



Niedersächsischer Landesbetrieb für
Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz



Volker Blüml, Heinrich Belting, Martin Diekmann &
Dietmar Zacharias

Erfolgreiche Feuchtgrünland- entwicklung durch Naturschutzmaßnahmen

Langfristige Veränderung von Flora, Vegetation
und Avifauna am Beispiel des Ochsenmoores
in der Dümerniederung

Weitere Themen: Kurzmitteilungen ■ Neue Veröffentlichungen



Niedersachsen

Beiträge

BLÜML, V., H. BELTING, M. DIEKMANN & D. ZACHARIAS:
Erfolgreiche Feuchtgrünlandentwicklung durch Natur-
schutzmaßnahmen – Langfristige Veränderung von Flora,
Vegetation und Avifauna am Beispiel des Ochsenmoores
in der Dümmeriederung – S. 171

Kurzmitteilungen S. 236

- Neue Schwerpunkte der Landschaftsrahmenplanung in Niedersachsen – Ein Erfahrungsaustausch
- Halbzeit beim Projekt „LIFE AMPHIKULT“
- LIFE+ Projekt „Wiesenvogelschutz in Niedersachsen“
- LIFE+ Projekt „Hannoversche Moorgeest“
- Fünf Jahre Wallheckenprogramm

Neue Veröffentlichungen S. 242

- Informationsmaterial zum Thema „Hochmoore“
- Die Vögel Niedersachsens und des Landes Bremen – Beiträge zur Geschichte der Ornithologie in Niedersachsen und Bremen
- Die Pflanzengesellschaften Niedersachsens – Einführung / Heide-, Moor- und Quellgesellschaften

Erfolgreiche Feuchtgrünlandentwicklung durch Naturschutzmaßnahmen

– Langfristige Veränderung von Flora, Vegetation und Avifauna am Beispiel des Ochsenmoores in der Dümmeriederung –

von Volker Blüml, Heinrich Belting, Martin Diekmann und Dietmar Zacharias

Inhalt

1	Einleitung	172	6	Nutzung	190
2	Das Untersuchungsgebiet	173	6.1	Ackernutzung seit 1980	190
2.1	Geographische Lage	173	6.2	Entwicklung der Grünlandnutzung	190
2.2	Geologie, Böden und Hydrologie	174	6.3	Zusammenfassende Diskussion	194
2.3	Klima und Witterung	174	7	Pflanzengesellschaften: Flächenbilanzen und Veränderungen über 60 Jahre	195
2.4	Naturschutzaktivitäten sowie historische vegetationskundliche Untersuchungen	174	7.1	Räumliche Verteilung und Flächenbilanz der Pflanzengesellschaften 1947/48-2008	195
2.5	Entwicklung der Brut- und Gastvogelbestände	175	7.2	Konstanz und Dynamik der Pflanzengesellschaften 1987-2008	200
2.5.1	Brutvögel	175	7.2.1	Gesamtbilanz	200
2.5.2	Gastvögel	177	7.2.2	Entwicklungen ausgewählter Pflanzengesellschaften	201
3	Material und Methoden	179	7.3	Charakterisierung der Vegetation und Quantifizierung von Veränderungen anhand von mittleren Zeigerwerten 2000 und 2008	202
3.1	Kartierungen der Flora und Vegetation	179	7.4	Zusammenfassende Diskussion	202
3.1.1	Pflanzensoziologische Kartierungen	179	8	Vegetationsentwicklung in Dauerbeobachtungsflächen	204
3.1.2	Dauerbeobachtungsflächen	179	8.1	Auswertung nach Zeigerwerten, Artenzahlen	204
3.1.3	Flächendeckende Erfassung von Rote-Liste- und Zeigerarten	179	8.2	Veränderungen einzelner Arten	205
3.1.4	Bestandszählungen der Sumpfdotterblume (<i>Caltha palustris</i>)	181	9	Aktueller Artenreichtum: Einflüsse von Umweltfaktoren und Nutzungshistorie	206
3.1.5	Flächendeckende Erfassung von „Problemarten“	181	9.1	Ermittlung von Einflussgrößen	206
3.1.6	Zeigerwertberechnungen	181	9.2	Diskussion	207
3.1.7	Nomenklatur der Pflanzenarten, bestimmungskritische Sippen	182	10	Verbreitung und Bestandsveränderungen von Rote-Liste- und Zeigerarten 1987-2008	210
3.2	Bodenkundliche und hydrologische Untersuchungen	182	10.1	Überblick über die Vorkommen im Grünland	210
3.2.1	Bodenkundliche Kartierung	182	10.2	Vorkommen von Rote-Liste-Arten außerhalb des Grünlandes	211
3.2.2	Bodenchemische Untersuchungen	183	10.3	Entwicklung ausgewählter Arten	211
3.2.3	Hydrologische Erhebungen	183	10.4	Generelle Entwicklung des Artenkollektivs Rote-Liste- und Zeigerarten	221
3.3	Flächennutzung	183	10.5	„Problemarten“ für die Grünlandbewirtschaftung	222
3.4	Statistische Testverfahren	184	11	Fazit und Ausblick	223
4	Die Böden des Untersuchungsgebietes	184	12	Zusammenfassung	227
4.1	Moorstratigraphie, Moormächtigkeiten und sekundäre pedogene Prozesse	184	13	Summary	228
4.2	Bodenchemische Kennwerte	185	14	Danksagung	229
4.2.1	LUFA-Proben an den DBF 1999-2008 und eigene Untersuchungen 2008	185	15	Literatur	229
4.2.2	Aktuelle Standortbedingungen 2008 in Relation zur Vegetationszonierung 1947/48	186			
5	Hydrologie	187			
5.1	Vernässungszonen	187			
5.2	Grundwasserganglinien	187			
5.3	Grabenwasserstände	188			
5.4	Zusammenfassende Diskussion	189			

1 Einleitung

Feuchtgrünland wurde in Europa überwiegend seit dem Mittelalter durch eine mäßige Entwässerung von Mooren, Auen und Marschen und eine sich anschließende Nutzung als Streuwiesen oder Weiden geschaffen; oft ging eine Rodung von Feuchtwäldern voraus (z.B. PRINS 1998). Eine derartige Nutzung u.a. von Niedermooren führte zunächst zu einer deutlichen Steigerung der floristischen und synzoologischen Vielfalt, es entstanden teils über Jahrhunderte relativ stabile Ökosysteme mit einer hohen Biodiversität (z.B. SUCCOW 1986, JOYCE & WADE 1998, ELLENBERG & LEUSCHNER 2010). Diese Form der Kulturlandschaft wurde in sehr großem Umfang nach dem Zweiten Weltkrieg durch Überführung in produktive Agrarökosysteme zerstört, insbesondere auch in Nordwestdeutschland (z.B. MEISEL & HÜBSCHMANN 1975, MEISEL 1984, KÖLBEL et al. 1990, NITSCHKE & NITSCHKE 1994, ROSENTHAL et al. 1998, ROSENTHAL 2000). Reste traditioneller Nutzungsformen, die nach den großen Meliorationsmaßnahmen zunächst noch erhalten geblieben waren, weisen bis in die neuere Zeit dramatische weitere Verluste auf (z.B. TESCH 1992).

Die großflächige Sicherung und Regeneration von Feuchtgrünland ist daher seit den 1980er Jahren ein zentrales Thema des Naturschutzes im nordwestdeutschen Tiefland. Dabei sind zumeist Flora und Vegetation einerseits und wiesenbrütende Vogelarten andererseits die wichtigsten Zielarten des Naturschutzes bzw. Messgrößen in der Erfolgskontrolle. Zahlreiche botanisch-vegetationskundliche Untersuchungen haben sich mit den Regenerationsperspektiven und erforderlichen Managementmethoden des Naturschutzes in Bezug auf Grünland beschäftigt (z.B. SCHWARTZE 1992, HELLBERG 1995, ROSENTHAL et al. 1998, ROSENTHAL 2000, KRATZ & PFADENHAUER 2001). Zur Regeneration bestimmter Vegetationsformen bedarf es zunächst der Wiederherstellung der früheren abiotischen Bedingungen (VAN DIGGELEN & MARRS 2003). Auf stark entwässerten, irreversibel degradierten Niedermoor-torfen (vgl. z.B. BLANKENBURG 1995, KRATZ & PFADENHAUER 2001, SUCCOW & JOOSTEN 2001) ist die angestrebte Regeneration hin zu einer Artenzusammensetzung ähnlich der in den 1950er Jahren aber zumeist unrealistisch (KÖLBEL et al. 1990). Gelegentlich wird selbst eine Restitution artenarmer Feuchtwiesengesellschaften nach jahrzehntelanger Intensivnutzung als nahezu unmöglich angesehen (PATZELT 1998). Wahrscheinlich ist nur ein Teil der für Feuchtwiesen typischen Gefäßpflanzenarten physiologisch überhaupt in der Lage, sich auf stark degradierten Moorböden wieder zu etablieren (PFADENHAUER et al. 2001), und eine teilweise Regeneration ist allenfalls langfristig zu erreichen (HENGSTENBERG et al. 1995).

Der Kenntnisstand über Möglichkeiten und Grenzen der Regeneration artenreichen Feuchtgrünlandes wurde durch Untersuchungen unter experimentell eingestellten Bewirtschaftungsbedingungen deutlich verbessert (vgl. z.B. BAKKER 1989, SCHWARTZE 1992, POPTCHEVA 2007). Jedoch sind starre Bewirtschaftungsvorgaben zumeist allenfalls zur gezielten Pflege kleinflächiger, für den Naturschutz besonders wertvoller Bereiche auf Dauer finanzierbar und umsetzbar. Zudem ergeben sich oftmals Abweichungen im Bewirtschaftungsregime durch weitere, teils konkurrierende Schutzziele: So erfordert der Schutz bodenbrütender „Wiesenvögel“ eine flexible Anpassung

von Mahd- und Beweidungsterminen, um Gelege und Küken jahreszeitlich später Bruten speziell zu schützen, andererseits sollten bereits vor den festgesetzten Mahdterminen auch kurzrasige Flächen als Nahrungshabitate bereitstehen (z.B. OOSTERVELD & ALTENBURG 2005). Eine Beschränkung entweder auf eine reine Wiesen- oder aber Weidenutzung im Anschluss an die Brutzeit ist dagegen für den Vogelschutz kaum relevant und fehlt daher im (Vertrags-)Naturschutz häufig. Hinzu kommen gerade in wiedervernässten Gebieten Witterungseinflüsse, die eine Bewirtschaftung erheblich verzögern können und daher ein Ausnutzen günstiger Witterungsperioden vor den festgelegten Mahdterminen sinnvoll erscheinen lassen, um überhaupt eine alljährliche Nutzung sicherzustellen. Schließlich müssen auch geeignete Bewirtschafter gefunden werden, die die Nutzung bzw. Pflege der „Naturschutzflächen“ möglichst in ihre landwirtschaftlichen Betriebsabläufe integrieren können und den Aufwuchs auch von solchen Flächen verwerten, auf denen sich für die Nutzung problematische Arten wie Rasenschmiele (*Deschampsia cespitosa*) und Flatter-Binse (*Juncus effusus*) ausgebreitet haben. Aus diesen Gründen wird eine Flexibilisierung von Nutzungssterminen in den letzten Jahren immer häufiger gefordert und vielfach auch angewandt (z.B. VIERHUFF 2002, REITER et al. 2004).

Für effektive Schutz- und Wiederherstellungsmaßnahmen von Feuchtgrünländern bedarf es einer umfassenden und validen Datengrundlage. Aufgrund der skizzierten Einschränkungen hinsichtlich eines idealtypischen Managements ist es daher notwendig, auch die großräumige und langfristige Entwicklung von Flora und Vegetation unter für Naturschutzflächen typischen, aber nicht experimentell normierten Bedingungen zu untersuchen. Auf diese Weise lassen sich realistische Erfolgsaussichten insbesondere auch für Gebiete abschätzen, die vorrangig dem Vogelschutz dienen bzw. weniger intensiv gemanagt werden.

Publizierte Untersuchungen zu Sukzessionsabfolgen bei Aushagerung von Feuchtgrünland über mehr als zwölf Jahre sind aus Nordwestdeutschland weiterhin die Ausnahme (vgl. ROSENTHAL 2000, POPTCHEVA 2007, POPTCHEVA et al. 2009, OELMANN et al. 2009), decken also die veranschlagten Regenerationszeiträume nicht vollständig ab.

Für die langfristige Veränderung von Niedermoorgrünländern in Nordwestdeutschland kann die Dümmer-niederung heute beispielhaft stehen: Die dort bis Mitte des 20. Jahrhunderts großflächig als Feuchtgrünland genutzten Niedermoores wurden infolge der 1953 abgeschlossenen Eindeichung von Dümmer und Hunte sowie nachfolgender Meliorationsmaßnahmen stark verändert; Mitte der 1980er Jahre waren artenarme Grünlandgesellschaften, Neueinsaaten und teils auch Ackernutzung prägend (GANZERT & PFADENHAUER 1988). Die anstehenden Niedermoor-torfe haben sich unterschiedlich stark, großflächig aber bereits irreversibel verändert (KRATZ & PFADENHAUER 2001). Seit der Verabschiedung des „Konzeptes zur langfristigen Sanierung des Dümmerraumes“ (NDS. MELF 1987) wurde auf etwa 2.500 ha eine Umkehr entsprechender Entwicklungen eingeleitet: Die Flächen wurden angekauft, wiedervernässt und seither nach Naturschutzgesichtspunkten extensiv als Grünland bewirtschaftet. Die Grünlandflächen sind dazu unter Nutzungsaufgaben an örtliche Landwirte verpachtet. Als vorrangige Naturschutzziele wurden die Rückentwicklung ehemals

vorherrschender Feuchtgrünlandgesellschaften sowie die Sicherung und Wiederherstellung der Lebensraumfunktion für bodenbrütende „Wiesenvögel“ festgelegt (NDS. MELF 1987). Diese mehrschichtige Zielsetzung wurde durch die Aufnahme in das europäische Schutzgebietssystem NATURA 2000 sowohl als FFH-Gebiet als auch als EU-Vogelschutzgebiet unterstrichen. Allerdings wird eine gleichzeitige Umsetzbarkeit von Schutzzielen hinsichtlich Flora/Vegetation und Avifauna auf denselben Flächen mitunter bezweifelt bzw. sogar für unmöglich gehalten, vor allem in Untersuchungen aus den Niederlanden (z.B. VAN WIJREN & BAKKER 1998).

In dieser Arbeit, die auf einer Zusammenfassung der Dissertation von BLÜML (2011) basiert, werden die Wirkungen des Naturschutzmanagements vorrangig für das Teilgebiet Ochsenmoor in der südlichen Dümmerniederung auf der Ebene sowohl der Pflanzengesellschaften als auch der Arten untersucht. Neben der Analyse von Veränderungen der Phytocoenosen bietet sich die Analyse des Auftretens von Zielarten des Naturschutzes besonders an: Arten zeigen durch ihr Vorkommen bzw. Fehlen und ihre Bestandsentwicklung die Wirksamkeit von Naturschutzmaßnahmen sowie den Zustand oder die Veränderung verschiedener Umweltfaktoren an (z.B. RUTHSATZ 1990, ELLENBERG et al. 1992, ROSENTHAL 2000). Die erfassten Arten sind überwiegend Kennarten von Feuchtgrünlandgesellschaften und Kleinseggenrieden. In dieser Eigenschaft, im Falle der Rote-Liste-Arten zusätzlich aufgrund ihrer Gefährdung, können sie gleichzeitig als Zielarten des Naturschutzes aufgefasst werden (Begrifflichkeiten vgl. z.B. MEYER-CORDS & BOYE 1999, ROSENTHAL 2000).

Insbesondere werden in dieser Arbeit:

- die langfristigen Datenreihen der mittel- und langfristigen Vegetationsdynamik über einen Zeitraum von insgesamt 60 Jahren vergleichend dargestellt und im Hinblick auf die durchgeführten Naturschutzmaßnahmen analysiert,
- die Ausbreitung und Verbreitungsmuster gefährdeter Arten und Indikatorarten der Gefäßpflanzen, die gleichzeitig als Zielarten des Naturschutzes gelten können, sowie von Arten, deren verstärktes Auftreten für die Nutzung von Grünland problematisch sein kann, im Hinblick auf die Standort- und Nutzungsbedingungen untersucht,
- der Einfluss von Standortparametern und -veränderungen, Vernässungsgrad, Aushagerung,

Nutzungshistorie und aktuellen Bewirtschaftungsarten auf Flora und Vegetation analysiert und

- daraus Trendaussagen zu Möglichkeiten und Grenzen der großräumigen Regeneration artenreichen Feuchtgrünlandes auf degenerierten Niedermoorstandorten abgeleitet.

Die langfristige Bestandsentwicklung von Brut- und Gastvögeln als Hauptzielarten des Naturschutzes in der Dümmerniederung wird in Kap. 2.5 kurz vorgestellt. Weiterführend sei z.B. auf BELTING et al. (1997) sowie MARXMEIER & KÖRNER (2009) verwiesen.

2 Das Untersuchungsgebiet

2.1 Geographische Lage

Die Dümmerniederung mit dem gleichnamigen, ca. 16 km² großen, eutrophen Flachsee liegt im südwestlichen

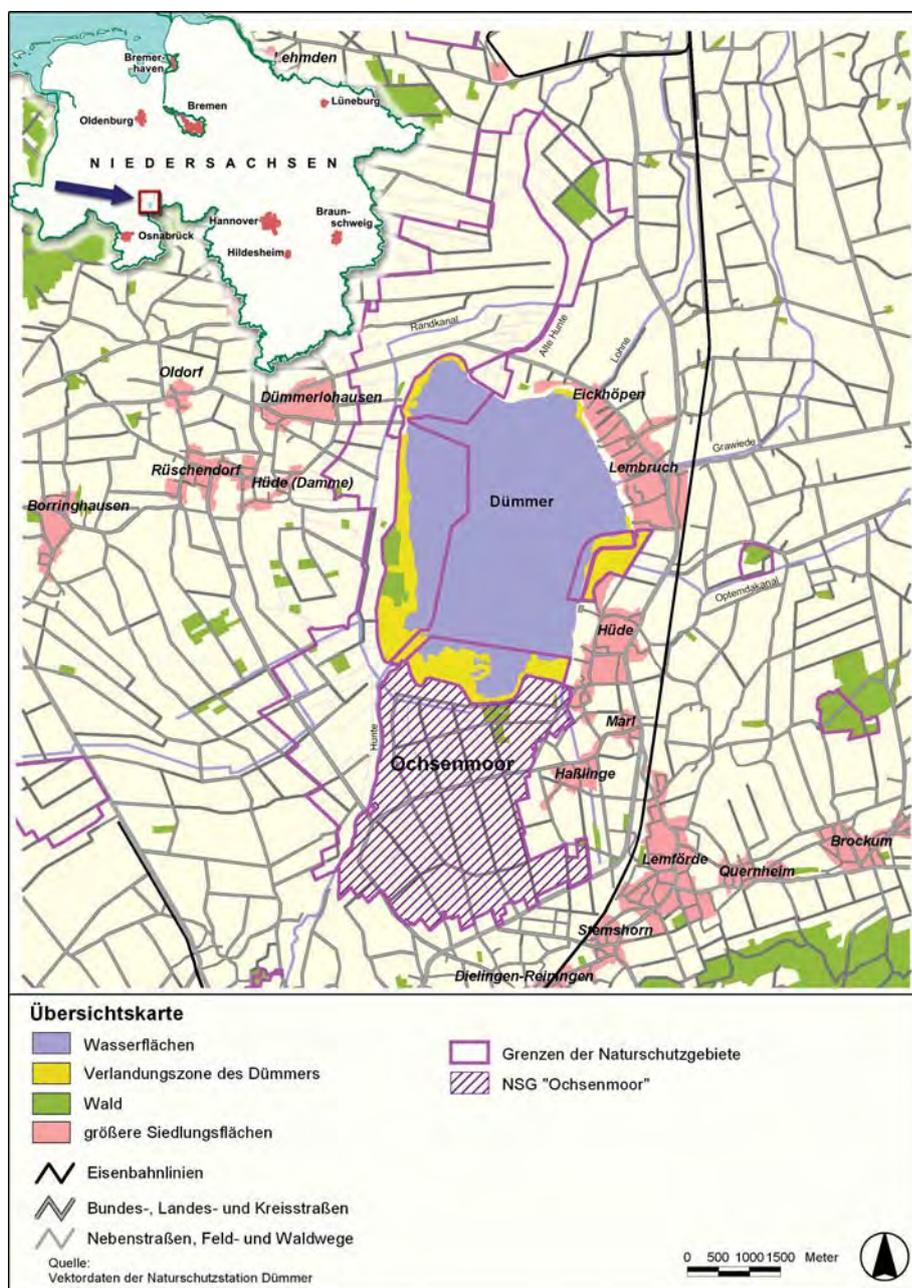


Abb. 1: Lage des Untersuchungsgebietes



Abb. 2: Das Ochsensmoor mit Blick auf den Dümmmer (Foto: O. Lange)

Niedersachsen, etwa 35 km nordöstlich von Osnabrück und etwa 70 km südwestlich von Bremen (Abb. 1) in der Naturräumlichen Region „Ems-Hunte-Geest und Dümmmer-Geestniederung“ (VON DRACHENFELS et al. 1984, VON DRACHENFELS 2010).

Das 1.029 ha große Naturschutzgebiet (NSG) HA 172 „Ochsensmoor“ bildet den südlichen Teil der Niederung. Im NSG befinden sich etwa 905 ha Grünlandflächen im öffentlichen Eigentum; davon wurden in den vergleichend ausgewerteten Vegetationskartierungen (vgl. Kap. 3.1) 845,4 ha erfasst.

2.2 Geologie, Böden und Hydrologie

Die Niedermoore in der Dümmerniederung entstanden überwiegend infolge einer Verkleinerung der Seefläche und sind großflächig von Mudden unterlagert. Diese gehen am Ostrand des Ochsensmoores in Anmoorgleye, Gleye und Pseudogleye über und sind überwiegend von Sanden, teils auch von Tonen unterlagert (DAHMS 1974). Seggen- und Bruchwaldtorfe herrschen vor, die Moormächtigkeiten betragen bis zu 1,25 m (GFL 1984, HEIDT 1997). Die Festlegung einer scharfen Mineralbodengrenze ist nicht möglich, da die Torfmächtigkeiten zum Rand der Niederung fließend abnehmen und aufgrund der Melioration starke Sackungen aufweisen (vgl. PÖU 1988, 1990, 1992). Auf die Moorstratigraphie, Moormächtigkeiten, sekundäre pedogene Prozesse und die Bodenchemie wird anhand neuer Untersuchungen in Kap. 4 ausführlich eingegangen.

Das Wasserregime der Niedermoore ist maßgeblich von der Eindeichung des Dümmers, der z.T. tiefgreifenden Melioration der Standorte und neuerlichen Wiedervernässungsmaßnahmen

beeinflusst. Im Rahmen dieser Arbeit wurden Messreihen von Grund- und Oberflächenwasserpiegeln ausgewertet (s. Kap. 3.2.3, Kap. 5).

2.3 Klima und Witterung

Das Dümmergebiet wird einem maritim-kontinentalen Übergangsklima zugeordnet (DAMKE 1977, WINDHORST 1980). Den feuchten Niedermooren kommt dabei kleinklimatisch eine ausgleichende Wirkung auf extreme Temperaturschwankungen zu (DAHMS 1972); dieser Effekt dürfte durch die neuerliche Wiedervernässung wieder verstärkt worden sein.

Die Niederschläge sind annähernd gleichmäßig über das Jahr verteilt. Die feuchtesten Zeiträume sind meist Juli/August und Dezember/Januar (Daten der Wetterstation Diepholz, ausgewertet in LUDWIG et al. 1990). Der mittlere Jahresniederschlag beträgt demnach in Diepholz 683,6 mm. Die Temperaturen mit Januarmitteln von +0,7 °C und Julimitte von +16,8 °C kennzeichnen überwiegend milde Winter und mäßig warme Sommer (LUDWIG et al. 1990); die Moorstandorte sind nach GÖTTLICH (1990) stark frostgefährdet.

2.4 Naturschutzaktivitäten sowie historische vegetationskundliche Untersuchungen

Das Dümmergebiet steht seit Jahrzehnten im Fokus des Naturschutzes und ist naturkundlich vergleichsweise gut erforscht. Neben zahlreichen publizierten Arbeiten drückt sich dies in einer kaum mehr zu überschauenden Zahl an Prüfungsarbeiten, Gutachten und weiterer „grauer Literatur“ aus, die auch nach Erscheinen der



Abb. 3: Seit der Eindeichung des Dümmers mit Teilen seiner Verlandungszone in den 1950er Jahren ist das umliegende Grünland von natürlichen Überschwemmungen abgeschnitten (hinten rechts das Ochsensmoor). (Foto: O. Lange)

Bibliographien von KLOHN (1992b) und POHL (1996) erstellt wurden. Im Folgenden wird nur auf die wichtigsten, für diese Untersuchung unmittelbar bedeutsamen Maßnahmen und Untersuchungen eingegangen.

Die Niedermoore um den Dümmer werden seit Jahrhunderten landwirtschaftlich genutzt und in Teilbereichen auch oberflächlich abgetorft. Exemplarische Beschreibungen der Vegetation liegen aus der Zeit vor dem Zweiten Weltkrieg vor (GRAEBNER & HUECK 1931), eine erste umfassende Dokumentation lieferten KRAUSE & PREISING (1952) mit ihrer 1947/48 durchgeführten, sehr großflächigen Vegetationskartierung; ergänzende Angaben finden sich u.a. bei GEHLKER (1957). Die 1953 abgeschlossene Eindeichung des Dümmer führte zu einschneidenden Veränderungen durch Ausbleiben regelmäßiger Überflutungen, die nach KLEE (1953) bis zu 10.000 ha eingenommen hatten. Zusätzlich wurden die Niedermoore großräumig melioriert. Der allgemeine Strukturwandel in der Landwirtschaft führte in der Folgezeit insbesondere im Landkreis Vechta zu einer extremen Konzentration der Tierhaltung und dem Anfall großer Mengen von Gülle. Dies bewirkte in Teilbereichen der Dümmer-Niederung eine zumindest zeitweilige Umwandlung von Niedermoorgrünland in Acker und auf einem Großteil der Flächen hohe bis extrem hohe Düngergaben (z.B. AKKERMANN 1982, KLOHN 1989, 1990). Einen historischen Abriss der Nutzungsansprüche und Naturschutzkonflikte gibt KLOHN (1992a).

Die floristisch-vegetationskundliche Ausprägung des Niedermoorgrünlandes Ende der 1980er Jahre ist von GANZERT & PFADENHAUER (1988) vergleichend mit dem Zustand von 1947/48 umfassend dokumentiert.

Als erste Naturschutzbemühungen im Grünland wurden Teilbereiche der Teichwiesen von ca. 18 ha Größe im nördlichen Ochsenmoor bereits seit 1976 eingestaut und wurden fortan nicht mehr gedüngt und alljährlich gemäht (vgl. HECKENROTH & LÜDERWALDT 1974, SUTORIUS 1979, DAHL 1992, HELLBERG 1995). Großflächige Naturschutzmaßnahmen in der Niederung begannen aber erst auf Grundlage der „Dümmersanierung“ (vgl. Einleitung). Die dazu erforderlichen Flächenankäufe waren im Ochsenmoor bis Ende der 1990er Jahre weit fortgeschritten, wofür ein „Projekt zur Entwicklung von Gebieten mit gesamtstaatlich repräsentativer Bedeutung“ entscheidend war (DANIELS & HALLEN 1996). In dieser Zeit wurde auch ein Pflege- und Entwicklungsplan erarbeitet (PÖU 1988, 1990, 1992). Da einzelne Privatflächen zunächst aber nicht angekauft werden konnten, erfolgte bis zum Jahre 2000 nur in Teilbereichen eine Wiedervernässung. Eine abschließende Umsetzung der Flächenankäufe und umfangreiche Maßnahmen zur Steuerung des Wasserhaushaltes einschließlich des Einbaus regelbarer Grabenstauung erfolgte daher im Jahr 2000 im Rahmen des EU-LIFE-Projektes „Wiedervernässung des Ochsenmoores“ (BELTING 2001, NLWKN 2007). Mit Wirkung vom 16.02.1995 wurde das Ochsenmoor durch die damalige Bezirksregierung Hannover als NSG mit einer Fläche von 1.029 ha ausgewiesen. Wesentliche Zielsetzungen der Verordnung sind u.a. „die Wiedervernässung des Niedermoorkörpers, die Wiederherstellung saisonal schwankender möglichst hoher Grundwasserstände, die Schaffung möglichst offener und störungsfreier Brut- und Rastgebiete für Wasser-, Wat- und Wiesenvogelarten und die Sicherung und Entwicklung von Sumpfdotterblu-

menwiesen sowie von Klein- und Großseggenrieden über eine Aushagerung der Wuchsstandorte.“

Am Dümmer selbst sind weite Teile der Verlandungszone bereits seit 1961 als Naturschutzgebiet „Dümmer“ geschützt, zeigen aber bis in die Gegenwart andauernde Verluste sowohl hinsichtlich des Flächenumfangs als auch in Bezug auf die qualitative Ausprägung insbesondere der mesotrophen Niedermoorgesellschaften (BLÜML et al. 2008).

Die Betreuung der Schutzgebiete am Dümmer erfolgt seit 1993 durch die Naturschutzstation Dümmer des Landes Niedersachsen, heute Teil des Niedersächsischen Landesbetriebes für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz (NLWKN) in Kooperation mit privaten Naturschutzverbänden und den Landkreisen. Die Grünlandflächen sind unter Nutzungsaufgaben an örtliche Landwirte verpachtet. Die Schnittertermine und Beweidungsdichten werden in Kooperation zwischen der Naturschutzstation Dümmer und den bewirtschaftenden Landwirten einzelparzellenweise unterschiedlich und von Jahr zu Jahr flexibel geregelt. Sie richten sich neben den aktuellen Wasserstandsverhältnissen vor allem nach dem jeweiligen Auftreten von Brutvögeln: Flächen mit Brutvögeln u.a. von Wiesenlimikolen werden erst nach dem Flüggewerden der Küken gemäht, während andere Flächen mitunter schon ab Anfang Juni (vereinzelt auch Ende Mai) gemäht werden können (s. Kap. 6).

Nachdem Flächenankauf und Wiedervernässung im Jahre 2000 für das in dieser Arbeit behandelte Ochsenmoor abgeschlossen wurden, erfolgten diese für die westliche Dümmer-Niederung und die Huntebruchwiesen (weitere rd. 1.500 ha westlich und nördlich des Sees) bis zum Jahre 2007. Die Gesamtfläche der heutigen Vernässungszone von zusammen etwa 2.500 ha wird seither als extensives Grünland bewirtschaftet. Die Steuerung der Nutzung und des Vernässungsregimes erfolgt nach naturschutzfachlichen Gesichtspunkten.

Die vegetationskundlichen Untersuchungen ab 1987, welche die eingetretenen Wirkungen der Naturschutzmaßnahmen dokumentieren, werden in Kap. 3.1 vorgestellt.

2.5 Entwicklung der Brut- und Gastvogelbestände

2.5.1 Brutvögel

Aus dem Ochsenmoor liegen Bestandserfassungen bereits seit den 1930er Jahren vor, quantitativ vergleichbare, flächenbezogene Zahlen existieren seit den 1980er Jahren (zusammengefasst in LUDWIG et al. 1990). Daten zu den Bruterfolgen liegen ab Ende der 1980er Jahre vor (MOORMANN 1987, BELTING 1989). Mit dem Aufbau der Naturschutzstation am Dümmer erfolgten ab 1992 der Aufbau einer Datenbank mit jährlich systematisch durchgeführten Brutbestandserfassungen und Bruterfolgskontrollen (diverse unveröff. Erfassungen im Auftrage des Landes Niedersachsen, z.B. KÖRNER 1992, 1993, KÖRNER & BELTING 1993, KÖRNER & MARXMEIER 1994-2004, APFFELSTAEDT et al. 2005-2012, LASKE 2012) sowie diverse vertiefende Untersuchungen.

Während der mehr als 30-jährigen Phase der Melioration und Intensivierung der landwirtschaftlichen Nutzung waren seit 1953 20 Vogelarten des Feuchtgrünlandes als Brutvogel im Ochsenmoor verschwunden (LUDWIG et al. 1990). Seit der Grünlandextensivierung und

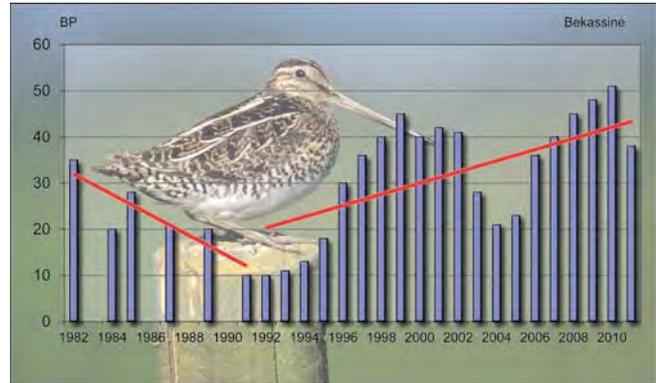
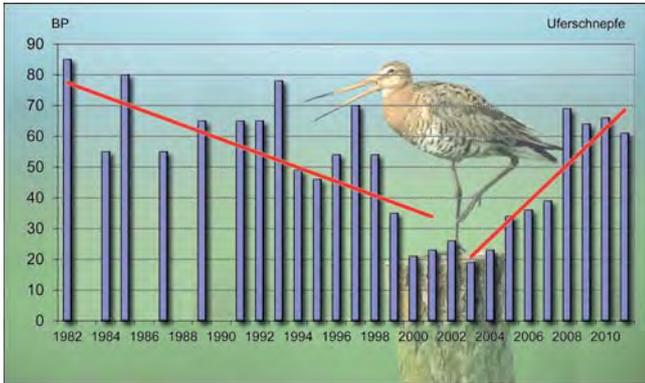
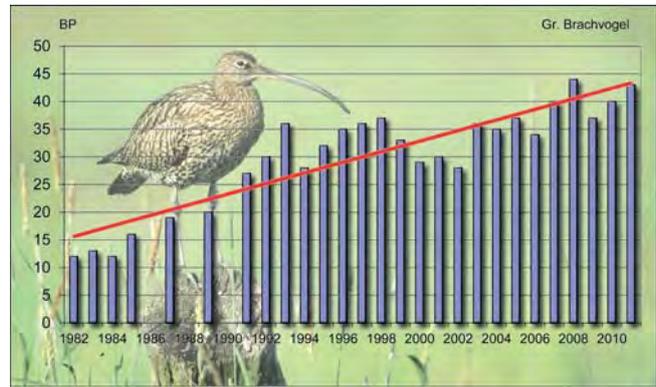
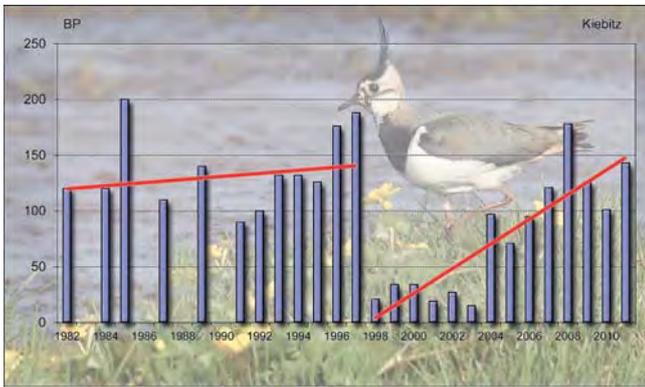


Abb. 4: Brutbestandsentwicklung der Wiesenlimikolen Kiebitz, Großer Brachvogel, Uferschnepfe und Bekassine 1982 - 2012. Die linearen Trendlinien sind jeweils für unterschiedliche Zeiträume in Abhängigkeit erkennbarer Trendwenden errechnet. (Fotos: O. Lange, W. Rolfes (3x))

Wiedervernässung sind seit Anfang der 1990er Jahre 14 ehemals verschwundene Vogelarten als Brutvogel zurückgekehrt: Weißstorch, Schnatterente, Knäkente, Löffelente, Wachtelkönig, Tüpfelsumpfhuhn, Rotschenkel, Blaukehlchen, Schwarzkehlchen und Schilfrohrsänger sind heute wieder (fast) alljährliche Brutvogelarten. Spießente, Kampfläufer, Sumpfohreule und Trauerseeschwalbe brüten heute wieder in einzelnen Jahren im Ochsenmoor.

Wie in den meisten niedersächsischen Gebieten bis heute anhaltend, ging der Brutbestand der Uferschnepfe (*Limosa limosa*) im Ochsenmoor noch Jahre nach Umsetzung großflächiger Naturschutzmaßnahmen weiterhin zurück und erreichte bis Anfang der 2000er Jahre den Tiefststand mit nur noch etwa 20 Brutpaaren (Bp.). Danach setzte eine Umkehr der Bestandsentwicklung ein (Abb. 4): Innerhalb von fünf Jahren hat sich der Bestand

wieder mehr als verdreifacht und lag in den letzten fünf Jahren zwischen 60-70 Brutpaaren.

Bei der Bekassine (*Gallinago gallinago*) setzte sich der langfristige Rückgang bis auf nur noch 10 Bp. Anfang der 1990er Jahre fort (Abb. 4). Seitdem hat sich der Bestand wieder bis auf 50 Bp. erhöht, unterliegt aber größeren Schwankungen.

Der Große Brachvogel (*Numenius arquata*) war vor der Eindeichung des Sees und der folgenden Trockenlegung des Ochsenmoores gar nicht als Brutvogel im Niedermoorgrünland vertreten. Erst während der Meliorationsphase kam es zur Ansiedlung, zwischen 1982 und 1992 hat sich der Bestand etwa verdreifacht und ist auch danach tendenziell, wenn auch in geringerem Umfang, weiter angestiegen (Abb. 4).

Der Kiebitzbestand (*Vanellus vanellus*) schwankte in den 1980er und frühen 1990er Jahren zwischen 100-200



Abb. 5 u. 6: Wiesenvogelarten wie Uferschnepfe und Kiebitz profitieren von der Nutzungsextensivierung und der Wiedervernässung. (Fotos: O. Lange)

Brutpaaren. In den ersten Jahren mit großflächiger Vernässung lagen die Bestände bis 2003 auf sehr niedrigem Niveau; danach ergab sich dann wieder eine positive Tendenz bei Schwankungen etwa im Umfang der 1980er Jahre.

Unter den typischen Singvogelarten des Feuchtgrünlandes ergeben sich auffällige Entwicklungen bei der Wiesenschafstelze (*Motacilla flava*): In den 1980er Jahren wurden jahrweise nur sehr vereinzelt Bruten von etwa einem Dutzend Bp. festgestellt. Parallel mit Zunahme der Vernässungsflächen kam es in den 1990er Jahren zu einem exponentiellen Bestandsanstieg. 2012 wurden 215 Bp. festgestellt. Bei einer Siedlungsdichte von 20,9 Bp./qkm dürften dies großflächig gesehen eines der am dichtesten besiedelten Flächen im nordwestdeutschen Raum sein. Eine ähnliche Entwicklung zeichnet sich auch beim Wiesenpieper (*Anthus pratensis*) ab (mehrere Dutzend Bp. in den 1980er Jahren, exponentieller Anstieg in den 1990ern; 2012 mit 215 Bp. = 20,9 Bp./qkm). Für nordwestdeutsche Grünlandgebiete hohe Siedlungsdichten erreicht auch die Feldlerche (*Alauda arvensis*) (2012: 391 Bp. = 40,0 Bp./qkm). Demgegenüber ist das Braunkehlchen (*Saxicola rubetra*), welches in den 1980ern mit max. 16 Bp. (1989 und 1993) vorkam, heute nur noch mit einzelnen Brutpaaren vertreten. Dies geht mit einem überregionalen Rückgang in der gesamten nordwestdeutschen Tiefebene einher.

Die Bestandstrends der an Feuchtgrünland gebundenen Arten im Ochsenmoor heben sich positiv von den nationalen Entwicklungen ab und stehen meist konträr zu diesen. Ähnlich positive Entwicklungen ergeben sich auch in den übrigen wiedervernässten Grünlandgebieten der Dümmerniederung, wenn auch dort mit zeitlich verzögertem Verlauf entsprechend der sehr viel später stattgefundenen Wiedervernässung, etwa im Rahmen des EU-LIFE-Projektes „Wiedervernässung der Westlichen Dümmerniederung“, welches erst 2007 abgeschlossen wurde.

Für die Uferschnepfe ist das Dümmergebiet – neben ähnlichen Tendenzen in Teilgebieten an der Unterelbe – das einzige Beispiel in Niedersachsen, wo der Bestandsrückgang nicht nur gestoppt, sondern der Trend auch wieder umgekehrt werden konnte. Ähnlich bemerkenswert ist auch die langfristige Entwicklung der Bekassine, die sonst in bewirtschafteten niedersächsischen Feuchtgrünlandgebieten großflächig kaum derartige Bestandsentwicklungen erreicht.

Die Bruterfolgswerten bei den Wiesenlimikolen unterlagen den für diese Artengruppe durchaus typischen großen jährlichen Schwankungen, die maßgeblich von gleichfalls fluktuierenden Prädationsraten beeinflusst sein dürften. Bei allen Arten liegen die Bruterfolge nach Umsetzungsbeginn der Naturschutzmaßnahmen höher als in den 1980er Jahren. Im Vergleich der 1990er zu den 2000er Jahren haben sich die Bruterfolge bei Kiebitz (max. 1,1 flügge Juv/Bp.), Uferschnepfe (max. 1,3) und Brachvogel (max. 0,8) im Vergleich der Zehnjahresmittel noch einmal

verdoppelt. Bei der Bekassine gab es bis Anfang der 1990er Jahre im Ochsenmoor nur ausnahmsweise Paare mit Bruterfolg. In den letzten 10 Jahren (2002-2011) konnte im Mittel bei durchschnittlich über 60% aller Paare bis Ende Juni/Anfang Juli ein aktives Warnverhalten festgestellt werden. Dies zeigt insgesamt sehr gute Reproduktionswerte der Art, was im Einklang mit der positiven Bestandsentwicklung im Ochsenmoor steht.

2.5.2 Gastvögel

Das Ochsenmoor hat auch für rastende Wat- und Wasservogelarten eine hohe Bedeutung. Beispielhaft sind hier die Mittel der Jahresmaxima ausgewählter Arten aus den 14-tägigen Wasser- und Watvogelzählungen von 1982 bis 2009 ausgewertet. Die Datenerhebung erfolgte (seit 1994) durch den Naturschutzring Dümmer e.V., überwiegend im Auftrage des Landes Niedersachsen.

Die Bestände von Tundrasaat-, Bläss- und Graugans (*Anser fabalis rossicus*, *A. albifrons*, *A. anser*) sind in diesem Zeitraum erheblich gestiegen. Besonders starke Zunahmen auch noch in den letzten Jahren gab es bei der Blässgans (Abb. 7 u. 8).

Starke Zunahmen zeigten trotz überregional negativer Trends auch Goldregenpfeifer (*Pluvialis apricaria*) und Kiebitz (*Vanellus vanellus*; Abb. 6 u. 8). Nahezu alle weiteren, typischerweise auch im Grünland rastenden Wasser- und Watvogelarten zeigen im Ochsenmoor ebenfalls positive Bestandstrends. Hohe Rastzahlen werden auch von der Pfeifente (*Anas penelope*), anderen Schwimmenten (Schnatter-, Krick-, Spieß- und Löffelente; *Anas strepera*, *A. crecca*, *A. acuta*, *A. clypeata*) sowie einigen Limikolen erreicht (Tab. 1). Die aktuelle Entwicklung der Limikolenarten am Dümmer spiegeln sich in der Tabelle nur ansatzweise wieder. So ergaben systematische Zählungen der letzten drei Jahre unter Einbeziehung des vernässten Grünlandes der angrenzenden Westlichen Dümmerniederung maximale Bestände von etwa:

- Grünschenkel *Tringa nebularia* – 40 Ex.
- Bruchwasserläufer *Tringa glareola* – 300 Ex.
- Waldwasserläufer *Tringa ochropus* – 40 Ex.



Abb. 7: Die Rastbestände der Blässgans sind in den letzten Jahrzehnten erheblich gestiegen. (Foto: O. Lange)

Tab. 1: Veränderungen der mittleren Jahresmaxima von ausgewählten Rastvogelarten im Ochsenmoor

Art	Mittel der Jahresmaxima		Signifikanz des Trends ¹	Maximum	
	1982-1995	1996-2009		Anzahl	Jahr
(Tundra-)Saatgans	61	1.111	**	3.306	2004
Blässgans	266	4.864	**	10.915	2008
Graugans	296	1.101	**	2.556	2008
Pfeifente	56	737	**	1.806	2005
Schnatterente	3	65	**	308	2009
Krickente	44	163	**	470	2005
Stockente	153	826	**	2.155	2009
Spießente	3	131	**	377	2005
Knäkente	5	14	**	29	2004
Löffelente	19	158	**	474	2006
Blässralle	60	159	**	397	2009
Goldregenpfeifer	12	211	**	691	1999
Kiebitz	1.491	11.962	**	22.597	1997
Kampfläufer	30	43	n.s.	136	1991
Bekassine	24	221	**	699	2005
Dunkler Wasserläufer	1	5	n.s.	17	2007
Grünschenkel	0	6	*	15	2005
Waldwasserläufer	0	3	n.s.	12	2007
Bruchwasserläufer	1	14	*	35	2004

¹ Trend von 1982-2009, Spearman Rangkorrelation, * p < 0,05, ** p < 0,01

Im überregionalen Zusammenhang sind die Frühjahrsrastbestände des Kampfläufers von Bedeutung für das nordwestdeutsche Binnenland. Diese Art verzeichnet in ganz Nordwesteuropa erhebliche Rückgänge und hat ihre Bestände in den Osten (z.B. Weißrussland) verlagert. In den letzten Jahren rasteten bei positivem Trend Bestände von bis zu 350 Ex. in der Dümmerniederung. Hier befindet sich eine der wenigen in Nordwestdeutschland

verbliebenen Balzplätze mit alljährlicher Balz bis in die Brutzeit hinein.

Die Rastbestände für den Teilbereich des Ochsenmoores stehen im Funktionszusammenhang mit dem angrenzenden See und den wiedervernässten Niedermoorbereichen der übrigen Dümmerniederung und sind nur ein Ausschnitt des Bestandes am Dümmer. Insgesamt erreicht das Gebiet nach den Bewertungsverfahren von KRÜGER et al. (2010) und WAHL et al. (2007) eine internationale Bedeutung als Rastgebiet. Nicht nur die Anzahl, sondern auch das Artenspektrum der regelmäßig bzw. in nennenswerter Anzahl rastenden Arten hat sich im Ochsenmoor in den letzten drei Jahrzehnten erheblich erweitert.

Neben den Habitatgestaltungsmaßnahmen ist – abgesehen von überregionalen Entwicklungen – für manche Arten als wesentlicher weiterer Faktor für die Bestandsentwicklung der Rastbestände die Beruhigung des Gebietes (Wegesperren, Besucherlenkung, Jagdruhe) relevant.

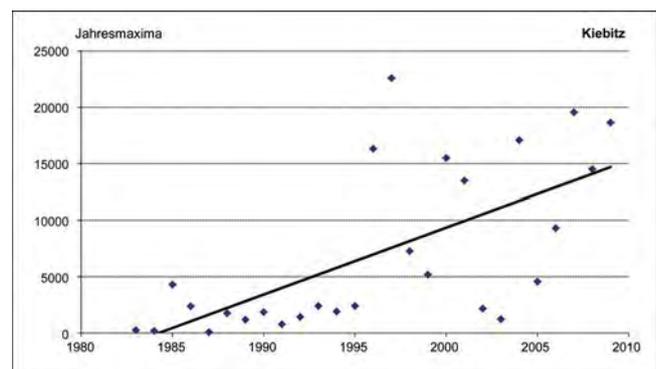
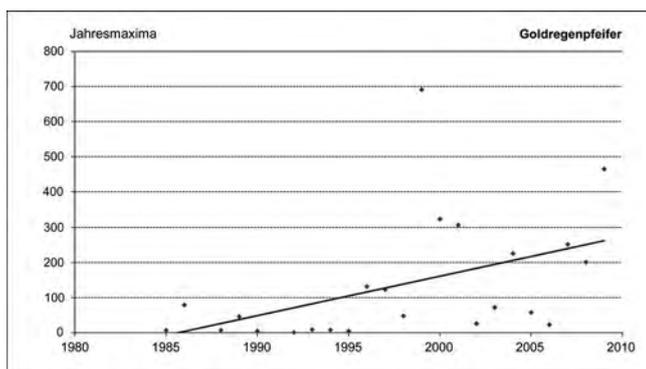
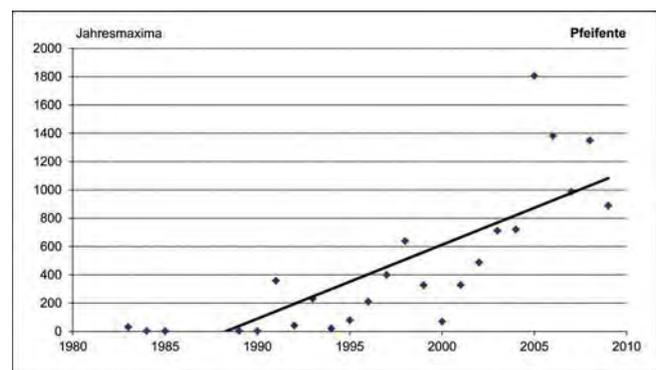
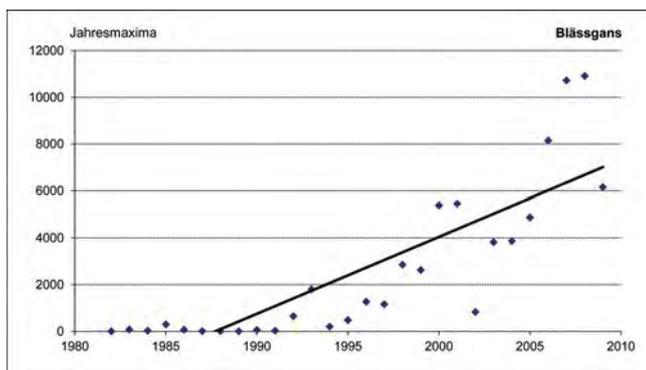


Abb. 8: Entwicklung der Maximalbestände von Blässgans, Pfeifente, Goldregenpfeifer und Kiebitz im Ochsenmoor auf Basis der Wasser- und Watvogelzählungen 1982-2010

3 Material und Methoden

3.1 Kartierungen der Flora und Vegetation

3.1.1 Pflanzensoziologische Kartierungen

Pflanzensoziologische Kartierungen wurden kurz vor Beginn der großen Meliorationsmaßnahmen (Kartierung 1947/48: KRAUSE & PREISING 1952, s. Kap. 2.4), zum Zeitpunkt der intensivsten landwirtschaftlichen Nutzung vor Beginn großflächiger Naturschutzmaßnahmen (1987: GANZERT & PFADENHAUER 1988) sowie seitdem in etwa siebenjährigem Turnus erstellt (1994: ROLFES-DOORBOS 1995, WEGENER 1995, WILLE 1995, 2000: BLÜML 2001, 2008: BLÜML 2011). Die Kartierungen blieben räumlich und inhaltlich in einem relativ groben, zueinander ähnlichen Maßstab. Die Klassifikation der Pflanzengesellschaften folgt weitestgehend der gebietsspezifischen Einteilung durch GANZERT & PFADENHAUER (1988). Räumliche Darstellungen und Auswertungen berücksichtigen bei Durchdringungen verschiedener Gesellschaften grundsätzlich nur den vorherrschenden Typ. Als eine Faziesbildung von *Deschampsia cespitosa* (Rasen-Schmiele) werden in allen Kartierungen 1987-2008 Vegetationsbestände mit einer durchschnittlichen Deckung dieser Art von mindestens 50 % bezeichnet.

2008 wurden zusätzlich zu den 29 Dauerbeobachtungsflächen (s. Kap. 3.1.2) 137 weitere Vegetationsaufnahmen (5x5 m) angefertigt, dabei fand die erweiterte Skala nach Braun-Blanquet (in DIERSCHKE 1994) Anwendung.

2000 und 2008 wurde für alle auskartierten Vegetationsbestände mit Ausnahme weniger, deutlich unter 1 ha großer Teilflächen eine dreistufig gewichtete Artenliste (vgl. LÖLF 1991) aller aufgefundenen Pflanzenarten erstellt, die mindestens im Rahmen einer Transektaufnahme (vgl. z.B. WITTIG et al. 2006) erhoben wurden. Artvorkommen an Parzellenrändern, Sonderstandorten und Störstellen wurden nicht gewertet.

Die pflanzensoziologischen Kartierungen wurden in einem Geographischen Informationssystem (GIS) digitalisiert. Die im GIS ermittelten Flächenbilanzen erlauben allein noch keine Analyse, wie sich die Vegetation auf einzelnen Flächen verändert hat und in welchem Umfang sich die einzelnen Vegetationsbestände auf Ebene von Pflanzengesellschaften konstant erhalten bzw. sich zu anderen Gesellschaften entwickelt haben. Daher erfolgte eine flächenscharfe Verschneidung der Kartierungen 1987, 1994, 2000 und 2008. Diese liefert die Vegetationsabfolge für jede (Teil-)Fläche. Durch die automatisierte Verschneidung entstandene Splitterflächen (generell unter 600 m² Größe bzw. unter 15 m Breite, im Einzelfall bis 2.500 m²) wurden nicht berücksichtigt.

Für ausgewählte Pflanzengesellschaften wird das Ergebnis der beschriebenen Verschneidungen in Säulendiagrammen dargestellt, in denen die Konstanz bzw. Dynamik der Vegetation in zeitlicher Abfolge von links nach rechts abzulesen ist. Dabei wurden für einige Gesellschaften sowohl Diagramme erstellt, die die Entwicklung aller Ausbildungen der jeweiligen Gesellschaft von 1987 bis 2008 zeigen, als auch solche, die den Entstehungsprozess aller 2008 entsprechend eingestuft Flächen seit 1987 zeigen (vgl. Abb. 30). Für temporär wesentlich häufigere Röhrchengesellschaften wurde der Bestand des Jahres



Abb. 9: Dauerbeobachtungsfläche (Foto: V. Blüml)

2000 (größte Flächenausdehnung) zugrunde gelegt. Auf der y-Achse in gleicher Höhe befindliche Säulenabschnitte beziehen sich dabei immer auf die konkreten Entwicklungen innerhalb derselben Flächeneinheit (vgl. Abb. 29, 30, 32-34).

3.1.2 Dauerbeobachtungsflächen

Im Rahmen des Monitoringprogramms durch die Naturschutzstation Dümmer wurden im Zeitraum von 1995 bis 1997 insgesamt 29 quadratische Dauerbeobachtungsflächen (DBF) von 25 m² Größe eingerichtet und dauerhaft markiert. Wiederholungsaufnahmen erfolgten 1997, 2000, 2004, 2008 und 2010 (BELTING & CALVELAGE 1997, BLÜML 2001, BMS-UMWELTPLANUNG 2004, BLÜML 2011; Abb. 9). Die Vegetationsaufnahmen auf den DBF erfolgten mit jährlich höchstens 1-2 Ausnahmen Ende Mai/Anfang Juni vor dem 1. Schnitt. Zur Schätzung der Artmächtigkeiten diente die erweiterte Schätzskala nach LONDO (1975, 1984).

Hinsichtlich des Arteninventars wird daher in erster Linie auf die Entwicklung der Stetigkeit (Anzahl von einer bestimmten Art besiedelter DBF in den verschiedenen Aufnahmejahren) und der mittleren Deckungsgrade in den DBF eingegangen. Bei häufiger auftretenden Arten (in mindestens 10 DBF in einem Jahr) wurden Stetigkeits- und Deckungsgradveränderungen statistisch überprüft.

Für Zeigerwertberechnungen wurden die Aufnahmen zunächst auf die erweiterte Braun-Blanquet-Skala transformiert, um auf dieser Basis gewichtete Mittel zu errechnen. Damit liegt zum einen die gleiche Gewichtung wie in den übrigen 137 Vegetationsaufnahmen zugrunde, zum anderen werden sehr starke Ausschläge der mittleren Zeigerwerte vermieden, wie sie bei versuchsweisen Berechnungen auf Basis der erweiterten Londo-Skala auftraten.

3.1.3 Flächendeckende Erfassung von Rote-Liste- und Zeigerarten

Im Rahmen der pflanzensoziologischen Kartierungen 1994, 2000 und 2008 erfolgte eine flächendeckende Wuchsorterfassung gefährdeter Gefäßpflanzenarten und folgender weiterer Zeigerarten: Sumpf-Straußgras (*Agrostis canina*), Gewöhnliches Ruchgras (*Anthoxanthum odoratum*), Wiesen-Segge (*Carex nigra*), Schnabel-Segge (*Carex rostrata*), Schmalblättriges Wollgras (*Eriophorum angustifolium*; Abb. 10), Wassernabel (*Hydrocotyle vulgaris*), Sumpf-Haarstrang (*Peucedanum palustre*) und Sumpflblutauge (*Potentilla palustris*). Sie dienen als



Abb. 10: Das Schmalblättrige Wollgras (*Eriophorum angustifolium*) wurde als Zeigerart für stark ausgehagerte und stark feuchte bis nasse Standorte flächendeckend kartiert. (Foto: V. Blüml)

Zeigerarten für stark ausgehagerte und – mit Ausnahme von *Anthoxanthum odoratum* – stark feuchte bis nasse Standorte und sind überwiegend Kennarten der Scheuchzerio-Caricetea nigrae R. Tx. 1937 (vgl. ELLENBERG et al. 1992, POTT 1995, ELLENBERG & LEUSCHNER 2010). Zusammen mit den als Rote-Liste-Arten erfassten Charakterarten nährstoffreicherer Nasswiesen wie Sumpfdotterblume (*Caltha palustris*; Abb. 11), Blasen-Segge (*Carex vesicaria*), Wasser-Greiskraut (*Senecio aquaticus*) und Gelber Wiesenraute (*Thalictrum flavum*) soll die Arterfassung als ein Indikator für den Grad der Rückentwicklung zu Sumpfdotterblumenwiesen und Kleinseggenrieden dienen. Einzelne damalige Rote-Liste-Arten wurden bereits 1987 auf wesentlichen Teilflächen erfasst. Für die Auswertung berücksichtigt wurden nur Vorkommen im Grünland ohne randliche Wuchsorte z.B. an Grabenrändern.

Bei Verwendung einzelner Arten als Indikatoren muss beachtet werden, dass das bloße Vorkommen nicht immer den aktuellen Zustand eines Vegetationsbestandes widerspiegelt, da oft einzelne Individuen lange (unter Umständen 10-20 Jahre!) als Relikt erhalten bleiben, aber nicht mehr zu Vermehrung und Ausbreitung fähig sind (z.B. BÖCKER et al. 1983, KÖLBEL et al. 1990). Erhebliche natürliche Bestandsfluktuationen vieler Arten (vgl. PLACHTER 1991) könnten bei den Erfassungen in einem im Mittel siebenjährigen Turnus zudem im Einzelfall Bestandstrends verschleiern bzw. vortäuschen. Da allerdings vorrangig mit Präsenz/Absenz-Vergleichen gearbeitet wird, dürften Fluktuationen die grundlegenden Bestandstrends kaum beeinflussen.

Da die Vegetation auf Gesellschaftsniveau oft nur relativ träge auf Veränderungen des Nährstoffhaushaltes reagiert, können Zeigerarten eine sinnvolle Alternative bzw. Ergänzung zur Vegetationskartierung darstellen (vgl. PLACHTER 1991). Pflanzenarten können zudem als Indikatoren sogar besser geeignet sein als Standortparameter, da Artvorkommen über die Zeit integrieren und somit als Indikatoren wenig anfällig gegen fluktuative Standortveränderungen sind (ROSENTHAL 2000). Rote-Liste-Arten der Gefäßpflanzen sind als Indikatorarten für Standortveränderungen in der Regel besonders gut geeignet, da es sich überwiegend um stenöke, konkurrenzschwache sowie störungsempfindliche Arten des Feuchtgrünlandes handelt.

Zur flächendeckenden Erfassung einzelner Arten in einem derart großen Untersuchungsgebiet ist methodisch außerdem anzumerken, dass sicherlich einzelne Wuchsorte nicht gefunden wurden. Bekannte Vorkommen aus früheren Kartierungen wurden wahrscheinlich bei den Wiederholungskartierungen seltener übersehen als neue Vorkommen, da bekannte Vorkommen gezielt nachgesucht werden konnten. Für die eigenen Erfassungen des Erstautors (2000 und 2008) spielte allerdings nach eigener Einschätzung eine bessere persönliche Erfahrung mit den Arten und dem Untersuchungsgebiet bei der Erfassung im Jahre 2008 keine wesentliche Rolle. Die im Vergleich der Jahre 2000 und 2008 festgestellten Trends bestanden für den Zeitraum 1994 zu 2000 überwiegend ähnlich. Daher dürften auch Bearbeiterunterschiede die Vergleichbarkeit mit der Kartierung 1994 nicht grundlegend beeinflussen. Für die weitergehend statistisch untersuchten Artvorkommen lagen überwiegend große Datensätze vor, so dass das mögliche Fehlen einzelner Wuchsorte vermutlich keine wesentliche Rolle für das Ergebnis der Berechnungen spielte.

