

Langfristige Veränderungen von Flora und Vegetation des Grünlandes in der Dümmerniederung (Niedersachsen) unter dem Einfluss von Naturschutzmaßnahmen

**Dissertation
von
Volker Blüml**



Universität Bremen

Osnabrück, Mai 2011

**Langfristige Veränderungen von Flora und Vegetation des
Grünlandes in der Dümmerniederung (Niedersachsen)
unter dem Einfluss von Naturschutzmaßnahmen**

**Dissertation zur Erlangung des Doktorgrades
der Naturwissenschaften
Dr. rer. nat.**

vorgelegt von:

Volker Blüml
Hasestraße 60
49074 Osnabrück

Gutachter der Dissertation:

1. Gutachter: Prof. Dr. Martin Diekmann (Universität Bremen)
2. Gutachter: Prof. Dr. Dietmar Zacharias (Hochschule Bremen)

AG Vegetationsökologie und Naturschutzbiologie
Institut für Ökologie und Evolutionsbiologie
Fachbereich 2: Biologie/Chemie
Universität Bremen

Osnabrück, Mai 2011

INHALTSVERZEICHNIS

Inhaltsverzeichnis.....	1
Abbildungsverzeichnis	4
Tabellenverzeichnis.....	8
Kartenverzeichnis	12
1. Einleitung	15
2. Das Untersuchungsgebiet	20
2.1 Geographische Lage	20
2.2 Geologie, Böden und Hydrologie.....	21
2.3 Klima und Witterung.....	22
2.4 Historischer Abriss der Melioration, des Naturschutzes und der bisherigen floristisch-vegetationskundlichen Untersuchungen im Dümmergrünland	23
3. Material und Methoden	25
3.1 Kartierungen der Flora und Vegetation.....	25
3.1.1 Ausgewertete Kartierungen aus früheren Jahren.....	25
3.1.2 Eigene Vegetationskartierungen 2006/2008	27
3.1.3 Dauerbeobachtungsflächen	29
3.1.4 Flächendeckende Erfassung von Rote Liste- und Zeigerarten.....	31
3.1.5 Bestandszählungen von <i>Caltha palustris</i>	32
3.1.6 Flächendeckende Erfassung von „Problemarten“	33
3.2 Bodenkundliche und hydrologische Untersuchungen	34
3.2.1 Bodenkundliche Kartierung	34
3.2.2 Bodenchemische Untersuchungen	35
3.2.3 Hydrologische Erhebungen.....	37
3.3 Flächennutzung.....	38
3.3.1 Vorliegende Rohdaten	38
3.3.2 Datenaufbereitung	39
3.4 Statistische Testverfahren	41
3.5 Auswertungen zu Flora und Vegetation	42
3.5.1 Vegetationsaufnahmen und Pflanzengesellschaften	43
3.5.2 Dauerbeobachtungsflächen	48
3.5.3 Rote Liste-Arten und weitere Zeigerarten.....	48
3.5.4 Bestandszählungen von <i>Caltha palustris</i>	49
3.5.5 „Problemarten“	49
3.5.6 Nomenklatur der Pflanzenarten, bestimmungskritische Sippen	49
4. Die Böden des Untersuchungsgebietes	51
4.1 Moorstratigraphie, Moormächtigkeiten und sekundäre pedogene Prozesse.....	51
4.1.1 Ochsenmoor	51
4.1.2 Westseite und übrige Westliche Dümmergrünland	52
4.2 Bodenchemische Kennwerte	53
4.2.1 Eigene Untersuchungen im Ochsenmoor 2008	53
4.2.2 Aktuelle Standortbedingungen 2008 in Relation zur Vegetationszonierung 1947/48 im Ochsenmoor	53
4.2.3 Vergleich der LUFA-Proben an den DBF im Ochsenmoor 1999 – 2008.....	55
4.2.4 Eigene Untersuchungen an der Westseite und in der übrigen westlichen Dümmergrünland 2009	56
5. Hydrologie	57
5.1 Grundwasserganglinien	57
5.2 Grabenwasserstände	61

6. Nutzung	63
6.1 Ackernutzung seit 1980 im Ochsenmoor	63
6.2 Entwicklung der Grünlandnutzung im Ochsenmoor	64
7. Die Pflanzengesellschaften: Ökologische und Soziologische Charakterisierung, Flächenbilanzen und Veränderungen über 60 Jahre.....	69
7.1 Standorte, ökologische Kennwerte und soziologische Einordnung der Pflanzengesellschaften im Ochsenmoor 2008 sowie Veränderungen im Arteninventar gegenüber früheren Untersuchungen	69
7.1.1 Weiden.....	69
7.1.2 Flutrasen	73
7.1.3 Wiesenfuchsschwanzwiesen	75
7.1.4 Sumpfdotterblumenwiesen.....	76
7.1.5 Hundsstraußgraswiesen.....	77
7.1.6 Rohrglanzgrasröhrichte	79
7.1.7 Schlankseggen- und Blasenseggenriede	79
7.2 Ökologische Charakterisierung der Pflanzengesellschaften im Ochsenmoor 1947/48 – 2008.....	81
7.2.1 Ökologische Charakterisierung der Pflanzengesellschaften 2008	81
7.2.2 Ökologische Charakterisierung der Pflanzengesellschaften 1947/48.....	83
7.2.3 Ökologische Charakterisierung der Pflanzengesellschaften 1987	85
7.2.4 Veränderungen in den ökologischen Kennwerten der Pflanzengesellschaften 1947/48 – 2008.....	87
7.3 Räumliche Verteilung und Flächenbilanz der Pflanzengesellschaften im Ochsenmoor 1947/48 – 2008	90
7.4 Zusammenhänge zwischen den Pflanzengesellschaften im Ochsenmoor 2008 und ihren Ausgangsgesellschaften 1947/48.....	93
7.5 Konstanz und Dynamik der Pflanzengesellschaften im Ochsenmoor 1987 – 2008 ...	95
7.5.1 Gesamtbilanz	95
7.5.2 Entwicklungen in ausgewählten Teilräumen	97
7.5.3 Entwicklungen ausgewählter Pflanzengesellschaften.....	101
7.6 Vergleich ungefähr ortsgleich reproduzierter Vegetationsaufnahmen im Ochsenmoor zwischen den Jahren 1987 und 2008.....	110
7.7 Quantifizierung von Vegetationsveränderungen im Ochsenmoor anhand von mittleren Zeigerwerten 2000 und 2008	113
7.8 Entwicklung von Vegetation und Standort in den Teichwiesen über 30 Jahre.....	114
7.8.1 Standort.....	114
7.8.2 Ordination mittels DCA zur Vegetationsentwicklung 1979-2008	115
7.8.3 Vegetationsentwicklung auf Teilflächen.....	116
7.9 Entwicklungen der Pflanzengesellschaften an der Westseite über 60 Jahre	123
7.9.1 Räumliche Verteilung, Flächenbilanz, Konstanz und Dynamik 1947-2006.....	123
7.9.2 Vergleich ungefähr ortsgleich reproduzierter Vegetationsaufnahmen zwischen den Jahren 1987 und 2009.....	126
8. Vegetationsentwicklung in Dauerbeobachtungsflächen.....	127
8.1 Ochsenmoor 1995-2010: Auswertung nach Zeigerwerten.....	127
8.2 Ochsenmoor 1995-2010: Ordination mittels DCA	128
8.3 Ochsenmoor 1995-2010: Artenzahlen und Veränderungen einzelner Arten	130
8.3.1 Artenzahlen und Evenness	130
8.3.2 Veränderungen einzelner Arten	131

8.4 Vegetationsentwicklung in Dauerbeobachtungsflächen an der Westseite und in der Westlichen Dümmerniederung 2003-2009	136
8.4.1 Westseite	136
8.4.2 Westliche Dümmerniederung.....	136
9. Aktueller Artenreichtum: Einflüsse von Umweltfaktoren und Nutzungshistorie	138
10. Verbreitung und Bestandsveränderungen von Arten	141
10.1 Flora des Grünlandes im Ochsenmoor 1947/48 und 2008	142
10.2 Rote Liste- und Zeigerarten 1987-2008.....	142
10.2.1 Überblick über die Vorkommen im Grünland des Ochsenmoores	142
10.2.2 Vorkommen von Rote Liste-Arten im Ochsenmoor außerhalb des Grünlandes	147
10.2.3 Entwicklung einzelner Arten im Ochsenmoor	148
10.2.4 Verbreitung und Bestandsentwicklung von Rote Liste- und Zeigerarten an der Westseite.....	157
10.3 „Problemarten“ für die Grünlandbewirtschaftung	158
11. Diskussion	162
11.1 Methodendiskussion.....	162
11.2 Böden	168
11.2.1 Moormächtigkeiten und sekundäre pedogene Prozesse	168
11.2.1 Bodenchemische Kennwerte	168
11.3 Hydrologie.....	170
11.4 Nutzung	172
11.5 Entwicklungen auf der Ebene von Pflanzengesellschaften und ökologischer Kennwerte der Vegetation	173
11.5.1 Mittel- bis langfristige Entwicklungen in Dauerbeobachtungsflächen	173
11.5.2 Pflanzengesellschaften.....	175
11.5.3 Ökologische Kennwerte der Vegetation und ihre Veränderungen	185
11.5.4 Veränderungen über 30 Jahre am Beispiel der Teichwiesen	187
11.6 Entwicklungen einzelner Pflanzenarten und des Artenreichtums	189
11.6.1 Rote Liste- und Zeigerarten.....	189
11.6.2 Entwicklung weiterer Arten	199
11.6.3 „Problemarten“	200
11.6.4 Den Artenreichtum beeinflussende Faktoren.....	204
11.7 Entwicklungen in der Westlichen Dümmerniederung	212
12. Fazit und Ausblick	213
13. Zusammenfassung	219
14. Danksagung	222
15. Literaturverzeichnis.....	224

ABBILDUNGSVERZEICHNIS

Abbildung 1: Lage des Dümmergebietes (vgl. Karte 1) im Südwesten Niedersachsens mit Angabe der Landkreise (DH: Diepholz, VEC: Vechta, OS: Osnabrück).....	20
Abbildung 2: Klassifizierung des Bodenentwicklungszustandes nach ROESCHMANN et al. (1993), leicht verändert.....	34
Abbildung 3: Unterschiede in den pH-Werten, Phosphorgehalten, C/N-Verhältnissen sowie den Gehalten an organischer Substanz zwischen den 1947/48 als „Kernfläche“ bzw. „Umgebung“ kartierten Bereichen in den Bodenproben 2008 (Mann-Whitney-Tests; jeweils „Kernfläche“: n=48; „Umgebung“: n=43).....	54
Abbildung 4: 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 DBF in den Jahren 1999, 2005 und 2008.	55
Abbildung 5: Grundwasserganglinien der Pegel S5, S6, S7, S8, S14 und S15. Horizontale schwarze Linie: Geländeoberkante nach eigenem Nivellement. Ganglinien: dunkelblau: 1994, magenta: 1995, orange: 1996, hellblau: 1997, violett: 1998, rotbraun: 1999, türkis mit Kreuzen: 2000, rot: 2008 (nur Mai - September); türkis mit Rauten: 2010. Bei längeren Messunterbrechnungen ist keine Trendlinie eingezeichnet. Pegel S7 wurde 2008 nicht gemessen.	59
Abbildung 6: Grundwasserganglinien der Pegel S17, S18, S24, S26, S27 und S28. Erläuterung siehe Abbildung 5. Pegel S18 wurde 2008 nicht gemessen.....	60
Abbildung 7: Wasserstandsganglinien ausgewählter Grabenpegel. Waagerechte dunkel-/hellgrüne Linien: Beginnender/weitgehender Überstau des jeweiligen Polders (ca. 20 %/ca. 80 % Flächenanteil). Ganglinien: beige: 1997/98; schwarz: 2001/02; blau: 2005/06; rot: 2006/07; magenta: 2007/08; violett: 2008/09; orange: 2009/10.	62
Abbildung 8: Ausdehnung der Ackerflächen im Vergleichsgebiet der Vegetationskartierung (ca. 845,4 ha, vgl. Karte 2) seit 1980. Gesamt: Summe aller in diesem Zeitraum vorübergehend beackerten Flurstücke bzw. Flurstücksteile.....	63
Abbildung 9: Flächenanteile der Grünlandnutzungstypen 1993–2009.	64
Abbildung 10: Entwicklung der mittleren Größe (ha) der Bewirtschaftungseinheiten 1993–2009 (Rang-Korrelationskoeffizient nach SPEARMAN: $r_s=0,912$, $p<0,001$, $n=17$).	65
Abbildung 11: Veränderung der Nutzungstypen in den Zeiträumen 1994–1999, 2000–2007 und 1994–2007. We=Weide, Wi=Wiese, Misch=Mischnutzung; fr.=früh, sp.=spät; vgl. auch Tabelle 7.	66
Abbildung 12: Zeiträume der 1. Mahd der Wiesen (incl. Mähweiden) im Ochsenmoor 1995 – 2009. 1993 und 1994 sind wegen sehr lückenhafter Daten nicht berücksichtigt. Die Darstellung erfolgt als prozentualer Anteil an den gemähten Flächen mit bekanntem Mahdtermin.....	67
Abbildung 13: Wie vorige Abbildung 12, aber Darstellung als prozentualer Anteil aller erfassten Grünlandflächen im NSG Ochsenmoor.....	67
Abbildung 14: Bodenkennwerte bezogen auf die aktuellen Pflanzengesellschaften 2008. Die drei Proben von Standorten mit geringmächtigen Torfauflagen (Niedermoorgleye) sind nicht einbezogen.....	70
Abbildung 15: DCA der Vegetationsaufnahmen 2008 (n=166; Varianz: 4,78; Eigenwerte/Gradientenlängen: Achse 1: 0,43/4,72; Achse 2: 0,21/2,97; Achse 3 [nicht dargestellt]: 0,16/2,46).....	81
Abbildung 16: Ökogramm der Vegetationsaufnahmen 2008.	82
Abbildung 17: DCA der Vegetationsaufnahmen 1947/48 (n=80; Varianz: 4,23; Eigenwerte/Gradientenlängen: Achse 1: 0,52/4,50; Achse 2: 0,21/2,66; Achse 3 [nicht dargestellt]: 0,16/2,34).....	83

Abbildung 18: Ökogramm der Vegetationsaufnahmen 1947/48. Abkürzungen vgl. Abbildung 17.....	84
Abbildung 19: DCA der Vegetationsaufnahmen 1987 (n=87; Varianz: 4,56; Eigenwerte/Gradientenlängen: Achse 1: 0,34/3,22; Achse 2: 0,26/3,17; Achse 3 [nicht dargestellt]: 0,15/2,37):.....	86
Abbildung 20: Ökogramm der Vegetationsaufnahmen 1987.	87
Abbildung 21: Ökogramme ausgewählter Pflanzengesellschaften jeweils für die Untersuchungsjahre 1947/48, 1987, 1994, 2000 und 2008, soweit aus den jeweiligen Jahren Aufnahmen vorliegen.	89
Abbildung 22: Flächenausdehnung der Pflanzengesellschaften im Vergleich der Kartierungen 1947/48, 1987, 1994, 2000 und 2008 (ca. 845,4 ha). Abkürzungen wie in Abbildung 15; zusätzlich: MOLNAR: Pfeifengraswiesen und Borstgrasrasen; ELYREP: Queckenrasen; NEUEIN: Neueinsaat; ACKBR: Äcker einschl. Ackerbrachen; SONST: Sonstige. GLYMAX beinhaltet auch die Teich- und Flussröhrichte aus 1947/48.	91
Abbildung 23: Entwicklung der Pflanzengesellschaften von 1947/48 (jeweils auf der x-Achse aufgetragen) bis 2008 in ha (oben) und in % (unten). Die auf der x-Achse aufgetragenen Gesellschaften stellen den Ausgangszustand 1947/48 dar, die in den Balken wiedergegebenen Gesellschaften den Ist-Zustand 2008. Abkürzungen vgl. Abbildungen 15+22.....	93
Abbildung 24: Ausgangsgesellschaften 1947/48 der Pflanzengesellschaften 2008 in ha. Die auf der x-Achse aufgetragenen Gesellschaften stellen den Ist-Zustand 2008 dar, die in den Balken wiedergegebenen Gesellschaften den Ausgangszustand 1947/48. Gesellschaften mit geringer Flächenausdehnung 2008 sind nicht berücksichtigt. Abkürzungen vgl. Abbildungen 15+22; GEHÖLZ: Bruchwälder und sonstige Gehölzbestände; GLYMAX beinhaltet auch die Teich- und Flussröhrichte aus 1947/48.	94
Abbildung 25: Ausgangsgesellschaften 1947/48 (x-Achse) der Grünländer, die 2008 (y-Achse) als Hundsstraußgraswiese eingestuft wurden (Hauptcode) bzw. vorrangig zu anderen Gesellschaften gestellt wurden, aber Übergänge zu Hundsstraußgraswiesen aufwiesen (Nebencode).	95
Abbildung 26: 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. Abkürzungen vgl. Abbildungen 15+22.....	96
Abbildung 27: Vegetationsentwicklung 1987-2008 im Flächenblock G (vgl. Karte 2). 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. Abbildungen 23+26.	98
Abbildung 28: Vegetationsentwicklung 1987 zu 2008 im Dielinger und Stemshorner Westerbruch (Flächenblöcke L-O). Erläuterungen siehe Abbildung 27.	99
Abbildung 29: Vegetationsentwicklung 1987 zu 2008 am Südrand des Ochsenmoores (Flächeneinheiten gemäß Karte 2: S5, T4, U5, U10, V2b-c, V4/5, Flächenblöcke W und X). Erläuterungen siehe Abbildung 27.....	100
Abbildung 30: Entwicklung der Vegetationsbestände 1987-2008, die 1987 als Queckenrasen kartiert wurden. Erläuterungen siehe Abbildung 27.	101
Abbildung 31: Entwicklung der Vegetationsbestände 1987-2008, die 1987 als Sumpfdotterblumenwiese kartiert wurden. Erläuterungen siehe Abbildung 27.....	102
Abbildung 32: Entwicklung der Vegetationsbestände 1987-2008, die 2008 als Sumpfdotterblumenwiese kartiert wurden. Erläuterungen siehe Abbildung 27.....	103

Abbildung 33: Entwicklung der Vegetationsbestände 1987-2008, die 1987 als Hundsstraußgraswiese kartiert wurden. Erläuterungen siehe Abbildung 27.....	104
Abbildung 34: Entwicklung der Vegetationsbestände 1987-2008, die 2008 als Hundsstraußgraswiese kartiert wurden. Erläuterungen siehe Abbildung 27.....	105
Abbildung 35: Entwicklung der Vegetationsbestände 1987-2008, die 2000 als Rohrglanzgrasröhricht kartiert wurden. Erläuterungen siehe Abbildung 27.	106
Abbildung 36: Entwicklung der Vegetationsbestände 1987-2008, die 2000 als Wasserschwadenröhricht kartiert wurden. Erläuterungen siehe Abbildung 27.....	107
Abbildung 37: Entwicklung der Vegetationsbestände 1987-2008, die 1987 als Schlankseggenried kartiert wurden. Erläuterungen siehe Abbildung 27.	107
Abbildung 38: Entwicklung der Vegetationsbestände 1987-2008, die 2008 als Schlankseggenried kartiert wurden. Erläuterungen siehe Abbildung 27.	108
Abbildung 39: Entwicklung der Vegetationsbestände 1987-2008 auf den Flächen, von denen aus dem Zeitraum 1980-1994 eine zeitweilige Ackernutzung belegt ist. Erläuterungen siehe Abbildung 27.....	109
Abbildung 40: DCA für 60 Vegetationsaufnahmen aus 1987 und deren etwa ortsgleiche Wiederholung 2008 (Gesamt n=120; Aufnahmen paarweise verbunden; Varianz: 2,53; Eigenwerte/Gradientenlängen: Achse 1: 0,33/2,97; Achse 2: 0,17/2,13; Achse 3 [nicht dargestellt]: 0,15/3,47). Die Nummern vor dem Spiegelstrich bezeichnen die Aufnahmenr., hinter dem Spiegelstrich ist das Aufnahmejahr angegeben.....	110
Abbildung 41: Veränderungen der gewichteten mittleren Zeigerwerte für Feuchte (mF), Stickstoff (mN) und Mahdverträglichkeit (mM), der Feuchtespektren, der Wechselfeuchte- ($F_{\sim}$) und der Überflutungszeiger ($F_{=}$; jeweils % der Deckungssumme) in jeweils n=60 ungefähr ortsgleichen Vegetationsaufnahmen im Ochsenmoor im Vergleich zwischen 1987 und 2008.....	112
Abbildung 42: Gewichtete mittlere Zeigerwerte für das Vergleichsgebiet (ca. 845,4 ha) 2000 und 2008 für Feuchte (mF), Stickstoff (mN) und Mahdverträglichkeit (mM).....	113
Abbildung 43: DCA aller Vegetationsaufnahmen in den Teichwiesen 1979, 1991 und 2008 (n=102; Varianz: 2,85; Eigenwerte/Gradientenlängen: Achse 1: 0,24/2,33; Achse 2: 0,16/2,21; Achse 3: 0,12/2,05). Blau: Teilfläche A5; violett: Teilfläche A6; orange: Teilflächen A7/A8; türkis: Referenzfläche A4.	115
Abbildung 44: Vegetationskarte der Teichwiesen 2008 mit Kürzeln für die Flächeneinheiten (vgl. Text). Lage der reproduzierten Vegetationsaufnahmen und deren pflanzensoziologischer Einordnung 1979, 1991 und 2008).	119
Abbildung 45: Veränderungen der gewichteten mittleren Zeigerwerte für Feuchte (mF), Stickstoff (mN) und Mahdverträglichkeit (mM), der Feuchte- und Stickstoffspektren, der Wechselfeuchte- ($F_{\sim}$) und der Überflutungszeiger ($F_{=}$; jeweils % der Deckungssumme) sowie der Artenzahlen in der Teichwiese, Teilbereich Hundsstraußgraswiese (A5) 1979-1991-2008 (je n=11 Vegetationsaufnahmen).	120
Abbildung 46: Veränderungen der gewichteten mittleren Zeigerwerte für Feuchte (mF), Stickstoff (mN) und Mahdverträglichkeit (mM), der Feuchte- und Stickstoffspektren, der Wechselfeuchte- ($F_{\sim}$) und der Überflutungszeiger ($F_{=}$; jeweils % der Deckungssumme) sowie der Artenzahlen in der Teichwiese, Teilbereich Flutrasen/Schlankseggenried (A6) 1979-1991-2008 (je n=7 Vegetationsaufnahmen).	121
Abbildung 47: Veränderungen der gewichteten mittleren Zeigerwerte für Feuchte (mF), Stickstoff (mN) und Mahdverträglichkeit (mM), der Feuchte- und Stickstoffspektren, der Wechselfeuchte- ($F_{\sim}$) und der Überflutungszeiger ($F_{=}$; jeweils % der Deckungssumme) sowie der Artenzahlen in der Teichwiese, Teilbereich Sumpfdotterblumenwiese (A7/A8) 1979-1991-2008 (je n=14 Vegetationsaufnahmen).....	122
Abbildung 48: Flächenausdehnung der Pflanzengesellschaften im Vergleich der Kartierungen 1947/48, 1987, 1994, 2000 und 2008 (ca. 845,4 ha).....	123

Abbildung 49: oben: Entwicklung der Pflanzengesellschaften 1987 (auf der x-Achse aufgetragen) zu Pflanzengesellschaften 2006 und unten: Anteile der Pflanzengesellschaften 1987 an den Pflanzengesellschaften 2006 (an der x-Achse aufgetragen). Abkürzungen vgl. Abbildungen 15+23; außerdem: CALCAN: Sumpfreitgrasried; PHRAUS: Schilfröhricht.....	125
Abbildung 50: DCA für 15 Vegetationsaufnahmen aus 1987 und deren etwa ortsgleiche Wiederholung 2009 (Gesamt n=30; Aufnahmen paarweise verbunden; Varianz: 2,13; Eigenwerte/Gradientenlängen: Achse 1: 0,30/3,03; Achse 2: 0,17/2,26; Achse 3 [nicht dargestellt]: 0,13/2,10). Die Nummern vor dem Spiegelstrich bezeichnen die Aufnahmenr., hinter dem Spiegelstrich ist das Aufnahmejahr angegeben.....	126
Abbildung 51: Veränderungen der gewichteten mittleren Zeigerwerte für Feuchte (mF), Stickstoff (mN) und Mahdverträglichkeit (mM), der Feuchte- und Stickstoffspektren, der Wechselfeuchte- ($F_{\sim}$) und der Überflutungszeiger ($F_{=}$; jeweils % der Deckungssumme) sowie der Artenzahlen in den DBF 1995-2010.....	127
Abbildung 52: DCA aller DBF-Aufnahmen 1995-2010 (n=171; Varianz: 3,34; Eigenwerte/Gradientenlängen: Achse 1: 0,31/3,31; Achse 2: 0,18/2,34; Achse 3: 0,12/2,05). Blau: DBF in der Vernässungszone, Rot: DBF in den Randbereichen.....	129
Abbildung 53: Entwicklung der Evenness-Werte in den DBF 1995-2010.....	130
Abbildung 54: Beziehungen zwischen Artenreichtum (Artenzahl in den Vegetationsaufnahmen 2008, n=166) und mittleren Zeigerwerten für Feuchte, Stickstoff, dem Extensivierungsbeginn und früherer Acker(zwischen)nutzung: 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: $R^2(\text{adj})=7,9\%$; $p<0,001$; Acker(zwischen)nutzung: ungepaarter t-Test für belegte (1: n=29) bzw. nicht belegte Ackernutzung (0: n=137; n.s.).....	139
Abbildung 55: Beziehungen zwischen Artenreichtum (Artenzahl in den Vegetationsaufnahmen 2008) und Bodenentwicklungsstufen, pH-Werten sowie Phosphorgehalten (logarithmiert). Bodenentwicklungsstufen: Gesamt-n=80, jeweiliges n in Klammern angegeben; pH-Wert: lineare Regression: $R^2(\text{adj})=2,8\%$, $p=0,06$, n=93; Phosphor: quadratische Regression: $R^2(\text{adj})=3,2\%$, $p=0,086$, n=93.....	140
Abbildung 56: Areal von <i>Caltha palustris</i> im NSG Ochsenmoor nach flächendeckenden Erfassungen 1994-2007. Angegeben ist die Flächengröße in ha aller Grünlandparzellen, die in der entsprechenden Wuchsdichte besiedelt waren.	149
Abbildung 57: Jährliche Veränderungen der Bestände von <i>Caltha palustris</i> 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.....	150
Abbildung 58: Wuchsdichten von <i>Deschampsia cespitosa</i> im „Vergleichsgebiet“ (ca. 845,4 ha) nach halbquantitativen Erfassungen 2000 und 2008.	158
Abbildung 59: Wuchsdichten von <i>Juncus effusus</i> im „Vergleichsgebiet“ (ca. 845,4 ha) nach halbquantitativen Erfassungen 2000 und 2008.	159

TABELLENVERZEICHNIS

Tabelle 1: Monatliche und jährliche Niederschlagssummen für die Wetterstation Diepholz 2008, 2010 sowie im Mittel von 2001-2010 nach Datenabruf unter http://www.wetteronline.de/Niedersachsen/Diepholz.htm (Abruf vom 21.04.2011)....	22
Tabelle 2: Schätzsкала für Vegetationsaufnahmen.	28
Tabelle 3: Dreistufige Schätzsкала zur Aufnahme gewichteter Artenlisten.	29
Tabelle 4: Schätzsкала für Vegetationsaufnahmen auf DBF.	30
Tabelle 5: Skala „a“ zur Häufigkeitsschätzung an einem Wuchsort nach GARVE (1990) und SCHACHERER (2001).....	32
Tabelle 6: Definition der Grünlandnutzungstypen sowie verwendeter Abkürzungen.	39
Tabelle 7: Zusammenfassung von Grünlandnutzungstypen für die Zeiträume 1994-1999 und 2000-2007 bzw. 1994-2007. (MW=Mähweide)	40
Tabelle 8: Signifikanzniveaus bei statistischen Tests.	42
Tabelle 9: Definition von Stetigkeitsklassen und Transformation der Deckungsgrade.....	44
Tabelle 10: Korrelationsmatrix der Achsen 1-3 aus der DCA für die Vegetationsaufnahmen 2008 mit gewichteten mittleren Zeigerwerten derselben Aufnahmen (n=166). Angegeben sind die Korrelation nach Pearson und das zweiseitige Signifikanzniveau. .	82
Tabelle 11: Korrelationsmatrix der gewichteten mittleren Zeigerwerte der Vegetationsaufnahmen aus 2008 (n=166).	82
Tabelle 12: Korrelationsmatrix der Achsen 1-3 aus der DCA für die Vegetationsaufnahmen 1947/48 mit gewichteten mittleren Zeigerwerten derselben Aufnahmen (n=80). Angegeben sind die Korrelation nach Pearson und das zweiseitige Signifikanzniveau. .	84
Tabelle 13: Korrelationsmatrix der gewichteten mittleren Zeigerwerte der Vegetationsaufnahmen aus 1947/48 (n=80) untereinander.....	84
Tabelle 14: Korrelationsmatrix der Achsen 1-3 aus der DCA für die Vegetationsaufnahmen 1987 mit gewichteten mittleren Zeigerwerten derselben Aufnahmen (n=87). Angegeben sind die Korrelation nach Pearson und das zweiseitige Signifikanzniveau.....	86
Tabelle 15: Korrelationsmatrix der gewichteten mittleren Zeigerwerte der Vegetationsaufnahmen aus 1987 (n=87) untereinander.....	86
Tabelle 16: Korrelationsmatrix der Achsen 1-3 aus der DCA für die ungefähr ortsgleich reproduzierten Vegetationsaufnahmen 1987/2008 mit gewichteten mittleren Zeigerwerten derselben Aufnahmen (n=120). Angegeben sind die Korrelation nach Pearson und das zweiseitige Signifikanzniveau.	111
Tabelle 17: Korrelation der gewichteten mittleren Zeigerwerte der reproduzierten Vegetationsaufnahmen 1987/ 2008 (n=120) untereinander.	111
Tabelle 18: Bodenkennwerte für Teilbereiche der Teichwiesen im Vergleich von 1991 (aus HELLBERG 1995) zu 2008 (eig. Untersuchungen).	114
Tabelle 19: Korrelationsmatrix der Achsen 1-3 aus der DCA für die Vegetationsaufnahmen aus den Teichwiesen 1979, 1991 und 2008 mit gewichteten mittleren Zeigerwerten derselben Aufnahmen (n=102). Angegeben sind die Korrelation nach Pearson und das zweiseitige Signifikanzniveau.....	116
Tabelle 20: Korrelation der gewichteten mittleren Zeigerwerte der Vegetationsaufnahmen aus den Teichwiesen 1979, 1991 und 2008 (n=102) untereinander.....	116
Tabelle 21: Gewichtete mittlere Zeigerwerte und Artenzahlen in den beiden Vegetationsaufnahmen der Referenzfläche (A4) im Vergleich der Jahre 1979, 1991 und 2008. Abkürzungen der Werte vgl. Abbildung 45.	119
Tabelle 22: Korrelationsmatrix der Achsen 1-3 aus der DCA für die DBF 1995-2010 mit gewichteten mittleren Zeigerwerten derselben Aufnahmen (n=171). Angegeben sind die Korrelation nach Pearson und das zweiseitige Signifikanzniveau.....	128

Tabelle 23: Korrelationsmatrix der gewichteten mittleren Zeigerwerte der DBF-Aufnahmen 1995-2010 (n=171) untereinander.	129
Tabelle 24: Klassifizierung des Artenreichtums in den DBF 1995-2010.	130
Tabelle 25: Vorkommen und mittlere Deckungsgrade der Gefäßpflanzenarten (sehr selten auftretende Arten ausgenommen) in den DBF 1995-2010; bei häufig auftretenden Arten ist der statistische Trend (Wilcoxon-Test) angegeben. Trend Anz. Vork.: Statistischer Trend des Präsenz/Absenz-Vergleichs 1995-2008 mittels Vorzeichentest. Für selten auftretende Arten wurden keine statistischen Analysen vorgenommen.....	132
Tabelle 26: Minimales angemessenes Modell zur Abhängigkeit des Artenreichtums von Umweltfaktoren. Erklärte Varianz des Gesamtmodells $R^2(\text{adj})=11,4\%$	138
Tabelle 27: Minimales angemessenes Modell zur Abhängigkeit des Artenreichtums von bodenkundlichen Parametern. Erklärte Varianz des Gesamtmodells $R^2(\text{adj})=29,2\%$	141
Tabelle 28: Auftreten von Rote Liste-Arten und weiterer Zeigerarten im Grünland des NSG Ochsenmoor 1994, 2000 und 2008; für 2008 sind für ausgewählte Arten außerdem die Funde im Ochsenmoor außerhalb des Grünlandes angegeben (s. auch Tabelle 30). Aufgeführt ist die Anzahl der jeweils besiedelten Flächeneinheiten (vgl. Kap. 3.5.3, jeweils n=427 Einheiten) sowie die Trends in verschiedenen Zeiträumen mit Signifikanzniveau (Vorzeichentests). 2000-2008 Populationsgr.: Vergleich für die 2000 und 2008 halbquantitativ erfassten RL-Arten (Wilcoxon-Test, hierbei jeweils n=338 Flächeneinheiten, da bei der Erfassung z.T. Teilflächen von Bewirtschaftungseinheiten nicht ausdifferenziert wurden). F, N: Feuchte- bzw. Stickstoffzahl nach ELLENBERG et al. 1992 RL 93/RL 04: Gefährdungseinstufung für das niedersächsische Flachland nach GARVE (1993/2004). n.e.=nicht punktgenau erfasst. N: neu etabliert.....	144
Tabelle 29: Beziehungen zwischen den Vorkommen von Rote Liste- und Zeigerarten 2000 und 2008 sowie Umweltfaktoren und Nutzungsparametern der Flächeneinheiten. Ergebnisse binärer logistischer Regressionen mit Angabe der Prüfgröße, Freiheitsgrade und Signifikanz (p) für das Gesamtmodell sowie Regressionskoeffizienten und deren Signifikanzniveaus für Umweltfaktoren, die Extensivierungsdauer und Nutzungsparameter (mN, mF: gewichtete mittlere Zeigerwerte für Feuchte/Stickstoff; WF, ÜF: Anteil der Wechselfeuchte-/Überflutungszeiger; Nutzungsklassifikation vgl. Tabelle 6; -: nicht berechnet). Arten mit nicht signifikantem Gesamtmodell ($p>0,05$) wurden weggelassen.	145
Tabelle 30: Vorkommen von Rote Liste-Arten 2008 im Ochsenmoor, die ausschließlich außerhalb des Grünlandes nachgewiesen wurden (übrige Arten s. Tabelle 28). Es sind nur Arten der aktuellen Roten Liste ohne Vorwarnliste berücksichtigt. RL: Gefährdungsgrad in Niedersachsen gemäß Roter Liste (GARVE 2005), Region Tiefland.	147
Tabelle 31: Bestandsentwicklung von <i>Caltha palustris</i> in 26 Dauerparzellen 1995-2010 (jeweils n=16 Jahre mit Zählung; Parzelle 2: 1997-2010; n=14). Angegeben ist der Steigungswert b linearer Regressionen für die Werte jeder einzelnen Parzelle.....	152
Tabelle 32: Auftreten von Rote Liste-Arten und weiterer Zeigerarten an der Westseite 1987, 1994 und 2006 (<i>Caltha palustris</i> : Nacherfassung 2007). Aufgeführt ist die Anzahl der jeweils besiedelten Flurstücke (jeweils n=33 Flurstücke) F, N: Feuchte- bzw. Stickstoffzahl nach ELLENBERG et al. 1992; RL 93 / RL 04: Gefährdungseinstufung für das niedersächsische Flachland nach GARVE (1993/2004). n.e.=nicht punktgenau erfasst. Nicht berücksichtigt ist ein 1994 gemeldetes Vorkommen von <i>Crepis biennis</i> (Meldung wurde nach Revision aus dem Nds. Pflanzenarterfassungsprogramm gestrichen, NLWKN unveröff.).	157

Tabelle 33: Beziehungen zwischen den Vorkommen der <i>Deschampsia cespitosa</i> -Fazies 2000 und 2008 sowie den Vorkommen von <i>Equisetum palustre</i> 2008 und Umweltfaktoren sowie Nutzungsparametern der Flächeneinheiten. Ergebnisse binärer logistischer Regressionen (Abkürzungen und weitere Erläuterungen vgl. Tabelle 26).	161

Tabellen im Anhang:

Tabelle A1: Ergebnisse der Bodenanalysen. Aufnahmenr. vgl. Karten 2, 22 und 53. Die Gehaltklassenzuordnung (GK) erfolgte nach Verwendung eines Umrechnungsfaktors (vgl. Kap. 3.2.2).	
Tabelle A2: Florenliste der Farn- und Samenpflanzen des Grünlandes im Ochsenmoor 1947/48 und 2008. Aufgeführt sind für 1947/48 alle in 80 Vegetationsaufnahmen, 2008 alle im Grünland (auch außerhalb von Vegetationsaufnahmen) gefundenen Arten. RL: Gefährdungsgrad in Niedersachsen gemäß Roter Liste (GARVE 2005), Region Tiefland. Rot unterlegt: 1947/48 in Vegetationsaufnahme(n) belegt, 2008 im gesamten Grünland nicht gefunden; grün unterlegt: 2008 im Grünland gefunden, 1947/48 nicht in Vegetationsaufnahme(n) belegt.	
Tabelle A3: Vegetationstabelle Weidegesellschaften.	
Tabelle A4: Vegetationstabelle Flutrasen: Fazies von Knickfuchsschwanz und Flechtstraußgras.	
Tabelle A5: Vegetationstabelle Flutrasen: Fazies von Flutendem Schwaden.	
Tabelle A6: Vegetationstabelle Wiesenfuchsschwanzwiesen.	
Tabelle A7: Vegetationstabelle Sumpfdotterblumenwiesen.	
Tabelle A8: Vegetationstabelle Hundsstraußgraswiesen.	
Tabelle A9: Vegetationstabelle Röhrichte und Riede.	
Tabelle A10: Stetigkeitstabelle Schafgarben-Ausbildung der Weiden.	
Tabelle A11: Stetigkeitstabelle Wiesenschaumkraut-Ausbildung der Weiden.	
Tabelle A12: Stetigkeitstabelle Kuckuckslichtnelken-Ausbildung der Weiden.	
Tabelle A13: Stetigkeitstabelle Flutrasen: Fazies von Knickfuchsschwanz und Flechtstraußgras.	
Tabelle A14: Stetigkeitstabelle Flutrasen: Fazies von Flutendem Schwaden	
Tabelle A15: Stetigkeitstabelle Wiesenfuchsschwanzwiesen.	
Tabelle A16: Stetigkeitstabelle Sumpfdotterblumenwiesen.	
Tabelle A17: Stetigkeitstabelle Hundsstraußgraswiesen.	
Tabelle A18: Stetigkeitstabelle Rohrglanzgrasröhrichte.	
Tabelle A19: Stetigkeitstabelle Schlankseggenriede einschl. Blasenseggenried.	
Tabelle A20: Vegetationstabelle Teichwiesen: Hundsstraußgraswiese (A5).	
Tabelle A21: Vegetationstabelle Teichwiesen: Flutrasen/Schlankseggenried (A6).	
Tabelle A22: Vegetationstabelle Teichwiesen: Sumpfdotterblumenwiese (A7/8).	
Tabelle A23: Vegetationstabelle Teichwiesen: Referenzfläche (A4).	
Tabelle A24: Bestandszählung von <i>Caltha palustris</i> (Anzahl Horste gezählt bzw. geschätzt) auf 26 Parzellen, z.T. mit Unterteilungen (Summe für gesamte Parzelle vorangestellt, Teilwerte kursiv gesetzt, vgl. Karte 30; einige Unterteilungen zusammengefasst) 1995-2010.	
Tabelle A25: Nutzungshistorie der Dauerbeobachtungsflächen. Abkürzungen s. Tabellen 5+6.	
Tabelle A26: Nutzungstermine der DBF. 1,2: Monatshälften; ab: Nutzungsfreigabe ab, tatsächl. evt. später gemäht.	
Tabelle A27: Aufnahmen der Dauerbeobachtungsfläche 1.	
Tabelle A28: Aufnahmen der Dauerbeobachtungsfläche 2.	
Tabelle A29: Aufnahmen der Dauerbeobachtungsfläche 3.	

Tabelle A30: Aufnahmen der Dauerbeobachtungsfläche 4.	
Tabelle A31: Aufnahmen der Dauerbeobachtungsfläche 5.	
Tabelle A32: Aufnahmen der Dauerbeobachtungsfläche 6.	
Tabelle A33: Aufnahmen der Dauerbeobachtungsfläche 7.	
Tabelle A34: Aufnahmen der Dauerbeobachtungsfläche 8.	
Tabelle A35: Aufnahmen der Dauerbeobachtungsfläche 9.	
Tabelle A36: Aufnahmen der Dauerbeobachtungsfläche 10.	
Tabelle A37: Aufnahmen der Dauerbeobachtungsfläche 11.	
Tabelle A38: Aufnahmen der Dauerbeobachtungsfläche 12.	
Tabelle A39: Aufnahmen der Dauerbeobachtungsfläche 13.	
Tabelle A40: Aufnahmen der Dauerbeobachtungsfläche 14.	
Tabelle A41: Aufnahmen der Dauerbeobachtungsfläche 15.	
Tabelle A42: Aufnahmen der Dauerbeobachtungsfläche 16.	
Tabelle A43: Aufnahmen der Dauerbeobachtungsfläche 17.	
Tabelle A44: Aufnahmen der Dauerbeobachtungsfläche 18.	
Tabelle A45: Aufnahmen der Dauerbeobachtungsfläche 19.	
Tabelle A46: Aufnahmen der Dauerbeobachtungsfläche 20.	
Tabelle A47: Aufnahmen der Dauerbeobachtungsfläche 21.	
Tabelle A48: Aufnahmen der Dauerbeobachtungsfläche 22.	
Tabelle A49: Aufnahmen der Dauerbeobachtungsfläche 23.	
Tabelle A50: Aufnahmen der Dauerbeobachtungsfläche 24.	
Tabelle A51: Aufnahmen der Dauerbeobachtungsfläche 25.	
Tabelle A52: Aufnahmen der Dauerbeobachtungsfläche 26.	
Tabelle A53: Aufnahmen der Dauerbeobachtungsfläche 27.	
Tabelle A54: Aufnahmen der Dauerbeobachtungsfläche 28.	
Tabelle A55: Aufnahmen der Dauerbeobachtungsfläche 29.	
Tabelle A56: Aufnahmen der Dauerbeobachtungsflächen an der Westseite (DF 04, 05) und der westlichen Dümmerniederung 2003 – 2009.	
Tabelle A57: Vegetationstabelle Westseite 2009.	

KARTENVERZEICHNIS

Alle Karten befinden sich im Anhang.

- Karte 1: Übersichtskarte mit Abgrenzung der Teilräume innerhalb der Dümmerniederung.
- Karte 2: Flurbezeichnungen und Kartiereinheiten innerhalb des NSG Ochsenmoor.
- Karte 3: Bodentypen und Moormächtigkeiten im NSG Ochsenmoor.
- Karte 4: Bodenentwicklungsstufen und pedogene Veränderungen der Mudden im NSG Ochsenmoor.
- Karte 5: pH-Werte der Bodenproben 2008 aus dem NSG Ochsenmoor.
- Karte 6: Phosphor-Gehalte der Bodenproben 2008 aus dem NSG Ochsenmoor.
- Karte 7: Kalium-Gehalte der Bodenproben 2008 aus dem NSG Ochsenmoor.
- Karte 8: Magnesium-Gehalte der Bodenproben 2008 aus dem NSG Ochsenmoor.
- Karte 9: C/N Verhältnis der Bodenproben 2008 aus dem NSG Ochsenmoor.
- Karte 10: Anteil organischer Substanz der Bodenproben 2008 aus dem NSG Ochsenmoor.
- Karte 11: Wasserstandsmanagement und Lage der Pegel im NSG Ochsenmoor.
- Karte 12: Flächen mit ab 1980 belegter Acker(zwischen)nutzung im NSG Ochsenmoor.
- Karte 13: Beginn der Grünlandextensivierung im NSG Ochsenmoor.
- Karte 14: Grünlandnutzung im NSG Ochsenmoor 1994-1999.
- Karte 15: Grünlandnutzung im NSG Ochsenmoor 2000-2007.
- Karte 16: Grünlandnutzung im NSG Ochsenmoor 1994-2007.
- Karte 17: Vegetationskarte des NSG Ochsenmoor 1947/48.
- Karte 18: Vegetationskarte des NSG Ochsenmoor 1987.
- Karte 19: Vegetationskarte des NSG Ochsenmoor 1994.
- Karte 20: Vegetationskarte des NSG Ochsenmoor 2000.
- Karte 21: Vegetationskarte des NSG Ochsenmoor 2008.
- Karte 22: Lage der vegetationskundlichen Dauerbeobachtungsflächen seit 1995/96/97 sowie der Vegetationsaufnahmen 1987, 1994 und 2008 im NSG Ochsenmoor.
- Karte 23: Mittlere gewichtete Feuchtezahlen im NSG Ochsenmoor 2008.
- Karte 24: Veränderung der mittleren gewichteten Feuchtezahlen im NSG Ochsenmoor 2000-2008.
- Karte 25: Mittlere gewichtete Stickstoffzahlen im NSG Ochsenmoor 2008.
- Karte 26: Veränderung der mittleren gewichteten Stickstoffzahlen im NSG Ochsenmoor 2000-2008.
- Karte 27: Mittlere gewichtete Mahdzahlen im NSG Ochsenmoor 2008.
- Karte 28: Verbreitung von *Agrostis canina* im NSG Ochsenmoor 1994, 2000 und 2008.
- Karte 29: Verbreitung von *Anthoxanthum odoratum* im NSG Ochsenmoor 1994, 2000 und 2008.
- Karte 30: Verbreitung von *Caltha palustris* im NSG Ochsenmoor 1994 und Dauerparzellen zur *Caltha*-Zählung seit 1995.
- Karte 31: Verbreitung und Bestandsdichte von *Caltha palustris* im NSG Ochsenmoor 1999.
- Karte 32: Verbreitung und Bestandsdichte von *Caltha palustris* im NSG Ochsenmoor 2000.
- Karte 33: Verbreitung und Bestandsdichte von *Caltha palustris* im NSG Ochsenmoor 2007.
- Karte 34: Verbreitung von *Carex nigra* im NSG Ochsenmoor.
- Karte 35: Verbreitung von *Carex panicea* im NSG Ochsenmoor.
- Karte 36: Verbreitung von *Carex rostrata* im NSG Ochsenmoor.
- Karte 37: Verbreitung von *Carex vesicaria* im NSG Ochsenmoor.
- Karte 38: Verbreitung von *Eriophorum angustifolium* im NSG Ochsenmoor.
- Karte 39: Verbreitung von *Galium uliginosum* im NSG Ochsenmoor.
- Karte 40: Verbreitung von *Hydrocotyle vulgaris* im NSG Ochsenmoor.

- Karte 41: Verbreitung von *Oenanthe fistulosa* im NSG Ochsenmoor.
Karte 42: Verbreitung von *Potentilla palustris* im NSG Ochsenmoor.
Karte 43: Verbreitung von *Ranunculus peltatus* im NSG Ochsenmoor.
Karte 44: Verbreitung von *Rhinanthus angustifolius* im NSG Ochsenmoor.
Karte 45: Verbreitung von *Senecio aquaticus* im NSG Ochsenmoor.
Karte 46: Verbreitung von *Thalictrum flavum* im NSG Ochsenmoor.
Karte 47: Verbreitung der übrigen Rote Liste- und Zeigerarten im NSG Ochsenmoor.
Karte 48: Verbreitung der *Deschampsia cespitosa*-Fazies im NSG Ochsenmoor.
Karte 49: Wuchsdichte von *Deschampsia cespitosa* im NSG Ochsenmoor 2008.
Karte 50: Wuchsdichte von *Juncus effusus* im NSG Ochsenmoor 2008.
Karte 51: Vorkommen von *Equisetum palustre* im NSG Ochsenmoor 2008.
Karte 52: Moormächtigkeiten / Bodenentwicklungsstufen und pedogene Veränderungen der Mudden / Lage der Vegetationsaufnahmen an der Westseite.
Karte 53: Vegetationskarte Westseite 1947/48, 1987, 1994 und 2006.
Karte 54: Gewichtete mittlere Zeigerwerte an der Westseite 2006: mittlere Feuchtezahl, mittlere Stickstoffzahl, mittlere Mahdzahl.
Karte 55: Vorkommen von Rote Liste- und Zeigerarten an der Westseite (ohne *Caltha palustris*).
Karte 56: Vorkommen von *Caltha palustris* und von *Equisetum palustre* an der Westseite.
Karte 57: Lage der Dauerbeobachtungsflächen in der Westlichen Dümmerniederung.

1. EINLEITUNG

Feuchtgrünland ist in Europa außerhalb der Gebirgsregionen nur selten natürlich entstanden, sondern wurde zumeist 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 Nutzung von Niedermooren führte zunächst zu einer deutlichen Steigerung der floristischen und synsoziologischen Vielfalt. In der Folge entstanden vielfach über mehrere Jahrhunderte relativ stabile Ökosysteme mit einer hohen Biodiversität (z.B. SUCCOW 1986, JOYCE & WADE 1998, ELLENBERG & LEUSCHNER 2010). Diese Form der Kulturlandschaft wurde in besonders großem Umfang nach dem 2. Weltkrieg durch Überführung in produktive Agrarökosysteme zerstört. Niedermoor-Standorte in Nordwestdeutschland waren davon in besonderem Maße betroffen (z.B. MEISEL & HÜBSCHMANN 1975, MEISEL 1984, KÖLBEL et al. 1990, NITSCHKE & NITSCHKE 1994, ROSENTHAL et al. 1998, ROSENTHAL 2000). Das Problem besteht aber grundsätzlich europaweit und auf verschiedensten Standorten (z.B. JOYCE & WADE 1998). Doch auch nach den großen Meliorationsmaßnahmen zunächst noch erhalten gebliebene, letzte Reste traditioneller Nutzungsformen in Norddeutschland sind bis in die neuere Zeit dramatisch weiter geschrumpft (z.B. TESCH 1992).

Die großflächige Sicherung und Regeneration von Feuchtgrünland sind seit den 1980-er Jahren ein zentrales Thema des Naturschutzes im nordwestdeutschen Tiefland. Dabei sind zumeist Flora und Vegetation einerseits und wiesenbrütende Vogelarten andererseits die einzig definierten oder zumindest die wichtigsten Zielarten des Naturschutzes bzw. Messgrößen in der Erfolgskontrolle. Zu botanisch-vegetationskundlichen – wie auch zu vogelkundlichen und weiteren faunistischen – Aspekten wurden bereits zahlreiche Untersuchungen durchgeführt, die die Regenerationsperspektiven und die erforderlichen Managementmethoden des Naturschutzes zum Inhalt haben (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). Ein großer Teil der ehemaligen Feuchtgrünlandgebiete in Norddeutschland liegt jedoch auf geschädigten Niedermoorstandorten. Gerade auf durch Entwässerung stark und vielfach irreversibel degradierten Torfen (vgl. z.B. BLANKENBURG 1995) ist die angestrebte Wiederherstellung artenreicher, nährstoffärmerer Feuchtgrünländer höchstens bedingt möglich. Eine Regeneration hin zu einer Artenzusammensetzung ähnlich der der 1950-er Jahre ist zumeist unrealistisch (KÖLBEL et al. 1990). Die durch die Entwässerung und folglich eine Vergrößerung der aeroben Zone ausgelösten sekundären pedogenen Prozesse Sackung, Schrumpfung und Mineralisierung (vgl. EGGELSMANN 1990) sind überwiegend als irreversibel anzusehen (KRATZ & PFADENHAUER 2001, SUCCOW & JOOSTEN 2001). Etablierte nitrophile Vegetationsbestände sind selbst bei reduzierter Mineralisation unter Umständen dauerhaft zu erwarten (GROOTJANS et al. 1985). Hinzu kommen atmosphärische Stickstoffeinträge, über eine alljährliche Mahd ist eine gewisse Aushagerung aber möglich (WASSEN & OLDE VENTERINK 2006). Generell sind stark degradierte Grünland-Ökosysteme schwieriger wiederherzustellen als besser erhaltene (SCHOLLE & SCHRAUTZER 1993, VAN ANDEL & GROOTJANS 2005). Teils wird selbst eine Restitution artenarmer Feuchtwiesengesellschaften nach jahrzehntelanger Intensivnutzung als nahezu unmöglich angesehen (z.B. PATZELT 1998). Es ist wahrscheinlich, dass nur ein Teil der Feuchtwiesenarten physiologisch überhaupt in der Lage ist, sich auf stark degradierten Moorböden wieder zu etablieren (PFADENHAUER et al. 2001) und dass eine Regeneration wenn überhaupt allenfalls langfristig zu erreichen ist (z.B. HENGSTENBERG et al. 1995).

Einer Erhaltung landwirtschaftlich nutzbaren Grünlandes steht andererseits einer Restitution des Niedermoorkörpers entgegen, wozu eine viel stärkere, möglichst ganzjährige Überstauung notwendig wäre (KRATZ & PFADENHAUER 2001, TIMMERMANN et al. 2006). Somit bestehen zwei grundlegend verschiedene Naturschutzansätze für Niedermoore, bei denen entweder die Lebensraumfunktion u.a. für Pflanzenarten oder aber die Senken- und Speicherfunktion insbesondere für Kohlenstoffdioxid im Vordergrund stehen (z.B. SCHRAUTZER & TREPEL 1997, ROSENTHAL 2000, PFADENHAUER & ZEITZ 2001). Zwischen diesen Ansätzen, bei denen entweder der Arten- oder der Ressourcenschutz im Vordergrund steht, bestehen häufig Zielkonflikte (vgl. z.B. WICHTMANN 1997, SCHRAUTZER 2004). In der hier vorgelegten Arbeit wird ausschließlich auf den ersten Ansatz eingegangen.

Eine Reihe von Arbeiten beschäftigte sich bereits mit den Auswirkungen verschiedener Bewirtschaftungsvarianten auf Flora und Vegetation, die dazu experimentell angewandt oder zumindest nach festen Vorgaben konsequent umgesetzt wurden. Dies hat entscheidend zum Kenntnisstand über Möglichkeiten und Grenzen der Regeneration artenreichen Feuchtgrünlandes beigetragen (vgl. z.B. BAKKER 1989, SCHWARTZE 1992, POPTCHEVA 2007). Jedoch sind starre Bewirtschaftungsvorgaben zumeist höchstens zur gezielten Pflege kleinflächiger, für den Naturschutz besonders wertvoller Bereiche auf Dauer finanzier- und umsetzbar. Vielfach ergeben sich jedoch Abweichungen auch 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 bereitgestellt werden (OOSTERVELD & ALTENBURG 2005). Eine Beschränkung auf eine reine Wiesen- oder Weidenutzung im Anschluss an die Brutzeit ist dagegen für den Vogelschutz kaum relevant und fehlt daher im (Vertrags-) Naturschutz häufig, obwohl diese zur gezielten Steuerung der Vegetationsentwicklung wichtig wäre (z.B. HEINKEN 2001). 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 Bewirtschafteter 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, die sich insbesondere auf die bestehende Biodiversität, die Situation von Pflanzengesellschaften und -arten, die Identifizierung entwicklungsfähiger Gebiete, den Einfluss von Managementmaßnahmen auf Pflanzengesellschaften und -arten, die Beziehungen zwischen Hydrologie und Vegetation, die Autökologie seltener und gefährdeter Arten und die Erforschung effektiver (Wieder-) Herstellungsmaßnahmen für das Grünland beziehen (z.B. JEFFERSON & GRICE 1998). Aufgrund der skizzierten Einschränkungen hinsichtlich der Anwendung idealtypischer Managementmethoden ist es neben den experimentell geprägten Untersuchungen zur Aut- und Synökologie von Pflanzenarten und -gesellschaften ebenso notwendig, auch die großräumige und langfristige Entwicklung von Flora und Vegetation unter für Naturschutzflächen typischen, aber nicht experimentell gesteuerten und stark normierten Bedingungen zu untersuchen. Auf diese Weise lassen sich realistische Erfolgsaussichten insbesondere auch für Gebiete abschätzen, die typischerweise mit mehreren, unter Umständen konkurrierenden Zielsetzungen des Na-

turschutzes belegt sind und zumindest hinsichtlich Flora und Vegetation weniger intensiv gemanagt werden.

Für die Entwicklung von Niedermoorgrünländern in Nordwestdeutschland kann die Dümmerniederung heute beispielhaft stehen: Die dort bis Mitte des 20. Jahrhunderts großflächig als Grünland genutzten Niedermoore mit vorherrschenden Sumpfdotterblumen- und Hundstraußgraswiesen sowie Pfeifengraswiesen und Borstgrasrasen wurden infolge der 1953 abgeschlossenen Eindeichung des Dümmers und nachfolgender Meliorationsmaßnahmen seit den 1950-er Jahren stark verändert. Ende der 1980-er Jahre waren artenarme Weidelgras-Weißklee-Weiden, Knickfuchsschwanz- und Flechtstraußgras-Flutrasen sowie Queckenrasen prägend, teils erfolgte eine Einsaat von „Hochleistungsgräsern“ oder sogar eine Umwandlung in Ackerland (GANZERT & PFADENHAUER 1988 sowie Kap. 2.4). Die anstehenden Niedermoororte wurden durch bodenbildende Prozesse unterschiedlich stark, in weiten Teilen aber bereits irreversibel verändert. Vegetationswandel und floristische Verarmung ähnlicher Gebiete wurden für diesen Zeitraum zwar verschiedentlich beschrieben (z.B. Ostetal in Nordniedersachsen: ROSENTHAL & MÜLLER 1988, 1992; Holtumer Moor bei Verden: DIERSCHKE & WITTIG 1991), wobei im jedoch im letztgenannten Gebiet trotz Naturschutzbemühungen die Artenverarmung danach im begrenzten Umfang weiter voranschritt (WITTIG et al. 2007). Im Dümmergebiet wird hingegen seit Mitte der 1980-er Jahre auf etwa 2.500 ha eine Umkehr solcher Entwicklungen versucht (s. Kap. 2.4).

Sukzessionsabfolgen bei Aushagerung von Feuchtgrünland sind nach ROSENTHAL (2000) über Zeiträume von maximal zwölf Jahren, nur in einem Fall auch länger, aus Nordwestdeutschland und den Niederlanden beschrieben. Die Sukzessionen von artenarmem Intensivgrünland und Acker zu artenreichen Feuchtgrünland sind bislang nur durch relativ kurzzeitige Detailuntersuchungen belegt (Zusammenstellung siehe ROSENTHAL 2000). 20-jährige Studien, wie kürzlich aus dem Münsterland (Nordrhein-Westfalen) vorgestellt (POPTCHEVA 2007, POPTCHEVA et al. 2009, OELMANN et al. 2009), sind weiterhin die Ausnahme. Viele typische Pflanzenarten des Feuchtgrünlandes benötigen auf Niedermoorstandorten, wenn sie überhaupt wieder verstärkt in Erscheinung treten, jedoch lange Zeiträume bis zur Ausbildung hoher Deckungsgrade (BAKKER et al. 1995).

In der Dümmerniederung befinden sich mit den 1975 für den Naturschutz hergerichteten „Teichwiesen“ die ältesten Wiedervernässungsversuche Norddeutschlands, wobei die Vegetationsentwicklung hier seit 1979 dokumentiert ist (s. Kap. 2.4). Ab Mitte der 1980-er Jahre wurde der Schutzansatz „Lebensraumfunktion“ als überwiegende Zielsetzung des Naturschutzes in der Dümmerniederung festgeschrieben und großflächig umgesetzt; als vorrangige Naturschutzziele wurden die Rückentwicklung ehemals vorherrschender Feuchtgrünlandgesellschaften und 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 niederländischen Untersuchungen (z.B. VAN WIEREN & BAKKER 1998).

Um Zukunftsperspektiven entwickeln zu können, ist die Kenntnis sowohl der gegenwärtigen als auch der historischen Zustände eine unabdingbare Voraussetzung (ROSENTHAL 2000). Für die Dümmerniederung wurde sowohl der Ausgangszustand um 1950 vor der tiefgreifenden Melioration, als auch alle Phasen der Wiedervernässung und Aushagerung seit Mitte der 1980-er Jahre regelmäßig dokumentiert, aber bislang nicht zusammenfassend ausgewertet (s. Kap. 2.4). Diese zeitliche Abfolge mehrerer, methodisch vergleichbarer Vegetationskartierungen ist daher besonders wertvoll, wenn auch Änderungen in den Standortbedingungen

sowohl durch überregional veränderte Umweltfaktoren wie Klimawandel und atmosphärische Stoffeinträge als auch durch örtlich wirksame irreversible Standortveränderungen Prognosen auf Basis historischer Ausgangszustände erschweren. Maximalziele der Regeneration, wie sie aus historischen Zuständen abgeleitet werden, erfordern eine Standortqualität, die auf vererdeten Niedermoorböden häufig nicht mehr erreichbar ist (ROSENTHAL 2000). Somit kann vielfach nur die Restitution feuchten Grünlandes mit wieder erhöhter Arten- und Strukturdiversität als realistisches Ziel definiert werden (vgl. KÖLBEL et al. 1990, HELLBERG 1995). Diese wird mitunter auch, da sie zu einer Erreichung naturnäherer Verhältnisse führt, als Renaturierung bezeichnet (z.B. ROSENTHAL 1995). Da hier aber kulturbetonte, regelmäßig genutzte bzw. gepflegte Lebensräume rückentwickelt werden sollen, wird im Folgenden von Restitution gesprochen, bzw. soweit diese erreichbar ist, von Regeneration.

In dieser Arbeit sollen die Wirkungen des Naturschutzmanagements sowohl auf Pflanzengesellschafts-, als auch auf Artebene untersucht werden. Neben der Analyse von Veränderungen der Phytocoenosen bietet sich die Analyse des Auftretens von Zielarten des Naturschutzes besonders an: Arten sind sowohl geeignet, durch ihre Präsenz bzw. Absenz und ihre Bestandsentwicklung die Wirksamkeit von Naturschutzmaßnahmen zu evaluieren, als auch als Integralindikatoren verschiedene Umweltfaktoren anzuzeigen (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).

In der hier vorgelegten Arbeit wird Feuchtgrünland im weiteren Sinn definiert, d.h. regelmäßig grünlandartig genutzte Vegetationsformen der Klein- und Großseggenriede werden mit einbezogen (vgl. TESCH 1992).

Vegetationsveränderungen im Feuchtgrünland ergeben sich aus einem komplexen Ineinandergreifen von Standort- und Nutzungseinflüssen (z.B. HELLBERG 1995). Daher ist es nicht unbedingt möglich, Bestandsveränderungen von Arten und Veränderungen auf Ebene der Pflanzengesellschaften auf einzelne Faktoren zu beziehen und daraus verbindliche Handlungsempfehlungen für den Naturschutz abzuleiten. Allgemeingültige Aussagen zur Regenerationsfähigkeit bestimmter Vegetationsformen müssen für das jeweils betrachtete Gebiet auf Basis langjähriger Datenerhebungen modifiziert werden, da die Übertragung auf die individuelle Situation eines Gebietes nicht bzw. nur eingeschränkt möglich ist (vgl. u.a. HELLBERG 1995),

Durch die außergewöhnlich langjährige und umfangreiche und insgesamt für Deutschland einmalige Datengrundlage aus der Dümmerniederung, die sowohl die Ausgangssituation, als auch in regelmäßigen Zeitabständen den Verlauf der neuerlichen (Rück-) Entwicklung der Vegetation dokumentiert, kann dieses Gebiet daher modellhaft stehen.

In der hier vorgelegten Arbeit soll daher Grundlagenwissen über die langfristige Dynamik von Flora und Vegetation von Niedermoorgrünland unter dem Einfluss von Naturschutzmaßnahmen dargestellt und analysiert werden. Auf dieser Basis werden Möglichkeiten und Grenzen der Regeneration bzw. Restitution artenreichen Feuchtgrünlandes aufgezeigt, womit auch die Erfolgsaussichten ähnlicher Naturschutzprojekte eingeschätzt werden können. Zielkonzepte können auf dieser Grundlage entsprechend angepasst und die konkreten Managementmethoden optimiert werden.

Inbesondere werden in dieser Arbeit:

- die langfristige Datenreihe der mittel- und langfristigen Vegetationsdynamik über einen Zeitraum von insgesamt 60 Jahren durch eigene Untersuchungen vervollständigt, vergleichend dargestellt und im Hinblick auf die durchgeführten Naturschutzmaßnahmen analysiert;
- die Ausbreitung und Verbreitungsmuster gefährdeter Arten und Indikatorarten, 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;
- daraus Trendaussagen zu Möglichkeiten und Grenzen der großräumigen Regeneration artenreichen Feuchtgrünlandes auf degenerierten Niedermoorstandorten abgeleitet.

2. DAS UNTERSUCHUNGSGBIET

2.1 Geographische Lage

Die Dümmerniederung mit dem gleichnamigen, ca. 16 km² großen, eutrophen Flachsee liegt im südwestlichen Niedersachsen, etwa 35 km nordöstlich von Osnabrück und etwa 70 km südwestlich von Bremen (Abbildung 1; Geographischer Zentralpunkt des Sees: ca. 52°31' N, 08°20' E). Naturräumlich liegt die Untereinheit „Dümmerniederung“ der naturräumlichen Einheit „Diepholzer Moorniederung“ in der naturräumlichen Region „Ems-Hunte-Geest und Dümmer-Geestniederung“ (VON DRACHENFELS et al. 1984, VON DRACHENFELS 2010a).

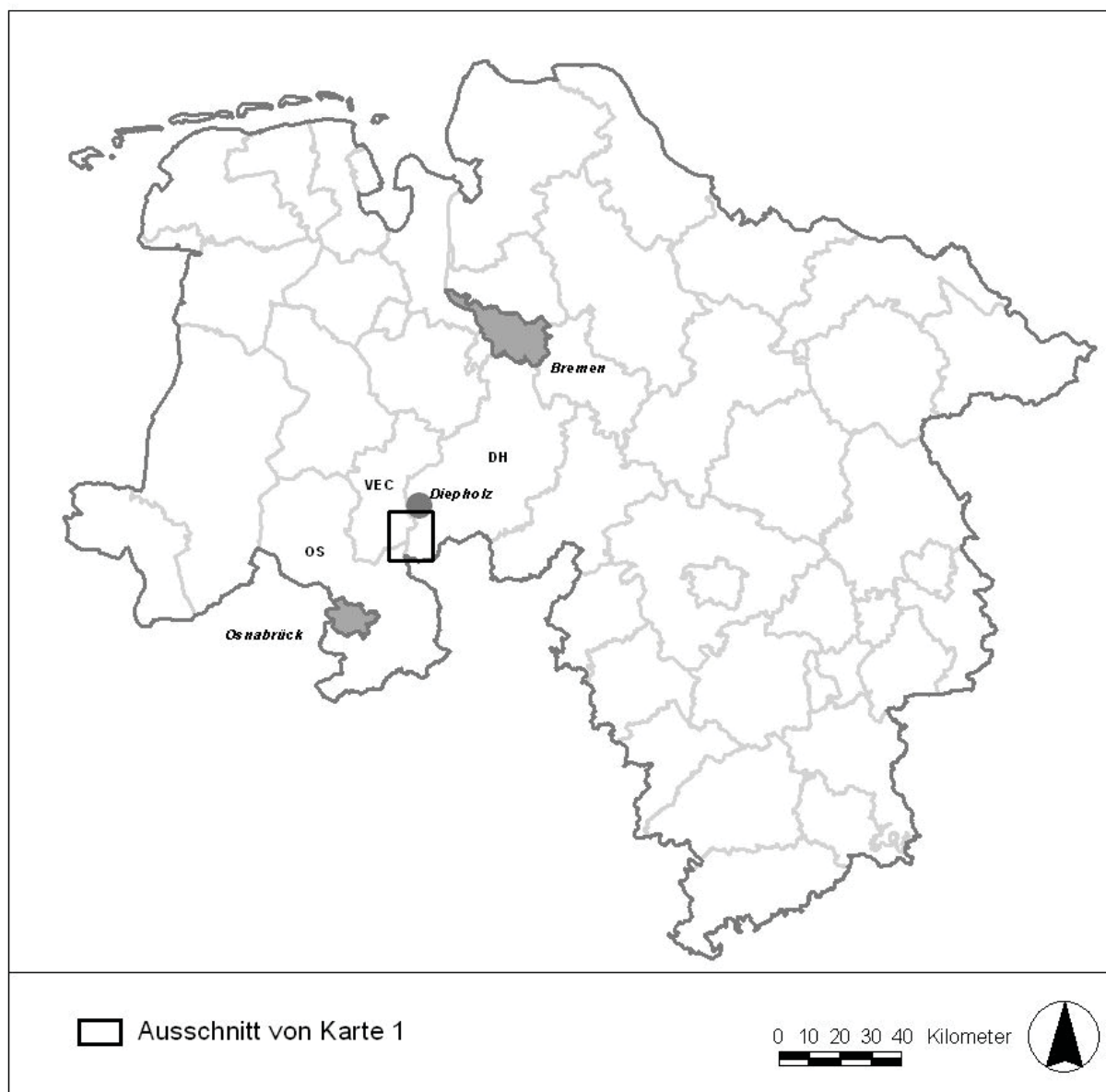


Abbildung 1: Lage des Dümmergebietes (vgl. Karte 1) im Südwesten Niedersachsens mit Angabe der Landkreise (DH: Diepholz, VEC: Vechta, OS: Osnabrück).

Das Hauptuntersuchungsgebiet dieser Arbeit ist das 1.029 ha große Naturschutzgebiet (NSG) HA 172 „Ochsenmoor“, das den südlichen Teil der Niederung bildet (VERORDNUNG ÜBER DAS NATURSCHUTZGEBIET „OCHSENMOOR“ IN DEN GEMEINDEN HÜDE, MARL, STEMISHORN UND LEMFÖRDE IN DER SAMTGEMEINDE ALTES AMT LEMFÖRDE, LANDKREIS DIEPHOLZ, VOM 07.02.1995.; Karte 1+2). Im Norden wird es durch den Süddeich des Dümmers begrenzt, im Westen durch die eingedeichte Hunte und die Kreisstraße K 45 / K 78 Rüschendorf–Dielingen. Die südliche Grenze berührt stellenweise die Bundesstraße B 51 Osnabrück–Bremen, Ortsumgehung Lemförde. Im Osten grenzen die Ortschaften Marl-Haßlinge und Hüde an. Administrativ liegt das Ochsenmoor im Landkreis Diepholz.

Im NSG befinden sich etwa 905 ha Grünlandflächen im öffentlichen Eigentum (Kap. 6). Für Vergleiche mit früheren Kartierungen, die kleinere Randbereiche nicht abdeckten, stehen 845,4 ha zur Verfügung (vgl. Karte 2). Details zu tiefgreifenden Veränderungen des Gebietes durch die Dümmereindeichung mit nachfolgender Melioration, zur Historie der Naturschutzmaßnahmen und zu Teilräumen des Ochsenmoores sind Kap. 2.4 und 3.1 zu entnehmen. Die etwa 17 ha umfassenden Teichwiesen liegen am Nordrand des Gebietes und schließen unmittelbar an den Dümmerdeich an. Als Kernzone werden die Flächenblöcke D-F, G-I und P-R10 bezeichnet (vgl. Karte 2). Diese deckt sich in etwa mit der „Kernfläche“ der Vegetationskartierung 1947/48 (vgl. Kap. 7.3 sowie Karte 17).

Als Referenzgebiet wurden außerdem ca. 88,4 ha Grünland zwischen Randkanal und Westdeich in die Untersuchung einbezogen (Karte 1; im Folgenden als „Westseite“ bezeichnet). Diese Grünländer waren seit 1961 Teil des NSG „Dümmer“ und sind mit der Ausweisung des NSG WE-262 „Westliche Dümmerniederung“ diesem neuen NSG zugeordnet worden (VERORDNUNG ÜBER DAS NATURSCHUTZGEBIET „WESTLICHE DÜMMERNIEDERUNG“ IN DER STADT DAMME UND DER GEMEINDE STEINFELD, LANDKREIS VECHTA, IN DER GEMEINDE BOHMT, LANDKREIS OSNABRÜCK, UND IN DER SAMTGEMEINDE ALTES AMT LEMFÖRDE, LANDKREIS DIEPHOLZ VOM 14.12.2007, vgl. Kap. 2.4). Weiterhin erfolgten exemplarische Untersuchungen innerhalb des NSG „Westliche Dümmerniederung“ nördlich (Osterfeiner Moor) und westlich des Dümmers (Dümmerlohauer Moor, Borringhauser Wiesen). Administrativ liegen diese Bereiche in den Landkreisen Vechta und Osnabrück.

2.2 Geologie, Böden und Hydrologie

Die Entstehung des Dümmers wird ausführlich von DAHMS (1972, 1974) behandelt. Die Dümmerniederung stellt demnach ein saalezeitlich angelegtes Becken dar, das sich unter den periglazialen Bedingungen der Weichseleiszeit aufgefüllt hat. Seine größte Ausdehnung erlangte der See im frühen Postglazial mit einer ca. 80-90 km² großen Wasserfläche, die auch das UG weitgehend umfasste. In der Folgezeit hat sich die Seefläche bis auf 16 km² verkleinert, in den verlandeten Bereichen bildeten sich großflächige von Mudden unterlagerte Niedermoore. Diese gehen am Ostrand des Ochsenmoores in Anmoorgleye, Gleye und Pseudogleye über und sind überwiegend von Sanden, teils auch von Tonen unterlagert (DAHMS 1974, Kap. 4.1.1). Die Moormächtigkeiten betragen bis zu 1,25 m (GFL 1984, HEIDT 1997). Die Festlegung einer scharfen Mineralbodengrenze bleibt dabei unbefriedigend, 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, überwiegend eigener 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 neuerliche Wiedervernässungsmaßnahmen beeinflusst. Im Rahmen dieser Arbeit erfolgten Auswertungen von Wasserstandsdaten, denen teils eigens ergänzte Messreihen zugrunde liegen (s. Kap. 3.2.3, Kap. 5).

2.3 Klima und Witterung

Das Klima der Dümmeriedung ist durch die Nähe zum Atlantik und vorherrschende Westwinde überwiegend maritim geprägt, feuchte Meeresluft ist zumeist wetterbestimmend. Östliche Wetterlagen mit kontinentalen Luftmassen können zu anhaltenden Perioden mit geringen Niederschlägen sowie strengen Frösten führen. Das Dümmergebiet ist daher dem maritim-kontinentalen Übergangsklima zuzuordnen (nach DAHMS 1974, DAMKE 1977, WINDHORST 1980). Den feuchten Niedermooren, wie sie im UG vorherrschen, 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 Julimitteln von +16,8°C kennzeichnen überwiegend milde Winter und mäßig warme Sommer (LUDWIG et al. 1990); die Moorstandorte sind nach GÖTLICH (1990) stark frostgefährdet.

Für den Zeitraum 2001-2010 wird der mittlere Jahresniederschlag mit 695,2 mm angegeben (Tabelle 1). Die für die Interpretation neuerer Grundwasserganglinien (s. Kap. 5.1) relevanten Jahre 2008 und 2010 waren mit Niederschlagssummen von 671,9 mm bzw. 636,3 mm relativ trocken, wobei 2008 in den Monaten April bis Juni, September, November und Dezember und 2010 im Zeitraum von März bis Juli unterdurchschnittliche Niederschläge zu verzeichnen waren (Tabelle 1). Zu berücksichtigen für die Verdunstung ist insbesondere auch ein außergewöhnlich heißer Juli 2010. Der mittlere Niederschlagsüberschuss liegt im Ochsenmoor mit 150 bis 200 mm/Jahr deutlich unter den Mittelwerten für den gesamten Dümmerraum (HEIDT 1997). Nach HENNINGS (1996) kommt es im Frühjahr und Frühsommer regelmäßig zu Phasen mit deutlich negativer Wasserbilanz.

Tabelle 1: Monatliche und jährliche Niederschlagssummen für die Wetterstation Diepholz 2008, 2010 sowie im Mittel von 2001-2010 nach Datenabruf unter <http://www.wetteronline.de/Niedersachsen/Diepholz.htm> (Abruf vom 21.04.2011).

Zeit- raum	Jan	Feb	Mrz	Apr	Mai	Jun	Jul	Aug	Sep	Okt	Nov	Dez	Sum- me
2008	105,6	34,9	89,8	23,3	14,3	28,6	116,9	79,6	26,7	88,5	50,5	13,2	671,9
2010	33,2	47,4	49,8	16,1	43,6	20,0	48,2	163,4	71,4	34,8	65,0	43,4	636,3
2001- 2010	61,0	49,9	58,8	33,4	55,8	55,8	67,4	78,6	54,7	56,6	65,5	57,7	695,2

2.4 Historischer Abriss der Melioration, des Naturschutzes und der bisherigen floristisch-vegetationskundlichen Untersuchungen im Dümmergrünland

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, insbesondere auch nach Erscheinen der Bibliographien von KLOHN (1992b) und POHL (1996). 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 2. 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 und nachfolgende zu großräumigen Meliorationen auf den Niedermoorflächen. Diese wurden verstärkt durch den allgemeinen Strukturwandel in der Landwirtschaft, der insbesondere im Bereich des Landkreises Vechta zu einer extremen Konzentration der Tierhaltung und dem Anfall großer Mengen von Gülle führte. Dies bewirkte in Teilbereichen der Dümmer-Niederung eine zumindest zeitweilige Umwandlung von Niedermoorgrünland in Acker und auf einem Großteil der Flächen zu hohen bis extrem hohen 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 1980-er Jahre ist von GANZERT & PFADENHAUER (1988) im Vergleich zu 1947/48 umfassend dokumentiert.

Als erste Naturschutzbemühungen im Grünland waren Teilbereiche der Teichwiesen von ca. 18 ha Größe im nördlichen Ochsenmoor bereits seit 1976 eingestaut und fortan nicht mehr gedüngt und alljährlich gemäht (vgl. HECKENROTH & LÜDERWALDT 1974, SUTORIUS 1979, HELLBERG 1995, DAHL 1992). Großflächige Naturschutzmaßnahmen in der Niederung haben aber erst auf Grundlage des „Konzeptes zur langfristigen Sanierung des Dümmertraums“ (Nds. MELF 1987) begonnen. Dieses sah die Erhaltung bzw. Wiederherstellung von Feuchtgrünland auf einer Fläche von ca. 4.000 ha vor. Die Flächenankäufe waren im Ochsenmoor bis Ende der 1990-er 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 2000 nur in Teilbereichen eine Wiedervernässung. Zudem erwiesen sich die verwendeten Bretterstaue als störanfällig und die Wasserstände so als unzureichend regelbar. Eine abschließende Umsetzung der Flächenankäufe und umfangreiche Maßnahmen zur Steuerung des Wasserhaushaltes (u.a. Einbau regelbarer Grabenstaue) 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 zuständige Bezirksregierung Hannover als NSG mit einer Fläche von 1.029 ha ausgewiesen (VERORDNUNG ÜBER DAS NATURSCHUTZGEBIET „OCHSENMOOR“ IN DEN GEMEINDEN HÜDE, MARL, STEMISHORN UND LEMFÖRDE IN DER SAMTGEMEINDE ALTES AMT LEMFÖRDE, LANDKREIS DIEPHOLZ, VOM 07.02.1995). 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 Sumpfdotterblumenwiesen sowie von Klein- und Großseggenrieden über eine Aushagerung der Wuchsstandorte.“

In der Westlichen Dümmerniederung wurden, mit Ausnahme der Flächen zwischen Westdeich und Randkanal, entsprechende Naturschutzmaßnahmen überwiegend erst wesentlich später umgesetzt, wobei das 2002-2007 umgesetzte EU-LIFE-Projekt „Wiedervernässung der westlichen Dümmerniederung“ (NLWKN 2007) entscheidende Akzente setzte. Die Ausweisung als NSG erfolgte hier erst im Jahr 2007 (VERORDNUNG ÜBER DAS NATURSCHUTZGEBIET „WESTLICHE DÜMMERNIEDERUNG“ IN DER STADT DAMME UND DER GEMEINDE STEINFELD, LANDKREIS VECHTA, IN DER GEMEINDE BOHME, LANDKREIS OSNABRÜCK, UND IN DER SAMTGEMEINDE ALTES AMT LEMFÖRDE, LANDKREIS DIEPHOLZ VOM 14.12.2007).

Am Dümmer selbst sind weite Teile der Verlandungszone bereits seit 1961 als Naturschutzgebiet Dümmer geschützt (VERORDNUNG ÜBER DAS NATURSCHUTZGEBIET „DÜMMER“ IN DEN KREISEN VECHTA, WITTLAGE UND GRAFSCHAFT DIEPHOLZ 1961), 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).

Der Dümmer und die von der Dümmersanierung berücksichtigten Teilbereiche seiner Niederung sind zudem Bestandteil des europäischen Schutzgebietssystems „Natura 2000“ sowohl als FFH-Gebiet als auch als EU-Vogelschutzgebiet, wobei allerdings große Teile der westlichen Dümmerniederung nicht Teil des FFH-Gebietes sind (NLWKN 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.

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

3. MATERIAL UND METHODEN

3.1 Kartierungen der Flora und Vegetation

Die eigenen flächendeckenden Vegetationskartierungen (Kap. 3.1.2) und Erfassungen ausgewählter Arten (Kap. 3.1.4-3.1.6) erlauben im Vergleich mit methodisch ähnlichen, früheren Untersuchungen (Kap. 3.1.1) sowie der Mitte der 1990-er Jahre begonnenen Untersuchungen auf Dauerbeobachtungsflächen (DBF; Kap. 3.1.3) die Dokumentation langfristiger Entwicklungen für den größten Teil des Grünlandes im NSG „Ochsenmoor“ (ca. 845,4 ha, vgl. Karte 2) sowie das Grünland zwischen Randkanal und westlichem Deich innerhalb des NSG „Dümmer“ (ca. 88,4 ha Grünland). Die Methoden eigener Untersuchungen wurden daher aus Gründen der Vergleichbarkeit der Ergebnisse eng an jene früherer Untersuchungen angelehnt.

3.1.1 Ausgewertete Kartierungen aus früheren Jahren

Die erste flächendeckende pflanzensoziologische Kartierung des Grünlandes in der Dümmerniederung erfolgte 1947/48 durch KRAUSE & PREISING (1952); diese diente zwar in erster Linie der Planung von Standortverbesserungsmaßnahmen, liefert heute aber eine Übersicht über die Vegetationsverhältnisse vor Beginn der großen Meliorationsmaßnahmen. Genaue Lagebeschreibungen der damaligen Vegetationsaufnahmen, von denen 80 im Ochsenmoor angefertigt wurden, liegen nicht vor. Die Aufnahmen können aber für Vergleiche auf Gebietsebene herangezogen werden, da sie höchstwahrscheinlich alle innerhalb des heutigen UG lokalisiert waren.

Eine im Hinblick auf die Dümmersanierung 1987 durchgeführte Wiederholungskartierung auf etwa 4.000 ha legen GANZERT & PFADENHAUER (1988) vor. Die Kartierung begann größtenteils erst im Juni, vielfach nach dem 1. Schnitt bzw. nach dem Beginn der Beweidung. Um das Arteninventar hinreichend zu repräsentieren, wurden daher überwiegend 50-60 m² große Vegetationsaufnahmen angefertigt. Zur Schätzung der Artmächtigkeit wurde die BRAUN-BLANQUET-Skala (nach DIERSCHKE 1994) verwendet (vgl. Tabelle 2, jedoch ohne die dort vorgenommene Unterteilung der Schätzklasse „2“). Auf der Basis dieser Aufnahmen wurde ein Kartierschlüssel entwickelt und durch weitere Aufnahmen modifiziert. Die flächendeckende Vegetationskartierung erfolgte in einem „relativ groben Maßstab“ und ist im Originalgutachten (GANZERT & PFADENHAUER 1987) im Maßstab 1:10.000, in der veröffentlichten Fassung (GANZERT & PFADENHAUER 1988) im Maßstab 1:25.000 dargestellt. Die Vegetationsaufnahmen sind punktgenau in jeweils demselben Maßstab kartographisch verortet. Die Klassifizierung der Vegetation in Pflanzengesellschaften, z.T. auf lokale Verhältnisse angepasste Assoziationen und Fazies, bildet die Grundlage für alle weiteren vegetationskundlichen Bearbeitungen. So fassten die Autoren einige 1947/48 differenzierte Pflanzengesellschaften und Assoziationen/Varianten zusammen und legten eine dementsprechend vereinfachte Reproduktion der Vegetationskarte 1947/48 vor. Nur in der Beschreibung der Vegetation 1947/48 werden die damaligen Differenzierungen dargestellt; für alle Flächenbilanzen und räumlichen Darstellungen bildet die Vereinfachung durch GANZERT & PFADENHAUER (1988) die Grundlage. Die Vegetationskarte von 1947/48 wurde als Farbkopie des Originalen zu Vergleichs- und Prüfungszwecken herangezogen.

Eine erneute großflächige Vegetationskartierung erfolgte 1994 im Rahmen von drei Diplomarbeiten in der Arbeitsgruppe Ökologie des Fachbereiches Biologie/Chemie der Universität Osnabrück (ROLFES-DOORNBOS 1995, WEGENER 1995, WILLE 1995); 1996 wurde der noch fehlende Nordteil (Osterfeiner Moor) durch CAPPAROZZA (1997) nachgeholt. Die Kartierungen sind auf Originalkarten im Maßstab 1:5.000 dargestellt; die gegenüber 1987 insgesamt etwas kleinteiligere Auskartierung von Vegetationseinheiten dürfte aber in erster Linie auf

einer vorübergehenden, realen Ausdifferenzierung der Grünlandvegetation beruhen und weniger auf methodischen Unterschieden. Die Vegetationsaufnahmen wurden überwiegend vor dem 1. Schnitt angefertigt, waren zumeist 16 bzw. 25 m² groß und erfolgten ebenfalls nach der in Tabelle 2 vorgestellten Schätzskala. Diese sind in Lageplänen im Maßstab 1:10.000 verortet.

Die Digitalisierung der Kartierungen von 1947, 1987 und 1994/96 in einem Geographischen Informationssystem (GIS) übernahmen HUESMANN (1998) und RECHTIEN (1999) auf Basis der Topographischen Karte 1:25.000, jedoch u.a. ohne Herausarbeitung von Wegen und Fließgewässern. Um eine parzellenscharfe Verschneidung mit flurstücksbezogenen Daten zu ermöglichen, wurde daher im Rahmen der hier vorgelegten Arbeit eine komplette Neudigitalisierung auf Basis der Geometrien der digitalen Flurkarte unter Zuhilfenahme der analogen Originalkarten vorgenommen. Alle Digitalisierungen erfolgten mittels ArcView GIS (Version 3.2a, Fa. ESRI). Auch die punktförmige Digitalisierung der Vegetationsaufnahmen aus 1987 und 1994/96 bedurfte einer Überprüfung und z.T. erheblicher Lagekorrektur durch Neudigitalisierung der analogen Lagepläne. Nur die Digitalisierung der Kartierung aus 1947/48 wurde unverändert übernommen: Diese lag ohnehin nur im Originalmaßstab von 1:25.000 vor, die damaligen Flächenzuschnitte weichen sehr stark vom Zustand nach den Flurbereinigungsmaßnahmen ab und Überprüfungen an einzelnen noch erkennbaren Strukturen aus der damaligen Zeit (v.a. Wededämme) lieferten keine Hinweise auf größere Verzerrungen.

Im Jahr 2000 erfolgte, beschränkt auf das Ochsenmoor ohne einige im Privateigentum befindliche Randflächen, eine Wiederholungskartierung im Rahmen der Diplomarbeit des Verfassers (BLÜML 2001). Abgesehen von den Dauerbeobachtungsflächen (s. Kap. 3.1.3) erfolgten keine Vegetationsaufnahmen, dafür aber eine Erstellung gewichteter Artenlisten mit derselben Methodik wie bei den aktuellen eigenen Erhebungen (s. Kap. 3.1.2). Die Abgrenzung der Vegetationseinheiten folgt der Systematik von GANZERT & PFADENHAUER (1988) und weist eine vergleichbare Detaillierung auf. Über die gewichteten Artenlisten konnten die Einstufungen aktuell nachvollzogen werden, in Einzelfällen erfolgten Korrekturen.

Die Teichwiese wurde außerdem 1979 von SUTORIUS (1979) pflanzensoziologisch im Maßstab 1 : 2.000 sehr detailliert kartiert. Von 58 Vegetationsaufnahmen, die in einem Lageplan im gleichen Maßstab verortet sind, wiederholte HELLBERG (1995) 34 Aufnahmen im Jahr 1991. Er untersuchte 1991 bis 1993 auch Teile der damals neu eingestauten Ellerbruchwiese westlich der Teichwiesen (vgl. Karte 2). Die räumliche Differenzierung der Vegetationseinheiten nahm er wesentlich gröber vor, was der Genauigkeit der großflächigen Kartierungen sehr gut entsprach. Die Einteilung der Vegetationseinheiten erfolgte jedoch anders als bei den Kartierungen nach dem Schlüssel von GANZERT & PFADENHAUER (1988), aufgrund der zahlreichen dokumentierten Vegetationsaufnahmen ist aber ein Vergleich möglich. WAGERINGEL (1996) und HOPPE (1996) bearbeiteten die Vegetation der Gräben und Flachwassersenzen.

Der von KRAUSE & PREISING (1952) dokumentierte Zustand wird hier als Referenzzustand für die Situation vor der Melioration gewertet. Dieser kommt zudem den Leitbildern des Naturschutzes nahe, die häufig an Landschaftszuständen um 1950 orientiert sind (FINCK et al. 1997). Dabei muss allerdings beachtet werden, dass das Ochsenmoor seinerzeit stark durch Torfabbau verändert war und ein Mosaik aus nassen Torfstich-Regenerationsstadien mit typischen Verlandungsgesellschaften und weniger nassen Pflanzengesellschaften auf den stehen gelassenen Torfbänken darstellte. Unabgetorfte Teilbereiche waren in früherer Zeit sogar verheidet (GEHLKER 1957).

Als Ausgangszustand der Rückentwicklungsprozesse dient die Kartierung aus dem Jahr 1987, da diese mit Ausnahme einzelner Parzellen den Zustand kurz vor Beginn der Naturschutzmaßnahmen repräsentiert.

3.1.2 Eigene Vegetationskartierungen 2006/2008

Eine erneute flächendeckende Vegetationskartierung des Grünlandes wurde durch den Verfasser an der Westseite im Jahr 2006, im Ochsenmoor im Jahr 2008 durchgeführt. Der von GANZERT & PFADENHAUER (1988) entwickelte und auch 1994 und 2000 benutzte Kartierschlüssel wurde zur Gewährleistung der Vergleichbarkeit übernommen. Daneben erfolgte auch eine Einstufung in die Biotoptypen nach VON DRACHENFELS (2004) als derzeit besonders stark verbreitetem Klassifikationssystem im Naturschutz (s. auch VON DRACHENFELS 2010b). Eine Auswertung nach Biotoptypen erfolgte allerdings im Rahmen dieser Arbeit nicht, da diese nur eine vergleichsweise grobe Klassifizierung des Dümmergrünlandes erlauben.

Im Ochsenmoor wurden 137 Vegetationsaufnahmen mit dem Ziel angefertigt, jede Pflanzengesellschaft sowie für das Gebiet wesentliche Faziesbildungen mit mindestens fünf Aufnahmen zu dokumentieren. Lediglich einzelne nur randlich, vielfach auf Mineralbodenstandorten sowie kleinflächig vorkommende Ausbildungen wurden mit jeweils einer geringen Zahl von Aufnahmen belegt.

Weiterhin wurde versucht, möglichst viele Aufnahmen von GANZERT & PFADENHAUER (1987, 1988) ortsgleich zu reproduzieren. Dazu wurden die aus den neu digitalisierten Lageplänen ermittelten Koordinaten im Gelände mit Hilfe eines Global Positioning System (GPS) aufgesucht, wobei von Ungenauigkeiten der Positionsbestimmungen von 2–5 m auszugehen ist. Hinsichtlich der Lagegenauigkeit der Vegetationsaufnahmen in den Originalplänen ist anzumerken, dass die Aufnahmen 1987 und 1994 vermutlich nur mit Schrittmaß eingemessen wurden und im Darstellungsmaßstab 1:10.000 bereits ein Zeichenfehler von 2 mm eine Ungenauigkeit von 20 m bedeutet; weiterhin sind Verzerrungen bei der Reproduktion und Digitalisierung zu erwarten. Im Zweifelsfall wurden aus der Darstellung der Flurstücksgrenzen in den Originalplänen die Abstände von Parzellengrenzen nachgemessen und die Aufnahmepunkte entsprechend korrigiert. Schon aufgrund dieser Ungenauigkeit wurden die Aufnahmen nicht möglichst exakt an der ermittelten Koordinate durchgeführt, sondern im Umkreis von maximal 15 m ein möglichst typisch und homogen ausgeprägter Bereich gesucht. Dabei wird eine Typen-Identität (vgl. WILMANNS & BOGENRIEDER 1987, s. auch Methodendiskussion) angenommen.

Die Mittelpunkte der eigenen Aufnahmen wurden mittels GPS dokumentiert. Nicht wiederholt wurden Aufnahmen auf Privatflächen, durch Neueinsaat veränderte Flächen, Düngungsversuchen ausgesetzte Flächen, Dauerbrachen sowie im Umfeld der ermittelten Koordinaten stark inhomogene Flächen. Insgesamt konnten letztlich 60 der 87 Aufnahmen aus 1987 reproduziert werden. An der Westseite wurden dazu im Jahr 2009 weitere 15 Aufnahmen an den Aufnahmestandorten von 1987 angefertigt.

Grundsätzlich wurde zudem innerhalb einer Parzelle bzw. einer darin unterteilten Vegetationseinheit nur eine Aufnahme angefertigt, um einzelne z.B. besonders artenreiche Parzellen nicht stärker zu gewichten. Aus den Vegetationstabellen von 1994 wurde bei allen Auswertungen ebenso nur eine Aufnahme pro Vegetationseinheit berücksichtigt. Die Vegetationsaufnahmen 2008 erfolgten ausnahmslos auf quadratischen Aufnahmeflächen von 5 * 5 m, u.a. um einen Vergleich der Artenzahlen untereinander zu ermöglichen. Alle Aufnahmen erfolgten vor dem 1. Schnitt bzw. der ersten intensiven Beweidungsphase im Mai und Juni 2008 bzw. an der Westseite zu entsprechenden Terminen 2009.

Aufnahmen erfolgten gezielt auch in Grünländern, die 1987 bzw. 1994 als Acker oder Neueinsaat gekennzeichnet waren oder die 2008 als Sumpfdotterblumenwiese, Hundsstraußgraswiese oder Großseggenried kartiert, zuvor aber mindestens einmal als eine Gesellschaft artenarmer Wirtschaftsgrünländer kartiert worden waren.

Vegetationsaufnahmen erfolgten 2008 zudem auf den 29 Dauerbeobachtungsflächen (s. Kap. 3.1.3), von denen 27 außerdem zur Beschreibung von Pflanzengesellschaften herangezogen und in die entsprechenden Vegetationstabellen aufgenommen wurden. Auf der Teichwiese wurden die 34 Aufnahmen, die sowohl 1979 als auch 1991 durchgeführt wurden (vgl. Kap. 3.1.1), Ende Juni 2008 wiederholt. Diese waren ebenfalls ausnahmslos 5 * 5 m groß. Hier sind durch den im Maßstab 1 : 2.000 vorliegenden Lageplan Ungenauigkeiten von nur wenigen Metern zu vermuten. Die Aufnahmeorte wurden auch hier mit Hilfe eines GPS aufgesucht, die Aufnahme in maximal 5 m Abstand zum aus der Digitalisierung errechneten Mittelpunkt durchgeführt und die aktuellen Mittelpunkt-Koordinaten dokumentiert.

Bei allen eigenen Aufnahmen wurde wie 1994 die erweiterte Skala nach BRAUN-BLANQUET (in DIERSCHKE 1994) benutzt (Tabelle 2); 1987 war die Schätzklasse „2“ dagegen nicht weiter unterteilt worden. Für die DBF wurde eine genauere Skala verwendet, die aber für Vergleiche auf die BRAUN-BLANQUET-Skala umgerechnet wurde (s. Kap. 3.1.3).

Tabelle 2: Schätzskala für Vegetationsaufnahmen.

Schätzklasse	Individuenzahl / Deckungsgrad
r	< 1 % Deckung, 1 Individuum
+	< 1 % Deckung, 2-5 Individuen
1	<5 % Deckung / 6-50 Individuen
2m	<5 % Deckung / >50 Individuen
2a	>5 – 15 % Deckung
2b	>15 – 25 % Deckung
3	>25 – 50 % Deckung
4	>50 – 75 % Deckung
5	>75 % Deckung

Die flächendeckende Vegetationskartierung 2008 erfolgte im Maßstab 1:10.000 mit vergleichbarer Detaillierung zu den Kartierungen 1987, 1994 und 2000. Grundlegende Bezugseinheit ist zunächst immer die Bewirtschaftungseinheit; ehemals getrennt bewirtschaftete Flurstücke, deren Grenzen in der Vegetation noch deutlich erkennbar waren, wurden getrennt aufgenommen. Bei deutlichen Vegetationswechseln innerhalb einer Parzelle wurde diese weiter untergliedert. Ignoriert wurden dabei Randbereiche sowie Vegetationseinheiten unter ca. 1.000 m² Größe. Herdenartige Bestände der hochwüchsigen Arten *Carex acuta*, *Glyceria maxima* und *Phalaris arundinacea* geringerer Größe wurden – wie in allen Kartierungen seit 1987 – nicht flächenhaft ausgegrenzt und die jeweilige herdenbildende Art in der Artenliste (s.u.) aber der umgebenden Flächen zugerechnet. Letzteres gilt auch für herdenartige Bestände der Störzeiger *Cirsium arvense*, *Rumex obtusifolius* und *Urtica dioica*, die aber nie großflächig dominant vorhanden waren.

Traten in einem als eine homogene Einheit zu betrachtenden Vegetationsbestand Überlagerungen zwischen verschiedenen Grünlandtypen auf, wurde analog zum Vorgehen früherer Vegetationskartierungen der vorherrschende Typ vorangestellt und ein bis zwei weitere Typen nachfolgend attribuiert; in den Vegetationskarten wird nur der jeweils vorherrschende Typ dargestellt.

Als eine Faziesbildung von *Deschampsia cespitosa* (Rasen-Schmiele) werden im Folgenden analog zu GANZERT & PFADENHAUER (1987), ROLFES-DOORNBOS (1995), WEGENER (1995) und WILLE (1995) Vegetationsbestände mit einer durchschnittlichen Deckung der Art von mindestens 50 % bezeichnet.

Zu dieser flächendeckenden Kartierung wurden alle Grünländer zwischen Ende April/Anfang Mai und Ende August mindestens zweimal begangen, davon mindestens einmal vor dem 1. Schnitt bzw. dem Beginn intensiver Beweidung. Neben der Abgrenzung der Vegetationseinheiten wurde für jeden auskartierten Vegetationsbestand mit Ausnahme weniger, deutlich unter 1 ha großer Teilflächen eine gewichtete Artenliste erstellt. Es wurden jeweils alle aufgefundenen Pflanzenarten notiert. Der Mindestumfang bestand dabei aus einer Transektaufnahme (vgl. z.B. WITTIG et al. 2006). Hierzu wurden die Eckdiagonalen der Bewirtschaftungseinheit bzw. einer Vegetationseinheit abgeschritten; die übrigen Bereiche der Parzellen wurden vorrangig auf Vorkommen gefährdeter Arten und Zeigerarten (s. Kap. 3.1.4) hin kontrolliert.

Aufgenommen wurden alle Arten als gewichtete Artenlisten nach einer dreistufigen Schätzskala (Tabelle 3, vgl. LÖLF 1991):

Tabelle 3: Dreistufige Schätzskala zur Aufnahme gewichteter Artenlisten.

Schätzklasse	Reale Häufigkeit	Zugeordnete Schätzklasse nach BRAUN-BLANQUET
1	Selten: nur vereinzelte Individuen (i.d.R. geschätzt <100 Halme bzw. Horste pro Hektar)	+ (2-5 Individuen auf ~25 m ²)
2	Frequent: viele Individuen, Deckungsgrad <25 %	2 (5-25 %)
3	Bereichsweise oder flächendeckend dominant: Deckungsgrad >25 %	3 (25-50 %)

In allen Auswertungen unberücksichtigt sind ausschließlich randliche Vorkommen einschließlich Sonderstandorte im Grünland wie Senken, Gruppen, Bereichen um Viehtränken, Einfahrten etc.; diese wurden lediglich als randliche Vorkommen dokumentiert.

3.1.3 Dauerbeobachtungsflächen

Im Untersuchungsgebiet wurden im Rahmen des Monitoring-Programms durch die Naturschutzstation Dümmer in Abstimmung mit dem damaligen Niedersächsischen Landesamt für Ökologie im Zeitraum von 1995 bis 1997 insgesamt 29 quadratische Dauerbeobachtungsflächen (DBF) von 25 m² Größe eingerichtet (Erstaufnahmen und erste Wiederholungsaufnahmen 1997 siehe BELTING & CALVELAGE 1997; zur Lage siehe Karte 22). In Anlehnung an die Empfehlungen des NLO (1994, 1996) wurden dabei für die Vegetationsverhältnisse im Gebiet repräsentative Flächen mit möglichst homogener Vegetation ausgewählt. Die dauerhafte Markierung erfolgte bei der Einrichtung mit Rundblock-Dauermagneten in Kunststoffrohren, die in etwa 50 cm Tiefe in den Untergrund eingebracht wurden und mit einem Metallsuchgerät (Heliflux GA-52 Cx) ausnahmslos wiedergefunden wurden.

Die DBF 1-21 wurden im Jahr 1995 eingerichtet, die DBF 22-27 1996 und die DBF 28+29 1997. Bei der Auswertung wird für die DBF 1-27 das erste Aufnahmejahr auf 1995 gleichgesetzt. Alle DBF wurden 1997 (dabei DBF 5 fehlend; BELTING & CALVELAGE 1997), 2000 (BLÜML 2001), 2004, 2008 und 2010 (eigene Erhebungen) erneut aufgenommen; weitere Aufnahmen einzelner Flächen in anderen Jahren wurden nicht ausgewertet. Bearbeitereinflüsse insbesondere bei den Deckungsgradschätzungen konnten weitestgehend vermieden werden, da die Aufnahmen 1995-1997 durch H. Belting (teils unter Mithilfe von J. Calvelage) und

2000 gemeinsam durch H. Belting und den Verfasser erfolgten; ab 2004 nahm der Verfasser die Flächen ausnahmslos gemeinsam mit A. Schönheim auf.

Nach gleicher Methode wurden durch den Verfasser in Abstimmung mit H. BELTING im Jahr 2003 zwei DBF im UG Westseite in zwei Vegetationseinheiten innerhalb einer Parzelle angelegt (Karte 52) sowie weitere acht DBF in den übrigen Teilen des jetzigen NSG „Westliche Dümmerniederung“ (Karte 57); Wiederholungsaufnahmen erfolgten 2005, 2007 und 2009 (eigene Erhebungen). Die letztgenannten acht DBF repräsentieren überwiegend artenarme Wirtschaftsgrünländer einschließlich Flutrasen mit erst vor wenigen Jahren begonnener Extensivierung.

Die Vegetationsaufnahmen auf den DBF erfolgten mit jährlich höchstens 1-2 Ausnahmen im Mai oder Anfang Juni vor dem 1. Schnitt, wobei die einzelnen Flächen jeweils in sehr ähnlichem phänologischen Entwicklungszustand bearbeitet wurden. Zur Schätzung der Artmächtigkeiten diente die erweiterte Schätzskala nach LONDO (1975, 1984; vgl. NLÖ 1994, 1996; Tabelle 4). Durch diese relativ fein gegliederte Skala war es bereits im Gelände möglich, nötigenfalls Korrekturen der Deckungsgradschätzung durch Summierung der jeweiligen Mittelwerte der Deckungsprozente für jeden Schätzwert vorzunehmen. Dabei können hochwüchsige, mehrschichtige Bestände durchaus Gesamtschätzwerte deutlich über 100 % erreichen, während in niedrigwüchsigen und weniger stark geschichteten Beständen die Schätzung der Gesamtdeckung und die Gesamtschätzwerte geringere Abweichungen zueinander zeigen.

Tabelle 4: Schätzskala für Vegetationsaufnahmen auf DBF.

Schätzklasse	Individuenzahl / Deckungsgrad	Zugehörige Schätzklasse aus Tab. 1
r	<1 % Deckung, 1 Individuum	r
+	<1 % Deckung, 2-5 Individuen	+
0,1	<1 % Deckung, 6-50 Individuen	1
0,1m	<1 % Deckung, >50 Individuen	2m
0,2	1-3 % Deckung	1
0,2m	1-3 % Deckung, >50 Individuen	2m
0,4	>3 - 5 % Deckung	1
0,4m	>3-5 % Deckung, >50 Individuen	2m
1a	>5-10 % Deckung	2a
1b	>10-15 % Deckung	2a
2	>15-25 % Deckung	2b
3	>25-35 % Deckung	3
4	>35-45 % Deckung	3
5a	>45-50 % Deckung	3
5b	>50-55 % Deckung	4
6	>55-65 % Deckung	4
7	>65-75 % Deckung	4
8	>75-85 % Deckung	5
9	>85-95 % Deckung	5
10	>95-100 % Deckung	5

Darüber hinaus erfolgte eine Auszählung und punktgenaue Aufnahme der Pflanzenarten der Roten Liste einschließlich der Arten des Anhangs bzw. der Vorwarnliste mit Ausnahme von *Carex vesicaria* und *Galium uliginosum*. Außerdem wurden die Gesamtdeckung der Vegeta-

tion sowie die Deckung zweikeimblättriger Pflanzen („Krautanteil“) und der Moose in Prozent geschätzt. Eine Determinierung der Moose erfolgte nicht, sie erreichten ohnehin nur geringe Deckungsgrade oder fehlten.

Als Strukturparameter wurden die maximale und die mittlere Vegetationshöhe sowie die Vegetationsdichte ermittelt. Letztere beschreibt die Zahl der Halmberührungen eines in etwa 5 cm Höhe waagrecht in die Vegetation gehaltenen 3 mm dünnen Rundstabes (vgl. BELTING 1990). Eine zum Aufnahmezeitpunkt aktuelle bzw. die vorausgegangene Weidenutzung wurde protokolliert.

3.1.4 Flächendeckende Erfassung von Rote Liste- und Zeigerarten

Im gesamten Grünland des NSG Ochsenmoor erfolgte eine punktgenaue Erfassung ausgewählter Arten. Neben ihrer Indikatorfunktion können diese Arten auch als Zielarten im Sinne des Naturschutzes fungieren. Solche Zielarten sind nicht nur aus Sicht des Naturschutzes besonders erwünscht, sondern oft in besonderer Weise lebensraumtypisch (KRATOCHWIL & SCHWABE 2001).

Bereits für 1987 lieferte GANZERT (1992; Originalkarten in GANZERT & PFADENHAUER 1987) für die damals nach der 3. Fassung der Roten Liste (HAEUPLER et al. 1983) gefährdeten Arten parzellenscharfe Verbreitungskarten für den Kernbereich des Ochsenmoores (vgl. Karte 35ff.) und das Grünland an der Westseite: *Carex panicea*, *C. pseudocyperus*, *Menyanthes trifoliata*, *Oenanthe fistulosa*, *Ranunculus lingua*, *Senecio aquaticus*, *Stellaria palustris*, *Thalictrum flavum* und *Triglochin palustre*, wobei allerdings zumindest die Vorkommen von *Ranunculus lingua* sehr wahrscheinlich Gewässerufer und nicht das Grünland betrafen.

Für 1994 erstellten ROLFES-DOORNBOS (1995), WEGENER (1995) und WILLE (1995) Punktverbreitungskarten für die in der 4. Fassung der Roten Liste (GARVE 1993) ohne Anhang verzeichneten Arten. Von den 1987 kartierten Arten wurden nur die aus der Roten Liste entlassenen Arten *Carex pseudocyperus* und *Stellaria palustris* nicht mehr berücksichtigt; hinzu kamen als neu in der 4. Fassung der Roten Liste geführten Arten dafür *Caltha palustris* und *Carex vesicaria* sowie die 1987 nicht gefundene *Lathyrus palustris*.

Außerdem wurden 1994 weitere ausgewählte Magerkeitszeiger berücksichtigt: *Agrostis canina*, *Anthoxanthum odoratum*, *Carex nigra*, *Carex rostrata*, *Eriophorum angustifolium*, *Hydrocotyle vulgaris*, *Peucedanum palustre* und *Potentilla palustris*. Sie dienen als 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 *Caltha palustris*, *Carex vesicaria*, *Senecio aquaticus* und *Thalictrum flavum* soll die Arterfassung als ein Indikator für den Grad der Rückentwicklung zu Sumpfdotterblumenwiesen und Kleinseggenrieden dienen.

Alle 1994 punktgenau erfassten Arten wurden im Jahr 2000 (BLÜML 2001) und 2008 (eig. Erhebungen) mit gleicher Methodik erneut kartiert. In beiden Erfassungen wurden außerdem die Arten des Anhangs zur 4. Fassung der Roten Liste erfasst, wodurch für *Centaurea jacea* und *Galium uliginosum* Vergleiche zwischen 2000 und 2008 möglich sind. Neu hinzu kamen mehrere in der 4. Fassung als gefährdet, stark gefährdet oder vom Aussterben bedroht geführte Arten, die 1994 nicht gefunden wurden. Bei den Erfassungen 2000 und 2008 wurden die Populationen der Rote Liste-Arten einschließlich der Arten des Anhangs zudem je Flächeneinheit halbquantitativ gemäß der Häufigkeitskategorien der Skala „a“ von GARVE (1990) sowie SCHACHERER (2001) gezählt bzw. geschätzt (Tabelle 5; zur Methodik s. auch BLÜML & ZACHARIAS 2004).

Die Arterfassungen erfolgten überwiegend im Rahmen der Vegetationskartierungen, wurden aber 2000 wie 2008 selektiv um zusätzliche Begehungen ergänzt. Wesentliche Unterschiede in den Erfassungsintensitäten sind nicht zu vermuten, da u.a. angesichts der zahlreichen 1994 durchgeführten Vegetationsaufnahmen von einer intensiven Bearbeitung gerade der floristisch reichhaltigen Grünländer auszugehen ist. Zufallsfunde im Rahmen der „Kartierung der Rote Liste-Arten Gefäßpflanzen“ des Niedersächsischen Landesamtes für Ökologie – Naturschutz – (unveröff. Auszüge, zitiert als „RLG-KARTIERUNG“; vgl. SCHACHERER 2001) und Funde bei eigenen, nur kleinere Teilflächen betreffenden Untersuchungen 2001-2007 wurden bei der jeweils folgenden Kartierung gezielt überprüft.

Tabelle 5: Skala „a“ zur Häufigkeitsschätzung an einem Wuchsort nach GARVE (1990) und SCHACHERER (2001).

Kategorie	Sprosse / Horste
1	1
2	2 – 5
3	6 – 25
4	26 – 50
5	51 – 100
6	>100
7	>1.000
8	>10.000

Wie bei der Erstellung der gewichteten Artenlisten wurde auch für die Rote Liste- und Zeigerarten zwischen Vorkommen in den Grünlandflächen sowie Vorkommen an Flächenrändern, in Grabennähe, in Gruppen und Störstellen sowie außerhalb des Grünlandes unterschieden (s.o.). Ausgewertet wurden nur als nicht randlich gewertete Funde im Grünland, wodurch sich einige Abweichungen u.a. auch zu früheren eigenen Darstellungen (BLÜML 2001, BLÜML & BELTING 2003) ergeben. Eine konsequente Kartierung außerhalb des Grünlandes erfolgte nur 2008 für die Arten der aktuellen Roten Liste. Trotz gezielter Kontrollen sind hier kleinere Erfassungslücken insbesondere bei unauffälligen Arten zu vermuten. Nicht in den Auswertungen berücksichtigt wurde *Myosurus minimus* (Mäuseschwänzchen; als gefährdet nur in der 4. Fassung der Roten Liste geführt): Diese Art wurde 1994 offenbar komplett übersehen und ist im Gebiet für Störstellen, insbesondere vom Weidevieh zertretene Stellen z.B. an Tränken typisch und kommt stellenweise in Weiden auch außerhalb besonderer Störstellen vor. Als Zeigerart für Feuchtgrünland erschien sie als einzige der im Grünland registrierten Rote Liste-Arten nicht geeignet.

3.1.5 Bestandszählungen von *Caltha palustris*

Auf 25 Parzellen (ab 1997 26 Parzellen) führten H. BELTING (unveröff.) 1995 bis 1999 sowie seit 2000 der Verfasser (2000: in BLÜML 2001, 2001-2002: BLÜML & BELTING 2003; 2003-2010: Originaldaten dieser Arbeit) alljährlich methodisch identische Zählungen durch. Bei der Auswahl der Parzellen wurden Flächen, die im Jahr 1995 große *Caltha palustris*-Bestände aufwiesen, überproportional stark berücksichtigt.

Zur Hauptblütezeit der Art Mitte bis Ende April, in Randflächen z.T. schon ab Anfang April und in sehr nassen Flächen teils erst Anfang/Mitte Mai, wurden die Bestände parzellenscharf ausgezählt; Nutzungseinheiten mit in Teilbereichen stark unterschiedlichen Wuchsdichten wurden weiter unterteilt. Alle Parzellen wurden zum Höhepunkt der Blüte streifenweise abgegangen und die Horste mit Hilfe eines Handzählgerätes erfasst. Auf Flächen mit hohen

Wuchsdichten von *C. palustris* wurden zur Einhaltung der Zählstreifen dazu an mindestens einer Flächengrenze Fluchtstangen in 10 oder 20 m Abstand gesetzt; 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 (1999: BELTING & SCHRÖTER 1999; 2000: BLÜML 2001, BLÜML & BELTING 2003; 2007: eigene Erhebungen). 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 (s. Kap. 3.1.4). Vorkommen außerhalb des Grünlandes, z.B. in Gräben, Blänken und Bruchwäldern, wurden nur 2007 gesondert erfasst und ausgezählt, in den übrigen Erfassungen dagegen ignoriert.

3.1.6 Flächendeckende Erfassung von „Problemarten“

Neben den gefährdeten Arten sowie den Zeigerarten wurden 2000 (BLÜML 2001) sowie 2008 (eigene Erhebungen) auch für die Bewirtschaftung problematische Arten (vgl. Einleitung) erfasst. Hierbei standen zwei Arten im Vordergrund, die großflächige Dominanzbestände aufbauen können und deren Aufwüchse landwirtschaftlich kaum verwertbar sind (vgl. Kap. 1): *Deschampsia cespitosa* (Rasenschmiele) und *Juncus effusus* (Flutter-Binse). Dazu wurde in beiden Untersuchungsjahren die Wuchsdichte in Horsten pro Hektar geschätzt. Die Häufigkeitsklassen entsprechen denen in Tabelle 5; Dichten bis 50 Horste/ha wurden jedoch nicht weiter untergliedert. Außerdem wurden innerhalb der Kategorie 8 (>10.000 Horste/ha) die Deckungsgrade zusätzlich in über 25 % bzw. über 50 % eingeteilt, um Faziesbildungen von *D. cespitosa* (>50 %, vgl. Kap. 3.1.2) entsprechend früherer Erfassungen auswerten zu können.

Flächenscharf erfasst wurde weiterhin die Verbreitung der Giftpflanze *Equisetum palustre* (Sumpf-Schachtelhalm). Die Untersuchungen zu dieser Art waren Teil des von der Deutschen Bundesstiftung Umwelt geförderten Forschungsprojektes „Sicherung wirtschaftlicher Nutzung von Feuchtgrünlandstandorten unter Berücksichtigung der Sporenpflanze Sumpf-Schachtelhalm“ (Aktenzeichen: 26540).

