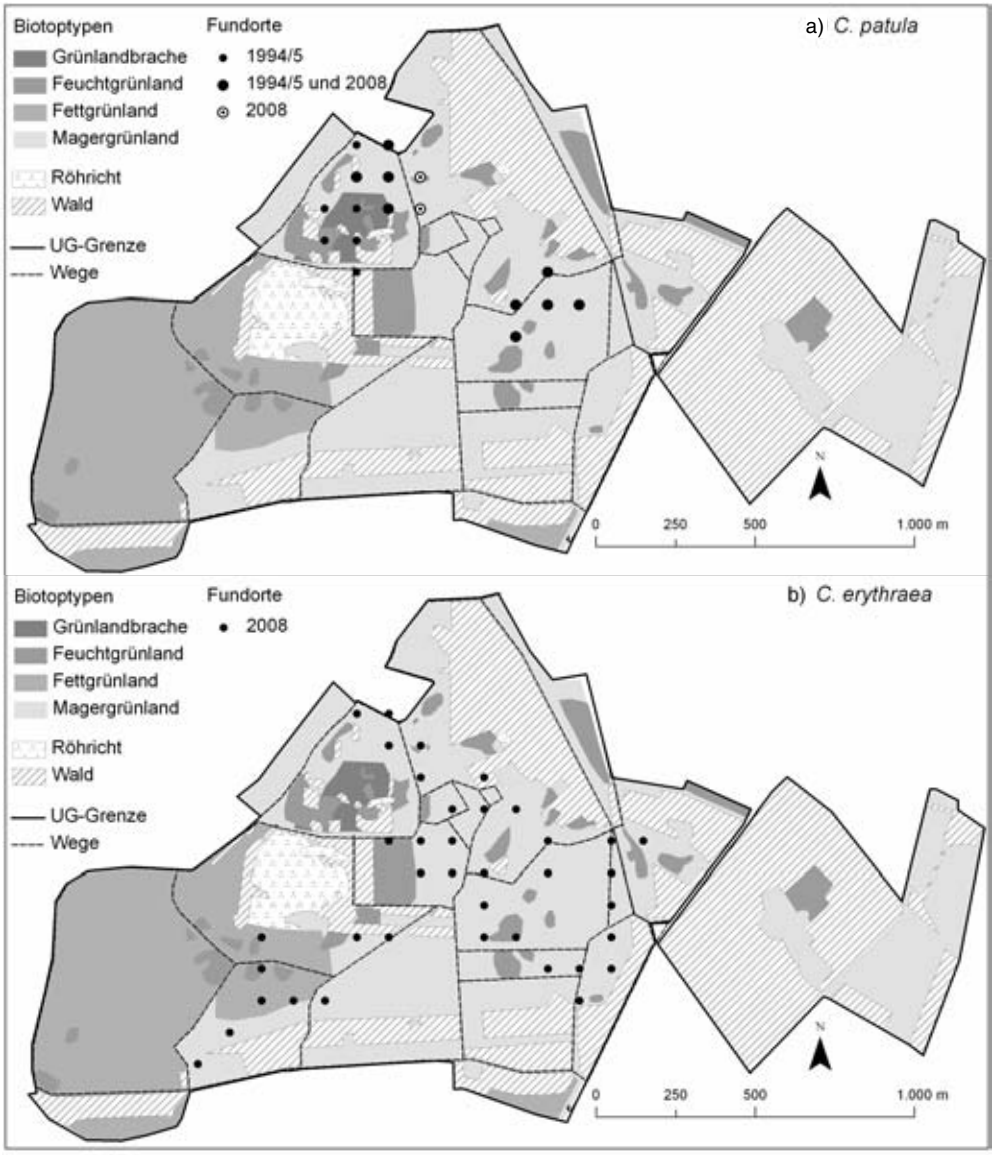

Abb. 4: Verbreitung von (a) *C. patula* und (b) *C. erythraea* im Untersuchungsgebiet auf Basis eines 100 × 100 m-Rasters. Quellen von Biotoptypenkarte und Verbreitungsdaten *C. patula* 1994/5: CHMELA (1996).

Fig. 4: Distribution of (a) *C. patula* and (b) *C. erythraea* in the study area on a 100 × 100 m grid. Sources for habitat types and distribution data of *C. patula* 1994/5: CHMELA (1996).

Auffällig ist, dass innerhalb der im Westen liegenden Fettgrünlandflächen (ehemalige Ackerflächen) *C. patula* nicht und *C. erythraea* nur selten nachgewiesen werden konnten.

4.2. Pflanzengesellschaften

C. patula und *C. erythraea* besiedeln im UG schwerpunktmäßig Bestände des mageren *Lolio-Cynosuretum* (Tab. 1, Beilage). Der Nachweis beider Arten in derselben Aufnahme gelang allerdings selten (N = 5; Tab. 1 und 2).

Die Bestände des *Lolio-Cynosuretum* sind auf Klassen- und Ordnungsebene durch eine Reihe von Charakterarten, die zudem oft hohe Stetigkeiten und Artmächtigkeiten erreichen (z. B. *Holcus lanatus*, *Trifolium repens* oder *Achillea millefolium*), gut gekennzeichnet. Das *Lolio-Cynosuretum* ist die Zentralassoziation des *Cynosurion*; die Kenn- und Trennarten sind daher weitgehend identisch (DIERSCHKE 1997). Der Verband generell (DIERSCHKE 1997) und auch das eigene Aufnahmematerial sind nur schwach durch Kennarten charakterisiert. Aufgrund des fast vollständigen Fehlens hochwüchsiger Wiesenpflanzen (DIERSCHKE 1997) und der dominierenden Weidenutzung werden die Grünland-Aufnahmen aber komplett dem *Lolio-Cynosuretum* zugeordnet. Die Vorherrschaft von *Festuca rubra* bei gleichzeitigem Zurücktreten von *Lolium perenne* sowie das stete Vorkommen von Arten wie *Hypochaeris radicata*, *Leontodon saxatilis*, *Luzula campestris*, *Rumex acetosella* oder *Stellaria graminea* weist die Bestände als magere Ausbildungen des *Lolio-Cynosuretum* (= *Festuco-Cynosuretum/Luzulo-Cynosuretum* – Geest-Rotschwingelweide) aus (FOERSTER 1983).

Die Aufnahmen können zwei Subassoziationen zugeordnet werden: dem *Lolio-Cynosuretum lotetosum* und *L.-C. typicum* (s. MEISEL 1970, 1977; FOERSTER 1983). Die Feuchtweiden des *Lolio-Cynosuretum lotetosum* werden im UG unter anderem durch das hochstete Auftreten der Feuchtezeiger *Juncus effusus* und *Carex hirta* differenziert. Die namengebende Art – *Lotus pendunculatus* – ist im vorliegenden Aufnahmematerial zwar nicht auf diese Subassoziation beschränkt, hat aber auch im UG die höchsten Artmächtigkeiten in Beständen des *Lolio-Cynosuretum lotetosum.* Die Frischweiden des *Lolio-Cynosuretum typicum* weisen keine eigenen Trennarten auf. Sowohl im *Lolio-Cynosuretum lotetosum* als auch *L.-C. typicum* lies sich eine Variante von *Rorippa palustris* mit Präsenz von Überstauungszeigern wie *Rorippa palustris* und Wechselfeuchte-/frischezeigern wie *Juncus conglomeratus*, *J. bufonius*, *Agrostis stolonifera* oder *Elymus repens* abgrenzen. Weiterhin konnten eine Typische Variante des *Lolio-Cynosuretum typicum* und eine *Bromus hordeaceus*-Variante abgetrennt werden. Mit Arten wie *Bromus hordeaceus*, *Leucanthemum vulgare* oder *Veronica chamaedrys*, die innerhalb des Grünlandes vor allem in Wiesen vorkommen (OBERDORFER 2001), leiten die Bestände dieser Variante zu den mageren Frischwiesen über. Die beiden weiteren Trennarten – *Veronica arvensis* und *Geranium molle* – können als Zeiger für Vegetationslücken gelten (OBERDORFER 2001). Die von den Beständen dieser Subassoziation besiedelten Standorte lassen sich anhand der Zeigerwerte für F und N als die trockensten und stickstoffärmsten der untersuchten Flächen bezeichnen.

Innerhalb der Subassoziationen und Varianten des *Lolio-Cynosuretum* weisen *C. patula* und *C. erythraea* unterschiedliche Schwerpunkte auf. *C. patula* kommt in den Beständen des *Lolio-Cynosuretum lotetosum* und *L.-C. typicum* etwa in zwei Fünftel bzw. zwei Drittel aller Aufnahmen vor (Stetigkeit [S] = 41 bzw. 60 %). In erstgenannter Subassoziation tritt die Art allerdings meist nur mit Einzelindividuen auf. Die mit Abstand höchste Stetigkeit (94 %) und die höchsten Artmächtigkeiten hat *C. patula* in der *Bromus hordeaceus*-Variante des *Lolio-Cynosuretum typicum*.

Auch *C. erythraea* kommt etwa in jeder zweiten Aufnahme des *Lolio-Cynosuretum lotetosum* und *L.-C. typicum* vor (S = 59 % bzw. 49 %). Schwerpunktmäßig tritt die Art in Beständen der *Rorippa palustris*-Variante sowohl des *Lolio-Cynosuretum lotetosum* als auch des *L.-C. typicum* (S = 83 % bzw. 100 %) auf. In Beständen der letztgenannten Einheit hat *C. erythraea* zudem die höchsten Artmächtigkeiten.