Die Kartierung der Zeigerarten parallel zu den Vegetationskartierungen und die alljährlichen Daten zur Flächennutzung erlauben eine Analyse, an welchen Wuchsorten unter welchen (veränderten) Bedingungen diese Arten offensichtlich durchgehend vorkamen, neu auftraten bzw. verschwanden.

Grundlegende Bezugseinheit dabei sind 427 Teilflächen, die durch Verschneidung folgender flächenbezogener Daten entstanden:

- Vegetationseinheiten der Kartierungen 2000 und 2008 mit berechneten mittleren Zeigerwerten für Feuchte und Stickstoff sowie dem Anteil der Überflutungs- und Wechselfeuchtezeiger an der Deckungssumme 2000 und 2008
- Nutzungseinheiten 1994 bis 2007
- Daten zum Extensivierungszeitpunkt der einzelnen Flurstücke.

Die punktuellen Darstellungen der Wuchsorte der Rote-Liste- und Zeigerarten 1994-2008 (vgl. z.B. Abb. 43) wurden mit diesen Flächeneinheiten verschritten und die Präsenz/Absenz der Arten in den Jahren 1994, 2000 und 2008 sowie die Veränderungen in den Zeiträumen 1994-2000, 2000-2008 sowie 1994-2008 für jede Flächeneinheit angegeben.

Die generelle Zu- bzw. Abnahme der Anzahl der Wuchsorte im Ochsenmoor wurde dabei bei hinreichender Häufigkeit (mind. 15 Funde in einem Jahr) für die Zeiträume 1994-2000, 2000-2008 und 1994-2008 statistisch überprüft. Für die 2000 und 2008 halbquantitativ erfassten Rote-Liste-Arten wurden für diesen



Abb. 11: Die Bestände der Sumpfdotterblume (*Caltha palustris*) wurden systematisch erfasst. (Foto: O. Lange)

Zeitraum zusätzlich die Populationsgrößenklassen miteinander verglichen. Da die halbquantitative Erfassung sich auf z.T. etwas größere Kartiereinheiten bezieht, war hierbei die Zahl der verglichenen Teilflächen geringer.

3.1.4 Bestandszählungen der Sumpfdotterblume (*Caltha palustris*)

Auf 25 Parzellen (ab 1997 26 Parzellen) führten H. Belting 1995 bis 1999 sowie seit 2000 der Erstautor alljährlich methodisch identische Zählungen durch. Bei der Auswahl der Parzellen wurden Flächen, die im Jahr 1995 große *Caltha palustris*-Bestände aufwiesen, überproportional stark berücksichtigt (Originaldaten und weitere Details siehe BLÜML & BELTING 2003, BLÜML 2011).

Zur Hauptblütezeit der Art, überwiegend zwischen Mitte und Ende April, wurden die Flächen dazu streifenweise abgelaufen und die Bestände ausgezählt. In besonders großen, dichten Beständen (mehrere 1.000 Ind.) wurden die Anzahlen in Zehnerblöcken geschätzt. Nur in der mittleren und östlichen Teichwiese mit extrem hohen Dichten wurde entlang eines Transektes, der in einer Handskizze protokolliert ist, mit Hilfe eines Schätzrahmens mindestens 100 Probeflächen von 1 m² Größe ausgezählt. Der daraus gebildete Mittelwert wurde auf die Gesamtfläche hochgerechnet.

In den Jahren 1999, 2000 und 2007 erfolgten methodisch entsprechende Bestandszählungen im gesamten Grünland des NSG Ochsenmoor (BELTING & SCHRÖTER 1999, BLÜML 2001 & 2011). Für 1994 (ROLFES-DORNBOOS 1995, WEGENER 1995, WILLE 1995) liegt eine punktgenaue Verbreitungskarte wie für die anderen Rote-Liste-Arten vor, die aber keine Mengenangaben enthält. Vorkommen außerhalb des Grünlandes, z.B. in Gräben, Blänken und Bruchwäldern, wurden nur 2007 gesondert erfasst und ausgezählt, in den übrigen Erfassungen dagegen ignoriert.

Für weitergehende Auswertungen erfolgte eine Normierung der Daten durch Umrechnung in Wuchsdichten (Horste/ha). Für die flächendeckenden Erfassungen wurden die besiedelte Fläche insgesamt (Summe der Flächengrößen aller besiedelten Kartiereinheiten) und die summierten Flächengrößen von Parzellen, die bestimmte Wuchsdichten erreichten, berechnet. Damit wurden nicht nur die Arealveränderung im Gebiet untersucht, sondern auch die Flächenbilanz für Bestände mit einer bestimmten Wuchsdichte. Weitere Auswertungen erfolgten wie für die übrigen Zeigerarten (s. o.). Aufgrund der

quantitativen Erfassungen konnten neben Präsenz-/Ab-senzvergleichen auch Vergleiche der Veränderungen der Anzahlen je Flächeneinheit angestellt werden.

3.1.5 Flächendeckende Erfassung von „Problemarten“

Neben den gefährdeten Arten sowie den Zeigerarten wurden 2000 sowie 2008 (BLÜML 2001 & 2011) auch für die Bewirtschaftung problematische Arten erfasst, wobei hier nur die Ergebnisse für *Deschampsia cespitosa* (Rasenschmiele) und *Juncus effusus* (Flutter-Binse) vorgestellt werden. Dazu wurde die Wuchsdichte in Horsten pro Hektar geschätzt. Detaillierte Erfassungen zur Verbreitung der Giftpflanze *Equisetum palustre* (Sumpf-Schachtelhalme) wurden gesondert ausgewertet (BLÜML et al. in Vorber.).

Vergleichende Auswertungen erlaubten hier insbesondere die Klassifizierung von Wuchsdichten von *Deschampsia cespitosa* und *Juncus effusus* 2000 und 2008 sowie bei *D. cespitosa* die Verbreitung der Fazies in den Vegetationskartierungen 1987, 1994, 2000 und 2008. Für die Ausbildung der Fazies von *D. cespitosa* 2000 und 2008 wurden die Beziehungen zu Umweltvariablen und Nutzungsfaktoren wie bei Vorkommen von Rote-Liste- und Zeigerarten statistisch untersucht.

3.1.6 Zeigerwertberechnungen

Für alle Vegetationsaufnahmen einschließlich der DBF wie auch für die gewichteten Artenlisten erfolgte eine Berechnung gewichteter mittlerer Zeigerwerte nach ELLENBERG et al. (1992). Hier vorgestellt werden die Feuchte- und Stickstoffzahlen sowie die Anteile der Wechselfeuchtezeiger an den Deckungsgradsummen.

Mit den bei der Verwendung von Zeigerwerten auftretenden Problemen haben sich bereits viele Autoren auseinandergesetzt. Generell ist zu berücksichtigen, dass sie standortökologische Untersuchungen nicht ersetzen sollten (zusammenfassend siehe DIEKMANN 2003). Aus dem Dümmergrünland liegen wiederholte Vegetationskartierungen sowie DBF-Aufnahmen, jedoch kaum Vergleichsdaten zu Standortparametern und relativ wenige hydrologische Messreihen vor. Daher lassen sich eingetretene Entwicklungen ohnehin fast nur über die Vegetation selbst beschreiben und deuten.

Zur Stickstoffzahl (N-Zahl) ist anzumerken, dass sie eher eine Nährstoffzeigerfunktion insgesamt hat, als Aussagen über die Stickstoffversorgung des Pflanzenbestandes liefern zu können (vgl. MUNZERT 1973, BRIEMLE 1986, SCHWARTZE 1992, SCHAFFERS & SYKORA 2000, DIEKMANN 2003). Für die Beschreibung von Aushagerungseffekten, die sich auf Niedermoorstandorten vor allem in den anderen Makronährstoffen ausdrücken, ist die N-Zahl damit aber gut geeignet. Insgesamt gehören die hier vorrangig verwendeten Feuchte- und Stickstoffzahlen zu den am besten abgesicherten Zeigerwerten; zwischen mittleren Grundwasserständen und Feuchtezahlen wurden enge Korrelationen belegt (z.B. KUNZMANN et al. 1990, ROSENTHAL 2000, DIEKMANN 2003). Gerade die Feuchtezahlen gelten als ein praktisches System nicht nur zur Beschreibung der Vegetation, sondern auch der Wirkung von Wasserstandsveränderungen und zur Vorhersage der Einflüsse von Umweltveränderungen auf die Vegetation, die durch Änderungen der Bodenfeuchte ausgelöst

wurden (MOUNTFORD & CHAPMAN 1993). Mäßig kulturbeflügelte Grünlandgesellschaften vermögen das Standortpotenzial recht gut abzubilden, während artenarme Gesellschaften des Intensivgrünlandes und Flutrasen über sehr weite Standortamplituden hinweg floristisch fast unverändert bleiben. Durch unterschiedliche Trophiestufen geprägte Gradienten verschwimmen durch Entwässerung (vgl. SMEETS et al. 1980).

Starke Einflüsse der Nutzung einschließlich Düngung überlagern natürliche Standortfaktoren, die Aussagekraft der Zeigerwerte ist entsprechend geringer (NITSCHKE & NITSCHKE 1994, ROSENTHAL 2000). In extensiv genutzten Grünländern wird der Pflanzenbestand mit dem Zeigerwert für Feuchte dagegen als die beste Messgröße für den Umweltfaktor Bodenfeuchte angesehen (NITSCHKE & NITSCHKE 1994). Somit dürfte die Aussageschärfe der aus den aktuellen Aufnahmen berechneten Werte am höchsten sein.

Die Anteile an Wechselfeuchte- und Überflutungszeigern werden hier ersatzweise für genaue hydrologische und bodenphysikalische Daten benutzt, um den Einfluss dieser Faktoren auf Flora und Vegetation zu untersuchen. Dabei ist zu beachten, dass die Einstufung einiger Arten als Wechselfeuchtezeiger, u.a. *Carex acutiformis* (Sumpf-Segge) und *Galium uliginosum* (Moor-Labkraut), von SCHOLLE & SCHRAUTZER (1993) bezweifelt wird. Beide Arten kommen im Ochsenmoor mit wenigen Ausnahmen allerdings nur in geringen Deckungsgraden vor und sind daher für die Berechnungen an Anteilen der Deckungssummen insgesamt nicht relevant. Deutlich problematischer ist, dass auch die in Flutrasen zumeist dominant auftretenden Kennarten *Alopecurus geniculatus* (Knick-Fuchsschwanz) und *Glyceria fluitans* (Fluten der Schwaden) von ELLENBERG et al. (1992) als Überflutungs-, damit jedoch nicht gleichzeitig als Wechselfeuchtezeiger gewertet werden. Umgekehrt verhält es sich mit den Röhrlichtbildnern *Glyceria maxima* (Wasser-Schwaden) und *Phalaris arundinacea* (Rohr-Glanzgras). Um die Vergleichbarkeit mit anderen Untersuchungen ohne umfangreiche Neuberechnungen zu gewährleisten, wurde aber darauf verzichtet, von ELLENBERG et al. (1992) abweichende Einstufungen vorzunehmen.

3.1.7 Nomenklatur der Pflanzenarten, bestimmungskritische Sippen

Die Nomenklatur dieser Arbeit folgt GARVE (2004). Zur besseren Lesbarkeit wurde jedoch auf die Angabe der Unterart verzichtet, soweit im Gebiet nur eine Unterart nachgewiesen wurde. Mit Ausnahme von *Ranunculus ficaria* ssp. *bulbilifer* und *Rhinanthus angustifolius* ssp. *grandiflorus* sind Artname und weggelassener Unterartname identisch. Einzig von *Plantago major* wurden zwei Unterarten (ssp. *intermedia*, ssp. *major*) nachgewiesen, diese Sippen sind daher immer über den Unterartzusatz benannt.

Im Text wird in der Regel der Begriff „Art“ verwendet, auch wenn es sich bei der betreffenden Sippe um eine Sammel- oder Unterart handelt, da zumeist nicht mehrere Sippen einer Artengruppe gemeinsam behandelt werden.

Bei Vergleichen mit älteren Kartierungen (vor 1995) ist zu beachten, dass *Carex x elytroides* (= *Carex nigra* x *C. acuta*) damals nicht von *C. nigra* unterschieden wurde (s. Kap. 10.3.5).



Abb. 12: Bodenkundliche Kartierungen wurden mit dem PÜRCKHAUER-Erdbohrstock durchgeführt. (Foto: V. Blüml)

3.2 Bodenkundliche und hydrologische Untersuchungen

3.2.1 Bodenkundliche Kartierung

Im Bereich ausgewählter Vegetationsaufnahmen wurden 2008, mit Nacherhebungen in 2009, stratigraphische Untersuchungen zur Mächtigkeit, zur Horizontabfolge und zu pedogenetischen Veränderungen des Niedermoorkörpers durchgeführt. Wesentliches Ziel war eine Standortbeschreibung und eine grobe Klassifizierung des Bodenentwicklungszustandes. Dieser wurde in einer sechsstufigen Skala von schwach vererdet bis stark vermulmt in Anlehnung an ROESCHMANN et al. (1993) klassifiziert; die grundlegenden Profilmerkmale wurden nach AG BODEN (2005) erhoben. Verwendet wurde ein Pürckhauer-Erdbohrstock mit 18 mm Nutbreite, wobei bei Unsicherheiten in der Ansprache mehrere Bohrungen bis in 1 m, teils auch 2 m Tiefe niedergebracht wurden. Für Moorstandorte entwickelte spezielle Bohrstöcke mit größerem Durchmesser bzw. Klappsonden konnten in den überwiegend trockenen und vielfach verdichteten Torfen und vor allem den unterlagernden Mudden nicht eingesetzt werden. Durch den geringeren Bohrstockdurchmesser und den Verzicht auf die Anlage von Profilen sind die Ergebnisse im Einzelfall mit Unsicherheiten behaftet. Die hier hauptsächlich relevante Einschätzung der sekundären pedogenen Veränderungen war aber unproblematisch.

3.2.2 Bodenchemische Untersuchungen

An den 29 DBF und weiteren 64 ausgewählten Vegetationsaufnahmeeflächen wurden im September 2008 Bodenproben aus 0-10 cm Tiefe in jeweils vier Teilproben entnommen. Die Analyse der Bodenproben erfolgte im Labor der AG Vegetationsökologie und Naturschutzbiologie der Universität Bremen. Analysen erfolgten für pH-Wert (CaCl), Phosphor, Kalium, Calcium, Magnesium, Gesamt-Kohlenstoff, Gesamt-Stickstoff, Kohlenstoff-/Stickstoffverhältnis (C/N-Verhältnis) sowie den Gehalt an organischer Substanz.

Weiterhin erfolgten bodenchemische Untersuchungen an den 29 DBF durch die LUFA Nord-West, Institut für Boden und Umwelt, im Auftrag der Naturschutzstation Dümmer im Oktober 1999, Dezember 2005 und Juli 2008. Die Mischproben-Entnahme erfolgte in ca. 10-20 Einstichen in die obersten Schichten bis zu einer Tiefe von ca. 10-15 cm. Die Proben wurden im Labor auf Kalk (pH-Wert), Phosphor, Kalium und Magnesium untersucht.

Für alle Darstellungen der aktuellen Bodeneigenschaften wurden nur die Ergebnisse der eigenen Probenentnahme und -analyse herangezogen. Die LUFA-Proben dienen dagegen dazu, Entwicklungen in den Bodennährstoffgehalten seit 1999 aufzuzeigen. Methodisch bedingte Unterschiede der Analysen der 2008 an den DBF sowohl durch den Verfasser als auch unabhängig davon durch die LUFA entnommenen Proben werden nicht weiter gedeutet, sondern die Ergebnisse nur für die jeweils genannte Fragestellung eigenständig verwendet.

3.2.3 Hydrologische Erhebungen

Die Beschreibung der hydrologischen Verhältnisse erfolgt für das Ochsenmoor durch die Auswertung von Ablesungen von Grundwassermesspegeln sowie von Lattenpegeln in den überwiegend angestauten Entwässerungsgräben.

Die Grundwassermesspegel liegen dabei größtenteils direkt an Wegen und in maximaler Entfernung zu den Gräben. Von den Pegeln liegen vom NLWKN, Betriebsstelle Sulingen, für den Zeitraum 1994-2000 ein- bis zweimal monatlich erfolgte Ablesungen vor. Ende 2000 wurde die regelmäßige Ablesung der Pegel eingestellt. Von April bis September 2008 sowie über die Jahre 2010 und 2011 erfolgten für 12 Pegel mindestens zweimal monatliche Messungen. Die Grundwassermesspegel bestehen aus geschlossenen Metallrohren und wurden durch Einspülung in den mineralischen Untergrund angelegt (NLWKN briefl.). Sie zeigen daher Grundwasserganglinien, die insbesondere bei Vorhandensein von Mudden keine direkten Rückschlüsse auf das Stauwasser, das sich im Torfkörper hält, zulassen. Selbst von Schrumpfrissen durchzogene Mudden können noch als Barrieren gegen den mineralischen Untergrund wirken (BLANKENBURG et al. 2001b). Umgekehrt kann gespanntes Grundwasser dazu führen, dass der im Pegelrohr gemessene Wasserspiegel die Geländeoberfläche bzw. die Überstauungshöhe im Gelände überschreitet (vgl. EGLOFF & NAEF 1982, RUVILLE-JACKELEN 1996a).

Die Lattenpegel wurden überwiegend im Zuge der Installation regelbarer Staue im Jahr 2000 angebracht. Die Grabenwasserstände werden nur unregelmäßig erfasst, zumeist beginnend mit dem winterlichen Einstau (ab ca. November) bis in den Frühsommer hinein. Für ausgewählte Staue erfolgen daher Darstellungen der

Wasserstände in Form von 12-Monats-Abschnitten jeweils vom 01. Oktober bis 30. September statt als Jahresgang.

Da Daten der wenigen Grundwassermesspegel nur exemplarischen Charakter haben können, wurden Feuchtegrad sowie Ausmaß von Wechselfeuchte und Überflutung in erster Linie aus der Vegetation mittels Zeigerwerten und deren Zusätzen (Wechselfeuchte- [F~] und Überflutungszeiger [F=]) abgeleitet (vgl. Kap. 3.1.6). Wechselfeuchte wird, wenn auch überwiegend nur indirekt durch Zeigerwerte indiziert, begrifflich entsprechend der Definition von SCHOLLE & SCHRAUTZER (1993) als „Form der Bodenwasserdynamik mit hoher Frequenz und Amplitude der Grundwasserspiegel-Schwankungen“ verstanden.

Die hydrologischen Daten sind geeignet, exemplarisch die Grundwasserganglinien und das Stauregime in verschiedenen Teilen des Ochsenmoores zu beschreiben.

3.3 Flächennutzung

Für das Ochsenmoor liegen ab 1980 grundlegende Informationen über die Nutzung als Grün- oder Ackerland vor. Kartierungen durch LUDWIG & BELTING (1987), verschiedene Luftbilder und unveröffentlichte Berichte der Naturschutzverwaltung des Landes Niedersachsen sowie die Vegetationskartierungen 1987, 1994 und 2000 ermöglichten eine weitgehend vollständige Ermittlung der zeitweilig von Ackernutzung betroffenen Flächen. Unberücksichtigt bleiben die vermutlich wenigen Flächen, die nur zwischen den 1950er und 1970er Jahren zeitweilig als Acker genutzt wurden.

Der Beginn der Extensivierung konnte für nahezu alle Flurstücke ermittelt werden (Daten nach LANDKREIS DIEPHOLZ briefl. und GLL briefl.). Übermittelt wurde der Zeitpunkt der Erstverpachtung der von der öffentlichen Hand zuvor gekauften Flächen unter Nutzungsbeschränkungen, die größtenteils ein komplettes Düngungsverbot enthielten. Auf einzelnen Flächen war über wenige Jahre noch eine Erhaltungsdüngung zulässig, die aber nur teilweise durchgeführt wurde und nicht weiter von den deutlich überwiegenden Flächen mit Nulldüngung getrennt werden konnte (J. GÖTTKE-KROGMANN, mdl. Mitt. 2009). Der Zeitpunkt der ersten Verpachtung wurde für die Auswertung auf halbe Jahre gerundet.

Für alle öffentlichen Grünlandflächen im Ochsenmoor (ca. 890 ha, nur in den Jahren 1993-1995 noch nicht komplett erfasst bzw. teils noch nicht im öffentlichen Eigentum) werden seit 1993 von der Naturschutzstation Dümmer für jedes Jahr die Bewirtschaftungsart und -zeitpunkte aufgezeichnet und im GIS aufgearbeitet (BLÜML 2001 & 2011, BMS-UMWELTPLANUNG 2009).

Unterschieden wurden die Nutzungstypen 1- bis 3-schürige Wiese, Dauerweide, Koppelweide, Mähweide und Brache. Eine Mähweide bezeichnet dabei fast immer eine Schnittnutzung mit darauf folgender, i.d.R. mehrmonatiger Weideperiode. Eine kurzzeitige Nachweide von Wiesen wurde dagegen zu den Wiesen gerechnet (Details in BLÜML 2011).

Auf Basis der Klassifizierung der jährlichen Nutzungsarten und Mahdtermine wurden Grünlandnutzungstypen für die Zeiträume 1994-1999 und 2000-2007 zusammengefasst. Diese Zeitabschnitte beschreiben die Nutzung zwischen den Vegetationskartierungen 1994, 2000 und 2008. Grundsätzlich ist zu beachten, dass eine Mähweidenutzung mit zumeist spätem Schnitt (ab Mitte Juni) als Wiese gewertet wurde, eine Mähweidenutzung mit

wiederholt frühem Mahdtermin jedoch als Mischnutzung, da dann die Weidenutzung relativ früh und über lange Zeiträume die Vegetation beeinflussen kann. Für statistische Tests im Hinblick auf Pflanzenartenvorkommen wurden die Nutzungstypen in die vier Kategorien Weide, Wiese früh, Wiese spät und Mischnutzung zusammengefasst. Die wenigen Parzellen mit Dauerbrachen wurden nicht ausgewertet.

3.4 Statistische Testverfahren

Für die Auswahl statistischer Testverfahren wurden SACHS (2004), TREMP (2005) sowie LEYER & WESCHE (2007) herangezogen; die Berechnungen erfolgten mit MINITAB (Release 13.31; Fa. Minitab Inc.) sowie SPSS (Release 11.0.1; Fa. SPSS Inc.). Weitere Erläuterungen s. BLÜML (2011: 41f).

Alle Ergebnisse sind mit den Signifikanzniveaus höchst signifikant (***) $p < 0,001$, hoch signifikant (**) $p < 0,01$, signifikant (*) $p < 0,05$ bzw. als schwach signifikant (**) $p < 0,1$ oder nicht signifikant (n.s.: $p > 0,1$) angegeben.

4 Die Böden des Untersuchungsgebietes

4.1 Moorstratigraphie, Moormächtigkeiten und sekundäre pedogene Prozesse

Im Ochsenmoor herrschen Niedermoortorfe vor, nur am Ostrand sind Anmoor- bzw. Niedermoorgleye ausgebildet. Die Torfmächtigkeiten betragen nur in der Teich- und Ellerbruchwiese durchweg noch 75-100 cm, ansonsten liegen die Mächtigkeiten im nördlichen Ochsenmoor überwiegend bei 50-75 cm, nur vereinzelt bei bis zu 100 cm und in einem Fall noch darüber. In stärker durch vormalige landwirtschaftliche Intensivnutzung gesackten Bereichen sind auch im Nordteil Torfmächtigkeiten von nur noch 30-50 cm anzutreffen. Im südlichen Ochsenmoor sind Mächtigkeiten über 50 cm selten; vereinzelt sind auch in der südlichen Kernzone nur noch Mächtigkeiten knapp unter 30 cm zu finden.

Die Niedermoortorfe werden fast überall von Mudden unterlagert, die maximal 145 cm mächtig sind und somit zumeist einen bedeutenden Anteil der Gesamtmoormächtigkeit ausmachen. Nur in den Randbereichen sind die Mudden geringmächtig oder fehlen gänzlich. Auf einer Parzelle am Südrand wurde ein Tiefumbruchboden vorgefunden, in dem Torf, Mudde und mineralischer Untergrund vermischt sind. Vermutlich existieren mehrere solche Standorte.

Die Torfe sind im Ochsenmoor überwiegend oberflächlich vererdet, seltener auch vermulmt. Auch oberflächlich nur wenig pedogen beeinflusste Torfe existieren noch in unmittelbarer Deichnähe in der Hüder Marsch. Hierbei handelt es sich um geringmächtige und nicht oder nur geringfügig von Mudden unterlagerte Torfauflagen. Diese Böden sind bodenkundlich als Niedermoorgleye einzustufen. In der Kernzone sind Erdniedermoore der vorherrschende Bodentyp, wobei der Vererdungshorizont vielfach nur flachgründig ausgebildet ist (Bodenentwicklungsstufe 1), daneben sind stark vererdete, aber

noch nicht vermulmte Torfe häufig (Bodenentwicklungsstufe 2). Derart veränderte Torfe herrschen in der südlichen Randzone vor, hier sind sie jedoch überwiegend nicht von Mudden unterlagert. Mulmniedermoore sind in der Kernzone nur vereinzelt zu finden, dagegen sind im Dielinger und Stemshorner Westerbruch mit Ausnahme einer Beprobung in einer relikitären Sumpfdotterblumenwiese alle untersuchten Böden als Mulmniedermoore einzustufen (Bodenentwicklungsstufen 3 und 4).

An drei Bohrpunkten wurden hohe Sandanteile in vermulmten Torfen festgestellt, an allen übrigen Punkten gibt es keine nennenswerten Vermengungen zwischen der Moorauflage und dem mineralischen Untergrund (s. auch Anteil der organischen Substanz in Kap. 4.2.1). Tiefgründig vermulmte Torfe, bei denen der Hm-Horizont nicht mehr von einem Hv-Horizont unterlagert wird (Bodenentwicklungsstufe 5), wurden in den Profilansprachen im Ochsenmoor nicht gefunden, dürften etwa im Dielinger Westerbruch aber vereinzelt existieren.

Die Mudden weisen in der Kernzone überwiegend keine deutlichen Merkmale pedogener Veränderungen auf. Bei ausreichend großer Torfmächtigkeit trifft dies vereinzelt auch auf Mudden unter Mulmniedermoor im Dielinger und Stemshorner Westerbruch zu. Dort konzentrieren sich ansonsten aber die Bohrungen, an denen die gesamte Muddeauflage deutliche pedogene Veränderungen aufweist. Vereinzelt sind deutliche Oxidations- und Schrumpfungprozesse von Mudden aber auch in der Kernzone dokumentiert.

Die festgestellten sekundären pedogenen Veränderungen der Torfe resultieren größtenteils aus den Meliorationsmaßnahmen seit den 1950er Jahren. Allerdings ist zu beachten, dass schon damals der zentrale Teil des Ochsenmoores großenteils oberflächlich abgetorft war (GEHLKER 1957). Die deutlich schwächere Entwässerung begrenzte jedoch die Bodenbildung damals vermutlich auf eine allenfalls schwache bis mäßige Vererdung der oberen, schon damals bei sommerlichen Trockenphasen abtrocknenden Schichten.

Die heutige Situation in der westlichen Dümmerniederung stellt sich anders dar als im Ochsenmoor (BLANKENBURG et al. 2001b): Während im Osterfeiner Moor vermulmte Standorte vorherrschen, sind entsprechende Verhältnisse im Ochsenmoor weitgehend auf den Stemshorner und Dielinger Westerbruch sowie weitere Randbereiche beschränkt. Hier liegen die entscheidenden standörtlichen Unterschiede zwischen den Teilräumen der Dümmerniederung. Ackerbau und häufige Grünlandumbrüche, wie sie in den Kernbereichen des Ochsenmoores aufgrund vergleichsweise hoher Wasserstände nur vereinzelt durchgeführt wurden, führen zu raschen Veränderungen des Bodengefüges mit Ausbildung von Torfschrumpfung- und Torfbröckelhorizonten und schließlich zu Vermorschung und Vermulmung (ROESCHMANN et al. 1993). Daher sind sehr eingeschränkte Regenerationsperspektiven, wie sie u.a. von BLANKENBURG et al. (2001a) aus bodenphysikalischer und von SCHWAAR (1995) aus floristisch-vegetationskundlicher Sicht u.a. für die westliche Dümmerniederung abgeleitet wurden, nicht in vollem Umfang auf das Ochsenmoor mit überwiegend weniger stark degradierten Standorten übertragbar.

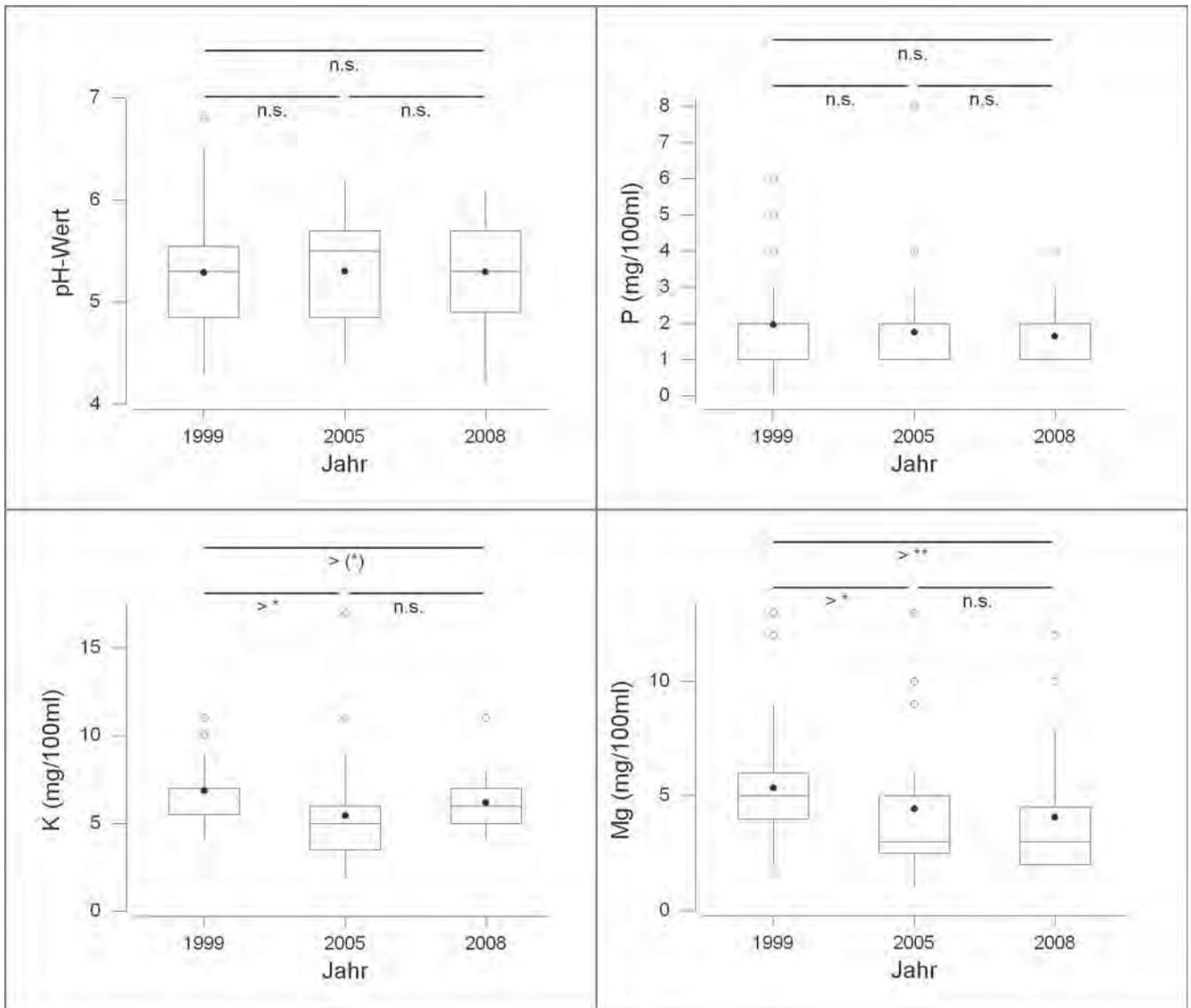


Abb. 13: Entwicklung von pH-Werten sowie den Gehalten an Phosphor, Kalium und Magnesium (jeweils in mg/100 ml Boden) nach Bodenuntersuchungen der LUFA Nordwest an den 29 Dauerbeobachtungsflächen (DBF) in den Jahren 1999, 2005 und 2008

4.2 Bodenchemische Kennwerte

4.2.1 LUFA-Proben an den DBF 1999-2008 und eigene Untersuchungen 2008

Der Vergleich der Bodenuntersuchungen der LUFA-Nordwest an den Dauerbeobachtungsflächen ergibt für den Zeitraum 1999-2008 weitgehend konstante pH-Werte (Mittelwert jeweils 5,29 bis 5,30) und auf sehr niedrigem Niveau konstante Phosphorgehalte (Abb. 13); (jeweils gepaarter t-Test mit $n=29$, n.s.). Dagegen gingen die Kalium-Gehalte 1999-2008 schwach signifikant, die Magnesium-Gehalte in diesem Zeitraum hoch signifikant zurück; bei beiden Nährstoffen sind Rückgänge auch für den Teilzeitraum 1999-2005, nicht aber für 2005-2008 nachweisbar (Abb. 13). Generell ist hierbei zu beachten, dass die Aushagerungsprozesse bereits vor der Probenahme 1999 begonnen hatten und der Ausgangszustand nicht dokumentiert ist.

Die 2008 ermittelten pH-Werte kennzeichnen gemäß AG BODEN (2005) die Standorte größtenteils als sauer bis schwach sauer, zwei Parzellen sind mit pH-Werten von 6,7 bzw. 6,3 als sehr schwach sauer zu kennzeichnen. Die niedrigsten Werte (pH 4,2-4,4) konzentrieren sich auf den

äußersten Norden des Ochsenmoores. Insgesamt sind im Nordwesten, in der Hüder Marsch, im Dielingener Westbruch und in der südlichen Randzone überwiegend stark bis mäßig saure Standorte zu finden, in der zentralen Kernzone dagegen mehrheitlich schwach saure Standorte und somit für Niedermoores insgesamt relativ hohe pH-Werte.

Säuregrad und Basensättigung können die botanische Artenzusammensetzung stärker beeinflussen als die Nährstoffverfügbarkeit (HÁJEK & HÁJKOVÁ 2004). Daher sind Veränderungen der pH-Werte besonders zu beachten. Die nach den LUFA-Untersuchungen 1999-2008 weitgehend konstanten pH-Werte zeigen für das Ochsenmoor, dass nicht von einer generellen Versauerung ausgegangen werden kann, wie sie bei Aushagerung und Wiedervernässung mit gebietseigenem Niederschlagswasser auf Hoch- wie auch Niedermoorgrünländern häufig beschrieben wird (z.B. BAKKER 1989, BAKKER & BERENDSE 1999, DÜTTMANN & EMMERLING 2001). Exemplarische Untersuchungen in der „Kernfläche“ des Ochsenmoores 1953 ergaben pH-Werte von 4,4 bzw. 4,9 (GEHLKER 1957); hier wurden 2008 überwiegend sogar deutlich höhere Werte ermittelt (Kap. 4.2.2).

Somit ist es gegenüber dem damaligen Zustand vermutlich zu keiner generellen Versauerung gekommen, sicher aber zu einer gewissen Nivellierung des Mosaiks stärker saurer und basenreicherer Standorte. Die nach 1994 belegte, teils starke Ausbreitung von Arten wie Sumpfschilf (*Agrostis canina*), Wiesen-Segge (*Carex nigra*) und Schmalblättriges Wollgras (*Eriophorum angustifolium*) (vgl. Kap. 10.1) die nach DIERSSEN (1996) als azidophytisch gelten (vgl. auch ELLENBERG et al. 1992), findet keine Entsprechung in den Ergebnissen der Bodenuntersuchungen. Diese Arten sind daher nicht pauschal als Anzeiger einer Standortversauerung zu werten.

Die Makronährstoffe Phosphor, Kalium, Magnesium sowie Calcium traten 2008 in sehr unterschiedlichen Gehalten auf.

Phosphor wird in Moorböden erst durch die Entwässerung und Mineralisation freigesetzt, entscheidend ist jedoch in der Regel die Düngung, über die Phosphor regelmäßig nachgeliefert wird (KAPFER 1988). Der Beginn der Nulldüngung, der im Bereich der DBF überwiegend mehrere Jahre vor der Probenahme 1999 lag, kann daher zur Erklärung der zu diesem Zeitpunkt ausgesprochen geringen Gehalte beitragen. Insbesondere mehrschürige Mahd in Verbindung mit Nulldüngung führt vielfach zu sehr niedrigen Phosphorgehalten (z.B. BROLL et al. 1993, SCHWARTZE 1994, HENNINGS 1996), so dass davon auszugehen ist, dass dieser Makronährstoff bereits in den 1990er Jahren in sehr starkem Maße ausgehagert wurde. Hinweise auf einen Anstieg pflanzenverfügbarer Phosphorkonzentrationen durch Wiedervernässung wie in anderen Untersuchungen (z.B. KOERSELMAN & VERHOVEN 1995, SCHEFFER 1995, OLDE VENTERINK et al. 2002) zeigen sich im Dümmergrünland nicht, da die 2008 durchgeführten Analysen gerade in den stark vernässenen Bereichen zumeist sehr geringe Phosphor-Gehalte aufwiesen. Eine Phosphatanreicherung dürfte die Aushagerung der Grünländer durch die weiterhin alljährliche, vielfach zunächst noch mehrschürige Nutzung bei gleichzeitigem Düngungsverzicht schon in der Phase vor der entscheidenden Anhebung der Wasserstände verhindert haben.

Kalium wird im Niedermoor nur schwach sorbiert. Meist bestehen ein Phosphor- oder ein gleichzeitiger Phosphor- und Kaliummangel, es kann aber auch Kalium allein limitierend sein (vgl. z.B. KAPFER 1988, VAN DER HOEK et al. 2004, OELMANN et al. 2009). Bei Schnittnutzung ist die Kaliumbilanz von Moorstandorten häufig negativ (HENNINGS 1996), und Sumpfdotterblumenwiesen zeigen oftmals Kaliummangel (RUVILLE-JACKELEN 1996b). Im Ochsenmoor ist dies zumeist nicht der Fall, was möglicherweise durch die Nachlieferung an Kaliumreichem Grundwasser bedingt ist (vgl. PÖU 1992 sowie allgemein MUNDEL 1990).

Die starken Abnahmen der Magnesiumgehalte seit 1999 sind bemerkenswert, da Magnesium als zweiwertiges Kation in organischen Böden relativ schwer austauschbar ist. Ebenso sind die im Jahr 2008 gemessenen, sehr deutlichen Unterschiede in den Gehalten zwischen

dem nördlichen Ochsenmoor einerseits und praktisch allen anderen Probepunkten andererseits auffällig.

Das C/N-Verhältnis aller Proben liegt zwischen 12,1 und 19,4. Nach der Definition von SUCCOW & JOOSTEN (2001) sind alle untersuchten Moorstandorte somit als eutroph zu klassifizieren, wobei „kräftige“ C/N-Werte (13-20) deutlich überwiegen und nur vereinzelt „reiche“ Werte (10-13) erreicht werden. Mesotrophe Bedingungen (C/N \geq 20) sind demnach nirgends gegeben, nur die Probe aus einer Hundsstraußgraswiese in der südlichen Kernzone kommt mit dem C/N-Verhältnis von 19,4 solchen Bedingungen relativ nah.

Die Anteile an organischer Substanz liegen größtenteils > 30 % und kennzeichnen somit gemäß AG BODEN (2005) die Böden als Moore. Geringere Werte wurden durchweg in der Hüder Marsch erreicht. Hierbei ist jedoch zu beachten, dass durch die geringmächtigen Torfaufgaben (Niedermoorgleye) die Proben leicht versanden konnten. Die übrigen Proben mit Anteilen < 30 % stammen mit einer Ausnahme aus der südlichen Randzone von Standorten mit geringmächtigen Mooraufgaben und überwiegend auch dokumentierter Acker(zwischen-)nutzung in den 1980er Jahren. Hohe Anteile der organischen Substanz von > 70 %, teilweise > 80 %, wurden in der nördlichen und südlichen Kernzone erreicht.

Die Vegetationsentwicklung, die vielerorts zumindest Tendenzen zu Hundsstraußgraswiesen und Kleinseggenrieden zeigt, ist angesichts der festgestellten C/N-Werte nicht unbedingt zu erwarten. Hierin kommen somit wiederum die erheblichen Einflüsse alljährlicher Mahd und Entnahme des Aufwuchses zum Ausdruck.

4.2.2 Aktuelle Standortbedingungen 2008 in Relation zur Vegetationszonierung 1947/48

Im Folgenden soll geklärt werden, inwieweit 2008 gemessene Bodenkennwerte noch auf standörtliche Unterschiede im Hinblick auf die 1947/48 abgegrenzten Vegetationszonen hinweisen.

Bei Weglassung der Proben, die auf geringmächtigen Mooraufgaben (Niedermoorgleye in der Hüder Marsch) gewonnen wurden, stehen aus 2008 48 Proben aus der früheren „Kernfläche“ mit Hundsstraußgraswiesen, Pfeifengraswiesen/Borstgrasrasen und eingestreuten Schilfseggenrieden (vgl. Kap. 7.1) und 43 Bodenproben der „Umgebung“ mit damals vorherrschenden Sumpfdotterblumenwiesen zur Verfügung.

Mann-Whitney-Tests zeigen nur für die Makronährstoffe Kalium und Magnesium keine signifikanten Unterschiede zwischen der früheren „Kernfläche“ und der „Umgebung“; dagegen sind die Phosphorgehalte, die pH-Werte und die Anteile an organischer Substanz aktuell in der „Kernfläche“ hoch- bzw. höchst signifikant höher als in den umgebenden Bereichen, gleiches gilt für die Calciumgehalte. Die C/N-Verhältnisse sind in der „Kernfläche“ heute höchst signifikant weiter als in der „Umgebung“.

5 Hydrologie

5.1 Vernässungszonen

Die Wiedervernässung des Ochsenmoores ist großflächig erfolgt und schließt lediglich einige Randflächen nicht mit ein (Abb. 14). Die Hauptvorfluter wurden mit insgesamt 20 regulierbaren Stauanlagen versehen. Die Wegekörper fungieren als Dämme, so dass zwölf Polder jeweils unterschiedlich eingestaut werden können. Die benachbarten Privatflächen sind durch einen Fanggraben mit elektrischem Schöpfwerk abgegrenzt. Hierdurch werden Vernässungseinflüsse auf diese Flächen ausgeschlossen und deren Vorflut gesichert.

Die Vernässung im Gebiet wird so eingestellt, dass die Flächen im Winterhalbjahr oberflächennahe Wasserstände aufweisen, wobei Teilflächen überflutet sind. Zum Sommer hin erfolgt eine Absenkung der Wasserstände auf einen Zielwert von wenigen dm unter Geländeoberkante (GOK), um eine Grünlandbewirtschaftung ge-

währleisten zu können. Seit Beginn der aktiven Wasserstandssteuerung Mitte der 1990er Jahre wurden Einstauhöhen und -dauer sowie die zeitliche Verteilung von Überstauungen über die einzelnen Polder z.T. jährlich verändert. Von Jahr zu Jahr ergeben sich unterschiedliche Mosaik an Überstauungsflächen. Seit dem Jahr 2000 ergeben sich tendenziell jährlich vergleichbare Situationen: Drei Polder im Norden unterliegen einem Langzeitstau, die übrigen Bereiche werden nur kurzzeitig überstaut bzw. nach Niederschlägen spontan überflutet (Abb. 14; s. auch Kap. 5.3).

5.2 Grundwasserganglinien

Generell fallen im Ochsenmoor mehrere Extremphasen hinsichtlich der Grundwasserstände auf (Abb. 15): 1996 war bis in den Herbst hinein ein extrem trockenes Jahr, dem bereits tiefe Wasserstände ab Spätsommer 1995 vorangingen. 1998 herrschten ab Mitte/Ende September außergewöhnlich hohe Wasserstände mit besonders hohen und lang anhaltenden Überflutungen teils bis

Jahresende. Das Jahr 2000 war von hohen sommerlichen Wasserständen geprägt. 2010 und 2011 waren gekennzeichnet von lang anhaltenden Trockenperioden ab Februar/März. Außergewöhnliche sommerliche Tiefstände zeigten sich dabei in der Kernzone jedoch kaum.

In der nördlichen Kernzone zeigt der Grundwassermesspegel S27 insgesamt relativ ausgeglichene Jahresganglinien. Über GOK liegende Grundwasserstände treten im Winter regelmäßig über längere Zeiträume auf und halten zumeist etwa über 100-150 Tage bis in den April, gelegentlich auch bis Anfang Mai an. Im Sommer sinken die Grundwasserstände nur auf etwa 0,2-0,4 m unter GOK ab. Die Unterschiede zwischen den Jahren sind gerade hinsichtlich der sommerlichen Tiefstände relativ gering (vgl. Randzonen, s.u.).

In der südlichen Kernzone (S18) zeigen sich hinsichtlich der winterlichen Überflutungsphasen ähnliche Verhältnisse wie in der nördlichen Kernzone. Im Sommer sinken die Wasserstände jedoch zumeist auf ca. 0,45-0,55 m unter GOK ab.

Im Dielinger Westerbruch (S17) treten wie in der Kernzone Überflutungen bis Ende April auf, die Grundwasserstände fallen dann jedoch rasch ab. Die sommerlichen Werte zeigen deutliche Unterschiede im Vergleich einzelner Jahre, liegen aber meist zwischen 0,4 und 0,6 m unter GOK. Auch Beginn und Verlauf des herbstlichen Anstieges der Grundwasserstände sind von Jahr zu Jahr sehr verschieden.

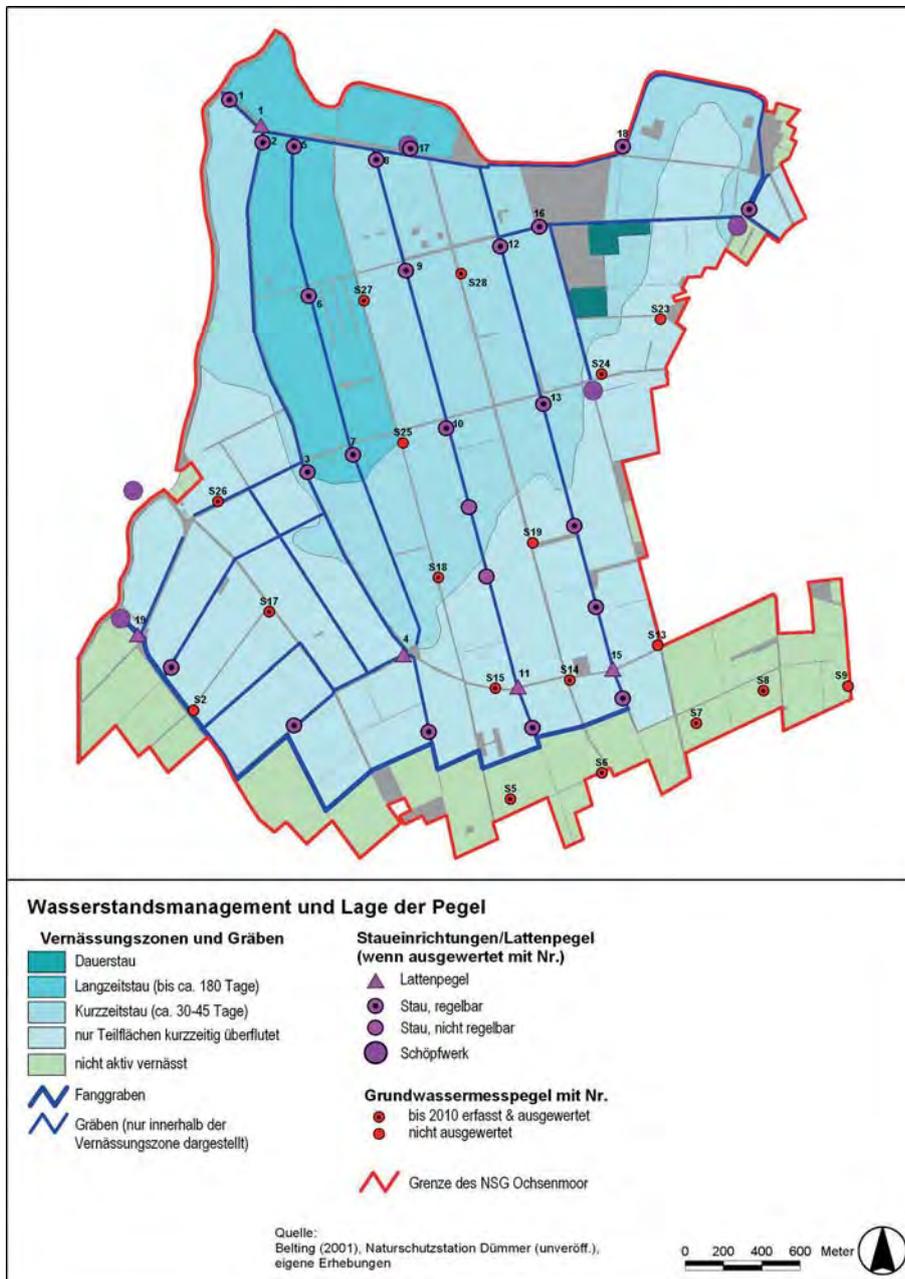


Abb. 14: Wasserstandsmanagement und Lage der Pegel

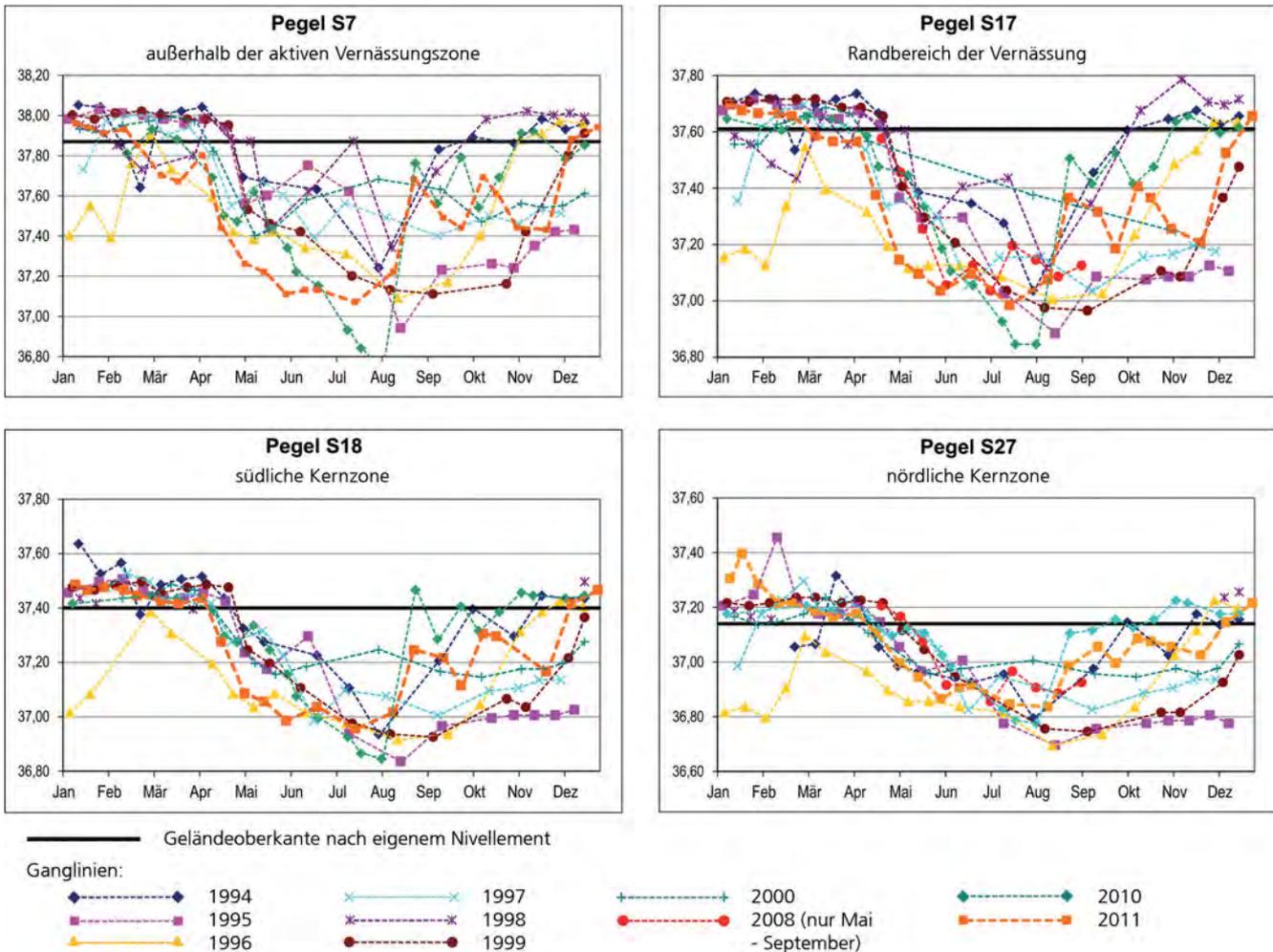


Abb. 15: Grundwasserganglinien ausgewählter Grundwassermesspegel. Bei längeren Messunterbrechungen ist keine Trendlinie eingezeichnet. Pegel S7 wurde 2008 nicht gemessen.

Im Südosten des Ochsenmoores (Bollwiesen) treten winterliche Überflutungen bis in den April hinein in Teilbereichen, so am Pegel S7, regelmäßig auf. Die sommerlichen Grundwasserstände sind von Jahr zu Jahr stark verschieden mit Tiefstwerten von teils weniger als 0,5 m, teils aber 0,7-0,8 m unter GOK.

5.3 Grabenwasserstände

Die Wasserstände werden über die im Jahr 2000 installierten, regelbaren Grabenstau in großen Teilen der Vernässungszone aktiv gesteuert (Abb. 16). Die



Abb. 16: Durch regelbare Stau können die Wasserstände aktiv gesteuert werden. (Foto: O. Lange)

Grabenwasserstände weisen im Jahresverlauf vielfach große Amplituden mit sommerlichen Tiefständen von etwa 0,5-0,6 m unter GOK auf (Abb. 17). Diese Schwankungen resultieren daraus, dass Teilbereiche zur Optimierung als Vogelbrut- und -rastgebiet bis in das Frühjahr, oberhalb des 2. Staus am Ochsenmoorgraben II (Stau Nr. 6) auch bis in den Frühsommer hinein hoch an- bzw. eingestaut, teils sogar flach überstaut werden (zu Begriffsdefinitionen siehe DIETRICH et al. 2001). Die Absenkung erfolgt, um eine Befahrbarkeit zur Mahd der Flächen zu gewährleisten. Dazu werden auf den muldeunterlagerten Standorten der Dümmerniederung Grundwasserflurabstände von 0,30-0,35 m vorausgesetzt (BLANKENBURG et al. 2001b). Hinzu kommen teils erhebliche Verluste durch Verdunstung in den Zeiten sommerlicher Niederschlagsdefizite. Teils fallen die Wasserstände bereits im Verlauf des Frühjahrs erheblich unter die eingestellte Stauhöhe, da nicht mehr genügend Wasser zuströmt. Die bei allen Pegeln in Abb. 17 erkennbare Spitze Ende August 2010 resultiert aus einem außergewöhnlichen Sommerhochwasser nach Starkniederschlägen.

Für kurzzeitig und im saisonalen Vergleich deutlich variierende Überstauungen steht Stau Nr. 2 (Abb. 17). Hier ergeben sich großräumige Überflutungsereignisse nur durch allgemeine Hochwasserlagen. Diese Verhältnisse sind als repräsentativ für weite Teile des Ochsenmoores anzusehen, wobei allerdings in anderen Bereichen tiefliegende Teilflächen regelmäßig deutlich länger überflutet werden.

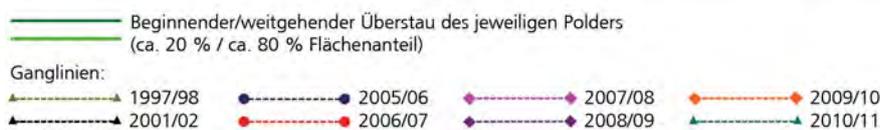
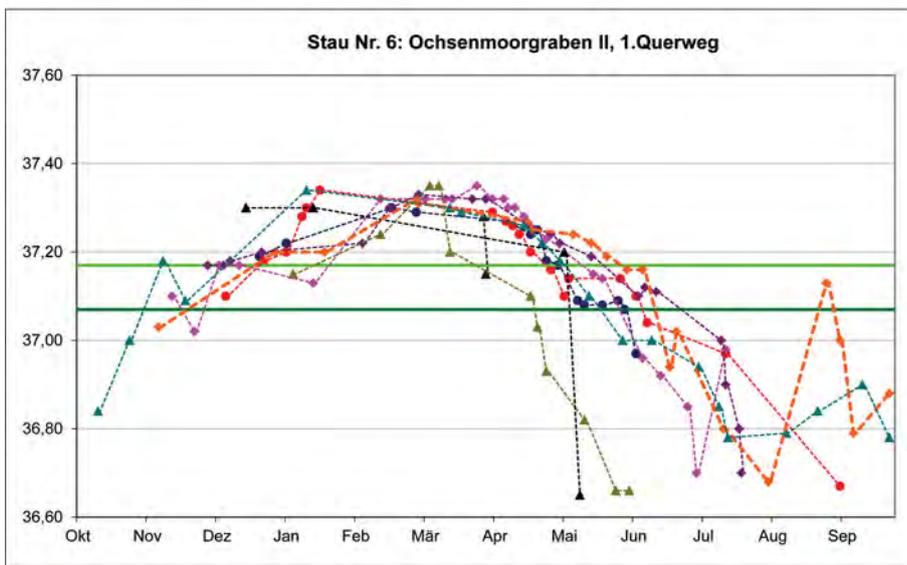
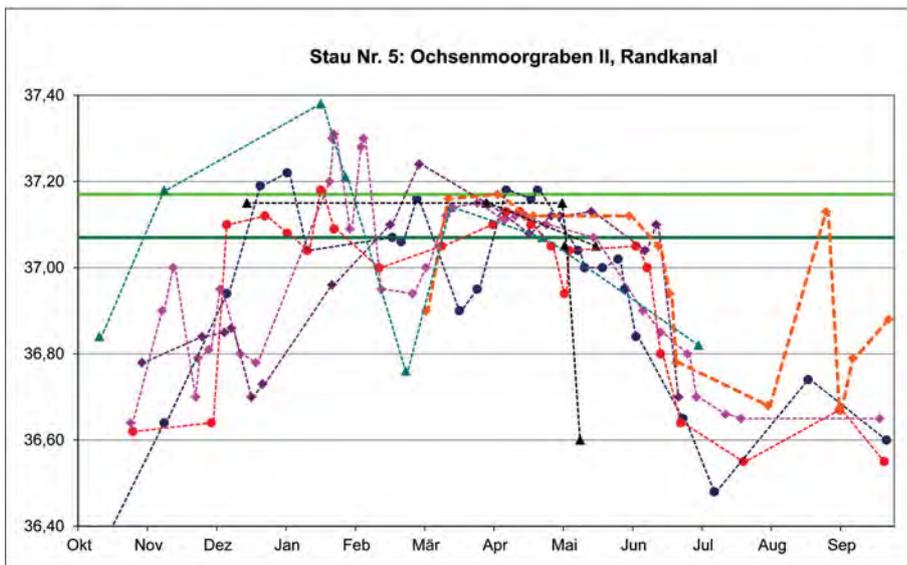
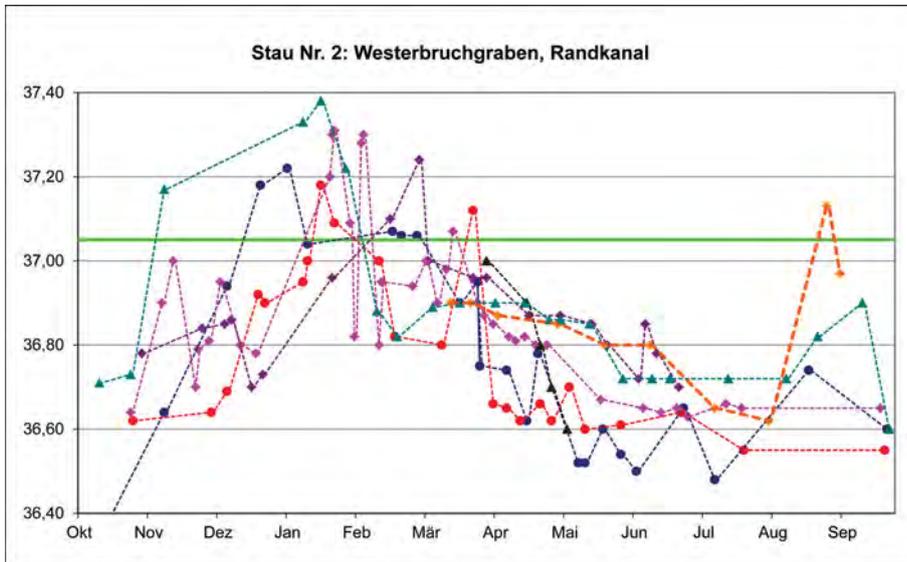


Abb. 17: Wasserstandsganglinien ausgewählter Grabenpegel

In den am stärksten vernässten Bereichen mit Langzeitstau sind erhebliche Unterschiede zwischen den beiden dargestellten Poldern am Ochsenmoorgraben II (Stau 5 und 6) zu verzeichnen. Direkt oberhalb von Stau 5 wird eine kleinere, tiefliegende Teilfläche lang anhaltend überstaut, bis 2006 mit aktiver Absenkung der Wasserstände bereits Anfang Mai, danach erst im Juni. Großräumige Überflutungen dieses Polders entstehen aufgrund erheblicher Höhenunterschiede nur kurzzeitig.