Auf Vorkommen von *Equisetum palustre* wurde während der Vegetationskartierungen 2006 (Westseite) und 2008 (Ochsenmoor) besonders geachtet und die ungefähre Ausdehnung der Vorkommen auf Feldkarten protokolliert. Da die Bestände in der Dämmerniederung überwiegend von Randstrukturen aus in die Flächen vorgedrungen sind, konnten die Grenzen der Wuchsbereiche größtenteils klar erkannt werden. Diese wurden daher im September 2008 detailliert nacherfasst. Dabei wurden die Grenzlinien der Wuchsbereiche mittels eines Handheld-PC GPS-gestützt abgegrenzt. Einzelne „Vorposten“, d.h. einzelne, mehrere Meter vor der Grenze der geschlossenen Verbreitung des Schachtelhalmes zu findende Sprosse, wurden nicht gewertet. Die Dichte wurde in einer fünfstufigen Skala geschätzt, die die in Tabelle 3 vorgestellten Schätzklassen verfeinert: selten, selten bis frequent, frequent, frequent bis dominant, dominant.

3.2 Bodenkundliche und hydrologische Untersuchungen

3.2.1 Bodenkundliche Kartierung

Im Bereich ausgewählter Vegetationsaufnahmen wurden im Spätsommer/Herbst 2008 mit Nachkartierungen zur gleichen Jahreszeit 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. Berücksichtigt wurden fast alle Probenahmeorte für bodenchemische Analysen (vgl. Kap. 3.2.2). Ausgenommen wurden wenige Aufnahmen, die z.B. wegen Bullenbeweidung nur eingeschränkt betreten werden konnten.

Aus Gründen des Naturschutzes wie auch wegen des erforderlichen hohen Aufwandes wurden keine Profile ausgehoben, sondern lediglich Bohrungen niedergebracht. Verwendet wurde ein PÜRCKHAUER-Erdbohrstock mit 18 mm Nutbreite. 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. Bestanden bei der Felduntersuchung der Bohrproben Unsicherheiten oder waren starke pedogene Veränderungen zu erkennen, wurden in maximal 1 m Radius zwei bis drei weitere Bohrungen durchgeführt. Die Bohrungen erfolgten grundsätzlich bis in 1 m Tiefe, bei größerer Moormächtigkeit an einigen ausgewählten Punkten auch bis in 2 m Tiefe.

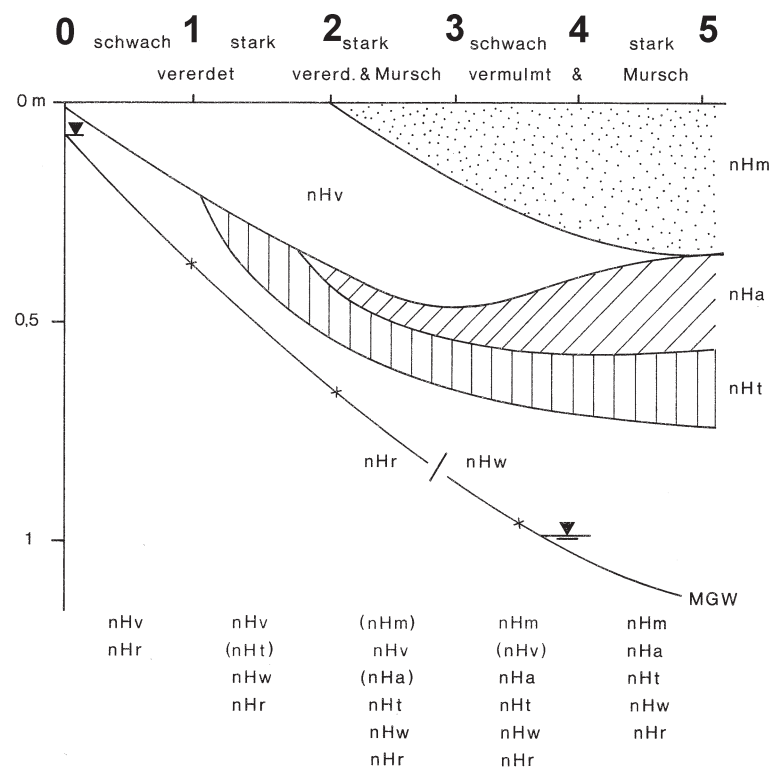


Abbildung 2: Klassifizierung des Bodenentwicklungszustandes nach ROESCHMANN et al. (1993), leicht verändert.

Die Ansprache der Horizonte, Torf- und Muddearten, Zersetzungsgrade, Farben und sekundärer pedogener Prozesse erfolgte nach AG BODEN (2005); zu methodisch bedingten Einschränkungen siehe Kap. 11.1. Der Carbonatgehalt von Mudden wurde durch Zugabe von 10 %-iger Salzsäure (HCl) im Gelände grob abgeschätzt (nicht, schwach, mittel bzw. stark brausend). Gegenüber ROESCHMANN et al. (1993) wurden die Horizontbezeichnungen der AG BODEN (2005) angeglichen und eine Klassifizierung mit den Stufen 0 - 5 eingeführt (Abbildung 2). In Grenzfällen bei der Einstufung sowie bei geringmächtigen Torfauflagen wurden pedogene Veränderungen der Mudden mit berücksichtigt. Diese Veränderungen wurden für die weitere Auswertung ebenfalls grob klassifiziert:

- 0 – keine Mudde ausgebildet;
- 1 – Mudde nicht erkennbar pedogen verändert;
- 2 – Mudde in ihren oberen Schichten mit Oxidations- und ggf. Schrumpfungsmerkmalen, überwiegend aber pedogen nicht oder kaum verändert und noch von plastisch-elastischer oder seifig-schmieriger Struktur;
- 3 – Mudde mit erheblichen, tiefergehenden pedogenen Veränderungen, überwiegend von (plastisch-) bröckeliger Konsistenz;
- 4 – Muddeauflage durchgängig stark pedogen beeinflusst.

Zu beachten ist bei Vergleichen mit anderen Arbeiten aus dem Dümmerraum, dass BLANKENBURG et al. (2001b) für ihre Untersuchungen im Osterfeiner Moor eine fünfstufige, deutlich in Richtung stark pedogen veränderter Moorstandorte verschobene Klassifizierung verwendeten.

3.2.2 Bodenchemische Untersuchungen

Eigene Untersuchungen

An den 29 DBF und weiteren 64 ausgewählten Vegetationsaufnahmen im Ochsenmoor sowie an 26 Punkten an der Westseite/Westlichen Dümmerniederung (alle 10 DBF, alle 15 Vegetationsaufnahmen aus 2009 sowie am einzigen Wuchsort von *Dactylorhiza majalis*) wurden im September 2008 (Ochsenmoor) bzw. August 2009 (Westseite/Westliche Dümmerniederung) Bodenproben entnommen. Dabei wurden die für das Ochsenmoor wesentlichen Pflanzengesellschaften mit jeweils wenigstens fünf Proben berücksichtigt. Jede Probe wurde aus 0-10 cm Tiefe in jeweils vier Teilproben von ca. 8 cm Durchmesser als Mischprobe gesammelt, wobei die Einstiche auf einer Fläche von ca. 20-50 m² verteilt wurden.

Die Analyse der Bodenproben erfolgte im Labor der AG Vegetationsökologie und Naturschutzbiologie der Universität Bremen durch M. Ahlbrecht und den Verfasser. Vorbereitend wurden eine Lufttrocknung im Trockenschrank bei 40° C und eine Absiebung (2 mm) vorgenommen. Zur Bestimmung des Wasserfaktors wurden ca. 5 g lufttrockener Boden im Trockenschrank bei 105° C bis zur Gewichtskonstanz getrocknet. Gehaltsbestimmungen in mg/l wurden durch Multiplikation mit dem Wasserfaktor in Trockensubstanzgehalte (mg/100 g) umgerechnet.

Analysen erfolgten für pH-Wert, Phosphor, Kalium, Calcium, Magnesium, Gesamtkohlenstoff, Gesamt-Stickstoff, Kohlenstoff-/Stickstoffverhältnis (C/N-Verhältnis) sowie den Gehalt an organischer Substanz.

Die Bestimmung des pH-Wertes erfolgte auf elektrometrischem Weg durch Herstellung einer Suspension aus 10,0 g lufttrockenen Boden und 25 ml Calciumchlorid-Lösung (0,01 mol/l) und Messung im Oberstand der unfiltrierten Probe mittels Glaselektrode (Modell GPH R 1400A Digital-pH/mV-Meter, Fa. Meß- und Regeltechnik).

Das pflanzenverfügbare Phosphat wurde mittels Fließinjektionsanalyse bestimmt. Dazu wurde eine Extraktionslösung aus 5,0 g lufttrockenen Bodens und 100 ml Acetatlösung hergestellt; die Messungen erfolgten mittels der Geräte FIAstar 5027 Sampler, FIAstar 5012 Analyzer und FIAstar 5042 Detector der Fa. Tecator.

Die Gehalte an Kalium, Calcium und Magnesium wurden flammenphotometrisch mittels Atomabsorptionsspektroskopie ermittelt. Einer Extraktionslösung wie bei der Phosphatbestimmung (s.o.) wurde für die Kalium-, Calcium- und Magnesiumbestimmung 0,1 ml Lanthanchloridlösung zu 10 ml Extraktionslösung hinzugegeben. Die Messungen erfolgten mit dem PU 9100 Atomic Absorption Spectrophotometer (Fa. Philips) bei Wellenlängen von 766,5 nm (Kalium), 422,6 nm (Calcium) und 286,4 nm (Magnesium).

Die Bestimmung der Gehalte an Kohlen- und Stickstoff erfolgte mittels eines Elementaranalysators (EuroEA 3000 Serie, Fa. HEKAtech) durch Verbrennung einer Einwaage von ca. 5 mg bei 1010 ° C. Vorbereitend wurden dazu ca. 5 g mittels Schlägermühle (A11 basic, Fa. IKA) staubfein gemahlen. Die ermittelten Kohlen- und Stickstoffwerte wurden um den Wasserfaktor korrigiert und auf Basis dieser korrigierten Werte das C/N-Verhältnis berechnet.

Zur Ermittlung des Anteils organischer Substanz wurden die bereits bis zur Gewichtskonstanz bei 105 °C getrockneten Proben (s.o.) im Muffelofen bei 550°C verascht.

Während die pH-Werte zur kartographischen Darstellung nach einer verfeinerten Klassifizierung auf Basis der Einteilung durch die AG BODEN (2005) dargestellt werden, wurden für Phosphor, Kalium und Magnesium die von SCHWEDER et al. (2004) definierten Gehaltsklassen A–E verwendet. Zur Anwendung kamen die Tabellenwerte für P, K und Mg in mg/100 g Boden aus Moor/Anmoor bei Grünlandnutzung. Da die Gehaltsklassen für lufttrockene Böden definiert wurden, sich die eigenen Nährstoffermittlungen aber auf die Trockensubstanz nach Erhitzung auf 105°C beziehen, wurden die Nährstoffgehalte für die Zuordnung zu den Gehaltsklassen durch den Faktor 1,2 dividiert (nach J. MÜLLER, Univ. Rostock, briefl. Mitt.).

Anderweitige Bodenuntersuchungen und vergleichende Auswertung

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 jeweils eigenständig verwendet.

Die Bodenkennwerte der aktuellen Pflanzengesellschaften gemäß der eigenen Beprobungen 2008 werden in Kap. 7.1 jeweils genannt, aber nicht statistisch ausgewertet. Hierfür war die Stichprobe von zumeist 5-10 Proben pro Gesellschaft zu klein. Außerdem wurden die Probennahmeorte auf typische Ausbildungen der Gesellschaften konzentriert und nicht gleichmäßig über das Ochsenmoor verteilt, wodurch mögliche Standortunterschiede innerhalb des Gebietes nicht berücksichtigt wurden.

Aus der Teich- und Ellerbruchwiese liegen zudem bodenchemische Untersuchungen aus 1991 bei HELLBERG (1995) vor. Die Untersuchungen im Labor der AG Vegetationsökologie und Naturschutzbiologie der Universität Bremen sind hinsichtlich der Labormethoden den

eigenen Untersuchungen 2008 sehr ähnlich. Jedoch ist beim Vergleich mit 2008 zu berücksichtigen, dass 1991 die Proben über die Parzelle verteilt genommen wurden, während die Probennahme 2008 nur im Nahumfeld der Vegetationsaufnahmen erfolgte. Die mittlere Teichwiese (Parzelle A5/A6, vgl. Abbildung 44) mit einer deutlichen Vegetationsgrenze und früherer Ackerzwecknutzung in einem Teilbereich (A6) wurde 1991 offenbar in einer Mischprobe mit der nördlich anschließenden Teilfläche (A6) beprobt, während 2008 in beiden Kartiereinheiten getrennt punktuell Proben genommen wurden.

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; für die Westseite liegen keine entsprechenden Daten vor.

Die Grundwassermesspegel liegen dabei größtenteils direkt an Wegen und in maximaler Entfernung zu den Gräben (Karte 11). 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 erfolgten an den noch intakten Pegeln zweimal monatlich Ablesungen durch einen Mitarbeiter der Naturschutzstation Dümmer. 2010 wurde ein Jahresgang für 12 Pegel durch den Verfasser wiederholt. Hierzu fanden i.d.R. zweimal monatlich, in der Vegetationsperiode teils noch häufiger Ablesungen statt. Um die Messungen in Bezug zur Geländehöhe zu setzen, erfolgten im November 2010 Nivellements durch den Verfasser und eine Hilfsperson, bei denen ein repräsentativer Bezugspunkt in maximal 20 m Entfernung durch jeweils mindestens drei Höhenmessungen ermittelt wurde; die Höhenmesspunkte sind mit GPS-Messungen dokumentiert.

Die Grundwassermesspegel bestehen aus geschlossenen Metallrohren und wurden durch Einspülung in den mineralischen Untergrund angelegt (NLWKN briefl.) und 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). Dies war nach den Ergebnissen der eigenen Nivellements in der Kernzone offenkundig teilweise der Fall, die Abweichungen betrugen gegenüber Überflutungen in der Fläche bzw. anstehendem Wasser in nicht mehr funktionsfähigen Wegeseitengräben maximal 10 cm. Auch in den Randbereichen teilweise erheblich höhere Messwerte an den Grundwassermesspegeln gegenüber benachbarten Grabenpegeln an jeweils demselben Messtag sprechen ebenfalls für gespannte Grundwasserverhältnisse. Diese Differenzen können in den Auswertungen nicht weiter berücksichtigt werden, da sie nur grob bestimmt und nicht auf ihre mutmaßlichen Veränderungen im Jahresverlauf hin untersucht werden konnten. Für die Grundwassermesspegel werden grundsätzlich Jahresgänge dargestellt.

Die Lattenpegel wurden überwiegend im Zuge der Installation regelbarer Staue im Jahr 2000 angebracht; aus den 1990-er Jahren gibt es kaum verwertbare Aufzeichnungen zu den Staumaßnahmen, sondern lediglich Ablesungen von den wenigen damals schon bestehenden Lattenpegeln (Karte 11; zur Umsetzung der Wiedervernässungsmaßnahmen vgl. auch Kap. 2.4). 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. Einige Stau sind nur wenige Male im Jahr bedient und überprüft worden, hierzu liegen daher keine verwertbaren Ganglinien vor. Für Grabenpegel angegebene Geländehöhen beziehen sich auf Werte, bei deren Erreichen es nach Messungen und Beobachtungen durch H. BELTING (unveröff. Originaldaten) zu einem großflächigen Überstau (ca. 80 % der Fläche des jeweiligen Polders) kommt. Teils ist außerdem ein Wert für beginnende Überstauung (ca. 20 % der Polderfläche) angegeben.

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. 3.5.1). 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.

3.3 Flächennutzung

3.3.1 Vorliegende Rohdaten

Für das Ochsenmoor liegen ab 1980 grundlegende Informationen über die Nutzung als Grün- oder Ackerland vor. Kartierungen durch LUDWIG & BELTING (1987) sowie verschiedene unveröffentlichte Berichte der Naturschutzverwaltung des Landes Niedersachsen (Originale in den Akten der Naturschutzstation Dümmer aus 1983/1984 und 1992, eingesehen und digitalisiert durch den Verfasser)) sowie die Vegetationskartierungen 1987, 1994 und 2000 (vgl. Kap. 3.1.1) ermöglichten eine weitgehend vollständige Darstellung der zeitweilig von Ackernutzung betroffenen Flächen. Unberücksichtigt bleiben die vermutlich wenigen Flächen, die nur zwischen den 1950-er und 1970-er 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. Die Bewirtschaftungsart wurde für die Jahre 1993 bis 2000 von BLÜML (2001) digitalisiert; alle neueren Daten sowie die Bewirtschaftungszeitpunkte aus dem Gesamtzeitraum wurden nun ebenso durch den Verfasser aufgearbeitet.

Seit 1994 wurden die Mahdtermine für fast alle Flächen mit Schnittnutzung einschließlich der Mähweiden erfasst.

Tabelle 6: Definition der Grünlandnutzungstypen sowie verwendeter Abkürzungen.

Nutzung	Differenzierung	Kürzel	Nachnutzung
Wiese	1-schürig	W1	<i>häufig</i> : Nachbeweidung Schafe/Rinder/Pferde (Zusatz: S, R, P); <i>selten</i> : Mulch-/Pflegeschnitt (Mu) ohne Abfuhr des Mähgutes
Wiese	2-schürig	W2	dito
Wiese	3-schürig	W3	dito
Wiese	Mähweide	MW	-
Weide	Dauerweide	DW	-
Weide	Koppelweide	KW	-
Brache	-	Bra	<i>selten</i> : Nachbeweidung Schafe/Rinder/Pferde; herbstlicher Mulch-/ Pflegeschnitt ohne Abfuhr des Mähgutes

Die dabei verwendeten Nutzungstypen sind Tabelle 6 zu entnehmen. Als Mähweide wird eine Schnittnutzung mit nachfolgender, i.d.R. mehrmonatiger Beweidungsphase bezeichnet. Nur ausnahmsweise wurden Flächen zunächst beweidet und dann gemäht oder zweimal gemäht und dann beweidet. Wiesen, die nur im Hoch- oder Spätsommer eine kurzzeitige Beweidung erfahren, werden als Wiesen mit Nachweide bezeichnet und nicht, wie sonst mitunter üblich, als Mähweide (vgl. z.B. HEINKEN 2001).

In wenigen Jahren mit nasser Witterung erfolgten auf einzelnen zuvor ungenutzten Flächen im Herbst Mulch- oder Pflegeschnitte ohne Abfuhr des Mahdgutes (z.T. verregnetes Heu, das nicht verwertet werden konnte). Solche Flächen wurden als Brache klassifiziert, da es keine Nutzung mit Nährstoffentzug gab.

Für die Westseite lagen nur lückenhafte Daten vor, daher wurden die Auswertungen auf das Ochsenmoor beschränkt.

3.3.2 Datenaufbereitung

Grundlage für die Digitalisierung ist die digitale Flurkarte im Maßstab 1:2.000. Wurde ein Flurstück in einem Jahr in mehrere Nutzungseinheiten aufgeteilt, wurde das Flurstück auch im GIS entsprechend unterteilt. Die Berechnung der Flächenanteile unterschiedlicher Nutzungstypen am Gesamtgebiet erfolgte anhand der Flächenberechnungen im GIS. Gegenüber den von BLÜML (2001) vorgenommenen und von BLÜML & BELTING (2003) publizierten Bilanzen bestehende Unterschiede resultieren aus einzelnen nachträglichen Berichtigungen sowie der Herausnahme der ohne weitergehende Bewirtschaftungsauflagen genutzten Privatflächen in den Randbereichen des NSG Ochsenmoor.

Die Mahdtermine (1. Schnitt) wurden in die Zeiträume Mai, 1. Junihälfte, 2. Junihälfte (ab 16.06.), Juli, August und September/Oktober eingeteilt. Diese Einteilung war nicht immer ganz zuverlässig, da vielfach nur Angaben über einen Mahdzeitraum zwischen zwei Kontrollterminen wie z.B. „28.05.-10.06.“ vorlagen. In solchen Fällen wurde der überwiegend zutreffende Zeitraum (hier: 1. Junihälfte) angenommen. Der 2. und ggf. 3. Schnitt mehrschüriger Wiesen, der Zeitpunkt des Viehauftriebes und die Höhe des Viehbesatzes waren nur teilweise dokumentiert und wurden daher nicht ausgewertet.

Tabelle 7: Zusammenfassung von Grünlandnutzungstypen für die Zeiträume 1994-1999 und 2000-2007 bzw. 1994-2007. (MW=Mähweide)

Typ	Erläuterung
Weide	Durchgehend als Dauer-/Koppelweide, gelegentlich als Mähweide genutzt. Höchstens einzelne Jahre mit reiner Schnittnutzung.
Wiese früh	Überwiegend reine Schnittnutzung, dabei Mahdtermine mehr als zweimal vor Mitte Juni; wenn auch als Mähweide genutzt, dann keine frühen Schnitte mit nachfolgender Beweidungsphase.
Wiese spät	Überwiegend reine Schnittnutzung, dabei Mahdtermine höchstens zweimal vor Mitte Juni; wenn auch als Mähweide genutzt, dann keine frühen Schnitte mit nachfolgender Beweidungsphase.
Wiese früh zu Wiese spät	Überwiegend reine Schnittnutzung, zunächst überwiegend vor Mitte Juni, später mit höchstens einzelnen Ausnahmen nach Mitte Juni, Nutzung dann ggf. auch als Mähweide mit spätem Schnitt.
Mischnutzung	Nutzung überwiegend als Mähweide, dabei Schnitt mehrfach vor Mitte Juni, oder Wechsel Mähweide/Dauer-/Koppelweide oder mehrfacher Nutzungswechsel ohne dauerhafte Festlegung.
Weide zu Wiese	Anfangs mind. 2 Jahre als Dauer-/Koppelweide, dann überwiegend als Wiese oder als MW genutzt (wenn als MW, dann nur späte Mahd).
Wiese zu Weide	Anfangs mind. 2 Jahre als Wiese oder als MW (wenn als MW, dann nur späte Mahd), dann als Dauer-/Koppelweide genutzt.
Wiese zu Mischnutzung	Anfangs mind. 2 Jahre als Wiese oder als MW (wenn als MW, dann nur späte Mahd), dann Mischnutzung (s.o.).
Brache	Dauerbrache bzw. als Wiese oder Weide genutzt und dann über mind. 3 Jahre brachgefallen; bzw. Wiederaufnahme der Nutzung aus Dauerbrache.
Weide zu Mischnutzung (nur für 1994-2007)	Anfangs mind. 2 Jahre als Dauer-/Koppelweide, dann Mischnutzung.
Mischnutzung zu Wiese spät / früh (nur für 1994-2007)	Anfangs mind. 2 Jahre Mischnutzung, dann Nutzung als Mähwiese bzw. MW (wenn als MW, dann nur späte Mahd) / ~, dann Nutzung als Mähwiese mit mehrfach vorgezogener Mahd.
Mischnutzung zu Weide	Anfangs mind. 2 Jahre Mischnutzung, dann Nutzung als Dauer-/Koppelweide.

Auf Basis der Klassifizierung der jährlichen Nutzungsarten und Mahdtermine wurden Grünlandnutzungstypen für die Zeiträume 1994-1999 und 2000-2007 zusammengefasst (Tabelle 7); diese Zeitabschnitte beschreiben die Nutzung zwischen den Vegetationskartierungen 1994, 2000 und 2008. Außerdem wird der gesamte Zeitraum 1994-2007 betrachtet. Dabei gelten die Kategorien aus Tabelle 7, wobei das Kriterium frühe Mahd sich entsprechend des ungefähr doppelt so langen Betrachtungszeitraumes auf mindestens vier- statt zweimal vorgezogene Mahdtermine bezieht. 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. Zwischen ein-

und mehrschürigen Wiesen wurde nicht unterschieden, da es über längere Zeiträume hinweg nur relativ wenige konstant ein- bzw. mehrschürige Wiesen gegeben hat.

Für statistische Vergleiche wurden die Nutzungstypen aus Tabelle 7 in die vier Kategorien Weide, Wiese früh, Wiese spät und Mischnutzung zusammengefasst; Parzellen mit Dauerbrachen wurden nicht ausgewertet.

3.4 Statistische Testverfahren

Statistische Berechnungen erfolgten mit der Software MINITAB (Release 13.31; Fa. MINITAB INC.) sowie mit SPSS (Release 11.0.1; Fa. SPSS INC.). Für die Auswahl der Testverfahren wurden SACHS (2004), TREMP (2005) sowie LEYER & WESCHE (2007) herangezogen.

Generell nicht mit statistischen Testverfahren wurden alle vergleichenden Auswertungen zu Pflanzengesellschaften sowie deren Flächenbilanzen untersucht, da es sich bei Pflanzengesellschaften um subjektiv festgelegte und zudem vielfach nicht eindeutig voneinander differenzierte Kategorisierungen handelt.

Paarweise Vergleiche z.B. der Dauerbeobachtungsflächen oder in etwa ortsgleich reproduzierter Vegetationsaufnahmen verschiedener Jahre wurden nach Prüfung auf (annähernde) Normalverteilung (mittels Kolmogoroff-Smirnoff-Test und durch Betrachtung von Histogrammen) mittels gepaarter t-Tests verglichen, wenn eine Normalverteilung gegeben war; andernfalls wurde der Wilcoxon-Test angewendet. Bei Vergleichen von Prozentanteilen (Wechselfeuchte- und Überflutungszeiger) wurde unabhängig von der Normalverteilung auf den Wilcoxon-Test als nicht-parametrischen Test zurückgegriffen.

Vergleiche ungepaarter Gruppen von Werten (z.B. Zeigerwerte aus nicht ortsgleich reproduzierten Gruppen von Vegetationsaufnahmen, Gruppen von Bodenkennwerten) erfolgten bei Normalverteilung mittels ungepaarter t-Tests, ansonsten sowie bei Prozentwerten mittels Mann-Whitney-U-Tests (im Folgenden kurz: Mann-Whitney-Test).

Trotz einer teilweise relativ großen Zahl statistischer Einzeltests wird auf eine Korrektur z.B. nach Bonferonni verzichtet, da in vielen Fällen hoch- bzw. sogar höchst signifikante Testergebnisse erzielt wurden und diese mit der gebotenen Vorsicht interpretiert wurden.

Korrelationen zwischen Achsenwerten aus Ordinationen (vgl. Kap. 3.5.1) und Umweltvariablen bzw. ersatzweise genutzten mittleren Zeigerwerten wurden bei Normalverteilung mit Pearson-Korrelationskoeffizienten geprüft. Für nicht normalverteilte Daten wurden die Zusammenhänge mit Spearman-Rangkorrelationen berechnet.

Zur Analyse von Zu- oder Abnahmen in der Frequenz von Artvorkommen auf Flächeneinheiten dienten bei binären Daten (Vorkommen-/Nichtvorkommen) Vorzeichentests, bei (halb-) quantitativen Populationszählungen bzw. -schätzungen Wilcoxon-Tests. Zur Interpretation der Veränderungen von über längere Zeiträume alljährlich erhobenen Populationsgrößen (hier: Zählungen von *Caltha palustris* auf ausgewählten Parzellen) wurden lineare Regressionen berechnet.

Um die Präsenz bzw. Absenz von Arten mit Umweltvariablen und Nutzungsfaktoren in Beziehung zu setzen, erfolgten binäre logistische Regressionen.

Um Einflüsse auf die Artenzahl in gleich großen Vegetationsaufnahmen zu ermitteln, wurden allgemeine lineare Modelle gerechnet. In ein Modell flossen die Nutzungsarten 2000-2007 und die frühere Ackernutzung als feste Faktoren und Extensivierungsdauer sowie mittlere Zeigerwerte als Variablen ein. In einem zweiten Modell wurden nur die Aufnahmen berücksichtigt, von denen auch eigene bodenkundliche Analysen vorlagen; getestet wurden hier

die Einflüsse der Stärke der pedogenen Torfveränderungen (Bodenentwicklungsstufe), des pH-Wertes, des C/N-Verhältnisses sowie der Kalium- und Phosphorgehalte. Nicht normalverteilte Variablen wurden zur Verwendung im Modell zuvor einer Logarithmus-Transformation unterzogen.

Auf Basis beider allgemeinen linearen Modelle wurden jeweils in einem zweiten Schritt ein minimales angemessenes Modell berechnet, das auf die zuvor als signifikant erkannten Faktoren reduziert war.

Alle Ergebnisse sind mit drei Signifikanzniveaus bzw. als schwach- oder als nicht signifikant angegeben (Tabelle 8). Dabei werden schwach signifikante Ergebnisse nur mit Vorbehalt interpretiert; es sollen hier lediglich sich andeutende und dabei plausibel wirkende, aber statistisch nicht sicher zu belegende Zusammenhänge beschrieben werden.

Zur graphischen Darstellung von Unterschieden bestimmter Gruppen von Werten dienen Box-Whisker-Plots. Diese berücksichtigen Mediane als horizontale Linien und Mittelwerte als ausgefüllte Punkte; Ausreißer sind als nicht ausgefüllte Kreise dargestellt. An Querbalken über den Plots sind die Signifikanzniveaus mit Kurzzeichen (vgl. Tabelle 8) angegeben; mit den Zeichen „<“ und „>“ wird angezeigt, welche der verglichenen Gruppen signifikant höhere Werte aufweist.

Tabelle 8: Signifikanzniveaus bei statistischen Tests.

Signifikanz	Verbale Bezeichnung	Kurzzeichen in Tabellen und Abbildungen
$p < 0,001$	höchst signifikant	***
$p < 0,01$	hoch signifikant	**
$p < 0,05$	signifikant	*
$p < 0,1$	schwach signifikant	(*)
$p \geq 0,1$	nicht signifikant	n.s.

3.5 Auswertungen zu Flora und Vegetation

Vergleiche erfolgen in dieser Arbeit sowohl auf Basis der Pflanzengesellschaften (Flächenbilanz, Konstanz und Dynamik von Gesellschaften auf wiederholt kartierten Flächen, Stetigkeiten von Arten) als auch des Auftretens von Arten (Dauerbeobachtungsflächen und in etwa ortsgleich reproduzierte Vegetationsaufnahmen, Kartierungen von Rote Liste- und Zeigerarten auf ganzer Fläche).

Zum Vergleich der Flora insgesamt werden zum einen alle Vegetationsaufnahmen aus 1947/48 mit Ortsangabe „Ochsenbruch“ und zum anderen die Ergebnisse der Erfassung des Arteninventars auf allen Grünlandflächen im Ochsenmoor 2008 herangezogen. Diese Vergleichsbasis wurde gewählt, da die Vegetationsaufnahmen aus 1947/48 nicht verortet sind, weshalb ein Vergleich auf Basis reproduzierter Aufnahmen nicht möglich ist. Sicherlich ist die Gesamtartenliste für 1947/48 damit deutlich unvollständiger als jene für 2008; sie soll aber vorrangig die aus dem gesamten Ochsenmoor verschwundenen Arten zeigen. Im Jahr 2008, aber nicht 1947/48 gefundene Arten können dagegen bereits damals im Ochsenmoor vertreten gewesen sein, ohne von Vegetationsaufnahmen berücksichtigt worden zu sein.

3.5.1 Vegetationsaufnahmen und Pflanzengesellschaften

Pflanzensoziologische Einordnung

Grundlegendes Bezugssystem für die Vegetationsbeschreibung ist die gebietsspezifisch angepasste, pflanzensoziologische Gliederung der Grünlandtypen durch GANZERT & PFADENHAUER (1988). Die Autoren entwickelten für die speziellen Verhältnisse der Dümmerniederung einen Kartierschlüssel, der auch in den Folgeuntersuchungen ab 1994 Verwendung fand und zudem einen Vergleich mit der Kartierung 1947/48 ermöglicht (vgl. Kap. 3.1.1). Ohne eine Beibehaltung dieser Einordnung wären weder Flächenbilanzen der Vegetationsveränderungen noch die Beschreibung der Dynamik bzw. Konstanz der Grünlandvegetation auf bestimmten Flächen möglich. Aufgrund der Kennartenarmut vieler Grünlandtypen und der Schwierigkeit, eindeutige Trennarten herauszuarbeiten, bedienten sich GANZERT & PFADENHAUER (1988) oftmals der Differenzierung von Dominanzgesellschaften, die sich überwiegend auch in den folgenden Untersuchungsjahren ähnlich darstellten.

Wie schon in den 1994 und 2000 durchgeführten Kartierungen war jedoch auch 2008 eine plausible pflanzensoziologische Einordnung der rezenten Vegetation in einigen Fällen nur eingeschränkt möglich. Bedingt durch die Vegetationsumschichtungen infolge geänderter Nährstoff- und Wasserverhältnisse waren häufig fließende Übergänge zwischen unterschiedlichen pflanzensoziologischen Einheiten vorzufinden; diese „Übergangstypen“ sind - abgesehen von einzelnen nicht dahingehend ausgewerteten Dauerbeobachtungsflächen - nie mit Vegetationsaufnahmen belegt worden und tauchen somit in der „idealisierten“ pflanzensoziologischen Einteilung (Kap. 7.1) nicht auf.

Trotz dieser Einschränkungen wurde aus Gründen der Vergleichbarkeit die ohnehin bei allen Kartierungen räumlich wie inhaltlich relativ grob gehaltene „klassische“ pflanzensoziologische Einordnung der Vegetation hier beibehalten. Vorrangiges Ziel ist es, die von GANZERT & PFADENHAUER (1988) definierten Vegetationseinheiten als möglichst einheitliche Klassifikation aller Vegetationskartierungen nachvollziehbar darzustellen, um sie als Bezugsgrundlage für die Beschreibung und Analyse der Vegetationsdynamik zu verwenden. Die übergeordnete systematische Stellung der Gesellschaften dient vorrangig dazu, die für den Dümmerraum beschriebenen Vegetationseinheiten für Vergleiche mit anderen Gebieten einzuordnen.

Die eigenen Vegetationsaufnahmen 2008 wurden durch Tabellenarbeit mittels der Software Microsoft Excel XP sortiert. Dabei wurde vorrangig versucht, die Kenn- und Differenzialartengruppen von GANZERT & PFADENHAUER (1988) herauszuarbeiten. Ergänzende Hinweise aus lokaler Sicht lieferten ROLFES-DOORNBOS (1995), WEGENER (1995) und WILLE (1995). Zur besseren Vergleichbarkeit der speziell für die Dümmerniederung herausgearbeiteten Assoziationen/Varianten mit der überregional angewandten Systematik wurden insbesondere die aktuellen Grundlagenwerke der Pflanzengesellschaften Deutschlands (POTT 1995; ergänzend für einige Gesellschaften auch DIERSCHKE 1997, BURKART et al. 2004), Niedersachsens (soweit erschienen: PREISING et al. 1990, 1997) und der benachbarten Niederlande (SCHMAMINÉE et al. 1995, 1996) sowie weitere Arbeiten zu einzelnen Gesellschaften herangezogen. Wichtige Hinweise zur Abgrenzbarkeit der Pflanzengesellschaften untereinander lieferten zudem Ordinationen (s. folgender Abschnitt). Im Text werden für die Pflanzengesellschaften bzw. Assoziationen/Varianten und Fazies die von GANZERT & PFADENHAUER (1988) eingeführten deutschen Namen verwendet; nur bei der pflanzensoziologischen Einordnung in Kap. 7.1 werden außerdem die vollständigen Gesellschaftsnamen nach POTT (1995) genannt, dazu teilweise noch Bezeichnungen von Assoziationen/Varianten nach anderen Autoren.

Stetigkeitsveränderungen einzelner Arten in den Vegetationsaufnahmen konnten zuverlässig nur für die Dauerbeobachtungsflächen (s.u.) sowie für die Teichwiesen ausgewertet werden, da nur für diese beiden Datensets in allen Untersuchungsjahren durchgängig 25 m² große

Aufnahmen durchgeführt wurden. Hier wurde die genaue Zahl der Dauerbeobachtungsflächen mit Artvorkommen aufgeführt bzw. bei den Teichwiesen das gesamte Aufnahmematerial aller Untersuchungsjahre tabellarisch gegenüber gestellt.

Für Stetigkeitsvergleiche aus den Vegetationsaufnahmen 1947/48, 1987, 1994 und 2008 erfolgte je Pflanzengesellschaft eine Klassifizierung der Stetigkeit in sieben Klassen sowie eine Transformation der Deckungsgrade (Tabelle 9). Dabei wurden in den Stetigkeitstabellen nur Arten aufgeführt, die in wenigstens einem Untersuchungsjahr in der betreffenden Gesellschaft eine Stetigkeit von mindestens 20 % erreichten.

Tabelle 9: Definition von Stetigkeitsklassen und Transformation der Deckungsgrade.

Stetigkeitsklasse*	Stetigkeit	Deckungsgrad 1947/48+1987	Transformation	Deckungsgrad 1994+2008 sowie DBF	Transformation
r	0 – 5 %	r	0,1 %	r	0,1 %
+	>5 – 10 %	+	0,5 %	+	0,5 %
I	>10 – 20 %	1	3 %	1	2 %
II	>20 – 40 %	2	15 %	2m	4 %
III	>40 – 60 %			2a	10 %
IV	>60 – 80 %			2b	20 %
V	80 – 100 %	3	37,5 %	3	37,5 %
		4	62,5 %	4	62,5 %
		5	87,5 %	5	87,5 %

*= Bei weniger als fünf Aufnahmen werden statt der römischen Ziffern I-V arabische Ziffern verwendet.

Bei den übrigen Aufnahmen ermöglichen die gröbere Klassifizierung der Deckungsgrade (Schätzklasse 2 statt 2m-2b) und die stark unterschiedlichen Größen der Vegetationsaufnahmen 1987 (50-60 m²) zu 1994 (16-25 m², vgl. Kap. 3.1.1) bzw. fehlende Angaben zur Aufnahmegröße für 1947/48 weder für die Veränderung der Deckungsgrade noch für die Stetigkeit (Präsenz/Absenz) von Arten innerhalb der Aufnahmen gesicherte Aussagen. Stetigkeitsabnahmen einzelner Arten, wie von ROLFES-DORNBOOS (1995), WEGENER (1995) und WILLE (1995) gegenüber GANZERT & PFADENHAUER (1988) beschrieben, dürften daher auch durch die gegenüber 1987 stark verringerten mittleren Größen der Vegetationsaufnahmen bedingt sein. Im Folgenden werden Veränderungen der Stetigkeiten und Deckungsgrade gegenüber früheren Aufnahmejahren daher nur eingeschränkt interpretiert, wobei Zunahmen in der Stetigkeit gegenüber 1987 wegen der damals größeren Aufnahmeflächen als gesichert angesehen werden. Das verhältnismäßig umfangreiche Aufnahmematerial aus 1994 wurde für Stetigkeitsvergleiche soweit reduziert, dass für eine kartierte Flächeneinheit nicht mehr als eine Aufnahme ausgewertet wurde, um nicht einzelne Vegetationsbestände stärker zu gewichten (z.B. artenreiche Sumpfdotterblumenwiesen in den Teichwiesen sowie der Kranichwiese mit damals jeweils vielen Aufnahmen) als andere derselben Gesellschaft.

Aus diesem Grund wurden auch die reproduzierten Aufnahmen aus den Teichwiesen nur für die speziellen Auswertungen zu diesen Flächen benutzt. Bei der weiteren Auswertung dieser Vegetationsaufnahmen wurde das Arteninventar nicht nach pflanzensoziologischen Kriterien gegliedert, sondern nach der veränderten Häufigkeit der Arten selbst. Dabei wurde nach im Untersuchungszeitraum ausgefallenen, zurückgegangenen, sporadisch auftretenden, perduranten (=durchgängig auftretenden), zunehmenden und neu aufgetretenen Arten klassifiziert.

Detrended Correspondence Analysis (DCA)

Neben der grundlegenden Klassifizierung der Vegetation mittels „klassischer“ pflanzensoziologischer Einordnung der Vegetationsaufnahmen (s. voriger Abschnitt) und einer Darstellung in Ökogrammen (Abschnitt „Zeigerwerte“, s.u.) wurden Ordinationen (Gradientenanalysen) durchgeführt. Diese stellen Ähnlichkeitsbeziehungen zwischen Vegetationsaufnahmen (oder Pflanzenarten) durch Anordnung entlang abstrakter Achsen dar. Diese Achsen lassen sich durch Gradienten von Umweltfaktoren erklären (vgl. GLAVAC 1996, s.u.). Die Detrended Correspondence Analysis (DCA) als Fortentwicklung der Correspondence Analysis (CA) ist inzwischen eines der am weitesten verbreiteten Ordinationsverfahren der indirekten Gradientenanalyse in der Ökologie (LEYER & WESCHE 2007). Da alle durchgeführten DCA-Analysen eine Varianz $>2,0$ und überwiegend Gradientenlängen der Achsen 1 und 2 $>2,5$ ergaben, war diese Form einer Hauptkomponentenanalyse (PCA) vorzuziehen (vgl. HILL & GAUCH 1980, TER BRAAK 1995, LEYER & WESCHE 2007). Die Aufnahmen flossen mit Deckungswerten der erweiterten BRAUN-BLANQUET-Skala (Tabelle 2) in die Ordinationen ein; seltene Arten wurden nicht eliminiert oder herabgewichtet.

Im Gegensatz zur pflanzensoziologischen Einstufung werden in Korrespondenzanalysen alle Pflanzenarten entsprechend ihrer Präsenz und Deckungsgrade in den Vegetationsaufnahmen „gleichwertig“ behandelt und somit die Aufnahmen aufgrund ihrer realen floristischen Ähnlichkeit, aber ohne subjektive Wertungen bestimmter Arten durch den Bearbeiter, ordiniert. DCA werden in dieser Arbeit zum einen auf die Summe jeweils aller Aufnahmen eines Aufnahmejahres angewendet, zum anderen aber auch zum Vergleich mehrerer Untersuchungsjahre derselben Aufnahmen (DBF, reproduzierte Vegetationsaufnahmen in den Teichwiesen 1979-1991-2008 und im gesamten Ochsenmoor 1987-2008). Für eine solche Betrachtung von Zeitreihen gelten Gradientenanalysen als besonders geeignete Methode in der Sukzessionsforschung (GLAVAC 1996).

Im Wesentlichen wurden DCAs zur Erklärung folgender Sachverhalte angewendet:

1. In wie weit spiegeln die pflanzensoziologischen Klassifizierungen die Unterschiede in der floristischen Zusammensetzung wieder? Sind die Pflanzengesellschaften zu bestimmten Zeitpunkten deutlicher voneinander differenziert gewesen? Hierzu wurde jeweils für die Vegetationsaufnahmen eines Untersuchungsjahres eine eigene DCA berechnet. Im jeweiligen Ordinationsdiagramm, das immer die Achsen 1+2 der DCA berücksichtigt, werden Gruppen von Aufnahmen (pflanzensoziologische Einheiten) durch Symbole differenziert. Die weitere Interpretation der Gruppierungen und der Abgrenzung von anderen Gesellschaften erfolgt verbal.
2. Sind die Vegetationsveränderungen gerichtet, d.h. entwickeln sich bestimmte Gruppen von Aufnahmen in dieselbe Richtung? Hierfür werden DCAs mit wiederholten Vegetationsaufnahmen (DBF, etwa ortsgleich reproduzierte Aufnahmen) berechnet. Die verschiedenen zeitlichen Wiederholungen derselben Aufnahmen werden dabei zur besseren Übersichtlichkeit mit Linien verbunden.
3. Wie sind die Differenzierung der Vegetation und ihre Veränderungen mit dem Einfluss von Umweltvariablen zu erklären? Hierzu werden die Achsenwerte der einzelnen Aufnahmen mit Standortfaktoren korreliert. Da überwiegend keine direkten Messwerte vorliegen, mussten dazu behelfsweise die mittleren Zeigerwerte (s.u.) herangezogen werden. Dabei lag der Schwerpunkt auf den Faktoren Feuchte- und Stickstoffzahl, da diese die wesentlichsten Einflüsse von Wiedervernässung und Aushagerung beschreiben können. Autokorrelationen zwischen den Zeigerwerten werden jeweils mit dargestellt.

Die Berechnung der DCA erfolgte mit der Software PC-ORD, Version 4.17. Die Darstellung der DCA erfolgt in zweidimensionalen Ordinationsdiagrammen, die die Achsen 1 und 2 der jeweiligen DCA berücksichtigen; Achse 3 wurde hinsichtlich der Korrelation mit Umweltvariablen (s.u.) mit ausgewertet, von einer Darstellung wurde aber aus Gründen der Übersichtlichkeit abgesehen. In den Unterschriften der Ordinationsdiagramme sind die Varianz der DCA sowie Eigenwerte und Gradientenlänge der Achsen 1-3 angegeben. Die Varianz bezeichnet die vom Programm ausgegebene Gesamtvarianz („inertia“).

Um die abstrakten Achsen der DCA mit Umweltvariablen in Bezug zu setzen, wurden Post-hoc-Analysen mittels Pearson-Korrelationen nachgeschaltet. Als Umweltvariablen dienten die gewichteten mittleren Zeigerwerte (s. Abschnitt Zeigerwerte) für Licht, Temperatur, Feuchte, Stickstoff, Reaktion, Mahdzahl und Futterwertzahl, die zunächst auf Normalverteilung getestet wurden (s. Kap. 3.4).

Flächenbilanzen, Dynamik und Konstanz von Pflanzengesellschaften

Für den ca. 845,4 ha großen, in allen Jahren untersuchten Teil des Ochsenmoores (vgl. Kap. 2.1, Karte 2) sowie für die Westseite (88,4 ha) wurden die Flächenanteile der einzelnen Pflanzengesellschaften im GIS bilanziert und einander gegenüber gestellt.

Diese Bilanzen erlauben allein allerdings 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 im GIS eine Verschneidung der Kartierungen 1987, 1994, 2000 und 2008. Diese Verschneidung liefert die Vegetationsabfolge für jede (Teil-) Fläche; durch die automatisierte Verschneidung entstandene Splitterflächen wurden gelöscht. Dies betraf alle entstandenen Polygone unter 600 m² Größe und Flächen in schmaler Längsausdehnung unter ca. 15 m Breite. Letztere dürften häufig durch Ungenauigkeiten in Kartierung und Digitalisierung oder aber durch das sukzessive Vordringen bzw. Zurückweichen bestimmter Vegetationsformen entstanden sein. Dies war aber mit der zugrunde liegenden Kartiergenauigkeit nicht zuverlässig zu trennen. Flächen zwischen 600 und 2.500 m² Größe wurden einzeln auf ihre Sinnhaftigkeit geprüft und ggf. gelöscht. Noch größere Flächen wurden, da bereits ab etwa 1.500-2.000 m² der Anteil der offensichtlich technisch bedingten Artefakte stark abnahm, grundsätzlich belassen und somit als reale Vegetationsveränderungen gewertet.

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 eingestufteten Flächen seit 1987 zeigen. Für temporär wesentlich häufigere Röhrichtgesellschaften wurde der Bestand des Jahres 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 (s. auch Unterschrift zu Abbildung 27).

Eine weitere Verschneidung erfolgte zwischen den Kartierungen 1947/48 und 2008, um Zusammenhänge zwischen der damaligen Vegetationszonierung und der aktuellen Rückentwicklung z.B. von nährstoffarmen Grünlandgesellschaften zu ermitteln.

In der Regel betrachten die Bilanzen nur die vorherrschenden Pflanzengesellschaften; nicht flächenhaft auskartierte Übergänge zu weiteren Gesellschaften bzw. kleinräumige Durchdringungen von Gesellschaften konnten dabei schon aus Gründen der Übersichtlichkeit nicht einbezogen werden. Nur im Einzelfall wird auch eine nachgeordnete Gesellschaft in einem gesonderten Diagramm zusätzlich ausgewertet.

Zeigerwerte

Für alle Vegetationsaufnahmen einschließlich der DBF wie auch für die gewichteten Artenlisten erfolgte eine Berechnung der mittleren Zeigerwerte nach ELLENBERG et al. (1992) einschließlich der Mahdzahlen nach BRIEMLE & ELLENBERG (1994) und der Futterwertzahlen nach KLAPP et al. (1953). In den Auswertungen durchgängig berücksichtigt wurden jedoch nur die Feuchte- und Stickstoffzahlen. Die Berechnung erfolgte als gewichtetes Mittel, die Schätzklassen wurden zuvor auf die BRAUN-BLANQUET-Skala (vgl. DIERSCHKE 1994) transformiert (Tabelle 3, Tabelle 4). Von einer Verwendung ungewichteter Mittel wurde abgesehen, da vor allem starke Verschiebungen bei den Deckungsgraden den Vegetationswandel kennzeichnen, während ungewichtete Mittel nur den Ausfall bzw. die Einwanderung von Arten berücksichtigen würden. Der Einfluss von Restbeständen auf wenige Individuen in der jeweiligen Aufnahme zurückgegangener Arten bzw. möglicherweise nur sporadisch eingewanderter Einzelindividuen würde dabei gegenüber den bestandsbildenden Arten zu stark gewichtet (s. auch Kap. 11.1).

Für verschiedene Auswertungen wurden zudem für die Feuchte- und Stickstoffzahlen Zeigerwertspektren dargestellt sowie die Anteile der Wechselfeuchte- und der Überschwemmungszeiger jeweils als Anteile in Prozent an der Deckungssumme berechnet. Alle Zeigerwertberechnungen erfolgten mit Hilfe des EXCEL-Makroprogramms „ELLEX 4.6“ (entwickelt von R. KESEL, Bremen).

Mit Hilfe der gewichteten mittleren Zeigerwerte wurden für ausgewählte Pflanzengesellschaften Ökogramme erstellt; sie zeigen als zweidimensionale Ordinationsdiagramme die Position der einzelnen Vegetationsaufnahmen hinsichtlich der gewichteten Mittel für Feuchte und Stickstoff und verdeutlichen damit die unterschiedlichen ökologischen Wuchsbereiche der verschiedenen Gesellschaften in einem Aufnahmejahr bzw. die Verschiebung einer bestimmten Gesellschaft zwischen verschiedenen Untersuchungsjahren (vgl. z.B. PETERSEN 2000, dort aber mit z.T. anderen Komponenten).

Für den Vergleich der ökologischen Eigenschaften jeweils derselben Pflanzengesellschaften zwischen den verschiedenen Untersuchungsjahren wurden alle der jeweiligen Gesellschaft zugeordneten Aufnahmen aus dem Ochsenmoor einbezogen. Lediglich aus dem viel umfangreicheren Aufnahmемaterial aus 1994 wurden die Aufnahmen soweit reduziert, dass aus einer Kartiereinheit nur jeweils eine Aufnahme berücksichtigt wurde (s.o.).

Grundsätzlich ist dabei zu beachten, dass alle in einem Untersuchungsjahr in der jeweiligen Pflanzengesellschaft vorgenommenen Vegetationsaufnahmen miteinander verglichen werden und nicht, wie bei den Dauerbeobachtungsflächen sowie den etwa ortsgleich reproduzierten Vegetationsaufnahmen, dieselben Untersuchungsflächen. Vielmehr sollen die hier verglichenen Aufnahmen einen repräsentativen Querschnitt der ökologischen Eigenschaften der jeweiligen Pflanzengesellschaft in den einzelnen Untersuchungsjahren bilden, auch wenn sich die räumliche Verteilung und Ausdehnung der Gesellschaft und damit auch ihre Standorte u.U. deutlich verändert haben.

3.5.2 Dauerbeobachtungsflächen

Bei der Auswertung der DBF wird in erster Linie auf die Gesamtheit aller Flächen eingegangen, da keine modellhaften Versuchsbedingungen vorliegen, die durch eine Beschreibung von Entwicklungen auf Einzelflächen auswertbar wären. Somit werden u.U. nur zufällige Einzelentwicklungen nicht überbewertet.

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 (mindestens in 10 DBF in einem Jahr) wurden die Stetigkeit und die Deckungsgradveränderungen statistisch überprüft.

Die Zeigerwertberechnungen wurden die Aufnahmen zunächst auf die erweiterte Braun-Blanquet-Skala (vgl. Tabelle 2) transformiert, um auf dieser Basis gewichtete Mittel zu errechnen. Damit liegt zum einen die gleiche Gewichtung wie in den übrigen Vegetationsaufnahmen zugrunde, zum anderen werden sehr starke Ausschläge der mittleren Zeigerwerte vermieden, wie sie bei versuchsweisen Berechnungen auf Basis der erweiterten LONDO-Skala auftraten. Im Übrigen wurde wie mit den restlichen Vegetationsaufnahmen verfahren, wobei statistische Überprüfungen mittels paarweise vergleichender Tests erfolgten.

3.5.3 Rote Liste-Arten und weitere Zeigerarten

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 perdurant waren, 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/Flurstücksblöcke.

Die punktuellen Darstellungen der Wuchsorte der Rote Liste- und Zeigerarten 1994-2008 (vgl. Karten 28-47) wurden mit diesen Flächeneinheiten verschnitten und die Präsenz/Absenz der Arten in den Jahren 1994, 2000 und 2008 sowie die Perduranz, das Neuauftreten bzw. Verschwinden 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 überprüft. Für die 2000 und 2008 halbquantitativ erfassten Rote Liste-Arten wurden für diesen 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.

Um das Vorkommen der häufigeren Rote Liste- und Zeigerarten in den Jahren 2000 und 2008 in Beziehung zu Umweltvariablen und Nutzungsparametern zu setzen, wurde zunächst mittels eines Vergleichs normaler linearer und quadratischer Regressionen überprüft, ob zwischen der Präsenz/Absenz der Arten und den Umweltvariablen Feuchte und Stickstoff sowie Anteil der Überflutungs- und Wechselfeuchtezeiger quadratische Beziehungen (Opti-

mum- bzw. Minimumkurve) bestehen (vgl. z.B. BOOTSMA & WASSEN 1996). Erklärte die quadratische Regression ($R^2(\text{adj})$) einen größeren Teil der Varianz als die lineare und war der quadratische Term dabei signifikant ($p < 0,05$), wurde dieser für die betreffenden Umweltvariable zusätzlich in die folgende Berechnung einbezogen:

Es erfolgte eine binäre logistische Regression zwischen der Präsenz/Absenz der jeweiligen Art, den vorgenannten Umweltvariablen (ggf. auch als quadratischer Term), der Nutzungsart und den Jahren seit Extensivierungsbeginn.

3.5.4 Bestandszählungen von *Caltha palustris*

Die alljährlichen parzellenscharfen Populationszählungen wurden für die Darstellung jahresweiser Bestandsentwicklungen in Zu- und Abnahmen bzw. konstante Bestände aufgeteilt. Von einer Bestandsveränderung wird gesprochen, wenn die Gesamtzahl der Horste einer Dauerparzelle um mindestens 10 % vom Vorjahr abwich; geringfügigere Veränderungen werden als Konstanz gewertet.

Für weitergehende Auswertungen erfolgte eine Normierung der Daten durch Umrechnung in Wuchsdichten (Horste/ha). Für die flächendeckenden Erfassungen im Ochsenmoor wurden die besiedelte Fläche insgesamt (Summe der Flächengrößen aller besiedelten Kartiereinheiten) und die summierten Flächengrößen von Parzellen, die bestimmte Wuchsdichten erreichten, berechnet. Damit wird nicht nur die Arealveränderung im Gebiet untersucht, sondern auch die Flächenbilanz für Bestände mit einer bestimmten Wuchsdichte. Weitere Auswertungen erfolgen wie für die übrigen Zeigerarten (vgl. Kap. 3.5.3). Aufgrund der quantitativen Erfassungen konnten neben Präsenz-/Absenzvergleichen auch Vergleiche der Veränderungen der Anzahlen je Flächeneinheit angestellt werden.

Für die 26 alljährlich gezählten Parzellen wurden lineare Regressionen berechnet und die errechneten jährlichen Steigungswerte (Beta) in Bezug zu Umweltvariablen bzw. zu Veränderungen von Umweltfaktoren gesetzt.

3.5.5 „Problemarten“

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 sowie die Vorkommen von *Equisetum palustre* 2008 wurden Beziehungen zu Umweltvariablen und Nutzungsfaktoren wie bei Vorkommen von Rote Liste- und Zeigerarten statistisch untersucht (s. Kap. 3.5.3).

3.5.6 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 Artnamen und weggelassener Unterartname identisch. Die kompletten Artnamen mit Unterartzusätzen sind im Anhang in Tabelle A2 aufgeführt.

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 ist zu beachten, dass *Carex x elytroides* (= *Carex nigra* x *C. acuta*) damals nicht von *C. nigra* unterschieden wurde. Für 1994 wird auf das mögliche Auftreten dieser Sippe lediglich hingewiesen (WILLE 1995). Bei HELLBERG (1995) finden sich keine Hinweise; der Autor hält nicht von *C. nigra* differenzierte Vorkommen bei seinen Untersuchungen in den Teichwiesen 1991 aber im Nachhinein für eher unwahrscheinlich (F. HELLBERG, briefl. 2009). Pragmatischerweise wurde daher bei Vergleichen mit älteren Daten (Vegetationstabellen, Zeigerwerte, Artenzahlen) eine Zusammenfassung beider Sippen zu *Carex nigra* vorgenommen. Bei den Dauerbeobachtungsflächen und den eigenen Untersuchungen (ab 2000, einschließlich BLÜML 2001) wurden beide Sippen getrennt berücksichtigt. Es ist nicht sicher auszuschließen, dass 1995 und 1997 vereinzelt bereits *C. x elytroides* in DBF vorkam. Diese wurde durch BELTING & CALVELAGE (1997) nicht von *C. nigra* unterschieden, dies ist aber vermutlich zu vernachlässigen. Bei den flächendeckenden Kartierungen der Zeigerart *C. nigra* (vgl. Kap. 3.1.4) wurden 2000 und 2008 nur reine *C. nigra*-Formen berücksichtigt, 1994 dagegen vermutlich zumindest vereinzelt vorkommende *C. x elytroides* nicht unterschieden.

Weiterhin problematisch war in einigen Fällen die Unterscheidung von *Mentha aquatica*, *M. arvensis* sowie *M. x verticillata*; dies wird bei Stetigkeitsvergleichen im Text entsprechend berücksichtigt.

4. DIE BÖDEN DES UNTERSUCHUNGSGEBIETES

4.1 Moorstratigraphie, Moormächtigkeiten und sekundäre pedogene Prozesse

4.1.1 Ochsenmoor

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 (Karte 3). In stärker durch vormalige landwirtschaftliche Intensivnutzung gesackten Bereichen sind auch im nördlichen Ochsenmoor 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 (Karte 3). Auf einer Parzelle am Südrand wurde ein Tiefumbruchboden vorgefunden, in dem Torf, Mudde und mineralischer Untergrund vermischt sind; vermutlich existieren mehrere solche Standorte.

Der mineralische Untergrund besteht überwiegend aus kalkfreien Mittel- und Grobsanden, stellenweise auch aus tonigen Sanden oder sandigen Tonen. Nur bei früher tiefreichender Entwässerung und geringen Moormächtigkeiten wurden oxidative Merkmale bis in den mineralischen Untergrund hinein festgestellt.

Haupttorfarten sind, soweit noch erkennbar, Radizellentorfe und Erlentorfe; Schilftorf wurde nur sehr selten festgestellt. Vielfach beigemengte Reste von Birken (*Betula spec.*) deuten auf teilweise ärmere Standortbedingungen hin; nur an einer Stelle in den Bollwiesen wurden Reste von Übergangsmoortorfen mit Braunmoosen und Scheiden-Wollgras (*Eriophorum vaginatum*) gefunden. Die obersten Torfschichten sind überwiegend sehr stark zersetzt und mehr oder weniger stark vererdet (Horizontsymbol nHv), dagegen sind vermulmte Torfe (Horizontsymbol nHm) selten und überwiegend in Randbereichen mit langen Phasen landwirtschaftlicher Intensivnutzung zu finden. Bei starker pedogener Veränderung der oberen Torfschichten ist gelegentlich ein Ha-Horizont (Unterbodenhorizont stark entwässerter Moore) zu finden. Ansonsten schließt unter dem Vererdungshorizont direkt der im Schwankungsbereich des Grundwassers liegende Hw-Horizont an oder es ist ein Torfschrumpfungshorizont (Ht) ausgebildet, der methodisch bedingt aber oft kaum zu erkennen ist (s. Kap. 3.2.1). Nur bei großen Torfmächtigkeiten und hohen Grundwasserständen wurden ständig grundwassererfüllte Hr-Horizonte kartiert. Diese bestehen dann häufig aus nur mittel zersetzten Torfen.

Unter den Mudden sind Organomudden (Leber- und Detritusmudden), aber auch organomineralische Mudden (Sand-, Schluff- und Tonmudden) sowie Kalk- und Diatomeenmudden verbreitet. Vielfach treten zudem geringmächtige Torfmudden aus frühen Verlandungsstadien auf. Im Ochsenmoor sind diese überwiegend noch bzw. seit der Wiedervernässung wieder ständig grundwassererfüllt, zeigen eine plastisch-elastische bis seifig-schmierige Konsistenz und keine bzw. nur geringe pedogene Veränderungen. Tiefergehend entwässerte, vormalig landwirtschaftlicher Intensivnutzung unterliegende Standorte weisen dagegen deut-

liche Oxidationsmerkmale sowie Schrumpfungsrisse auf, zumeist aber nur in den oberen Muddeschichten (s.u.).

Die Torfe sind im Ochsenmoor überwiegend oberflächlich vererdet, seltener auch vermulmt (Karte 4). 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 Mooraufgabe 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 (Karte 4). 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 Schrumpfungsprozesse von Mudden aber auch in der Kernzone dokumentiert.

4.1.2 Westseite und übrige Westliche Dümmerniederung

Die Bohrungen an der Westseite zeigen ähnliche Standorte wie im Ochsenmoor mit stark wechselnden Torf- und zumeist sehr großen Muddemächtigkeiten. An den deichnahen Bohrpunkten in Sumpfdotterblumenwiesen und Schlankseggenrieden sind die Torfe überwiegend nur sehr schwach vererdet, zum Randkanal hin ist zumeist eine deutliche Vererdung (Bodenentwicklungsstufe 2), in einem Fall auch eine Vermulmung (Bodenentwicklungsstufe 3) festzustellen. Die Mudden zeigen durchgängig keine Oxidations- oder Schrumpungsmerkmale.

Die DBF im Osterfeiner Moor weisen hingegen entsprechend der vergleichbaren Untersuchungen von BLANKENBURG et al. (2001b) vermulmte Torfe (Bodenentwicklungsstufe 3 bis 5 nach der Definition in Abbildung 2) über zumeist ebenfalls stark pedogen veränderten Mudden auf. In den Borringhauser Wiesen zeigt DBF 02 dagegen ein nur schwach vererdetes Profil (Bodenentwicklungsstufe 1) über einer pedogen nicht erkennbar veränderten Mudde.

4.2 Bodenchemische Kennwerte

4.2.1 Eigene Untersuchungen im Ochsenmoor 2008

Die pH-Werte kennzeichnen die Standorte größtenteils als stark bis schwach sauer, nur zwei Parzellen sind mit pH-Werten von 6,7 bzw. 6,3 gemäß AG BODEN (2005) als sehr schwach sauer zu kennzeichnen (Karte 5, Tabelle A1). 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 Dielinger Westerbruch und in der südlichen Randzone überwiegend stark bis mäßig saure Standorte zu finden, in der zentralen Kernzone dagegen mehrheitlich schwach saure Standorte (s. auch Kap. 4.2.2).

Die Makronährstoffe Phosphor, Kalium, Magnesium sowie Calcium treten in sehr unterschiedlichen Gehalten auf (Karte 6-8, Tabelle A1): Die Phosphorgehalte sind im nördlichsten Teil des Ochsenmoores durchweg sehr niedrig, im Zentrum sowie im Südwesten treten dagegen teils auch sehr hohe Gehalte auf. Niedrige Kalium-Gehalte sind dagegen die Ausnahme und auf die Ellerbruchwiese sowie die Hüder Marsch beschränkt, im Nordwesten treten überwiegend mittlere, ansonsten mittlere bis hohe Gehalte auf. Die Magnesium-Gehalte sind dagegen fast im gesamten nördlichen Ochsenmoor niedrig, im Südteil jedoch teils niedrig, überwiegend aber sehr hoch. Zwischen diesen Extremen liegende Gehalte sind dagegen nur vereinzelt gemessen worden.

Das C/N-Verhältnis aller Proben liegt zwischen 12,1 und 19,4 (Karte 9, Tabelle A1). 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 Hundsstraßgraswiese in der südlichen Kernzone kommt mit dem C/N-Verhältnis von 19,4 solchen Bedingungen relativ nah.

Die Anteile an organischer Substanz liegen größtenteils über 30 % und kennzeichnen somit gemäß AG BODEN (2005) die Böden als Moore (Karte 10, Tabelle A1). Geringere Werte wurden durchweg in der Hüder Marsch erreicht; hierbei ist jedoch zu beachten, dass durch die geringmächtigen Torfauflagen (Niedermoorgleye) die Proben leicht versanden konnten. Die übrigen Proben mit Anteilen <30 % stammen mit einer Ausnahme aus der südlichen Randzone von Standorten mit geringmächtigen Moorauflagen und überwiegend auch dokumentierter Acker(zwischen)nutzung in den 1980-er Jahren. Hohe Anteile der organischen Substanz von >70 % wurden in der nördlichen und südlichen Kernzone erreicht, nur hier wurden auch Gehalte >80 % festgestellt.

Eine Auswertung der bodenchemischen Parameter bezogen auf die aktuellen Pflanzengesellschaften erfolgt in Kap. 7.1.

4.2.2 Aktuelle Standortbedingungen 2008 in Relation zur Vegetationszonierung 1947/48 im Ochsenmoor

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 Moorauflagen (Niedermoorgleye in der Hüder Marsch) gewonnen wurden, stehen aus 2008 48 Proben aus der früheren „Kernfläche“ (vgl. Kap. 7.3, 7.4 sowie Karte 17) mit Hundsstraßgraswiesen, Pfeifengraswiesen/Borstgrasrasen und eingestreuten Schlankseggenrieden und 43 Bodenproben der „Umgebung“ mit damals vorherrschenden Sumpfdotterblumenwiesen zur Verfügung.

Mann-Whitney-Tests zeigen nur für die Makronährelemente 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 in der „Kernfläche“ hoch- bzw. höchst signifikant höher (Abbildung 3), gleiches gilt für die Calciumgehalte. Die C/N-Verhältnisse sind in der „Kernfläche“ heute höchst signifikant weiter.

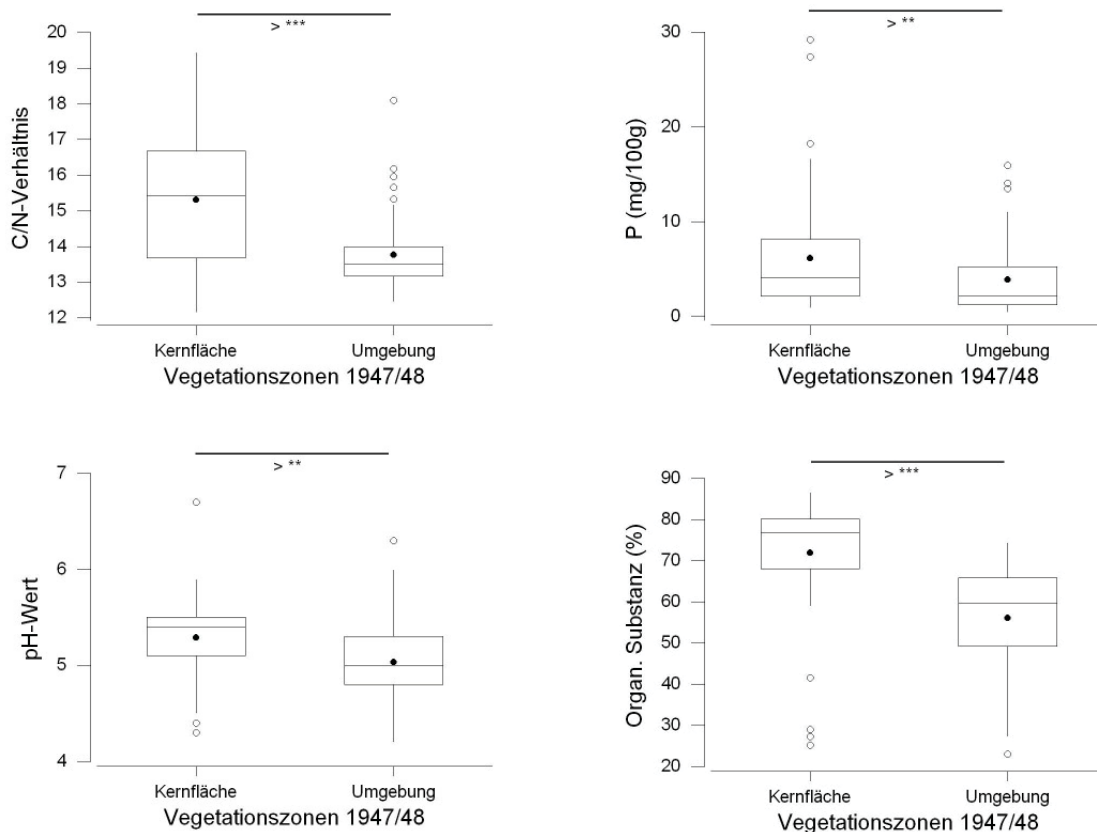


Abbildung 3: Unterschiede in den pH-Werten, Phosphorgehalten, C/N-Verhältnissen sowie den Gehalten an organischer Substanz zwischen den 1947/48 als „Kernfläche“ bzw. „Umgebung“ kartierten Bereichen in den Bodenproben 2008 (Mann-Whitney-Tests; jeweils „Kernfläche“: n=48; „Umgebung“: n=43).

4.2.3 Vergleich der LUFA-Proben an den DBF im Ochsenmoor 1999 – 2008

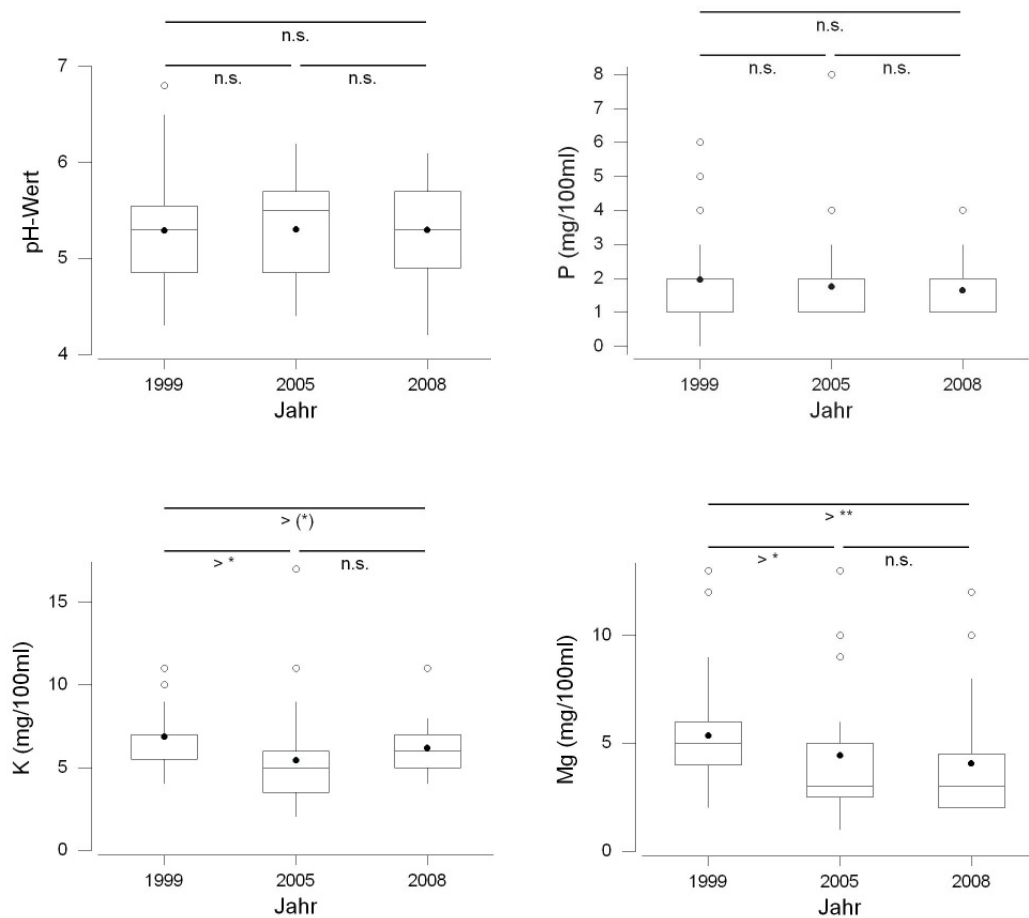


Abbildung 4: Entwicklung von pH-Werten sowie den Gehalten an Phosphor, Kalium und Magnesium (jeweils in mg/100 ml Boden) nach Bodenuntersuchungen der LUFA Northwest an den 29 DBF in den Jahren 1999, 2005 und 2008.

Der Vergleich der Bodenuntersuchungen der LUFA-Nordwest an den DBF im Ochsenmoor ergibt für den Zeitraum 1999-2008 weitgehend konstante pH-Werte (Mittelwert jeweils 5,29 bis 5,30) und auf sehr niedrigem Niveau konstante Phosphorgehalte (Abbildung 4; jeweils gepaarter t-Test mit $n=29$, n.s.). Dagegen gingen die Kalium-Gehalte 1999-2008 schwach signifikant zurück, die Magnesium-Gehalte gingen in diesem Zeitraum sogar hoch signifikant zurück; bei beiden Nährstoffen sind Rückgänge auch für den Teilzeitraum 1999-2005, nicht aber für 2005-2008 nachweisbar (Abbildung 4).

4.2.4 Eigene Untersuchungen an der Westseite und in der übrigen westlichen Dümmerniederung 2009

Im Grünland an der Westseite liegen die pH-Werte wie im Ochsenmoor im stark bis mäßig sauren, vereinzelt auch im schwach sauren Bereich (Tabelle A1).

Die Phosphor-Gehalte liegen hier im Gegensatz zum Ochsenmoor nur in wenigen Fällen im sehr niedrigen Bereich, überwiegend hingegen im nach SCHWEDER et al. (2004) aus landwirtschaftlicher Sicht „anzustrebenden“ Bereich. Die Kalium-Gehalte sind hingegen größtenteils hoch, die Magnesium-Gehalte durchweg sogar sehr hoch (Tabelle A1).

Das C/N-Verhältnis ist durchschnittlich enger als im Ochsenmoor. Während dort nach SUCCOW & JOOSTEN (2001) überwiegend „kräftige“ C/N-Werte (13-20) deutlich überwiegen, sind an der Westseite „reiche“ Werte (10-13) ähnlich häufig. Werte von minimal 10,9 gegenüber 12,1 im Ochsenmoor wurden gemessen. Die Anteile an organischer Substanz sind zwischen den Proben stark verschieden (Tabelle A1).

An den DBF in der westlichen Dümmerniederung sind stark bis mäßig saure pH-Werte, teils sehr niedrige Phosphor-Gehalte, durchschnittliche bis sehr hohe Kalium-Gehalte und durchweg sehr hohe Magnesium-Gehalte kennzeichnend. Hier liegt das C/N-Verhältnis durchweg im „kräftigen“ Bereich, die Gehalte an organischer Substanz sind überwiegend relativ hoch.

5. HYDROLOGIE

5.1 Grundwasserganglinien

Generell fallen im Ochsenmoor mehrere Extremphasen hinsichtlich der Grundwasserstände auf (Abbildung 5+6): 1996 war bis in den Herbst hinein ein extrem trockenes Jahr, dem bereits tiefe Wasserstände ab Spätsommer 1995 vorangingen. Die Ganglinien von Januar bis Mai 1996 lagen deutlich unter denen anderer Jahre; im Sommer waren die Wasserstände noch immer relativ niedrig, lagen jedoch im Bereich anderer Jahre. 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 war gekennzeichnet von einer lang anhaltenden Trockenperiode ab März, die erst durch starke Niederschläge Ende August beendet war (vgl. Tabelle 1). Außergewöhnliche sommerliche Tiefstände zeigten sich in diesem Zeitraum an allen Pegeln in der südlichen Randzone, kaum jedoch in der Kernzone. Nach H. BELTING (mdl. Mitt.) kam es ab 2007 mehrfach zu Manipulationen an Stauanlagen im Haldemer Molckereigraben sowie im Sommer 2010 zu erheblichen illegalen Wasserentnahmen aus dem Fanggraben. Beides hat zweifelsfrei zu niedrigen Wasserständen im Fanggraben und vermutlich auch zu Tiefständen in benachbarten Grundwassermesspegeln beigetragen.

In der nördlichen Kernzone zeigen die ausgewerteten Grundwassermesspegel S27 und S28 insgesamt relativ ausgeglichene Jahresganglinien (Abbildung 5). Über Geländeoberkante (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. Eine Ausnahme bildet das insgesamt sehr trockene Jahr 1996. 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.). Auch der extrem trockene Sommer 2010 fällt nicht weiter auf, sondern zeigt Werte, die in den 1990-er Jahren in etwa durchschnittlich waren. Gleiches gilt für das insgesamt trockene Jahr 1996.

An den Rändern der nördlichen Kernzone (Pegel S24, S26) treten Überflutungen nur kurzzeitig in nassen Jahren (S26) bzw. mit Ausnahme einer sehr kurzen Phase im Herbst 1998 überhaupt nicht (S24) auf. Die Grundwasserstände sinken jedoch im Winter und bis in den April selten unter 0,3 m unter GOK ab. Im Sommer sind Stände von etwa 0,3-0,6 m (S26) bzw. 0,5-0,8 m (S24) unter GOK normal, wobei die Unterschiede zwischen den Jahren am Pegel S24 viel deutlicher ausgebildet sind. Nur dort zeigen sich 2010 deutlich niedrigere Sommerwasserstände als in anderen Jahren mit Werten bis ca. 1,05 m unter GOK. Bei den Unterschieden zwischen den Ganglinien an den Pegeln S24 und S26 ist zu berücksichtigen, dass S24 im tiefgründigen Niedermoor mit Muddeunterlagerungen, S26 jedoch im Bereich von Niedermoorogleyen liegt (Karte 3).

In der südlichen Kernzone (S18) zeigen sich hinsichtlich der winterlichen Überflutungsphasen ähnliche Verhältnisse wie in der nördlichen Kernzone. Im Sommer sinken die Wasserstände jedoch mit Ausnahme der Jahre 1997 und 2000 auf ca. 0,45-0,55 m unter GOK ab. Der extrem trockene Sommer 2010 liegt dabei am unteren Ende der in den 1990-er Jahren gemessenen Werte.

Am Rand der südlichen Kernzone (Pegel S15) sind die Überstauungen weniger deutlich ausgeprägt, jedoch wurden auch hier häufig bis in den April hinein Wasserstände zumindest im Bereich um die GOK registriert. Im Sommer sinkt der Grundwasserstand hier auf ca. 0,4-0,6 m unter GOK ab. Die Grundwasserganglinie 2010 zeigt außergewöhnlich tiefe Werte bis unter 0,7 m unter GOK im sehr trockenen Sommer.

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 zueinander, liegen aber meist zwischen 0,4 und 0,6 m unter GOK; 2010 fällt mit Tiefstwerten von 0,76 m unter GOK klar heraus. Auch Beginn und Verlauf des herbstlichen Anstieges der Grundwasserstände sind von Jahr zu Jahr sehr verschieden.

Im Südosten des Ochsenmoores (Bollwiesen) treten winterliche Überflutungen bis in den April hinein regelmäßig (S7) bzw. gelegentlich mit Wasserständen häufig um GOK (S8) 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. Die im Juli/August 2010 erreichten Tiefstände von mehr als 1 m unter GOK fallen sehr deutlich heraus. Am Pegel S14 zeigen sich insgesamt ähnliche Verhältnisse, hier treten Überflutungen jedoch nur ausnahmsweise und sehr kurzzeitig auf. In den meisten Jahren liegen die Grundwasserstände bis Ende April jedoch auch hier bei weniger als 0,2 m unter GOK, sinken im Sommer aber zumeist auf etwa 0,6-0,8 m unter GOK ab, nur 2010 auch auf nahezu 1 m.

Gesondert betrachtet werden müssen die Pegel S5 und S6, da sie sich an der Schutzgebietsgrenze und im Falle von S5 an einer Privatfläche befinden. Zwar treten auch hier gelegentlich kurzzeitige Überflutungen auf, die Grundwasserstände liegen jedoch auch im Winter zumindest in trockeneren Jahren weit tiefer unter Flur als an allen anderen Pegeln. Überflutungseignisse treten hier zudem nach eigenen Beobachtungen nur punktuell auf, die Ganglinien sind hier im Verhältnis z.B. zu S7 und S8 möglicherweise stärker durch gespannte Grundwasserverhältnisse beeinflusst. Das deutliche Absinken der Grundwasserstände im Frühjahr setzt ebenfalls zumeist im Laufe des Aprils, aber früher als an anderen Pegeln ein. Sommerliche Tiefstände von 0,7-0,8 m (S6) bzw. bis über 1 m (S5) unter Flur sind normal; außergewöhnliche Tiefstwerte im Sommer 2010 fallen auch hier heraus, es folgten jedoch extrem starke Anstiege von über 0,8 m unmittelbar nach den starken Niederschlägen Ende August 2010.

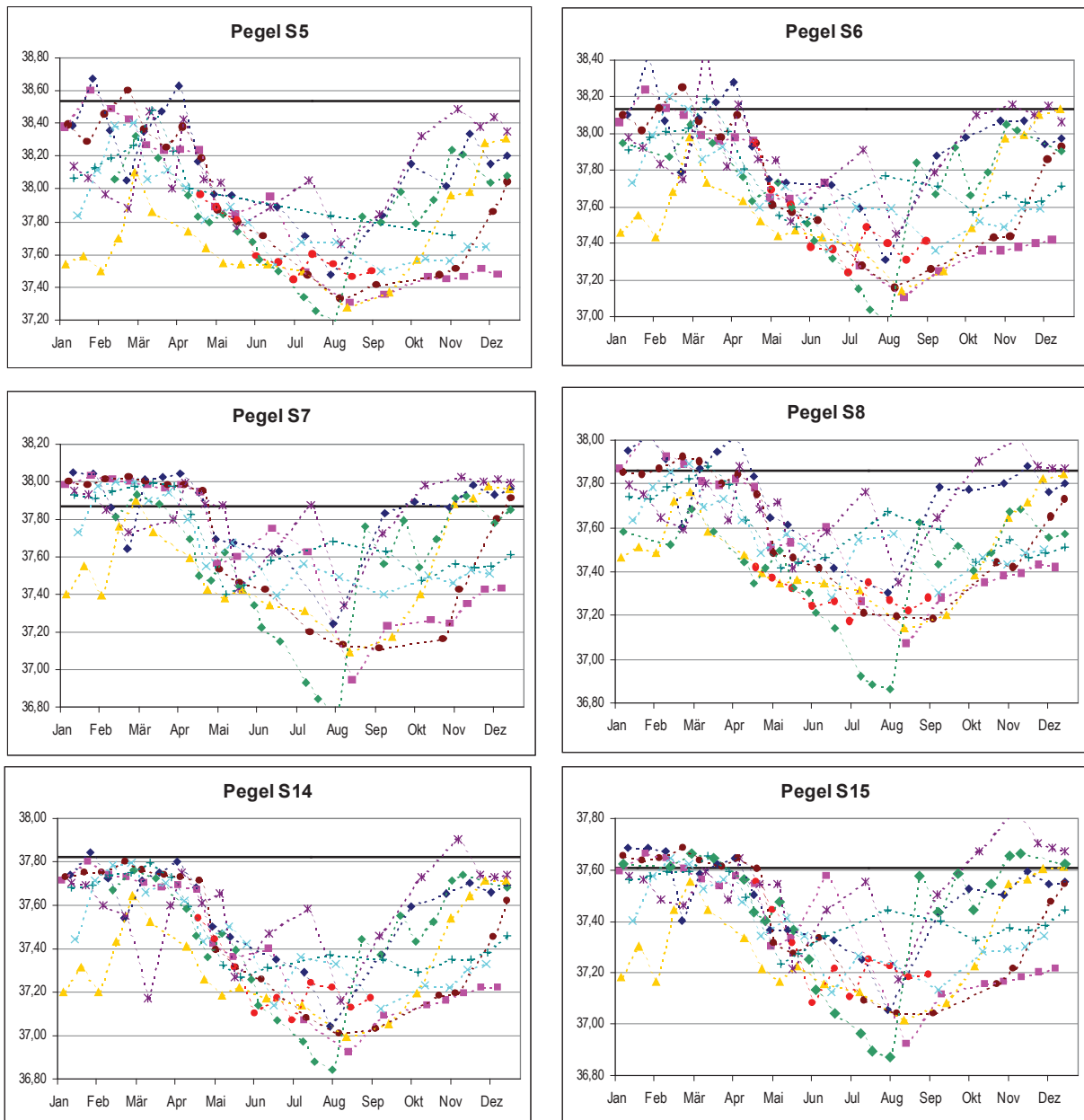


Abbildung 5: Grundwasserganglinien der Pegel S5, S6, S7, S8, S14 und S15. Horizontale schwarze Linie: Geländeoberkante nach eigenem Nivellement. Ganglinien: dunkelblau: 1994, magenta: 1995, orange: 1996, hellblau: 1997, violett: 1998, rotbraun: 1999, türkis mit Kreuzen: 2000, rot: 2008 (nur Mai - September); türkis mit Rauten: 2010. Bei längeren Messunterbrechnungen ist keine Trendlinie eingezeichnet. Pegel S7 wurde 2008 nicht gemessen.

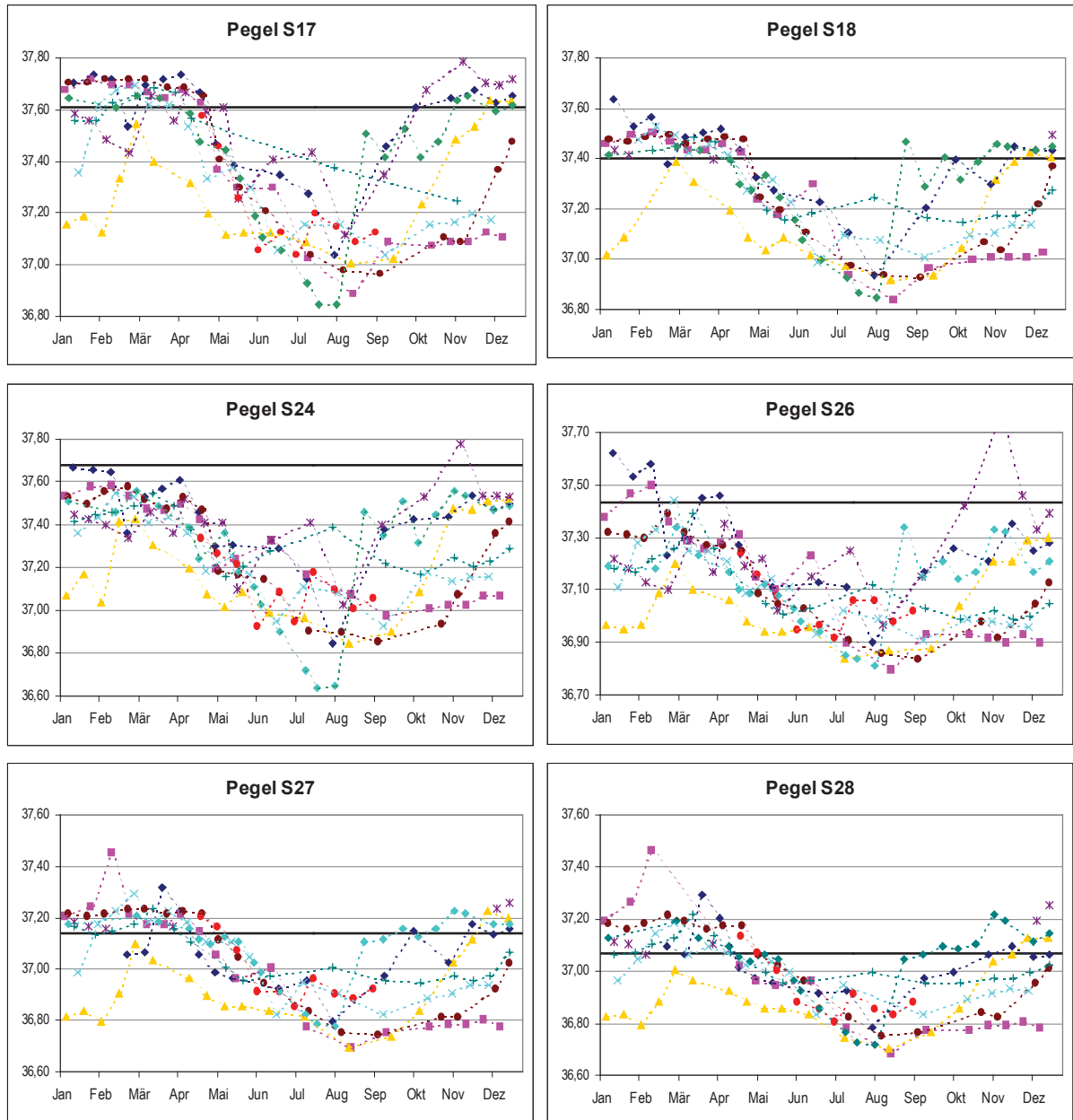


Abbildung 6: Grundwasserganglinien der Pegel S17, S18, S24, S26, S27 und S28. Erläuterung siehe Abbildung 5. Pegel S18 wurde 2008 nicht gemessen.

5.2 Grabenwasserstände

Die Wasserstände werden über die im Jahr 2000 installierten, regelbaren Grabenstauwerke seitdem in großen Teilen der Vernässungszone aktiv gesteuert. Die Grabenwasserstände weisen im Jahresverlauf vielfach große Amplituden mit sommerlichen Tiefständen von etwa 0,5-0,6 m unter GOK auf (Abbildung 7). Diese Schwankungen resultieren daraus, dass Teilbereiche zur Optimierung als Vogelbrut- und -rastgebiet bis in das Frühjahr, oberhalb des II. Staus am Ochsenmoorgraben II (Stau Nr. 6 in Karte 11) 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 muldenunterlagerten Standorten der Dümmerniederung Grundwasserflurabstände von 0,30-0,35 m vorausgesetzt (BLANKENBURG et al. 2001b). Allgemein werden Wasserstände von 0,3-0,6 m unter Flur zur maschinellen Bewirtschaftung als Höchstwert angesetzt (vgl. HENNINGS 1996, ROSENTHAL 2003). Hinzu kommen teils erhebliche Verluste durch Verdunstung in den Zeiten sommerlicher Niederschlagsdefizite. Teils fallen die Wasserstände bereits im Verlaufe des Frühjahrs erheblich unter die eingestellte Stauhöhe, da nicht mehr genügend Wasser zuströmt. Bei den in mehreren Kammern ist es oft allenfalls noch möglich, die jeweils südlichsten Stauwerke annähernd zu füllen, jedoch steht kein überschüssiges Wasser mehr für die anschließenden Stauabschnitte zur Verfügung (unveröff. Dokumentationen der Stauhöhen durch H. BELTING und eigene Erhebungen). Die bei allen Pegeln in Abbildung 7 erkennbare Spitze Ende August 2010 resultiert aus einem außergewöhnlichen Sommerhochwasser nach Starkniederschlägen (eigene Beobachtungen).

Für kurzzeitig und im saisonalen Vergleich deutlich variierende Überstauungen steht Stau Nr. 2 (Abbildung 7). 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.

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 Juni bereits deutlich ab. Somit waren die höhergelegenen Bereiche zumeist etwa 120 Tage im Jahr überstaut, die tiefergelegenen etwa 180 Tage.

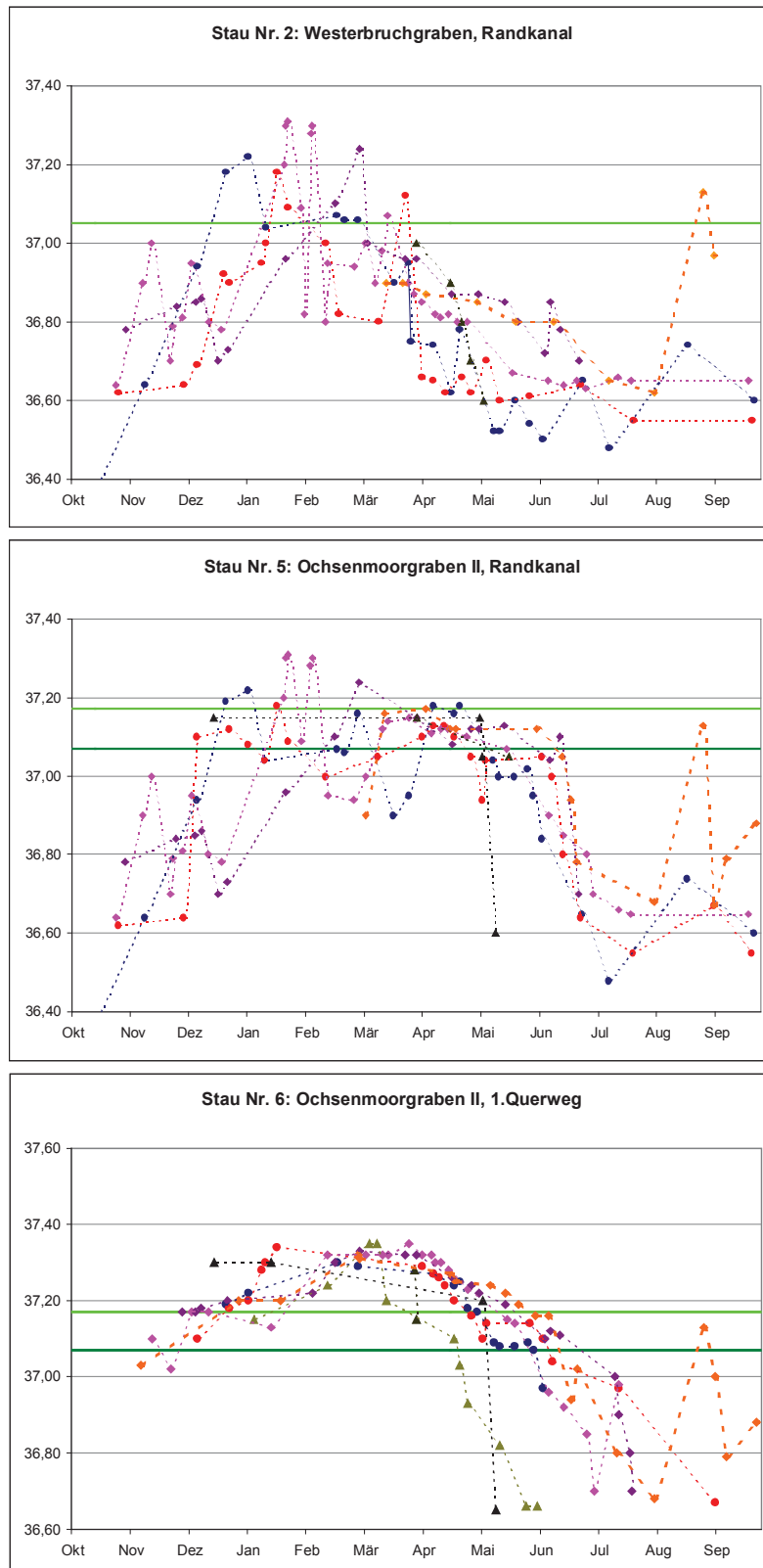


Abbildung 7: Wasserstandsganglinien ausgewählter Grabenpegel. Waagerechte dunkel-/ hellgrüne Linien: Beginnender/weitgehender Überstau des jeweiligen Polders (ca. 20 %/ca. 80 % Flächenanteil). Ganglinien: beige: 1997/98; schwarz: 2001/02; blau: 2005/06; rot: 2006/07; magenta: 2007/08; violett: 2008/09; orange: 2009/10.

6. NUTZUNG

6.1 Ackernutzung seit 1980 im Ochsenmoor

In den 1980-er Jahren und bis in die frühen 1990-er Jahre fand im Ochsenmoor in erheblichem Umfang eine Ackernutzung statt (Karte 12). Insgesamt wurde innerhalb des bei allen Vegetationskartierungen bearbeiteten Vergleichsgebietes (ca. 845,4 ha, vgl. Karte 2) auf mindestens 177 ha (21 %) des Grünlandes zeitweilig Ackerbau betrieben (Abbildung 8). 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 1990-er Jahre war dieser Prozess abgeschlossen.

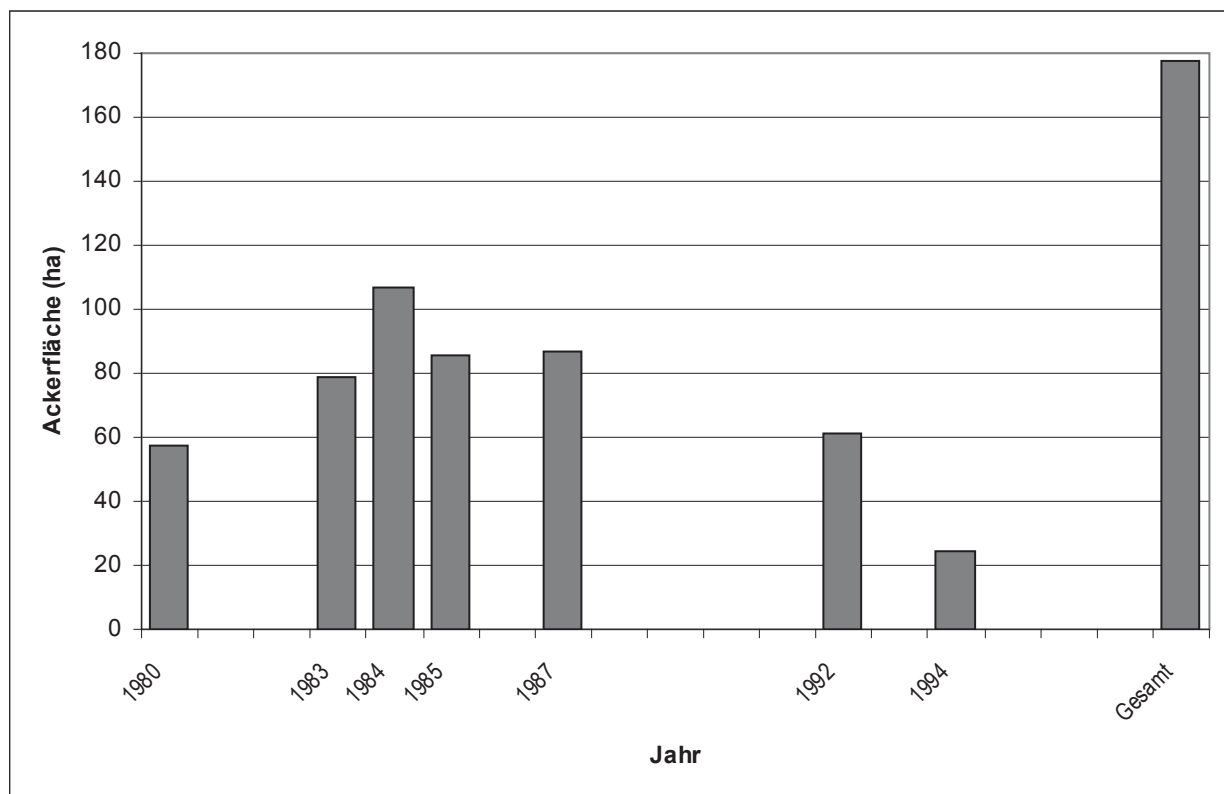


Abbildung 8: Ausdehnung der Ackerflächen im Vergleichsgebiet der Vegetationskartierung (ca. 845,4 ha, vgl. Karte 2) seit 1980. Gesamt: Summe aller in diesem Zeitraum vorübergehend beackerten Flurstücke bzw. Flurstücksteile.

6.2 Entwicklung der Grünlandnutzung im Ochsenmoor

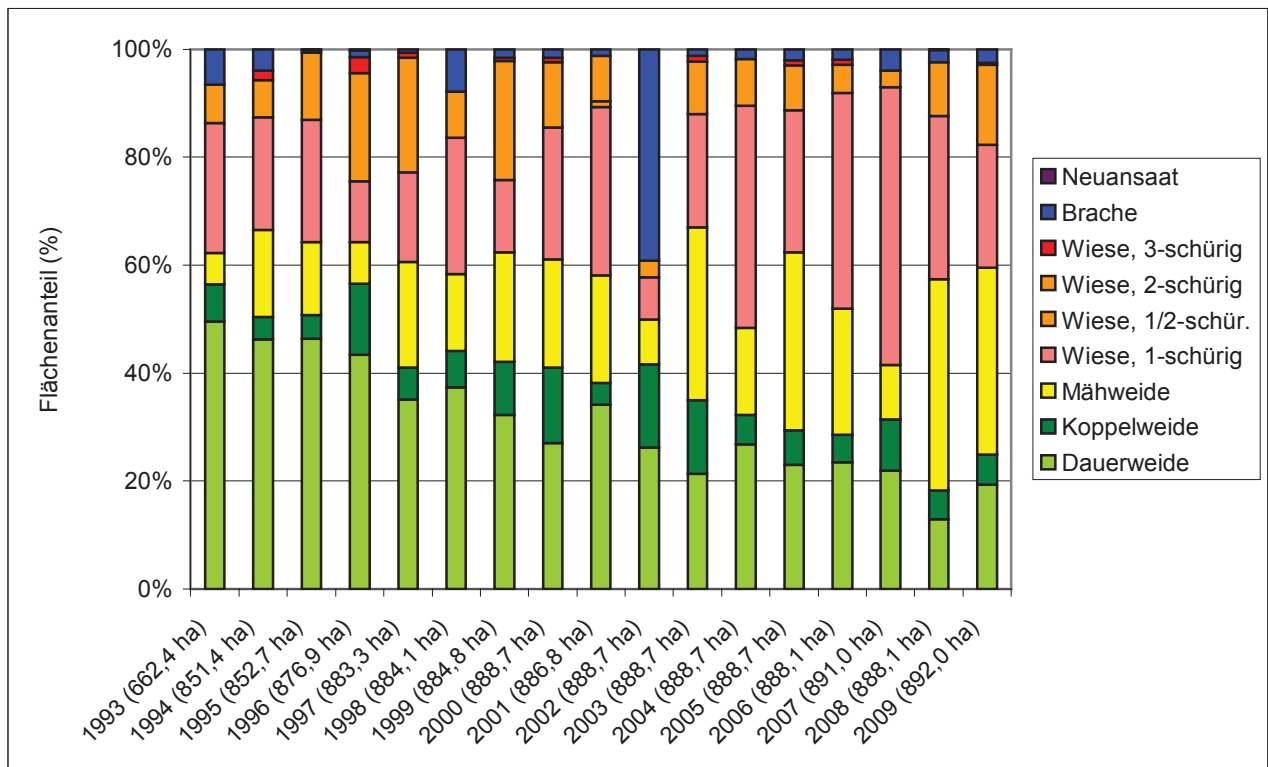


Abbildung 9: Flächenanteile der Grünlandnutzungstypen 1993–2009.

Das Grünland des NSG Ochsenmoor wurde bislang größtenteils alljährlich genutzt (Abbildung 9). 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. Diese waren 1993 nur mit gut 5 % Flächenanteil vertreten, bis Ende der 1990-er Jahre nahm ihr Anteil auf etwa 20 % zu. 2003, 2005, 2008 und 2009 waren es sogar 30-40 % mit deutlichen Schwankungen von Jahr zu Jahr: Eine Mähweidenutzung wechselt je nach dem Zeitpunkt der Mahdfreigabe häufig mit einer Schnittnutzung mit Nachbeweidung (hier späterer Schnitt und kürzere Weideperiode, vgl. Kap. 3.3).

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 (Karten 14-16). Diese Flächen liegen randlich an Wegen bzw. am Erlenbruch im Nordosten und in der Nordspitze der Ellerbruchwiese. Auch in nassen Jahren lagen zumeist nur wenige Parzellen brach. In den 1990-er Jahren lagen die Bracheanteile nur 1993 und 1998 bei über 5 %, aber unter 10 % des Gebietes. Im extrem nassen Sommer 2002 konnten dagegen fast 38 % des Grünlan-

des nicht genutzt werden. Im trockenen Sommer 2003 wurden diese einjährig brachgefallenen Flächen ausnahmslos wieder genutzt.

Eine grundlegende räumliche Umverteilung bestimmter Nutzungsarten hat nicht stattgefunden (Karten 13-15), jedoch wurde die Weidenutzung im Nordteil des Gebietes sowie in der südlichen Kernzone in großem Umfang auf Schnittnutzung umgestellt.

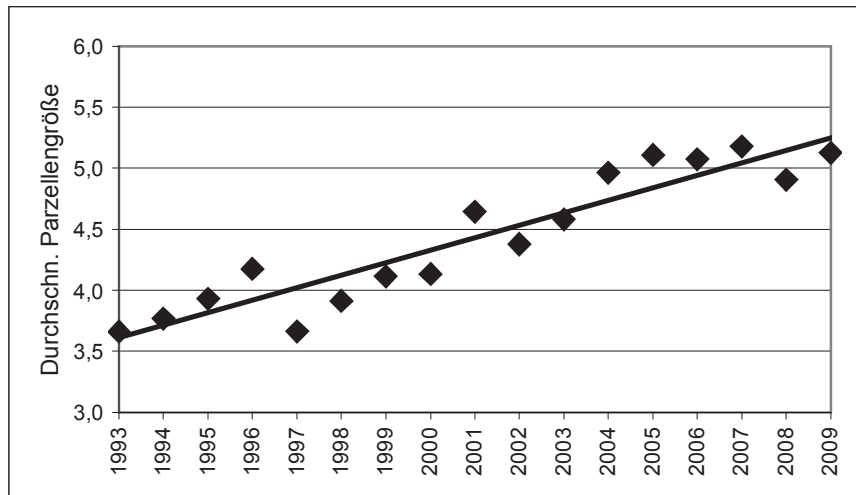


Abbildung 10: Entwicklung der mittleren Größe (ha) der Bewirtschaftungseinheiten 1993-2009 (Rang-Korrelationskoeffizient nach SPEARMAN: $r_s=0,912$, $p<0,001$, $n=17$).

Die mittlere Größe der Bewirtschaftungseinheiten hat von ca. 3,7 ha (1993) auf ca. 5,1 ha (2005) fast kontinuierlich zugenommen, sich dann aber anscheinend um die 5 ha eingependelt (Abbildung 10). Diese Entwicklung ist statistisch höchst signifikant. Fortlaufend sind bis etwa 2005 früher getrennt bewirtschaftete Flurstücke verkoppelt worden. Dies 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.

Weiterhin existieren aber einige sehr kleine Bewirtschaftungseinheiten. Andererseits sind einzelne sehr große Verkoppelungen bis über 20 ha Größe bereits seit Anfang der 1990-er Jahre üblich.

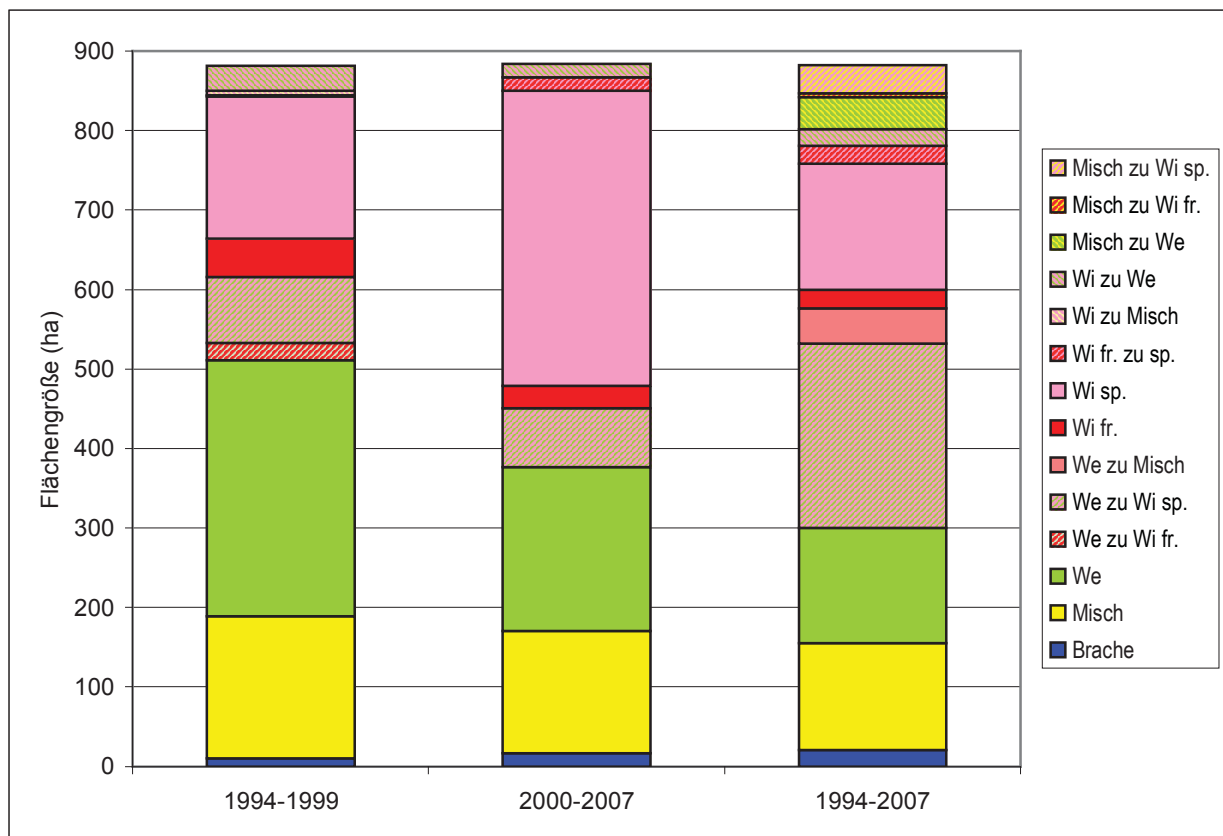


Abbildung 11: Veränderung der Nutzungstypen in den Zeiträumen 1994-1999, 2000-2007 und 1994-2007. We=Weide, Wi=Wiese, Misch=Mischnutzung; fr.=früh, sp.=spät; vgl. auch Tabelle 7.

Ein hoher Anteil der Grünländer war seit 1994 Änderungen im Nutzungsregime unterworfen (Abbildung 11): 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, 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, das heißt 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.

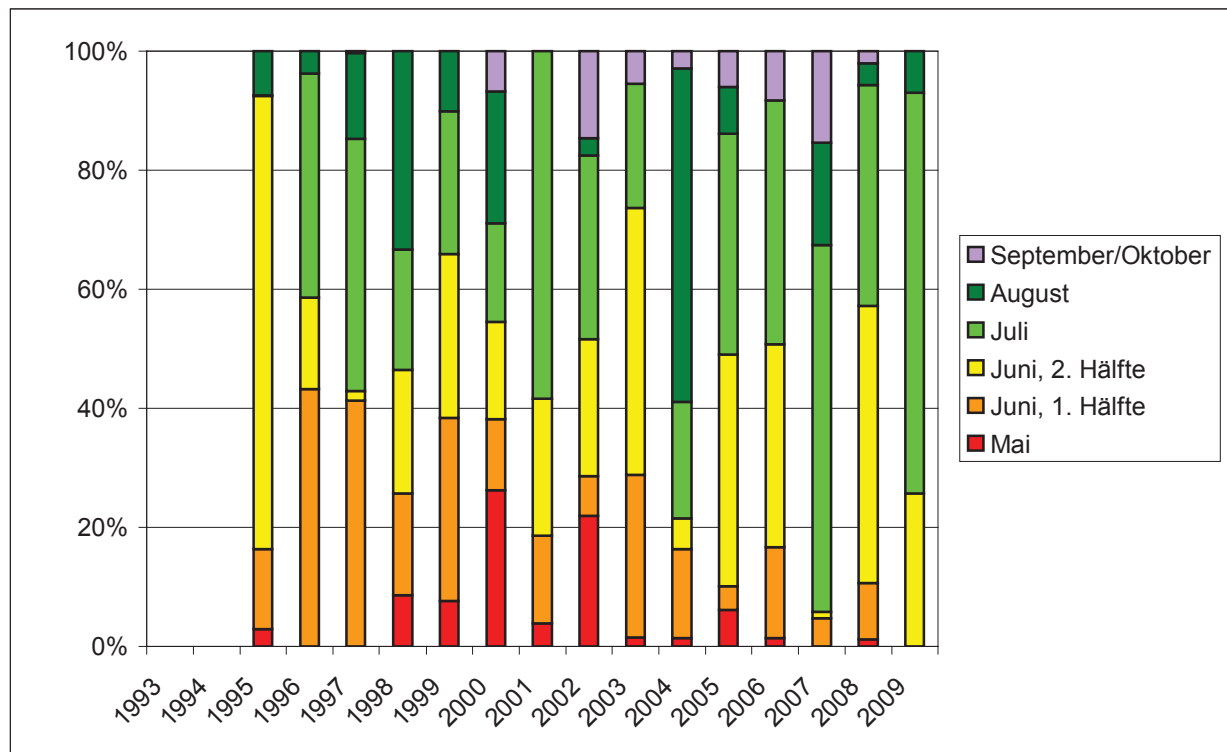


Abbildung 12: Zeiträume der 1. Mahd der Wiesen (incl. Mähweiden) im Ochsenmoor 1995 – 2009. 1993 und 1994 sind wegen sehr lückenhafter Daten nicht berücksichtigt. Die Darstellung erfolgt als prozentualer Anteil an den gemähten Flächen mit bekanntem Mahdtermin.

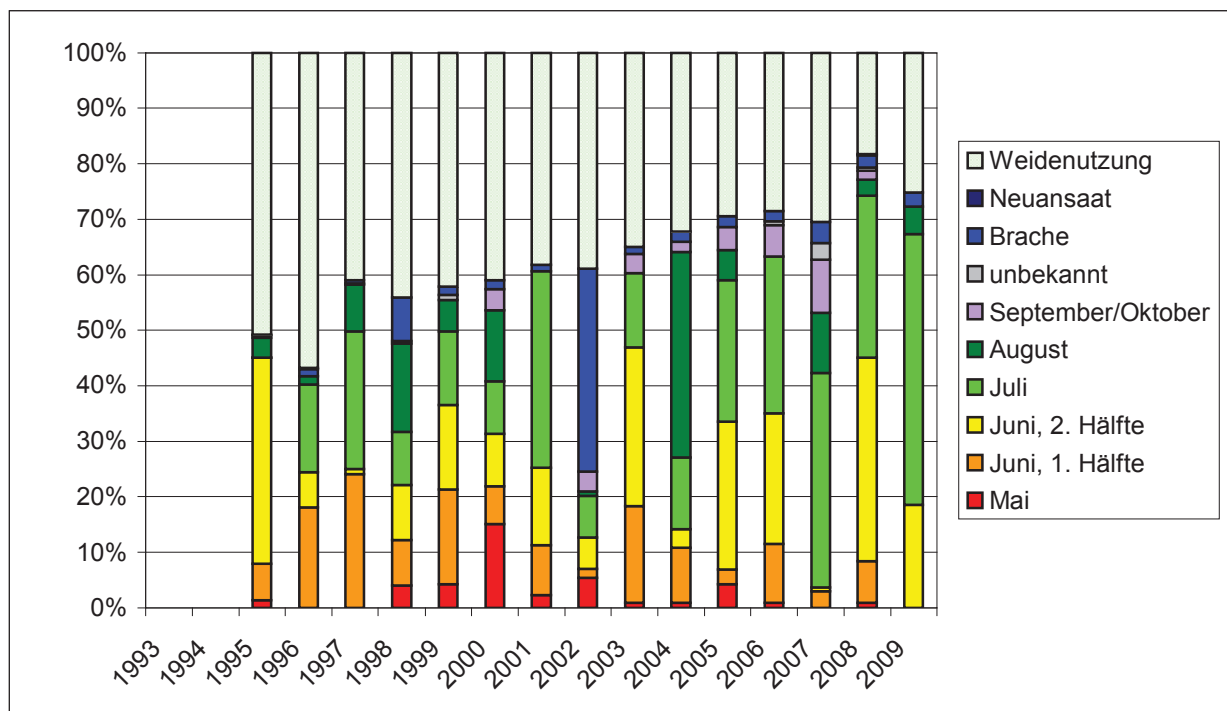


Abbildung 13: Wie vorige Abbildung 12, aber Darstellung als prozentualer Anteil aller erfassten Grünlandflächen im NSG Ochsenmoor.