Die Flutrasen des *Potentillion anserinae* sind im UG durch eine Reihe von Klassenkennarten gut charakterisiert; die höchste Stetigkeit und zudem hohe Artmächtigkeiten erreicht

Holcus lanatus (Tab. 2). Beide im UG vertretenen Gesellschaften weisen zudem jeweils Ordnungs- und Verbandskennarten mit hoher Stetigkeit und Artmächtigkeit auf. In der *Potentillion*-Basalgesellschaft sind dies *Potentilla anserina* und *Ranunculus repens*, im *Potentillo-Festucetum arundinaceae* ist es *Elymus repens.* Zudem in allen Aufnahmen des *Potentillo-Festucetum arundinaceae* vertreten ist die Assoziationscharakterart *Festuca arundinacea.* Während die Flutrasen der *Potentillion*-Basalgesellschaft vor allem in Senken im Grünland auftreten, sind Bestände des *Potentillo-Festucetum arundinaceae* im UG auf Wegränder beschränkt. Die Bestände beider Gesellschaften besiedeln im Winter und Frühjahr nasse Standorte, die im Sommer mehr oder weniger stark austrocknen (OBERDORFER 1993).

C. patula und *C. erythraea* haben im UG Nebenvorkommen in Beständen des *Potentillion anserinae*: *C. patula* besiedelt – aber immer nur mit einzelnen Exemplaren – Flutrasen der *Potentillion anserinae*-Basalgesellschaft. *C. erythraea* kommt – teilweise in hoher Artmächtigkeit – in den Flutrasen des *Potentillo-Festucetum arundinaceae* vor.

4.3. Standortansprüche

Die Standorte von *C. patula* sind anhand der mittleren Zeigerwerte als frisch, mäßig sauer und stickstoffarm bis mäßig stickstoffreich zu bezeichnen (Tab. 3). Die Mahdverträglichkeit der Bestände ist mäßig bis gut, die Weide- und Trittverträglichkeit mäßig. Signifikante Unterschiede zwischen den Präsenz- und Absenz-Flächen liegen hinsichtlich der B ($P \leq 0{,}01$) und der N ($P \leq 0{,}05$) vor. Die von *C. patula* besiedelten Standorte sind demnach stickstoffreicher und stärker beweidet als diejenigen der Absenz-Aufnahmen.

C. erythraea besiedelt Standorte, die hinsichtlich F, R und N sowie der Nutzung ähnliche Eigenschaften aufweisen wie die von *C. patula.* Bei N liegen ebenfalls signifikante Unterschiede ($P \leq 0{,}05$) zwischen Präsenz- und Absenzaufnahmen vor: Verglichen mit den Absenz-Aufnahmen sind die Standorte von *C. erythraea* stickstoffärmer. Die größten Unterschiede zwischen den Aufnahmen mit *C. erythraea* und *C. patula* bestehen bei B. Mit $5{,}6 \pm 0{,}5$ gegenüber $5{,}1 \pm 0{,}3$ scheinen die von *C. erythraea* besiedelten Standorte einem höheren Beweidungsdruck zu unterliegen, wenngleich der Unterschied nicht signifikant ist.

Der Anteil organischer Substanz im Oberboden bewegt sich um 3 % (Tab. 3). Signifikante Unterschiede bestehen zwischen keiner der Gruppen.

Die DCA der Präsenz- und Absenz-Aufnahmen von *C. patula* zeigt ebenfalls eine deutliche Auftrennung der beiden Aufnahmengruppen, insbesondere entlang der zweiten Achse (Abb. 5a). Die erste Achse hat mit 0,21 einen hohen Eigenwert, trägt also maßgeblich zur Erklärung der Varianz bei (Tab. 4). Sie ist stark negativ mit F und B korreliert. Positiv mit der ersten Achse korreliert sind dagegen R und N. Die zweite Achse (Eigenwert = 0,13) ist am stärksten negativ mit dem Gehalt an organischer Substanz, N und B korreliert (Tab. 2). Die Aufnahmen von *C. patula* sind im Gegensatz zu denen der Absenz-Aufnahmen stark positiv mit der B, dem Gehalt an organischer Substanz und mit N korreliert (Abb. 5a). Auffällig ist, dass die räumlich weit entfernten Absenz-Aufnahmen den Präsenz-Aufnahmen floristisch ähnlicher sind als die nah gelegenen Absenz-Flächen.

Die DCA mit den *Centaurium*-Aufnahmen und den Absenz-Aufnahmen zeigt eine deutliche Auftrennung der Präsenz- und Absenzaufnahmen (Abb. 5b). Die Eigenwerte der ersten und zweiten Achse sind mit 0,36 bzw. 0,27 recht hoch (Tab. 4). Die M differenziert die Aufnahmen entlang der ersten Achse; zusätzlich werden die beiden Aufnahmegruppen entlang der zweiten Achse durch N getrennt. Die Aufnahmen von *C. erythraea* sind negativ mit beiden Parametern korreliert. Flächen mit einer hohen Mahdintensität werden gemieden, ebenso nährstoffreichere Böden. Die DCA mit Aufnahmen beider Arten ergibt eine klare Auftrennung der beiden Gruppen entlang der ersten Achse (Abb. 6). Der Eigenwert der ersten Achse ist 0,24, der der zweiten 0,17 (Tab. 4). Die erste Achse und die Aufnahmen von *C. erythraea* sind positiv mit F und negativ dem Gehalt an organischer Substanz korreliert. *C. patula* erscheint verglichen mit *C. erythraea* beweidungs- und mahdempfindlicher und bevorzugt Böden mit höheren Gehalten an organischer Substanz.

Tabelle 2: Vegetationstabelle der Flutrasen – *Potentillion anserinae* Tx. 1947

Table 2: Vegetation table of the inundation grasslands – *Potentillion anserinae* Tx. 1947

1: *Potentillion anserinae* -Basalgesellschaft
2: *Potentillo-Festucetum arundinaceae* Nordhagen 1940

	1					2					
Laufende Nr.	1	2	3	4	5	6	7	8			
Messtischblattquadrant (TK 25)	39	39	39	39	39	40	40	40			
	123	123	123	123	123	121	121	121			
Höhe [m NN]	52	52	52	52	52	49	49	51			
Deckung Krautschicht [%]	95	95	95	95	95	60	90	100			
Bodenart	Su	Su	Su	Su	Su	.	.	.	Stetigkeit (%)		
Artenzahl	30	24	27	26	26	23	27	27	Ges.	1	2
Campanula patula	r	r	r	r	r	.	.	.	63	100	0
Centaurium erythraea	.	.	.	.	.	2a	1	+	38	0	100
D *Potentillion* -Basalgesellschaft											
Potentilla anserina V/O	2a	2a	2b	2a	+	.	.	.	63	100	0
Ranunculus repens V/O	2a	2a	2b	1	+	.	.	.	63	100	0
Stellaria graminea K	2a	2b	1	1	1	.	.	.	63	100	0
Anthoxanthum odoratum	3	2a	1	1	2a	.	.	.	63	100	0
Glechoma hederacea	+	1	r	1	1	.	.	.	63	100	0
Poa trivialis	2a	2b	2a	.	1	.	.	.	50	80	0
Rumex acetosa K	.	+	2a	2a	2a	.	.	.	50	80	0
Bromus hordeaceus	1	+	.	+	+	.	.	.	50	80	0
Vicia hirsuta	+	.	r	+	+	.	.	.	50	80	0
Carex spicata	r	1	1	.	.	.	.	.	38	60	0
Juncus effusus K	+	+	r	.	.	.	.	.	38	60	0
Cirsium arvense	+	+	.	+	.	.	.	.	38	60	0
A *Potentillo-Festucetum arundinaceae*											
Festuca arundinacea	.	2a	.	1	.	2a	2a	4	63	40	100
Poa compressa D	.	.	.	.	.	5	3	3	38	0	100
Agrostis stolonifera V/O D	.	.	.	.	.	+	2a	2a	38	0	100
Plantago major s.l. D	.	.	.	.	.	r	+	r	38	0	100
V/O *Potentillion /Potentillo-Polygonetalia*											
Rumex crispus	2a	.	r	.	.	.	r	.	38	40	33
Elymus repens	.	.	+	.	.	2a	3	.	38	20	67
Carex hirta	.	.	.	.	.	2a	.	+	25	0	67
K *Molinio-Arrhenatheretea*											
Holcus lanatus	2b	2b	3	3	3	2b	2a	2a	100	100	100
Lotus pendunculatus	2b	3	2b	2b	2b	.	+	.	75	100	33
Cerastium holosteoides	+	r	1	.	+	+	+	.	75	80	67
Achillea millefolium	1	.	1	2a	1	.	+	.	63	80	33
Poa pratensis agg.	.	.	1	2a	2a	.	.	+	50	60	33
Taraxacum sect. *Ruderalia*	r	.	.	.	.	+	+	r	50	20	100
Ranunculus acris	2a	.	.	.	1	.	r	.	38	40	33
Vicia cracca	.	+	.	.	+	r	.	.	38	40	33
Veronica serpyllifolia	.	.	+	.	.	+	r	.	38	20	67
Trifolium repens	1	1	.	.	.	.	.	.	25	40	0
Lathyrus pratensis	.	.	.	.	+	r	.	.	25	20	33
Cynosurus cristatus	.	.	.	.	.	.	2a	+	25	0	67
Trifolium dubium	.	.	.	.	.	.	+	2a	25	0	67
Prunella vulgaris	.	.	.	.	.	.	.	+	13	0	33
Trifolium pratense	.	.	.	.	.	.	.	+	13	0	33
Bellis perennis	.	.	.	.	.	.	.	r	13	0	33
Begleiter											
Festuca rubra	2b	2a	2a	2a	2a	1	+	2b	100	100	100
Agrostis capillaris	1	1	+	+	1	+	.	+	88	100	67
Vicia tetrasperma	+	.	+	+	.	.	.	r	50	60	33
Plantago lanceolata	+	.	.	.	+	r	2a	r	63	40	100
Vicia angustifolia	r	.	.	+	r	.	.	+	50	60	33
Juncus tenuis	+	.	.	.	.	+	+	+	50	20	100
Hypericum perforatum	.	+	.	.	2a	.	+	+	50	40	67
Galium uliginosum	r	.	r	.	.	.	.	.	25	40	0
Lolium perenne	1	.	.	+	.	.	.	.	25	40	0