Der Polder oberhalb von Stau 6 wird dagegen alljährlich großflächig überstaut. Bis 2006 erfolgte hier ebenfalls eine aktive Absenkung im Mai. Danach wurden die Wasserstände zu dieser Jahreszeit nur soweit zurückgefahren, dass noch größere Teilflächen überstaut blieben. In den Folgejahren wurde ein solches Stauniveau bis in den Juli eingestellt, die Wasserstände sanken jedoch verdunstungsbedingt im Laufe des Junis bereits deutlich ab. Somit waren die höhergelegenen Bereiche zu meist etwa 120 Tage im Jahr überstaut, die tiefergelegenen etwa 180 Tage.

5.4 Zusammenfassende Diskussion

Die hydrologischen Verhältnisse, insbesondere die Grundwasserstände, sind für die Entwicklung und Ausdifferenzierung von Flora und Vegetation feuchter bis nasser Grünländer ein entscheidender Umweltfaktor (vgl. z.B. BOEDELTE & BAKKER 1980, GOWING et al. 1998), der teils als bedeutsamer eingeschätzt wird als die Nährstoffsituation im Boden und das Nutzungsregime (GOWING et al. 1998). Die Pflanzengesellschaften des Feuchtgrünlandes sind generell an relativ hohe, jahreszeitlich wenig schwankende Grundwasserstände gebunden (vgl. SCHOLLE & SCHRAUTZER 1993), die im Sommer selten auf mehr als 0,4 m unter Flur absinken sollten (PFA-DENHAUER et al. 2001). Eine zu starke Wasserstandsdynamik mit unzureichenden Steuerungsmöglichkeiten sowie eine oftmals zu schnelle Vernässung können eine gezielte Entwicklung zu bestimm-

ten Feuchtgrünlandgesellschaften behindern (SCHREIBER 1995).

SCHRAUTZER & TREPEL (1997) belegen eine Zunahme der Wechselfeuchte u.a. mit steigender Mächtigkeit des Vererdungshorizontes. Mudden unter flachgründigen Torfen erschweren häufig eine ausreichende Durchfeuchtung des Oberbodens, führen andererseits aber auch zu Stauwasserbildungen nach Niederschlägen (HARTER & LUTHARDT 1997). Somit erklären bereits die unterschiedlich stark pedogen veränderten Torfe die heutigen Vegetationsmosaiken, selbst wenn die exemplarischen Grundwasserganglinien in der Kernzone großräumig zunächst relativ ähnliche hydrologische Verhältnisse anzeigen.

Die in dieser Arbeit betrachteten, aktuell vorkommenden Feuchtwiesengesellschaften einschließlich Groß- und Kleinseggenrieden sind überwiegend auf hohe, wenig schwankende Grundwasserstände angewiesen. Im Ochsenmoor wurden in dieser Hinsicht u. a. im extrem trockenen Sommer 2010 relativ tiefe Grundwasserstände beobachtet, die teils unterhalb der von GOEBEL (1996) genannten mittleren Schwankungsamplituden liegen. Sommerliche Trockenphasen waren im Dümmergebiet allerdings schon vor der Eindeichung typisch; damals waren die Seewasserstände im Sommer am niedrigsten (REMMERS 1982, PÖU 1988). Dies wird sich sicherlich auf die umliegenden Niedermoore ausgewirkt haben.

Ein jährlich wechselndes Überstauregime kann grundsätzlich eine Annäherung an eine natürliche Auendynamik darstellen und Etablierungschancen für verschiedene Pflanzenarten bieten (HELLBERG 1995). Anzustreben ist ein räumliches Nebeneinander nicht oder nur gelegentlich, kurzzeitig aber regelmäßig sowie alljährlich lange überstauter Teilflächen, wie es im Ochsenmoor in Form unterschiedlich geregelter Polder geschaffen wurde KUNDEL (1993).

6 Nutzung

6.1 Ackernutzung seit 1980

In den 1980er Jahren und bis in die frühen 1990er Jahre fand im Ochsenmoor in erheblichem Umfang eine Ackernutzung statt. Insgesamt wurde innerhalb des bei allen Vegetationskartierungen bearbeiteten Vergleichsgebietes (ca. 845,4 ha) auf mindestens 177 ha (21 %) des Grünlandes zeitweilig Ackerbau betrieben (Abb. 18). Da die Ackerflächen nicht in allen Jahren kartiert wurden, könnte die insgesamt betroffene Fläche noch geringfügig größer gewesen sein. Bis 1984 stieg der Ackeranteil bis auf knapp 13 % an und blieb bis 1987 bei etwa 10 %. Wesentliche Rückumwandlungen fanden zwischen 1992 und 1994 statt, bis Ende der 1990er Jahre war dieser Prozess abgeschlossen.

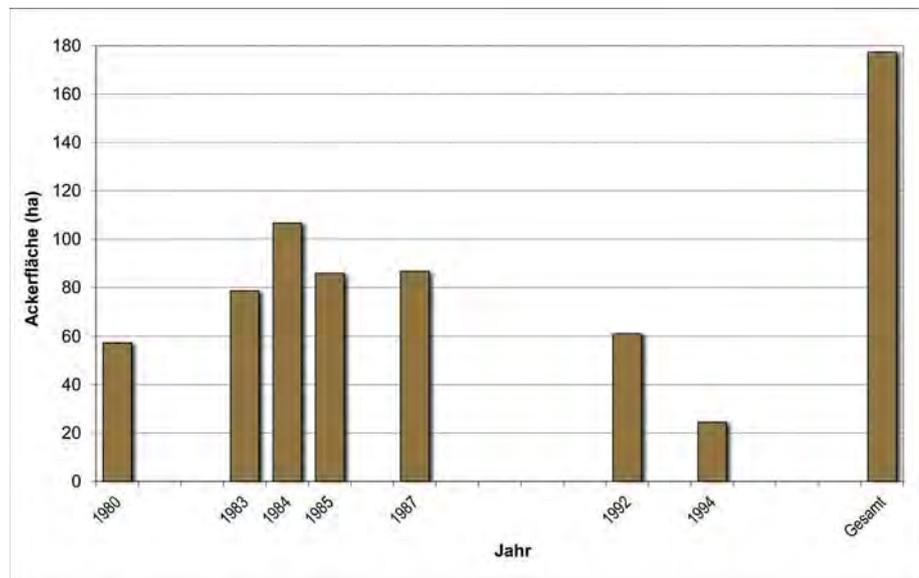


Abb. 18: Ausdehnung der Ackerflächen im Vergleichsgebiet der Vegetationskartierung (ca. 845,4 ha) seit 1980. Gesamt: Summe aller in diesem Zeitraum vorübergehend beackerten Flurstücke bzw. Flurstücksteile

6.2 Entwicklung der Grünlandnutzung

Das Grünland des NSG Ochsenmoor wurde bislang größtenteils alljährlich genutzt (Abb. 19). Seit 1993 hat dabei der Anteil der beweideten Flächen stetig abgenommen: Wurden 1993 noch fast 60 % der Flächen als Dauer- oder Koppelweide genutzt, sank der Anteil 2005 erstmals auf unter 30 % und 2008 erstmals auf unter 20 %. Danach erhöhte er sich nur geringfügig wieder. Die reine Schnittnutzung (ggf. mit Nachbeweidung) ist allerdings mit Anteilen von etwa 40 % konstant geblieben, nur in einzelnen Jahren (2004, 2006, 2007) war der Anteil höher. An die Stelle von Dauer- oder Koppelweiden sind Mähweiden getreten. Die deutlichen Schwankungen des Mähweidenanteils erklären sich aus dem jährlich variierenden Zeitpunkt der Mahdfreigabe: Bei früher Mahd ergibt sich eine Mähweidenutzung, bei später Mahd hingegen eine Wiese mit Nachbeweidung.

Innerhalb der Wiesen sind die mehrschürigen Wiesen deutlich zurückgegangen: 1996, 1997 und 1999 wurden über 20 % des Grünlandes zwei- oder sogar dreimal im Jahr gemäht. Nach dem Jahr 2000 lag ihr Anteil nie mehr über 10 %, dreischürige Wiesen spielten keine wesentliche Rolle mehr.

Als Dauerbrachen wurden weniger als 2 % der Grünländer entwickelt. Diese Flächen liegen randlich an Wegen und Waldrändern. Auch in nassen Jahren lagen zumeist nur wenige weitere Parzellen brach, nur im extrem nassen Sommer 2002 konnten knapp 38 % des Grünlandes nicht genutzt werden. Im trockenen Sommer 2003 wurden diese einjährigen Brachen ausnahmslos wieder genutzt.

Eine grundlegende räumliche Umverteilung bestimmter Nutzungsarten hat nicht stattgefunden (Abb. 20), jedoch wurde die Weidenutzung im Nordteil des Gebietes sowie in der südlichen Kernzone in großem Umfang auf Schnittnutzung umgestellt.

Die mittlere Größe der Bewirtschaftungseinheiten hat von ca. 3,7 ha (1993) auf ca. 5,1 ha (2005) fast kontinuierlich zugenommen und sich dann bei etwa 5 ha eingependelt. Eine Verkoppelung bedeutet allerdings nicht in jedem Fall den Verlust von Saumstrukturen und Weidezäunen, sondern häufig eine flexible Öffnung

bestehender Zäune, teils auch die Unterteilung mittels Mobilzäunen. Bei der Schnittnutzung werden benachbarte, überwiegend nicht mit Zäunen gegeneinander begrenzte Flurstücke zunehmend in einem Arbeitsgang gemäht und dann als eine Bewirtschaftungseinheit gewertet.

Ein hoher Anteil der Grünländer war seit 1994 Änderungen im Nutzungsregime unterworfen (Abb. 21): Im Gesamtzeitraum 1994-2007 wurden nur 145,0 ha durchgehend als Dauer- und Koppelweide und 204,8 ha durchgehend als ein- oder mehrschürige Wiese bzw. Mähweide (wenn Mähweide, dann nur bei spätem Schnitt gewertet) genutzt. Dagegen wurden 232,1 ha von Weide- auf Schnittnutzung umgestellt, aber nur auf 21,2 ha von Wiese auf Weide. Mit weiteren 257,9 ha unterlag zusätzlich zu den Flächen mit klarer Nutzungsumstellung über ein Viertel der Flächen einer Mischnutzung, d.h. einem Wechsel aus ein- bis mehrjährigen Phasen mit Wiesen- bzw. Weidenutzung.

Im Zeitraum 1994-1999 war dagegen noch über ein Drittel des Grünlandes (321,8 ha) nur als Weide genutzt, dafür allerdings nur 228,0 ha als Wiese. Ab dem Jahr 2000 wurden dafür 416,5 ha nur noch als Wiese genutzt; Mischnutzungen oder Nutzungsumstellungen fanden seitdem nur noch auf 244,9 ha statt; 205,8 ha wurden in diesem Zeitraum nur beweidet.

Die Freigabe zur Mahd wird im NSG Ochsenmoor flexibel gehandhabt. Nicht zu nasse Flächen mit starkem Aufwuchs und ohne entgegenstehende Erfordernisse des Vogelschutzes wurden in den 1990er Jahren häufig bereits ab Mitte Mai zur Mahd freigegeben. In einzelnen Jahren wurden bis über 40 % der Wiesen (incl. Mähweiden) bereits vor dem 15.06. gemäht, dies sind bis zu 25 % des gesamten im NSG gelegenen Grünlandes (Abb. 22). Trotz unterschiedlicher Witterungsverläufe wurden in

den Jahren 1996 bis 2000 jeweils sehr hohe Flächenanteile früh gemäht. Seit Anfang der 2000er Jahre ist der Anteil der früh gemähten Flächen dagegen wieder stark rückläufig: Seit 2003 wird nur noch in geringem Umfang im Mai gemäht und seit 2004 sinkt auch der Anteil der in der 1. Junihälfte gemähten Flächen wieder deutlich. 2009 begann der Schnitt überall erst nach dem 15.06.

Ausgesprochen späte erste Schnitte (zwischen August und Oktober) finden vor allem in nassen Jahren wie 2004 in der nördlichen Vernässungszone statt. Aufgrund der insgesamt gestiegenen Anteile der Wiesen- und Mähweidenutzung ist jedoch der Gesamtflächenanteil des vor dem 01. Juli gemähten Grünlandes erst in den letzten Jahren deutlich geringer geworden; einer insgesamt späteren Mahd der vernässen Wiesen stehen zumindest in einzelnen Jahren noch relativ frühe Mahdtermine auf ehemaligen Weiden in den Randbereichen gegenüber. In weiten Teilen des Gebietes verlagert sich der Nutzungsbeginn dagegen durch starke Vernässung jahreszeitlich zunehmend nach hinten. In einzelnen Jahren ergeben sich auch durch Sommerhochwässer sowie Vorkommen des Wachtelkönigs (*Crex crex*) zusätzliche Verzögerungen.

Ab 1994 konnte die Nachpflege von Mähwiesen mit Schafen etabliert werden. Von 1994 bis 2000 wurden jährlich ca. 60-160 ha auf diese Weise behandelt. Ab 2000, als eine neue Schäferei eingerichtet wurde, ist die Intensität der Nachbeweidung aber von Jahr zu Jahr sehr unterschiedlich. Die Tiere weiden z.T. nur für wenige Tage, mitunter auch nur für wenige Stunden, auf bestimmten Flächen, oft in Hütelhaltung. Je nach Witterungsverlauf werden Seggen unterschiedlich stark befrassen.

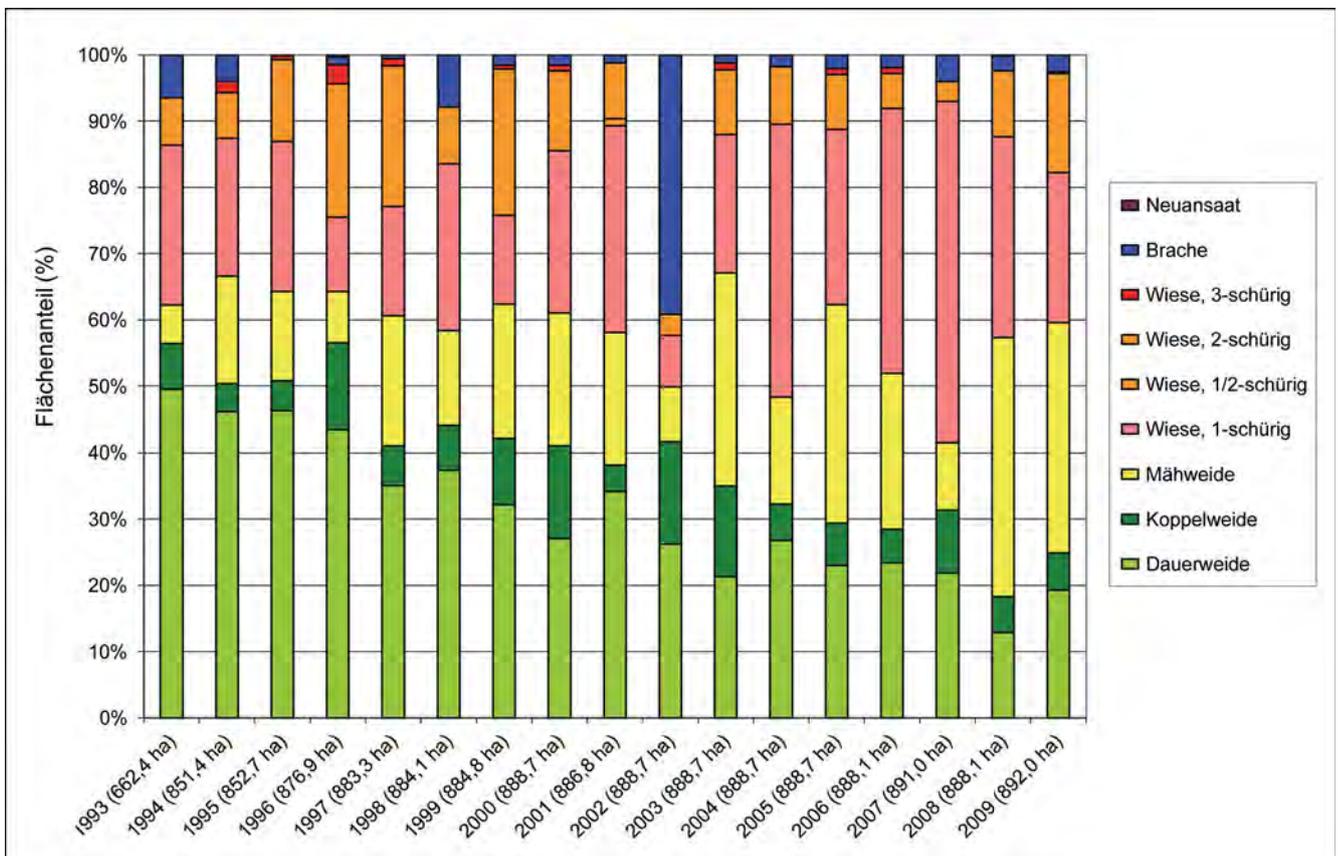


Abb. 19: Flächenanteile der Grünlandnutzungstypen 1993-2009

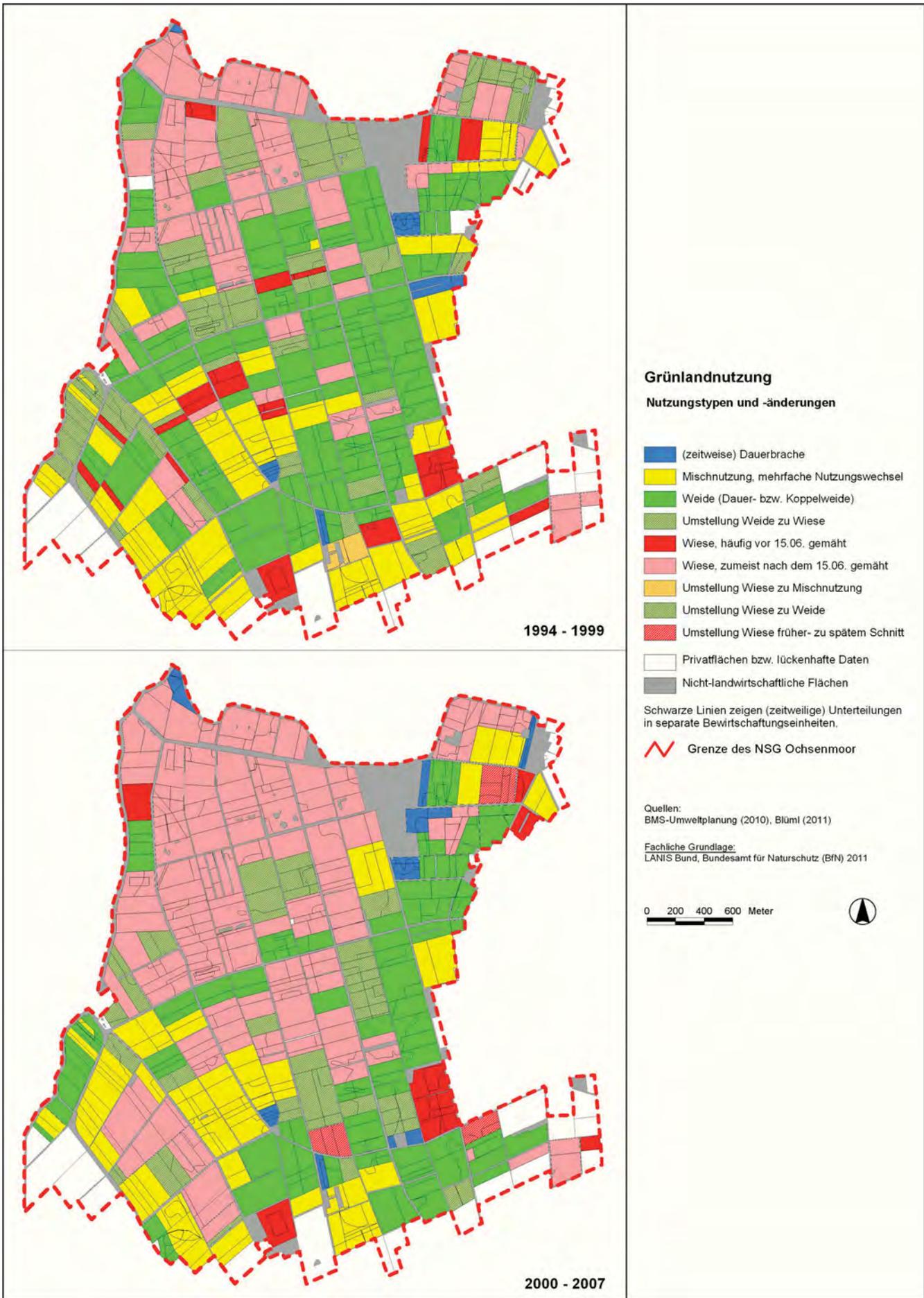


Abb. 20: Grünlandnutzung 1994-1999 und 2000-2007

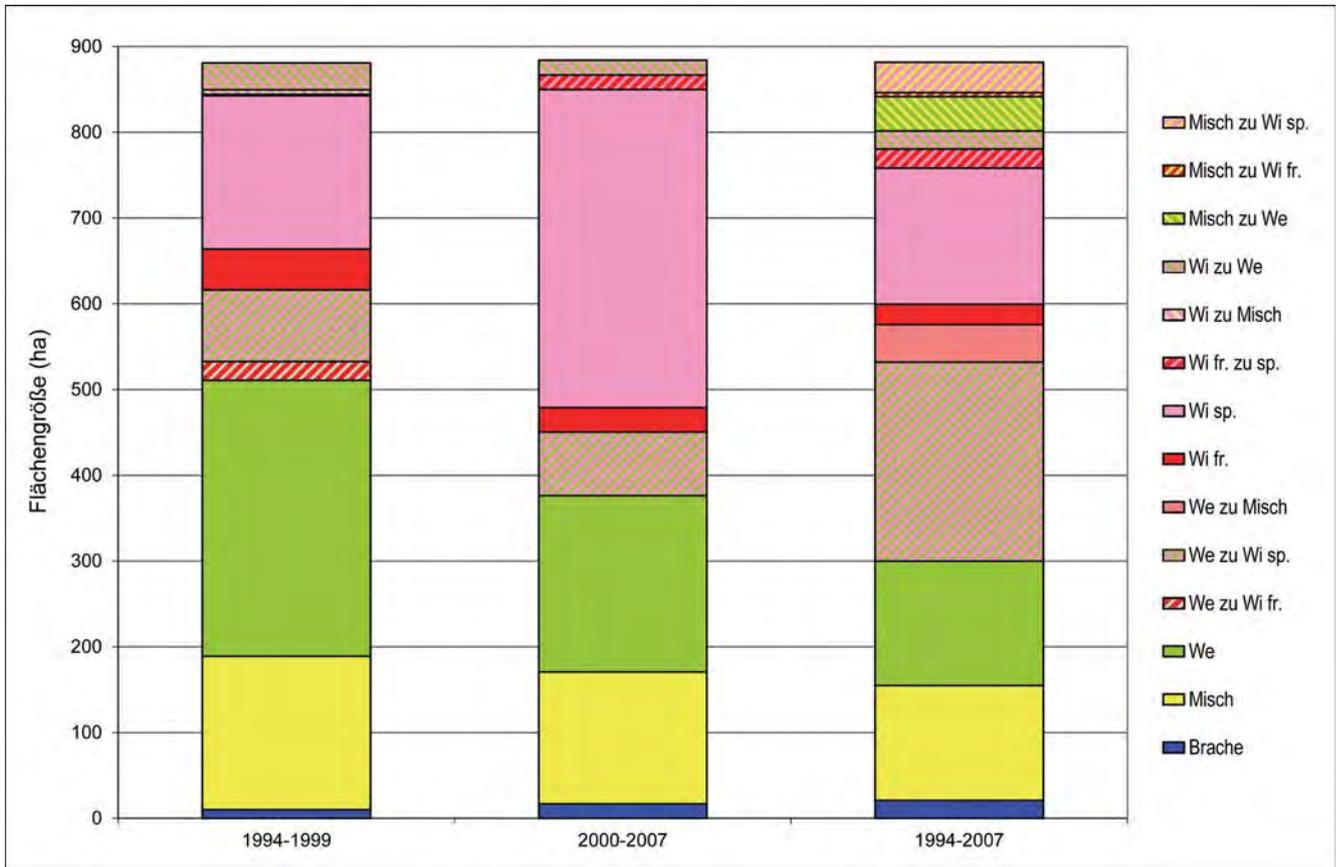


Abb. 21: Veränderung der Nutzungstypen in den Zeiträumen 1994-1999, 2000-2007 und 1994-2007. Misch = Mischnutzung; We = Weide, Wi = Wiese, fr. = früh, sp. = spät

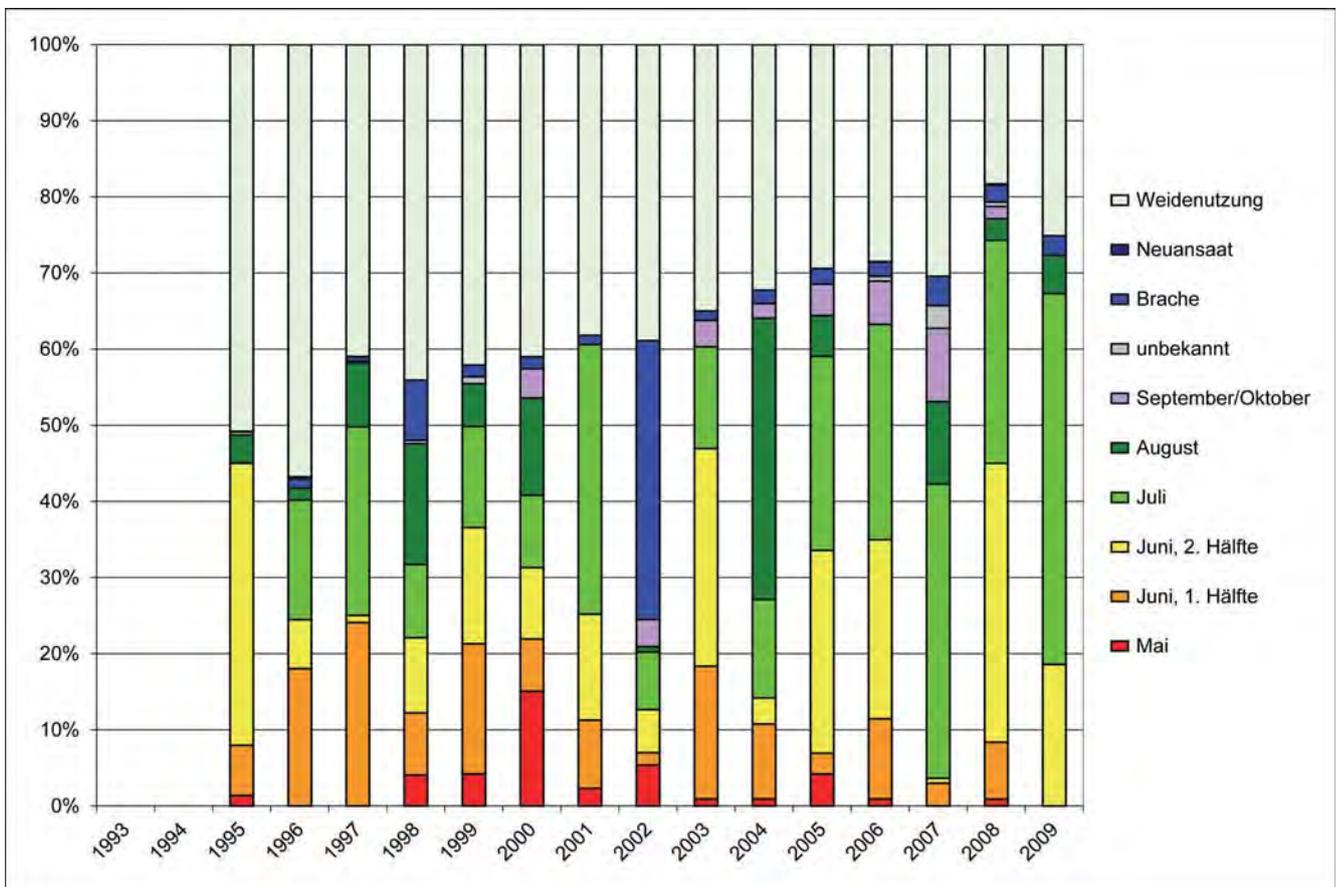


Abb. 22: Zeiträume der 1. Mahd der Wiesen (incl. Mähweiden) im Ochsenmoor 1995-2009. 1993 und 1994 sind wegen sehr lückenhafter Daten nicht berücksichtigt.

Hinzu kommt ein wechselnder, aber zumeist geringer Anteil von Mähwiesen, die mit Rindern oder vereinzelt mit Pferden nachbeweidet werden.

6.3 Zusammenfassende Diskussion

Das Nutzungsregime ist, wie in den meisten nordwestdeutschen Schutzgebieten mit großflächigem Feuchtgrünland, wesentlich an den Bedürfnissen des Schutzes bodenbrütender Vogelarten des Grünlandes ausgerichtet. Schon aus diesem Grund ist ein gezieltes Management der Bewirtschaftung zur Steuerung der Vegetationsentwicklung nur bedingt möglich und daher aus dieser Sicht nicht immer optimal (vgl. HEINKEN 2001). Durch die flexible Steuerung der Bewirtschaftungstermine auf vielen Flächen, die keine Brutstandorte besonders schutzbedürftiger Vogelarten aufwiesen, konnte nicht nur mit einer Anpassung an Witterungsverhältnisse und Betriebsabläufe den Bewirtschaftern entgegen gekommen werden („nutzungselastisch“, vgl. BRIEMLE et al. 1991), sondern auch eine Aushagerung gefördert werden, die ansonsten durch zum Schutz von Brutvögeln festgeschriebene, späte Mahdtermine häufig behindert wird (z.B. TESCH 1992). Die vorübergehend zwei- bis dreischürige Nutzung und die Umstellungen von Dauerbeweidung auf Mähweide- bzw. überwiegende Schnittnutzung haben dabei sicher durch den Biomasseentzug entscheidenden Einfluss auf Aushagerungsgeschwindigkeit und -erfolg gehabt (vgl. z.B. RIEDER 1983, KAPFER 1988, BAKKER 1989, SCHWARTZE 1992, SCHRAUTZER & WIEBE 1993).

Die nach dem Jahr 2000 deutlich zurückgehenden Anteile früh und mehrschürig genutzter Wiesen verdeutlichen zum einen die zu diesem Zeitpunkt bereits eingetretenen Auswirkungen der Aushagerung und des durch Überstauung verzögerten Aufwuchses, insbesondere aber auch die einzelflächenweise geregelte Freigabe zur Mahd. Aufgrund zunehmender Brutvogelbestände, der

Zunahme spätbrütender Arten, höherer Brut- und Aufzuchterfolge (= längere Verweildauer von Jungvögeln auf mehr Flächen) bzw. Verlängerung des Brutzeitraumes infolge der Zunahme von Nachgelegen nach Brutverlust (z.B. durch Prädation) liegen die Zeitpunkte der Mahdfreigabe heute deutlich später als zu Beginn der Extensivierungsphase. Auf etlichen Flächen ergeben sich inzwischen zusätzliche Verzögerungen, da diese zum Zeitpunkt der Mahdfreigabe teilweise noch nicht ausreichend abgetrocknet sind und somit noch keine Befahrbarkeit der Flächen zur Heuernte gegeben ist.

Die derzeit praktizierte Nutzung erfolgt allerdings an jahreszeitlich deutlich früheren Terminen und in kürzeren Intervallen als für einen Teil der sich zunehmend entwickelnden Vegetationstypen empfohlen wird: So sollten nach NITSCHKE & NITSCHKE (1994) Großseggenriede und Landröhrichte alle zwei bis vier Jahre im Herbst gemäht werden, Kleinseggenriede auf basenarmen Standorte alle zwei oder mehr Jahre ab Mitte September. Für nährstoffärmere Sumpfdotterblumenwiesen wird eine jährliche bis zweijährliche Mahd angeraten. Herbstmahd führt jedoch in der Regel allenfalls zu einer schwachen weiteren Aushagerung (z.B. KAPFER 1988) und eignet sich daher nur für die Flächen, auf denen das erwünschte Aushagerungsniveau erreicht ist. Dieser Zustand war im Ochsenmoor bislang größtenteils noch nicht gegeben, weshalb eine höhere Nutzungsintensität zur Aushagerung erforderlich war. Die aus der Vegetationskartierung 2008 ermittelten Stickstoffzahlen (s. Kap. 7.3) zeigen jedoch, dass die Aushagerung mittlerweile auf vielen Flächen bis auf Magerrasenniveau fortgeschritten ist. Diesem Zustand tragen neuerdings in erheblichem Maße in den Zeitraum August bis Oktober verlagerte erste Schnitttermine Rechnung. Für Arten wie Wasser-Greiskraut (*Senecio aquaticus*) können zumindest in einzelnen Jahren derart spät erfolgende Erstnutzungen die Samenreife begünstigen (z.B. ROSENTHAL 1992b, s. auch Kap. 10.1).

7 Pflanzengesellschaften: Flächenbilanzen und Verände- rungen über 60 Jahre

7.1 Räumliche Verteilung und Flächenbilanz der Pflanzengesellschaften 1947/48-2008

1947/48 war das Ochsenmoor deutlich in zwei Vegetationszonen gegliedert (Abb. 26: vereinfachte Darstellung übernommen aus GANZERT & PFADENHAUER 1988): Im zentralen Teil herrschten Hundstraußgraswiesen vor, die im Nordteil teils durch Pfeifengraswiesen und Borstgrasrasen abgelöst wurden. Dort waren zudem Schlankseggenriede eingestreut. Dieser zentrale Bereich war geprägt von einem Wechsel aus verlandeten Torfstichen

und stehen gelassenen Torfbänken und gegenüber der Umgebung deutlich durch einen Anstieg der Geländehöhen abgesetzt, wodurch Überflutungen hier nur relativ selten und auf Teilbereiche beschränkt waren (KRAUSE & PREISING 1952, GEHLKER 1957).

Umgeben wurde dieser etwa 335 ha große Kernbereich von Sumpfdotterblumenwiesen, die entlang der Hunte sowie im Dielinger und Stemshorner Westerbruch nahezu flächendeckend ausgebildet waren. In den übrigen Randbereichen waren Pfeifengraswiesen/Borstgrasrasen, Hundstraußgraswiesen und Schlankseggenriede häufiger in die auch hier vorherrschenden Sumpfdotterblumenwiesen eingestreut. Nur randlich kamen Knickfuchsschwanzrasen vor, auf Gleystandorten am Ostrand bei Hüde/Haßlinge zudem Weidelgras-Weißkleewiden sowie einzelne Äcker. Nahe der heutigen Deichlinie in der Ellerbruchwiese und der Hüder Marsch gingen die

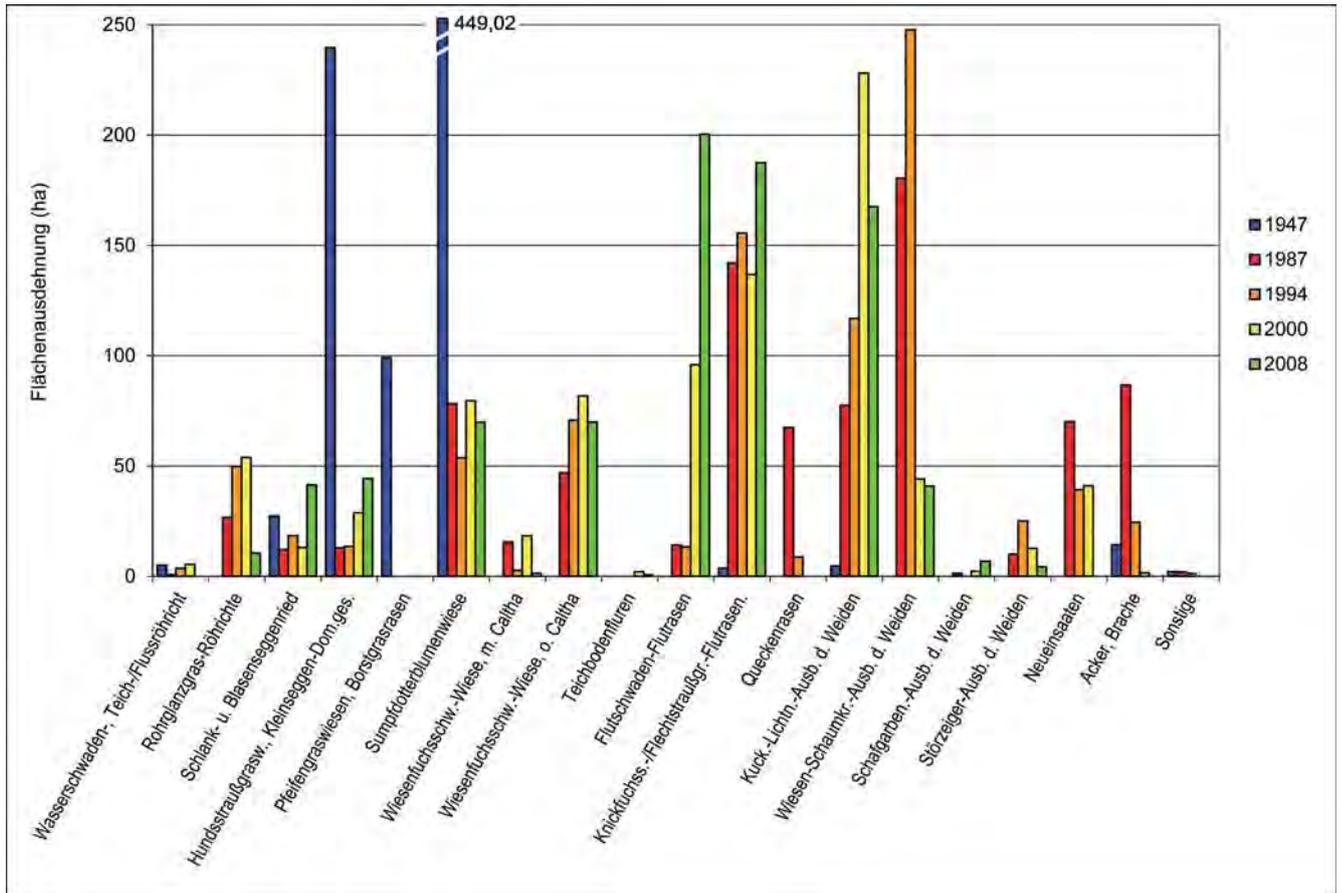


Abb. 23: Flächenausdehnung der Pflanzengesellschaften im Vergleich der Kartierungen 1947/48, 1987, 1994, 2000 und 2008 (ca. 845,4 ha)



Abb. 24 u. 25: Die Flächenausdehnungen der Wiesenschaumkraut- und Kuckuckslichtnelken-Ausbildungen der Weiden schwankten in den letzten Jahrzehnten deutlich. (Fotos: O. Lange)

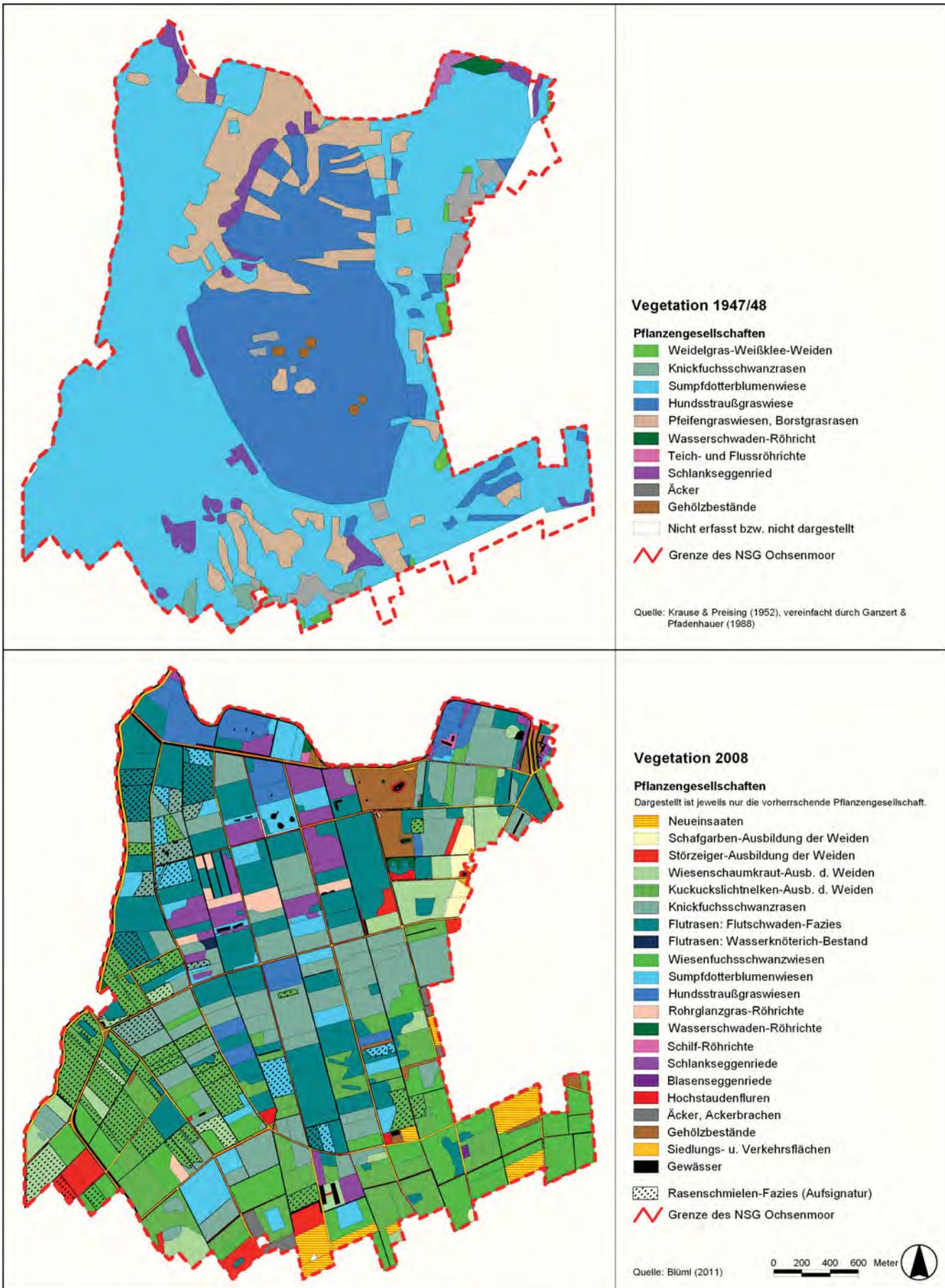


Abb. 26 : Vegetation 1947/48 und 2008

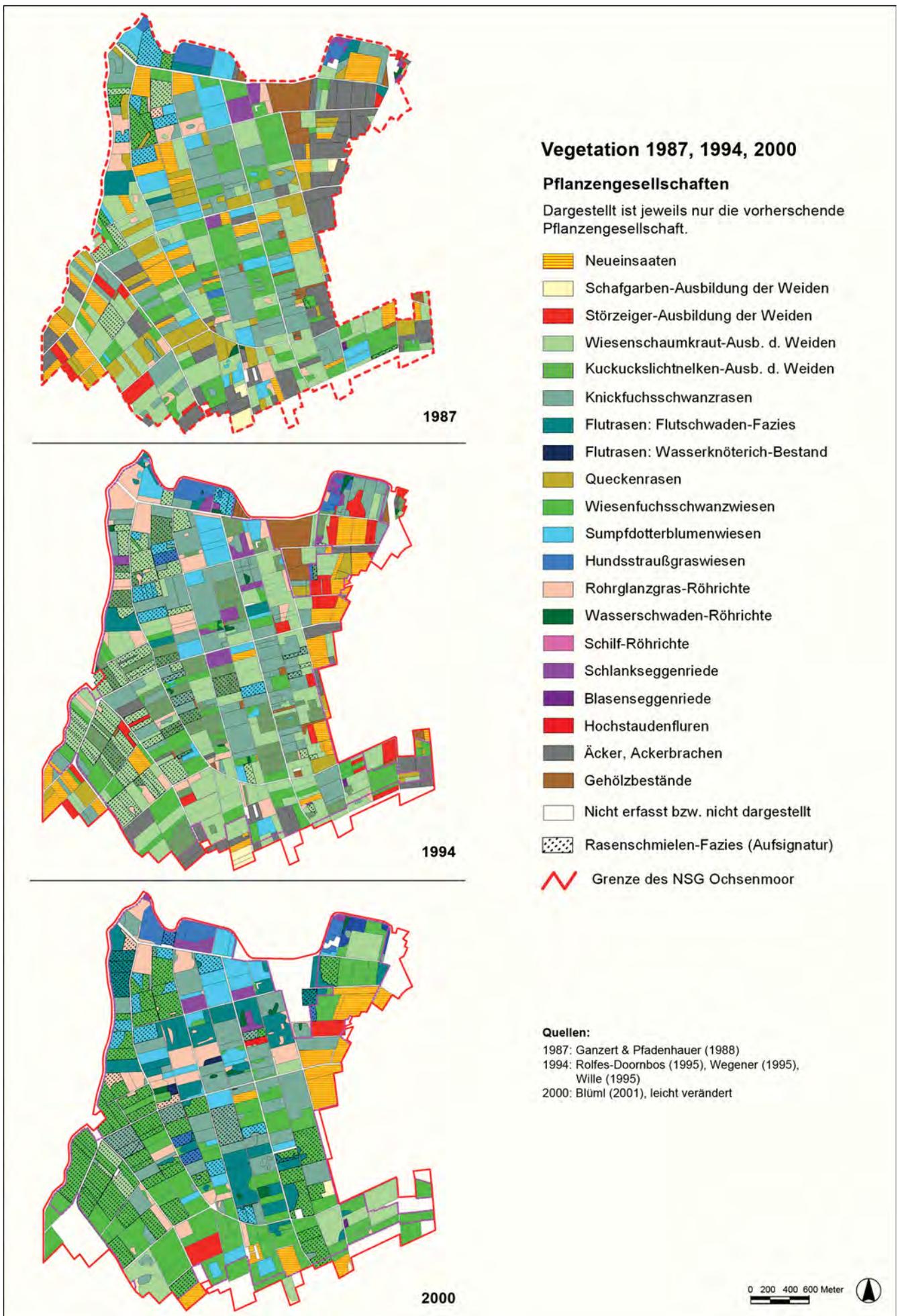


Abb. 27: Vegetation 1987, 1994 und 2000

Grünländer in Schlankseggenriede, Wasserschwaden- sowie Teich- und Flussröhrichte über, die den mehr oder weniger fließenden Übergang zur unmittelbaren Verlandungszone des Sees markierten. Mit knapp 450 ha hatten die Sumpfdotterblumenwiesen den weitaus größten Flächenanteil, gefolgt von den Hundsstraußgraswiesen mit knapp 240 ha und den Pfeifengraswiesen/Borstgrasrasen mit knapp 100 ha (Abb. 23).

1987 stellte sich die Vegetation völlig anders dar (Abb. 23 u. 27): Vorherrschende Pflanzengesellschaften waren nunmehr die Wiesenschaumkraut- und die Kuckuckslichtnelken-Ausbildung der Weiden sowie die Knickfuchsschwanzrasen. Mit jeweils über 50 ha waren zudem die Wiesenfuchsschwanzwiesen (überwiegend in der Ausbildung ohne Sumpfdotterblume), Queckenrasen und Neueinsaaten auf nennenswerter Fläche ausgebildet. Sumpfdotterblumenwiesen nahmen noch ca. 78 ha ein, Hundsstraußgraswiesen nur noch knapp 20 ha, Pfeifengraswiesen/Borstgrasrasen waren gänzlich verschwunden. Schlankseggenriede waren noch auf etwa 12 ha ausgebildet, die 1947/48 noch nicht vorhandenen Rohrglanzgrasröhrichte waren auf 26,6 ha ausgeprägt. Wasserschwadenröhrichte spielten flächenmäßig keine Rolle mehr, Teich- und Flussröhrichte waren überhaupt

nicht mehr vorhanden. Äcker waren auf die Gleystandorte am Ostrand konzentriert, es gab jedoch in fast allen Bereichen des Ochsenmoores einzelne Ackerflächen. Die übrigen Pflanzengesellschaften zeigten keine klaren räumlichen Schwerpunkte: Restflächen von Sumpfdotterblumenwiesen kamen 1987 in ähnlichem Flächenumfang auf ihren früheren Standorten 1947/48 wie auch im Bereich damaliger Hundsstraußgraswiesen vor (vgl. Abb. 27). Hundsstraußgraswiesen waren 1987 in der früheren Kernfläche nur noch in kleinflächigen Resten vorhanden, traten dafür jedoch neu in der Teich- und Ellerbruchwiese sowie in der Hüder Marsch auf. Schlankseggenriede wuchsen überwiegend auf ehemaligen Standorten von Hundsstraußgraswiesen sowie Pfeifengraswiesen/Borstgrasrasen. Insgesamt zeigte die Vegetation 1987 die 40 Jahre zuvor deutlich bestehende Differenzierung in die durch nährstoffärmere Gesellschaften geprägte „Kernfläche“ und Sumpfdotterblumenwiesen in den Randbereichen nicht mehr.

Von 1987 zu 1994 sind erneut deutliche Vegetationsveränderungen zu verzeichnen (Abb. 23 u. 27): Die Wiesenschaumkraut- und die Kuckuckslichtnelken-Ausbildung der Weiden nahmen in ihrer Flächenausdehnung deutlich zu. Auch Rohrglanzgrasröhrichte breiteten sich

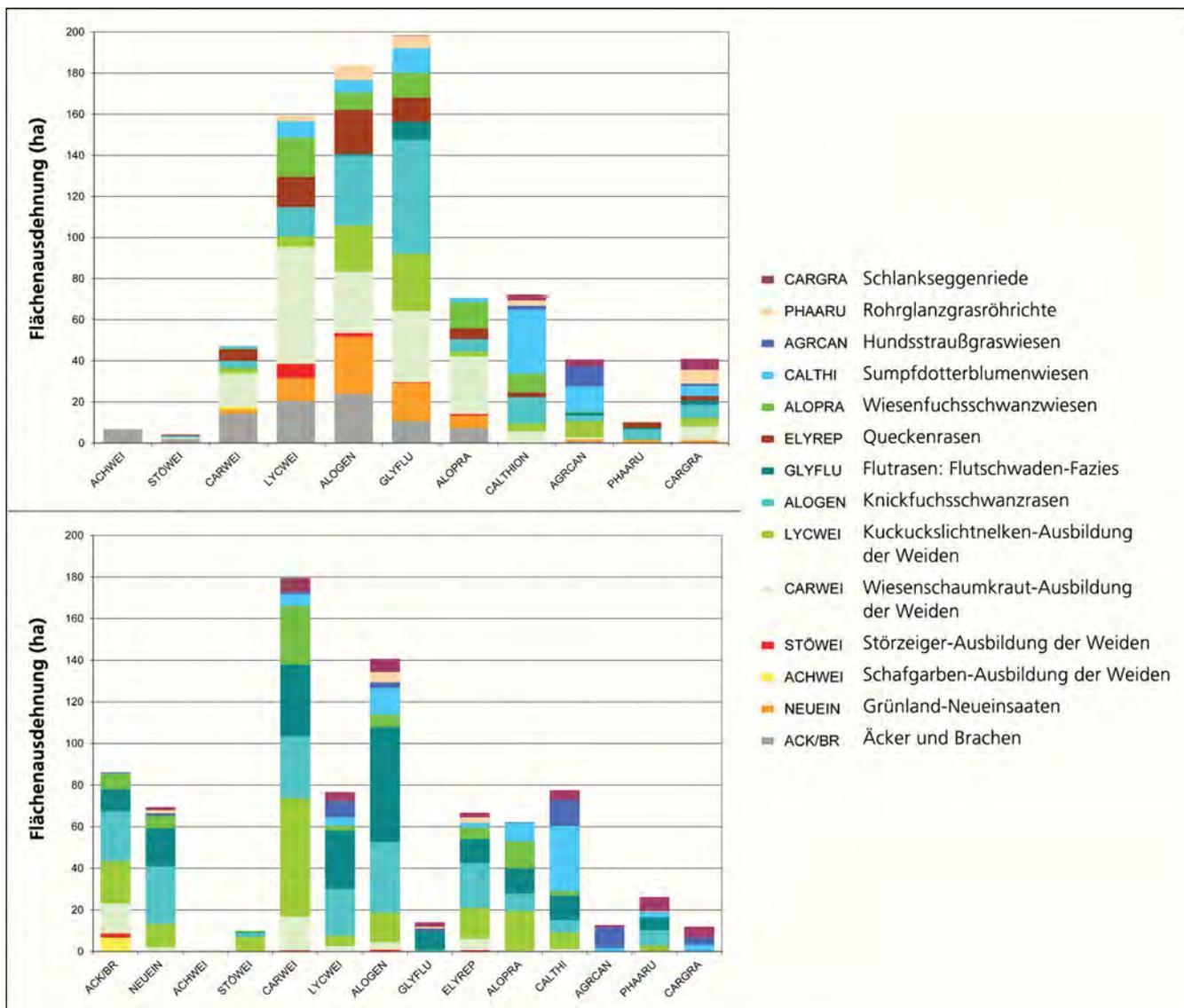


Abb. 28: Entwicklung der Pflanzengesellschaften von 1987 zu 2008 in ha. Oben: die auf der x-Achse aufgetragenen Gesellschaften stellen den Ausgangszustand 1987 dar, die in den Balken wiedergegebenen Gesellschaften den Ist-Zustand 2008.

Unten: x-Achse = Ist-Zustand 2008, Balken: Ausgangsgesellschaften 1987

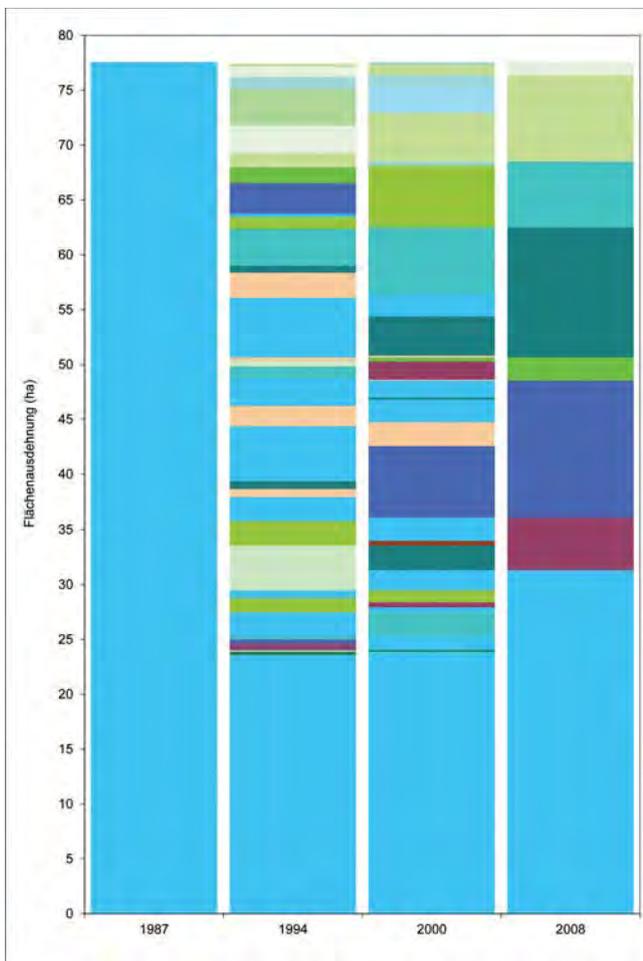


Abb. 29: Entwicklung der Vegetationsbestände 1987–2008, die 1987 als Sumpfdotterblumenwiese kartiert wurden. Identische Flächen haben in allen Jahren dieselbe Position auf der y-Achse, d.h. entlang einer beliebigen, gedachten horizontalen Linie ist die Sukzessionsabfolge jeweils derselben Fläche zu finden. Ein gleichfarbiger Block innerhalb des Diagramms kann aber mehrere gleichartige Flächen umfassen; Farblegende vgl. Abb. 28.

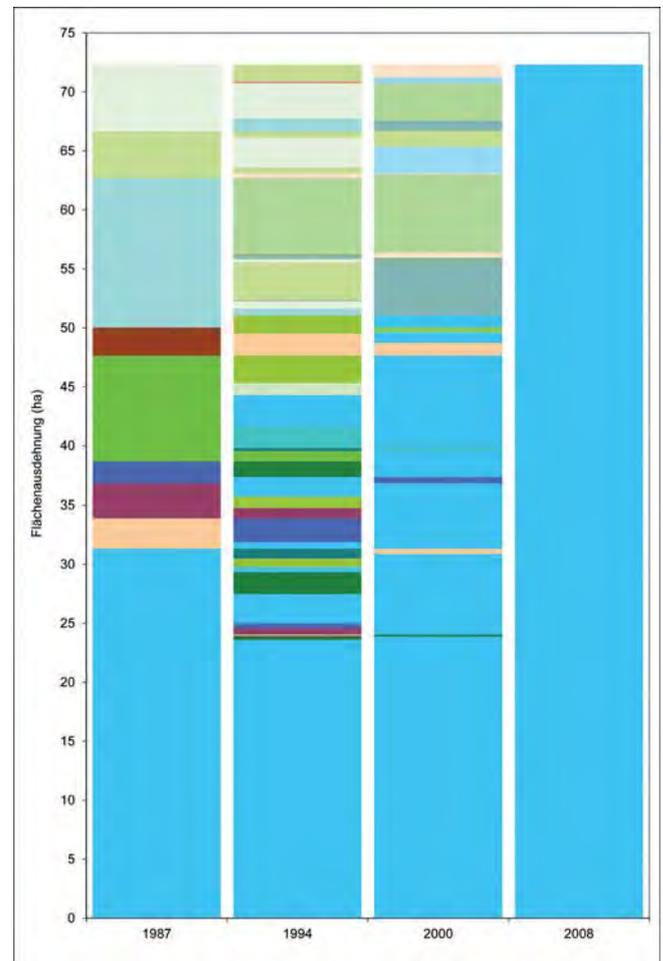


Abb. 30: Entwicklung der Vegetationsbestände 1987–2008, die 2008 als Sumpfdotterblumenwiese kartiert wurden; Erläuterungen s. Abb. 29.

stark aus, in wesentlich geringerem Flächenumfang auch Wasserschwadentrüchrichte. Schlankseggenriede nahmen leicht zu, die Hundstraußgraswiesen zeigten hinsichtlich ihrer Flächenausdehnung kaum Veränderungen und Sumpfdotterblumenwiesen gingen weiter zurück.

Die Queckenrasen waren bereits wieder weitgehend verschwunden, während die Knickfuchsschwanz- und Flutschwaden-Flutrasen kaum Veränderungen zeigten. Die Störzeiger-Ausbildung der Weiden nahm zu, Neueinsaat und Äcker hingegen deutlich ab.