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 1990-er 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 (Abbildung 12). Dies sind bis zu 25 % des gesamten im NSG gelegenen Grünlandes (Abbildung 13). Trotz unterschiedlicher Witterungsverläufe wurden in den Jahren 1996 bis 2000 jeweils sehr hohe Flächenanteile früh gemäht. Seit Anfang der 2000-er 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. Für das Jahr 2002 ist zu berücksichtigen, dass viele Flächen überhaupt nicht gemäht werden konnten, weshalb sich aus Abbildung 12 bzw. Abbildung 13 ein sehr unterschiedliches Bild ergibt. Ausgesprochen späte erste Schnitte (zwischen August und Oktober) finden vor allem in nassen Jahren in der nördlichen Vernässungszone statt, sehr stark war dies 2004 der Fall. 2005 war der Anteil der erst nach Juli erstmals gemähten Flächen wieder deutlich geringer. 2007 spielte dagegen die Freigabe vor dem 01.07. insgesamt nur eine geringe Rolle, die Mahd erfolgte überwiegend im Juli. 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 (Abbildung 12): Einer insgesamt späteren Mahd der vernässten 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 Hüttehaltung. Je nach Witterungsverlauf werden Seggen unterschiedlich stark befressen (H. BELTING, mdl. Mitt. 2005).

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

7. DIE PFLANZENGESELLSCHAFTEN: ÖKOLOGISCHE UND SOZIOLOGISCHE CHARAKTERISIERUNG, FLÄCHENBILANZEN UND VERÄNDERUNGEN ÜBER 60 JAHRE

7.1 Standorte, ökologische Kennwerte und soziologische Einordnung der Pflanzengesellschaften im Ochsenmoor 2008 sowie Veränderungen im Arteninventar gegenüber früheren Untersuchungen

Im Folgenden werden die Pflanzengesellschaften zur besseren Vergleichbarkeit entsprechend der von GANZERT & PFADENHAUER (1988) verwendeten Gliederung vorgestellt. Die im Ochsenmoor 2008 nicht mehr beschriebenen Einsaaten und Queckenrasen sowie die nur noch auf Brachen ausgebildeten Wasserschwadenröhrichte werden nicht behandelt. Hinweise zur Position in DCA-Diagrammen und Ökogrammen beziehen sich auf das nachfolgende Kap. 7.2; Bodenkennwerte sind bezogen auf die einzelnen Pflanzengesellschaften in Abbildung 14 dargestellt.

7.1.1 Weiden

Wie bei GANZERT & PFADENHAUER (1988) wurden Ausbildungen mit Schafgarbe, Störzeigern, Wiesenschaumkraut und Kuckucks-Lichtnelke unterschieden (Tabelle A3).

Bereits GANZERT & PFADENHAUER (1988) verweisen auf die schwierige Abgrenzbarkeit der Weidelgras-Weißklee-Weiden (*Lolio-Cynosuretum cristati* Br.-Bl. Et de Leeuw 1936 nom. Inv.; POTT 1995) von anderen Pflanzengesellschaften, u.a. weil die Verbandskennarten *Lolium perenne* und *Phleum pratense* eingesät wurden oder wie *Cynosurus cristatus* schon damals fehlten. Die beiden erstgenannten Arten sind zwischenzeitlich, u.a. durch seit dem Extensivierungsbeginn vor wenigstens 15 Jahren nicht mehr erfolgte Nachsaat, in Stetigkeit und Deckung deutlich zurückgegangen (Tabellen A10-A12). Die Klassenkennart *Trifolium repens*, die z.B. nach SCHAMINÉE et al. (1996) u.a. im *Lolio-Cynosuretum typicum* mit hoher Stetigkeit und in hohen Deckungsgraden vorkommt und bei GANZERT & PFADENHAUER (1988) in fast allen Aufnahmen vorkam, fehlte 2008 vielfach (Tabelle A3). In den meisten Aufnahmen erlangt dafür *Holcus lanatus* hohe Anteile. Eine weitere hochstete Klassenkennart mit oft hoher Deckung ist *Poa trivialis*. Wie von WILLE (1995) dargelegt, erfolgt die Zuordnung zu den Weidegesellschaften daher größtenteils indirekt über das Fehlen bzw. die nicht gegebene Dominanz der Kennarten anderer Gesellschaften, aktuell insbesondere der Flutrasen, zu denen aber häufig Übergänge bestehen. Einzelne Aufnahmen der Störzeiger- und der Kuckuckslichtnelken-Ausbildung weisen hohe Deckungsgrade (26-50 %) von *Alopecurus pratensis* auf, diese Bestände vermitteln somit zu den Wiesenfuchsschwanzwiesen (s.u.). Sie unterliegen allesamt seit längerem einer Weide- bzw. Mähweidenutzung und weisen daher wesentliche Anteile Arten der Weidelgras-Weißklee-Weiden und weitere Beweidungszeiger auf.

Bei der Wiesenschaumkraut- und der Kuckuckslichtnelken-Ausbildung wurde jeweils mehrfach eine Rasenschmielen-Fazies kartiert, die durch Deckungsgrade der namensgebenden *Deschampsia cespitosa* von mindestens 50 % definiert ist.

In der DCA der Aufnahmen aus 2008 (Abbildung 15) ist die Schafgarben-Ausbildung deutlich von allen anderen Vegetationseinheiten abgesetzt; sie weist zudem die geringsten mittleren Feuchtezahlen bei für das UG durchschnittlichen mittleren Stickstoffzahlen auf (Abbildung 16). Die Wiesenschaumkraut-Ausbildung ist auf Achse 1 der DCA relativ weit rechts zu finden, wobei sich eine enge Verwandtschaft mit den Wiesenfuchsschwanzwiesen andeutet, die sich stellenweise ohnehin durch hohe Anteile von *Alopecurus pratensis* äußert

7. Die Pflanzengesellschaften: Ökologische und Soziologische Charakterisierung, Flächenbilanzen und Veränderungen über 60 Jahre

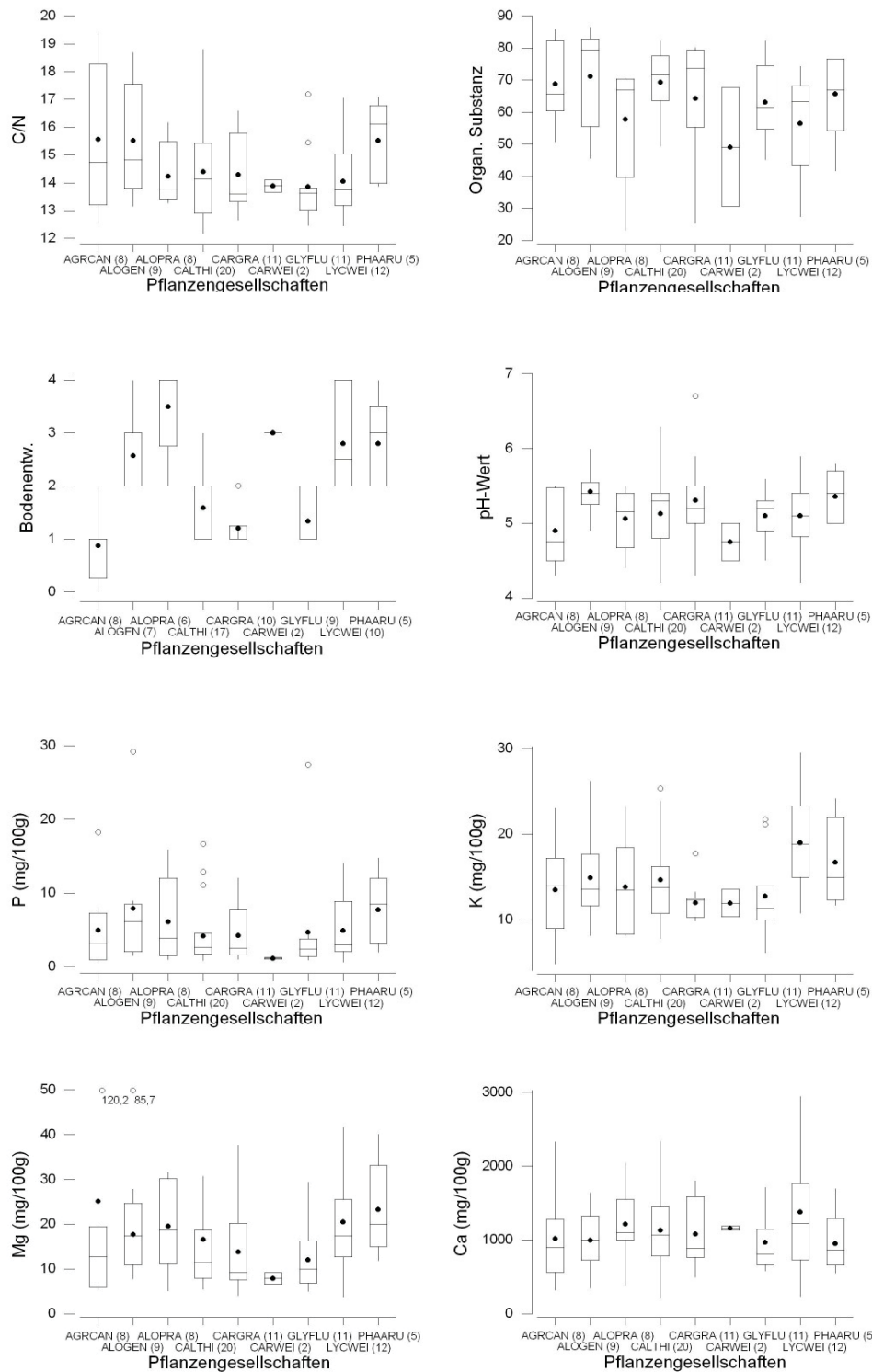


Abbildung 14: Bodenkennwerte bezogen auf die aktuellen Pflanzengesellschaften 2008. Die drei Proben von Standorten mit geringmächtigen Torfaufagen (Niedermoorogleye) sind nicht einbezogen.

(s.o.); auch die Übergänge zur Kuckuckslichtnelken-Ausbildung der Weiden sind fließend. Diese wiederum vermitteln zu den Sumpfdotterblumenwiesen. Die einzige Aufnahme der Störzeiger-Ausbildung ist von denen der Wiesenschaumkraut-Ausbildung demnach nur wenig verschieden, weist aber erwartungsgemäß mit die höchsten mittleren Stickstoffzahlen auf. Die Wiesenschaumkraut- und die Kuckuckslichtnelken-Ausbildung zeigen auch im Ökogramm eine große Ähnlichkeit, wobei die Kuckuckslichtnelken-Ausbildung sich hier auch hinsichtlich der mittleren Feuchtezahl nur wenig abhebt (Abbildung 16).

Nur die Kuckuckslichtnelken-Ausbildung wurde mit acht Bodenproben und -profilen untersucht, von der Wiesenschaumkraut-Ausbildung liegen nur zwei Beprobungen, von der Störzeiger-Ausbildung eine und von der Schafgarben-Ausbildung keine Bodenprobe vor. Die beiden letztgenannten Ausbildungen sind jedoch ohnehin aktuell für das Gebiet untypisch und selten, die Schafgarben-Ausbildung außerdem auf sandige Böden im Randbereich des Gebietes beschränkt.

Die Kuckuckslichtnelken-Ausbildung wächst auf stark vererdeten, vereinzelt auch vermulmten Torfen. Die Mudden sind teils unbeeinflusst, teils stark geschrumpft; ein untersuchter Standort ist nicht von Mudden unterlagert. Die C/N-Verhältnisse sind eher durchschnittlich, die Gehalte an organischer Substanz relativ niedrig. Die pH-Werte liegen überwiegend im mäßig- bis schwach sauren Bereich. Das Nährstoffangebot ist zwischen den einzelnen Proben deutlich verschieden, bei der Hälfte der Proben fallen niedrige Phosphor-Gehalte auf. Die Kalium-Gehalte sind im Mittel aber die höchsten aller untersuchten Gesellschaften (Abbildung 14).

Beide Bodenprofile aus der Wiesenschaumkraut-Ausbildung zeigen vermulmte, nährstoffarme Torfe mit geschädigten Mudden. Das einzige Profil aus einer Störzeiger-Ausbildung zeigt vermulmten Torf mit eher durchschnittlichen Nährstoffgehalten.

Die Schafgarben-Ausbildung ist durch das weitestgehende Fehlen von Arten der Feuchtwiesen gekennzeichnet. Die von GANZERT & PFADENHAUER (1988) benannten Trennarten *Plantago lanceolata* und *Geranium molle* sind 2008 ausgefallen, lediglich *Achillea millefolium* wurde in zwei von drei Aufnahmen als Trennart bestätigt. Die dritte Aufnahme ist durch das Fehlen sämtlicher Trennarten gekennzeichnet; die Zuordnung erfolgte aufgrund des Fehlens von Feuchtezeigern bei gleichzeitigem Vorkommen von Magerkeitszeigern wie *Agrostis capillaris* und *Hypochoeris radicata* sowie der Kennart *Lolium perenne* und bestätigt sich klar in der Position in der DCA. Nach ПОТТ (1995) vermitteln Weidegesellschaften mit hohen Deckungsgraden von *Festuca rubra* (im UG in allen drei Aufnahmen vertreten, z.T. hoher Deckungsgrad) und *Agrostis capillaris* (nur einmal mit Deckungsgrad 1) floristisch zwischen der reinen Weidelgras-Weißkleeweide und den Magerweiden (*Lolio-Cynosuretum luzuletosum*) u.a. mit der in zwei Aufnahmen vertretenen *Hypochoeris radicata* (vgl. auch PREISING et al. 1997, SCHAMINÉE et al. 1996).

Stetigkeitsvergleiche sind aufgrund der geringen Aufnahmezahlen nur für 1987 zu 2008 eingeschränkt möglich (Tabelle A10). Auffallend sind der Ausfall der Verbandskennart *Phleum pratense* und der Klassenkennart *Poa pratensis*.

Die Störzeiger-Ausbildung vermittelt in der einzigen Aufnahme mit hohen Anteilen von *Alopecurus pratensis* zu den Wiesenfuchsschwanzwiesen. Mit *Cardamine pratensis* und *Deschampsia cespitosa* kommen zwei der von GANZERT & PFADENHAUER (1988) benannten Trennarten für die Wiesenschaumkraut- und die Kuckuckslichtnelken-Ausbildung auch in der Aufnahme der Störzeiger-Ausbildung vor; vereinzelte Vorkommen dieser Trennarten in der Störzeiger-Ausbildung gab es aber auch schon 1987. Die Abgrenzung der Störzeiger-Ausbildung erscheint aber durch das starke Auftreten von *Rumex obtusifolius* weiterhin gerechtfertigt.

Bei der Wiesenschaumkraut-Ausbildung sind vor allem *Poa trivialis* und *Ranunculus repens*, die auch für die Flutrasen typisch sind, mit hoher Stetigkeit vertreten. Bereits bei GANZERT & PFADENHAUER (1988) waren die Verbandskennarten *Phleum pratense* und *Lolium perenne* teilweise ausgefallen, nunmehr fehlen diese in der überwiegenden Zahl der Aufnahmen, bei der Rasenschmielen-Fazies sogar vollständig. Bei den Klassenkennarten fehlt u.a. *Trifolium repens* in den meisten Aufnahmen. Vegetationskundlich eindeutig unterschieden sind die Weidegesellschaften von den Flutrasen daher vor allem nach dem Ausschlussprinzip an geringeren Deckungsgraden von *Alopecurus geniculatus*, *Agrostis stolonifera* und *Glyceria fluitans* (Deckung maximal je 5-10 % statt >25 % wenigstens einer der drei genannten Arten bei Flutrasen). Für die Rasenschmielen-Fazies dieser Ausbildung belegten GANZERT & PFADENHAUER (1988) den Ausfall der Arten der Flutrasen; dies ist aktuell nicht mehr generell der Fall.

Im Vergleich der Stetigkeiten und Deckungsgrade 1987-2008 zeigen sich eher geringe Veränderungen (Tabelle A11): Unter den Klassenkennarten hat *Holcus lanatus* in Stetigkeit und Deckung stark zugenommen, dagegen nahmen u.a. *Festuca rubra*, *Poa pratensis*, *Taraxacum officinale* agg. und *Trifolium repens* deutlich ab. Bei der starken Zunahme der Deckungsgrade von *Deschampsia cespitosa* ist zu beachten, dass die Rasenschmielen-Fazies zu unterschiedlichen Anteilen der Vegetationsaufnahmen je Jahr einbezogen wurde. Unter den Begleitern nahmen Stickstoff- und Störzeiger überwiegend ab oder verschwanden (*Elymus repens*, *Glechoma hederacea*, *Poa annua*, *Stellaria media*), *Cirsium arvense* jedoch in ihrer Stetigkeit deutlich zu.

Die Kuckuckslichtnelken-Ausbildung ist von der Wiesenschaumkraut-Ausbildung durch die von GANZERT & PFADENHAUER (1988) benannte Trennartengruppe vegetationskundlich weiterhin gut abgrenzbar, wobei die namensgebende Art *Silene flos-cuculi* allerdings wie schon 1987 nicht in allen Aufnahmen vorkommt und die Unterschiede zwischen den beiden Ausbildungen weder in der DCA noch im Ökogramm klar hervortreten. Z.T. dienen als Trennarten dann nur *Juncus effusus* und/oder *Anthoxanthum odoratum* als Molinietales-Arten, die somit leichte Anklänge an Feuchtgrünländer zeigen. Die Ausbildung ähnelt mit dieser Trennartengruppe stark der Abgrenzung des Lolio-Cynosuretum lotetosum uliginosi bei SCHAMINÉE et al. (1996) sowie PREISING et al. (1997), wobei die bei den letztgenannten Autoren als höchst aufgeführten Arten *Lotus pedunculatus* und *Carex ovalis* allerdings nur in einer Aufnahme vertreten sind. Das Auftreten der in Flutrasen kennzeichnenden und dominant auftretenden Gräser *Agrostis stolonifera*, *Alopecurus geniculatus* und *Glyceria fluitans* ist demgegenüber kaum von der Wiesenschaumkraut-Ausbildung unterschieden. Als gegenüber 1987 neue Trennart wird bereits bei WEGENER (1995) *Carex nigra* gewertet, die allerdings 2008 nur in zwei Aufnahmen bestätigt wurde, hinzu kommt die vor 2000 nicht von *C. nigra* differenzierte *C. x elytroides* in einer weiteren Aufnahme. Insgesamt hat die Mehrzahl der für Feuchtwiesengesellschaften typischen Arten in der Trennartengruppe (*Carex acuta*, *C. nigra*, *Galium palustre*, *Stellaria palustre*) an Stetigkeit bis 2008 deutlich abgenommen (Tabelle A12).

Seit 1987 ist die hier ehemals höchstete Verbandskennart *Phleum pratense* – im Gegensatz zur Wiesenschaumkraut-Ausbildung – ausgefallen, während *Lolium perenne* hier bereits 1987 fehlte (Tabelle A12). Bei den Klassenkennarten haben vor allem Arten nährstoffreicherer Wirtschaftsgrünländer wie *Poa pratensis*, *Taraxacum officinale* agg. und *Trifolium repens* abgenommen. Letztgenannte Art war 1987 noch in allen Ausbildungen der Weiden höchstet vertreten, fehlte 2008 in der Kuckuckslichtnelken-Ausbildung vollständig, was diese Ausbildung nunmehr deutlich von der Wiesenschaumkraut-Ausbildung unterscheidet. Dagegen hat *Holcus lanatus*, das schon 1987 höchstet auftrat, in seinen Deckungsgraden stark zugenommen.

Unter den Begleitern waren 1987 noch eine Reihe von Feuchtwiesenarten wie *Achillea ptarmica*, *Agrostis canina*, *Caltha palustris*, *Carex vesicaria* und *Juncus articulatus* mit einer Stetigkeit von über 20 % vertreten, fehlten aber in den 2008 der Kuckuckslichtnelken-Ausbildung zugeordneten Vegetationsbeständen.

ROLFES-DOORNBOS (1995) differenzierte noch eine *Holcus lanatus*-Ausbildung für die Flächen an der Westseite zwischen Randkanal und Deich aus, in der vor allem auch Trennarten der Kuckuckslichtnelken-Ausbildung vorkamen. 2008 trat *Holcus lanatus* im Ochsenmoor höchst und in allen Ausbildungen in vielfach hohen bis co-dominanten Deckungsgraden auf, weshalb eine eigene Ausbildung nicht sinnvoll abzugrenzen war.

7.1.2 Flutrasen

Gegenüber 1987 hat sich die Flächenbilanz deutlich zugunsten der Flutschwaden-Flutrasen verschoben. Innerhalb der Knickfuchsschwanzrasen haben sich die Dominanzverhältnisse weniger deutlich verändert: *Alopecurus geniculatus* ist überwiegend zwar nur noch co-dominant mit *Agrostis stolonifera* und wird in einigen Aufnahmen sogar ganz durch die letztgenannte Art ersetzt (Tabelle A4), dies wird im Stetigkeitsvergleich jedoch nicht deutlich (Tabelle A13).

Knickfuchsschwanzrasen wachsen auf stark vererdeten bis stark vermulmten Torfen mit überwiegend auch stark geschädigten Mudden, während die Flutschwaden-Fazies durchweg auf schwach bis stark vererdeten Torfen über weitgehend unbeeinflussten Mudden vorkommt; alle Profile weisen eine Muddeunterlagerung auf. Die C/N-Verhältnisse sind bei den Knickfuchsschwanzrasen durchschnittlich weiter und die Gehalte an organischer Substanz höher als bei anderen Gesellschaften; auch die pH-Werte und Makronährstoffgehalte sind überwiegend hoch. Bei den Flutschwaden-Flutrasen sind die C/N-Verhältnisse dagegen größtenteils enger und die Nährstoffgehalte geringer. Die pH-Werte sind bei den Knickfuchsschwanzrasen relativ hoch und zeigen überwiegend nur schwach saure Bedingungen an; bei der Flutschwaden-Fazies herrschen mäßig saure Bedingungen vor. Das Nährstoffangebot ist bei den Knickfuchsschwanzrasen überwiegend durchschnittlich bis hoch. Bei der Flutschwaden-Fazies liegen die Werte durchschnittlich niedriger, hier sind insbesondere die Phosphorgehalte zumeist sehr gering.

Zur Fazies des Flutenden Schwaden wurden auch mehrere Aufnahmen gestellt, in denen *Glyceria fluitans* nur eine Deckung von 15-25 % erreichte, *Agrostis stolonifera* aber maximal gleich hohe Anteile erlangte und *Alopecurus geniculatus* (bis auf eine Ausnahme mit Deckungsgrad 1) völlig fehlte. Dominanzbestände von *Eleocharis palustris*, die vereinzelt in sehr lange überstauten Bereichen auftreten und bereits von ROLFES-DOORNBOS (1995) an einer Stelle im Randbereich der Teichwiesen belegt sind, wurden POTT (1995) folgend zur Subassoziation von *Glyceria fluitans* gerechnet (Tabelle A5).

Mit einer Aufnahme (G6b) wird der einzige 2008 vorhandene Dominanzbestand von *Persicaria amphibia* var. *terrestre* beschrieben (Tabelle A5); dieser ist in den Vegetationskarten 2000+2008 (Karten 20+21) mit einer eigenen Signatur dargestellt. Die Kenn- und Trennarten der Flutrasen fallen hier wie auch die Klassenkennarten der Molinio-Arrhenatheretea weitestgehend aus, dafür sind aber die Verbands- bzw. Ordnungskennarten *Agrostis stolonifera*, *Potentilla anserina* und *Rumex crispus* vertreten. Die Vorkommen von *Gnaphalium uliginosum* und *Juncus bufonius* belegen, wie auch in einzelnen Beständen der Flutschwaden-Fazies auf sehr nassen, lange überstauten Standorten, Anklänge an Zwergbinsen-Gesellschaften (Isoeto-Nanojuncetea bufonii Br.-Bl. et R. Tx. 1973 ex Westhoff, Dijk et Paschier 1946; vgl. POTT 1995).

In der DCA sind die Flutrasen relativ weit links auf der 1. Achse zu finden, streuen dafür aber sehr stark entlang der 2. Achse. Die Bestände mit Anklängen an Zwergbinsen-Gesellschaften sind dabei auf der 2. Achse extrem weit unten zu finden. Die Aufnahmen stehen z.T. den Schlankseggenrieden, Rohrglanzgrasröhrichten sowie Sumpfdotterblumenwiesen nahe. Insbesondere Knickfuchsschwanzrasen mit Fazies von *Agrostis stolonifera*, aber Ausfall des nährstoffliebenden *Alopecurus geniculatus* sind den Sumpfdotterblumenwiesen ähnlich; sie sind auf der Achse 2 deutlich höher angesiedelt als die übrigen Knickfuchsschwanzrasen. Dieses wird auch im Ökogramm an den geringen mittleren Stickstoffzahlen deutlich, wobei einzelne Aufnahmen sehr hohe mittlere Feuchtezahlen aufweisen. Es handelt sich hierbei um sehr lange überstaute, 2008 bis in den Juni vegetationsarme Flächen. Hier vermochte *Agrostis stolonifera* sich spät in der Vegetationsperiode zu entwickeln und war damit offensichtlich gegenüber *Glyceria fluitans* im Vorteil, der ansonsten in den nassen Flutrasen faziesbildend wird.

Pflanzensoziologisch sind die Knickfuchsschwanzrasen dem *Ranunculo repentis-Alopecuretum geniculati* R. Tx. 1937 (POTT 1995) zuzuordnen; die Flutschwaden-Fazies wird als Subassoziation (*glycerietosum fluitantis*) gewertet und wird für länger überstaute und meist nährstoffärmere (Niedermoor-) Böden beschrieben (z.B. POTT 1995, SCHRAUTZER & WIEBE 1993, PREISING et al. 1997).

Die Trennartengruppe zu den Kleinseggensümpfen fiel 1987 bei den Knickfuchsschwanzrasen noch weitestgehend aus und bildete mit *Ranunculus flammula* und *Agrostis canina* innerhalb der Flutschwaden-Fazies eine eigene Ausbildung (GANZERT & PFADENHAUER 1988). Dies entspricht PREISING et al. (1997), die diese beiden Arten sowie *Carex nigra* insgesamt zur Flutschwaden-Ausbildung zusammenfassen. 2008 kamen alle drei genannten Arten der Kleinseggensümpfe in der Fazies von Knickfuchsschwanz und Flechtstraußgras jedoch auch ohne oder mit nur geringer Beteiligung von *Glyceria fluitans* mit vergleichbarer Stetigkeit und stellenweise auch in hohen Anteilen vor. Deshalb erschien die Abtrennung einer solchen Subassoziation nicht mehr sinnvoll möglich.

Von den Verbands- und Ordnungskennarten ist neben *Agrostis stolonifera* auch *Ranunculus repens* (Anmerkung: *R. repens* wurde von GANZERT & PFADENHAUER [1988] als Klassenkennart gewertet; wie bei WEGENER [1995] sowie allgemein POTT [1995] folgend hier jedoch als Ordnungskennart) weiterhin höchstet vertreten, während *Elymus repens* komplett ausfällt. *Potentilla anserina* hatte 1987 nur eine Stetigkeit von 23 %, 2008 von 40 %. Unter den Klassenkennarten sind *Poa trivialis* und *Cardamine pratensis* in beiden Jahren höchstet vertreten, *Trifolium repens* hat hingegen tendenziell abgenommen und die 1987 in der Knickfuchsschwanz-Fazies höchstet auftretende *Taraxacum officinale* agg. ist weitestgehend ausgefallen. *Deschampsia cespitosa* hatte 1987 eine Stetigkeit von 48 %, 2008 von 69 %. Im Gegensatz zu 1987 erreicht sie nunmehr in einigen Aufnahmen auch hohe Deckungsgrade bis hin zur Faziesbildung.

Die Knickfuchsschwanzrasen zeigten 1987 eine deutlich andere Artenzusammensetzung als 1947/48 (Tabelle A14): Die meisten 1987 vorkommenden Klassenkennarten der Molinio-Arrhenatheretea waren 1947/48 nicht vertreten, umgekehrt verhielt es sich mit den Arten der Scheuchzerio-Caricetea nigrae. Letztere sind nach 1987 teilweise wieder aufgetreten (*Agrostis canina*, *Carex nigra*) bzw. haben an Stetigkeit erheblich zugenommen (*Ranunculus flammula*). Die Molinio-Arrhenatheretea Arten verhalten sich uneinheitlich; es verschwanden einerseits Nährstoffzeiger wie *Taraxacum officinale* agg.; mit *Caltha palustris* ist aber auch eine Kennart der Feuchtwiesen 2008 in den Aufnahmen zu dieser Pflanzengesellschaft nicht mehr vertreten gewesen. Starke Zunahmen zeigen vor allem *Holcus lanatus* und *Juncus effusus*.

Für die Flutschwaden-Ausbildung sind die Stetigkeitsvergleiche nur sehr eingeschränkt zwischen 1987 und 2008 möglich, grundlegende Veränderungen werden nicht deutlich (Tabelle A14).

7.1.3 Wiesenfuchsschwanzwiesen

In der DCA überlappen die Wiesenfuchsschwanzwiesen stark mit den Wiesenschaumkraut- und Kuckuckslichtnelken-Ausbildungen der Weiden; insgesamt sind die Wiesenfuchsschwanzwiesen dabei in der DCA deutlich enger gruppiert als alle anderen Gesellschaften. Dies spiegelt sich im Ökogramm gut wieder, wo diese Wiesen mit relativ geringen Feuchte- und gleichzeitig relativ hohen Stickstoffzahlen gruppiert sind.

Die synsystematische Stellung der Wiesenfuchsschwanzwiesen ist umstritten; sie werden entweder als kennartenlose Molinietalia-Gesellschaft (Übergangsgesellschaft vom Molinion zum Calthion, FOERSTER 1983) gewertet oder aufgrund zahlreicher Überschwemmungszeiger zu den Flutrasen gestellt (MEISEL 1969, VERBÜCHELN 1987). Nach SCHAMINÉE et al. (1996) nimmt die Gesellschaft in floristischer Hinsicht eine Zwischenstellung zwischen den Molinietalia und den Arrhenatheretalia ein; auch POTT (1995) erkannte eine Zwischenstellung zwischen den tiefer gelegenen Feuchtwiesen und Flutrasen einerseits und den höher gelegenen Glatthaferwiesen andererseits. Nach DIERSCHKE (1997) ist gebietsweise wechselnd eine Zuordnung zu den Arrhenatheretalia bzw. nur zu den Molinio-Arrhenatheretalia gegeben, auch er betont die Beziehung zu den Flutrasen. Im Ochsenmoor existierten 2008 aber nur vereinzelt Übergänge zu den Flutrasen; häufiger wurden Übergänge zu den Weiden, v.a. der Kuckuckslichtnelken-Ausbildung gefunden.

Im Ochsenmoor sind aktuell von den Molinietalia-Arten nur *Cardamine pratensis* und *Deschampsia cespitosa* höchstens vertreten; diese Arten haben aber u.a. auch in den Weidelgras-Weißklee-Weiden hohe Stetigkeiten und vielfach auch hohe Deckungsgrade, zudem vermitteln einzelne Weiden mit hohen Anteilen von *Alopecurus pratensis* zu den Wiesenfuchsschwanzwiesen (s.o.). Für Flutrasen typische bzw. Überflutungen ertragende Arten waren 2008 zumeist nur vereinzelt und in geringer Artmächtigkeit vertreten, mit Ausnahme von *Poa trivialis* und *Ranunculus repens*, die aber z.B. auch als Klassenkennarten in den Weidelgras-Weißklee-Weiden mit hohen Stetigkeiten vorkommen (Tabelle A6).

GANZERT & PFADENHAUER (1988) unterschieden zwischen einer Ausbildung mit bzw. ohne Sumpfdotterblume. Dies wurde für 2008 insoweit übernommen, als das in der kartographischen Darstellung die Einteilung nach dem Vorkommen von *Caltha palustris* in jeweils der gesamten betrachteten Flächeneinheit vorgenommen wurde. Die für 1987 benutzte Trennartengruppe mit *Caltha palustris*, *Senecio aquaticus*, *Silene flos-cuculi* und *Juncus effusus* war in den Aufnahmen aus 2008 nur noch in Form weniger Vorkommen der beiden letztgenannten Arten vertreten, die überdies jeweils nur in Einzel- bzw. wenigen Exemplaren vorkamen.

Wiesenfuchsschwanzwiesen wachsen auf stark vererdeten bis stark vermulmten Torfen mit zumeist relativ engen C/N-Verhältnissen und stark bis schwach sauren pH-Werten. Die Nährstoffversorgung ist sehr uneinheitlich, hebt sich im Mittel aber kaum von der anderer Gesellschaften ab.

Bei den Stetigkeitsvergleichen (Tabelle A15) werden nur geringe Veränderungen seit 1987 deutlich. Mit *Caltha palustris* und *Senecio aquaticus* traten zwei Molinietalia-Arten in den Aufnahmen 2008 nicht auf, die 1987 noch als Trennarten zwischen der Ausbildung mit bzw. ohne Sumpfdotterblume dienten. Mit *Carex acuta* und *Potentilla anserina* waren weitere Arten nasser bzw. wechselfeuchter Standorte 1987 deutlich stetiger vertreten als 2008, ebenso verhält es sich andererseits auch mit Arten nährstoffreicher Wirtschaftsgrünländer wie

Poa pratensis, *Taraxacum officinale* agg. und *Trifolium repens* sowie den Stickstoffzeigern *Elymus repens* und *Stellaria media*. Stark in der Deckung zugenommen haben dagegen *Holcus lanatus* und *Poa trivialis*.

7.1.4 Sumpfdotterblumenwiesen

Wie bei GANZERT & PFADENHAUER (1988) beschrieben, sind die namensgebenden Kennarten des Senecioni-Brometum racemosi Tx. et Prsg. 51 (PREISING et al. 1997; bzw. Bromo-Senecionetum aquatici Lenski 1953; POTT 1995) nur in der Minderheit der Aufnahmen vorhanden (*Senecio aquaticus*) bzw. konnten trotz neuerlicher Rekolonisation auch 2008 in keiner Aufnahme berücksichtigt werden (*Bromus racemosus*, vgl. Kap. 10.2). Als Verbandskennarten sind jedoch *Caltha palustris* und *Myosotis scorpioides* mit relativ hohen Stetigkeiten vertreten; die Gesellschaft wird daher, auch in Anlehnung an MEISEL (1969), als Sumpfdotterblumenwiese bezeichnet und ist im UG einzige Gesellschaft aus dem Calthion-Verband. Als Verbandstrennarten kommen *Filipendula ulmaria* und *Galium uliginosum* hinzu, außerdem trat bei GANZERT & PFADENHAUER (1988) *Mentha arvensis* mit hoher Stetigkeit hinzu. Diese Art war jedoch 2008 bei den phänologisch großenteils früh durchgeführten Aufnahmen nicht sicher von *Mentha aquatica* zu unterscheiden und fällt daher methodisch bedingt weitgehend aus. *M. arvensis* wurde nur in einer Aufnahme sicher nachgewiesen (Tabelle A7). Eine Rasenschmielen-Fazies mit einem Deckungsgrad von *Deschampsia cespitosa* von >50 % tritt häufig auf (Karte 21, Tabelle A7).

Übergänge existieren zu den Flutrasen, den Hundsstraußgraswiesen und den Schlankseggenrieden. Dies drückt sich auch in der DCA aus, in denen ein Großteil der Aufnahmen der Sumpfdotterblumenwiesen nahe beieinander liegt, sich aber Überschneidungen mit anderen Gesellschaften ergeben und zudem einzelne Aufnahmen deutlich von der überwiegenden Zahl der Aufnahmen verschieden sind. Im Ökogramm wird eine breite Amplitude sowohl hinsichtlich der Feuchte- als auch der Stickstoffzahlen deutlich: Die Vegetation der Sumpfdotterblumenwiesen drückt stickstoffarme bis mäßig stickstoffreiche, feuchte bis sehr nasse Bedingungen aus. Lediglich eine durch eine geringere Feuchte- und höhere Stickstoffzahl deutlich abgerückte Aufnahme in der südlichen Randzone vermittelt zu den Wiesenfuchschwanzwiesen.

Sumpfdotterblumenwiesen wachsen überwiegend auf mäßig bis stark vererdeten Niedermoortorfen mit relativ hohen Gehalten an organischer Substanz bei für das UG allerdings nur durchschnittlichen bis engen C/N-Verhältnissen. Die pH-Werte liegen im mäßig- bis schwach sauren Bereich, nur zwei Aufnahmen im Nordwesten des Ochsenmoores mit Übergängen zu Hundsstraußgraswiesen erfolgten auf Standorten mit stark sauren pH-Werten. Die Nährstoffgehalte zeigen insgesamt keine auffälligen Unterschiede zur Gesamtheit aller Proben.

GANZERT & PFADENHAUER (1988) war die Ausscheidung einer Kleinseggen-Trennartengruppe nicht möglich, während dies für die Aufnahmen aus 1994 versucht wurde. Die von ROLFES-DOORNBOS (1995), WEGENER (1995) und WILLE (1995) ausgewiesene „*Agrostis canina*-Ausbildung“ bzw. „Ausbildung mit *Carex nigra*“ war nur schwach gekennzeichnet; eine nennenswerte Stetigkeit erlangten nur *Ranunculus flammula* und *Agrostis canina*. Dies bestätigt sich im Wesentlichen auch 2008, jedoch ist *Carex nigra* nunmehr mit einer Stetigkeit von 52 % (bei Zusammenfassung mit *C. x elytroides* 58 %) deutlich häufiger vertreten als 1994 und erlangt teils hohe Deckungsgrade (Tabelle A16). Während die 1994 ausgewiesene Ausbildung sich an der Hundsstraußgras-Ausbildung nach PREISING et al. (1997) anlehnt, differenzieren SCHAMINÉE et al. (1996) stattdessen die typische Subassoziation mit *Carex panicea* und werten als weitere Differenzialart u.a. *Galium uliginosum*, die im UG mit hoher Stetig-

keit auftritt und von GANZERT & PFADENHAUER (1988) als lokale Verbandstrennart gewertet wurde.

Da die Sumpfdotterblumenwiesen faktisch fast nur auf Verbandsebene charakterisiert sind und die Artengruppe der Kleinseggensümpfe mit insgesamt sehr hoher Stetigkeit vorkommt, wird an dieser Stelle auf die Ausscheidung einer entsprechenden Subassoziaton verzichtet.

Gegenüber 1947/48 fällt vor allem der Ausfall der Kennart *Bromus racemosus* auf, außerdem ist nach 1987 die Ordnungskennart *Achillea ptarmica* verschwunden (Tabelle A16). Die übrigen (Verbands-) Kennarten zeigen hingegen keine klaren Veränderungen. Kenn- und (Trenn-) Arten der Flutrasen waren mit Ausnahme von *Ranunculus repens* 1947/48 seltener als heute, die Anklänge an Flutrasen sind somit insgesamt deutlicher geworden. Nur *Potentilla anserina*, die 1947/48 kaum vorhanden war, 1984 aber höchstet auftrat, nimmt seitdem wieder deutlich ab.

Bei den Klassenkennarten fällt auf, dass eine Reihe von Arten der nährstoffreicheren Wirtschaftsgrünländer 1987 in viel höheren Stetigkeiten und Deckungsgraden auftraten als 1947/48 bzw. neu beschrieben wurden, seitdem aber wieder deutlich seltener geworden sind bzw. wieder verschwanden (u.a. *Alopecurus pratensis*, *Lolium perenne*, *Phleum pratense*, *Poa pratensis*, *Taraxacum officinale* agg., *Trifolium repens*). Die Arten der Kleinseggensümpfe haben nach 1987 überwiegend wieder zugenommen, einzelne nach 1947/48 zwischenzeitlich nicht mehr beschriebene Arten treten wieder vereinzelt auf (*Eriophorum angustifolium*, *Hydrocotyle vulgaris*, *Potentilla palustris*).

Unter den Begleitern fällt vor allem das neue bzw. verstärkte Auftreten von Nährstoffzeigern 1987 auf, die danach wieder verschwanden oder zurückgingen (*Cirsium arvense*, *Elymus repens*, *Plantago major* ssp. *major* und *Stellaria media*); eine ähnlichen Verlauf zeigt allerdings auch das Auftreten von *Juncus articulatus*.

Die Verbandskennarten zeigen kaum Veränderung in ihren Stetigkeiten, bis 2008 sind die Deckungsgrade aber tendenziell rückläufig. Auch die Trennarten zeigen nur wenig Veränderungen; bei *Deschampsia cespitosa* sollten die sprunghaften Veränderungen in den Deckungsgraden nicht interpretiert werden, da Faziesbildungen einen wechselnden Anteil an der Gesamtzahl der Aufnahmen haben. Unter den Ordnungskennarten hat *Silene flos-cuculi* in ihrer Stetigkeit, aber nicht in ihrer Deckung abgenommen.

Bei den Klassenkennarten zeigen sich nach 1987 Zunahmen an Stetigkeit und Deckung bei den Magerkeitszeigern *Holcus lanatus* und *Anthoxanthum odoratum*, deutliche Abnahmen hingegen bei Arten frischer bis feuchter, nährstoffreicherer Wirtschaftsgrünländer wie *Trifolium repens*, *Alopecurus pratensis*, *Ranunculus acris*, *Bellis perennis*, *Leontodon autumnalis* und *Poa pratensis*.

Unter den Röhrichtarten hat *Carex acuta* zwar nicht in der Stetigkeit, aber in der Deckung deutlich zugenommen; *Phalaris arundinacea* und *Glyceria maxima* treten stetiger bzw. unverändert stetig, aber dabei in geringerer Deckung auf.

7.1.5 Hundsstraußgraswiesen

Unter Hundsstraußgraswiesen werden hier Grünländer zusammengefasst, bei denen *Agrostis canina* und/oder Kleinseggen (im UG nur *Carex nigra* und *C. x elytroides*) dominant auftreten (Tabelle A8). Die Zuordnung folgt weitestgehend GANZERT & PFADENHAUER (1988), die allerdings noch einzelne Bestände mit Vorkommen von Arten der Kleinseggensümpfe, aber ohne Dominanz der o.g. Arten zu den Hundsstraußgraswiesen stellten. Dies betraf jedoch überwiegend Hochmoorstandorte an der Westseite des Dümmers, weshalb diese in Einzelfällen abweichenden Einstufungen für das Ochsenmoor nicht weiter relevant sind. Die

von GANZERT & PFADENHAUER (1988) benannten Trennartengruppen wurden nicht beibehalten: Die „Pfeifengras-Gruppe“ mit *Molinia caerulea*, *Rumex acetosella* und *Betula pubescens* wurde 1987 nur für Hochmoorstandorte in der westlichen Dümmerniederung beschrieben. Auch die Trennartengruppe mit *Stellaria media* beschränkte sich damals auf ehemalige Torfstiche im Osterfeiner Moor. Nur die dritte Trennartengruppe mit Arten der nährstoffärmeren Flutrasen charakterisiert die Bestände im Ochsenmoor und braucht deshalb nicht explizit herausgestellt zu werden.

Der „Hundsstraußgras-Grauseggen-Sumpf“ ist nach POTT (1995) als *Carici canescentis-Agrostietum caninae* R. Tx. 1937 innerhalb der Klasse der Scheuchzerio-Caricetea nigrae der Ordnung der Caricetalia nigrae und dem Verband des Caricion nigrae (Braunseggen-sümpfe) einzuordnen. POTT (1995) fasst daneben das Caricetum nigrae als eigene Gesellschaft, WITTIG (1999) dagegen das Caricetum fuscae (= nigrae) deutlich weiter und schließt das *Carici canescentis-Agrostietum caninae* mit ein. Nach SCHAMINÉE et al. (1995) gehören auch artenärmere Rumpfgesellschaften mit Dominanz von *Carex nigra* oder *Agrostis canina* zum Caricetum fuscae. Dieser Einstufung wird hier schon aus pragmatischer Sicht gefolgt, um die Vergleichbarkeit mit den früheren Kartierungen zu gewährleisten. In der Vegetationstabelle werden das *Carici canescentis-Agrostietum caninae* und das Caricetum nigrae zwar anhand der Dominanzverhältnisse differenziert, ansonsten aber wie bei GANZERT & PFADENHAUER (1988) unter dem deutschen Terminus „Hundsstraußgraswiese“ zusammengefasst. Die systematische Stellung der Hundsstraußgraswiesen bzw. kleinseggenreicher Nassgrünländer ist umstritten; die Ausbildungen im UG sind entweder als Kleinseggen-sümpfe der Scheuchzerio-Caricetea nigrae oder aber überwiegend als Calthion-Basalgesellschaften zu werten. Dies wird in der Diskussion (Kap. 11.5.2) behandelt.

Einige Sumpfdotterblumenwiesen zeigen mit hohen Deckungsgraden von *Agrostis canina*, *Carex nigra* und/oder *C. x elytroides* bereits deutliche Anklänge an Hundsstraußgraswiesen, werden derzeit aufgrund ihrer Artenzusammensetzung aber insgesamt noch den Sumpfdotterblumenwiesen zugeordnet (s.o.). Auch in der DCA deutet sich eine nahe Verwandtschaft der Hundsstraußgras- mit den Sumpfdotterblumenwiesen an, ebenso zu den Schlankseggenrieden. Dabei sind die Hundsstraußgraswiesen auf der Achse 2 insgesamt noch weiter oben zu finden. Im Ökogramm sind sie deutlicher differenziert: Ein Großteil der Aufnahmen weist besonders geringe Stickstoff- bei gleichzeitig hohen Feuchtezahlen auf, zumeist sind die Stickstoffzahlen deutlich niedriger als bei den Schlankseggenrieden und die Feuchtezahlen höher als bei den Sumpfdotterblumenwiesen.

Hundsstraußgraswiesen sind auf größtenteils nur schwach vererdeten Torfen mit teils relativ weiten, teils für das Gebiet aber auch unterdurchschnittlichen C/N-Verhältnissen (minimal C/N 12,6) und überwiegend hohen Gehalten an organischer Substanz ausgebildet. Die pH-Werte liegen im stark bis schwach sauren Bereich und durchschnittlich unter denen anderer Gesellschaften. Bei den Makronährstoffen ist vor allem Phosphor überwiegend in unterdurchschnittlichen Konzentrationen vorhanden, während die Kalium-Gehalte im Mittel kaum geringer sind als bei anderen Gesellschaften.

Im Stetigkeitsvergleich (Tabelle A17) zeigt sich der Ausfall bzw. starke Rückgang einiger Verbands-, Ordnungs- bzw. Klassenkennarten nach 1947/48. Die Molinio-Arrhenatheretea-Arten haben hingegen nach 1947/48 überwiegend an Stetigkeit und Deckung zugenommen, d.h. die Hundsstraußgraswiesen weisen in neuerer Zeit verstärkt Elemente des Wirtschaftsgrünlandes auf und sind gleichzeitig ärmer an Kennarten der Kleinseggen-sümpfe. Gegenläufige Entwicklungen sind aus den Aufnahmen aus 2008 ansatzweise erkennbar.

7.1.6 Rohrglanzgrasröhrichte

Rohrglanzgrasröhrichte waren im Ochsenmoor 2008 nur noch an wenigen Stellen flächenhaft ausgebildet, nachdem sie um 2000 deutlich verbreiteter waren (s. Kap. 7.5). Die überwiegend kleinen, nicht flächenhaft auskartierten Herden in anderen Grünlandtypen wurden bei den Vegetationsaufnahmen nicht berücksichtigt.

Die Rohrglanzgrasröhrichte sind in der DCA gegenüber den Schlankseggenrieden auf der Achse 2 nach unten verschoben und vermitteln somit zu den Flutrasen, was sich u.a. im mehrfachen Auftreten von *Agrostis stolonifera*, *Poa trivialis* und *Ranunculus repens* in den Rohrglanzröhrichten ausdrückt. Im Ökogramm sind sie durch ihre hohen Stickstoffzahlen von den Flutrasen abgesetzt.

Die fünf bodenkundlich untersuchten Aufnahmen befinden sich überwiegend auf tiefem Niedermoor mit stark vererdeten bis vermulmten Torfen und leicht bis stark veränderten Mudde. Die gemessenen C/N-Verhältnisse und Gehalte an organischer Substanz liegen dabei deutlich über dem Durchschnitt aller Proben, die pH-Werte mit pH 5,0-5,8 ebenfalls. Auch die Gehalte an P, K, Ca und Mg sind insgesamt als überdurchschnittlich hoch zu bezeichnen.

Entscheidend für die Zuordnung war die Dominanz von *Phalaris arundinacea* (Schwellenwert hier >50 %, 2008 wurde in allen Aufnahmen sogar >75 % erreicht) als alleiniger Kennart (Tabelle A9). Diese Röhrichte wurden u.a. von GANZERT & PFADENHAUER (1988) dem Phalaridetum arundinaceae Libbert 1931 (POTT 1995) zugerechnet. Diese wachsen nach POTT (1995) sowie PREISING et al. (1990) überwiegend an fließenden Gewässern, können aber auch im Kontakt zu bzw. innerhalb gemähter Feuchtwiesen auftreten. Daneben beschreiben aber SCHRAUTZER & WIEBE (1993) eine Fazies von *Phalaris arundinacea* in den Molinio-Arrhenatheretea-Basalgesellschaften, denen allerdings die aktuell im Ochsenmoor mit hohen Stetigkeiten vertretenen weiteren Verbands-, Ordnungs- und Klassenkennarten *Carex acuta*, *Galium palustre*, *Glyceria maxima* und *Persicaria amphibia* var. *terrestris* fehlen. Diese kennzeichnen die Rohrglanzgras-Bestände im UG somit trotz z.T. jährlicher mehrmaliger Nutzung eher als „echte“ Röhrichte.

Die Artenzusammensetzung der Rohrglanzgrasröhrichte hat sich seit 1987 wenig verändert (Tabelle A18), für 1947/48 liegen keine Aufnahmen aus dem Ochsenmoor vor. Einzelne Molinietales-Arten waren in den Aufnahmen 2008 nicht mehr vorhanden (*Holcus lanatus*, *Silene flos-cuculi*) oder nahmen in der Stetigkeit deutlich ab (*Alopecurus pratensis*, *Poa trivialis*); umgekehrt erhöhten sich aber die Stetigkeiten von *Agrostis stolonifera* und *Cardamine pratensis* erheblich. Mit *Elymus repens*, *Poa pratensis*, *Phleum pratense* und *Taraxacum officinale* agg. verschwanden unter den Begleitern eine Reihe von 1987 noch in jeweils mehreren Aufnahmen auftretender Arten der Wirtschaftswiesen.

7.1.7 Schlankseggen- und Blasenseggenriede

Schlankseggenriede sind im nördlichen Ochsenmoor verbreitet; herdenartige Bestände in anderen Grünlandtypen wurden bei den Aufnahmen nicht berücksichtigt.

Kennzeichnend ist die Dominanz von *Carex acuta*. Die von GANZERT & PFADENHAUER (1988) vorwiegend für deichnahe Seggenriede an der Westseite heraus gearbeitete Trennartengruppe mit *Calamagrostis canescens*, *Lythrum salicaria*, *Lycopus europaeus*, *Lysimachia vulgaris* und *Scutellaria galericulata* tritt im Ochsenmoor kaum auf; vielmehr zeigt eine Vielzahl von Molinietales-Arten in z.T. hoher Stetigkeit die Verwandtschaft mit den Sumpfdotterblumenwiesen (Tabelle A9). Die Bestände entsprechen dem Caricetum gracilis [Almqvist 1929] Graebner et Hueck 1931 (s. POTT 1995).

Die Schlankseggenriede stehen in der DCA den Sumpfdotterblumenwiesen dementsprechend besonders nahe, sind aber auf Achse 1 weiter links konzentriert. Die fließenden Übergänge zwischen Sumpfdotterblumenwiesen mit hohen Deckungsgraden von *Carex acuta* und den Seggenrieden, in denen sich aufgrund alljährlicher Mahd noch zahlreiche Grünlandarten halten können, kommt in der großen Überlappung beider Gesellschaften klar zum Ausdruck. Eine Reihe von Molinietales-Arten ist in den Rieden höchstens vertreten, wobei *Cardamine pratensis*, *Agrostis stolonifera*, *Caltha palustris* und *Ranunculus repens* [sowie *Stellaria palustris*] nach PREISING et al. (1990) die Subassoziation des Caricetum gracilis cardaminetosum kennzeichnen, die gegenüber der typischen Variante weniger nass und deutlicher durch Grünlandbewirtschaftung beeinflusst ist; diese Subassoziation wird ähnlich auch von KRAUSE & PREISING (1952) für das Dümmergebiet beschrieben und trifft auch auf die heutigen Verhältnisse zu.

Mit den Hundsstraußgraswiesen gibt es in der DCA ebenfalls Überschneidungen. Die Kennarten der Kleinseggensümpfe sind in den Schlankseggenrieden allerdings kaum vorhanden; lediglich *Ranunculus flammula* tritt mit hoher Stetigkeit auf. Im Ökogramm zeigen die Schlankseggenriede hohe Feuchtezahlen, hinsichtlich der Stickstoffzahlen stehen sie bei ähnlich hohen Feuchtezahlen zwischen den Hundsstraußgraswiesen (stickstoffärmere Verhältnisse anzeigend) und den Flutschwaden-Flutrasen (stickstoffreicher).

Weiterhin bemerkenswert ist für 2008 das Auftreten von *Carex acutiformis* mit einer Stetigkeit von 31 %; diese Art wurde weder 1947/48 noch 1987 in den Aufnahmen der Schlankseggenriede beschrieben (Tabelle A19).

Schlankseggenriede wachsen auf Niedermoorgley in der Hüder Marsch ebenso wie auf tiefem Niedermoor, wobei auch stärker vererdete Torfe besiedelt werden. Die C/N-Verhältnisse sind eher durchschnittlich, die Gehalte an organischer Substanz sind ohne Berücksichtigung der Gleye relativ hoch. Die pH-Werte liegen überwiegend im schwach sauren, einmal aber auch im stark sauren Bereich. Hinsichtlich der untersuchten Makronährstoffe fallen nur bei Kalium überwiegend leicht unterdurchschnittliche Gehalte auf.

Die Stetigkeitsvergleiche (Tabelle A19) zeigen 2008 ein Neuauftreten von Arten der Kleinseggensümpfe. Während 1947/48 nur wenige Molinietales-Arten vertreten waren, zeugen seit 1987 zahlreiche Arten von Übergängen zu Feuchtwiesen, wobei diese Einflüsse 2008 wieder etwas geringer erscheinen.

Das Blasenseggenried (Tabelle A9) beschränkt sich auf den schon seit 1987 beschriebenen Bereich eines ehemaligen Torfstiches im Südosten des Ochsenmoores, der infolge der geringen Geländehöhe stark vernässt und lange überstaut ist (vgl. GANZERT & PFADENHAUER 1988). Das Niedermoor ist hier oberflächlich schwach vererdet bei mäßig sauren Bedingungen (pH 5,2) und insgesamt leicht überdurchschnittlichen Nährstoffgehalten.

Die Zuordnung zum Caricetum vesicariae Br.-Bl. Et Denis 1926 (s. POTT 1995) begründet sich über die Dominanz der namensgebenden Art. Für die etwa ortsgleich reproduzierte Vegetationsaufnahme (W2a) fällt der starke Rückgang von *Calamagrostis canescens* und die Einwanderung von *Phalaris arundinacea* auf. In der DCA steht die Aufnahme vor allem den Schlankseggenrieden relativ nahe.

Carex vesicaria erlangt auch in den Sumpfdotterblumenwiesen und Schlankseggenrieden der Teichwiesen bereichsweise hohe bis co-dominante Anteile (vgl. Kap. 7.8), was eine allmähliche Entwicklung zu Blasenseggenrieden andeuten könnte.

7.2 Ökologische Charakterisierung der Pflanzengesellschaften im Ochsenmoor 1947/48 – 2008

7.2.1 Ökologische Charakterisierung der Pflanzengesellschaften 2008

Die DCA der Vegetationsaufnahmen aus 2008 zeigt eine sehr große Varianz von 4,78 (Abbildung 15). Die Pflanzengesellschaften sind dabei mehr oder weniger deutlich ausdifferenziert, teils gibt es deutliche Überlappungen.

Die Achsen lassen sich über die gewichteten mittleren Zeigerwerte der Aufnahmen indirekt mit den Standortbedingungen in Beziehung setzen (Tabellen 10+11):

Achse 1 weist eine ausgesprochen stark negative, höchst signifikante Korrelation mit der mittleren Feuchtezahl auf; stark negativ ist auch die Korrelation mit der Lichtzahl. Nur schwach positive, dabei aber noch signifikante Korrelationen bestehen mit der Stickstoff- und Reaktionszahl, deutlichere und dabei höchst signifikante Zusammenhänge zudem mit der Mahd- und Futterwertzahl.

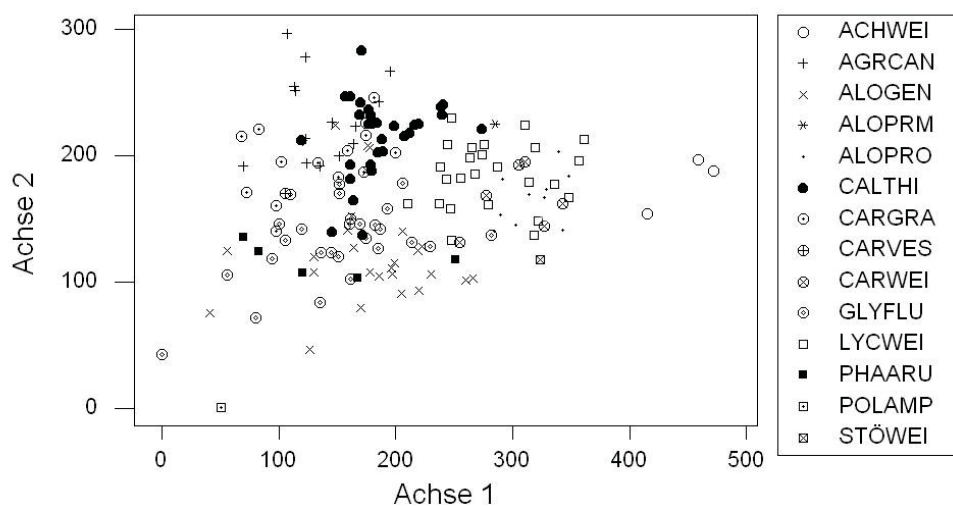


Abbildung 15: DCA der Vegetationsaufnahmen 2008 (n=166; Varianz: 4,78; Eigenwerte/Gradientenlängen: Achse 1: 0,43/4,72; Achse 2: 0,21/2,97; Achse 3 [nicht dargestellt]: 0,16/2,46).

Abkürzungen der Pflanzengesellschaften: ACHWEI: Schafgarben-Ausbildung der Weiden; AGRCAN: Hundsstraußgraswiesen; ALOGEN: Knickfuchsschwanzrasen; ALOPRM/ALORPO: Wiesenfuchsschwanzwiesen, Ausbildung mit/ohne Sumpfdotterblume; CALTHI: Sumpfdotterblumenwiesen; CARGRA: Schlankseggenriede; CARVES: Blasenseggenried; CARWEI: Wiesenschaumkraut-Ausbildung der Weiden; GLYFLU: Flutschwaden-Fazies der Flutrasen; LYCWEI: Kuckuckslichtnelken-Ausbildung der Weiden; PHAARU: Rohrglanzgrasröhrichte; POLAMP: Wasserknöterich-Dominanzbestand (s. Kap. 7.1.2); STÖWEI: Störzeiger-Ausbildung der Weiden.

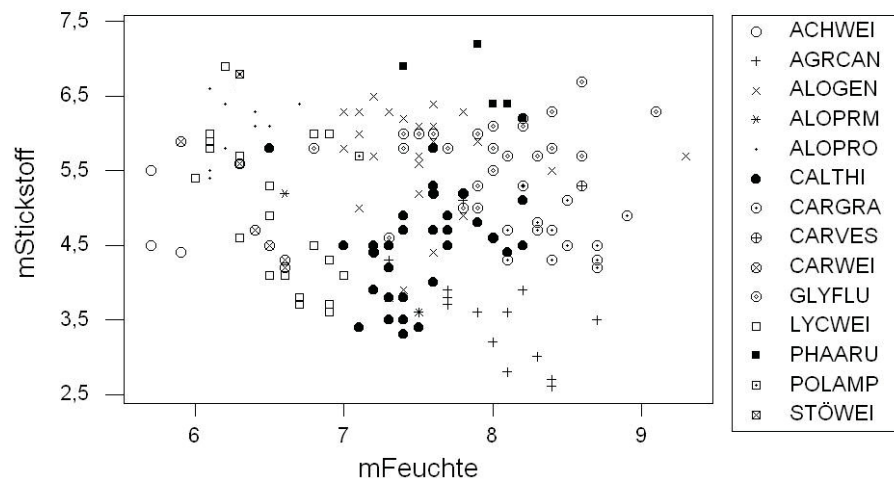


Abbildung 16: Ökogramm der Vegetationsaufnahmen 2008.

Tabelle 10: Korrelationsmatrix der Achsen 1-3 aus der DCA für die Vegetationsaufnahmen 2008 mit gewichteten mittleren Zeigerwerten derselben Aufnahmen (n=166). Angegeben sind die Korrelation nach Pearson und das zweiseitige Signifikanzniveau.

	mL	mT	mF	mN	mR	mM	mFutterw.
Achse 1	- 0,534 ***	0,586 ***	- 0,904 ***	0,153 *	0,161 *	0,647 ***	0,486 ***
Achse 2	- 0,325 ***	0,132 (*)	- 0,027 n.s.	- 0,754 ***	- 0,576 ***	- 0,227 **	- 0,388 ***
Achse 3	- 0,328 ***	0,122 n.s.	- 0,003 n.s.	0,373 ***	0,587 ***	- 0,008 n.s.	0,110 n.s.

Tabelle 11: Korrelationsmatrix der gewichteten mittleren Zeigerwerte der Vegetationsaufnahmen aus 2008 (n=166).

	mL	mT	mF	mN	mR	mM	mFutterw.
mL	•	- 0,145	0,507 ***	0,055 n.s.	- 0,049 n.s.	- 0,162 *	0,093 n.s.
mT		•	- 0,696 ***	0,268 ***	0,226 **	0,510 ***	0,423 ***
mF			•	- 0,148 (*)	- 0,082 n.s.	- 0,708 ***	- 0,525 ***
mN				•	0,721 ***	0,408 ***	0,669 ***
mR					•	0,224 **	0,401 ***
mM						•	0,750 ***

Die Feuchtezahl spielt für die Achse 2 keine Rolle. Dafür sind die Korrelationen mit der Licht-, Reaktions-, Stickstoff-, Mahd- und Futterwertzahl höchst signifikant negativ. Vor allem die Stickstoffzahl wird am deutlichsten von dieser Achse abgebildet.

Achse 3 wurde nicht weiter ausgewertet und dargestellt; auch diese Achse ist aber noch höchst signifikant positiv mit Stickstoff- und Reaktionszahl und höchst signifikant negativ mit der Lichtzahl korreliert.

Die Achsen der DCA für 1947/48 lassen sich somit nur teilweise auf dieselbe Weise interpretieren wie die aus der DCA 2008 (vgl. Kap. 7.2.1). Wesentliches gemeinsames Merkmal ist jedoch eine stark negative Korrelation der Achse 1 mit der mittleren Feuchte und eine positive Korrelation zwischen Achse 2 und mittlerer Stickstoffzahl, wobei diese Faktoren die Achsen für 2008 wesentlich besser voneinander unterscheiden als für 1947/48.

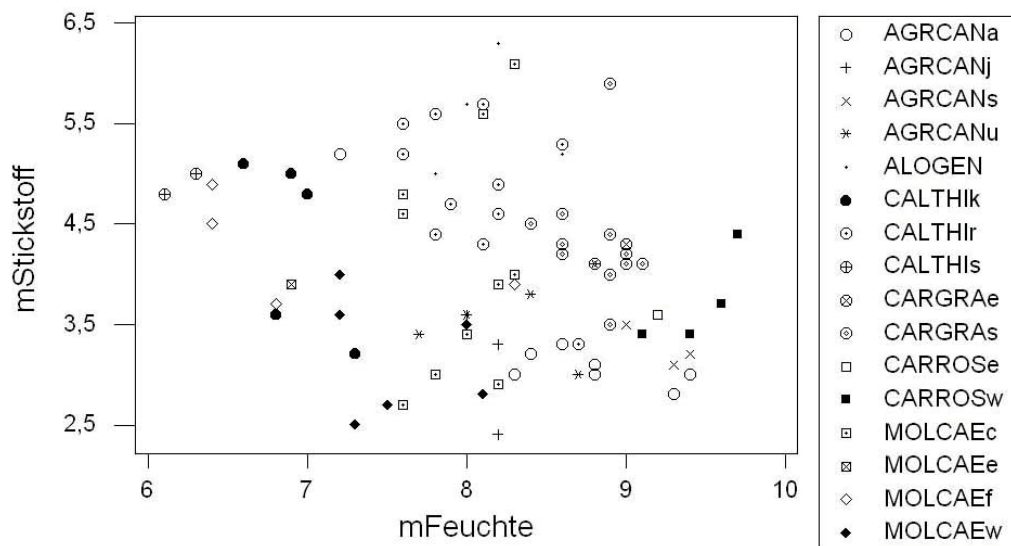


Abbildung 18: Ökogramm der Vegetationsaufnahmen 1947/48. Abkürzungen vgl. Abbildung 17.

Tabelle 12: Korrelationsmatrix der Achsen 1-3 aus der DCA für die Vegetationsaufnahmen 1947/48 mit gewichteten mittleren Zeigerwerten derselben Aufnahmen (n=80). Angegeben sind die Korrelation nach Pearson und das zweiseitige Signifikanzniveau.

	mL	mT	mF	mN	mR	mM	mFutterw.
Achse 1	- 0,537 ***	0,577 ***	- 0,861 ***	- 0,014 n.s.	0,034 n.s.	0,504 ***	0,571 ***
Achse 2	- 0,530 ***	- 0,140	- 0,039 n.s.	0,302 **	0,739 ***	0,221 *	- 0,105 n.s.
Achse 3	- 0,360 **	0,475 ***	- 0,334 **	0,593 ***	0,232 *	0,566 ***	0,289 **

Tabelle 13: Korrelationsmatrix der gewichteten mittleren Zeigerwerte der Vegetationsaufnahmen aus 1947/48 (n=80) untereinander.

	mL	mT	mF	mN	mR	mM	mFutterw.
mL	•	- 0,373 **	0,650 ***	- 0,521 ***	- 0,561 ***	- 0,620 ***	- 0,223 *
mT		•	- 0,656 ***	0,221 *	0,106 n.s.	0,546 ***	0,466 ***
mF			•	- 0,234 *	- 0,178 n.s.	- 0,706 ***	- 0,675 ***
mN				•	0,620 ***	0,507 ***	0,277 **
mR					•	0,258 *	0,053 n.s.
mM						•	0,57 ***

Die Pflanzengesellschaften sind in der DCA überwiegend gut gegeneinander abgegrenzt (Abbildung 17), die Abgrenzungen zwischen den Gesellschaften sind 1947/48 insgesamt deutlicher als 1987 und 2008 (vgl. Abbildung 15, Abbildung 19). Besonders weit nach links auf Achse 1 und nach unten auf Achse 2 sind beide Varianten der Schnabelseggenriede verschoben. Relativ nahe dazu, aber weiter rechts auf Achse 1 und z.T. höher auf Achse 2 befinden sich die meisten Hundsstraußgraswiesen. Diese zeigen nur eine geringfügige Überschneidung mit den Sumpfdotterblumenwiesen. Ausgesprochen eng gruppiert und gegenüber anderen Gesellschaften klar abgesetzt sind die meisten Pfeifengraswiesen, lediglich die Gelbklee-Wassergreiskrautwiese ist auf Achse 1 sehr weit nach rechts verschoben und steht somit den Pfeifengraswiesen näher als den übrigen als Sumpfdotterblumenwiesen zusammengefassten Gesellschaften. Sehr deutlich von allen anderen Pflanzengesellschaften abgesetzt sind die Schlankseggenriede, die sehr weit links auf Achse 1 und sehr hoch auf Achse 2 gruppiert sind.

Im Ökogramm (Abbildung 18) sind die Gesellschaften größtenteils ebenfalls deutlich differenziert: Die Hundsstraußgraswiesen befanden sich durchweg im nassen Milieu mit einer Feuchtezahl größtenteils zwischen 8,0 und 9,3 und ausgesprochen niedrigen Stickstoffzahlen von 3,0 bis 3,5. Die Schnabelseggenriede wuchsen demnach auf tendenziell etwas nährstoffreicheren, aber noch nasser Standorten mit Feuchtezahlen über 9,0. Die Pfeifengraswiesen wuchsen überwiegend auf weniger nassen, aber ebenfalls ausgesprochen stickstoffarmen Standorten; die Mädesüß-Pfeifengraswiese fand sich überwiegend auf feuchten (mF 6,4-6,8, einmal 8,3) und wie auch die Sumpfrispengras-Variante auf für damalige Verhältnisse stickstoffreicheren Standorten. Die letztgenannte Variante wuchs aber nasser und damit im Bereich der meisten Sumpfdotterblumenwiesen. Unter diesen war die Gelbklee-Wassergreiskrautwiese die mit den geringsten Feuchtezahlen (mF 6,1 – 6,3), die Wollgras-Rohrglanzgraswiese wies dagegen durchgängig eine mF von 7,6 – 8,7 auf; die reine Kleinscheggen-Wassergreiskrautwiese stand dazwischen. Hinsichtlich der Stickstoffzahlen waren die Varianten dagegen nicht deutlich voneinander differenziert (mN 3,2 – 5,7), einige Ausprägungen der Wollgras-Rohrglanzgraswiese gehörten zu den nährstoffreichsten Gesellschaften des Ochsenmoores. Die Schlankseggenriede waren auf nassen (mF 8,4 - 9,1) und armen (mN 3,5-4,6, nur einmal 5,9) Standorten verbreitet und dabei hinsichtlich dieser beiden Standortfaktoren ausgesprochen eng gruppiert.

7.2.3 Ökologische Charakterisierung der Pflanzengesellschaften 1987

Alle drei Achsen der DCA weisen z.T. höchst signifikante Korrelationen mit mittleren Zeigerwerten auf (Tabelle 14). Die Korrelationen der gewichteten mittleren Zeigerwerte untereinander sind insgesamt mit denen aus 2008 sowie 1947/48 vergleichbar (Tabelle 15); eine signifikante Korrelation zwischen Feuchte- und Stickstoffzahl besteht auch für 1987 nicht.

Achse 1 ist stark negativ mit der Feuchte, dafür stark positiv mit Mahdzahl und Futterwert korreliert. Weniger stark, aber hoch signifikant ist auch die Korrelation mit der Stickstoffzahl. Achse 2 korreliert weniger stark, aber dennoch hoch signifikant negativ mit der Feuchte-, dafür noch deutlicher mit der Stickstoffzahl, außerdem u.a. stark mit der Reaktionszahl. Die nicht weiter ausgewertete Achse 3 korreliert dem gegenüber hoch signifikant positiv mit der Feuchte- und gleichzeitig signifikant positiv mit der Stickstoffzahl.

Die Interpretation der Achsen der DCA für 1987 zeigt somit Parallelen zu den DCAs für 2008 sowie 1947/48 (s.o.), wobei die Standortfaktoren Feuchte und Stickstoff die Achsen 1 und 2 im Jahr 2008 am besten unterscheiden.

Tabelle 14: Korrelationsmatrix der Achsen 1-3 aus der DCA für die Vegetationsaufnahmen 1987 mit gewichteten mittleren Zeigerwerten derselben Aufnahmen (n=87). Angegeben sind die Korrelation nach Pearson und das zweiseitige Signifikanzniveau.

	mL	mT	mF	mN	mR	mM	mFutterw.
Achse 1	- 0,062 n.s.	0,722 ***	- 0,773 ***	0,288 **	0,177 n.s.	0,730 ***	0,621 ***
Achse 2	- 0,178 (*)	0,221 *	- 0,311 **	0,584 ***	0,534 ***	0,171 n.s.	0,349 **
Achse 3	0,429 ***	0,095 n.s.	0,362 **	0,216 *	0,287 **	- 0,007 n.s.	0,112 n.s.

Tabelle 15: Korrelationsmatrix der gewichteten mittleren Zeigerwerte der Vegetationsaufnahmen aus 1987 (n=87) untereinander.

	mL	mT	mF	mN	mR	mM	mFutterw.
mL	•	0,02 n.s.	0,415 ***	0,228 *	0,335 **	0,069 n.s.	0,221 *
mT		•	- 0,638 ***	0,368 ***	0,332 **	0,649 ***	0,531 ***
mF			•	- 0,133 n.s.	0,015 n.s.	- 0,707 ***	- 0,557 ***
mN				•	0,795 ***	0,297 **	0,602 ***
mR					•	0,223 *	0,443 ***
mM						•	0,767 ***

Insgesamt differenzieren sich in der DCA nur wenige Gesellschaften deutlich aus (Abbildung 19): Neben der 2008 fast identisch ordinierten Schafgarben-Ausbildung der Weiden sind nur die Queckenrasen, das einzige Blasenseggenried (gleicher Aufnahmeort wie 2008), die Rohrglanzgras- und die Wasserschwadenröhrliche deutlich von den übrigen Gesellschaften abgegrenzt. Während Queckenrasen und Wasserschwadenröhrliche 2008 nicht mehr vorhanden waren, sind das Blasenseggenried und die Rohrglanz-Röhrliche in der DCA 2008 weniger stark von anderen Gesellschaften abgesetzt. Das Blasenseggenried ist 2008 im DCA-Diagramm inmitten der Schlankseggenriede zu finden, von dem es sich 1987 noch sehr deutlich unterschied. Die meisten in beiden Jahren im Ochsenmoor verbreiteten, jeweils mit zahlreichen Aufnahmen belegten Gesellschaften sind 1987 tendenziell weniger voneinander differenziert als 2008.

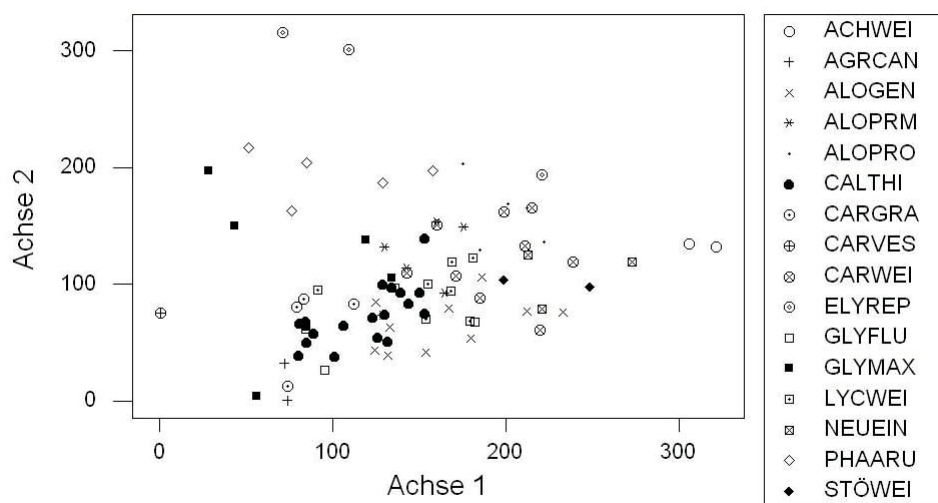


Abbildung 19: DCA der Vegetationsaufnahmen 1987 (n=87; Varianz: 4,56; Eigenwerte/Gradientenlängen: Achse 1: 0,34/3,22; Achse 2: 0,26/3,17; Achse 3 [nicht dargestellt]: 0,15/2,37):

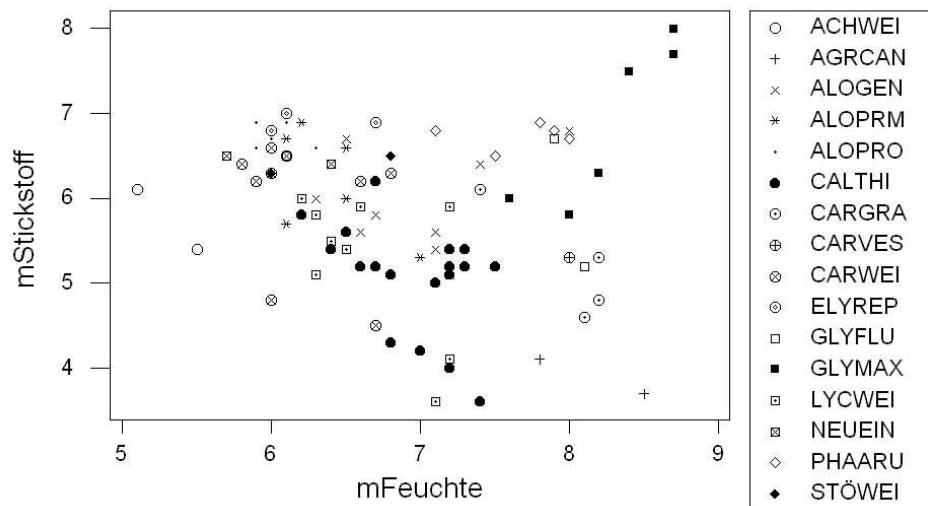


Abbildung 20: Ökogramm der Vegetationsaufnahmen 1987.

Im Ökogramm (Abbildung 20) sind die in der DCA ebenfalls deutlich abgegrenzten Gesellschaften klar differenziert: Im für das UG besonders trockenen und durchschnittlich stickstoffreichen Milieu sind die Schafgarben-Ausbildung der Weiden deutlich abgegrenzt, im sehr nassen und gleichzeitig besonders stickstoffreichen Bereich die Wasserschwadenröhrichte. Die Hundsstraußgraswiesen sind auf ähnlich nassen und dabei besonders stickstoffarmen Standorten zu finden. Die Sumpfdotterblumenwiesen sind 2008 insgesamt weiter in den nassen und etwas in den stickstoffärmeren Bereich verschoben, jedoch gibt es in beiden Jahren eine Gruppe vergleichsweise nährstoffarmer Ausbildungen und eine weite Amplitude hinsichtlich des Stickstoffangebotes.

7.2.4 Veränderungen in den ökologischen Kennwerten der Pflanzengesellschaften 1947/48 – 2008

Neben den erheblichen Veränderungen in den Flächenanteilen der Pflanzengesellschaften und den Veränderungen im Arteninventar (Kap. 7.1) haben sich auch die ökologischen Kennwerte innerhalb der Gesellschaften verändert (Abbildung 21):

Die Störzeiger-Ausbildung der Weiden ist 1987 und 2008 nur mit jeweils zwei Aufnahmen dokumentiert, somit ist die Entwicklung innerhalb dieser Gesellschaft nur exemplarisch belegt. Die beiden Aufnahmen 2008 weisen höhere mittlere Stickstoffzahlen auf als alle früheren Aufnahmen.

Bei der Wiesenschaumkraut-Ausbildung der Weiden zeigen sich hingegen deutliche Veränderungen: Diese Gesellschaft wies 1994 größtenteils deutlich höhere Feuchte- und geringere Stickstoffzahlen auf als 1987. 2008 waren die Bestände dann überwiegend noch nährstoffärmer, aber wieder weniger feucht.

Eine ähnliche Entwicklung zeigt die Kuckuckslichtnelken-Ausbildung der Weiden: Die Ausbildungen wurden 1994 gegenüber 1987 bei ähnlichen Stickstoffwerten feuchter, bis 2008 dann wieder trockener und nährstoffärmer.

Die Knickfuchsschwanzrasen zeigen vergleichsweise geringe Veränderungen, nach 1987 wurden sie aber durchschnittlich etwas nasser und stickstoffärmer; 2008 heben sich einzelne Aufnahmen durch sehr hohe Feuchte- ($mF > 8,0$) oder sehr niedrige Stickstoffzahlen ($mN < 4,0$) ab. Die 1947/48 in der damals nur randlich vertretenen Gesellschaft durchgeführten drei Aufnahmen waren noch nasser als die meisten heutigen Ausbildungen, bezogen auf die Verhältnisse 2008 aber durchschnittlich stickstoffreich.

Die Flutschwaden-Flutrasen sind 1987 nur mit zwei Aufnahmen dokumentiert, die stark unterschiedliche Stickstoffzahlen zeigen. Die Aufnahmen aus 2008 zeigen überwiegend stickstoffärmere und etwas nassere Verhältnisse an als die Aufnahmen aus 1994.

Die Wiesenfuchsschwanzwiesen waren 1987, abgesehen von einzelnen Ausreißern, mit Stickstoffzahlen zwischen etwa 6,5 und 7,0 und Feuchtezahlen von ca. 5,7 bis 6,5 eng gruppiert; 1994 waren sie dann insgesamt feuchter und stickstoffärmer. Bis 2008 kam es dann nur noch zu geringeren Verschiebungen mit teils weiter verringerten Stickstoffzahlen.

Die Sumpfdotterblumenwiesen zeigten 1947/48 mit einer Feuchtezahl größtenteils zwischen 6,0 und 7,0 keine ausgesprochen nassen Verhältnisse an, hinsichtlich der Stickstoffzahlen gab es keine deutlichen Unterschiede zur heutigen Ausprägung. 1987 waren die Ausbildungen tendenziell nährstoffreicher, aber ähnlich feucht. 1994 traten verstärkt auch ausgesprochen nasse Ausbildungen auf; mittlere Stickstoffzahlen unter 4,0 wurden nicht mehr dokumentiert, dafür gemessen an älteren Aufnahmen vermehrt besonders stickstoffreiche Ausbildungen. Bis 2008 verschob sich die Gesellschaft insgesamt wieder in Richtung nährstoffärmerer und stark feuchter bis nasser Ausbildungen (mF größtenteils zwischen 7,0 und 8,0), wobei sich aber hinsichtlich beider mittlerer Zeigerwerte eine sehr große Streuung ergibt. Insgesamt sind die Sumpfdotterblumenwiesen nunmehr aber deutlich nasser als 1947/48.

Die Hundsstraußgraswiesen waren demgegenüber 1947/48 größtenteils sehr nass ($mF > 8,0$) bei einer mittleren Stickstoffzahl überwiegend unter 4,0. Die beiden 1987 angefertigten Aufnahmen waren daran gemessen eher weniger nass und nährstoffreicher; wesentlich deutlicher zeigt sich diese Entwicklung in den zahlreicheren Aufnahmen 1994, als die Feuchtezahl durchweg unter 8,5 lag. Daran änderte sich bis 2008 nur wenig, allerdings sanken die Stickstoffzahlen insgesamt deutlich. Weiterhin sind die Hundsstraußgraswiesen aber von deutlich geringerer Standortfeuchte und höherem Stickstoffangebot geprägt als 1947/48.

Auch die Schlankseggenriede zeigten 1947/48 – bei jeweils einer Ausnahme – mit Feuchtezahlen $> 8,5$ und Stickstoffzahlen $< 5,0$ ausgesprochen nasse und relativ nährstoffarme Standortbedingungen an. Die einzigen beiden Aufnahmen 1987 deuten auf etwas nährstoffreichere und deutlich weniger nasse Bedingungen hin. 1994 waren die Riede dann teils ähnlich nass, teils weniger nass, aber durchgängig deutlich nährstoffreicher als 1947/48. Bis 2008 sanken die Stickstoffzahlen wiederum deutlich und liegen nunmehr wieder im oberen Bereich der Werte von 1947/48. Mit einer Feuchtezahl größtenteils zwischen 8,0 und 9,0 sind die Riede aber durchschnittlich etwas weniger nass als vor 60 Jahren.

Die Rohrglanzgrasröhrichte zeigten zunächst von 1987 zu 1994 eine Veränderung zu erheblich nährstoffärmeren und nasseren Beständen; bis 2008 kehrte sich diese Entwicklung wieder komplett um.

Zusammenfassend zeigt sich, dass die Sumpfdotterblumenwiesen aktuell überwiegend nasser sind als 1947/48, die Hundsstraußgraswiesen und Schlankseggenriede dagegen weniger nass und nährstoffreicher als vor der Melioration und anschließenden Aushagerung und Wiedervernässung. Die übrigen Gesellschaften, die 1947/48 nicht oder nur in unbedeutendem Flächenumfang ausgebildet waren, zeigen ebenfalls keine einheitlichen Entwicklungen. Heute zunehmend in die weniger bzw. nicht vernässten Randbereiche zurückgedrängte Gesellschaften wie Weiden und Wiesenfuchsschwanzwiesen wuchsen 2008 überwiegend auf weniger feuchten Standorten als 1987 und/oder 1994, bei den in den Kernbereichen vorherrschenden Vegetationstypen sind dagegen zumeist Vernässungstendenzen erkennbar. Fast in allen Gesellschaften zeigen sich Aushagerungserscheinungen.

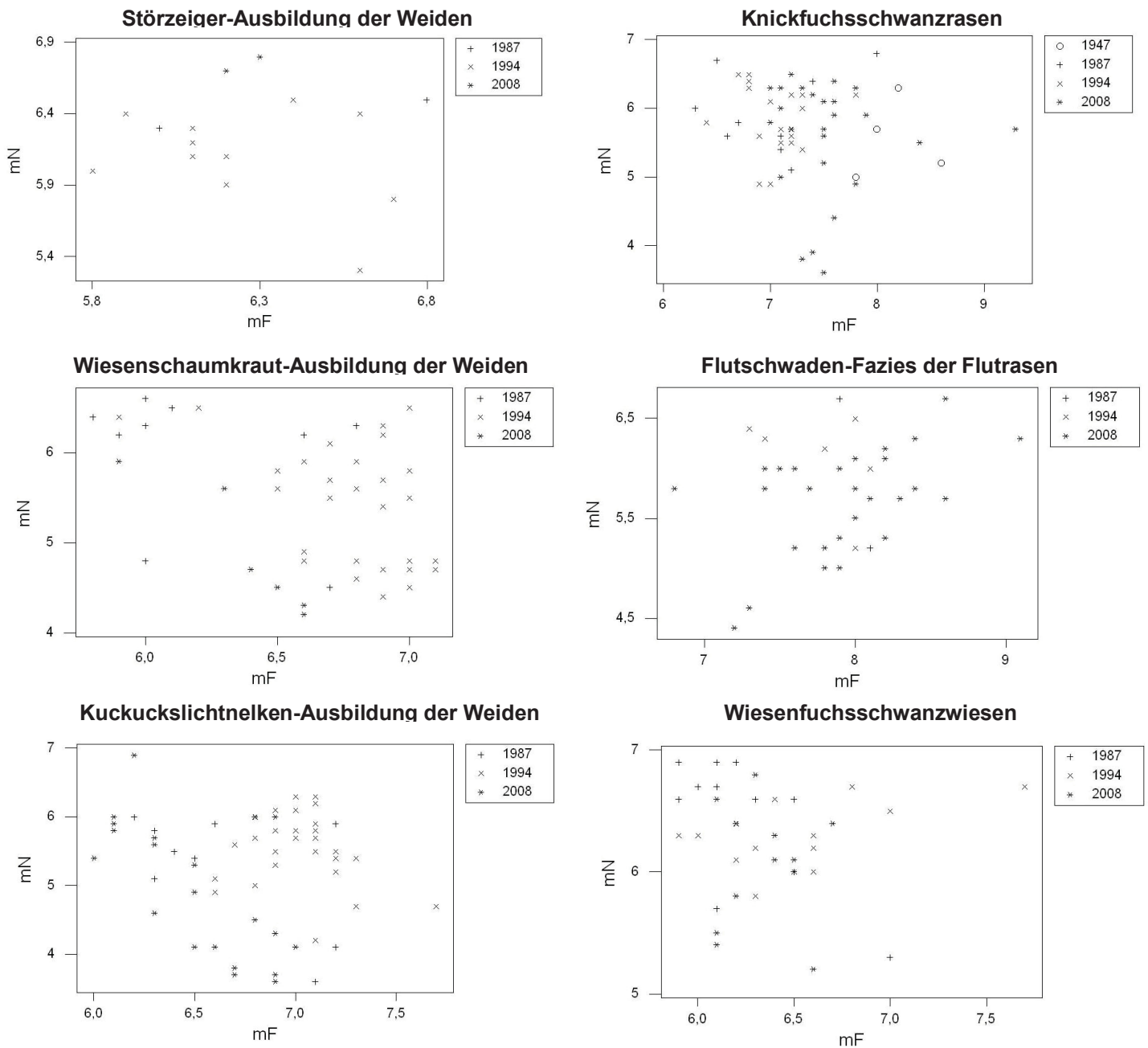
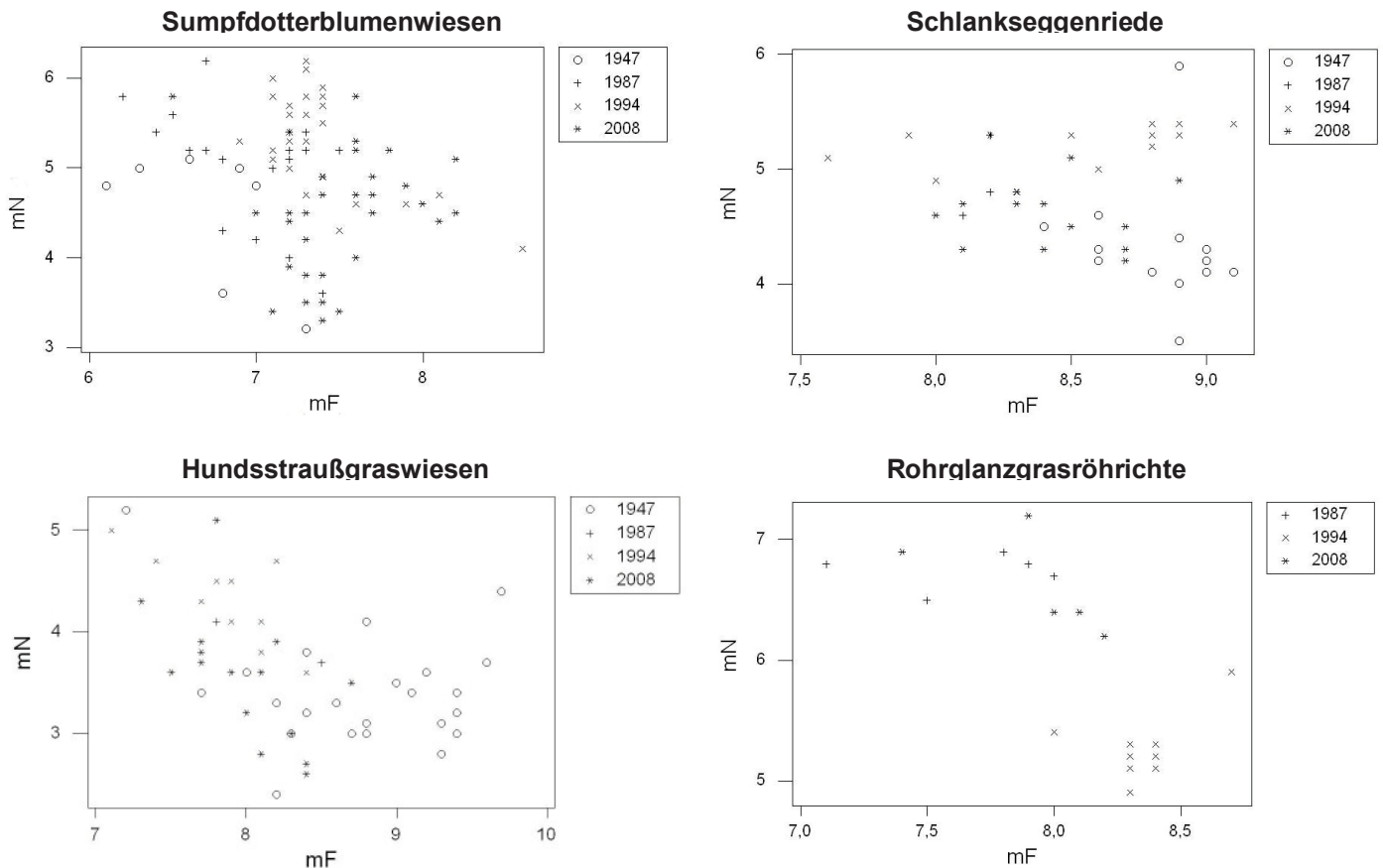


Abbildung 21: Ökogramme ausgewählter Pflanzengesellschaften jeweils für die Untersuchungsjahre 1947/48, 1987, 1994, 2000 und 2008, soweit aus den jeweiligen Jahren Aufnahmen vorliegen.



(Fortsetzung Abbildung 21).

7.3 Räumliche Verteilung und Flächenbilanz der Pflanzengesellschaften im Ochsenmoor 1947/48 – 2008

1947/48 war das Ochsenmoor deutlich in zwei Vegetationszonen gegliedert (Karte 17; vereinfachte Darstellung übernommen aus GANZERT & PFADENHAUER 1988): Im zentralen Teil herrschten Hundsstraßgraswiesen vor, die im Nordteil teils durch Pfeifengraswiesen und Borstgrasrasen abgelöst wurden. Dort waren zudem Schlankseggenriede eingestreut. Der gesamte 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 (KRAUSE & PREISING 1952, GEHLKER 1957).

Umgeben wurde dieser etwa 335 ha große Bereich von Sumpfdotterblumenwiesen, die entlang der Hunte sowie im Dielinger und Stemshorner Westerbruch nahezu flächendeckend ausgebildet waren. In den übrigen Randbereichen waren Pfeifengraswiesen/Borstgrasrasen, Hundsstraßgraswiesen und Schlankseggenriede häufiger in die auch hier vorherrschenden Sumpfdotterblumenwiesen eingestreut. Nur randlich kamen Knickfuchsschwanzrasen vor, auf Gleystandorten am Ostrand bei Hude/Haßlinge zudem Weidelgras-Weißkleewiden sowie einzelne Äcker. Nahe der heutigen Deichlinie in der Ellerbruchwiese und der Huder Marsch gingen die Grünländer in Schlankseggenriede, Wasserschwaden- sowie Teich- und Flussröhrichte über, die den mehr oder weniger fließenden Übergang zur unmittelbaren Verlan-

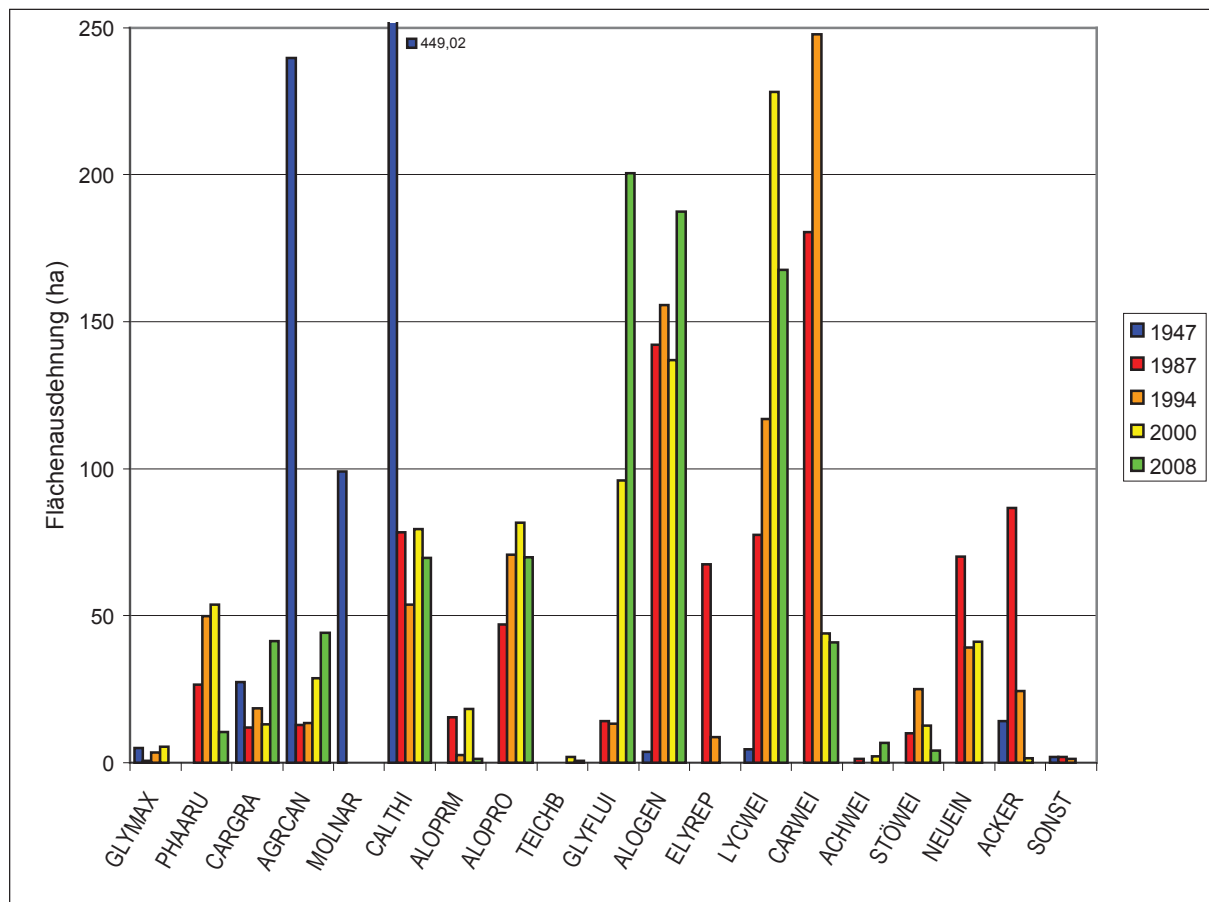


Abbildung 22: Flächenausdehnung der Pflanzengesellschaften im Vergleich der Kartierungen 1947/48, 1987, 1994, 2000 und 2008 (ca. 845,4 ha). Abkürzungen wie in Abbildung 15; zusätzlich: MOLNAR: Pfeifengraswiesen und Borstgrasrasen; ELYREP: Queckenrasen; NEUEIN: Neueinsaat; ACKER: Äcker einschl. Ackerbrachen; SONST: Sonstige. GLYMAX beinhaltet auch die Teich- und Flussröhrichte aus 1947/48.

dungszone 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 (Abbildung 22).

1987 stellte sich die Vegetation völlig anders dar (Karte 18, Abbildung 22): 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 Neueinsaat 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 mit 26,6 ha bereits deutlich großflächiger 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. Zusammenfassend ist festzustellen, dass die ehemalige Vegetationszonierung 1987 nirgends mehr erkennbar war (vgl. auch Kap. 7.4+7.5).

Grundlegend ist festzustellen, dass die Sumpfdotterblumenwiesen 1987 in ähnlichem Flächenumfang auf ihren früheren Standorten 1947/48 wie auch im Bereich damaliger Hundsstraußgraswiesen vorkamen. 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 eine von nährstoffärmeren Gesellschaften geprägte „Kernfläche“ und Sumpfdotterblumenwiesen in den Randbereichen nicht mehr.

Von 1987 zu 1994 sind erneut deutliche Vegetationsveränderungen zu verzeichnen (Karte 19, Abbildung 22): Die Wiesenschaumkraut- und die Kuckuckslichtnelken-Ausbildung der Weiden nahmen in ihrer Flächenausdehnung deutlich zu. Auch Rohrglanzgrasröhrichte breiteten sich stark aus, in wesentlich geringerem Flächenumfang auch Wasserschwadenröhrichte. Schlankseggenriede nahmen leicht zu, die Hundsstraußgraswiesen zeigten hinsichtlich ihrer Flächenausdehnung wenig 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, Neueinsaaten und Äcker gingen dagegen deutlich zurück.

Von 1994 bis 2000 gab es wiederum starke Vegetationsveränderungen (Karte 20, Abbildung 22): Die Wiesenschaumkraut-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. Röhrichte nahmen geringfügig zu, Schlankseggenriede dagegen leicht ab. Dafür nahmen Sumpfdotterblumenwiesen wieder zu, ebenso die Hundsstraußgraswiesen. Die Wiesenfuchsschwanzwiesen zeigten wie im Zeitraum 1987-1994 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 (Karte 21, Abbildung 22): Weidegesellschaften gingen deutlich zurück, Flutrasen nahmen dagegen weiter zu, besonders die Flutschwaden-Fazies. Rohrglanzgrasröhrichte gingen stark zurück, Wasserschwadenröhrichte verschwanden gänzlich. Dagegen zeigten Schlankseggenriede wie auch Hundsstraußgraswiesen starke Flächenzuwächse. Sumpfdotterblumenwiesen verloren leicht, Wiesenfuchsschwanzwiesen deutlich an Fläche, letztere besonders bei der Ausbildung mit Sumpfdotterblume. Die Schafgarben-Ausbildung der Weiden nahm zu, die Störzeiger-Ausbildung verlor hingegen weiter an Fläche und Neueinsaaten sowie Äcker waren nicht mehr vorhanden.

7.4 Zusammenhänge zwischen den Pflanzengesellschaften im Ochsenmoor 2008 und ihren Ausgangsgesellschaften 1947/48

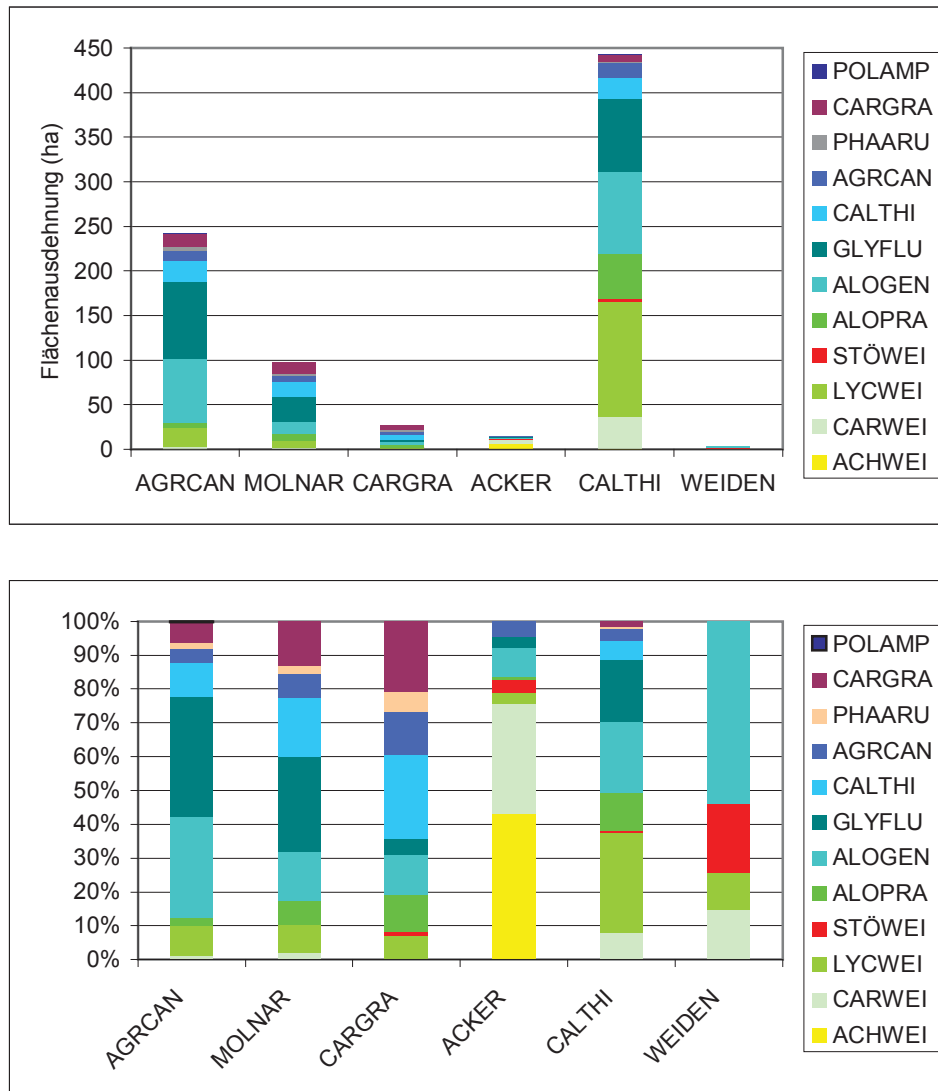


Abbildung 23: Entwicklung der Pflanzengesellschaften von 1947/48 (jeweils auf der x-Achse aufgetragen) bis 2008 in ha (oben) und in % (unten). Die auf der x-Achse aufgetragenen Gesellschaften stellen den Ausgangszustand 1947/48 dar, die in den Balken wiedergegebenen Gesellschaften den Ist-Zustand 2008. Abkürzungen vgl. Abbildungen 15+22.

Die früheren Wuchsbereiche von Schlankseggenrieden weisen aktuell mit etwa 65 % den höchsten Anteil an Rieden, Röhrichten, Hundsstraußgras- und Sumpfdotterblumenwiesen auf, hatten aber 1947/48 nur eine geringe Flächenausdehnung (Abbildung 23). Mit ca. 40 % ist der Anteil dieser Pflanzengesellschaften auch bei den früheren Pfeifengraswiesen/Borstgrasrasen hoch; deutlich geringer ist ihr Anteil bei den früheren Hundsstraußgraswiesen (22 %) und den Sumpfdotterblumenwiesen (11 %). In gleicher Reihenfolge nimmt auch der heutige Anteil der Flutrasen ab. Die früher nur auf höher gelegenen, mineralischen bzw. anmoorigen Standorten vorhandenen Äcker sind heute überwiegender Wuchsbereich der Schafgarben-Ausbildung der Weiden.

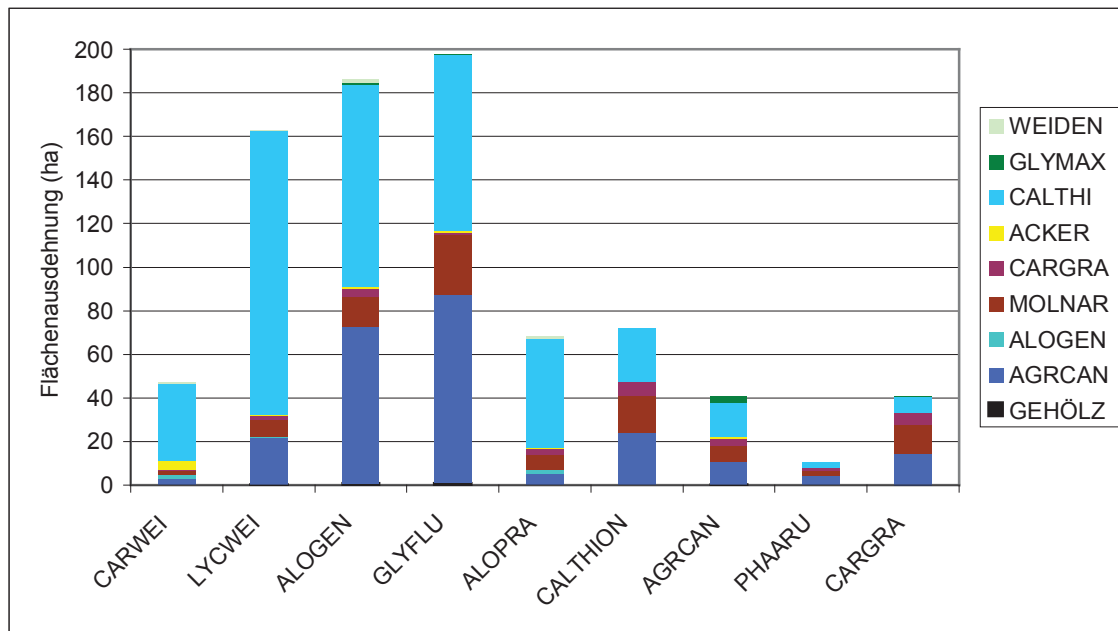


Abbildung 24: Ausgangsgesellschaften 1947/48 der Pflanzengesellschaften 2008 in ha. Die auf der x-Achse aufgetragenen Gesellschaften stellen den Ist-Zustand 2008 dar, die in den Balken wiedergegebenen Gesellschaften den Ausgangszustand 1947/48. Gesellschaften mit geringer Flächenausdehnung 2008 sind nicht berücksichtigt. Abkürzungen vgl. Abbildungen 15+22; GEHÖLZ: Bruchwälder und sonstige Gehölzbestände; GLYMAX beinhaltet auch die Teich- und Flussröhrichte aus 1947/48.

Alle 2008 flächenmäßig bedeutsamen Pflanzengesellschaften haben sich sowohl in der 1947/48 mit Hundsstraußgraswiesen und Pfeifengraswiesen/Borstgrasrasen bestandenen Kernfläche, als auch in den ehemals von Sumpfdotterblumenwiesen geprägten umgebenden Bereichen ausgebildet (Abbildung 24). Dabei sind bei den heutigen Sumpfdotterblumenwiesen die Wuchsbereiche der 1947/48 nährstoffärmeren Gesellschaften sogar etwas stärker vertreten als bei den heutigen Hundsstraußgraswiesen.

Auch die 2008 im Ochsenmoor kartierten Hundsstraußgraswiesen sind keineswegs nur im Bereich der 1947/48 ebenfalls als nährstoffarme Gesellschaften kartierten Grünländer entstanden (Abbildung 25). Nur ca. 19,6 ha von aktuell 43,8 ha waren 1947/48 als Hundsstraußgraswiese bzw. Pfeifengraswiese/Borstgrasrasen eingestuft worden. Einen insgesamt größeren Anteil hatten Sumpfdotterblumenwiesen, Schlankseggenriede und Röhrichte. Bezieht man die Grünländer mit ein, die 2008 bereits Übergänge zu Hundsstraußgraswiesen aufwiesen, vorrangig aber noch einem anderen Typ zugeordnet wurden (überwiegend Sumpfdotterblumenwiesen und Flutschwaden-Flutrasen), sind die Verhältnisse ähnlich.

Die bis 2008 entstandenen Hundsstraußgraswiesen und Kleinseggenriede im Wuchsbereich 1947/48 nährstoffreicherer Grünländer konzentrieren sich im Bereich der Ellerbruchwiese, Teichwiesen und Hüder Marsch, also den vor der Eindeichung häufiger überfluteten und dadurch gedüngten Bereichen. Hier waren die Hundsstraußgraswiesen teils schon 1987 entwickelt, haben sich seitdem aber noch weiter ausgedehnt. Mehrere relativ große Parzellen im Nordwesten des Ochsenmoores (D2, D7, D9, G1) zeigten 2008 Anklänge an Hundsstraußgraswiesen; auch diese liegen noch im ehemaligen Überflutungsbereich der Hunte. Im übrigen Ochsenmoor sind derartige Vegetationsentwicklungen bislang nur ausnahmsweise und kleinflächig zu beobachten.

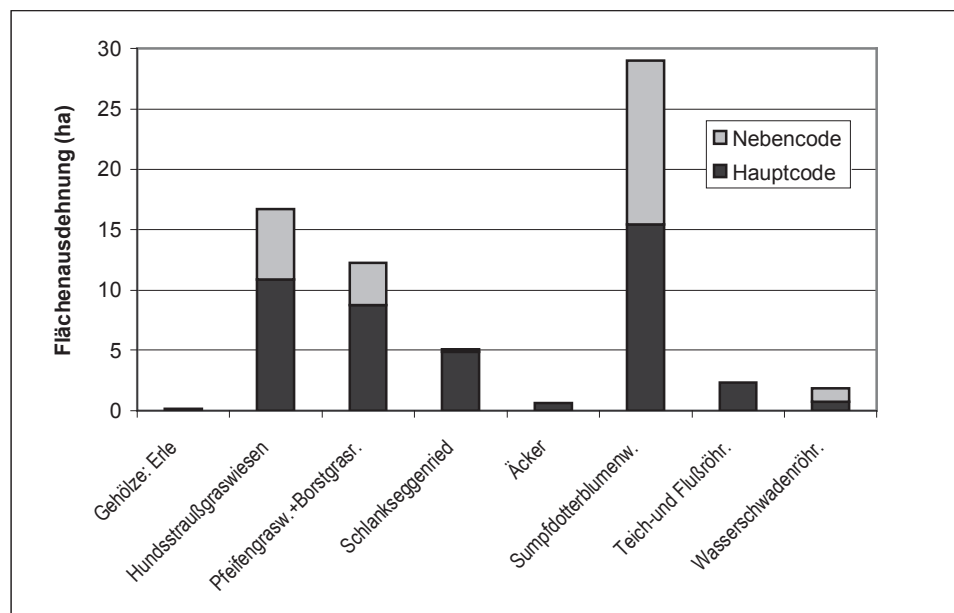


Abbildung 25: Ausgangsgesellschaften 1947/48 (x-Achse) der Grünländer, die 2008 (y-Achse) als Hundsstrauchgraswiese eingestuft wurden (Hauptcode) bzw. vorrangig zu anderen Gesellschaften gestellt wurden, aber Übergänge zu Hundsstrauchgraswiesen aufwiesen (Nebencode).

Heute auf die weniger stark bzw. nicht aktiv vernässten Randbereiche konzentrierte Pflanzengesellschaften wie Weidegesellschaften und Wiesenfuchsschwanzwiesen kommen vor allem in den Bereichen früherer Sumpfdotterblumenwiesen vor, da diese 1947/48 die Randzonen prägten.

Insgesamt spiegelt sich die deutliche Vegetationszonierung 1947/48 heute zwar noch standörtlich deutlich wieder (Kap. 4.2.2), jedoch nicht in der heutigen Vegetation.

7.5 Konstanz und Dynamik der Pflanzengesellschaften im Ochsenmoor 1987 – 2008

7.5.1 Gesamtbilanz

Bei der Gegenüberstellung der Kartierungen 1987 und 2008 für alle Gesellschaften (Abbildung 26) 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 Wiesenfuchsschwanz-Wiesen 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. Neueinsaaten entwickelten sich überwiegend zu Flutrasen; daneben haben Weiden und Wiesenfuchsschwanzwiesen nennenswerte Anteile.

Im Folgenden werden zunächst (Kap. 7.5.2) die Entwicklungen in ausgewählten Teilbereichen des Ochsenmoores, und daran anschließend (Kap. 7.5.3) die Vegetationsabfolgen unter Einbeziehung der beiden zwischenzeitlich erfolgten Kartierungen 1994 und 2000 für ausgewählte Pflanzengesellschaften dargestellt.