Euonymus europaea juv.	.	+	.	.	r	.	.	.	25	40	0
Silene latifolia	.	+	.	r	.	.	.	.	25	40	0
Rumex acetosella	.	.	+	2a	.	.	.	.	25	40	0
Luzula campestris	.	.	.	+	+	.	.	.	25	40	0
Sedum acre	.	.	.	.	.	+	.	+	25	0	67
Leontodon saxatilis	.	.	.	.	.	.	2a	+	25	0	67
Centaurium pulchellum	.	.	.	.	.	.	1	+	25	0	67
Juncus articulatus	.	.	.	.	.	.	+	+	25	0	67

außerdem: *Carduus crispus* 8: r; *Carex ovalis* 3: +; *Cirsium palustre* 4: +; *Dactylis glomerata* 3: 1; *Dianthus deltoides* 7: +; *Echium vulgare* 6: 2a; *Galium album* 6: +; *Galium aparine* 4: +; *Geranium pusillum* 1: +; *Juncus bufonius* 6: +; *Juncus conglomeratus* 3: +; *Leucanthemum vulgare* 6: +; *Lysimacchia nummularia* 1: +; *Odontites vulgare* 7: +; *Oenothera biennis* s.l. 5: r; *Populus* spec. juv. 2: r; *Rorippa palustris* 8: +; *Sagina procumbens* 7: +; *Salix cinerea* s.l. juv. 7: r; *Urtica dioica* 4: r; *Vulpia myuros* 6: +.

Tabelle 3: Mittlere Zeigerwerte, Mahd- und Beweidungszahl, mittlerer Anteil an organischer Substanz (jeweils ± Standardabweichung) sowie Anteil der Strategietypen und Lebensformen der Präsenz-Aufnahmen von *C. patula*, *C. erythraea* und der zugehörigen Absenz-Aufnahmen. Mittelwertvergleiche mit Mann-Whitney-U-Test: * = P ≤ 0,05, ** = P ≤ 0,01, n.s. = nicht signifikant. A = *C. patula*, Präsenz : Absenz; B = *C. patula* Präsenz : *C. erythraea* Präsenz; C = *C. erythraea*, Präsenz : Absenz.

Table 3: Mean Ellenberg indicator values, mowing and grazing values, proportion of organic matter (± standard deviation for each) as well as the proportion of strategy types and life forms for the relevés of *C. patula* and *C. erythraea* and the control relevés. Test of differences with Mann-Whitney U-Test: * = P ≤ 0.05, ** = P ≤ 0.01, n.s. = not significant. A = *C. patula*, presence : absence; B = *C. patula* presence : *C. erythraea* presence; C = *C. erythraea*, presence : absence.

	Campanula patula		*Centaurium erythraea*		A	B	C
	Präsenz	Absenz	Präsenz	Absenz			
Ø Feuchtezahl (F)	5,4 (± 0,3)	5,5 (± 0,5)	5,6 (± 0,4)	5,7 (± 0,5)	n.s.	n.s.	n.s.
Ø Reaktionszahl (R)	5,2 (± 0,4)	4,8 (± 0,6)	5,2 (± 0,3)	5,0 (± 0,5)	n.s.	n.s.	n.s.
Ø Stickstoffzahl (N)	4,6 (± 0,4)	4,4 (± 0,5)	4,7 (± 0,3)	4,9 (± 0,3)	*	n.s.	*
Ø Mahdzahl (M)	6,1 (± 0,3)	6,4 (± 0,4)	6,3 (± 0,4)	6,4 (± 0,5)	n.s.	n.s.	n.s.
Ø Beweidungszahl (B)	5,1 (± 0,3)	5,5 (± 0,4)	5,6 (± 0,5)	5,6 (± 0,7)	**	n.s.	n.s.
Ø Organische Substanz (org. Sub.) [%]	3,3 (± 1,3)	3,1 (± 0,8)	3,0 (± 0,9)	3,3 (± 0,2)	n.s.	n.s.	n.s.
Anteil Strategietypen [%]							
Konkurrenz-Stratege (C)	38,3	35,8	37,0	38,8	n.s.	n.s.	n.s.
Ruderalstratege (R)	30,5	34,2	32,0	30,9	n.s.	n.s.	n.s.
Stresstoleranz-Stratege (S)	31,2	29,9	31,0	30,3	n.s.	n.s.	n.s.
Anteil Lebensformen [%]							
Therophyten (T)	17,9	18,2	21,1	15,8	n.s.	n.s.	n.s.
Geophyten (G)	4,6	5,2	4,7	6,3	n.s.	n.s.	n.s.
Hemikryptophyten (H)	71,0	63,9	60,9	63,2	n.s.	n.s.	n.s.
Chamaephyten (C)	5,0	11,9	9,8	8,8	n.s.	n.s.	n.s.
Nanophanerophyten (NP)	0,5	0,2	0,2	4,9	n.s.	n.s.	n.s.
Phanerophyten (P)	1,0	0,6	3,2	1,0	n.s.	n.s.	n.s.
Anzahl Aufnahmen	43	16	37	25			

Der Varianzanteil, der durch die untersuchten Umweltparameter erklärt wird, liegt für *C. patula* im Vergleich zu den Absenz-Aufnahmen bei 12,4 %, bei *C. erythraea* im Vergleich zu den Absenz-Aufnahmen bei 21,2 % und für den Vergleich beider Arten bei 9,9 % (Tab. 4).

4.4. Strategietypen und Lebensformen

Sowohl in den Beständen von *C. patula* und *C. erythraea* als auch in den Absenzflächen dominieren Konkurrenz-Strategen leicht (Anteil 35,8–38,8 %) (Tab. 3). Ruderal- und Stresstoleranz-Strategen sind nahezu gleich häufig (Anteil 29,9–34,5 %). Signifikante Unterschiede in den Anteilen der Strategietypen konnten für keine der betrachteten Gruppen festgestellt werden.

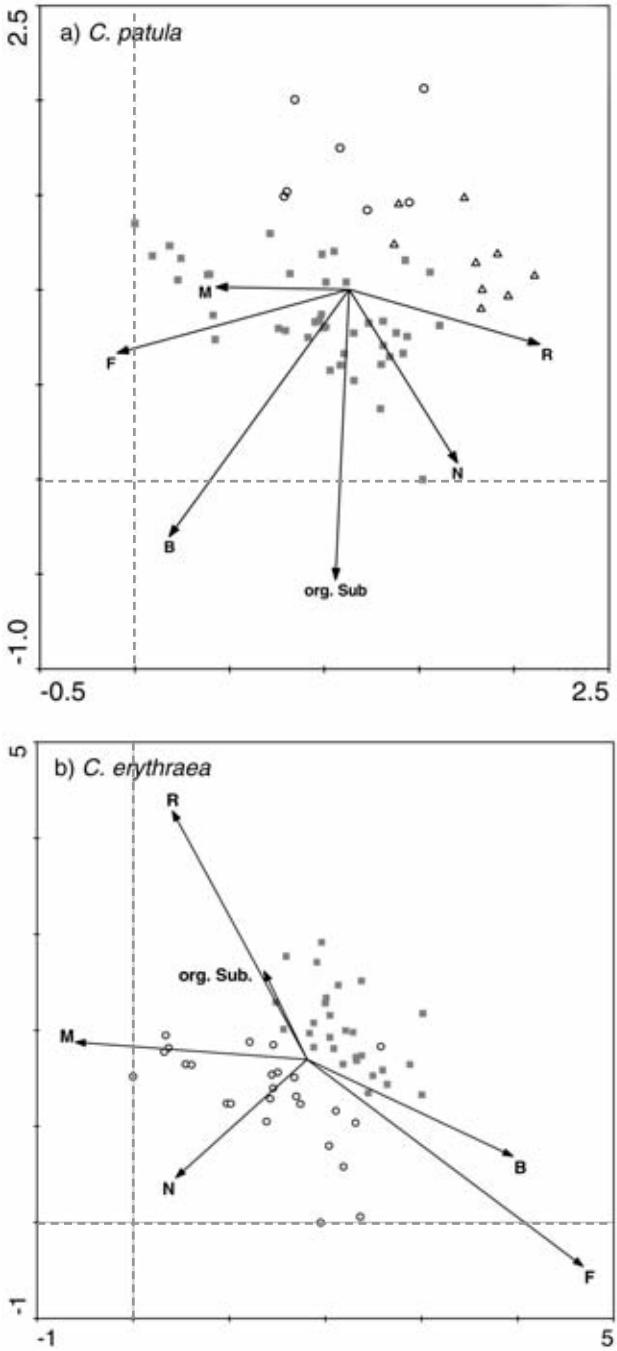

Abb. 5: Biplot (DCA) der Vegetationsaufnahmen von (a) *C. patula* (■ = Präsenz-Aufnahmen, ○ = Absenz-Aufnahmen nah, Δ = Absenz-Aufnahmen fern) und (b) *C. erythraea* (■ = Präsenz-Aufnahmen, ○ = Absenz-Aufnahmen). Abkürzungen s. Tab. 3.