Abb. 31: Hundstraußgraswiese (Foto: V. Blüml)

Von 1994 bis 2000 gab es wiederum starke Vegetationsveränderungen (Abb. 23 u. 27): Die Wiesenschamkraut-Ausbildung der Weiden nahm in ihrer Flächenausdehnung um über 80 % ab, während sich die Gesamtfläche der Kuckuckslichtnelken-Ausbildung nahezu verdoppelte. Bei den Flutrasen zeigte die Fazies von Knickfuchsschwanz und Flechtstraußgras kaum Veränderungen, während sich die Flutschwaden-Fazies von ca. 13 ha auf ca. 96 ha ausdehnte; die letzten Queckenrasen verschwanden. Rüchrichte nahmen geringfügig zu, Schlankseggenriede dagegen leicht ab. Dafür nahmen Sumpfdotterblumenwiesen wieder zu, ebenso die Hundstraußgraswiesen. Die Wiesenfuchsschwanzwiesen zeigten wie im Zeitraum 1987–1994

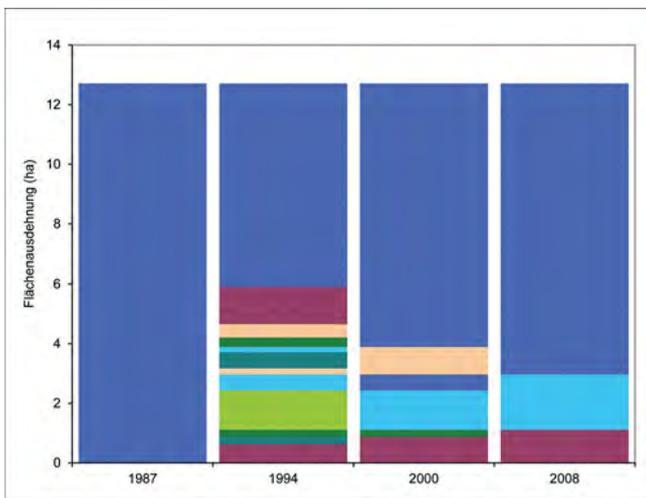


Abb. 32: Entwicklung der Vegetationsbestände 1987-2008, die 1987 als Hundstraubgraswiese kartiert wurden; Erläuterungen s. Abb. 29.

insgesamt kaum Veränderungen, jedoch erlangte die bis 1994 stark zurückgegangene Variante mit Sumpfdotterblume wieder höhere Anteile.

Auch im Zeitraum 2000 bis 2008 setzte sich der Vegetationswandel fort (Abb. 23, 26 u. 27): Weidegesellschaften gingen deutlich zurück, Flutrasen nahmen dagegen weiter zu, besonders die Flutschwaden-Fazies. Rohrglanzgrasröhrichte gingen stark zurück, Wasserschwadenröhrichte verschwanden gänzlich. Dagegen zeigten

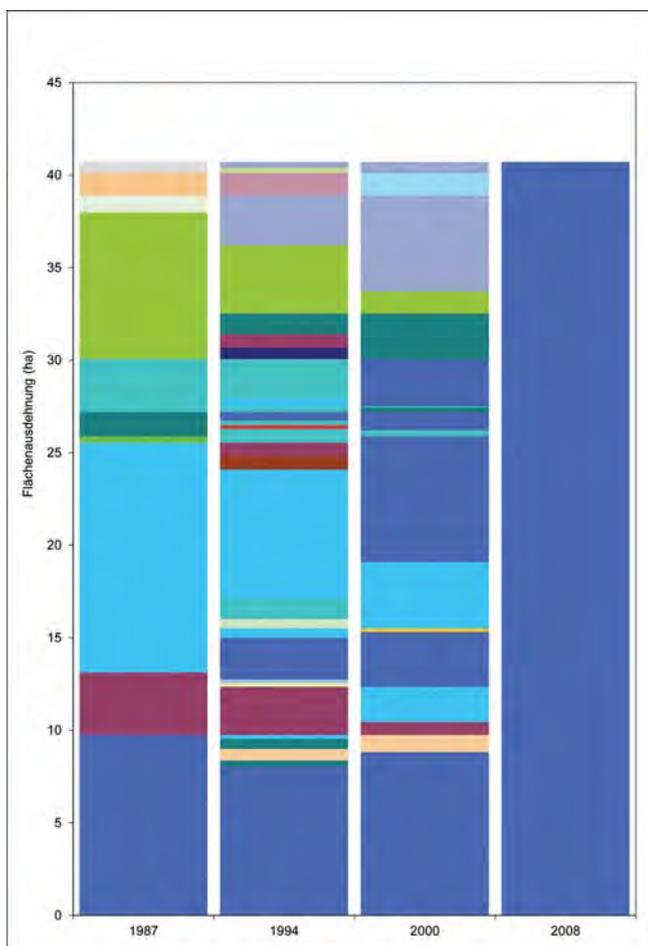


Abb. 33: Entwicklung der Vegetationsbestände 1987-2008, die 2008 als Hundstraubgraswiese kartiert wurden; Erläuterungen s. Abb. 29.

Schlankseggenriede wie auch Hundstraubgraswiesen starke Flächenzuwächse. Sumpfdotterblumenwiesen verloren leicht, Wiesenfuchsschwanzwiesen deutlich an Fläche. Die Schafgarben-Ausbildung der Weiden nahm zu, die Störzeiger-Ausbildung verlor hingegen weiter an Fläche und Neueinsaat sowie Äcker waren nicht mehr vorhanden.

7.2 Konstanz und Dynamik der Pflanzengesellschaften 1987-2008

7.2.1 Gesamtbilanz

Bei der Gegenüberstellung der Kartierungen 1987 und 2008 für alle Gesellschaften (Abb. 28) zeigen sich Vegetationsveränderungen auf großen Flächenanteilen:

Flächen mit der Wiesenschaumkraut- und Kuckuckslichtnelken-Ausbildung der Weiden entwickelten sich zu großen Anteilen zu Flutrasen, außerdem ging ein großer Anteil der Wiesenschaumkraut- in die Kuckuckslichtnelken-Ausbildung über. Zwischen Wiesenfuchsschwanzwiesen und den genannten Ausbildungen von Weidegesellschaften kam es ebenfalls vielfach zu Vegetationswechseln in beide Richtungen. Knickfuchsschwanzrasen gingen sehr häufig in die Flutschwaden-Fazies über, Queckenrasen in Weidegesellschaften oder Flutrasen. Neueinsaat entwickelten sich überwiegend zu Flutrasen, daneben haben Weiden und Wiesenfuchsschwanzwiesen nennenswerte Anteile.

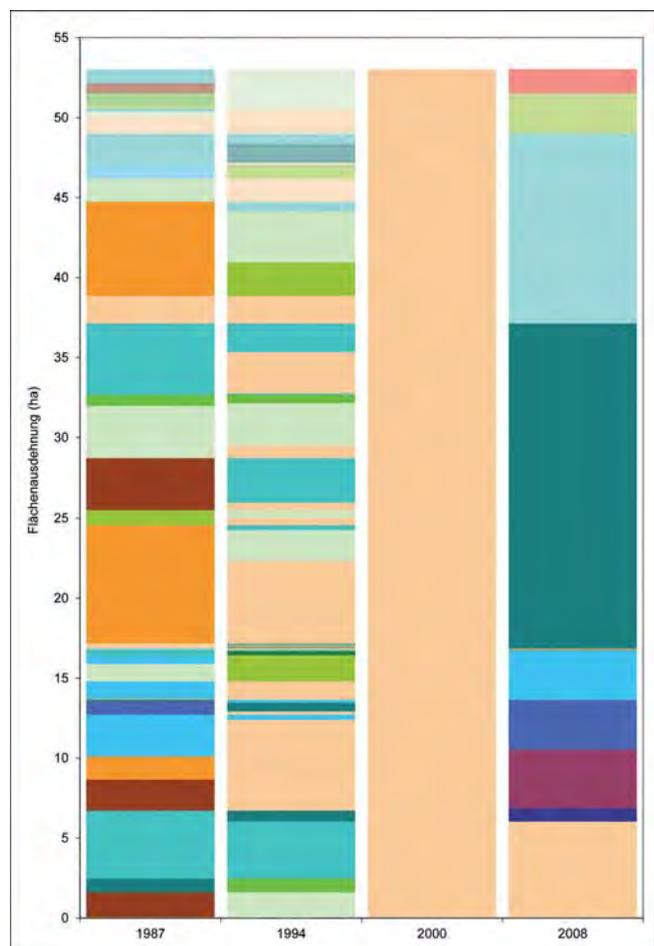


Abb. 34: Entwicklung der Vegetationsbestände 1987-2008, die 2000 als Rohrglanzgrasröhricht kartiert wurden; Erläuterungen s. Abb. 29.

7.2.2 Entwicklungen ausgewählter Pflanzengesellschaften

7.2.2.1 Sumpfdotterblumenwiesen

Etwa 40 % der 1987 kartierten Sumpfdotterblumenwiesen wurden auch 2008 noch dieser Gesellschaft zugeordnet, wobei diese Flächen größtenteils auch 1994 und 2000 als Sumpfdotterblumenwiese eingestuft waren (Abb. 29). Die übrigen Bestände entwickelten sich vor allem zu Schlangseggenrieden, Hundstraußgraswiesen, Knickfuchsschwanz- und Flutschwaden-Flutrasen sowie der Kuckuckslichtnelken-Ausbildung der Weiden. Nur vorübergehend und relativ kleinflächig kam es zur Entwicklung von Rohrglanzgras- bzw. Wasserschwadenröhrichten. Die Sukzessionen zu Flutrasen und Seggenrieden konzentrieren sich in den stark vernässten Bereichen oberhalb des 2. Staus am Ochsenmoorgraben II sowie in der Ellerbruchwiese; Entwicklungen zu Weidegesellschaften und in geringerem Umfang zu Wiesenfuchsschwanzwiesen betreffen vorwiegend die südlichen Randbereiche.

Umgekehrt entwickelten sich Sumpfdotterblumenwiesen vorwiegend aus Weiden (Wiesenschaumkraut- bzw. Kuckuckslichtnelken-Ausbildung), Knickfuchsschwanzrasen und Wiesenfuchsschwanzwiesen (Abb. 30). Die Wiederentwicklung von Sumpfdotterblumenwiesen zeigt keine deutlichen räumlichen Schwerpunkte (vgl. Abb. 26).

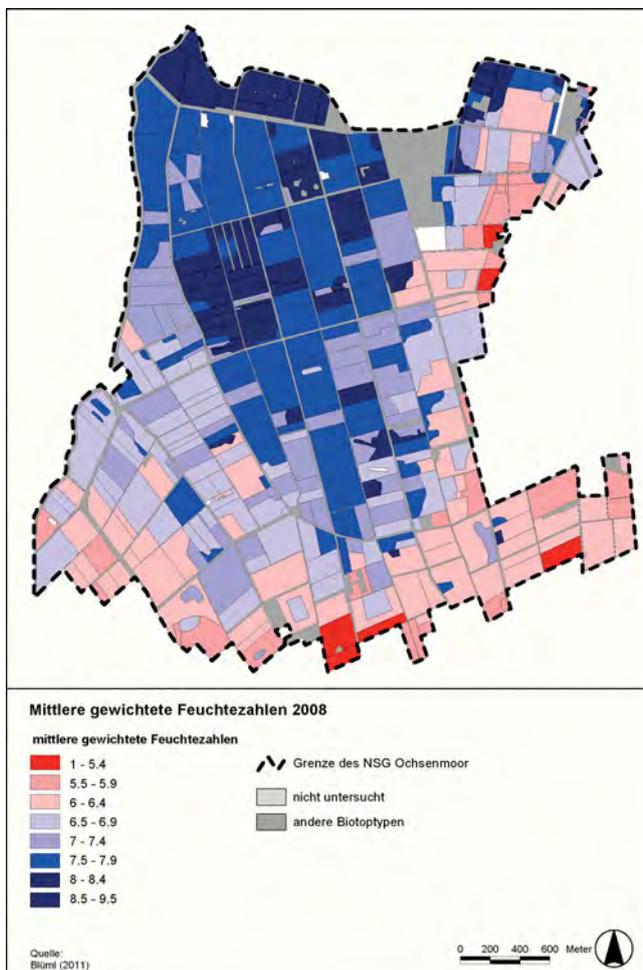


Abb. 35: Mittlere gewichtete Feuchtezahlen der Vegetation 2008

7.2.2.2 Hundstraußgraswiesen

Hundstraußgraswiesen zeigen im Ochsenmoor ein vergleichsweise hohes Maß an Konstanz: Von den ca. 12,7 ha, die 1987 dieser Gesellschaft zugeordnet waren, wurden 2008 noch ca. 9,7 ha identisch eingestuft (Abb. 32). Die übrigen ca. 3,0 ha entwickelten sich bis 2008 zu Sumpfdotterblumenwiesen oder Schlangseggenrieden. Umgekehrt entwickelten sich die 2008 erfassten Hundstraußgraswiesen ebenfalls aus Sumpfdotterblumenwiesen und Schlangseggenrieden, vor allem in der Ellerbruchwiese und in der Hüder Marsch. Wesentliche Flächenanteile sind zudem aus Weiden der Kuckuckslichtnelken-Ausbildung sowie Knickfuchsschwanzrasen entstanden, geringe Anteile u.a. auch aus Neueinsaaten und Äckern (Abb. 33).

7.2.2.3 Rohrglanzgrasröhrichte

Rohrglanzgrasröhrichte traten im Ochsenmoor seit 1987 zumeist kurzzeitig an wechselnden Orten auf: Keine einzige Fläche war 1987-2008 durchgehend mit Röhricht bestanden. Nur ca. 2,75 ha wurden sowohl 1987 und 1994, als auch 2000 dieser Pflanzengesellschaft zugeordnet und entwickelten sich danach zu Flutrasen (Abb. 34).

Die im Referenzjahr 2000, als die Röhrichte ihre größte Ausbreitung hatten, entsprechend kartierten Flächen waren aus einer Vielzahl verschiedener Pflanzengesellschaften entstanden. Hinsichtlich ihrer Gesamtflächenanteile 1987 überrepräsentiert waren dabei die Neueinsaaten und die Queckenrasen. Nennenswerte Anteile hatten aber auch die Wiesenschaumkraut-Ausbildung der Weiden, die Knickfuchsschwanzrasen sowie die Sumpfdotterblumenwiesen. Bis 2008 entwickelten sich die Röhrichte vor allem zu Flutrasen (Knickfuchsschwanz- und besonders Flutschwaden-Fazies), etwa 10 % verblieben als Rohrglanzgrasröhrichte. Daneben entstanden aber auch Sumpfdotterblumen- und Hundstraußgraswiesen sowie Schlangseggenriede.

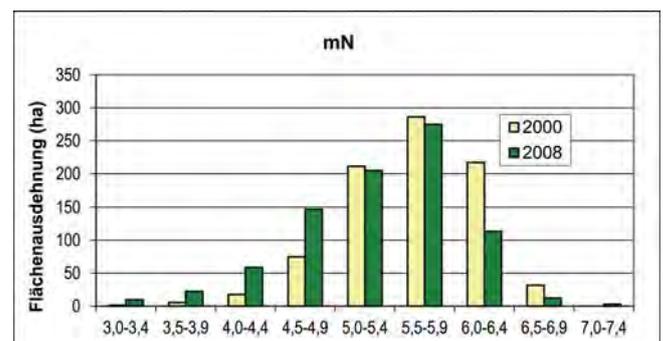
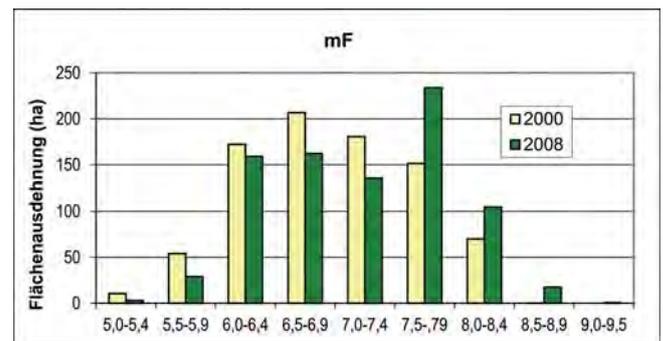


Abb. 36: Gewichtete mittlere Zeigerwerte für das Vergleichsgebiet (ca. 845,4 ha) für Feuchte (mF) (oben) und Stickstoff (mN) (unten) für die Jahre 2000 und 2008

7.3 Charakterisierung der Vegetation und Quantifizierung von Veränderungen anhand von mittleren Zeigerwerten 2000 und 2008

Die mittleren Feuchtezahlen 2008 lagen nahezu in der gesamten Kernzone bei $mF \geq 6,5$, Ausnahmen bildeten lediglich höher gelegene Randflächen im Südosten. Im Nordteil lagen die Werte großenteils bei $mF \geq 7,5$, in der Teich- und Ellerbruchwiese bei $mF \geq 8,0$. Im Dielinger- und Stemshorner Westerbruch lagen die Werte überwiegend zwischen $mF 6,0$ und $6,9$, in den Randbereichen häufig niedriger (Abb. 35). Insgesamt sind für das Jahr 2008 gemäß der Definition von BRIEMLE (1991) 654 ha (ca. 76 %) mit $mF \geq 6,5$ als Feuchtgrünland einzustufen, davon 170 ha (20 %) mit einer $mF \geq 7,9$. Gegenüber 2000 sind starke Vernässungseffekte ablesbar (Abb. 36): Die Flächenausdehnung von Grünländern mit $mF \geq 7,5$ hat deutlich zugenommen, alle trockeneren Bereiche haben dagegen in ihrer Flächenausdehnung deutlich abgenommen.

Bei den mittleren Stickstoffzahlen ist ein räumliches Mosaik zu erkennen (Abb. 37), wobei in der Kernzone zahlreiche Flächen stark bis extrem stark ausgehagert sind. So wertet ROSENTHAL (2003) Vegetationsbestände mit $mN < 5,0$ als mesotrophe Vegetationstypen. Gegenüber der Kartierung 2000 sind deutliche Rückgänge der Werte zu verzeichnen, insbesondere nahm der Flächenanteil von Beständen mit $mN \geq 6,0$ deutlich ab (Abb. 36, 37).

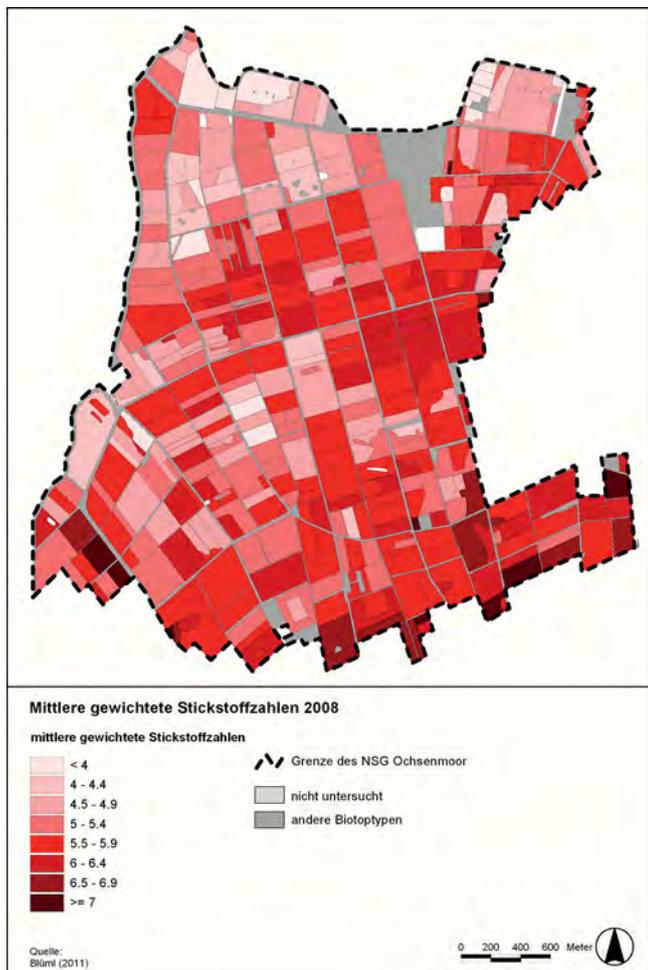


Abb. 37: Mittlere gewichtete Stickstoffzahlen der Vegetation 2008

7.4 Zusammenfassende Diskussion

Die Vegetationskartierung 1947/48 zeigt im Ochsensmoor eine großräumig angeordnete Abfolge von Pflanzengesellschaften. Diese Zonierung wurde vor allem von standörtlichen Unterschieden bestimmt. Dem gegenüber zeigt die Kartierung von 1987 ein gänzlich anderes Bild: Schon die scharfen Grenzen zwischen standörtlich sehr unterschiedlich einzuordnenden Pflanzengesellschaften verdeutlichen den vorherrschenden Einfluss der Nutzung.

Die durch intensive Nutzung nivellierten feinen Standortunterschiede vermögen nach der Extensivierung früher oder später wieder verschiedene Pflanzengesellschaften ausdifferenzieren (BAKKER 1989). Andererseits spricht HELMBERG (1995) im Vergleich der Kartierungen in den Teichwiesen 1979 und 1991 von einer räumlichen Entmischung, bei der lokal begrenzte Vorkommen von Pflanzengesellschaften der Initialphase 1979 später nicht mehr differenziert waren. Im Dümmergrünland ist außerdem zu beobachten, dass ehemalige, durch unterschiedliche Nutzungsarten und -intensitäten hervorgerufene Vegetationswechsel zwischen den Parzellen nach Verkoppelung und nachfolgend einheitlicher Nutzung sowie nachlassender Einflüsse der Vornutzung mehr und mehr verschwinden. Beide Prozesse heben sich in den Kartierungen 1987-2008 offenbar weitgehend gegeneinander auf, wobei natürlich auch zu beachten ist, dass durch unterschiedliche BearbeiterInnen die Kartierungen methodisch nicht völlig identisch sind.

Die dargestellten Sukzessionsreihen seit 1987 zeigen insgesamt eine hohe Dynamik der Vegetation als Reaktion auf die sich durch Vernässung, Aushagerung und Nutzungsumstellungen verändernden Standortbedingungen. Einheitliche Prozesse lassen sich dabei weder hinsichtlich der Veränderungsgeschwindigkeit noch hinsichtlich der zum Ende des Untersuchungszeitraumes etablierten Pflanzengesellschaften erkennen. Generell vermögen Pflanzengesellschaften oftmals auch nach dem Beginn einer Nulldüngung mit jährlicher Mahd noch über einige Jahre stabil zu sein, eine Sukzession findet nicht unbedingt in regelmäßigen Zeitintervallen statt (BAKKER 1989).

Erwartungsgemäß decken sich die am Dümmer beobachteten Sukzessionsabfolgen mit den aus Mitteleuropa beschriebenen Veränderungen. Insbesondere sind Faziesbildungen von *Anthoxanthum odoratum* (Gewöhnliches Ruchgras), *Deschampsia cespitosa* (Rasen-Schmiele) und *Holcus lanatus* (Wolliges Honiggras) in Molinietalia-Fragmentgesellschaften belegt. Ebenfalls ist die Entwicklung von Knickfuchsschwanzrasen (*Ranunculo-Alopecuretum geniculati*) zu Varianten mit *Glyceria fluitans* (Flutender Schwaden) und *Ranunculus flammula* (Brennender Hahnenfuß) beschrieben worden (z.B. SCHRAUTZER 2004). In der Regel erhöhten sich dabei auch die Artenzahlen. Grundsätzlich ist zu beachten, dass nach einem Zeitraum von etwa 15 Jahren noch keine konstanten Pflanzengesellschaften zu erwarten sind (vgl. BAKKER 1989), sondern Veränderungen auch noch nach 20-30 Jahren konstanter Nutzung auftreten können (z.B. VAN DUUREN et al. 1981, POPTCHEVA et al. 2009). Für deren vollständige Ausdifferenzierung bedarf es einer Entwicklungsdauer von mindestens 20 bis 50 Jahren (KAULE 1991).

Somit beschreiben sowohl die eigenen Daten wie auch die Literaturquellen größtenteils nur Sukzessionsstadien, die selbst dann noch nicht als längerfristig

stabile Vegetationsformen zu betrachten sind, wenn die unmittelbaren Veränderungsprozesse durch Wiedervernässung und Nährstoffentzug zum Aufnahmezeitpunkt schon weitgehend abgeschlossen waren. Bei den eigenen Daten kommt hinzu, dass z.T. mehrfache Nutzungswechsel eine Stabilisierung in vielen Fällen behindert haben dürften. Die derzeit großflächig ausgebildeten Flutrasen und Weidegesellschaften können Zwischenstadien zur Rückentwicklung zu Sumpfdotterblumenwiesen darstellen (vgl. POPTCHEVA et al. 2009). Somit darf auch aus der bislang letzten Vegetationskartierung 2008 noch nicht unbedingt abschließend auf die Auswirkungen irreversibler Standortveränderungen geschlossen werden. Die Rückentwicklung artenreicher Feuchtgrünlandgesellschaften kann erst noch bevorstehen. Andererseits können sich auch dauerhafte Gesellschaften einstellen, die das veränderte Standortpotenzial abbilden und sich nicht mehr zu den ursprünglich typischen Gesellschaften entwickeln.

Insgesamt bemerkenswert sind die 2008 ermittelten hohen mittleren Feuchtezahlen; Werte über mF 7,0 werden nach ROSENTHAL (2000) bei einem mittleren Grundwasserstand während der Vegetationsperiode von ca. 0,4 m unter Flur und mF-Werte von 8,0 bei 0,2 m unter Flur erreicht, Feuchtezahlen von über mF 9,0 bei Überstauung. Eine landwirtschaftliche Nutzung gilt im letztgenannten Fall als ausgeschlossen. Tatsächlich finden sich im Ochsenmoor aktuell aber einzelne derart nasse, trotzdem alljährlich genutzte Flächen. Dies sind jedoch jeweils nur kleinräumige Teilparzellen.

Die mittleren Stickstoffzahlen befanden sich 2008 vielfach bereits auf ausgesprochen geringem Niveau, die Aushagerung ist innerhalb von etwa 15-20 Jahren teils bis auf Magerrasenniveau fortgeschritten. Dies ist bemerkenswert, denn grundsätzlich können eine Aushagerung von Moorstandorten und die daraus resultierenden Vegetationsveränderungen durch atmosphärische Stickstoffeinträge ebenso behindert werden wie durch Zufluss eutrophierten Grund- und Oberflächenwassers aus der landwirtschaftlich intensiv genutzten Umgebung (z.B. BOBBINK et al. 1998, VAN DER HOEK et al. 2004, WASSEN & OLDE VENTERINK 2006). Eine Wiederherstellung artenreicher, mesotropher Feuchtgrünländer ist jedoch auch unter den heutigen Eutrophierungseinflüssen in Nordwestdeutschland durch Aushagerung durchaus in angemessenen Zeiträumen möglich (POPTCHEVA et al. 2009), besonders dann, wenn wie im Ochsenmoor zunächst eine konsequente Aushagerung mit

Mehrschnittnutzung stattfindet und der Anstau überwiegend mit gebietseigenem Wasser aus einem großflächig ungedüngten Areal erfolgt.

Für Hoch- und Niedermoorstandorte grenzt SCHWARTZE (1992) den Zeitraum für die größten Erfolge einer Aushagerung auf 5-10 Jahre ein, was den mitunter formulierten zeitlichen Zielvorstellungen entspricht (vgl. RUTHSATZ 1990). Nach KAPFER (1988) sind Niedermoorstandorte u.U. bereits in 1-5 Jahren und damit schneller als viele Mineralbodenstandorte auf Magerrasenniveau aushagerbar, wenn es weder ober- noch unterirdisch zu einer Nährstoffnachlieferung kommt. Aushagerung und Vernässung können sich dabei gegenseitig bedingen, da einerseits die Aushagerung zu vermindertem Pflanzenwachstum und damit zu geringerer Transpiration führt und andererseits die Vernässung die Stickstoffmineralisation hemmt und damit die Mineralstickstoff-Verfügbarkeit limitiert (SCHWARTZE 1992).

Im Ochsenmoor reagierte die Vegetation erst nach dem Jahr 2000 deutlich auf den Nährstoffentzug (vgl. Kap. 8). Sicher war auf einigen Flächen die zuvor sehr intensive Nutzung mit starker Düngung für eine relativ lange Anlaufphase mit verantwortlich. Insgesamt hat sich hier gezeigt, dass mit alljährlicher, zugunsten des Brutvogelschutzes nur teilweise zeitlich eingeschränkter Ausstragsnutzung mittel- bis langfristig eine entsprechende Aushagerung erreichbar ist. Kostspielige und zudem mit massiven Eingriffen verbundene Maßnahmen wie das Abschieben des Oberbodens (vgl. PATZELT et al. 2001, HÖLZEL & OTTE 2003) erwiesen sich in diesem Gebiet somit selbst auf längerfristig stark gedüngten Standorten als nicht notwendig.

ROSENTHAL et al. (1998) weisen darauf hin, dass für den Erhalt und die Wiederausbreitung seltener Pflanzengesellschaften und -arten insbesondere der mesotrophen Feuchtgrünländer der Eutrophierungsgrad der Landschaft generell reduziert werden muss. Angesichts der eingetretenen Aushagerungseffekte und der Wiederausbreitung zahlreicher entsprechender Rote-Liste- und Zeigerarten (vgl. Kap. 10) ist festzustellen, dass Erhalt und Wiederausbreitung der genannten Zielgruppen bzw. -arten im Ochsenmoor dank eines auf etwa 9 km² zusammenhängenden Grünlandareals mit generellem Düngungsverzicht unter Beibehaltung der regelmäßigen Nutzung bzw. Pflege erreicht werden konnte. Dies macht die besondere Bedeutung der konsequenten Umsetzung der Nulldüngung in entsprechend großflächigen Gebieten mit minimierten Randeinflüssen deutlich.

8 Vegetationsentwicklung In Dauerbeobachtungsflächen

8.1 Auswertung nach Artenzahlen und Zeigerwerten

Der Mittelwert für die Artenzahl der Dauerbeobachtungsflächen (DBF) lag 1995 bei 16,7 Arten und ist bis 2010 kontinuierlich auf 23,7 Arten gestiegen (Abb. 38). Die Zunahme des Artenreichtums ist für fast alle Zeitabschnitte (höchst-)signifikant, dieser Trend hat sich auch von 2008 zu 2010 deutlich fortgesetzt.

Die mittleren Feuchtezahlen sind von 1995 bis 2008 hoch signifikant angestiegen, wobei die Zunahmen offenkundig im Wesentlichen zwischen 1997 und 2004 stattfanden (Abb. 38). Die Zunahmen wurden wesentlich durch den Rückgang der Deckungsanteile von Frischezeigern (F5) und erhöhte Anteile der Nässezeiger (F9) hervorgerufen, während die Anteile der Feuchtezeiger (F7) nach 2000 rückläufig waren.

Die Anteile der Wechselfeuchtezeiger haben sich seit 1995 nicht signifikant verändert.

Die mittleren Stickstoffzahlen nahmen signifikant ab, wobei Rückgänge statistisch erst nach dem Jahr 2000 zu belegen sind, zuvor war diese Entwicklung nur

angedeutet. Stark rückläufig waren dabei bereits ab 1995 die Anteile der Arten, die an stickstoffreichen Standorten häufiger sind (N7), während die Anteile der Arten ausgesprochen stickstoffarmer bis mäßig stickstoffreicher Standorte (N2-N5) insgesamt höhere Deckungsgrade erreichten.

Die Veränderungen in den Zeigerwertspektren zeigen eine Umkehrung der Trends, die sich durch Nutzungsintensivierung ergeben: So gingen im mittleren Ostetal (Nordniedersachsen) im Vergleich 1964 zu 1993 die Feuchte- bis Nässezeiger (F7-F10) zugunsten von Frischezeigern (F5) und indifferenten Arten (Fx) zurück. Gleichzeitig nahmen Arten mit einer N-Zahl zwischen 1 und 5 ab, Stickstoffzeiger (N6-N9) sowie indifferente Arten (Nx) nahmen zu (ROSENTHAL 2000).

Bekannt ist, dass sich eine Aushagerung nicht unbedingt in allen Teilflächen eines Gebietes ähnlich vollzieht. Bereits nährstoffarme Böden lassen sich offenbar nur schwer weiter aushagern, und auf eutrophen Niedermoorstandorten kann der Nährstoffvorrat im Boden eine zügige Aushagerung verhindern, besonders bei Nährstoffnachlieferung durch Überschwemmungen (ROSENTHAL 2000). Auch SCHMIDT (1984) stellte in einem ähnlich langen Untersuchungszeitraum (15 Jahre) Unterschiede von teilweise nur 0,2 Einheiten der mittleren N-Zahl fest. Tatsächlich hat sich im Ochsenmoor die

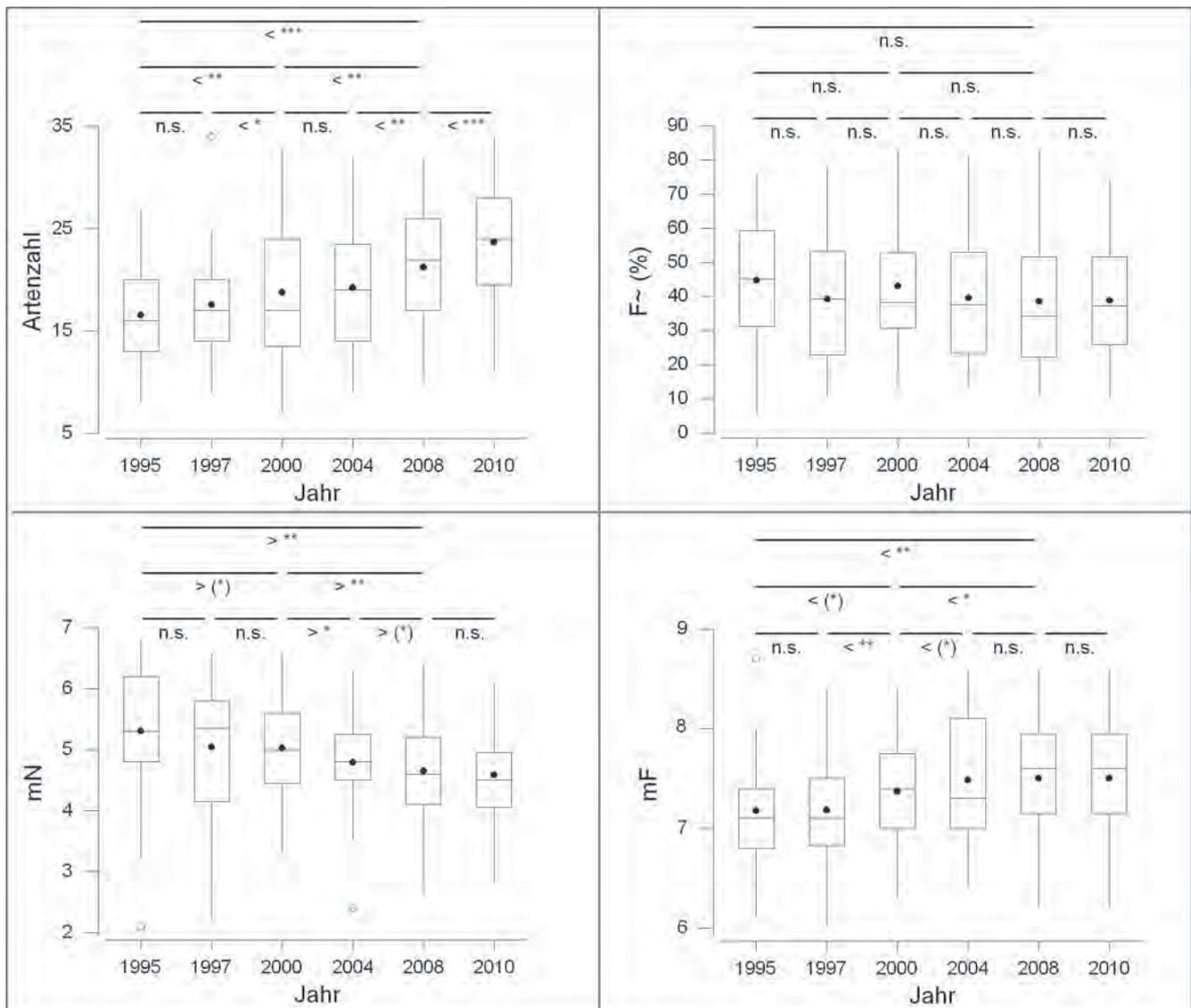


Abb. 38: Veränderungen der Artenzahlen sowie der gewichteten mittleren Zeigerwerte für Feuchte (mF) und Stickstoff (mN) und der Anteile der Wechselfeuchtezeiger (F~, % der Deckungssumme) in den DBF 1995-2010

mittlere Stickstoffzahl in einzelnen DBF wenig verändert bzw. sogar leicht zugenommen. Der Gesamttrend mit statistisch hoch signifikant abnehmenden Werten ist jedoch deutlich.

8.2 Veränderungen einzelner Arten

Signifikante Veränderungen in ihrer Häufigkeit zeigen nur wenige Arten: In der Stetigkeit signifikant bzw. zumindest schwach signifikant zugenommen haben einige Arten der Feuchtwiesen und Flutrasen: *Agrostis stolonifera* (Weißes Straußgras), *Galium palustre* (Sumpflabkraut), *G. uliginosum* (Moor-Labkraut), *Lysimachia nummularia* (Pfennigkraut), *Phalaris arundinacea* (Rohr-Glanzgras) und *Ranunculus flammula* (Brennender Hahnenfuß). Dagegen hat *Caltha palustris* (Sumpfdotterblume) tendenziell abgenommen. Weitere Arten haben sich in einzelnen DBF neu etabliert: So wurden *Carex panicea* (Hirsens- Segge), *C. rostrata* (Schnabel-Segge), *Juncus articulatus* (Glieder-Binse) und *Poa palustris* (Sumpf-Rispengras) erst nach 1995 in einzelnen DBF nachgewiesen. *Galium uliginosum* (Moor-Labkraut) hat extrem stark zugenommen (1995: 2 DBF; 2010: 19 DBF), *Carex acutiformis* (Sumpf-Segge) wurde erstmals 2008 in 4 DBF, 2010 aber bereits in 12 DBF nachgewiesen (Details siehe BLÜML 2011).

Abnahmen von Arten nährstoffreicherer Wirtschaftsgrünländer und von Stickstoffzeigern sind nur für *Poa pratensis* (Wiesen-Rispengras) und *Taraxacum officinale* agg. (Gewöhnlicher Löwenzahn) statistisch zu belegen, zugenommen hat dagegen *Festuca pratensis* (Wiesenschwingel). Ausgefallen ist lediglich *Poa annua* (Einjähriges Rispengras) (1995 noch mit vier Vorkommen). *Glechoma hederacea* (Gundermann) hat sich hingegen in zwei DBF neu etabliert.

Unter den in Stetigkeit bzw. Deckung deutlich veränderten Arten ist die Zunahme von *Festuca pratensis* bemerkenswert: Diese Art wird zu den Obergräsern mit hohen Nährstoffansprüchen gerechnet, die in der Regel sowohl mit der Aushagerung, als auch mit zunehmender Vernässung zurückgehen (z.B. BAKKER & DE VRIES 1985a, ROSENTHAL 2000), durch PK-Düngung dagegen gefördert werden (z.B. SCHWARTZE 1994, POPTCHEVA 2007). Nach KAPFER (1988) folgt auf eine *Festuca pratensis*-Phase bei weiterer Aushagerung eine *Holcus lanatus*-Phase; am Dümmer ist *F. pratensis* dagegen erst in späteren Aushagerungsphasen in zumeist geringen Deckungsgraden eingewandert bzw. etwas häufiger geworden.



Abb. 39: Die Deckungsgrade vom Kriechenden Hahnenfuß (*Ranunculus repens*) wiesen in früheren Jahren größere Schwankungen auf, haben sich heute aber auf einem niedrigeren Niveau stabilisiert. (Foto: O. Lange)

Erst ab dem Jahr 2000 gingen die Deckungsgrade von *Poa trivialis* (Gewöhnliches Rispengras) signifikant zurück. Nach KUNDEL (1998) wird bei Aushagerung der Stickstoffbedarf dieser Art nicht mehr befriedigt, und der Autor hebt hervor, dass sie – im Gegensatz zur Auffassung von MEISEL (1977) – nur sehr bedingt überflutungstolerant sei. Im Ochsenmoor kommt *P. trivialis* jedoch in nahezu allen DBF vor, zeigt also auch in den anhaltend überstauten Bereichen zwar Deckungsgradrückgänge, nimmt aber in der Stetigkeit bislang nicht ab. Vermutlich ist dieses Untergras in der Lage, durch Überschwemmung entstehende lückige Bereiche zu besiedeln, erlangt aber auch aufgrund verringerter Nährstoffverfügbarkeit häufig nur noch geringe Anteile.

Für eine wesentlich größere Zahl von Arten ergeben sich signifikante Deckungsgradveränderungen. Dabei haben zahlreiche Arten der Feuchtwiesen z.T. stark zugenommen, darunter alle *Carex*-Arten. Einzelne Arten nährstoffreicher Standorte sind hingegen zurückgegangen. Die Kennarten der Flutrasen zeigen überwiegend kaum veränderte Deckungsgrade. Deutlich zugenommen haben mit *Anthoxanthum odoratum* (Gewöhnliches Ruchgras) und *Holcus lanatus* (Wolliges Honiggras) zwei für ausgehagerte Standorte typische Gräser.

Die deutliche Zunahme der Deckungsgrade von *Holcus lanatus* ist dabei typisch bei Aushagerung sowie Umstellung von Weide- zu Schnittnutzung sowie späterer Mahd. Der Art wird allerdings eine gewisse Mahdempfindlichkeit, vor allem in Bezug auf frühe Schnitte, zugesprochen. Späte Schnitte (ca. ab Juli) erlauben ihr die Samenreife und häufig in der Folge explosionsartige Zunahmen. Konkurrenzvorteile erlangt die Art auf kalten, stau- oder wechselfeuchten Böden sowie bei Kaliummangel (z.B. WATT 1978, BAKKER & DE VRIES 1985a, SCHWARTZE et al. 1990, SCHWARTZE 1992, 1996 & 1998, VORMANN et al. 1998, KLAPP & OPITZ VON BOBERFELD 2006). Diese Faktoren sind auch im Dümmergrünland weitflächig gegeben. Gegenüber langer Überstauung ist *H. lanatus* empfindlich, in weniger lang überstauten Bereichen erlangt die Art dagegen häufig Konkurrenzvorteile (HELLBERG 1995).

Starke Schwankungen in den Deckungsgraden von *Ranunculus repens* (Kriechender Hahnenfuß), der im Ochsenmoor 1995 besonders hohe Anteile erlangte, sind wohl in erster Linie auf den Witterungsverlauf und die daraus resultierenden Feuchtigkeitsverhältnisse sowie artspezifische Schwankungen zurückzuführen (Zusammenfassung in SCHWARTZE 1992; außerdem z.B. KUNDEL 1998). Die nahezu identischen Deckungsgradmittel im Ochsenmoor in den Jahren 2004, 2008 und 2010 lassen aber vermuten, dass sich die Art mittlerweile auf einem im Vergleich zu früheren Jahren niedrigen Niveau stabilisiert hat und das Nährstoffangebot für eine Massenentwicklung auch unter günstigen Witterungsbedingungen nicht mehr ausreicht.

Grundlegend gegenläufige Trends hinsichtlich Stetigkeiten einerseits und mittlerer Deckungsgrade andererseits sind nicht festzustellen. Bei den Deckungsgraden weisen lediglich einzelne Arten deutliche Schwankungen bzw. gegenläufige Entwicklungen im Vergleich kürzerer Zeiträume zueinander auf: So zeigen *Agrostis canina* (Sumpf-Straußgras), *Festuca rubra* (Rot-Schwingel) und *Phalaris arundinacea* Wechsel aus Zu- und Abnahmen. *Ranunculus repens* ging nach starken Schwankungen in den 1990er Jahren insgesamt deutlich zurück.

9 Aktueller Artenreichtum: Einflüsse von Umweltfaktoren und Nutzungshistorie

9.1 Ermittlung von Einflussgrößen

Ein allgemeines lineares Modell zur Ermittlung von Einflussfaktoren auf den Artenreichtum wurde zunächst mit den festen Faktoren Nutzungsarten 2000-2007 und Ackernutzung in den 1980er/1990er Jahren sowie den Variablen Extensivierungsdauer, mittlere Zeigerwerte für Feuchte und Stickstoff (jeweils auch als quadratischer Term) sowie Anteilen der Wechselfeuchte- (auch als quadratischer Term) und Überflutungszeiger 2008 berechnet.

Dieses Modell wurde in einem zweiten Schritt um die Faktoren, die im Modell als nicht signifikant erkannt wurden, auf ein minimales angemessenes Modell reduziert: Danach war die Artenzahl linear positiv mit der Extensivierungsdauer (höchst signifikant) und in einer Optimumfunktion signifikant mit der mittleren Feuchtezahl korreliert (Abb. 40). Der Einfluss der mittleren Feuchtezahl auf die Artenzahl ist bis in den stark feuchten

Bereich (bis etwa mF 7,5) positiv. Für die örtlichen Verhältnisse besonders artenreiche Vegetationsbestände wurden im stark feuchten bis nassen Milieu (mF 7,5-8,0) gefunden, die Streuung ist dabei allerdings stark. Bei noch höheren Werten gehen die Artenzahlen wieder zurück. Die mittlere Stickstoffzahl wurde im allgemeinen linearen Modell aufgrund ihrer engen Korrelation mit der mittleren Feuchtezahl nicht als Einflussfaktor erkannt; es zeigt sich bei gesonderter Betrachtung jedoch eine quadratische Beziehung zur Artenzahl mit einem Optimum knapp unter mN 5,0 (mäßig stickstoffreiches Milieu) bei ebenfalls starker Streuung (Abb. 40).

Hinsichtlich der Extensivierungsdauer wird deutlich, dass artenreiches Grünland (>25 Arten/25 m²) nur auf Flächen auftritt, die zum Zeitpunkt der Aufnahme mindestens seit etwa 15 Jahren, also seit Ende 1992, extensiviert sind. Die Artenzahl zeigt eine insgesamt sehr große Streuung. Lediglich die seit Mitte der 1970er oder Anfang der 1980er Jahre extensivierten Flächen sind durchweg mäßig artenreich bis artenreich (Abb. 40).

Der mögliche Einfluss früherer Ackernutzung auf den Artenreichtum, der im multiplen Modell nicht nachzuweisen war, wurde nochmals einzeln getestet: Im Bereich von 29 der insgesamt 169 Vegetationsaufnahmen im Jahr

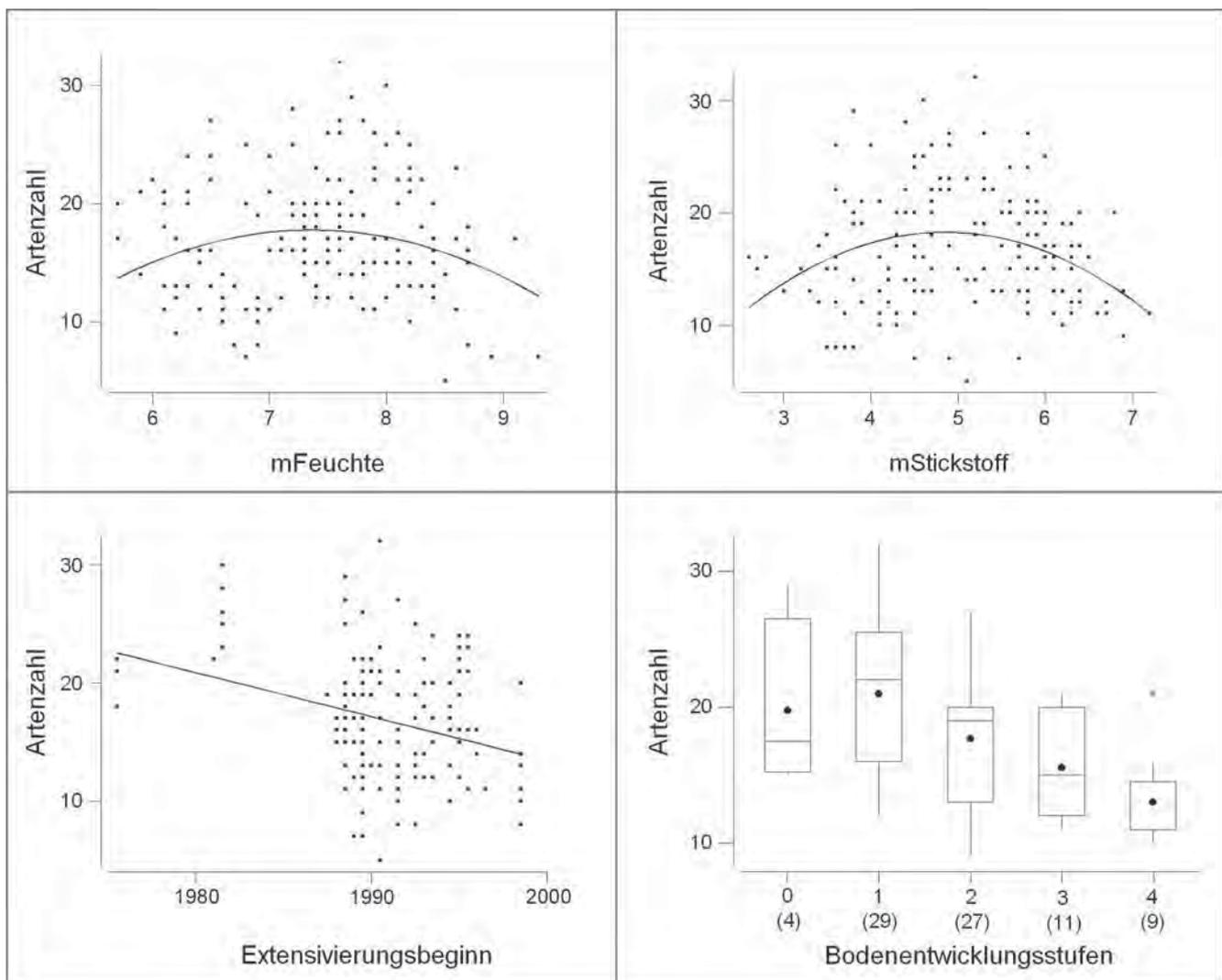


Abb. 40: Beziehungen zwischen Artenreichtum (Artenzahl in den Vegetationsaufnahmen 2008, n = 166) und mittleren Zeigerwerten für Feuchte, Stickstoff, dem Extensivierungsbeginn und sekundären pedogenen Prozessen: Feuchte-/Stickstoffzahl: Quadratische Regression mit mF: $R^2(\text{adj}) = 2,8\%$, $p < 0,05$ und mN: $R^2(\text{adj}) = 7,0\%$; $p < 0,001$; Extensivierungsbeginn: klassifiziert nach halben Jahren, vgl. Kap. 3.3.1; lineare Regression: $R^2(\text{adj}) = 7,9\%$; $p < 0,001$; Bodenentwicklungsstufen: Gesamt-n = 80, jeweiliges n in Klammern angegeben.

2008 fand in den 1980er und/oder frühen 1990er Jahren eine Acker(zwischen)nutzung statt, im Mittel wurden dort 15,79 Arten auf 25 m² gefunden. Dem stehen im Mittel 17,13 Arten in den 140 Aufnahmen gegenüber, für die keine Ackernutzung belegt ist; die Unterschiede sind jedoch nicht signifikant (ungepaarter t-Test, $p > 0,1$, $n = 169$).

Für 93 der Vegetationsaufnahmen aus dem Ochsenmoor 2008, an deren Aufnahmeorten auch Bodenuntersuchungen vorgenommen wurden, wurde in einem weiteren allgemeinen linearen Modell der Einfluss von Standortfaktoren untersucht: Lage in der „Kernfläche“ 1947/48, Ko-Variablen: ordinal skalierte Bodenentwicklungsstufen (diese nur an 80 der 93 Aufnahmen erfasst), pH-Werte, Gehalte an Phosphor und Kalium sowie die C/N-Verhältnisse (jeweils logarithmiert, für Phosphor zusätzlich das Quadrat des Logarithmus).

Dieses Modell wurde um die Faktoren, die nicht als signifikant im Modell erkannt wurden, auf ein minimales angemessenes Modell reduziert. Danach konnte ein sehr starker Einfluss der Bodenentwicklungsstufe auf die Artenzahl belegt werden (Abb. 40): Beginnend mit einer starken Vererdung (Bodenentwicklungsstufe 2) nimmt die durchschnittliche Artenzahl deutlich ab. Vermulmte Standorte (Stufen 3 und 4) weisen maximal 21 Arten, zu meist aber weniger als 20 Arten/25 m² auf. Einen signifikant positiven Einfluss auf den Artenreichtum hat der pH-Wert, hinsichtlich der Phosphorgehalte ergibt sich eine Optimumkurve, wobei die im Mittel höchsten Artenzahlen bei Gehalten von etwa 3,5 mg Phosphor/100 g Boden auftreten.

9.2 Diskussion

Hoher Artenreichtum im Grünland wird häufig begünstigt durch über Jahrzehnte bzw. sogar Jahrhunderte konstante Bewirtschaftung (z.B. BAKKER 1989, HOBOHM & HÄRDTLE 1997). Diese Faktoren können den offenkundig hohen Artenreichtum um 1950 erklären, wenn auch dieser durch fehlende Angaben zu den Aufnahmeflächen-größen bei KRAUSE & PREISING (1952) nicht zuverlässig mit den heutigen Verhältnissen verglichen werden kann. Eine hohe Diversität ist nach BAKKER (1989) u.a. in mesotrophen Lebensräumen mit regelmäßiger Biomassennutzung, unter Umständen auch in noch nährstoffärmeren Biotopen mit gelegentlicher Nutzung zu erwarten. Die Aushagerung hin zu mesotrophen Feuchtgrünländern kann somit per se schon den Artenreichtum fördern.

Eine Aushagerung auf ein geringes Produktivitätsniveau ist offenbar essenzielle Voraussetzung für die Wiederherstellung artenreicher Grünlandgesellschaften, aber noch keine Garantie dafür (z.B. BERENDSE et al. 1992, PFADENHAUER & KLÖTZLI 1996, WITTIG et al. 2007). Aushagerungseffekte, die sich oft vorwiegend in einer Verschiebung der Artanteile und nicht im Wandel des Arteninventars zeigen, führen nicht zwangsläufig auch zur Wiederbesiedlung mit Armutszeigern sowie Zielarten, die in der aktuellen Vegetation fehlen (z.B. BAKKER et al. 1980, OOMES & MOOI 1981, BAKKER & DE VRIES 1985b, KAPFER 1988, BERENDSE et al. 1992, BRIEMLE 1999, VIERHUFF 2002). So kann eine Aushagerung bei nicht ausreichendem Nährstoffnachlieferungsvermögen der Böden zur Ausbildung eher artenarmer Kleinseggengesellschaften führen (SCHWARTZE 1992), was auch die Entwicklung in Teilbereichen des Ochsenmoores erklären dürfte.

Erhöhungen der Artenzahlen durch Aushagerung korrelieren zudem nicht unbedingt mit der Beobachtungsdauer (ROSENTHAL 2000). Mit beginnender Restitution kann die Artendiversität zunächst sinken (VAN LEEUWEN 1966 zit. in BAKKER 1989); sehr artenarme Vegetationsbestände sind nach HOBOHM & HÄRDTLE (1997) auf schlagartige Veränderungen von Standortfaktoren zurückzuführen. Solche Entwicklungen haben sich allerdings im Ochsenmoor trotz z.T. kurzfristig umgesetzter und in Teilbereichen sehr deutlicher Überstaumaßnahmen nicht gezeigt bzw. könnten im Einzelfall bereits vor der Erstaufnahme der Dauerbeobachtungsflächen abgelaufen sein. Teilweise zeigen die DBF-Aufnahmen zwar ein gleichzeitiges Relikt-vorkommen von Nährstoffzeigern und neu eingewanderten Arten ärmerer Standorte, für eine nur vorübergehende Steigerung des Artenreichtums durch solche Phänomene (vgl. BAKKER & OLFF 1992) sind die Zunahmen im Ochsenmoor aber zu langfristig und kontinuierlich. Insgesamt ist hier der lineare, höchst signifikante Zusammenhang zwischen Extensivierungsdauer und Artenzahl bemerkenswert und deutet darauf hin, dass auf vielen Flächen künftig eine weitere Steigerung der Artenzahlen zu erwarten ist.

Ähnliche Entwicklungen beobachteten POPTCHEVA et al. (2009), die über 20 Jahre eine kontinuierliche, aber sehr langsame Einwanderung und Ausbreitung neuer Arten feststellten. Zahlreiche Autoren veranschlagen für Standorte, die durch eine lange Phase der Intensivnutzung degradiert wurden, nach Beginn der Aushagerung eine lange Phase mit Defiziten in der Artenausstattung (z.B. OOMES & VAN DER WERF 1996, BRIEMLE 1999, ROSENTHAL 2000, 2006)

Nach BEKKER et al. (1997) bedarf es mehr als 20 Jahre, bis die Anzahl von Arten nährstoffarmer Standorte wieder signifikant zunimmt. Sowohl die Zunahme des Artenreichtums im Ganzen als auch die der Magerkeitszeiger läuft im Ochsenmoor somit verhältnismäßig zügig ab, was aber in wesentlichen Anteilen Flächen betreffen dürfte, die zuvor bereits nur mäßig intensiv genutzt wurden. Demnach wären künftig noch erhebliche Zuwächse auf stärker degradierten Flächen zu erwarten. Hinsichtlich der mittleren Zeigerwerte für Stickstoff fand ROSENTHAL (2000) die höchsten Artenzahlen bei mN 4,5; im Ochsenmoor liegt dieser Wert bei einer ansonsten sehr ähnlichen Optimumkurve aktuell etwas höher. Aufgrund der belegten linearen Beziehung zur Extensivierungsdauer drückt sich darin aber offenbar nicht ein Artenrückgang bei fortschreitender Aushagerung aus.

Hinsichtlich der mittleren Zeigerwerte für Feuchte zeigt sich erwartungsgemäß eine Optimumkurve mit einem Maximum bei mF 7,5. Tendenziell artenärmer sind somit nur die extrem stark vernässten Flächen. Bemerkenswert ist, dass die mittlere Artenzahl erst oberhalb von etwa mF 7,9 deutlich zurückgeht. Dies entspricht dem von BRIEMLE (1991) definierten Grenzwert zwischen Feuchtgrünland und Halbkulturformen des terrestrischen und amphibischen Bereiches, insbesondere Rieden und Röhrrichten. Dass der Rückgang der Artenzahlen in den besonders nassen Flächen des Ochsenmoores eher moderat ausfällt, ist als Folge der auch hier noch nahezu alljährlich erfolgenden Bewirtschaftung anzusehen.

Die Nutzungsart, -intensität und -terminierung kann deutliche, u. U. sogar stärkere Auswirkungen auf die Entwicklungen des Artenreichtums haben als die Aushagerung (z.B. OOMES & MOOI 1985, ROSENTHAL 2000).

Alljährliche ein- bis zweischürige Schnittnutzung führt in der Regel zu konstanten bis steigenden Artenzahlen, wobei die Auswirkungen des Mahdzeitpunktes in unterschiedlichen Vegetationsformen verschieden sein können. Im Ochsenmoor waren Effekte der Nutzungsart nur für einzelne der betrachteten Arten nachzuweisen. Dies dürfte maßgeblich durch das wenig einheitliche Nutzungsregime beeinflusst sein, das oftmals verschiedene Nutzungsarten integriert (z.B. als Wiese mit Nachbeweidung) bzw. zu wiederholten Nutzungswechseln führte.

Die Mähweide als im Ochsenmoor häufig praktizierte Kombination aus Schnitt- und anschließender Weidenutzung wird vielfach negativ beurteilt, da spezialisierte und dabei weide- wie auch mahdempfindliche Arten nicht gezielt gefördert werden können bzw. sogar wechselseitig ausselektiert werden (z.B. ROSENTHAL et al. 1998, HEINKEN 2001). Hierbei ist aber auch zu beachten, dass die heutige Definition von Mähweiden i.d.R. mehr als dreimal jährlich genutzte Bestände bezeichnet (vgl. NITSCHKE & NITSCHKE 1994), die meist schon Mitte Mai gemäht werden (ROSENTHAL et al. 1998).

Hinsichtlich einer Acker(zwischen)nutzung hat sich gezeigt, dass unter den örtlichen Bedingungen im Ochsenmoor eine Entwicklung zu mäßig artenreichen Grünländern vergleichbar der auf früher intensiv als Dauergrünland genutzten Flächen möglich ist. Hierzu ist anzumerken, dass eine auf einigen Flächen extrem intensive Grünlandnutzung mit Umbrüchen, Neueinsaat, Einsatz von Herbiziden und starker (Gülle-)Düngung vermutlich zu mindestens ähnlich massiven Standortveränderungen geführt haben dürfte wie eine unter Umständen nur kurzzeitige Ackernutzung. Dies ist jedoch nicht hinreichend dokumentiert. Generelle Probleme bei der Rückführung von Acker in Extensivgrünland (vgl. BRIEMLE et al. 1990, BRIEMLE & ELSÄSSÉR 1992) konnten offenkundig durch gezielte Aushagerungsschnitte in den ersten Jahren nach der Wiedereinsaat weitgehend vermieden werden. Irreversible Standortveränderungen werden durch die eigenen bodenkundlichen Erfahrungen insgesamt besser angezeigt als durch den Vergleich zwischenzeitlich beacketer und vermutlich durchgängig als Grünland genutzter Flächen, wobei eine eingetretene Vermulmung als entscheidend den Artenreichtum limitierender Faktor identifiziert werden konnte.