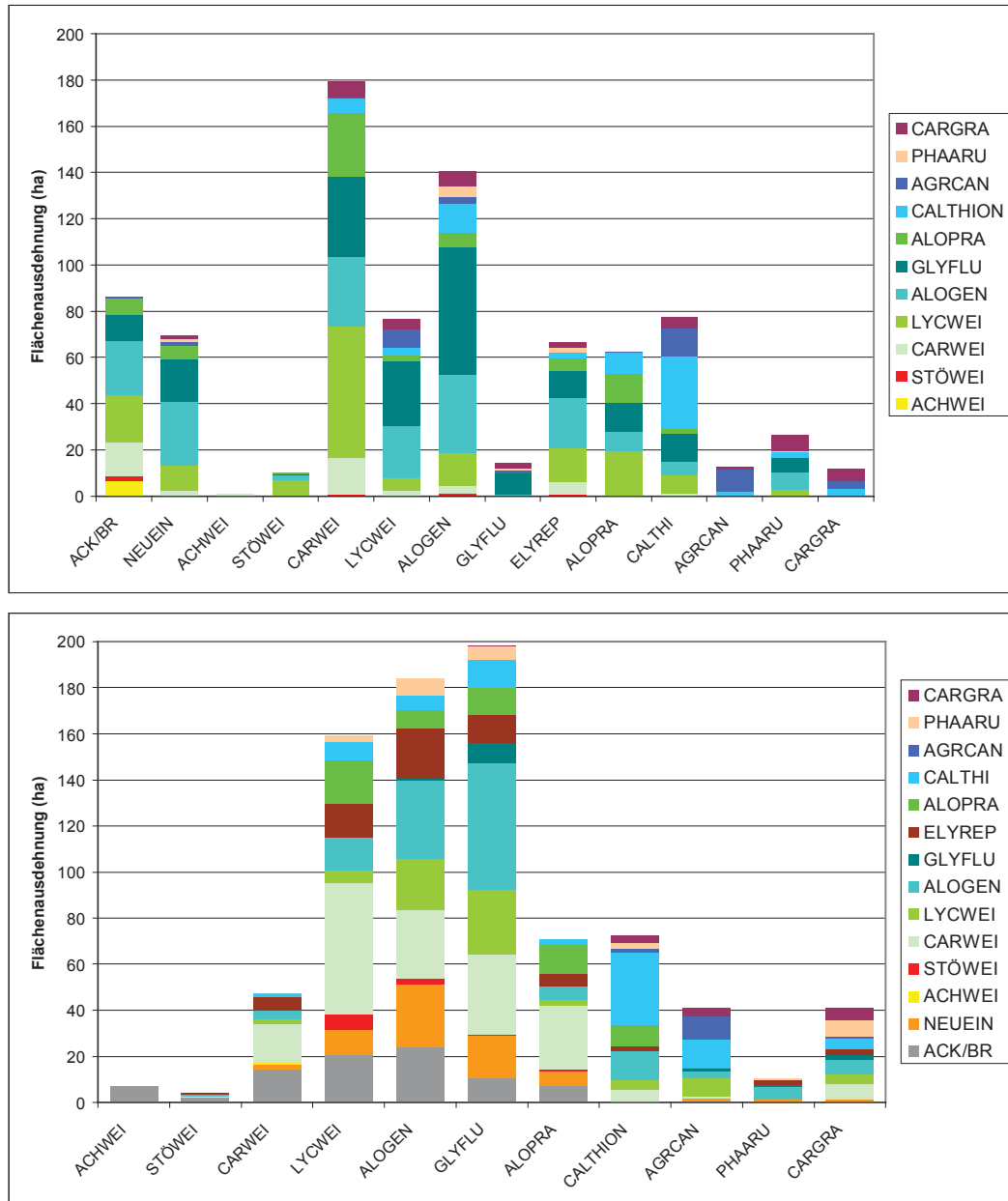


Abbildung 26: Entwicklung der Pflanzengesellschaften von 1987 zu 2008 in ha. Oben: die auf der x-Achse aufgetragenen Gesellschaften stellen den Ausgangszustand 1987 dar, die in den Balken wiedergegebenen Gesellschaften den Ist-Zustand 2008; unten: x-Achse = Ist-Zustand 2008, Balken: Ausgangsgesellschaften 1987. Abkürzungen vgl. Abbildungen 15+22.

7.5.2 Entwicklungen in ausgewählten Teilräumen

Sehr lange überstaute Bereiche

In den bereits seit 1994 sehr lange überstaute Flächen oberhalb des II. Staus von Ochsenmoorgraben II (Block G, vgl. Karten 2+11) war die Vegetationsdynamik besonders groß. Daher werden für diesen Bereich hier alle Kartierungen 1987-2008 graphisch dargestellt (Abbildung 27).

1987 war die Vegetation hier von Sumpfdotterblumenwiesen, Flutrasen einschließlich Queckenrasen, Neueinsaaten sowie der Wiesenschaumkraut-Ausbildung der Weiden geprägt. Bis 2008 blieben Sumpfdotterblumenwiesen nur etwa zur Hälfte ihrer ursprünglichen Ausdehnung erhalten, die übrigen Flächenanteile entwickelten sich zu Schlankseggenrieden und Flutschwaden-Flutrasen. Diese beiden Vegetationstypen sowie Rohrglanzgrasröhrichte sind auch die häufigsten Folgegesellschaften der anderen 1987 vorhandenen Ausgangsgesellschaften. Zwischenzeitlich haben neben Rohrglanzgras-röhrichten auch Knickfuchsschwanzrasen stark zugenommen, entwickelten sich bis 2008 aber überwiegend zu Schlankseggenrieden sowie Flutschwaden-Flutrasen weiter.

Dielinger und Stemshorner Westerbruch

Auf den überwiegend stark pedogen veränderten Standorten kam es unter partieller kurzzeitiger Überstauung ebenfalls zu deutlichen Vegetationsveränderungen (Abbildung 28): Die 1987 noch in größerem Flächenumfang vertretenen Queckenrasen, Neueinsaaten und Äcker entwickelten sich überwiegend zur Kuckuckslichtnelken-Ausbildung der Weiden und zu Knickfuchsschwanzrasen, ein Acker auch zu einem Flutschwaden-Flutrasen. Die 1987 flächenmäßig am stärksten vertretene Wiesenschaumkraut-Ausbildung der Weiden ging überwiegend in die Kuckuckslichtnelken-Ausbildung der Weiden über, teils auch in Wiesenfuchsschwanzwiesen; umgekehrt entwickelten sich aber auch Wiesenfuchsschwanzwiesen zu Weidegesellschaften.

Nicht aktiv vernässte Flächen am Südrand

Am Südrand des Ochsenmoores (Bruchwiesen, Bollwiesen) sind die Grünländer südlich des Fanggrabens nicht aktiv vernässt worden (Karte 11). Hier herrschten 1987 Wiesenfuchsschwanzwiesen und Weidegesellschaften vor, daneben waren in nennenswertem Umfang Äcker sowie Restbestände von Sumpfdotterblumenwiesen ausgebildet (Abbildung 29). Bis 2008 sind die Sumpfdotterblumenwiesen stark zurückgegangen; Folgegesellschaften sind Wiesenfuchsschwanzwiesen und die Kuckuckslichtnelken-Ausbildung der Weiden, die auch die einzigen flächenmäßig bedeutsamen Folgegesellschaften aller anderen 1987 nennenswert vertretenen Vegetationsformen sind. Nur kleinflächig entstand eine Sumpfdotterblumenwiese neu.

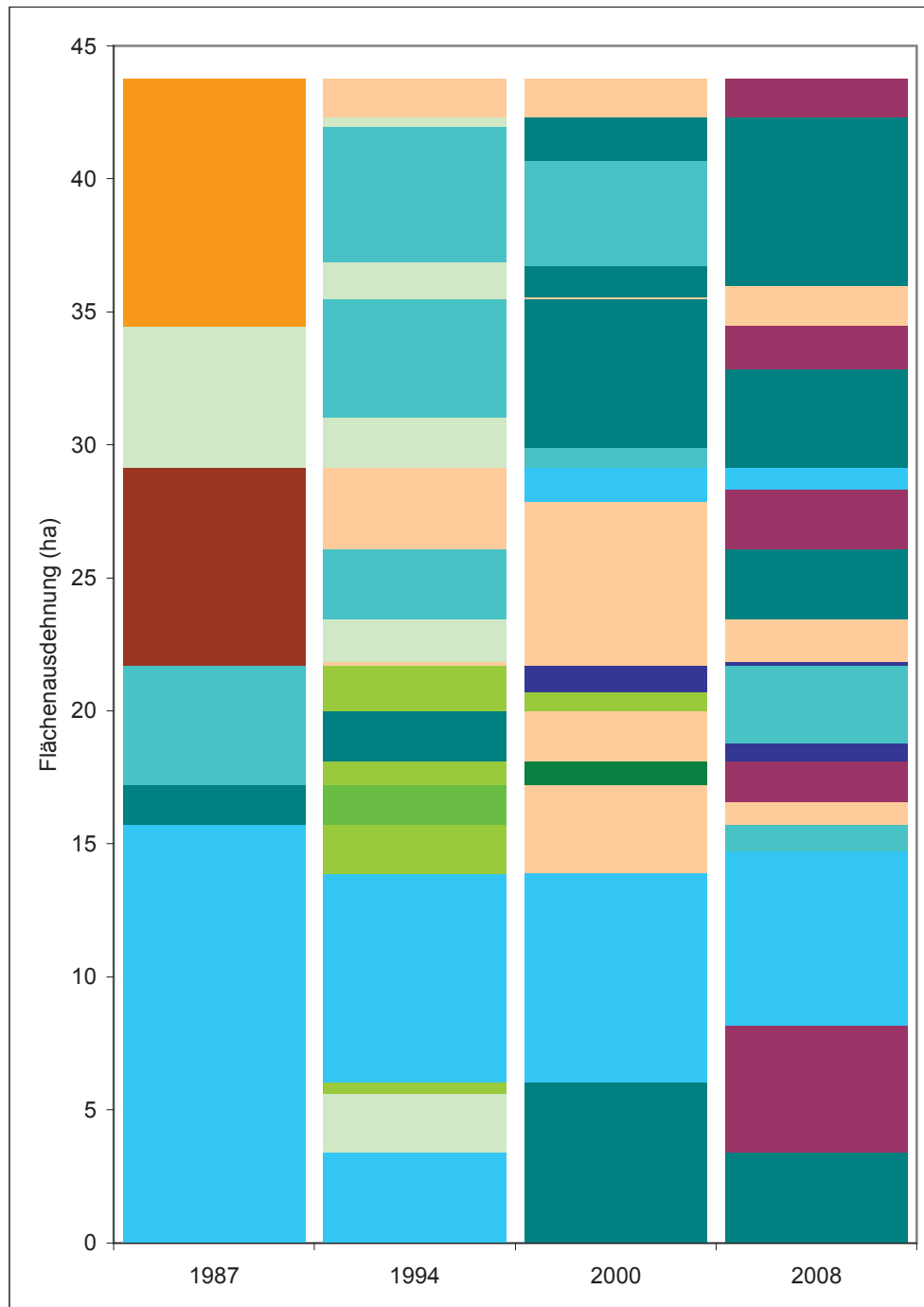


Abbildung 27: Vegetationsentwicklung 1987-2008 im Flächenblock G (vgl. Karte 2). Identische Flächen haben in allen Jahren dieselbe Position auf der y-Achse, d.h. entlang einer beliebigen, gedachten horizontalen Linie ist die Sukzessionsabfolge jeweils derselben Fläche zu finden. Ein gleichfarbiger Block innerhalb des Diagramms kann aber mehrere gleichartige Flächen umfassen. Farblegende vgl. Abbildungen 23+26.

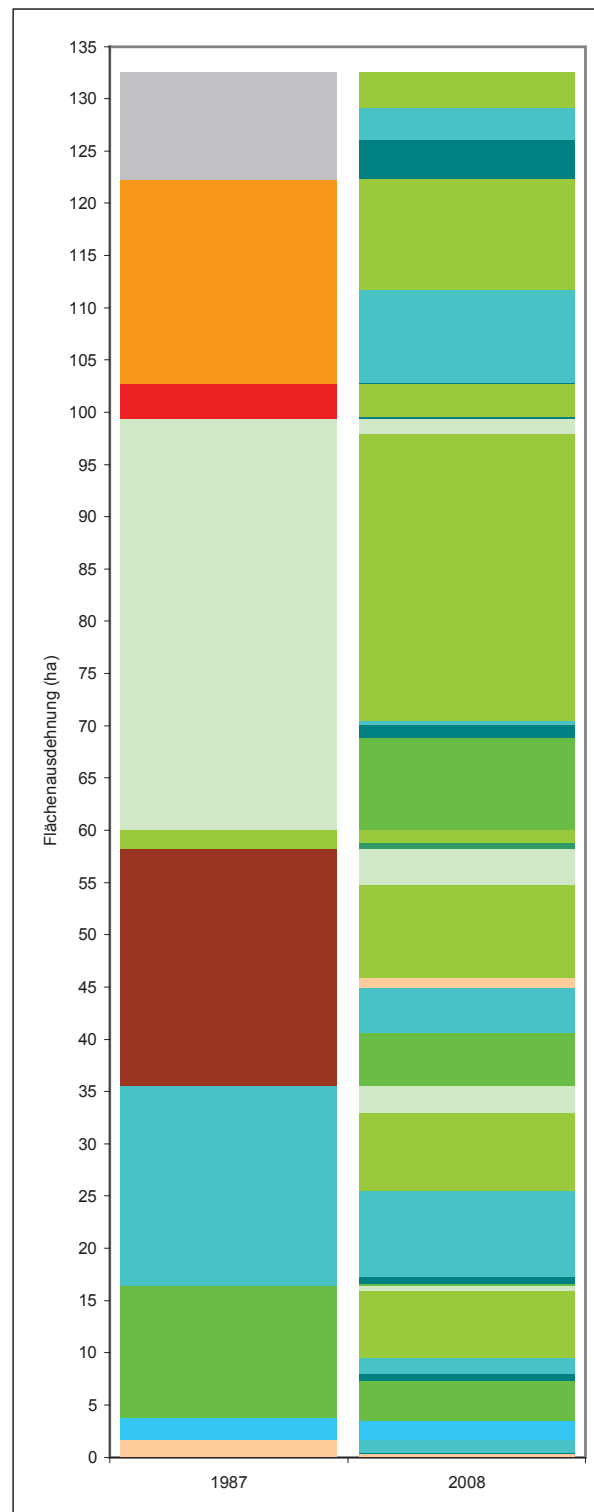


Abbildung 28: Vegetationsentwicklung 1987 zu 2008 im Dielinger und Stemshorner Westerbruch (Flächenblöcke L-O). Erläuterungen siehe Abbildung 27.

7.5.3 Entwicklungen ausgewählter Pflanzengesellschaften

Queckenrasen

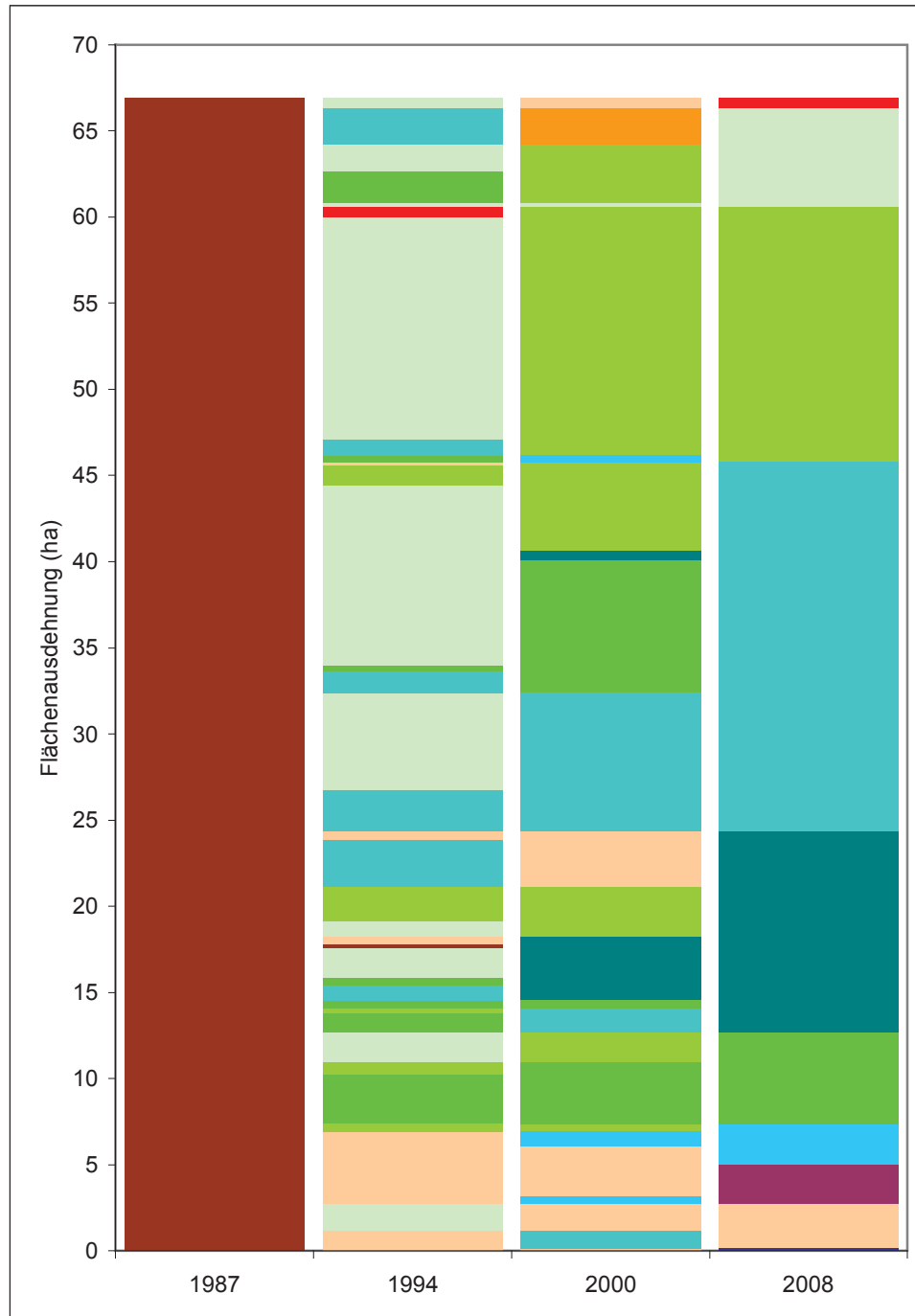


Abbildung 30: Entwicklung der Vegetationsbestände 1987-2008, die 1987 als Queckenrasen kartiert wurden. Erläuterungen siehe Abbildung 27.

Queckenrasen entwickelten sich nach 1987 vor allem zu Flutrasen (Knickfuchsschwanz- und Flutschwaden-Flutrasen), Weidegesellschaften und Wiesenfuchsschwanzwiesen (Abbildung 30). Mit jeweils ca. 2,3 ha sind auch Sumpfdotterblumenwiesen und Schlankseggenriede bei den Folgegesellschaften 2008 vertreten; die Sukzession verlief hier über das Zwischenstadium Rohrglanzgrasröhricht. 2008 als Kuckuckslichtnelken-Ausbildung der Weiden oder als Knickfuchsschwanzrasen eingestufte Bereiche ehemaliger Queckenrasen hatten sich zunächst bis 1994 überwiegend zur Wiesenschaumkraut-Ausbildung der Weiden entwickelt.

Sumpfdotterblumenwiesen

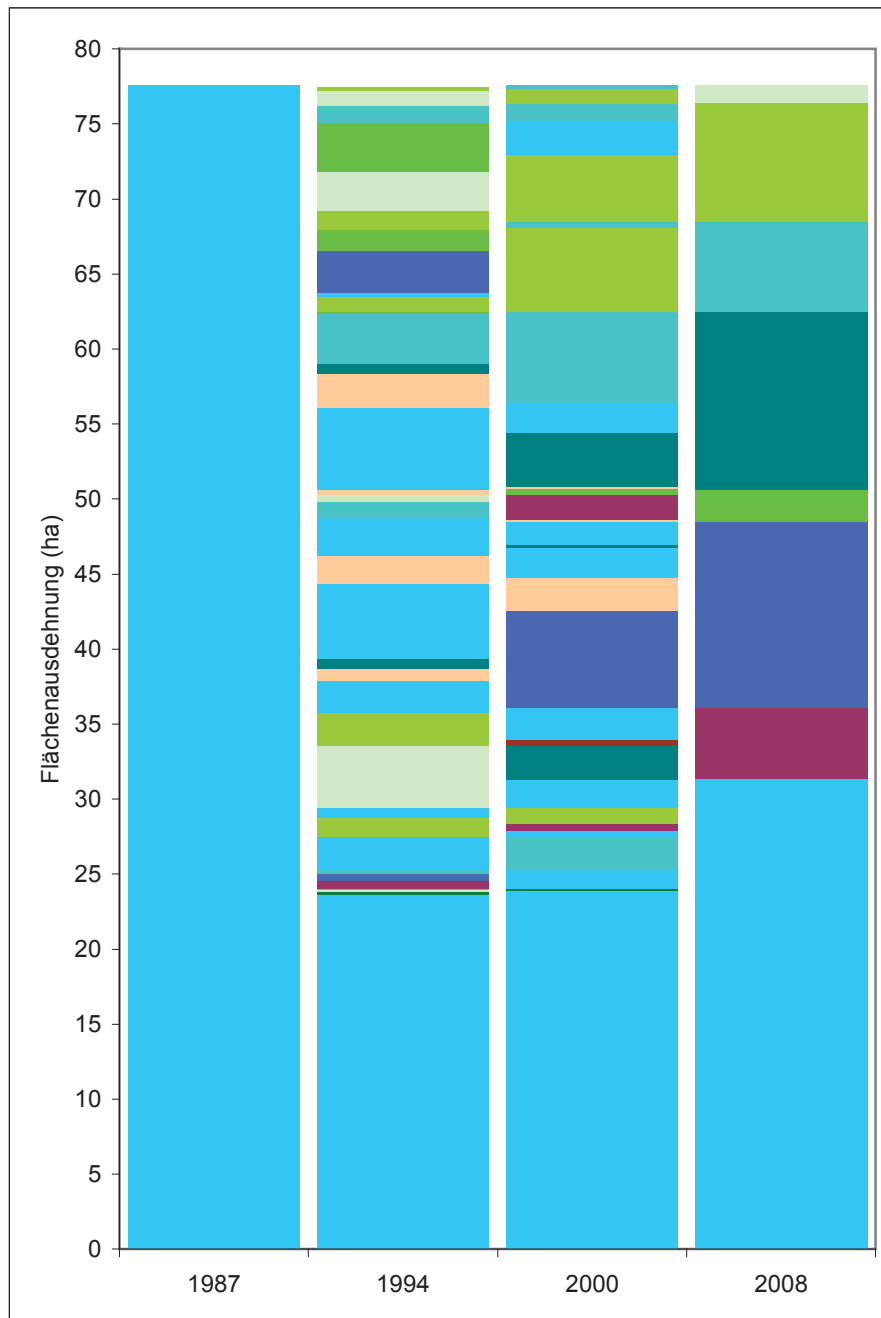
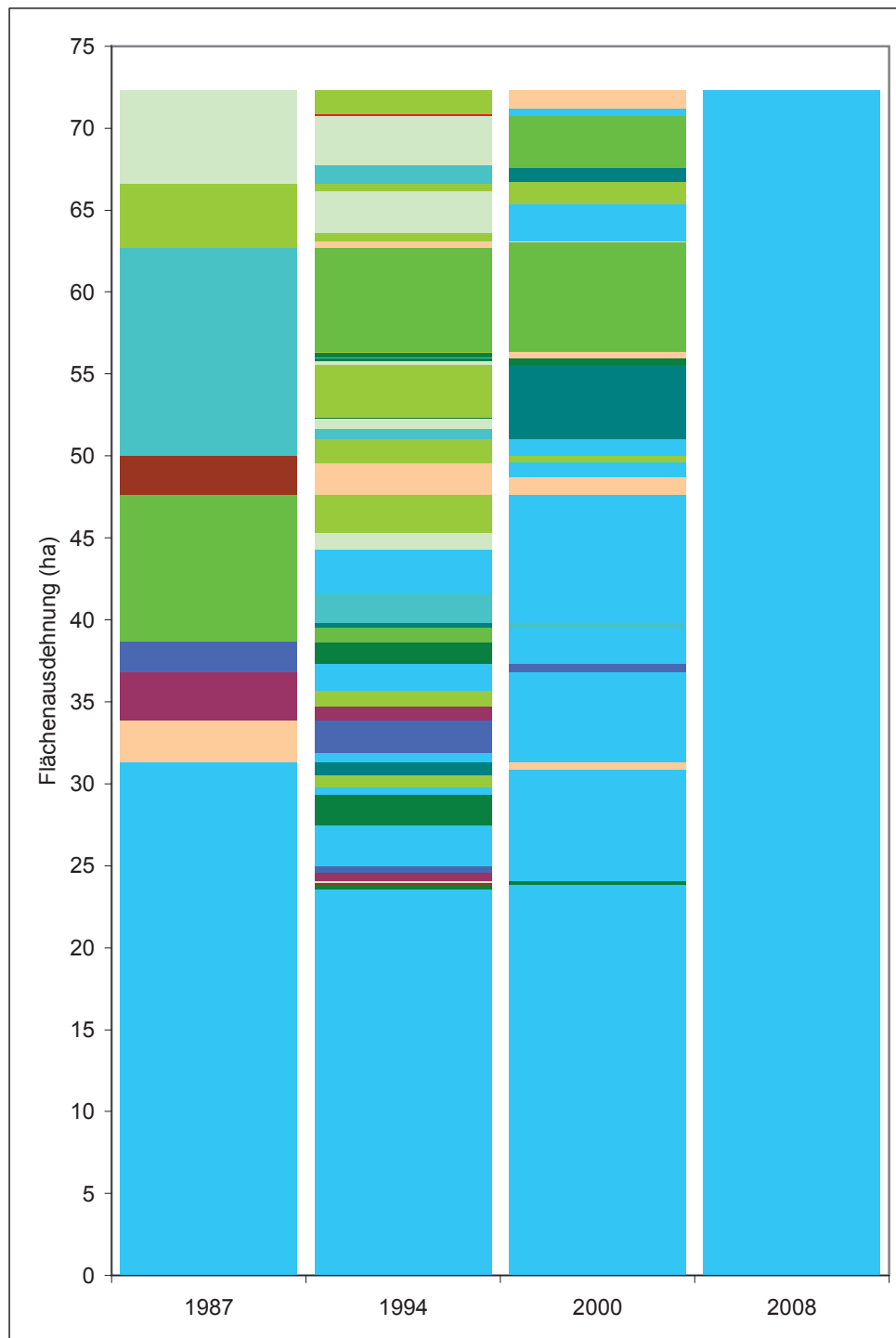


Abbildung 31: Entwicklung der Vegetationsbestände 1987-2008, die 1987 als Sumpfdotterblumenwiese kartiert wurden. Erläuterungen siehe Abbildung 27.



Etwa 40 % der 1987 kartierten Sumpfdotterblumenwiesen wurden auch 2008 noch dieser Gesellschaft zugeordnet, wobei diese Flächen größtenteils auch 1994 und 2000 als Sumpfdotterblumenwiese eingestuft wurden (Abbildung 31). Die übrigen Bestände entwickelten sich vor allem zu Schlankseggenrieden, Hundsstraußgraswiesen, 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 (vgl. Kap. 7.5.2 und Abbildung 29).

Umgekehrt entwickelten sich Sumpfdotterblumenwiesen vorwiegend aus Weiden (Wiesenschaumkraut- bzw. Kuckuckslichtnelken-Ausbildung), Knickfuchsschwanzrasen und Wiesenfuchsschwanzwiesen (beide Ausbildungen; Abbildung 32). Die Wiederentwicklung von Sumpfdotterblumenwiesen zeigt keine deutlichen räumlichen Schwerpunkte (vgl. Karte 21).

Hundsstraußgraswiesen

Hundsstraußgraswiesen zeigen im Ochsenmoor ein vergleichsweise hohes Maß an Konstanz: Von den ca. 12,7 ha, die 1987 dieser Gesellschaft zugeordnet wurden, wurden 2008 noch ca. 9,7 ha identisch eingestuft (Abbildung 33). Die übrigen ca. 3,0 ha entwickelten sich bis 2008 zu Sumpfdotterblumenwiesen oder Schlankseggenrieden.

Umgekehrt entwickelten sich die 2008 erfassten Hundsstraußgraswiesen ebenfalls aus Sumpfdotterblumenwiesen und Schlankseggenrieden, 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 (Abbildung 34).

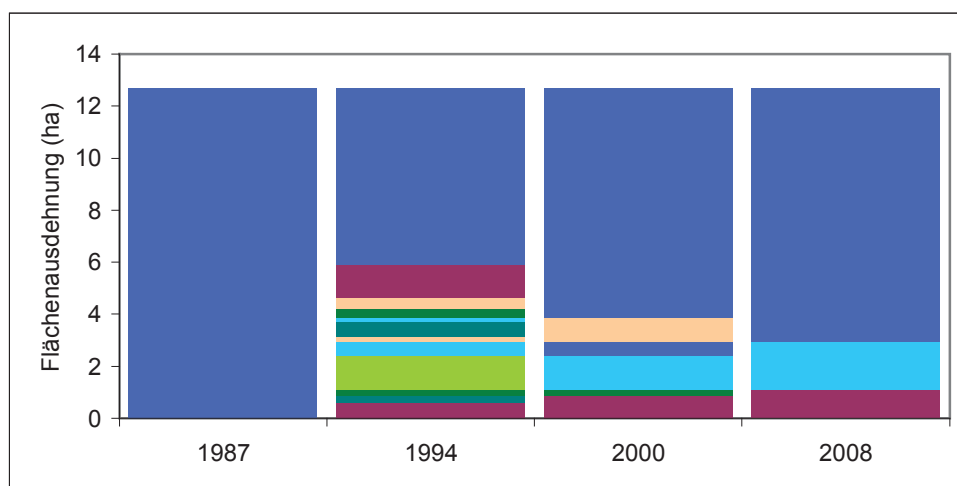


Abbildung 33: Entwicklung der Vegetationsbestände 1987-2008, die 1987 als Hundsstraußgraswiese kartiert wurden. Erläuterungen siehe Abbildung 27.

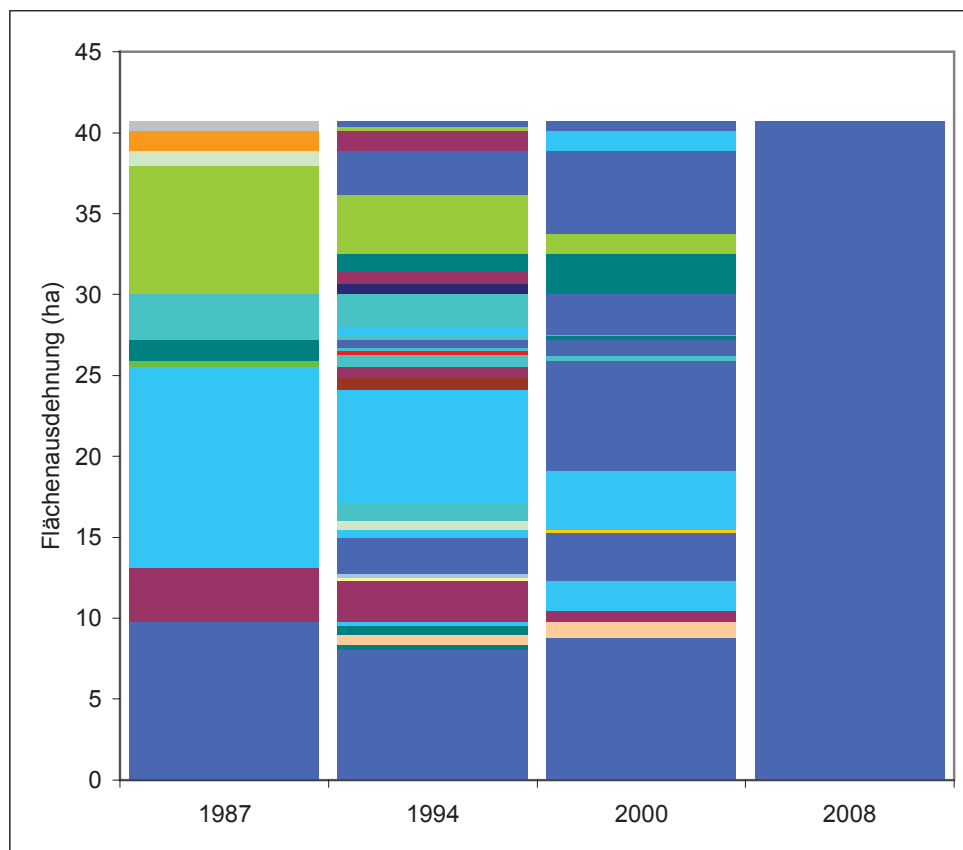


Abbildung 34: Entwicklung der Vegetationsbestände 1987–2008, die 2008 als Hundsstraußgraswiese kartiert wurden. Erläuterungen siehe Abbildung 27.

Rohrglanzgrasröhrichte

Rohrglanzgrasröhrichte traten im Ochsenmoor seit 1987 zumeist kurzzeitig an wechselnden Orten auf: Keine einzige Fläche war 1987–2008 durchgehend mit solchen Röhrichten bestanden. Nur ca. 2,75 ha wurden sowohl 1987, 1994 als auch 2000 dieser Pflanzengesellschaft zugeordnet und entwickelten sich danach zu Flutrasen (Abbildung 35).

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 Neueinsaat und die Queckenrasen. Nennenswerte Anteile hatten aber auch die Wiesen-schaumkraut-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 Hundsstraußgraswiesen sowie Schlankseggenriede.

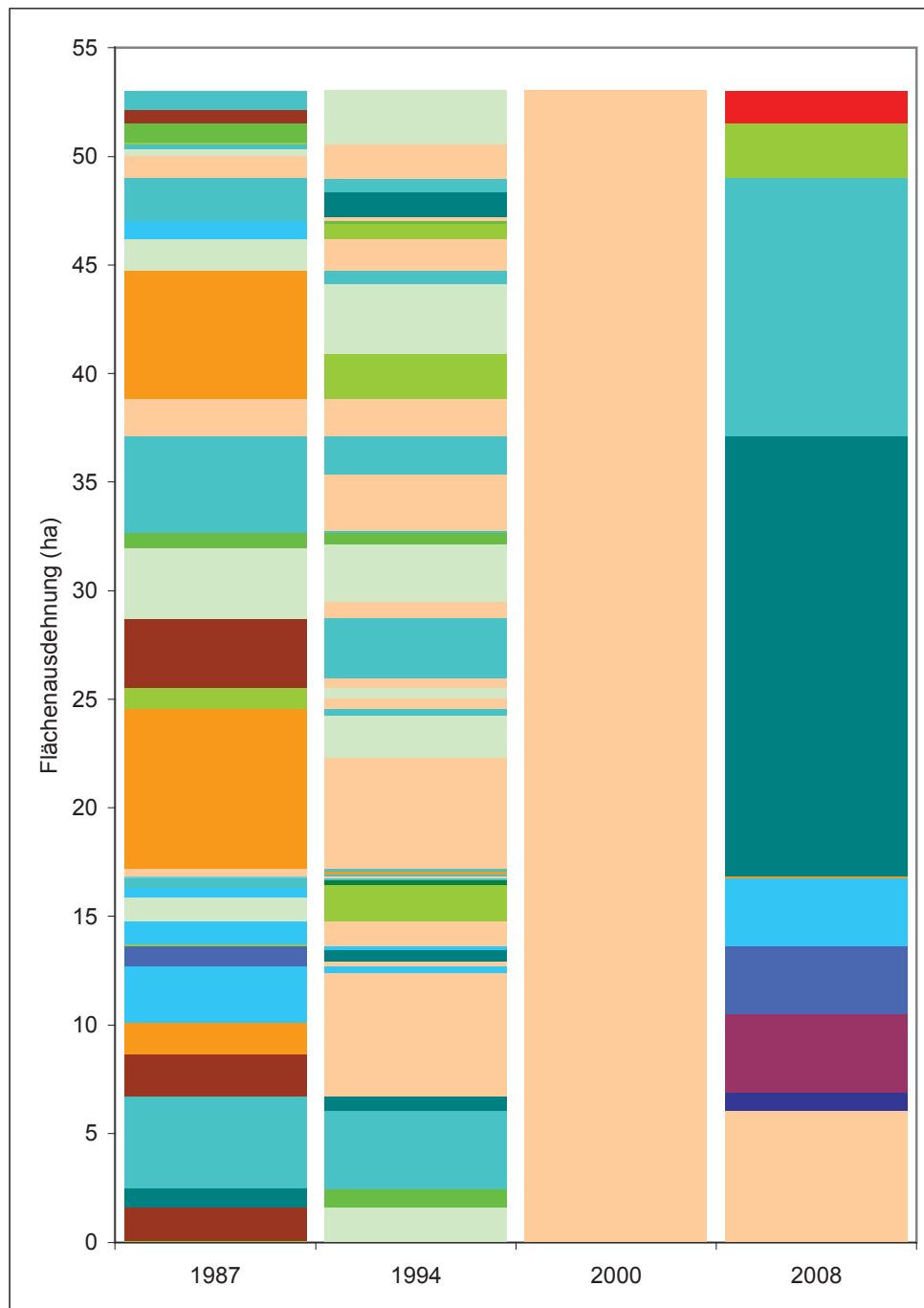


Abbildung 35: Entwicklung der Vegetationsbestände 1987–2008, die 2000 als Rohrglanzgrasröhricht kartiert wurden. Erläuterungen siehe Abbildung 27.

Wasserschwadenröhrichte

Auch die Wasserschwadenröhrichte waren im Ochsenmoor überwiegend kurzfristige Zwischenstadien der Sukzession (Abbildung 36). Sie entstanden vorwiegend aus Weidegesellschaften, Wiesenfuchsschwanzwiesen und Knickfuchsschwanzrasen. Bis 2008 entwickelten sich diese Flächen dann vorwiegend zu Flutschwaden-Flutrasen, Schlankseggenrieden sowie in geringerem Umfang u.a. auch zu Sumpfdotterblumenwiesen.

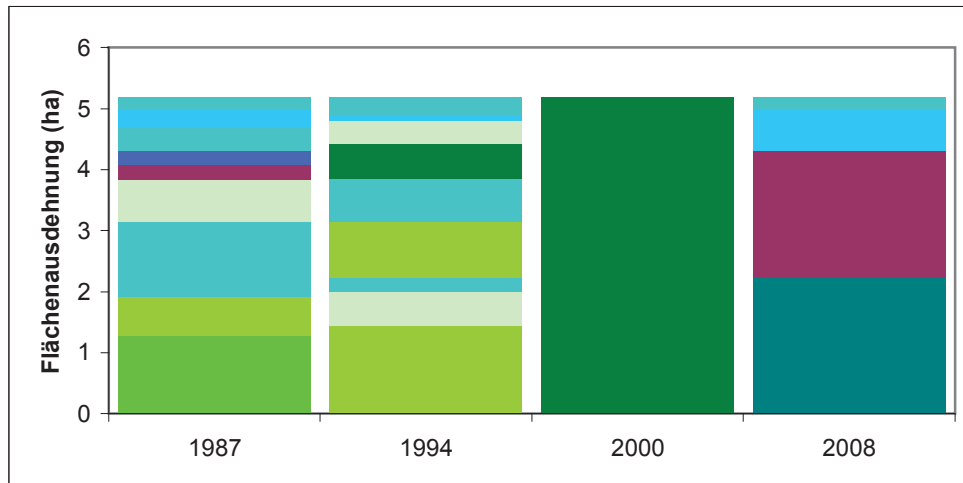


Abbildung 36: Entwicklung der Vegetationsbestände 1987–2008, die 2000 als Wasserschwadentrüchricht kartiert wurden. Erläuterungen siehe Abbildung 27.

Schlankseggenriede

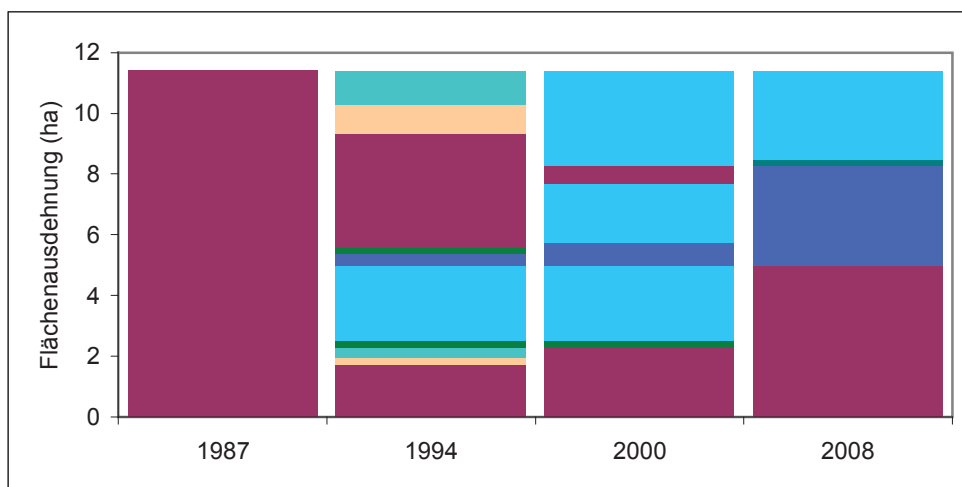


Abbildung 37: Entwicklung der Vegetationsbestände 1987–2008, die 1987 als Schlankseggenried kartiert wurden. Erläuterungen siehe Abbildung 27.

Die 1987 kartierten Schlankseggenriede wurden zu knapp der Hälfte auch 2008 entsprechend eingestuft, in den zwischenzeitlichen Kartierungen aber teils als Sumpfdotterblumenwiese identifiziert. Die übrigen Flächen entwickelten sich größtenteils zu Hundstraußgras- oder Sumpfdotterblumenwiesen (Abbildung 37).

Demgegenüber steht eine Entwicklung von Schlankseggenrieden vor allem aus Rohrglanzgrasröhrichten, Sumpfdotterblumenwiesen, Flutrasen (Knickfuchsschwanz- und Flutschwaden-Fazies) sowie Weiden (Wiesenschaumkraut- und Kuckuckslichtnelken-Ausbildung), in geringerem Umfang u.a. auch aus Queckenrasen und Neueinsaat (Abbildung 38). Die

Sukzession der beiden letztgenannten Ausgangsgesellschaften zeigte dabei immer eine Zwischenphase als Rohrglanzgrasröhricht, die Weidegesellschaften häufig zunächst eine Entwicklung zu Flutrasen oder Sumpfdotterblumenwiesen und dann erst zum Schlankseggenried.

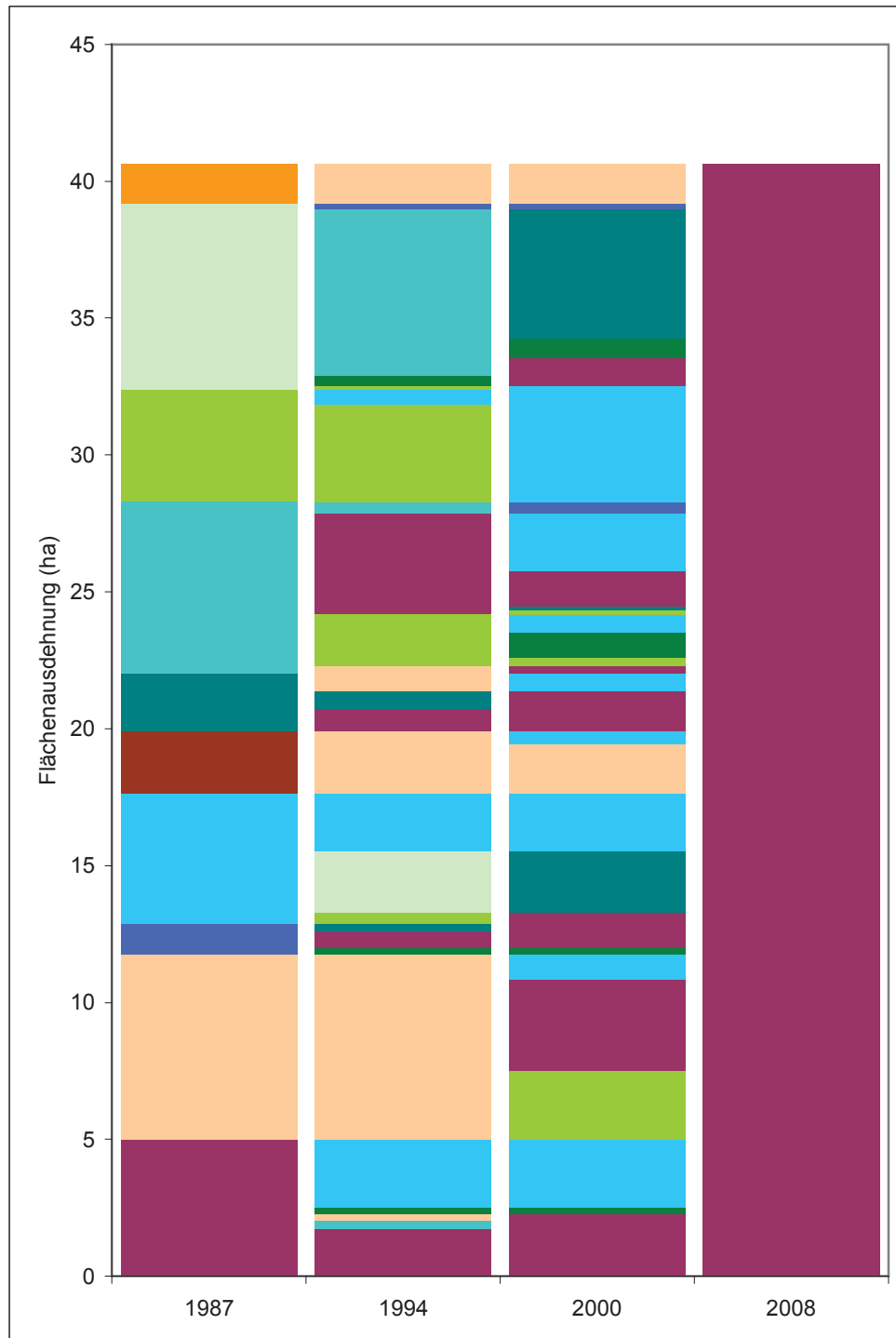


Abbildung 38: Entwicklung der Vegetationsbestände 1987–2008, die 2008 als Schlankseggenried kartiert wurden. Erläuterungen siehe Abbildung 27.

Rückentwicklung von Ackerflächen

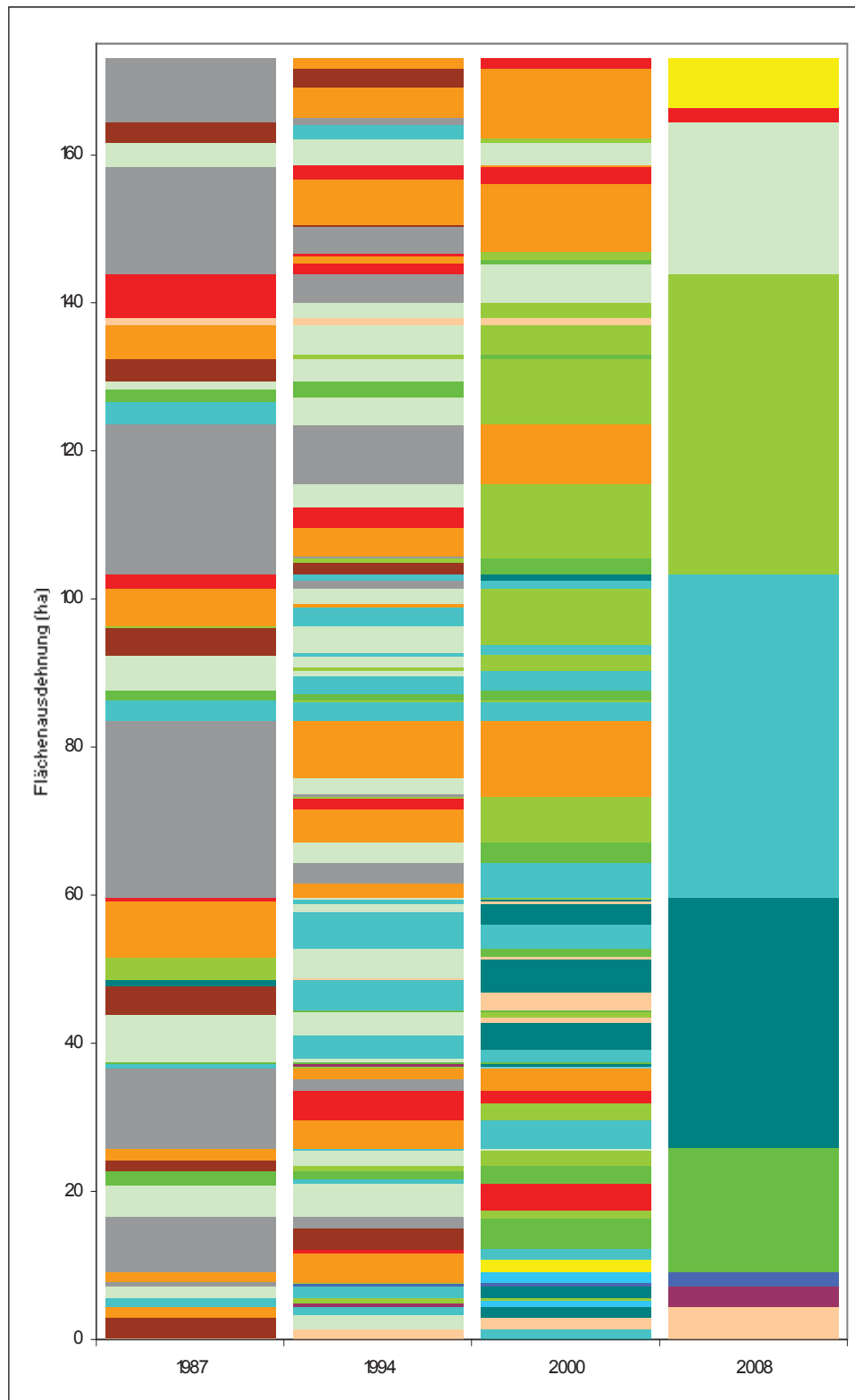


Abbildung 39: Entwicklung der Vegetationsbestände 1987–2008 auf den Flächen, von denen aus dem Zeitraum 1980–1994 eine zeitweilige Ackernutzung belegt ist. Erläuterungen siehe Abbildung 27.

Eine DCA unter Verwendung der 60 ungefähr ortsgleich reproduzierten Vegetationsaufnahmen aus 1987 und 2008 zeigt eine große Varianz und bei paarweiser Verbindung der Aufnahmejahre 1987 – 2008 ausnahmslos eine Verschiebung nach links auf der 1. Achse. Entlang der 2. Achse ist größtenteils eine Verschiebung nach unten erkennbar (Abbildung 40).

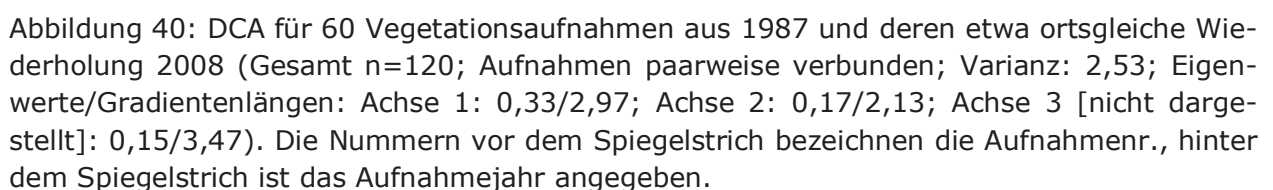


Tabelle 16: Korrelationsmatrix der Achsen 1-3 aus der DCA für die ungefähr ortsgleich reproduzierten Vegetationsaufnahmen 1987/2008 mit gewichteten mittleren Zeigerwerten derselben Aufnahmen (n=120). Angegeben sind die Korrelation nach Pearson und das zweiseitige Signifikanzniveau.

	mL	mT	mF	mN	mR	mM	mFutterw.
Achse 1	-0,215 *	0,445 ***	-0,616 ***	0,575 ***	0,442 ***	0,595 ***	0,596 ***
Achse 2	-0,487 ***	0,295 **	-0,338 ***	-0,188 *	n.s.	n.s.	n.s.
Achse 3	0,222 *	0,352 ***	n.s.	n.s.	n.s.	0,264 **	0,163 (*)

Tabelle 17: Korrelation der gewichteten mittleren Zeigerwerte der reproduzierten Vegetationsaufnahmen 1987/ 2008 (n=120) untereinander.

	mL	mT	mF	mN	mR	mM	mFutterw.
mL	•	-0,156 (*)	0,462 ***	n.s.	n.s.	n.s.	0,188 *
mT		•	-0,691 **	0,385 ***	0,329 ***	0,593 ***	0,473 **
mF			•	-0,338 ***	-0,261 **	-0,656 ***	-0,559 ***
mN				•	0,791 ***	0,517 ***	0,721 ***
mR					•	0,417 ***	0,540 ***
mM						•	0,793 ***

Die DCA-Achse 1 ist stark negativ mit der mittleren Feuchte-, und stark positiv mit der mittleren Stickstoffzahl korreliert (Tabelle 16, Tabelle 17). Die Verschiebung der Position der Aufnahmen entlang von Achse 1 im Vergleich der Aufnahmejahre 1987 mit 2008 beschreibt daher maßgeblich die Vegetationsveränderungen durch Vernässung und Aushagerung. Achse zwei ist ebenfalls deutlich negativ mit der mittleren Feuchte- sowie der mittleren Lichtzahl korreliert, dagegen weniger deutlich negativ mit der mittleren Stickstoffzahl. Die tendenzielle Verschiebung auf dieser Achse nach unten ist daher ebenfalls maßgeblich mit Vernässungseffekten sowie einem höheren Lichtgenuss durch Auflichtung der Vegetationsstrukturen zu erklären.

Die gewichteten Mittel der Feuchtezahlen sind von 1987 zu 2008 höchst signifikant von im Mittel mF 6,8 auf mF 7,5 gestiegen (Abbildung 41), wobei der Anteil der Wechselfeuchtezeiger nur leicht von im Mittel 36,1 % auf 39,6 % der Deckungssumme anstieg. Der Anteil der Überschwemmungszeiger nahm im Mittel von 12,5 % auf 25,9 % höchst signifikant zu. Die erhöhten Feuchtwerte resultieren aus den sehr stark reduzierten Anteilen bzw. dem Ausfall aller Trocknis- bis Frischezeiger ($F < 6$) bei gleichzeitiger Zunahme der Feuchtezeiger (F7) und starker Zunahme der Nässezeiger (F9). Die gewichteten Mittel der Stickstoffzahlen sanken im selben Zeitraum höchst signifikant von im Mittel mN 5,8 auf mN 4,9. Dabei nahm der Anteil der Arten stickstoffreicher bis übermäßig stickstoffreicher Standorte (N6-N10) ab, der Anteil der Arten ausgesprochen bis mäßig stickstoffarmer Standorte (N2-N5) durchweg zu. Auch die gewichteten mittleren Mahdzahlen gingen höchst signifikant von im Mittel 6,5 auf 6,0 zurück (Abbildung 41), die mittleren Futterwertzahlen gingen ebenso von im Mittel 4,1 auf 2,8 zurück.

Zusammenfassend zeigt der Vergleich des „Ausgangszustandes Intensivnutzung“ 1987 zu 2008 deutliche Veränderungen mit insgesamt höheren Feuchtezahlen, resultierend aus einer anteiligen Zunahme der Feuchte- und besonders der Nässezeiger und wesentlich höheren Anteilen von Überflutungszeigern, dabei aber insgesamt nahezu unveränderte Anteile der Wechselfeuchtezeiger. Die Vegetation zeigt zudem ein deutlich reduziertes Nährstoffangebot an. Die Mahdverträglichkeit ging mit dieser Artenverschiebung sehr deutlich zurück.

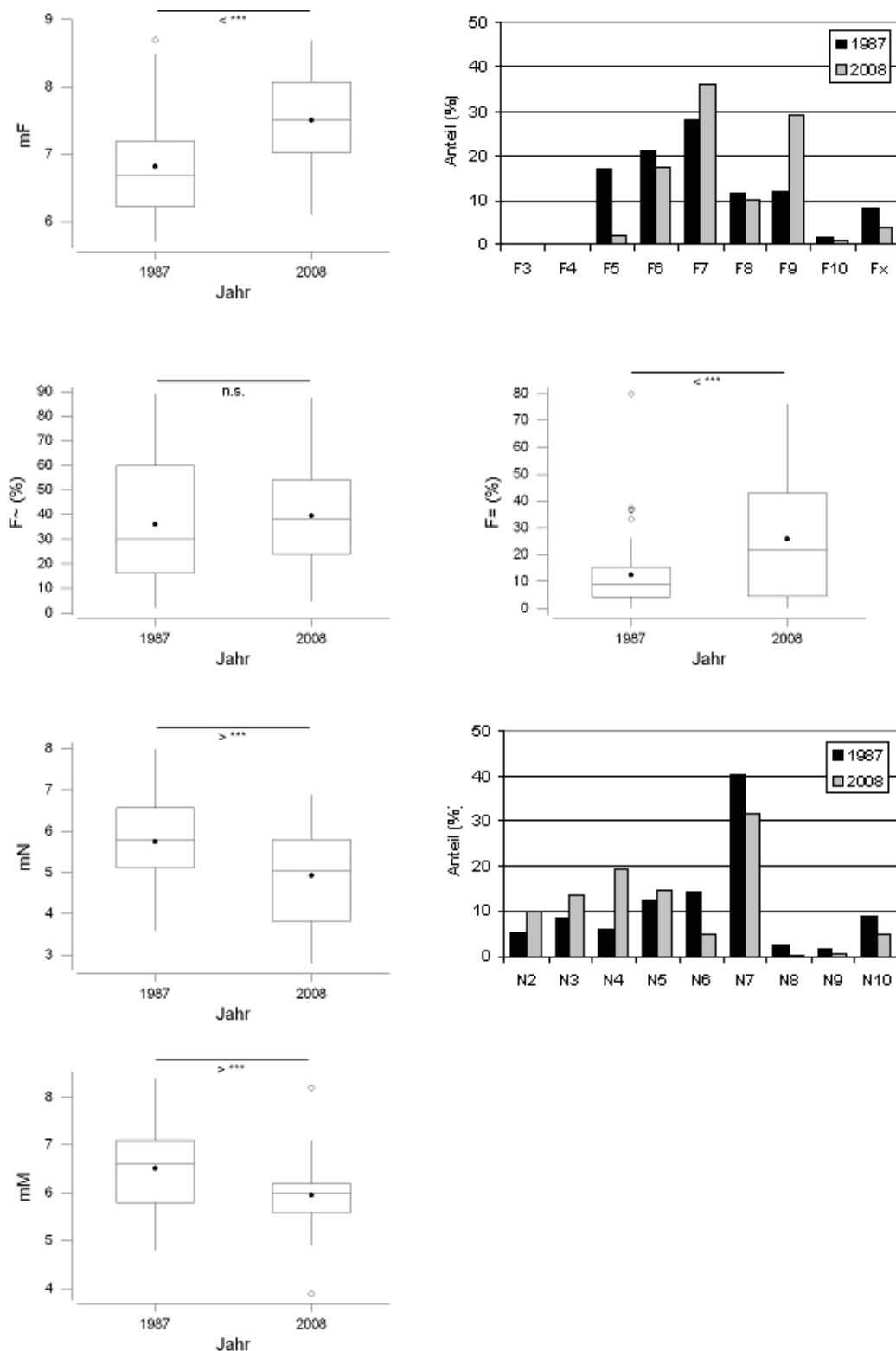


Abbildung 41: Veränderungen der gewichteten mittleren Zeigerwerte für Feuchte (mF), Stickstoff (mN) und Mahdverträglichkeit (mM), der Feuchtespektren, der Wechselfeuchte (F~) und der Überflutungszeiger (F=; jeweils % der Deckungssumme) in jeweils n=60 ungefähr ortsgleichen Vegetationsaufnahmen im Ochsenmoor im Vergleich zwischen 1987 und 2008.

7.7 Quantifizierung von Vegetationsveränderungen im Ochsenmoor anhand von mittleren Zeigerwerten 2000 und 2008

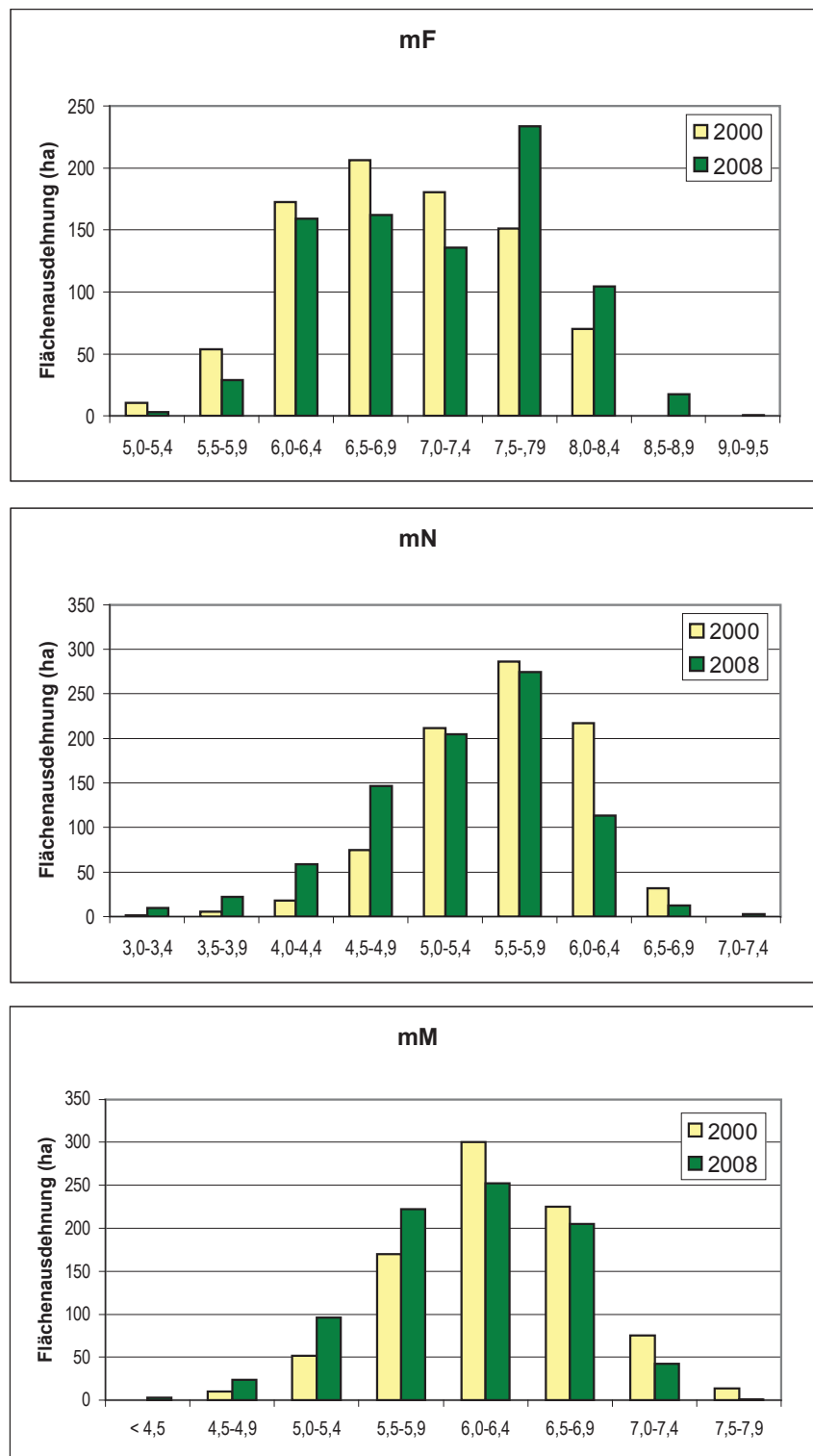


Abbildung 42: Gewichtete mittlere Zeigerwerte für das Vergleichsgebiet (ca. 845,4 ha) 2000 und 2008 für Feuchte (mF), Stickstoff (mN) und Mahdverträglichkeit (mM).

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 größtenteils bereits 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 (Karte 23). Insgesamt sind für das Jahr 2008 gemäß der Definition von BRIEMLE (1991a) 654 ha (ca. 76 %) mit einer $mF \geq 6,5$ als Feuchtgrünland einzustufen, davon 170 ha (20 %) mit einer $mF \geq 7,9$, die BRIEMLE (1991a) den Halbkulturformen des terrestrischen und amphibischen Bereiches, insbesondere Riedern und Röhrichten, zuordnet.

Gegenüber 2000 sind starke Vernässungseffekte ablesbar (Abbildung 42): Die Flächenausdehnung von Grünländern mit einer $mF \geq 7,5$ hat deutlich zugenommen, alle trockeneren Bereiche haben dagegen in ihrer Flächenausdehnung deutlich abgenommen.

Bei den mittleren Stickstoffzahlen sind deutliche Rückgänge zu verzeichnen, insbesondere nahm der Flächenanteil von Beständen mit einer $mN \geq 6,0$ deutlich ab und Bestände mit einer $mN < 5,0$ deutlich zu. Letztere sind nach ROSENTHAL (2003) als mesotrophe Vegetationstypen zu werten und nahmen 2008 ca. 28 % des Vergleichsgebietes ein. Damit einher gingen Rückgänge der mittleren Zeigerwerte für die Mahdverträglichkeit.

7.8 Entwicklung von Vegetation und Standort in den Teichwiesen über 30 Jahre

7.8.1 Standort

Generell fällt im Vergleich der Messwerte aus 1991 im Vergleich zu denen aus 2008 ein Rückgang der pH-Werte und der Kalium- sowie Calciumgehalte auf, während Phosphor bereits 1991 niedrige und 2008 nur teilweise noch geringere Gehalte aufwies (Tabelle 18). Kaum verändert sind die Anteile des organischen Kohlenstoffes und des Gesamtstickstoffes. Das C/N-Verhältnis ist nur in der Referenzfläche A4 klar enger geworden. Überwiegend sind die C/N-Verhältnisse 1991 wie 2008 nach der Einteilung von SUCCOW & JOOSTEN (2001) als „kräftig“ (C/N 13-20) zu bezeichnen.

Tabelle 18: Bodenkennwerte für Teilbereiche der Teichwiesen im Vergleich von 1991 (aus HELLBERG 1995) zu 2008 (eig. Untersuchungen).

Jahr: Bereich	pH	P (mg/100g)	K (mg/100g)	Ca (mg/100g)	org. C (%)	Ges.-N (%)	C/N
1991: A5/A6	5,3	1,7	18,6	996	37,6	2,6	14,4
2008: A5	4,7	8,1	12,7	201	36,3	2,9	12,6
2008: A6	5,1	0,9	9,8	1048	36,8	2,6	14,0
1991: A7/A8	5,2	2,1	21,8	876	36,3	2,7	13,2
2008: A8	5,1	1,7	14,6	999	37,0	3,0	12,4
1991: A4	4,8	2,2	17,5	850	37,9	2,5	14,9
2008: A4	4,5	0,9	8,8	702	36,9	2,8	13,1

7.8.2 Ordination mittels DCA zur Vegetationsentwicklung 1979-2008

Die DCA mit allen Aufnahmen der Jahre 1979, 1991 und 2008 zeigt deutliche, größtenteils gleichgerichtete Veränderungen in fast allen Vegetationsaufnahmen (Abbildung 43).

Zunächst kam es im Vergleich der Jahre 1979 mit 1991 vor allem zu einer Verschiebung der Aufnahmen auf Achse 1 nach links, besonders deutlich in der Teilfläche A7/A8. Die Aufnahmen dieser Teilfläche verschoben sich überwiegend auch auf der Achse 2 weit nach unten, während diese Verschiebung bei den anderen Teilflächen überwiegend erst im Zeitraum 1991-2008 stattfand und sich bei Teilfläche A7/A8 dann weiter fortsetzte. Die Verschiebungen auf Achse 1 waren nunmehr gering, überwiegend aber noch weiter nach links gerichtet. Insgesamt näherten sich die Aufnahmen der Teilfläche A7/A8 deutlich denen von Teilfläche A5 an, während Teilfläche A6 weiterhin von fast allen übrigen Aufnahmen isoliert bleibt, obwohl sich die Positionen der Aufnahmen bis 2008 bereits überwiegend in Richtung der Hundsstraußgraswiese verschoben haben. Die beiden Aufnahmen der Referenzfläche A4 waren anfangs denen von A7/A8 ähnlich, durch deutliche Veränderungen in beiden Zeiträumen entwickelten sie sich aber in Richtung der Aufnahmen von A5.

Achse 1 ist dabei stark positiv mit den Feuchte- und Stickstoffzahlen korreliert. Achse 2 weist weniger deutliche, aber dennoch signifikante Korrelationen u.a. mit der Stickstoffzahl (positiv) und mit der Feuchtezahl (negativ) auf (Tabellen 19+20).

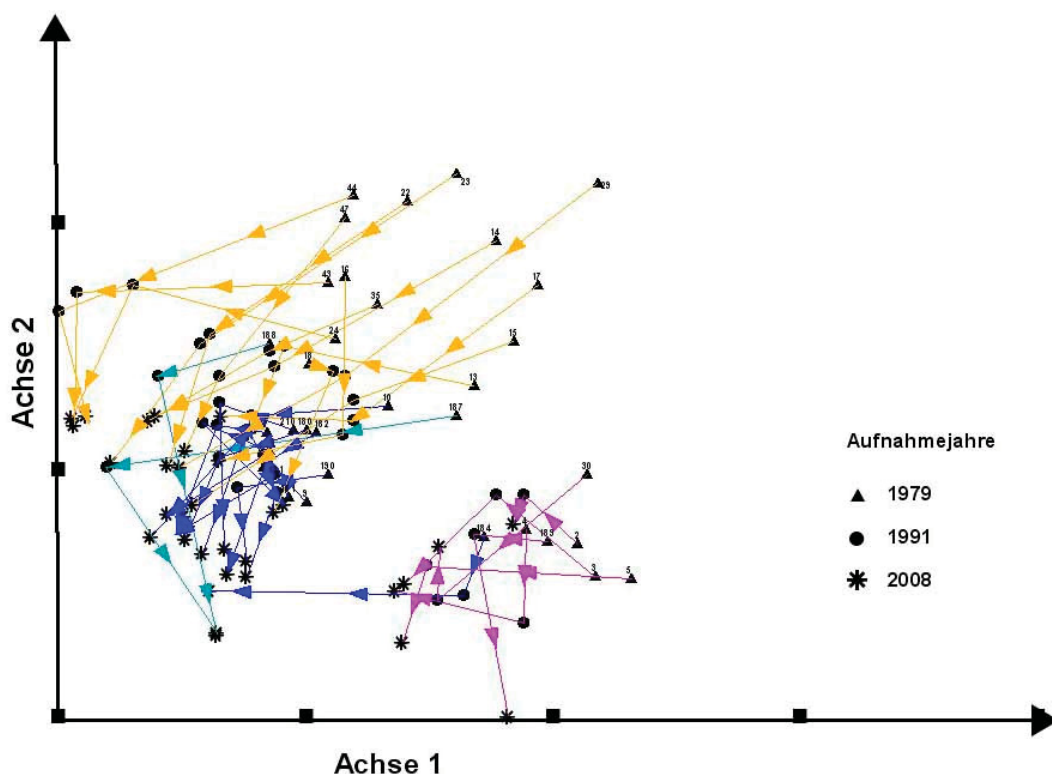


Abbildung 43: DCA aller Vegetationsaufnahmen in den Teichwiesen 1979, 1991 und 2008 (n=102; Varianz: 2,85; Eigenwerte/Gradientenlängen: Achse 1: 0,24/2,33; Achse 2: 0,16/2,21; Achse 3: 0,12/2,05). Blau: Teilfläche A5; violett: Teilfläche A6; orange: Teilflächen A7/A8; türkis: Referenzfläche A4.

Tabelle 19: Korrelationsmatrix der Achsen 1-3 aus der DCA für die Vegetationsaufnahmen aus den Teichwiesen 1979, 1991 und 2008 mit gewichteten mittleren Zeigerwerten derselben Aufnahmen (n=102). Angegeben sind die Korrelation nach Pearson und das zweiseitige Signifikanzniveau.

	mL	mT	mF	mN	mR	mM	mFutterw.
Achse 1	0,169 (*)	0,047 n.s.	0,412 ***	0,711 ***	0,562 ***	0,300 **	0,278 **
Achse 2	- 0,440 ***	0,360 ***	- 0,208 *	0,208 *	0,346 ***	-0,014 n.s.	- 0,081 n.s.
Achse 3	- 0,031	0,054 n.s.	- 0,251 *	- 0,172 (*)	- 0,383 ***	0,081 n.s.	0,130 n.s.

Tabelle 20: Korrelation der gewichteten mittleren Zeigerwerte der Vegetationsaufnahmen aus den Teichwiesen 1979, 1991 und 2008 (n=102) untereinander.

	mL	mT	mF	mN	mR	mM	mFutterw.
mL	•	- 0,215 *	0,452 ***	- 0,127 n.s.	- 0,312 **	0,188 (*)	0,371 ***
mT		•	- 0,297 **	0,182 (*)	0,271 **	0,138 n.s.	0,073 n.s.
mF			•	0,165 (*)	0,041 n.s.	- 0,456 ***	- 0,248 *
mN				•	0,795 ***	0,269 **	0,362 ***
mR					•	0,172 (*)	0,194 (*)
mM						•	0,731 ***

7.8.3 Vegetationsentwicklung auf Teilflächen

Hundsstraußgraswiese (A5)

Im Bereich der 1991 und 2008 fast identisch abgegrenzten Hundsstraußgraswiese wurden 1979 noch sechs Aufnahmen einer *Calthion*-Basalgesellschaft und nur fünf der Hundsstraußgraswiese zugeordnet. 1991 wurde die *Calthion*-Basalgesellschaft nur noch für eine Aufnahme angegeben, für alle übrigen die Hundsstraußgraswiese. 2008 wurden zwei Aufnahmen der Sumpfdotterblumenwiese und eine dem Schlankseggenried zugeordnet, die übrigen acht der Hundsstraußgraswiese (Abbildung 44).

Die Artenzahlen nahmen zwischen allen Aufnahmejahren jeweils leicht zu, im Mittel waren es 1979: 15,6, 1991: 16,7 und 2008: 17,9 Arten. Signifikant ist die Zunahme allerdings nur für den Gesamtzeitraum (Abbildung 45). Die mittleren Feuchtezahlen blieben nahezu konstant, dagegen sanken die mittleren Stickstoffzahlen im Zeitraum 1979-1991 und damit auch im Gesamtzeitraum höchst signifikant, veränderten sich nach 1991 aber kaum mehr. Die geringeren mN-Werte erklären sich aus einem sehr starken Rückgang des Anteils der Arten stickstoffreicher Standorte (N7), während Arten stickstoffärmster bis mäßig stickstoffreicher Standorte (N2 bis N5) anteilig deutlich zunahmen.

Hinsichtlich des Artenspektrums fällt zunächst eine deutliche Zunahme von *Agrostis canina* bis 1991 auf, das bis 2008 wieder deutlich an Deckung einbüßte (Tabelle A20). Stattdessen erlangte die 1979 kaum vorhandene *Carex nigra*/*C. x elytroides* zunächst 1991 überwiegend geringe Anteile, um bis 2008 in fast allen Aufnahmen häufig bis dominant zu werden. 1979 sehr selten, 2008 in allen Aufnahmen vertreten war *Agrostis stolonifera*, während die 1979 schon hochstete Art *Glyceria fluitans* überwiegend an Deckung gewann. Daneben nahmen auch *Carex acuta* und ganz besonders die 1979 nur in zwei Aufnahmen vertretene *Carex vesicaria* stark zu, stellenweise bis zur Co-Dominanz mit Anteilen von 25-50 %. Zunahmen zeigen auch *Holcus lanatus* und *Poa trivialis*, während *Deschampsia cespitosa* nur 1991

deutlich höhere Deckungsgrade aufwies als 1979, danach aber wieder zurückging. *Phalaris arundinacea* und *Poa palustris* gingen dagegen deutlich zurück.

Unter den Kräutern profitierten besonders *Caltha palustris*, *Cardamine pratensis*, *Galium palustre* und *Stellaria palustris*. Neu eingewandert sind fast ausschließlich Feuchte- und Nässezeiger, darunter je einmal *Carex panicea* und *Hydrocotyle vulgaris* als Arten magerer Nasswiesen und Kleinseggensümpfe.

Bei den ausgefallenen Arten hatten nur *Agrostis gigantea*, *Glyceria maxima* und *Juncus articulatus* eine Stetigkeit von mindestens 30 % im Jahr 1979, wie alle übrigen ehemals präsenten Arten traten sie aber ohne nennenswerte Deckungsgrade auf. Deutlich an Stetigkeit verloren hat zudem *Filipendula ulmaria*.

Flutrasen/Schlankseggenried (A6)

Mit Ausnahme der Aufnahme Nr. 184, die 1979 zur Calthion-Basalgesellschaft gestellt wurde, wurden hier 1979 und 1991 alle Aufnahmen den Flutrasen zugeordnet. Diese Einstufung wurde 2008 nur noch für Aufnahme Nr. 189 beibehalten, alle anderen Aufnahmen repräsentieren nunmehr ein Schlankseggenried (Abbildung 44).

Die Artenzahlen nahmen zwischen 1979 und 1991 und damit auch im Gesamtzeitraum höchst signifikant zu, im Mittel um etwa 4,5 Arten pro Aufnahme (Abbildung 46). Das 1979 durchweg artenarme Grünland (<15 Arten/25 m²) war 2008 wenigstens zum Teil als mäßig artenreich zu bezeichnen (15-25 Arten/25 m²). Mit im Mittel 15,3 Arten/25 m² war der Artenreichtum aber noch deutlich geringer als in der angrenzenden Hundsstraußgraswiese (A5). Die mittleren Feuchtezahlen nahmen bis 1991 signifikant ab, um danach wieder zuzunehmen und in etwa auf das Ausgangsniveau zurückzukehren. 1991 traten vorübergehend Feuchte- und gleichzeitig Wechselfeuchtezeiger gegenüber Nässe- und Überschwemmungszeigern in den Vordergrund. Die mittleren Stickstoffzahlen nahmen bis 1991 und damit auch für den Gesamtzeitraum höchst signifikant ab, danach tendenziell etwas zu (n.s.). Insbesondere gingen 1979-1991 die Arten stickstoffreicher Standorte (N7) stark zurück, während Arten mäßig stickstoffarmer bis mäßig stickstoffreicher Standorte (N4, N5) deutlich zunahmen:

1979 dominierte durchweg *Glyceria fluitans*, ging dann aber überall stark zurück und war 2008 nur in Aufnahme Nr. 184 wieder co-dominant (Tabelle A21). Zunächst trat statt dessen 1991 *Agrostis stolonifera*, das 1979 vollständig fehlte (!), fast überall dominant in Erscheinung. Der Deckungsgrad dieser Art nahm bis 2008 durchweg wieder ab. Dagegen wurde *Carex acuta* nun durchweg dominant, nachdem sie bereits bis 1991 deutlich an Deckung zugenommen hatte.

An Stetigkeit und Deckung nahm auch *Carex vesicaria* stark zu, größere Häufigkeiten sind auch für die Kräuter *Cardamine pratensis*, *Galium palustre*, *Myosotis palustris* und *Ranunculus flammula* festzustellen. Neu etablierten sich u.a. *Mentha aquatica* und *Stellaria palustris* in je drei Aufnahmen. Ausfälle betreffen hingegen nur selten und sporadisch aufgetretene Arten. Deutlich abgenommen hat neben *Glyceria fluitans* auch *G. maxima* (Tabelle A21).

Sumpfdotterblumenwiese (A7/A8)

Von den 15 Vegetationsaufnahmen wurden 1979 zehn der Sumpfdotterblumenwiese bzw. Calthion-Basalgesellschaft und fünf den Flutrasen mit Dominanz von *Glyceria fluitans* und/oder *Ranunculus repens* zugeordnet. 1991 herrschte fast überall der Calthion-Aspekt vor, es wurde nur noch eine Aufnahme den Flutrasen zugeordnet, nun mit Dominanz von *Agrostis stolonifera*. 2008 wurden 12 Aufnahmen der Sumpfdotterblumenwiese und drei

dem Schlankseggenried, jeweils mit Anklängen an die Sumpfdotterblumenwiese, zugerechnet (Abbildung 44).

Die Artenzahlen erhöhten sich im Zeitraum 1979 bis 1991 höchst signifikant von im Mittel 15,07 auf 23,14 Arten; 2008 lag der Mittelwert dann kaum verändert bei 22,43 Arten (vgl. Abbildung 47).

Deutliche Veränderungen zeigen sich dabei im Artenspektrum (Tabelle A22): Es etablierten sich zahlreiche nutzungsempfindliche Arten des Feuchtgrünlandes, vor allem *Galium uliginosum* und *Thalictrum flavum*. Bereits 1991 wanderten die Süßgräser *Festuca pratensis* und *Holcus lanatus* in die meisten Aufnahmen ein und gewannen bis 2008 noch an Stetigkeit und Deckung.

Zugenommen hat vor allem die Großsegge *Carex acuta*, die aber bereits 1979 stellenweise dominant auftrat. In Stetigkeit und Deckung wurde auch *Carex nigra*/C. x *elytroides* deutlich häufiger. Gleiches gilt für *Equisetum palustre* sowie fast alle für Feuchtwiesen typischen Kräuter und Hochstauden, vor allem *Caltha palustris*, *Cardamine pratensis*, *Filipendula ulmaria*, *Galium palustre*, *Myosotis scorpioides*, *Ranunculus flammula* und *Silene flos-cuculi*. Nur *Stellaria palustris* war bereits im Ausgangsbestand häufig.

Unter den Gräsern profitierten sowohl Arten weniger nasser Standorte (*Deschampsia cespitosa*, *Festuca rubra*), als auch die Wechselfeuchte anzeigenden Arten *Agrostis stolonifera* und *Phalaris arundinacea*. Letztgenannte Art ist – neben dem in sehr geringem Maße neu etablierten *Epilobium hirsutum* – der einzige Stickstoffzeiger unter den zunehmenden Arten.

Andererseits nahmen die für wechselfeuchte Flutrasen kennzeichnenden Arten *Glyceria fluitans* und *Poa palustris* deutlich ab, ebenso *Persicaria amphibia*, *Potentilla anserina* und *Ranunculus repens*. Als Vertreter der Röhrichte ist vor allem *Glyceria maxima* stark rückläufig. Unter den zurückgehenden Arten sind besonders viele Stickstoffzeiger, die die nährstoffreicheren Flutrasen und Röhrichte kennzeichnen. Daneben nahm aber auch *Agrostis canina* deutlich ab.

Von den bis 2008 ausgefallenen Arten war nur *Eleocharis palustris* für das Jahr 1979 als stellenweise häufig bis co-dominant zu bezeichnen, zudem hatten *Agrostis gigantea* und *Juncus articulatus* relativ hohe Stetigkeiten im Ausgangsbestand.

Die mittleren Feuchtezahlen zeigen keine klaren Veränderungen: Einem signifikanten Rückgang 1979-1991 folgte eine signifikante Zunahme zu 2008, im Gesamtzeitraum sank die durchschnittliche mF von 8,2 auf 8,0 leicht ab (n.s.). Auch hinsichtlich der Feuchtespektren zeigen sich keine klaren Entwicklungen. Dagegen gingen die mittleren Stickstoffzahlen in allen Zeiträumen sehr stark und (höchst) signifikant zurück. Dies zeigt sich auch in einem starken Rückgang des Anteils von Arten stickstoffreicher Standorte, dem weitestgehenden Verschwinden von Arten übermäßig stickstoffreicher Standorte und der Zunahme von Arten, die auf sehr stickstoffarmen bis mäßig stickstoffreichen Standorten häufiger auftreten (Abbildung 45).

Referenzfläche (A4)

Im Jahr 1979 wurden beide Aufnahmen den Flutrasen zugeordnet (Aufnahme Nr. 187: Fazies von *Glyceria fluitans*; Nr. 188: Dominanz von *Ranunculus repens* und *Deschampsia cespitosa*, Artenspektrum eher dem Knickfuchsschwanzrasen entsprechend; Abbildung 44). Im Jahr 1991 waren die Flutrasen-Arten stark zurückgegangen. HELLBERG (1995) stufte die von *Deschampsia cespitosa* und *Holcus lanatus* beherrschten Bestände als Molinietalia-Basalgesellschaft ein. In dieselbe Richtung tendieren die Einstufung bei GANZERT & PFADENHAUER (1988) als Kuckuckslichtnelken-Ausbildung der Weiden mit Rasenschmielen-Fazies und bei ROLFES-DOORNBOS (1995) als Wiesenschaumkraut-Ausbildung der Weiden mit Rasen-

schmielen-Fazies, da es jeweils an Kennarten für andere Gesellschaften des Feuchtgrünlandes mangelte. 2000 wurde die Fläche als Hundsstraußgraswiese eingestuft, daneben zeigten hohe Anteile von *Agrostis stolonifera* und *Glyceria fluitans* Tendenzen zum Flutrasen an; *Deschampsia cespitosa* war nicht mehr faziesbildend, hatte aber noch eine mittlere Deckung von 25-50 %. 2008 überwog mit der gemeinsamen Dominanz von *Agrostis canina* und *Carex nigra/C. x elytroides* weiterhin der Aspekt der Hundsstraußgraswiese, die Flutrasen-Anklänge blieben fast unverändert erhalten, *Deschampsia cespitosa* ging stark zurück (Tabelle A22).

Tabelle 21: Gewichtete mittlere Zeigerwerte und Artenzahlen in den beiden Vegetationsaufnahmen der Referenzfläche (A4) im Vergleich der Jahre 1979, 1991 und 2008. Abkürzungen der Werte vgl. Abbildung 45.

Aufnahmenr.	187			188		
Jahr	1979	1991	2008	1979	1991	2008
mF	7,3	7,3	8,3	6,9	7,1	8,1
mN	6,1	3,7	3,6	5,4	3,5	3,6
mM	6,8	5,6	5,0	6,5	5,3	5,7
F~ (%)	55,8	64,2	47,1	63,4	75,4	46,7
F= (%)	18,1	8,3	23,6	12,0	10,2	17,2
Artenzahl	22	16	18	14	15	14

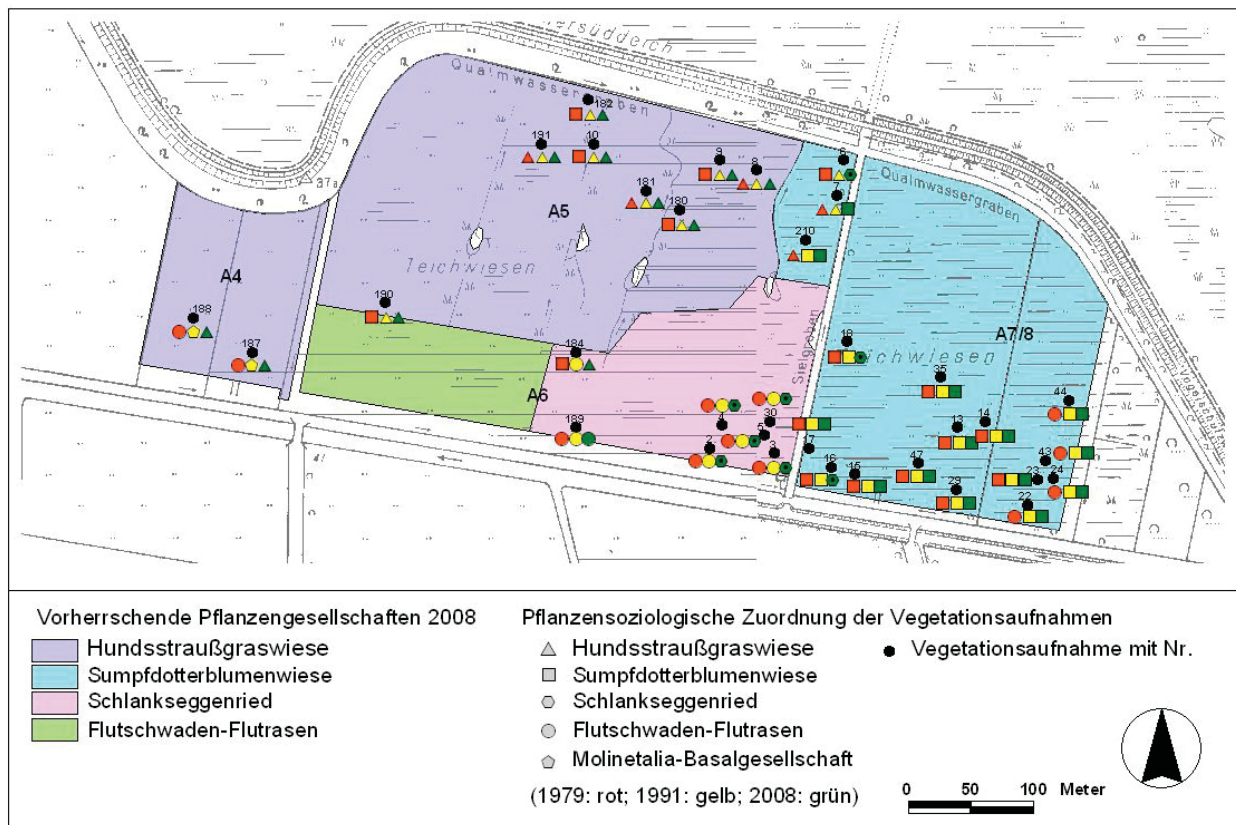


Abbildung 44: Vegetationskarte der Teichwiesen 2008 mit Kürzeln für die Flächeneinheiten (vgl. Text). Lage der reproduzierten Vegetationsaufnahmen und deren pflanzensoziologischer Einordnung 1979, 1991 und 2008).

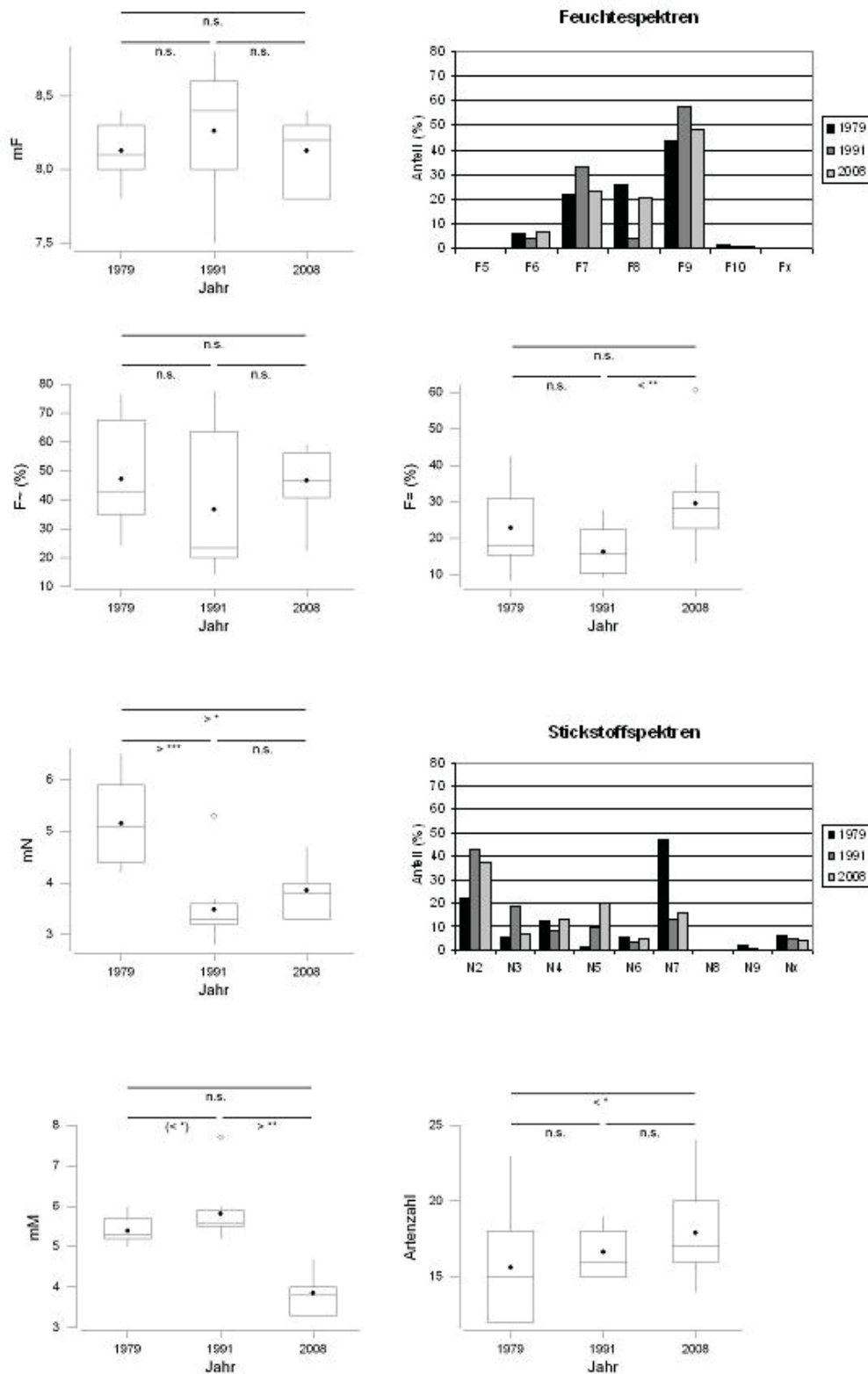


Abbildung 45: Veränderungen der gewichteten mittleren Zeigerwerte für Feuchte (mF), Stickstoff (mN) und Mahdverträglichkeit (mM), der Feuchte- und Stickstoffspektren, der Wechselfeuchte- (F~) und der Überflutungszeiger (F=; jeweils % der Deckungssumme) sowie der Artenzahlen in der Teichwiese, Teilbereich Hundsstraußgraswiese (A5) 1979-1991-2008 (je n=11 Vegetationsaufnahmen).

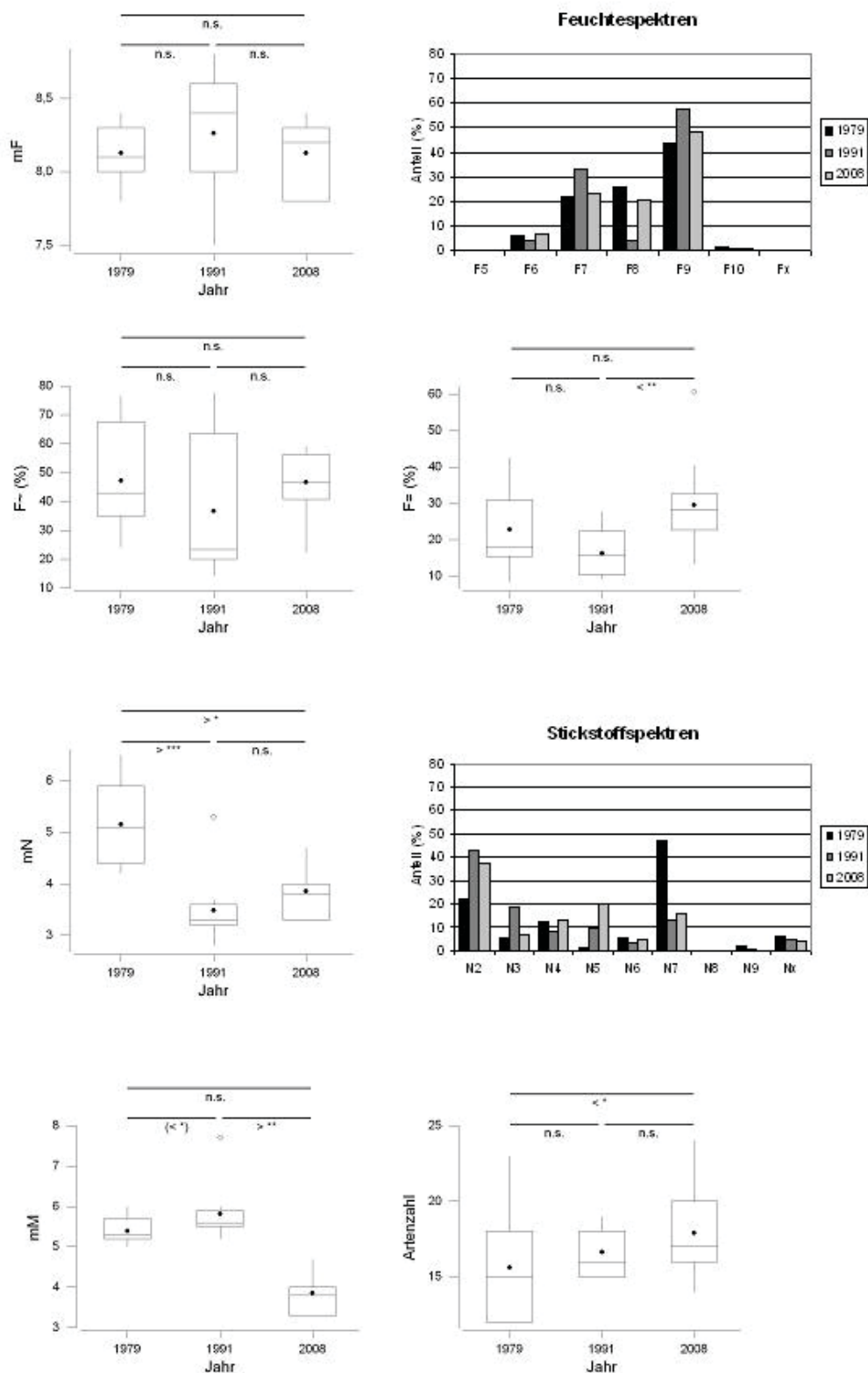


Abbildung 46: Veränderungen der gewichteten mittleren Zeigerwerte für Feuchte (mF), Stickstoff (mN) und Mahdverträglichkeit (mM), der Feuchte- und Stickstoffspektren, der Wechselfeuchte- (F~) und der Überflutungszeiger (F=; jeweils % der Deckungssumme) sowie der Artenzahlen in der Teichwiese, Teilbereich Flutrasen/Schlankseggenried (A6) 1979-1991-2008 (je n=7 Vegetationsaufnahmen).

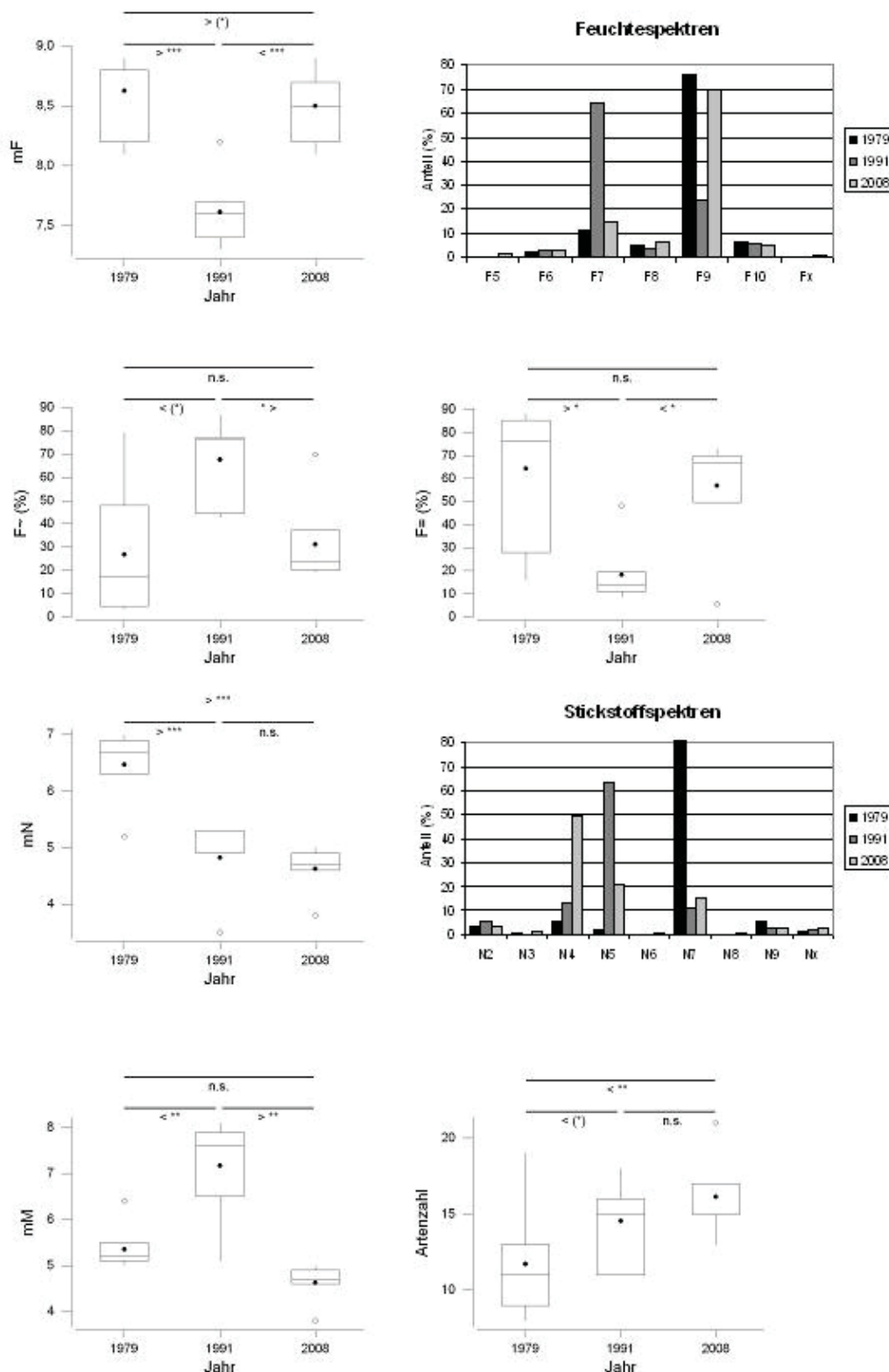


Abbildung 47: Veränderungen der gewichteten mittleren Zeigerwerte für Feuchte (mF), Stickstoff (mN) und Mahdverträglichkeit (mM), der Feuchte- und Stickstoffspektren, der Wechselfeuchte- (F~) und der Überflutungszeiger (F=; jeweils % der Deckungssumme) sowie der Artenzahlen in der Teichwiese, Teilbereich Sumpfdotterblumenwiese (A7/A8) 1979-1991-2008 (je n=14 Vegetationsaufnahmen).

Die mittleren Feuchtezahlen sind stark gestiegen, die mittleren Stickstoffzahlen von 1979 zu 1991 sehr stark zurückgegangen und lagen 2008 im Bereich der 1991 erreichten Werte. Die Mahdverträglichkeit nahm ab. Die Anteile der Wechselfeuchtezeiger stiegen von 1979 zu 1991, um bis 2008 unter das Niveau von 1979 abzusinken. Der Anteil der Überflutungszeiger war zunächst bis 1991 rückläufig, 2008 aber am höchsten. Die Artenzahlen zeigen keine deutlichen Veränderungen (Tabelle 21).

Wieder stark zurückgegangen sind bis 2008 die zwischenzeitlich um 1991 vorherrschenden Arten *Deschampsia cespitosa* und *Holcus lanatus*. *Poa trivialis* und *Ranunculus repens* haben auch gegenüber 1979 stark abgenommen.

Deutlich zugenommen haben neben *Agrostis canina* und *Carex nigra* / *C. x elytroides* (s.o.) *Agrostis stolonifera*, *Carex vesicaria* und *Ranunculus flammula*. Eine Reihe krautiger Feuchtgrünlandarten hat sich neu etabliert, z.B. *Cardamine pratensis*, *Galium palustre* und *Stellaria palustris*.

7.9 Entwicklungen der Pflanzengesellschaften an der Westseite über 60 Jahre

7.9.1 Räumliche Verteilung, Flächenbilanz, Konstanz und Dynamik 1947-2006

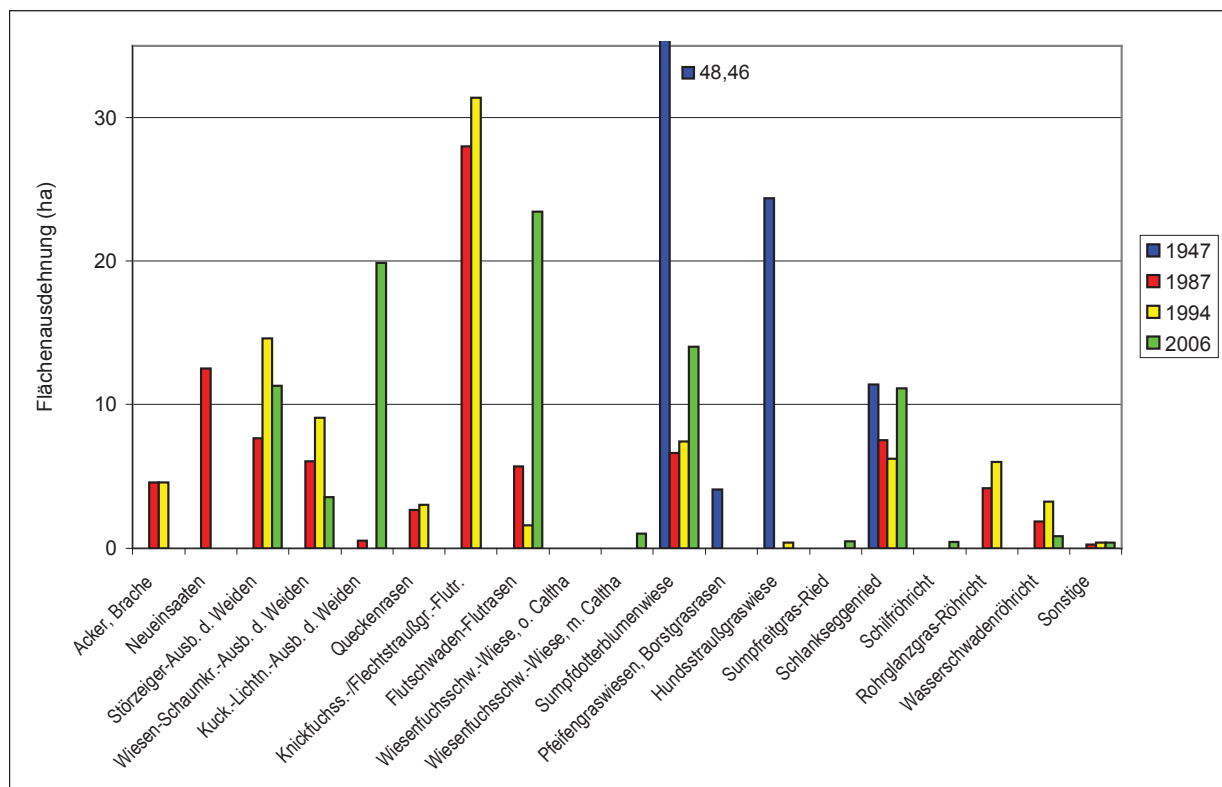


Abbildung 48: Flächenausdehnung der Pflanzengesellschaften im Vergleich der Kartierungen 1947/48, 1987, 1994, 2000 und 2008 (ca. 845,4 ha).

1947/48 waren wie im Ochsenmoor Sumpfdotterblumen- und Hundsstraußgraswiesen die vorherrschenden Vegetationstypen. Die Vegetation wies dabei eine klare Zonierung auf: Zum See hin lag der Gürtel der Schlankseggenriede im Nordteil und stellenweise auch weiter südlich teilweise im Untersuchungsgebiet. Landseits schlossen zunächst Hundsstraußgraswiesen und darauf folgend die Sumpfdotterblumenwiesen großflächig an; in diese waren vereinzelt Pfeifengraswiesen/Borstgrasrasen eingestreut (Abbildung 48, Karte 53).

1987 waren Schlankseggenriede im Nordteil teilweise in den entsprechenden früheren Wuchsbereichen zu finden, wechselten aber mit Rohrglanzgras- und Wasserschwadenröhrichten ab. Sumpfdotterblumenwiesen waren kleinflächig in den Bereichen früherer Hundsstraußgraswiesen und Schlankseggenriede ausgebildet. Ansonsten herrschten Knickfuchsschwanz- und Flechtstraußgrasrasen vor, daneben hatten Äcker (zwei Parzellen), Neueinsaat und Weidegesellschaften hohe Anteile. Unter den Weidegesellschaften waren die Störzeiger- und die Wiesenschaumkraut-Ausbildung am stärksten vertreten (Abbildung 48, Karte 53). Hundsstraußgraswiesen und Pfeifengraswiesen/Borstgrasrasen waren nicht mehr ausgebildet.

1994 waren die Vegetationsverhältnisse insgesamt ähnlich, jedoch hatten sich die Neueinsaat durchweg zu anderen Grünlandgesellschaften weiterentwickelt. Die Störzeiger- und die Wiesenschaumkraut-Ausbildung der Weiden nahmen noch größere Anteile als 1987 ein. Röhrichte breiteten sich ebenfalls leicht aus, vor allem zu Lasten der Schlankseggenriede, die aber insgesamt nur geringfügig zurückgingen. Die Ausdehnung der Sumpfdotterblumenwiesen blieb weitgehend konstant; bei den Flutrasen mit insgesamt fast identischem Flächenanteil nahm die Knickfuchsschwanz- und Flechtstraußgras-Fazies zu, die Flutschwaden-Fazies jedoch deutlich ab. Die 1987 bestehenden Ackerparzellen waren noch nicht in Grünland umgewandelt (Abbildung 48, Karte 53).

Bis 2006 ergaben sich deutliche Vegetationsveränderungen: Schlankseggenriede haben sich deutlich ausgedehnt, vor allem in 1994 als Röhricht eingestuften Bereichen. Ihr Flächenanteil entspricht wieder weitgehend dem von 1947/48, die aktuellen Wuchsbereiche decken sich im Wesentlichen mit den damaligen. Auch Sumpfdotterblumenwiesen weisen eine deutlich positive Flächenbilanz auf, sind aber immer noch weitaus kleinflächiger ausgebildet als 1947/48. Kleinflächig sind auch Wiesenfuchsschwanzwiesen in der Ausbildung mit Sumpfdotterblume entstanden. Die 1987 und 1994 vorherrschenden Knickfuchsschwanz- und Flechtstraußgrasrasen sind verschwunden, überwiegend aber weiterhin als Flutrasen ausgebildet, der nun aber von der Flutschwaden-Fazies gekennzeichnet wird. Nicht mehr vorhanden sind Queckenrasen sowie Rohrglanzgrasröhrichte, deutlich zurückgegangen auch Wasserschwadenröhrichte. Dafür ist nun kleinflächig auch Schilfröhricht ausgebildet. Die Störzeiger- und die Wiesenschaumkraut-Ausbildung der Weiden gingen deutlich zurück, dafür entwickelte sich sehr stark die Kuckuckslichtnelken-Ausbildung, die 1987 nur sehr geringe Anteile einnahm und 1994 gar nicht vorgefunden wurde. Die beiden Ackerflächen wurden in Grünland umgewandelt; vorherrschend sind hier nunmehr Flutrasen, eine Kuckuckslichtnelken-Weide und ein Wasserschwadenröhricht ausgebildet (Abbildung 49, Karte 53).

Alle Vegetationskartierungen ab 1987 zeigen eine deutliche Vegetationszonierung mit nasse- und überflutungstoleranten Gesellschaften in Deichnähe und einem hohen Anteil weniger feuchter Gesellschaften des Wirtschaftsgrünlandes zum Randkanal hin. Dies drückt sich auch in den mittleren Feuchtezahlen der Vegetation 2006 aus, während die mittleren Stickstoff- und Mahdzahlen zum Randkanal hin zumeist ansteigen (Karte 54).

7. Die Pflanzengesellschaften: Ökologische und Soziologische Charakterisierung, Flächenbilanzen und Veränderungen über 60 Jahre

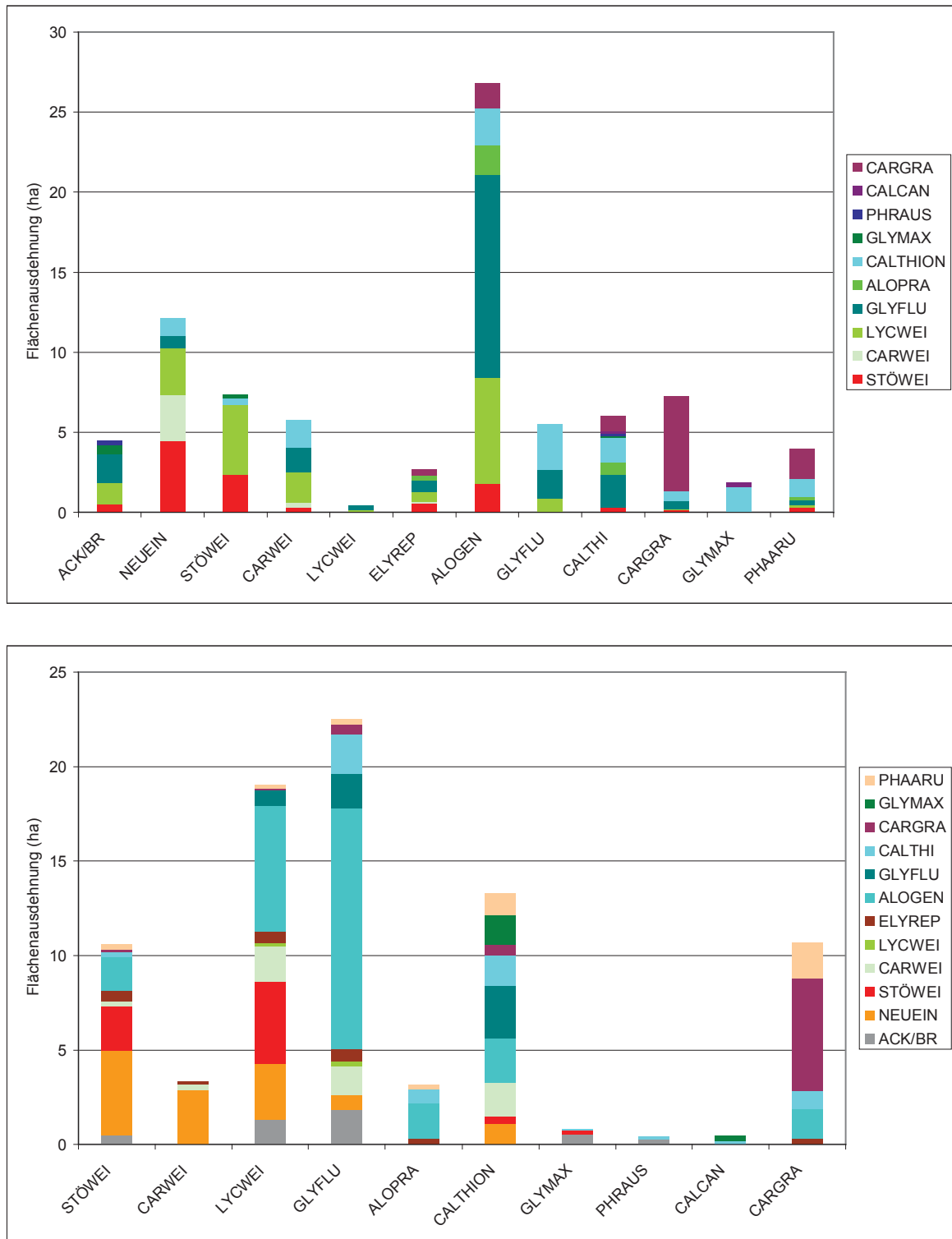


Abbildung 49: oben: Entwicklung der Pflanzengesellschaften 1987 (auf der x-Achse aufgetragen) zu Pflanzengesellschaften 2006 und unten: Anteile der Pflanzengesellschaften 1987 an den Pflanzengesellschaften 2006 (an der x-Achse aufgetragen). Abkürzungen vgl. Abbildungen 15+23; außerdem: CALCAN: Sumpfreitgrasried; PHRAUS: Schilfröhricht.

7.9.2 Vergleich ungefähr ortsgleich reproduzierter Vegetationsaufnahmen zwischen den Jahren 1987 und 2009

Eine DCA unter Verwendung der 15 etwa ortsgleich reproduzierten Vegetationsaufnahmen aus 1987 und 2009 zeigt bei paarweiser Verbindung der Aufnahmejahre 1987 – 2009 ausnahmslos eine Verschiebung nach unten auf der 2. Achse. Entlang der 1. Achse ist überwiegend eine Verschiebung nach links erkennbar (Abbildung 50).