Fig. 5: DCA ordination of the vegetation relevés of (a) *C. patula* (■ = presence relevés, ○ = absence relevés (close), Δ = absence relevés (distant) (b) *C. erythraea* (■ = presence relevés, ○ = absence relevés). Abbreviations follow Table 3.

Tabelle 4: Kennwerte der DCA: Eigenwerte der ersten beiden Achsen, Korrelationskoeffizienten der Umweltdaten mit den ersten beiden Achsen und Anteil erklärter Varianz durch die Umweltparameter. Abkürzungen s. Tab. 3.

Table 4: Output values of the DCA: Eigenvalues of the first two axes, correlation coefficients of the environmental parameters with these axes and proportion of variance explained by means of the environmental parameters. Abbreviations follow Table 3.

	Campanula patula		*Centaurium erythraea*		*C. patula* und *C. erythraea*	
	1	2	1	2	1	2
Eigenwert	0,21	0,13	0,36	0,27	0,24	0,17
F	–0,2837	0,0004	0,4380	–0,3463	0,1542	–0,2446
R	0,1267	–0,0523	–0,2125	0,4178	0,0126	0,2972
N	0,0952	–0,1899	–0,2113	–0,2016	0,0524	0,3514
M	–0,1123	–0,0429	–0,3701	0,0262	0,0362	0,1893
B	–0,1680	–0,1841	0,3273	–0,1612	0,0989	–0,0630
org. Sub	0,0626	–0,2194	–0,0682	0,1483	–0,1109	0,0221
Anteil erklärter Varianz [%]	12,4		21,2		9,9	

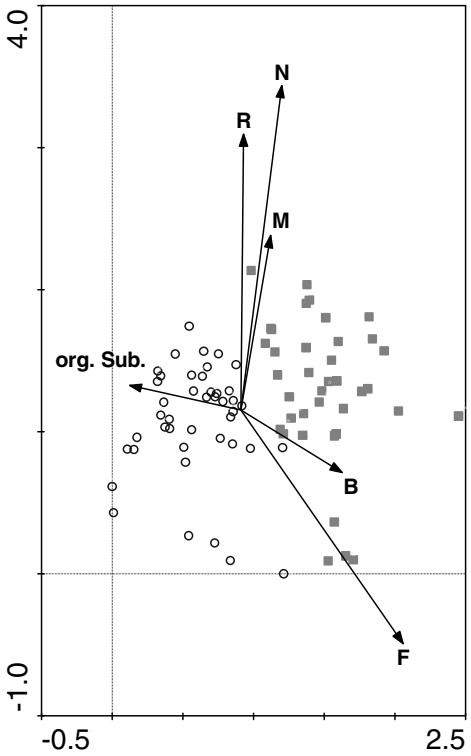

Abb. 6: Biplot (DCA) der Vegetationsaufnahmen mit *C. patula* und *C. erythraea*. ■ = *Centaurium*-Aufnahmen, ○ = *Campanula*-Aufnahmen. Abkürzungen s. Tab. 3.

Fig. 6: DCA ordination of the vegetation relevés of *C. patula* and *C. erythraea*. ■ = *C. erythraea* relevés, ○ = *C. patula* relevés. Abbreviations cf. Tab. 3.

Die untersuchten Bestände werden deutlich von Hemikryptophyten dominiert (Tab. 3). Bei den *C. patula*-Präsenzflächen haben sie einen Anteil von 71 %, bei denen von *C. erythraea* von 61 %. Auch die Anteile an Therophyten sind mit 18 % (*C. patula*-Präsenzflächen) und 21 % (*C. erythraea*-Präsenzflächen) recht hoch. In den Beständen von *C. erythraea* sind Chamaephyten zudem in größerer Anzahl vertreten; sie haben einen Anteil von 10 %. Signifikante Unterschiede in den Anteilen der Lebensformen konnten zwischen keiner der betrachteten Gruppen festgestellt werden.

4.5. Populationsstruktur und Nutzung

Die Populationsstruktur von *C. patula* hängt von der Nutzung ab: Auf genutzten Flächen (Wiese/Weide) kamen signifikant mehr generative und insgesamt mehr Individuen vor als auf Brachen (Abb. 7a). Die Anzahl an Rosetten in genutzten Flächen und Brachen unterschied sich zwar nicht signifikant, auf Brachen wurden im Gegensatz zu genutzten Flächen aber gar keine Rosetten gefunden.

Bei *C. erythraea* konnten im Gegensatz zu *C. patula* keine signifikanten Unterschiede in der Anzahl generativer und vegetativer Individuen sowie Individuen insgesamt auf genutzten Flächen und Brachen festgestellt werden (Abb. 7b). Zu berücksichtigen ist allerdings, dass der Stichprobenumfang bei den Brachen sehr gering ist (N = 4).

5. Diskussion

5.1. Pflanzengesellschaften

Die mageren Ausbildungen des *Lolio-Cynosuretum* (Geest-Rotschwingelweide) haben innerhalb des Norddeutschen Tieflandes ihren Verbreitungsschwerpunkt in den Sandgebieten und zeichnen sich gegenüber den Fettweiden (*Lolio-Cynosuretum* s. str.) durch eine geringere Nährstoffversorgung und Nutzungsintensität aus (FOERSTER 1983).

In der Literatur wird *C. patula* häufig als Wiesenart mit Verbreitungsschwerpunkt im *Arrhenatherion* beschrieben (z. B. ROSENBAUER 1996b, DIERSCHKE 1997, OBERDORFER 2001). Glatthaferwiesen fehlen im UG allerdings, mit Ausnahme weniger Kleinflächen (CHMELA 1996). *C. patula* ist hier eng an magere Ausbildungen des *Lolio-Cynosuretum* gebunden. Bereits PAVL et al. (2003) zeigen, dass *C. patula* auch regelmäßig im *Cynosurion* auftreten kann. Obwohl *C. patula* in Beständen beider Subassoziationen des mageren *Lolio-Cynosuretum* mit Stetigkeiten von mindestens 40 % vorkommt, liegt aber auch im UG der Vorkommensschwerpunkt deutlich in Beständen der *Bromus hordeaceus*-Variante des *Lolio-Cynosuretum,* die zu den mageren Frischwiesen überleitet.

C. erythraea hat im Gegensatz zu *C. patula* eine weniger starke Bindung an Grünland und deckt ein viel breiteres Standortspektrum ab: Besiedelt werden z. B. Kalkmagerrasen, ruderale Sandtrockenrasen, Waldränder, Schlagfluren oder Ruderalgesellschaften (ROSENBAUER 1996a, OBERDORFER 2001, eig. Beob.). OBERDORFER (2001) stuft *C. erythraea* gar als *Atropetalia*-Ordnungscharakterart ein. Die im UG untersuchten Bestände decken somit nur einen kleinen Teil des Standortpotentials der Art ab. *C. erythraea* besiedelt zwar größtenteils Ökotone (Wegränder), dennoch lassen sich die Bestände fast ausnahmslos den mageren Ausbildungen des *Lolio-Cynosuretum* zuordnen. Im Gegensatz zu *C. patula* wächst *C. erythraea* im UG stärker auf wechselfrischen bis -feuchten Standorten. Die meisten Standorte der Art können zwei Mikrohabitattypen zugeordnet werden: einerseits flachen Senken im Grünland und andererseits Wegrändern. Bei den Vorkommen am Rand der Wege stehen meist wasserstauende Substrate wie verdichteter Boden, Schotter-, Asphalt- oder Betondecken im Untergrund an. Diese Standorte können wegen der geringen Mächtigkeit des Oberbodens in der Vegetationsperiode stark austrocknen. ROSENBAUER (1996a) bescheinigt der Art ebenfalls eine Vorliebe für wechselfrische Standorte.