Eine wichtige Rolle bei der Regeneration von (kenn-) artenreichen Feuchtwiesen, die im Ochsenmoor nicht näher untersucht wurde, spielt die Verfügbarkeit von Diasporen (z.B. PYWELL et al. 2002). Wesentlich ist dabei entweder die Möglichkeit zur (Fern-)Ausbreitung (dazu s.u.) innerhalb des Gebietes oder von außerhalb oder aber aus einer langfristig persistenten (beständigen) Samenbank (z.B. BAKKER 1989, BEKKER et al. 1997, BAKKER & BERENDSE 1999, ROSENTHAL 2000 & 2006, JENSEN 2001, DONATH et al. 2003, XIONG et al. 2003, SCHRAUTZER 2004). Der Regenerationserfolg aus Samenbanken wird dadurch limitiert, dass die überwiegende Zahl der Grünlandarten über transiente (vorübergehende) oder nur kurzfristig persistente Samenbanken verfügt und seltene und gefährdete Arten zumeist unterrepräsentiert sind (BAKKER & BERENDSE 1999). Gerade für diese Arten bestehen aber Wissenslücken zur Langlebigkeit (BAKKER 2000). Hinsichtlich der für das Ochsenmoor genauer betrachteten Rote-Liste- und Zeigerarten treten nach offensichtlichem zwischenzeitlichen Verschwinden sowohl Arten mit langfristig bzw. kurzfristig persistenter,

als auch mit transienter Samenbank wieder auf (vgl. Kap. 10).

Die Regenerationspotenziale aus der Samenbank hängen zudem von der Vornutzung der Standorte ab: So sind unter Extensivgrünländern deutlich höhere Anteile an Diasporen von Arten der Feuchtwiesen und Kleinseggenriede zu finden als unter Intensivgrünland und Äckern; Düngung und tiefgründige Entwässerung wirken sich negativ aus. So wurden bei exemplarischen Untersuchungen einer Diasporenbank einer artenarmen Grünlandfläche der westlichen Dümmerniederung nur wenige für Feuchtwiesen typische Arten gefunden (PFADENHAUER et al. 2001).

Ein wichtiger Einflussfaktor auf die Überlebensfähigkeit von Diasporen ist die Länge und Intensität der Periode intensiver Nutzung (z.B. GUGERLI 1993, BOSSUYT & HERMY 2003). Obwohl bereits eine fünfjährige Intensivnutzungsphase die Bedeutung der Samenbank für die Regeneration vermindert (MAAS & SCHOPP-GUTH 1995), sind bei einer relativ kurzen Intensivierungsphase die Regenerationsperspektiven noch relativ gut (TESCH 1992, BEKKER et al. 1997, JENSEN 2004). Dies kann im Ochsenmoor den vergleichsweise hohen Artenreichtum langjährig extensivierter Flächen mit erklären, da diese nur eine maximal 20-30 Jahre lange Phase (mäßig) intensiver Nutzung erfahren haben könnten. Im Umkehrschluss kann dies allerdings auch bedeuten, dass ein linearer Zusammenhang zwischen Artenreichtum und Extensivierungsdauer, wie aktuell statistisch nachzuweisen, für die Beurteilung der Regenerationschancen deutlich später extensivierter Flächen nicht uneingeschränkt gelten könnte.

Für die weitere Ausbreitung innerhalb eines Gebietes kann die Distanz zu „Spenderflächen“, auf denen die (Ziel-)Arten noch vorhanden sind bzw. sich aus der Samenbank regeneriert haben und die somit „source populations“ beherbergen (vgl. ROSENTHAL 2006), ein limitierender Faktor sein. Die Mehrzahl der Zielarten kam im Ochsenmoor noch auf potenziellen Spenderflächen vor und konnte sich daher vermutlich auch von dort aus wieder ausbreiten. Für einige der Rote-Liste- und Zeigerarten konnten auch Vorkommen an Grabenrändern und in anderen Biotopen außerhalb der genutzten Grünlandbereiche nachgewiesen werden (s. Kap. 10). Solche Refugialräume können ebenfalls zur Wiederausbreitung beitragen (z.B. BAKKER 1989, TESCH 1992).

Die von Ausbreitungsvektoren überbrückbaren Distanzen werden teilweise als überschätzt bezeichnet (z.B. BONN & POSCHLOD 1998, WILLEMS & BIK 1998, BAKKER & BERENDSE 1999). Bereits überbrückte Distanzen von über 100 m werden mitunter als Fernausbreitung gewertet (z.B. LUFENSTEINER 1982), was somit für den größten Teil der neu etablierten Vorkommen gefährdeter Arten im Ochsenmoor gilt. Andererseits ist eine Ausbreitung auch aus direkt angrenzenden Parzellen selbst unter scheinbar günstigen Bedingungen nicht garantiert (vgl. BAKKER et al. 2002, BISCHOFF 2002). Die bei vielen der punktgenau kartierten Arten sehr unregelmäßigen Wiederbesiedlungsmuster im Ochsenmoor (s. Kap. 10) können somit teilweise auch durch mangelnde Ausbreitungsmöglichkeiten erklärt werden. Jedoch lassen zahlreiche Fernausbreitungsereignisse einerseits und dabei auf bestimmte Parzellen begrenzte Rekolonisation andererseits vermuten, dass unterschiedliche Standortbedingungen den größten Einfluss haben.



Abb. 41 u. 42: Für die Regeneration von Feuchtwiesen ist die Verbreitung von Diasporen wichtig, u.a. durch Wasservögel (z.B. Graugänse) oder durch regelmäßige Überschwemmungen. (Fotos: O. Lange)

Wie Diasporen durch moderne Nutzungs- oder Pflegeformen im Grünland verbreitet werden können, ist weitgehend unbekannt. Bei der Heuernte eingesetzten Maschinen wird aber eine wichtige Funktion als Ausbreitungsvektor zugesprochen (BAKKER & OLFF 1992, 1995). Weidetiere haben ebenfalls eine hohe Bedeutung (z.B. BONN & POSCHLOD 1998), ähnliches kann demnach für Wasservögel gelten. Deren Bestände sind im Dümmergebiet infolge der winterlichen Überstauung und weiterer Naturschutzmaßnahmen angestiegen, wobei Graugänse (*Anser anser*) bereits im Sommer in größerer Zahl auftreten (vgl. MARXMEIER & KÖRNER 2009) und damit wichtige Ausbreitungsvektoren sein können.

Die in erheblichem Maße durchgeführte Verkopplung früher getrennter Bewirtschaftungseinheiten (vgl. Kap. 6.2) mag dazu beigetragen haben, dass eine Ausbreitung von Diasporen mittels Weidetieren wie auch durch Landmaschinen auf benachbarte, früher aber voneinander unabhängig bewirtschaftete Flurstücke begünstigt wird. Hinzu kommt der Einsatz von Lohnunternehmern, die im Ochsenmoor häufig an einem Tag mit denselben Maschinen mehrere Flächen im Gebiet bearbeiten, was ebenfalls zur Ausbreitung von Diasporen beitragen kann (vgl. BAKKER 1989, STRYKSTRA et al. 1997). Außerdem dürfte die Nachbeweidung mit Schafen, die über große Flächenblöcke getrieben werden, zur Ausbreitung von Diasporen beitragen (vgl. FISCHER et al. 1996). Die herbstliche Schafbeweidung kann zudem durch die Förderung von Bestandeslücken einen positiven Einfluss auf die Keimungsrate im folgenden Frühjahr haben (zusammengefasst in KOWARSCH 2002). Die Bewirtschaftungsformen im Ochsenmoor sind damit grundsätzlich für eine (Fern-)Ausbreitung von Diasporen geeignet.

Auch über die Transportleistung stehenden wie fließenden Wassers zur Ausbreitung von Diasporen ist wenig bekannt (ROSENTHAL 2000), die Wirkungen periodischer Überflutungen auf die Ausbreitung von (Ziel-)Arten sind aber oftmals begrenzt (z.B. HÖLZEL & OTTE 2001, BISSELS et al. 2004). Analysen des Driftgutes zeigten, dass wenige Arten einen Großteil der Diasporenmenge stellten, die meisten Arten dagegen nur in geringen Anzahlen vertreten waren (KLEINSCHMIDT & ROSENTHAL 1995).

Von den hier behandelten Rote-Liste- und Zeigerarten rechnet ROSENTHAL (2000) nur *Agrostis canina* (Hunds-Straußgras/Sumpf-Straußgras) und *Thalictrum flavum* (Gelbe Wiesenraute) zu den hydrochor stark und *Oenanthe fistulosa* (Röhriger Wasserfenchel) zu den mäßig dispersiven Arten. Im Ochsenmoor kommt für die hydrochore Ausbreitung einschränkend hinzu, dass Sommerhochwässer kaum auftreten und dass die Hunte eingedeicht ist; Flusshochwässer als potenziell bedeutsamer großräumiger Ausbreitungsvektor (vgl. z.B. KATENHUSEN 2001) entfallen somit.

Trotz der genannten Einschränkungen gelten Überflutungen allgemein (z.B. BONN & POSCHLOD 1998, PFADENHAUER et al. 2001), auch in Form von Winterhochwässern, als bedeutender Ausbreitungsfaktor (ROSENTHAL 2006). Das Datenmaterial für das Ochsenmoor lässt eine Bedeutung der regelmäßigen Überschwemmungen vor allem für *Caltha palustris* (Sumpfdotterblume) vermuten, bei der eine erhebliche Ausbreitung in der Überflutzungszone, aber kaum außerhalb dieser stattfand (s. Kap. 10). Für viele andere (Ziel-)Arten wurde hingegen eine Etablierung auch in den kaum überfluteten Randbereichen nachgewiesen.

Die Windausbreitung wurde in ihrer Fernwirkung ebenfalls häufig überschätzt, es gibt aber einzelne Beispiele für Ausbreitungen bis über 50 km Distanz (BONN & POSCHLOD 1998, BAKKER & BERENDSE 1999), was das Wiederauftreten z.B. von *Dactylorhiza incarnata* (Fleischfarbenedes Knabenkraut) ermöglicht haben könnte (s. Kap. 10).

Generell ist der Forschungsstand zur Ausbreitungsbiologie von Pflanzenarten auf Niedermoorstandorten noch relativ schlecht (z.B. BONN & POSCHLOD 1998, SCHRAUTZER 2004), so dass bei der Beurteilung der Ausbreitungsfähigkeit und der Erklärung eingetretener Rekolonisationen insgesamt große Unsicherheiten verbleiben. Die eigenen Ergebnisse zeigen, dass mittel- bis langfristig unter Umständen mit Rekolonisationen auch durch hochseltene Arten und mit (Fern-)Ausbreitungen innerhalb eines Gebietes in einem größeren Ausmaß als bisher angenommen gerechnet werden kann.

10 Verbreitung und Bestandsveränderungen von Rote-Liste- und Zeigerarten 1987-2008

10.1 Überblick über die Vorkommen im Grünland

Alle 28 seit 1994 bzw. 2000 im Grünland des Ochsenmoos punktgenau erfassten Rote-Liste- und Zeigerarten weisen eine deutliche Zunahme der Anzahl von Wuchsorten auf bzw. sie wurden nur nach 1994 nachgewiesen; für die überwiegende Zahl der häufigeren Arten sind diese Zunahmen (höchst-)signifikant (Tab. 2). Lediglich *Oenanthe fistulosa* und *Senecio aquaticus* wurden nach einer vorläufigen Zunahme der Wuchsorte 1994-2000

im Jahr 2008 wieder seltener gefunden, die Trends sind aber nicht signifikant (*O. fistulosa*) bzw. für den Gesamtzeitraum 1994-2008 ist dennoch eine höchst signifikante Zunahme zu verzeichnen (*S. aquaticus*). Besonders stark breiteten sich *Agrostis canina*, *Anthoxanthum odoratum*, *Caltha palustris*, *Carex nigra*, *C. rostrata* und *C. vesicaria* aus. Für die halbquantitativ erfassten Rote-Liste-Arten decken sich die Trends, die durch den Vergleich der Zahl der Wuchsorte bzw. unter Einbeziehung der Populationsgrößen ermittelt wurden, weitgehend.

Die Verbreitung der für diese Auswertung hinreichend häufig vorkommenden Rote-Liste- und Zeigerarten im Jahr 2008 ist teilweise mit Umweltfaktoren und Nutzungsparametern in Verbindung zu bringen (binäre logistische Regressionen): Das Auftreten der meisten Arten wird durch Nährstoffarmut begünstigt (teils höchst

Tab. 2: Auftreten von Rote-Liste-Arten und weiterer Zeigerarten im Grünland des NSG Ochsenmoor 1994, 2000 und 2008

Artname	Deutscher Name	F	N	RL-T	Anzahl besiedelter Flächeneinheiten			Trend 1994-2008	Einflussfaktoren 2008
					1994	2000	2008		
<i>Agrostis canina</i>	Hunds-Straußgras/ Sumpf-Straußgras	9	2	*	43	73	89	+ ***	- mN ***, +mF **, +ÜF * (?), +Wis (*)
<i>Anthoxanthum odoratum</i>	Gewöhnliches Ruchgras	x	x	*	23	176	208	+ ***	-mN ***, +mF ***(?), -WF ***, +Wis **'
<i>Bromus racemosus</i>	Traubige Trespe	8~	5	2	-	-	3	N	-
<i>Caltha palustris</i>	Sumpfdotterblume	9=	6	3	103	176	174	+ ***	-mN **, +mF * (?), +ÜF * (?), +Ext **
<i>Carex nigra</i>	Wiesen-Segge	8~	2	*	45	109	143	+ ***	-mN ***, +mF **, -WF ***, +ÜF *** (?)
<i>Carex panicea</i>	Hirschen-Segge	8	4	3	2	7	10	+ *	+mF (*), +Ext *
<i>Carex rostrata</i>	Schnabel-Segge	10	3	*	14	16	63	+ ***	+mF **, +Wis *
<i>Carex vesicaria</i>	Blasen-Segge	9=	5	V	26	55	122	+ ***	-mN (*), +mF **, +ÜF **, +Ext (*), +Wis **
<i>Centaurea jacea</i>	Wiesen-Flockenblume	x	x	V	n.e.	2	5		-
<i>Dactylorhiza incarnata</i>	Fleischfarbendes Knabenkraut	8	2	1	-	-	1	N	-
<i>Eleocharis acicularis</i>	Nadel-Sumpfbirse	10	2	3	-	-	1	N	-
<i>Eriophorum angustifolium</i>	Schmalblättriges Wollgras	9=	2	V	4	5	13	+ *	-mN **
<i>Galium uliginosum</i>	Moor-Labkraut	8~	2	*	n.e.	48	84	n.e.	-mN ***, -WF **, +ÜF *** (?), +Ext *
<i>Hydrocotyle vulgaris</i>	Wassernabel	9~	2	*	8	9	14	n.s.	-mN **
<i>Lathyrus palustris</i>	Sumpf-Platterbse	8=	3	2	1	2	5		-
<i>Lysimachia thysiflora</i>	Straußblütiger Gilbweiderich	9=	3	V	-	-	1		-
<i>Menyanthes trifoliata</i>	Fiebertee	9=	3	3	-	-	1	N	-
<i>Myosotis discolor</i>	Buntes Vergissmeinnicht	4	2	V	-	-	1	N	-
<i>Oenanthe fistulosa</i>	Röhriger Wasserfenchel	9=	5	3	17	25	19	n.s.	+ÜF (*), +Ext (*), -Wis *
<i>Peucedanum palustre</i>	Sumpf-Haarstrang	9=	4	*	-	-	2	N	-
<i>Potentilla palustris</i>	Sumpfblutauge	9=	2	V	2	10	12	+ **	-mN **, +Ext (*)
<i>Ranunculus auricomus</i>	Artengruppe Gold-Hahnenfuß	x	x	V	-	-	1	N	-
<i>Ranunculus peltatus</i>	Schild-Wasserhahnenfuß	12	6	*	-	11	36	N	+mN, +mF, +WF *
<i>Rhinanthus angustifolius</i>	Großblütiger Klappertopf	6~	2	3	-	7	10	N	-WF *
<i>Senecio aquaticus</i>	Wasser-Greiskraut	8	5	3	10	56	44	+ ***	+mN ** (?), -WF *, -Wis (*)
<i>Thalictrum flavum</i>	Gelbe Wiesenraute	8~	4	3	5	21	35	+ ***	-WF *, +Ext ***, +Wis (*)
<i>Triglochin palustre</i>	Sumpf-Dreizack	9=	1	3	-	-	1	N	-
<i>Viola palustris</i>	Sumpf-Veilchen	9	3	V	n.e.	1	1		-

F, N: Feuchte- bzw. Stickstoffzahl nach ELLENBERG et al. (1992)

RL-T: Gefährdungseinstufung für das niedersächsische Tiefland nach GARVE (2004)

Trend 1994-2008: statistischer Trend in der Veränderung der Anzahl der Wuchsorte 1994 zu 2008 (Wilcoxon-Test, hierbei jeweils n=338 Flächeneinheiten); n.e. = nicht punktgenau erfasst, + = Zunahme, - = Abnahme, N = neu etabliert

Einflussfaktoren 2008: Faktoren, für die in binären logistischen Regressionen ein Einfluss auf das Artvorkommen in 2008 ermittelt wurde, mit Signifikanzniveau; mN: mittlere gewichtete Stickstoffzahl, mF: mittlere gewichtete Feuchtezahl, WF = Anteil der Wechselfeuchtezeiger, ÜF = Anteil der Überflutungszeiger, Ext = Extensivierungsdauer, Wis = späte Schnittnutzung, (?) = quadratische Beziehung (Optimumkurve) zum Einflussfaktor

Tab. 3: Vorkommen von Rote-Liste-Arten 2008 im Ochsenmoor, die ausschließlich außerhalb des Grünlandes nachgewiesen wurden

Artnamen	Deutscher Name	RL-T	Anzahl Fundstellen
<i>Apium repens</i>	Kriechender Sellerie	1	1
<i>Carex elata</i> ssp. <i>elata</i>	Steife Segge	3	1
<i>Carex elongata</i>	Walzen-Segge	3	1
<i>Potamogeton acutifolius</i>	Spitzblättriges Laichkraut	3	2
<i>Potamogeton friesii</i>	Stachelspitziges Laichkraut	2	1
<i>Potamogeton lucens</i>	Glänzendes Laichkraut	3	1
<i>Potamogeton obtusifolius</i>	Stumpfbältriges Laichkraut	3	5
<i>Ranunculus lingua</i>	Zungen-Hahnenfuß	3	10
<i>Salix pentandra</i>	Lorbeer-Weide	3	1
<i>Sonchus palustris</i>	Sumpf-Gänsedistel	3	5
<i>Stratiotes aloides</i>	Krebsschere	3	1
<i>Utricularia australis</i>	Verkannter Wasserschlauch	3	4
<i>Valeriana dioica</i>	Kleiner Baldrian	3	1

RL-T: Gefährdungseinstufung für das niedersächsische Tiefland nach GARVE (2004), Arten der Vorwarnliste nicht berücksichtigt

signifikant negative Zusammenhänge mit der mittleren Stickstoffzahl). Lediglich *Ranunculus peltatus* und *Senecio aquaticus* korrelieren signifikant positiv mit der Stickstoffzahl. Positive Einflüsse hoher Feuchtezahlen können ebenso für einige Arten belegt werden. Ein hoher Anteil von Wechselfeuchtezeigern ist dagegen oftmals negativ korreliert (Tab. 2).

Auf die Verbreitung und Bestandsentwicklung der einzelnen Arten sowie die Beziehungen der Vorkommen zu Umweltfaktoren wird in Kap. 10.3 artweise eingegangen.

10.2 Vorkommen von Rote-Liste-Arten außerhalb des Grünlandes

Einige Rote-Liste-Arten wurden im Ochsenmoor 2008 sowohl im Grünland als auch in Säumen sowie teils außerdem in oder an Gräben, in Wäldern und Brachflächen mit Seggenrieden und Röhrrieten nachgewiesen. Die meisten Funde betreffen dabei *Caltha palustris*, *Oenanthe fistulosa*, *Rhinanthus angustifolius* und *Thalictrum flavum*. Darüber hinaus wurden außerhalb des Grünlandes weitere Rote-Liste-Arten nachgewiesen (Tab. 3). Das Vorkommen von *Stratiotes aloides* ist angesalbt (Naturschutzring Dümmer, briefl.), alle übrigen Funde wurden als indigen gewertet. Ein 1996 von HOPPE (1996) an einem umgestalteten Fischteich in der Hüder Marsch erfasstes Vorkommen von *Samolus valerandi* (Salz-Bunge, RL 2) konnte nicht bestätigt werden.

Besonders hervorzuheben ist das Vorkommen der FFH-Art *Apium repens* (RL 1) an einem Teichufer. Hier finden speziell auf Artenschutzaspekte abgestimmte Pflegemaßnahmen statt.

10.3 Entwicklung ausgewählter Arten

10.3.1 *Agrostis canina* – Hunds-Straußgras

Die Ausbreitung des Hunds-Straußgrases zeigt sich bereits in der Wiederentstehung der gleichnamigen Pflanzengesellschaft (s. Kap. 7.2.2). Die stärkste Zunahme

der Anzahl besiedelter Flächeneinheiten vollzog sich im Zeitraum 1994-2000. Bis 2008 setzte sich die Ausbreitung in einem ähnlichen Muster fort: Neben der Besiedlung von Flächeneinheiten, die bestehenden Vorkommen benachbart waren, trat *A. canina* auf weiteren Parzellen entlang der Hunte neu auf, außerdem wurden erstmals wieder zwei Flächeneinheiten in der südlichen Randzone besiedelt (Abb. 43).

Die Vorkommen 2008 sind stark mit niedrigen Stickstoff- und hohen Feuchtezahlen korreliert, positiv wirken Überflutung und tendenziell auch späte Schnittnutzung.

Nach ROSENTHAL (2000) verfügen Arten der ökologischen „*Agrostis canina*-Gruppe“, zu denen u.a. *Anthoxanthum odoratum*, *Carex acuta* (Schlanke Segge), *C. nigra*, *Ranunculus flammula* (Brennender Hahnenfuß) und *Silene flos-cuculi* (Kuckucks-Lichtnelke) zählen, über ein sehr weites Standort- und Sukzessionspotenzial. Im Ochsenmoor bestätigt sich, dass *A. canina* wie auch *Carex nigra* als offenkundig eher unspezifische Magerkeitszeiger zahlreiche ausgehagerte und hinreichend feuchte bis nasse Flächen besiedeln. Historische standörtliche Unterschiede spielen dabei im Gegensatz zu *Carex rostrata* (s.u.) keine Rolle. Dominanzbestände von *A. canina* und *C. nigra* etablieren sich auch auf Standorten der um das Jahr 1950 tendenziell nährstoffreicheren Feuchtgrünlandgesellschaften. Erstaunlich sind jedoch nach wie vor erhebliche Besiedlungslücken in der ehemaligen „Kernfläche“, obwohl hier großflächig regelmäßige Überflutungen stattfinden und zahlreiche stark ausgehagerte Flächen vorhanden sind.

Durch ihr hohes Etablierungspotenzial aus der Samenbank kann sich *Agrostis canina* rasch und stark wieder ausbreiten (vgl. GRIME 1989, HELMBERG 1995, SCHOPPGUTH 1997, JENSEN 1998, ROSENTHAL 2000). Die Art ist zudem relativ gut zur Fernausbreitung befähigt (ROSENTHAL 2006) und wies noch zahlreiche Restvorkommen im Gebiet auf. Manchmal wurden nur kurze Phasen einer starken Zunahme beobachtet (POPTCHEVA 2007), dies ist im Ochsenmoor aber offenkundig nicht der Fall.

10.3.2 *Anthoxanthum odoratum* – Gewöhnliches Ruchgras

Das Ruchgras hat sich vor allem im Zeitraum 1994-2000 sehr stark ausgebreitet und kommt seitdem auf vielen Parzellen in der Kernzone sowie in einzelnen Flächen in den Randbereichen in großen Beständen vor. Die weitere Zunahme der Wuchsorte bis 2008 fiel deutlich geringer aus, ist statistisch aber hoch signifikant. Im letzteren Zeitraum wurden in der Kernzone einzelne Flächeneinheiten neu besiedelt bzw. kleine Vorkommen konnten innerhalb der jeweiligen Fläche erheblich expandieren. Es verblieben aber weiterhin viele scharfe Grenzen zwischen flächig besiedelten und gänzlich unbesiedelten Parzellen.

Deutlich positiv wirken niedrige Stickstoff- und hohe Feuchtezahlen, auf sehr nassen Flächen sinkt allerdings die Vorkommenswahrscheinlichkeit wieder. Sehr positiv wirken sich zudem eine geringe Wechselfeuchte und eine späte Schnittnutzung aus.

A. odoratum ist, obwohl in Niedersachsen fast flächendeckend verbreitet (vgl. GARVE 2007) und nicht gefährdet, im Feuchtgrünland sehr stark zurückgegangen (z.B. WEBER 1995, FRESE & MÜLLER 1996, WESCHE et al. 2009). Obwohl die Art nach neueren Angaben wohl nicht über eine langfristig persistente (beständige) Diasporenbank verfügt (z.B. SCHRAUTZER 2004; vgl. dagegen GRIME 1979 in KAPFER 1988), konnte sie sich in praktisch allen Gebietsteilen des Ochsenmoores seit 1994 stark ausbreiten. Hierfür dürften Restvorkommen sowohl im Grünland, die 1987 durch Vegetationsaufnahmen grundsätzlich belegt sind,

als auch in Saumstrukturen begünstigend gewesen sein.

Die verbliebenen, vielfach sehr scharfen Grenzen zwischen von *A. odoratum* besiedelten und bislang nicht besiedelten Parzellen lassen sich durch unterschiedliche Nährstoff- und Feuchteniveaus sowie Nutzungseinflüsse in vielen Fällen nicht erklären. Einflüsse der Extensivierungsdauer waren statistisch nicht zu belegen. Nach BAKKER et al. (1995) erreicht die Art ihre höchsten Deckungsgrade im Niedermoorgrünland erst nach 20-25 Jahren Nulldüngung. Dies spiegelt sich im reinen Präsenz/Absenz-Vergleich für die Erfassung der Vorkommen im gesamten Ochsenmoor nicht wieder.

Nulldüngung und Mahd können die Art allerdings schon innerhalb weniger Jahre fördern, was die deutliche Ausbreitung bereits zwischen 1994 und 2000 im

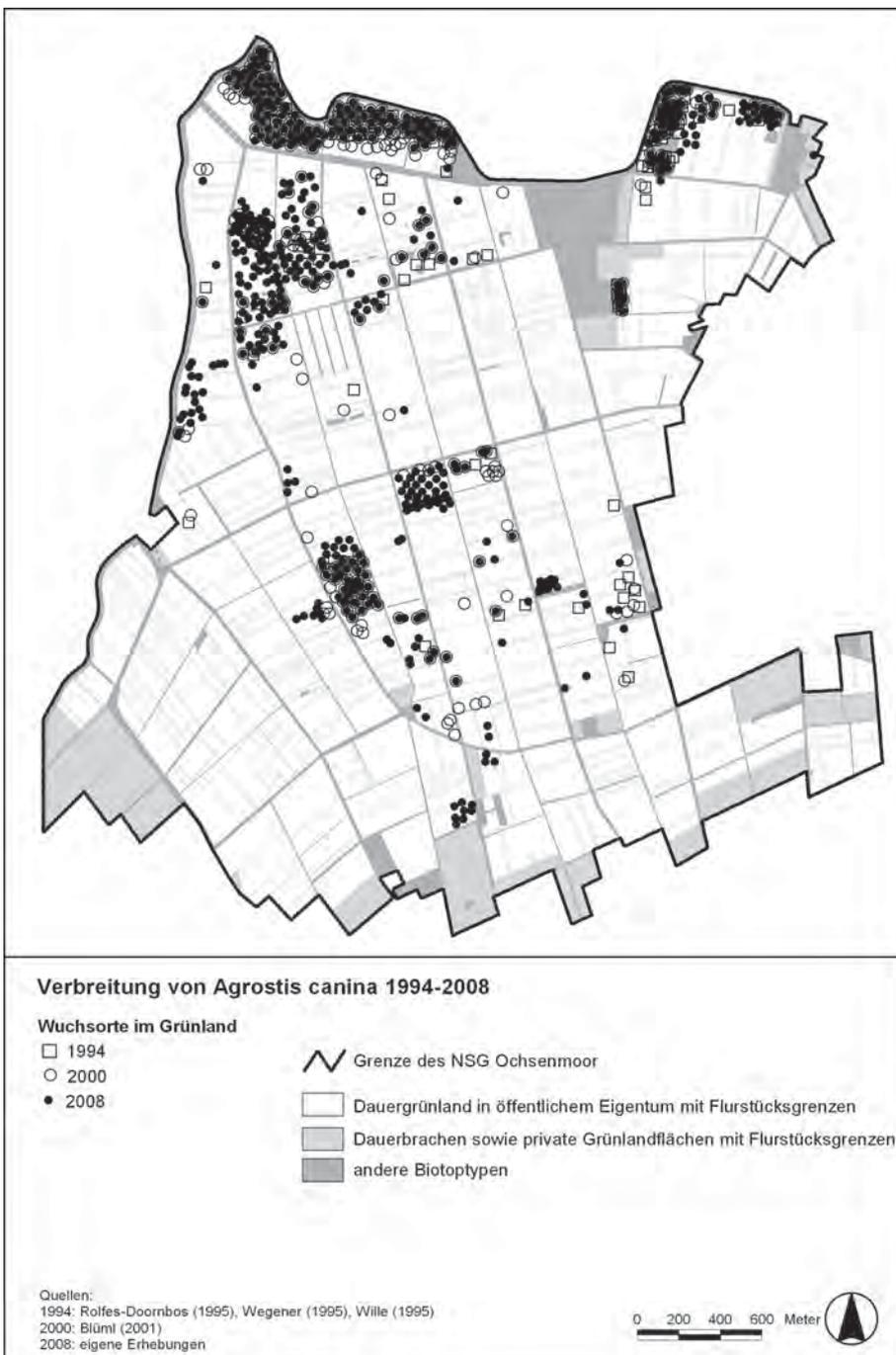


Abb. 43: Verbreitung von *Agrostis canina* (Hunds-Straußgras) 1994-2008

A. canina gilt zudem als tolerant gegenüber Wechselfeuchte (KUNDEL 1998, SCHRAUTZER 2004). Starke Wasserstandsschwankungen wie auch eine starke Aushagerung verschaffen ihr gegenüber Röhrich- und Riedarten einen Vorteil (HELLBERG 1995). Im Ochsenmoor ist ein Konkurrenzvorteil gegenüber *Carex acuta* hingegen vorwiegend auf sehr stark ausgehagerten Flächen zu vermuten. *A. canina* wird durch lange Überstauung (ca. 50-150 Tage/Jahr) gefördert (KUNDEL 1993), da sie dann einen Entwicklungsvorteil durch ihre schnelle Regenerationsfähigkeit besitzt (ROSENTHAL 1992a, HELLBERG 1995). Von einer auch zukünftigen Ausbreitung und weiteren Zunahmen im Gebiet ist daher auszugehen.

Ochsenmoor erklärt. Hinzu kommt, dass die Art generell durch mehrschürige Mahd, die offene Bestandsstrukturen schafft, begünstigt wird (OOMES & MOOI 1985, PFADENHAUER et al. 1987, KAPFER 1988, SCHWARTZE 1992). Die positive Beziehung zur späten Mahdnutzung entspricht der Feststellung von BAKKER (1989), wonach *A. odoratum* bei Mahd deutlich stärker zunimmt als bei Beweidung. Frühe Schnitte wirken sich in den nunmehr überwiegend stark ausgehagerten Beständen im Ochsenmoor offenkundig nicht mehr förderlich aus. Eine Phase starken Auftretens mit anschließendem Rückgang zugunsten von u.a. *Carex nigra* (vgl. POPTCHEVA 2007) deutet sich jedoch nicht an.

Das Verschwinden aus einigen Parzellen deckt sich sehr gut mit den Bereichen sehr starker Vernässung und lang anhaltender Überstauungen. HANDKE et al. (1999) nehmen eine Überstauungstoleranz von weniger als 85 Tagen an. Nach FRESE & MÜLLER (1996) hat *A. odoratum* ihren Schwerpunkt in den trockeneren Ausprägungen der Wassergreiskrautwiesen; eine Unterbindung von Überflutungen kann die Art sogar fördern (vgl. SMEETS et al. 1980). Im Ochsenmoor sind dagegen die meisten Sumpfdotterblumenwiesen derzeit von *A. odoratum* besiedelt, obwohl diese z.T. ausgesprochen nass sind. Auffallend ist auch, dass kein negativer Einfluss des Anteils der Überflutungszeiger belegt werden konnte.

10.3.3 *Bromus racemosus* – Traubige Trespe

Diese stark gefährdete Kennart der Sumpfdotterblumenwiesen wurde bei der Kartierung 2008 auf drei Parzellen in der Kernzone wieder entdeckt, die als Sumpfdotterblumenwiese bzw. in einem Fall als Knickfuchsschwanzrasen mit Übergang zu Flutschwadenflutrasen und zur Hundstraußgraswiese eingestuft wurden. Alle Wuchsorte unterlagen ab 2000 einer späten Schnittnutzung.

Das Wiederauftreten dieser im Gebiet über mehrere Jahrzehnte nicht mehr nachgewiesenen Art ist erstaunlich, da sie nur eine transiente (vorübergehende) Samenbank aufweist (JENSEN 2004). Dass *B. racemosus* im Ochsenmoor überdauern konnte und bei den flächendeckenden Kartierungen 1994 und 2000 übersehen wurde, ist unwahrscheinlich.

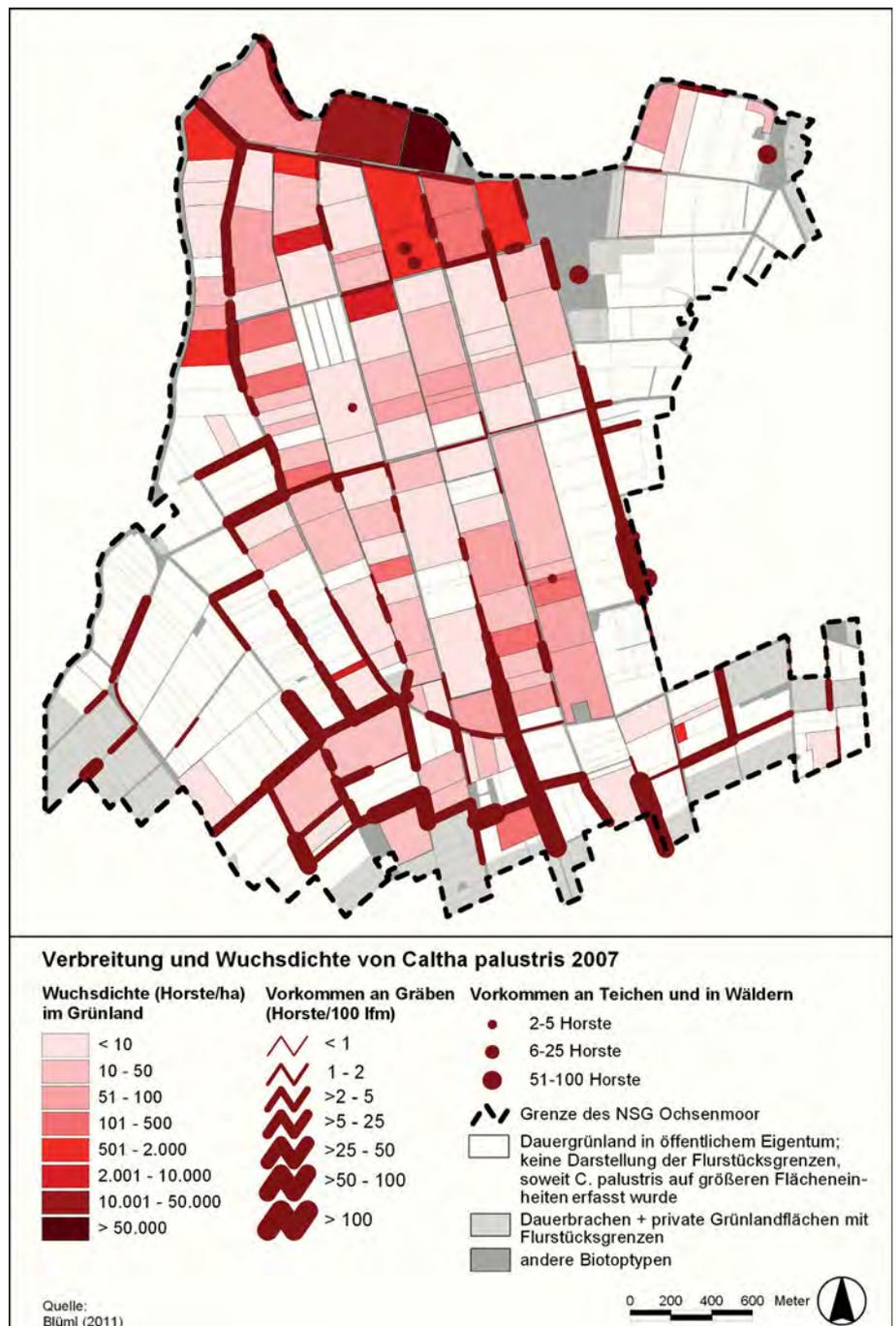


Abb. 44: Verbreitung und Wuchsdichte von *Caltha palustris* (Sumpfdotterblume) 2007

10.3.4 *Caltha palustris* – Sumpfdotterblume

Entwicklung im gesamten Untersuchungsgebiet

Das Areal von *C. palustris* hat sich im Ochsenmoor nach 1994 deutlich vergrößert (Abb. 44 u. 45). Die Art ist im Bereich von Gräben bis in die Randzonen hinein zu finden, im Grünland dagegen fehlte sie auch 2007 außerhalb der Kernzone noch in weiten Bereichen. Die Kartierungen von WAGERINGEL (1996) zeigen, dass *C. palustris* an Gräben auch in den Randbereichen Mitte der 1990er Jahre bereits an einigen Stellen vorkam, sich seitdem aber offenkundig auch hier deutlich ausgebreitet hat. Bei der qualitativen Erfassung der Wuchsorte innerhalb des Grünlandes waren hingegen 1994 Parzellen mit insgesamt unter 300 ha Gesamtgröße besiedelt, bei den Folgekartierungen 1999 und 2000 war der Flächenumfang des

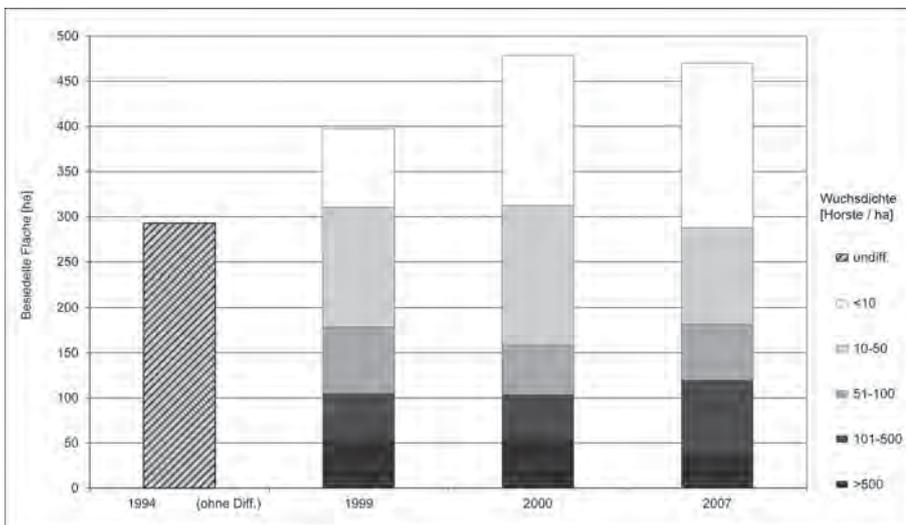


Abb. 45: Areal von *Caltha palustris* (Sumpfdotterblume) im NSG Ochsenmoor nach flächendeckenden Erfassungen 1994-2007. Angegeben ist die Flächengröße in ha aller Grünlandparzellen, die in der entsprechenden Wuchsdichte besiedelt waren.

besiedelten Grünlandes dann deutlich größer. Danach ist eine Stagnation eingetreten (Abb. 45). Statistisch zu belegen ist eine Zunahme der Zahl besiedelter Parzellen in den Zeiträumen 1994-2000 und 1994-2007. Hinsichtlich der ab 1999 erfassten Wuchsdichten zeigen sich keine einheitlichen Trends. Somit hat sich zwar die besiedelte Gesamtfläche seit 1994 erheblich vergrößert, nicht jedoch die Fläche von Parzellen mit hohen Wuchsdichten (vgl. Abb. 45).

C. palustris zeigt in ihrem Auftreten 2008 positive Korrelationen zu geringen Stickstoffzahlen und der

Extensivierungsdauer sowie eine Optimumkurve hinsichtlich der mittleren Feuchtezahl und dem Anteil der Überflutungszeiger (Tab. 2). Im Vergleich von Parzellen mit verringerten zu solchen mit erhöhten Wuchsdichten im Zeitraum 2000-2007 zeigten sich keine grundlegenden Unterschiede. In Parzellen mit erhöhten Dichten lagen die mittleren Feuchtezahlen 2007 tendenziell höher als 2000 (Mittelwert der $mF=7,70 / 7,48$, $n=27$; $p=0,097$). Außerdem erhöhte sich auf den Flächen mit gestiegener Dichte von *C. palustris* der Anteil der Überflutungszeiger, während dieser in den Flächen mit einer Abnahme der Art zurückging (Mann-Whitney-Test: $n=46/27$, $p<0,1$). *C. palustris* zeigte somit

nach 2000 wenigstens tendenziell eine positive Reaktion auf (weiter) erhöhte Feuchte und stärkeren Überflutungseinfluss, negative Entwicklungen durch lang anhaltenden Überstau blieben bislang Einzelereignisse.

Entwicklung in Dauerparzellen

Die 26 seit 1995 bzw. 1997 alljährlich aufgenommenen Parzellen können die Trends im gesamten Ochsenmoor zwischen den flächendeckenden Zählungen 1999, 2000 und 2007 nicht wiedergeben: Die Zahl der Parzellen mit

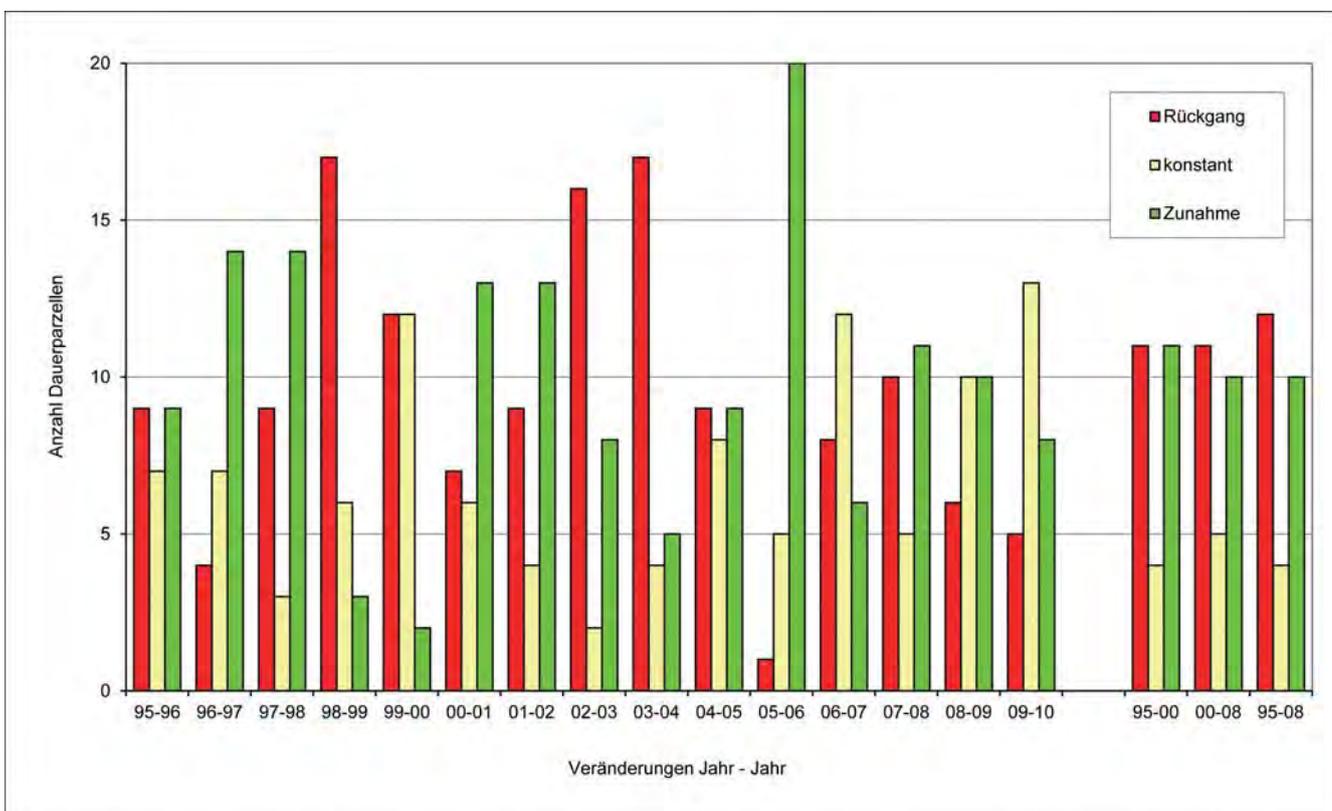


Abb. 46: Jährliche Veränderungen der Bestände von *Caltha palustris* (Sumpfdotterblume) in 26 jährlich untersuchten Dauerparzellen 1995-2010 (1995-1996: 25 Parzellen). Angegeben ist die Anzahl von Parzellen, in denen die Art im absoluten Bestand um mind. 10% zu- bzw. abnahm. Geringere Veränderungen werden als Konstanz gewertet.

Zu- bzw. Abnahmen 2000-2007 ist jeweils ähnlich groß bzw. sogar identisch (Wilcoxon-Test, $p > 0,1$, $n = 26$).

Betrachtet man die Veränderungen von Jahr zu Jahr anhand der absoluten Bestandszahlen (Abb. 46), so sind über den Gesamtzeitraum hinweg ebenfalls Zu- und Abnahmen ähnlich häufig, zwischenzeitlich ist es jedoch zu erheblichen Bestandsfluktuationen gekommen: Deutliche Rückgänge im Vergleich zum jeweiligen Vorjahresniveau gab es 1999, 2000, 2003 und 2004. Diese Jahre fallen zusammen mit vorausgegangenen Sommerhochwasserereignissen und einjährigen Brachen zahlreicher Wiesen. Besonders viele Rückgänge gab es von 2003 zu 2004, nachdem die im Sommer 2002 teils hochwasserbedingt nicht gemähten Flächen im extrem trockenen Frühjahr 2003 frühzeitig stark austrockneten und *C. palustris* sich in der verfilzten, vielfach ausgedorrt wirkenden Grasnarbe überwiegend sehr schlecht entwickelte. Dem starken Rückgang von *C. palustris* in vielen Dauerparzellen 2003 und 2004 folgten im Frühjahr 2006 größtenteils wieder Zunahmen. Seitdem sind die Bestände auf verhältnismäßig vielen Parzellen ziemlich konstant.

Auffällig ist außerdem, dass in größeren Dauerparzellen, in denen nur Teilflächen in nennenswerter Dichte besiedelt sind, über 15 Jahre hinweg nahezu keine Ausbreitung in die bislang nicht oder nur vereinzelt besiedelten Parzellenteile festzustellen ist.

C. palustris wird als die beständigste Kennart des Calthion (Sumpfdotterblumenwiesen) bei Entwässerung angesehen. Sie kann unter ungünstigen Bedingungen mindestens 14 Jahre lang noch als adulte Pflanze existieren, ohne sich allerdings noch zu verzüngen (GROOTJANS & SCHIPPER 1987, GROOTJANS et al. 1996, 2005). Das Regenerationspotenzial aus der Samenbank ist bei *C. palustris* eher gering (ROSENTHAL 2000); die meisten Studien gehen von einer transienten (vorübergehenden) Samenbank aus (vgl. THOMPSON et al. 1997).

Gegenüber den Faktoren Torfvererdung und Trittbelastung gehört *C. palustris* nach SCHRAUTZER (2004) zu den Feuchtwiesenarten mit sehr weiter Amplitude. Sie weist dabei eine starke Wechselfeuchtetoleranz auf und ist somit – wie u.a. auch *Silene flos-cuculi* (Kuckucks-Lichtnelke) – nicht zur Differenzierung zwischen den Calthion-Gesellschaften und den Flutrasen geeignet (SCHRAUTZER & TREPEL 1997), obwohl starke Wechselfeuchte als ein Ausbreitungshemmnis angenommen wird (z.B. KUNDEL 1993). Bei einer Rückentwicklung von Flutrasen zum Calthion gehört *C. palustris* zu den relativ häufig wieder auftretenden Feuchtwiesenarten mit weiter hydrologischer Amplitude. Im Ochsenmoor zeigt sich zwar einerseits, dass *C. palustris* sich vorwiegend in der Überflutungszone neu anzusiedeln vermag, sich Bestände mit nennenswerten Wuchsdichten bisher aber nur im Einzelfall neu etablieren konnten. Noch deutlicher ist die fast völlig fehlende Ausbreitung innerhalb mehrerer Parzellen mit jährlicher Bestandszählung, in denen sich über 15 Jahre praktisch unveränderte Grenzen der Wuchsbeiriche zeigen. Offenkundig sind für die Ansiedlung somit standörtliche Differenzierungen, die hier nicht abschließend beschrieben werden können, wesentlich entscheidender als ein limitiertes Ausbreitungsvermögen.

Im Gegensatz z.B. zu *Senecio aquaticus* (s.u.) gehört *C. palustris* nach ROSENTHAL (2000) zu denjenigen Arten reicherer Feuchtwiesen, die von der Aushagerung in der Regel profitieren. Da sie im 19. Jahrhundert in Norddeutschland noch in mehr mesotrophen, nassen

und weniger kulturbeeinflussten Gesellschaften vorkam (WEBER 1892 in GROOTJANS et al. 1996), ist es wenig verwunderlich, dass sich *C. palustris* auch auf stark vernässten sowie sehr weitgehend ausgehagerten Flächen im Ochsenmoor hält. Rückgänge sind hier vor allem dort festzustellen, wo die Flächen sehr stark vernässt und lang anhaltend überstaut worden sind, jedoch liegen ebenso Gegenbeispiele vor. Bis in den Frühsommer anhaltende Überflutungen wirken auf *C. palustris* keimungshemmend, die Überstauung schädigt aber nicht generell die Keimfähigkeit der Samen (HELLBERG 1995, ROSENTHAL 2000).

Gezeigt werden konnte jedoch vor allem ein Rückgang ein bis zwei Jahre nach starken sommerlichen Hochwässern, die die Nutzung verhinderten bzw. zumindest einschränkten, so dass die Vegetation im Frühjahr insgesamt höher und dichter war. Hierdurch verursachte Bestandsrückgänge konnten bislang aber nach drei bis vier Jahren wieder ausgeglichen werden, wofür die nie für länger als ein Jahr ausgefallene Nutzung mitverantwortlich gewesen sein dürfte. Die alljährlichen Erfassungen zeigen über solche auf die meisten Flächen ähnlich wirksamen Ereignisse hinaus in vielen Fällen starke Bestandsfluktuationen von Jahr zu Jahr, wie sie für *C. palustris* nicht ungewöhnlich sind (vgl. BAKKER 1989). Die Art bildet in unterschiedlichen Habitaten Populationen aus, die hinsichtlich Reproduktionsstrategie (generativ bzw. vegetativ) und -erfolg voneinander deutlich abweichen können (FALINSKA 1979, WERPACHOWSKI 1989). Dies erschwert die Interpretation von Fluktuationen bzw. kurzfristigen Bestandsveränderungen erheblich und verdeutlicht, dass auch in regelmäßigen Zeitabständen (z.B. alle fünf bis zehn Jahre) wiederholte Bestandserfassungen zu falschen Trendaussagen auf quantitativer Ebene führen können.

10.3.5 *Carex nigra* – Wiesen-Segge

Die Wiesen-Segge zeigt sowohl im Zeitraum 1994-2000 als auch 2000-2008 starke und statistisch höchst signifikante Zunahmen. Dabei war diese Art schon 1994 mit Ausnahme des Dielinger und Stemschoner Westerbruches in praktisch allen Gebietsteilen vereinzelt vorhanden, in denen sie sich in der Folgezeit ausbreitete.

Die Korrelationen mit Stickstoff- und Feuchtezahlen sind ähnlich wie bei *Agrostis canina* und *Anthoxanthum odoratum*, wobei sich bei *C. nigra* höchst signifikant Einflüsse der Wechselfeuchte- (negativ) und der Überflutungszeiger (positiv, Optimumkurve) belegen lassen.

Die Wiesen-Segge wurde somit durch Aushagerung und Vernässung massiv gefördert. Da 1994 keine Unterscheidung von *C. x elytroides* (Bastard-Schlank-Segge) erfolgte, ist die Bestandszunahme vermutlich sogar noch unterschätzt worden, da damals wahrscheinlich nicht nur reine *C. nigra*-Formen dieser zugerechnet wurden. Eine Subsumierung der ab 2000 ausdifferenzierten Vorkommen erscheint aber nicht statthaft. So wurde *C. x elytroides* z.B. von RIXEN (2001) im Caricetum nigrae (Wiesenseggen-Sumpf) zwar wie *C. nigra* als Kennart gewertet, hatte aber einen eindeutigen Schwerpunkt in den reicheren Ausbildungen, steht somit also ökologisch offenkundig zwischen ihren Elternarten.

Wie bei *Anthoxanthum odoratum* (s. o.), können Nulldüngung und Mahd *C. nigra* oft schon innerhalb weniger Jahre fördern (KAPFER 1988, SCHWARTZE 1992). Dass

die Zuwächse zwischen 1994 und 2000 nicht ganz so stark waren wie bei *A. odoratum*, sich dafür aber bis 2008 deutlicher fortgesetzt haben, dürfte auch mit den z.T. erst dann entscheidend wirksamen Vernässungsmaßnahmen zusammenhängen. *Carex nigra* tritt häufig im Übergang von einer u.a. von *A. odoratum* geprägten Aushagerungsphase in eine Etablierungsphase mit z.T. hohen Deckungsgraden hervor (KAPFER 1988). *C. nigra* ist zwar für starke Bestandsfluktuationen von Jahr zu Jahr bekannt (vgl. BAKKER 1989), solche sind jedoch auch in den DBF-Aufnahmen für das Ochsenmoor nicht sichtbar und dürften somit die Interpretation der Ausbreitung kaum beeinflussen, insbesondere nicht bei Präsenz/Absenz-Vergleichen.

C. nigra gilt nach einzelnen Untersuchungen als langfristig persistent in der Samenbank (z.B. PFADENHAUER et al. 1987, MCDONALD et al. 1996), zumeist wird sie jedoch als transiente Art eingeschätzt (vgl. THOMPSON et al. 1997). Die Art konnte sich im Ochsenmoor aber sicherlich auch aus verstreuten Restvorkommen sowie aus Randstrukturen relativ schnell und stark wieder ausbreiten (vgl. Hellberg 1995), wobei allerdings ihre generativen Ausbreitungsmöglichkeiten als stark limitiert gelten (vgl. PATZELT 1998).

Der negative Zusammenhang zwischen dem Anteil der Wechselfeuchtezeiger und dem Vorkommen von *C. nigra* unterstützt die Befunde von GOWING et al. (1998), die deutlich weniger frequente Vorkommen bei langen Phasen von Trockenheitsstress infolge unter 0,45 m unter Flur absinkender Grundwasserstände belegten.

Die Vorkommen von *C. nigra* zeigen im Ochsenmoor insgesamt sehr deutliche Beziehungen zu Standortfaktoren, nicht jedoch zur Nutzung. Dies dürfte mit einer generellen Toleranz zu den insgesamt extensiven Nutzungsformen begründet sein.

10.3.6 *Carex panicea* – Hirsen-Segge

Die Hirsen-Segge breitet sich in geringem Umfang aus. Die Trends sind nur teilweise signifikant, wobei die geringe Zahl der Wuchsorte zu berücksichtigen ist. 2008 gelangen Funde auch im Südteil des Gebietes.

Die Vorkommen 2008 zeigen einen tendenziell positiven Einfluss hoher Feuchtezahlen und eine positive Wirkung der Extensivierungsdauer. Statistisch abgesicherte Zusammenhänge mit der Nutzung sind aus der kleinen

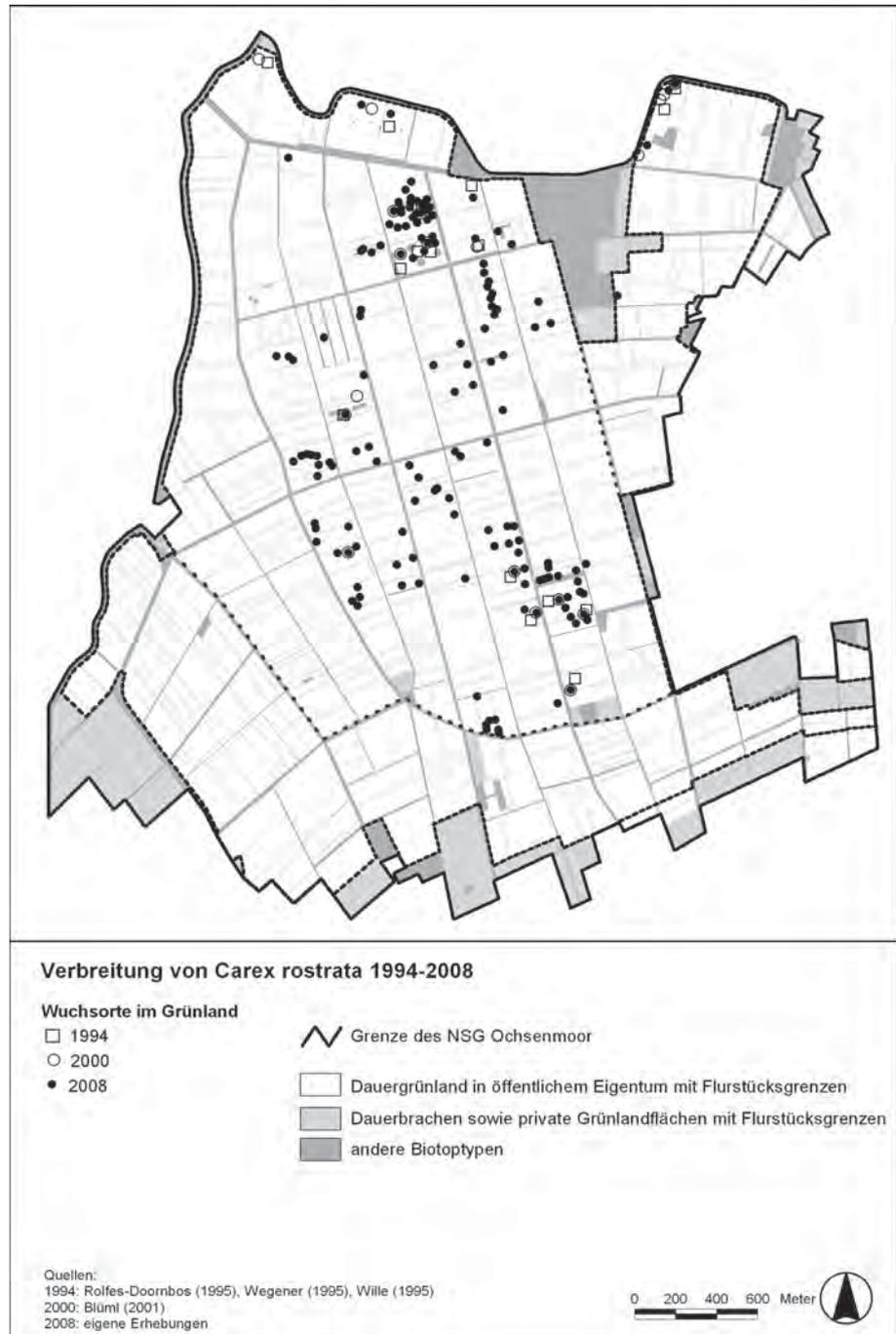


Abb. 47: Verbreitung von *Carex rostrata* (Schnabel-Segge) 1994-2008

Zahl der Datensätze nicht ableitbar; allerdings liegt nur ein bereits seit 1994 bekanntes Vorkommen in einer Dauerweide, alle übrigen in spät gemähten Wiesen.

Ein verstärktes Auftreten nach Ablauf der ersten Aushagerungsphase ist wie bei *Carex nigra* (KAPFER 1988, s.o.) typisch; die für 2008 positive Beziehung zur Extensivierungsdauer unterstützt diese Einschätzung. *C. panicea* ist offenbar relativ schnittverträglich, da sie sich phänologisch vergleichsweise früh entwickelt (KAPFER 1988) und weist vermutlich eine langfristig persistente Samenbank auf (PFADENHAUER et al. 1987, MCDONALD et al. 1996, JENSEN 2004; aber zahlreiche andere Ergebnisse in der Datenbank von THOMPSON et al. 1997). Wie bei *C. nigra* gelten hingegen die generativen Ausbreitungsmöglichkeiten als stark limitiert (vgl. PATZELT 1998). Daher sind die 2008 gelungenen Funde im Südteil des Ochsenmoors weitab der bisherigen Wuchsorte bemerkenswert.