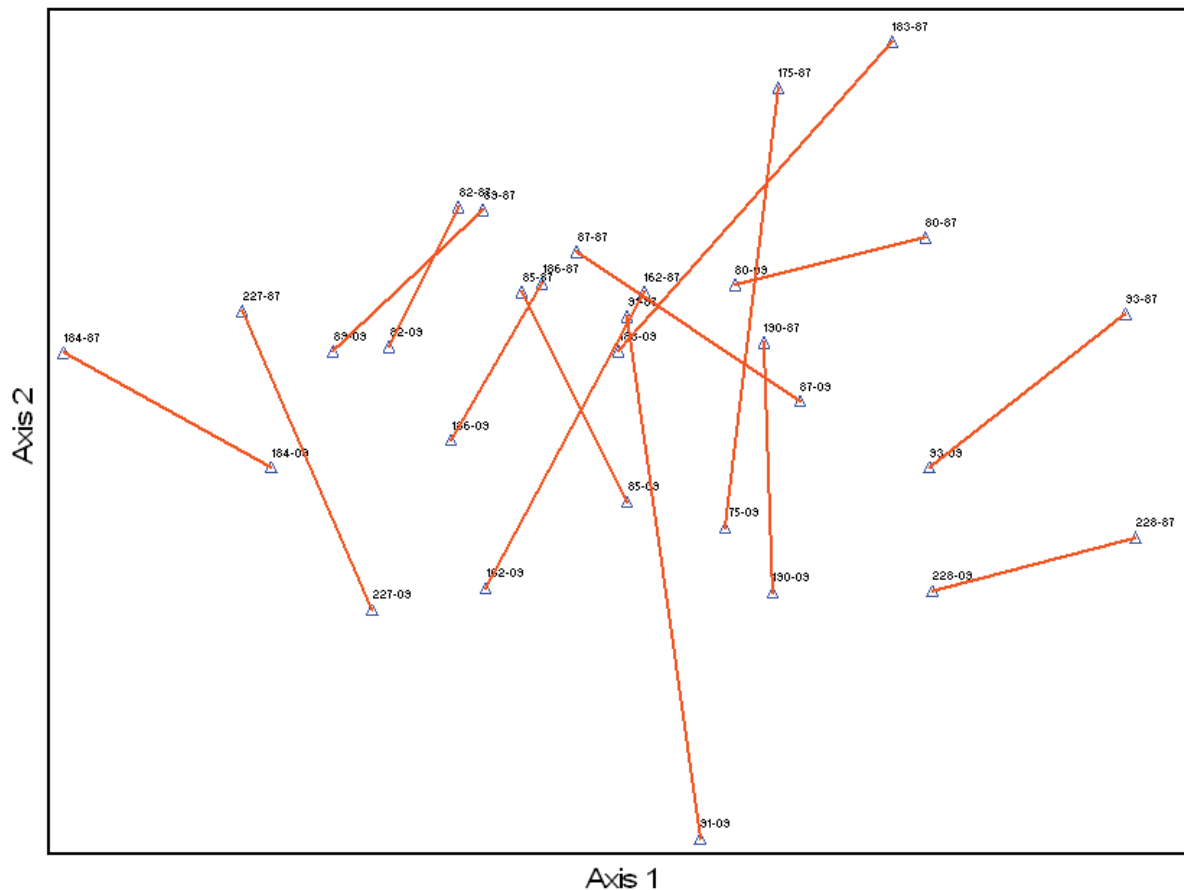


Abbildung 50: DCA für 15 Vegetationsaufnahmen aus 1987 und deren etwa ortsgleiche Wiederholung 2009 (Gesamt $n=30$; Aufnahmen paarweise verbunden; Varianz: 2,13; Eigenwerte/Gradientenlängen: Achse 1: 0,30/3,03; Achse 2: 0,17/2,26; Achse 3 [nicht dargestellt]: 0,13/2,10). Die Nummern vor dem Spiegelstrich bezeichnen die Aufnahmenr., hinter dem Spiegelstrich ist das Aufnahmejahr angegeben.

Die in der DCA erkennbaren Vegetationsveränderungen kommen jedoch nicht in den mittleren Zeigerwerten zum Ausdruck; die gewichteten Mittelwerte für Feuchte, Reaktion, Stickstoff, Mahdverträglichkeit und Futterwert wie auch die Anteile der Wechselfeuchte- und Überflutungszeiger (in % der Deckungssumme) zeigten ausnahmslos keine signifikanten Veränderungen (gepaarte t-Tests, jeweils $n=15$ Paarungen).

8. VEGETATIONSENTWICKLUNG IN DAUERBEOBACHTUNGSFLÄCHEN

8.1 Ochsenmoor 1995-2010: Auswertung nach Zeigerwerten

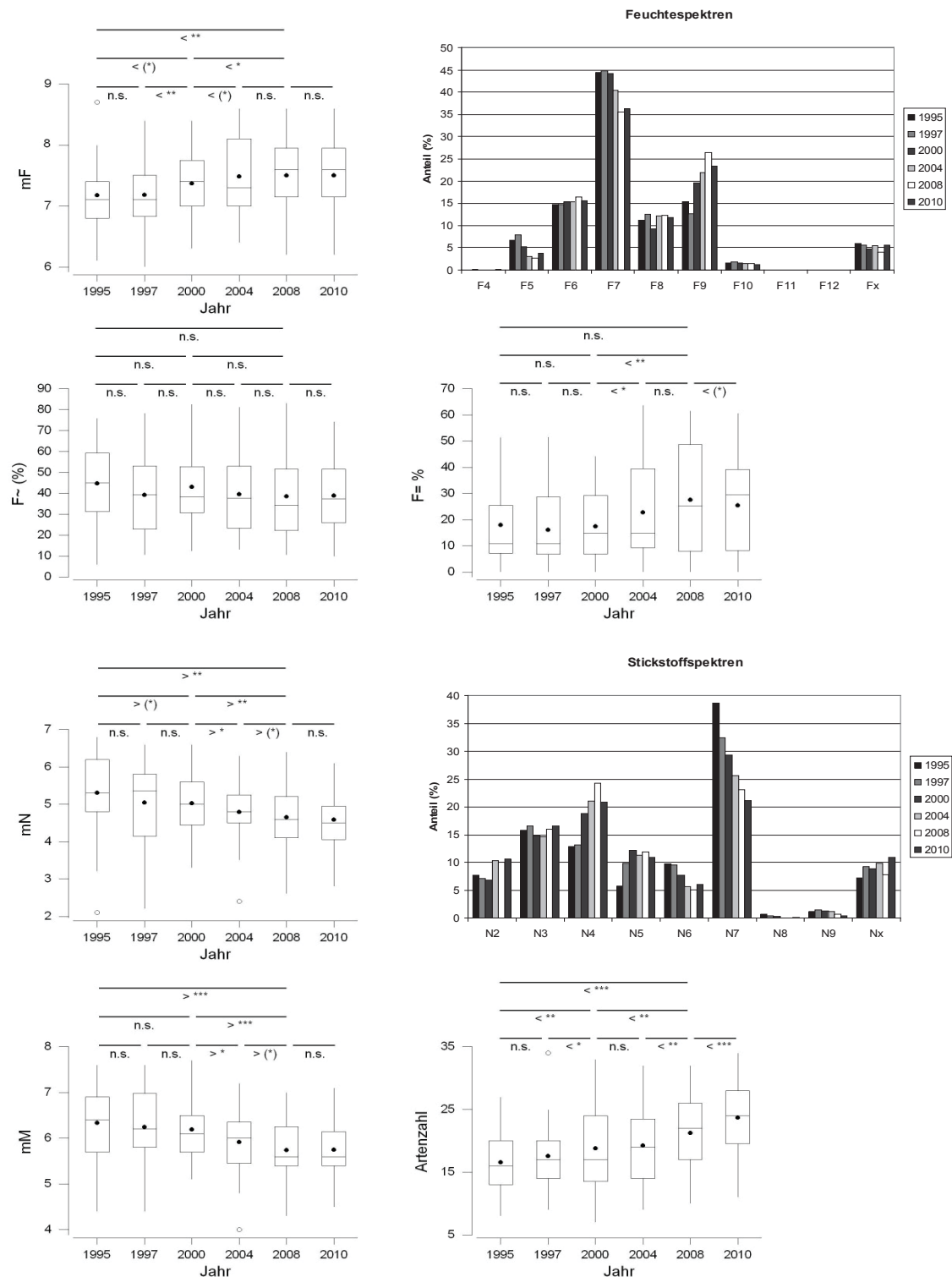


Abbildung 51: Veränderungen der gewichteten mittleren Zeigerwerte für Feuchte (mF), Stickstoff (mN) und Mahdverträglichkeit (mM), der Feuchte- und Stickstoffspektren, der Wechselfeuchte- (F~) und der Überflutungszeiger (F=; jeweils % der Deckungssumme) sowie der Artenzahlen in den DBF 1995-2010.

Die mittleren Feuchtezahlen sind von 1995 bis 2008 hoch signifikant angestiegen, wobei die Zunahmen offenkundig im Wesentlichen zwischen 1997 und 2004 stattfanden (Abbildung 51). Die Zunahmen wurden wesentlich durch den Rückgang des Deckungsanteiles der Frischezeiger (F5) und erhöhte Anteile der Nässezeiger (F9) hervorgerufen, während der Anteil der Feuchtezeiger (F7) nach 2000 rückläufig war und die zwischen den Frische- und Feuchtezeigern stehenden Arten (F6) wie auch die Feuchte- bis Nässezeiger (F8) kaum Veränderungen zeigten.

Die Anteile der Wechselfeuchtezeiger haben sich seit 1995 nicht signifikant verändert, während die der Überflutungszeiger nach 2000 und damit auch im Gesamtzeitraum ab 1995 hoch- bzw. höchst signifikant zugenommen haben.

Die mittleren Stickstoffzahlen gingen hoch signifikant zurück; hierbei sind Rückgänge statistisch erst nach dem Jahr 2000 zu belegen, zuvor war diese Entwicklung nur angedeutet. Stark rückläufig war dabei bereits ab 1995 der Anteil der Arten, die an stickstoffreichen Standorten häufiger sind (N7), während der Anteil der Arten ausgesprochen stickstoffarmer bis mäßig stickstoffreicher Standorte (N2–N5) insgesamt höhere Deckungsgrade erreichten.

Mit der Abnahme der Stickstoffzahlen sank auch die Mahdverträglichkeit der Vegetation höchst signifikant, wobei auch hier die Rückgänge erst ab dem Jahr 2000 statistisch nachweisbar sind.

8.2 Ochsenmoor 1995-2010: Ordination mittels DCA

Die DCA (Abbildung 52) zeigt für die DBF keine einheitliche Entwicklungsrichtung; es überwiegt eine Verschiebung nach rechts auf der 1. Achse und nach unten auf der 2. Achse. Dabei ist Achse 1 stark positiv mit den Feuchte- und stark negativ mit den Stickstoffzahlen korreliert. Achse 2 beschreibt hingegen abnehmende Feuchte- wie Stickstoffzahlen mit gegenüber Achse 1 insgesamt weniger starken, aber ebenfalls höchst signifikanten Korrelationen (Tabellen 22+23).

Im Vergleich der DBF innerhalb der Vernässungszone mit denen in der Randzone zeigen sich insgesamt geringere, kaum gerichtete Verschiebungen in den Randbereichen (Abbildung 52). Besonders deutliche Veränderungen zeigen dagegen DBF in den besonders stark vernässten Bereichen, vor allem DBF 3, 5, 7 und 9.

Durch hohe Positionen auf der 1. und 2. Achse deutlich abgesetzt sind die DBF 20+21, die nährstoffarme Nasswiesengesellschaften in der Hüder Marsch repräsentieren. Die DBF 13 in einem stark ausgehagerten Bereich der „Kranichwiese“ hat sich in dieselbe Richtung entwickelt; ähnliche Tendenzen zeigt auch DBF 23. Die übrigen DBF zeigen mehr oder weniger gleichgerichtete Verschiebungen, ohne sich in ihrer relativen Position zueinander wesentlich zu verändern.

Tabelle 22: Korrelationsmatrix der Achsen 1-3 aus der DCA für die DBF 1995-2010 mit gewichteten mittleren Zeigerwerten derselben Aufnahmen (n=171). Angegeben sind die Korrelation nach Pearson und das zweiseitige Signifikanzniveau.

	mL	mT	mF	mN	mR	mM	mFutterw.
Achse 1	0,446 ***	- 0,845 ***	0,855 ***	- 0,603 ***	- 0,471 ***	- 0,727 ***	- 0,552 ***
Achse 2	0,016 n.s.	0,326 ***	- 0,401 ***	- 0,398 ***	- 0,534 ***	- 0,053 n.s.	0,079 n.s.
Achse 3	0,423 ***	0,071 n.s.	0,134 (*)	- 0,033 n.s.	- 0,284 ***	0,030 n.s.	0,139 n.s.

Tabelle 23: Korrelationsmatrix der gewichteten mittleren Zeigerwerte der DBF-Aufnahmen 1995-2010 (n=171) untereinander.

	mL	mT	mF	mN	mR	mM	mFutterw.
mL	•	- 0,299 ***	0,492 ***	- 0,154 *	- 0,238 **	- 0,219 **	0,244 **
mT		•	- 0,800 ***	0,371 ***	0,260 **	0,568 ***	0,468 ***
mF			•	- 0,385 ***	- 0,240 **	- 0,694 ***	- 0,510 ***
mN				•	0,710 ***	0,773 ***	0,677 ***
mR					•	0,488 ***	0,356 ***
mM						•	0,761 ***

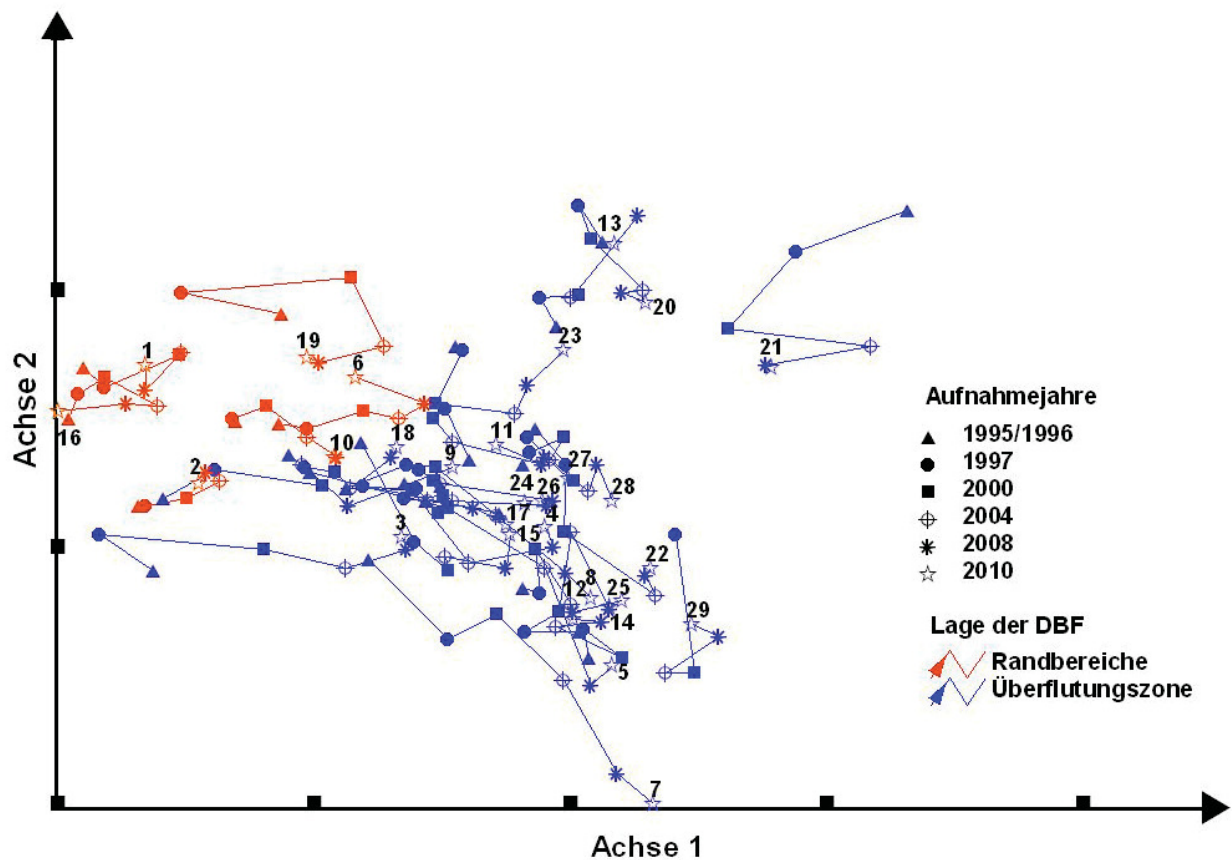


Abbildung 52: DCA aller DBF-Aufnahmen 1995-2010 (n=171; Varianz: 3,34; Eigenwerte/Gradientenlängen: Achse 1: 0,31/3,31; Achse 2: 0,18/2,34; Achse 3: 0,12/2,05). Blau: DBF in der Vernässungszone, Rot: DBF in den Randbereichen.

8.3 Ochsenmoor 1995-2010: Artenzahlen und Veränderungen einzelner Arten

8.3.1 Artenzahlen und Evenness

Der Mittelwert für die Artenzahl der DBF lag 1995 bei 16,7 Arten und ist bis 2010 kontinuierlich auf 23,7 Arten gestiegen. Die Zunahme des Artenreichtums ist für fast alle Zeitabschnitte (höchst-) signifikant, dieser Trend hat sich auch nach 2008 fortgesetzt (Abbildung 51).

Folgt man der Klassifizierung des Artenreichtums nach KUNDEL (1998) für 25 m² große Aufnahmeflächen, existierte in allen Jahren artenarmes bis artenreiches Grünland (Tabelle 24). Dabei hat die Anzahl der artenarmen Vegetationsbestände sehr deutlich abgenommen, die der artenreichen hingegen stark zugenommen, wobei im Zeitraum 2004 bis 2010 besonders viele Wechsel zwischen den Kategorien auftraten (Tabelle 24). Jedoch wurde bislang noch in keiner DBF das Kriterium für sehr artenreiches Grünland (> 35 Arten) erreicht.

Mit zunehmendem Artenreichtum erhöhten sich auch die Evenness-Werte hoch signifikant, wobei bei alleiniger Betrachtung kürzerer Zeiträume nach dem Jahr 2000 keine signifikante Zunahme mehr zu verzeichnen war (Abbildung 53). Bei Betrachtung der einzelnen DBF (Tabellen A27-A55) zeigt sich, dass trotz im Durchschnitt gestiegener Evenness-Werte den vorwiegend zwischen 1995 und 2000 verschwundenen Dominanzbeständen u.a. von *Deschampsia cespitosa* und *Phalaris arundinacea* auch einzelne neue aus *Carex acuta* sowie *D. cespitosa* gegenüberstehen, die überwiegend nach 2000 entstanden.

Tabelle 24: Klassifizierung des Artenreichtums in den DBF 1995-2010.

Kategorie	Artenzahl nach Definition durch KUNDEL (1998) auf 25 m ²	1995/96	1997	2000	2004	2008	2010
aufgenommene DBF (n)	-	27	28	29	29	29	29
sehr artenreich	> 35	-	-	-	-	-	-
artenreich	26-35	2	1	4	5	8	13
mäßig artenreich	15-25	15	20	16	16	17	14
artenarm	< 15	10	8	9	8	4	2

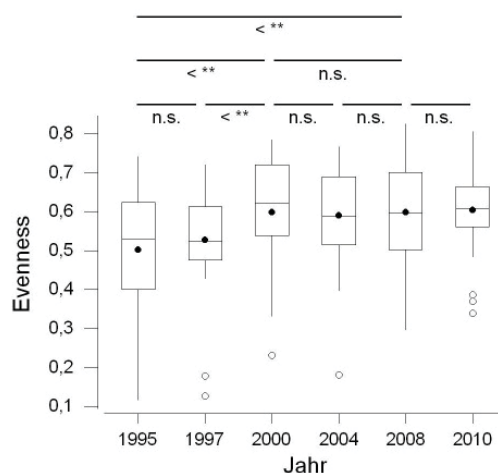


Abbildung 53: Entwicklung der Evenness-Werte in den DBF 1995-2010.

8.3.2 Veränderungen einzelner Arten

Signifikante Veränderungen in der Stetigkeit zeigen nur wenige Arten (Tabelle 25). In der Stetigkeit signifikant bzw. zumindest schwach signifikant zugenommen haben einige Arten der Feuchtwiesen und Flutrasen: *Agrostis stolonifera*, *Galium palustre*, *G. uliginosum*, *Lysimachia nummularia*, *Phalaris arundinacea* und *Ranunculus flammula*; tendenziell abgenommen hat dagegen *Caltha palustris*. Weitere Arten haben sich in einzelnen DBF neu etabliert: So wurden *Carex acutiformis*, *C. panicea*, *C. rostrata*, *C. x elytroides*, *Juncus articulatus* und *Poa palustris* erst nach 1995 in einzelnen DBF nachgewiesen. *Galium uliginosum* hat extrem stark zugenommen (1995: 2 DBF; 2010: 19 DBF); *Carex acutiformis* wurde erstmals 2008 in 4 DBF, 2010 aber bereits in 12 DBF nachgewiesen.

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

Für eine wesentlich größere Zahl von Arten sind signifikante Veränderungen in den Deckungsgraden zu belegen (Tabelle 25). 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* und *Holcus lanatus* zwei für ausgehagerte Standorte typische Gräser.

Grundlegend gegenläufige Trends hinsichtlich Stetigkeiten einerseits und mittlerer Deckungsgrade andererseits sind nicht festzustellen. Hinsichtlich der Stetigkeiten sind mit wenigen Ausnahmen keine deutlichen Fluktuationen, sondern entweder annähernd kontinuierliche Zu- bzw. Abnahmen oder aber weitgehend konstante Werte zu verzeichnen. Bei den Deckungsgraden weisen lediglich einzelne Arten deutliche Schwankungen bzw. gegenläufige Entwicklungen im Vergleich kürzerer Zeiträume zueinander auf: So zeigen *Agrostis canina*, *Festuca rubra*, *Phalaris arundinacea* Wechsel aus Zu- und Abnahmen. *Ranunculus repens* ging nach starken Schwankungen in den 1990-er Jahren insgesamt deutlich zurück.

8. Vegetationsentwicklung in Dauerbeobachtungsflächen

Tabelle 25: Vorkommen und mittlere Deckungsgrade der Gefäßpflanzenarten (sehr selten auftretende Arten ausgenommen) in den DBF 1995-2010; bei häufig auftretenden Arten ist der statistische Trend (Wilcoxon-Test) angegeben. Trend Anz. Vork.: Statistischer Trend des Präsenz/Absenz-Vergleichs 1995-2008 mittels Vorzeichentest. Für selten auftretende Arten wurden keine statistischen Analysen vorgenommen.

	Anzahl besiedelte DBF				Anzahl besiedelte DBF ohne die 1995 bzw. 1997 nicht bearb. DBF 05, 28, 29				mittlere Deckung in allen DBF				mittlere Deckung ohne DBF 05, 28, 29				statistischer Trend (Wilcoxon-Test) für mittlere Deckung Jahr – Jahr ohne DBF 05, 28, 29								Trend Anz. Vork. 1995-2008					
Art / Jahr	1995	1997	2000	2004	2008	2010	1995	1997	2000	2004	2008	2010	1995	1997	2000	2004	2008	2010	1995-1997	1997-2000	1995-2000	2000-2004	2004-2008	2008-2010	2000-2008	1995-2008	1995-2010			
n =	27	28	29	29	29	29	26	26	26	26	26	26	27	28	29	29	29	29	26	26	26	26	26	26	26	27	27	27	27	
<i>Acorus calamus</i>	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	0,1	0,1	<0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1						
<i>Agrostis canina</i>	5	7	6	6	7	10	5	5	5	5	8	28	26	23	2,3	0,2	0,5	0,5	2,9	2,3	2,1	0,2	0,5	0,5	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	
<i>Agrostis stolonifera</i>	15	18	23	28	29	29	14	16	20	25	26	56	9,1	13,3	8,9	10,1	8,0	4,6	9,3	12,8	9,0	9,1	8,0	9,1	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	
<i>Ajuga reptans</i>	1	2	1	-	-	-	1	2	1	-	-	<0,1	<0,1	<0,1	-	-	-	<0,1	<0,1	<0,1	-	-	-	-	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	
<i>Alopecurus geniculatus</i>	8	9	10	12	10	11	7	9	9	11	9	35	3,1	2,9	1,3	2,1	1,9	3,6	3,3	2,4	1,4	2,3	2,1	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	
<i>Alopecurus pratensis</i>	13	14	10	12	10	8	13	14	10	12	10	4,3	2,4	1,4	1,3	2,2	3,2	4,5	2,6	1,6	1,4	2,4	3,6	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	
<i>Anthoxanthum odorat.</i>	14	15	14	15	16	16	14	15	14	14	15	1,0	2,2	1,3	3,6	2,1	5,0	1,0	2,4	1,5	4,0	2,3	5,5	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	
<i>Bellis perennis</i>	2	2	2	1	1	1	2	2	2	1	1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1							
<i>Bromus hordeaceus</i>	3	3	5	-	2	3	3	3	5	-	2	3	0,8	0,2	0,1	-	<0,1	0,1	0,9	0,2	0,1	-	<0,1	0,1						
<i>Caltha palustris</i>	15	15	14	14	12	12	14	14	12	12	10	1,4	3,4	3,4	3,2	2,3	2,7	1,5	1,9	1,7	1,7	1,4	1,7	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	- (*)	
<i>Cardamine pratensis</i>	24	27	28	28	28	28	23	25	25	25	25	5,8	5,8	10,7	15,3	17,5	16,3	6,0	4,1	0,5	0,6	0,7	0,6	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	
<i>Carex acuta</i>	14	16	17	16	18	19	14	14	15	14	16	5,8	5,8	5,8	5,8	17,5	16,3	6,0	4,3	10,1	13,6	16,0	15,4	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	
<i>Carex acutiformis</i>	-	-	-	-	5	14	-	-	-	-	4	12	-	-	-	-	0,2	0,3	-	-	-	-	0,2	0,3	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	
<i>Carex hirta</i>	1	1	2	3	4	4	1	1	2	3	4	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	0,1	0,1							
<i>Carex nigra</i>	12	13	15	17	17	19	12	11	12	14	14	2,9	4,7	2,0	6,4	5,7	5,6	3,0	3,4	2,0	6,5	6,0	6,0	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	
<i>Carex ovalis</i>	3	2	3	3	4	4	3	2	3	3	4	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	0,1	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	0,1	0,1	0,1							
<i>Carex panicea</i>	-	-	-	1	1	1	-	-	-	1	1	-	-	-	-	<0,1	0,1	0,1	-	-	-	<0,1	0,1	0,1						

8. Vegetationsentwicklung in Dauerbeobachtungsflächen

(Fortsetzung Tabelle 25):

Art / Jahr	Anzahl besiedelte DBF				Anzahl besiedelte DBF ohne die 1995 bzw. 1997 nicht bearb. DBF 05, 28, 29				mittlere Deckung in allen DBF				mittlere Deckung ohne DBF 05, 28, 29				statistischer Trend (Wilcoxon-Test) für mittlere Deckung Jahr – Jahr ohne DBF 05, 28, 29							Trend Anz. Vork. 1995-2008
	1995	2000	2004	2008	2010	1995	2000	2004	2008	2010	1995	2000	2004	2008	2010	1995-1997	1997-2000	2000-2004	2004-2008	2008-2010	1995-2008	1995-2010		
n =	27	28	29	29	29	26	26	26	26	26	26	26	26	26	26	26	28	27	29	29	29	27	27	
Carex rostrata	-	-	-	1	2	-	-	-	-	0.4	0.1	-	-	-	-	0.5	0.1							
Carex vesicaria	4	2	5	6	8	4	1	3	4	6	6	0.2	0.3	0.7	1.9	2.0	2.2	2.4	n.s.	n.s.	+	+	+	
Carex x elyroides	-	-	-	1	13	19	-	-	-	0.6	1.9	-	-	-	-	0.2	0.5	1.7						
Cerastium holosteoides	8	16	11	10	8	14	8	16	11	10	8	0.1	0.2	0.1	0.1	0.2	0.1	0.1	n.s.	n.s.	+	n.s.	n.s.	
Cirsium arvense	1	4	3	3	5	4	1	4	3	3	5	<0.1	<0.1	<0.1	0.2	0.2	0.2	0.2						
Cirsium palustre	-	4	1	1	3	4	-	4	1	1	3	-	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1						
Deschampsia cespitosa	23	23	24	24	25	26	22	22	22	23	24	15.5	17.6	14.5	17.0	17.8	19.6	16.1	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	
Eleocharis palustris	3	3	3	1	7	6	3	2	2	-	5	0.1	<0.1	0.1	0.1	0.4	0.6	0.1	n.s.	n.s.	+	n.s.	n.s.	
Equisetum fluviatile	2	3	2	2	3	5	2	1	1	1	1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	0.1	0.1	<0.1						
Equisetum palustre	4	5	5	4	4	5	4	4	5	4	4	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1						
Eriophorum angustifol.	1	1	1	1	2	1	1	1	1	1	2	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	0.1	0.1	<0.1						
Festuca pratensis	6	9	14	11	14	17	6	8	13	10	13	0.6	0.2	0.7	1.0	1.0	0.6	0.7	n.s.	n.s.	n.s.	+	+	
Festuca rubra	7	8	11	12	9	11	7	7	10	11	8	0.2	0.9	0.8	0.7	0.3	0.5	0.2	+	-	n.s.	+	n.s.	
Filipendula ulmaria	8	9	9	9	9	9	8	8	8	8	8	0.1	0.3	0.6	0.7	0.8	1.1	0.1	n.s.	n.s.	n.s.	+	+	
Galium palustre	12	14	20	20	24	24	12	13	17	17	21	0.2	0.6	0.9	1.1	1.9	2.8	0.2	+	+	+	+	+	
Galium uliginosum	2	2	4	10	19	21	2	1	4	9	17	<0.1	0.1	0.1	0.2	0.4	0.4	<0.1	n.s.	+	+	+	+	
Glechoma hederacea	-	-	1	1	1	2	-	-	1	1	1	-	-	<0.1	<0.1	<0.1	0.1	-						
Glyceria fluitans	10	11	18	18	16	19	9	9	15	15	13	3.1	0.3	4.3	2.6	6.2	2.9	3.1	+	+	-	-	n.s.	
Glyceria maxima	7	9	8	9	7	6	7	8	8	8	6	5	0.9	0.9	1.0	0.6	0.2	0.9	n.s.	-	n.s.	n.s.	n.s.	
Holcus lanatus	23	22	26	21	26	27	22	21	24	20	25	4.4	5.2	7.3	7.8	10.2	8.4	4.5	+	+	+	+	+	
Hydrocotyle vulgaris	1	1	1	-	1	1	1	1	1	-	1	<0.1	0.1	<0.1	-	<0.1	<0.1	<0.1	n.s.	n.s.	n.s.	+	+	

8. Vegetationsentwicklung in Dauerbeobachtungsflächen

(Fortsetzung Tabelle 25):

Art / Jahr	Anzahl besiedelte DBF					Anzahl besiedelte DBF ohne die 1995 bzw. 1997 nicht bearb. DBF 05, 28, 29					mittlere Deckung in allen DBF					mittlere Deckung ohne DBF 05, 28, 29					statistischer Trend (Wilcoxon-Test) für mittlere Deckung Jahr – Jahr ohne DBF 05, 28, 29							Trend Anz. Vork. 1995-2008			
	1995	1997	2000	2004	2008	2010	1995	1997	2000	2004	2008	2010	1995	1997	2000	2004	2008	2010	1995-1997	1997-2000	1995-2000	2000-2004	2004-2008	2008-2010	2000-2008	1995-2008	1995-2010				
n =	27	28	29	29	29	29	26	26	26	26	26	26	26	26	26	26	26	26	26	26	28	27	27	29	29	27	27	27			
<i>Iris pseudacorus</i>	2	2	2	3	2	2	2	2	2	2	2	2	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1											
<i>Juncus articulatus</i>	-	-	-	-	2	1	-	-	-	-	-	-	<0,1	<0,1	-	-	-	-	<0,1	-											
<i>Juncus effusus</i>	11	9	12	8	14	14	10	9	11	7	13	13	0,6	0,4	0,3	0,8	1,1	0,6	0,4	0,3	0,6	0,4	n.s.	n.s.	+	+	+	n.s.			
<i>Leontodon autumnalis</i>	2	2	2	1	2	2	2	2	2	1	2	2	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1									
<i>Lolium perenne</i>	3	4	3	1	1	3	3	4	3	1	1	3	0,1	0,1	0,1	<0,1	<0,1	0,1	0,1	0,1	<0,1	<0,1									
<i>Lotus pedunculatus</i>	2	2	2	2	3	3	2	2	2	2	3	3	<0,1	0,2	1,1	0,4	1,1	0,3	<0,1	0,2	1,2	0,5	1,2	0,3							
<i>Lysimachia nummularia</i>	1	2	6	7	3	6	1	1	5	6	3	5	<0,1	<0,1	0,1	0,2	<0,1	0,1	<0,1	<0,1	0,1	0,2	<0,1	0,1	+	+	+	+	++		
<i>Mentha aquatica</i>	-	2	4	6	9	7	-	1	3	5	8	6	-	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	-	<0,1	0,1	0,1	n.s.	n.s.	+	+	+	n.s.			
<i>Mentha arvensis</i>	1	1	-	1	5	12	1	1	-	1	4	11	<0,1	<0,1	-	<0,1	<0,1	0,2	<0,1	<0,1	-	<0,1	0,1	0,3	n.s.	+	+	+	n.s.		
<i>Myosotis scorpioides</i>	1	2	2	4	7	7	1	1	1	3	5	5	<0,1	<0,1	<0,1	0,1	0,2	0,3	<0,1	<0,1	<0,1	0,1	0,2	n.s.	+	+	+	n.s.	n.s.		
<i>Persicaria amphibia</i> var. <i>terrestris</i>	4	4	6	6	9	7	4	4	6	6	8	7	<0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	-	n.s.	+	+	+	n.s.		
<i>Persicaria maculosa</i>	3	2	1	1	3	2	3	2	1	1	3	2	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	0,1	<0,1						n.s.		
<i>Phalaris arundinacea</i>	8	13	16	16	15	15	8	11	14	14	13	13	3,5	3,3	1,2	2,0	0,9	0,6	3,6	1,2	3,5	2,2	1,0	0,6	n.s.	-	n.s.	n.s.	+	+	n.s.
<i>Pheleum pratense</i>	1	1	1	1	-	1	1	1	1	1	-	1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	-	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	-	<0,1						n.s.	
<i>Plantago major</i> ssp. <i>intermedia</i>	3	3	1	3	2	-	3	3	1	3	2	-	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	-	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	-						n.s.	
<i>Plantago major</i> ssp. <i>m.</i>	3	4	2	4	1	-	3	4	2	4	1	-	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	-	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	-						n.s.	
<i>Poa annua</i>	4	1	1	1	-	-	4	1	1	1	-	-	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	-	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	-						n.s.	
<i>Poa humilis</i>	-	-	-	-	-	2	-	-	-	-	-	2	-	-	-	-	-	<0,1	-	-	-	-	-	<0,1							n.s.
<i>Poa palustris</i>	-	-	2	4	7	4	-	-	2	3	6	4	-	-	0,1	0,1	0,1	<0,1	-	-	0,1	<0,1	0,1	0,1	n.s.	n.s.	+	+	+	+	+

8. Vegetationsentwicklung in Dauerbeobachtungsflächen

(Fortsetzung Tabelle 25):

Art / Jahr	Anzahl besiedelte DBF					Anzahl besiedelte DBF ohne die 1995 bzw. 1997 nicht bearb. DBF 05, 28, 29					mittlere Deckung in allen DBF					mittlere Deckung ohne DBF 05, 28, 29					statistischer Trend (Wilcoxon-Test) für mittlere Deckung Jahr – Jahr ohne DBF 05, 28, 29							Trend Anz. Vork. 1995-2008			
	1995	1997	2000	2004	2008	2010	1995	1997	2000	2004	2008	2010	1995	1997	2000	2004	2008	2010	1995-1997	1997-2000	2000-2000	2000-2004	2004-2008	2008-2010	2000-2008	1995-2008	1995-2010				
n =	27	28	29	29	29	29	26	26	26	26	26	26	26	26	26	26	26	26	26	26	27	29	29	29	29	27	27	27			
<i>Poa pratensis</i>	12	14	10	6	3	5	11	13	9	5	3	5	12	19	8	0,1	<0,1	0,2	12	20	0,8	0,1	<0,1	0,2	n.s.	*	*	*	1995-2010		
<i>Poa trivialis</i>	26	26	27	27	29	28	25	25	25	24	26	25	11,3	15,9	13,3	12,8	7,8	7,3	11,0	17,1	14,8	14,1	8,6	8,0	+	(*)	n.s.	n.s.	n.s.		
<i>Potentilla anserina</i>	3	3	2	4	5	5	3	3	2	4	5	5	<0,1	0,1	<0,1	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	0,1	<0,1	0,1	0,1	0,1							
<i>Potentilla palustris</i>	2	1	3	3	3	3	2	1	3	3	3	3	1,1	0,7	1,4	1,1	1,4	1,5	1,2	0,8	1,6	1,2	1,6	1,7							
<i>Ranunculus acris</i>	8	4	4	3	4	6	8	4	4	3	4	6	0,5	0,1	0,1	0,1	0,1	0,3	0,5	0,1	0,1	0,1	0,1	0,4	n.s.	*	n.s.	n.s.	n.s.		
<i>Ranunculus flammula</i>	3	10	13	22	23	25	3	8	10	19	20	22	<0,1	0,1	0,2	0,4	1,1	1,1	<0,1	0,1	0,2	0,4	0,9	0,7	+	n.s.	+	+	+	+	
<i>Ranunculus peltatus</i>	-	-	-	1	1	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	<0,1	<0,1	-	-	-	-	-	<0,1	-	-					+	
<i>Ranunculus repens</i>	24	25	27	27	27	28	23	24	25	25	25	25	22,6	5,4	9,6	5,6	4,6	5,3	20,8	5,8	10,1	6,0	5,0	5,8	+	(*)	-	*	*	n.s.	
<i>Rumex acetosa</i>	14	13	14	14	11	13	14	13	14	14	11	13	2,0	0,8	0,4	0,5	0,5	0,6	2,1	0,8	0,5	0,5	0,6	0,7	n.s.	n.s.	-	(*)	n.s.	n.s.	
<i>Rumex crispus</i>	2	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2	1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1						n.s.	
<i>Senecio aquaticus</i>	2	3	6	5	4	6	2	3	6	5	4	6	0,1	0,3	0,4	0,2	0,4	0,4	0,1	0,3	0,4	0,3	0,5	0,4	n.s.	*	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	
<i>Silene flos-cuculi</i>	10	13	11	11	11	12	9	12	10	9	10	11	0,1	0,3	0,4	0,2	0,3	0,4	0,1	0,3	0,4	0,2	0,4	0,4	+	n.s.	+	n.s.	n.s.	n.s.	
<i>Stellaria palustris</i>	3	3	8	9	8	11	3	1	5	7	7	8	<0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,2	<0,1	<0,1	<0,1	0,1	0,1	0,1	n.s.	n.s.	n.s.	+	(*)	n.s.	
<i>Taraxacum officin. agg.</i>	9	6	6	7	2	4	9	6	6	7	2	4	0,1	0,1	0,1	0,1	<0,1	<0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	<0,1	0,1	-	*	n.s.	-	*	-	
<i>Thalictrum flavum</i>	1	1	1	1	2	3	1	1	1	1	2	3	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1							
<i>Trifolium pratense</i>	1	1	4	3	1	3	1	1	4	3	1	3	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1							
<i>Trifolium repens</i>	15	14	14	12	13	18	15	13	14	12	13	18	0,8	1,8	0,8	0,2	0,2	0,4	0,8	1,9	0,9	0,3	0,2	0,4	n.s.	-	*	n.s.	+	*	n.s.
<i>Veronica serpyllifolia</i>	2	2	-	-	1	-	2	2	-	-	1	-	<0,1	<0,1	-	-	<0,1	-	<0,1	<0,1	-	-	<0,1	-							n.s.
<i>Vicia cracca</i>	3	2	3	3	3	3	3	2	3	3	3	3	<0,1	<0,1	<0,1	0,1	0,1	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	0,1	0,1	0,1							

8.4 Vegetationsentwicklung in Dauerbeobachtungsflächen an der Westseite und in der Westlichen Dämmerniederung 2003-2009

8.4.1 Westseite

Beide seit 2003 aufgenommenen DBF 4+5 zeigen tendenziell rückläufige Feuchte- und Stickstoffzahlen, insbesondere im Vergleich des Aufnahmejahres 2009 zum Zeitraum 2003-2007 mit zunächst wenig veränderten Werten (Tabelle A56).

In beiden DBF sind die Artenzahlen deutlich und fast kontinuierlich angestiegen, auch die Anteile krautiger Arten nahmen zu.

In den Dominanzverhältnissen der Arten zeigen sich sehr starke Verschiebungen: DBF 5 war 2003 als Übergang aus einem Schlankseggen- zu einem Sumpfreitgrasried mit ähnlich hohen Anteilen von *Carex acuta* und *Calamagrostis canescens* ausgebildet. Der Bestand von *Calamagrostis canescens* brach jedoch bis 2005 weitestgehend zusammen, auch *Glyceria maxima* verschwand in den Folgeaufnahmen aus der DBF. Gleichzeitig nahmen *Carex acuta* sowie Grünlandarten zu, insbesondere konnten *Holcus lanatus* und *Poa trivialis* ihre Anteile deutlich erhöhen. Arten der Feuchtwiesen und eher unspezifische Grünlandarten wanderten ein.

DBF 4 war dagegen 2003 als Schlankseggenried ausgebildet, der Dominanzbestand von *Carex acuta* brach jedoch zwischen 2003 und 2005 zusammen und wurde nahezu vollständig von *C. x elytroides* abgelöst. Poaceen nahmen zu, wie in DBF 5 wanderten Arten der Feuchtwiesen und Molinio-Arrhenatheretea-Arten ohne hohe Feuchteansprüche ein.

Caltha palustris hat in DBF 4 kontinuierlich zugenommen; mit 14 Horsten 2009 war der Bestand doppelt so groß wie 2003 (7 Horste). 2005 und 2007 wurde zudem in DBF 5 ein Horst gefunden. Ferner wurde 2005 erstmals *Oenanthe fistulosa* in DBF 4 gefunden. Der Bestand nahm von zunächst 2-5 Ind. auf 6-50 Ind. (2009) zu. Die Zeigerarten *Anthoxanthum odoratum*, *Carex nigra* und *Galium uliginosum* zeigen Neuetablierungen bzw. Zunahmen in der Deckung (Tabelle A56).

8.4.2 Westliche Dämmerniederung

Die acht DBF in der westlichen Dämmerniederung zeigen hinsichtlich der gewichteten mittleren Zeigerwerte für Feuchte, Stickstoff und Mahdverträglichkeit im Zeitraum 2003 - 2009 kaum Veränderungen. Statistisch signifikante Trends sind nirgends festzustellen (jeweils Wilcoxon-Test, $p > 0,1$, $n=8$). Insgesamt herrschen feuchte und (mäßig) stickstoffreiche Verhältnisse vor, die Vegetation ist überdies durchweg gut schnittverträglich.

Die Artenzahl ist nahezu kontinuierlich im Mittel aller DBF von 9,8 (2003) über 10,6 (2005+2007) auf 11,5 (2009) gestiegen, dieser Trend ist statistisch aber noch nicht signifikant (Wilcoxon-Test, $p \geq 0,1$, $n=8$). Die Rückgänge der Artenzahlen in DBF 6 resultieren vermutlich aus der im Einzelfall zugelassenen Ausbringung von Pflanzenschutzmitteln (H. BELTING, mdl. Mitt. 2009). Daher wurde die Berechnung unter Weglassung dieser DBF wiederholt, wodurch sich ein signifikanter Anstieg von im Mittel 9,0 Arten (2003) auf 11,6 Arten (2009) ergibt (Wilcoxon-Test, $p < 0,05$, $n=7$).

Besonders stark ist der Anstieg des Artenreichtums in den beiden DBF in den Borringhauser Wiesen (DBF 1+2). Die DBF im Nordteil des Gebietes zeigen überwiegend ebenfalls eine Tendenz zu größerem Artenreichtum bei durchweg ausgesprochen niedrigem Ausgangsniveau 2003.

Die Gesamtdeckung aller Kräuter betrug 2003 im Mittel aller DBF 25,9 %; bei den Wiederholungsuntersuchungen 2005, 2007 und 2009 lagen die Werte zwischen 9,0 % und 12,0 %. Für die gegenüber 2003 verringerten Krautanteile war maßgeblich der Rückgang von *Ranunculus repens* verantwortlich, der 2003 infolge des nassen Sommers 2002 vergleichsweise hohe Deckungswerte hatte. Die übrigen Kräuter weisen überwiegend gleichbleibende oder positive Trends auf (vgl. Tabelle A56).

Carex vesicaria hat in DBF 2 leicht zugenommen (Tabelle A28), ansonsten wurden bislang keine Rote Liste- und Zeigerarten in den DBF der Westlichen Dümmerniederung gefunden. Als feuchtezeigende, gegen intensive Nutzung empfindliche Kräuter deuten sich jedoch bei *Cardamine pratensis* und *Galium palustre* Zunahmen an.

Unter den teils bestandsbildenden Gräsern zeigt *Agrostis stolonifera* deutliche Zunahmen in Stetigkeit und Deckung, *Glyceria fluitans* hingegen zwar Neuetablierungen, andererseits aber auch abnehmende Deckungswerte in anderen DBF. *Holcus lanatus* hat überwiegend, *Deschampsia cespitosa* in Stetigkeit und Deckung durchweg deutlich zugenommen (Tabelle A56).

Deutlich artenreicher ist die DBF 02 in den Borringhauser Wiesen; nur hier sind bislang z.B. *Carex vesicaria* und *Silene flos-cuculi* vertreten.

9. AKTUELLER ARTENREICHTUM: EINFLÜSSE VON UMWELTFAKTOREN UND NUTZUNGSHISTORIE

Das allgemeine lineare Modell zur Ermittlung von Einflussfaktoren auf den Artenreichtum wurde zunächst mit den festen Faktoren Nutzungsarten 2000-2007 und Ackernutzung in den 1980-er/1990-er 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 (Tabelle 26): Danach war die Artenzahl linear positiv mit der Extensivierungsdauer und in einer Optimumfunktion mit der mittleren Feuchtezahl korreliert (vgl. auch Abbildung 54). Der Einfluss der mittleren Feuchtezahl auf die Artenzahl ist bis zu einem Wert von etwa mF 7,5 positiv. Für die örtlichen Verhältnisse besonders artenreiche Vegetationsbestände wurden bei einer mF zwischen 7,5 und 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 bei ebenfalls starker Streuung (Abbildung 54).

Hinsichtlich der Extensivierungsdauer wird zudem deutlich, dass artenreiches Grünland (>25 Arten/25 m²) nur auf Flächen auftritt, die mindestens seit etwa 15 Jahren (d.h. spätestens seit Ende 1992) extensiviert sind. Die Artenzahl zeigt eine insgesamt sehr große Streuung; lediglich die seit Mitte der 1970-er oder Anfang der 1980-er Jahre extensivierten Flächen sind durchweg mäßig artenreich bis artenreich (Abbildung 54).

Der mögliche Einfluss früherer Ackernutzung auf den Artenreichtum, der im allgemeinen linearen Modell nicht nachzuweisen war, wurde nochmals einzeln getestet (s. Abbildung 54): Im Bereich von 29 der insgesamt 169 Vegetationsaufnahmen im Jahr 2008 fand in den 1980-er und/oder frühen 1990-er 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 eine Ackernutzung nicht belegt ist; die Unterschiede sind jedoch nicht signifikant (ungepaarter t-Test, $p > 0,1$, $n = 169$).

Tabelle 26: Minimales angemessenes Modell zur Abhängigkeit des Artenreichtums von Umweltfaktoren. Erklärte Varianz des Gesamtmodells $R^2(\text{adj}) = 11,4 \%$.

Faktor	Prüfgröße (T)	Signifikanzniveau
Konstante	3,76	***
Extensivierungsdauer	-4,10	***
mF	2,46	*
mF ²	-2,55	*

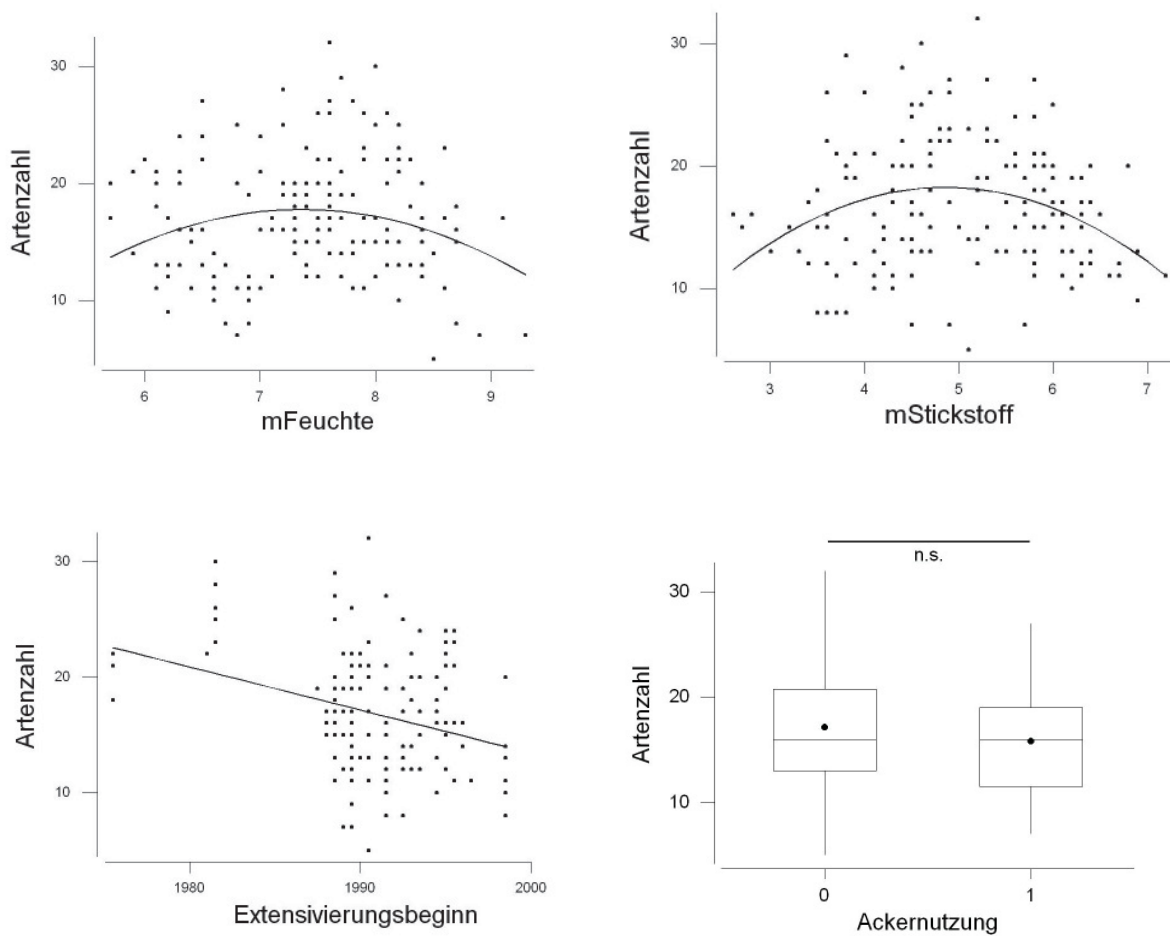


Abbildung 54: Beziehungen zwischen Artenreichtum (Artenzahl in den Vegetationsaufnahmen 2008, $n=166$) und mittleren Zeigerwerten für Feuchte, Stickstoff, dem Extensivierungsbeginn und früherer Acker(zwischen)nutzung: Feuchte-/Stickstoffzahl: Quadratische Regression mit mF : $R^2(\text{adj})=2,8 \%$, $p<0,05$ und mN : $R^2(\text{adj})=7,0 \%$; $p<0,001$; Extensivierungsbeginn: klassifiziert nach halben Jahren, vgl. Kap. 3.3.1; lineare Regression: $R^2(\text{adj})=7,9 \%$; $p<0,001$; Acker(zwischen)nutzung: ungepaarter t-Test für belegte (1: $n=29$) bzw. nicht belegte Ackernutzung (0: $n=137$; n.s.).

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.

Als fester Faktor flossen die Lage in der „Kernfläche“ 1947/48 (zur heutigen bodenkundlichen Relevanz vgl. Kap. 4.2.2), als Ko-Variablen die ordinal skalierten Bodenentwicklungsstufen (vgl. Abbildung 2; diese nur an 80 der 93 Aufnahmen erfasst), die pH-Werte, die Gehalte an Phosphor und Kalium sowie die C/N-Verhältnisse (jeweils logarithmiert, für Phosphor zusätzlich das Quadrat des Logarithmus) ein.

Dieses Modell wurde mit Ausnahme des C/N-Verhältnisses um die Faktoren, die nicht als signifikant im Modell erkannt wurden, auf ein minimales angemessenes Modell reduziert (Tabelle 27): Danach konnte ein sehr starker Einfluss der Bodenentwicklungsstufe auf die Artenzahl belegt werden (s. auch Abbildung 55): Beginnend mit einer starken Vererdung (Bodenentwicklungsstufe 2) nimmt die durchschnittliche Artenzahl deutlich ab. Vermulmte Standorte (Stufen 3 und 4) weisen maximal 21 Arten, zumeist 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 (Abbildung 55). Das auf logarithmierte Werte bezogene Optimum entspricht Gehalten von etwa 3,5 mg Phosphor /100 g Boden.

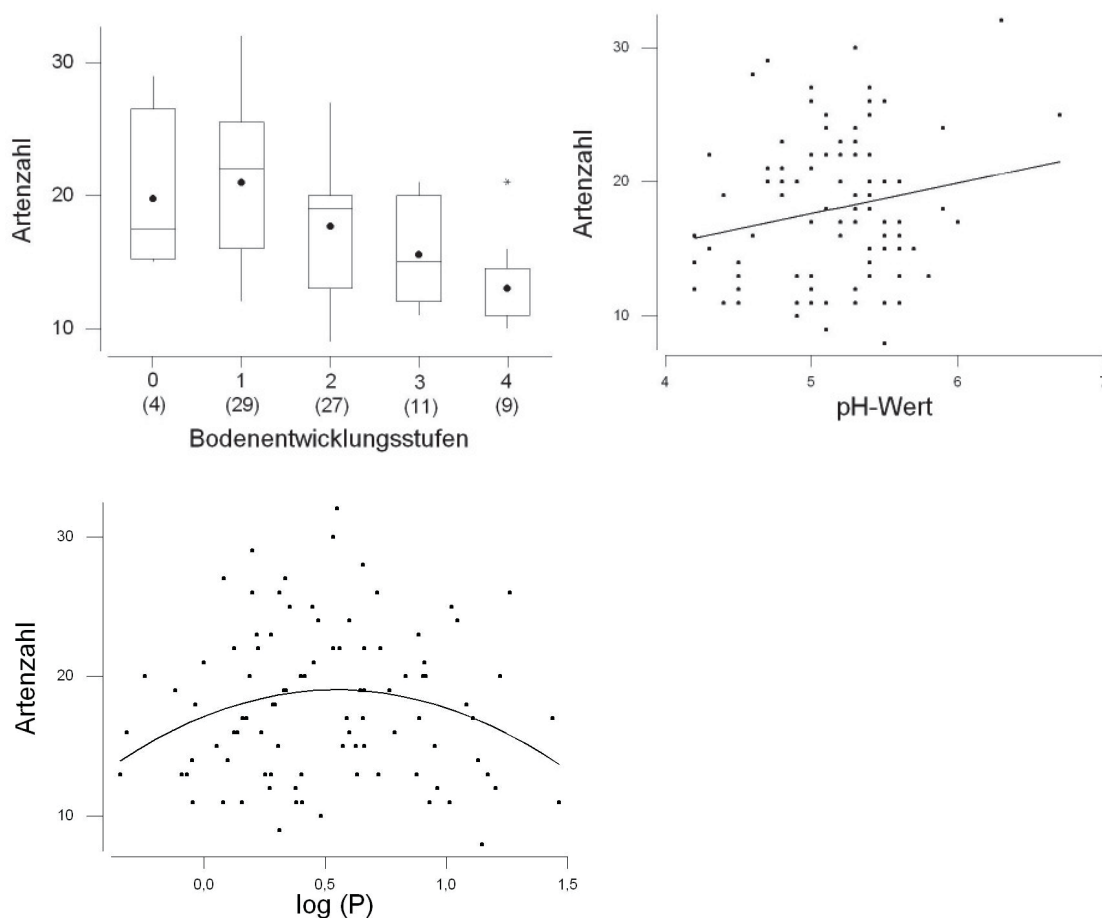


Abbildung 55: Beziehungen zwischen Artenreichtum (Artenzahl in den Vegetationsaufnahmen 2008) und Bodenentwicklungsstufen, pH-Werten sowie Phosphorgehalten (logarithmiert). Bodenentwicklungsstufen: Gesamt-n=80, jeweiliges n in Klammern angegeben; pH-Wert: lineare Regression: $R^2(\text{adj})=2,8 \%$, $p=0,06$, $n=93$; Phosphor: quadratische Regression: $R^2(\text{adj})=3,2 \%$, $p=0,086$, $n=93$.

Tabelle 27: Minimales angemessenes Modell zur Abhängigkeit des Artenreichtums von bodenkundlichen Parametern. Erklärte Varianz des Gesamtmodells $R^2(\text{adj})=29,2\%$.

Faktor	Prüfgröße (T)	Signifikanzniveau
Konstante	2,26	*
Bodenentwicklungsstufe	-5,01	***
pH-Wert	2,01	*
 log (P)	2,11	*
log (P) ²	-2,09	*
log C/N	-1,45	n.s.

10. VERBREITUNG UND BESTANDSVÄNDERUNGEN VON ARTEN

10.1 Flora des Grünlandes im Ochsenmoor 1947/48 und 2008

1947/48 wurden in den 80 Vegetationsaufnahmen im Ochsenmoor 144 Sippen der Farn- und Samenpflanzen nachgewiesen; 2008 wurden im Grünland des Ochsenmoores insgesamt 200 Sippen gefunden (Tabelle A2). Dabei ist zu berücksichtigen, dass die Florenliste 1947/48 nur das Arteninventar der damals durchgeführten 80 Vegetationsaufnahmen enthält und somit sicher deutlich unvollständiger ist als die von 2008, die die flächendeckend erstellten Artenlisten (vgl. Kap. 3.1.2) berücksichtigt.

Unter den 1947/48 nicht nachgewiesenen Arten sind vor allem Stickstoffzeiger zu finden (z.B. *Aegopodium podagraria*, *Anthriscus sylvestris*, *Elymus repens*, *Heracleum sphondylium*, *Rumex obtusifolius* und *Urtica dioica*), außerdem Molinio-Arrhenatheretea-Arten ohne hohe Feuchteansprüche (*Arrhenatherum elatius*, *Bromus hordeaceus*, *Carex hirta* und *Lathyrus pratensis*) sowie als Keimlinge auftretende Gehölze. Diese Arten könnten 1947/48 allerdings außerhalb der Vegetationsaufnahmen zumindest vereinzelt sowie in den Randbereichen vorgekommen sein. Mit Ausnahme einzelner in der Vorwarnliste geführter Arten sind keine Arten der aktuellen Roten Liste 2008 nachgewiesen worden, die 1947/48 nicht in Vegetationsaufnahmen gefunden wurden.

Unter den nach 1947/48 aus dem Grünland völlig verschwundenen Arten sind neben heute allgemein sehr seltenen und hochgradig gefährdeten Arten der Feuchtwiesen und Kleinseggenriede vor allem Kennarten bzw. typische Arten der Pfeifengraswiesen und Borstgrasrasen, insbesondere *Danthonia decumbens*, *Erica tetralix*, *Gentiana pneumonanthe*, *Molinia caerulea*, *Nardus stricta*, *Ophioglossum vulgatum* und *Succisa pratensis* – von diesen Arten kommen nach eigenen Untersuchungen (2006/2007) *D. decumbens*, *M. caerulea*, *N. stricta* und *O. vulgatum* im engeren Dümmergebiet (vermutlich nur) noch an einer Stelle im NSG „Hohe Sieben“ vor, die übrigen sind verschollen. Im Gegensatz dazu wurde *Juncus conglomeratus* nicht in Vegetationsaufnahmen von 1947/48 gefunden, wuchs aber 2008 vereinzelt im Ochsenmoor.

10.2 Rote Liste- und Zeigerarten 1987-2008

10.2.1 Überblick über die Vorkommen im Grünland des Ochsenmoores

Alle 28 seit 1994 bzw. 2000 im Grünland des Ochsenmoores 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 (Tabelle 28). 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; zur räumlichen Verteilung der Fundpunkte siehe Karten 28-48. 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 ist teilweise mit Umweltfaktoren und Nutzungsparametern in Verbindung zu bringen (Tabelle 29). Für alle dort aufgeführten Arten ergab eine binäre logistische Regression ein signifikantes Gesamtmodell. Mit Ausnahme von *Oenanthe fistulosa*, *Ranunculus peltatus* und *Rhinanthus angustifolius* konnten schwach bis höchst signifikant negative Zusammenhänge des Vorkommens mit der mittleren Stickstoffzahl belegt werden, nur *Ranunculus peltatus* zeigt eine signifikant positive Korrelation mit der Stickstoffzahl. Für *Senecio aquaticus* gilt letzteres für die Verbreitung 2008, während im Jahr 2000 noch ein schwach signifikant negativer Zusammenhang belegt wurde. Positive Korrelationen mit der Feuchtezahl können ebenso für einige Arten belegt werden; der Anteil der Wechselfeuchtezeiger ist vor allem im Jahr 2008 negativ mit dem Vorkommen einiger Arten korreliert, teils zeigten sich im Jahr 2000 noch entgegengesetzte Zusammenhänge (Tabelle 29).

Auf die Verbreitung und Bestandsentwicklung der einzelnen Arten sowie die Beziehungen der Vorkommen zu Umweltfaktoren untersucht wurden, wird in Kap. 10.2.3 artweise eingegangen.

Tabelle 28: Auftreten von Rote Liste-Arten und weiterer Zeigerarten im Grünland des NSG Ochsenmoor 1994, 2000 und 2008; für 2008 sind für ausgewählte Arten außerdem die Funde im Ochsenmoor außerhalb des Grünlandes angegeben (s. auch Tabelle 30). Aufgeführt ist die Anzahl der jeweils besiedelten Flächeneinheiten (vgl. Kap. 3.5.3, jeweils n=427 Einheiten) sowie die Trends in verschiedenen Zeiträumen mit Signifikanzniveau (Vorzeichentests). 2000-2008 Populationsgr.: Vergleich für die 2000 und 2008 halbquantitativ erfassten RL-Arten (Wilcoxon-Test, hierbei jeweils n=338 Flächeneinheiten, da bei der Erfassung z.T. Teilflächen von Bewirtschaftungseinheiten nicht ausdifferenziert wurden). F, N: Feuchte- bzw. Stickstoffzahl nach ELLENBERG et al. 1992 RL 93/RL 04: Gefährdungseinstufung für das niedersächsische Flachland nach GARVE (1993/2004). n.e.=nicht punktgenau erfasst. N: neu etabliert.

Artname	F	N	RL 93	RL 04	1994	2000	2008	2008 außerh. Grün- land	1994- 2000	2000- 2008	1994- 2008	2000- 2008 Popula- tionsgr.
<i>Agrostis canina</i>	9	2	*	*	43	73	89	n.e.	+ ***	+ (*)	+ ***	
<i>Anthoxanthum odoratum</i>	x	x	*	*	23	176	208	n.e.	+ ***	+ **	+ ***	
<i>Bromus racemosus</i>	8~	5	2	2	-	-	3	-		N	N	
<i>Caltha palustris</i>	9=	6	3	3	103	176	174	185	+ ***	n.s.	+ ***	
<i>Carex nigra</i>	8~	2	*	*	45	109	143	n.e.	+ ***	+ ***	+ ***	
<i>Carex panicea</i>	8	4	3	3	2	7	10	1	+ (*)	n.s.	+ *	+ *
<i>Carex rostrata</i>	10	3	*	*	14	16	63	n.e.	n.s.	+ ***	+ ***	
<i>Carex vesicaria</i>	9=	5	3	V	26	55	122	n.e.	+ ***	+ ***	+ ***	+ ***
<i>Centaurea jacea</i>	x	x	(3)	V	n.e.	2	5	n.e.				
<i>Dactylorhiza incarnata</i>	8	2	1	1	-	-	1	-		N	N	
<i>Eleocharis acicularis</i>	10	2	3	3	-	-	1	1		N	N	
<i>Eriophorum angustifolium</i>	9=	2	*	V	4	5	13	n.e.	n.s.	+ **	+ *	
<i>Galium uliginosum</i>	8~	2	(3)	*	n.e.	48	84	n.e.	n.e.	+ ***	n.e.	+ ***
<i>Hydrocotyle vulgaris</i>	9~	2	*	*	8	9	14	n.e.	n.s.	n.s.	n.s.	
<i>Lathyrus palustris</i>	8=	3	2	2	1	2	5	1				
<i>Lysimachia thyrsoidea</i>	9=	3	3	V	-	-	1	n.e.				
<i>Menyanthes trifoliata</i>	9=	3	2	3	-	-	1	2		N	N	
<i>Myosotis discolor</i>	4	2	3	V	-	-	1	n.e.		N	N	
<i>Oenanthe fistulosa</i>	9=	5	3	3	17	25	19	4	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
<i>Peucedanum palustre</i>	9=	4	*	*	-	-	2	n.e.		N	N	
<i>Potentilla palustris</i>	9=	2	*	V	2	10	12	n.e.	+ *	n.s.	+ **	
<i>Ranunculus auricomus</i>	x	x	(3)	V	-	-	1	n.e.		N	N	
<i>Ranunculus peltatus</i>	12	6	*	*	-	11	36	n.e.		+ ***	N	
<i>Rhinanthus angustifolius</i>	6~	2	3	3	-	7	10	29		n.s.	N	+ (*)
<i>Senecio aquaticus</i>	8	5	3	3	10	56	44	- (?)	+ ***	n.s.	+ ***	- *
<i>Thalictrum flavum</i>	8~	4	3	3	5	21	35	69	+ ***	+ **	+ ***	+ *
<i>Triglochin palustre</i>	9=	1	2	3	-	-	1	-		N	N	
<i>Viola palustris</i>	9	3	(3)	V	n.e.	1	1	n.e.				

Tabelle 29: Beziehungen zwischen den Vorkommen von Rote Liste- und Zeigerarten 2000 und 2008 sowie Umweltfaktoren und Nutzungsparametern der Flächeneinheiten. Ergebnisse binärer logistischer Regressionen mit Angabe der Prüfgröße, Freiheitsgrade und Signifikanz (p) für das Gesamtmodell sowie Regressionskoeffizienten und deren Signifikanzniveaus für Umweltfaktoren, die Extensivierungsdauer und Nutzungsparameter (mN, mF: gewichtete mittlere Zeigerwerte für Feuchte/Stickstoff; WF, ÜF: Anteil der Wechselfeuchte-/Überflutungszeiger; Nutzungsklassifikation vgl. Tabelle 6; -: nicht berechnet). Arten mit nicht signifikantem Gesamtmodell ($p > 0,05$) wurden weggelassen.

Art	Jahr	Prüfgröße	Freiheitsgrade	p	mN	mN ²	mF	mF ²	WF	WF ²	ÜF	ÜF ²	Ext.-dauer	Weide	Wiese früh	Wiese spät
<i>Agrostis canina</i>	2000	132,04	9	***	-1,92 ***	-	1,45 **	-	n.s.	n.s.	n.s.	-	0,09 (*)	n.s.	n.s.	n.s.
	2008	187,50	9	***	-2,63 ***	-	1,36 **	.	n.s.	-	0,10 *	-0,03 **	n.s.	n.s.	n.s.	0,87 (*)
<i>Anthoxanthum odoratum</i>	2000	73,34	9	***	-0,92 ***	-	n.s.	-	n.s.	-0,001 (*)	n.s.	-	0,07 (*)	n.s.	n.s.	n.s.
	2008	10,36	9	***	-1,22 ***	-	16,33 ***	-1,11 ***	-0,06 ***	-	n.s.	-	n.s.	n.s.	n.s.	0,92 **
<i>Caltha palustris</i>	2000	125,62	11	***	n.s.	n.s.	1,29 ***	-	n.s.	n.s.	0,17 *	-0,004 *	0,11 **	0,51 (*)	n.s.	n.s.
	2008	174,71	11	***	-0,72 **	-	12,02 *	-0,77 *	n.s.	n.s.	0,11 *	-0,002 *	0,12 **	n.s.	n.s.	n.s.
<i>Carex nigra</i>	2000	152,39	10	***	-2,05 ***	-	1,56 ***	-	n.s.	-0,002 *	n.s.	n.s.	0,11 *	n.s.	n.s.	n.s.
	2008	157,78	9	***	-1,85 ***	-	1,10 **	-	-0,07 ***	-	0,14 ***	-0,003 ***	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
<i>Carex panicea</i>	2000	40,65	8	***	-2,956 *	-	n.s.	-	n.s.	-	n.s.	-	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
	2008	45,16	9	***	n.s.	n.s.	2,84 (*)	-	n.s.	n.s.	n.s.	-	0,16 *	n.s.	n.s.	n.s.
<i>Carex rostrata</i>	2000	38,52	9	***	-0,93 (*)	-	1,72 *	-	n.s.	n.s.	n.s.	-	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
	2008	73,49	8	***	n.s.	-	1,30 **	-	n.s.	-	n.s.	-	n.s.	n.s.	n.s.	1,01 *
<i>Carex vesicaria</i>	2000	120,30	9	***	-0,91 *	-	1,50 **	-	n.s.	n.s.	n.s.	-	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
	2008	170,47	8	***	-0,44 (*)	-	0,98 **	-	n.s.	-	0,045 **	-	0,08 (*)	n.s.	n.s.	1,26 **

10. Verbreitung und Bestandsveränderungen von Arten

(Fortsetzung Tabelle 29):

Art	Jahr	Prüf- größe	Freiheits- grade	p	mN	mN ²	mF	mF ²	WF	WF ²	ÜF	ÜF ²	Ext.- dauer	Weide	Wiese früh	Wiese spät
<i>Eriophorum angustifolium</i>	2008	51,64	8	***	-2,15 **	-	n.s.	-	n.s.	-	n.s.	-	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
<i>Galium uliginosum</i>	2000	53,06	9	***	-0,71 *	-	n.s.	-	0,23 **	<-0,01 **	0,06 *	-	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
	2008	108,84	9	***	-1,36 ***	-	n.s.	-	-0,05 **	-	0,22 ***	-0,004 ***	0,10 *	n.s.	n.s.	n.s.
<i>Hydrocotyle vulgaris</i>	2000	29,10	8	***	-2,01 *	-	n.s.	-	n.s.	-	n.s.	-	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
	2008	44,58	8	***	-1,82 **	-	n.s.	-	n.s.	-	n.s.	-	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
<i>Oenanthe fistulosa</i>	2000	17,44	8	*	n.s.	-	1,14 *	-	-0,05 (*)	-	n.s.	-	n.s.	1,35 *	n.s.	n.s.
	2008	30,67	8	***	n.s.	-	n.s.	-	n.s.	-	0,07 (*)	-	0,13 (*)	n.s.	n.s.	-1,72 *
<i>Potentilla palustris</i>	2008	43,38	8	***	-1,61 **	-	n.s.	-	n.s.	-	n.s.	-	0,12 (*)	n.s.	n.s.	n.s.
<i>Ranunculus peltatus</i>	2000	22,24	8	**	n.s.	-	2,29 **	-	n.s.	-	n.s.	-	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
	2008	43,39	8	***	0,87 *	-	1,04 *	-	0,04 (*)	-	n.s.	-	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
<i>Rhinanthus angustifolius</i>	2000	26,48	8	*	n.s.	-	n.s.	-	n.s.	-	n.s.	-	n.s.	n.s.	n.s.	2,11 (*)
	2008	21,70	8	**	n.s.	-	n.s.	-	-0,06 *	-	n.s.	-	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
<i>Senecio aquaticus</i>	2000	28,45	8	***	-0,50 (*)	-	n.s.	-	0,05 *	-	0,05 *	-	n.s.	-0,77 *	n.s.	-1,24 **
	2008	38,21	11	***	18,71 **	-1,91 **	n.s.	n.s.	-0,04 *	-	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	-0,88 (*)
<i>Thalictrum flavum</i>	2000	66,65	9	***	-0,91 (*)	-	n.s.	-	0,82 *	-0,01 *	n.s.	-	0,15 *	n.s.	n.s.	n.s.
	2008	77,37	8	***	n.s.	-	n.s.	-	-0,04 *	-	n.s.	-	0,19 ***	n.s.	n.s.	1,36 (*)

10.2.2 Vorkommen von Rote Liste-Arten im Ochsenmoor außerhalb des Grünlandes

Vorkommen der Rote Liste-Arten *Caltha palustris*, *Oenanthe fistulosa*, *Rhinanthus angustifolius* und *Thalictrum flavum*, die 2008 auch außerhalb des Grünlandes systematisch erfasst wurden, sind in den jeweiligen Verbreitungskarten für diese Arten mit dargestellt (s. außerdem Tabelle 28). Daneben gelangen von weiteren Rote Liste-Arten, die in jeweils wenigen Funden im Grünland nachgewiesen wurden, auch Nachweise in anderen Biotopen (Tabelle 28, aber nicht in Karte 47 dargestellt). Darüber hinaus wurden an oder in Gräben, Stillgewässern, Bruchwäldern und Saumstrukturen weitere Rote Liste-Arten nachgewiesen (Tabelle 30). 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.

Tabelle 30: Vorkommen von Rote Liste-Arten 2008 im Ochsenmoor, die ausschließlich außerhalb des Grünlandes nachgewiesen wurden (übrige Arten s. Tabelle 28). Es sind nur Arten der aktuellen Roten Liste ohne Vorwarnliste berücksichtigt. RL: Gefährdungsgrad in Niedersachsen gemäß Roter Liste (GARVE 2005), Region Tiefland.

Wissenschaftlicher Artnamen	Deutscher Name	RL	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>	Stumpfblättriges 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

10.2.3 Entwicklung einzelner Arten im Ochsenmoor

Agrostis canina

Die Ausbreitung des Hundsstraußgrases zeigt sich bereits in der Wiederentstehung der gleichnamigen Pflanzengesellschaft (s. Kap. 7.5). Die stärkste Zunahme der Anzahl besiedelter Flächeneinheiten vollzog sich im Zeitraum 1994-2000. Dem Verschwinden auf einzelnen Flächen besonders am Ostrand der südlichen Kernzone steht in diesem Zeitraum das Neuauftreten in weiten Teilen der Kernzone sowie vereinzelt entlang der Hunte unterhalb des Schäferhofes gegenüber (Karte 28). Auch in der Ellerbruchwiese wurden 2000 größere Vorkommen neu kartiert. 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.

Die Vorkommen sind 2000 wie 2008 hoch- bzw. höchst signifikant negativ mit der mittleren Stickstoff- und höchst signifikant positiv mit der mittleren Feuchtezahl korreliert; nur 2010 wurde auch eine signifikant positive Korrelation mit dem Anteil der Überflutungszeiger nachgewiesen. Nur 2000 deutete sich ein Zusammenhang mit der Extensivierungsdauer an, 2008 mit der späten Schnittnutzung (jeweils $p < 0,1$).

Anthoxanthum odoratum

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 (Karte 29); die weitere Zunahme der Wuchsorte bis 2008 fiel deutlich geringer aus, ist statistisch aber hoch signifikant. Der Dielinger Westerbruch und mit Ausnahme einzelner Parzellen auch der Stemshorner Westerbruch wiesen 2000 nur vereinzelte, kleine Vorkommen auf, in den Bollwiesen fehlte die Art völlig. Bis 2008 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. Deutliche Zunahmen vollzogen sich im Dielinger- und Stemshorner Westerbruch, einzelne kleine Vorkommen etablierten sich nun auch in den Bollwiesen.

Statistisch hoch bzw. höchst signifikante Einflüsse auf die Vorkommen 2008, teils auch 2000, haben sowohl die mittlere Stickstoffzahl (negativ) und die mittlere Feuchtezahl (positiv), als auch die Wechselfeuchte (negativ). Wie bei *Agrostis canina* ist ein positiver Einfluss der Extensivierungsdauer nur für das Jahr 2000 angedeutet, 2008 ist dagegen der Einfluss später Wiesennutzung hoch signifikant positiv.

Bromus racemosus

Diese stark gefährdete Kennart der Sumpfdotterblumenwiesen wurde bei der Kartierung 2008 auf einer Parzelle in der nördlichen und zwei Parzellen in der südlichen Kernzone wieder entdeckt (Karte 47), die als Sumpfdotterblumenwiese bzw. in einem Fall als Knickfuchsschwanzrasen mit Übergang zu Flutschwaden-Flutrasen und zur Hundsstraußgraswiese eingestuft wurden. Alle Wuchsorte unterlagen ab 2000 einer späten Schnittnutzung.

Caltha palustris**Entwicklung im gesamten Untersuchungsgebiet**

Das Areal von *C. palustris* hat sich im Ochsenmoor nach 1994 deutlich vergrößert (Karten 30-33). Die Art ist im Bereich von Gräben bis in die Randzonen hinein zu finden, im Grünland dagegen fehlte sie auch 2007 noch in weiten Teilen des Dielinger und Stemshorner Westerbruches sowie den südöstlichen Randbereichen (Karte 33). Die Kartierungen von WAGERINGEL (1996) zeigen, dass *C. palustris* an Gräben auch in den Randbereichen Mitte der 1990-er 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 besiedelten Grünlandes dann deutlich größer. Danach ist eine Stagnation eingetreten (Abbildung 56). Statistisch zu belegen ist eine Zunahme der Zahl besiedelter Parzellen in den Zeiträumen 1994-2000 und 1994-2007 (vgl. Tabelle 28). Im Vergleich der quantitativen Ergebnisse (Wuchsdichte in Horste/ha) der Kartierungen 1999, 2000 und 2007 ist eine Veränderung des Areals und der Wuchsdichte von 1999 zu 2000 festzustellen (Wilcoxon-Test: hoch signifikante Abnahme; $p < 0,01$; $n = 143$). Für den Zeitraum 1999-2007 deutet sich eine leichte Abnahme, für 2000-2007 dagegen eine leichte Zunahme an (Wilcoxon-Test, jeweils $p < 0,1$, $n = 143$). Somit hat sich zwar die besiedelte Gesamtfläche seit 1994 erheblich vergrößert; dagegen sind nach 1999 Bestandsrückgänge in Parzellen mit bereits 1999 hohen Wuchsdichten zu verzeichnen. So ist nach 1999 die Gesamtausdehnung der Parzellen, die Wuchsdichten von über 100 Horsten/ha aufweisen, weitgehend unverändert geblieben, Flächen mit über 500 Horsten/ha waren 2007 sogar deutlich seltener als 1999 und 2000 (Abbildung 56).

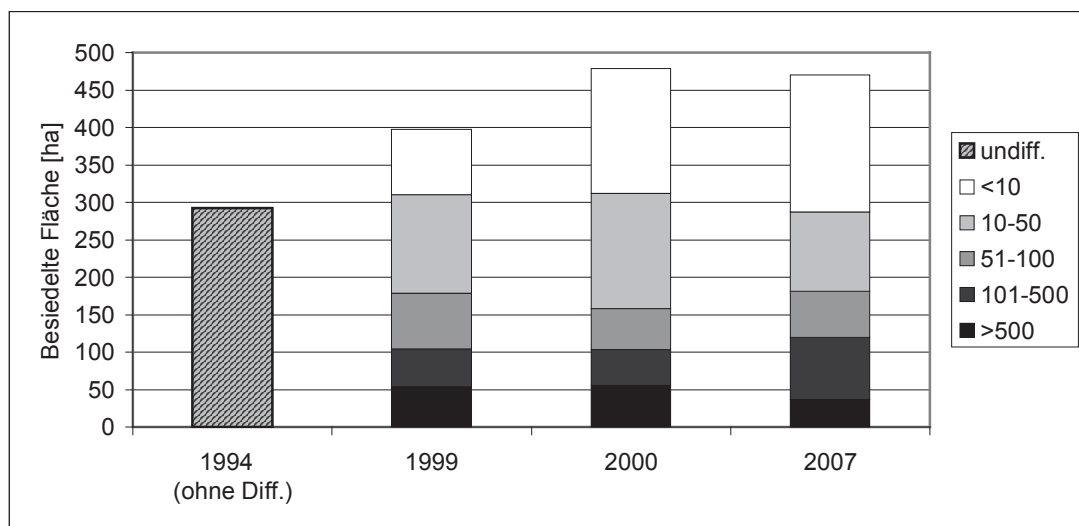


Abbildung 56: Areal von *Caltha palustris* im NSG Ochsenmoor nach flächendeckenden Erfassungen 1994-2007. Angegeben ist die Flächengröße in ha aller Grünlandparzellen, die in der entsprechenden Wuchsdichte besiedelt waren.

Vergleicht man die Parzellen mit einer Zu- bzw. einer Abnahme der Wuchsdichte von *C. palustris* 2000-2007 miteinander, so fielen Veränderungen der mittleren Zeigerwerte für Feuchte und Stickstoff in den Parzellen mit einer Zu- bzw. Abnahme nicht signifikant unterschiedlich aus (ungepaarte t-Tests, jeweils $ns=73$, $p>0,1$). Allerdings lagen in den Parzellen, in denen *C. palustris* 2007 eine höhere Dichte erreichte als 2000 ($n=46$), die mF mit im Mittel 7,70 tendenziell höher als in den Flächen bis geringerer Dichte (Mittelwert der mF=7,48, $n=27$; $p<0,1$).

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: Zunahmen: $\bar{UF}_{2000-2008}=+4,81$; Abnahmen: $\bar{UF}_{2000-2008}=-1,40$; $n=46/27$, $p<0,1$). Der Anteil der Überflutungszeiger 2008 war zudem in den Flächen mit gestiegener *C. palustris*-Dichte (Mittelwert: 27,87 %) signifikant höher als in den Flächen mit verringerter Dichte (Mittelwert: 22,13 %; Mann-Whitney-Test: $n=46/27$, jeweils $p<0,1$).

C. palustris zeigte somit nach 2000 wenigstens tendenziell eine positive Reaktion auf erhöhte Feuchte und stärkeren Überflutungseinfluss.

Entwicklung in Dauerparzellen

Die 26 seit 1995 bzw. 1997 alljährlich aufgenommenen Parzellen können die Trends im gesamten Ochsemoor zwischen den flächendeckenden Zählungen 1999, 2000 und 2007 nicht wiedergeben: Die Zahl der Parzellen mit Zu- bzw. Abnahmen 2000-2007 ist jeweils ähnlich groß bzw. sogar identisch (Wilcoxon-Test, $p>0,1$, $n=26$).

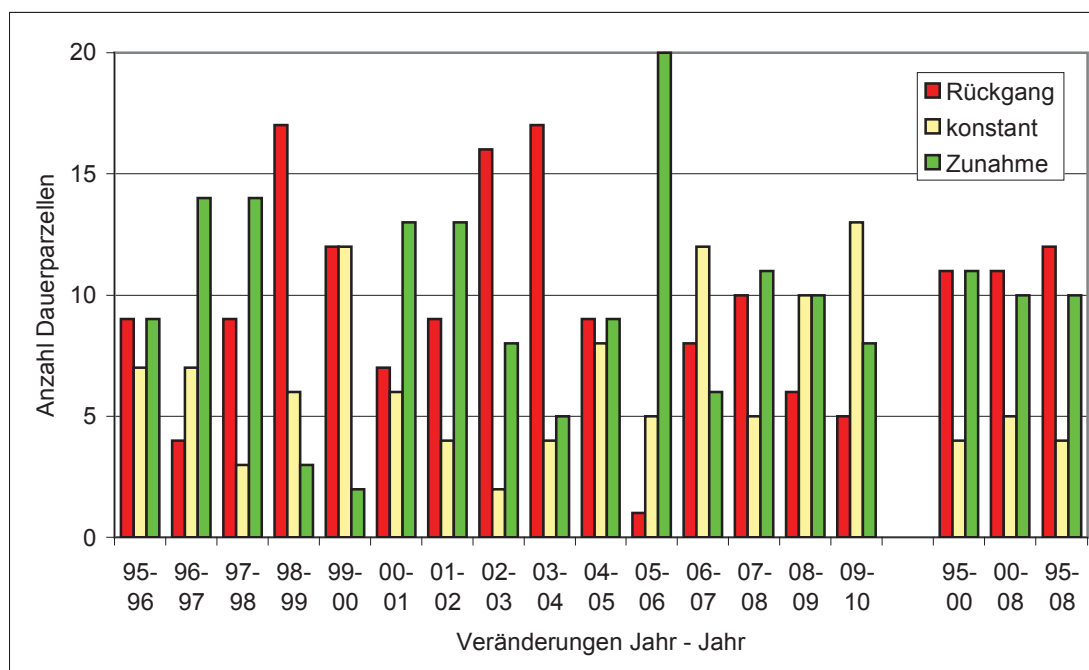


Abbildung 57: Jährliche Veränderungen der Bestände von *Caltha palustris* in 26 jährlich untersuchten Dauerparzellen 1995-2010 (1995-1996: 25 Parzellen). Angegeben ist die Anzahl von Parzellen, in denen die Art im absoluten Bestand um mind. 10 % zu- bzw. abnahm. Geringere Veränderungen werden als Konstanz gewertet.

Bei Betrachtung des gesamten Untersuchungszeitraumes wird ebenfalls kein Trend deutlich (Tabelle 31): Lineare Regressionen lieferten je 13 Zu- wie Abnahmen, wobei bei den Abnahmen ein etwas größerer Anteil signifikant ist als bei den Zunahmen.

Betrachtet man die Bestandsveränderungen von Jahr zu Jahr anhand der absoluten Bestandszahlen (Abbildung 57), 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 (vgl. Kap. 6.2). Besonders viele Rückgänge gab es außerdem 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 (eig. Beob.). 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.

Um Vergleiche mit den aus den Vegetationskartierungen 2000 und 2008 errechneten mittleren Zeigerwerten zu ziehen, wurde die Bestandsentwicklung von insgesamt 36 Dauerparzellen bzw. Teilflächen von Dauerparzellen verglichen, die den Einheiten der Vegetationskartierungen genau oder annähernd entsprachen. Berücksichtigt ist hierbei abweichend von den Vergleichsjahren im Gesamtgebiet der Zeitraum 2001-2009, um die Reaktion von *C. palustris* auf veränderte Standortbedingungen im jeweils auf die Vegetationskartierungen 2000 und 2008 folgenden Frühjahr zu analysieren.

Zusammenhänge zwischen der Bestandsentwicklung (ausgedrückt im Steigungswert b linearer Regressionen) und der Veränderung von Umweltvariablen (Änderung der mittleren Stickstoff- und Feuchtezahl sowie des Anteils von Wechselfeuchte- und Überschwemmungszeigern) sind für diesen Zeitraum nicht nachweisbar (lineare Regressionen, $n=36$, $p>0,1$). Daher wurden die Zu- ($n=14$) und Abnahmen ($n=22$) als Gruppen direkt miteinander verglichen: Hier sind hinsichtlich der Änderung der mittleren Stickstoffzahlen bei den Flächen mit Zunahmen von *C. palustris* tendenziell stärkere Aushagerungserscheinungen festzustellen als bei den Abnahmen (ungepaarte t-Tests; Zunahmen: Mittelwert $m_{N00-08} = -0,55$, $n=14$; Abnahmen: Mittelwert $m_{N00-08} = -0,32$, $n=22$; $p<0,1$). Während hinsichtlich der Veränderung der Feuchtezahlen keine signifikanten Zusammenhänge ermittelt werden konnten, sind die Feuchtezahlen 2008 der Flächen, auf denen *C. palustris* 2001-2009 zugenommen hat, tendenziell höher als auf den Flächen mit Abnahmen (Zunahmen: Mittelwert $m_{F08} = 7,99$, $n=14$; Abnahmen: Mittelwert $m_{F08} = 7,72$, $n=22$; $p<0,1$).

Somit sind positive Zusammenhänge zwischen der mittelfristigen Bestandsentwicklung von *C. palustris* und der Aushagerung sowie einer besonders hohen Feuchte zumindest angedeutet.

Auffällig ist, dass in größeren Dauerparzellen, in denen nur Teilflächen in nennenswerter Dichte besiedelt sind, über 15 Jahre hinweg nahezu keine Ausbreitungen in die bislang nicht oder nur vereinzelt besiedelten Parzellenteile festzustellen sind (Tabelle A24: z.B. DP 5c, 6e, 11c, 11d; vgl. Karte 30).

Tabelle 31: Bestandsentwicklung von *Caltha palustris* in 26 Dauerparzellen 1995-2010 (jeweils n=16 Jahre mit Zählung; Parzelle 2: 1997-2010; n=14). Angegeben ist der Steigungswert b linearer Regressionen für die Werte jeder einzelnen Parzelle.

Dauerparzelle Nr.	b mit Signifikanzniveau
DP01	6,84 ***
DP02	257,00 n.s.
DP03	371,00 n.s.
DP04	24,00 n.s.
DP05	7,99 ***
DP06	-57,20 *
DP07	-63,80 *
DP08	37,60 **
DP09	-55,20 **
DP10	2,54 n.s.
DP11	7,73 n.s.
DP12	4,85 (*)
DP13	0,462 n.s.
DP14	-37,70 *
DP15	-11,90 *
DP16	-4,43 n.s.
DP17	-130,00 **
DP18	-3,71 n.s.
DP19	-2,46 n.s.
DP20	0,21 n.s.
DP21	4,30 n.s.
DP22	7,40 (*)
DP23	-1,30 n.s.
DP24	-7,83 **
DP25	-0,778 n.s.
DP26	-1,90 n.s.

Carex nigra

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 Stemshorner Westerbruches in praktisch allen Gebietsteilen vereinzelt vorhanden, in denen sie sich in der Folgezeit ausbreitete. Vorkommensschwerpunkte sind in den Teichwiesen, der Hüder Marsch und einigen Parzellen in der nördlichen und südlichen Kernzone zu erkennen (Karte 34).

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) belegen lassen; wie bei den vorgenannten Arten war zudem nur 2000 ein positiver Einfluss der Extensivierungsdauer zu erkennen.

Carex panicea

Die Hirsen-Segge breitet sich in geringem Umfang aus; die Trends sind nur teilweise signifikant, wobei die geringe Zahl der Wuchsorte zu berücksichtigen ist.

Bis einschließlich 2000 beschränkten sich die Vorkommen auf die Teichwiesen, die Hüder Marsch, die Kranichwiese und eine Fläche am Ostrand des Erlenbruches. 2008 gelangen Funde auch im Südteil (Karte 35).

Die Vorkommen 2008 sind schwach signifikant mit der mittleren Feuchtezahl und signifikant mit der Extensivierungsdauer korreliert. Statistisch abgesicherte Zusammenhänge mit der Nutzung sind aus der kleinen Zahl der Datensätze nicht ableitbar; allerdings liegt nur ein bereits seit 1994 bekanntes Vorkommen in einer Dauerweide, alle übrigen in spät gemähten Wiesen.

Carex rostrata

Die Schnabel-Segge wurde 1994 und 2000 an ähnlich vielen Wuchsorten gefunden und nahm erst danach sehr stark zu; der Trend ist höchst signifikant. 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 (Hundsstraußgraswiesen, Pfeifengraswiesen/Borstgrasrasen; daneben Schlankseggenriede und Fluss-/Teichröhrichte) kartiert wurden (Karte 36, vgl. Karte 17). Heute liegen die Vorkommen in Hundsstraußgras- und Sumpfdotterblumenwiesen, Schlankseggenrieden sowie Flutrasen.

Korrelationen bestanden nur 2000 tendenziell mit der mittleren Stickstoffzahl (negativ), auch 2008 dafür mit der mittleren Feuchtezahl und nur 2008 mit der späten Wiesenutzung. Andere Nutzungstypen sind aber vereinzelt auch besiedelt.

Carex vesicaria

Die Blasen-Segge breitete sich in beiden Vergleichszeiträumen sehr deutlich und statistisch höchst signifikant aus, wobei die Schwerpunkte weiterhin in den nördlichsten Gebietsteilen liegen. Bereits 1994 befanden sich aber einzelne Wuchsorte auch in der südlichen Kern- und Randzone, in allen Teilbereichen ist seitdem eine deutliche Zunahme der Wuchsorte zu erkennen (Karte 37).

Neben den Korrelationen mit mittleren Stickstoff- (negativ) und Feuchtezahlen (positiv) sind 2008 auch Zusammenhänge mit dem Anteil der Überflutungszeiger, der späten Wiesenutzung (beide hoch signifikant) und der Extensivierungsdauer (schwach signifikant) zu belegen. Allerdings sind auch einige Dauerweiden und einzelne Flächen mit früher Wiesenutzung sowie mit Nutzungswechseln besiedelt.

Dactylorhiza incarnata

Der Neufund des Fleischfarbenen Knabenkrauts gelang 2008 auf einer mageren Sumpfdotterblumenwiese mit Rasenschmielen-Fazies und später Schnittnutzung in der südlichen Kernzone (Auszählung 2008/2009/2010: 8/10/13 Expl., davon 6/4/3 blühend, NATURSCHUTZRING DÜMMER briefl.; Karte 47).

Eleocharis acicularis

Die Nadel-Sumpfsimse wurde im Juli 2008 in den am längsten überstauten Bereichen oberhalb des II. Staus am Ochsenmoorgraben II entdeckt (Karte 47).

Eriophorum angustifolium

Das Schmalblättrige Wollgras wurde 1994 und 2000 nur an vier bzw. fünf Wuchsorten gefunden, diese Zahl erhöhte sich 2008 auf 13 (Karte 38). Die Wuchsorte befinden sich auf Hundsstraußgras- und mageren Sumpfdotterblumenwiesen. Statistisch hoch signifikant ist nur die negative Korrelation mit den mittleren Stickstoffzahlen.

Alle 2000 und 2008 erfassten Wuchsorte befanden sich auf spät gemähten Wiesen; lediglich ein seit 1994 durchgehend registriertes Vorkommen unterlag 1994-99 einer mehrfach auf Anfang Juni vorverlegten Mahdnutzung.

Galium uliginosum

Das erst ab 2000 erfasste Moor-Labkraut hat bis 2008 stark zugenommen (Karte 39; Trend höchst signifikant). Weitgehend unbesiedelt sind Stemshorner- und Dielinger Westerbruch, ansonsten existieren Vorkommen in praktisch allen Teilräumen ohne deutliche Konzentrationen.

Das Auftreten ist besonders 2008 deutlich negativ mit den mittleren Stickstoffzahlen korreliert, außerdem negativ mit den Wechselfeuchtezeigern (hierbei 2000 noch positiver Zusammenhang) und positiv mit den Überflutungszeigern. Zudem besteht eine signifikant positive Korrelation mit der Extensivierungsdauer bis 2008.

Hydrocotyle vulgaris

Eine merkliche, aber nicht signifikante Zunahme der Wuchsorte des Wassernabels fand zwischen 2000 und 2008 statt (Karte 40). Besiedelt werden vor allem Hundsstraußgras- und Sumpfdotterblumenwiesen sowie Schlankseggenriede.

Die Vorkommen 2000 und 2008 sind höchst signifikant negativ mit den mittleren Stickstoffzahlen korreliert. Einflüsse der Extensivierungsdauer und der Nutzungsarten sind statistisch nicht zu belegen; neben spät gemähten Wiesen werden vereinzelt auch Flächen mit andersartiger Nutzung besiedelt.

Lathyrus palustris

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 (1993: Aufnahmejahr 1991) wie auch bei den flächendeckenden Kartierungen 1994, 2000 und 2008. Es ist daher von einem perduranten Vorkommen mindestens seit Ende der 1970-er 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 (2001: 2 blühende Sprosse; maximal 2003: 32 Expl.; NATURSCHUTZRING DÜMMER briefl. und eigene Erhebungen). Auf einer daran angrenzenden Wiese sowie an zwei Stellen auf der mittleren Teichwiese wurde *L. palustris* erstmals 2008 durch den Verfasser entdeckt (Karte 47). Besiedelt sind in allen Fällen nasse, alljährlich spät gemähte Sumpfdotterblumen- und Hundsstraußgraswiesen.

Lysimachia thyrsiflora

Der Straußblütige Gilbweiderich wurde 2008 auf einer stark ausgehagerten Hundsstraußgraswiese in der Hüder Marsch gefunden (Karte 47). Alle übrigen seit 1994 erfassten Vorkommen betreffen Gruppen und andere Randstrukturen und wurden daher hier nicht mit ausgewertet.

Menyanthes trifoliata

2007 wurde ein kleiner Fieberklee-Bestand auf der östlichen Teichwiese entdeckt (Karte 47); hätte dieser schon über mehrere Jahre existiert, wäre er dort sicher bei den alljährlichen Sumpfdotterblumen-Zählungen bereits in den Vorjahren aufgefallen. Ansonsten kommt die Art nur an einem Flachgewässer und an einem verlandeten, kleinen Graben vor; diese Bestände sind bereits seit Ende der 1980-er Jahre bekannt und offenbar weitgehend stabil. Erloschen ist dagegen ein 1987 erfasstes Vorkommen in einer Hundsstraußgraswiese in der Hüder Marsch.

Myosotis discolor

2008 fiel diese Art erstmals auf, und zwar auf einer kleinen Erhöhung in einem beweideten Knickfuchsschwanzrasen mit Übergängen zum Flutschwaden-Flutrasen in der südlichen Kernzone (Karte 47).

Oenanthe fistulosa

Der Röhrlige Wasserfenchel ist vergleichbar mit *Carex rostrata* in seiner Verbreitung 1987-2008 weitestgehend auf die Bereiche beschränkt, die 1947/48 nicht als Sumpfdotterblumenwiese, sondern in der „Kernfläche“ als nährstoffärmere Gesellschaften (Hundsstraußgraswiesen, Pfeifengraswiesen/Borstgrasrasen; daneben Schlankseggenriede und Fluss-/Teichröhrichte) kartiert wurden (Karte 41, vgl. Karte 17). Heute liegen die Vorkommen überwiegend in Flutrasen und Sumpfdotterblumenwiesen.

Die Zahl der Wuchsorte hat sich von 1994 zu 2000 leicht erhöht und war bis 2008 wieder rückläufig, signifikant sind diese Trends jedoch nicht. Hinsichtlich der Standorteigenschaften gab es für 2000 eine signifikant positive Beziehung zur mittleren Feuchtezahl, weiterhin deutete sich in jenem Jahr ein negativer Einfluss der Wechselfeuchtezeiger an, 2008 dagegen ein positiver Zusammenhang mit dem Anteil der Überflutungszeiger. Weiterhin deutet sich 2008 ein positiver Einfluss der Extensivierungsdauer an; 2000 war die Weidenutzung signifikant positiv, 2008 die späte Schnittnutzung signifikant negativ korreliert.

Peucedanum palustre

Der Sumpf-Haarstrang wurde 2008 in der Hüder Marsch gefunden (Karte 47), Hinweise auf frühere Vorkommen fehlen.

Potentilla palustris

Das Sumpfbloodauge hat sich seit 1994 von einzelnen Wuchsorten im nördlichen Ochsenmoor deutlich und statistisch signifikant ausgebreitet, 2008 gelangen erstmals auch Funde in der südlichen Kernzone (Karte 42).

Die Vorkommen 2008 sind hoch signifikant negativ mit den mittleren Stickstoffzahlen korreliert, außerdem deutet sich ein positiver Zusammenhang mit der Extensivierungsdauer an.

Ranunculus auricomus

2008 wurde diese Art am Südwestrand des Gebietes auf einer überwiegend als Mähweide genutzten Parzelle im Grenzbereich der Niedermoorauflage entdeckt (Karte 47); diese Fläche wurde pflanzensoziologisch als Wiesenschaumkraut-Ausbildung mit Übergängen zur Schafgarben-Ausbildung eingestuft.

Ranunculus peltatus

Vom Schild-Wasserhahnenfuß, der 1994 noch nicht als Element des Grünlandes verzeichnet wurde, gelangen 2000 bereits elf Funde in nassen Grünländern. Danach ist es zu einer starken, höchst signifikanten Ausbreitung gekommen. Die Wuchsorte befinden sich nicht nur in der Kernzone, sondern auch in nassen Flutrasenbereichen in den südlichen Randbereichen. Im Jahr 2000 erfasste Vorkommen in der mittleren Teichwiese konnten 2008 nicht mehr bestätigt werden (Karte 43).

Die Vorkommen korrelieren 2008 und teils auch 2000 signifikant positiv mit den mittleren Stickstoff- und Feuchtezahlen, außerdem schwach signifikant mit den Wechselfeuchtezeigern.

Rhinanthus angustifolius

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 („Möllerwiese“) und der nördlichen Vernässungszone (Karte 44).

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

Senecio aquaticus

Das Wasser-Greiskraut hat sich von 1994 zu 2000 stark ausgebreitet, bis 2008 ist die Zahl der Wuchsorte dann wieder von 56 auf 44 zurückgegangen (Karte 45). Diese Abnahme ist allerdings nicht signifikant, die Zunahme gegenüber 1994 dagegen auch 2008 noch höchst signifikant. Unter Einbeziehung der Populationsgrößen lässt sich jedoch für den Zeitraum 2000-2008 ein signifikanter Rückgang belegen.

Besiedelte Parzellen liegen ohne besondere Schwerpunkte über das Ochsenmoor verstreut; Teichwiesen, Hüder Marsch und Bruchwiesen waren 2008 aber im Gegensatz zu 2000 nicht mehr besiedelt. Insgesamt sind deutliche Verschiebungen der Vorkommen zwischen den einzelnen Kartierungen zu verzeichnen; auch zahlreiche der 1987 erfassten Vorkommen wurden später nicht bestätigt.

Vorkommen des Wasser-Greiskrautes waren 2000 noch tendenziell negativ mit den mittleren Stickstoffzahlen korreliert, 2008 war die Korrelation hingegen sehr eng und hoch signifikant positiv. Zudem gab es 2008 eine signifikant negative Korrelation mit der Wechselfeuchte und eine schwach signifikant negative Beziehung zur späten Schnittnutzung.

Thalictrum flavum

Die Gelbe Wiesenraute war 1987 im Ochsenmoor auf Vorkommen in Randstrukturen beschränkt (GANZERT 1992). 1994 wurden einzelne Vorkommen in der östlichen Teichwiese und auf zwei weiteren, langjährig extensivierten Parzellen sowie an einer Stelle in der Hüder Marsch im Norden des Gebietes 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 (Dieling und Stemschörner Westerbruch; Karte 46). Die Zunahmen sind hoch- bzw. höchst signifikant. 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 1980-er Jahren und 2004 größtenteils; einzelne Vorkommen haben sich seitdem aber neu etabliert. Die nach 2000 erloschenen Vorkommen im Bereich der Hüder

Marsch befanden sich direkt am Qualmwassergraben im Randbereich der gemähten Bereiche; 2000 wurde eine Zuordnung zum Grünland getroffen.

Für die mittlere Stickstoffzahl deutete sich 2000 ein negativer Zusammenhang an, die Wechselfeuchtezeiger hatten 2000 bzw. 2008 unterschiedliche Korrelationen zu den Vorkommen. In beiden Jahren zeigt sich ein positiver Einfluss der Extensivierungsdauer, 2008 auch andeutungsweise der späten Schnittnutzung. Nur drei Wuchsorte befanden sich 2008 außerhalb der regelmäßig spät gemähten Wiesen.

Triglochin palustre

1987 existierten noch Vorkommen in der nördlichen Kernzone; erst seit 2007 ist dort wieder ein Wuchsort bekannt (Karte 47), der in einem Knickfuchsschwanzrasen liegt.

Viola palustris

Das Sumpf-Veilchen wurde bisher nur in der Hüder Marsch gefunden (Karte 47).

10.2.4 Verbreitung und Bestandsentwicklung von Rote Liste- und Zeigerarten an der Westseite

Die überwiegende Zahl der erfassten Rote Liste- und Zeigerarten hat sich auch an der Westseite bis 2006 ausgebreitet, mehrere Arten wurden 2006, aber nicht 1994 nachgewiesen (Tabelle 32, Karte 55).

Tabelle 32: Auftreten von Rote Liste-Arten und weiterer Zeigerarten an der Westseite 1987, 1994 und 2006 (*Caltha palustris*: Nacherfassung 2007). Aufgeführt ist die Anzahl der jeweils besiedelten Flurstücke (jeweils n=33 Flurstücke) F, N: Feuchte- bzw. Stickstoffzahl nach ELLENBERG et al. 1992; RL 93 / RL 04: Gefährdungseinstufung für das niedersächsische Flachland nach GARVE (1993/2004). n.e.=nicht punktgenau erfasst. Nicht berücksichtigt ist ein 1994 gemeldetes Vorkommen von *Crepis biennis* (Meldung wurde nach Revision aus dem Nds. Pflanzenartenerfassungsprogramm gestrichen, NLWKN unveröff.).

Artnamen	F	N	RL 93	RL 04	1987	1994	2006
<i>Agrostis canina</i>	9	2	*	*	n.e.	3	-
<i>Anthoxanthum odoratum</i>	x	x	*	*	n.e.	1	6
<i>Caltha palustris</i>	9=	6	3	3	n.e.	18	26
<i>Carex nigra</i>	8~	2	*	*	n.e.	-	3
<i>Carex rostrata</i>	10	3	*	*	n.e.	4	9
<i>Carex vesicaria</i>	9=	5	3	V	n.e.	1	7
<i>Dactylorhiza majalis</i>	8~	3	2	2	-	-	1
<i>Galium uliginosum</i>	8~	2	(3)	*	n.e.	n.e.	11
<i>Hydrocotyle vulgaris</i>	9~	2	*	*	n.e.	n.e.	6
<i>Lysimachia thyrsiflora</i>	9=	3	3	V	-	-	1
<i>Menyanthes trifoliata</i>	9=	3	2	3	2	1	1
<i>Oenanthe fistulosa</i>	9=	5	3	3	2	3	7
<i>Peucedanum palustre</i>	9=	4	*	*	n.e.	-	7
<i>Potentilla palustris</i>	9=	2	*	V	n.e.	n.e.	3
<i>Senecio aquaticus</i>	8	5	3	3	5	5	6
<i>Thalictrum flavum</i>	8~	4	3	3	-	-	3
<i>Viola palustris</i>	9	3	(3)	V	n.e.	-	1

Lediglich die 1994 auf drei Flurstücken nachgewiesene *Agrostis canina* wurde 2006 überhaupt nicht mehr gefunden, dafür u.a. *Carex nigra* neu nachgewiesen. *Caltha palustris* zeigt auch an der Westseite eine deutliche Ausbreitung (Karte 56), besonders im nördlichen Teil, allerdings fehlte die Art 2006 umgekehrt auch auf einzelnen 1994 besiedelten Parzellen.

Dagegen ist *Senecio aquaticus* in der Verbreitung weitgehend stabil geblieben. Als Besonderheit wurde 2006 ein Vorkommen von *Dactylorhiza majalis* entdeckt (mind. acht blühende Sprosse) und 2007-2009 bestätigt, die Individuenzahlen haben zugenommen (eigene Originaldaten). Zuletzt wurden 2010 21 blühende Sprosse gezählt (F. APPFELSTAEDT briefl.). In diesem Bereich verschwand nach 1987 ein Vorkommen von *Menyanthes trifoliata*, während ein anderes bei allen Kartierungen bestätigt worden ist.

10.3 „Problemarten“ für die Grünlandbewirtschaftung

Deschampsia cespitosa

D. cespitosa neigt im Ochsenmoor auf großen Flächen zur Faziesbildung. Die entsprechenden Flächen konzentrieren sich dabei stark in den westlichen Gebietsteilen (Dielinger und Stemshorner Westerbruch, Flächen nahe der Hunte: Karte 49). 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 stark vernässten Bereichen wie Teich- und Ellerbruchwiese sowie oberhalb des II. Staus am Ochsenmoorgraben II. Zwischen 2000 und 2008 waren es insbesondere Flächen in der nördlichen und südlichen Kernzone, auf denen die Faziesbildung verschwand.

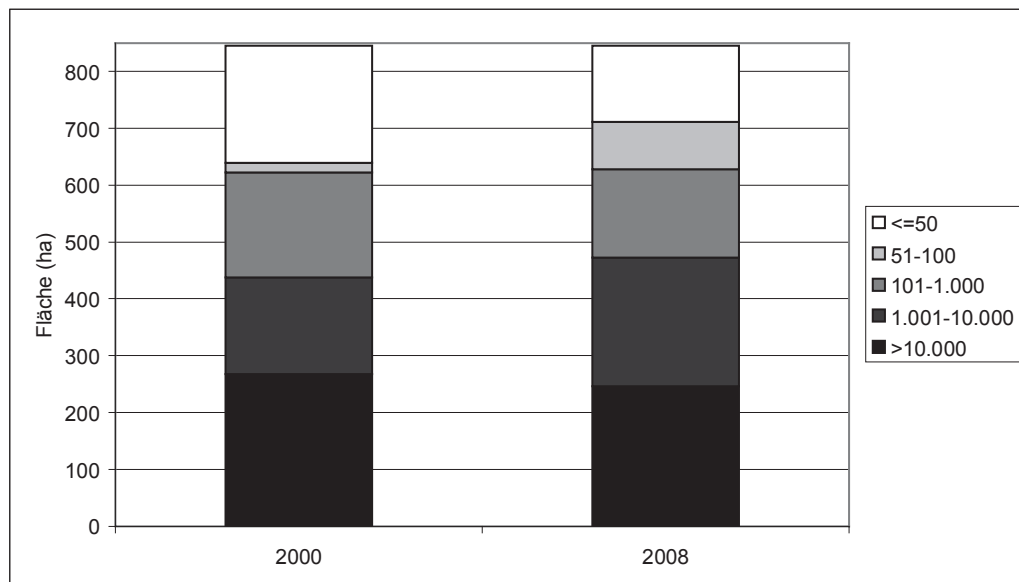


Abbildung 58: Wuchsdichten von *Deschampsia cespitosa* im „Vergleichsgebiet“ (ca. 845,4 ha) nach halbquantitativen Erfassungen 2000 und 2008.

Im Vergleich der genaueren Erfassungen 2000 und 2008 hat die Flächenausdehnung der Dominanzbestände (>10.000 Horste/ha, darunter neben den Flächen mit Faziesbildung auch Flächen mit 25-50 % Gesamtdeckung) um ca. 21 ha abgenommen, Flächen mit Dichten zwischen 51 und 10.000 Horsten/ha haben hingegen zugenommen (Abbildung 58). Insgesamt hat *D. cespitosa* im Vergleich der Wuchsdichten aller 2000 und 2008 besiedelten Parzellen bzw. -teile jedoch höchst signifikant abgenommen (Wilcoxon-Test, $p < 0,001$, $n = 354$). Dieser Rückgang ist in den DBF bislang nicht nachweisbar, hier tritt die Art in weitgehend gleichbleibend hohen Stetigkeiten und Deckungsgraden auf (vgl. Tabelle 25).

An der Westseite ist die Rasenschmielen-Fazies bislang nicht beobachtet worden.

Das Vorkommen der Fazies lässt sich mit Umweltfaktoren in Beziehung setzen (Tabelle 33): 2008 bestand eine negative Beziehung zur mittleren Stickstoffzahl bei einer deutlich positiven, aber als Optimumkurve ausgebildeten Beziehung zur mittleren Feuchtezahl; letzteres war auch 2000 schon der Fall. Demgegenüber bestand 2000 hinsichtlich der Stickstoffzahlen noch eine Optimumkurve. Zum Anteil der Wechselfeuchte- und Überflutungszeiger bestand 2008 jeweils eine positive Beziehung. Nur 2008 zeigte sich zudem ein negativer Einfluss der Weidenutzung und ein schwach signifikant negativer Einfluss der frühen Schnittnutzung.

Zwischen dem Auftreten der Rasenschmielen-Fazies und der Stärke der pedogenen Veränderungen der Torfe und Schädigung der Mudden sind keine Zusammenhänge ersichtlich: Faziesbildungen wurden auf vermulmten Torfen ebenso wie auf nur schwach vererdeten Torfen erfasst (vgl. Karte 49 mit Karte 4).

Juncus effusus

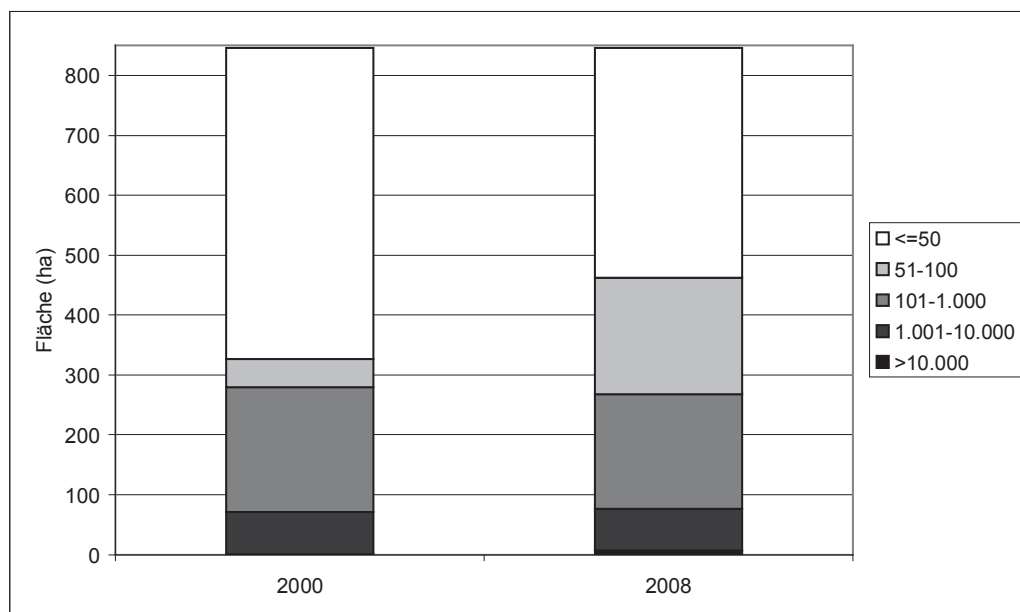


Abbildung 59: Wuchsdichten von *Juncus effusus* im „Vergleichsgebiet“ (ca. 845,4 ha) nach halbquantitativen Erfassungen 2000 und 2008.

Flatterbinsenreiche Grünländer haben sich im Ochsenmoor zwischen 2000 und 2008 leicht ausgeweitet (Abbildung 59): 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, $p < 0,01$, $n = 342$). Eine schwach signifikante Zunahme der Deckungsgrade in den DBF im selben Zeitraum bestätigen diesen Trend (vgl. Tabelle 25). Flächen mit hohen Dichten befinden sich vor allem in den nassen Bereichen des Ochsenmoores, ohne allerdings klare räumliche Schwerpunkte zu zeigen (Karte 50).

An der Westseite neigt *J. effusus* bisher nicht zur Ausbildung von Dominanzbeständen auf größerer Fläche.

Equisetum palustre

Der Sumpf-Schachtelhalm ist im Ochsenmoor weit verbreitet (Karte 51). Die Art fehlt jedoch entlang der Hunte (Auwiesen), weitestgehend in den Teichwiesen, im Nordwesten des Gebietes sowie im Dielinger und Stemshorner Westerbruch. Vorkommensschwerpunkte sind die Hüder Marsch, die an den großen Erlenbruch im Norden angrenzenden Flächen, einige Flächen im Süden („Ochsenmoors Wiesen“/„Barenbruch“) und weite Strecken beidseits der Wededämme bzw. -seitengraben von „Tegeder Weg“ und „Ochsenmoorweg“.

Die besiedelte Fläche beträgt insgesamt ca. 51 ha. In vier Bereichen sind Dominanzbestände ausgebildet, die meisten Vorkommen wurden als frequent oder selten bis frequent eingestuft.

Besonders stetig tritt *E. palustre* in den Hundsstraußgraswiesen, den Knickfuchsschwanz- und Flutschwaden-Flutrasen auf; bei diesen Gesellschaften existieren in mindestens jeder dritten Ausbildung Vorkommen der Art.