5.2. Standortansprüche

C. patula und *C. erythraea* weisen innerhalb des UG ähnliche Standortansprüche auf. Sie besiedeln frische, mäßig saure und höchstens mäßig stickstoffreiche Magerweiden auf

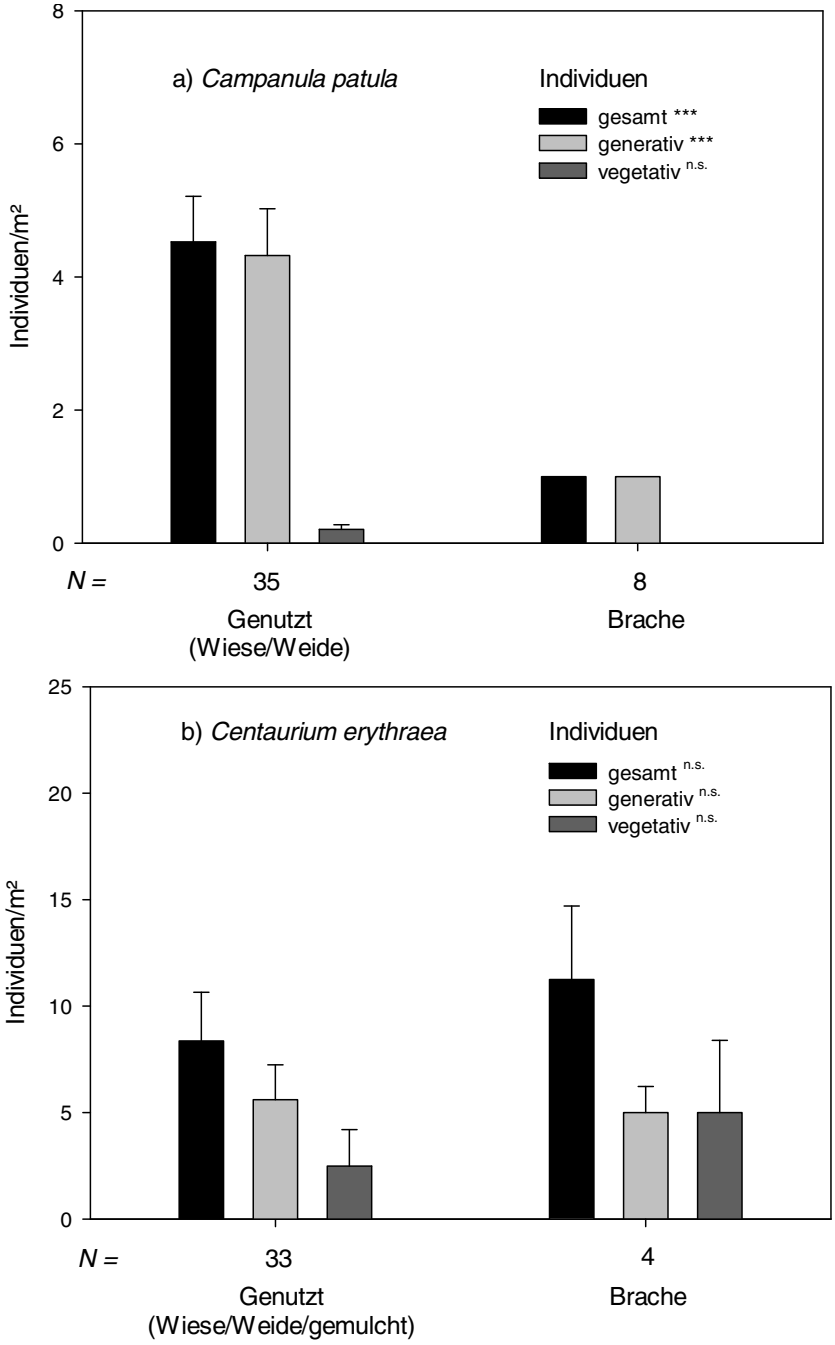

Abb. 7: Populationsstruktur von *C. patula* und *C. erythraea* in Abhängigkeit von der Nutzung. Dargestellt sind das arithmetische Mittel und der Standardfehler. Test auf Unterschiede mittels Mann-Whitney-U-Test: *** = P ≤ 0,001, n.s. = nicht signifikant.

Fig. 7: Relationship between population structure of *C. patula* and *C. erythraea* and land use. Plots show mean ± SE. Test for differences: Mann-Whitney U-test, *** = P ≤ 0.001, n.s. = not significant.

schluffig-sandigen Substraten. Am deutlichsten sind die Unterschiede hinsichtlich der Feuchteversorgung: *C. erythraea* besiedelt im Vergleich zu *C. patula* feuchtere, oft wechselfrische bis -feuchte Standorte.

Im Hinblick auf Feuchte-, pH- und Nährstoffbedingungen decken sich unsere Ergebnisse gut mit den Literaturangaben (*C. patula*: ROSENBAUER 1996b, OBERDORFER 2001, JANTUNEN 2003, PAVL et al. 2003; *C. erythraea*: ROSENBAUER 1996a, OBERDORFER 2001). Wie die eigenen Studien zeigen, ist das Vorkommen beider Arten aber keineswegs auf Ton- und Lehmböden beschränkt (ROSENBAUER 1996a, b, OBERDORFER 2001). Im UG wachsen *C. patula* und *C. erythraea* auf schluffigen Sanden. Aufgrund der Vorliebe von *C. erythraea* für wechselfrische bis -feuchte Standorte scheinen insbesondere bei dieser Art höhere Feinbodenanteile auf Sandstandorten das Vorkommen zu begünstigen oder erst zu ermöglichen.

Als Offenlandarten sind beide Sippen auf Nutzung oder Störungen angewiesen. Da sie über eine langlebige Samenbank (*C. patula*: OBERDORFER 2001; *C. erythraea*: DUTOIT & ALARD 1995, DAVIES & WAITE 1998, REINÉ et al. 2006) verfügen, dürfte auch ein unregelmäßiges Auftreten dieser Störereignisse den Fortbestand der Arten gewährleisten. Alte Brachen (Grünlandbrache in Abb. 4) und intensiv genutztes Grünland (Fettgrünland in Abb. 4) werden weitgehend gemieden. In jungen bis mittelalten Brachen ohne Störstellen tritt *C. patula* nur noch in geringer Individuenzahl auf und wird schließlich durch konkurrenzkräftige Arten ganz verdrängt. Exemplarisch kann dies an der Räumung von Rasterfeldern im Westteil des Verbreitungsgebietes der nördlichen Teilpopulation gezeigt werden. Ab 1992 wurde die Mulchmahd eingestellt. Zudem wurden seit 1994 wiederholt die Wasserstände durch Anstau von Gräben im nordöstlichen Teil des UG angehoben (CHMELA 1996). Die Nutzungsaufgabe in Kombination mit der zunehmenden Vernässung dürften die Hauptgründe für die Verdrängung von *C. patula* aus den Rasterfeldern gewesen sein. Inzwischen haben sich Schilf- und Rohrglanzgrasröhrichte sowie Großseggenriede auf Kosten von magerem Grünland ausgebreitet.

Nach den Ergebnissen der vorliegenden Studie vertragen beide Arten Mahd mäßig bis gut und Beweidung mäßig. *C. erythraea* scheint im Vergleich etwas höhere Beweidungsintensitäten zu tolerieren.

5.3. Ausbreitung und Verjüngung

Zur Verjüngung sind beide Sippen auf offene Bodenstellen angewiesen. Im Vergleich zur Kartierung im Jahre 1994/5 konnte eine Neubesiedlung von Rasterfeldern durch *C. patula* nur östlich angrenzend an das Vorkommen der nördlichen Teilpopulation beobachtet werden. In den Wintern 2003/04 bis 2006/07 erfolgte hier die Anlage einer geschotterten Baustraße und der Auftrag autochthonen Bodenmaterials bis zu einer Mächtigkeit von 1 m, welches der Selbstbegrünung überlassen wurde. Die Etablierung der neuen Vorkommen dürfte erst durch die offenen Bodenflächen ermöglicht worden sein. Als lichtliebende Art ist *C. patula* auf offene Bodenstellen zur Keimung angewiesen. Wie eigene Beobachtungen von aufgelassenen, mageren Äckern in der Uckermark zeigen (Abb. 1), kann die Art auf rohbodenreichen Flächen sogar dominant auftreten.

Neben dem Vorhandensein von offenen Bodenstellen spielt anscheinend auch die räumliche Nähe zu bestehenden Vorkommen eine entscheidende Rolle für die Ausbreitung von *C. patula*. Für die zentrale Teilpopulation wurde im Vergleich mit der Erhebung Mitte der 1990er Jahre keine Veränderung der besetzten Raster festgestellt. Die besiedelten Flächen dienen unverändert als mäßig intensive Schafweiden und sind umgeben von meist intensiver genutzten Schafweiden mit einer relativ dichten Grasnarbe. Im UG gibt es aber weitere geeignete Standorte für *C. patula*, die nicht besiedelt sind. Sie weisen nahezu identische ökologische Bedingungen wie die Präsenzflächen auf, liegen aber räumlich weiter entfernt von bestehenden Vorkommen (= Absenz-Aufnahmen fern). Die Diasporen von *C. patula* sind anemochor (Windstreuer: MÜLLER-SCHNEIDER 1983, Rosenbauer 1996b). Selbst bei windausgebreiteten Arten mit ausgeprägtem Flugapparat (z. B. Schirmflieger) erfolgt die Ausbreitung der Diasporen meist nur in Distanzen bis maximal 100 m, oft auch nur 10 m

(LUFTENSTEINER 1982). Viele anemochore Arten sind daher für die Ausbreitung auf geeignete Standorte in unmittelbarer Nähe zu bestehenden Vorkommen angewiesen (SOONS et al. 2002, 2005).

C. erythraea ist eine Pionierart (REINÉ et al. 2006), für die Störstellen eine noch größere Bedeutung haben als dies bei *C. patula* der Fall ist. Als ein- bis zweijährige konkurrenzschwache Lichtpflanze ist *C. erythraea* auf die Etablierung von Diasporen in Vegetationslücken angewiesen (VAN ROSSUM 2009). Zu vegetativer Ausbreitung ist *C. erythraea* nicht fähig (GRIME et al. 2007). So handelt es sich bei den Vorkommen im UG entweder um Standorte, die zumindest einen Teil des Winterhalbjahres leicht überstaut sind (Senken im Grünland oder Wegränder mit wasserstauendem Untergrund) oder Flächen, die auch in der Vegetationsperiode offene Bodenstellen von bis zu 20 % aufweisen. In die erste Gruppe gehören insbesondere die Aufnahmen von *C. erythraea*, die dem *Potentillo-Festucetum* sowie den *Rorippa palustris*-Varianten des *Lolio-Cynosuretum lotetosum* und *L.-C. typicum* zugeordnet worden sind. In aller Regel sinken die Wasserstände an diesen Standorten im April merklich, so dass oberflächlich kein Wasser mehr ansteht. Durch die winterliche Überstauung ist die Vegetation teilweise abgestorben und offene Bodenstellen treten zu Tage, die als Keimungsorte dienen können.