10.3.7 *Carex rostrata* – Schnabel-Segge

Die Schnabel-Segge wurde 1994 und 2000 an ähnlich vielen Wuchsorten gefunden und nahm erst danach sehr stark zu. Die Ausbreitung beschränkt sich jedoch weitestgehend auf die nördliche und südliche Kernzone, wobei mit wenigen Ausnahmen nur die Flächen besiedelt werden, die 1947/48 nicht als Sumpfdotterblumenwiese, sondern in der „Kernfläche“ als nährstoffärmere Gesellschaft (Hundsstraubgraswiesen, Pfeifengraswiesen/Borstgrasrasen; daneben Schlankseggenriede und Fluss-/Teichröhrichte) kartiert wurden (Abb. 47, vgl. Abb. 26). Heute liegen die Vorkommen in Hundsstraubgras- und Sumpfdotterblumenwiesen, Schlankseggenrieden sowie Flutrasen.

Korrelationen sind 2008 mit der mittleren Feuchtezahl und der späten Wiesennutzung belegt. In anderen Nutzungstypen kommt die Art aber ebenfalls vereinzelt vor.

Diese Art nimmt typischerweise bei der Aushagerung von Sumpfdotterblumenwiesen in ihrer Deckung zu bzw. kann sich neu etablieren (ROSENTHAL 2000, POPTCHEVA 2007). Die Ausbreitung nur in der ehemaligen „Kernfläche“ des Ochsenmoores ist dabei aber sehr auffällig. Nach KRAUSE & PREISING (1952) waren die Kleinseggenwiesen in diesen Bereichen der Verlandungswiesen z.B. am Westufer durch das Zurücktreten typischer Verlandungspflanzen und gleichzeitig das Vorkommen von *Carex diandra* (Draht-Segge), *C. rostrata* und *Pedicularis palustris* (Sumpf-Läusekraut) gekennzeichnet; solche Vegetationsbestände wurden als Torfstich-Verlandungsgesellschaften eingestuft (vgl. auch GEHLKER 1957). In den Vegetationsaufnahmen der Sumpfdotterblumenwiesen 1947/48 fehlte die Art hingegen.

C. rostrata tritt heute zwar in der ehemaligen „Kernfläche“ auch in Sumpfdotterblumenwiesen auf, kennzeichnet aber hier eher die Rückentwicklung zu nährstoffärmeren, von Kleinseggen geprägten Gesellschaften. Da die Samenbank zumeist als transient oder nur kurzfristig persistent eingestuft wird (vgl. THOMPSON et al. 1997), ist eine direkte Reetablierung an alten Wuchsorten eher unwahrscheinlich. Für die heutige Verbreitung dürften daher Standorteigenschaften verantwortlich sein, die sich aus den untersuchten Makronährstoffgehalten nicht hinreichend ableiten lassen. Offenkundig sind trotz aller massiven Veränderungen durch Meliorationsmaßnahmen die ehemals nährstoffärmeren Nieder- bis Übergangsmoorstandorte der ehemaligen „Kernfläche“ mit heute u.a. noch vergleichsweise hohen Gehalten an organischer Substanz die einzigen geeigneten Standorte innerhalb des Ochsenmoores.

Nach SCHWARTZE (1994) sind Neu-etablierung und nachfolgende Zunahmen nur bei „konsequenter Wiesennutzung“ festzustellen. Im Ochsenmoor korreliert das Auftreten 2008 zwar signifikant positiv mit einer späten Schnittnutzung, neu etablierte wie seit 1994 bzw. 2000 beständige Vorkommen wurden jedoch auch auf einzelnen Dauerweiden sowie Flächen mit Nutzungswechseln registriert. Ebenso sind keine negativen Auswirkungen einer Nachbeweidung sowie einer Mähweidenutzung festzustellen. Nach ROSENTHAL (2000) sind *C. rostrata* und weitere, im Dümmergrünland derzeit seltene Arten, wie z.B. *Menyanthes trifoliata* und *Potentilla palustris*, zu den Zielarten bei der Entwicklung zu mesotraphen, nassen Großseggenrieden zu rechnen. Diese werden demnach eher durch sehr starke Vernässung ohne

grünlandartige Nutzung gefördert. Tatsächlich wirkt sich aber eine späte Nutzung derzeit offenkundig positiv aus, da sie Nährstoffe entzieht und die Konkurrenzvorteile hochwüchsiger Arten verringert.

10.3.8 *Carex vesicaria* – Blasen-Segge

Die Blasen-Segge breitete sich in beiden Vergleichszeiträumen sehr deutlich aus.

Positive Einflüsse zeigten geringe Stickstoff- und hohe Feuchtezahlen sowie Überflutung, außerdem eine lange Extensivierungsdauer und später Schnitt. Allerdings sind auch Dauerweiden und Flächen mit Nutzungswechseln besiedelt.

Ähnlich wie *Carex acuta* reagiert auch *C. vesicaria* positiv auf späte Nutzung (ROSENTHAL 2000). Beide Arten sind eher mesotraphent, werden durch längere Überstauung begünstigt und können in nassen, lange überstauten Bereichen Dominanzbestände ausbilden (HELLBERG 1995). Mit dem Ochsenmoor vergleichbare Zunahmen durch Aushagerung, Vernässung und Überstau wurden z.B. in den Borgfelder Wümmewiesen in noch größerem Umfang beobachtet (vgl. HELLBERG et al. 2003). Dominanzbestände werden im Ochsenmoor offenkundig durch die regelmäßige Nutzung unterdrückt. Besonders bemerkenswert ist aber die erhebliche Zunahme der Zahl von Wuchsorten im Grünland auch weitab zuvor erfasster Vorkommen, wobei allerdings die Persistenz in der Samenbank unklar ist (vgl. THOMPSON et al. 1997). Wenn auch keine gezielte Erfassung im Bereich der Gräben erfolgte, so kommen kleinräumige Ausbreitungsprozesse aus Refugialräumen schon deshalb in vielen Fällen nicht in Betracht, weil die aktuellen Vorkommen überwiegend keine auffallende Nähe zu Randstrukturen zeigen.

10.3.9 *Dactylorhiza incarnata* – Fleischfarbendes Knabenkraut

Der Neufund des Fleischfarbenen Knabenkrauts gelang 2008 auf einer mageren Sumpfdotterblumenwiese mit Rasenschmielen-Fazies und später Schnittnutzung (Auszählung 2008/2009/2010: 8/10/13 Expl., davon 6/4/3 blühend, Naturschutzring Dümmer briefl.).

Der aktuelle Fund ist sehr bemerkenswert, da diese Art großräumig sehr stark zurückgegangen ist (vgl. GARVE 2007). Zwar beobachtete auch FÜRSTENOW (2004) in einem großflächig extensiv beweideten Gebiet eine Ausbreitung auf zuvor nicht bekannte Standorte, dabei ermöglichten aber offenkundig rezente Populationen eine (Nah-)Ausbreitung. Der nächstliegende bekannte Wuchsort zum Ochsenmoor ist jedoch ca. 30 km entfernt, alle näher liegenden sind vor 1982 erloschen (vgl. HAEUPLER et al. 2003, GARVE 2007).

10.3.10 *Eriophorum angustifolium* – Schmalblättriges Wollgras

Das Schmalblättrige Wollgras wurde 1994 und 2000 nur an vier bzw. fünf Wuchsorten gefunden, diese Zahl erhöhte sich 2008 signifikant auf 13. Die Wuchsorte befinden sich auf Hundsstraubgras- und mageren Sumpfdotterblumenwiesen.

Belegt werden konnte die negative Korrelation mit den mittleren Stickstoffzahlen. Alle ab 2000 erfassten Wuchsorte befanden sich auf spät gemähten Wiesen;

lediglich ein seit 1994 durchgehend registriertes Vorkommen unterlag einer vorübergehend auf Anfang Juni vorverlegten Mahdnutzung.

Eine Rekolonisation aushagernder Grünlandflächen durch *E. angustifolium* beschreiben auch HELLBERG et al. (2000). Im Ochsenmoor fällt auf, dass in der ehemaligen „Kernfläche“ neuerliche Vorkommen in z.T. großem räumlichem Abstand zueinander gefunden wurden. Eine Regeneration aus der Samenbank ist unwahrscheinlich, da es nach THOMPSON et al. (1997) keine Hinweise auf eine langfristige Persistenz gibt. Hinsichtlich der Standorteigenschaften und ihrer Auswirkungen auf die heutige Verbreitung erscheinen Einflüsse der historischen Verhältnisse vor der Melioration zunächst offensichtlich (vgl. Diskussion zu *Carex rostrata*). Da *E. angustifolium* jedoch 1947/48 mit einer Stetigkeit von fast 40 % in den Sumpfdotterblumenwiesen vorkam, muss diese Art im Gegensatz zu *Carex rostrata* damals im Ochsenmoor auch außerhalb der „Kernfläche“ weit verbreitet gewesen sein.

10.3.11 *Galium uliginosum* – Moor-Labkraut

Das erst ab 2000 erfasste Moor-Labkraut hat bis 2008 stark zugenommen und besiedelt nun weite Bereiche des Gebietes.

Einen positiven Einfluss haben geringe mittlere Stickstoffzahlen, außerdem eine geringe Wechselfeuchte sowie die Extensivierungsdauer. Hinsichtlich des Anteils der Überflutungszeiger zeigt sich eine Optimumkurve.

G. uliginosum gehört zu den Arten, die durch Nutzungsintensivierung oftmals besonders stark zurückgegangen sind (z.B. FRESE & MÜLLER 1996). Die Art wird von SCHOLLE & SCHRAUTZER (1993) als Zeiger schwach verdichteter Niedermoorortofe gewertet. Die mittlerweile sehr weite und räumlich relativ gleichmäßig wirkende Verbreitung im Ochsenmoor und die nachgewiesenen Beziehungen zu Zeigerwerten charakterisieren *G. uliginosum* als ein Florenelement, das auf mittel- bis langfristige Aushagerung und Vernässung deutlich positiv reagiert und sich insgesamt vergleichsweise gut regenerieren lässt. Sie zählt zwar nach SCHRAUTZER (2004) zu den relativ wenigen (Ziel-)Arten der Feuchtwiesengesellschaften, die sich aus der Diasporenbank regenerieren lassen, weist aber nach JENSEN (2004) nur eine kurzfristige Persistenz auf. Auch bei THOMPSON et al. (1997) finden sich keine Hinweise auf eine langfristige Persistenz. Eine Etablierung in Calthion-Gesellschaften bei Mahd ohne Düngung konnte in ähnlichen Zeiträumen auch von POPTCHEVA (2007) registriert werden.

10.3.12 *Hydrocotyle vulgaris* – Wassernabel

Eine merkliche, aber nicht signifikante Zunahme der Wuchsorte des Wassernabels fand zwischen 2000 und 2008 statt. Besiedelt werden vor allem Hundsstraußgras- und Sumpfdotterblumenwiesen sowie Schlankseggenriede.

Positiv wirken sich niedrige mittlere Stickstoffzahlen aus. Einflüsse der Extensivierungsdauer und der Nutzungsarten sind statistisch nicht zu belegen. Neben spät gemähten Wiesen werden vereinzelt auch Flächen mit andersartiger Nutzung besiedelt.

Ein Neuaufreten von *H. vulgaris* beobachtete z. B. MICHELS (1993) bereits nach sechsjähriger Aushagerung. Auch POPTCHEVA (2007) verzeichnete eine Neueta-



Abb. 48: Das im Tiefland vom Aussterben bedrohte Fleischfarbene Knabenkraut (*Dactylorhiza incarnata*) wurde 2008 im Gebiet neu gefunden. (Foto: V. Blüml)

rung in gemähten, ungedüngten Sumpfdotterblumenwiesen. Im Ochsenmoor hat sich die Art bislang nur langsam und in geringem Umfang auf stark ausgehagerten Flächen ausgebreitet, auffallend sind dabei große räumliche Distanzen zwischen einzelnen neu etablierten Vorkommen. Über die Persistenz der Samenbank liegen widersprüchliche Ergebnisse vor (vgl. THOMPSON et al. 1997).

10.3.13 *Lathyrus palustris* – Sumpf-Platterbse

Die Sumpf-Platterbse wurde auf der östlichen Teichwiese nur bei der Kartierung 1987 nicht gefunden, dafür aber bei den Untersuchungen von SUTORIUS (1979) und HELLBERG (1995: Aufnahmejahr 1991) wie auch bei den flächendeckenden Kartierungen 1994, 2000 und 2008. Es ist daher von einem beständigen Vorkommen mindestens seit Ende der 1970er Jahre auszugehen. Seit 2001 ist außerdem ein Wuchsort in einem Wegsaum südlich des Randkanales, nur ca. 100 m von der Parzellengrenze der südlichen Teichwiese entfernt, bekannt und konnte alljährlich bestätigt werden (maximal 2003: 32 Expl.; Naturschutzring Dümmer briefl.). Auf einer daran angrenzenden Wiese sowie an zwei Stellen auf der mittleren Teichwiese wurde *L. palustris* erstmals 2008 entdeckt.

Besiedelt sind in allen Fällen nasse, alljährlich spät gemähte Sumpfdotterblumen- und Hundsstraußgraswiesen.

Wie *Thalictrum flavum* gehört diese Art zu den gefährdeten Stromtalpflanzen, die im Niedermoorgrünland nur örtlich bedeutendere Vorkommen besitzen (ROSENTHAL 2000). Bemerkenswert ist dabei besonders, dass sich das

Vorkommen im Dümmergebiet isoliert halten konnte. Die nächsten Vorkommen liegen etwa 50-70 km entfernt (vgl. GARVE 2007).

10.3.14 *Oenanthe fistulosa* – Röhriiger Wasserfenchel

Der Röhriige Wasserfenchel ist vergleichbar mit *Carex rostrata* in seiner Verbreitung 1987-2008 weitestgehend auf die Bereiche beschränkt, die 1947/48 in der „Kernfläche“ als nährstoffärmere Pflanzengesellschaften erfasst wurden. Heute liegen die Vorkommen dort jedoch überwiegend in Flutrasen und Sumpfdotterblumenwiesen.

Die Zahl der Wuchsorte hat sich von 1994 zu 2000 leicht erhöht und war bis 2008 wieder rückläufig. Dabei deutet sich ein positiver Effekt von Überflutungen und langer Extensivierung an, während späte Schnittnutzung für diese weidetypische Art abträglich ist. Letzteres kann aufgrund erfolgter Nutzungsumstellungen zum Rückgang im Gebiet beigetragen haben. Generell gilt *O. fistulosa* als durch Beweidung begünstigt (z.B. HANDKE et al. 1999).

Offen bleiben muss, warum sich fast alle Wuchsorte in der ehemaligen „Kernfläche“ befinden, die 1947/48 von Sumpfdotterblumenwiesen beherrschten Areale hingegen weitgehend unbesiedelt bleiben. Wie bei *Carex rostrata* ist keine Etablierung aus der Samenbank zu erwarten, da diese nach den wenigen bei THOMPSON et al. (1997) ausgewerteten Untersuchungen als transient gilt und (Fern-)Ausbreitungen innerhalb des Ochsenmoores oder von außen her nicht ein solches Verbreitungsmuster erwarten ließen. Im Gegensatz zu *C. rostrata* erscheint eine Beschränkung der Wuchsorte auf die „Kernfläche“ auch angesichts der Nährstoffansprüche von *O. fistulosa* nicht logisch.

10.3.15 *Potentilla palustris* – Sumpflutauge

Das Sumpflutauge hat sich seit 1994 mit damals nur einzelnen Wuchsorten im nördlichen Ochsenmoor deutlich und statistisch signifikant ausgebreitet, 2008 gelangen erstmals auch Funde in der südlichen Kernzone.

Einen deutlich positiven Einfluss zeigen niedrige mittlere Stickstoffzahlen, eine lange Extensivierung ist tendenziell förderlich.

Eine Rekolonisation aushagernder Grünlandflächen durch *P. palustris* wie auch durch *Eriophorum angustifolium* beschreiben HELMBERG et al. (2000). Eine langfristig persistente Samenbank (SCHRAUTZER 2004, JENSEN 2004; siehe aber auch gegenteilige Befunde bei THOMPSON et al. 1997) könnte die aktuellen Wiederfunde in der südlichen Kernzone fernab der in den vorigen Kartierungen erfassten Vorkommen leichter erklären als für die anderen Arten.

10.3.16 *Rhinanthus angustifolius* – Großblütiger Klappertopf

Der Großblütige Klappertopf wurde erstmals im Jahr 2000 nachgewiesen und hat sich bis 2008 nur wenig und nicht signifikant (bzw. bei Einbeziehung der Populationsgröße schwach signifikant) ausgebreitet. Die Vorkommen liegen in der Hüder Marsch („Möllerriese“) und der nördlichen Vernässungszone.

2000 wurde ein schwach signifikant positiver Einfluss später Schnittnutzung, 2008 ein signifikant negativer Einfluss der Wechselfeuchte nachgewiesen. 2008 wurden ausschließlich spät gemähte Wiesen besiedelt.

R. angustifolius gehört zu den Arten, die im Ochsenmoor sowohl aus dem Grünland als auch aus den Randstrukturen über längere Zeit völlig verschwunden waren (vgl. Atlaskarten in HAEUPLER & SCHÖNFELDER 1989 sowie GARVE 1994). Sie wurde etwa Mitte der 1990er Jahre aber zunächst vor allem an Wegsäumen im nördlichen Ochsenmoor registriert (vgl. WAGERINGEL 1996). Zu einer Rückdrängung auf Saumstrukturen ist es in Norddeutschland großräumig gekommen, die Restpopulationen sind meist nicht mehr miteinander vernetzt (CIERPKA & LÜTT 2005). Die Art verfügt nur über eine transiente Samenbank (vgl. THOMPSON et al. 1997), so dass sie als anuelle Art auf eine regelmäßige Erlangung der Samenreife und effektive Ausbreitung angewiesen ist. Im Ochsenmoor konnte sie sich aus den individuenstarken Vorkommen an Wegsäumen relativ leicht auf Grünländer ausbreiten, die durch Aushagerung und schütter bewachsene Stellen wieder günstige Bedingungen bieten.

Nach ROSENTHAL (2000) nimmt *R. angustifolius* durch späte Mahd und bei Entstehen lichter Vegetationsstrukturen zu. Für diese Bedingungen kann jedoch eine späte Mahd eher hinderlich sein, die Art profitiert demnach vor allem von einer Mahd im Juni/Juli durch die entstehende lückige Vegetationsstruktur.

Insgesamt zeigt *R. angustifolius* im Ochsenmoor zwar eine Wiederbesiedlung des Grünlandes und eine langsame Ausbreitung, wie sie auf ungedüngten Wiesen auch in anderen Gebieten beobachtet wurde (z.B. WOIKE 1989, TESCH 1992). Jedoch kam es außerhalb der Wegsäume bislang nirgends zu einer massiven Vermehrung mit Erlangung hoher Deckungsgrade wie für Aushagerungsversuche in den Niederlanden beschrieben (vgl. DE HULLU 1985, BAKKER 1989). Limitierend kann dabei auch eine zu vermutende mangelnde Überstauungstoleranz wirken (vgl. KUNDEL 1993, HOBRECHT & ROSENTHAL 1996). Generell sind Vegetationsdichte und Überstauung offenbar die wesentlichen limitierenden Faktoren, während die Art gegenüber Bodennährstoffgehalten weite Amplituden aufweist (vgl. FRESCO 1980).

10.3.17 *Senecio aquaticus* – Wasser-Greiskraut

Das Wasser-Greiskraut hat sich von 1994 zu 2000 stark ausgebreitet, bis 2008 ist die Zahl der Wuchsorte dann wieder leicht zurückgegangen.

Vorkommen des Wasser-Greiskrautes (Abb. 49) korrelierten 2008 mit relativ hohen Stickstoffzahlen (Optimumkurve) sowie positiv mit einer geringen Wechselfeuchte, eine späte Schnittnutzung wirkt sich hingegen tendenziell negativ aus.

Wie *B. racemosus* reagiert auch diese Art rasch auf veränderte Standort- und Konkurrenzbedingungen (ROSENTHAL 2000, 2003), kann aber u.U. als Entwicklungsrelikt in kleinen Beständen noch einige Jahre erhalten bleiben, ohne sich noch vermehren und ausbreiten zu können (z.B. KÖLBEL et al. 1990). Letzteres könnte das spätere Erlöschen an einigen 1987 noch erfassten Wuchsorten mit erklären (vgl. Abb. 49). Nach HELMBERG et al. (2000) zeigte *S. aquaticus* als zunächst einzige Kennart der Feuchtwiesen eine Ausbreitung nach begonnener Aushagerung. Ein späterer Rückgang von

S. aquaticus und weiterer Arten reicherer Standorte bei fortschreitender Aushagerung von Feuchtwiesen wurde ebenfalls bereits anderweitig beschrieben (ROSENTHAL 2000) und deutet sich für das Ochsenmoor aktuell an.

Wie bei *Caltha palustris* können lang anhaltende Überstauungen keimungshemmend wirken bzw. die Art ganz verdrängen (BERNHARDT et al. 1999, ROSENTHAL 2000). Eine bis März/April andauernde winterliche Überstauung führte jedoch zu einem erstaunlich geringen Keimungshemmnis, die Art kann demnach als relativ gut überstauungsresistent gelten (HELLBERG 1995). Überflutungen begünstigen zudem die Ausbreitungs-, Keimungs- und Etablierungsmöglichkeiten (HOPPE 2002), was das Auftreten kleiner, räumlich versprengter Populationen im Ochsenmoor 2000 und 2008 begünstigt haben dürfte. Im Ochsenmoor zeigen sich Ausfälle vor allem in den am längsten überstauten Bereichen. Außerdem gilt

S. aquaticus als eine Art mit geringer Wechselfeuchte-Amplitude (SCHRAUTZER 2004), Trockenphasen während und nach der Keimung können zu starken Verlusten führen (HELLBERG 1995). Vernässung und später Schnitt, die u.a. *Carex acuta* und *C. vesicaria* fördern, gehen oftmals mit einem Verlust niedrigwüchsiger Feuchtwiesenarten wie *S. aquaticus* einher (ROSENTHAL 2000). In diesem Zusammenhang werden allerdings auch *Agrostis canina* und *Ranunculus flammula* genannt, die sich im Ochsenmoor trotz sehr starker Zunahme der genannten *Carex*-Arten ebenfalls stark auszubreiten vermochten.

Dagegen kann sich eine relativ frühe Mahd auf *S. aquaticus* sogar positiv auswirken, da eine Blütenstands-bildung nach dem ersten Schnitt möglich ist (FRESE & MÜLLER 1996). Das Mahdregime im Ochsenmoor, bei dem Standorte von *S. aquaticus* überwiegend in der zweiten Junihälfte oder im Juli gemäht werden, ist daher

eher förderlich. Dies erklärt auch die angedeutete negative Beziehung zur späten Schnittnutzung. In einzelnen Jahren erst ab August erfolgende Schnitte können dagegen *S. aquaticus* in der Weise begünstigen, dass es dann vor der Nutzung bereits die Samenreife erlangen kann (ROSENTHAL 1992b). Solche Zusammenhänge, die gerade auch für die stark ausgehagerten Flächen im Ochsenmoor in Betracht kommen, werden aus der gewählten Klassifizierung der Nutzungstypen allerdings nur bedingt deutlich. *S. aquaticus* kann außerdem infolge intensiver Beweidung beeinträchtigt werden (SCHRAUTZER & TREPEL 1997). Die extensiven Beweidungsformen im Ochsenmoor zeigen dagegen wie zu erwarten keinen negativen Einfluss.

10.3.18 *Thalictrum flavum* – Gelbe Wiesenraute

Die Gelbe Wiesenraute war 1987 im Ochsenmoor auf Vorkommen in Randstrukturen beschränkt (GANZERT 1992). 1994 wurden einzelne Vorkommen auf schon damals langjährig extensivierten Parzellen erfasst. Im Jahr 2000 hatte sich die Art in der nördlichen Vernässungszone merklich ausgebreitet. Bis 2008 wurden dort zahlreiche weitere Parzellen besiedelt, außerdem nun auch einzelne Flächen im Südwesten (Dielinger und Stemshorner Westerbruch; Abb. 50). Daneben sind zahlreiche Vorkommen an Parzellenrändern vorhanden, zumeist an Grabenufern oder im Bereich verfallener Gruppen. Diese bestanden nach verschiedenen (Teil-)Erfassungen teils schon in den

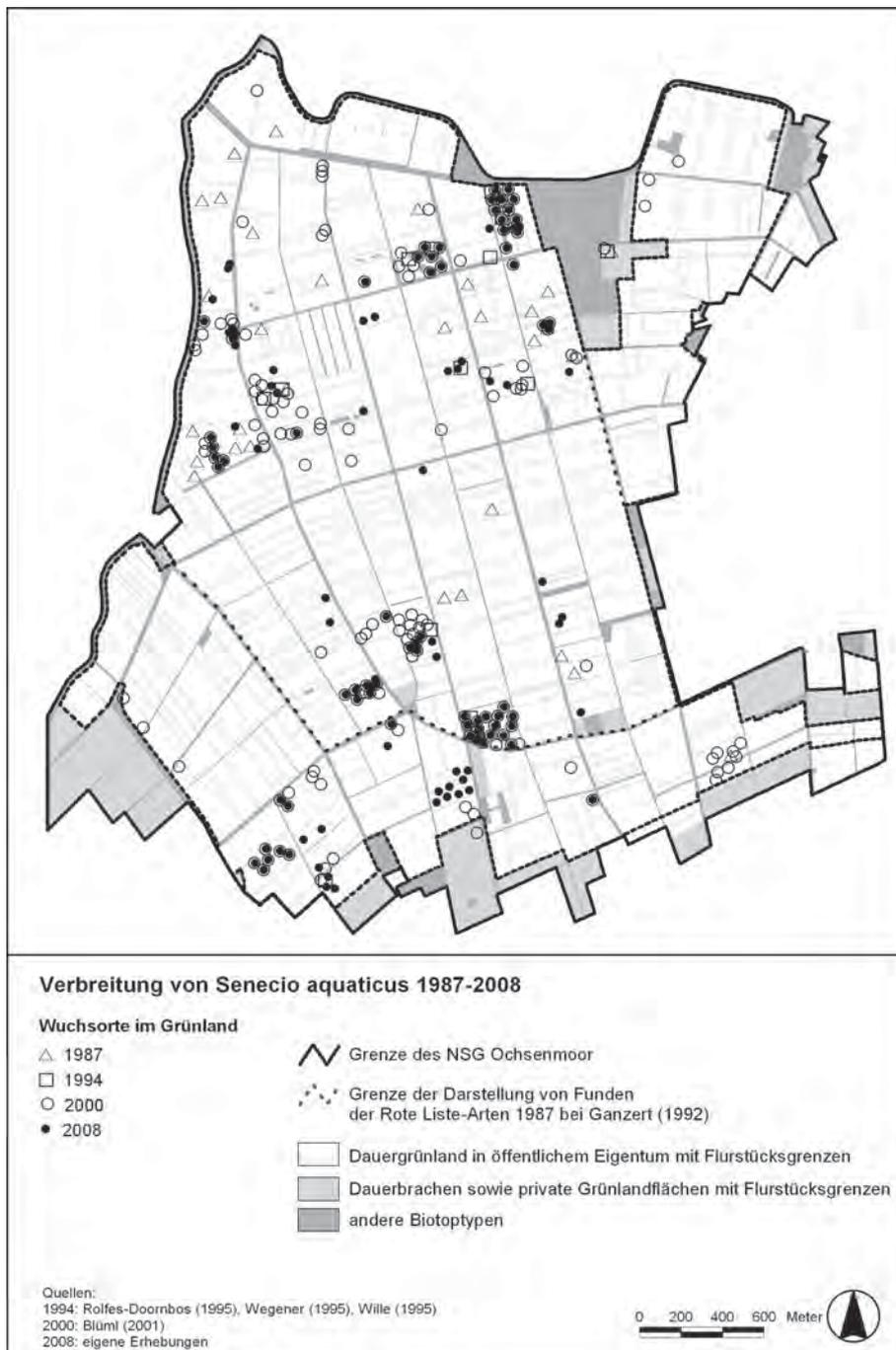


Abb. 49: Verbreitung von *Senecio aquaticus* (Wasser-Greiskraut) 1987-2008

1980er Jahren und 2004 größtenteils; einzelne Vorkommen haben sich seitdem aber neu etabliert.

Eine geringe Wechselfeuchte, eine langjährige Extensivierung sowie tendenziell eine späte Schnittnutzung wirken sich positiv auf die Vorkommenswahrscheinlichkeit aus. Nur drei Wuchsorte befanden sich 2008 auf Grünland, das nicht einer durchgehend späten Mahd unterlag.

Im Gegensatz zu *Lathyrus palustris* (s.o.) ist diese Stromtalpflanze regional noch relativ weit verbreitet (vgl. GARVE 2007). Eine Neuetablierung nach Wiedervernässung und zeitweiligem Überstau beobachtete auch HELLBERG (1995), obwohl eine Ausbreitung durch Überflutung in anderen Studien ausblieb (vgl. BISCHOFF 2002) und die Fähigkeit zur Ausbreitung insgesamt als eher gering anzusehen ist (ROSENTHAL 2006). Im Ochsenmoor tritt *T. flavum* aber aktuell auch in den südwestlichen Randbereichen auf, wo eine hydrochore Ausbreitung unwahrscheinlich ist. Da im Umfeld mehrerer neuer Wuchsorte im Grünland keine Vorkommen an Gräben gefunden wurden (vgl. Abb. 50), kommen nur andere Mechanismen einer Fernausbreitung zur Erklärung in Betracht. Allerdings wird die Persistenz der Samenbank auch bei dieser Art unterschiedlich eingeschätzt (vgl. MCDONALD et al. 1996, THOMPSON et al. 1997, JENSEN 1998 & 2004).

T. flavum wird häufig als Verbrachungszeiger gewertet und eine geringe Mahdverträglichkeit zugesprochen (z.B. BRIEMLE & ELLENBERG 1994, ROSENTHAL 2000), zeigt im Ochsenmoor jedoch eine erstaunlich gute Nutzungsverträglichkeit mit einer zu erwartenden, angedeutet positiven Beziehung zur späten Mahdnutzung. Dabei handelt es sich konkret allerdings in mehreren Fällen auch um Flächen, die regelmäßig bereits um Mitte/Ende Juni gemäht werden und lange Nachbeweidungsphasen aufweisen.

10.4 Generelle Entwicklung des Artenkollektivs Rote-Liste- und Zeigerarten

Vorkommen im Grünland

Allein die Tatsache, dass im Grünland des Ochsenmoores nahezu alle seit 1987 nachgewiesenen Arten wieder zunehmen sowie weitere zwischenzeitlich verschwundene Arten wieder auftreten, die in wenigstens einer der zwischenzeitlich gültigen Roten Listen einschließlich Anhang/Vorwarnliste geführt wurden, belegt eine positive

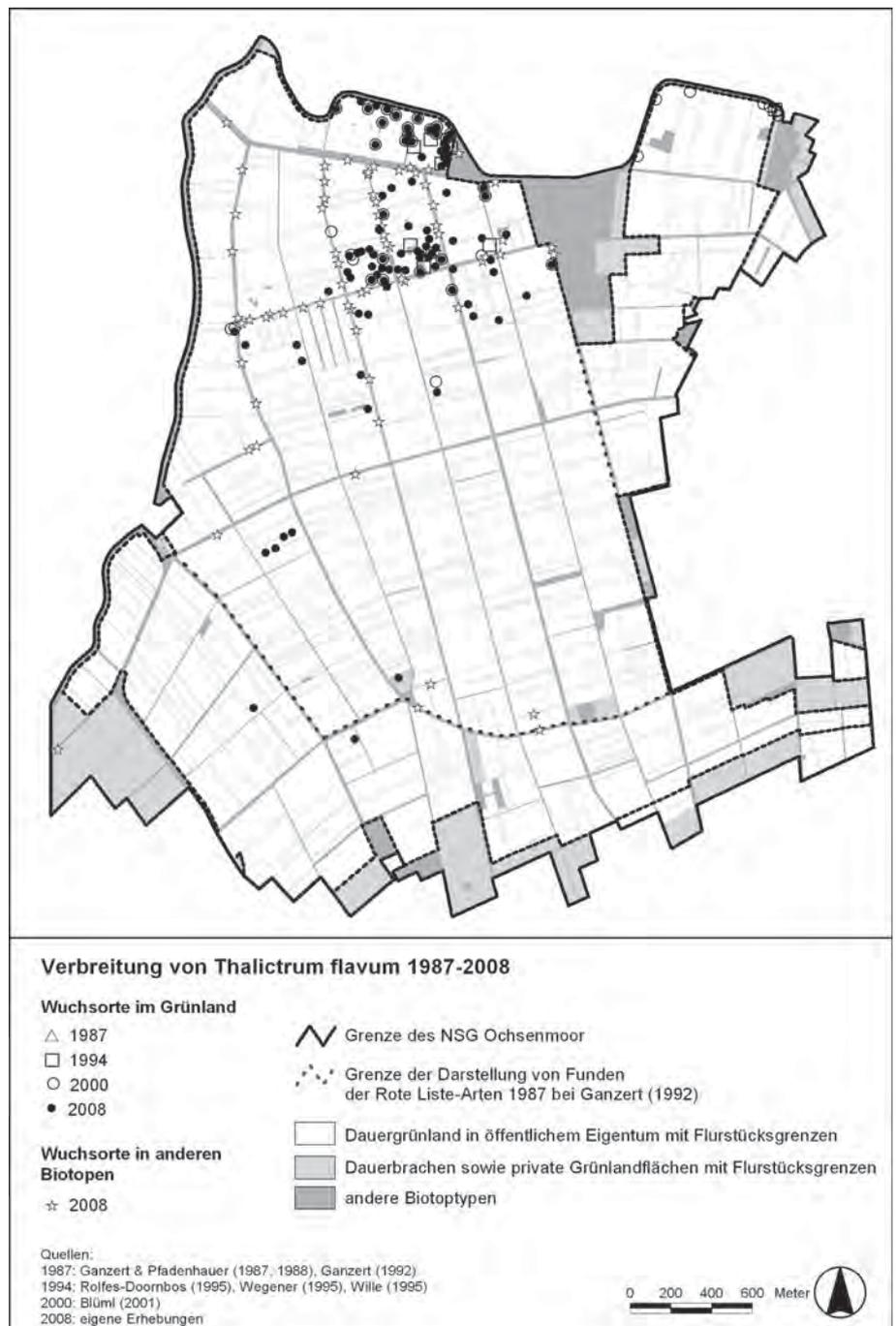


Abb. 50: Verbreitung von *Thalictrum flavum* (Gelbe Wiesenraute) 1987-2008

Bilanz der Entwicklungen aus Sicht des Naturschutzes. Viele dieser Arten sind in den letzten Jahrzehnten im Grünland der Region und darüber hinaus stark zurückgegangen bzw. sogar weitgehend verschwunden (vgl. VERBÜCHELN 1992, GARVE 1994, WEBER 1995, FEDER 2003). Die flächendeckend erfassten Rote-Liste- wie auch die weiteren Zeigerarten hatten – mit Ausnahme von *Peucedanum palustre* und *Ranunculus auricomus* und einzelner dort nicht vorhandener Arten – z.B. auch im Bereich (ehemaliger) Wassergreiskrautwiesen im mittleren Ostetal zwischen 1964 und 1993 mehr oder weniger stark abgenommen oder sind ganz verschwunden (FRESE & MÜLLER 1996). Auch dies belegt ihre Eignung als Indikatoren für eine Rückentwicklung in Richtung solcher Feuchtwiesengesellschaften.

Eine kurzfristige Rekolonisation ist allgemein nur für solche Arten zu erwarten, die noch weit verbreitet sind

und in Refugialhabitaten überdauern konnten (ROSENTHAL 2003). Dies betrifft im Ochsenmoor insbesondere *Agrostis canina*, *Anthoxanthum odoratum*, *Caltha palustris*, *Carex nigra*, *C. vesicaria* und *Senecio aquaticus*, die starke Ausbreitungen bereits im Zeitraum 1994-2000 zeigten.

Besonders herauszustellen, im Einzelfall aber kaum schlüssig ursächlich nachzuvollziehen (s.o.), ist daher das Wiederauftreten einzelner Arten, die an den heutigen Wuchsorten sicherlich und in der gesamten Dümmerndeckung über längere Zeit verschollen waren (Ochsenmoor: *Bromus racemosus*, *Dactylorhiza incarnata*; Westseite: *D. majalis* / Breitblättriges Knabenkraut). Generell gelten die Wiederetablierungsraten gefährdeter Arten bzw. Zielarten als niedrig, was insbesondere für solche mit hoher Empfindlichkeit gegen Umweltveränderungen und Nutzungseinflüsse gilt, wie es die genannten Arten zweifellos sind. Diese sind oftmals zu selten, um sich wieder ausbreiten zu können, selbst wenn adäquate Habitatbedingungen wiederhergestellt wurden (z.B. HELLBERG & KUNDEL 1995, GIGON et al. 1998, ROSENTHAL 2003). Im Sinne des Naturschutzes ist ihr Wiederauftreten demnach ein starker Anzeiger für den Regenerationserfolg (ROSENTHAL 2003).

Eine Reihe heute z.T. hochgradig gefährdeter Arten, die im Ochsenmoor 1947/48 vorkamen (vgl. KRAUSE & PREISING 1952), sind bislang nicht wieder aufgetreten. Besonders deutlich werden die Verluste an den Pfeifengraswiesen und Borstgrasrasen, die auf Gesellschaftsebene gänzlich verschwunden sind und deren Kennarten heute ebenfalls weitestgehend fehlen. Das Auftreten einzelner für solche Pflanzengesellschaften typischer Arten, die auch in der weiteren Umgebung über längere Zeit nicht mehr nachgewiesen wurden, ist bei konsequenter Aushagerung aber durchaus möglich, wie das Beispiel des Auftretens von *Ophioglossum vulgatum* (Gewöhnliche Natternzunge) nach 16-jähriger Aushagerung einer Sumpfdotterblumenwiese im Münsterland zeigt (SCHWARTZE 2006). Aufgrund der aktuellen Standortbedingungen mit einer Aushagerung teils bis auf Magerrassenniveau erscheinen zumindest einzelne Rekolonisationen ähnlich wie bei *Bromus racemosus* und *Dactylorhiza* spp. durch Fernausbreitung grundsätzlich möglich.

Vorkommen außerhalb des Grünlandes

Im Gegensatz zu anderen Feuchtwiesenschutzgebieten konzentrieren sich im Ochsenmoor die gefährdeten Arten nicht auf Sonderstandorte, Saumstrukturen oder z.B. neu angelegte Kleingewässer (vgl. u.a. OCHSE & MICHELS 1999). Die Bedeutung von Refugiallebensräumen für die Wiederbesiedlung des Feuchtgrünlandes wird jedoch u.a. für *Caltha palustris*, *Rhinanthus angustifolius* und *Thalicttrum flavum* deutlich. Weitere Arten wie z.B. *Menyanthes trifoliata* könnten sich künftig aus Randstrukturen, in denen sie noch Restvorkommen aufweisen, ebenfalls wieder in das Grünland ausbreiten. Unabhängig davon besitzen insbesondere die Kleingewässer und Gräben eine Bedeutung für den Schutz typischer Makrophyten (*Potamogeton* spp., *Utricularia australis*; s. auch HOPPE 1996, WAGERINGEL 1996). Dies gilt insbesondere für die landesweit vom Aussterben bedrohte Art *Apium repens*, die im Ochsenmoor am Ufer eines nach Naturschutz Gesichtspunkten gestalteten Gewässers wächst und für deren globalen Erhalt Niedersachsen eine besonders große Verantwortung trägt (vgl. GARVE 2004).

10.5 „Problemarten“ für die Grünlandbewirtschaftung

10.5.1 *Deschampsia cespitosa* – Rasen-Schmiele

D. cespitosa neigt im Ochsenmoor auf großen Flächen zur Faziesbildung. Die entsprechenden Flächen konzentrieren sich dabei in den südwestlichen Gebietsteilen mit stark degenerierten Torfen (Dielinger und Stemshorner Westerbruch) und in den Bereichen entlang der Hunte (Abb. 26). Auffallend selten haben sich Dominanzbestände in der „Kernfläche“, die 1947/48 mit Pflanzengesellschaften nährstoffarmer Standorte bedeckt war, ausgebildet. Die mit Rasenschmielen-Fazies bedeckte Gesamtfläche im Vergleichsgebiet (ca. 845,4 ha) stieg von 54,0 ha (1987) über 154,5 ha (1994) auf 244,2 ha (2000), ging danach aber bis 2008 wieder auf 131,4 ha zurück. Bereits vor 2000 verschwanden Faziesbildungen weitgehend aus den besonders stark vernässten und lange überstauten Bereichen, bis 2008 vor allem aus weiteren Flächen in der Kernzone.

Das Vorkommen der Fazies lässt sich mit Umweltfaktoren in Beziehung setzen: 2008 bestand eine negative Beziehung zur mittleren Stickstoffzahl bei einer als Optimumkurve ausgebildeten Beziehung zur mittleren Feuchtezahl. Zum Anteil der Wechselfeuchte- und Überflutungszeiger bestand eine positive Beziehung. Zudem zeigte sich ein negativer Einfluss der Weidenutzung.

Zwischen dem Auftreten der Rasenschmielen-Fazies und der Stärke der pedogenen Veränderungen der Torfe und Schädigung der Mudden sind allerdings keine generellen Zusammenhänge ersichtlich: Faziesbildungen wurden auf vermulmten Torfen ebenso wie auf nur schwach vererdeten Torfen erfasst.

Die starke Zunahme von *D. cespitosa* ist ein häufiges Phänomen während der Aushagerungsphase, das oft schon wenige Jahre nach Beginn der Extensivierung auftritt (z.B. POSCHLOD & SCHUMACHER 1998, ROSENTHAL 2000, VIERHUFF 2002). Wie bei *Juncus effusus* (Flutter-Binse) ist Beweidung förderlich für die Art (z.B. ROSENTHAL 1992b, WACHLIN et al. 2003). Die für die Verbreitung der *Deschampsia*-Fazies 2008 im Ochsenmoor nachgewiesene negative Beziehung zur Weidenutzung erscheint daher widersprüchlich. Dies dürfte aber in erster Linie auf einer bewussten Steuerung der Nutzung beruhen, d.h. es wird versucht, solche Flächen zur Rückdrängung von *Deschampsia cespitosa* auf primäre Schnittnutzung umzustellen. Wechselfeuchte, späte Mahd und Nulldüngung können die Zunahme der Art ebenfalls begünstigen (vgl. z.B. BÖTTCHER & SCHLÜTER 1989, HELLBERG 1995).

Andererseits können Dominanzbestände von *D. cespitosa* auch durch die Einführung winterlicher Überstauungen aus Weidegesellschaften hervorgehen (HELLBERG & KUNDEL 1995). *D. cespitosa* wird auch durch etwa 90-130 Tage im Jahr anhaltende Überflutungen gefördert, erst noch längere Überflutung kann die Art nicht tolerieren (HELLBERG 1995, KUNDEL 1998, HANDKE et al. 1999). Zu erkennen ist dies am Verschwinden aus den nassesten Bereichen des Ochsenmoores. Das Vorherrschen kürzer überfluteter Standorte dürfte die 2008 hier noch linear positive Beziehung zum Anteil der Überflutungszeiger erklären.

Einmal etablierte Dominanzbestände sind ansonsten gegenüber verschiedenen Bewirtschaftungsversuchen

sehr widerstandsfähig (HELLBERG 1995, KLAPP & OPITZ VON BOBERFELD 2006). Erst eine vierschürige Mahd ab Mai kann deutliche Rückgänge bewirken (ROSENTHAL 1992a). Daher ist das neuerliche Verschwinden von Faziesbildungen auch außerhalb der sehr lange überstauten Bereiche des Ochsenmoores bemerkenswert, zumal zunehmend späte Mahd und weiter fortschreitende Aushagerung die Art hier eher zusätzlich begünstigen müssten. Vermutlich ist ein tiefer Schnitt der Wiesen, wie im Ochsenmoor mit modernen Mähmaschinen großflächig praktiziert, daher eine Ursache für den Rückgang. HELLBERG (1995) vermutet schon bei einschüriger tiefer Mahd eine deutliche Schwächung durch Abtrennung eines Großteils der oberirdischen Biomasse und damit der im Sprosssystem gespeicherten Ressourcen.

Nicht abschließend klären lässt sich darüber hinaus, welche standörtlichen Faktoren dafür verantwortlich sind, dass die Faziesbildung in der „Kernfläche“ von 1947/48 in allen Kartierungen nur vergleichsweise kleinflächig, dafür in den huntenahen Flächen in besonders hohen Anteilen aufgetreten ist.

Ganz offensichtlich keinen Einfluss haben hingegen die Torfmächtigkeiten und die pedogenen Veränderungen. Somit kann die Rasenschmielen-Fazies nicht als ein generelles Problem vorwiegend auf irreversibel geschädigten Niedermoorstandorten gewertet werden, sondern wird offenkundig durch bestimmte Standorteigenschaften, Bewirtschaftungsweisen sowie Überstaudauern stark begünstigt bzw. minimiert.

10.5.2 *Juncus effusus* – Flatter-Binse

Flatterbinsenreiche Grünländer haben sich im Ochsenmoor zwischen 2000 und 2008 leicht ausgeweitet: Während im Jahr 2000 Dominanzbestände (>10.000 Horste/ha) nur auf 0,74 ha ausgebildet waren, waren es 2008 schon 7,07 ha. Dagegen traten Wuchsdichten zwischen 100 und 10.000 Horsten/ha in ähnlichem Umfang auf, Dichten von 51-100 Horsten/ha allerdings 2008 auf fast viermal so großer Fläche wie 2000. Insgesamt hat *J. effusus* im Vergleich der Wuchsdichten aller 2000 und 2008 besiedelten Parzellen bzw. -teile hoch signifikant zugenommen (Wilcoxon-Test, $p < 0,01$, $n = 342$).

Flatterbinsen-Dominanzbestände treten somit im Ochsenmoor zwar in zunehmendem, insgesamt aber noch relativ geringem Umfang auf. Eine ausgesprochene Flatterbinsen-Problematik, wie sie vielfach im Zuge von Wiedervernässung und Extensivnutzung auftritt (z.B. SCHWARTZE 1994, ROSENTHAL 2000), besteht bislang nicht, was u.a. mit der Umstellung von Weide- auf Schnittnutzung und den Pflegeschnitten auf Weiden bzw. gezielter Nachmahd von binsenbestandenen Bereichen in Mähwiesen zusammenhängen dürfte.

11 Fazit und Ausblick

Die Erfolgchancen einer Regeneration bzw. Restitution artenreicherer Grünländer gelten aktuell insgesamt stärker limitiert als ehemals angenommen. Gründe hierfür werden sowohl in abiotischen Faktoren wie Eutrophierung und Versauerung als auch in biotischen Faktoren, insbesondere einem Mangel an Diasporen in der Samenbank und limitierten Ausbreitungschancen in verinselten

Landschaften gesehen (BAKKER & BERENDSE 1999). Wenn es auch nicht gelingen kann, frühere Standortbedingungen nach irreversiblen Veränderungen vollständig zu rekonstruieren und die ehemals breitere Differenzierung von Standorttypen wiederherzustellen, so zeigen die eigenen Ergebnisse doch, dass sich historische Vegetationstypen teilweise wiederherstellen lassen.

Historische Standortunterschiede, wie sie aus alten Vegetationskarten abzuleiten sind, die die Situation vor der Durchführung tiefgreifender Meliorationsmaßnahmen und Phasen der intensiven landwirtschaftlichen Nutzung zeigen, sind trotz dieser Eingriffe heute noch durch standörtliche Untersuchungen abbildbar. Deren Einfluss auf die Rückentwicklung von Vegetationstypen hat sich dennoch als eher gering erwiesen. Auf die Verbreitung einzelner Arten bestehen hingegen offenkundig noch sehr deutliche Einflüsse historischer Standortunterschiede, wie insbesondere das Beispiel von *Carex rostrata* (Schnabel-Segge) zeigt, die sich heute praktisch nur im Bereich ehemaliger mesotropher Niedermoorgrünland-Gesellschaften findet.

Dem Schutz noch vorhandener, artenreicher Restflächen wird vielfach eine wesentlich größere Bedeutung beigemessen als dem Versuch einer Regeneration aus artenarmen Grünlandbeständen (z.B. HELLBERG et al. 2003, ROSENTHAL 2006). Ziel des Naturschutzes sollte es neben dem vorrangigen Erhalt noch vorhandener artenreicher Restflächen sein, diese Habitatfragmente zu vernetzen und damit die Ausbreitung früher weiter verbreiteter Arten und Gesellschaften zu fördern (JEFFERSON & GRICE 1998, ROSENTHAL 2006).

Hierzu sind großräumige Schutzgebiete wie das Ochsenmoor besonders geeignet, wenn wie dort zu Beginn der Naturschutzmaßnahmen noch Restflächen sowie vom Arteninventar mit dem ehemaligen Extensivgrünland vergleichbare Saumstrukturen vorhanden sind. Diese können als Spenderflächen offenkundig für die Ausbreitung von Zielarten aus rezenten Vorkommen bzw. weniger stark durch zwischenzeitliche Intensivnutzung verarmter Diasporenbanken fungieren. Die in dieser Arbeit dokumentierten Rekolonisationen zeigen trotz zahlreicher Einschränkungen eine Entwicklung, die aus Sicht des Naturschutzes ausgesprochen positiv verlaufen ist und die allgemein prognostizierten Regenerationsaussichten großenteils übertroffen hat. Dies gilt insbesondere für die Wiederausbreitung heute z.T. hochgradig gefährdeter Arten, die im Gebiet weitgehend oder höchstwahrscheinlich zwischenzeitlich völlig verschwunden waren.

Auf Ebene der Pflanzengesellschaften zeigt sich eine Regeneration von Hundsstraußgraswiesen als einem Zieltyp der Vegetation in erheblichem Umfang, während Sumpfdotterblumenwiesen (*Calthion*) in der Flächenbilanz seit dem großflächigen Beginn der Naturschutzmaßnahmen insgesamt keine positive Bilanz aufweisen. Tatsächlich regenerierten sich Sumpfdotterblumenwiesen verschiedentlich aus anderen Gesellschaften, jedoch wird dies durch Sukzessionen bestehender Sumpfdotterblumenwiesen zu anderen Pflanzengesellschaften nicht in der Flächenbilanz, sondern nur in flächenscharf vergleichenden Auswertungen deutlich. Die grundlegende Chance, dass sich *Calthion*-Gesellschaften u.a. aus Flutrasen sowie Weide- bzw. Feuchtwiesen-Rumpfgesellschaften teilweise regenerieren lassen, konnte jedoch in jeweils mehreren Fällen belegt werden. Gleiches gilt für Schlankseggenriede. Sowohl das auf eine sommerliche

Befahrbarkeit zur Bewirtschaftung ausgerichtete Wasserstandsmanagement wie auch bodenphysikalische Veränderungen der Torfe und die daraus resultierende Wechsel-feuchte begünstigen jedoch auf großer Fläche weiterhin Flutrasen als derzeit vorherrschenden Vegetationstyp.

Die Analysen auf Artebene sowie das Kriterium des Artenreichtums erwiesen sich insgesamt als die wichtigsten Indikatoren für die Beschreibung eingetretener Entwicklungen und einer Abschätzung der weiteren Regenerationsperspektiven. Sowohl das Auftreten von Rote-Liste- und Zeigerarten wie auch der Artenreichtum insgesamt zeigen deutlich positive, lineare Beziehungen zur Extensivierungsdauer. Deshalb ist davon auszugehen, dass sich die Ausbreitung der überwiegenden Zahl dieser als Zielarten des Naturschutzes anzusehenden Spezies noch fortsetzen wird. Dies unterstreicht die besondere Bedeutung langfristiger, konsequent umgesetzter Managementmaßnahmen.

In den verschiedenen Aushagerungsstadien nach Beginn der Naturschutzmaßnahmen ist dabei eine Abfolge verschiedener Entwicklungen zu erkennen: Zunächst nehmen einzelne noch in Restpopulationen vorhandene Kennarten nährstoffreicher Nasswiesen und eher unspezifische Magerkeitszeiger zu und breiten sich aus. Mit fortschreitender Aushagerung setzt eine allmähliche Rekolonisation durch typische Arten der Kleinseggen Sümpfe sowie im Gebiet zuvor weitgehend oder völlig fehlender, z.T. hochseltener Arten ein. Gerade die Vorkommen der Arten nährstoffarmer Niedermoore und Übergangsmoore stellen eine Qualität dar, die im Grünland nur noch stellenweise besteht, im Dümmergrünland zwischenzeitlich nahezu verloren gegangen war und als schwer wiederherzustellen gilt (vgl. z.B. ZACHARIAS 1999).

Dennoch zeigen auch eher unspezifische Magerkeitszeiger wie *Agrostis canina* (Hunds-Straußgras) und *Anthoxanthum odoratum* (Gewöhnliches Ruchgras) ebenso wie *Caltha palustris* weiterhin größere, vielfach scharf an (früheren) Parzellengrenzen verlaufende Verbreitungslücken. Die offenkundig aufgrund früherer Nutzung bestehenden Standortunterschiede konnten dabei mit den angewendeten bodenkundlichen Untersuchungsmethoden nicht abschließend herausgearbeitet werden.

Eine Rückdrängung der Arten nährstoffreicherer Feuchtgrünländer, die sich zuvor ausbreiten konnten, deutet sich nur für einzelne, vor allem für leicht gedüngte Feuchtwiesen typische Arten an, insbesondere für *Senecio aquaticus* (Wasser-Greiskraut) (s.u.). Generell kann aber bisher nicht davon gesprochen werden, dass verschiedene Zielarten einander zeitlich ablösen, sondern dass gefährdete und für Feuchtwiesengesellschaften typische Arten insgesamt zunehmen.

Welche Faktoren die Rekolonisation durch sehr stark zurückgegangene bzw. in einigen Fällen sehr wahrscheinlich sogar über mehrere Jahrzehnte aus dem Untersuchungsgebiet und seiner näheren Umgebung gänzlich verschwundene Arten (u.a. *Bromus racemosus* / Traubige Trespe, *Dactylorhiza incarnata* / Fleischfarbenes Knabenkraut) ermöglicht haben, konnte im Einzelfall nicht ermittelt werden. Nach bisherigem Wissensstand ist eine Regeneration aus der Diasporenbank sowohl wegen fehlender langfristiger Beständigkeit (Persistenz) der Samen der betreffenden Arten als auch aufgrund der Dauer und Art der Intensivnutzungsphase unwahrscheinlich. Häufig als überschätzt geltende Prozesse der Fernausbreitung haben daher offenkundig zumindest im Einzelfall eine

größere Bedeutung als angenommen. Selbst wenn man den unwahrscheinlichen Fall, dass einzelne Restbestände z.B. in Saumstrukturen über Jahrzehnte erhalten blieben, zugrunde legt, müssen z.B. bei *Bromus racemosus* auch innerhalb des Ochsenmoores Mechanismen der Fernausbreitung gewirkt haben.

Für die in Restbeständen durchgehend im Gebiet verbliebenen Arten liegt einerseits die Bedeutung der Überflutung als Voraussetzung zur Ausbreitung durch Wasser auf der Hand, insbesondere bei *Caltha palustris*. Andererseits konnten Neuetablierungen z.B. von *Thalictrum flavum* (Gelbe Wiesenraute) auch außerhalb der Überflutungsbereiche und fernab von Vorkommen in Saumstrukturen belegt werden. Als in einigen Fällen begünstigende Faktoren sind u.a. Ausbreitungen durch auf verschiedenen Flächen eingesetzte Landmaschinen, Weidewieh sowie Rastvögel zu vermuten (vgl. auch BONN & POSCHLOD 1998).

Zusammenfassend ist herauszustellen, dass das Wiederauftreten einer Reihe von Arten im Dümmergrünland sowie Fernausbreitungen innerhalb des Ochsenmoores in einem Umfang stattfanden, die nach dem Kenntnisstand aus anderen Untersuchungen nicht zu erwarten waren. Die eigenen Untersuchungen haben gezeigt, dass über eine längere Zeitspanne solche Entwicklungen jedoch eintreten können und bei Einstellung entsprechender Bedingungen somit grundsätzlich möglich sind. Dies gilt sowohl für solche Arten, die sich aus Spenderflächen und Saumstrukturen innerhalb des Gebietes über große Distanzen wieder ausbreiten konnten, als auch für eine Reihe von Arten, die über längere Zeit großräumig nicht mehr nachgewiesen worden waren.

Die Wiederherstellung der für Zielarten geeigneten abiotischen Bedingungen ist daher zwar nicht als Garantie für eine Rekolonisation anzusehen. Die großflächige Restitution feuchter bis nasser, unterschiedlich stark ausgehagerter Grünländer schafft jedoch mittel- bis langfristig offenbar grundsätzlich gewisse Möglichkeiten zu einer Wiederausbreitung zumindest einzelner Arten, wenn auch diese bislang nur an wenigen Wuchsorten auftreten und damit um ein Vielfaches seltener sind als es die z.T. hohen Stetigkeiten bei KRAUSE & PREISING (1952) auf der Basis von Vegetationsaufnahmen vor ca. 60 Jahren erahnen lassen.

Gefährdete Zielarten wurden lediglich auf einzelnen besonders stark vernässten und ausgesprochen lang anhaltend überstauten Flächen im Ochsenmoor zurückgedrängt. Direkt betroffen ist vor allem *Senecio aquaticus*; für weitere Arten wie *Rhinanthus angustifolius* (Großblütiger Klappertopf) ist aufgrund der bekannten Restriktionen in der Überstauungstoleranz davon auszugehen, dass sie in ihrer Ausbreitung gehemmt werden. Für den Großteil der Zielarten ist eine zu lange und/oder zu hohe Wasserhaltung als Rückgangsursache bzw. die Rekolonisation nicht zu vermuten. Insbesondere zeigt auch *Caltha palustris* keine einheitlich negative Reaktion auf sehr lange Überstauung.

Das räumliche Nebeneinander verschiedener Überstauungsintensitäten konnte eine großflächige Rückdrängung nicht entsprechend überstauungsresistenter Arten vermeiden. Erwartungsgemäß gingen jedoch die Sumpfdotterblumenwiesen in besonders lang überstauten Bereichen zugunsten von Schlangseggenrieden und nassen Flutrasenvarianten zurück. Der Vergleich mittels Ökogrammen macht zudem deutlich, dass die

Sumpfdotterblumenwiesen im Gegensatz zu anderen Gesellschaften aktuell bereits stärker von Nässezeigern geprägt sind als vor der Melioration (BLÜML 2011).

Dagegen ist die Stagnation bzw. neuerdings wieder rückläufige Tendenz der Bestände von *Oenanthe fistulosa* (Röhriger Wasserfenchel) und *Senecio aquaticus* als Arten nährstoffreicherer Feuchtgrünländer mit der fortgeschrittenen Aushagerung einiger Flächen in Verbindung zu bringen. Insgesamt wird deutlich, dass die Aushagerung bis auf Magerrasenniveau zumindest für einen Teil der Flächen in einem Zeitraum von ca. 15-20 Jahren möglich ist. Nährstoffreichere Feuchtwiesengesellschaften gehen hierbei fließend in Hundsräusgraswiesen und Wiesenseggenriede über.

Bislang weniger gut aus den entstandenen Gesellschaften, aber aus aktuellen standörtlichen Parametern wie auch aus dem Verbreitungsmuster einzelner Arten (insbesondere *Carex rostrata*), wird der Einfluss historischer Standortunterschiede deutlich: Ursprünglich mesotrophe Nieder- bis Übergangsmoorstandorte unterscheiden sich trotz zwischenzeitlich tiefgreifender Melioration noch Jahrzehnte später deutlich von damaligen Standorten reicherer Feuchtwiesen nicht nur durch höhere Gehalte an organischer Substanz und weitere C/N-Verhältnisse, sondern auch durch höhere (!) pH-Werte und Nährstoffgehalte. Diese Unterschiede werden dagegen weder in der Profilansprache und dem Grad der pedogenen Veränderung der Torfe, noch in der Vegetation auf Gesellschaftsebene deutlich, differenzieren jedoch zumindest für einzelne Arten heute offenkundig entscheidende Standortbedingungen. Daraus wird der Wert alter Vegetationskarten sehr deutlich, die einen noch nicht von intensiver Nutzung und tiefgreifender Melioration überprägten Zustand und somit teilweise auch das heutige Entwicklungspotenzial abbilden.

Insgesamt nur geringe Einflüsse auf die Entwicklung von Flora und Vegetation konnten hingegen dem Nutzungsregime zugewiesen werden. Dieses erwies sich im Untersuchungsgebiet als relativ flexibel und war nicht klar nach bestimmten Nutzungsarten und -terminen zu klassifizieren. Hiermit konnte aber beispielhaft die Wirkung mosaikartig wechselnder und nicht starr festgelegter Nutzungsregime auf Flora und Vegetation gezeigt werden, wie sie für viele nach Naturschutz- und speziell vorrangig nach Vogelschutzgesichtspunkten bewirtschaftete Grünlandgebiete typisch ist. Auf einem Großteil der Flächen wirken mit einer Kombination aus Mahd und Beweidung zwei Stress- und Selektionsfaktoren auf die Vegetation ein. Zudem erfolgt die Nutzung gemessen am mittlerweile erreichten Aushagerungsniveau vieler Flächen oftmals relativ früh und mit überwiegend höherer Intensität als für entsprechende Vegetationstypen allgemein empfohlen.