Die binäre logistische Regression belegt eine deutlich positive, dabei aber eine Optimumkurve ausbildende Beziehung zwischen den Vorkommen von *E. palustre* und der mittleren Feuchtezahl. Das heißt, dass steigende Feuchtegrade die Wahrscheinlichkeit des Vorkommens erhöhen, in sehr nassen Flächen fehlt die Art dagegen zumeist wiederum (Tabelle 33). Vegetationsbestände mit einer mittleren Feuchtezahl unter 6,0 werden nicht, bei einer Feuchtezahl unter 6,5 selten besiedelt. Dafür wächst die Art in Flächen mit Feuchtestufen zwischen mF 6,5 und 7,9 häufig und besiedelt in geringerem Maße auch sehr nasse Vegetationsbestände mit einer mF von 8,0 oder höher. Ein zunehmender Anteil der Wechselfeuchtezeiger zeigt eine negative Beziehung zur Vorkommenswahrscheinlichkeit.

Hinsichtlich des Stickstoffangebotes werden ausgesprochen arme ($mN < 3,5$) bis mäßig stickstoffreiche Vegetationsbestände bis etwa mN 6,4 besiedelt, Bestände mit einer $mN \geq 6,5$ werden dagegen komplett gemieden. Eine Beziehung zur mittleren Stickstoffzahl konnte allerdings nicht statistisch nachgewiesen werden. Die Weidenutzung zeigt eine positive Beziehung zu Vorkommen von *E. palustre* (Tabelle 33).

An der Westseite kommt *E. palustre* entlang des Qualmwassergrabens/Westdeiches auf langen Strecken vor und besiedelt zahlreiche Parzellen, teils bis über die Hälfte der Breite des Gebietes in Richtung Randkanal (Karte 56). Die Ausbreitung ähnelt insgesamt stark der entlang von Wegsäumen im Ochsenmoor (vgl. Karte 51).

Tabelle 33: Beziehungen zwischen den Vorkommen der *Deschampsia cespitosa*-Fazies 2000 und 2008 sowie den Vorkommen von *Equisetum palustre* 2008 und Umweltfaktoren sowie Nutzungsfaktoren der Flächeneinheiten. Ergebnisse binärer logistischer Regressionen (Abkürzungen und weitere Erläuterungen vgl. Tabelle 26).

Art	Jahr	Prüf- größe	Freiheits- grade	p	mN	mN ²	mF	mF ²	WF	WF ²	ÜF	ÜF ²	Ext.dau er	Weide	Wiese früh	Wiese spät
<i>Deschampsia cespitosa</i> - Fazies	2000	198,99	11	***	24,34 ***	-2,55 ***	28,53 ***	-2,10 ***	-0,25 ***	0,01 ***	n.s.	-	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
<i>Deschampsia cespitosa</i> - Fazies	2008	181,28	9	***	-3,99 ***	-	37,42 **	-2,96 ***	0,12 ***	-	0,10 *	-	n.s.	-1,73 *	-1,61 (*)	n.s.
<i>Equisetum palustre</i>	2008	66,43	10	***	n.s.	-	21,12 ***	-1,34 ***	-0,08 ***	-	n.s.	n.s.	n.s.	0,71 *	n.s.	n.s.

11. DISKUSSION

11.1 Methodendiskussion

Zu den Bodenprofilansprachen ist anzumerken, dass durch den Verzicht auf die Anlage von Profilen oder zumindest die Verwendung eines Bohrers mit erheblich größerem Durchmesser sowohl die Horizontmächtigkeiten als auch die Angaben zur Zusammensetzung der Torfe und Mudden und ihre pedogene Veränderung vielfach mit Unsicherheiten behaftet sind. So ist bei den Torfen der Torfschrumpfungshorizont (Ht) in Bohrstockproben zumeist nicht erkennbar (ROESCHMANN et al. 1993) und wurde daher hier sicher oft dem Hw- bzw. Hr-Horizont zugerechnet. Die hier erforderliche Klassifizierung des Bodenentwicklungszustandes in Anlehnung an ROESCHMANN et al. (1993) war problemlos möglich. Sie orientiert sich vor allem an der Mächtigkeit des Oberbodenhorizontes mit Vererdungs- bzw. Vermulungsmerkmalen (Hv, Hm) und ggf. des darunter liegenden Ha-Horizontes; diese Horizonte sind allesamt auch in Bohrstockproben sicher ansprechbar.

Die Klassifizierung der sekundären pedogenen Prozesse liefert über die eingetretenen Standortveränderungen und ihre Bedeutung als Regenerationshemmnis einen groben Überblick; für die Wiedervernässbarkeit wichtige bodenphysikalische Eigenschaften (vgl. BLANKENBURG et al. 2001) wurden nicht weitergehend untersucht.

Auch die Ansprache einzelner Muddearten ist im Feld nicht immer sicher möglich, so sind Leber- von Feindetritusmudden nur durch mikroskopische Untersuchung sicher zu unterscheiden (CHMIELESKI 2006), was für die Fragestellungen dieser Arbeit aber nicht entscheidend ist. Grundsätzlich kritischer sind Unsicherheiten bei der korrekten Horizontbezeichnung und -abgrenzung zu bewerten: So sind für stärker entwässerte Mudden von CHMIELESKI (2006) bis zu 150 cm tiefe und bis zu 10 cm breite Klüfte beschrieben worden, die mit Torfmaterial aus den darüberliegenden Horizonten verfüllt waren. Solche Klüfte werden bei Bohrungen u.U. so nicht erkannt bzw. führen zu ungenauen Vermessungen der Horizontmächtigkeiten. Aufgrund der überwiegend nicht oder nur schwach pedogen veränderten Mudden dürften diesbezügliche Ungenauigkeiten aber ohnehin gering ausfallen. Entscheidende Hinweise für pedogene Prozesse ergaben sich insbesondere aus einer bröckeligen statt plastisch-elastischen bzw. seifig-schmierigen bis zähflüssigen Struktur der Organo-, Kalk-, Ton- und Schluffmudden sowie aus dem Vorhandensein von Rostflecken (Oxidation). Sicher anzusprechen hinsichtlich Oxidations- bzw. Reduktionsmerkmalen waren auch die darunter liegenden mineralischen Horizonte.

Bezüglich der jahreszeitlichen Unterschiede der Bodenprobennahmen ist anzumerken, dass bei den pH-Werten saisonale Schwankungen möglich sind. Diese fallen aber auf nicht gekalkten Flächen vergleichsweise gering aus (DÜTTMANN & EMMERLING 2001). Das Probenahmedatum kann daher für die pH-Werte am Dämmer vernachlässigt werden. Auch die Nährstoffgehalte schwanken sowohl saisonal, als auch von Jahr zu Jahr (BAKKER 1989). Da die Probennahme 2008 in einem Zeitraum von wenigen Tagen erfolgte, sind die Werte untereinander uneingeschränkt vergleichbar. Vergleiche mit früheren, nicht zur selben Jahreszeit durchgeführten Untersuchungen erfolgen nur für die Teichwiesen. Die an den DBF von der LUFA zu unterschiedlichen Jahreszeiten wiederholten Probenahmen können dagegen im Vergleich der Untersuchungsjahre zueinander zu Aussageunschärfen führen. Trends bzw. offenkundig konstante Werte werden hier aber ohnehin nur grundlegend betrachtet. Grundsätzlich ist außerdem zu beachten, dass die im Boden gemessenen Nährstoffgehalte nicht unbedingt die tatsächliche Versorgung der Pflanzen beschreiben; hierzu böte sich die Analyse der Pflanzeninhaltsstoffe aus Aufwuchsproben an (z.B. RUVILLE-JACKELEN 1996a).

Diese wurden jedoch nicht durchgeführt, da keinerlei Vergleichsdaten aus früheren Untersuchungen vorlagen.

Die hydrologischen Daten sind geeignet, exemplarisch die Grundwasserganglinien und das Stauregime in verschiedenen Teilen des Ochsenmoores zu beschreiben. Zu einer detaillierten Untersuchung der Grundwasserverhältnisse bedürfte es wesentlich zahlreicherer, repräsentativ verteilter Pegel, die zudem von April bis Oktober wöchentlich abgelesen werden müssten (vgl. RUTHSATZ 1990), da zweiwöchentliche Ablesung nicht alle kurzfristigen Schwankungen erfassen können (SCHOLLE & SCHRAUTZER 1993). Die beschriebenen Grundwasserganglinien entsprechen zudem nicht unbedingt dem Stauwasserstand im Torfkörper oberhalb der Muddeschichten (s. Kap. 3.2.3), weshalb sie die für die Vegetation wirksamen Wasserverhältnisse u.U. nur ungenau beschreiben. Die Ergebnisse werden daher vorrangig exemplarisch als beispielhafte Ganglinien in wesentlichen Teilräumen des Gebietes mit den dort vorherrschenden Pflanzengesellschaften interpretiert und nicht auf einzelne Parzellen bezogen.

Hinsichtlich der ausgewerteten Grabenwasserstände ist generell zu beachten, dass die in Gräben eingestellten Wasserstände nur bedingt in die Flächenblöcke hineinzuwirken vermögen (BLANKENBURG 1995, BLANKENBURG et al. 2001a; vgl. auch BURGHARD 1985), zumal die Abstände zwischen den Gräben im Ochsenmoor überwiegend um die 500 m betragen. Entwässerungsgräben in Niedermooren wirken bereits 5-10 Jahre nach dem Ausbau nur noch 30-60 m weit in die Fläche hinein (ARMSTRONG & ROSE 1998), im Ausbaujahr dagegen noch bis zu 400 m. Die Grabenwasserstände bilden somit nicht die hydrologische Situation größerer, vegetationskundlich vielfach dabei homogen ausgebildeter Parzellen insgesamt ab und die Grundwassermesspegel überwiegend die von den Gräben am geringsten beeinflussten Bereiche.

Für die Beschreibung sukzessionaler Abfolgen von Pflanzengesellschaften sind sowohl Dauerbeobachtungsflächen als auch Wiederholungskartierungen geeignete Methoden (ROSENTHAL 2000): Langzeituntersuchungen von DBF sind die geeignetste Methode zur Unterscheidung zwischen Trends und Fluktuationen in der Vegetation; für das Monitoring der Effekte von Naturschutzmaßnahmen sind langjährige Wiederholungsaufnahmen besonders wertvoll (BAKKER et al. 1996). Die 29 DBF liefern eine relativ kleine, nicht zufällig verteilte Stichprobe. Generell ist außerdem zu beachten, dass die Entwicklung in DBF nicht unbedingt den großmaßstäblichen Vegetationswandel repräsentiert (LONDO 1974, BAKKER 1989; GROOTJANS et al. 2005). Dies gilt im Ochsenmoor sicher schon deshalb, weil in bereits 1995 relativ artenreichen Sumpfdotterblumenwiesen überdurchschnittlich viele DBF eingerichtet wurden. So wurden z.B. Steigerungen im Artenreichtum, die methodisch bedingt allein an den DBF ausgewertet werden konnten, eventuell tendenziell noch unterschätzt. Bei Bestandsveränderungen von Arten ist die relativ kleine Stichprobe aus den DBF ebenfalls nicht unbedingt repräsentativ. So wurden in den DBF zum Gesamtgebiet gegenläufige Entwicklungen bei einzelnen (Zeiger-) Arten festgestellt, z.B. nahm *Agrostis canina* in der Stetigkeit bis 2008 nicht zu und in der mittleren Deckung ab. Dennoch können relativ wenige DBF als ausreichend angesehen werden, um zahlreiche Informationen über die Vegetationsentwicklung zu erhalten; eine wesentliche Steigerung ihrer Anzahl führt unter Umständen nur zu einem geringen Informationsgewinn (LONDO 1974, BAKKER 1989). Entwicklungen im Gesamtgebiet werden in der hier vorgelegten zudem durch flächendeckende Kartierungen der Vegetation und ausgewählter untersucht.

Grundsätzlich können DBF, in deren Bereich Nutzung und Vernässung experimentell gesteuert werden, die verlässlichsten Ergebnisse für die Beschreibung von Regenerationsprozessen liefern (ROSENTHAL 2000). Für das Ochsenmoor ist zu beachten, dass die Nutzung

der DBF eine Stichprobe der realen, nicht experimentell gesteuerten Gebietsnutzung widerspiegelt. Im Mittelpunkt steht dabei weniger der grundlegende Erkenntnisgewinn zu den Wirkungen bestimmter Nutzungsarten und Pflegemethoden in einzelnen DBF, sondern die Summe der DBF zur Analyse der Prozesse im Gebiet insgesamt unter den real wirksamen Umwelt- und Nutzungseinflüssen.

Der überwiegend zwei- bis vierjährige Turnus der Wiederholungsaufnahmen entspricht den von TRAXLER (1997) empfohlenen Standards im Langzeitmonitoring auch im Hinblick auf die Anforderungen an eine statistische Auswertung. Allerdings können extreme Witterungsbedingungen zu deutlichen Verschiebungen von Artanteilen führen (vgl. KAMMER 2002). Sprunghafte Veränderungen der Deckungsgrade, wie sie von TESCH (1999) vor allem für artenarme Bestände beschrieben werden, können somit möglicherweise falsch interpretiert werden. So sind deutliche Schwankungen einzelner Arten von Jahr zu Jahr vielfach beschrieben, u.a. für *Festuca pratensis*, *Holcus lanatus* und *Ranunculus repens* (z.B. GROOTJANS et al. 1985, ROSENTHAL 1992, SCHWARTZE 1994); im Ochsenmoor zeigte 1995 *Ranunculus repens* eine Massenentwicklung. Dauerbeobachtungen sollen den Einfluss solcher kurzfristiger Schwankungen eliminieren (PLACHTER 1991). Durch den langen Zeitraum von 15 Jahren sind falsche Interpretationen aufgrund kurzfristiger Schwankungen insgesamt aber zu vernachlässigen. So konnten z.B. für mittlere Zeigerwerte signifikante Veränderungen zumeist für verschiedene Vergleichszeiträume belegt werden. Zudem fallen Veränderungen auf feuchten bis nassen Standorten zwischen einzelnen Jahren meist weniger deutlich aus als auf entwässerten Standorten (GROOTJANS et al. 1985), so dass solche Einflüsse mit der eingetretenen Vernässung über den Untersuchungszeitraum hinweg an Bedeutung verloren haben dürften.

Die nicht-zufällige Verteilung und geringe Anzahl der DBF kann im Hinblick auf die Anwendung statistischer Testverfahren problematisch sein (vgl. WILDI 1986, GLAVAC 1996, KAMMER 1998, DIEKMANN et al. 2007). Tendenziell werden demnach gegenüber zufällig verteilten Flächen die seltenen Arten überrepräsentiert; daher sind Unterschiede bei den für ausgewählte Arten durchgeführten Vergleichen zwischen den DBF und dem gesamten Untersuchungsgebiet nicht verwunderlich (vgl. auch KUNDEL 1998). Andererseits führen Zufallsflächen häufig zu einer Beschränkung auf wenige, dominante Vegetationstypen (DIEKMANN et al. 2007). Sie wären daher angesichts der vorgefundenen Vegetationsmuster in der Dümmerniederung nicht geeignet, die volle Bandbreite der Vegetationstypen auch nur annähernd abzubilden. Im Gebiet seltenere, aber aus Naturschutzsicht besonders interessante Vegetationsbestände würden dann vermutlich überhaupt nicht bzw. nur unvollständig berücksichtigt, sondern eher die im Gebiet vorherrschenden Typen repräsentieren (vgl. DIEKMANN et al. 2007).

Auf Vor- und Nachteile verschiedener Methoden der DBF-Aufnahme einschließlich der Wahl der Probeflächengröße soll hier nicht näher eingegangen werden. Zur Anwendung kommt ein für Niedersachsen standardisiertes System mit Verwendung einer relativ feinen Schätzsкала, die zudem „abwärtskompatibel“ u.a. zur erweiterten BRAUN-BLANQUET-Skala ist und damit die Einbeziehung der DBF-Daten auch in Vergleiche mit älteren Vegetationsaufnahmen und in die pflanzensoziologische Tabellenarbeit erlaubt. Zu unterschiedlichen methodischen Ansätzen soll lediglich beispielhaft auf SCHMIDT (1974), OOMES & MOOI (1985), PFADENHAUER et al. (1986), PLACHTER (1991), SCHWARTZE (1996a) und KUNDEL (1998) verwiesen werden.

Bei allen weiteren Vegetationsaufnahmen ist bei Vergleichen reproduzierter Aufnahmen zu berücksichtigen, dass diese nicht dauerhaft verortet worden sind und somit nicht an exakt derselben Stelle wiederholt werden konnten. Die Annahme der Typenidentität nach

WILMANN & BOGENRIEDER (1987) erscheint aber statthaft, da die meisten Parzellen des Dümmergrünlandes in sich relativ homogen sind bzw. zumindest im räumlichen Ungenauigkeitsbereich der Wiederholungsaufnahmen größtenteils keine deutlichen Vegetationswechsel zeigen. Daher wurden hier wie in vergleichbaren Arbeiten (z.B. WITTIG et al. 2007) in der statistischen Analyse gepaarte Tests benutzt und in den DCA-Diagrammen paarweise Verbindungen dargestellt und analysiert.

Mit den bei der Verwendung von Zeigerwerten auftretenden Problemen haben sich bereits eine Reihe von Autoren auseinandergesetzt. Generell ist zu berücksichtigen, dass sie standortökologische Untersuchungen nicht ersetzen sollten (z.B. DURWEN 1982, BÖCKER et al. 1983, BRIEMLE 1986, KOWARIK & SEIDLING 1989, KUNZMANN et al. 1990, ELLENBERG et al. 1992, DIERSCHKE 1994, GLAVAC 1996, HANDKE et al. 1999, WAMELINK et al. 2002; 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 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 an 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 kulturbeeinflusste 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 Werten am Höchsten sein.

Die in der hier vorgelegten Arbeit häufig verwendeten mittleren Zeigerwerten finden allgemein sehr häufig Verwendung und werden daher trotz mathematischer Bedenken selbst von Kritikern empfohlen (z.B. KOWARIK & SEIDLING 1989, s. auch DIEKMANN 2003). Die zusätzlich vorgenommene Ausdeutung der Zeigerwertspektren erlaubt eine Analyse der an Veränderungen von Mittelwerten beteiligten Arten bzw. ökologischen Artengruppen.

Bei der Berechnung von Mittelwerten für ganze Parzellen ist die Inhomogenität solcher Flächen zu berücksichtigen, weshalb in solchen Fällen KOWARIK & SEIDLING (1989) im Gegensatz zu NITSCHKE & NITSCHKE (1994) von der Verwendung von Mittelwerten abraten. Dieses Verfahren ist dennoch geeignet, ungeachtet kleinräumiger Abweichungen die Eigenschaften eines Vegetationsbestandes insgesamt abzubilden, da dieser zuvor nach pflanzensoziologischen Kriterien als hinreichend homogen abgegrenzt wurde. Zudem wird es auf diese Weise

möglich, ökologische Kennwerte der Vegetation großräumig zu visualisieren sowie flächen-deckende Analysen der Artvorkommen durchzuführen. Durch die Weglassung ausschließlich randlich, an Störstellen, in Senken oder anderweitig kleinräumig abweichenden Bereichen vorkommender Arten bleiben für den Grünlandbestand insgesamt nicht typische Arten dabei unberücksichtigt. Durch die grobe Gewichtung der mittleren Zeigerwerte werden zudem die auf der Parzelle vorherrschenden Arten betont und nur in Einzelindividuen vorkommende Arten geringer gewichtet.

Häufig wird bei der Verwendung von mittleren Zeigerwerte den gewichteten Mitteln der Vorzug gegeben. Sie können Veränderungen des Bestandes deutlicher anzeigen und die Interpretation vereinfachen. Das gilt besonders auch für die Mahdzahlen (BRIEMLE & ELLENBERG 1994). Kurzfristige Ausbildungen von Dominanzbeständen (im Dümmergebiet z.B. 1995 von *Ranunculus repens*, s.o.) können allerdings gerade bei Zeitreihen mit nicht all-jährlichen Aufnahmen problematisch sein. Andererseits haben ungewichtete Mittel den Nachteil, dass in Einzelindividuen vorkommende Arten genauso stark gewichtet werden, obwohl sie meist nicht viel über die Umweltbedingungen des Bestandes insgesamt aussagen (NITSCHKE & NITSCHKE 1994). Solche Reliktbestände, das sporadische Auftreten von Einzelindividuen in den relativ großen Aufnahmeflächen und erhebliche längerfristige Verschiebungen in den Dominanzverhältnissen ließen die gewichteten Mittel daher insgesamt als am besten geeignet erscheinen.

Veränderungen von (mittleren) Zeigerwerten sind besonders geeignet, um Standortveränderungen zu belegen. Standardfehler von 0,5-1,0 Einheiten beim Vergleich von Einzelaufnahmen sind dabei jedoch einzukalkulieren (BÖCKER et al. 1983). Der Einfluss von Schätzfehlern sollte nach KOWARIK & SEIDLING (1989) durch einen Verzicht auf eine Gewichtung ausgeschlossen werden. Aufgrund der relativ groben Schätzskala, bei den DBF außerdem aufgrund der Bearbeiterkontinuität, erscheint dies jedoch vernachlässigbar und der Informationsgewinn aus den Deckungsgradverschiebungen wichtiger.

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* und *Galium uliginosum*, 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* und *Glyceria fluitans* von ELLENBERG et al. (1992) als Überflutungs-, damit jedoch nicht gleichzeitig als Wechselfeuchtezeiger gewertet werden; umgekehrt verhält es sich mit den Röhrichtbildnern *Glyceria maxima* und *Phalaris arundinacea*. Um die Vergleichbarkeit mit anderen Untersuchungen ohne umfangreiche Neuberechnungen zu gewährleisten wurde darauf verzichtet, von ELLENBERG et al. (1992) abweichende Einstufungen vorzunehmen.

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 Be-

standstrends 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). Pflanzengesellschaften setzen eine weitgehend fixierte floristische Artenzusammensetzung voraus. Daher sind sie als „Zielsysteme“ des Naturschutzes nach ROSENTHAL (2003) sogar ungeeignet, weshalb ROSENTHAL (2003) die Verwendung von Zielarten bzw. Zielartengruppen vorschlägt. 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, konkurrenzsschwache sowie störungsempfindliche Arten handelt. Zudem besteht der Vorteil, dass ihre Standortansprüche, ihre großräumige Bestandsentwicklung sowie ihre Verbreitung im Untersuchungsgebiet vor Beginn der Naturschutzmaßnahmen wie auch ihre Vorkommen im weiteren Umfeld des Untersuchungsgebietes wesentlich besser beschrieben sind als für praktisch alle anderen Arten (vgl. für Niedersachsen GARVE 1994 & 2007 und für das Ochsenmoor GANZERT & PFADENHAUER 1988 sowie GANZERT 1992). Als Indikatorarten wie auch als Zielarten des Naturschutzes sind diese Arten aber unter Umständen zu selten (ROSENTHAL 2000, 2003), was nach den eigenen Ergebnissen nicht der Fall ist: Im Ochsenmoor sind die meisten seit 1987 bzw. 1994 wiederholt erfassten Rote Liste-Arten mittlerweile recht häufig. Mit bislang nur wenigen Wuchsorten hinzu gekommene Arten eignen sich schon durch ihr Wiederauftreten an sich als Indikatoren. Die seit 1994 zusätzlich erfassten Feuchte- und Magerkeitszeiger kommen der Forderung von RECK et al. (1996, in ROSENTHAL 2000) zur Verwendung von Zielartenkollektiven nach, die damit nicht nur bereits gefährdete Arten umfassen.

Zur flächendeckenden Erfassung einzelner Arten in einem derart großen Untersuchungsgebiet ist methodisch außerdem anzumerken, dass sicherlich einzelne Wuchsorte übersehen 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 in den Jahren 2000 (BLÜML 2001) und 2008 (diese Arbeit) spielt allerdings nach eigener Einschätzung eine bessere persönliche Erfahrung mit Arten und Gebiet 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.

11.2 Böden

11.2.1 Moormächtigkeiten und sekundäre pedogene Prozesse

Die Moormächtigkeiten liegen im Wesentlichen im Bereich der auf Basis einer etwa 25 Jahre alten Kartierung abgegrenzten Klassifizierungen (vgl. GfL 1984). Lediglich drei Bohrungen im nördlichen Ochsenmoor ergaben aktuelle Moormächtigkeiten von 80-97 cm, obwohl GfL (1984) hier Werte von über 1 m angab. Umgekehrt wurden aber in anderen Teilbereichen des Ochsenmoores vereinzelt auch aktuell höhere Moormächtigkeiten festgestellt als damals angegeben, so dass von methodisch bedingten Ungenauigkeiten auszugehen ist. Belege für eine weitere Torfsackung nach Beginn der Extensivierung und Wiedervernässung sind daraus nicht ableitbar, da die Bohrpunkte nicht exakt eingemessen wurden und damit auch nicht genau verglichen werden konnten.

Die festgestellten sekundären pedogenen Veränderungen der Torfe resultieren größtenteils aus den Meliorationsmaßnahmen seit den 1950-er Jahren. Allerdings ist zu beachten, dass schon damals der zentrale Teil des Ochsenmoores großenteils 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.

Während die Flächen an der Westseite ebenfalls als tiefgründiges, pedogen überwiegend nicht besonders stark verändertes Niedermoor gekennzeichnet sind, stellt sich die Situation in der übrigen westlichen Dümmerniederung anders dar (BLANKENBURG et al. 2001b). Entsprechende Verhältnisse sind im Ochsenmoor weitgehend auf den Stemshorner und Dielinger Westerbruch sowie weitere Randbereiche beschränkt. Hier liegen die entscheidenden standörtlichen Unterschiede zwischen weiten Teilen des Ochsenmoores und der westlichen Dümmerniederung. Ackerbau und häufige Grünlandumbrüche, wie sie in den Kernbereichen des Ochsenmoores aufgrund vergleichsweise hoher Wasserstände nur vereinzelt durchgeführt wurden (vgl. GANZERT & PFADENHAUER 1988), führen zu raschen Veränderungen des Bodengefüges mit Ausbildung von Torfschrumpfungs- und Torfbröckelhorizonten und schließlich zu Vermurschung und Vermulmung (ROESCHMANN et al. 2003). Derart stark veränderte Standorte sind in der Kernzone des Ochsenmoores hingegen nur vereinzelt ausgebildet. 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.

11.2.1 Bodenchemische Kennwerte

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 in 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 zur Nivellierung

des Mosaiks stärker saurer und basenreicherer Standorte. Die nach 1994 belegte, teils starke Ausbreitung von Arten wie *Agrostis canina*, *Carex nigra* und *Eriophorum angustifolium*, die nach DIERBEN (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.

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 Probennahme 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 1990-er Jahren in sehr starkem Maße ausgehagert wurde. Hinweise auf einen Anstieg pflanzenverfügbarer Phosphor-Konzentrationen 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 2008/2009 durchgeführten Analysen gerade in den stark vernässten Bereichen zumeist sehr geringe Phosphor-Gehalte zeigten. 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 besteht ein Phosphor- bzw. 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-JACKELN 1996b). Im Ochsenmoor ist dies zumeist nicht der Fall; möglicherweise hängt dies auch mit der Nachlieferung an Kalium reichen Grundwassers zusammen (vgl. für das Gebiet 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.

Hinsichtlich der C/N-Verhältnisse konnten alle Standorte als eutroph gekennzeichnet werden. Die Vegetationsentwicklung, die vielerorts zumindest Tendenzen zu Hundsstraußgraswiesen und Kleinseggenrieden zeigt, wäre daher von den standörtlichen Bedingungen her nicht unbedingt zu erwarten. Hierin kommen somit wiederum die erheblichen Einflüsse alljährlicher Mahd und Entnahme des Aufwuchses zum Ausdruck.

11.3 Hydrologie

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 (PFADENHAUER et al. 2001). Eine zu starke Wasserstandsdynamik mit unzureichenden Steuerungsmöglichkeiten sowie eine oftmals zu schnelle Vernässung können eine gezielte Entwicklung zu bestimmten Feuchtgrünlandgesellschaften in Frage stellen (SCHREIBER 1995). Diese Problematik trifft generell auch für das Ochsenmoor zu. Sie wird allerdings durch die exemplarischen Grundwasserganglinien nur teilweise ausgedrückt, da diese den Stauwassereinfluss oberhalb von Mudden nicht unbedingt abbilden (s. Kap.3.2.3+11.1) und die besonderen physikalischen Eigenschaften pedogen veränderter Torfe zu stärker wechselfeuchten Bedingungen führen, als es die Grundwasserschwankungen zeigen (vgl. ROESCHMANN et al. 1993). Zudem bilden die überwiegend maximal von den Gräben entfernten Grundwassermesspegel durch Grabenan- bzw. -einstau erhöhte Wasserstände kaum ab (vgl. Kap. 11.1).

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 Vegetationsmosaike, selbst wenn die exemplarischen Grundwasserganglinien in der Kernzone großräumig zunächst relativ ähnliche hydrologische Verhältnisse anzeigen. Dass Wechselfeuchtezeiger in der Vegetation im Laufe der Wiedervernässung insgesamt weitgehend konstante Anteile zeigen, dürfte auch damit zusammenhängen, dass bereits während der Intensivnutzung deutliche Wasserstandsschwankungen auftraten. Diese resultierten wesentlich aus Stauwasserbildung nach Niederschlägen auf verdichteten Torfen einerseits und sommerlicher Austrocknung andererseits. Dafür sprechen die hohen Anteile von Knickfuchsschwanz- und Queckenrasen 1987. Dass die Wechselfeuchtezeiger jedoch insgesamt keine rückläufigen Anteile zeigen, spricht dafür, dass die vielfach ohnehin irreversible Schädigung der Standorte den Regenerationserfolg begrenzt. Dahingehend ist auch die gefundene negative Beziehung zwischen Bodenentwicklungsstufe und heutigem Artenreichtum in Vegetationsaufnahmen zu interpretieren.

Die in dieser Arbeit betrachteten, aktuell vorkommenden Feuchtwiesengesellschaften einschließlich Groß- und Kleinseggenrieden sind überwiegend auf hohe, wenig schwankende Grundwasserstände angewiesen. So wird für Schlankseggenriede auf Torf ein mittlerer Schwankungsbereich der Grundwasserstände (mittleres Maximum bis mittleres Minimum) zwischen 0,12 m über GOK und 0,23 m unter GOK angegeben, allerdings auch absolute Minima bis 0,7 m unter GOK (GOEBEL 1996). Die Grundwasserganglinien der Pegel in der nördlichen Kernzone zeigen regelmäßig sommerliche Tiefstände unter 0,25 m an.

Ein sommerliches Absinken der Grundwasserstände in Sumpfdotterblumenwiesen auf bis zu 0,55 m unter Flur wurde aber z.B. auch von BOLDT & SCHREIBER (2001) festgestellt, auf Mineralböden z.T. noch erheblich tiefer (vgl. GOEBEL 1996, RUVILLE-JACKELN 1996b). Witterungsbedingte Schwankungen von Jahr zu Jahr können erheblich ausfallen; so stellten SCHWARTZE et al. (1990) in einer Sumpfdotterblumenwiese auf Niedermoor im Jahresgang

1987 Grundwasserstände von zumeist 0,0 - 0,2 m unter Flur, 1988 jedoch zwischen April und September von 0,6 - 0,8 m unter Flur fest, wobei die Regenmenge in diesem Zeitraum um etwa 30 % geringer war als im Vorjahr. Die im Ochsenmoor dokumentierten Unterschiede zwischen den Jahren fallen trotz des extrem trockenen Sommers 2010 insgesamt geringer aus, jedoch kommt es in den Randzonen teils zu tieferen Werten im Sommer.

Für Hundsstraußgraswiesen und Wiesenseggenriede gibt GOEBEL (1996) Grundwasserstände mit einer mittleren Schwankungsamplitude von 0,0-0,3 m unter GOK und mittleren Werten von 0,0-0,1 m unter GOK an; extreme Tiefstände können bei 0,6-0,8 m unter GOK liegen. Die Überflutungsdauer kann demnach stark variieren, zumeist treten aber nur flache Überflutungen auf. Auch hinsichtlich dieser, sich im Ochsenmoor wieder ausbreitenden Vegetationsformen deuten sich zumindest für die südliche Kernzone regelmäßig sommerliche Tiefstände an, die unterhalb solcher mittleren Schwankungsamplituden liegen.

Für die im Ochsenmoor verbreiteten Flutrasen sind dagegen mehr oder weniger lang anhaltende, hohe Überflutungen ebenso typisch wie sommerliche Tiefstände bis deutlich über 1 m unter GOK (GOEBEL 1996).

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. Nach GEHLKER (1957) sanken die Wasserstände im Ochsenmoor im Sommer auf Werte nicht unterhalb von 1 m unter Flur ab; im Umkehrschluss sind also damalige Tiefstände um etwa 0,7-0,9 m unter Flur zumindest für Teilbereiche anzunehmen. PÖU (1992) stellten jedoch durch Vergleich von Grundwasserganglinien aus der Zeit um 1950 und damals aktueller Messreihen fest, dass um 1950 ausgeglichene Jahressgänge als Ende der 1980-er Jahre vorlagen.

Die in den südlichen Randbereichen dokumentierten Grundwasserganglinien zeigen hingegen wiederholt sommerliche Tiefstände, die die für Sumpfdotterblumenwiesen und andere Feuchtgrünlandgesellschaften typischen Werte teils deutlich überschreiten. Der hier mehrfach dokumentierte Ausfall bzw. Rückgang von *Caltha palustris* und *Senecio aquaticus* und die Entwicklung 1987 noch erhaltener Feuchtwiesenreste zeigt, dass sich solche Arten und Pflanzengesellschaften bei zu tiefen Wasserständen nicht in allen Bereichen auf Dauer zu halten vermögen.

Dies kann auch erklären, warum – abgesehen von saisonalen Besonderheiten – Unterschiede zwischen den Grundwasserganglinien in den 1990-er Jahren zu denen aus 2008 und 2010 nicht deutlich werden.

Ein jährlich wechselndes Überstauregime kann grundsätzlich eine Annäherung an eine natürliche Auendynamik darstellen und Etablierungschancen für verschiedene Pflanzenarten bieten (HELLBERG 1995). 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, ist nach KUNDEL (1993) anzustreben.

Insgesamt ist somit festzuhalten, dass das auf eine sommerliche Befahrbarkeit ausgerichtete Wasserstandsregime für die Kernzone des Ochsenmoores zwar keine wesentliche hydrologische Verbesserung stark pedogen veränderter Standorte bewirken konnte, aber ansonsten kein grundlegendes Hemmnis für die Regeneration artenreichen Feuchtgrünlandes darstellen dürfte. Grundsätzliche Zielkonflikte zwischen Wiesenvogelschutz, Bewirtschaftung und botanisch-vegetationskundlichen Entwicklungszielen ergeben sich hier nicht.

11.4 Nutzung

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 mehrschurig genutzter Wiesen verdeutlichen in erster Linie die zu diesem Zeitpunkt bereits eingetretenen Auswirkungen der Aushagerung und des durch Überstauung verzögerten Aufwuchses, da eine frühere Bewirtschaftung auch aus landwirtschaftlicher Sicht zumeist in den letzten Jahren nicht mehr sinnvoll erschien. Eine generelle Erhöhung der Brutvogelbestände bzw. deren Verteilung auf eine größere Anzahl von Parzellen war bislang nicht entscheidend für die verschobenen Erstnutzungstermine verantwortlich (H. BELTING, mdl. Mitt.).

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 Landröhrliche 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 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 *Senecio aquaticus* können zumindest in einzelnen Jahren derart spät erfolgende Erstnutzungen die Samenreife begünstigen (z.B. ROSENTHAL 1992b, s. auch Kap. 11.6.1).

Die Durchführung von Pflegeschnitten auf Weiden entspricht den Erkenntnissen zur Kontrolle von „Problempflanzen“ der Weiden (vgl. z.B. FISCHER 2001). Eine Weidenutzung wird aus vegetationskundlicher Sicht häufig kritisch beurteilt, insbesondere für Sumpfdotterblumenwiesen (s. Kap. 11.5.2) und einige Kennarten von Feuchtgrünlandgesellschaften (s. Kap. 11.6.1). Die Rückentwicklung typischer, seggenreicher Ausbildungen kann z.B. nach SCHWARTZE (1994) selbst durch eine Nachbeweidung verzögert oder gar verhindert werden. Starke Zunahmen von *Carex* spp. bis hin zur Dominanz wurden allerdings in einzelnen Studien auch bereits bei fünfjähriger Beweidung und Nulldüngung zuvor angesäter Flächen

beobachtet (MARRIOTT et al. 2002). Wesentliche negative Effekte der Beweidung wurden für das Ochsenmoor nicht nachgewiesen.

Nutzungssysteme mit ineinander übergehender Mahd- und Weidenutzung reduzieren nutzungsbedingte Differenzierungen der Vegetation, die sich dann vor allem durch hydrologische Unterschiede ausdifferenziert (Succow 1986). Dies dürfte die insgesamt geringe Relevanz der ohnehin nur unbefriedigend zu klassifizierenden Nutzungstypen auf die Artvorkommen erklären (s. auch Kap. 11.6.4).

11.5 Entwicklungen auf der Ebene von Pflanzengesellschaften und ökologischer Kennwerte der Vegetation

11.5.1 Mittel- bis langfristige Entwicklungen in Dauerbeobachtungsflächen

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 (ROSENTHAL 2000). In den DBF im Ochsenmoor ist seit 1995 ein nahezu entgegengesetzter Trend zu verzeichnen, wobei die Zunahmen allerdings auf die Nässezeiger beschränkt sind und die indifferenten Arten kaum Veränderungen zeigen (Abbildung 51). Noch besser sind die Stickstoffspektren vergleichbar, bei denen im Ostetal deutliche Rückgänge der Arten mit einer N-Zahl zwischen 1 und 5 und Zunahmen bei Stickstoffzeigern (N6-N9) sowie indifferenten Arten (Nx) beobachtet wurden. Im Ochsenmoor nahmen zwar die indifferenten Arten leicht zu, dafür sind die Trends bei den Arten mit einer N-Zahl zwischen 2 und 5 bzw. 6 und 9 zu denen im Ostetal durchweg gegenläufig.

Bekannt ist, dass sich eine Aushagerung nicht unbedingt in allen Teilflächen eines Gebietes ähnlich vollzieht. Bereits nährstoffarme Böden lassen sich offenbar nur schwierig 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 mittlere Stickstoffzahl in einzelnen DBF wenig verändert bzw. sogar leicht zugenommen, der Gesamttrend mit statistisch hoch signifikant abnehmenden Werten ist jedoch klar.

Die gestiegenen Evenness-Werte sind grundsätzlich ein Ausdruck ausgewogenerer Dominanzstrukturen bei gestiegenen Artenzahlen (vgl. HAEUPLER 1982, ROSENTHAL 1992b). Die in mehreren DBF im Ochsenmoor neuerlich beobachtete Ausbildung von Dominanzbeständen zeigt, dass hier nicht generell niedrigere, weniger stark voneinander verschiedene Deckungsgrade vorliegen. Vielmehr ist der in den meisten DBF gestiegene Artenzahl die entscheidende Rolle für die gestiegenen Evenness-Werte beizumessen.

Die DCA-Ordination der DBF-Aufnahmen zeigt trotz größtenteils ähnlicher Entwicklungen hinsichtlich Feuchte- und Nährstoffverhältnissen, anders als beim Vergleich der reproduzierten Vegetationsaufnahmen 1987 zu 2008 und in den Teichwiesen 1979-2008, keine einheitlichen Entwicklungsrichtungen und vielfach nur relativ geringe Verschiebungen entlang der Achsen 1 und 2. Vermutlich kommt hierin der kürzere Untersuchungszeitraum zum Ausdruck, der den Ausgangszustand vor Beginn der Vernässung nicht berücksichtigt. Vielmehr wird mit wenigen Ausnahmen eine Vereinheitlichung der Vegetationsverhältnisse

deutlich. Die stärksten, deutlich gerichteten Verschiebungen in DBF mit besonders langer Überstauung und die geringen Verschiebungen ohne klare Entwicklungsrichtung bei den DBF der Randzone verdeutlichen den positiven Einfluss der Vernässung und Überstauung auf die Vegetationsdynamik (vgl. Kap. 11.6.4).

Hinsichtlich der Entwicklung einzelner Arten bemerkenswert ist u.a. die Zunahme von *Festuca pratensis*. 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.

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

Die deutliche Zunahme der Deckungsgrade von *Holcus lanatus* ist typisch bei Aushagerung sowie Umstellung von Weide- zu Schnittnutzung (s.o.) sowie späterer Mahd; der Art wird allerdings eine gewisse Mahdempfindlichkeit, vor allem im 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, 1996b & 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*, 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 Massentwicklung auch unter günstigen Witterungsbedingungen nicht mehr ausreicht.

Die Entwicklungen bei weiteren Arten wird in Kap. 11.6 diskutiert.

11.5.2 Pflanzengesellschaften

Grundlegende Entwicklungen

Die Vegetationskartierung 1947/48 zeigt im Ochsenmoor wie an der Westseite eine großräumig angeordnete Abfolge von Pflanzengesellschaften. Diese Zonierung wurde vor allem von standörtlichen Unterschieden bestimmt. Die feinere Differenzierung, wie sie von KRAUSE & PREISING (1952) vorgenommen wurde, wird aus der nachträglichen, größeren Klassifizierung von GANZERT & PFADENHAUER (1988) nicht deutlich. 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 auszudifferenzieren (BAKKER 1989). Andererseits spricht HELLBERG (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 exakt vergleichbar sind.

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

Erwartungsgemäß decken sich aus Mitteleuropa grundlegend beschriebene Sukzessionsabfolgen mit denen, die am Dümmer beobachtet wurden. Insbesondere sind Faziesbildungen von *Anthoxanthum odoratum*, *Deschampsia cespitosa* und *Holcus lanatus* in Molinetalia-Fragmentgesellschaften belegt. Ebenfalls ist die Entwicklung von Knickfuchsschwanzrasen (Ranunculo-Alopecuretum geniculati) zu Varianten mit *Glyceria fluitans* und *Ranunculus flammula* beschrieben worden (s. auch 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 überhaupt 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 groß-

flächig ausgebildeten Flutrasen und Weidegesellschaften können Zwischenstadien zur Rückentwicklung von 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.

Entwicklungen in unterschiedlich vernässten Teilräumen

Die in Abbildung 27-29 gezeigten Vegetationsabfolgen repräsentieren die Extreme innerhalb des Ochsenmoores, die von den überwiegend zu beobachtenden Entwicklungen deutlich abweichen. Eine ausführliche Diskussion erfolgt auf Ebene der wesentlichen Pflanzengesellschaften.

Erwartungsgemäß zeigt sich unter sehr lang anhaltender Überstauung (Block G) die stärkste Vegetationsdynamik. Sumpfdotterblumenwiesen gingen dabei wie zu erwarten deutlich zurück (s.u.). Selbst hier sind allerdings auch Röhrichte durch fortschreitende Auslagerung wieder deutlich zurückgewichen.

Ebenso ungeeignet für den Erhalt und die Förderung von Sumpfdotterblumenwiesen ist die nicht aktiv vernässte Randzone, in der sich 1987 noch größere Reste solcher Feuchtwiesengesellschaften fanden. Hier kommen ebenfalls vor allem hydrologische Faktoren als Ursache in Betracht (s. unter Sumpfdotterblumenwiesen sowie Kap. 11.3). Ansonsten ist hier der Vegetationswandel vergleichsweise gering. Beispielhaft hierfür stehen die im Ochsenmoor insgesamt deutlich zurückgegangenen Wiesenfuchsschwanzwiesen. Lediglich der weitgehende Übergang der Wiesenschaumkraut- in die Kuckuckslichtnelken-Ausbildung der Weiden zeigt eine Zunahme der Feuchtwiesenarten infolge der Rücknahme intensiver Nutzung.

Letztgenannte Entwicklung ist auch für den Dielinger und Stenshorner Westerbruch typisch; hier wird außerdem die auf mittel- bis langfristige Sicht sehr stark eingeschränkte Regenerationsfähigkeit artenreicher Feuchtgrünlandgesellschaften auf den stark degradierten Standorten besonders deutlich.

Weidegesellschaften

Weidelgras-Weißkleewiden gehören generell zu den Vegetationsformen der am stärksten entwässerten Niedermoorstandorte; der mittlere Grundwasserstand liegt bei Werten über 0,8 m unter Flur (SCHRAUTZER 2004). Diesen Angaben liegt allerdings eine auf die meisten Flächen im Dümmergrünland nicht zutreffende Definition des *Lolio-Cynosuretum* zugrunde: So setzt z.B. SCHRAUTZER (2004) eine Deckung von *Lolium perenne* von über 25 % voraus. Die in den Kartierungen am Dümmer seit 1987 nach dem Ausschlussprinzip als Weidegesellschaften zusammengefassten Grünländer wiesen dagegen schon 1987 z.T. deutliche Anklänge an Feuchtwiesengesellschaften auf; die Verbandskennarten sind nach 1987 zurückgegangen. Derartige Vegetationsbestände werden von anderen Autoren häufig als *Molinietalia*- bzw. *Molinio-Arrhenatheretea*-Basalgemeinschaften definiert (vgl. z.B. SCHRAUTZER & WIEBE 1993, HELLBERG 1995, ROSENTHAL 2000). Hiervon auszunehmen ist die Schafgarben-Ausbildung, die im Ochsenmoor aber nur noch randlich auf nicht oder allenfalls sehr flachgründig vermoorten Standorten auftritt. Die Sonderstellung dieser Ausbildung wird auch durch ihre stark abgesetzte Position in der DCA deutlich.

Die Veränderungen in der Artenzusammensetzung der Weiden wurden in vielen Fällen sicher auch durch die Umstellung von Weide- auf Wiesennutzung zusätzlich begünstigt. Hier-

bei sind die auch im Ochsenmoor zu beobachtenden starken Zunahmen und vielfach auch die Dominanzbildung von *Holcus lanatus* typisch (z.B. SCHWARTZE 1992, 1994, SCHWÖPPE et al. 1992).

Fließende Übergänge zu Flutrasen sind nicht nur für reliefierte Flächen typisch, sondern resultieren auch aus der deutlichen Fluktuation von Jahr zu Jahr, bei der je nach Wasserstands- und Witterungsverhältnissen entweder *Holcus lanatus* oder aber *Agrostis stolonifera* und *Ranunculus repens* bei der Lückenbesiedlung bevorteilt sind (vgl. z.B. BAKKER 1989).

In der Kuckuckslichtnelken-Ausbildung mit den Vorkommen der Magerkeitszeiger *Anthoxanthum odoratum* sowie *Ranunculus flammula*, die in der Wiesenschaumkraut-Ausbildung weitestgehend fehlen, wird auch die Aushagerung bzw. bei Fehlen noch der Einfluss früher intensiverer Bewirtschaftung deutlich. Der Rückgang typischer Feuchtwiesenarten in der Trennartengruppe mag zunächst verwundern; hierin drückt sich jedoch vor allem die räumliche Verlagerung der Gesellschaft aus. Die 1987 und 1994 aufgenommenen Bestände mit Vorkommen dieser Arten haben sich überwiegend zu Flutrasen sowie zu Feuchtwiesengesellschaften entwickelt. Die gleichzeitig belegte Abnahme einer Reihe von Nährstoffzeigern zeigt jedoch unabhängig davon die allgemeinen Aushagerungswirkungen.

Flutrasen

Flutrasen zeigen im Verhältnis zu Sumpfdotterblumenwiesen hydrologisch grundlegend ähnliche oder aber stärker entwässerte Standorte bei deutlich erhöhter Wechselfeuchte an (ROSENTHAL 2000, SCHRAUTZER 2004). Sie können auch ohne Entwässerung durch Düngung, Eutrophierung und intensive Nutzung aus praktisch allen Feuchtgrünlandgesellschaften einschließlich Kleinseggensümpfen hervorgehen (vgl. KÖLBEL et al. 1990). Flutrasen sind typische Pflanzengesellschaften der heutigen „Intensivkulturlandschaft“, die artenreichen Feuchtgrünländer mit stenöken Zeigerarten repräsentieren dagegen historische Kulturlandschaftsformen (ROSENTHAL 2000). Auffällig ist in dieser Hinsicht, dass die Knickfuchsschwanzrasen überwiegend auf pedogen stark veränderten Torfen über ebenfalls deutlich geschädigten Mudden auftreten. Ihr aktuelles Vorkommen drückt also offenkundig im Verhältnis zu anderen Feuchtwiesengesellschaften nicht nur die eingestellten Wasser- und Nährstoffverhältnisse, sondern auch die Degeneration der Standorte und die sich daraus ergebenden, besonderen hydrologischen Bedingungen mit verstärkter Wechselfeuchte aus. Engere C/N-Verhältnisse als bei anderen Feuchtwiesengesellschaften, wie von SCHRAUTZER (2004) beschrieben, sind im Ochsenmoor dagegen nur für die Flutschwaden-Fazies zu bestätigen.

Von *Glyceria fluitans* geprägte Ausbildungen lösen im Ochsenmoor aufgrund fortgeschrittener Aushagerung und starker Vernässung die von *Alopecurus geniculatus* dominierten Bestände ab. Auffällig ist aber, dass aktuell das Ausmaß sekundärer pedogener Prozesse einschließlich Schädigungen der Mudden gegenüber den Knickfuchsschwanzrasen geringer ist. Offenbar hängt somit selbst die Ausbildung der Flutschwaden-Fazies nicht nur von stärkerer Vernässung und Aushagerung ab. Vielmehr stellt sich diese auf sehr stark pedogen veränderten Standorten nicht oder erst in längeren Zeiträumen ein. Die Flutschwaden-Fazies drückt somit im Verhältnis zu den Knickfuchsschwanzrasen nicht nur stärkere Vernässung, sondern auch bessere Standortqualitäten aus. Eine extrem lange Überflutung von über 180 Tagen pro Jahr sowie tiefer Überstau ist für die Deckungsgradiententwicklung von *Glyceria fluitans* allerdings ebenfalls hinderlich (KUNDEL 1998). Solche Verhältnisse sind im Ochsenmoor aber ohnehin nur an wenigen Stellen gegeben, die überwiegend von Seggenrieden und Hundsstraußgraswiesen eingenommen werden. Einzelne von *Agrostis stolonifera* dominierte Bestände der Knickfuchsschwanzrasen in sehr spät trocken fallenden, bis in den Juni

2008 vegetationsarmen Bereichen dürften aber als überstauungsbedingter Ersatz der Flut-schwaden-Fazies zu werten sein.

Die Verdrängung der von *Alopecurus geniculatus* beherrschten Vegetationsbestände und der Deckungsgrade dieser Art in anderen Pflanzengesellschaften dürfte in erster Linie Folge der Aushagerung sein und spricht nicht in jedem Fall für aus Naturschutzsicht positiv zu bewertende hydrologische Veränderungen. So toleriert nach KUNDEL (1998) die „*Agrostis stolonifera*-Basalgesellschaft“ sogar stärkere sommerliche Trockenphasen als Knickfuchsschwanzrasen im engeren Sinn. Bei verringerter Überstauung wird die *Glyceria fluitans*-Fazies von der *Agrostis stolonifera*-Fazies abgelöst (HELLBERG 1995). Da Gleiches auch für die am längsten überstauten Bereiche im Ochsenmoor zu gelten scheint (s.o.), sind die von *A. stolonifera* geprägten Bestände daher aber letztlich wie die Knickfuchsschwanzrasen im engeren Sinne für extrem wechselfeuchte Standorte typisch.

Die in den Flutrasen zumeist dominanten Arten *Agrostis stolonifera* und *Glyceria fluitans* besitzen durch ihr stark kolonales Wachstum ein schnelles Ausbreitungsvermögen und können sich daher auf den lange überstauten Standorten gut entwickeln (vgl. HELLBERG 1995). *A. stolonifera* gilt demnach als noch besser Wechselfeuchte ertragend als *G. fluitans*. Subassoziationen bzw. Varianten mit beiden genannten Arten sowie *Ranunculus flammula* sind typisch für nährstoffarme, saure Standorte (MEISEL 1977b). Auch die letztgenannte Art drückt somit bessere Standortqualitäten aus als Knickfuchsschwanzrasen ohne ihre Vorkommen.

1987 waren die Flutrasen des Dümmergebietes durch geringe Stetigkeit der Nässe- und Nährstoffarmutszeiger sowie Feuchtwiesenarten geprägt, gleichzeitig hatten gegen lange Überstauung empfindliche Arten der Molinio-Arrhenatheretea relativ hohe Anteile (GANZERT & PFADENHAUER 1988, HELLBERG 1995, vgl. Kap. 7.1.2). Die Stetigkeitsvergleiche konnten nach 1987 Verschiebungen zugunsten der Nässezeiger und Feuchtwiesenarten sowie eine Zunahme der Arten der Kleinseggensümpfe nur eingeschränkt belegen. Hierbei ist jedoch zu berücksichtigen, dass nährstoffreichere Flutrasen in den Randbereichen neu entstanden sind, während sich Flutrasen in den Kernbereichen zu Feuchtwiesengesellschaften entwickelt haben.

Konsequente Schnittnutzung kann eine Abnahme der Flutrasen-Kennarten *Alopecurus geniculatus*, *Eleocharis palustris* und *Glyceria fluitans* bewirken; jedoch sind hydrologische Parameter eher entscheidend (SCHWARTZE 1994). Im Ochsenmoor werden derartige Nutzungseinflüsse nicht deutlich, vermutlich ist dies auch durch die verbreiteten Mischnutzungsformen und Nutzungswechsel bedingt. Diese tragen neben hydrologischen Parametern (relativ starke Wechselfeuchte durch Wasserstandsmanagement und physikalische Eigenschaften pedogen veränderter Torfe) sicherlich mit zum derzeit sehr hohen Anteil der Flutrasen bei.

Queckenrasen

Queckenrasen sind auf stark entwässerten Niedermoorstandorten zu finden, die wegen erfolgter Grundwasserabsenkung intensiv mineralisieren (SCHRAUTZER & WIEBE 1993). *Elymus repens* ist in besonderem Maße auf die ökologischen Bedingungen stark entwässerter und pedogen entsprechend weitreichend veränderter Niedermoorstandorte angepasst, da sie sowohl Trockenphasen und oberflächliche Erwärmung, als auch Überflutung gut ertragen kann (SUCCOW 1986). Die im Jahr 1987 geringeren Flächenanteile dieser Gesellschaft im Ochsenmoor gegenüber anderen Teilen der Dümmerniederung war Ausdruck weniger tief ausgebauter Vorflutverhältnisse und geringerer Nutzungsintensität. Die Rückentwicklung ist logische Folge der Aushagerung, da *Elymus repens* nach Aufgabe der Gülledüngung zumeist stark zurückgeht (KUNDEL 1998).

Wiesenfuchsschwanzwiesen

Wiesenfuchsschwanzwiesen werden durch deutlich niedrigere mittlere Grundwasserstände geprägt als Feuchtwiesen- und Flutrasengesellschaften (vgl. SCHRAUTZER & TREPEL 1997). Im Ochsenmoor sind die Bestände daher heute weitgehend auf die wenig vernässten Randbereiche beschränkt. Diese räumliche Einschränkung der Wuchsbereiche von Wiesenfuchsschwanzwiesen kann die von den Flutrasen stark verschiedene floristische Zusammensetzung erklären, grundsätzlich von der heutigen verschieden war sie aber schon 1987 nicht. Deutlicher zu den Sumpfdotterblumenwiesen vermittelnde Bestände sind zwischenzeitlich in andere Gesellschaften übergegangen und daher hier nicht mehr enthalten; dies erklärt auch die Stetigkeitsabnahmen u.a. der Phragmitetea-Art *Carex acuta* und den Ausfall der Calthion-Kennarten *Caltha palustris* und *Senecio aquaticus*. Die 1987 im Ochsenmoor vorhandenen feuchten Ausprägungen unter nährstoffreicheren Bedingungen mit u.a. den vorgenannten Arten ähneln den feuchten Ausbildungen auf Rieselwiesen, wo HOPPE (2002) eine Reihe ausgesprochener Nässezeiger in entsprechenden Ausbildungen vorfand. Dies zeigt, dass Wiesenfuchsschwanzwiesen weniger durch Vernässung, als vielmehr durch Aushagerung aus dem Ochsenmoor verdrängt wurden. Nach DIERSCHKE (1997) wird *Alopecurus pratensis* durch mehrschürige und frühe Mahd sowie starke Düngung gefördert. Zweischürige Mahd bei Nulldüngung kann *A. pratensis* dagegen schwächen (SCHWARTZE 1994), was zusammen mit der resultierenden Aushagerungswirkung zum Rückgang der Gesellschaft im Ochsenmoor wesentlich beigetragen haben dürfte.

VIERHUFF (2002) fand in Grünländern mit einer *Alopecurus pratensis*-Fazies höhere pH-Werte und höhere Magnesium-Gehalte als in stärker ausgehagerten Flächen mit Dominanz von *Holcus lanatus*. Dies deuten die eigenen Daten ebenfalls an, dürfte jedoch auch mit der nunmehr überwiegenden Lage der Wiesenfuchsschwanzwiesen in den Randbereichen des Ochsenmoores zusammenhängen.

Sumpfdotterblumenwiesen

Da die Sumpfdotterblumenwiese hier synonym zum Calthion-Verband gesetzt wird, ist die Problematik der Abgrenzung des Senecioni-Brometum racemosi nicht weiter bedeutend. Ohnehin hat die genannte Gesellschaft nach SCHAMINÉE et al. (1996) keine eigenen Kennarten und ist nur negativ gegen andere Calthion-Gesellschaften abgegrenzt. Mit *Senecio aquaticus* hatte eine der beiden namensgebenden Verbandskenarten 1947/48 sogar eine geringere Stetigkeit als in späteren Aufnahmen und *Bromus racemosus* wurde 1947/48 auch nur mit einer Stetigkeit von 20-40 % angetroffen (Tabelle A15).

GROOTJANS et al. (1996) sehen am Beispiel entwässerter Sumpfdotterblumenwiesen zudem grundlegende Probleme der Zuordnung zu Pflanzengesellschaften bei Verarmung an Kennarten, insbesondere dann, wenn diese Arten mit zeitlichem Versatz zueinander ausfallen. Diese Problematik trifft auf Bestände in der Dümmerniederung ebenfalls zu, wobei kennartenärmere De- wie Regenerationsstadien relativ „großzügig“ den Sumpfdotterblumenwiesen zugeordnet wurden.

Sumpfdotterblumenwiesen haben sich in erheblichem Umfang aus anderen Gesellschaften entwickelt, in der Flächenbilanz für das Ochsenmoor stehen dem aber in ähnlichem Maße Entwicklungen von Sumpfdotterblumenwiesen hin zu anderen Pflanzengesellschaften gegenüber, was die Bedeutung flächenscharfer Vergleiche in der Auswertung der Vegetationskartierungen verdeutlicht. An der Westseite fällt die Flächenbilanz positiver aus, da hier Flächenverluste durch aushagerungsbedingte Sukzessionen zu Hundsstraußgraswiesen ebenso wenig auftreten wie Verluste durch offenkundig zu tiefe Wasserstände wie in der südlichen Randzone des Ochsenmoores.

Generell gelten sie als empfindlich gegenüber Änderungen im Wasserhaushalt, der Nährstoffversorgung und der Nutzung (DIERSCHKE & BRIEMLE 2002). Der hohe Anteil von Gesellschaftswechseln ist daher wenig überraschend; allerdings zeigen die Ausgangsgesellschaften aktueller Sumpfdotterblumenwiesen mit den Folgegesellschaften 1987 entsprechend eingestufte Grünländer erstaunlich viele Übereinstimmungen. Unter den Folgegesellschaften haben erwartungsgemäß die durch Aushagerung und starke Vernässung begünstigten Vegetationsformen Hundsstraußgraswiesen, Schlankseggenriede und Flutschwaden-Flutrasen höhere Anteile als unter den Ausgangsgesellschaften. Die Veränderungen im Ökogramm der Sumpfdotterblumenwiesen (vgl. Abbildung 21) zeigen sehr ähnliche Entwicklungstendenzen hinsichtlich Aushagerung und Vernässung ohne Änderung auf Gesellschaftsniveau für die verbliebenen Sumpfdotterblumenwiesen. Dies ist sowohl durch das Wiederauftreten nach 1947/48 verschwundener bzw. stark zurückgegangener Arten der Kleinseggensümpfe wie auch den Ausfall bzw. starken Deckungsrückgang von Nährstoffzeigern nach 1987 verursacht worden. Der Anteil der Weidegesellschaften und Wiesenfuchsschwanzwiesen, aus denen sich seit 1987 Sumpfdotterblumenwiesen entwickelt haben, macht deutlich, dass in Zeiträumen von etwa 10-20 Jahren eine teilweise Regeneration typischer Feuchtwiesengesellschaften aus derartigen Vegetationsbeständen unter den im Ochsenmoor herrschenden Standortbedingungen durchaus möglich ist. Dass die Rückentwicklung von Sumpfdotterblumenwiesen noch fortschreiten dürfte, unterstützen auch die Befunde von BAKKER (1989), der nach 15-jährigem Düngungsverzicht und alljährlicher Mahd oft Initialstadien des *Calthion* feststellte.

Nach SCHRAUTZER & WIEBE (1993) zeichnen sich Sumpfdotterblumenwiesen durch geringe Wechselfeuchte, nur kurzfristige Überflutungen und hohe, auch im Sommer selten tiefer als 0,3 m unter Flur fallende Grundwasserstände aus. Diese hydrologischen Charakteristika treffen im Ochsenmoor auf die Bestände in der Kernzone zu; die tieferen Sommerwasserstände in den Randzonen können das Verschwinden von Restbeständen noch nach Beginn des Naturschutzmanagements erklären (s. Kap. 11.3). Die gleichen Autoren ermittelten in der Ausbildung mit *Carex nigra* C/N-Verhältnisse um 24, die signifikant höher lagen als in den anderen Ausbildungen mit Werten um etwa 15-17 – die entsprechenden Werte im Ochsenmoor liegen deutlich niedriger. Für typische *Calthion*-Varianten auf Niedermoor geben SCHRAUTZER & TREPEL (1997) hingegen C/N-Verhältnisse von 13-21 und Gehalte an organischer Substanz von 68-92 % und damit durchschnittlich höhere Werte als bei anderen (Feucht-) Grünlandgesellschaften an. Die Proben aus Sumpfdotterblumenwiesen des Ochsenmoores liegen überwiegend innerhalb dieser Spannen mit einzelnen niedrigeren Werten.

Die ermittelten pH-Werte liegen größtenteils im Bereich der in den Niederlanden gefundenen Werte (pH 4,5-6,0, SCHAMINÉE et al. 1996). Niedrigere pH-Werte sind im Ochsenmoor bislang insgesamt selten, eine wesentliche Gefährdung durch Versauerung (vgl. SCHAMINÉE et al. 1996) ist daher unwahrscheinlich (vgl. Kap. 11.2.2). ROSENTHAL et al. (1998) sowie MAIER (2005) nennen gar pH-Werte (CaCl_2) von 4,2-4,5 bzw. 4,3-4,5; nach IRMLER et al. (1998) ist hingegen eine Abhängigkeit der Sumpfdotterblumenwiesen von subneutralen pH-Werten anzunehmen. SCHWARTZE et al. (1990) geben Werte von pH 5,7 bis 6,4 an und VIERHUFF (2002) fand Werte um pH 5,5 sowie relativ hohe Magnesium-Gehalte, während in seinen Untersuchungen andere Pflanzengesellschaften überwiegend auf stärker sauren Standorten wuchsen. Allerdings fanden sich in jener Studie von *Deschampsia cespitosa* geprägte Grünländer auf relativ sauren und magnesiumarmen Standorten. Da im Ochsenmoor gerade auch Sumpfdotterblumenwiesen häufig eine solche Rasenschmielen-Fazies zeigen, sind hier für das Gebiet eher durchschnittliche Werte gut zu erklären.

Nach ROSENTHAL et al. (1998) sind mittlere Stickstoffzahlen von mN 3,0-4,1 in mesotrophen *Carex nigra*-Varianten des Senecioni-Brometum racemosi als optimal anzusehen. Im Ochsenmoor weisen die mageren Sumpfdotterblumenwiesen überwiegend eine mN von ca. 3,3-4,7 auf, sind so gesehen also bereits bis auf das anzustrebende Niveau ausgehagert. Umgekehrt können Sumpfdotterblumenwiesen bei mäßiger Entwässerung und Düngung aus Kleinseggenrieden hervorgehen (SCHRAUTZER & WIEBE 1993), was auch auf die Bestände im Ochsenmoor zutrifft, die 1947/48 als Hundsstraußgraswiese eingestuft wurden. Derzeit zeigt sich vielfach eine partielle Rückentwicklung zu den Kleinseggengesellschaften, diese vollzieht sich jedoch auch auf stark ausgehagerten Flächen, die damals als Sumpfdotterblumenwiese eingestuft wurden. Offenkundig bewirkten hier die vor der Eindeichung aufgetretenen Überschwemmungen der Hunte eine gewisse Düngung, während die heutige Austragsnutzung geeignet ist, ein niedrigeres Nährstoffniveau herbeizuführen. So führt beispielsweise nach JECKEL (1987) eine N-Düngung von über 50 kg/ha/a zu einem Verlust der Trennarten magerer Feuchtwiesenausprägungen wie z.B. *Agrostis canina*, ab der doppelten Düngermenge verschwinden demnach auch die Kennarten des Calthion, darunter *Caltha palustris*.

Neben den deutlichen Aushagerungseffekten sind die hohen Feuchtezahlen der Vegetationsaufnahmen in den Sumpfdotterblumenwiesen 2008 bemerkenswert, da diese teils über dem Niveau der entsprechenden Gesellschaften 1947/48 liegen. Einige Calthion-Kennarten, insbesondere auch *Caltha palustris*, wuchsen noch im 19. Jahrhundert in Norddeutschland in mehr mesotrophen, nassen und weniger kulturbeflussten Gesellschaften (WEBER 1892 in GROOTJANS et al. 1996). Im Ochsenmoor deutet sich derzeit eine entsprechende Rückentwicklung an, wobei allerdings der Artenreichtum aus der Zeit um 1950 bei weitem nicht erreicht wird, insbesondere fehlen zahlreiche heute teils hochgradig gefährdete (Kenn-) Arten völlig oder weitgehend. Kleinseggenreiche Sumpfdotterblumenwiesen können allerdings auch bei zehnjähriger Mahd ohne Düngung u.U. eine sehr konstante floristische Zusammensetzung zeigen (BAKKER 1989).

Hinsichtlich der Pflegenutzung wird für Sumpfdotterblumenwiesen zumeist eine zweischürige Mahd als günstig angesehen, eine Beweidung dagegen als ungünstig (z.B. SCHWARTZE 1995). Im Ochsenmoor existieren jedoch auch einige seit vielen Jahren beweidete bzw. als Mähweide genutzte Ausbildungen; negative Einflüsse der Beweidung sind zumindest auf Gesellschaftsniveau nicht zu belegen. Dies dürfte aus den hier praktizierten, für heutige Verhältnisse relativ extensiven Beweidungsformen resultieren.

Pfeifengraswiesen/Borstgrasrasen

Während sich in den letzten Jahren kleinseggenreiche Hundsstraußgraswiesen und Sumpfdotterblumenwiesen in nennenswertem Umfang (rück-)entwickelt haben, sind bislang keine Tendenzen zur auch nur ansatzweisen Regeneration der um 1950 noch vorhandenen Pfeifengraswiesen und Borstgrasrasen zu erkennen. Unter Umständen lassen sich diese aus Sumpfdotterblumenwiesen entwickeln (KAPFER 1988), die Regenerationsfähigkeit gilt jedoch als begrenzt (z.B. BURKART et al. 2004). Vermutlich stehen dem sowohl starke, irreversible Standortveränderungen als auch ein mangelndes Diasporenangebot (s.u.) entgegen (HELLBERG 1995). Die Kennarten dieser Gesellschaften sind im Dümmergebiet kaum mehr anzutreffen (vgl. Kap. 10.1.+11.6.1), was eine Regeneration in absehbaren Zeiträumen kaum erwarten lässt.

Hundsstraußgraswiesen

Die Abgrenzung der Kleinseggensümpfe der *Scheuchzeria-Caricetea nigrae* von Grünlandgesellschaften der *Molinio-Arrhenatheretea* ist häufig nicht eindeutig und kann von subjektiven Einschätzungen des Bearbeiters abhängen (z.B. BRAND & HOMM 1995). Diese Autoren arbeiteten daher eine *Festuca rubra*-Gruppe zur Abgrenzung heraus, wonach u.a. das hochstete Vorkommen von *Cardamine pratensis* und *Poa trivialis* im Ochsenmoor gegen eine Zuordnung zu den Kleinseggensümpfen spräche. Das Vorkommen dieser Arten ist im Ochsenmoor vor allem der regelmäßigen Pflegenutzung geschuldet, außerdem werden Arten der *Molinio-Arrhenatheretea* durch Wechselfeuchte und (leichte) Entwässerung begünstigt (WITTIG 1999).

Teilweise werden für die Definition von Kleinseggenrasen bedeutend schärfere Kriterien angelegt (z.B. SCHRAUTZER 2004): SCHRAUTZER & WIEBE (1993) schließen sowohl beim Calthion als auch bei Flutrasen des *Ranunculo-Alopecuretum geniculati* mesotraphente Subassoziationen/Ausbildungen mit Vorkommen von *Agrostis canina*, *Carex nigra*, *C. rostrata* und *Potentilla palustris* ein. SCHRAUTZER (2004) zählt neben diesen Arten auch *Carex panicea*, *Lysimachia thyrsiflora* und *Menyanthes trifoliata* zu typischen Arten mesotropher Calthion-Ausprägungen auf Standorten mit relativ weiten C/N-Verhältnissen. Die von SCHRAUTZER & WIEBE (1993) ermittelten C/N-Werte entsprechender Calthion-Gesellschaften um 15 kommen den Werten aus den Sumpfdotterblumenwiesen im Ochsenmoor ($\bar{X}$ 14,8) am nächsten, die hier aufgenommenen Hundsstraußgraswiesen ($\bar{X}$ 15,9) weisen aber auch nur geringfügig weitere C/N-Verhältnisse auf. Die bei SCHRAUTZER & WIEBE (1993) aufgeführten Z-Werte (Mediane) der Artmächtigkeiten deuten an, dass die o.g. Arten in den zugrunde liegenden Aufnahmen überwiegend nicht dominant auftraten. Anders verhält es sich mit der dort benannten Calthion-Basalgesellschaft mit Fazies von *Carex nigra*, die mit hohen Stetigkeiten u.a. von *Rumex acetosa* noch deutlichere Aspekte des Wirtschaftsgrünlandes und eine geringere Bodenfeuchte zeigen als die Bestände im Ochsenmoor, ansonsten den meisten dort erfassten Beständen aber gut entsprechen. Dieselben Autoren sprechen bei der entsprechenden Ausbildung der Flutrasen aufgrund der Vorkommen von *Agrostis canina*, *Carex nigra* sowie *Stellaria palustris* von „syngenetischen Beziehungen“ zu den mesotraphenten Ausgangsgesellschaften, was einmal mehr die schwierige Abgrenzbarkeit zwischen den Gesellschaften geradezu logisch erscheinen lässt. WITTIG (1999) sieht für die Klassenkennarten *Agrostis canina* und *Carex nigra* den Schwerpunkt im *Caricion nigrae* und bezeichnet *Ranunculus flammula* als „bezeichnenden Begleiter“ in diesem Verband, so dass eine Einbeziehung der von diesen Arten geprägten, zu Flutrasen tendierenden Bestände im Ochsenmoor nahe liegt. HELLBERG (1995) bemängelte auf Grundlage seiner Untersuchungen in den Teichwiesen 1991 jedoch das Fehlen „echter“ Kennarten der Kleinseggensümpfe und sah in solchen Hundsstraußgraswiesen eher Subassoziationen der Sumpfdotterblumenwiesen, die durch das gemeinsame Vorkommen von Arten mit höheren Nährstoffansprüchen und Arten ärmerer Standorte gekennzeichnet sind (s. auch Kap. 7.1.5). Insgesamt stellte er für die Hundsstraußgraswiesen in der Dümmerniederung die Verarmung an Kennarten der Kleinseggenriede von 1947/48 zu 1987 heraus; diese kehrte sich bis 2008 ansatzweise wieder um. Gleiches gilt für die *Phragmitetea*-Arten, bei denen Rückgänge zwischenzeitlich häufigerer Arten mit höheren Nährstoffansprüchen und Wiederauftreten 1947/48 vorkommender Arten ärmerer Standorte wie *Carex rostrata*, *Equisetum fluviatile* und *Galium palustre* klare Tendenzen zur Rückentwicklung in Richtung der früheren Vegetationsformen anzeigen. Die heutigen Hundsstraußgraswiesen im Ochsenmoor dürften somit auch Übergangszustände repräsentieren. Die langsame Rekolonisation und Ausbreitung von Kennarten der Kleinseggensümpfe weist auf die allmähliche Rückentwicklung aus nährstoffreicheren Feuchtgrünlandgesellschaften hin.

WITTIG (1999) schlägt dagegen vor, aus pragmatischen Gründen eine Aufteilung nach den Dominanzverhältnissen vorzunehmen, also zu ermitteln, welche Artengruppe mengenmäßig überwiegt. Diesem Ansatz wurde schon deswegen weitgehend gefolgt, weil nur so die Vergleichbarkeit mit früheren Kartierungen gewährleistet ist. Die Ähnlichkeit zwischen den Hundsstraußgras- und Sumpfdotterblumenwiesen zeigt unabhängig von pflanzensoziologischen Systemen auch die Ordination mittels DCA.

Der 1987-2008 gegenüber 1947/48 viel höhere Anteil an Arten der Molinio-Arrhenatheretea im Ochsenmoor drückt sowohl reliktdäre Einflüsse stärkerer Entwässerung und intensiverer Nutzung, als auch die weiterhin wirksame regelmäßige Nutzung aus, die großenteils noch frühere und häufigere Schnitte beinhaltet als eine typische Streuwiese mit alleiniger Herbstmahd.

Eine Regeneration von Kleinseggenrieden wurde verschiedentlich als höchstens teilweise und langfristig möglich bzw. als nicht durchführbar erachtet (z.B. KÖLBEL et al. 1990, HELLBERG 1995, SCHRAUTZER 2004). Teils stellen sich zwar *Carex nigra*-Dominanzbestände mit allenfalls mäßig hohen Artenzahlen ein; für Kleinseggenriede charakteristische Arten, die heute vielfach als floristische Besonderheiten gelten, wandern jedoch zumindest mittelfristig nicht ein (z.B. SCHWARTZE 1999). Andererseits gibt es auch einzelne Beispiele dafür, dass sich z.B. aus Grünland mit Dominanz von Süßgräsern nährstoffreicher Standorte innerhalb von acht Jahren ein torfmoosreiches Wiesenseggenried entwickelte (SCHWAAR 1987). SCHWARTZE (1999) sowie POPTCHEVA (1997) stellten auf langjährig untersuchten DBF im Münsterland bei wenigstens zehnjähriger Nulldüngung und regelmäßiger Mahd von Flutrasen und Sumpfdotterblumenwiesen z.T. Tendenzen zur Entwicklung von Kleinseggenrieden fest. Im Ochsenmoor haben Flutrasen aber nur einen geringen Anteil an den Ausgangsgesellschaften 1987-2000 der heutigen Hundsstraußgraswiesen; eine Zurückdrängung von *Alopecurus geniculatus* zugunsten von *Agrostis canina* und *Ranunculus flammula* ist bei stärkerer Aushagerung auch in anderen Gebieten beobachtet worden (z.B. MICHELS 1993, SCHWARTZE 1994). Viel bedeutsamer als Ausgangsgesellschaften sind im Ochsenmoor aber Sumpfdotterblumenwiesen und Kuckuckslichtnelken-Ausbildungen der Weiden, die zu den Molinetalia-Basalgesellschaften vermitteln. Die Ergebnisse zeigen, dass hier auf Teilflächen eine mittelfristige Aushagerung auf für solche Gesellschaften typische mittlere Stickstoffzahlen und dominante Anteile von *Agrostis canina* und/oder *Carex nigra* möglich ist. Damit einher geht eine sehr langsame, vielfach offenkundig erst beginnende Rekolonisation und Ausbreitung weiterer Kennarten. Die mittleren Stickstoffzahlen für Gesellschaften des Caricion nigrae geben ROSENTHAL et al. (1998) mit mN 2,5-4,0 an; dies entspricht fast exakt den 2008 im Ochsenmoor ermittelten Werten. Letztlich beschränkt sich die Restitution solcher nährstoffarmen Gesellschaften, die den Kleinseggenrieden zumindest nahe stehen, bislang aber weitgehend auf bereits 1987 als Sumpfdotterblumenwiese oder Feuchtgrünland im weiteren Sinne eingestufte Grünländer mit nunmehr starken Aushagerungserscheinungen.

Röhrichte

Rohrgranzgras-Röhrichte sind als hochwüchsige Dominanzbestände in der Regel artenarm; HEINKEN (2001) fand in genutzten Beständen mit durchschnittlich 9,1 Arten/4 m² aber eine deutlich höhere Artenzahl als in ungenutzten Beständen (6,7 Arten/4 m²). Die noch deutlich höheren Artenzahlen der eigenen Aufnahmen (Mittelwert: 12,4 Arten/25 m²) resultiert sicher wesentlich aus den erheblich größeren Aufnahmeflächen, zeigt aber auch die trotz durchweg hoher Deckung von *Phalaris arundinacea* deutlichen Einflüsse regelmäßiger Nutzung und der kleinräumigen Durchdringung der Röhrichte mit anderen Pflanzengesellschaften.

Flutrasen lösen bei stärkerer Beweidung Rohrglanzgras-Röhrichte ab (HEINKEN 2001). Im Ochsenmoor waren 2008 Flutrasen die anteilig deutlich überwiegende Folgegesellschaft von Bereichen, die 2000 als Rohrglanzgrasröhricht eingestuft wurden. Dies betrifft aber vorrangig gemähte Standorte. Hier kommen daher vor allem Aushagerung, daneben auch häufige Mahd als Hauptursachen für die Rückdrängung von *Phalaris arundinacea* in Betracht.

Das Verschwinden der Wasserschwaden-Röhrichte ist angesichts der insgesamt sehr deutlichen Aushagerung wenig verwunderlich; *Glyceria maxima* meidet nährstoffarme Feuchtwiesen (SCHRAUTZER 2004). Derartige Röhrichte können insbesondere dann entstehen, wenn mit eutrophem Wasser überstaut wird (JOYCE & WADE 1998).

Schlankseggenriede, Blasenseggenried

Die grundlegende hydrologische Charakterisierung der Schlankseggenriede von BANÁSOVÁ et al. (1998), wonach die Bestände bis April/Mai überflutet sind und die Grundwasserstände nicht unter 1 m unter Flur absinken (vgl. auch GROOTJANS & TEN KLOOSTER 1980), trifft für das Ochsenmoor weitgehend zu. *Carex acuta* kann in sehr lange überstauten Bereichen die entstehenden Pflanzengesellschaften entscheidend prägen. Deckungsgradanstiege von *C. acuta* sind aber erst nach sechs Jahren Vernässung und Überflutung zu verzeichnen (KUNDEL 1998), was die Zunahme im Ochsenmoor gerade in den 2000-er Jahren erklärt und eine künftig weitere Ausdehnung der Schlankseggenriede in nassen Bereichen vermuten lässt. Die Grundwasserganglinien zeigen jedoch, dass sich die sommerlichen Tiefstände häufig unterhalb der mittleren Schwankungsbreite bewegen (vgl. GOEBEL 1996, s. auch Kap. 11.3), was eine weitere Ausbreitung im Ochsenmoor auf tiefliegende Standorte mit pedogen wenig veränderten und somit nicht zusätzlich zu starker Wechselfeuchte neigenden Torfen begrenzen dürfte.

Nach ROSENTHAL (2000) wird jedoch die Entwicklung zu Großseggenrieden durch Wechsel-feuchte, Sommertrockenheit und Bewirtschaftung gebremst. So verträgt *Carex acuta* starke Wasserstandsschwankungen schlecht, *Phalaris arundinacea* durch sein tiefer reichendes Wurzelwerk sommerliche Austrocknungen dagegen besser (s. auch MEISEL 1977a). Grundwasserganglinien weisen daher in Rohrglanzgrasröhrichten oft deutlichere sommerliche Tiefstände aus als in Schlankseggenrieden (vgl. z.B. BOEDELTE & BAKKER 1980). Allerdings löst *C. acuta* mit zunehmender Überflutungsdauer *P. arundinacea* ab (vgl. SCHUMANN et al. 1999), was die Entwicklung von Schlankseggenrieden in den lange überstauten Flächen mit erklären kann. Da Wasserstandsschwankungen wie auch Nutzungseinflüsse im Ochsenmoor regelmäßig und deutlich auftreten und sich über das auf eine sommerliche Befahrbarkeit hin ausgerichtete Wasserstandsmanagement gegenseitig bedingen, ist die in erheblichem Umfang stattfindende Etablierung von Schlankseggenrieden bemerkenswert. Hinsichtlich der Bewirtschaftung ist allerdings zu berücksichtigen, dass *C. acuta* durchaus mahdtolerant ist und bei spätem Schnitt gegenüber *Phalaris arundinacea* begünstigt ist (ROSENTHAL 1992a, HELLBERG 1995). Dagegen werden Schlankseggenriede von TÜXEN (1956, zusammengestellt in ROSENTHAL 2000) ebenso wie die vereinzelt im Ochsenmoor bzw. an der Westseite anzutreffenden Rohrglanzgras- und Wasserschwadenröhrichte, Sumpfreitgrasriede und Blasenseggenriede zu den schwach kulturbeflussten Brachegesellschaften gerechnet. *C. acuta* dürfte gegenüber Röhrichtarten im Ochsenmoor durch die Aushagerung wesentlich profitieren, da diese Art unter nur mäßiger Nährstoffversorgung Konkurrenzvorteile besitzt und die Nährstoffansprüche insbesondere von *Glyceria maxima* nicht mehr befriedigt werden können (vgl. HELLBERG 1995).

Eine Entwicklung von Sumpfdotterblumenwiesen zu Schlankseggenrieden ist im Ochsenmoor nur auf verhältnismäßig geringen Flächenanteilen zu beobachten, während in den

Borgfelder Wümmewiesen bei Bremen eine Vernässung mit jährlich etwa 70-tägiger Überstauung großflächig zu einer solchen Entwicklung führte (vgl. HELLBERG et al. 2003). Vermutlich kommen hier die Einflüsse der teils mehrschürigen Mahd bzw. Mahd mit Nachbe- weidung zur Pflege insbesondere der vegetationskundlich wertvollen Flächen zum Tragen.

Die Ähnlichkeit zwischen den Schlankseggenrieden und den Sumpfdotterblumenwiesen, die sich im Ochsenmoor auch in der DCA zeigt, resultiert wesentlich aus den hohen Anteilen von Feuchtwiesenarten, die sich nutzungsbedingt in Seggenrieden halten können. Zudem sind Sukzessionen in beide Richtungen belegt. SCHWARTZE (1992) bezeichnet Schlankseggenriede u.a. als späte Extensivierungsstadien von Sumpfdotterblumenwiesen, was sich im Ochsenmoor bestätigt. SCHAMINÉE et al. (1996) sehen den Unterschied vor allem in der längeren Überflutungsdauer der Schlankseggenriede.

Blasenseggenriede zeigen hingegen trotz starker Zunahmen von *Carex vesicaria* bisher keine Ausbreitung und bleiben weiterhin auf einen Sonderstandort beschränkt. Solche Vegetationsbestände werden als typische Brachegesellschaften von Feuchtgrünland beschrieben (z.B. DIERSCHKE & WAESCH 2003). Diese werden im Ochsenmoor daher wohl vorwiegend durch die regelmäßige Nutzung gehemmt.

11.5.3 Ökologische Kennwerte der Vegetation und ihre Veränderungen

2008 wurden sehr häufig fließende Übergänge zwischen verschiedenen Vegetationseinheiten kartiert. Zudem wurde über ein Drittel der Vegetationsaufnahmen gezielt an den Aufnahmepunkten von 1987 reproduziert, anstatt diese an idealtypischen Ausschnitten der aktuellen Vegetation vorzunehmen. Beides ließe eine unschärfere Differenzierung in der DCA erwarten. Dass die DCA 2008 wesentliche Pflanzengesellschaften eher deutlicher differenziert als die DCA für die Aufnahmen aus 1987, dürfte daher maßgeblich durch weniger intensive Nutzungseinflüsse begründet sein. Offenkundig überlagerte 1987 die Nutzung mit schärferer Trennung zwischen Weiden und Mähwiesen und unterschiedlich hohe Düngergaben sehr stark die standörtlichen Faktoren.

Dass dagegen die DCA für die Vegetationsaufnahmen aus 1947/48 die Gesellschaften insgesamt noch klarer differenziert, liegt auf der Hand: Erst die Vegetationsveränderungen ab etwa 1950, die gerade auch im Dümmergebiet durch einschneidende Meliorationsmaßnahmen und nachfolgende landwirtschaftliche Intensivnutzung hervorgerufen wurden, nivellierten viele Unterschiede zwischen den Standorten und Pflanzengesellschaften (z.B. allgemein ELLENBERG & LEUSCHNER 2010 sowie speziell für Kleinseggengesellschaften WITTIG 1999).

Hinsichtlich der weitergehend ausgewerteten mittleren Zeigerwerte für Feuchte und Stickstoff fallen zunächst die 2008 ausgesprochen hohen mittleren Feuchtezahlen auf vielen Flächen auf. Mittlere Feuchtezahlen 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 allgemein können eine Aushagerung von Moorstandorten und die daraus resultierenden Vegetationsveränderungen durch atmosphärische Stickstoffeinträge ebenso behindert werden wie durch Zufluss eutrophier-

ten 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). 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, wie sich insbesondere an den mittleren Stickstoffzahlen der DBF zeigt. Von den entsprechenden Flächen waren einzelne schon langjährig ausgehagert, überwiegend aber erst seit etwa 5-10 Jahren, was den von SCHWARTZE (1992) veranschlagten Zeiträumen nahekommt. Sicher war auf einigen Flächen die zuvor sehr intensive Nutzung mit starker Düngung für eine relativ lange Anlaufphase mit verantwortlich. Eine zuvor starke Phosphordüngung auf Moorböden bewirkt nach TALLOWIN et al. (1998) einen ausgesprochen langsamen Anstieg der Artenzahlen, bereits eine vierjährige P-Düngung bedarf einer mindestens 13-jährigen Regenerationsphase. Die stärksten Schäden an der Vegetation aus Naturschutzsicht verursacht nach TALLOWIN et al. (1998) eine NPK-Düngung.

Für das Ochsenmoor hat sich insgesamt gezeigt, dass mit alljährlicher, wenn auch zugunsten des Brutvogelschutzes teils eingeschränkter Austragsnutzung 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 konnte dies im Ochsenmoor dank eines auf etwa 9 km² zusammenhängenden Grünlandareals mit generellem Düngungsverzicht unter Beibehaltung der regelmäßigen Nutzung bzw. Pflege erreicht werden. Dies macht die besondere Bedeutung der konsequenten Umsetzung der Nulldüngung in entsprechend großflächigen Gebieten mit minimierten Randeinflüssen deutlich.

HELLBERG (1995) beobachtete in den meisten Fällen bereits nach wenigen Jahren eine weitgehend stabile Artenzusammensetzung und speziell in den Teichwiesen nach zwölf Jahren nur noch in sehr geringem Maße eine Zuwanderung von Arten, die im Ausgangsbestand nicht vorgekommen waren. Für die Teichwiesen wurde in der Folgezeit zwar eine weitere Zunahmen der Artenzahlen belegt, die Vegetationsverhältnisse auf Gesellschaftsebene veränderten sich jedoch nur noch wenig. Für das Ochsenmoor insgesamt haben sich nunmehr aber in vielen Fällen mehrfache Vegetationswechsel auf Gesellschaftsebene, erhebliche Umschichtungen in der Artenzusammensetzung und eine Rekolonisation durch einige Arten gezeigt. Wenn auch dies durch das seit Beginn der Naturschutzmaßnahmen z.T. noch

mehrfach veränderte Nutzungs- und Wasserstandsregime begünstigt worden sein dürfte, so wird dennoch deutlich, dass auf einigen Flächen sehr langfristige Sukzessionsprozesse stattfinden.

Der entscheidende Einfluss von Vernässung und Aushagerung wird auch in der vergleichenden Auswertung von 60 reproduzierten Vegetationsaufnahmen 1987 und 2008 deutlich, die insgesamt eine repräsentative Stichprobe darstellen dürften. Die fast durchweg gleichgerichteten Verschiebungen in der DCA bringen dies zum Ausdruck, da für die Differenzierung entlang der Achsen 1 und 2 im Jahr 2008 maßgeblichsten Faktoren die mittleren Feuchte- und Stickstoffzahlen sind.

An der Westseite sind mit dem Ochsenmoor vergleichbare Aushagerungsprozesse trotz eines vergleichbaren Nutzungsregimes nicht zu beobachten. Hier dürfte der Einfluss nährstoffreicheren Qualmwassers in Deichnähe ein wesentlicher begrenzender Faktor sein. Ansonsten zeigen die Flächen an der Westseite eine zu den reicheren, kurzzeitig überstauten Standorten im Ochsenmoor vergleichbare Entwicklung. Entsprechend der weitgehend konstanten mittleren Zeigerwerte konnten auch Verschiebungen in den DCA-Achsenwerten nicht mit Umwelteigenschaften in Beziehung gebracht werden. Dennoch zeigen die Aufnahmen an der Westseite überwiegend gleichgerichtete Verschiebungen in der DCA, ohne dass die Ursachen hierfür abschließend geklärt werden konnten.

11.5.4 Veränderungen über 30 Jahre am Beispiel der Teichwiesen

In den Teilbereichen der Teichwiesen zeigen sich langfristig deutlich unterschiedliche Vegetationsentwicklungen:

Der zunächst als Flutrasen ausgebildete Bereich (A6) ist durch Ackerzwischennutzung am stärksten verändert. Hier nahm die Artenvielfalt zunächst sehr deutlich zu. Erst langfristig wandelte sich der Flutrasen in Teilbereichen zu einem Schlankseggenried. Diese neuerliche Sukzession ist nach über 30 Jahren Vernässung, Nulldüngung und naturschutzgerechter Bewirtschaftung offenkundig noch nicht abgeschlossen (vgl. auch DBF 29, Kap. 8 sowie Tabelle A55). *Carex acuta*, *C. vesicaria* und zahlreiche krautige Pflanzen des Feuchtgrünlandes profitieren hier sicherlich auch von der nahezu alljährlichen, spät durchgeführten Mahd. Diese Fläche kann somit modellhaft für große Anteile der derzeit im Ochsenmoor vorherrschenden Flutrasen stehen, die sich auf erst seit Anfang der 1990-er Jahre vernässten und nicht mehr gedüngten Standorten ausgebildet haben, die zuvor intensiv genutzt und teilweise auch zwischenzeitlich beackert wurden. Solche Flutrasen werden sich vermutlich entsprechend der Entwicklung auf den Teichwiesen erst in den nächsten circa zehn Jahren wieder zu Seggenrieden entwickeln, sofern nicht durch sehr starke Wasserstandsschwankungen die Ausbreitung von *Carex acuta* gehemmt wird.

Die Hundsstraußgraswiese (A5) zeigt dagegen die langfristige Entwicklung stark ausgehagerter Vegetationsbestände auf nährstoffarmen Torfen zu Gesellschaften, die von Kleinseggen dominiert sind. Weitere für solche Vegetationsformen kennzeichnende und typische Arten sind in den Vegetationsaufnahmen nunmehr vereinzelt vertreten (*Carex panicea*, *Hydrocotyle vulgaris*) oder wurden bislang nur außerhalb der Aufnahmen, aber in zunehmender Häufigkeit auf der Gesamtfläche gefunden (*Eriophorum angustifolium*, vgl. Karte 38). Auch hier deutet sich an, dass diese Arten erst nach mehreren Jahrzehnten Aushagerung und Vernässung wieder verstärkt in Erscheinung treten und der Prozess der Rekolonisation und Ausbreitung noch nicht abgeschlossen ist. Dies entspricht der Einschätzung von HELLBERG (1995), der für den Zeitraum 1979-1991 eine relativ schnelle Ausbreitung unspezifischer Nässe- und Überflutungszeiger und einzelner Arten der Kleinseggenriede konsta-

tierte, für die übrigen Arten der dieser Vegetationsform aber lange Zeiträume für eine Rekolonisation veranschlagte und eine starke Aushagerung voraussetzte.

Die östliche Teichwiese (A7/A8) konnte sich von einer deutlich gestörten und verarmten Feuchtwiesengesellschaft zu einer – für die heutigen lokalen Verhältnisse – besonders artenreichen Sumpfdotterblumenwiese mit Übergängen zum Schlankseggenried rückentwickeln. Dies geschah im Wesentlichen bereits in den ersten 15 Jahren der Wiedervernässung und Aushagerung, nach 1991 erhöhten sich die Artenzahlen kaum mehr. Allerdings sind bei zahlreichen krautartigen Vertretern der Feuchtwiesen danach noch höhere Stetigkeiten und Deckungsgrade zu verzeichnen gewesen, offenkundig ist auch dieser Prozess noch nicht abgeschlossen.

Die Referenzfläche (A4) repräsentierte 1979 wie 1991 für das Ochsenmoor ansonsten auch heute noch vielfach typische, gestörte Vegetationsbestände. Nach Beginn der regelmäßigen Überstauung 1991 und mit zunehmender Aushagerung wandelte sich die Vegetation bis 2000 in eine Hundsstraußgraswiese – eine Entwicklung, die sich auf anderen, erst einige Jahre später vernässten Parzellen derzeit ebenfalls andeutet (s. Kap. 7.5).

Die DCA macht insgesamt deutlich, dass der Prozess der langfristigen Aushagerung die zunächst offenkundig nutzungsbedingt deutlich unterschiedenen Bereiche der Hundsstraußgraswiese und der Sumpfdotterblumenwiese einander in ihrer Artenzusammensetzung annähert. Trotz positiver Entwicklung der Artenzahlen bleibt der von einer Ackerzwischennutzung veränderte Bereich von den übrigen Vegetationsbeständen der Teichwiesen noch deutlich verschieden. Eine Ausnahme bildet bislang die der Kartiereinheit A5 zugerechnete Vegetationsaufnahme 184. Diese war 1979 und 1991 in der DCA mit den Aufnahmen der Teilfläche A6 gruppiert und war 2008 im Bereich der übrigen Aufnahmen der Teilfläche A5 zu finden. Die Aufnahme liegt jedoch im Grenzbereich dieser beiden Flächeneinheiten (vgl. Abbildung 44), so dass sich hier lediglich eine geringfügige räumliche Ausbreitung der Hundsstraußgraswiese in den Randbereich der Nachbarfläche zeigen dürfte, eventuell auch nur eine ungenaue Verortung einer Vegetationsaufnahme im Grenzbereich der beiden Teilflächen.

11.6 Entwicklungen einzelner Pflanzenarten und des Artenreichtums

11.6.1 Rote Liste- und Zeigerarten

Im Folgenden werden zunächst die Entwicklungen bei den punktgenau erfassten Rote Liste- und Zeigerarten analysiert; einzelne Arten mit nur 1-2 Wuchsorten werden nicht eigens diskutiert. Anschließend erfolgt eine zusammenfassende Diskussion für diese Artengruppe.

Agrostis canina

Nach ROSENTHAL (2000) verfügen Arten der ökologischen „*Agrostis canina*-Gruppe“, zu denen u.a. *Anthoxanthum odoratum*, *Carex acuta*, *C. nigra*, *Ranunculus flammula* und *Silene flos-cuculi* 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. Da *A. canina* 1947/48 mit hoher Stetigkeit in den Sumpfdotterblumenwiesen vorkam, ist die Ausbreitung in dieser Zone auch nicht weiter verwunderlich. Umgekehrt sind erhebliche Besiedlungslücken in der ehemaligen „Kernfläche“ erstaunlich, 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, HELLBERG 1995, SCHOPP-GUTH 1997, JENSEN 1998, ROSENTHAL 2000); die Art ist zudem relativ gut zur Fernausbreitung fähig (ROSENTHAL 2006). Über die Persistenz in der Samenbank gibt es hingegen widersprüchliche Angaben (vgl. THOMPSON et al. 1997), jedoch dürfte *A. canina* unabhängig davon durch die verstreuten Restvorkommen im Ochsenmoor gute Ausbreitungsbedingungen gehabt haben. Manchmal weist die Art dabei allerdings nur während kurzer Phasen eine starke Zunahme auf (POPTCHEVA 2007); dies ist im Ochsenmoor aber offenkundig nicht der Fall.

A. canina gilt zudem als tolerant gegenüber Wechselfeuchte (KUNDEL 1998, SCHRAUTZER 2004); starke Wasserstandsschwankungen wie auch eine starke Aushagerung bevorzugen sie gegenüber Röhricht- und Riedarten (HELLBERG 1995). Im Ochsenmoor ist ein Konkurrenzvorteil gegenüber *Carex acuta* vorwiegend auf sehr stark ausgehagerten Flächen zu verzeichnen und weniger durch starke Wechselfeuchte, da Schlankseggenriede bzw. zumindest hohe Deckungsgrade von *C. acuta* dadurch offenkundig nur wenig limitiert werden (s. Kap. 11.5.2: Schlankseggenriede). *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), was insbesondere die großen Vorkommen im Bereich der Ellerbruchwiese, westlichen Teichwiese und den Flächen oberhalb des 1. Staus am Ochsenmoorgraben II (Stau Nr. 5) erklärt. Dort zeigt die Art eine starke Ausbreitung im Bereich lang anhaltend überstauter Flächen, die durch eine Fazies von *Deschampsia cespitosa* gekennzeichnet sind bzw. bis vor wenigen Jahren waren (vgl. Karte 28 mit Karte 20+21); die Ausbildung von *Agrostis canina*-Rasen in solchen Vegetationsbeständen ist nach HELLBERG (1995) bei Überstauung typisch und daher künftig noch weiter zu erwarten.

Anthoxanthum odoratum

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 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.

Auffallend ist, dass trotz der nunmehr sehr zahlreichen Wuchsorte vielfach scharfe Grenzen zwischen von *A. odoratum* besiedelten und bislang nicht besiedelten Parzellen verbleiben. Unterschiedliche Nährstoff- und Feuchteniveaus sowie Nutzungseinflüsse, die 2008 hoch signifikante Einflüsse hatten, können diese aktuellen Verbreitungsmuster in vielen Fällen aber ebenfalls nicht erklären. Einflüsse der Extensivierungsdauer kämen als eine Erklärung grundsätzlich in Betracht, waren aber 2008 im Gegensatz zu 2000 statistisch nicht mehr zu belegen. Als eher unspezifischer Magerkeits- und Säurezeiger kann *A. odoratum* häufig von einer Aushagerung profitieren (vgl. z.B. SCHOMAKER 1992, POPTCHEVA et al. 2009). Nach BAKKER et al. (1995) erreicht die Art ihre höchsten Deckungsgrade in 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, wohl aber in den signifikanten Zunahmen der mittleren Deckungsgrade in den DBF, in denen sich die Stetigkeit von *A. odoratum* kaum verändert hat. Nulldüngung und Mahd können die Art nämlich oft schon innerhalb weniger Jahre fördern, was die deutliche Ausbreitung bereits zwischen 1994 und 2000 im Ochsenmoor erklärt. Hinzu kommt, dass die Art durch mehrschürige Mahd, die offene Bestandsstrukturen schafft, begünstigt wird (OOMES & MOOI 1985, PFADENHAUER et al. 1987, KAPFER 1988, SCHWARTZE 1992). Dass 2008 eine hoch signifikant positive Beziehung zur späten Mahdnutzung gefunden wurde, 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 offenkundig nicht mehr förderlich aus. Eine Phase starken Auftretens mit anschließendem Rückgang zugunsten von u.a. *Carex nigra* (vgl. POPTCHEVA 2007) wäre durch reine Präsenz/Absenz-Vergleiche nicht zu belegen und deutet sich auch in den DBF nicht an.

Das Verschwinden aus einigen Parzellen (Ellerbruchwiese, Flächen oberhalb des 1. und 2. Staus am Ochsenmoorgraben II) 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 besiedelt, obwohl diese z.T. ausgesprochen nass sind. Die belegte höchst signifikant positive, aber zu einer Optimumkurve neigende Beziehung zwischen Präsenz von *A. odoratum* und der mittleren Feuchtezahl erscheint daher logisch. Auffälligerweise wurde allerdings kein negativer Einfluss des Anteils der Überflutungszeiger belegt.

Bromus racemosus

Das Wiederauftreten dieser im Ochsenmoor über mehrere Jahrzehnte nicht mehr nachgewiesenen Art ist erstaunlich, da sie nur eine transiente Samenbank aufweist (JENSEN 2004a) und auch in der weiteren Umgebung zuletzt vor 1982 nachgewiesen wurde (vgl. GARVE 2007). Allerdings gab es nach GANZERT & PFADENHAUER (1988) 1987 noch ein Restvorkom-

men in der Dämmerniederung; die entsprechende Aufnahme fehlt allerdings in den Lageplänen und kann daher nicht mehr lokalisiert werden. Dass *B. racemosus* im Ochsenmoor überdauern konnte und bei den flächendeckenden Kartierungen 1994 und 2000 übersehen wurde, ist nicht auszuschließen, erscheint aber unwahrscheinlich. Bemerkenswert sind auch die relativ großen Distanzen zwischen den aktuell nachgewiesenen Wuchsorten. Nach ROSENTHAL (2000, 2003) reagiert *B. racemosus* als kurzlebige Art sensibel und rasch auf veränderte Standort- und Konkurrenzbedingungen und wächst in eutraphenten, aber nicht zu nassen Feuchtgrünlandgesellschaften. Sie wird demnach durch späte Mahd (s. auch FRESE & MÜLLER 1996) und lichte Vegetationsstrukturen begünstigt (s. auch SCHWARTZE et al. 1990). Die Art gilt als wenig überstauungstolerant (KUNDEL 1993), kommt im Ochsenmoor aber auf regelmäßig zumindest kurzzeitig überfluteten Standorten vor.

Caltha palustris

C. palustris wird als die am stärksten persistente Kennart des Calthion bei Entwässerung angesehen. Sie kann unter ungünstigen Bedingungen mindestens 14 Jahre lang noch als adulte Pflanze existieren, ohne sich allerdings noch zu verjüngen (GROOTJANS & SCHIPPER 1987, GROOTJANS et al. 1996, 2005). Das Regenerationspotenzial aus der Samenbank ist bei *C. palustris* eher gering (ROSENTHAL 2000); nur zwei Studien aus der Datenbank von THOMPSON et al. (1997) gehen von einer langfristig persistenten, die meisten anderen dort berücksichtigten Quellen dagegen von einer transienten Samenbank aus.

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* – 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 in der Überflutungszone und auch in einzelnen Flächen in der Randzone neu anzusiedeln vermag, sich Bestände mit nennenswerten Wuchsdichten bisher aber nur im Einzelfall etablieren konnten. Noch deutlicher ist die fast völlig fehlende Ausbreitung innerhalb mehrerer alljährlich gezählter Parzellen, in denen sich über 15 Jahre praktisch unveränderte Grenzen der Wuchsbereiche zeigen. Offenkundig sind für die Ansiedlung somit standörtliche Differenzierungen, die hier nicht abschließend belegt 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, s. auch Kap. 11.5.2), ist es wenig verwunderlich, dass sich *C. palustris* auch auf stark vernässten sowie sehr weit ausgehagerten Flächen im Ochsenmoor hält oder zwar längerfristig zurückgeht, aber zumindest nicht kurz- bis mittelfristig ganz verschwindet. SCHWAAR (1987) belegte das Vorkommen in einem unbewirtschafteten Wiesenseggenried mit geringer Deckung, aber relativ hoher Stetigkeit in den Aufnahmen. Im Ochsenmoor sind Rückgänge vor allem dort festzustellen, wo die Flächen sehr stark vernässt und lang anhaltend überstaut worden sind, jedoch liegen ebenso Gegenbeispiele aus dem Gebiet 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.

Carex nigra

Die Wiesen-Segge wurde durch Aushagerung und Vernässung massiv gefördert; da 1994 keine Unterscheidung von *C. x elytroides* erfolgte, wird die Bestandszunahme sogar noch unterschätzt, sofern damals 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 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. Wie *Agrostis canina* wird auch *C. nigra* bei Aushagerung auf nassen Standorten gefördert (ROSENTHAL 2000). Zudem tritt *Carex nigra* (sowie *C. panicea*) 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 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 höchst signifikant 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.

Carex panicea

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 2004a; 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 Ochsenmoores weitab der bisherigen Wuchsorte bemerkenswert.

Carex rostrata

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*, *C. rostrata* und *Pedicularis palustris* 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 Wiederausbreitung an alten Wuchsorten eher unwahrscheinlich. Für die heutige Verbreitung dürften daher Standorteigenschaften verantwortlich sein, die sich aus den 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.

Auffällig ist, dass nur für die Vorkommen 2000 eine Beziehung mit niedrigen Stickstoffzahlen angedeutet ist. Zu diesem Zeitpunkt war *C. rostrata* noch weitgehend auf die besonders stark ausgehagerten Flächen beschränkt; 2008 waren Flächen mit einem entsprechend niedrigen Nährstoffniveau in deutlich größerem Umfang vorhanden, so dass eine entsprechende Beziehung nicht mehr so deutlich zum Ausdruck kommt.

Nach SCHWARTZE (1994) sind Neuetablierung und folgliche 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 persistente 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 mesotraphenten, 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.

Carex vesicaria

Ähnlich wie *Carex acuta* reagiert *C. vesicaria* positiv auf späte Nutzung (ROSENTHAL 2000), wie sich für *C. vesicaria* im Ochsenmoor 2008 auch statistisch andeutet. Beide Arten sind eher mesotraphent, werden durch längere Überstauung begünstigt und können in nassen, lange überstauten Bereichen Dominanzbestände ausbilden (HELLBERG 1995). Eine erhebliche Förderung durch Nährstoffarmut infolge Aushagerung und durch hohe Feuchtezahlen infolge Vernässung sowie Überstau (ausgedrückt im Anteil der Überflutungszeiger) konnte statistisch belegt werden und ist grundsätzlich wenig verwunderlich. Entsprechende Zunahmen wurden z.B. in den Borgfelder Wümmewiesen in noch größerem Umfang beobachtet (vgl. HELLBERG et al. 2001). Dominanzbestände werden im Ochsenmoor offenkundig durch die regelmäßige Nutzung unterdrückt (vgl. auch Kap. 11.5.2). Besonders bemerkenswert ist aber die erhebliche Zunahme der Zahl von Wuchsorten im Grünland des Ochsenmoores 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 (vgl. Karte 37).

Dactylorhiza incarnata

Der aktuelle Fund im Ochsenmoor 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. GARVE 2007, HAEUPLER et al. 2003).

Dactylorhiza majalis

Der Fund an der Westseite ist ähnlich bemerkenswert wie der von *D. incarnata* im Ochsenmoor, da beide Arten in der Dümmerniederung über Jahrzehnte verschollen waren, wenn auch *D. majalis* in der weiteren Umgebung noch nicht derart selten geworden ist wie *D. incarnata* (vgl. GARVE 2007).

Eriophorum angustifolium

Eine Rekolonisation aushagernder Grünlandflächen durch *Eriophorum angustifolium* beschreiben auch HELLBERG et al. (2000). Im Ochsenmoor fällt auf, dass in der ehemaligen „Kernfläche“ neuerliche Vorkommen in z.T. großem räumlichen Abstand zueinander gefunden wurden; eine Regeneration aus der Samenbank ist unwahrscheinlich, da es nach THOMPSON et al. (1997) keine Hinweise auf eine langfristig persistente Samenbank 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 Steigtigkeit 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.

Galium uliginosum

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 Niedermoortorfe gewertet und nicht, wie von ELLENBERG et al. (1992), als Wechselfeuchtezeiger. Die eigenen hier widersprüchli-

chen Ergebnisse hinsichtlich der statistischen Analysen zur Wechselfeuchtetoleranz aus den Datensätzen der Jahre 2000 bzw. 2008 können zur Klärung nicht weiter beitragen. Die mittlerweile sehr weite und räumlich relativ gleichmäßig wirkende Ausbreitung im Ochsenmoor und die für 2008 nachgewiesenen Beziehungen der Vorkommen zu Extensivierungsdauer, Überflutungszeigern (beide positiv) und mittlerer Stickstoffzahl (negativ) charakterisieren *G. uliginosum* jedenfalls 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 (2004a) 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.

Hydrocotyle vulgaris

Ein Neuauftreten von *Hydrocotyle vulgaris* beobachtete z.B. MICHELS (1993) bereits nach sechsjähriger Aushagerung; auch POPTCHEVA (2007) verzeichnete eine Neuetablierung in gemähten, ungedüngten Sumpfdotterblumenwiesen. Die signifikant negative Beziehung zu hohen Stickstoffzahlen im Ochsenmoor entspricht dem. Jedoch hat sich die Art hier bislang nur langsam und in geringem Umfang ausgebreitet, auffallend sind dabei die großen räumlichen Distanzen zwischen einzelnen neu etablierten Vorkommen. Über die Persistenz der Samenbank liegen widersprüchliche Ergebnisse vor (vgl. THOMPSON et al. 1997).

Lathyrus palustris

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).

Oenanthe fistulosa

Oenanthe fistulosa zeigt nur teilweise signifikante Beziehungen zu Umweltfaktoren. Obwohl die Art mäßig stickstoffreiche Standorte anzeigt (N-Zahl 5 nach ELLENBERG et al. 1992), deutet sich 2008 eine positive Beziehung zur Extensivierungsdauer an. Zum Anteil der Überflutungszeiger zeigt sich erwartungsgemäß eine positive Beziehung, dennoch konzentrieren sich aktuell nicht mehr bestätigte Wuchsorte auf den Nordteil des Gebietes und Neufunde in der südlichen Kernzone. Die 2000 bzw. 2008 belegten Präferenzen für beweidete Flächen bzw. die Meidung spät gemähter Flächen können diese Verschiebungen teilweise erklären, da in einigen Fällen entsprechende Nutzungsumstellungen stattfanden. Generell gilt *O. fistulosa* als durch Beweidung begünstigt (z.B. HANDKE et al. 1999).

Ebenfalls offen bleiben muss, warum sich fast alle Wuchsorte in der ehemaligen „Kernfläche“ befinden, die 1947/48 von Sumpfdotterblumenwiesen beherrschten Arealen hingegen weitgehend unbesiedelt bleiben. Wie bei *C. 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 der vorgenannten Art erscheint eine Beschränkung der Standorte auf die „Kernfläche“ durch *O. fistulosa* auch angesichts ihrer Nährstoffansprüche nicht logisch.

Potentilla palustris

Eine Rekolonisation aushagernder Grünlandflächen für *Potentilla palustris* ebenso wie für *Eriophorum angustifolium* beschreiben HELMBERG et al. (2000). Eine langfristig persistente Samenbank (SCHRAUTZER 2004, JENSEN 2004a; 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 die anderer Arten.

Ranunculus peltatus

Ranunculus peltatus besiedelt als Unterwasserpflanze (Feuchtezahl 12 nach ELLENBERG et al. 1992) einige extrem nasse und lange überflutete Flächen im Ochsenmoor an ihren tiefstgelegenen Stellen. Dies ist an sich schon bemerkenswert und zeugt von dem bereichsweise sehr starken Überstauungseinfluss; gegen starke Wasserstandsschwankungen und Trockenphasen ist die Art offenkundig unempfindlich.

Rhinanthus angustifolius

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), etwa Mitte der 1990-er Jahre aber zunächst vor allem an Wegsäumen im nördlichen Ochsenmoor registriert wurde (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), sodass sie als anuelle Art auf eine regelmäßige Erlangung der Samenreife und effektive Ausbreitungsmöglichkeiten 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 im Ochsenmoor 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). Vermutlich ist die Zahl der Vorkommen noch zu gering, als dass dies auch statistisch zu belegen wäre. Generell sind Vegetationsdichte und Überstauung offenbar die wesentlichen limitierenden Faktoren, während die Art gegenüber Bodennährstoffgehalten weite Amplituden aufweist (vgl. FRESCO 1980).

Senecio aquaticus

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. Nach HELLBERG 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). Wenn auch (noch) nicht auf Signifikanzniveau, so deutet sich aber auch im Ochsenmoor nach einer relativ raschen Zunahme ein solcher Rückgang 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 tatsächlich – abgesehen von den Randbereichen – 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 sogar positiv auswirken, da eine Blütenstandsbiologie 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 für 2000 und 2008 belegte bzw. 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 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 2008 keinen negativen Einfluss, während ein solcher 2000 noch bestand, vermutlich aufgrund bis zum Extensivierungsbeginn und teils noch in den frühen Aushagerungsphasen höherer Weideintensität. *S. aquaticus* reagiert oft positiv auf eine Nutzungsintensivierung und Düngungsverzicht (vgl. SUTER & LÜSCHER 2008).

Thalictrum flavum

Im Gegensatz zu *Lathyrus palustris* (s.o.) ist diese Stromtalpflanze regional noch relativ weit verbreitet (GARVE 2005).

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 aufgrund nur sporadischer und kleinflächiger Überschwemmungen in den meisten Fällen unwahrscheinlich erscheint; da im Umfeld mehrerer neuer Wuchsorte im Grünland keine Vorkommen an Gräben gefunden

wurden (vgl. Karte 46), 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 & 2004a).

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. Die angedeutete positive Beziehung zur späten Mahdnutzung erscheint logisch; 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.

Generelle Entwicklung des Artenkollektivs Rote Liste- und Zeigerarten

Allein die Tatsache, dass im Grünland des Ochsenmoores nahezu alle jene 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 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. Andererseits hält FEDER (2003) *Caltha palustris*, *Oenanthe fistulosa*, *Rhinanthus angustifolius* und *Senecio aquaticus* im Landkreis Diepholz für nicht gefährdet. Diese Einschätzung muss allerdings angesichts des massiven Rückgangs des Feuchtgrünlandes u.a. in der weiteren Dümmerniederung auch aus regionaler Sicht bezweifelt werden.

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 Dümmerniederung wahrscheinlich über längere Zeit verschwunden waren (Ochsenmoor: *Bromus racemosus*, *Dactylorhiza incarnata*; Westseite: *D. majalis*). 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).

Der Vergleich der Florenlisten aus dem Ochsenmoor 1947/48 und 2008 belegt jedoch auch, dass eine Reihe heute z.T. hochgradig gefährdeter Arten bisher nicht wieder aufgetreten ist. Da für 1947/48 nur eine relativ geringe Zahl von Vegetationsaufnahmen Grundlage der

Gesamtartenliste war, dürfte die Liste der verschwundenen Arten dabei noch unvollständig sein. Besonders deutlich werden die Verluste an den Pfeifengraswiesen und Borstgrasrasen, die auf Gesellschaftsebene aus dem Ochsenmoor und an der Westseite 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* nach 16-jähriger Aushagerung einer Sumpfdotterblumenwiese im Münsterland zeigt (SCHWARTZE 2006). Aufgrund der aktuellen Standortbedingungen mit einer Aushagerung teils bis auf Magerrasenniveau erscheinen zumindest einzelne Rekolonisationen ähnlich wie bei *Bromus racemosus* und *Dactylorhiza* spp. durch Fernausbreitung grundsätzlich möglich (s. auch Kap. 11.6.4 und Kap. 12).

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 *Thalictrum 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 Naturschutzgesichtspunkten gestalteten Gewässers wächst und für deren globalen Erhalt Niedersachsen eine besonders große Verantwortung trägt (vgl. GARVE 2005).

11.6.2 Entwicklung weiterer Arten

Neben den punktgenau erfassten Rote Liste- und Zeigerarten wird für eine Reihe weiterer relativ seltener Arten eine Ausbreitungstendenz deutlich, z.B. *Cardamine dentata* in den Teichwiesen (vgl. BLEEKER 1997).

Generell profitieren nach ROSENTHAL (2000) von der Aushagerung hauptsächlich solche Pflanzenarten, die bereits im Ausgangsbestand vorhanden waren, wobei u.a. *Anthoxanthum odoratum* und *Carex acutiformis* genannt werden. Diese beiden Arten sind aber Beispiele für zahlreiche Arten, die sich im Ochsenmoor auch weitab bestehender Wuchsorte (*A. odoratum*: s. Karte 29; *C. acutiformis*: Neuauftreten in zahlreichen DBF, vgl. Tabelle 25) neu etablierten.