6. Managementempfehlungen

Dem Erhalt von extensiv genutztem, artenreichem Magergrünland kommt im Naturschutz eine besondere Bedeutung zu. In allen Bundesländern gibt es mittlerweile Grünlandschutzprogramme (POSCHOLD & SCHUMACHER 1998). Hier können *C. patula* und *C. erythraea* als Zielarten für den Schutz des Magergrünlandes in Nordwestdeutschland dienen. Zielarten sind nach BERNOTAT et al. (2002) die empfindlichsten und schutzbedürftigsten Arten eines Anspruchstyps. Durch Optimierung ihrer Lebensräume werden indirekt andere habitattypische Arten gefördert. Beide Arten sind in Nordwestdeutschland gefährdet, *C. patula* erreicht zudem im Nordwestdeutschen Tiefland die nördliche Verbreitungsgrenze (BFN 2009). *C. patula* ist eine Grünlandart, die schwerpunktmäßig im Magergrünland vorkommt. Die Grünlandvorkommen von *C. erythraea* konzentrieren sich ebenfalls auf das Magergrünland. Als Hemikryptophyt (*C. patula*) und Therophyt (*C. erythraea*) repräsentieren beide Arten die wichtigsten Lebensformen im Grünland. Kleinwüchsige und lichtkeimende Arten, wie *C. patula* und *C. erythraea*, werden bei Düngung, Brachfallen oder zu intensiver Nutzung leicht durch konkurrenzkräftigere Obergräser zurückgedrängt (MÜLLER et al. 1992). Daher sollte eine Nutzung stattfinden, Düngung aber unterbleiben.

Im UG scheint die bisherige Nutzung für *C. erythraea* gut verträglich bis förderlich zu sein, *C. patula* hingegen ist in ihrem Bestand durch das Brachfallen von Flächen in Kombination mit Vernässung in den letzten 14 Jahren leicht zurückgegangen. Ein extensives Mahd- oder Beweidungsmanagement kann die Existenz beider Arten und damit artenreichen Magergrünlandes langfristig sichern. Bei Mahd sollte sich der Schnittzeitpunkt nach dem Blühen und Fruchten der Zielarten richten. Damit *C. patula* sich erfolgreich reproduzieren kann, darf der Schnitt nicht vor Anfang Juli erfolgen (ROSENBAUER 1996b). *C. erythraea* blüht erst ab Mitte Juli, somit sollte die Mahd deutlich vor oder andernfalls nach der Blühperiode durchgeführt werden (BOSSHARD 2000). *C. erythraea* scheint die im UG praktizierte Mulchmahd früh im Jahr (Juni) gut zu vertragen. Im Gegensatz zur Beweidung (s.u.) ist die Anzahl und Ausdehnung von Störstellen, die die Keimung ermöglichen, in Wiesen meist geringer. Eine Ausnahme bilden hier lediglich sehr feuchte Standorte, an denen die Mähfahrzeuge Fahrspuren hinterlassen. Generell verursacht Mahd einen hohen Kosten- und Personalaufwand (RIECKEN 2004a). Je nachdem, inwieweit sich der Aufwuchs verwerten lässt bzw. ob die Fläche in landwirtschaftliche Nutzung integriert ist, kann eine kostspielige Entsorgung nötig sein (GOEBEL 1995, SCHMITT 2002).

Eine oft kostengünstigere und bereits seit einigen Jahren erprobte Alternative zur Förderung artenreichen Magergrünlandes sind extensive Beweidungssysteme mit robusten Haustierrassen (z.B. OHEIMB et al. 2006, BUNZEL-DRÜKE et al. 2008). Durch eine extensive Ganzjahresbeweidung werden konkurrenzschwache Therophyten wie *C. erythraea* in ihrer Aus-

breitung begünstigt (RIECKEN 2004b, 2004c). Durch die Weidetiere bilden sich Trittpfade (NITSCHE & NITSCHE 1994), an deren Rand diese Arten Etablierungsmöglichkeiten finden. Der Tritt- und Fraßeinfluss ist abhängig von der Art der Weidetiere. Der positivste Effekt auf die Vegetation wird meist durch Mischbeweidung mit verschiedenen Herbivorenarten hervorgerufen (BUNZEL-DRÜKE et al. 2008). Die Besatzstärke sollte niedrig sein. In der Literatur werden je nach Grünlandtyp geeignete Besatzstärken zwischen 0,3 und 1,5 GV/ha genannt, die meisten Empfehlungen liegen bei etwa 0,5 GV/ha (z.B. POSCHOLD & SCHUMACHER 1998, STEIDL 2002, WAGNER & LUICK 2005, FELINKS et al. 2008).

Gibt es wie im Westen des UG sehr intensiv genutzte Flächen, die zudem noch vergleichsweise hohe Nährstoffgehalte aufweisen, könnte über Aushagerung (z. B. wiederholte Mahd mit Mähgutaustrag ohne Düngung) und anschließende Extensivierung (ROSENTHAL & HÖLZEL 2009) potenzieller Lebensraum für Magergrünland-Zielarten wie *C. patula* und *C. erythraea* geschaffen werden. Auf besonders nährstoffreichen Standorten ist auch der Oberbodenabtrag zielführend, womit allerdings der Verlust des Diasporenpotentials einhergeht (ROSENTHAL & HÖLZEL 2009).

Wie am Beispiel von *C. patula* gezeigt werden konnte, verfügen viele Zielarten nur über eine geringe Ausbreitungsfähigkeit. Daher sollten sowohl Extensivierungsflächen als auch Flächen mit Oberbodenabtrag möglichst an Vorkommen der Zielarten angrenzen. Ist dies nicht der Fall, ist die Übertragung von autochthonem Magergrünland-Mahdgut sinnvoll (ROSENTHAL & HÖLZEL 2009).

Danksagung

Herzlich bedanken möchten wir uns bei Herrn Hubertus Hermanns von der Bundeswehrstandortverwaltung für die kompetente Einführung in das UG und das Ausstellen der Begehungserlaubnis auch während der Übungszeiten.

Literatur

AG BODEN/ARBEITSGRUPPE BODEN DER GEOLOGISCHEN LANDESÄMTER UND DER BUNDESANSTALT FÜR GEOWISSENSCHAFTEN UND ROHSTOFFE DER BUNDESREPUBLIK DEUTSCHLAND (1996): Bodenkundliche Kartieranleitung. 4. Aufl. – Selbstverlag, Hannover: 392 S.

BERNOTAT, D., SCHLUMPRECHT, H., BRAUNS, C., JEBRAM, J., MÜLLER-MOTZFELD, G., RIECKEN, U., SCHEUERLEN, K. & VOGEL, M. (2002): Gelbdruck „Verwendung tierökologischer Daten". – In: PLACHTER, H., BERNOTAT, D., MÜSSNER, R. & RIECKEN, U. (Hrsg.): Entwicklung und Festlegung von Methodenstandards im Naturschutz. – Schriftenr. Landschaftspflege Naturschutz 70: 109–217. Bonn-Bad Godesberg

BfN/Bundesamt für Naturschutz (2009): FloraWeb. – Online unter: http://www.floraweb.de (abgerufen am 08.105. 2009).

BOSSHARD, A. (2000): Blumenreiche Heuwiesen aus Ackerland und Intensiv-Wiesen. Eine Anleitung zur Renaturierung in der landwirtschaftlichen Praxis. – Natursch. u. Landschaftspl. 32 (6): 161–168. Stuttgart.

BUNZEL-DRÜKE, M., BÖHM, C., FINCK, P., LUICK, R., REISINGER, E., RIECKEN, U., RIEDL, J., SCHARF, M. & ZIMBALL, O. (2008): Wilde Weiden. Praxisleitfaden für Ganzjahresbeweidung in Naturschutz und Landschaftsentwicklung. – Bad Sassendorf-Lohne: 215 S.

BURKART, M., DIERSCHKE, H., HÖLZEL, N., NOWAK, B. & FARTMANN, T. (2004): *Molinio-Arrhenatheretea* (E1) – Futter- und Streuwiesen feucht-nasser Standorte und Klassenübersicht *Molinio-Arrhenatheretea*. – Synopsis Pflanzenges. Deutschlands 9: 1–103. Göttingen

BURRICHTER, E. (1973): Die potentielle natürliche Vegetation in der Westfälischen Bucht. – Siedlung u. Landschaft i. Westfalen 8: Beilage. Münster.

CHMELA, C. (1996): Floristisch-vegetationskundliche Untersuchung des Standortübungsplatzes „Handorf-Ost" bei Münster (Westf.) und Erstellung eines Entwicklungs- und Pflegekonzeptes. – Unveröff. Diplomarbeit, Bonn.

DAVIES, A. & WAITE, S. (1998): The persistence of calcareous grassland species in the soil seed bank under developing and established scrub. – Plant Ecology 136: 27–39. Dordrecht.