Die insgesamt festgestellte, langfristige Zunahme der Artenzahlen unter dieser Nutzung und die deutliche Ausbreitung nahezu aller gefährdeter (Ziel-)Arten und Zeigerarten lässt jedoch nicht auf generell negative Einflüsse dieser Nutzungsformen einschließlich der flexibel



Abb. 51: In den periodisch überstauten Bereichen ist eine deutlich verzögerte Vegetationsentwicklung zu erkennen. (Foto: V. Blüml)

gesteuerten, teils vor den sonst üblichen Fixterminen erfolgenden Mahd auf Flora und Vegetation schließen, sondern macht eher positive Effekte deutlich. Beispielhaft hierfür steht die Ausbreitung von Arten wie *Thalictrum flavum*, die zwar erwartungsgemäß von später Schnittnutzung profitiert, sich aber ebenfalls auf mehreren Parzellen mit Mähweidenutzung ab Mitte Juni etablieren konnte.

Insgesamt zeigt sich somit, dass ein Mosaik verschiedener Nutzungstypen in einem großflächigen Schutzgebiet offenkundig dazu geeignet ist, Etablierungsmöglichkeiten für eine große Zahl von Zielarten zu schaffen. Die Zulassung einer Nutzung vor festgesetzten Fixterminen (hier 01. Juli) in einzelnen Jahren erscheint dabei ebenso wenig problematisch wie eine zusätzliche (Nach-)Beweidung von Mähwiesen. Zudem zeigen die ausgewerteten Nutzungsdaten, dass neben Restriktionen aus Vogelschutzsicht auch aufgrund der starken Aushagerungserfolge in Verbindung mit nässebedingter Verzögerung des Vegetationswachstums sowie teils auch der Flächenbefahrbarkeit sich die ersten Schnitttermine nach hinten verschieben. Umgekehrt zeigt sich in der Betrachtung über die vergangenen 15 Jahre auch, dass an den konkreten Schutzerfordernissen orientierte, jährlich individuell neu festgelegte Nutzungsrestriktionen aus Vogelschutzsicht auf mittel- bis längerfristige Sicht eine Aushagerung nicht entscheidend behindern können.

Hinsichtlich der „Problemarten“ für die Grünlandbewirtschaftung erwies sich die starke Ausbreitung von Röhrichtern aus *Phalaris arundinacea* (Rohr-Glanzgras) und in geringerem Maße auch *Glyceria maxima* (Wasserschwaden) als nur vorübergehendes Phänomen, das durch die Aushagerung und konsequente Nutzung mittelfristig wieder entscheidend an Bedeutung verlor. Dagegen konnte eine Unterdrückung von Dominanzbeständen von *Deschampsia cespitosa* (Rasen-Schmiele) erwartungsgemäß nur unter sehr starker Vernässung und Überstauung erreicht werden, die auch einzelne Zielarten zu verdrängen vermag (s.o.). Die starke Zunahme der Dominanzbestände in den ersten ca. 5-10 Jahren der Aushagerung hat sich jedoch auch außerhalb der besonders lange überstauten Flächen nicht weiter fortgesetzt bzw. in einigen Fällen wieder umgekehrt.

Bei *Juncus effusus* (Flutter-Binse) werden hingegen mittel- bis längerfristige Zunahmen deutlich. Die aus anderen Gebieten beschriebene „Flutterbinsen-Problematik“ ist im Ochsenmoor bislang jedoch weniger relevant, wohl

bedingt durch die in den nassen Bereichen überwiegend mahdgeprägte Nutzung und gezielte Pflegemaßnahmen (s. Kap. 10.5.2). Eine weitere Ausbreitung deutet sich zwar an, die Zunahme in der westlichen Dümmerniederung ist jedoch bei vergleichbarem Management auf zumeist noch stärker veränderten Torfen insgesamt stärker. Für die Giftpflanze *Equisetum palustre* (Sumpf-Schachtelhalm) konnte hingegen gezeigt werden, dass sie sich nach vegetativer Etablierung praktisch über die gesamte Bandbreite der Vegetations- und Nutzungstypen des Feuchtgrünlandes auszubreiten vermag und vermutlich dauerhaft toleriert werden muss (BLÜML 2011). Sie ist zwar als ein für Feuchtwiesen traditionell typisches Florenelement zu werten und somit Bestandteil entsprechender Grünlandtypen, bereitet jedoch bei der Heuverwertung zunehmende Probleme.

Bereits zum Zeitpunkt der Voruntersuchungen zu den damals erst beginnenden Naturschutzmaßnahmen war deutlich geworden, dass das Ochsenmoor trotz einer etwa 30-jährigen Intensivnutzungsphase in abiotischer wie biotischer Hinsicht deutlich geringer geschädigt war bzw. zumindest größere und besser erhaltene Relikte der Feuchtgrünländer aufwies als die übrigen Bereiche der Dümmer-niederung (vgl. GANZERT & PFADENHAUER 1988, GANZERT 1992, BLANKENBURG 1995). Dies bestätigen aktuell auch die eigenen bodenkundlichen Aufnahmen. Somit kann an dieser Stelle nicht abschließend geklärt werden, in welchem Maße die hier gewonnenen Ergebnisse auf die westliche Dümmer-niederung sowie andere entsprechend stark geschädigte Niedermoor-Grünlandgebiete in Nordwestdeutschland übertragbar sind.

Die aktuellen Zustände und Entwicklungen von Flora und Vegetation zeigen jedoch, dass zumindest einige Zielarten des Naturschutzes vereinzelt auch die sehr stark geschädigten Standorte wiederbesiedeln. Unterschiede zwischen zeitweilig beackerten und durchgängig als Grünland genutzten (Teil-)Parzellen lassen sich an der mittleren Teichwiese auch nach über 30 Jahren noch veranschaulichen. Besonders artenreiche Vegetationsbestände finden sich nur auf den wenig vorgeschädigten Standorten. Ein generell negativer Einfluss einer Acker-zwischennutzung auf den heutigen Artenreichtum insgesamt konnte jedoch nicht nachgewiesen werden, weil eine langjährig sehr intensive Grünlandnutzung zu einer ähnlich starken Standortveränderung einschließlich der weitgehenden Vernichtung der Samenbank führen und den heutigen Artenreichtum damit ähnlich stark einschränken kann.

Entscheidend ist dagegen, dass maximal eine starke Vererdung, aber noch keine Vermulmung der oberen Torfschichten eingetreten ist. Dies spricht dafür, dass in Schutzkonzeptionen kurzfristig als Acker genutzte Standorte nach Rückumwandlung in Grünland ähnlich betrachtet werden können wie Dauergrünland mit Intensivnutzungsphasen. Starke, irreversible pedogene Veränderungen durch Acker- oder längerfristig besonders intensive Grünlandnutzung begrenzen den Artenreichtum dagegen langfristig. Zumindest eine grobe bodenkundliche Ansprache der oberen Torfschichten ist daher zur Beurteilung der Regenerationschancen wichtig.

Wenigstens vereinzelt siedeln sich hochgradig gefährdete (Ziel-)Arten wieder an, die sich entweder über große Distanzen ausbreiten konnten oder aber sich doch langfristiger als angenommen aus Diasporenbanken reaktivieren lassen. Die Rekolonisation und Ausbreitung von Kennarten des Feuchtgrünlandes und der Kleinseggenriede, die gleichzeitig als Zielarten des Naturschutzes gewertet werden, wird vermutlich noch längerfristig fortschreiten. Sowohl langfristige Vergleiche über 30 Jahre in den Teichwiesen als auch die belegte positive Beziehung zwischen Aushagerungsdauer und Artenreichtum unterstützen die Annahme, dass auch der aktuell dokumentierte Zustand nach durchschnittlich etwa 15 Jahren konsequenten Managements nur eine wiederholte Momentaufnahme der Regenerations- bzw. Restitutionsprozesse darstellt.

Wenn auch die für das Ochsenmoor bereits belegten sowie für die Zukunft prognostizierten Entwicklungen nicht in vollem Umfang auf andere Gebiete übertragbar sind, zeigt sich doch ein grundlegendes Regenerationspotenzial mäßig bis stark degradierten Feuchtgrünlandes auf Niedermoor auf mittel- bis langfristige Sicht. Das Ausbreitungspotenzial von (Ziel-)Arten aus Spenderflächen und Randstrukturen dürfte dabei in anderen Fällen noch höher einzuschätzen sein als im Dümmergrünland, wo Saumstrukturen durch die Eutrophierung zumeist auch stark beeinträchtigt waren (vgl. GANZERT & PFADENHAUER 1988) und andere, landwirtschaftlich nicht genutzte Biotopstrukturen die Ausnahme bildeten. Gerade in Bachtälern und anderen stärker strukturierten Landschaften sind Restbestände gefährdeter, auch für Feuchtwiesen typischer Arten häufig noch an Grabenrändern, Röhrichtern sowie in Bruch- und Auenwäldern zu finden, die räumlich eng mit (ehemaligem) Feuchtgrünland verzahnt sind (z. B. VORMANN et al. 1998, HUSICKA & VOGEL 1999, BLÜML et al. 2002, 2005).



Abb. 52 u. 53: Reste artenreicher Grünlandvegetation sowie Grabenrandstrukturen sind wesentliche Faktoren für die Regeneration von Feuchtgrünland. (Fotos: V. Blüml)

12 Zusammenfassung

Gezielte Maßnahmen zur Beschleunigung der Ansiedlung und Ausbreitung von Zielarten sind hierbei noch nicht berücksichtigt. Sie können grundsätzlich eine schnellere und eine ein breiteres Artenspektrum umfassende Rekolonisation begünstigen. Wenn ein Mangel an Spenderflächen besteht, sind unter Umständen das gezielte Einbringen von (Ziel-)Arten durch Aussaat bzw. Übertragung durch Mahdgut sinnvoll (vgl. z.B. PATZELT et al. 1997, PATZELT 1998, PATZELT & PFADENHAUER 1998, PFADENHAUER et al. 2001, HÖLZEL & OTTE 2003, HÖLZEL 2005, POSCHLOD & BIEWER 2005, DONATH et al. 2006 & 2007, KIEHL & WAGNER 2006, RASRAN et al. 2006, KLIMKOWSKA et al. 2007).

Die eigenen Ergebnisse aus der Dümmerniederung zeigen jedoch, dass in ein hinreichend großes und konsequent gemanagtes Gebiet wenigstens ein wesentlicher Teil der Zielarten mittel- bis langfristig auch ohne solche direkten Artenschutzmaßnahmen wieder einwandern und sich innerhalb des Schutzgebietes ausbreiten kann. Darunter sind auch einzelne hochgradig gefährdete, auch in der weiteren Umgebung ausgesprochen seltene Arten. Selbst für einzelne „Flaggschiffarten“ (vgl. SIMBERLOFF 1998) des Naturschutzes wie Orchideen (hier: *Dactylorhiza majalis*, *D. incarnata*) besteht offenkundig ein gewisses Potenzial zur eigenständigen Rekolonisation wiederhergestellter Standorte.

Als wesentliche Faktoren für die eingetretenen Regenerations- bzw. zumindest Restituterfolge dürften dabei im Ochsenmoor wirksam und somit die Schlüsselfaktoren für die belegten Naturschutzerfolge sein:

- eine zumindest für nordwestdeutsche Verhältnisse hohe Flächengröße des Schutzgebietes und insbesondere der komplett im öffentlichen Eigentum befindlichen Kernzone des Ochsenmoores, die eine konsequente Umsetzung der Naturschutzkonzepte erst ermöglichte
- die zumeist nur bis auf das Niveau starker Vererdung, aber nicht Vermulmung eingetretenen Veränderungen der Torfeigenschaften infolge der Melioration und intensiven Nutzung
- das Vorhandensein von Resten artenreicher Grünlandvegetation (Spenderflächen) sowie (Graben-)Rändern mit Restvorkommen entsprechender Arten;
- die konsequente Aushagerung des Gebietes z.T. bereits bis auf Magerrasenniveau auf einer ca. 9 km² großen, zusammenhängenden Fläche durch zumeist alljährliche, vielfach vorübergehend auch mehrschürige Mahd, teils gekoppelt mit (Nach-)Beweidung
- die großflächig konsequent umgesetzte und regelbare Wiedervernässung mit unterschiedlichen Überstaudauern und -höhen
- die kontinuierliche Gebietsbetreuung vor Ort.

Messbar sind die Erfolge und die wesentlichen dafür verantwortlichen Faktoren nur dank der Tatsache, dass eine Dokumentation von Flora und Vegetation sowohl im Ausgangszustand vor der Melioration als auch in regelmäßigen Zeitabständen vor, während und nach Umsetzung der wesentlichen Naturschutzmaßnahmen erfolgt ist. Ein entsprechendes Monitoring ist eine notwendige Voraussetzung für die Optimierung und Steuerung der Pflege- und Entwicklungsmaßnahmen und damit des Managements in Schutzgebieten.

Nach etwa 35-jähriger Melioration sind in den letzten 25 Jahren in der Dümmerniederung insgesamt 2.500 ha Wirtschaftsgrünland bzw. zwischenzeitlich als Acker genutzte Niedermoorflächen in Extensivgrünland zurückgeführt und, über Stauwehre regelbar, gesteuert wiedervernässt worden. Vernässungs- und Bewirtschaftungsregime sind insbesondere eng an die Erfordernisse des Wiesenvogelschutzes, außerdem an die Entwicklung artenreichen Feuchtgrünlandes angepasst. Im Ochsenmoor südlich des Dümmers wurden die Maßnahmen auf etwa 1.000 ha deutlich früher abgeschlossen als in der westlichen Dümmerniederung und dabei langfristig dokumentiert. Das Ochsenmoor steht somit beispielhaft für die Untersuchung mittel- bis langfristiger Entwicklungen von Naturschutzmaßnahmen im Feuchtgrünland auf degenerierten Niedermoorstandorten. Der Ausgangszustand der Vegetation wenige Jahre vor den tiefgreifenden Meliorationsmaßnahmen Anfang der 1950er Jahre ist ebenso dokumentiert wie die Entwicklungen ab Ende der 1980er Jahre von zumeist intensiv genutzten und artenarmen Niedermoorgrünländern unter der Wirkung nachfolgender Aushagerung und Wiedervernässung. Hinzu kommen Dauerflächenuntersuchungen sowie flächendeckende Erfassungen von Rote-Liste- und Zeigerarten seit Mitte der 1990er Jahre.

Nach der Melioration sind bis Ende der 1980er Jahre 20 Vogelarten als Brutvogel verschwunden; von diesen sind seit Beginn der Naturschutzmaßnahmen 14 als Brutvögel zurückgekehrt. Die Brutbestände der Wiesenlimikolen wie auch deren Bruterfolge entwickeln sich positiv, so hat sich der Brutbestand der Uferschnepfe nach drastischem Rückgang wieder verdreifacht. Starke Zunahmen ergeben sich auch im Auftreten von Rastvögeln.

Die im Gebiet um 1950 großflächig ausgebildeten Sumpfdotterblumen- und Hundsstraußgraswiesen gingen bis Ende der 1980er Jahre sehr stark zurück, Pfeifengraswiesen und Borstgrasrasen verschwanden ganz. Infolge der ab dieser Zeit eingeleiteten Naturschutzmaßnahmen sind Äcker, Grünlandneueinsaat und Queckenrasen wieder verschwunden. In erheblichem Umfang breiteten sich Flutrasen aus, daneben aber auch Schlankseggenriede. Rohrglanzgras- und Wasserschwadenröhrichte nahmen zwischenzeitlich deutlich zu, verschwanden aber durch Aushagerung wieder weitgehend. Sumpfdotterblumenwiesen konnten sich zwar aus verschiedenen Grünlandgesellschaften rückentwickeln, verschwanden aber andererseits durch sehr langen Überstau wie auch aus der nicht aktiv vernässten Randzone.

Mit fortgeschrittener Aushagerung, die vielfach bereits das Magerrasenniveau erreicht hat, haben kleinseggenreiche Hundsstraußgraswiesen wieder erheblich zugenommen. Historische Standortunterschiede, die sich an der Vegetationskarte von 1947/48 ablesen lassen, zeigen trotz tiefgreifender Melioration und jahrzehntelanger Intensivnutzung starke Einflüsse auf aktuelle bodenchemische Parameter und erklären die räumliche Ausbreitung einzelner Zielarten, allerdings weniger die Vegetationsentwicklung auf Gesellschaftsniveau.

Nahezu alle heute in der „Roten Liste“ Niedersachsens geführten Gefäßpflanzenarten, die im Ochsenmoor ab 1987 nachgewiesen wurden, sowie weitere Zeigerarten, die gemeinsam gleichzeitig als Zielarten des Naturschutzes gewertet werden können, zeigen eine starke Ausbreitung

im Gebiet. Einzelne hochgradig gefährdete, großräumig verschollene Arten haben sich vereinzelt wieder etabliert. Das Auftreten der Zielarten ist vielfach mit zunehmender Aushagerung und Vernässung sowie der Extensivierungsdauer in Beziehung zu setzen.

Hinsichtlich der Grünlandbewirtschaftung unter naturschutzkonformen Bedingungen kommt der aktuellen Ausgestaltung der Nutzungsart überwiegend nur eine untergeordnete Rolle zu. Vorgezogene Schnitttermine, Mähweidenutzung und einzelne Nutzungswechsel limitieren den Regenerationserfolg nicht generell und waren phasenweise Voraussetzung für die notwendige Aushagerung. Einzelne gefährdete Arten des nährstoffreichen Feuchtgrünlandes zeigen neuerdings wieder Rückgangstendenzen, die mit starker Aushagerung in Verbindung gebracht werden können.

Als „Problemart“ für die Grünlandbewirtschaftung ist insbesondere die Rasen-Schmiele (*Deschampsia cespitosa*) zu nennen, die sich vor allem auf den stark vererdeten bis vermulmten Standorten großflächig mit Dominanzbeständen etabliert hat. Diese sind besonders in lang anhaltend überstauten Bereichen teilweise wieder verschwunden, die Art geht neuerdings insgesamt wieder zurück. In Teilbereichen problematisch sind außerdem Flatter-Binse (*Juncus effusus*) sowie die Giftpflanze Sumpf-Schachtelhalm (*Equisetum palustre*).

Der Artenreichtum nimmt mit zunehmender Extensivierungsdauer langfristig zu. Pedogen sehr stark veränderte Standorte mit vermulmten Torfen weisen insgesamt geringere Artenzahlen in der aktuellen Vegetation auf.

Als wesentliche Erfolgsfaktoren sind eine großräumige und konsequente, der allgemeinen Eutrophierung entscheidend entgegenwirkende Aushagerung mit regelmäßiger Nutzung und eine großflächige, regelbare Vernässung zu benennen. Diese Naturschutzmaßnahmen waren durch Langfristigkeit, Konsequenz und gezielte Betreuung vor Ort geprägt und damit erfolgreich. Wichtige standörtliche Voraussetzung waren die mäßig bis stark vererdeten, aber überwiegend noch nicht vermulmten Niedermoorböden mit Restflächen artenreichen Feuchtgrünlandes und Refugialstandorten an Grabenrändern. Auf diesen war innerhalb von etwa 15 Jahren teils eine Regeneration, d.h. eine Wiederherstellung solcher Vegetationsbestände, mindestens aber eine Restitution (d.h. eine Annäherung an naturnähere Zustände) feuchter, nicht mehr ausgesprochen artenarmer Grünlandgesellschaften sowie eine Wiederbesiedlung und Ausbreitung durch teils gefährdete Feuchte- und Magerkeitszeiger möglich. Weitere Arten konnten sich offensichtlich durch Fernausbreitungsprozesse wieder etablieren.

13 Summary

After a 35year period of amelioration, 2.500 hectares of farmed grassland and arable fields on former fen soil in the meadows of Lake Dümmer have over the past 25 years been re-converted into extensively managed grasslands with a subsequent restoration of the former water regime.

These restoration measures were carried out with special focus on the requirements of the protection of grassland birds and the development of species-rich wet grasslands. On about 1.000 hectares in the "Ochsenmoor"

area south of Lake Dümmer, these measures, while being permanently documented, were concluded much earlier than in the western Lake Dümmer lowlands.

The Ochsenmoor thus offers an excellent opportunity of examining the long-term effects and success of nature conservation measures in wet grasslands on degenerated fen soils. The original situation shortly before the onset of intensive amelioration in the early 1950ies has been well documented, as has the development starting in the late 1980ies, when the intensively farmed and species-poor grasslands on former fen soils became subject to re-wetting and cut-backs on nutrient input. From the mid-1990ies, these processes were documented by monitoring permanent plots and by comprehensive surveys of the temporal changes of red list and indicator species.

20 breeding bird species left the Ochsenmoor because of amelioration and intensified land use until the end of the 1980ies; 14 of those species returned since the beginning of conservation efforts. Breeding populations and breeding success of waders show positive trends. For example, the breeding population of Black-tailed Godwits tripled again after a strong decrease. Numbers of resting birds on migration and during overwintering also strongly increased.

The Calthion (marsh marigold) meadows and *Agrostis canina* (brown bent) grasslands, still covering large areas in the early 1950ies, had receded considerably until the 1980ies, while Molinion (moor grass) meadows and Nardetalia (matgrass) communities had completely vanished. As a consequence of the onset of nature conservation measures in these years, arable fields, freshly sown grasslands and *Elymus repens* (couch grass) grasslands disappeared, while periodically flood grasslands became frequent. Temporarily, reeds of *Carex acuta* (acute sedge), *Phalaris arundinacea* (reed canary grass) and *Glyceria maxima* (reed manna grass) increased considerably, but disappeared again as nutrient levels decreased. Calthion meadows re-developed from various grassland communities, but declined again both from areas subject to long-term inundation and from areas which had not been subject to active re-wetting.

After the supply of nutrients had decreased further towards oligotrophic site conditions, *Agrostis canina* grasslands rich in small sedges increased considerably. Differences in site quality can be ascertained by a comparison with a vegetation survey of 1947/48. Despite intensive amelioration and decades of intensive agricultural use, the soil properties still exert a considerable influence on soil chemistry parameters and explain the spatial distribution of particular 'target species', if not the development of whole plant associations.

Almost all vascular plants that were recorded from the „Ochsenmoor“ area since 1987 and are red-listed in Lower Saxony show a high frequency in the area, as do other indicator species. Both groups together form the 'target species' of nature conservation measures. Noteworthy is that some highly vulnerable species that were extinct from the area and wider region have re-established in a number of sites, i.e. *Bromus racemosus* (hairy brome grass) and *Dactylorhiza incarnata* (early marsh orchid). The emergence of these species may in many cases be related to decreased nutrient levels, re-wetting and low-intensity farming.

The currently practiced form of grassland management plays a minor role, as long as it conforms to nature

conservation aims. Early mowing, low-intensity grazing and occasional changes in management do not necessarily limit the success of regeneration, and periodically were a prerequisite for nutrient-poor site conditions. Some vulnerable species typical of mesotrophic grasslands appear to show a decreasing trend, which indicates that nutrient levels continue to decrease.

An especially problematic species for grassland management is the tufted hairgrass (*Deschampsia cespitosa*) that has widely established as dominant species, especially on strongly mineralized or duff soils. On sites with long-lasting inundation, however, the species has partly vanished again. There seems to be a general recession of the species. Other problematic species in certain areas include common rush (*Juncus effusus*) and the poisonous marsh horsetail (*Equisetum palustre*).

Species diversity increases with the duration of low-intensity use. Sites in which the soil has undergone severe changes towards duff peat generally carry fewer species than sites with less affected soils.

Pre-requisites for a successful restoration are a continuous decrease in nutrients to counteract general eutrophication, consistent management targeted at the desired results and large-scale re-wetting.

Furthermore, restoration was facilitated by the fact that many peat soils were only moderately mineralized without having turned to duff fens, and that there were remnant areas of species-rich wet grassland and refugial sites on ditch shoulders.

In summary, over the course of 15 years, the nature conservation measures resulted in a partly successful regeneration of site conditions and a restitution of plant associations characteristic for wet grasslands. Remarkable was especially the re-establishment of species that have formerly gone extinct from the area, most likely due to far-distance dispersal.

15 Literatur

- AD-HOC-ARBEITSGRUPPE BODEN (AG BODEN, 2005): Bodenkundliche Kartieranleitung. – 5. Aufl., Bundesanstalt f. Geowissenschaften u. Rohstoffe, Hannover: 438 S.
- AKKERMANN, R. (1982): Zur Situation am Dümmersee (Niedersachsen). – Ber. DS-IRV 22: 103-109.
- APFFELSTAEDT, F., F. KÖRNER, U. MARXMEIER & M. RICHTER (2005-2012): Brutvogelerfassung im Natura 2000 Gebiet „Dümmer“ 2005-2012. – Gutachten im Auftrag des NLWKN.
- AUGST, H.-J. (1983): Die Bedeutung und Entwicklung des Dümmer als Lebensraum für Brut- und Gastvögel. – Natursch. Landschaftspf. Niedersachs. H 7.
- BAKKER, J.P. (1989): Nature Management by Grazing and Cutting: On the ecological significance of grazing and cutting regimes applied to restore former species-rich grassland communities in the Netherlands. – Kluwer, Dordrecht: 400 S.
- BAKKER, J.P. (2000): Environmental heterogeneity: effects on plants in restoration ecology. – In: HUTCHINGS, M.J., E.A. JOHN & A.J.A. STEWART (Hrsg.): The Ecological Consequences of Environmental Heterogeneity. – Blackwell, Oxford, London, Edinburgh, Malden, Carlton & Delavigne: 379-400.
- BAKKER, J.P., M. DEKKER & Y. DE VRIES (1980): The effect of different management practices on a grassland community and the resulting fate of seedlings. – Acta Bot. Neerl. 29: 469-482.
- BAKKER, J.P., R.M. BEKKER, H. OLFF & R.J. STRYKSTRA (1995): On the role of nutrients, seed bank and seed dispersal in restoration management of fen meadows. – NNA-Ber. 8 (2): 42-47.

14 Danksagung

Im Rahmen der diesem Artikel zugrunde liegende Dissertation ist der Erstautor insbesondere den Mitarbeitern des NLWKN, Naturschutzstation Dümmer sowie Betriebsstelle Hannover-Hildesheim, zu Dank verpflichtet. Ein besonderer Dank geht außerdem an die Mitglieder der AG Vegetationsökologie und Naturschutzbiologie an der Universität Bremen, hier besonders Marion Ahlbrecht (Einführung in Labormethoden, umfassende Unterstützung bei den Bodenanalysen) sowie Dr. Josef Müller und Dr. Burghard Wittig (Durchsicht von Entwurfsfassungen).

Die Unteren Naturschutz- und Straßenverkehrsbehörden des Landkreises Diepholz erteilten die erforderlichen Genehmigungen und Befreiungen; der Landkreis stellte zudem Daten zum Extensivierungsbeginn im Ochsenmoor zur Verfügung.

Die MitarbeiterInnen des Naturschutzringes Dümmer e.V. Frank Apffelstaedt, Frank Körner, Ulrike Marxmeier und Dr. Markus Richter halfen durch Fundortangaben, weitere Hinweise und Diskussionsbeiträge.

Hinweise zum Manuskript der Dissertation lieferte ferner PD Dr. Walter Bleeker (Universität Osnabrück). Dr. Andreas Eickhorst (Universitätsklinikum Heidelberg) erteilte Auskünfte in statistischen Fragen.

Ein großer Dank gilt ferner den Mitgesellschaftern des Erstautors im Büro BMS-Umweltplanung, Sigrid und Arnold Schönheim, für die freundschaftliche Zusammenarbeit sowie die organisatorisch ausgesprochen flexible Aufteilung, die die Erstellung der Dissertation parallel zu zahlreichen anderen Projekten ermöglichte.

- BAKKER, J.P. & F. BERENDSE (1999): Constraints in the restoration of ecological diversity in grassland and heathland communities. – Trends in Ecology and Evolution 14: 63-68.
- BAKKER, J.P. & H. OLFF (1992): Feuchtgrünlandextensivierung in den Niederlanden – Restoration management in moist grasslands in the Netherlands. – NNA-Ber. 5 (4): 42-48.
- BAKKER, J.P. & H. OLFF (1995): On the role of nutrients, seed bank and seed dispersal in restoration management of fen meadows. – NNA-Ber. 8 (2): 42-47.
- BAKKER, J.P. & Y. DE VRIES (1985a): The results of different cutting regimes in grassland taken out of the agricultural system. – Münstersche Geogr. Arb. 20: 51-57.
- BAKKER, J.P. & Y. DE VRIES (1985b): Über die Wiederherstellung artenreicher Wiesengesellschaften unter verschiedenen Mahdsystemen in den Niederlanden. – Natur u. Landschaft 60: 292-296.
- BAKKER, J.P., J.A. ELZINGA & Y. DE VRIES (2002): Effects of long-term cutting in a grassland system: perspectives for restoration of plant communities on nutrient-poor soils. – Appl. Veg. Science 5: 107-120.
- BEKKER, R.M., G.L. VERWEIJ, R.E.N. SMITH, R. REINE, J.P. BAKKER & S. SCHNEIDER (1997): Soil seed banks in European grasslands: does land use affect regeneration perspectives? – J. Appl. Ecol. 34: 1293-1310.
- BELTING, H. (1989): Einflüsse der Grünlandnutzung und der Habitatstruktur auf die Brutvögel im Dümmergebiet. – Unveröff. Studie im Auftrag des NLVA - Fachbehörde für Naturschutz, Hannover.

- BELTING, H. (2001): LIFE-Natur Projekt: Wiedervernässung des Ochsenmoores am Dümmer, Projekt-Nr.: B4-3200/98/438. Abschlussbericht, 1. Februar 1998 - 31. Dezember 2000. – Bericht d. Naturschutzstation Dümmer, Hüde: 30 S. + Anhang (unveröff.).
- BELTING, H. & J. CALVELLAGE (1997): Dauerbeobachtungsflächen zur vegetationskundlichen Erfassung im Grünland des NSG Ochsenmoor 1995-1997. – Bericht d. Naturschutzstation Dümmer, Hüde: 141 S. (unveröff.).
- BELTING, H. & A. SCHRÖTER (1999): Das Vorkommen der Sumpfdotterblume (*Caltha palustris*) im NSG Ochsenmoor 1999. – Unveröff. Bericht der Naturschutzstation Dümmer, Hüde.
- BELTING, H., F. KÖRNER, U. MARXMEIER & C. MÖLLER (1997): Wiesenvogelschutz am Dümmer und die Entwicklung der Brutbestände sowie der Bruterfolge von wiesenbrütenden Limikolen. – Vogelkdl. Ber. Niedersachs. 29: 37-50.
- BERENDSE, F., M.J.M. OOMES, H.J. ALTENA & T. ELBERSE (1992): Experiments on the restoration of species-rich meadows in The Netherlands. – Biol. Conservation 62: 59-65.
- BERNHARDT, K. G., M. SPITZER, M. GALL & A. RUNDE (1999): Auswirkungen künstlicher Überstauungen auf das Wachstum von ausgewählten Grünlandarten. – Bot. Jahrb. Syst. 121: 233-268.
- BISCHOFF, A. (2002): Dispersal and establishment of floodplain grassland species as limiting factors in restoration. – Biol. Conservation 104: 25-33.
- BISSELS, S., N. HÖLZEL, T.W. DONATH & A. OTTE (2004): Evaluation of restoration success in alluvial grasslands under contrasting flooding regimes. – Biol. Conservation 118: 641-650.
- BLANKENBURG, J. (1995): Veränderung bodenphysikalischer Parameter durch Extensivierung und Wiedervernässung. – NNA-Ber. 8 (2): 5-9.
- BLANKENBURG, J., H.H. HENNINGS & W. SCHMIDT (2001a): Bodenphysikalische Eigenschaften und Wiedervernässung. – In: KRATZ, R. & J. PFADENHAUER (Hrsg.): Ökosystemmanagement für Niedermoores: Strategien u. Verfahren zur Renaturierung. – Ulmer, Stuttgart: 81-91.
- BLANKENBURG, J., H.H. HENNINGS & A. HOHMANN (2001b): Die Böden im Projektgebiet „Osterfeiner Moor“ – Bodenentwicklung und Bewirtschaftung. – Landnutzung u. Landentwicklung 42: 257-563.
- BLÜML, V. (2001): Monitoring im Naturschutzgebiet „Ochsenmoor“ (Dümmerniederung, Niedersachsen): Vegetationsveränderungen sowie Habitatwahl von Wiesenvögeln unter dem Einfluss von Nutzungsextensivierung und Wiedervernässung. – Diplomarbeit, FB Landschaftsarchitektur der FH Osnabrück: 134 S. + Anhang (unveröff.).
- BLÜML, V. (2011): Langfristige Veränderungen von Flora und Vegetation des Grünlandes in der Dümmerniederung (Niedersachsen) unter dem Einfluss von Naturschutzmaßnahmen. – Dissertation, Universität Bremen: 244 S. + Anhang. <http://nbn-resolving.de/urn:nbn:de:gbv:46-00102188-11>.
- BLÜML, V. & H. BELTING (2003): Einflüsse von Nutzungsextensivierung und Wiedervernässung auf Flora und Vegetation des Grünlands im Naturschutzgebiet „Ochsenmoor“ (Niedersachsen). – Natur u. Landschaft 78: 256-563.
- BLÜML, V., S. MÜLLER & A. SCHÖNHEIM (2002): Verbreitung gefährdeter Gefäßpflanzen im Bereich der Artlandbäche (Landkreis Osnabrück). – Osnabrücker Naturwiss. Mitt. 28: 89-111.
- BLÜML, V., S. MÜLLER & A. SCHÖNHEIM (2005): Verbreitung gefährdeter Gefäßpflanzen an der Ilmenau mit Nebenbächen. – Drosera 2005: 47-75.
- BLÜML, V., F. KÖRNER, U. MARXMEIER, M. RICHTER & A. SCHÖNHEIM (2008): Entwicklung und aktuelle Situation der Verlandungsvegetation des Dümmer (Niedersachsen). – Osnabrücker Naturwiss. Mitt. 33/34: 19-46.
- BMS-UMWELTPLANUNG (2004): Monitoring im Naturschutzgebiet Ochsenmoor: Wiederholungsaufnahme von 29 vegetationskundlichen Dauerbeobachtungsflächen 2004. – Gutachten im Auftrag der Bez.-Reg. Hannover, Naturschutzstation Dümmer. Osnabrück: 56 S. (unveröff.).
- BMS-UMWELTPLANUNG (2009): Monitoring im Naturschutzgebiet Ochsenmoor: Digitalisierung der Grünlandnutzung und Analyse der Auswirkungen von Nutzungsarten und Mahdterminen auf Flora und Vegetation – Gutachten im Auftrag des NLWKN, Naturschutzstation Dümmer. Osnabrück: 18 S. + Anhänge (unveröff.).
- BOBBINK, R., M. HORNUNG & J.G.M. ROELOFS (1998): The effects of air-borne nitrogen pollutants on species diversity in natural and semi-natural European vegetation. – J. Ecol. 86: 717-738.
- BÖCKER, R., I. KOWARIK & R. BORNKAMM (1983): Untersuchungen zur Anwendung der Zeigerwerte nach Ellenberg. – Verh. Ges. Ökol. 11: 35-56.
- BOEDELTE, G. & J.P. BAKKER (1980): Vegetation, soil, hydrology and management in a Drenthian brookland (The Netherlands). – Acta Bot. Neerl. 29: 509-522.
- BÖTTCHER, W. & H. SCHLÜTER (1989): Vegetationsveränderung im Grünland einer Flußauwe des sächsischen Hügellandes durch Nutzungsintensivierung. – Flora 182: 385-418.
- BONN, S. & P. POSCHLOD (1998): Ausbreitungsbiologie der Pflanzen Mitteleuropas. – Quelle & Meyer, Wiesbaden: 404 S.
- BOSSUYT, B. & M. HERMY (2003): The potential of soil seed bank in the ecological restoration of grassland and heathland communities. – Belgian Journal of Botany 136: 23-34.
- BRIEMLE, G. (1986): Vergleich der Stickstoff-Mineralisation mit der N-Zahl Ellenberg's am Beispiel einer Streuwiese im Alpenvorland – Erste Erfahrungen mit zweijährigen N min-Untersuchungen. – Natur u. Landschaft 61: 423-427.
- BRIEMLE, G. (1991): Abgrenzung von Feuchtgebieten unter botanisch-indikatorischen Aspekten. Die Feuchtezahl als Maßstab für Nutzungsbeschränkungen. – Naturschutz u. Landschaftsplanung 22: 183-185.
- BRIEMLE, G. (1999): Auswirkungen zehnjähriger Grünlandausmagerung – Vegetation, Boden, Biomasseproduktion und Verwertbarkeit der Aufwüchse. – Naturschutz u. Landschaftsplanung 31: 229-237.
- BRIEMLE, G. & H. ELLENBERG (1994): Zur Mahdverträglichkeit von Grünlandpflanzen – Möglichkeiten der praktischen Anwendung von Zeigerwerten. – Natur u. Landschaft 69: 139-147.
- BRIEMLE, G., W. FREI & U. SCHICK (1990): Umwandlung von Acker in Extensivgrünland – Erfahrungen zur landwirtschaftlichen Extensivierung am Beispiel einer Staatsdomäne in Baden-Württemberg. – Landschaft u. Stadt 22: 68-72.
- BRIEMLE, G., D. EICKHOFF & R. WOLF (1991): Mindestpflege und Mindestnutzung unterschiedlicher Grünlandtypen aus landschaftsökologischer und landeskultureller Sicht. – Beih. Veröff. Naturschutz u. Landschaftspflege Bad.-Württb. 60: 167 S.
- BRIEMLE, G. & M. ELSÄSSER (1992): Die Grenzen der Grünland-Extensivierung. – Naturschutz u. Landschaftsplanung 23: 196-197.
- BROLL, G., F. VON RUVILLE-JACKELEN & K.-F. SCHREIBER (1993): Nährstoffdynamik extensiv gepflegten Feuchtgrünlandes in Nordwestdeutschland. – Verh. Ges. Ökol. 22: 21-25.
- CIERPKA, S. & S. LÜTT (2005): Aktuelle Vorkommen des Großen Klappertopfes (*Rhinanthus angustifolius*) - Blume des Jahres 2005 - in Schleswig-Holstein. – Kieler Notizen 33: 84-89.
- DAHL, H.-J. (1992): Naturschutz am Dümmer – Rückblick und Ausblick. – NNA-Ber. 5 (2): 5-6.
- DAHMS, E. (1972): Limnogeologische Untersuchungen im Dümmerbecken im Hinblick auf seine Bedeutung als Natur- und Landschaftsschutzgebiet. – Dissertation, Freie Univ. Berlin: 231 S.
- DAHMS, E. (1974): Geologische und limnogeologische Untersuchungen zur Entstehungs- und Entwicklungsgeschichte des Dümmer. – Ber. Naturhist. Ges. Hannover 118: 7-67.
- DAMKE, W. (1977): Naturpark Dümmer. Landschaftspflegerischer Entwicklungsplan. – Diepholz: 73 S.
- DANIELS, J. & A. HALLEN (1996): Errichtung und Sicherung schutzwürdiger Teile von Natur und Landschaft mit gesamtstaatlich repräsentativer Bedeutung. Projekt: Ochsenmoor, Niedersachsen. – Natur u. Landschaft 71: 304-310.
- DIEKMANN, M. (2003): Species indicator values as an important tool in applied plant ecology - a review. – Basic Appl. Ecol. 4: 493-506.
- DIERSCHKE, H. (1994): Pflanzensoziologie. – Ulmer, Stuttgart: 683 S.
- DIERSSEN, K. (1996): Vegetation Nordeuropas. – Ulmer, Stuttgart: 838 S.
- DIETRICH, O., J. BLANKENBURG, R. DANNOWSKI & H.H. HENNINGS (2001): Vernässungsstrategien für verschiedene Standortverhältnisse. – In: KRATZ, R. & J. PFADENHAUER (Hrsg.): Ökosystemmanagement für Niedermoores: Strategien u. Verfahren zur Renaturierung. – Ulmer, Stuttgart: 53-73.
- DIGGELEN VAN, R. & R.H. MARRS (2003): Restoring plant communities – Introduction. – Appl. Veg. Science 6: 106-110.

- DONATH, T.W., N. HÖLZEL & A. OTTE (2003): The impact of site conditions and seed dispersal on restoration success in alluvial meadows. – *Appl. Veg. Science* 6: 13-22.
- DONATH, T.W., N. HÖLZEL & A. OTTE (2006): Influence of competition by sown grass, disturbance and litter on recruitment of rare flood-meadow species. – *Biol. Conservation* 130: 315-323.
- DONATH, T.W., S. BISSELS, N. HÖLZEL & A. OTTE (2007): Large scale application of diaspore transfer with plant material in restoration practice - impact of seed and site limitation. – *Biol. Conservation* 138: 224-234.
- DRACHENFELS VON, O. (2010): Überarbeitung der Naturräumlichen Regionen Niedersachsens. – *Inform.d. Naturschutz Niedersachs.* 30 (4) (4/2010): 249-252.
- DRACHENFELS VON, O., H. MEY & P. MIOTK (1984): Naturschutzatlas Niedersachsen: Erfassung der für den Naturschutz wertvollen Bereiche. – *Naturschutz Landschaftspf. Niedersachs.* 13: 267 S.
- DÜTTMANN, H. & R. EMMERLING (2001): Grünland-Versauerung als besonderes Problem des Wiesenvogelschutzes auf entwässerten Moorböden. – *Natur u. Landschaft* 76: 262-269.
- DUUREN, L. VAN, J.P. BAKKER & L.F.M. FRESCO (1981): From intensively agricultural practices to hay-making without fertilization. – *Vegetatio* 47: 241-258.
- EGLOFF, T. & E. NAEF (1982): Grundwasserstandsmessungen in Streuwiesen des unteren Reusstales. – *Ber. Geobot. Institut ETH, Stiftung Rübel* 49: 154-194.
- ELLENBERG, H. & C. LEUSCHNER (2010): *Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen in ökologischer, dynamischer und historischer Sicht.* – 6. Aufl., Ulmer, Stuttgart: 1.333 S.
- ELLENBERG, H., H.E. WEBER, R. DÜLL, V. WIRTH, W. WERNER & D. PAULISSEN (1992): *Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa.* – *Scripta Geobotanica* 18, 2. Aufl.: 258 S.
- FALINSKA, K. (1979): Experimental studies of the reproductive strategy of *Caltha palustris* L. populations. – *Ekol. pol.* 27: 527-543.
- FEDER, J. (2003): Die wildwachsenden Farn- und Blütenpflanzen des Landkreises Grafschaft Diepholz. – *Abh. Naturwiss. Verein Bremen* 45: 371-413.
- FISCHER, S.F., P. POSCHLOD & B. BEINLICH (1996): Experimental studies on the dispersal of plants and animals on sheep in calcareous grasslands. – *J. Appl. Ecol.* 33: 1.206-1.222.
- FRESCO, L.F.M. (1980): Ecological response curves of *Rhinanthus serotinus*: A synecological study. – *Acta Bot. Neerl.* 29: 533-539.
- FRESE, E. & J. MÜLLER (1996): Floristische Veränderungen in Wassergreiskrautwiesen des mittleren Ostetals: Ein mehrdimensional-dynamischer Erklärungsansatz. – *Abh. Naturwiss. Verein Bremen* 43/2: 449-470.
- FÜRSTENOW, J. (2004): *Naturschutzfachliche Bewertung einer 10-jährigen Landschaftspflege im NSG Ferbitzer Bruch (Landkreis Potsdam-Mittelmark).* – *Naturschutz Landschaftspf. Brandenburg* 13: 37-44.
- GANZERT, C. (1992): Wechselwirkungen von Landwirtschaft und Umwelt am Beispiel der Dümmer-Niederung – Geschichte, Entwicklungsprinzipien und integrierte Lösungsansätze. – *NNA-Ber.* 2 (1): 23-38.
- GANZERT, C. & J. PFADENHAUER (1988): *Vegetation und Nutzung des Grünlandes am Dümmer.* – *Naturschutz Landschaftspf. Niedersachs.* 16: 78 S.
- GARVE, E. (1994): *Atlas der gefährdeten Farn- und Blütenpflanzen in Niedersachsen und Bremen, Kartierung 1982-1992.* – *Naturschutz Landschaftspf. Niedersachs.* 30 (1-2): 895 S.
- GARVE, E. (2004): Rote Liste und Florenliste der Farn- und Blütenpflanzen in Niedersachsen und Bremen, 5. Fassung, Stand 1.3.2004. – *Inform.d. Naturschutz Niedersachs.* 24 (1) (1/2004): 1-76.
- GARVE, E. (2007): *Verbreitungsatlas der Farn- und Blütenpflanzen in Niedersachsen und Bremen.* – *Naturschutz Landschaftspf. Niedersachs.* 43: 507 S.
- GEHLKER, H. (1957): *Die Landschaftseinheiten des Dümmer-Gebietes.* – Dissertation, Math.-Naturwiss. Fakultät Univ. Hamburg: 148 S.
- GESELLSCHAFT FÜR LANDESKULTUR GMBH (GFL, 1984): *Landwirtschaftliche Strukturanalyse zum Dümmerbewirtschaftungsplan.* – Gutachten, Bremen: 99 S. (unveröff.).
- GIGON, A., R. LANGENAUER, C. MEIER, B. NIEVERGELT (1998): *Blaue Listen der erfolgreich erhaltenen oder geförderten Tier- und Pflanzenarten der Roten Listen – Methodik und Anwendung in der nördlichen Schweiz.* – Veröff. Geobot. Institut ETH, Stiftung Rübel, Zürich 129: 137 S. + Anhang.
- GOEBEL, W. (1996): *Klassifikation überwiegend grundwasserbeeinflusster Vegetationstypen.* – DVWK-Schriften 112: 492 S.
- GÖTTLICH, K. (Hrsg, 1990): *Moor- und Torfkunde.* – 3. Aufl., E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart: 520 S.
- GOWING, D.J.G., G. SPOOR & O. MOUNTFORD (1998): *The Influence of Minor Variations in Hydrological Regime on Grassland Plant Communities: Implications for Water Management.* – In: JOYCE, C.B. & P.M. WAADE (Hrsg.): *European Wet Grasslands. Biodiversity, Management and Restoration:* 217-227. Wiley & Sons, Chichester: 340 S.
- GRAEBNER, P. & K. HUECK (1931): *Die Vegetationsverhältnisse des Dümmergebietes.* – *Abhdl. Westfäl. Provinzial-Museum für Naturkde.* 2: 59-83.
- GRIME, J.P. (1989): *Seed banks in ecological perspective.* – In: LECK, M.A., V.T. PARKER & R.L. SIMPSON (Hrsg.): *Ecology of soil seed banks.* – Academic Press, San Diego: 5-15.
- GROOTJANS, A.P. & P.C. SCHIPPER (1987): *Effects of drainage in Calthion palustris meadows.* – In: SCHUBERT, R. & W. HILBIG (Hrsg.), *Erfassung u. Bewertung anthropogener Vegetationsveränderungen*, Bd. 2: 26-43. Halle.
- GROOTJANS, A.P., L.F.M. FRESCO, C.C. DE LEEUW & P.C. SCHIPPER (1996): *Degeneration of species-rich Calthion palustris hay meadow; some considerations on the community concept.* – *J. Veg. Science* 7: 185-194.
- GROOTJANS, A.P., H. HUNNEMAN, H. VERKIEL & J. VAN ANDEL (2005): *Long-term effects of drainage on species richness of a fen meadow at different spatial scales.* – *Basic Appl. Ecol.* 6: 185-193.
- GUGERLI, F. (1993): *Samenbank als Grundlage für die Rückführung von Fettwiesen zu extensiv genutzten, artenreichen Wiesen?* – *Botanica Helvetica* 103: 177-191.
- HAEUPLER, H., A. JAGEL & W. SCHUMACHER (2003): *Verbreitungsatlas der Farn- und Blütenpflanzen in Nordrhein-Westfalen.* – Hrsg.: LÖBF NRW, Recklinghausen: 616 S.
- HAEUPLER, H. & P. SCHÖNFELDER (1989): *Atlas der Farn- und Blütenpflanzen der Bundesrepublik Deutschland.* – 2. Aufl., Ulmer, Stuttgart: 768 S.
- HÁJEK, M. & P. HÁJKOVÁ (2004): *Environmental determinants of variation in Czech Calthion wet meadows: a synthesis of phytosociological data.* – *Phytocoenologia* 34: 33-54.
- HANDKE, K., W. KUNDEL, H.-U. MÜLLER, M. RIESNER-KABUS & K.-F. SCHREIBER (1999): *Erfolgskontrolle zu Ausgleichs- und Ersatzmaßnahmen für das Güterverkehrszentrum Bremen in der Wesermarsch. 10 Jahre Begleituntersuchungen zu Grünlandextensivierung, Vernässung und Gewässererneuanlagen.* – *Arbeitsber. Landschaftsökol. Münster* 19: 445 S. + Anhang.
- HARTER, A. & V. LUTHARDT (1997): *Revitalisierungsversuche in zwei degradierten Niedermooren in Brandenburg – Eine Fallstudie zur Reaktion von Boden und Vegetation auf Wiedervernässung.* – *Telma* 27: 147-169.
- HECKENROTH, H. & D. LÜDERWALDT (1974): *Der Dümmer: Einige Vorschläge zur Biotoperhaltung und -gestaltung zur Abschwächung wasserbaulicher Eingriffe.* – *Natur u. Landschaft* 49: 139-141.
- HEIDT, P. (1997): *Steuerung des Wasserhaushaltes zur Wiedervernässung von Niedermooren.* – Dissertation, FB Bauingenieur- u. Vermessungswesen Univ. Hannover: 118 S.
- HEINKEN, A. (2001): *Vegetationsentwicklung von Auengrünland nach Wiederüberflutung.* – Dissertation, Math.-Naturwiss. Fakultät I der Humboldt-Universität zu Berlin: 161 S. + Anhang.
- HELLBERG, F. (1995): *Entwicklung der Grünlandvegetation bei Wiedervernässung und periodischer Überflutung: Vegetationsökologische Untersuchungen in nordwestdeutschen Überflutungspoldern.* – *Diss. Botanicae* 243: 271 S.
- HELLBERG, F. & W. KUNDEL (1995): *Entwicklung winterlich überfluteter Grünlandvegetation.* – *NNA-Ber.* 8 (2): 22-34.
- HELLBERG, F., A. NAGLER, H. KLUGIST & A. SCHOPPENHORST (2000): *Pflege und Entwicklung einer Niederungslandschaft im Bremer Becken am Beispiel des Naturschutzgebietes „Westliches Hollerland (Leher Feld).* – *Natur u. Landschaft* 75: 17-27.
- HELLBERG, F., J. MÜLLER, E. FRESE, D. JANHOFF & G. ROSENTHAL (2003): *Vegetationsentwicklung in Feuchtwiesen bei Brache und Vernässung – Erfahrungen aus nordwestdeutschen Flussniederungen.* – *Natur u. Landschaft* 78: 245-255.
- HENGSTENBERG, M., G. ROSENTHAL, D. SCHOLLE & J. SCHRAUTZER (1995): *Quantitative hydrologische Voraussetzungen für die Regeneration von Feuchtwiesen.* – *NNA-Ber.* 8 (2): 34-42.

- HENNINGS, H.H. (1996): Zur Wiedervernäßbarkeit von Niedermoorböden. – Dissertation, Georg-August-Univ. Göttingen: 173 S.
- HOBOHM, C. & W. HÄRDLE (1997): Zur Bedeutung einiger ökologischer Parameter für die Artenvielfalt innerhalb von Pflanzengesellschaften Mitteleuropas. – *Tuexenia* 17: 19-52.
- HOBRECHT, K. & G. ROSENTHAL (1996): Bedeutung populationsökologischer Untersuchungen am Beispiel von *Rhinanthus angustifolius*. – Bremer Beitr. Naturkde. Naturschutz 1: 51-59.
- HOEK VAN DER, D., A.J.E.M. VAN MIERLO & J.M. VAN GROENENDAL (2004): Nutrient limitation and nutrient-driven shifts in plant species composition in a species-rich fen meadow. – *J. Veg. Science* 15: 389-396.
- HÖLZEL, N. (2005): Seedling recruitment in flood-meadow species: The effects of gaps, litter and vegetation matrix. – *Appl. Veg. Science* 8: 115-124.
- HÖLZEL, N. & A. OTTE (2001): The impact of flooding regime on the soil seed bank of flood-meadows. – *J. Veg. Science* 12: 209-218.
- HÖLZEL, N. & A. OTTE (2003): Restoration of a species-rich flood meadow by topsoil removal and diaspore transfer with plant material. – *Appl. Veg. Science* 6: 131-140.
- HOPPE, A. (1996): Die Vegetation des Dümmer-Qualmwassergrabensystems sowie der Gräben der westlichen Dümmeriederung (Landkreise Diepholz, Vechta und Osnabrück, Niedersachsen). – Diplomarbeit, FB Biologie/Chemie Univ. Osnabrück: 77 S. + Anhang. (unveröff.).
- HOPPE, A. (2002): Die Bewässerungswiesen Nordwestdeutschlands – Geschichte, Wandel und heutige Situation. – *Abh. Westf. Mus. Naturkde.* 64, 1: 103 S.
- HULLU DE, E. (1985): The influence of sward density on the population dynamics of *Rhinanthus angustifolius* in a grassland succession. – *Acta Bot. Neerl.* 34: 23-32.
- HUSICKA, A. & A. VOGEL (1999): Zur Refugialfunktion von Weideparzellenrändern für Pflanzenarten und Vegetationstypen des Grünlandes: Vergleichende Vegetations- und Standortuntersuchungen. – *Tuexenia* 19: 405-424.
- JEFFERSON, R.G. & P.V. GRICE (1998): The Conservation of Lowland Wet Grassland in England. – In: JOYCE, C.B. & P.M. WAADE (Hrsg.): *European Wet Grasslands. Biodiversity, Management and Restoration*: 32-48. Wiley & Sons, Chichester: 340 S.
- JENSEN, K. (1998): Species composition of soil seed bank and seed rain of abandoned wet meadows and their relation to above-ground vegetation. – *Flora* 193: 345-359.
- JENSEN, K. (2001): Succession and extinction processes on abandoned fen grasslands: Patterns, mechanisms and possibilities for species recovery. – *EcoSys Suppl.* 34: 122 S.
- JENSEN, K. (2004): Dormancy patterns, germination ecology and seed-bank types of twenty temperate fen grassland species. – *Wetlands* 24: 152-166.
- JOYCE, C.B. & P.M. WAADE (1998): *Wet Grasslands: A European Perspective*. – In: JOYCE, C.B. & P.M. WAADE (Hrsg.): *European Wet Grasslands. Biodiversity, Management and Restoration*: 1-12. Wiley & Sons, Chichester: 340 S.
- KAPFER, A. (1988): Versuche zur Renaturierung gedüngten Feuchgrünlandes – Aushagerung und Vegetationsentwicklung. – *Diss. Botanicae* 120: 144 S.
- KATENHUSEN, O. (2001): Die Ausbreitung von Pflanzen durch Hochwasser in norddeutschen Flusslandschaften. – *Z. Ökologie u. Naturschutz* 9: 225-236.
- KAULE, G. (1991): *Arten- und Biotopschutz*. – Ulmer, Stuttgart: 519 S.
- KIEHL, K. & C. WAGNER (2006): Effect of hay transfer on long term establishment of vegetation and grasshoppers on former arable fields. – *Restoration Ecology* 14: 157-166.
- KLAPP, E. & W. OPITZ VON BOBERFELD (1990): *Taschenbuch der Gräser. Erkennung und Bestimmung, Standort und Vergesellschaftung, Bewertung und Verwendung*. – Parey, Berlin u. Hamburg, 12. Aufl.: 282 S.
- KLAPP, W. & E. OPITZ VON BOBERFELD (2006): *Taschenbuch der Gräser: Erkennung und Bestimmung, Standort und Vergesellschaftung, Bewertung und Verwendung*. – 13. Aufl., Ulmer, Stuttgart: 264 S.
- KLEE, O. (1953): Die Huntemelioration. – Hrsg.: *Huntewasserverband Diepholz, Selbstverlag, Diepholz*: 41 S.
- KLEINSCHMIDT, C. & G. ROSENTHAL (1995): Samenbankpotential und Diasporenverdriftung in überschwemmten Feuchtwiesen. – *Kieler Notizen* 23: 40-44.
- KLIMKOWSKA, A., R. VAN DIGGELEN, J.P. BAKKER & A.P. GROOT-JANS (2007): Wet meadow restoration in Western Europe: a quantitative assessment of the effectiveness of several techniques. – *Biol. Conservation* 140: 318-328.
- KLOHN, W. (1989): Die Dümmeranierung: „Kriegserklärung an die Landwirte“ oder „Zeichen der Zeit“? – *Vechtaer Arb. Geogr. Regionalwiss.* 8: 127-154.
- KLOHN, W. (1990): Naturraum, Landwirtschaft, Agrarstruktur- und Kulturlandschaftswandel im Bereich der Gemeinde Marl. – In: *Geschichte der Gemeinde Marl 1140-1990, Marl*: 32-56.
- KLOHN, W. (1992a): Probleme der Raumgestaltung in der Dümmeriederung. – *Vechtaer Studien z. Angew. Geogr. u. Regionalwiss.* 3: 137 S.
- KLOHN, W. (1992b): Bibliographie zum Dümmerraum. – *Mitt. Institut f. Strukturforshung u. Planung in agrarischen Intensivgebieten, Univ. Osnabrück, Standort Vechta* 4: 68 S.
- KOERSELMAN, W. & J.T.A. VERHOVEN (1995): Restoration of eutrophicated fen ecosystems; external and internal nutrient sources and restoration strategies. – *NNA-Ber.* 8 (2): 85-94.
- KÖLBEL, A., K. DIERSEN, H. GRELL & K. VOSS (1990): Zur Veränderung grundwasserbeeinflusster Niedermoor- und Grünland-Vegetationstypen des nordwestdeutschen Tieflandes – Konsequenzen für ‚Extensivierung‘ und ‚Flächenstilllegung‘ (Brache). – *Kieler Notizen* 20: 67-91.
- KÖRNER, F. (1992): Brutvogelerfassung auf einer repräsentativen Probefläche im Ochsenmoor und Osterfeiner Moor 1992. – Unveröff. Bericht im Auftrag des Mellumrates e.V., Oldenburg.
- KÖRNER, F. (1993): Brutvogelerfassung am Dümmer 1993. – Unveröff. Bericht im Auftrage des Naturschutzringes Dümmer e.V., Hüde.
- KÖRNER, F. & H. BELTING (1993): Limikolenkartierung im Dümmerraum in Zusammenarbeit mit dem Mellumrat e.V. – Unveröff. Mskr.
- KÖRNER, F. & U. MARXMEIER (1994-2004): Brutvogelerfassung Ochsenmoor 1994-2004. – Unveröff. Bericht des Naturschutzringes Dümmer e.V. im Auftrag der Bezirksregierung Hannover, Naturschutzstation Dümmer, Hüde.
- KOWARSCH, R. (2002): Möglichkeiten und Bedingungen der Erhöhung der Artenvielfalt auf artenarmem Grünland bei unterschiedlicher Bewirtschaftung über experimentelle Ansaat. – *Göric & Weiershäuser, Marburg*: 127 S.
- KRATZ, R. & J. PFADENHAUER (Hrsg., 2001): *Ökosystemmanagement für Niedermoore: Strategien und Verfahren zur Renaturierung*. – Ulmer, Stuttgart: 317 S.
- KRAUSE, W. & E. PREISING (1952): *Die Grünlandgesellschaften der Dümmer-Hunte-Niederung*. – Arb. Zentralstelle f. Vegetationskartierung, Stolzenau: 29 S. + Anhang.
- KRÜGER, T., J. LUDWIG, P. SÜDBECK, J. BLEW & B. OLTMANN (2010): Quantitative Kriterien zur Bewertung von Gastvogel-lebensräumen in Niedersachsen. 3. Fassung. – *Vogelkdl. Ber. Niedersachs.* 41 (2): 251-274.
- KUNDEL, W. (1993): Grünlandentwicklung unter dem Einfluß winterlicher Überstauungen. – *Verh. Ges. Ökol.* 22: 103-110.
- KUNDEL, W. (1998): Untersuchungen an Dauerbeobachtungsflächen im Grünland von Ausgleichsflächen des südlichen Niederlandes im Zeitraum von 1986-1996. – *Gutachten d. Landschafts-ökol. Forschungsstelle Bremen*: 230 S. + Anhang (unveröff.).
- KUNZMANN, G., T. HARRACH & H. VOLLRATH (1990): Überprüfung der Ellenberg'schen Feuchtezahlen an Hand bodenkundlicher Parameter auf Grünlandstandorten in Mittelhessen. – *Verh. Ges. Ökol.* 19/2: 386-397.
- LASKE, V. (2012): Brutvogelerfassung in Teilbereichen des Natura 2000-Gebietes Dümmer 2012. – Im Auftrage der Staatlichen Vogelschutzwarte, unveröff.
- LEYER, I. & K. WESCHE (2007): *Multivariate Statistik in der Ökologie: Eine Einführung*. – Springer, Berlin & Heidelberg: 221 S.
- LANDESANSTALT FÜR ÖKOLOGIE, LANDSCHAFTSENTWICKLUNG UND FORSTPLANUNG NORDRHEIN-WESTFALEN (LÖLF, 1991): *Biotopkartierung Nordrhein-Westfalen. Methodik und Arbeitsanleitung*. – Selbstverlag, Recklinghausen.
- LONDO, G. (1975): Dezimalskala für die vegetationskundliche Aufnahme von Dauerquadraten. – *Ber. Int. Symposium d. Int. Vereinigung f. Vegetationskunde, Rinteln 1973*: 613-617.
- LONDO, G. (1984): The decimal scale for releves of permanent quadrats. – In: KNAPP, R. (Hrsg.), *Sampling Methods and Taxon Analysis in Vegetation Science*. – *The Hague*: 45-49.