Die starke Ausbreitung von *C. acutiformis* ist dabei in mehrfacher Hinsicht bemerkenswert: Sie kann sich zwar unter geeigneten Bedingungen gut vermehren (vgl. ROTH et al. 1999), ihr wird aber entgegen der Einstufung als Wechselfeuchtezeiger nach ELLENBERG et al. (1992) nur eine geringe Wechselfeuchte-Amplitude zugesprochen (SCHOLLE & SCHRAUTZER 1993, SCHRAUTZER 2004). Außerdem wird sie als Zeiger schwach verdichteter Niedermoor- torfe (SCHOLLE & SCHRAUTZER 1993) und basenreichen Grundwassers gewertet (SCHRAUTZER & TREPEL 1997; Reaktionszahl 7 nach ELLENBERG et al. 1992). Ihre Ausbreitung ist angesichts der überwiegend wenigstens schwach bis mäßig sauren Standortbedingungen im Ochsenmoor daher nicht unbedingt zu erwarten gewesen. Bei einer regelmäßigen Mahd wurde in der *Carex acutiformis*-Gesellschaft von BAKKER (1989) eine rapide Abnahme der namensge-

benden Kennart beobachtet, SCHWARTZE (1994) stellte Rückgänge bei zweischüriger Mahd fest. *C. acutiformis* wird daher eher als Zielart brachliegender Röhrich- und Riedgesellschaften angesehen (vgl. ROSENTHAL 2003). Im Ochsenmoor breitet sich die Art trotz teils zweischüriger Mahd sowie Nachbeweidung wieder aus; der einzige Dominanzbestand befindet sich auf einem Tiefumbruchboden in der südlichen Randzone und erfuhr Wechsel aus Dauer- und Mähweidenutzung sowie zweischüriger Schnittnutzung mit Nachbeweidung. Die zahlreichen Neubesiedlungen sind auch deshalb überraschend, weil *C. acutiformis* als Indikator älterer Standorte gilt und eine äußerst limitierte Fähigkeit zur generativen Ausbreitung hat (vgl. PATZELT 1998).

Generell ist die Zunahme von *Carex* spp. nicht nur als Folge der Vernässung, sondern auch der Aushagerung zu werten. Einen Rückgang bzw. eine Hemmung von *Carex* spp. zugunsten von Süßgräsern bewirken vor allem Phosphor- bzw. PK-Düngegaben (vgl. u.a. PEGTEL 1983, SCHWARTZE 1994, PAULI et al. 2002); die Nährstoffsituation im Ochsenmoor nach der Aushagerung dürfte daher zu Verschiebungen in umgekehrter Richtung führen.

11.6.3 „Problemarten“

Deschampsia cespitosa

Die starke Zunahme von *Deschampsia 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* 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 sind ebenfalls begünstigende Faktoren (vgl. z.B. BÖTTCHER & SCHLÜTER 1989, HELLBERG 1995).

Die starke Zunahme von *Deschampsia cespitosa* bei Grundwasserstandssenkungen in Feuchtwiesen und Umstellung von Wiesen- auf Weidenutzung wurde für die nördliche Dümmerniederung bereits von GEHLKER (1957) beschrieben; Dominanzbestände wurden dort durch die Begradigung der Hunte und folglich stärkerer Entwässerung schon um 1950 begünstigt (vgl. KRAUSE & PREISING 1952). Zu dieser Zeit hatten die massiven pedogenen Veränderungen der Torfe vermutlich erst begonnen, d.h. die Rasenschmielen-Problematik betrifft in der Dümmerniederung nicht nur die besonders stark veränderten Standorte. Eine starke Zunahme innerhalb von Sumpfdotterblumenwiesen kurz nach der Melioration bestätigten u.a. auch MEISEL & HÜBSCHMANN (1975) für das Emsland.

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 (KLAPP 1990, HELLBERG 1995). 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. Zwar handelt es sich in einigen Fällen um Flächen, bei denen *D. cespitosa* von knapp über auf nur knapp unter 50 % Deckung zurückgegangen ist; andererseits wurde jedoch auch bei Einbeziehung geringerer Deckungsgradklassen überraschenderweise ein signifikanter Rückgang seit 2000 nachgewiesen. 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 aber außerdem, 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. Einerseits dürfte *D. cespitosa* dort aktuell von den durchschnittlich deutlich basenärmeren Standorten (pH-Werte größtenteils im sauren bis stark sauren Bereich) profitieren; diese Standorte haben zumeist gleichzeitig ein relativ enges C/N-Verhältnis. Möglicherweise spielen auch hier nicht weitergehend untersuchte Unterschiede in den Torfeigenschaften eine Rolle, die aus der früheren Durchsetzung der Torfe mit Auensedimenten im regelmäßigen Überflutungsbereich der Hunte zusammenhängen. 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.

Vegetationsbeständen mit hohen bis dominanten Anteilen von *Holcus lanatus* und *Deschampsia cespitosa*, wie sie im Ochsenmoor innerhalb der Weidegesellschaften deutlich zugenommen haben, wird eine vergleichsweise sehr hohe Resistenz gegen durch Wechsel-feuchte verursachten Trockenheitsstress wie auch durch Phasen mit hohen Wasserständen erzeugten Sauerstoffmangel zugesprochen (GOWING et al. 1998). Dies kann das Vorherrschen solcher Vegetationsbestände sowohl in den Randbereichen als auch in zeitweilig überstauten Bereichen erklären. Nur in sehr lange überstauten und in weniger wechsel-feuchten Bereichen werden diese Arten zurückgedrängt (vgl. HELLBERG 1995, KUNDEL 1998).

Juncus effusus

Flatterbinsen-Dominanzbestände treten 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 zusammenhängen dürfte.

Equisetum palustre

Equisetum palustre besiedelt eine relativ breite Standortamplitude und alle Nutzungstypen; Überraschenderweise konnte dennoch ein positiver Zusammenhang zwischen Weidenutzung und dem Vorkommen im Ochsenmoor statistisch nachgewiesen werden. Da die Problematik der schlechten Verwertbarkeit des Heus von mit *E. palustre* bestandenen Flächen erst ab ca. 2006 ins Bewusstsein der Landwirte und Naturschützer rückte, ist nicht davon auszugehen, dass eine gezielte Umstellung auf Weidenutzung die entsprechende Präferenz der Art erklärt (J. GÖTTKE-KROGMANN & H. BELTING, mdl. Mitt.). Nach VON KRIES (1962) werden entgegen der hier nachgewiesenen Zusammenhänge von der Art Mähwiesen bevorzugt,

da Weidetiere die sehr empfindlichen, oberirdischen Pflanzenteile häufig abknicken. Dagegen zeigte sich aber am Dümmer, dass z.B. Schafe die Pflanzen von *E. palustre* geradezu „freistellen“, indem sie selektiv fast alle anderen Pflanzenarten zwischen den Sprossen abfressen, ohne diese dabei maßgeblich mechanisch zu schädigen (eig. Beob.). Unterschiedliche Fraßwirkungen verschiedener Tierarten könnten daher die Wuchsdichten beeinflussen, führen aber vermutlich nicht zum völligen Ausfall der Art auf bestimmten Flächen.

Die Ausbreitung im Ochsenmoor entlang von Wegen sowie an der Westseite entlang des Qualmwassergrabens jeweils über zahlreiche Parzellengrenzen und verschiedene Pflanzengesellschaften mit unterschiedlichen Feuchte- und Nährstoffzahlen hinweg spricht zudem dagegen, dass die konkrete Nutzung einzelner Parzellen die Ansiedlung von *E. palustre* maßgeblich fördern bzw. verhindern kann. In Mitteleuropa breitet sich die Art angeblich fast ausschließlich vegetativ aus, wobei das unterirdische Wachstum der Rhizome die größte Bedeutung hat. Eine generative Verbreitung wird unter den hier herrschenden Klimabedingungen weitgehend ausgeschlossen (VON KRIES 1962, KÖHLER 1971). Eine vegetative Verbreitung ist allerdings auch über die Verschleppung von Rhizomknollen und -stücken möglich (KÖHLER 1971). Erdbewegungen scheiden dabei für die meisten hier betrachteten Flächen allerdings aus, da diese in den Naturschutzgebieten höchstens im Einzelfall (Gewässerneuanlagen) stattgefunden haben. Eine Verschleppung über das Räumgut in der Dümmerniederung aus Gräben dürfte auch unbedeutend sein, da nur wenige Vorkommen entlang unterhaltener Gräben bestehen (vgl. Karte 51).

Hinsichtlich der Feuchtestufen zeigt sich, dass *E. palustre* ein typisches Element der Feuchtwiesen ist und extrem nasse Standorte zwar tendenziell meidet, dabei aber auch auf äußerst nassen Standorten noch vorkommen kann. Laut KÖHLER (1971) zeichnen sich seine Standorte durch „geringe Vorflutverhältnisse und dauernd hohe Feuchtigkeit des Untergrundes“ aus. Demnach dürfen keine stärker schwankenden Grundwasserstände und keine länger anhaltenden Überflutungen auftreten. Nach VON KRIES (1962) fehlt die Art im Überflutungsbereich der Binnengewässer. Im Ochsenmoor konnte zwar eine negative Beziehung zum Anteil der Wechselfeuchtezeiger belegt werden, aber gerade auf Flutrasen ist *E. palustre* aktuell stark verbreitet. Möglicherweise beeinflusst hier auch die von ELLENBERG et al. (1992) nicht vorgenommene Einstufung der in Flutrasen oftmals dominanten Arten *Alopecurus geniculatus* und *Glyceria fluitans* die Berechnungen. Zu beachten ist jedoch auch die Verbreitung von *E. palustre* überwiegend entlang der Wededämme (vgl. Karte 51). Diese Bereiche weisen durch die überwiegend seit Anfang/Mitte der 1990-er Jahre nicht mehr erfolgte Unterhaltung der Wegeseitengräben und den maximalen Abstand von den noch aktiven Gräben vermutlich überdurchschnittlich stark staunasse Verhältnisse auf. Dies wird in den Berechnungen auf Basis von Artenlisten, die zumeist ganze Parzellen abbilden, möglicherweise nicht hinreichend berücksichtigt. Im Ochsenmoor wurden einzelne, auch große Bestände jedoch auch an unterhaltenen, ziehenden Gräben kartiert, u.a. am Haldemer Molkereigraben im Südteil. Daher ist Staunässe weder alleine für die Ausbreitung von *E. palustre* verantwortlich, noch zwingende Voraussetzung für eine Besiedlung.

Lang anhaltende Überflutung könnte allerdings der Grund sein, warum *E. palustre* aktuell in den Teichwiesen sowie den Flächenblöcken am 1. und 2. Stau des Ochsenmoorgrabens II fehlt bzw. nur randlich vorkommt. Jedoch wurden große Bestände gerade im südlichen Ochsenmoor (Flächenblöcke um Ochsenmoorgraben I und II südlich der Haßlinger Straße) vorgefunden. Hier wurde 2008 der Einstau deutlich erhöht und im Frühjahr viel länger gehalten als in den Vorjahren (H. BELTING, mdl. Mitt. und Auswertung unveröff. Originaldaten), ohne dass dies kurzfristig offensichtliche Auswirkungen auf die Bestände von *E. palustre* zeigte. Auffällig ist ferner das Fehlen der Art in weniger lang überstauten, seit mehre-

ren Jahrzehnten extensivierten und verhältnismäßig artenreichen, hinsichtlich der Vegetationsdynamik auf Gesellschaftsebene weitgehend stabilen Sumpfdotterblumenwiesen. Dies betrifft u.a. im Ochsenmoor die mittlere/östliche Teichwiese, die Bereiche südöstlich davon („Kranichwiese“, Fläche südlich des Südturmes mit Ausnahme der Flutrasenbereiche am Waldrand) sowie an der Westseite die Flächen im direkten Umfeld des Westturmes. In diesem Zusammenhang ist die Feststellung von KRIES¹ (1962) interessant, wonach *E. palustre* besonders von „jeder wesentlichen Benachteiligung der mit ihm konkurrierenden Pflanzen“ profitiert. Unter Umständen wirken sich Überstauungen im Frühjahr, sofern sie nicht extrem lange andauern, sogar noch positiv auf *E. palustre* aus, da die Überstauungen entstehende Narbenschäden und eine verzögerte Vegetationsentwicklung zur Folge haben (eig. Beob.). Verstärkt durch weitere Narbenschäden bei der Bewirtschaftung werden *E. palustre* hier vermutlich Konkurrenzvorteile verschafft.

Ein weiterer begünstigender Faktor könnte die Mächtigkeit der Moorauflage sein. Nach von KRIES (1962) besiedelt *E. palustre* besonders Profile mit einem Wechsel von Moor- und Mineralböden, wie sie in Flussmarschen zu finden sind, sowie geringmächtige Niedermoores; Hochmoortorfe werden offenbar nur dann besiedelt, wenn sie von Niedermoor unterlagert sind. Der Verbreitungsschwerpunkt am Südrand des Ochsenmoores umfasst vor allem Torfaufagen von nur etwa 30 cm Mächtigkeit. Auch am Ostrand des Erlenbruches im Norden des Ochsenmoores sind die Moormächtigkeiten gering, in der Hüder Marsch finden sich An- und Niedermoorogleye. Großenteils sind diese Torfe im Ochsenmoor von Mudden unterschiedlicher Mächtigkeit unterlagert. Andererseits werden auch Bereiche mit Torfaufagen von deutlich über 50 cm besiedelt (vgl. Karte 3 mit Karte 51).

E. palustre zeigt nach VAN DUUREN et al. (1981) eine geringe Phosphorversorgung an; die deutliche Aushagerung dieses Nährstoffes dürfte daher die Ausbreitung im Ochsenmoor begünstigt haben. Allerdings sind vereinzelt auch Bereiche mit relativ hohen Phosphorgehalten besiedelt (vgl. Karte 6 mit Karte 51).

In Bezug auf die besiedelten Pflanzengesellschaften (vgl. Karte 51 mit Karte 21) fällt auf, dass praktisch alle Gesellschaften feuchter bis nasser und nicht übermäßig stickstoffreicher Standorte besiedelt werden. Das entspricht den Angaben u.a. von HEGI (1984), wonach Großseggen-, Feuchtwiesen- und Kleinseggengesellschaften besiedelt werden. In der Dümmerniederung weisen, obwohl die Art in einigen Teilen des nördlichen Ochsenmoores fehlt, somit gerade auch die aus Naturschutzsicht wertvollen Vegetationsbestände mit Vorkommen gefährdeter (Ziel-) Arten vielfach Vorkommen von *E. palustre* auf, die eine Verwertung des Aufwuchses und damit die dauerhafte Pflege durch Mahd behindern können.

Die durch Wiedervernässung und Aushagerung erreichten relativ hohen Feuchtegrade und das relativ niedrige Nährstoffangebot verschaffen *E. palustre* so geeignete Bedingungen, dass vielfach zusammenhängende Bestände über mehrere Parzellen mit u.U. deutlich anderer Artenzusammensetzung, Nutzungshistorie und Standortbedingungen aufgebaut werden können. Eine Begrenzung der Ausbreitung ist offensichtlich nur durch sehr langen Überstau zu erreichen; alle praktizierten Managementvarianten innerhalb mäßig feuchter bis nasser, nicht übermäßig nährstoffreicher Standorte haben hingegen keinen entscheidenden Einfluss. Begünstigend wirken offenkundig an das Grünland angrenzende Strukturen wie Bruchwälder, Wegeseitenräume und nicht mehr (Wegeseitengräben im Ochsenmoor) bzw. nur geringfügig unterhaltene Gräben (Qualmwassergraben an der Westseite), die staunasse Verhältnisse begünstigen. Aus solchen Bereichen konnte sich *E. palustre* in das Grünland ausbreiten. So wurde der großflächige Erlenbruch im nördlichen Ochsenmoor, in dessen Umfeld die Art besonders stark vertreten ist, um 1960 auf von *E. palustre* stark

durchsetzten und daher nicht mehr wirtschaftlich nutzbaren Flächen angepflanzt (J. GÖTTKE-KROGMANN, mdl. Mitt.).

Angesichts der früher weiten Verbreitung (vgl. KÖHLER 1971), die auch das Dümmergebiet umfasste (vgl. KRAUSE & PREISING 1952), muss *E. palustre* aber als typisches Element norddeutscher Feuchtgrünlandgesellschaften angesehen werden und ist weniger als die zuvor behandelten Arten als „Störzeiger“ zu werten, der erst im Zuge der Restitution deutlich hervortritt.

Weitere „Problemarten“

Bei hochwüchsigen Röhrichtern aus *Glyceria maxima* und *Phalaris arundinacea* sind starke Rückgänge aufgrund fortschreitender Aushagerung gezeigt worden, weshalb sich die aus der Nutzung solcher Bestände resultierenden Probleme bereits verringert haben.

Andere häufig auch für Niedermoorgrünländer genannte „Problemarten“ wie *Cirsium arvense* und *Urtica dioica* (z.B. LEIPNITZ et al. 1995) spielen im Ochsenmoor aktuell kaum mehr eine Rolle, da diese Arten durch Wiedervernässung und Aushagerung offenkundig wirksam begrenzt und zurückgedrängt werden konnten.

Nicht weiter vertieft werden soll hier, in wieweit aus heutiger landwirtschaftlicher Sicht als schlecht nutzbar geltende Aufwüchse anderweitig Verwendung finden können, z.B. durch Verwertung in Biogasanlagen. Probleme in der Verwertung des Aufwuchses mit hohen Gehalten z.B. von *Deschampsia cespitosa* oder *Equisetum palustre* sind so möglicherweise zu entschärfen. Zudem lieferten z.B. an *Phalaris arundinacea* reiche Wiesen nach HUNDT (1958, zit. in HEINKEN 2001) bei hinreichend frühem Schnitt die besten Erträge und dabei gutes Pferdeheu.

11.6.4 Den Artenreichtum beeinflussende Faktoren

Die Begriffe Diversität und Artenzahl werden vielfach gleichgesetzt, was von HOBOHM & HÄRDTLE (1997) als unproblematisch angesehen wird, solange Probeflächen derselben Größe und Pflanzengesellschaften ähnlicher Struktur verglichen werden, wie dies bei den eigenen Daten der Fall ist. Im Folgenden werden aber vorrangig die Begriffe Artenzahl und Artenreichtum verwendet.

Hoher Artenreichtum im Grünland wird häufig begünstigt durch über Jahrzehnte bzw. sogar Jahrhunderte konstante Bewirtschaftung; eine hohe Artendiversität ist vermutlich meistens mit konstanten Umweltfaktoren positiv korreliert (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 Aufnahme-flächengrößen 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 Biomassenutzung, 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).

Befunde über steigende Artenzahlen nach Einstellung der Düngung (z.B. SCHMIDT 1984, ERBER et al. 2002) dürfen nicht verallgemeinert werden. Es ist auch von Bedeutung, welche Nährstoffe durch die Aushagerung limitiert werden: Artenreiche Feuchtgrünländer und solche mit Vorkommen gefährdeter Arten weisen zumeist geringe pflanzenverfügbare Phosphor- bzw. Phosphor- und Kaliumkonzentrationen auf bzw. der Artenreichtum ist negativ mit den Phosphorkonzentrationen korreliert (z.B. GOUGH & MARRS 1990, OLDE VENTERINK et al. 2001, CRITCHLEY et al. 2002). So fanden JANSSENS et al. (1998) die höchste Artenvielfalt bei pflanzenverfügbaren Phosphorkonzentrationen unterhalb von 5-8 mg/100 g Boden, aber bei Kaliumkonzentrationen um 20 mg/100 g Boden. Wenn auch diese Untersuchungen überwiegend auf Mineralböden durchgeführt wurden und im Ochsenmoor zumeist geringere Kaliumgehalte gemessen wurden, so zeigen dort die eher artenreichen Gesellschaften oftmals vergleichbare Verhältnisse. Die für das Ochsenmoor ermittelte Optimumkurve für Phosphor hinsichtlich des Artenreichtums dürfte sich durch die vielfach extrem niedrigen Phosphorgehalte erklären, das Optimum liegt im unteren Bereich der von JANSSENS et al. (1998) genannten Spanne.

Eine Aushagerung kann 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 HOBOM & 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 DBF abgelaufen sein. Teilweise zeigen die DBF-Aufnahmen zwar ein gleichzeitiges Relikt-vorkommen von Nährstoffzeigern und neu eingewanderter 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. Einzelne Arten können sich allerdings in Reliktbeständen sehr lange halten, so verschwindet z.B. *Trifolium repens* nach Umstellung von Weide- auf Schnittnutzung erst innerhalb von 20 Jahren (POPTCHEVA 2007). Insgesamt ist der lineare, höchst signifikante Zusammenhang zwischen Extensivierungsdauer und Artenzahl im Ochsenmoor bemerkenswert und deutet darauf hin, dass auf vielen Flächen künftig zumindest noch eine geringfügige weitere Steigerung der Artenzahlen zu erwarten ist. Dies zeigen auch die Vergleiche über 30 Jahre in den Teichwiesen.

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). Als Ursachen kommen sowohl nachhaltig veränderte Standortbedingungen wie auch begrenzte Ausbreitungsmöglichkeiten in Betracht (ERIKSSON & EHRLÉN 1992, ROSENTHAL 2006). Letztgenannter Faktor kommt im periodisch überfluteten Feuchtgrünland vor allem für Arten in Betracht, die sich nicht hydrochor verbreiten und keine langfristig persistente Samenbank aufweisen bzw. keine effektiven vegetativen Vermehrungsstrategien besitzen, wofür ROSENTHAL (2006) u.a. *Carex panicea* und *Galium uliginosum* als Beispiele nennt, die sich im Ochsenmoor aber beide wieder deutlich ausbreiten.

Nach BEKKER et al. (1997) bedarf es mehr als 20 Jahre, bis die Anzahl von Arten nährtoffarmer 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.

In den Randbereichen des Ochsenmoores zeigen sich zwar wie im gesamten Untersuchungsgebiet Aushagerungseffekte, jedoch wirken hier Vernässung und Überflutung weniger stark auf die Vegetation ein. ROSENTHAL (2000) belegt, dass nur bei leichter Vernässung eine Zunahme der Artenzahl eintritt, bei einer Erhöhung der mittleren Feuchtezahl um mehr als eine Einheit jedoch eher eine Artenverarmung. Die Datenreihen beziehen sich dabei jedoch nur auf Zeiträume von zwei bis neun Jahren und teils artenreiche Ausgangsbestände; längerfristige Entwicklungen werden im Gegensatz zu Aushagerungsversuchen nicht beschrieben. Laut GLAVES (1998) wurde auf englischen Vertragsnaturschutzflächen mit Düngungsrestriktionen und Grundwasseranhebung zwar innerhalb von etwa acht Jahren eine Zunahme von *Carex nigra* sowie von Flutrasenarten wie *Glyceria fluitans*, *Persicaria amphibia* und *Ranunculus repens* registriert, aber zumeist leicht zurückgehende Artenzahlen. Insgesamt ist die Vegetationsdynamik bei einer schrittweisen Vernässung ohne zeitweilige Überflutungen zumeist nur sehr gering, vernässungsbedingte Effekte sind nur sehr langfristig zu erwarten (HELLBERG 1995). Dies kommt für das Ochsenmoor in der DCA für die DBF zum Ausdruck, da sich hierbei für die DBF in den Randbereichen insgesamt geringere Veränderungen gezeigt haben als in den stärker überstauten Bereichen.

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 gut dem von BRIEMLE (1991a) definierten Grenzwert zwischen Feuchtgrünland und Halbkulturformen des terrestrischen und amphibischen Bereiches, insbesondere Riedern und Röhrichten. 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 auch in dieser Arbeit kritisch betrachtete Wechselfeuchte kann in Form sommerlicher Trockenstressphasen ein limitierender Faktor für viele Grünlandarten sein (z.B. LEYER 1999); ein generelles Fehlen empfindlicher Arten ist jedoch auch in den Randbereichen des Ochsenmoores mit starken Grundwasserschwankungen nicht gegeben. Im gewissen Maße kann die Wechselfeuchte die Artenvielfalt sogar fördern, da sie die Einnischung verschiedener Arten begünstigt und Dominanzbildung einzelner Arten begrenzen kann (KUNZMANN et al. 1985, KUNZMANN 1989). Starke Wechselfeuchte ermöglicht hingegen nur die Entwicklung zu kennartenarmen Fragmentgesellschaften der Feuchtwiesen (HELLBERG 1995).

Standorte artenreicher Ausbildungen z.B. von Kleinseggenrieden sind nach HOBOHM & HÄRDTLE (1997) „niemals“ permanent oder auch nur zeitweilig überflutet; hingegen halten CRITCHLEY et al. (2002) hohe Feuchtigkeitsgrade durch Anstau oder Überflutung für essenziell zum Erhalt artenreicher Feuchtgrünländer. Winterliche Überflutungen könnten zudem durch die Schädigung der Grasnarbe zur Etablierung von Feuchtwiesenarten beitragen (KUNDEL 1993).

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. Zumeist wirkt sich ein zweischüriger Schnitt mit erster Nutzung im Juli positiv auf den Artenreichtum aus (BAKKER 1989); teilweise wurden Steigerungen der Artenzahlen bei zweischüriger Nutzung, hingegen Rückgänge bei einschüriger Nutzung registriert (SCHWARTZE 1999). Die zweischürige Nutzung gilt hinsichtlich des Nährstoffentzuges und der Schaffung von Nischen zur Etablierung von Feuchtgrünlandarten als die erfolgversprechendste Variante (SCHWARTZE 1994). Andererseits werden für einzelne Vegetationstypen nur eine einschürige Herbstmahd, teils auch nur im mehrjährigen Turnus, empfohlen (vgl. Kap. 11.4).

Im Ochsenmoor waren Effekte der Nutzungsart nur für einzelne Rote Liste- und Zeigerarten 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. Scharfe Trennungen sind dabei weder zwischen Wiese und Weide, noch hinsichtlich konstanter Schnitttermine und -häufigkeiten möglich. Dies bedeutet andererseits aber auch, dass der Einfluss von Umweltvariablen und sonstigen Faktoren wie Standortqualität und Extensivierungsdauer vermutlich besser messbar ist, da Nutzungseinflüsse auf die meisten Flächen relativ ähnlich wirken und keine grundlegend verschiedenen Bedingungen für die Etablierung schaffen.

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). Die im Ochsenmoor praktizierte Mähweidenutzung kommt eher der hier ebenfalls praktizierten, aber noch enger definierten Wiesenmahd mit Nachbeweidung nahe (vgl. Kap. 3.3.2). Diese stellt für einige gefährdete Zielarten mit einer kurzen Sprossausdauer und einer kurzlebigen Samenbank wie *Bromus racemosus*, *Rhynchospora angustifolia* und *Senecio aquaticus* eine förderliche, ansonsten kaum mehr praktizierte Nutzungsform dar (vgl. ROSENTHAL 2000, SCHRAUTZER 2004).

Die fehlende Ausbreitung einiger auf der Nachbarfläche auftretender Feuchtwiesenarten in dem früher als Acker genutzten Teilbereich der mittleren Teichwiese stellte HELLBERG (1995) fest; ein Teil dieser Arten fehlt auch heute noch. Der Artenreichtum hat hier zwar deutlich zugenommen, ist aber auch nach gut 30-jähriger Extensivnutzung noch geringer als in den Bereichen ohne frühere Ackernutzung. Insgesamt hat sich jedoch gezeigt, dass nach einer Acker(zwischen)nutzung unter den örtlichen Bedingungen im Ochsenmoor eine Entwicklung zu mäßig artenreichen Grünländern vergleichbar der auf früher intensiv als Dauergrünland genutzten Flächen möglich ist. Im Einzelfall konnte die Rückentwicklung ehemaliger Ackerflächen zur Hundsstraußgraswiese, verschiedentlich auch die Etablierung gefährdeter Arten belegt werden. Der hohe Anteil von Weidegesellschaften auf ehemaligen Äckern resultiert auch aus der Lage vieler früherer Ackerflächen in den wenig vernässten Randbereichen. Auf nasseren Flächen haben sich mit Flutrasen sowie in geringerem Umfang Schlankseggenrieden und Rohrglanzgrasröhrichten bislang solche Gesellschaften gebildet, die auch für stärker gestörte Standorte typisch sind. Eine Rückentwicklung von Sumpfdotterblumenwiesen

konnte bislang nicht beobachtet werden, was u.a. auf die mangelhafte Wasserleitfähigkeit der Torfe zurückzuführen sein dürfte (vgl. HELLBERG 1995).

Einschränkend ist jedoch anzumerken, dass eine auf einigen Flächen extrem intensive Grünlandnutzung mit Umbrüchen, Neueinsaaten, 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 & ELSÄßER 1992) konnten offenkundig durch gezielte Aushagerungsschnitte in den ersten Jahren nach der Wiedereinsaat weitgehend vermieden werden. Eine Rückführung auch langjährig als Maisacker genutzter, stark degradierter Niedermoorstandorte zu mehr oder weniger artenreichem Grünland wurde bereits von LUICK (1993) erfolgreich erprobt. Irreversible Standortveränderungen werden durch die eigenen bodenkundlichen Erfassungen insgesamt besser angezeigt als durch den Vergleich zwischenzeitlich beackelter und vermutlich durchgängig als Grünland genutzter Flächen. Die erfassten pedogenen Veränderungen können dabei sowohl aus einer zeitweiligen Ackernutzung, als auch aufgrund einer phasenweise sehr intensiven Grünlandnutzung resultieren. Als ein derzeit entscheidend limitierender Faktor für den Artenreichtum konnte eine eingetretene Vermulmung der oberen Torfschichten identifiziert werden.

Eine wichtige Rolle bei der Regeneration von (kenn-) artenreichen Feuchtwiesen, die in dieser Arbeit 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 Samenbank (z.B. BAKKER 1989, BEKKER et al. 1997, BAKKER & BERENDSE 1999, ROSENTHAL 2000 & 2006, JENSEN 2001, DONATH et al. 2003, SCHRAUTZER 2004, XIONG et al. 2003); solch eine Samenbank hat die früheren Pflanzengesellschaften quasi aufgezeichnet. Dies gilt natürlich nur in soweit, wie Diasporen darin überdauern konnten (vgl. BAKKER 1989). Der Regenerationserfolg aus Samenbanken wird dadurch limitiert, dass die überwiegende Zahl der Grünlandarten über transiente 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).

Die Regenerationspotenziale aus der Samenbank hängen auch 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 Dümmeriederung nur wenige für Feuchtwiesen typische Arten gefunden (PFADENHAUER et al. 2001). Die Artenzahlen in der rezenten Vegetation korrelieren positiv mit denen in der Samenbank, jedoch liegt die Übereinstimmung des Arteninventars in Grünlandgesellschaften oft nur bei etwa 50-65 % (BAKKER 1989, BEKKER et al. 1997 & 1998, KOWARSCH 2002, PATZELT 1998, SMITH et al. 2002). Dennoch sind in der Samenbank nur in Einzelfällen typische Feuchtwiesenarten zu finden, die in der rezenten Vegetation fehlen (z.B. DRÜCKHAMMER & WRIEDT 1996, JENSEN 1998; zu einzelnen Gegenbeispielen siehe z.B. HOPPE 2002). Auch umbruchsfrei genutztes Intensivgrünland verfügt nur über geringe Anteile gefährdeter Arten in der Samenbank, so dass diese nur einen kleinen Beitrag zur Regeneration artenreicher Feuchtgrünlandgesellschaften leisten kann (ROSENTHAL 1992a, 2000). Auch Flutrasen weisen ein geringeres Diasporenpotenzial auf als Feuchtwiesen (SCHOPP-GUTH 1997, SCHRAUTZER 2004). Insgesamt sind Arten nährstoffarmer Standorte so-

wie seltene und gefährdete Arten in Diasporenuntersuchungen nur schwach vertreten, z.T. ist dies aber vermutlich auch methodisch bedingt (BEKKER et al. 1997, JENSEN 2004a & b, SCHRAUTZER 2004). Ein wichtiger Einflussfaktor ist die Länge und Intensität der Periode intensiver Nutzung (z.B. GUGERLI 1993, BOSSUYT & HERMY 2003). Nach der Zerstörung der ehemaligen Vegetation vor mehreren Jahrzehnten hält PATZELT (1998) die Etablierung von Niedermoorarten aus der Samenbank für ein „nahezu unmögliches Ereignis“, bezieht sich dabei aber auf z.T. über dreißigjährige Ackernutzung. Obwohl bereits eine fünfjährige Intensivnutzungsphase die Bedeutung der Samenbank für die Regeneration vermindert (MAAS & SCHOPP-GUTH 1998), sind bei einer relativ kurzen Intensivierungsphase die Regenerationsperspektiven noch relativ gut (BEKKER et al. 1997, TESCH 1992, JENSEN 2004a). 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. So stellte ROSENTHAL (2006) in den Borgfelder Wümmewiesen (Bremen) im Gegensatz zu anderen Studien einen signifikanten Einfluss der langfristig persistenten Samenbank auf den Regenerationserfolg fest, was er auf eine nur etwa 10-15-jährige Phase der Intensivnutzung zurückführte. 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 Aktivierung des persistenten Samenpotenzials notwendige Bodenverwundungen (vgl. PFADENHAUER & MAAS 1987) ergeben sich häufig durch den Einsatz schwerer Mähmaschinen, in Teilbereichen außerdem durch lang anhaltende Überstauungen (eig. Beob.).

Hinsichtlich der für das Ochsenmoor genauer betrachteten Rote Liste- und Zeigerarten treten hier nach offensichtlichem zwischenzeitlichen Verschwinden sowohl Arten mit langfristig bzw. kurzfristig persistenter, als auch mit transienter Samenbank wieder auf (vgl. Kap. 11.6.1). JENSEN (2004a) legt für viele Arten methodisch bedingte Unterschätzungen der Persistenz ihrer Diasporen nahe; dies kann unter Umständen die Neuetablierungen für einen Teil dieser Arten erklären.

Das Fehlen von Diasporen kann allgemein eines der entscheidenden Hindernisse für die Etablierung artenreicher Grünlandgesellschaften sein (z.B. ZOBEL et al. 1998, BISSELS et al. 2004). 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. Mangelnde Verfügbarkeit der Zielarten im Ausgangsbestand, der Samenbank sowie aus der Umgebung bzw. über gezielte Einbringung gelten als Ausschlusskriterium für den Regenerationserfolg (VAN GROENENDAL et al. 1989, KAPFER 1997, BONN & POSCHLOD 1998). Dies galt für die Ausgangssituation im Ochsenmoor allerdings überwiegend nicht, da die Mehrzahl der Zielarten noch auf potenziellen Spenderflächen vorkam.

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 gelten als Fernausbreitung (LUFENSTEINER 1982). Die hier behandelten Verbreitungsbilder auf Ebene ganzer Vegetations- und Bewirtschaftungseinheiten betreffen daher, soweit es sich nicht auf Regenerationen aus der Diasporenbank handelt, größtenteils Fernausbreitungsereignisse. Lediglich Deckungsgradzunahmen in Vegetationsaufnahmen sowie die Zunahme von Populationsgrößen innerhalb von Kartiereinheiten betreffen vorwiegend die Nahausbreitung.

Eine Ausbreitung auch aus direkt angrenzenden Parzellen ist selbst unter scheinbar günstigen Bedingungen nicht garantiert (vgl. BAKKER et al. 2002, BISCHOFF et al. 2002); trotz elfjähriger Nulldüngung breiteten sich in der Studie von BAKKER & TER HEERDT (2005) Reliktbestände von Feuchtwiesenarten an Gräben nicht unbedingt wieder in die angrenzenden Parzellen aus. Nach BISCHOFF et al. (2002) wurden Flächen nach zehnjähriger Extensivierungsphase kaum von (Ziel-) Arten aus benachbarten Parzellen besiedelt, obwohl sich die abiotischen Standortbedingungen weitgehend angeglichen hatten. Die bei vielen der punktgenau kartierten Arten sehr unregelmäßigen Wiederbesiedlungsmuster im Ochsenmoor können somit auch durch mangelnde Ausbreitungsmöglichkeiten erklärt werden, die in die Regressionen zur Erklärung der derzeitigen Verbreitung anhand ökologischer Standortparameter und Nutzungskategorien nicht einfließen konnten.

Ein weiterer Faktor ist die Schädigung des Standortes durch die Nutzung bis zum bekannten Zeitpunkt des Extensivierungsbeginns, über die jedoch keine zuverlässigen Daten vorliegen. Viele Arten können über wenigstens 30-50 Jahre keimfähig bleiben, wobei für einzelne Arten unter verschiedenen Bedingungen unterschiedliche Werte gelten können. In feuchten bis nassen Böden liegen diese im Allgemeinen höher als in trockenen. Allerdings nimmt die Diasporendichte bei ausbleibender Nachlieferung aus der aktuellen Vegetation von Jahr zu Jahr exponentiell ab (vgl. THOMPSON et al. 1997, JENSEN 1998; Zusammenfassungen in KOWARSCH 2002 und SCHRAUTZER 2004). Vermutlich besteht somit für große Teile des von KRAUSE & PREISING (1952) nachgewiesenen Arteninventars bis heute und auch in (naher) Zukunft wenigstens noch ein geringes Regenerationspotenzial zumindest auf den Parzellen, die in den 1950-er bis 1980-er Jahren nur mäßig intensiv genutzt wurden. Unter den stark zugenommenen Arten der Feuchtwiesen zählen *Agrostis canina*, *Galium palustre* und *Ranunculus flammula* zu den Arten, die sich aus der Samenbank mit am häufigsten etablieren (ROSENTHAL 2000). Neben diesen werden von den für Kleinseggenriede bzw. mesotrophe Feuchtwiesengesellschaften typischen und im Ochsenmoor vorkommenden Arten *Carex nigra*, *C. panicea* und *Stellaria palustris* eine gute Regenerationsfähigkeit aus der Samenbank zumindest von Feuchtwiesenflächen zugesprochen. Ein Großteil der weiteren Arten der Kleinseggensümpfe kann sich auf diesem Wege jedoch vermutlich kaum regenerieren. Insgesamt wird daher das Regenerationspotenzial von Kleinseggenrieden und mesotraphenten Feuchtwiesen selbst aus eutraphenten Feuchtwiesen als gering angesehen, weil die an mesotraphenten Arten verarmte Diasporenbank nur die Ansiedlung weniger, eher unspezifischer Kennarten wie *Agrostis canina* und *Stellaria palustris* ermöglicht; daneben wurden u.a. auch *Carex nigra* und *C. rostrata* nachgewiesen (SCHRAUTZER 2004). Dies sind auch im Ochsenmoor die Arten, die sich besonders stark ausgebreitet haben. Für *Stellaria palustris* liegen dabei zwar keine flächendeckenden Daten vor, diese Art hat aber in den DBF erheblich (wenn auch statistisch nur teilweise abgesichert) an Stetigkeit zugenommen.

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 seit Anfang/Mitte der 1990-er Jahre in erheblichem Maße durchgeführte Verkoppelung früher getrennter Bewirtschaftungseinheiten mag dazu beigetragen haben, dass eine Aus-

breitung 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 (eig. Beob.), was zur Ausbreitung von Diasporen beitragen kann (vgl. STRYKSTRA et al. 1997). BAKKER (1989) wies an Mähmaschinen Samen zahlreicher Grünlandarten nach, darunter die hier als Rote Liste- bzw. Zeigerarten näher behandelten *Agrostis canina*, *Anthoxanthum odoratum* und *Rhynchosus angustifolius*. Späte (Zweit-) Schnitte sowie Pflegeschnitte auf Weiden, wie sie im Ochsenmoor auf zahlreichen Flächen durchgeführt wurden, können eine besondere Bedeutung für die Ausbreitung erlangen, da dann viele Arten ihre Samenreife erlangt haben (vgl. BISCHOFF et al. 2002). Die flexible Staffelung der Mahdtermine mit einem räumlichen Mosaik während einer Saison wie auch teilweise von Jahr zu Jahr wechselnde Termine auf denselben Flächen dürften die Ausbreitungschancen für verschiedene Arten verbessern. Einer in anderen Gebieten auf großen Flächen synchronisierten Mahd, die zudem jahreszeitlich stark fixiert ist, wird eine Selektion gegen die Arten zugeschrieben, die zum entsprechenden Zeitpunkt nicht fruchten (ROSENTHAL 2006).

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, während in anderen Gebieten gegenteilige Entwicklungen hinsichtlich der Bewirtschaftung beobachtet wurden (SCHRAUTZER 2004).

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* und *Thalictrum flavum* zu den hydrochor stark- und *Oenanthe fistulosa* zu den mäßig dispersiven Arten. Dagegen werden *Anthoxanthum odoratum*, *Caltha palustris*, *Carex vesicaria* und *Lathyrus palustris* zu den hydrochor schwach dispersiven Arten gezählt. Einige Arten, die als hydrochor gelten können und in der aktuellen Vegetation relativ häufig waren, fehlten im Driftgut ganz, u.a. *Carex nigra*, *C. panicea* und *Potentilla palustris*. Auffälligerweise zeigt im Ochsenmoor aber mit *Thalictrum flavum* eine hydrochor stark disperse Art aktuell mehrere Neuansiedlungen außerhalb der regelmäßig überschwemmten Bereiche. Im Ochsenmoor kommt für die hydrochore Verbreitung 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). Generell gilt die Möglichkeit zur hydrochoren Ausbreitung trotz der genannten Einschränkungen als besonders bedeutsam; sie ermöglicht zudem den Individuenaustausch zwischen vorhandenen Teilpopulationen und stellt einen wichtigen Faktor für die Dynamik von Pflanzengesellschaften dar (ROSENTHAL 2000). Das Datenmaterial für das Ochsenmoor lässt eine Bedeutung der regelmäßigen Überschwemmungen vor allem für *Caltha palustris* vermuten, bei der eine erhebliche Ausbreitung in der Überflutungszone, aber kaum außerhalb dieser stattfand. Für viele andere (Ziel-) Arten wurde hingegen eine

Etablierung auch in den kaum überfluteten Randbereichen nachgewiesen und es bestehen umgekehrt große Besiedlungslücken in den Überflutungsbereichen, letzteres insbesondere bei *Agrostis canina*.

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). Dieser Ausbreitungsvektor könnte das neuerliche Wiederauftreten u.a. der *Dactylorhiza*-Arten erklären, die in der Dümmerniederung zuvor über Jahrzehnte nicht mehr nachgewiesen worden waren.

Für einige der Rote Liste- und Zeigerarten konnten auch Vorkommen an Grabenrändern und in anderen Biotopen außerhalb der genutzten Grünlandbereiche nachgewiesen werden. Solche Refugialräume können ebenfalls zur Wiederausbreitung beitragen (z.B. BAKKER 1989, TESCH 1992).

Schließlich muss bei der Bewertung von Verschiebungen in den Artenzahlen auch berücksichtigt werden, dass die höchste Diversität in Beständen erreicht wird, die bereits zu Maßnahmenbeginn artenreich waren; artenärmere Ausgangsbestände können höhere Zunahmeraten zeigen, erreichen aber letztlich zumeist eine geringere Diversität (KLIMKOWSKA et al. 2007).

Generell ist der Forschungsstand zur Ausbreitungsbiologie von Pflanzenarten auf Niedermoorstandorten noch relativ gering (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.

11.7 Entwicklungen in der Westlichen Dümmerniederung

In der Westlichen Dümmerniederung sind die Standorte größtenteils sehr stark durch tiefgreifende Entwässerung und langjährige Intensivnutzung geschädigt, weshalb die Regenerationsperspektiven insgesamt schlechter einzuschätzen sind als in Teilen des Ochsenmoores (vgl. auch KRATZ & PFADENHAUER 2001).

Wenn auch die lediglich acht untersuchten DBF eher exemplarischen Charakter haben, so repräsentieren sie mit (ausgesprochen) artenarmem Grünland doch die hier typischen Verhältnisse. Die Artenzahlen im Ausgangsbestand waren 2003 größtenteils deutlich geringer als zu Beginn der Untersuchungen im Ochsenmoor.

Mit der Aushagerung und Nutzungsextensivierung sowie Vernässung verbundene kurz- bis mittelfristige Vegetationsentwicklungen zeichnen sich hier ähnlich wie in Teilen des Ochsenmoores ab, insbesondere eine deutliche Zunahme von *Deschampsia cespitosa*. Andererseits konnte hier in einem relativ kurzen Untersuchungszeitraum bereits eine signifikante Steigerung der Artenzahl beobachtet werden, die durch eine Ausbreitung nutzungsempfindlicher Kräuter wie *Cardamine pratensis* und *Galium palustre* mit verursacht wird. Eine Restitution feuchter, weniger artenarmer Grünlandgesellschaften deutet sich somit an.

12. FAZIT UND AUSBLICK

Die Erfolgchancen einer Regeneration bzw. wenigstens Restitution artenreicherer Grünländer gelten insgesamt stärker limitiert als früher angenommen, wofür sowohl abiotische Faktoren wie Eutrophierung und Versauerung als auch biotische Faktoren, insbesondere ein Mangel an Diasporen in der Samenbank und limitierte Ausbreitungschancen in verinselten Landschaften, verantwortlich sind (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 sind dabei heute infolge tiefgreifender Meliorationsmaßnahmen und Phasen intensiver Grünland- und teils auch Ackerzweischennutzung aus Vegetationskarten vor Beginn der Naturschutzmaßnahmen kaum noch abzulesen, vermögen sich aber trotz aller anthropogenen Einflüsse noch in standörtlichen Untersuchungen abzubilden. Ihr 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* zeigt.

Dem Schutz noch vorhandener, artenreicher Restflächen wird daher vielfach eine wesentlich größere Bedeutung beigemessen als dem Versuch einer Regeneration aus artenarmen Grünlandbeständen (z.B. HELLBERG et al. 2001, ROSENTHAL 2006). Ziel des Naturschutzes sollte es neben dem vorrangigen Erhalt noch vorhandener artenreicher Restflächen daher vor allem 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 und vom Arteninventar damit vergleichbare Saumstrukturen vorhanden sind, die als Spenderflächen offenkundig für die Ausbreitung wenigstens einiger Zielarten aus rezenten Vorkommen bzw. weniger stark durch zwischenzeitliche Intensivnutzung verarmte Diasporenbanken fungiert haben. Die in dieser Arbeit dokumentierten Rekolonisationen zeigen trotz zahlreicher Einschränkungen eine Entwicklung, die aus Sicht des Naturschutzes insgesamt positiv verlaufen ist und die allgemein prognostizierten Regenerationsaussichten großenteils übertroffen haben. Dies gilt insbesondere für die Wiederausbreitung heute z.T. hochgradig gefährdeter Arten, die im Gebiet weitgehend oder höchstwahrscheinlich sogar völlig verschwunden waren.

Auf Ebene der Pflanzengesellschaften zeigt sich eine Regeneration von Hundsstraußgraswiesen in erheblichem Umfang, während Sumpfdotterblumenwiesen in der Flächenbilanz seit dem großflächigen Beginn der Naturschutzmaßnahmen keine positive Bilanz zeigen. Tatsächlich regenerierten sich Sumpfdotterblumenwiesen allerdings 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. Molinetalia-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 Wechselfeuchte 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 unspezifischer Magerkeitszeiger zu und breiten sich aus. Mit fortschreitender Aushagerung setzt eine allmähliche Rekolonisation durch typische Arten der Kleinseggensümpfe 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* und *Anthoxanthum odoratum* 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, für leicht gedüngte Feuchtwiesen typische Arten an, insbesondere für *Senecio aquaticus* (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*, *Dactylorhiza incarnata*, *D. majalis*) ermöglicht haben, konnte im Einzelfall nicht ermittelt werden. Nach bisherigem Wissensstand ist eine Regeneration aus der Diasporenbank sowohl wegen fehlender langfristiger Persistenz der Samen der betreffenden Arten als auch aufgrund der Dauer und Art der Intensivnutzungsphase unwahrscheinlich. Häufig als überschätzt geltende Faktoren 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 hydrochoren Ausbreitung auf der Hand, insbesondere bei *Caltha palustris*. Andererseits konnten Neuetablierungen z.B. von *Thalictrum flavum* auch außerhalb der Überflutungsbecken und fernab von Vorkommen in Saumstrukturen belegt werden. Als in einigen Fällen begünstigende Faktoren sind u.a. Ausbreitungen durch auf verschiedenen Flächen eingesetzte Landmaschinen, Weidevieh 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 stattfand, der nach dem Kenntnisstand aus anderen Untersuchungen nicht zu erwarten war. Die eigenen Untersuchungen haben gezeigt, dass über eine längere Zeitspanne solche Entwicklungen jedoch eintreten 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 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* 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 Überstauungstintensitäten konnte eine großflächige Rückdrängung nicht entsprechend überstauungsresistenter Arten vermeiden. Erwartungsgemäß gingen jedoch die Sumpfdotterblumenwiesen in besonders lang überstauten Bereichen zugunsten von Schlankseggenrieden und nassen Flutrasen-Varianten 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.

Dagegen ist die Stagnation bzw. neuerdings wieder rückläufige Tendenz der Bestände von *Oenanthe fistulosa* 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 Hundsstraußgraswiesen und Wiesenseggenriede über.

Bislang weniger deutlich 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 Profilsprache 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 Aushagerungs-niveau 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 gesteuerten, teils vor den sonst üblichen Fixterminen erfolgenden Mahd auf Flora und Vegetation schließen. 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 bedarfsweise Zulassung einer Nutzung vor festgesetzten Fixterminen (zumeist 15. Juni bzw. 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 längerfristig eine Mahd wesentlich vor dem 01. Juli ohnehin nicht mehr in Betracht kommt. 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 behinderten.

Hinsichtlich der „Problemarten“ für die Grünlandbewirtschaftung erwies sich die starke Ausbreitung von Röhrichten aus *Phalaris arundinacea* und in geringerem Maße auch *Glyceria maxima* als nur vorübergehendes Phänomen, das durch die Aushagerung mittelfristig wieder entscheidend an Bedeutung verlor. Dagegen konnte eine Unterdrückung von Dominanzbeständen von *Deschampsia cespitosa* 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* 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. Für die Giftpflanze *Equisetum palustre* 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. Sie ist allerdings ohnehin als für Feuchtwiesen traditionell typisches Florenelement zu werten.

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 Dümmerniederung (vgl. GANZERT & PFADENHAUER 1988, GANZERT 1992, BLANKENBURG 1995). Dies bestätigten 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 Dümmerniederung 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 wieder besiedeln. Unterschiede zwischen zeitweilig beackerten und durchgängig als Grünland genutzten (Teil-) Parzellen lassen sich an der mittleren Teichwiese auch nach über 30 Jahren noch veranschaulichen. Ein generell negativer Einfluss einer Ackerzwischenutzung 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 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 Saumstrukturen dürfte dabei in anderen Fällen höher einzuschätzen sein als im Dümmergrünland, wo Saumstrukturen durch die Eutrophierung zu meist 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 in Saumstrukturen, Röhrichten 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).

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 Restitutionserfolge dürften dabei in der Dümmerniederung wirksam sein:

- eine zumindest für nordwestdeutsche Verhältnisse hohe Flächengröße der Schutzgebiete 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) und Saumstrukturen;
- 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 umgesetzte und regelbare Wiedervernässung mit unterschiedlichen Überstaudauern und -höhen.
- 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.

13. ZUSAMMENFASSUNG

Feuchtgrünland gehört zu den ab etwa 1950 sehr stark quantitativ und qualitativ rückläufigen Ökosystemen der Kulturlandschaft, wobei Niedermoorstandorte in Nordwestdeutschland besonders betroffen sind. Erhebliche Naturschutzbemühungen seit den 1980-er Jahren betreffen den Versuch der Regeneration artenreichen Feuchtgrünlandes einerseits oder aber die Verbesserung der Senken- oder Speicherfunktion für Kohlenstoffdioxid und weiterer klimarelevanter Gase andererseits. In dieser Arbeit wird nur der erste Schutzansatz betrachtet. Dessen Umsetzung hat sich gerade auf Niedermoorstandorten als schwierig erwiesen, da die Standorte durch Melioration und intensive Nutzung vielfach stark und irreversibel geschädigt sind. Daher ist häufig keine Regeneration, sondern nur eine Restitution naturnäherer Verhältnisse möglich.

Die Auswirkungen von Wiedervernässung einschließlich periodischer Überstauung sowie Aushagerung von Niedermoorgrünland, teils auch mit der Rückführung von Acker in Grünland, wurden vielfach untersucht. Auch zur Autökologie zahlreicher (Ziel-) Arten sowie zur Auswirkung experimentell gesteuerter Pflegenutzungen liegen zahlreiche Arbeiten vor. Langfristige Studien (über 15 Jahre) zum Erfolg von Regenerationsversuchen sind aber weiterhin selten.

Die Dümmerniederung im südwestlichen Niedersachsen kann für die Untersuchung mittel- bis langfristiger Entwicklungen beispielhaft stehen. Hier erfolgten ab Anfang der 1950-er Jahre im Zuge der Dümmereindeichung tiefgreifende Meliorationsmaßnahmen, der Ausgangszustand der Vegetation wurde aber wenige Jahre zuvor (1947/48) flächendeckend kartiert. Mitte der 1970-er Jahre wurde in den „Teichwiesen“ der älteste Wiedervernässungsversuch Norddeutschlands gestartet. Ab Ende der 1980-er Jahre wurden die überwiegend intensiv genutzten und artenarmen Niedermoorgrünländer mit eingestreuten Äckern dann großflächig in öffentliches Eigentum überführt, großflächig ausgehagert und wiedervernässt. Die Ausgangssituation zum Ende der Phase intensiver Nutzung wurde durch eine erneute Vegetationskartierung (1987) dokumentiert, seitdem erfolgten etwa alle sieben Jahre Folgeuntersuchungen. Der Beginn der Naturschutzmaßnahmen sowie die seitdem erfolgte Bewirtschaftung sind flächenscharf dokumentiert und wurden in dieser Arbeit zusammengestellt und ausgewertet.

Durch diese insgesamt über 60 Jahre und seit Beginn der Naturschutzmaßnahmen über 20 Jahre regelmäßig wiederholten Vegetationskartierungen ergibt sich großflächig eine für Deutschland in dieser Form einmalige Vergleichsgrundlage, die zudem über die letzten etwa 15 Jahre mit flächendeckenden Erfassungen von Rote Liste- und Zeigerarten sowie regelmäßigen Aufnahmen von Dauerbeobachtungsflächen erweitert wurde.

Auf Basis dieser langfristigen und über das letzte Jahrzehnt hinweg durch eigene Untersuchungen zu Flora, Vegetation und Standort ergänzte und fortgeführte Datenreihen behandelt diese Arbeit erstmals eine Darstellung und Analyse der Sukzessionsreihen im Feuchtgrünland unter wechselnden Umweltbedingungen über einen Zeitraum von 60 Jahren und der Auswirkungen von Naturschutzmaßnahmen über 20 Jahre. Weiterhin wird eine Bilanzierung der Rekolonisation durch Kennarten der Feuchtgrünlandgesellschaften und Arten nährstoffarmer Standorte sowie der Entwicklung des Artenreichtums über einen Zeitraum von 15 Jahren vorgenommen. Dabei werden die Einflüsse von Standortveränderungen, des Wasser- und Nutzungsregimes untersucht. Hieraus werden soweit möglich Trendaussagen zu Möglichkeiten und Grenzen der großräumigen Regeneration artenreichen Feuchtgrünlandes auf degradiertem Niedermoor abgeleitet.

Auswertungsmethoden sind räumliche Verschneidungen und Flächenbilanzen in einem Geographischen Informationssystem (GIS), pflanzensoziologische Tabellenarbeit, Ordination der Vegetationsaufnahmen mittels Detrended Correspondence Analysis (DCA) und die Anwendung von Zeigerwerten, insbesondere die Berechnung gewichteter Mittel. Artvorkommen werden im Hinblick auf den Einfluss von Umwelt- sowie Nutzungsparameter mit Hilfe multivariater statistischer Verfahren analysiert.

Die im Gebiet um 1950 großflächig ausgebildeten Sumpfdotterblumen- und Hundsstraußgraswiesen gingen bis Ende der 1980-er Jahre sehr stark zurück, Pfeifengraswiesen und Borstgrasrasen verschwanden ganz. Infolge der eingeleiteten Naturschutzmaßnahmen wurden Äcker, Grünland-Neueinsaat und Queckenrasen wieder verdrängt. 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 verschiedentlich sowohl durch sehr langen Überstau als auch offensichtlich aufgrund zu tiefer Grundwasserstände in der nicht aktiv vernässten Randzone. Die heutigen Sumpfdotterblumenwiesen zeigen bereits höhere mittlere Feuchtezahlen als 1947/48.

Mit fortgeschrittener Aushagerung, die vielfach bereits das Magerrasenniveau erreicht hat, haben Hundsstraußgraswiesen wieder erheblich zugenommen. Arten der Kleinseggensümpfe breiten sich wieder deutlich aus. 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 auf 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, vermutlich großräumig verschwundene Arten (*Bromus racemosus*, *Dactylorhiza incarnata*, *D. majalis*) haben sich vereinzelt wieder etabliert. Das Auftreten der Zielarten ist vielfach mit zunehmender Aushagerung und Vernässung sowie der Extensivierungsdauer in Beziehung zu setzen. Dagegen kommt der aktuellen Form der naturschutzkonformen Nutzung überwiegend nur eine untergeordnete Rolle zu. Dies ist teilweise durch die vielfach nicht eindeutig mögliche Klassifikation von Nutzungstypen zu begründen, die sowohl Mahd als auch Beweidung umfassen. Zudem sind die Nutzungsstermine für einzelne Flächen von Jahr zu Jahr flexibel angepasst worden, wodurch eine zügige Aushagerung begünstigt worden ist. Insgesamt erscheint dieses Nutzungsregime geeignet, den Zielarten geeignete Wuchsbedingungen zu schaffen und zu erhalten. Insbesondere nahmen typische Arten der Kleinseggensümpfe und allgemein Nässe- und Magerkeitszeiger zu. Einzelne gefährdete Arten des nährstoffreicheren Feuchtgrünlandes (*Oenanthe fistulosa*, *Senecio aquaticus*) zeigen neuerdings wieder Rückgangstendenzen, die mit starker Aushagerung in Verbindung gebracht werden können. Dagegen gilt dies für *Caltha palustris* bislang nicht; diese Art wird auch nicht generell durch sehr lange Überstauung geschädigt.

Als „Problemart“ für die Grünlandbewirtschaftung ist insbesondere *Deschampsia cespitosa* zu nennen, die sich großflächig mit Dominanzbeständen etabliert hat. Diese sind in bislang eher geringem Umfang, vor allem in lang anhaltend überstauten Bereichen, wieder verschwunden. Insgesamt weist *D. cespitosa* neuerdings aber wieder eine rückläufige Bilanz auf. Deutliche Zunahmen weist *Juncus effusus* auf, bildet jedoch offenbar auch nutzungs-

bedingt bislang nur vereinzelt Dominanzbestände aus. Außerdem breitet sich die für Feuchtgrünländer typische Giftpflanze *Equisetum palustre* vegetativ aus und ist dabei in der Lage, praktisch alle Vegetations- und Nutzungstypen zu besiedeln.

Der Artenreichtum insgesamt nimmt mit zunehmender Extensivierungsdauer langfristig linear zu. Dies spiegeln auch die Dauerflächenuntersuchungen wieder; dort haben die Artenzahlen über einen Beobachtungszeitraum von 15 Jahren kontinuierlich über alle Zeitabschnitte hinweg zugenommen. Pedogen sehr stark veränderte Standorte mit vermulmten Torfen weisen insgesamt geringere Artenzahlen in der aktuellen Vegetation auf, auch zeigt sich hier kaum eine Regeneration typischer Feuchtgrünlandgesellschaften.

Die umgesetzten Naturschutzmaßnahmen allein können einen Regenerationserfolg nicht garantieren, insgesamt zeigen sich aber gute Regenerationspotenziale. Die Rekolonisation durch Zielarten ist vielfach nur durch Fernausbreitung zu erklären und ist in vielen Fällen offensichtlich weder entscheidend von der Diasporenbank, noch vom Vorhandensein von Spenderflächen bzw. Refugialstandorten in unmittelbarer Nähe zu neuen Wuchsorten abhängig zu sein.

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. Auf diesen war innerhalb von etwa 15 Jahren teils eine Regeneration solcher Vegetationsbestände, mindestens aber eine Restitution feuchter, nicht mehr ausgesprochen artenarmer Grünlandgesellschaften sowie eine Rekolonisation und Ausbreitung durch teils gefährdete Feuchte- und Magerkeitszeiger möglich.

14. DANKSAGUNG

Diese Arbeit wäre ohne die weitreichende Unterstützung einer Reihe von Personen und Institutionen nicht möglich gewesen:

Prof. Dr. Martin Diekmann (Universität Bremen, FB 2, AG Vegetationsökologie und Naturschutzbiologie), nahm mich als externen Doktoranden mit meinem Themenvorschlag an und stellte sich als Erstgutachter zur Verfügung. Außerdem ermöglichte er mir die Nutzung der Laboreinrichtungen der AG und stand für zahlreiche Fragen und Diskussionen insbesondere zur statistischen Auswertung und vielen anderen Punkten stets kurzfristig und umfassend zur Verfügung.

Allen Mitgliedern der AG Vegetationsökologie und Naturschutzbiologie danke ich für die freundliche Aufnahme; besonderer Dank gilt Marion Ahlbrecht für die Einführung in Labormethoden und die umfassende Unterstützung bei den Bodenanalysen. Dr. Josef Müller und Dr. Burghard Wittig sahen eine Entwurfsfassung der Arbeit kritisch durch, B. Wittig außerdem zuvor Entwürfe der Vegetationstabellen.

Prof. Dr. Dietmar Zacharias (Hochschule Bremen, IStAB) bin ich zu besonderem Dank für die Vermittlung der Kontakte zur Universität Bremen und zahlreiche Ideen zur Ausgestaltung dieser Arbeit vom ersten Konzept an bis zur Fertigstellung verpflichtet. Wesentliche Ansätze reichen zurück bis zur Konzeption meiner Diplomarbeit im Jahr 2000. Zwischenzeitlich erhielt ich von ihm immer wieder wertvolle fachliche Impulse zunächst im Rahmen der Zusammenarbeit mit dem damaligen Niedersächsischen Landesamt für Ökologie (NLÖ), in dem er bis 2002 tätig war, durch Erteilung eines Lehrauftrages an der Hochschule Bremen 2003 und die Redigierung mehrerer Manuskripte zu überwiegend floristischen Themen. Er stellte sich zudem für diese Arbeit als Zweitgutachter zur Verfügung. Nicht nur durch ihre geradezu ideale fachliche Ergänzung vermittelten mir Martin Diekmann und Dietmar Zacharias eine außerordentlich reibungslose und in höchstem Maße motivierende Atmosphäre zur Bewältigung meiner Arbeit.

Ebenso unverzichtbar für die Durchführung dieser Arbeit war die seit mittlerweile über zehn Jahren bestehende, alljährliche berufliche Zusammenarbeit mit der Naturschutzverwaltung des Landes Niedersachsen, hier insbesondere der Naturschutzstation Dümmer im heutigen Niedersächsischen Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz (NLWKN; ehemals Bezirksregierungen Hannover und Weser-Ems sowie NLÖ). Diese begann bereits im Rahmen der Erstellung meiner Diplomarbeit, mit der meine systematischen Arbeiten im Ochsenmoor begannen. Ich konnte diese Erhebungen ab 2001 alljährlich durch Datenaufnahmen und gutachterliche Tätigkeiten für die niedersächsische Naturschutzverwaltung fortsetzen. Die vertrauensvolle Zusammenarbeit wurde durch die Erlaubnis, alle beruflich erhobenen Daten für die Dissertation zu nutzen, bekräftigt. Außerdem erhielt ich vom NLWKN umfangreiche unpublizierte Originaldaten sowie viele wertvolle Informationen und Kontakte. Die langjährige Kooperation ist in besonderem Maße mit Heinrich Belting verbunden; zu danken habe ich aber außerdem zahlreichen seiner KollegInnen im NLWKN bzw. den Vorläuferbehörden durch die Bereitstellung von Daten, Klärung von Fragen, Erteilung von Genehmigungen und technische Unterstützungen: Jens Fahning, Dr. Eckard Garve, Jürgen Göttke-Krogmann, Oliver Lange, Sabine Miers, Dr. Annemarie Schacherer und Hans-Jürgen Zietz. Wertvolle technische Hilfe bei Freilanduntersuchungen leisteten zudem mehrere Zivildienstleistende und Praktikanten der Naturschutzstation.

Die Unteren Naturschutz- und teils auch Straßenverkehrsbehörden der Landkreise Diepholz, Vechta und Osnabrück erteilten die erforderlichen Genehmigungen und Befreiungen; der Landkreis Diepholz stellte zudem Daten zum Extensivierungsbeginn im Ochsenmoor zur Verfügung.

Die seit vielen Jahren am Dümmer tätigen MitarbeiterInnen des Naturschutzringes Dümmer e.V. Frank Apffelstaedt, Frank Körner, Ulrike Marxmeier und Dr. Markus Richter halfen durch Fundortangaben sowie zahlreiche weitere Hinweise aus ihrer Gebietskenntnis. Sie lieferten zudem immer wieder wertvolle Diskussionsbeiträge. Außerdem funktionierte die Abstimmung eigener Geländearbeiten mit den Schutzerfordernissen für die vom Naturschutzring fortlaufend erfassten „Wiesenvögel“ im Gebiet immer reibungslos.

Für Hinweise zum Manuskript danke ich ferner PD Dr. Walter Bleeker (Universität Osnabrück). Dr. Andreas Eickhorst (Universitätsklinikum Heidelberg) danke ich für Auskünfte in statistischen Fragen.

Nicht zuletzt gilt mein großer Dank meinen Mitgesellschaftern im Büro BMS-Umweltplanung, Sigrid und Arnold Schönheim. Ohne die freundschaftliche Zusammenarbeit sowie organisatorisch ausgesprochen flexible Arbeitsaufteilung innerhalb unseres gemeinsamen Unternehmens hätte ich die Freiräume für die Bearbeitung einer Dissertation parallel zu zahlreichen anderen Projekten nicht realisieren können. Arnold Schönheim unterstützte mich zudem regelmäßig durch die gemeinsame Aufnahme der Dauerbeobachtungsflächen und beide sowie meine Eltern bei der Endkorrektur des Manuskriptes. Ihnen und vielen weiteren Freunden und Bekannten danke ich für die vielfältige Motivation, die es mir sehr erleichterte, diese Arbeit neben vielen beruflichen Belastungen fertigzustellen.

15. LITERATURVERZEICHNIS

- 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.
- ANDEL VAN, J. & A.P. GROOTJANS (2006): Concepts in restoration ecology. – In: VAN ANDEL, J. & J. ARONSON (Hrsg.), Restoration Ecology. The New Frontier. Blackwell, Oxford: 16-30.
- ARMSTRONG, A. & S. ROSE (1998): Managing Water for Wetland Ecosystems: A Case Study. – in: JOYCE, C.B & P.M. WAADE (Hrsg.): European Wet Grasslands. Biodiversity, Management and Restoration. Wiley & Sons, Chichester: 201-215.
- 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.
- 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. & 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., 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., 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.
- BAKKER, J.P. & G.N.J TER HEERDT (2005): Organic grassland farming in the Netherlands: a case study of effects on vegetation dynamics. – Basic Appl. Ecol. 6: 205-241.
- 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. & 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, J.H. WILLEMS & M. ZOBEL (1996): Why do we need permanent plots in the study of long-term vegetation dynamics? – J. Veg. Science 7: 147-156.
- BAKKER, J.P. & Y. DE VRIES (1985a): The results of different cutting regimes in grassland taken out of the agricultural system. – Müntersche Geogr. Arb. 20: 51-57.
- BAKKER, J.P. & Y. DE VRIEZ (1985b): Über die Wiederherstellung artenreicher Wiesengesellschaften unter verschiedenen Mahdsystemen in den Niederlanden. – Natur u. Landschaft 60: 292-296.

- BANÁSOVÁ, V., I. JAROLIMEK, H. OTAHELOVÁ & M. ZALIBEROVÁ (1998): Inundation of the Morava River, Slovakia: Plant Communities and Factors Affecting Biodiversity. – in: JOYCE, C.B & P.M. WAADE (Hrsg.): European Wet Grasslands. Biodiversity, Management and Restoration. Wiley & Sons, Chichester: 111-136.
- BEKKER, R.M., J.P. BAKKER, U. GRANDIN, R. KALAMEES, P. MILBERG, P. POSCHLOD, K. THOMPSON & J.H. WILLEMS (1998): Seed Size, Shape and Vertical Distribution in the Soil: Indicators of Seed Longevity. – *Funct. Ecol.* 12: 834-842.
- 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. (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, Hude: 30 S. + Anhang (unveröff.).
- BELTING, H. & J. CALVELAGE (1997): Dauerbeobachtungsflächen zur vegetationskundlichen Erfassung im Grünland des NSG Ochsenmoor 1995 – 1997. – Bericht d. Naturschutzstation Dümmer, Hude: 141 S. (unveröff.).
- 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 & A. HOHMANN (2001b): Die Böden im Projektgebiet „Osterfeiner Moor“ – Bodenentwicklung und Bewirtschaftung. – *Landnutzung u. Landentwicklung* 42: 257-563.
- BLANKENBURG, J., H.H. HENNINGS & W. SCHMIDT (2001a): Bodenphysikalische Eigenschaften und Wiedervernässung. – in: KRATZ, R. & J. PFADENHAUER (Hrsg.): Ökosystemmanagement für Niedermoore: Strategien u. Verfahren zur Renaturierung. Ulmer, Stuttgart: 81-91.
- BLEEKER, W. (1997): Über Vorkommen von *Cardamine dentata* Schultes (Brassicaceae) in Nordwestdeutschland. – *Flor. Rundbr.* 31: 145-150.
- 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. & 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., F. KÖRNER, U. MARXMEIER, M. RICHTER & A. SCHÖNHEIM (2008): Entwicklung und aktuelle Situation der Verlandungsvegetation des Dümmers (Niedersachsen). – Osnabrücker Naturwiss. Mitt. 33/34: 19-46.
- 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. & D. ZACHARIAS (2004): Gefährdete Gefäßpflanzen als ein Indikator für den Erhaltungszustand von Biotop- und FFH-Lebensraumtypen – dargestellt am Beispiel des FFH-Gebietes „Bäche im Artland“ (Niedersachsen). – Naturschutz u. Landschaftsplanung 36: 50-57.
- BOBBINK, R., HORNING, M., & 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 Flußaue des sächsischen Hügellandes durch Nutzungsintensivierung. – Flora 182: 385-418.
- BOLDT, C. & A. SCHREIBER (2001): Landschaftsökologische Analyse im Ostermoor bei Seeth. – Die Heimat: Zeitschr. f. Natur- u. Landesk. v. S-H u. HH 108: 223-239.
- BONN, S. & P. POSCHLOD (1998): Ausbreitungsbiologie der Pflanzen Mitteleuropas. – Quelle & Meyer, Wiesbaden: 404 S.
- BOOTSMA, M.C. & M.J. WASSEN (1996): Environmental conditions and fen vegetation in three lowland mires. – Vegetatio 127: 173-189.
- 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.
- BRAND, J. & T. HOMM (1995): Ein Feuchtgebiet auf basenreichem Standort in der nordwest-niedersächsischen Altmoränenlandschaft. – Tuexenia 15: 221-243.
- BRIEMLE, G. (1999): Auswirkungen zehnjähriger Grünlandausmagerung - Vegetation, Boden, Biomasseproduktion und Verwertbarkeit der Aufwüchse. – Naturschutz u. Landschaftsplanung 31: 229-237.
- BRIEMLE, G. (1991a): Abgrenzung von Feuchtgebieten unter botanisch-indikatorischen Aspekten. Die Feuchtezahl als Maßstab für Nutzungsbeschränkungen. – Naturschutz u. Landschaftsplanung 22: 183-185.
- BRIEMLE, G. (1991b): Mindestpflege und Mindestnutzung unterschiedlicher Grünlandtypen aus landschaftsökologischer und landeskultureller Sicht. Praktische Anleitung zur Erkennung, Nutzung und Pflege von Grünlandgesellschaften. – Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspfl Baden-Württemb. 60: 160 S.

- 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. & H. ELLENBERG (1994): Zur Mahdverträglichkeit von Grünlandpflanzen - Möglichkeiten der praktischen Anwendung von Zeigerwerten. – Natur u. Landschaft 69: 139-147.
- BROLL, G., F. VON RUVILLE-JACKELEN & K.-F. SCHREIBER (1993): Nährstoffdynamik extensiv gepflegten Feuchtgrünlandes in Nordwestdeutschland. – Verh. Ges. Ökol. 22: 21-25.
- BURGHARD, W. (1985): Nutzung, Entwässerung und Wasserleitfähigkeit der Torfe als Faktoren der Ausformung der Moorlandschaft. – Verh. Ges. Ökol. 13: 169-173.
- BURKART, M., H. DIERSCHKE, N. HÖLZEL, B. NOWAK & T. FARTMANN (2004): Synopsis der Pflanzengesellschaften Deutschlands, Heft 9: Molinio-Arrhenatheretea (E1), Teil 2: Molinetalia. – Florist.-Soz. AG, Selbstverlag, Göttingen: 103 S.
- CAPPAROZZA, S. (1997): Vegetationskundliche Untersuchungen und Kartierung der Grünlandflächen im nördlichen Dümmergebiet (Niedersachsen) – Ein Vergleich mit früheren Kartierungen. - Diplomarbeit, FB Biologie/Chemie Univ. Osnabrück: 86 S. + Anhang (unveröff.)
- CHMIELESKI, J. (2006): Zwischen Niedermoor und Boden: Pedogenetische Untersuchungen und Klassifikation von mitteleuropäischen Mudden. – Dissertation, Landwirtschaftlich-Gärtnerische Fakultät d. Humboldt-Univ. zu Berlin: 144 S. + Anhang.
- CIERPKA, S. & S. LÜTT (2005): Aktuelle Vorkommen des Großen Klappertopfes (*Rhinanthus angustifolius*) - Blume des Jahres 2005 - in Schleswig-Holstein. – Kieler Notizen 33: 84-89.
- CRITCHLEY, C.N.R., B.J. CHAMBERS, J.A. FOWBERT, R.A. SANDERSON, A. BHOGAL & S.C. ROSE (2002): Association between lowland grassland plant communities and soil properties. – Biol. Conservation 105: 199-215.
- 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 limnologische 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.
- DIEKMANN, M., A. KÜHNE & M. ISERMANN (2007): Random vs non-random sampling: effects on patterns of species abundance, species richness and vegetation-environment relationships. – Folia Geobotanica 42: 179-190.
- DIERSCHKE, H. (1994): Pflanzensoziologie. – Ulmer, Stuttgart: 683 S.

- DIERSCHKE, H. (1997): Wiesenfuchsschwanz- (*Alopecurus pratensis*-) Wiesen in Mitteleuropa. – Osnabrücker Naturwiss. Mitt. 23: 95-107.
- DIERSCHKE, H. & B. WITTIG (1991): Die Vegetation des Holtumer Moores (Nordwest-Deutschland): Veränderungen in 25 Jahren (1963-1988). – Tuexenia 11: 171-190.
- DIERSCHKE, H. & G. BRIEMLE (2002): Kulturgrasland: Wiesen, Weiden und verwandte Staudenfluren. – Ulmer, Stuttgart: 239 S.
- DIERSCHKE, H. & G. WAESCH (2003): Brachland-Sukzessionsstadien in Feuchtwiesen und ihre syntaxonomische Zuordnung. – Kieler Notizen 30: 11-19.
- DIERBEN, 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 Niedermoore: 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. (2004): Kartierschlüssel für Biotoptypen in Niedersachsen unter besonderer Berücksichtigung der nach § 28a und § 28b NNatG geschützten Biotope sowie der Lebensraumtypen von Anhang I der FFH-Richtlinie, Stand März 2004. – Naturschutz Landschaftspfl. Niedersachs. A/4: 240 S.
- DRACHENFELS VON, O. (2010a): Überarbeitung der Naturräumlichen Regionen Niedersachsens. – Informationsd. Naturschutz Niedersachs. 30: 249-252.
- DRACHENFELS VON, O. (2010b): Klassifikation und Typisierung von Biotopen für Naturschutz und Landschaftsplanung: Ein Beitrag zur Entwicklung von Standards für Biotopkartierungen, dargestellt am Beispiel von Niedersachsen. – Naturschutz Landschaftspfl. Niedersachs. 47: 322 S.
- DRACHENFELS VON, O., H. MEY & P. MIOTK (1984): Naturschutzatlas Niedersachsen: Erfassung der für den Naturschutz wertvollen Bereiche. – Naturschutz Landschaftspfl. Niedersachs. 13: 267 S.
- DRÜCKHAMMER, A. & S. WRIEDT (1996): Die Samenbank unterschiedlicher Feuchtgrünland-Gesellschaften Schleswig-Holsteins und ihre Bedeutung für den Artenschutz. – Feddes Rep. 107: 243-261.
- DURWEN, K.-J. (1982): Zur Nutzung von Zeigerwerten und artspezifischen Merkmalen der Gefäßpflanzen Mitteleuropas für Zwecke der Landschaftsökologie und -planung mit Hilfe der EDV – Voraussetzungen, Instrumentarien, Methoden und Möglichkeiten. – Arbeitsber. Lehrstuhl Landschaftsökologie Münster 5: 138 S. + Anhang.

- 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.
- EGGELSMANN, R. (1990): Moor und Wasser. – in: GÖTTLICH, K.H. (Hrsg.): *Moor- u. Torfkunde*. 3. Aufl., Schweitzerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart: 288-320.
- 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: 1333 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.
- ERBER, C., P. FELIX-HENNINGSSEN, K. HANDKE, W. KUNDEL & K.-F. SCHREIBER (2002): Management of moist grassland in a fresh-water marsh of the Weser river: effects on soil, vegetation, and fauna. – in: BROLL, G., W. MERBACH & E.-M. PFEIFFER (2002): *Wetlands in Central Europe: soil organisms, soil ecological processes and trace gas emissions*. Springer, Berlin: 71-98.
- ERIKSSON, O. & J. EHRLÉN (1992): Seed and microsite limitation of recruitment in plant populations. – *Oecologia* 91: 360-364.
- 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.
- FINCK, P. U. HAUKE, E. SCHRÖDER, R. FORST & G. WOITHE (1997): Naturschutzfachliche Landschafts-Leitbilder: Rahmenvorstellungen für das Nordwestdeutsche Tiefland aus bundesweiter Sicht. – *Schriftenr. Landschaftspfl. Naturschutz* 50/1: 265 S. Bonn-Bad Godesberg.
- FISCHER, A. (2001): Ergebnisse zum räumlichen Verhalten von Rindern auf extensivierten Niedermoorweiden. – *Natur- u. Kulturlandschaft* 4: 309-316.
- 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: 1206-1222.
- 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 Landschaftspfl. Brandenburg* 13: 37-44.
- GANZERT, C. (1992): Wechselwirkungen von Landwirtschaft und Umwelt am Beispiel der Dümmerniederung – Geschichte, Entwicklungsprinzipien und integrierte Lösungsansätze. – *NNA-Ber.* 2, 1: 23-38.

- GANZERT, C. & J. PFADENHAUER (1987): Vegetation und Nutzung des Grünlandes am Dümmer. – Gutachten im Auftrag des NLVA, München: (unveröff. Originalfassung).
- GANZERT, C. & J. PFADENHAUER (1988): Vegetation und Nutzung des Grünlandes am Dümmer. – Naturschutz Landschaftspfl. Niedersachs. 16: 78 S.
- GARVE, E. (1990): Kartierung der Rote-Liste-Arten als Folgeprogramm der floristischen Kartierung in Niedersachsen und Bremen. – Flor. Rundbr. 23: 104-110.
- GARVE, E. (1993): Rote Liste der gefährdeten Farn- und Blütenpflanzen in Niedersachsen und Bremen, 4. Fassung vom 1.1.1993. – Informationsd. Naturschutz Niedersachs. 13: 1-37.
- GARVE, E. (1994): Atlas der gefährdeten Farn- und Blütenpflanzen in Niedersachsen und Bremen, Kartierung 1982 – 1992. – Naturschutz Landschaftspfl. 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. – Informationsd. Naturschutz Niedersachs. 24: 1-76.
- GARVE, E. (2005): Erhalt der Biodiversität von Kormophyten in Niedersachsen und Bremen: Datengrundlagen, Prioritätensetzung und Artenschutzmaßnahmen. – Dissertation Univ. Hannover: 232 S.+Anlagen.
- GARVE, E. (2007): Verbreitungsatlas der Farn- und Blütenpflanzen in Niedersachsen und Bremen. – Naturschutz Landschaftspfl. 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.
- GLAVAC, V. (1996): Vegetationsökologie. – Fischer: Jena, Stuttgart, Lübeck, Ulm: 358 S.
- GLAVES, D.J. (1998): Environmental Monitoring of Grassland Management in the Somerset Levels and Moors Environmentally Sensitive Area, England. – in: JOYCE, C.B & P.M. WADE (Hrsg.): European Wet Grasslands. Biodiversity, Management and Restoration. Wiley & Sons, Chichester: 73-94.
- 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.
- GOUGH, M.W. & R.H. MARRS (1990): A Comparison of Soil Fertility between Semi-natural and Agricultural Plant Communities: Implications for the Creation of Species-rich Grassland on Abandoned Agricultural Land. – Biol. Conservation 51: 83-96.
- 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. – Abhandl. 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.
- GROENENDAL VAN, J.M., R. BEKKER & M. VAN HEIST (1989): The accessibility of former pasture for new species: implications for management. – Proc. of the Brighton Crop Protection Conference of Weeds: 1075-1080.
- GROOTJANS, A. P., P. C. SCHIPPER & H. J. VAN DER WINDT (1985): Influence of drainage on N-mineralization and vegetation response in wet meadows. – Oecol. Plant. 6: 403-417.
- 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. & W.P. TEN KLOOSTER (1980): Changes of ground water regime in wet meadows. – Acta Bot. Neerl. 29: 541-554.
- 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.
- 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.
- GUGERLI, F. (1993): Samenbank als Grundlage für die Rückführung von Fettwiesen zu extensiv genutzten, artenreichen Wiesen? – Botanica Helvetica 103: 177-191.
- HAEUPLER, H. (1982): Evenness als Ausdruck der Vielfalt in der Vegetation. Untersuchungen zum Diversitäts-Begriff. – Diss. Botanicae 65: 268 S.
- HAEUPLER, H., A. JAGEL & W. SCHUMACHER (2003): Verbreitungsatlas der Farn- und Blütenpflanzen in Nordrhein-Westfalen. – Hrsg.: LÖBF NRW, Recklinghausen: 616 S.
- HAEUPLER, H., A. MONTAG, K. WÖLDECKE & E. GARVE (1983): Rote Liste Gefäßpflanzen Niedersachsen und Bremen, 3. Fassung vom 1.10.1983. – Nds. Landesverwaltungsamt, Merkblatt 18: 34 S. Hannover.
- HAEUPLER, H. & P. SCHÖNFELDER (1989): Atlas der Farn- und Blütenpflanzen der Bundesrepublik Deutschland. – 2 Aufl., Ulmer, Stuttgart: 768 S.
- HÁJEK, M. & P. HÁJÁKOVÁ (2004): Environmental determinants of variation in Czech *Calthion* wet meadows: a synthesis of phytosociological data. – Phytocoonologia 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 Gewässerneuanlagen. – 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.
- HEGI, G. (Begr.; Hrsg.: K.-U. KRAMER, 1984): Illustrierte Flora von Mitteleuropa, Bd. I. Pteridophyta, Teil 1. – 3 Aufl., Parey, Berlin & Hamburg: 309 S.
- HEIDT, P. (1997): Steuerung des Wasserhaushaltes zur Wiedervernässung von Niedermoo-ren. – Dissertation, FB Bauingenieur- u. Vermessungswesen Univ. Hannover: 118 S.
- HEINKEN, A. (2001): Vegetationsentwicklung von Auengrünland nach Wiederüberflutung. – Dissertation, Math.-Naturwiss. Fakultät I der Humboldt-Univ. 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.
- HILL, M.O. & H.G. GAUCH (1980): Detrended Correspondence Analysis: An Improved Ordination Technique. – Vegetatio 42: 47-58.
- HOB OHM, C. & W. HÄRDTLE (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 Dümmer-niederung (Landkreise Diepholz, Vechta und Osnabrück, Nie-

- dersachsen). – 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.
- HUESMANN, C. (1998): Erstellung eines vegetationskundlichen Informationssystems für die Dümmerniederung. – Diplomarbeit, FB Mathematik/Informatik Univ. Osnabrück. (unveröff.).
- HULLU DE, E. (1985): The influence of sward density on the population dynamics of *Rhynchosus 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.
- IRMLER, U., J. SCHRAUTZER, J. GRABO, U. HANSEN, R. HINGST & V. PICHINOT (1998): Der Einfluß von Nutzung und Bodenparametern auf die Biozönosen des Feuchtgrünlandes. – Z. Ökologie u. Naturschutz 7: 15-28.
- JANSSENS, F., A. PEETERS, J.R.B. TALLOWIN, J.P. BAKKER, R.M. BEKKER, F. FILLA & M.J.M.OOMES (1998): Relationship between soil chemical factors and grassland diversity. – Plant and Soil 202: 69-78.
- JECKEL, G. (1987): Einschränkung der Düngung - ökologische Begründung. – in: NATURSCHUTZZENTRUM NORDRHEIN-WESTFALEN (Hrsg.): Feuchtwiesen-Schutzprogramm – Modell Heubachwiesen. Seminarbericht: 15-18.
- 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 aboveground 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. (2004a): Dormancy patterns, germination ecology, and seed-bank types of twenty temperate fen grassland species. – Wetlands 24: 152-166.
- JENSEN, K. (2004b): Langlebigkeit der Diasporenbanken von Arten der Niedermoorflora Nordwest-Deutschlands: Überblick und Methodenvergleich. – Ber. Reinh.-Tüxen-Ges. 16: 17-28.
- 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.
- KAMMER, P.M. (1998): Erfolgskontrolle im Naturschutz: Eine Methode für die repräsentative Überwachung von Pflanzenbeständen mit Dauerflächen. – Z. Ökologie u. Naturschutz 7: 99-109.
- KAMMER, P.M. (2002): Developmental responses of subdominant grassland species to current weather condition and their relevance for annual vegetation changes. – Folia Geobotanica 37: 185-204.

- KAPFER, A. (1988): Versuche zur Renaturierung gedüngten Feuchtgrünlandes - 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., P. BOEKER, F. KÖNIG & A. STÄHLIN (1953): Wertzahlen der Grünlandpflanzen. – Das Grünland 2/53: 38-40.
- 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, R., J.P. BAKKER & A.P. GROOTJANS (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 Dümmersanierung: „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 Dümmerniederung. – Vechtaer Studien z. Angew. Geogr. u. Regionalwiss 3: 137 S.
- KLOHN, W. (1992b): Bibliographie zum Dümmerraum. – Mitt. Institut f. Strukturforschung 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.
- KÖHLER, I. (1971): Verbreitung, Biologie und Bekämpfung des Sumpfschachtelhalmes. – Parey, Berlin & Hamburg: 111 S.
- KÖLBEL, A., K. DIERBEN, H. GRELL & K. VOß (1990): Zur Veränderung grundwasserbeeinflusster Niedermoor- und Grünland-Vegetationstypen des nordwestdeutschen Tieflandes - Konsequenzen für 'Extensivierung' und 'Flächenstillegung' (Brache). – Kieler Notizen 20: 67-91.
- KOWARIK, I. & W. SEIDLING (1989): Zeigerwertberechnungen nach Ellenberg - Zu Problemen und Einschränkungen einer sinnvollen Methode. – Landschaft + Stadt 21: 132-143.
- KOWARSCH, R. (2002): Möglichkeiten und Bedingungen der Erhöhung der Artenvielfalt auf artenarmem Grünland bei unterschiedlicher Bewirtschaftung über experimentelle Ansaat. – Görlich & Weiershäuser, Marburg: 127 S.
- KRATOCHWIL, A. & A. SCHWABE (2001): Ökologie der Lebensgemeinschaften. – Ulmer, Stuttgart: 756 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.
- KRIES VON, A. (1962): Der Sumpfschachtelhalm (*Equisetum palustre* L.): Eine Monographie zur Nutzenanwendung in der Landwirtschaft. – Arb. a. d. Inst. f. Kulturtechnik u. Grünlandwirtschaft der TU Berlin 148: 133 S.
- 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 Niedervielandes im Zeitraum von 1986 - 1996. – Gutachten d. Landschaftsökol. Forschungsstelle Bremen: 230 S. + Anhang (unveröff.).
- KUNZMANN, G. (1989): Der ökologische Feuchtegrad als Kriterium zur Beurteilung von Grünlandstandorten, ein Vergleich bodenkundlicher und vegetationskundlicher Standortmerkmale. – Diss Botanicae 134: 278 S.
- KUNZMANN, G., T. HARRACH & H. VOLLRATH (1985): Artenvielfalt und gefährdete Arten von Grünlandgesellschaften in Abhängigkeit vom Feuchtegrad des Standorts. – Natur u. Landschaft 60: 490-494.
- 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.
- LEIPNITZ, W., G. SCHALITZ & H. KÄDING (1995): Problempflanzen und Landschaftspflege auf Niedermoorgrünland. – in: WERNER, A. & M. GLEMNITZ (Hrsg.): Folgenabschätzung in der Landnutzungsforschung. ZALF-Ber. 22: 45-51.
- LEYER, I. (1999): Zum Einfluß hydrologischer Parameter auf die Grünlandvegetation der Elbaue. – Auenreport 6: 68-73.
- LEYER, I. & K. WESCHE (2007): Multivariate Statistik in der Ökologie: Eine Einführung. – Springer, Berlin & Heidelberg: 221 S.
- LONDO, G. (1974): Successive mapping of dune slack vegetation. – Vegetatio 29: 51-61.
- LONDO, G. (1984): The decimal scale for relevés of permanent quadrats. – in: KNAPP, R. (Hrsg.), Sampling Methods and Taxon Analysis in Vegetation Science. The Hague: 45-49.
- LONDO, G. (1975): Dezimalskala für die vegetationskundliche Aufnahme von Dauerquadraten. – Ber. Int. Symposium d. Int. Vereinigung f. Vegetationskunde, Rinteln 1973: 613-617.
- 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 Landschaftspfl. Niedersachs. 21: 231 S.
- LUFENSTEINER, H. (1982): Untersuchungen zur Verbreitungsbiologie von Pflanzengemeinschaften an vier Standorten in Niederösterreich. – Bibliotheca Botanica 135: 68 S.

- LUICK, R. (1993): Renaturierung von Maisäckern auf grundwasserbeeinflußten Böden. – Verh. Ges. Ökol. 22: 111-118.
- 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.
- MAIER, M. (2005): Untersuchung zur Entwicklung von Flora und Fauna in einem Feuchtwiesenschutzgebiet: Die Veränderungen der letzten Jahrzehnte und ihre ökologischen Zusammenhänge im Naturschutzgebiet „Bornhorster Huntewiesen“. – Diplomarbeit, Carl von Ossietzky-Univ. Oldenburg: 146 S. + Anhang (unveröff.).
- MARRIOTT, C.A., G.R. BOLTON, G.T. BARTHRAM, J.M. FISHER & K. HOOD (2002): Early changes in species composition of upland sown grassland under extensive grazing management. – Appl. Veg. Science 5: 87-98.
- 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. (1977a): Die Grünlandvegetation nordwestdeutscher Flußtäler und die Eignung der von ihr besiedelten Standorte für einige wesentliche Nutzungsansprüche. – Schriftenr. Vegetationskde. 11: 121 S.
- MEISEL, K. (1977b): Flutrasen des nordwestdeutschen Flachlands. – Mitt. flor.-soz. Arbeitsgem. N.F. 19/20: 211-217.
- 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.
- 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, Bodenkde. 34: 599-607.
- MUNZERT, M. (1973): Zur Methodik der quantitativen floristischen Auswertung von Grünlandversuchen. – Bayer. Landw. Jb. 50: 321-374.
- NIEDERSÄCHSISCHES LANDESAMT FÜR ÖKOLOGIE (NLÖ, 1994): Empfehlungen für die Anlage von vegetationskundlichen Dauerbeobachtungsflächen. – Entwurf, unveröff.
- NIEDERSÄCHSISCHES LANDESAMT FÜR ÖKOLOGIE (NLÖ, 1996): Aufbau eines Naturschutzmonitoringsystems in Niedersachsen. – Diskussionspapier (Stand 07.05.1996, unveröff.).

- NIEDERSÄCHSISCHER LANDESBETRIEB FÜR WASSERWIRTSCHAFT, KÜSTEN- UND NATURSCHUTZ (NLWKN, Hrsg., 2007): LIFE-Natur Projekte zur Wiedervernässung der Dümmerniederung. - Broschüre im Selbstverlag, Oldenburg: 12 S.
- NIEDERSÄCHSISCHER LANDESBETRIEB FÜR WASSERWIRTSCHAFT, KÜSTEN- UND NATURSCHUTZ (NLWKN, Hrsg., 2008): Übersichtskarte 1:500.000 der Natura 2000-Gebiete in Niedersachsen (FFH-Gebiete, EU-Vogelschutzgebiete). - Informationsd. Naturschutz Niedersachs. 28: 1-10.
- NIEDERSÄCHSISCHES MINISTERIUM FÜR ERNÄHRUNG, LANDWIRTSCHAFT UND FORSTEN (Nds. MELF, 1987): Konzept zur langfristigen Sanierung des Dümmerraumes. - 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 „Dingdener 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., M.J. WASSEN, M. BELGERS & J.T.A. VERHOEVEN (2001): Control of Environmental Variables on Species Density in Fens and Meadows: Importance of Direct Effects and Effects through Community Biomass. - J. Ecol. 89: 1033-1040.
- 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.
- PAULI, D., M. PEINTINGER & B. SCHMID (2002): Nutrient enrichment in calcareous fens: effects on plant species and community structure. - Basis Appl. Ecol. 3: 255-266.

- PEGTEL, D. (1983): Ecological aspects of a nutrient-deficient wet grassland. – Verh. Ges. Ökol. 10: 217-228.
- PETERSEN, J. (2000): Die Dünenalvegetation der Wattenmeer-Inseln in der südlichen Nordsee: Eine pflanzensoziologische und ökologische Vergleichsuntersuchung unter Berücksichtigung von Nutzung und Naturschutz. – Husum Druck- u. Verlagsgesellschaft mbH, Husum: 204 S. + Anhang.
- PFADENHAUER, J., H. HÖPER, O. BORKOWSKY, S. ROTH, T. SEEGER & C. WAGNER (2001): Entwicklung artenreichen Niedermoorgrünlands. – in: KRATZ, R. & J. PFADENHAUER (Hrsg.): Ökosystemmanagement für Niedermoore: Strategien u. Verfahren zur Renaturierung. Ulmer, Stuttgart: 134-153.
- PFADENHAUER, J., A. KAPFER & D. MAAS (1987): Renaturierung von Futterwiesen auf Niedermoortorf durch Aushagerung. – Natur u. Landschaft 62: 430-434.
- PFADENHAUER, J. & D. MAAS (1987): Samenpotential in Niedermoorböden des Alpenvorlandes bei Grünlandnutzung unterschiedlicher Intensität. – Flora 179: 85-97.
- PFADENHAUER, J. & F. KLÖTZLI (1996): Restoration experiments in middle European wet terrestrial ecosystems: an overview. – Vegetatio 126: 101-115.
- PFADENHAUER, J., P. POSCHLOD & R. BUCHWALD (1986): Überlegungen zu einem Konzept geobotanischer Dauerbeobachtungsflächen für Bayern. Teil 1. – Ber. ANL 10: 41-60.
- PFADENHAUER, J. & J. ZEITZ (2001): Leitbilder und Ziele für die Renaturierung norddeutscher Niedermoore. – in: KRATZ, R. & J. PFADENHAUER (Hrsg.): Ökosystemmanagement für Niedermoore: Strategien u. Verfahren zur Renaturierung. Ulmer, Stuttgart: 17-24.
- PLACHTER, 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 Dümmerraum. – Gutachten im Auftrag des NLVA, Fachbehörde für Naturschutz. Hannover: 133 S. + Anhang (unveröff.).
- PLANUNGSGRUPPE ÖKOLOGIE + UMWELT (PÖU, 1990): Entwicklungsplan Ochsenmoor – Entwicklungs- und Pflegeplan Dümmer und Dümmerried, Phase 1. – Studie im Auftrage des Niedersächsischen Landesverwaltungsamtes, Fachbehörde für Naturschutz. Hannover. 55 S. + Anhang (unveröff.).
- PLANUNGSGRUPPE ÖKOLOGIE + UMWELT (PÖU) (1992): Pflege- und Entwicklungsplan Ochsenmoor. – Gutachten i.A. des Landkreises Diepholz, Hannover (unveröff.). 235 S. + Anhang (unveröff.).
- POHL, D. (1996): Bibliographie über die Naturschutzgebiete im Regierungsbezirk Hannover (Stand: 31.12.1995). – Naturschutz Landschaftspfl. 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-Univ. 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. Vegetationskde. 29: 83-99.
- POTT, R. (1995): Die Pflanzengesellschaften Deutschlands. - 2. Aufl., Ulmer, Stuttgart: 622 S.
- PREISING, E., H.-C. VAHLE, D. BRANDES, H. HOFMEISTER, J. TÜXEN & H.E. WEBER (1990): Die Pflanzengesellschaften Niedersachsens - Bestandsentwicklung, Gefährdung und Schutzprobleme: Wasser- und Sumpfpflanzengesellschaften des Süßwassers. - Naturschutz Landschaftspfl. Niedersachs. 20/7-8: 47-161.
- PREISING, E., H.-C. VAHLE, D. BRANDES, H. HOFMEISTER, J. TÜXEN & H.E. WEBER (1997): Die Pflanzengesellschaften Niedersachsens - Bestandsentwicklung, Gefährdung und Schutzprobleme: Rasen-, Fels- und Geröllgesellschaften. - Naturschutz Landschaftspfl. Niedersachs. 20/5: 146 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.
- RECHTIEN, C. (1999): GIS, Grünland und Zeigerwerte - Ein Erprobungsprojekt am Dümmer. - Diplomarbeit, FB Mathematik/Informatik Univ. Osnabrück: 61 S. + Anhang. (unveröff.).
- 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 NLVA, 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. Landesk. 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-DOORNBOS, 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. (1995): Lassen sich Feuchtwiesen wiederherstellen? – NNA-Ber. 8, 2: 2-5.
- ROSENTHAL, G. (2000): Zielkonzeptionen und Erfolgsbewertung von Renaturierungsversuchen in nordwestdeutschen Niedermooren anhand vegetationskundlicher und ökologischer Kriterien. – Habilitation, 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.
- ROTH, S, T. SEEGER, P. POSCHLOD, J. PFADENHAUER & M. SUCCOW (1999): Establishment of helophytes in the course of fen restoration. – Appl. Veg. Science 2: 131-136.
- RUTHSATZ, B. (1990): Vegetationskundlich-ökologische Nachweis- und Voraussagemöglichkeiten für den Erfolg von Extensivierungsmaßnahmen in Feuchtgrünlandgebieten. – Angew. Botanik 64: 69-98.
- RUVILLE-JACKELN 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.
- RUVILLE-JACKELN von, F. (1996a): Untersuchungen zum Bodenwasserhaushalt und zum Bioelementetransport an ausgewählten Standorten des Feuchtgrünlandes im Münsterland. – Arbeitsber. Landschaftsökol. Münster 17: 117 S.
- SACHS, L. (2004): Angewandte Statistik: Anwendung statistischer Methoden. – 11. Aufl., Springer, Berlin & Heidelberg: 889 S.
- SCHACHERER, A. (2001): Das Niedersächsische Pflanzenarten-Erfassungsprogramm. - Informationsd. Naturschutz Niedersachs. 21 – Suppl. Pflanzen: 1-20.
- 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.
- SCHAMINÉE, J.H.J, A.H.F. STORTELDER & E.J. WEEDA (1996): De Vegetatie van Nederland, Deel 3: Plantengemeenschappen van graslanden, zomen en droge heiden. – Opulus press, Uppsala & Leiden: 356 S.
- SCHAMINÉE, J.H.J, E.J. WEEDA & V. WESTHOFF (1995): De Vegetatie van Nederland, Deel 2: Plantengemeenschappen van wateren, moerassen en natte heiden. – Opulus press, Uppsala & Leiden: 357 S.
- SCHEFFER, B. (1995): Veränderung bodenchemischer Parameter durch Extensivierung und Wiedervernässung. – NNA-Ber. 8, 2: 9-12.
- SCHMIDT, W. (1974): Bericht über die Arbeitsgruppe für Sukzessionsforschung auf Dauerflächen der internationalen Vereinigung für Vegetationskunde. – Vegetatio 29: 69-73.

- 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.
- SCHOMAKER, W. (1992): Vegetationskundliche Entwicklung von Grünlandbeständen unter der Berücksichtigung des Feuchtwiesenschutzprogramms Nordrhein-Westfalen. - LÖLF-Mitt. 17: 46-47.
- SCHOPP-GUTH, A. (1997): Die Zusammensetzung des Diasporenpotentials unter Niedermoorböden Nordostdeutschlands - Chancen für die Renaturierung? - Z. Ökologie u. Naturschutz 2: 87-98.
- 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.
- SCHUMANN, M., A. BARTELS, J. HEIL & R. BORNKAMM (1999): Zur Populationsökologie dominanter Pflanzenarten im Unteren Odertal. - Limnologie aktuell 9: 63-77.
- SCHWAAR, J. (1987): Erhaltung und Wiederherstellung von Kleinseggengesellschaften (Scheuchzerio-Caricetea nigrae). - Abh. Naturwiss. Verein Bremen 40: 367-380.
- 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. (1995): Effizienzkontrolle bei der Betreuung von Feuchtgrünlandsschutzgebieten im Kreis Steinfurt (NRW) - Konsequenzen für eine extensive Nutzung. - NNA-Ber. 8, 2: 94-101.
- SCHWARTZE, P. (1996a): Biomonitoring mit Hilfe von Dauerflächen im Feuchtgrünland. - in: BROLL, G. & K.-G. BERNHARDT (Hrsg.): Aspekte der Angewandten Landschaftsökologie. Karl-Friedrich Schreiber zum 70. Geburtstag. Arbeiten aus dem Institut für Landschaftsökologie, Band 2., Westfälische Wilhelms-Univ. Münster: 203-216.
- SCHWARTZE, P. (1996b): 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. (1999): Auswirkungen der extensiven Grünlandbewirtschaftung und Wiedervernässung auf die Vegetation in Feuchtwiesenschutzgebieten. - LÖBF-Mitt. 24: 49-55.

- 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 Standortsfaktoren im Feuchtwiesengebiet „Düsterdiecker Niederung“. – Verh. Ges. Ökol. 19/2: 488-496.
- SCHWEDER, P., H.-E. KAPE & B. BOELCKE (Bearb., 2004): Düngung: Hinweise und Richtwerte für die landwirtschaftliche Praxis, Leitfaden zur Umsetzung der Düngeverordnung. – Hrsg. Ministerium f. Ernährung, Landwirtschaft, Forsten u. Fischerei Mecklenburg-Vorpommern unter Mitarbeit d. LMS Landwirtschaftsberatung Mecklenburg-Vorpommern, Rostock: 182 S.
- SCHWÖPPE, M., G. VERCH & M. VORMANN (1992): Zur landwirtschaftlichen Nutzung von Feuchtwiesen im Kreis Borken. – LÖLF-Mitt. 17: 69-75.
- 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.
- SMITH, R.S., R.S. SHIEL, D. MILLWARD, P. CORKHILL & R.A. SANDERSON (2002): Soil seed banks and the effects of meadow management on vegetation change in a 10-year meadow field trail. – J. Appl. Ecol. 39: 279-293.
- 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.
- SUTER, M. & A. LÜSCHER (2008): Occurrence of *Senecio aquaticus* in relation to grassland management. – Appl. Veg Science 11: 317-324.
- 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.
- TALLOWIN, J., F. KIRKHAM, R. SMITH & O. MOUNTFORD (1998): Residual Effects of Phosphorus Fertilization on the Restoration of Floristic Diversity of Wet Grassland. – in: Joyce, C.B & P.M. Waade (Hrsg.): European Wet Grasslands. Biodiversity, Management and Restoration: 249-263. Wiley & Sons, Chichester: 340 S.
- TER BRAAK, C.J.F. (1995): Ordination. – in: JONGMAN, R.H.G., C.J.F. TER BRAAK & O.F.R. VAN TONGEREN (Hrsg.): Data analysis in community and landscape ecology: 91-173. Cambridge University Press, Cambridge: 324 S.
- 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.
- TRAXLER, A. (1997): Handbuch des vegetationsökologischen Monitorings. Methoden, Praxis, angewandte Projekte. Teil A: Methoden. – Umweltbundesamt, Wien.

- TREMP, H. (2005): Aufnahme und Analyse vegetationsökologischer Daten. – Ulmer, Stuttgart: 141 S.
- TÜXEN, R. (1956): Die heutige potentielle natürliche Vegetation als Gegenstand der Vegetationskartierung. – Angew. Pflanzensoziologie 13: 5-42.
- WIEREN 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 WIEREN (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.
- VERORDNUNG ÜBER DAS NATURSCHUTZGEBIET „DÜMMER“ IN DEN KREISEN VECHTA, WITTLAGE UND GRAFSCHAFT DIEPHOLZ, vom 10.12.1961. – www.nlwkn.de.
- VERORDNUNG ÜBER DAS NATURSCHUTZGEBIET „OCHSENMOOR“ IN DEN GEMEINDEN HÜDE, MARL, STEMSHORN UND LEMFÖRDE IN DER SAMTGEMEINDE ALTES AMT LEMFÖRDE, LANDKREIS DIEPHOLZ, vom 07.02.1995. – www.nlwkn.de.
- VERORDNUNG ÜBER DAS NATURSCHUTZGEBIET „WESTLICHE DÜMMERNIEDERUNG“ IN DER STADT DAMME UND DER GEMEINDE STEINFELD, LANDKREIS VECHTA, IN DER GEMEINDE BOHMT, LANDKREIS OSNABRÜCK, UND IN DER SAMTGEMEINDE ALTES AMT LEMFÖRDE, LANDKREIS DIEPHOLZ, vom 14.12.2007. – www.nlwkn.de.
- VIERHUFF, T. (2002): Vegetationskundliche Studien im Feuchtgrünlandsschutzgebiet Meerbruchswiesen 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.
- WAGERINGEL, U. (1996): Die Vegetation der Gräben, Flutmulden und Flachwassersenkungen der südlichen Dümmerniederung. – Diplomarbeit, FB Biologie/Chemie Univ. Osnabrück: 107 S. + Anhang. (unveröff.)
- WAMELINK, G.W.W., V. JOOSTEN, H.F. VAN DOBBEN & F. BERENDSE (2002): Validity of Ellenberg indicator values judged from physico-chemical field measurements. – J. Veg. Science 13: 269-278.
- 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 Dümmer-niederung (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.
- WICHTMANN, W. (1997): Zur Zukunft von mitteleuropäischen Niedermooren. – Veröff. Projekt Angewandte Ökologie 22: 183-193.
- WILDI, O. (1986): Analyse vegetationskundlicher Daten. Theorie und Einsatz statistischer Methoden. – Veröff. Geobot. Institut ETH, Stiftung Rübel, Zürich 129: 90 S.
- WILLE, M. (1995): Pflanzensoziologische Kartierung im Bereich Hohe Sieben, Ochsenmoor und Hude 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.
- WILMANN, O. & A. BOGENRIEDER (1987): Zur Nachweisbarkeit und Interpretation von Vegetationsveränderungen. – Verh. Ges. Ökol. 16: 35-44.
- WINDHORST, H.W. (1980): Die klimatischen Verhältnisse in Südoldenburg. – Jb. Oldenbg. Münsterland 1980: 201-214.
- WITTIG, B. (1999): Vegetationskundliche und ökologische Untersuchungen über nordwestdeutsche Kleinseggen-Sümpfe, insbesondere im Hinblick auf Gefährdung und Regenerationspotentiale. – Diss. Botanicae 310: 207 S.
- 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.
- ZOBEL, M., E. VAN DER MAAREL & C. DUPRÉ (1998): Species pool: the concept, its determination and significance for community restoration. – Appl. Veg. Science 1: 55-66.

ANHANG

Tabelle A1: Ergebnisse der Bodenanalysen. Aufnahmenr. vgl. Karten 2, 22 und 53. Die Gehaltsskassenzuordnung (GK) erfolgte nach Verwendung eines Umrechnungsfaktors (vgl. Kap. 3.2.2).

Flä- chenr	pH- Wert	P mg/100g	P GK	K mg/100g	K GK	Mg mg/100g	Mg GK	Ca mg/100g	org. C (%)	org. N (%)	C/N	Org. Sub %
DF01	5,9	3,98	B	21,06	D	17,82	E	928,16	17,52	1,41	12,43	29,0
DF02	4,9	2,53	A	19,04	D	29,22	E	1002,90	41,67	2,98	14,00	70,4
DF03	5,3	5,82	B	11,52	B	26,95	E	1473,13	50,37	2,86	17,62	86,6
DF04	6,7	2,80	A	10,34	B	9,33	C	1804,74	46,78	2,94	15,89	79,7
DF05	5,2	3,62	A	11,31	B	14,84	D	1566,84	47,65	2,77	17,19	82,4
DF06	4,8	2,83	A	14,79	C	15,73	E	853,07	39,32	2,89	13,62	69,2
DF07	5,4	5,34	B	10,19	B	13,05	D	1591,18	46,15	2,98	15,49	78,3
DF08	5,0	1,58	A	12,46	B	9,19	C	1147,46	34,02	2,52	13,53	61,4
DF09	5,3	1,96	A	9,89	B	11,55	C	1141,44	34,89	2,68	13,03	62,4
DF10	4,9	3,03	A	20,44	D	16,29	E	1139,28	31,77	2,54	12,49	59,5
DF11	5,0	1,21	A	10,01	B	7,31	B	569,62	25,32	1,91	13,28	45,1
DF12	5,1	2,26	A	10,61	B	8,31	B	1368,52	40,82	3,03	13,47	73,8
DF13	5,3	3,41	A	14,20	C	7,74	B	1470,06	41,29	2,68	15,39	77,4
DF14	5,4	2,05	A	10,18	B	5,57	B	1170,38	42,56	2,81	15,17	73,6
DF15	5,5	5,17	B	11,78	B	18,48	E	1613,86	47,39	2,94	16,10	82,6
DF16	5,7	4,57	B	47,15	E	17,92	E	773,43	18,19	1,44	12,66	34,0
DF17	6,3	3,54	A	7,78	B	15,19	E	2950,95	35,07	2,57	13,67	63,1
DF18	5,6	3,97	B	10,77	B	13,67	D	1622,74	48,93	2,93	16,70	80,5
DF19	4,2	1,87	A	15,73	C	11,68	C	229,86	28,57	2,06	13,85	51,4
DF20	4,7	1,58	A	6,44	A	4,31	A	95,23	4,88	0,38	12,91	9,7
DF21	4,2	0,48	A	5,15	A	2,64	A	96,05	14,62	1,06	13,81	26,4
DF22	4,8	1,89	A	12,72	C	9,67	C	886,00	43,36	2,99	14,49	77,0
DF23	4,6	4,52	B	21,37	D	9,75	C	993,36	40,92	3,19	12,84	71,3
DF24	4,4	2,14	A	11,13	B	5,89	B	766,25	37,70	3,10	12,15	65,3
DF25	4,9	2,50	A	12,46	B	7,64	B	1199,99	40,53	2,98	13,60	74,7
DF26	4,8	0,76	A	11,10	B	5,34	A	750,94	33,01	2,47	13,35	58,1
DF27	4,5	0,89	A	8,76	B	5,82	B	702,39	36,93	2,82	13,10	63,5
DF28	5,1	1,67	A	14,57	C	8,68	B	998,65	37,01	2,98	12,41	68,6
DF29	5,1	0,92	A	9,81	B	7,49	B	1047,60	36,83	2,63	14,00	72,2
A2a	4,5	0,45	A	4,81	A	5,15	A	575,41	27,20	2,01	13,51	50,7
A2b	4,9	0,85	A	6,11	A	6,91	B	787,26	29,51	2,31	12,76	54,7
A4	4,3	1,13	A	9,67	B	6,18	B	604,10	38,42	2,84	13,51	67,8
A5b	4,7	8,13	C	12,69	C	7,09	B	201,42	36,28	2,89	12,56	59,8
B6d	5,6	2,02	A	6,69	A	5,42	B	484,82	6,85	0,51	13,38	12,4
C1a	4,5	2,38	A	21,71	D	16,21	E	565,59	27,89	2,24	12,45	47,9
C2	5,2	1,37	A	12,30	B	5,84	B	805,86	34,84	2,61	13,35	61,5
C16b	4,8	1,54	A	15,04	C	13,06	D	879,28	38,82	2,82	13,79	67,3
C17b	4,5	1,20	A	10,35	B	6,58	B	488,63	40,36	2,95	13,67	67,6
D5	4,2	1,25	A	10,63	B	12,78	D	806,66	36,32	2,89	12,59	65,5
E2	5,6	3,75	B	11,20	B	8,87	B	867,97	43,32	3,18	13,64	74,5
E6	5,3	3,41	A	13,06	C	10,32	C	821,78	43,58	2,80	15,58	77,5

(Fortsetzung Tabelle A1):

Flä- chennr	pH- Wert	P mg/100g	P GK	K mg/100g	K GK	Mg mg/100g	Mg GK	Ca mg/100g	org. C (%)	org. N (%)	C/N	Org. Sub %
F1	4,3	1,33	A	10,30	B	3,98	A	314,74	14,05	1,09	12,92	25,2
G1a	4,5	0,81	A	10,56	B	5,59	B	631,35	30,85	2,32	13,29	54,2
G1c	4,9	1,79	A	12,00	B	10,01	C	748,03	32,59	2,36	13,82	58,9
G2	5,0	4,53	B	13,99	C	16,65	E	1255,59	31,44	2,28	13,78	55,9
G6b	5,2	1,33	A	9,32	B	8,40	B	911,16	47,61	2,72	17,52	79,2
G9a	5,3	2,40	A	11,06	B	4,94	A	1114,71	40,24	2,92	13,76	69,5
G9c	5,8	1,89	A	13,01	C	11,74	C	1714,44	44,41	2,76	16,12	67,0
G10b	5,6	14,82	E	24,18	D	26,10	E	2336,32	45,08	2,74	16,45	76,7
G12a	5,2	27,39	E	21,14	D	29,48	E	1120,60	49,24	3,19	15,45	80,8
H3a	5,0	9,16	C	19,72	D	40,15	E	1779,53	45,28	3,21	14,10	76,6
H7a	5,4	8,02	C	13,57	C	17,48	E	1718,46	45,37	2,60	17,46	80,4
H8a	5,5	8,19	C	12,27	B	20,27	E	1507,75	46,94	2,83	16,60	79,3
H11	5,4	8,96	C	16,92	C	27,88	E	1737,57	52,91	2,83	18,69	84,6
I1a	5,9	12,07	D	12,32	B	25,85	E	2907,11	31,61	2,00	15,80	80,2
I4	5,4	4,28	B	11,65	B	18,33	E	1282,26	41,89	2,45	17,10	41,6
I7	5,6	29,21	E	26,24	D	22,32	E	1412,67	33,87	2,30	14,72	81,0
I10a	5,5	6,78	C	10,67	B	20,97	E	836,89	20,61	1,47	14,07	40,5
I11	5,0	1,00	A	13,56	C	9,22	C	789,80	32,07	2,27	14,10	30,7
K3a	4,8	2,17	A	16,44	C	18,35	E	703,01	36,57	2,02	18,09	62,4
N7a	5,0	8,52	C	14,92	C	20,02	E	559,86	36,79	2,65	13,86	66,6
N7b	4,6	1,72	A	8,45	B	10,74	C	384,97	18,34	1,38	13,26	32,6
N9b	5,1	10,32	D	19,43	D	41,67	E	1047,34	38,12	2,72	14,03	62,5
O7	4,9	2,54	A	13,03	C	14,29	D	863,81	35,93	2,73	13,15	61,3
O8a	5,4	13,51	D	23,25	D	30,41	E	1698,11	39,07	2,88	13,59	70,7
O8b	5,5	1,50	A	11,79	B	7,74	B	960,55	40,00	3,00	13,32	71,7
O10b	5,5	14,04	D	18,25	C	25,13	E	1747,51	36,60	2,77	13,19	63,9
O14a	5,4	5,23	B	16,59	C	20,99	E	1357,73	38,47	2,76	13,96	68,2
P2b1	5,5	4,24	B	15,27	C	19,71	E	1641,94	47,94	2,47	19,45	86,0
P12	5,4	1,92	A	9,50	B	12,61	D	1040,83	45,52	3,00	15,16	78,2
P13b	5,4	10,50	D	29,54	E	16,83	E	2338,92	40,89	2,40	17,07	64,9
Q1	5,4	18,23	E	23,11	D	120,19	E	2048,37	52,32	2,86	18,32	84,0
Q9a	5,4	4,57	B	15,22	C	12,93	D	1188,42	49,21	2,61	18,83	82,3
Q12	5,4	4,41	B	25,32	D	19,75	E	1492,87	43,33	2,93	14,77	79,0
R1a	5,5	6,10	B	18,39	C	20,79	E	1579,30	42,37	2,86	14,83	79,3
R3	5,5	4,64	B	17,45	C	18,61	E	1586,37	42,53	2,66	15,99	76,7
R4	5,6	3,89	B	22,74	D	18,61	E	1801,34	47,18	3,14	15,03	82,4
R5b3	5,0	4,57	B	24,03	D	38,23	E	1203,98	47,33	3,25	14,57	70,0
R6b1	5,3	12,88	D	16,50	C	28,04	E	661,76	45,54	2,81	16,21	71,9
R7b	5,0	7,53	C	12,61	C	16,49	E	353,43	28,91	1,79	16,19	70,3
R10c2	5,5	0,90	A	8,26	B	12,17	C	708,72	29,02	1,82	15,96	23,0
R11a	5,2	2,60	A	15,37	C	24,46	E	785,73	15,07	0,99	15,17	27,3
S1b	5,2	1,44	A	14,65	C	9,37	C	768,95	26,52	1,86	14,29	49,9
T3	5,3	15,93	E	14,33	C	31,67	E	989,22	31,17	2,33	13,38	60,9
T4b	5,1	11,08	D	23,93	D	21,91	E	810,50	25,19	1,98	12,73	51,5
T5	5,1	2,05	A	27,10	D	25,62	E	1080,00	38,39	2,51	15,33	74,4

(Fortsetzung Tabelle A1):

Flä- chennr	pH- Wert	P mg/100g	P GK	K mg/100g	K GK	Mg mg/100g	Mg GK	Ca mg/100g	org. C (%)	org. N (%)	C/N	Org. Sub %
T6	6,0	7,73	C	8,12	B	12,60	D	1119,54	25,23	1,61	15,66	45,4
T7	5,4	2,16	A	11,46	B	8,62	B	547,71	37,70	2,76	13,66	65,5
U4b	5,3	1,65	A	13,33	C	8,71	B	768,99	16,42	1,30	12,64	27,3
U5	5,3	2,96	A	21,53	D	30,79	E	1253,62	29,97	2,29	13,12	49,2
W2a	5,2	7,68	C	17,72	C	37,71	E	1129,13	30,86	2,32	13,32	55,3
W3	4,7	0,57	A	10,75	B	3,69	A	345,49	21,76	1,65	13,18	41,1
X2	4,4	1,43	A	8,12	B	5,03	A	575,99	35,27	2,60	13,57	65,9
<i>Westseite:</i>												
DBFW01	4,6	1,21	A	24,65	D	26,90	E	814,32	39,61	2,97	13,32	69,2
DBFW02	4,7	0,73	A	17,50	C	20,25	E	880,74	39,05	2,90	13,48	70,0
DBFW03	4,9	8,68	C	48,68	E	48,11	E	837,38	30,86	2,06	14,95	59,3
DBFW04	5,0	11,54	C	32,79	E	50,48	E	980,61	44,24	3,31	13,37	57,2
DBFW05	4,6	2,22	A	18,74	D	26,03	E	571,00	33,78	2,59	13,02	81,9
DBFW06	4,9	8,19	C	45,19	E	65,13	E	791,84	36,73	2,18	16,87	59,8
DBFW07	4,4	6,91	C	21,08	D	47,69	E	564,95	45,41	2,53	17,95	73,5
DBFW08	4,8	3,68	B	17,42	C	22,66	E	1015,03	40,37	2,69	15,02	70,7
DBFW09	4,6	1,74	A	17,42	C	25,28	E	767,22	40,65	2,82	14,40	78,3
DBFW10	5,2	12,95	C	23,42	D	56,10	E	1221,52	39,81	2,67	14,92	73,3
80	4,9	3,73	B	20,20	D	49,51	E	814,20	40,59	3,05	13,32	72,4
82	4,7	1,54	A	14,25	C	24,64	E	476,92	22,12	1,70	13,04	40,3
85	4,9	8,42	C	25,94	D	42,08	E	975,73	43,44	3,88	11,19	78,0
87	5,0	10,45	C	35,70	E	50,65	E	932,22	42,36	3,88	10,92	75,7
89	4,9	6,53	C	26,75	D	27,28	E	902,51	40,52	3,14	12,92	71,4
91	5,0	4,80	C	24,26	D	23,01	E	1027,53	44,51	3,43	12,97	68,9
93	5,4	15,61	C	28,05	D	75,23	E	1498,14	42,24	3,23	13,08	76,7
162	5,4	9,94	C	19,15	D	21,47	E	1149,81	33,92	2,83	11,99	63,1
175	4,7	5,39	C	27,87	D	22,92	E	730,80	36,26	3,08	11,77	68,0
183	5,0	7,00	C	27,01	D	52,61	E	1016,10	44,18	3,54	12,49	79,9
184	5,0	4,20	B	21,60	D	32,62	E	637,79	24,54	1,95	12,57	47,5
186	5,4	15,89	C	26,26	D	92,55	E	947,55	31,71	2,62	12,11	59,3
190	5,0	5,53	C	20,92	D	26,22	E	1185,40	41,40	3,21	12,89	77,0
227	5,3	13,63	C	14,68	C	48,93	E	890,35	24,86	1,73	14,35	48,6
228	5,2	7,56	C	24,45	D	50,31	E	1083,47	32,21	2,28	14,16	62,4
Standort D. maj.	5,5	15,09	C	18,31	D	33,30	E	619,09	15,27	1,17	13,01	27,2

Tabelle A2: Florenliste der Farn- und Samenpflanzen des Grünlandes im Ochsenmoor 1947/48 und 2008. Aufgeführt sind für 1947/48 alle in 80 Vegetationsaufnahmen, 2008 alle im Grünland (auch außerhalb von Vegetationsaufnahmen) gefundenen Arten. RL: Gefährdungsgrad in Niedersachsen gemäß Roter Liste (GARVE 2005), Region Tiefland. Rot unterlegt: 1947/48 in Vegetationsaufnahme(n) belegt, 2008 im gesamten Grünland nicht gefunden; grün unterlegt: 2008 im Grünland gefunden, 1947/48 nicht in Vegetationsaufnahme(n) belegt.