DENGLER, J. & BERG, C. (2004): Vegetationsklassifikation. – In: BERG, C., DENGLER, J. & ABDANK, A. (Hrsg.): Die Pflanzengesellschaften Mecklenburg-Vorpommerns und ihre Gefährdung. Textband: 29–40. Weissdorn-Verlag, Jena.

Deutscher Rat für Landespflege (1993): Truppenübungsplätze und Naturschutz. – Schriftenr. d. deutschen Rats f. Landespfl. 62: 5–25. Meckenheim.
Dierschke, H. (1994): Pflanzensoziologie. – Ulmer, Stuttgart: 683 S.
– (1997): *Molinio-Arrhenatheretea* (E1). Kulturgrasland und verwandte Vegetationstypen. Teil 1: *Arrhenatheretalia.* Wiesen und Weiden frischer Standorte. – Synopsis Pflanzenges. Deutschlands 3: 1–74. Göttingen.
– & Briemle, G. (2002): Kulturgrasland. – Ulmer, Stuttgart: 239 S.
Dutoit, T. & Alard, D. (1995): Permanent seed banks in chalk grassland under various management regimes: their role in the restoration of species-rich plant communities. – Biodiv. Cons. 4: 939–950. Dordrecht.
DWD/Deutscher Wetterdienst (2009): Klimadaten ausgewählter deutscher Stationen. – Online unter: www.dwd.de (abgerufen am 20.05. 2009).
Ecke, F. & Rydin, H. (2000): Succession on a land uplift coast in relation to plant strategy theory. – Ann. Bot. Fennici 37: 163–171. Helsinki.
Ellenberg, H., Weber, H.E., Düll, R., Wirth, V., Werner, W. & Paulissen, D. (2001): Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. 2. Aufl. – Scripta Geobot. 18: 1–258. Göttingen.
Fartmann, T. (2006): Welche Rolle spielen Störungen für Tagfalter und Widderchen? – In: Fartmann, T. & Hermann, G. (Hrsg.) (2006): Larvalökologie von Tagfaltern und Widderchen in Mitteleuropa. Abh. Westf. Mus. Naturkde. 68 (3/4): 259–270. Münster.
Felinks, B., Deter, A. & Wenk, A. (2008): Gehölzaufwuchs auf einer Ganzjahresweide im Wulfener Bruch. Ersterfassung nach fünf Weidejahren auf einer zuvor intensiv landwirtschaftlich genutzten Fläche. – Natursch. u. Landschaftspl. 40 (7): 217–223. Stuttgart.
Foerster, E. (1983): Pflanzengesellschaften des Grünlands in Nordrhein-Westfalen. – Schriftenr. d. Landesanstalt f. ökolog. Landschaftsentw. u. Forstplan. Nordrhein-Westfalen 8: 1–68. Recklinghausen.
Garve, E. (2004): Rote Liste und Florenliste der Farn- und Blütenpflanzen in Niedersachsen und Bremen. 5. Fass. – Inform.d. Naturschutz Niedersachs. 24 (1): 1–76. Hildesheim.
Gatter, W. (2000): Vogelzug und Vogelbestände in Mitteleuropa. 30 Jahre Beobachtung des Tagzugs am Randecker Maar. – Aula Verlag, Wiebelsheim: 658 S.
Geologisches Landesamt Nordrhein-Westfalen (Hrsg.) (1991): Bodenkarte von Nordrhein-Westfalen 1 : 50.000. Blatt L 4112 Warendorf. – Krefeld.
Goebel, W. (1995): Die Vegetation der Wiesen, Magerrasen und Rieder im Rhein-Main-Gebiet. – Diss. Bot. 237: 1–533. Stuttgart.
Grime, J.P., Hodgson, J.C. & Hunt, R. (2007): Comparative Plant Ecology: A Functional Approach to the Common British Species. 2. Auflage. – Castlepoint Press, Dalbeattie: 748 S.
Hauser, K. (1988): Pflanzengesellschaften der mehrschürigen Wiesen (*Molinio-Arrhenatheretea*) Nordbayerns. – Diss. Bot. 128: 156 S. Berlin, Stuttgart.
Hofmeister, H. & Zacharias, D. (1999): Die Weidelgras-Weiden des *Lolio-Cynosuretum* Br.-Bl. & De Leeuw 1936 nom. inv. auf dem Standortübungsplatz Hildesheim (Niedersachsen). – Tuexenia 19: 393–404. Göttingen.
Ikemeyer, D., Rückriem, C., Bremer, G. & Olthoff, m. (2008): E+E-Vorhaben „Biologische Vielfalt in der Agrarlandschaft“. – Endbericht unveröffentl. Zwillbrock.
Isselstein, J. (1998): Veränderungen in der Vegetation des Grünlandes – Perspektiven einer nachhaltigen Nutzung und Entwicklung. – Schriftenr.Vegetationskde 29: 101–110. Bonn-Bad Godesberg.
Jäger, E. & Werner, K. (Hrsg.) (2001): Rothmaler – Exkursionsflora von Deutschland. Bd. 3: Gefäßpflanzen: Atlasband. 10. Aufl. – Spektrum, Heidelberg, Berlin: 753 S.
Jantunen, J. (2003): Vegetation changes in a semi-natural grassland during mowing and grazing periods. – Ann. Bot. Fennici 40: 255–263. Helsinki.
Kraft, B. & Rieger, W. (1993): Münster und seine Landschaft 793–1993. – Landesamt für Agrarordnung NRW und Amt für Agrarordnung Münster (Hrsg.), Münster: 206 S.
Lepš, J. & Šmilauer, P. (2003): Multivariate Analysis of Ecological Data using CANOCO. – University Press, Cambridge: 269 S.
Luftensteiner, H. (1982): Untersuchungen zur Verbreitung von Pflanzengemeinschaften an vier Standorten in Niederösterreich. – Bibliotheca Botanica, Bologna 135: 1–68.
Meisel, K. (1970): Über die Artenverbindung der Weiden im nordwestdeutschen Flachland. – Schriftenr. Vegetationskde. 5: 45–56. Bonn-Bad Godesberg.
– (1977): Die Grünlandvegetation nordwestdeutscher Flußtäler und die Eignung der von ihr besiedelten Standorte für einige wesentliche Nutzungsansprüche. – Schriftenr.Vegetationskde. 11: 1–121. Bonn-Bad Godesberg.

MÜLLER, J., ROSENTHAL, G. & UCHTMANN, H. (1992): Vegetationsveränderungen und Ökologie nordwestdeutscher Feuchtgrünlandbrachen. – Tuexenia 12: 223–244. Göttingen.

MÜLLER-SCHNEIDER, P. (1983): Verbreitungsbiologie (Diasporologie) der Blütenpflanzen. – Veröffentl. Geobot. Inst. ETH Zürich 61: 1–226.

NITSCHE, S. & NITSCHE, L. (1994): Extensive Grünlandnutzung. – Neumann, Radebeul: 247 S.

OBERDORFER, E. (1993): Süddeutsche Pflanzengesellschaften. Teil III: Wirtschaftswiesen und Unkrautgesellschaften. 3. Aufl. – Gustav Fischer, Jena, Stuttgart, New York: 455 S.

– (2001): Pflanzensoziologische Exkursionsflora für Deutschland und angrenzende Gebiete. 8. Aufl. – Ulmer, Stuttgart: 1051 S.

OHEIMB, G. VON, EISCHEID, I., FINCK, P., GRELL, H., HÄRDTLE, W., MIERWALD, U., RIECKEN, U. & SANDKÜHLER, J. (2006): Halboffene Weidelandschaft Höltigbaum. Perspektiven für den Erhalt und naturverträgliche Nutzung von Offenlandlebensräumen. – Naturschutz u. Biologische Vielfalt 36: 1–264. Münster.

OPPERMANN, R., KRISMANN, A., SONNBERGER, M. & WEISS, B. (2009): Bundesweites Biodiversitätsmonitoring zur Grünlandvegetation. Methodik und erste Erfahrungen. – Natur u. Landschaft 84 (2): 62–70. Stuttgart.

PAVL , V. HEJCMAN, M., PAVL , L. & GAISLER, J. (2003): Effect of rotational and continuous grazing on vegetation of an upland grassland in the Jizerské Hory Mts., Czech Republic. – Folia Geobot. 38: 21 –34. Pr honice.

POSCHOLD, P. & SCHUMACHER, W. (1998): Rückgang von Pflanzen und Pflanzengesellschaften des Grünlandes – Gefährdungsursachen und Handlungsbedarf. – Schriftenr. Vegetationskde 29: 83–99. Bonn-Bad Godesberg.

REINÉ, R., CHOCARRO, C. & FILLAT, F. (2006): Spatial patterns in seed bank and vegetation of seminatural mountain meadows. – Plant Ecology 186: 151–160. Dordrecht.

RENNWALD, E. (2000): Verzeichnis und Rote Liste der Pflanzengesellschaften Deutschlands. – Schriftenr. Vegetationskde 35: 1–800. Bonn-Bad Godesberg.

RIECKEN, U. (2004a): Aktuelle Konzepte und Strategien zur Redynamisierung von Landschaften. – NUA-Berichte 2: 18–21. Bonn-Bad Godesberg.

– (2004b): Offenlandmanagement am Beispiel von Weidelandschaften. – Jb. Natursch. Landschaftspfl. 55: 153–162. Bonn-Bad Godesberg.