- LUDWIG, J. & H. BELTING (1987): Verteilung und Änderung der landwirtschaftlichen Nutzung im Dümmergebiet im Vergleich zu den avifaunistischen Bewertungen 1980, 1985 und 1987. – Gutachten im Auftrag des NLVA, Fachbehörde f. Naturschutz: 5 S. + Anhang (unveröff.).
- LUDWIG, J., H. BELTING, A.J. HELBIG & H.A. BRUNS (1990): Die Vögel des Dümmer-Gebietes. Avifauna eines norddeutschen Flachsees und seiner Umgebung. – Naturschutz Landschaftspf. Niedersachs. 21: 231 S.
- LUFENSTEINER, H. (1982): Untersuchungen zur Verbreitungsbiologie von Pflanzengemeinschaften an vier Standorten in Niederösterreich. – Bibliotheca Botanica 135: 68 S.
- MAAS, D. & A. SCHOPP-GUTH (1995): Seed bank in fen areas and their potential use in restoration ecology. – In: WHEELER, B.D., S.C. SHAW, W.J. FOJT & A. ROBERTSON (Hrsg.): Restoration of Temperate Wetlands. – Chichester, New York, Brisbane, Toronto, Singapore: 189-206.
- MARXMEIER, U. & F. KÖRNER (2009): Bestandsentwicklung und Rastphänologie ausgewählter Wasservogelarten im EU-Vogelschutzgebiet Dümmer. – Vogelkdl. Ber. Niedersachs. 41: 1-42.
- MCDONALD, A.W., J.P. BAKKEER & K. VEGELIN (1996): Seed bank classification and its importance for the restoration of species-rich flood-meadows. – J. Veg. Science 7: 157-164.
- MEISEL, K. (1977): Die Grünlandvegetation nordwestdeutscher Flußtäler und die Eignung der von ihr besiedelten Standorte für einige wesentliche Nutzungsansprüche. – Schriftenr. Vegetationskunde 11: 121 S.
- MEISEL, K. (1984): Landwirtschaft und „Rote Liste“-Pflanzenarten. – Natur u. Landschaft 59: 301-307.
- MEISEL, K. & A. V. HÜBSCHMANN (1975): Zum Rückgang von Naß- und Feuchtbiotopen im Emstal. – Natur u. Landschaft 50: 33-38.
- MEYER-CORDS, C. & P. BOYE (1999): Schlüssel-, Ziel-, Charakterarten: Zur Klärung einiger Begriffe im Naturschutz. – Natur u. Landschaft 74: 99-101.
- MICHELS, C. (1993): Grünlandextensivierung im Feuchtgebiet Saerbeck: Ergebnisse einer vegetationskundlichen Dauerflächenuntersuchung im Rahmen einer Effizienzkontrolle zum Feuchtwiesenschutzprogramm. – LÖLF-Mitt. 18: 51-55.
- MOORMANN, K.-D. (1987): Untersuchungen zur Bedrohungssituation von Wiesenvögeln im Grünlandbereich des Dümmer – unter besonderer Berücksichtigung des Einflusses landwirtschaftlicher Arbeiten auf Habitat und Aufzuchtserfolg. – Unveröff. Studie im Auftrag des NLVwA, Fachbehörde für Naturschutz, Hannover.
- MOUNTFORD, J.O. & J.M. CHAPMAN (1993): Water Regime Requirements of British Wetland Vegetation: Using the Moisture Classifications of Ellenberg and Londo. – J. Environm. Management 38: 257-288.
- MUNDEL, G. (1990): Kaliumvorrat und Kaliumhaushalt intensiv genutzter Niedermoorböden – Lysimeterergebnisse. – Arch. Acker- u. Pflanzenbau, Bodenkd. 34: 599-607.
- MUNZERT, M. (1973): Zur Methodik der quantitativen floristischen Auswertung von Grünlandversuchen. – Bayer. Landw. Jb. 50: 321-374.
- NIEDERSÄCHSISCHER LANDESBETRIEB FÜR WASSERWIRTSCHAFT, KÜSTEN- UND NATURSCHUTZ (NLWKN, Hrsg., 2007): LIFE-Natur Projekte zur Wiedervernässung der Dümmerriederung. – Broschüre im Selbstverlag, Oldenburg: 12 S.
- NIEDERSÄCHSISCHES MINISTERIUM FÜR ERNÄHRUNG, LANDWIRTSCHAFT UND FORSTEN (NDS. MELF, 1987): Konzept zur langfristigen Sanierung des Dümmerlandes. – Hekt. Manuskript, Hannover.
- NITSCHKE, S. & L. NITSCHKE (1994): Extensive Grünlandnutzung. – Neumann, Radebeul: 247 S.
- OCHSE, M. & C. MICHELS (1999): Effizienzkontrolle im Feuchtgrünlandschutz. Ein Beispiel aus dem NSG „Dingener Heide“ (Nordrhein-Westfalen). – Naturschutz u. Landschaftsplanung 31: 238-243.
- OELMANN, Y., G. BROLL, N. HÖLZEL, T. KLEINEBECKER, A. VOGEL & P. SCHWARTZE (2009): Nutrient impoverishment and limitation of productivity after 20 years of conservation management in wet grasslands of north-western Germany. – Biol. Conservation 142: 2941-2948.
- OLDE VENTERINK, H., T.E. DAVIDSSON, K. KIEHL & L. LEONARDSON (2002): Impact of drying and re-wetting on N, P and K dynamics in a wetland soil. – Plant and Soil 243: 119-130.
- OOMES, M.J.M. & H. MOOI (1981): The effect of cutting and fertilizing on the floristic composition and production of an Arrhenatherion elatioris grassland. – Vegetatio 47: 233-239.
- OOMES, M.J.M. & H. MOOI (1985): The effect of management of succession and production of formerly agricultural grassland after stopping fertilization. – In: SCHREIBER, K.-F. (Hrsg.): Sukzession auf Grünlandbrachen. – Münstersche Geographische Arbeiten 20: 59-67.
- OOMES, M.J.M. & A. VAN DER WERF (1996): Restoration of species diversity in grasslands: The effect of grassland management and changes in ground water level. – Acta Bot. Gallica 143: 451-461.
- OOSTERVELD, E.B. & W. ALTENBURG (2005): Kwaliteitscriteria voor Weidevogelgebieden, met toetslijst. – A&W-rapport 412, Veenwouden.
- PATZELT, A. (1998): Vegetationsökologische und populationsbiologische Grundlagen für die Etablierung von Magerwiesen in Niedermooren. – Diss. Botanicae 297: 154 S.
- PATZELT, A., F. MAYER & J. PFADENHAUER (1997): Renaturierungsverfahren zur Etablierung von Feuchtwiesenarten. – Verh. Ges. Ökol. 27: 165-172.
- PATZELT, A. & J. PFADENHAUER (1998): Keimungsbiologie und Etablierung von Niedermoor-Arten bei Ansaat durch Mähgutübertragung. – Z. Ökologie u. Naturschutz 7: 1-13.
- PATZELT, A., U. WILD & J. PFADENHAUER (2001): Restoration of Wet Fen Meadows by Topsoil Removal: Vegetation Development and Germination Biology of Fen Species. – Restoration Ecology 9: 127-136.
- PFADENHAUER, J., A. KAPFER & D. MAAS (1987): Renaturierung von Futterwiesen auf Niedermoorortof durch Aushagerung. – Natur u. Landschaft 62: 430-434.
- PFADENHAUER, J. & F. KLÖTZLI (1996): Restoration experiments in middle European wet terrestrial ecosystems: an overview. – Vegetatio 126: 101-115.
- PFADENHAUER, J., H. HÖPER, O. BORKOWSKY, S. ROTH, T. SEEGER & C. WAGNER (2001): Entwicklung artenreichen Niedermoorgrünlands. – In: KRATZ, R. & J. PFADENHAUER (Hrsg.): Ökosystemmanagement für Niedermoor: Strategien u. Verfahren zur Renaturierung. – Ulmer, Stuttgart: 134-153.
- PLÄCHTER, H. (1991): Biologische Dauerbeobachtung in Naturschutz und Landschaftspflege. – Laufener Seminarbeiträge 7/91: 7-29.
- PLANUNGSGRUPPE ÖKOLOGIE + UMWELT (PÖU) (1988): Vorstudie für ein Pflege- und Entwicklungskonzept im Dümmerland. – Gutachten im Auftrag des NLVwA, Fachbehörde für Naturschutz, Hannover: 133 S. + Anhang (unveröff.).
- PLANUNGSGRUPPE ÖKOLOGIE + UMWELT (PÖU, 1990): Entwicklungsplan Ochsenmoor – Entwicklungs- und Pflegeplan Dümmer und Dümmerriederung, Phase 1. – Studie im Auftrage des NLVwA, Fachbehörde für Naturschutz, Hannover. 55 S. + Anhang (unveröff.).
- PLANUNGSGRUPPE ÖKOLOGIE + UMWELT (PÖU) (1992): Pflege- und Entwicklungsplan Ochsenmoor. – Gutachten i.A. des Landkreises Diepholz, Hannover: 235 S. + Anhang (unveröff.).
- POHL, D. (1996): Bibliographie über die Naturschutzgebiete im Regierungsbezirk Hannover (Stand: 31.12.1995). – Naturschutz Landschaftspf. Niedersachs. 33 (2): 171 S.
- POPTCHEVA, K. (2007): Qualitative und quantitative Änderungen von Feuchtgrünlandvegetation in einem 20-jährigen Dauerversuch im nordwestlichen Münsterland. – Diplomarbeit, Westfälische-Wilhelms-Universität Münster: 103 S. + Anhang (unveröff.).
- POPTCHEVA, K., P. SCHWARTZE, A. VOGEL, T. KLEINEBECKER & N. HÖLZEL (2009): Changes in wet meadow vegetation after 20 years of different management in a field experiment (North-West Germany). – Agriculture, Ecosystems and Environment 134: 108-114.
- POSCHLOD, P. & H. BIEWER (2005): Diaspore and gap availability are limiting species richness in wet meadows. – Folia Geobotanica 40: 13-34.
- POSCHLOD, P. & W. SCHUMACHER (1998): Rückgang von Pflanzen und Pflanzengesellschaften des Grünlandes – Gefährdungsursachen und Handlungsbedarf. – Schriftenr. Vegetationskd. 29: 83-99.
- POTT, R. (1995): Die Pflanzengesellschaften Deutschlands. – 2. Aufl., Ulmer, Stuttgart: 622 S.
- PRINS, H.H.T. (1998): Origins and development of grassland communities in northwestern Europe. – In: WALLIS DE VRIES, M.F., J.P. BAKKER & S.E. VAN WIEREN (Hrsg.): Grazing and Conservation Management. – Kluwer, Dordrecht, Boston & London: 55-105.

- PYWELL, R.F., J.M. BULLOCK, A. HOPKINS, K.J. WALKER, T.H. SPARKS, M.J.W. BURKE & S. PEEL (2002): Restoration of species-rich grassland on arable land: assessing the limiting processes using a multi-site experiment – *J. Appl. Ecol.* 39: 294-309.
- RASRAN, L, K. VOGT & K. JENSEN (2006): Seed content and conservation evaluation of hay material of fen grasslands. – *J. Nat. Conserv.* 14: 34-45.
- REITER, K., A. SCHMIDT & U. STRATMANN (2004): „... Grünlandnutzung nicht vor dem 15. Juni ...“: Sinn und Unsinn von behördlich verordneten Fixterminen in der Landwirtschaft. – Dokumentation einer Tagung des Bundesamtes für Naturschutz und des Naturschutz-Zentrums Hessen (NZH) in Wetzlar am 16./17. September 2003. – BfN-Skripten 124, Bonn-Bad Godesberg: 82 S. + Anhang.
- REMMERS, I. (1982): Landespflegerisches Gutachten zum Dümmerbewirtschaftungsplan. – Gutachten im Auftrag des NLVwA, Hannover (unveröff.): 124 S. + Anhang.
- RIEDER, J. (1983): Dauergrünland. – BLV, München: 191 S.
- RIXEN, C. (2001): Wiesenseggen-Rieder (*Caricetum nigrae*) am Hohner See: Standortbedingungen und Artenzusammensetzung. – *Die Heimat: Zeitschr. f. Natur- u. Landeskd. v. S-H u. HH* 108: 214-223.
- ROESCHMANN, G., G. GROSSE-BRAUCKMANN, H. KUNTZE, J. BLANKENBURG & J. TÜXEN (1993): Vorschläge zur Erweiterung der Bodensystematik der Moore. – *Geol. Jb. F* 29: 49 S., Hannover.
- ROLFES-DOORNBOOS, A. (1995): Pflanzensoziologische Kartierung des Grünlandes der Dümmeriederung (Land Niedersachsen) mit Schwerpunkt des westlichen Randgebietes – ein Vergleich mit Kartierungen früherer Jahre. – Diplomarbeit, FB Biologie/Chemie Univ. Osnabrück: 120 S. + Anhang (unveröff.).
- ROSENTHAL, G. (1992a): Erhaltung und Regeneration von Feuchtwiesen: Vegetationskundliche Untersuchungen auf Dauerflächen. – *Diss. Botanicae* 182: 283 S.
- ROSENTHAL, G. (1992b): Problempflanzen bei der Extensivierung von Feuchtgrünland. – *NNA-Ber.* 4: 27-36.
- ROSENTHAL, G. (2000): Zielkonzeptionen und Erfolgsbewertung von Renaturierungsversuchen in nordwestdeutschen Niedermooren anhand vegetationskundlicher und ökologischer Kriterien. – *Habitatation, Univ. Stuttgart*: 230 S.
- ROSENTHAL, G. (2003): Selecting target species to evaluate the success of wet grassland restoration. – *Agriculture, Ecosystems and Environment* 98: 227-246.
- ROSENTHAL, G. (2006): Restoration of wet grasslands – Effects of seed dispersal, persistence and abundance on plant species recruitment. – *Basic Appl. Ecol.* 7: 409-421.
- ROSENTHAL, G., J. HILDEBRANDT, C. ZÖCKLER, M. HENGSTENBERG, D. MOSSAKOWSKI, W. LAKOMY & I. BURFEINDT (1998): Feuchtgrünland in Norddeutschland: Ökologie, Zustand, Schutzkonzepte. – *Angew. Landschaftsökologie* 15: 289 S. + Anhang.
- RUTHSATZ, B. (1990): Vegetationskundlich-ökologische Nachweis- und Voraussagemöglichkeiten für den Erfolg von Extensivierungsmaßnahmen in Feuchtgrünlandgebieten. – *Angew. Botanik* 64: 69-98.
- RUVILLE-JACKELEN VON, F. (1996a): Untersuchungen zum Bodenwasserhaushalt und zum Bioelementtransport an ausgewählten Standorten des Feuchtgrünlandes im Münsterland. – *Arbeitsber. Landschaftsökol. Münster* 17: 117 S.
- RUVILLE-JACKELEN VON, F. (1996b): Bodenwasser- und Nährstoffverhältnisse in ausgewählten Pflanzengesellschaften des Feuchtgrünlandes im Münsterland. – In: BROLL, G. & K.-G. BERNHARDT (Hrsg.): *Aspekte der Angewandten Landschaftsökologie*. Karl-Friedrich Schreiber zum 70. Geburtstag. – *Arb. Institut f. Landschaftsökologie* 2: 345-356.
- SACHS, L. (2004): *Angewandte Statistik: Anwendung statistischer Methoden*. – 11. Aufl., Springer, Berlin & Heidelberg: 889 S.
- SCHAFFERS, A.P. & K.V. SYKORA (2000): Reliability of Ellenberg indicator values for moisture, nitrogen and soil reaction: a comparison with field measurements. – *J. Veg. Science* 11: 225-244.
- SCHIEFFER, B. (1995): Veränderung bodenchemischer Parameter durch Extensivierung und Wiedervernässung. – *NNA-Ber.* 8 (2): 9-12.
- SCHMIDT, W. (1984): Mahd ohne Düngung – Vegetationskundliche und ökologische Ergebnisse aus Dauerflächenuntersuchungen zur Pflege von Brachflächen. – In: SCHREIBER, K.-F. (Hrsg.): *Sukzession auf Grünlandbrachen*. – *Münstersche Geographische Arbeiten* 20: 81-99.
- SCHOLLE, D. & J. SCHRAUTZER (1993): Zur Grundwasserdynamik unterschiedlicher Niedermoor-Gesellschaften Schleswig-Holsteins. – *Z. Ökologie u. Naturschutz* 2: 87-98.
- SCHOPP-GUTH, A. (1997): Die Zusammensetzung des Diasporenpotentials unter Niedermoorböden Nordostdeutschlands – Chancen für die Renaturierung? – *Z. Ökologie u. Naturschutz* 2: 87-98.
- SCHRAUTZER, J. (2004): Niedermoore Schleswig-Holsteins: Charakterisierung und Beurteilung ihrer Funktion im Landschaftshaushalt. – *Mitt. AG Geobotanik in Schleswig-Holstein u. Hamburg*, H. 63.
- SCHRAUTZER, J. & C. WIEBE (1993): Geobotanische Charakterisierung und Entwicklung des Grünlandes in Schleswig-Holstein. – *Phytocoenologia* 22: 105-144.
- SCHRAUTZER, J. & M. TREPEL (1997): Wechselwirkungen zwischen bodenphysikalischen Parametern, Grundwasserdynamik und der Vegetationszusammensetzung in unterschiedlich stark genutzten Niedermoor-Ökosystemen. – *Feddes Rep.* 108: 119-137.
- SCHREIBER, K.-F. (1995): Renaturierung von Grünland – Erfahrungen aus langjährigen Untersuchungen und Managementmaßnahmen. – *Ber. d. Reinh.-Tüxen-Ges.* 7: 111-139.
- SCHWAAR, J. (1995): Zielvorstellungen Naturlandschaft am Dümmer aus vegetationskundlicher Sicht. – *Z. Kulturtechnik u. Landentwicklung* 36: 185-186.
- SCHWARTZE, P. (1992): Nordwestdeutsche Feuchtgrünlandgesellschaften unter kontrollierten Nutzungsbedingungen. – *Diss. Botanicae* 183: 204 S.
- SCHWARTZE, P. (1994): Vegetationsentwicklung in Dauerflächen des Feuchtgrünlandes: Bilanz nach sechs Jahren unterschiedlichen Managements. – *LÖBF-Mitt.* 19: 51-56.
- SCHWARTZE, P. (1996): Effizienzkontrolle zum Feuchtwiesenschutzprogramm in NRW mit Hilfe von Sukzessionsstudien. – *Arch. für Nat.-Lands.* 35: 135-147.
- SCHWARTZE, P. (1998): Auswirkungen extensiver Bewirtschaftung auf Grünlandpflanzengesellschaften des Münsterlandes. – *Ber. Inst. Landschafts- u. Pflanzenökologie Univ. Hohenheim, Beih.* 5: 81-92.
- SCHWARTZE, P. (2006): Neue Vorkommen der Gewöhnlichen Natternzunge (*Ophioglossum vulgatum*). – *Natur u. Heimat* 66: 49-54.
- SCHWARTZE, P., K.-F. SCHREIBER & A. VOGEL (1990): Einfluss von unterschiedlichem Management auf Vegetation und Standortfaktoren im Feuchtwiesengebiet „Düsterdiecker Niederung“. – *Verh. Ges. Ökol.* 19/2: 488-496.
- SIMBERLOFF, D. (1998): Flagships, Umbrellas, and Keystones: Is single-species management passé in the landscape era? – *Biol. Conservation* 83: 247-257.
- SMEETS, P.J., M.J. WERGER & H.A. TEVONDEREN (1980): Vegetation changes in a moist grassland under altered water conditions. – *Biol. Conservation* 18: 123-142.
- STRYKSTRA, R.J., G.L. VERWEIJ & J.P. BAKKER (1997): Seed dispersal by mowing machinery in a Dutch brook valley system. – *Acta Bot. Neerl.* 46: 387-401.
- SUCCOW, M. (1986): Standorts- und Vegetationswandel der intensiv landwirtschaftlich genutzten Niedermoore der DDR. – *Archiv Natursch. Landschaftsforsch.* 26: 225-242.
- SUCCOW, M. & H. JOOSTEN (2001): *Landschaftsökologische Moorkunde*. – 2. Aufl., Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart: 622 S.
- SUTORIUS, M. (1979): Erfassung und Kartierung der Pflanzengesellschaften im Bereich des Naturschutzgebietes Hohe Sieben, des Naturschutzgebietes Dümmer/Vogelwiese und der Teichwiesen im Randbereich des Dümmer. – *Unveröff. Mskr., Hannover*: 10 S. + Anhang.
- TESCH, A. (1992): Grundlagen und Bedingungen der Feuchtgrünlandextensivierung aus vegetationskundlicher Sicht. – *Z. Kulturtechnik u. Landentwicklung* 33: 169-177.
- THOMPSON, K., J.P. BAKKER & R.M. BEKKER (1997): *The soil seed banks of North West Europe: methodology, density and longevity*. – Cambridge University Press, Cambridge: 276 S.
- TREMP, H. (2005): *Aufnahme und Analyse vegetationsökologischer Daten*. – Ulmer, Stuttgart: 141 S.
- WIJEREN VAN, S.E. & J.P. BAKKER (1998): *Grazing for conservation in the 21st Century*. – In: WALLIS DE VRIES, M.F., J.P. BAKKER & S.E. VAN WIJEREN (Hrsg.): *Grazing and Conservation Management*. – Kluwer, Dordrecht, Boston & London: 349-363.

- VERBÜCHELN, G. (1992): Entstehung, Differenzierung und Verarmung von Grünlandgesellschaften in Nordrhein-Westfalen. – LÖLF-Mitt. 17: 38-41.
- VIERHUFF, T. (2002): Vegetationskundliche Studien im Feuchtgrünlandsschutzgebiet Meerbruchwiesen am Steinhuder Meer. – Ber. Naturhist. Ges. Hannover 144: 39-74.
- VORMANN, M., E. LEISEN & D. IKEMEYER (1998): Langjährige Untersuchungen zur landwirtschaftlichen Nutzung, Entwicklung von Wiesenvogelbeständen und Vegetationsveränderungen in Feuchtwiesen. – Untersuchungsprojekt „Erfolgskontrolle zum Feuchtwiesenschutzprogramm“ im Kreis Borken von 1987 bis 1998. – Hrsg.: Biologische Station Zwillbrock, Vreden & Münster: 207 S.
- WACHLIN, V., W. STARKE & K.J. VEGELIN (2003): Konzeption und erste Ergebnisse eines Monitoringprogramms im Anschluss an das LIFE-Projekt „Erhaltung und Wiederherstellung des Trebeltalmoores“ 1998-2002. – Laufener Seminarbeitr. 1/03: 89-110.
- WAHL, J., S. GARTHE, T. HEINICKE, W. KNIEF, B. PETERSEN, C. SUDFELDT & P. SÜDBECK (2007): Anwendung des internationalen 1% Kriteriums für wandernde Wasservogelarten in Deutschland. – Ber. Vogelschutz 44: 83-105.
- WAGERINGEL, U. (1996): Die Vegetation der Gräben, Flutmulden und Flachwassersenzen der südlichen Dümmerniederung. – Diplomarbeit, FB Biologie/Chemie Univ. Osnabrück: 107 S. + Anhang (unveröff.).
- WASSEN, M.J. & H. OLDE VENTERINK (2006): Comparison of nitrogen and phosphorus fluxes in some European fens and floodplains. – Appl. Veg. Science 9: 213-222.
- WATT, T.A. (1978): The biology of *Holcus lanatus* L. (Yorkshire fog) and its significance in grassland. – Herbage abstracts 48: 195-204.
- WEBER, H. E. (1995): Flora von Südwest-Niedersachsen und dem benachbarten Westfalen. – Wenner, Osnabrück: 770 S.
- WEGENER, B. (1995): Pflanzensoziologische Kartierung im südlichen Grünland der Dümmerniederung (Schwerpunkt Ochsenmoor) – ein Vergleich mit Kartierungen aus früheren Jahren. – Diplomarbeit, FB Biologie/Chemie Univ. Osnabrück: 115 S. + Anhang (unveröff.).
- WERPACHOWSKI, C. (1989): Reproductive strategies of *Caltha palustris* L. under various living conditions. – Acta Soc. Bot. Poloniae 58: 423-437.
- WESCHE, K., B. KRAUSE, H. CULMSEE & C. LEUSCHNER (2009): Veränderungen in der Flächen-Ausdehnung und Artenzusammensetzung des Feuchtgrünlandes in Norddeutschland seit den 1950er Jahren. – Ber. d. Reinh.-Tüxen-Ges. 21: 196-210.
- WILLE, M. (1995): Pflanzensoziologische Kartierung im Bereich Hohe Sieben, Ochsenmoor und Hüde am Dümmer – ein Vergleich mit Arbeiten aus früheren Jahren (1979, 1987). – Diplomarbeit, FB Biologie/Chemie Univ. Osnabrück: 96 S. + Anhang (unveröff.).
- WILLEMS, J.H. & L.P.M. BIK (1998): Restoration of high species density in calcareous grassland: the role of seed rain and soil seed bank. – Appl. Veg. Science 1: 91-100.
- WINDHORST, H.W. (1980): Die klimatischen Verhältnisse in Süddoldeburg. – Jb. Oldenbg. Münsterland 1980: 201-214.
- WITTIG, B., A. RICHTER GEN. KEMMERMANN & D. ZACHARIAS (2006): An indicator species approach for result-orientated subsidies of ecological services in grasslands – A study in Northwestern Germany. – Biol. Conservation 133: 186-197.
- WITTIG, B., T. WALDMANN & M. DIEKMANN (2007): Veränderungen der Grünlandvegetation im Holtumer Moor über vier Jahrzehnte. – Hercynia N.F. 40: 285-300.
- WOIKE, M. (1989): Bestandsentwicklungen in den Feuchtwiesenschutzgebieten Nordrhein-Westfalens – erste Tendenzen. – LÖLF-Mitt. 11: 20-21.
- XIONG, S., M.E. JOHANSSON, F.M.R. HUGHES, A. HAYES, K.S. RICHARDS & C. NILSSON (2003): Interactive effects of soil moisture, vegetation canopy, plant litter and seed addition on plant diversity in a wetland community. – J. Ecol. 91: 976-986.
- ZACHARIAS, D. (1999): Das Grünland der Hochmoorkomplexe Niedersachsens aus floristisch-vegetationskundlicher Sicht. – Telma 29: 205-212.

Die Autoren



Dr. Volker Blüml, geboren 1975, studierte 1996-2001 Landschaftsentwicklung an der FH Osnabrück. 2001 Mitbegründer des Büros BMS-Umweltplanung in Osnabrück (www.bms-umweltplanung.de), seitdem gutachterlich überregional mit Schwerpunkt in Niedersachsen tätig, insbesondere im Bereich Naturschutzplanung, Monitoring und Fachgutachten zu Flora/Vegetation/Biotopen sowie zur Avifauna. 2007-2011 berufsbegleitend Promotion an der Universität Bremen, AG Vegetationsökologie und Naturschutzbiologie.



Heinrich Belting, geboren 1964, 1985-1990 Studium der Biologie in Braunschweig. Mehrjährige freiberufliche Tätigkeit als ökologischer Gutachter. Seit 1992 Wissenschaftlicher Mitarbeiter an der Naturschutzstation Dümmer des Landes Niedersachsen, heute Außenstelle des NLWKN; seit 2008 gleichzeitig auch landesweite Tätigkeit für die Staatliche Vogelschutzwarte. International tätig im Bereich Wiesenvogelschutz, Europäische Schutzprogramme, Feuchtgrünlandökologie, Wiedervernässung von Niedermooren und extensive Grünlandbewirtschaftung.



Prof. Dr. Martin Diekmann, geboren 1961, studierte Biologie an der Universität Göttingen und promovierte 1994 an der Universität Uppsala, Schweden, mit einer Arbeit zur Laubwaldvegetation der boreo-nemoralen Zone in Skandinavien. Seit 2001 vertritt er als Hochschullehrer das Fachgebiet Geobotanik an der Universität Bremen und beschäftigt sich in seiner Forschung mit allgemeiner und angewandter Vegetationsökologie, Naturschutzbiologie, Biodiversitätsfragen und den Auswirkungen von Habitatfragmentierung und Stickstoff-Depositionen auf Pflanzengemeinschaften und Artenreichtum.



Prof. Dr. Dietmar Zacharias, geboren 1959, Studium der Biologie in Braunschweig und Göttingen, Promotion 1993 an der TU Braunschweig über Flora und Vegetation der Wälder im Harzvorland. Mehrjährige freiberufliche Tätigkeit als ökologischer Gutachter. Wissenschaftlicher Mitarbeiter an der TU Braunschweig. Von 1991 bis 2002 Dezernent in der Fachbehörde für Naturschutz Niedersachsen im Bereich Pflanzenartenschutz. Seit 2002 Professor für Angewandte und Ökologische Botanik an der Hochschule Bremen mit den Schwerpunkten Biodiversität der Pflanzen sowie Zusammenhang zwischen Landnutzung, Landschaftswandel, Vegetation und Flora.

Kurzmitteilungen

Neue Schwerpunkte der Landschaftsrahmenplanung in Niedersachsen – Ein Erfahrungsaustausch

Seminar an der Alfred Toepfer Akademie (NNA)

Die Landschaftsrahmenplanung ist von großer Bedeutung für die Arbeit der unteren Naturschutzbehörden. Dies zeigte auch die rege Beteiligung an dem Erfahrungsaustausch zum Thema Landschaftsrahmenplanung in Niedersachsen, der vom NLWKN in Kooperation mit der NNA am 22.11.2012 veranstaltet wurde. An der Veranstaltung nahmen über 50 Fachleute teil, vor allem Vertreter unterer Naturschutzbehörden und von Planungsbüros.

Derzeit befinden sich in Niedersachsen 22 Landschaftsrahmenpläne (LRP) in der Fortschreibung. LRP dienen dazu, die gesetzlichen und landesweiten Naturschutzziele auf der regionalen Ebene zu konkretisieren und die Umsetzung dieser Ziele planerisch einzuleiten. Eine wichtige Frage, die in dem Seminar erörtert wurde, war, wie und in welchem Umfang die Landschaftsrahmenplanung auf die Themen Klimawandel und Klimafolgenmanagement eingehen kann, z.B. hinsichtlich des Schutzes organischer Böden oder durch Maßnahmen zur Reaktivierung von Feuchtgebieten. Die niedersächsische Regierungskommission „Klimaschutz“ weist der Landschaftsplanung grundlegende Kompetenzen in diesem Bereich zu. Auch durch das aktuelle Landes-Raumordnungsprogramm ergeben sich diesbezüglich neue Anforderungen. Ein weiteres wichtiges Thema war die planerische Umsetzung der Vorgaben des Bundesnaturschutzgesetzes zum Biotopverbund auf der regionalen Ebene.



Gespannte Aufmerksamkeit bei der NNA-Tagung zur Landschaftsrahmenplanung (Foto: B. Oehlerking)

Der Schwerpunkt der Veranstaltung lag auf aktuellen Projekten, die von Seiten der zuständigen unteren Naturschutzbehörden präsentiert wurden. Horst Dorn vom Niedersächsischen Ministerium für Umwelt, Energie und Klimaschutz stellte in seinem Beitrag einleitend die programmatischen Vorgaben des Landes vor, die aktuellen LRP zugrunde zu legen sind. In diesem Zusammenhang informierte er auch darüber, dass das

Landes-Raumordnungsprogramm im Jahr 2013 zum Thema Biodiversität und Biotopverbund fortgeschrieben werden soll.

Ursula Englert stellte die Ableitung besonderer Verantwortlichkeiten für bestimmte Arten und Biotope im Heidekreis dar, wofür auch die Niedersächsische Strategie zum Arten und Biotopschutz mit den zugehörigen Vollzugshinweisen eine wichtige Grundlage darstellt. Welche Rolle die Bewertung des Landschaftsbildes für die Identifizierung schutzwürdiger Bereiche spielt, erläuterte Detlef Gumz am Beispiel des Landkreises Harburg. Wichtige Punkte in der Diskussion des Beitrags waren die Bedeutung des LRP als Grundlage der regionalplanerischen Steuerung der Windkraftnutzung und die Frage, in wieweit die Bewertung des Landschaftsbildes im LRP auch für die Bewertung konkreter Eingriffsvorhaben dienlich ist.

Ulrike Engelhardt präsentierte den jüngst fertig gestellten LRP des Landkreises Uelzen mit den Besonderheiten des Verfahrens und des Zielkonzeptes. Ein spezielles Thema ist hierbei der Schutz des Ortolans in landwirtschaftlich intensiv genutzten Bereichen. Wie die Daten zur Erstellung des LRP mittels GIS organisiert und bewertet wurden und welche eigenen Lösungen im Zielkonzept für die Region Hannover gefunden wurden, erläuterte Michael Schmitz in seinem Beitrag.

Für den Landkreis Verden stellte Klaus Saalfeld die Anwendung und Umsetzung des bereits 2008 fertiggestellten LRP vor. Er erläuterte, wie der LRP seitdem bei der schutzgutbezogenen Abarbeitung der Eingriffsregelung, für die Überprüfung und Überarbeitung vorhandener Schutzgebiete und als eine zentrale Grundlage der Regionalplanung genutzt wird. Mit Blick auf die konzeptionelle Fortentwicklung der Landschaftsrahmenplanung stellte Carolin Galler die aktuellen Ansätze des Instituts für Umweltplanung der Universität Hannover zur Integration der Themen Klimaschutz und Klimafolgenmanagement dar.

Im abschließenden Beitrag wurden von Alexander Harms die aktuellen Arbeitsschwerpunkte des NLWKN als Fachbehörde für Naturschutz im Bereich der Landschaftsrahmenplanung thematisiert. Dazu gehört, neben geplanten Arbeitshilfen zur Biotopkartierung und zur Durchführung der Strategischen Umweltprüfung (SUP), insbesondere ein Verfahrensvorschlag für die Biotopverbundplanung auf regionaler Ebene.

Bei der Veranstaltung wurde deutlich, dass es einen hohen Bedarf gibt, sich über das komplexe Thema der Landschaftsrahmenplanung auszutauschen. Im nächsten Jahr ist für den 07.11.2013 eine Anschlussveranstaltung geplant, bei der der Diskussion der verschiedenen Themenbereiche noch mehr Raum gegeben werden soll. Die Beiträge der diesjährigen Veranstaltung finden Sie hier: www.nna.niedersachsen.de > Veranstaltungen > Vorträge/Seminarbeiträge.

Alexander Harms – NLWKN

Stand der Landschaftsrahmenplanung

(Stand: November 2012)



Gestaltung: NLWKN/P. G. Schader

Erstaufstellung

- Erstaufstellung des Landschaftsrahmenplans begonnen (2), mit Jahr d. Vorbesprechung
- Erstaufstellung des Landschaftsrahmenplans veröffentlicht (22), mit Jahr der Veröffentlichung

Fortschreibung

- Fortschreibung des Landschaftsrahmenplans begonnen (20), mit Jahr der Vorbesprechung
- Teilfortschreibung begonnen (2), mit Jahr der Veröffentlichung der Erstaufstellung / der Vorbesprechung Teilfortschreibung
- Fortschreibung des Landschaftsrahmenplans veröffentlicht (3), mit Jahr der Veröffentlichung
- Teilfortschreibung veröffentlicht (2), mit Jahr der Veröffentlichungen Erstaufstellung/Teilfortschreibung

Untere Naturschutzbehörden mit Verpflichtung zur Aufstellung des Landschaftsrahmenplanes (52)

37 Landkreise, die Region Hannover (s. Karte) und folgende Städte:

- Kreisfreie Städte
- 1 Braunschweig
 - 2 Salzgitter
 - 3 Wolfsburg
 - 4 Delmenhorst
 - 5 Emden
 - 6 Oldenburg
 - 7 Osnabrück
 - 8 Wilhelmshaven

- Grosse selbstständige Städte
- 10 Hameln
 - 11 Celle
 - 12 Lingen
 - 13 Cuxhaven
 - 14 Hildesheim

Stadt Göttingen (9)

* Nationalpark/Großschutzgebiet



Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz
 Fachbehörde für Naturschutz
 Betriebsstelle Hannover-Hildesheim
 Naturschutzinformation, Fachbeiträge/A. Harms

Halbzeit beim Projekt „LIFE AMPHIKULT“

Seit Anfang 2010 führt der NABU Niedersachsen das Amphibienschutzprojekt LIFE AMPHIKULT durch. Das zu 50 % von der Europäischen Union aus dem Programm LIFE+ geförderte Projekt zielt auf die Stärkung und Vernetzung der Vorkommen von Amphibien in 15 Projektgebieten in Niedersachsen ab. Kofinanzierer sind das Land Niedersachsen, die Landkreise Diepholz, Schaumburg und Vechta sowie die Region Hannover. Der NABU bringt einen Eigenanteil auf. Der NLWKN unterstützt das Projekt durch Verwaltung der Landesmittel, fachliche Prüfung der Maßnahmen und Mitarbeit in der projektbegleitenden Arbeitsgruppe.

Inzwischen ist die Hälfte der Projektlaufzeit abgelaufen. Von den geplanten 190 Laichgewässern der Größe 500 bis 5.000 m² konnten bereits gut 130 neu angelegt oder saniert werden. Insgesamt wurden Gewässer mit einer Gesamtfläche von ca. 120.000 m² geschaffen. In fünf der 15 Gebiete sind damit die Maßnahmen bereits abgeschlossen, teilweise konnte hier sogar mehr als die ursprünglich geplante Anzahl Gewässer neu angelegt werden.



Gewässerneuanlage mit dem Bagger (Foto: F. Körner)

Auch große Teile der Maßnahmen zur Optimierung der Landlebensräume wurden bereits umgesetzt. Dies betrifft vor allem das Projektgebiet Steinbruch Liekwegen im Landkreis Schaumburg, wo durch Gehölzentfernung und Schaffung von Rohbodenflächen die Lebensbedingungen für die Kreuzkröte deutlich verbessert werden konnten. Zur langfristigen Absicherung der Maßnahmen wurde dort eine extensive Beweidung etabliert, die vom Projekt durch die Finanzierung des Weidezauns unterstützt wurde. Drei Sorraia-Pferde aus dem Bestand des Wiesentgeheges Springe sorgen nun für das Offenhalten der Landlebensräume, unterstützen aber auch die Erhaltung des Pioniercharakters der Laichgewässer. Auch in den anderen Projektgebieten spielt eine extensive Beweidung eine wichtige Rolle bei der Pflege der Gewässer, bei der Auswahl der Gewässerstandorte wurden wo immer möglich gezielt Flächen mit etablierter Weidenutzung ausgewählt.

Die Besiedlung der neuen Gewässer durch die Zielarten nimmt erfahrungsgemäß einige Jahre in Anspruch, erste Laub- und Moorfrosch-Nachweise konnten jedoch bereits erbracht werden. Eine systematische Bestandserfassung im Rahmen der Effizienzkontrolle, die für die letzten beiden Projektjahre vorgesehen ist, dürfte sicher zahlreiche neue Nachweise der Zielarten erbringen. Die strukturelle Eignung der Gewässer als Laichgewässer steht hier aber im Vordergrund. Insbesondere die Dauer der Wasserführung ist von entscheidender Bedeutung. Ein gelegentliches Austrocknen nach Abschluss der Metamorphose der Kaulquappen wird bei den Gewässerneuanlagen angestrebt, um Fressfeinde wie Fische dauerhaft fernzuhalten.



Die Knoblauchkröte, hier frisch umgewandelte Jungtiere, zählt zu den Zielarten des Projektes LIFE AMPHIKULT. (Foto: F. Körner)

Für alle 15 Projektgebiete werden sogenannte Kleingewässeraktionspläne erarbeitet, in denen dargestellt wird, welche Maßnahmen nach Abschluss des Projektes erforderlich sind, um langfristig überlebensfähige Populationen der Zielarten zu etablieren. Für die Erhebung hierfür erforderlicher aktueller Bestandsdaten konnten ehrenamtliche Kartierer gewonnen werden.

Umfangreiche Informationsarbeit zu Zielen und Maßnahmen des Projektes erfolgte über Presseveröffentlichungen und mehr als zwanzig Vorträge. Die Kommunikation mit lokalen Akteuren, Wasser- und Naturschutzbehörden und der allgemeinen Öffentlichkeit hat auch dazu geführt, dass zusätzliche Flächen für Maßnahmen gewonnen werden konnten. Ein gut besuchtes Seminar zur Neuanlage und Pflege von Amphibienlaichgewässern wurde in Zusammenarbeit mit der Alfred Toepfer Akademie für Naturschutz für Mitarbeiter von Planungsbüros und Naturschutzbehörden durchgeführt. Die projekt-eigene Internetseite www.life-amphikult.de informiert regelmäßig über den Projektfortschritt.

Dr. Markus Richter – NABU Niedersachsen

LIFE+ Projekt „Wiesenvogelschutz in Niedersachsen“



Zum November 2011 genehmigte die Europäische Kommission das für Deutschland bislang größte Naturschutzprojekt aus dem LIFE+ Programm. Mit der Umsetzung hat das Niedersächsische Ministerium für Umwelt, Energie und Klimaschutz den NLWKN beauftragt.

Das Projekt läuft bis 2020 und hat ein Fördervolumen von 22,3 Mio. €. Dabei werden 60 % der Kosten von der EU getragen, die weiteren 40 % übernimmt das Land Niedersachsen mit Unterstützung durch den Landkreis Leer und die Naturschutzstiftung Emsland.

Ziel dieses bedeutenden Naturschutzprojektes ist es, die Kernflächen der 12 wichtigsten Wiesenvogel-Brutgebiete während der neunjährigen Laufzeit speziell für diese Artengruppe zu entwickeln und dauerhaft zu sichern. Besonders im Fokus stehen Uferschnepfe (*Limosa limosa*) und Wachtelkönig (*Crex crex*). Für beide Arten trägt Niedersachsen als „das Wiesenvogelland“ Deutschlands eine besondere Verantwortung. So beheimatet Niedersachsen mehr als 60 % aller deutschen Uferschnepfen-Brutpaare.



Uferschnepfe (Foto: K. Trimbos)

Die Projektgebiete umfassen 80.000 ha (davon 45.000 ha Grünland) und liegen in den niedersächsischen Verbreitungsschwerpunkten der Wiesenvögel im Westen und Nordwesten des Landes. Hier sollen – angrenzend an bereits bestehende öffentliche Naturschutzflächen – weitere Flächen für den Wiesenvogelschutz gesichert und durch Verbesserung des Wasserhaushaltes für Wiesenvögel attraktiver werden. Die landwirtschaftliche Bewirtschaftung dieser Grünlandflächen wird so ausgerichtet, dass eine erfolgreiche Brut und Jungenaufzucht der Wiesenvögel gewährleistet werden kann.

Für die Weiterentwicklung von nachhaltigen Schutzstrategien für Wiesenvögel in Europa ist ein kontinuierlicher Fachaustausch mit nationalen und internationalen Wiesenvogelexperten begonnen worden.

Eine speziell für das Projekt gestaltete Website bietet differenzierte Informationen zu den Zielarten, den Projektgebieten, den Ansprechpartnern, konkrete Maßnahmenbeschreibungen sowie Aktuelles zum Fortgang des Projektes.



Wachtelkönig (Foto: S. Pfützke/green-lens.de)

Die Umsetzung der umfangreichen Projektinhalte dieses LIFE-Projektes erfordert eine Vielzahl von Akteuren und Projektmitarbeitern. Im NLWKN ist der Geschäftsbereich Naturschutz mit den Betriebsstellen Hannover-Hildesheim, Brake-Oldenburg und Lüneburg sowie den Naturschutzstationen Dümmer, Fehntjer Tief und Unterelbe beteiligt. Die Koordination liegt bei der Staatlichen Vogelschutzwarte in der Betriebsstelle Hannover-Hildesheim.

Die Umsetzung der Maßnahmen im Bereich des Nationalparks Niedersächsisches Wattenmeer erfolgt durch die Nationalparkverwaltung. Als externe Projektpartner konnten das Baltic Environmental Forum Deutschland e.V. (BEF) sowie die niederländische Naturschutzvereinigung Natuurmonumenten gewonnen werden.

Weitere Infos unter: www.wiesenvogel-life.de

Projektflyer: www.nlwkn.niedersachsen.de/download/70397

Bezug gedruckter Flyer s. Impressum

Claudia Peerenboom & Jürgen Ludwig – NLWKN

LIFE+ Projekt „Hannoversche Moorgeest“



Im Juli 2012 hat die Europäische Kommission das Wiedervernässungsprojekt „Hannoversche Moorgeest“ mit einem Gesamtvolumen von 11,4 Mio. € bewilligt. Damit geht das größte Einzelvolumen aller 2012 genehmigten deutschen LIFE+ Projektanträge nach Niedersachsen. Die EU übernimmt 75 % der Projektkosten, 20 % trägt das Niedersächsische Ministerium für Energie, Umwelt und Klimaschutz und 5 % die Region Hannover. Die Region beteiligt sich als Projektpartner auch personell bei der Maßnahmenumsetzung.

Niedersachsen hat innerhalb Deutschlands und der europäischen atlantischen Region den größten Flächenanteil an Hochmooren. Sie prägten einst weite Teile des niedersächsischen Tieflandes, haben jedoch fast alle durch Entwässerung, Abtorfung und Kultivierung ihren ursprünglichen Charakter verloren. Daraus ergibt sich eine besondere Verantwortung, die letzten verbliebenen, weitestgehend naturnahen Hochmoore in Niedersachsen und Deutschland, aber auch in Europa, zu erhalten.

Das Helstorfer, Otternhagener, Schwarze und Bissendorfer Moor haben das Potenzial, in weiten Teilen wieder „lebende Moore“ mit wachsenden Torfmoosen zu werden. Trotz bestehender gravierender Beeinträchtigungen, insbesondere durch Entwässerungen, stehen diese Moore ganz oben in der Rangliste der naturnahen Hochmoore Niedersachsens. Daher hat Niedersachsen die vier Moore als FFH-Gebiete gemeldet.



Moorblänken im Helstorfer Moor (Foto: S. Brosch)

Maßgeblich für die Meldung der Moore war das Vorkommen wertvoller, teils prioritärer Lebensraumtypen, wie lebenden Hochmoore, noch renaturierungsfähige Hochmoore und Moorwälder. Sie sind niedersachsenweit in ihrer Ausdehnung und insbesondere im Bissendorfer Moor in ihrer Qualität von herausragender Bedeutung. Wichtig für die Meldung ist auch das Vorkommen der Großen Moosjungfer, einer Libellenart des Anhangs II der FFH-Richtlinie. Darüber hinaus sind in den Mooren viele bundesweit gefährdete Arten heimisch. Neben dem Kranich sind hier u.a. Sumpfohreule, Raubwürger oder Ziegenmelker zu nennen aber auch der Moorfrosch, viele Libellenarten, Sonnentau oder Rosmarinheide sind hier zu finden.

Das Projektgebiet „Hannoversche Moorgeest“ umfasst 2.243 ha. In den kommenden elf Jahren Projektlaufzeit soll der gestörte Wasserhaushalt in den Mooren wieder regeneriert werden. Dazu werden die zentralen Moorflächen vernässt, um dort langfristig wachsendes Hochmoor entwickeln zu können. Das Projektmanagement und die Maßnahmenumsetzung liegen in den Händen des NLWKN. Dort arbeitet der Geschäftsbereich IV (Naturschutz), in dem das Projektmanagement und die Maßnahmenumsetzung angesiedelt sind, mit dem Geschäftsbereich II (Planung und Bau wasserwirtschaftlicher Anlagen) bei der Umsetzung der Wiedervernässungsmaßnahmen Hand in Hand.

Die geplanten Maßnahmen dienen auch dem Klimaschutz, da durch die Vernässung des Torfkörpers die Ausdünstung klimaschädlichen CO₂-Gases verhindert wird.

Zur Umsetzung der Vernässung ist es erforderlich, bestehende Entwässerungsgräben zurückzubauen und spezielle Dammbauten (sog. Ringwälle) zu errichten, welche das Regenwasser auf den Moorflächen zurückhalten. Die daraus resultierende ganzjährige Anhebung des Wasserstandes im Torfkörper der Moore ist die wichtigste Voraussetzung für die Ansiedlung und Ausbreitung hochmoortypischer Tier- und Pflanzenarten.

Außerhalb des Projektgebietes gelegene land- und forstwirtschaftliche Nutzflächen sollen nicht durch erhöhte Wasserstände beeinträchtigt werden. Im Projektgebiet wird der Erwerb von ca. 1.400 ha Moorflächen im Rahmen eines vereinfachten Flurbereinigungsverfahrens angestrebt, damit den derzeitigen Bewirtschaftern sowie privaten Anliegern durch die Renaturierung der Moore keine Nachteile entstehen.

Susanne Brosch – NLWKN

Fünf Jahre Wallheckenprogramm

Wallhecken gehören seit Jahrhunderten zum Landschaftsbild im Nordwesten Niedersachsens. Sie sind Zeugen der traditionellen landwirtschaftlichen Nutzung in dieser Region und haben heute, unter gänzlich veränderten Produktionsbedingungen, eine große kulturhistorische Bedeutung. Ferner sind sie in einer vergleichsweise waldarmen Landschaft wichtiger Lebensraum für wildlebende Pflanzen und Tiere. Deshalb hat das Niedersächsische Ministerium für Umwelt, Energie und Klimaschutz im Jahr 2007 auf der Grundlage eines Vorschlags aus der Region ein Wallheckenprogramm als Pilotprojekt in den Landkreisen Aurich, Leer und Wittmund initiiert und die notwendigen Gelder dafür bereit gestellt.



Wallheckenlandschaft (Foto: H. Kröber)

Die erste Zwischenbilanz nach fünf Jahren zeigt den Erfolg des Wallheckenprogramms: Bis heute wurden in den drei Landkreisen rund 120 km Wallhecken gepflegt. Das Land hat dafür bisher rd. 1,3 Mio. € eingesetzt, 50 % der Mittel trägt die Europäische Union. Die Vertreter der Landkreise sind sich einig, dass aufgrund der ausgezeichneten Zusammenarbeit aller Beteiligten das Programm inzwischen einen hohen Bekanntheitsgrad und eine sehr gute Akzeptanz bei den Landwirten hat. Der NLWKN organisiert die finanzielle und vertragliche Abwicklung und dokumentiert unter Mitwirkung der Ostfriesischen Landschaft die durchgeführten Maßnahmen. Weiter Infos unter: www.nlwkn.niedersachsen.de/naturschutz/biotopschutz/wallheckenprogramm_ostfriesland/

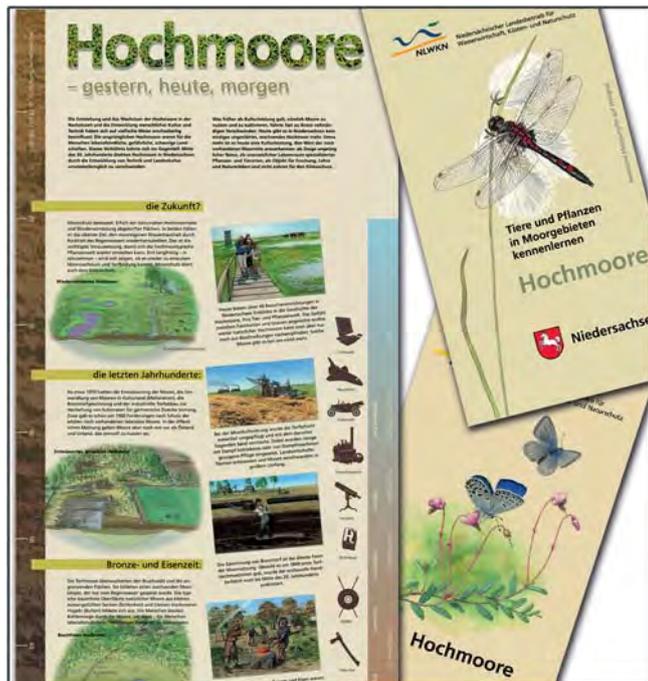
Martin Wendeburg – NLWKN

Neue Veröffentlichungen

Informationsmaterial zum Thema „Hochmoore“

- „Hochmoore“, Faltblatt, 1/3 A4, 12 S.
- „Tiere und Pflanzen in Mooregebieten kennenlernen“, Erkennungshilfe zum Thema Hochmoore, Faltblatt, 1/3 A4, 8 S.,
- „Hochmoore - gestern, heute, morgen“, Poster (33x96 cm),

Hrsg. und Bezug: NLWKN (2012), in kleinen Mengen kostenlos, <http://webshop.nlwkn.niedersachsen.de>



Zum Thema „Hochmoore“ gibt es jetzt drei neue Veröffentlichungen: Das Faltblatt „Hochmoore“ erläutert u.a. das heute sehr unterschiedliche Erscheinungsbild von Hochmoorstandorten. Das Faltblatt „Tiere und Pflanzen in Mooregebieten kennenlernen“ ermöglicht es, ausgewählte Tier- und Pflanzenarten in Hochmooren und Randgebieten zu erkennen. Beim Moorposter „Hochmoore – gestern, heute, morgen“ wird der Schwerpunkt auf die Entwicklungsgeschichte der Hochmoore gelegt.

Die Vögel Niedersachsens und des Landes Bremen – Beiträge zur Geschichte der Ornithologie in Niedersachsen und Bremen

von Joachim Seitz (2012). – *Naturschutz und Landschaftspflege in Niedersachsen, Sonderreihe B, Heft 1.1, 452 S. + CD, Hrsg. und Bezug: NLWKN, Schutzgebühr: 29,- €, <http://webshop.nlwkn.niedersachsen.de>*



Von 1978 bis 2009 wurden 11 Lieferungen der Reihe die „Vögel Niedersachsens und des Landes Bremen“ herausgegeben. Doch was wären diese Bände ohne Kenntnisse über die Menschen, die sich in über dreieinhalb Jahrhunderten mit der Vogelwelt unserer Heimat beschäftigt haben? Der neu erschienene Band erinnert daher an die Leistungen früherer hiezulande tätiger Ornithologen, die die Fundamente des Wissens über die Vögel in unserem Raum geschaffen haben.

Der Schwerpunkt der Besprechungen der Ornithologen liegt einerseits auf ihrer inhaltlichen Arbeit, andererseits auf ihrer Bedeutung als Ornithologen im hiesigen Raum und den zeitgeschichtlichen Vernetzungen. Weiterhin werden in diesem Band Fakten zusammengestellt und soweit möglich analysiert, die das Verhältnis des Menschen zu den Vögeln im Werdegang der vergangenen 400 Jahre beleuchten, insbesondere hinsichtlich erfolgter Eingriffe in die Populationen wild lebender Vögel.

**Die Pflanzengesellschaften Niedersachsens –
Einführung / Heide-, Moor- und Quellgesellschaften**
Naturschutz und Landschaftspflege in Niedersachsen

- Heft 20/1 (2012) „Einführung“, v. Ernst Preisung u. Hans-Christoph Vahle, 114 S.
- Heft 20/3 (2012) „Heide-, Moor- und Quellgesellschaften“, v. Ernst Preisung, Hans-Christoph Vahle u. Jes Tüxen, 104 S., als CD in Heft 20/1

Hrsg. und Bezug: NLWKN, Schutzgebühr: 10,- €, <http://webshop.nlwkn.niedersachsen.de>

Mit den neuen Bänden „Einführung“ und „Heide-, Moor- und Quellgesellschaften“ wird die Veröffentlichung der „Pflanzengesellschaften Niedersachsens“ in der Schriftenreihe „Naturschutz und Landschaftspflege in Niedersachsen“ abgeschlossen. Nicht nur die „Pflanzengesellschaften“, auch die „Schriftenreihe“ gehört zu den bleibenden Werken Ernst Preisings, der vor rd. 50 Jahren 1961 die Schriftenreihe „Naturschutz und Landschaftspflege in Niedersachsen“ ins Leben rief.



Die Manuskripte zu den jetzt vorliegenden Bänden wurden von E. Preisung und den beteiligten Autoren vor längerer Zeit abgeschlossen. Seitdem haben sich einerseits z. T. erhebliche Veränderungen vollzogen, u.a. im Zustand von Natur und Landschaft, aber auch in der Entwicklung der Vegetationskunde und der Einführung und Anwendung neuer Schutzkategorien. Andererseits gewinnt angesichts der anhaltenden und sich z.T. beschleunigenden Entwicklung die Dokumentation historischer Bezugspunkte an Bedeutung.

Der Einführungsband behandelt die Themen Genese der Reihe, pflanzensoziologische Grundlagen, Entstehung und Rückgang der Vegetationsvielfalt in Niedersachsen sowie Bewertung und Darstellung der Pflanzengesellschaften. Ein umfangreicher Bildteil sowie Inhaltsverzeichnis und Register für alle Hefte der Pflanzengesellschaften runden das Werk ab. Im Band 3 werden die bisher noch fehlenden „Heide- Moor- und Quellgesellschaften“ behandelt.

Impressum

Herausgeber:

Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz (NLWKN) – Fachbehörde für Naturschutz –
Der „Informationsdienst Naturschutz Niedersachsen“ erscheint mindestens 4 x im Jahr. ISSN 0934-7135
Abonnement: 15,- € / Jahr. Einzelhefte 4,- € zzgl. Versandkostenpauschale.
Nachdruck nur mit Genehmigung des Herausgebers.
Für den sachlichen Inhalt sind die Autoren verantwortlich.
1. Auflage 2012, 1-2.500

Grafische Bearbeitung: Peter Schader, NLWKN – Naturschutz
Titelbild: Gestaltung Peter Schader, unter Verwendung von Fotos von
O. Lange (Sumpfdotterblume, Ochsenmoor) und W. Rolfes (Bekassine)
Schriftleitung: Manfred Rasper, NLWKN – Naturschutz –

Anschrift der Verfasser:

Dr. Volker Blüml,
BMS-Umweltplanung - Blüml, Schönheim & Schönheim GbR
Freiheitsweg 38A, 49086 Osnabrück
v.blueml@bms-umweltplanung.de
www.bms-umweltplanung.de

Heinrich Belting, NLWKN, Betriebsstelle Hannover-Hildesheim
Außenstelle „Naturschutzstation Dümmer“,
Am Ochsenmoor 52, 49448 Hüde
heinrich.beltling@nlwkn-ol.niedersachsen.de

Prof. Dr. Martin Diekmann, Universität Bremen, FB 2
AG Vegetationsökologie und Naturschutzbiologie
Leobener Str., 28359 Bremen
mdiekman@uni-bremen.de
www.vegetation.uni-bremen.de

Prof. Dr. Dietmar Zacharias, Hochschule Bremen
Fakultät 5, Natur und Technik
Neustadtswall 30, 28199 Bremen
dietmar.zacharias@hs-bremen.de
www.hs-bremen.de/internet/de/studium/stg/istab/lehrende/dzacharias/

Susanne Brosch, Alexander Harms, Claudia Peerenboom
NLWKN, Betriebsstelle Hannover-Hildesheim
Göttinger Chaussee 76A, 30453 Hannover
susanne.brosch@nlwkn-h.niedersachsen.de
alexander.harms@nlwkn-h.niedersachsen.de
claudia.peerenboom@nlwkn-h.niedersachsen.de

Jürgen Ludwig, NLWKN, Betriebsstelle Lüneburg
Außenstelle „Naturschutzstation Untere Elbe“
Alte Hafenstraße 2, 21729 Freiburg/Elbe
juergen.ludwig@nlwkn-lg.niedersachsen.de

Dr. Markus Richter, NABU Niedersachsen
Alleestr. 36, 30167 Hannover
markus.richter@nabu-niedersachsen.de
www.nabu-niedersachsen.de

Martin Wendeburg, NLWKN, Betriebsstelle Brake-Oldenburg
Ratsherr-Schulze-Straße 10, 26122 Oldenburg
martin.wendeburg@nlwkn-ol.niedersachsen.de

Bezug:

Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz (NLWKN) – Naturschutzinformation –
Postfach 91 07 13, 30427 Hannover
e-mail: naturschutzinformation@nlwkn-h.niedersachsen.de
fon: 0511 / 3034-3305
fax: 0511 / 3034-3501
www.nlwkn.niedersachsen.de > Naturschutz > Veröffentlichungen
http://webshop.nlwkn.niedersachsen.de