– (2004c): Wissenschaftliche Untersuchungen zur extensiven Beweidung – Naturschutzfachliche Relevanz und Perspektiven. – NUA-Berichte 1: 7–14. Recklinghausen.

ROSENBAUER, A. (1996a): Gentianaceae – Enziangewächse. – In: SEBALD, O., SEYBOLD, S., PHILIPPI, G. & WÖRZ, A. (Hrsg.) (1993): Die Farn- und Blütenpflanzen Baden-Württembergs. Band 5: Spezieller Teil (Spermatophyta, Unterklasse Asteridae) Buddlejaceae bis Caprofoliaeceae: 16–42. – Ulmer, Stuttgart.

– (1996b): Campanulaceae – Glockenblumengewächse. – In: SEBALD, O., SEYBOLD, S., PHILIPPI, G. & WÖRZ, A. (Hrsg.) (1993): Die Farn- und Blütenpflanzen Baden-Württembergs. Band 5: Spezieller Teil (Spermatophyta, Unterklasse Asteridae) Buddlejaceae bis Caprofoliaeceae: 417–449 S. – Ulmer, Stuttgart.

ROSENTHAL, G. & HÖLZEL, N. (2009): Renaturierung von Feuchtgrünland, Auengrünland und mesophilem Grünland. – In: ZERBE, S. & WIEGLEB, G. (Hrsg.): Renaturierung von Ökosystemen in Mitteleuropa: 283–316. – Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg.

SCHMITT, B. & FARTMANN, T. (2006): Die Heidenelken-reichen Silikat-Magerrasen der Medebacher Bucht (Südwestfalen/Nordhessen): Ökologie, Syntaxonomie und Management. – Tuexenia 26: 203–221. Göttingen.

SCHMITT, F. (2002): Grüngutverwertung – Weidevieh als Beitrag zur Lösung eines Naturschutzproblems. – Laufener Seminarbeiträge 1: 47–58. Laufen/Salzach.

SCHOMAKER, W. & SCHULTE BOCHOLT, A. (1991): Vegetation des Weidevogel-Schutzgebietes Ellewicker Feld. – Tuexenia 11: 191–203. Göttingen.

SCHWARTZE, P. (1999): Auswirkungen der extensiven Grünlandbewirtschaftung und Wiedervernässung auf die Vegetation in Feuchtwiesenschutzgebieten. – LÖBF-Mitteilungen 3/99: 49–55. Recklinghausen.

SENGHAS, K. & SEYBOLD, S. (2000): Schmeil-Fitschen, Flora von Deutschland und angrenzender Länder. 91. Aufl. – Quelle & Meyer, Wiebelsheim: 864 S.

SOONS, M. B. & HEIL, G. W. (2002): Reduced colonization capacity in fragmented populations of wind-dispersed grassland forbs. – J. Ecol. 90: 1033–1043. Oxford.

Soons, M. B., Messelink, J. H., Jongejans, E. & Heil, G. W. (2002): Habitat fragmentation reduces grassland connectivity for both short-distance and long-distance wind-dispersed forbs. – J. Ecol. 90: 1033–1043. Oxford.

Standortverwaltung Münster (2005): Schafweideplan. Stand: 19.07.2005. – Unveröffentl. Manuskript. Münster.

Steidl, I. (2002): Beweidung von Feuchtgrünland – Ökologische, naturschutzfachliche und betriebsökonomische Aspekte im Landschaftspflegekonzept Bayern. – Laufener Seminarbeiträge 1: 67–83. Laufen/Salach.

Stephan, B. & Wittjen, K. (1999): Feuchtwiesenschutz und Florenentwicklung in Feuchtwiesen des Kreises Paderborn. – LÖBF-Mitteilungen 3/99: 56–62. Recklinghausen.

Täuber, T. (1996): Vegetationsökologische und ökologische Untersuchungen auf militärischen Übungsflächen im NSG Lüneburger Heide (Rote Fläche 2). – NNA-Berichte 9 (1): 59–78. Schneverdingen.

Ter Braak, C. J. F. & Šmilauer, P. (1998): CANOCO reference manual and user's guide to Canoco for Windows: Software for canonical community ordination (version 4). – Microcomputer Power, Ithaca: 351 S.

Unselt, C. (1997): Katastrophen als Prinzip der Biotoppflege – Beobachtungen auf Truppenübungsplätzen. – Schriftenr. f. Landschaftspfl. u. Natursch. 54: 205–216. Bonn-Bad Godesberg.

Van Rossum, F. (2009): Succession stage variation in population size in an early-successional herb in a peri-urban forest. – Acta Oecologica 35: 261–268. Paris.

Verbücheln, G., Schulte, G. & Wolff-Straub, R. (1999): Rote Liste der gefährdeten Biotoptypen in Nordrhein-Westfalen. 1. Fass. – In: Landesanstalt für Ökologie, Bodenordnung und Forsten/Landesamt für Agrarordnung, Nordrhein-Westfalen (Hrsg.): Rote Liste der gefährdeten Pflanzen und Tiere in Nordrhein-Westfalen, 3. Fassg. –LÖBF-Schriftenr. 17: 37–56. Recklinghausen.

Waesch, G. (2003): Montane Graslandvegetation des Thüringer Waldes: Aktueller Zustand, historische Analyse und Entwicklungsmöglichkeiten. – Cuvillier Verlag, Göttingen: 221 S.

Wagner, D. & Luick, R. (2005): Extensive Weideverfahren und normativer Naturschutz im Grünland. Ist auf FFH-Grünland die Umstellung von Mähnutzung auf extensive Beweidung ohne Artenverlust möglich? – Natursch. u. Landschaftspl. 37 (3): 69–79. Stuttgart.

Wesche, K, Krause, B., Culmsee, H. & Leuschner, C. (2009): Veränderungen in der Flächen-Ausdehnung und Artenzusammensetzung des Feuchtgrünlandes in Norddeutschland seit den 1950er Jahren. – Ber. d. Reinh.-Tüxen-Ges. 21: 196–210.

Wilmanns, O. (1998): Ökologische Pflanzensoziologie. 6. Auflage. – Quelle & Meyer, Wiesbaden: 405 S.

Wisskirchen, R. & Haeupler, H. (1998): Standardliste der Farn- und Blütenpflanzen Deutschlands. – Ulmer, Stuttgart: 765 S.

Wolff-Straub, R., Büscher, D., Diekjobst, H., Fasel, P., Foerster, E., Götte, R., Jagel, A., Kaplan, K., Koslowski, I., Kutzelnigg, H., Raabe, U., Schumacher W. & Vanberg, C. (1999): Rote Liste der gefährdeten Farn- und Blütenpflanzen (Pteridophyta et Spermatophyta) in Nordrhein-Westfalen. – In: Landesanstalt für Ökologie, Bodenordnung und Forsten/Landesamt für Agrarordnung, Nordrhein-Westfalen (Hrsg.): Rote Liste der gefährdeten Pflanzen und Tiere in Nordrhein-Westfalen, 3. Fassg. –LÖBF-Schriftenr. 17: 375–171. Recklinghausen.

Zerbe, S. & Wiegleb, G (Hrsg.) (2008): Renaturierung von Ökosystemen in Mitteleuropa. – Spektrum, Heidelberg, Berlin: 498 S.

Kristin Fleischer
Schafskamp 5
46562 Voerde
E-Mail: k_flei02@uni-muenster.de

Merle Streitberger
Lütke Gasse 14–16
48143 Münster
E-Mail: merle.str@web.de

PD Dr. Thomas Fartmann
AG Biozönologie, Institut für Landschaftsökologie
Westfälische Wilhelms-Universität Münster
Robert-Koch-Straße 26
D-48149 Münster
E-Mail: fartmann@uni-muenster.de

Manuskript eingereicht am 23.10.2009, endgültig angenommen am 20.01.2010.

zu Fleischer et al.: Zur Ökologie der Wiesen-Glockenblume (*Campanula patula*) und des Echten Tausendgüldenkrauts (*Centaurium erythraea*) im Magergrünland Nordwestdeutschlands

Tab. 1: Vegetationstabelle der mageren Weidelgras-Weißklee-Weiden – *Lolio-Cynosuretum* Tx. 1937

Tab. 1: Vegetation table of the mesotrophic pastures – *Lolio-Cynosuretum* Tx. 1937

1: *L.-C. lotetosum uliginosi*
- 1.1: Variante von *Alopecurus geniculatus*
- 1.2: Typische Variante
- 1.3: Variante von *Rorippa palustris*
  - 1.3.1: Subvariante von *Juncus acutiflorus*
  - 1.3.2: Typische Subvariante

2: *L.-C. typicum*
- 2.1: Variante von *Rorippa palustris*
- 2.2: Typische Variante
  - 2.2.1: Typische Subvariante
  - 2.2.2: Subvariante von *Rumex acetosella*
- 2.3: Variante von *Bromus hordeaceus*
  - 2.3.1: Typische Subvariante
  - 2.3.2: Subvariante von *Rumex acetosella*

| | 1 | | | | | | | | | | | | | | | | | 2 | | | | | | | | | | | | | | | | |

ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

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

Jahr/Year: 2010

Band/Volume: NS_30

Autor(en)/Author(s): Fleischer Kristin, Streitberger Merle, Fartmann Thomas

Artikel/Article: Zur Ökologie der Wiesen-Glockenblume (Campanula patula) und des Echten Tausendgüldenkrauts (Centaurium erythraea) im Magergrünland Nordwestdeutschlands 209-229