Wissenschaftlicher Artname	Deutscher Name	RL	1947/ 48	2008
<i>Achillea millefolium</i> L. ssp. <i>millefolium</i>	Gewöhnliche Schafgarbe	*	•	•
<i>Achillea ptarmica</i> L.	Sumpf-Schafgarbe	*	•	•
<i>Acorus calamus</i> L.	Kalmus	*	•	•
<i>Aegopodium podagraria</i> L.	Giersch	*		•
<i>Agrostis canina</i> L.	Sumpf-Straußgras	*	•	•
<i>Agrostis capillaris</i> L.	Rotes Straußgras	*	•	•
<i>Agrostis gigantea</i> Roth	Riesen-Straußgras	*		•
<i>Agrostis stolonifera</i> L.	Weißes Straußgras	*	•	•
<i>Ajuga reptans</i> L.	Kriechender Günsel	*	•	•
<i>Alisma plantago-aquatica</i> L.	Gewöhnlicher Froschlöffel	*		•
<i>Alnus glutinosa</i> (L.) Gaertn.	Schwarz-Erle	*		•
<i>Alopecurus geniculatus</i> L.	Knick-Fuchsschwanz	*	•	•
<i>Alopecurus pratensis</i> L. ssp. <i>pratensis</i>	Wiesen-Fuchsschwanz	*	•	•
<i>Angelica sylvestris</i> L. ssp. <i>sylvestris</i>	Wald-Engelwurz	*	•	•
<i>Anthoxanthum odoratum</i> L.	Gewöhnliches Ruchgras	*	•	•
<i>Anthriscus sylvestris</i> (L.) Hoffm. ssp. <i>sylvestris</i>	Wiesen-Kerbel	*		•
<i>Arrhenatherum elatius</i> (L.) P. Beauv. ex J. Presl & C. Presl	Glatthafer	*		•
<i>Artemisia vulgaris</i> L.	Gewöhnlicher Beifuß	*		•
<i>Atriplex patula</i> L.	Spreizende Melde	*		•
<i>Atriplex prostrata</i> Boucher ex DC.	Spieß-Melde	*		•
<i>Barbarea vulgaris</i> R. Br.	Echtes Barbarakraut	*		•
<i>Bellis perennis</i> L.	Gänseblümchen	*	•	•
<i>Betula pendula</i> Roth	Hänge-Birke	*		•
<i>Betula pubescens</i> Ehrh. ssp. <i>pubescens</i>	Moor-Birke	*		•
<i>Bidens cernua</i> L.	Nickender Zweizahn	*	•	•
<i>Briza media</i> L.	Gewöhnliches Zittergras	2	•	
<i>Bromus hordeaceus</i> L. ssp. <i>hordeaceus</i>	Weiche Trespe	*		•
<i>Bromus racemosus</i> L.	Traubige Trespe	2	•	•
<i>Bromus tectorum</i> L.	Dach-Trespe	*		•
<i>Calamagrostis canescens</i> (Weber) Roth ssp. <i>canescens</i>	Sumpf-Reitgras	*	•	•
<i>Calluna vulgaris</i> (L.) Hull	Besenheide	*	•	
<i>Caltha palustris</i> L.	Sumpfdotterblume	3	•	•
<i>Calystegia sepium</i> (L.) R. Br. ssp. <i>sepium</i>	Gewöhnliche Zaunwinde	*		•
<i>Capsella bursa-pastoris</i> (L.) Med.	Gewöhnliches Hirtentäschel	*		•
<i>Cardamine amara</i> L. ssp. <i>amara</i>	Bitteres Schaumkraut	*		•
<i>Cardamine dentata</i> Schult.	Sumpf-Schaumkraut	*		•

(Fortsetzung Tabelle A2):

Wissenschaftlicher Artname	Deutscher Name	RL	1947/ 48	2008
<i>Cardamine hirsuta</i> L.	Behaartes Schaumkraut	*		•
<i>Cardamine pratensis</i> L.	Wiesen-Schaumkraut	*	•	•
<i>Carex acuta</i> L.	Schlanke Segge	*	•	•
<i>Carex acutiformis</i> Ehrh.	Sumpf-Segge	*	•	•
<i>Carex canescens</i> L.	Graue Segge	*	•	•
<i>Carex diandra</i> Schrank	Draht-Segge	2	•	
<i>Carex disticha</i> Huds.	Zweizeilige Segge	*		•
<i>Carex elata</i> All. ssp. <i>elata</i>	Steife Segge	3	•	
<i>Carex hirta</i> L.	Behaarte Segge	*		•
<i>Carex limosa</i> L.	Schlamm-Segge	1	•	
<i>Carex nigra</i> (L.) Reichard	Wiesen-Segge	*	•	•
<i>Carex ovalis</i> Good.	Hasenfuß-Segge	*	•	•
<i>Carex panicea</i> L.	Hirsen-Segge	3	•	•
<i>Carex pseudocyperus</i> L.	Scheinzypergras-Segge	*		•
<i>Carex riparia</i> Curtis	Ufer-Segge	*		•
<i>Carex rostrata</i> Stokes	Schnabel-Segge	*	•	•
<i>Carex vesicaria</i> L.	Blasen-Segge	V	•	•
<i>Carex viridula</i> Michx.	Späte Gelb-Segge	3	•	
<i>Carex x elytroides</i> Fr.	Bastard-Schlank-Segge	*		•
<i>Centaurea jacea</i> L.	Wiesen-Flockenblume	V	•	•
<i>Cerastium holosteoides</i> Fr.	Gewöhnliches Hornkraut	*	•	•
<i>Cirsium arvense</i> (L.) Scop.	Acker-Kratzdistel	*	•	•
<i>Cirsium palustre</i> (L.) Scop.	Sumpf-Kratzdistel	*	•	•
<i>Cirsium vulgare</i> (Savi) Ten.	Gewöhnliche Kratzdistel	*	•	•
<i>Convolvulus arvensis</i> L.	Acker-Winde	*		•
<i>Crepis paludosa</i> (L.) Moench	Sumpf-Pippau	*	•	
<i>Cynosurus cristatus</i> L.	Wiesen-Kammgras	3	•	
<i>Dactylis glomerata</i> L.	Gewöhnliches Knäuelgras	*	•	•
<i>Dactylorhiza incarnata</i> (L.) Soó ssp. <i>incarnata</i>	Fleischfarbendes Knabenkraut	1	•	•
<i>Dactylorhiza majalis</i> (Rchb.) Hunt & Summerh. ssp. <i>majalis</i>	Breitblättriges Knabenkraut	2	•	
<i>Danthonia decumbens</i> (L.) DC. ssp. <i>decumbens</i>	Dreizahn	V	•	
<i>Deschampsia cespitosa</i> (L.) P. Beauv. ssp. <i>cespitosa</i>	Rasen-Schmieie	*	•	•
<i>Eleocharis acicularis</i> (L.) Roem. & Schult.	Nadel-Sumpfbinsse	3		•
<i>Eleocharis palustris</i> (L.) Roem. & Schult.	Gewöhnliche Sumpfbinsse	*	•	•
<i>Elymus repens</i> (L.) Gould	Kriechende Quecke	*		•
<i>Epilobium angustifolium</i> L.	Schmalblättriges Weidenröschen	*		•
<i>Epilobium ciliatum</i> Raf.	Drüsiges Weidenröschen	*		•
<i>Epilobium hirsutum</i> L.	Zottiges Weidenröschen	*		•
<i>Epilobium palustre</i> L.	Sumpf-Weidenröschen	*	•	•
<i>Equisetum arvense</i> L.	Acker-Schachtelhalm	*		•
<i>Equisetum fluviatile</i> L.	Teich-Schachtelhalm	*	•	•

(Fortsetzung Tabelle A2):

Wissenschaftlicher Artname	Deutscher Name	RL	1947/ 48	2008
<i>Equisetum palustre</i> L.	Sumpf-Schachtelhalm	*	•	•
<i>Equisetum x litorale</i> Kühlew. ex Rupr.	Ufer-Schachtelhalm	*		•
<i>Erica tetralix</i> L.	Glocken-Heide	V	•	
<i>Erigeron acris</i> L. ssp. <i>acris</i>	Gewöhnliches Scharfes Berufkraut	*		•
<i>Eriophorum angustifolium</i> Honck.	Schmalblättriges Wollgras	V	•	•
<i>Erophila verna</i> (L.) DC. ssp. <i>verna</i>	Frühlings-Hungerblümchen	*		•
<i>Eupatorium cannabinum</i> L.	Wasserdost	*	•	•
<i>Festuca arundinacea</i> Schreb. ssp. <i>arundinacea</i>	Rohr-Schwingel	*		•
<i>Festuca ovina</i> agg.	Artengruppe Schaf-Schwingel	*	•	•
<i>Festuca pratensis</i> Huds. ssp. <i>pratensis</i>	Wiesen-Schwingel	*	•	•
<i>Festuca rubra</i> L. ssp. <i>rubra</i>	Gewöhnlicher Rot-Schwingel	*	•	•
<i>Filipendula ulmaria</i> (L.) Maxim.	Echtes Mädesüß	*	•	•
<i>Galeopsis bifida</i> Boenn.	Zweispaltiger Hohlzahn	*		•
<i>Galeopsis tetrahit</i> L.	Gewöhnlicher Hohlzahn	*		•
<i>Galium aparine</i> L.	Kletten-Labkraut	*		•
<i>Galium palustre</i> L. ssp. <i>palustre</i>	Sumpf-Labkraut	*	•	•
<i>Galium saxatile</i> L.	Harzer Labkraut	*	•	
<i>Galium uliginosum</i> L.	Moor-Labkraut	*	•	•
<i>Gentiana pneumonanthe</i> L.	Lungen-Enzian	2	•	
<i>Geranium pusillum</i> Burm. f.	Kleiner Storchschnabel	*		•
<i>Geranium robertianum</i> L. ssp. <i>robertianum</i>	Stinkender Storchschnabel	*		•
<i>Glechoma hederacea</i> L.	Gundermann	*		•
<i>Glyceria declinata</i> Bréb.	Blaugrüner Schwaden	*		•
<i>Glyceria fluitans</i> (L.) R. Br.	Flutender Schwaden	*	•	•
<i>Glyceria maxima</i> (Hartm.) Holmb.	Wasser-Schwaden	*	•	•
<i>Gnaphalium uliginosum</i> L.	Sumpf-Ruhrkraut	*		•
<i>Heracleum sphondylium</i> L. ssp. <i>sphondylium</i>	Wiesen-Bärenklau	*		•
<i>Hieracium laevigatum</i> Willd.	Glattes Habichtskraut	*	•	
<i>Hieracium pilosella</i> L.	Kleines Habichtskraut	*	•	•
<i>Holcus lanatus</i> L.	Wolliges Honiggras	*	•	•
<i>Hydrocotyle vulgaris</i> L.	Wassernabel	*	•	•
<i>Hypochaeris radicata</i> L.	Gewöhnliches Ferkelkraut	*	•	•
<i>Iris pseudacorus</i> L.	Sumpf-Schwertlilie	*	•	•
<i>Juncus acutiflorus</i> Ehrh. ex Hoffm.	Spitzblütige Binse	*	•	•
<i>Juncus articulatus</i> L.	Glieder-Binse	*	•	•
<i>Juncus bufonius</i> L.	Kröten-Binse	*		•
<i>Juncus conglomeratus</i> L.	Knäuel-Binse	*		•
<i>Juncus effusus</i> L.	Flatter-Binse	*	•	•
<i>Lamium album</i> L. ssp. <i>album</i>	Weißes Taubnessel	*		•
<i>Lamium purpureum</i> L.	Purpurrote Taubnessel	*		•
<i>Lathyrus palustris</i> L.	Sumpf-Platterbse	2	•	•

(Fortsetzung Tabelle A2):

Wissenschaftlicher Artname	Deutscher Name	RL	1947/ 48	2008
<i>Lathyrus pratensis</i> L.	Wiesen-Platterbse	*		•
<i>Leontodon autumnalis</i> L. ssp. <i>autumnalis</i>	Herbst-Löwenzahn	*	•	•
<i>Leontodon hispidus</i> L. ssp. <i>hispidus</i>	Rauer Löwenzahn	*	•	
<i>Leucanthemum vulgare</i> agg.	Artengruppe Wiesen-Margerite	*	•	
<i>Lolium multiflorum</i> Lam.	Vielblütiges Weidelgras	u		•
<i>Lolium perenne</i> L.	Ausdauerndes Weidelgras	*		•
<i>Lotus corniculatus</i> L.	Gewöhnlicher Hornklee	*		•
<i>Lotus pedunculatus</i> Cav.	Sumpf-Hornklee	*	•	•
<i>Luzula campestris</i> (L.) DC.	Feld-Hainsimse	*	•	•
<i>Luzula multiflora</i> (Ehrh.) Lej.	Vielblütige Hainsimse	*	•	
<i>Lycopus europaeus</i> L. ssp. <i>europaeus</i>	Gewöhnlicher Wolfstrapp	*	•	•
<i>Lysimachia nummularia</i> L.	Pfennigkraut	*	•	•
<i>Lysimachia thysiflora</i> L.	Straußblütiger Gilbweiderich	V	•	•
<i>Lysimachia vulgaris</i> L.	Gewöhnlicher Gilbweiderich	*	•	•
<i>Lythrum salicaria</i> L.	Blut-Weiderich	*	•	•
<i>Matricaria discoidea</i> DC.	Strahlenlose Kamille	*		•
<i>Mentha aquatica</i> L.	Wasser-Minze	*	•	•
<i>Mentha arvensis</i> L.	Acker-Minze	*	•	•
<i>Mentha x verticillata</i> L.	Quirl-Minze	*	•	•
<i>Menyanthes trifoliata</i> L.	Fiebertklee	3	•	•
<i>Molinia caerulea</i> (L.) Moench	Gewöhnliches Pfeifengras	*	•	
<i>Myosotis arvensis</i> (L.) Hill ssp. <i>arvensis</i>	Acker-Vergissmeinnicht	*		•
<i>Myosotis discolor</i> Pers.	Buntes Vergissmeinnicht	V		•
<i>Myosotis laxa</i> Lehm.	Rasen-Vergissmeinnicht	*		•
<i>Myosotis scorpioides</i> L. ssp. <i>scorpioides</i>	Sumpf-Vergissmeinnicht	*	•	•
<i>Myosurus minimus</i> L.	Mäuseschwänzchen	*		•
<i>Nardus stricta</i> L.	Borstgras	V	•	
<i>Oenanthe aquatica</i> (L.) Poir.	Großer Wasserfenchel	*	•	•
<i>Oenanthe fistulosa</i> L.	Röhriger Wasserfenchel	3	•	•
<i>Ophioglossum vulgatum</i> L.	Gewöhnliche Natternzunge	2	•	
<i>Papaver dubium</i> L. ssp. <i>dubium</i>	Saat-Mohn	*		•
<i>Pedicularis palustris</i> L. ssp. <i>palustris</i>	Sumpf-Läusekraut	2	•	
<i>Persicaria amphibia</i> (L.) Delarbre [var. <i>terrestris</i>]	Wasser-Knöterich	*	•	•
<i>Persicaria lapathifolia</i> (L.) Delarbre	Ampfer-Knöterich	*		•
<i>Persicaria maculosa</i> Gray	Floh-Knöterich	*		•
<i>Peucedanum palustre</i> (L.) Moench	Sumpf-Haarstrang	*	•	•
<i>Phalaris arundinacea</i> L.	Rohr-Glanzgras	*	•	•
<i>Phleum pratense</i> L.	Wiesen-Lieschgras	*	•	•
<i>Phragmites australis</i> (Cav.) Trin. ex Steud.	Gewöhnliches Schilf	*	•	•
<i>Plantago lanceolata</i> L.	Spitz-Wegerich	*	•	•
<i>Plantago major</i> L. ssp. <i>major</i>	Breit-Wegerich	*	•	•

(Fortsetzung Tabelle A2):

Wissenschaftlicher Artname	Deutscher Name	RL	1947/ 48	2008
<i>Plantago major</i> ssp. <i>intermedia</i> (Gilib.) Lange	Vielsamiger Breit-Wegerich	*		•
<i>Poa angustifolia</i> L.	Schmalblättriges Wiesen-	*	•	
<i>Poa annua</i> L.	Einjähriges Rispengras	*		•
<i>Poa humilis</i> Ehrh. ex Hoffm.	Bläuliches Wiesen-Rispengras	*	•	•
<i>Poa palustris</i> L.	Sumpf-Rispengras	*	•	•
<i>Poa pratensis</i> L.	Wiesen-Rispengras	*	•	•
<i>Poa trivialis</i> L. ssp. <i>trivialis</i>	Gewöhnliches Rispengras	*	•	•
<i>Polygonum aviculare</i> L..	Vogel-Knöterich	*	•	•
<i>Populus tremula</i> L.	Zitter-Pappel	*		•
<i>Potentilla anserina</i> L.	Gänse-Fingerkraut	*	•	•
<i>Potentilla erecta</i> (L.) Raeusch.	Blutwurz	*	•	
<i>Potentilla palustris</i> (L.) Scop.	Sumpfbloodauge	V	•	•
<i>Prunella vulgaris</i> L.	Kleine Braunelle	*	•	•
<i>Quercus robur</i> L.	Stiel-Eiche	*		•
<i>Ranunculus acris</i> L. ssp. <i>acris</i>	Scharfer Hahnenfuß	*	•	•
<i>Ranunculus auricomus</i> agg.	Artengruppe Gold-Hahnenfuß	V	•	•
<i>Ranunculus ficaria</i> ssp. <i>bulbilifer</i> Lambinon	Scharbockskraut	*		•
<i>Ranunculus flammula</i> L.	Brennender Hahnenfuß	*	•	•
<i>Ranunculus lingua</i> L.	Zungen-Hahnenfuß	*	•	
<i>Ranunculus peltatus</i> Schrank ssp. <i>peltatus</i>	Schild-Wasserhahnenfuß	*	•	•
<i>Ranunculus repens</i> L.	Kriechender Hahnenfuß	*	•	•
<i>Ranunculus sceleratus</i> L.	Gift-Hahnenfuß	*		•
<i>Rhinanthus angustifolius</i> ssp. <i>grandiflorus</i>	Großblütiger Klappertopf	3	•	•
<i>Rhinanthus minor</i> L.	Kleiner Klappertopf	3	•	
<i>Rorippa amphibia</i> (L.) Besser	Wasser-Sumpfkresse	*	•	•
<i>Rorippa anceps</i> (Wahlenb.) Rchb.	Niederliegende Sumpfkresse	*		•
<i>Rorippa austriaca</i> (Crantz) Besser	Österreichische Sumpfkresse	R		•
<i>Rorippa palustris</i> (L.) Besser	Gewöhnliche Sumpfkresse	*		•
<i>Rubus plicatus</i> Weihe & Nees	Falten-Brombeere	*	•	
<i>Rumex acetosa</i> L.	Großer Sauerampfer	*	•	•
<i>Rumex acetosella</i> L. ssp. <i>acetosella</i>	Kleiner Sauerampfer	*	•	•
<i>Rumex crispus</i> L.	Krauser Ampfer	*		•
<i>Rumex hydrolapathum</i> Huds.	Fluss-Ampfer	*	•	•
<i>Rumex maritimus</i> L.	Strand-Ampfer	*		•
<i>Rumex obtusifolius</i> L. ssp. <i>obtusifolius</i>	Gewöhnlicher Stumpfblätt. Ampfer	*		•
<i>Rumex x pratensis</i> Mert. & Koch	Wiesen-Ampfer	*		•
<i>Salix pentandra</i> L.	Lorbeer-Weide	3	•	
<i>Schoenoplectus lacustris</i> (L.) Palla	Gewöhnliche Teichsimse	*	•	•
<i>Scrophularia nodosa</i> L.	Knotige Braunwurz	*		•
<i>Scutellaria galericulata</i> L.	Sumpf-Helmkraut	*	•	•
<i>Senecio aquaticus</i> Hill	Wasser-Greiskraut	3	•	•

(Fortsetzung Tabelle A2):

Wissenschaftlicher Artname	Deutscher Name	RL	1947/ 48	2008
<i>Silene flos-cuculi</i> (L.) Clairv.	Kuckucks-Lichtnelke	*	•	•
<i>Sium latifolium</i> L.	Breitblättriger Merk	*	•	•
<i>Stachys palustris</i> L.	Sumpf-Ziest	*	•	
<i>Stellaria graminea</i> L.	Gras-Sternmiere	*	•	•
<i>Stellaria media</i> (L.) Vill.	Vogelmiere	*		•
<i>Stellaria palustris</i> Ehrh. ex Hoffm.	Sumpf-Sternmiere	V	•	•
<i>Succisa pratensis</i> Moench	Teufelsabbiss	3	•	
<i>Tanacetum vulgare</i> L.	Rainfarn	*		•
<i>Taraxacum officinale</i> agg.	Artengruppe Gewöhl. Löwenzahn	*	•	•
<i>Thalictrum flavum</i> L.	Gelbe Wiesenraute	3	•	•
<i>Trifolium dubium</i> Sibth.	Kleiner Klee	*	•	•
<i>Trifolium pratense</i> L.	Rot-Klee	*	•	•
<i>Trifolium repens</i> L.	Weiß-Klee	*	•	•
<i>Triglochin palustre</i> L.	Sumpf-Dreizack	3	•	•
<i>Tripleurospermum perforatum</i> (Mérat) Lainz	Geruchlose Kamille	*		•
<i>Urtica dioica</i> L. ssp. <i>dioica</i>	Große Brennnessel	*		•
<i>Valeriana dioica</i> L.	Kleiner Baldrian	3	•	
<i>Veronica arvensis</i> L.	Feld-Ehrenpreis	*		•
<i>Veronica catenata</i> Pennell	Roter Wasser-Ehrenpreis	V		•
<i>Veronica chamaedrys</i> L. ssp. <i>chamaedrys</i>	Gamander-Ehrenpreis	*		•
<i>Veronica hederifolia</i> L.	Efeublättriger Ehrenpreis	*		•
<i>Veronica scutellata</i> L.	Schild-Ehrenpreis	V	•	•
<i>Veronica serpyllifolia</i> L.	Thymian-Ehrenpreis	*	•	•
<i>Vicia cracca</i> L.	Vogel-Wicke	*	•	•
<i>Vicia sativa</i> agg.	Artengruppe Saat-Wicke	*		•
<i>Vicia sepium</i> L.	Zaun-Wicke	*		•
<i>Viola arvensis</i> Murray ssp. <i>arvensis</i>	Acker-Stiefmütterchen	*		•
<i>Viola canina</i> L. ssp. <i>canina</i>	Hunds-Veilchen	V	•	
<i>Viola palustris</i> L.	Sumpf-Veilchen	V	•	•

a: Schafgarben-Ausbildung; b: Ausbildung mit Störzeigern; c: Wiesenschaumkraut Ausbildung; d: Wiesenschaumkraut Ausbildung, Rasenschmielen-Fazies; e: Kuckuckslichtnelken-Ausbildung; f: Kuckuckslichtnelken-Ausbildung, Rasenschmielen-Fazies.

[illegible]

Zelle DBF Nr.	P9	H5	P8	R1c	S1b	H11	O8b	R1a	R7a2	R12	R1d	O7	H5	L2b	C4a	H7a	Q11	T6	E1	D9a	D2b	G8b	D4	
Aufnahmnr. 1987								244			25	27	3			20		126		199	19b		182	
Aufnahmnr. 1994				38								92				176	69	41	10	124	125	26	29	
Aufnahmedatum 2008	22.06.	21.06.	22.06.	23.06.	16.06.	16.06.	18.06.	07.06.	18.06.	18.06.	15.06.	19.05.	05.06.	11.06.	11.06.	21.06.	15.06.	18.05.	11.06.	11.06.	27.06.	29.06.	11.06.	
Veg.höhe in cm mittel (max.)	20 (60)	25 (70)	20 (70)	15 (40)	10 (50)	20 (70)	20 (70)	20 (70)	15 (50)	25 (50)	15 (60)	30 (100)	15 (80)	15 (40)	20 (80)	15 (50)	25 (70)	10 (80)	35 (60)	20 (80)	20 (70)	20 (60)	20 (50)	
Veg.-dicthe (Anz. Halme)	15	20	25	10	5	60	15	25	15	20	10	60	20	10	15	15	15	5	50	15	10	10	10	
Deckung gesamt (%)	97	98	98	97	94	99	99	97	98	99	99	98	97	95	85	97	97	85	94	85	92	90	80	
Deckung Kraut (%)	12	2	10	15	12	8	35	10	10	25	25	2	3	1	12	30	15	4	7	1	2	12	3	
Deckung Moos (%)	2	-	2	-	-	-	-	-	-	-	4	-	0	-	-	-	-	-	2	2	3	-	2	
Artenzahl	19	15	15	20	17	15	17	16	15	16	16	11	19	8	14	20	19	17	12	16	12	17	14	
Kennart																								
Alopecurus geniculatus	4	4	4	4	4	3	3	3	3	3	3	3	3	3	2a	2a	2a	2m	1	1	.	.	.	
Trennartern																								
Glyceria fluitans	1	2a	2a	2a	2a	1	1	1	2b	2a	3	.	2b	.	1	3	2a	1	1	.	2a	2a	1	
Eleocharis palustris	.	.	2m	2m	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	3	.	
Persicaria amphibia var. terrestris	1	.	2a	2a	2m	.	2a	1	2m	.	1	.	1	.	.	r	2m	+	.	.	.	.	.	
Verbands- u. Ordnungskennarten																								
Agrostis stolonifera	3	2b	2b	2b	2b	4	3	3	3	2b	2b	2a	.		4	3	3	4	5	2b	2b	2b	3	3
Ranunculus repens	2a	1	1	2m	.	1	2b	2a	2a	2a	2m	1	2m	.	2m	2b	1	+	2m	r	1	.	+	
Potentilla anserina	.	.	2m	2a	2a	2m	.	.	.	.	2m	.	.	.	2a	2a	1	2m	.	.	.	2a	.	
Rumex crispus	.	.	.	.	.	.	.	.	.	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	
KC Molinio-Arrhenatheretea																								
Poa trivialis	2a	2m	2a	2a	2m	2m	2m	2b	2a	2a	2	2a	2a	2b	1	2m	2a	.	2a	1	1	.	1	
Trifolium repens	1	1	.	1	1	+	2m	.	2m	2a	2a	2a	2m	.	2m	.	1	.	.	.	.	.	.	
Cardamine pratensis	2m	1	1	1	1	1	2m	1	2m	1	2m	1	2m	r	+	1	2m	+	2m	r	1	1	1	
Taraxacum officinale agg.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	
Deschampsia cespitosa	1	+	.	.	1	.	+	1	.	+	3	+	2a	3	+	.	.	.	3	3	4	.	4	
Cerastium holosteoides	.	r	.	.	.	2m	r	2m	1	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	
Festuca pratensis	+	1	.	1	.	r	.	2a	1	+	2m	.	1	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	
Rumex acetosa	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	
Alopecurus pratensis	1	.	.	.	.	.	1	2a	.	.	1	3	.	.	.	.	1	+	.	.	.	.	.	
Plantago major ssp. major	.	.	.	+	+	.	r	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	
Lolium perenne	.	.	.	.	.	+	.	.	.	2m	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	
Juncus effusus	r	r	+	.	1	r	.	.	.	+	.	.	1	+	+	+	.	+	.	2a	r	+	.	
Holcus lanatus	2m	1	.	.	.	2m	1	1	2a	2m	.	2m	.	2a	1	1	1	.	.	1	2a	.	2a	
Silene flos-cucul	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	r	.	.	.	.	.	
Lotus pedunculatus	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	
Festuca rubra	2m	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	
Leontodon autumnalis	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	
Scheuchzeria-Caricetea nigrae																								
Ranunculus flammula	+	1	2m	.	.	.	+	.	.	.	1	.	1	2m	2a	2m	.	.	2m	.	2m	1	2m	
Agrostis canina	.	.	1	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	2b	2a	.	2a	
Carex nigra	.	.	1	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	1	
Carex x elytroides	.	.	2a	2m	2a	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	2m	.	
Begleiter																								
Agrostis capillaris	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	3	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	
Anthoxanthum odoratum	1	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	1	.	.	+	
Stellaria palustris	.	.	1	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	+	.	
Bidens cernua	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	
Carex acuta	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	r	.	2a	.	.	.	.	.	.	.	.	
Carex acutiformis	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2a	.	.	+	1	1	.	.	.	
Cirsium arvense	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	
Cirsium palustre	.	.	.	.	+	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	
Epilobium palustre	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	
Eupatorium cannabinum	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	
Galium palustre ssp. palustre	2m	1	1	.	.	2a	.	.	.	.	.	.	2m	.	1	2m	2a	1	2m	+	.	2m	1	
Glechoma hederacea	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	r	.	.	.	.	.	.	
Glyceria maxima	2m	.	.	1	.	.	.	1	1	.	.	.	1	.	.	.	.	2a	.	.	+	1	.	
Gnaphalium uliginosum	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	
Juncus acutiflorus	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2m	.	.	.	.	.	.	.	
Juncus bufonius	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	
Lysimachia nummularia	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	
Mentha aquatica	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	
Mentha arvensis	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	
Myosotis scorpioides ssp. scorpi.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	r	.	.	.	+	.	
Oenanthe fistulosa	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	
Persicaria maculosa	.	.	.	.	r	.	.	+	.	2a	.	2m	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	
Phalaris arundinacea	.	.	.	.	.	.	1	.	.	+	.	r	.	.	1	1	+	1	3	1	.	1	1	
Plantago lanceolata	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	
Poa palustris	.	.	.	r	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	r	.	.	.	
Ranunculus sceleratus	.	.	.	r	.	+	.	.	.	.	.	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	
Rorippa amphibia	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	
Trifolium pratense	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	
Urtica dioica	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	
Carex hirta	1	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	
Carex rostrata	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2m	
Carex vesicaria	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	1	.	.	.	
Juncus articulatus	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	

DBF Nr.	G9a	A2b	D1	G2	I7	J2a	L5b	P11a	Q13	G12b	C7b	C1d/e	C5	E2	E5b	G1c	O10a	P7	Q10	Q14	R2b	P3	C1a	K6a	C2	C9	J2a	G4c	G12a	G10c	G6b	
Aufnahmnr. 1987	231			259	21	5		151	200	5	9			131	198	261			22	201	129		207	18			11					
Aufnahmnr. 1994	95			108	94			79	97	134		90	166	123			105		37	78		164	50	30								
Aufnahmedatum 2008	11.06.	01.07.	27.06.	11.06.	08.06.	06.06.	11.06.	22.06.	15.06.	04.06.	02.06.	19.06.	11.06.	11.06.	09.06.	18.06.	07.06.	22.06.	24.06.	15.06.	15.06.	15.06.	19.06.	20.06.	09.06.	19.05.	02.06.	12.07.		29.06.	04.07.	12.07.
Veg.höhe in cm mittel (max.)	10 (60)	25 (70)	25 (60)	20 (60)	30 (50)	35 (60)	25 (60)	15 (60)	15 (50)	15 (70)	30 (60)	25 (50)	30 (60)	40 (70)	30 (80)	40 (90)	30 (50)	15 (60)	20 (50)	15 (60)	25 (80)	15 (60)	45 (90)	40 (90)	35 (60)	15 (60)	30 (70)	45 (45)	20 (70)	40 (40)	10 (60)	
Veg.-dichte (Anz. Halme)	5	20	20	15	25	30	35	10	5	10	15	25	15	40	40	25	5	10	15	10	15	10	40	40	35	15	50	8	50	15	5	
Deckung gesamt (%)	92	95	97	87	92	97	98	97	97	93	96	95	99	97	96	90	96	98	97	98	96	98	98	95	96	0	98	80	85	85	85	
Deckung Kraut (%)	1	5	6	3	20	15	1	12	10	3	3	2	7	3	5	4	1	3	35	5	7	8	10	40	10	7	25	50	5	7	80	
Deckung Moos (%)	1	1	3	-	-	1	-	2	-	0	0	3	1	-	1	1	3	-	-	-	15	1	1	1	1	-	1	-	2	-	-	
Artenzahl	11	13	12	17	11	18	10	17	17	22	18	12	15	15	13	13	13	15	19	19	20	15	12	20	16	20	27	16	17	7	1	
Kennart																																
Allopecurus geniculatus	.	.	1	1	2m	2m	3	1	1	2m	2a	.	2m	.	.	1	2a	3	2a	.	1	2m	.	.	.	1	.	.	.	.	.	
Trennarthen	5	4	4	4	4	4	4	4	4	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	2b	2b	2b	2b	2b	2b	2b	4	4	
Glyceria fluitans	.	.	.	1	.	.	.	2m	.	2m	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	
Eleocharis palustris	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	
Persicaria amphibia var. terrestris	.	.	.	.	+	1	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2a	1	1	+	.	.	.	.	+	2b	1	2a	4	
Verbands- u. Ordnungskennarten																																
Agrostis stolonifera	2b	3	2b	2a	2a	2m	2a	3	3	4	.	3	2b	2b	.	2b	3	2b	3	3	3	2b	2b	2b	2b	2a	.	2b	2b	2a	1	
Ranunculus repens	.	.	1	1																												

Tabelle A6: Vegetationstabelle Wiesenfuchsschwanzwiesen.

[illegible]

Parzelle DBF-Nr.	Sumpfdotterblumenwiese																			- Rasenschmielen-Fazies										
	E7a 14	E5a 65	A8 28	C6b 68	C16b	O12b	T4b H1a 22	F2	U5	O13 17	G11a	O9a	Q12	E7a 13	H9b	R5a	H10	E6	R4	R6b1	H1b 23	D7a 24	D3a 26	D5	P12	D2a	G1a	Q8b		
Aufnahmnr. 1987																														
Aufnahmnr. 1994	12		68				66	139	121	149					72	245	242	67						17	204	19a		148		
Aufnahmedatum 2008	04.06.	09.06.	04.06.	21.06.	21.06.	24.06.	18.06.	04.06.	09.06.	01.06.	02.06.	13.06.	23.06.	15.06.	04.06.	21.06.	15.06.	21.06.	09.06.	15.06.	15.06.	04.06.	04.06.	05.06.	05.06.	07.06.	28.06.	12.07.	11.06.	10.06.
Veg.höhe in cm mittel (max.)	40	40	30	35	40	50	40	30	50	40	25	40	30	25	15	40	35	30	40	40	30	15	15	20	20	35	15	20	15	
	(70)	(80)	(60)	(60)	(80)	(70)	(70)	(60)	(90)	(70)	(60)	(70)	(70)	(60)	(50)	(70)	(90)	(80)	(60)	(60)	(70)	(45)	(60)	(60)	(60)	(50)	(40)	(30)		
Dekung gesamt (%)	35	40	30	30	30	30	35	40	50	15	30	25	30	15	40	35	30	25	20	40	25	20	15	40	35	15	10	10		
Dekung Kraut (%)	97	97	96	96	97	97	98	94	98	98	95	98	99	98	97	98	95	99	98	98	97	97	97	87	95	97	92	93	95	
Dekung Moos (%)	25	8	45	15	15	10	20	4	10	25	40	20	12	18	30	15	15	15	12	5	3	27	4	3	10	15	5	2	6	
Artenzahl	10	-	10	1	2	2	2	1	-	3	-	2	-	3	1	3	1	2	3	2	1	1	4	-	3	4	2	3		
Verbandskennarten	26	20	22	14	20	25	24	23	22	24	32	23	19	19	30	20	21	27	22	17	17	28	19	19	14	18	15	13	12	
Caltha palustris	1	-	3	2a	+	1	+	1	1	1	2b	-	-	1	2m	+	-	+	1	1	-	1	1	1	1	+	+	+	1	
Senecio aquaticus	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	1	-	-	2a	-	1	-	-	-	1	1	-	-	-	-	-	-	-	-	
Myosotis scorpioides	r	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2m	-	-	-	2m	1	1	-	-	r	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
Lokale Verbandsrennarten																														
Galium uliginosum	2m	-	1	-	-	+	1	1	-	1	-	-	-	1	2m	-	-	2m	-	-	1	1	1	1	-	1	+	-	-	
Filipendula ulmaria	2m	1	1	-	1	1	-	-	1	-	-	1	-	-	2m	-	-	-	-	-	-	1	+	-	-	-	-	-	-	
Mentha arvensis	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	r	-	-	-	-	-	-	-	-	
Trennart																														
Deschampsia cespitosa	1	1	2a	3	3	3	3	+	+	+	2a	2a	2a	2a	2b	2b	2b	-	2a	3	3	1	4	4	4	4	4	4	4	
Ordnungskennarten																														
Cardamine pratensis	2m	2m	2m	1	1	1	2m	2m	2m	2m	1	2m	2m	2																

Tabelle A8: Vegetationstabelle Hundsstraußgraswiesen.

[illegible]

a: Rohrglanzgras-Röhricht, b: Schlankseggenried; c: Blasenseggenried

	a					b																	c
	G9c	G10b	H3a	I4	N7a	F4a	B4c	B6d	F1	G8c	G11b	H8a	I1a	I2	U4b	G3b	F3	E4	A6b	H9c	G7a	W2a	
Parzelle DBF-Nr.						4										8	12	25	29			7	
Aufnahmenr. 1987												73	243		147							114	
Aufnahmenr. 1994					178	63		66	58				100	172	168			7M			138		
Aufnahmedatum 2008	04.07.	04.07.	21.06.	18.06.	07.06.	02.06.	19.06.	28.06.	09.06.	29.06.	13.06.	21.06.	17.06.	17.06.	22.05.	05.06.	04.06.	02.06.	04.06.	21.06.	16.06.	03.06.	
Veg.höhe in cm mittel (max.)	80 (170)	80 (160)	130 (180)	100 (180)	120 (180)	70 (90)	60	55	60 (90)	30 (50)	30 (60)	80 (130)	80 (120)	70	25 (50)	40 (70)	55 (70)	50 (75)	40 (80)	80 (150)	35 (70)	40 (60)	
Veg.-dichte (Anz. Halme)	50	30	35	40	40	60	20	30	50	25	40	40	35	30	25	40	50	35	45	30	20	40	
Deckung gesamt (%)	99	96	97	99	99	96	99	96	98	98	95	99	99	99	92	85	100	98	87	97	85	93	
Deckung Kraut (%)	10	10	4	12	1	20	15	25	7	25	10	20	7	5	8	1	30	6	11	2	6	8	
Deckung Moos (%)	4	2	-	-	-	1	5	3	1	3	-	4	-	-	-	1	1	0	1	4	0	-	
Artenzahl	13	13	12	13	11	25	7	15	22	14	16	20	18	13	23	26	25	20	18	5	22	23	
Kennarten	5	5	5	5	5				1	2a	1	2m	1	1	+	2a	1	1	1	3	1	2a	
Phalaris arundinacea	1	2a	2a					5	5	5	5	5	5	5	5	4	4	4	4	3		1	
Carex acuta																							
Carex vesicaria															1	-	2m		1	-		4	
Verbands-, Ordnungs- und Klassenkennarten																							
Galium palustre	2m	2m	1			2m	2b	2a	2m	2b	2m	2a	2m	2m	.	2m	2m	2m	2a	1	2m	2m	
Glyceria maxima	1	1	1	1	2a		1		1				+								2a		
Persicaria amphibia var. terrestris	1		+	1	1	.	.	.	+	.	.	.	+	.	.	.	1	.	.	.	1	1	
Poa palustris	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	+	.	.	1	1	.	.	.	.	r	
Carex acutiformis	+	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	1	.	2m	.	
Glyceria fluitans	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2m	.	.	.	.	.	1	
Eleocharis palustris	.	2a	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2a	.	2m	.	
Equisetum fluviatile	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	
Calamagrostis canescens	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	
Scutellaria galericulata	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	
Iris pseudacorus	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	
Lycopus europaeus	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	r	.	.	.	.	.	.	.	.	
Scheuchzeria-Caricetea nigrae																							
Ranunculus flammula	.	.	1	.	.	.	.	1	1	1	.	1	.	.	.	.	1	.	1	.	1	+	
Carex nigra	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	2m	.	1	.	
Carex x elytroides	.	.	.	.	.	.	.	+	1	1	+	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	
Agrostis canina	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	
Molinetalia																							
Cardamine pratensis	2m	1	+	.	1	2m	.	2m	2m	2m	1	2m	2m	2m	1	2m	2m	2m	2m	.	2m	1	
Agrostis stolonifera	2b	2a	2b	2m	+	2m	1	2m	.	2m	2m	2m	2m	2m	1	2a	.	.	.	2m	3	.	
Poa trivialis	.	.	.	1	2a	2m	.	.	.	2a	1	1	+	2a	2a	2m	2m	2m	2m	.	.	.	
Myosotis scorpioides	1	2a	.	.	.	.	.	2m	.	1	1	2m	1	1	r	2m	.	.	2m	2m	2m	1	
Holcus lanatus	.	.	.	.	.	1	+	2m	.	.	.	1	+	+	2m	r	2a	2b	.	.	.	.	
Festuca pratensis	.	.	.	.	.	2m	.	.	1	.	+	1	1	1	1	2m	1	.	.	.	.	.	
Caltha palustris	.	.	.	.	.	1	.	1	.	.	.	.	.	.	+	r	.	r	1	.	.	+	
Galium uliginosum	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	1	.	+	1	2m	1	2m	.	.	.	
Silene flos-cuculi	.	.	.	.	.	1	.	.	+	.	.	2m	+	.	+	.	2m	+	.	.	.	.	
Deschampsia cespitosa	.	.	.	+	.	.	.	.	.	1	1	+	.	.	.	2b	r	1	.	.	.	1	
Rumex acetosa	.	.	.	.	.	.	.	.	1	+	.	1	.	r	.	1	2m	+	.	.	.	.	
Alopecurus pratensis	.	.	.	2a	2a	.	.	.	+	.	.	.	.	.	2a	1	.	.	.	.	.	r	
Trifolium repens	.	.	.	.	.	2m	.	.	+	.	.	.	1	.	+	1	1	.	.	.	.	.	
Juncus effusus	+	+	.	.	.	.	.	.	+	r	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	+	r	
Filipendula ulmaria	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	2a	.	.	.	2m	2a	.	.	.	.	.	
Alopecurus geniculatus	.	.	.	2a	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	1	+	
Cerastium holosteoides	.	.	.	1	.	.	.	.	1	.	.	.	.	r	.	1	.	.	.	.	.	.	
Equisetum palustre	.	.	.	2m	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	
Lotus pedunculatus	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	
Senecio aquaticus	.	.	.	.	.	2m	.	.	.	.	.	.	.	.	2m	.	.	.	.	.	.	.	
Mentha arvensis	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	
Cirsium palustre	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	
Poa pratensis	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	
Taraxacum officinale agg.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	
Leontodon autumnalis	.	.	.	.	.	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	
Begleiter																							
Ranunculus repens	.	1	1	1	+	2m	.	1	2m	2m	.	2m	2m	2m	.	2m	2m	2m	.	.	2m	1	
Mentha aquatica	2a	2m	.	.	+	2m	.	2b	.	1	2a	1	.	.	.	2m	1	1	.	.	+	+	
Anthoxanthum odoratum	.	.	.	.	.	2m	.	.	2m	.	.	1	.	.	.	1	2m	2a	.	.	.	.	
Stellaria palustris	.	.	.	.	.	.	.	2m	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	+	+	
Rorippa amphibia	+	1	.	.	r	.	.	.	.	.	2m	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	r	
Vicia cracca	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	+	.	+	.	2m	.	.	.	.	.	
Rumex crispus	.	.	.	.	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	r	.	.	.	.	.	1	
Lysimachia nummularia	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	+	+	
Agrostis capillaris	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	1	2m	.	.	.	
Eupatorium cannabinum	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2m	.	.	
Potentilla anserina	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	
Thalictrum flavum	.	.	.	.	.	.	.	.	r	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	
Alisma plantago-aquatica	.	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	
Bidens cernua	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	r	.	
Cardamine amara	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	
Cirsium arvense	.	.	.	2m	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	
Epilobium hirsutum	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	
Epilobium palustre	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	
Oenanthe fistulosa	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	
Persicaria maculosa	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	
Ranunculus acris	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	r	.	.	.	.	.	.	
Ranunculus peltatus	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	
Rhinanthus angustifolius	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	r	.	.	.	
Rumex obtusifolius	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	
Urtica dioica	.	.	.	2a	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	
Veronica catenata	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	

Tabelle A10: Stetigkeitstabelle Schafgarben-Ausbildung der Weiden.

Jahr	Stetigkeit		Mittl. Deck.grad (%)	
	1987	2008	1987	2008
Anzahl Aufnahmen	2	3	2	3
Verbandskenarten				
Lolium perenne	5	5	50,0	8,0
Phleum pratense	3	.	1,5	.
Trennarten				
Achillea millefolium	5	4	9,0	2,0
Rumex obtusifolius	.	2	.	0,7
Ordnungskennart				
Bellis perennis	.	2	.	0,2
KA, TA, OC, VC Flutrasen				
Ranunculus repens	3	.	1,5	.
Rumex crispus	.	2	.	0,0
Klassenkenarten				
Holcus lanatus	5	5	20,3	45,8
Poa trivialis	3	5	1,5	8,0
Alopecurus pratensis	.	2	.	0,7
Cerastium holosteoides	5	5	3,0	2,7
Rumex acetosa	.	4	.	1,3
Trifolium repens	5	5	15,0	5,3
Festuca pratensis	.	2	.	0,7
Festuca rubra	3	5	1,5	20,5
Taraxacum officinale agg.	5	2	0,5	1,3
Bromus hordeaceus	5	5	9,0	14,0
Leontodon autumnalis	3	4	1,5	0,8
Ranunculus acris	3	.	0,3	.
Trifolium pratense	.	2	.	0,7
Poa pratensis	5	.	3,0	< 0,1
Dactylis glomerata	.	2	.	0,2
Begleiter				
Cirsium arvense	5	2	0,5	0,7
Agrostis capillaris	3	2	7,5	0,7
Persicaria amphibia var. terrestris	3	.	0,3	.
Plantago major ssp. major	.	2	.	0,7
Glechoma hederacea	3	.	1,5	.
Carex hirta	3	.	0,3	.
Poa annua	.	5	.	1,5
Persicaria maculosa	.	2	.	0,7
Elymus repens	5	4	1,8	1,3
Hypochoeris radicata	3	4	0,1	1,5
Tanacetum vulgare	.	2	.	0,7
Veronica arvensis	.	2	.	0,7
Atriplex patula	.	2	.	0,2
Stellaria graminea	3	.	0,3	.
Geranium molle	3	.	0,3	.
Holcus mollis	3	.	1,5	.
Plantago lanceolata	5	.	1,8	.
Rumex acetosella	3	.	0,3	.
Stellaria media	3	.	0,3	.

Tabelle A11: Stetigkeitstabelle Wiesenschaumkraut-Ausbildung der Weiden.

Jahr Anzahl Aufnahmen	Stetigkeit			Mittl. Deck.grad (%)		
	1987	1994	2008	1987	1994	2008
	9	17	6	9	17	6
Verbandskennarten						
Lolium perenne	II	II	I	2,3	5,4	4,0
Phleum pratense	II	II	II	6,2	1,6	0,1
Trennarten						
Rumex obtusifolius	II	.	.	0,0	.	.
Cardamine pratensis	V	V	V	2,9	1,7	2,8
Deschampsia cespitosa	IV	IV	IV	12,1	25,5	34,5
Carex acuta	.	II	.	.	0,4	.
Ordnungskennart						
Bellis perennis	II	I	.	4,3	0,1	.
KA, TA, OC, VC Flutrasen						
Ranunculus repens	V	V	V	7,8	19,5	17,9
Agrostis stolonifera	III	IV	IV	2,7	6,2	2,4
Alopecurus geniculatus	III	IV	II	7,9	1,8	0,8
Potentilla anserina	III	II	I	0,2	0,2	0,8
Rumex crispus	III	+	IV	0,5	<0,1	0,7
Glyceria fluitans	II	II	I	0,2	0,7	0,4
Klassenkennarten						
Holcus lanatus	III	V	V	7,1	10,9	42,5
Poa trivialis	V	IV	V	16,0	4,1	9,6
Alopecurus pratensis	III	III	IV	7,0	2,0	7,2
Cerastium holosteoides	IV	II	IV	0,9	0,8	2,8
Rumex acetosa	III	III	IV	1,9	2,0	2,0
Trifolium repens	V	IV	II	9,0	2,4	7,9
Festuca pratensis	IV	III	III	7,9	0,9	2,8
Festuca rubra	III	+	.	0,7	0,6	.
Taraxacum officinale agg.	V	III	III	5,6	1,0	0,8
Bromus hordeaceus	II	+	I	0,1	0,1	0,4
Ranunculus acris	II	.	I	0,1	.	0,4
Poa pratensis	III	II	.	3,8	1,9	.
Begleiter						
Cirsium arvense	I	I	IV	0,1	0,1	0,5
Persicaria amphibia var. terrestris	III	II	II	0,5	0,2	0,8
Plantago major ssp. major	IV	I	II	0,4	0,0	0,2
Phalaris arundinacea	.	II	I	.	0,8	0,0
Glechoma hederacea	IV	I	I	0,9	0,1	0,1
Urtica dioica	II	+	I	0,1	0,0	0,4
Poa annua	III	I	.	0,3	0,2	.
Elymus repens	III	II	.	1,3	0,4	.
Veronica serpyllifolia	II	.	.	0,1	.	.
Glyceria maxima	II	+	.	0,4	0,1	.
Persicaria lapathifolia	II	I	.	0,1	0,1	.
Polygonum aviculare	II	II	.	0,1	0,3	.
Stellaria media	III	I	.	0,1	0,4	.

Tabelle A12: Stetigkeitstabelle Kuckuckslichtnelken-Ausbildung der Weiden.

Jahr	Stetigkeit			Mittl. Deck.grad (%)		
	1987	1994	2008	1987	1994	2008
Anzahl Aufnahmen	9	17	25	9	17	25
Verbandskennarten						
Phleum pratense	IV	II	.	2,8	0,3	.
Trennarten						
Cardamine pratensis	V	V	V	5,1	1,3	2,5
Deschampsia cespitosa	V	IV	V	20,5	11,0	28,2
Silene flos-cuculi	IV	I	III	1,2	0,2	0,7
Juncus effusus	III	III	III	0,2	0,5	1,5
Anthoxanthum odoratum	III	I	III	2,4	0,3	2,6
Ranunculus flammula	II	III	II	0,1	0,4	0,5
Galium palustre	II	III	I	0,2	0,5	0,6
Carex nigra	II	II	+	0,1	0,3	0,1
Stellaria palustris	II	+	r	0,7	1,7	0,2
Carex acuta	IV	IV	r	2,6	3,8	0,1
KA, TA, OC, VC Flutrasen						
Ranunculus repens	V	V	V	11,8	33,2	8,1
Agrostis stolonifera	IV	IV	III	6,1	2,7	3,5
Alopecurus geniculatus	III	III	II	5,4	6,3	1,3
Potentilla anserina	IV	II	II	0,3	0,3	0,6
Rumex crispus	.	I	II	.	0,1	0,1
Glyceria fluitans	IV	IV	I	0,9	1,4	0,6
Klassenkennarten						
Holcus lanatus	V	IV	V	3,7	5,8	29,6
Poa trivialis	V	V	V	10,5	2,8	10,7
Alopecurus pratensis	IV	III	IV	4,1	1,4	11,4
Cerastium holosteoides	V	I	IV	1,9	0,1	1,4
Rumex acetosa	V	III	IV	7,8	0,7	4,5
Trifolium repens	V	IV	III	3,9	1,7	0,9
Festuca pratensis	III	+	III	2,7	0,2	2,9
Festuca rubra	III	.	II	1,1	.	1,4
Taraxacum sect. Ruderalia	V	III	II	3,2	1,5	0,9
Leontodon autumnalis	II	+	I	2,1	0,3	0,0
Ranunculus acris	II	+	I	0,4	0,0	0,6
Poa pratensis	IV	III	I	2,6	3,2	0,2
Begleiter						
Cirsium arvense	III	II	III	0,2	0,1	0,8
Persicaria amphibia var. terrestris	III	III	I	0,1	0,6	0,2
Plantago major ssp. major	III	II	I	0,6	0,1	0,1
Phalaris arundinacea	III	II	I	0,8	1,3	0,4
Glechoma hederacea	II	+	I	0,1	<0,1	0,5
Carex hirta	II	+	I	2,0	0,2	0,7
Poa annua	III	I	.	0,3	0,5	.
Achillea ptarmica	II	.	.	0,4	.	.
Agrostis canina	III	II	.	1,3	0,7	.
Caltha palustris	II	II	.	0,1	1,1	.
Carex vesicaria	II	.	.	0,1	.	.
Juncus articulatus	II	+	.	0,4	<0,1	.
Juncus bufonius	II	I	.	0,1	0,2	.
Matricaria discoidea	II	.	.	0,1	.	.
Polygonum aviculare	II	+	.	0,1	<0,1	.
Rorippa palustris	II	I	.	0,1	1,7	.

Tabelle A13: Stetigkeitstabelle Flutrasen: Fazies von Knickfuchsschwanz und Flechtstraußgras.

Jahr	Stetigkeit				Mittlerer Deckungsgrad (%)			
	1947/48	1987	1994	2008	1947/48	1987	1994	2008
Anzahl Aufnahmen	4	10	13	23	4	10	13	23
Kennart								
<i>Alopecurus geniculatus</i>	3	V	V	V	10,1	18,0	20,9	28,3
Trennarten								
<i>Glyceria fluitans</i>	5	IV	IV	V	26,3	5,2	16,4	9,2
<i>Eleocharis palustris</i>	4	II	.	I	0,4	0,1	.	2,0
<i>Persicaria amphibia</i> var. <i>terrestris</i>	2	III	I	III	0,1	0,5	0,2	2,2
Verbands- u. Ordnungskennarten								
<i>Agrostis stolonifera</i>	5	V	V	V	23,3	52,8	28,3	33,3
<i>Ranunculus repens</i>	4	V	V	V	4,6	3,0	12,6	4,9
<i>Potentilla anserina</i>	3	III	I	III	1,5	0,3	1,6	3,0
KC Molinio-Arrhenatheretea								
<i>Poa trivialis</i>	2	V	IV	V	0,1	4,6	3,5	7,0
<i>Trifolium repens</i>	.	V	IV	III	.	0,7	2,1	1,9
<i>Cardamine pratensis</i>	3	V	IV	V	0,9	0,9	1,7	2,3
<i>Taraxacum officinale</i> agg.	.	IV	III	.	.	2,4	0,5	0,0
<i>Deschampsia cespitosa</i>	.	IV	IV	IV	.	0,8	2,3	12,8
<i>Cerastium holosteoides</i>	.	II	.	II	.	0,2	.	0,5
<i>Festuca pratensis</i>	.	III	+	III	.	2,2	0,2	1,0
<i>Caltha palustris</i>	5	III	II	.	1,8	4,7	0,2	.
<i>Alopecurus pratensis</i>	.	I	III	II	.	0,4	0,9	2,4
<i>Plantago major</i> ssp. <i>major</i>	.	II	II	I	.	0,0	0,2	0,1
<i>Lolium perenne</i>	.	+	II	+	.	1,5	0,3	0,2
<i>Juncus effusus</i>	.	+	II	IV	.	0,1	0,2	0,8
<i>Holcus lanatus</i>	.	I	II	IV	.	0,1	0,8	3,0
<i>Phleum pratense</i>	.	I	II	.	.	0,4	0,6	.
<i>Poa pratensis</i>	.	II	I	.	.	0,5	0,2	.
Scheuchzerio-Caricetea nigrae								
<i>Ranunculus flammula</i>	4	I	III	IV	5,3	0,1	1,0	2,0
<i>Agrostis canina</i>	2	.	.	I	0,8	0,0	.	1,7
<i>Carex nigra</i>	4	.	+	I	4,6	.	0,2	0,3
<i>Potentilla palustris</i>	4	.	.	.	0,4	.	.	.
<i>Eriophorum angustifolium</i>	2	.	.	.	0,8	.	.	.
<i>Carex x elytroides</i>	.	.	.	II	.	.	.	1,3
Begleiter								
<i>Anthoxanthum odoratum</i>	.	.	.	II	.	.	.	0,5
<i>Stellaria palustris</i>	4	I	.	I	1,6	0,4	.	0,2
<i>Atriplex patula</i>	.	.	.	.	.	.	.	0,0
<i>Carex acuta</i>	2	III	IV	II	0,8	0,8	0,6	0,6
<i>Cirsium arvense</i>	2	+	I	+	0,8	0,0	0,0	0,1
<i>Equisetum palustre</i>	2	+	.	.	0,1	0,0	.	0,0
<i>Galium palustre</i>	3	.	II	III	0,3	.	0,2	2,2
<i>Glyceria maxima</i>	2	+	+	II	0,1	0,1	0,0	1,1
<i>Lysimachia nummularia</i>	2	.	II	r	0,1	.	0,2	<0,1
<i>Persicaria maculosa</i>	.	II	II	II	.	0,4	0,1	0,7
<i>Phalaris arundinacea</i>	.	I	III	III	.	0,1	0,6	2,3
<i>Rorippa amphibia</i>	2	.	.	+	0,1	.	.	0,1
<i>Juncus articulatus</i>	2	.	+	r	0,1	.	0,0	0,1
<i>Veronica scutellata</i>	5	.	.	.	1,1	.	.	.
<i>Elymus repens</i>	.	I	II	.	.	0,3	0,7	.
<i>Equisetum fluviatile</i>	2	.	.	.	0,1	.	.	.
<i>Stellaria media</i>	.	II	.	.	.	3,9	.	.

Tabelle A14: Stetigkeitstabelle Flutrasen: Fazies von Flutendem Schwaden.

Jahr	Stetigkeit		Mittl. D.grad (%)	
	1987	2008	1987	2008
Anzahl Aufnahmen	2	30	2	30
Kennart				
<i>Alopecurus geniculatus</i>	5	III	3,0	4,6
Trennarten				
<i>Glyceria fluitans</i>	5	V	50,0	40,5
<i>Eleocharis palustris</i>	.	II	.	5,2
<i>Persicaria amphibia</i> var. <i>terrestris</i>	.	II	.	1,7
Verbands- u. Ordnungskennarten				
<i>Agrostis stolonifera</i>	5	V	20,3	21,9
<i>Ranunculus repens</i>	5	V	20,3	4,2
<i>Potentilla anserina</i>	3	II	0,3	1,5
KC Molinio-Arrhenatheretea				
<i>Poa trivialis</i>	.	V	.	5,3
<i>Trifolium repens</i>	3	II	0,3	1,1
<i>Cardamine pratensis</i>	5	V	0,5	2,6
<i>Taraxacum</i> sect. <i>Ruderalia</i>	3	r	0,3	0,0
<i>Deschampsia cespitosa</i>	5	IV	0,5	9,7
<i>Cerastium holsteoides</i>	3	+	1,5	0,3
<i>Alopecurus pratensis</i>	.	II	.	0,4
<i>Juncus effusus</i>	.	IV	.	2,5
<i>Holcus lanatus</i>	.	III	.	3,5
Scheuchzerio-Caricetea nigrae				
<i>Ranunculus flammula</i>	3	IV	1,5	2,0
<i>Agrostis canina</i>	3	r	18,8	0,3
<i>Carex nigra</i>	.	II	.	1,4
Begleiter				
<i>Stellaria palustris</i>	3	I	0,3	0,3
<i>Carex acuta</i>	.	III	.	6,7
<i>Galium palustre</i>	.	IV	.	2,6
<i>Glyceria maxima</i>	.	II	.	0,7
<i>Persicaria maculosa</i>	5	I	0,3	0,2
<i>Phalaris arundinacea</i>	.	III	.	3,6
<i>Carex hirta</i>	.	II	.	0,4
<i>Phleum pratense</i>	3	.	0,3	.
<i>Poa annua</i>	3	.	1,5	.
<i>Rorippa palustris</i>	3	.	0,3	.

Tabelle A15: Stetigkeitstabelle Wiesenfuchsschwanzwiesen.

Jahr	Stetigkeit			Mittl. Deckungsgrad (%)		
	1987	1994	2008	1987	1994	2008
Anzahl Aufnahmen	11	5	13	11	5	13
Kennart						
<i>Alopecurus pratensis</i>	V	V	V	58,0	52,5	51,0
Molinetalia-Arten						
<i>Cardamine pratensis</i>	V	II	V	2,4	1,2	2,2
<i>Deschampsia cespitosa</i>	III	II	V	2,9	2,1	8,0
<i>Silene flos-cuculi</i>	II	I	II	0,1	0,1	0,1
<i>Caltha palustris</i>	II	I	.	0,4	4,0	.
<i>Senecio aquaticus</i>	II	.	.	2,8	.	.
Überflutung ertragende Arten, Wechselfeuchtezeiger						
<i>Poa trivialis</i>	V	II	V	13,4	1,6	20,8
<i>Ranunculus repens</i>	V	III	V	5,6	6,4	8,3
<i>Agrostis stolonifera</i>	III	IV	II	3,6	8,7	2,2
<i>Alopecurus geniculatus</i>	II	I	II	0,6	2,0	1,9
<i>Phalaris arundinacea</i>	I	I	II	0,3	0,8	0,4
<i>Carex acuta</i>	III	I	+	1,2	0,4	<0,1
<i>Potentilla anserina</i>	III	I	+	1,7	2,0	<0,1
Klassenkennarten						
<i>Holcus lanatus</i>	IV	I	V	2,3	4,0	28,2
<i>Cerastium holosteoides</i>	IV	I	V	0,8	0,1	2,0
<i>Rumex acetosa</i>	III	I	V	3,4	0,4	6,1
<i>Festuca pratensis</i>	I	I	III	0,5	<0,1	2,2
<i>Taraxacum officinale</i> agg.	V	IV	II	13,6	2,6	0,2
<i>Trifolium repens</i>	V	III	II	2,3	0,8	0,3
<i>Poa pratensis</i>	IV	I	I	1,9	7,5	0,9
<i>Festuca rubra</i>	III	.	I	1,1	.	0,5
<i>Phleum pratense</i>	II	.	+	2,0	.	0,2
<i>Plantago major</i> ssp. <i>major</i>	II	.	.	0,2	.	.
Begleiter						
<i>Cirsium arvense</i>	II	.	IV	0,1	.	0,8
<i>Persicaria amphibia</i> var. <i>terrestris</i>	II	.	II	0,4	.	0,7
<i>Glechoma hederacea</i>	II	.	II	0,2	.	0,4
<i>Rumex crispus</i>	I	II	II	<0,1	0,4	0,1
<i>Bromus hordeaceus</i>	.	II	I	.	0,2	0,2
<i>Urtica dioica</i>	+	.	II	<0,1	.	0,8
<i>Elymus repens</i>	II	I	+	0,4	0,4	<0,1
<i>Rorippa palustris</i>	II	.	.	0,1	.	.
<i>Stellaria media</i>	III	II	.	1,5	0,1	.

Tabelle A16: Stetigkeitstabelle Sumpfdotterblumenwiesen.

Jahr	Stetigkeit				Mittlerer Deckungsgrad (%)			
	1947/48	1987	1994	2008	1947/48	1987	1994	2008
Anzahl Aufnahmen	18	18	16	29	18	18	16	29
Verbandskennarten								
<i>Caltha palustris</i>	V	IV	V	IV	4,6	5,5	10,4	3,4
<i>Senecio aquaticus</i>	I	II	II	II	0,1	1,1	1,5	0,7
<i>Myosotis scorpioides</i>	I	II	II	II	0,1	0,1	1,6	0,4
<i>Bromus racemosus</i>	II	.	.	.	4,1	.	.	.
Lokale Verbandstrennarten								
<i>Galium uliginosum</i>	III	III	I	III	0,5	0,5	0,2	1,1
<i>Filipendula ulmaria</i>	IV	II	III	II	1,5	0,6	1,5	0,8
<i>Mentha arvensis</i>	.	IV	II	r	.	0,8	0,3	0,1
Trennart								
<i>Deschampsia cespitosa</i>	V	V	IV	V	12,6	26,7	9,4	27,2
Ordnungskennarten								
<i>Cardamine pratensis</i>	V	V	V	V	2,8	5,4	7,8	3,3
<i>Juncus effusus</i>	II	V	IV	IV	0,3	0,9	2,8	0,8
<i>Silene flos-cuculi</i>	V	V	II	III	10,5	1,1	0,2	1,0
<i>Equisetum palustre</i>	.	I	II	I	.	0,1	1,1	0,5
<i>Cirsium palustre</i>	II	I	+	I	0,4	0,0	0,0	0,2
<i>Achillea ptarmica</i>	I	II	.	.	0,2	0,1	.	.
KA, TA, OC, VC Flutrasen								
<i>Ranunculus repens</i>	V	V	V	V	16,8	12,4	23,6	6,8
<i>Agrostis stolonifera</i>	I	IV	IV	V	1,2	8,6	3,2	10,0
<i>Glyceria fluitans</i>	II	III	III	III	0,1	3,0	1,5	5,9
<i>Alopecurus geniculatus</i>	+	II	II	I	<0,1	0,7	0,3	1,4
<i>Potentilla anserina</i>	+	IV	III	II	<0,1	0,5	0,6	0,5
Klassenkennarten								
<i>Holcus lanatus</i>	III	IV	III	V	8,9	3,6	4,5	12,2
<i>Poa trivialis</i>	III	V	V	V	1,6	8,6	4,5	7,1
<i>Galium palustre</i>	V	IV	IV	V	1,4	1,7	1,9	4,5
<i>Anthoxanthum odoratum</i>	IV	IV	II	IV	6,9	2,8	0,4	5,3
<i>Trifolium repens</i>	IV	V	III	II	4,3	3,6	2,0	0,9
<i>Cerastium holosteoides</i>	II	V	I	II	0,9	2,1	0,1	0,9
<i>Rumex acetosa</i>	IV	IV	III	III	2,5	2,8	1,3	1,0
<i>Festuca pratensis</i>	II	IV	III	III	0,5	2,5	0,5	2,3
<i>Mentha aquatica</i>	IV	.	+	II	0,9	.	0,1	0,5
<i>Alopecurus pratensis</i>	+	IV	II	II	0,0	4,4	1,5	1,1
<i>Festuca rubra</i>	II	III	+	II	0,7	3,9	0,1	0,6
<i>Ranunculus acris</i>	II	III	.	I	1,9	0,5	.	0,2
<i>Stellaria palustris</i>	IV	IV	I	I	0,9	0,7	0,3	0,2
<i>Taraxacum officinale agg.</i>	II	IV	II	+	0,9	3,0	0,2	0,1
<i>Bellis perennis</i>	I	II	+	r	1,0	0,3	<0,1	0,1
<i>Trifolium pratense</i>	II	I	.	r	0,4	0,1	.	0,1
<i>Leontodon autumnalis</i>	IV	IV	II	r	0,9	3,3	0,2	0,0
<i>Poa pratensis</i>	.	IV	II	r	.	2,3	1,9	0,0
<i>Lolium perenne</i>	.	II	I	.	.	0,3	0,2	.
<i>Phleum pratense</i>	I	II	I	.	0,1	2,6	0,3	.
<i>Poa humilis</i>	II	.	.	.	0,1	.	.	.
Phragmitetea								
<i>Carex acuta</i>	IV	IV	IV	IV	6,3	3,5	7,4	13,2
<i>Phalaris arundinacea</i>	IV	II	III	IV	2,5	0,1	2,8	1,6
<i>Carex vesicaria</i>	III	II	+	II	1,1	1,1	0,1	2,4
<i>Glyceria maxima</i>	III	II	II	II	1,3	1,9	1,1	0,4
<i>Eleocharis palustris</i>	.	II	I	I	.	0,3	0,3	0,3
<i>Poa palustris</i>	IV	II	II	+	3,1	0,4	0,6	<0,1
<i>Iris pseudacorus</i>	III	.	.	r	0,5	.	.	<0,1
Scheuchzerio-Caricetea nigrae								
<i>Carex nigra</i>	II	II	III	III	0,6	0,5	3,4	4,3
<i>Carex x elytroides</i>	.	.	.	III	.	.	.	7,5
<i>Ranunculus flammula</i>	IV	III	III	IV	1,8	0,4	1,6	2,1
<i>Agrostis canina</i>	V	III	II	II	9,8	3,3	5,3	1,7
<i>Hydrocotyle vulgaris</i>	II	.	II	+	0,3	.	2,6	0,2
<i>Potentilla palustris</i>	IV	.	.	+	0,8	.	.	0,1
<i>Carex panicea</i>	IV	+	+	r	3,2	<0,1	0,1	0,1
<i>Eriophorum angustifolium</i>	II	.	.	r	1,1	.	.	<0,1
Begleiter								
<i>Persicaria amphibia var. terrestris</i>	.	II	III	II	.	2,4	0,5	0,3
<i>Carex hirta</i>	.	II	I	+	.	0,1	<0,1	0,1
<i>Cirsium arvense</i>	.	II	I	r	.	0,1	<0,1	0,1
<i>Juncus articulatus</i>	.	III	II	r	.	0,5	0,4	<0,1
<i>Lysimachia nummularia</i>	III	I	II	r	0,4	0,0	0,2	<0,1
<i>Lythrum salicaria</i>	II	.	I	r	0,2	.	0,1	<0,1
<i>Rhinanthus angustifolius ssp. grandiflorus</i>	II	.	.	r	0,3	.	.	<0,1
<i>Elymus repens</i>	.	II	I	.	.	1,0	0,3	.
<i>Plantago major ssp. major</i>	+	II	I	.	0,0	0,3	0,1	.
<i>Stellaria media</i>	.	I	II	.	.	0,0	0,3	.
<i>Rorippa palustris</i>	.	II	.	.	.	0,1	.	.
<i>Veronica scutellata</i>	II	.	.	.	0,2	.	.	.

Tabelle A17: Stetigkeitstabelle Hundsstraußgraswiesen.

Jahr	Stetigkeit				Mittlerer Deckungsgrad (%)			
	1947/48	1987	1994	2008	1947/48	1987	1994	2008
Anzahl Aufnahmen	19	2	8	16	19	2	8	16
Kennarten								
Agrostis canina	V	5	V	V	12,9	38,8	59,4	28,3
Carex canescens	II	.	II	.	0,4	.	3,8	.
Verbands-, Ordnungs- und Klassenkennarten								
Ranunculus flammula	IV	5	IV	V	1,7	3,0	4,1	3,5
Carex nigra	IV	3	II	V	11,2	0,3	1,5	13,4
Carex x elytroides	.	.	.	IV	.	.	.	18,5
Eriophorum angustifolium	IV	3	I	I	2,8	0,3	0,3	0,4
Potentilla palustris	V	3	.	I	14,7	1,5	.	3,0
Carex panicea	III	.	I	I	1,5	.	0,1	0,4
Hydrocotyle vulgaris	II	.	I	+	0,1	.	0,3	0,1
Pedicularis palustris	III	.	.	.	7,6	.	.	.
Menyanthes trifoliata	II	.	.	.	0,3	.	.	.
Triglochin palustre	II	.	.	.	0,4	.	.	.
Molinio-Arrhenatheretea-Arten								
Agrostis stolonifera	III	5	IV	V	0,7	3,0	5,4	12,9
Cardamine pratensis	III	5	IV	V	0,9	1,8	4,5	3,3
Deschampsia cespitosa	II	5	IV	V	2,3	9,0	16,5	6,1
Glyceria fluitans	II	5	III	III	0,7	15,0	5,3	4,9
Ranunculus repens	IV	5	IV	IV	5,9	0,5	1,1	2,1
Holcus lanatus	I	3	III	IV	0,1	0,3	0,8	5,3
Juncus effusus	+	3	II	IV	<0,1	0,3	2,8	3,5
Poa trivialis	III	.	II	IV	0,4	.	1,5	3,3
Stellaria palustris	V	.	.	III	0,6	.	.	0,7
Galium uliginosum	II	.	I	II	0,3	.	0,3	0,9
Festuca pratensis	.	.	.	II	.	.	.	1,2
Trifolium repens	IV	5	III	II	2,6	0,5	0,8	0,6
Caltha palustris	V	5	II	I	6,9	1,8	0,1	0,9
Lotus pedunculatus	I	.	II	I	0,1	.	0,3	2,4
Mentha arvensis	II	.	.	I	0,4	.	.	0,3
Alopecurus geniculatus	+	.	II	I	0,2	.	0,3	0,2
Ranunculus acris agg.	I	3	I	I	0,1	0,1	0,1	0,2
Filipendula ulmaria	I	.	.	+	0,1	.	.	0,1
Thalictrum flavum	.	.	.	I	.	.	.	0,2
Silene flos-cuculi	III	.	.	I	2,2	.	.	<0,1
Festuca rubra	II	.	I	+	0,1	.	0,1	0,3
Mentha aquatica	IV	.	I	+	0,5	.	0,3	<0,1
Poa pratensis	.	3	I	.	.	1,5	0,3	.
Leontodon autumnalis	III	.	.	.	1,1	.	.	.
Phragmitetea								
Galium palustre	V	.	II	V	2,0	.	0,8	3,4
Phalaris arundinacea	+	5	III	III	<0,1	1,8	2,8	0,7
Carex acuta	III	5	IV	II	4,4	9,0	3,2	1,8
Carex vesicaria	II	5	II	II	0,1	1,8	3,0	1,1
Persicaria amphibia var. terrestris	II	3	II	II	0,2	0,3	0,3	0,6
Equisetum fluviatile	V	.	II	II	1,7	.	0,3	0,5
Eleocharis palustris	I	3	I	I	0,1	0,3	0,5	0,5
Poa palustris	II	.	.	I	0,3	.	.	0,4
Lycopus europaeus	+	.	II	+	<0,1	.	0,3	0,3
Carex rostrata	II	.	.	+	11,5	.	.	0,1
Glyceria maxima	II	3	.	+	0,6	1,5	.	<0,1
Begleiter								
Anthoxanthum odoratum	II	.	.	III	0,3	.	.	6,1
Potentilla anserina	III	.	II	II	1,2	.	5,2	1,3
Carex ovalis	.	3	.	I	.	0,3	.	0,3
Juncus articulatus	I	.	II	+	0,3	.	0,3	0,1
Persicaria maculosa	.	.	II	+	.	.	0,3	<0,1
Cirsium arvense	.	.	II	.	.	.	0,1	.
Epilobium palustre	II	.	.	.	0,2	.	.	.
Mentha x verticillata	.	.	II	.	.	.	0,1	.
Lysimachia nummularia	II	.	.	.	0,1	.	.	.
Lysimachia thyrsiflora	II	.	.	.	0,1	.	.	.
Plantago major ssp. major	.	3	I	.	.	0,3	<0,1	.
Valeriana dioica	II	.	.	.	0,4	.	.	.
Veronica scutellata	II	.	II	.	0,1	.	0,3	.

Tabelle A18: Stetigkeitstabelle Rohrglanzgrasröhrichte.

Jahr	Stetigkeit			Mittl. Deckungsgrad (%)		
	1987	1994	2008	1987	1994	2008
Anzahl Aufnahmen	5	5	5	5	5	5
Kennarten						
Phalaris arundinacea	V	V	V	72,5	67,5	87,5
Carex acuta	II	III	III	0,7	1,2	4,4
Verbands-, Ordnungs- u. Klassenkenna.						
Galium palustre	I	.	III	0,6	.	2
Glyceria maxima	III	I	V	1,8	0,1	3,6
Persicaria amphibia var. terrestris	II	II	IV	0,7	0,5	1,3
Caltha palustris	.	II	.	.	0,4	.
Scheuchzerio-Caricetea nigrae						
Ranunculus flammula	I	II	I	3,0	0,8	0,4
Molinetalia						
Cardamine pratensis	I	III	IV	0,1	2,0	1,7
Agrostis stolonifera	.	I	V	.	0,8	10,9
Poa trivialis	V	IV	III	9,7	2,4	3,2
Myosotis scorpioides	I	I	II	0,1	0,1	2,4
Deschampsia cespitosa	II	III	I	0,2	0,6	0,1
Alopecurus pratensis	IV	III	II	11,2	1,6	4
Juncus effusus	.	III	II	.	0,2	0,2
Alopecurus geniculatus	II	III	I	0,7	1,2	2
Cerastium holosteoides	II	I	I	0,2	0,1	0,4
Holcus lanatus	II	I	.	0,7	4,0	.
Silene flos-cuculi	II	.	.	0,7	.	.
Begleiter						
Ranunculus repens	IV	V	IV	0,9	10,7	1,3
Taraxacum officinale agg.	IV	.	.	1,4	.	.
Poa palustris	III	I	.	6,6	0,1	.
Poa pratensis	II	II	.	0,7	0,8	.
Elymus repens	III	.	.	3,2	.	.
Phleum pratense	III	.	.	3,2	.	.
Mentha aquatica	.	.	III	.	.	2,9
Rorippa amphibia	.	.	III	.	.	0,5

Tabelle A19: Stetigkeitstabelle Schlankseggenriede einschl. Blasenseggenried.

Jahr Anzahl Aufnahmen	Stetigkeit				Mittl. Deckungsgrad (%)			
	1947/48 12	1987 4	1994 5	2008 17	1947/48 12	1987 4	1994 5	2008 17
Kennarten								
Phalaris arundinacea	II	4	III	V	3,2	0,3	1,3	5,8
Carex acuta	V	5	IV	V	66,7	62,5	42,9	70,7
Carex vesicaria	II	2	II	II	0,3	0,2	2,4	4,1
Verbands-, Ordnungs- u. Klassenkenna.								
Galium palustre	V	4	I	V	4,5	0,3	2,0	6,6
Glyceria maxima	IV	4	II	II	4,4	1,2	0,5	0,9
Persicaria amphibia var. terrestris	I	5	I	II	1,2	0,5	0,4	0,4
Poa palustris	.	2	I	III	.	1,0	0,4	0,4
Carex acutiformis	.	.	II	II	.	.	15,0	0,8
Glyceria fluitans	+	2	.	I	0,2	1,0	.	0,5
Eleocharis palustris	II	.	.	I	0,3	.	.	0,9
Equisetum fluviatile	V	.	.	I	11,4	.	.	0,3
Iris pseudacorus	II	2	.	+	0,2	0,2	.	0,1
Lycopus europaeus	+	2	.	+	0,0	0,2	.	<0,1
Scheuchzerio-Caricetea nigrae								
Ranunculus flammula	I	.	.	III	0,1	.	.	1,0
Carex nigra	.	.	.	II	.	.	.	0,6
Carex x elytroides	.	.	.	II	.	.	.	0,4
Molinetalia								
Cardamine pratensis	IV	5	IV	V	0,8	3,0	2,0	3,2
Agrostis stolonifera	III	2	II	IV	17,7	5,0	1,2	5,2
Poa trivialis	.	5	V	IV	.	26,0	3,6	3,8
Myosotis scorpioides	II	2	I	IV	0,1	0,2	0,1	2,0
Holcus lanatus	.	5	II	III	.	0,4	0,5	2,7
Festuca pratensis	.	4	.	III	.	1,2	.	1,3
Caltha palustris	III	4	II	III	0,4	0,3	0,5	0,5
Galium uliginosum	II	2	I	III	3,5	0,2	0,1	1,0
Silene flos-cuculi	.	2	.	III	.	1,0	.	0,8
Deschampsia cespitosa	.	5	I	II	.	5,3	0,4	1,7
Rumex acetosa	.	4	III	III	.	1,2	0,6	0,7
Alopecurus pratensis	.	2	III	II	.	0,2	2,5	0,7
Trifolium repens	.	4	II	II	.	0,3	0,8	0,7
Juncus effusus	.	2	.	II	.	0,2	.	0,2
Filipendula ulmaria	.	2	I	II	.	1,0	0,1	1,6
Cerastium holosteoides	.	4	.	I	.	0,3	.	0,3
Mentha arvensis	II	2	.	+	0,7	0,2	.	0,1
Cirsium palustre	.	2	.	+	.	0,2	.	<0,1
Taraxacum officinale agg.	.	5	III	+	.	0,4	4,4	0,1
Begleiter								
Ranunculus repens	I	5	IV	IV	0,1	2,2	8,1	2,6
Mentha aquatica	I	.	I	III	0,3	.	0,4	2,8
Anthoxanthum odoratum	.	2	.	II	.	0,2	.	1,6
Stellaria palustris	IV	2	.	II	2,0	0,2	.	0,5
Vicia cracca	.	.	I	II	.	.	0,8	0,3
Rumex crispus	.	2	.	I	.	<0,1	.	0,1
Lysimachia nummularia	+	2	I	II	<0,1	<0,1	0,4	0,3
Eupatorium cannabinum	.	.	.	.	.	.	.	0,0
Potentilla anserina	+	5	.	I	<0,1	0,2	.	0,3
Cirsium arvense	.	2	.	.	.	0,0	.	.
Epilobium palustre	I	2	.	.	0,1	0,2	.	.
Ranunculus acris agg.	+	2	.	+	<0,1	0,2	.	<0,1
Carex rostrata	II	.	I	.	0,3	.	0,4	.
Crataegus spec.	.	2	.	.	.	0,2	.	.
Lysimachia thyrsoflora	III	.	.	.	0,8	.	.	.
Lythrum salicaria	II	2	I	.	0,2	0,2	0,0	.
Mentha x verticillata	II	.	.	.	1,5	.	.	.
Menyanthes trifoliata	IV	.	.	.	11,9	.	.	.
Phragmites australis	II	.	.	.	0,1	.	.	.
Potentilla palustris	IV	.	.	.	2,8	.	.	.
Rumex hydrolapathum	IV	.	.	.	1,8	.	.	.
Sium latifolium	IV	2	.	.	0,3	0,2	.	.

Tabelle A20: Vegetationstabelle Teichwiesen: Hundsstraußgraswiese (A5).

Jahr	1979												1991												2008													
Aufnahmenr.	6	7	8	9	10	180	181	182	184	190	191	210	6	7	8	9	10	180	181	182	184	190	191	210	6	7	8	9	10	180	181	182	184	190	191	210		
Parzelle	A5	A5	A5	A5	A5	A5	A5	A5	A5	A5	A5	A5	A5	A5	A5	A5	A5	A5	A5	A5	A5	A5	A5	A5	A5	A5	A5	A5	A5	A5	A5	A5	A5	A5	A5			
Vegetationshöhe	30	40	35	40	60	15	10	15	15	20	20	15	25	25	20	30	50	25	30	30	45	20	30	30	50	35	20	25	25	30	20	25	25	30	35			
Deckung gesamt (%)	90	98	95	98	60	98	95	15	15	95	98	98	98	98	90	97	100	99	98	10	99	98	99	95	99	99	97	97	96	98	96	97	97	96	98	98		
Deckung Kraut (%)	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	10	12	15	20	35	15	28	25	15	20	25	25		
Deckung Moos (%)	0	0	0	0	0	1	1	1	0	0	0	1	25	5	10	1	1	1	1	1	0	1	1	5	4	5	2	2	5	10	4	6	2	4	5	15		
Artenzahl	18	18	15	14	16	23	17	15	12	12	12	19	19	18	17	16	15	19	16	15	17	15	16	18	18	25	22	18	16	18	21	18	17	16	14	21		
Ausfall																																						
Alopecurus geniculatus	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	+	.	.	.	.	2m	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.		
Juncus articulatus	1	+	+	.	+	+	.	+	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.		
Glyceria maxima	.	.	.	.	+	+	.	.	+	+	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.		
Trifolium repens	r	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	+	.	.	+	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.		
Agrostis gigantea	.	.	.	.	+	.	+	+	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.		
Ranunculus acris	.	.	.	.	.	+	+	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.		
Veronica scutellata	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.		
Lythrum salicaria	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.		
Phleum pratense	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.		
Viola palustris	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.		
Potentilla anserina	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.		
Plantago major ssp. intermed.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	r	.	.	.	.	.	.	.	.	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.		
Cerastium holosteoides	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.		
Cirsium arvense	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.		
Rückgang																																						
Phalaris arundinacea	1	+	1	+	4	1	3	4	4	3	3	1	+	1	+	1	+	+	+	2	2	+	1	1	2	2	1	+	.	.	+	1	.	.	.	2		
Poa palustris	.	.	+	.	.	2	1	1	1	1	+	1	2m	2m	2	2m	3	2	2	3	2	2	2m	2	1	.	1	.	.	.	.	1	1	1	.	1		
Filipendula ulmaria	+	+	.	.	1	+	.	+	.	.	1	+	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.		
Rumex acetosa	+	+	r	.	.	.	.	.	.	.	.	+	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.		
konstant																																						
Agrostis canina	1	3	3	2	+	2	3	2	.	1	3	3	4	4	4	4	4	3	4	4	.	5	4	2m	.	.	2	2	2	2	3	2	4	3	3	2m		
Deschampsia cespitosa	2	1	2	2	.	2	2	1	+	2	1	2	3	4	3	4	3	4	3	3	.	2	3	5	+	2	2	2	2	2	1	2	1	2	2	1		
Ranunculus flammula	2	3	3	4	1	2	2	1	1	+	+	2	1	.	1	2m	1	2m	1	1	1	1	+	1	2m	2m	2m	2	2	2	2	2	2	2	2	2		
Ranunculus repens	1	1	2	4	2	2	1	1	+	2	+	1	+	+	+	+	+	2	1	+	+	+	+	1	2m	2m	2	2	2	2m	2	2m	2m	2m	+	2		
Silene flos-cuculi	r	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	r	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.		
Iris pseudacorus	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.		
Zunahme																																						
Carex nigra	.	.	.	.	.	+	.	+	.	.	.	.	+	2m	2m	2	.	.	2m	1	.	1	.	.	.	1	4	4	3	4	3	3	2	2	2	2		
Agrostis stolonifera	2	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	1	.	.	+	1	+	5	2m	2m	.	2m	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2		
Gallium palustre	+	1	+	+	+	1	1	1	.	+	1	+	2m	2m	2m	2m	3	2	2m	2	2	2	2	1	2m	2m	2m	2m	2m	2m	2m	2m	2m	2m	2m	2m		
Cardamine pratensis	1	+	+	+	+	1	+	+	+	+	1	1	1	+	1	1	.	2m	+	+	1	1	1	1	2m	2m	2m	2m	2m	2m	2m	2m	2m	2m	2m	2m		
Carex vesicaria	.	.	.	.	.	+	+	.	.	.	.	.	r	.	.	.	+	+	+	1	+	+	.	.	3	3	2	.	2	2	1	.	2	2	3			
Glyceria fluitans	+	1	+	1	1	+	+	.	1	+	.	1	.	.	r	.	r	.	r	.	.	1	+	.	.	.	.	1	.	2	1	2	2	2	2	.		
Holcus lanatus	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	+	.	.	+	.	.	2	2	2	2	+	2m	2m	1	1	1	.	2m		
Poa trivialis	+	+	+	+	2	1	+	1	2	1	1	.	2m	2m	2m	2m	2	2	2	2m	2	1	2m	2m	2m	2m	2	2m	1	2m	1	1	2m	2m	2	2		
Carex gracilis	+	2	+	1	+	1	+	.	.	+	2	.	2m	2	2	2	3	2	2	2	2	1	2	2	4	1	1	1	+	2	.	+	1	1	2			
Caltha palustris	r	+	+	+	2	1	1	1	.	+	+	+	1	+	+	+	3	+	2	1	r	+	1	+	.	1	1	1	2	1	2	2	.	1	2	1		
Stellaria palustris	.	+	+	+	.	+	+	+	.	.	.	.	+	+	+	+	.	+	+	+	.	+	+	+	+	+	1	1	2m	.	1	1	1	.	.	1		
Juncus effusus	.	+	.	+	+	+	.	.	.	.	+	.	+	+	+	.	+	+	.	.	.	.	+	+	+	+	+	+	1	+	.	.	.	1	.	1		
Neuetablierung																																						
Equisetum fluviatile	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	+	.	.	2m	1	.	1	1	.	.	.	.	2m		
Mentha arvensis	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	2m	+	1	.	.	2m	.	.	.	.	1		
Myosotis scorpioides	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	2m	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1			
Mentha aquatica	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2		
Hydrocotyle vulgaris	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2m	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.		
Carex panicea	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2m	.	.	.	.	.		
Carex acutiformis	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	1	+	.		
Gallium uliginosum	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	+	.	.	.	1	.	.		
Festuca pratensis	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.		
Epilobium palustre	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	r	.	.	r	.	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.		
Calamagrostis canescens	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.		
Thalictrum flavum	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.		
Cardamine dentata	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.		
Lathyrus palustris	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.		
Cirsium palustre	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	r	.	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.		

Tabelle A21: Vegetationstabelle Teichwiesen: Flutrasen/Schlankseggenried (A6).

Jahr	1979						1991						2008					
Aufnahme Nr.	2	3	4	5	30	189	2	3	4	5	30	189	2	3	4	5	30	189
Parzelle	A6	A6	A6	A6	A6	A6	A6	A6	A6	A6	A6	A6	A6	A6	A6	A6	A6	A6
Vegetationshöhe	10	40	50	40	15	15	70	45	45	50	55	70	50	80	40	50	55	30
Deckung gesamt (%)	90	98	93	96	60	98	100	99	99	98	97	99	98	99	98	99	98	97
Deckung Kraut (%)	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	6	12	12	12	12	12
Deckung Moos (%)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1	10	8	1
Artenzahl	10	12	9	11	13	8	15	16	11	15	11	16	13	15	17	17	15	15
Ausfall																		
Potentilla anserina	.	.	.	.	2	.	+	+	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Equisetum fluviatile	.	.	.	.	.	.	.	1	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.
Juncus articulatus	.	.	1	.	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Lysimachia nummularia	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Juncus acutiflorus	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Persicaria maculosa	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.
Senecio aquaticus	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.
Mentha x verticillata	.	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Phleum pratense	.	.	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Rumex crispus	.	.	.	.	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Ranunculus sceleratus	.	.	.	.	.	.	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Cirsium arvense	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	r	.	.	.	.	.	.
Cirsium palustre	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	r	.	.	.	.	.	.
Abnahme																		
Glyceria fluitans	4	5	5	4	4	3	2m	+	2m	+	+	.	2	1	2	2	1	3
Glyceria maxima	2	.	.	2	3	3	2	2	+	2	1	3	1	2	.	1	1	.
kontant																		
Alopecurus geniculatus	.	2	.	+	.	.	+	+	2m	+	.	+	.	.	1	.	.	1
Zunahme																		
Carex gracilis	2	1	1	3	2	+	4	2	1	2	3	3	4	5	5	4	4	3
Galium palustre	+	+	+	.	.	.	1	1	.	1	.	3	2	2	2	2	2	2
Carex vesicaria	.	.	.	.	.	+	.	.	.	1	1	.	1	.	1	3	2	.
Cardamine pratensis	.	r	.	.	+	+	.	.	+	1	+	1	1	2m	2m	2m	2m	1
Eleocharis palustris	.	+	.	.	.	.	2m	1	.	.	.	.	2	.	.	.	.	.
Myosotis scorpioides	+	+	+	+	+	.	.	+	.	.	.	.	r	1	2m	2m	1	2m
Phalaris arundinacea	2	+	.	2	+	+	+	+	.	+	+	1	1	1	1	2	1	1
Poa trivialis	.	1	1	1	+	1	2m	2m	2m	2m	+	2	.	2m	2m	2m	2m	1
Persicaria amphibia var. terrestris	.	.	.	r	.	.	.	r	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.
Ranunculus flammula	+	+	+	1	+	+	+	1	+	1	1	+	1	1	2m	2m	1	2m

Tabelle A22: Vegetationstabelle Teichwiesen: Sumpfdotterblumenwiese (A7/8).

Jahr	1979																1991																2008																		
Aufnahme Nr.	13	14	15	16	17	18	22	23	24	29	35	43	44	47	13	14	15	16	17	18	22	23	24	29	35	43	44	47	13	14	15	16	17	18	22	23	24	29	35	43	44	47									
Parzelle	A7	A7	A7	A7	A7	A7	A8	A8	A8	A7	A7	A8	A8	A7	A7	A7	A7	A7	A8	A8	A8	A8	A7	A7	A8	A8	A7	A7	A7	A7	A7	A8	A8	A8	A7	A7	A8	A7	A7	A8	A8	A7									
Vegetationshöhe	130	100	15	20	25	20	30	30	20	25	20	25	20	25	45	35	45	45	65	40	30	25	20	50	30	15	20	60	60	70	70	70	70	70	60	70	80	65	70	70	70	60									
Deckung gesamt (%)	99	95	55	20	70	92	98	60	98	80	20	98	95	80	95	98	99	98	100	97	98	92	90	99	100	95	90	98	99	98	98	99	99	97	98	98	98	98	98	98	99	99									
Deckung Kraut (%)	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	25	55	15	30	40	10	20	20	40	40	40	25	25	25									
Deckung Moos (%)	0	0	1	1	1	0	1	0	1	0	0	0	0	0	1	1	1	1	1	1	1	5	10	1	1	5	2	1	8	5	4	8	10	12	5	8	8	8	3	3	4	6									
Artenzahl	11	16	9	11	12	19	17	17	15	14	18	20	16	16	21	22	24	22	21	25	26	26	23	24	24	25	21	20	22	22	22	21	22	20	25	19	24	25	22	21	26	23									
Ausfall																																																			
Eleocharis palustris	.	1	.	.	.	.	3	1	.	+	.	.	3	+	.	.	.	.	2m	2m	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.				
Juncus articulatus	.	.	.	.	.	.	+	+	+	+	.	+	.	.	.	.	+	r	.	.	+	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.			
Agrostis gigantea	.	.	1	+	+	.	.	1	.	+	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.			
Alopecurus pratensis	.	+	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	+	.	1	.	+	+	.	.	.	.	+	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.			
Rorippa palustris	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.			
Achillea ptarmica	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.			
Lythrum salicaria	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.			
Alopecurus geniculatus	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.			
Plantago major ssp. intermedia	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	+	.	r	.	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.				
Phleum pratense	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.			
Bromus hordeaceus	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.			
Potentilla palustris	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.		
Persicaria minor	.	.	.	.	.	.	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.		
Taraxacum officinale agg.	.	.	.	.	.	.	.	r	.	.	.	.	.	.	.	.	r	.	.	.	.	.	.	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.		
Rumex crispus	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	
Rückgang																																																			
Ranunculus repens	+	.	1	4	1	3	4	3	4	1	4	4	3	3	3	2	2	2	2	1	3	2	2	2	3	2	2m	2	2m	2	2	2	2	2m	2m	1	1	2m	2	2m	1	1	1	1	1	1	1	1			
Glyceria maxima	5	.	4	.	3	.	.	.	.	.	3	.	.	.	2	1	3	2	2	1	.	.	.	2	.	+	.	.	1	1	1	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	
Glyceria fluitans	.	2	1	.	.	1	1	.	3	.	2	3	.	.	r	+	+	+	.	1	+	+	+	+	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.		
Poa trivialis	1	2	2	2	2	1	1	1	1	2	2	1	1	1	3	2	4	4	2	3	3	2	2m	3	4	+	.	1	2	2m	.	2m	2	.	2m	2m	2	2m	2m	2m	2m	2m	2m	2m	2m	2m	2m	2m			
Poa palustris	1	2	.	1	1	1	+	1	1	+	1	1	+	1	2	2	3	2	3	4	2	2	1	2	2	2m	+	3	1	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.			
Persicaria amphibia var. terrestris	.	1	.	.	1	.	2	2	.	1	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.		
Potentilla anserina	.	r	.	+	+	+	.	+	+	.	.	.	+	.	+	.	.	.	.	.	+	+	.	+	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.		
Agrostis canina	.	.	.	.	2	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2m	.	2	+	2m	2	.	2m	2m	2	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.		
Lathyrus palustris	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	+	1	1	+	.	r	.	.	.	.	.	+	+	.	+	+	+	.	.	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.			
Lysimachia nummularia	.	.	.	.	.	.	.	+	.	+	.	+	+	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	r	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.		
Iris pseudacorus	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	+	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.		
Trifolium repens	.	.	r	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	+	+	.	.	.	+	+	1	+	+	2	+	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.		
Acorus calamus	.	r	.	.	.	.	.	.	.	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	
konstant																																																			
Stellaria palustris	+	+	.	+	.	1	+	.	+	.	1	+	+	+	.	+	+	+	1	1	+	r	.	.	.	+	+	.	+	.	.	1	2m	1	2m	1	.	.	1	+	.	.	.	.	1	.	.				
Lysimachia vulgaris	.	+	.	.	.	.	.	1	.	.	+	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	
Rumex acetosa	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	r	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Zunahme																																																			
Carex gracilis	2	4	.	3	3	1	.	4	1	3	3	.	+	5	2	3	3	4	5	2	.	2	.	4	2	1	.	4																							

Tabelle A23: Vegetationstabelle Teichwiesen: Referenzfläche (A4).

Jahr	1979		1991		2008	
Aufnahme Nr.	187	188	187	188	187	188
Parzelle	A4	A4	A4	A4	A4	A4
Vegetationshöhe	15	25	25	30	40	30
Deckung gesamt (%)	95	95	93	95	96	98
Deckung Kraut (%)	?	?	?	?	15	5
Deckung Moos (%)	0	0	1	1	5	1
Artenzahl	22	14	16	15	18	14
Ausfall						
Trifolium repens	1	+	.	.	.	.
Glyceria maxima	1	.	.	.	.	.
Plantago major ssp. intermedia	+	+	.	.	.	.
Taraxacum officinale agg.	+	+	.	.	.	.
Plantago major ssp. major	+	.	.	.	.	.
Potentilla anserina	+	.	.	.	.	.
Cerastium holosteoides	r	r	.	.	.	.
Cirsium arvense	r	.	.	.	.	.
Persicaria maculosa	r	.	.	.	.	.
Sonchus asper	r	.	.	.	.	.
Alopecurus geniculatus	.	r	.	.	.	.
Rumex acetosa	.	r	.	+	.	.
Carex gracilis	r	.	1	2m	.	.
Anthoxanthum odoratum	.	.	2	.	.	.
Polygonum spec.	.	.	+	.	.	.
Festuca rubra	.	.	.	+	.	.
Galium uliginosum	.	.	.	+	.	.
Silene flos-cuculi	r	.	.	+	.	.
Persicaria amphibia var. terrestris	.	.	r	.	.	.
Polygonum convolvulus	.	.	.	r	.	.
Rumex crispus	.	.	.	r	.	.
Senecio aquaticus	.	.	.	r	.	.
Rückgang						
Deschampsia cespitosa	1	3	4	5	+	2
Ranunculus repens	1	3	1	2	+	1
Poa trivialis	2	+	2m	2m	1	.
konstant						
Glyceria fluitans	3	+	.	.	2	2
Holcus lanatus	+	+	3	2	1	1
Zunahme						
Agrostis canina	.	r	2m	.	3	3
Carex nigra/C. x elytroides	+	.	2m	.	3	2
Agrostis stolonifera	1	.	.	.	2	2
Carex vesicaria	+	.	+	.	2	1
Ranunculus flammula	r	r	+	r	2m	2m
Phalaris arundinacea	+	+	+	.	1	1
Caltha palustris	r	.	r	.	1	.
Neuetablierung						
Galium palustre	.	.	.	1	2m	1
Cardamine pratensis	.	.	+	1	1	1
Mentha arvensis	.	.	.	.	2	.
Epilobium palustre	.	.	.	.	2m	.
Stellaria palustris	.	.	.	.	2m	.
Mentha aquatica	.	.	.	.	1	.
Juncus effusus	.	.	+	.	.	+
Carex acutiformis	.	.	.	.	.	+

Tabelle A24: Bestandszählung von *Caltha palustris* (Anzahl Horste gezählt bzw. geschätzt) auf 26 Parzellen, z.T. mit Unterteilungen (Summe für gesamte Parzelle vorangestellt, Teilwerte kursiv gesetzt, vgl. Karte 30; einige Unterteilungen zusammengefasst) 1995-2010.

Par- zelle	Größe (ha)	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	
1	13,80	900	660	852	1520	1570	1560	1012	1641	880	1013	1635	1763	2053	1769	2546	2488	
1a	0,95	400		180	150			0	1	18	125	165	147	87	42	144		
1b	1,80								118	281	110	148	345	340	290	282	414	
1c	4,10				0		30	30			49	19	60	105	55	216	109	85
1d	6,95	500		642	900			845	1340	692	635	1070	1060	1520	1360	1890		
2	11,4			68000	177600	180000	190000	181600	145600	136264	123200	123480	204100	225455	179514	171250	155328	
3	5,57	220000	260000	304494	367551	370000	380000	364124	374206	377618	300794	294955	267965	344458	371830	306688	308974	
3a	4,06							210735	231330	218106	146969	158514	134515	218484	242823	205800	195014	
3b	1,51							153389	142870	159512	153825	136441	133450	125974	129007	100888	113960	
4	2,31	900	1050	2800	3000	5000	3000	3632	4175	2804	2250	2800	2544	3059	2549	3154	3325	
4a	1,44							3620	4160	2800	2250	2800	2540	3050	2535	3140	3320	
4b	0,87							12	15	4	2	5	4	9	14	14	5	
5	8,61	852	800	730	763	765	760	1310	1378	1546	1297	1207	1669	1729	1412	1619	1581	
5a	0,52	400		290	380			39	51	41	34	27	44	29	36	36	49	
5b	2,01	40		40	25			664	613	703	520	490	720	690	594	722	590	
5c	1,55	12		0	8			4	3	0	0	0	0	0	0	0	0	
5d	1,62	400		400	350			603	711	802	743	690	905	1010	780	860	942	
5e	2,91	0		0	0			0	0	0	0	0	0	0	2	1	0	
6	2,50	4850	6000	7030	5503	5450	5300	5137	5841	3715	2860	3100	3910	4100	4060	5200	4115	
6a	1,08	4800		7000	5500			5100	5800	3700	2850	3100	3900	4100	4050	5180	4100	
6b	1,42	50		30	3			37	41	15	12	14	10	6	16	19	15	
7	7,76	5000	5000	11900	13010	12000	10100	6050	4230	2620	1970	1960	2340	2830	3565	3320	4370	
7a	4,52		2000	5100	4300			1850	1380	690	435	380	440	430	465	520	1070	
7b	3,24		3000	6800	7710			4200	2850	1930	1540	1580	1900	2400	3100	2800	3300	
8	5,73	4700	6000	5500	4000	4000	4000	5640	8430	5970	5730	6450	7430	7900	8250	8630	5550	
8a	1,51	4000	3500	3000	2200			1790	2380	1270	1230	1150	1530	1800	1950	2160	1950	
8b	4,23	700	2500	2500	1800			3650	6050	4700	4500	5300	5900	6100	6300	6470	3600	
9	6,78	5110	6076	5931	8863	8500	7200	4999	3849	2654	1369	1500	2598	1970	1891	2503	3346	
9a	1,29	5000	6000	5900	8800			4820	3700	2600	1350	1470	2510	1900	1840	2370	3200	
9b	0,89	40	30	10	20			57	51	27	15	7	37	22	37	64	62	
9c	0,87	30	1	1	7			34	32	12	0	2	28	27	7	8	64	
9d	1,03	0	0	0	0			42	18	0	0	7	2	2	3	5	5	
9e-g	2,70							46	48	15	4	14	21	19	4	28	15	
10	2,15	100	55	95	110	250	510	258	258	206	167	116	154	167	229	237	255	
11	3,91	900	950	1390	2700	2700	2800	2198	2538	1381	1415	1789	1816	1872	2100	2360	2013	
11a+b	2,14							2190	2530	1373	1413	1689	1812	1870	2100	2360	2010	
11c	0,71	0		0	0			8	8	8	2	40	4	2	0	0	3	
11d	1,06	0		0	0			0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	

(Fortsetzung Tabelle A24):

Par- zelle	Größe (ha)	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010
12	4,70	340	450	598	800	750	650	1186	987	450	498	558	665	537	898	1048	1133
12a	0,41	20	96	90				324	208	144	108	173	162	104	137	185	266
12b	0,30	100	320	400				278	261	210	233	302	309	275	416	392	353
12c	0,96	100	45					286	233	22	47	17	69	44	151	212	241
12d	0,59	0	12					0	1	15	15	2	19	12	19	22	14
12e	0,97	20	30					79	71	31	40	23	62	57	71	105	112
12f	0,71	100	95	130				219	213	28	55	41	44	45	104	132	147
12g	0,76	0	0	0				0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
13	3,53	100	68	53	116	100	83	54	96	117	167	70	92	101	83	78	133
13a	0,68				80			34	59	20	36	17	20	61	45	26	18
13b	0,28				16			18	30	4	1	2	6	1	0	5	0
13c	0,84				10			2	5	82	89	49	58	37	34	47	109
13d	1,73				10			0	2	11	4	2	8	2	4	0	6
14	3,38	3100	3350	1770	3800	3800	820	935	1408	1828	1022	1188	1420	1370	1243	1350	1833
14a	0,84				1500			260	386	593	420	720	505	510	537	498	621
14b	0,90				450			182	253	224	130	274	232	185	109	121	319
14c	0,78				150			88	242	304	187	88	248	163	179	238	153
14d	0,86				1700			405	527	707	285	106	435	512	418	493	740
15	2,65	1170	547	143	108	90	155	180	218	408	131	51	290	132	69	104	112
15a	0,73	800	350	100	70			59	112	216	72	24	165	92	34	33	10
15b	0,62	250	150	40	35			31	87	161	80	17	88	34	35	55	99
15c	0,68	100	37	3	3			16	17	24	9	8	26	6	0	0	3
15d	0,62	20	10	0	0			4	2	7	0	2	11	0	0	16	0
16	3,94	980	252	164	215	218	80	71	235	187	144	113	187	147	182	244	216
16a	0,92			150	210			65	139	151	128	104	171	139	168	229	208
16b	0,69			1	5			2	17	8	4	2	7	8	14	15	6
16c	2,33			13	0			4	79	28	1	7	9	0	0	0	2
17	3,44	5340	7000	8145	10500	10000	9400	8994	6585	4322	3189	3212	3937	3256	3654	2703	2629
17a-c	2,15							8855	6327	4108	3056	3094	3791	3163	3556	2697	2587
17d	0,42	300		700	550			136	257	214	133	118	146	91	98	6	42
17e	0,87	0		0	0			3	1	0	0	0	0	2	0	0	0
18	2,57	770	240	443	280	250	159	191	434	298	166	161	278	256	333	349	336
18a	0,55			160				33	43	25	54	32	26	34	36	46	97
18b	0,69			57				76	202	175	94	97	129	124	169	171	137
18c	0,60			200				69	162	47	15	18	95	72	112	122	90
18d	0,74			26				13	27	50	3	14	28	26	16	10	12
19	0,98	300	280	270	340	270	185	182	283	86	114	126	142	184	233	329	374

(Fortsetzung Tabelle A24):

Par- zelle	Größe (ha)	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010
20	2,55	310	165	295	260	230	130	188	207	115	83	85	168	182	291	313	327
20a	0,55	250	160	260	240			81	129	78	53	44	147	149	219	227	282
20b	0,78	60	5	35	20			87	74	35	30	41	19	28	72	85	45
20c	1,21	0	0	0	0			1	4	2	0	0	2	5	0	1	0
21	3,32	4706	4800	5020	4444	4600	4800	6759	5998	5050	5934	6965	6350	6228	4523	4154	4136
21a+b	1,96							6449	5678	4920	5872	6642	6150	6112	4305	3986	3924
21c	0,18	30		20	14			51	68	45	18	49	40	38	47	29	30
21d	0,27	80		200	230			252	249	85	44	274	160	71	171	139	182
21e	0,91	230		230	?			7	3	0	0	0	0	7	0	0	0
22	1,90	400	330	380	440	400	295	433	417	754	764	529	605	524	462	414	594
22a	1,39	400	330	380	440			421	406	734	745	505	598	520	445	398	581
22b	0,51	0	0	0	0			12	11	20	19	24	7	4	17	16	13
23	8,14	1415	563	1426	680	630	595	1836	1356	1496	1304	1016	1459	1502	608	785	564
23a-c	2,78							714	712	910	667	545	915	1106	528	441	406
23d-f	2,64							237	336	276	230	194	308	179	36	114	140
23g-j	2,71							277	300	303	301	280	236	217	42	58	17
24	1,55	180	238	273	160	200	127	259	298	267	158	114	120	113	79	33	45
24a	0,28	90	83	117				132	137	79	38	47	44	37	9	2	0
24b	0,38	90	150	156				112	139	177	110	59	72	68	70	31	45
24c	0,38	0	5	0				3	8	3	3	3	4	3	0	0	0
24d	0,50	0	0	0				12	14	8	7	5	0	5	0	0	0
25	5,81	80	120	140	240	240	230	211	177	315	294	190	169	54	109	79	64
26	4,13	740	740	1000	810	810	800	1062	770	1510	770	860	1030	570	690	505	847

Tabelle A25: Nutzungshistorie der Dauerbeobachtungsflächen. Abkürzungen siehe Tabellen 6 und 7.

DBF Nr.	Extensivie- rungs beginn	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	1994- 1999	2000- 2007	1994- 2007
1	1995, 1. Hälfte	W2	W2 S	W2 S	W2 S	DW R	W2	DW	DW R	DW R	DW R	DW R	DW R	DW	DW R	DW R	DW R	DW	DW	Misch	We	Misch-
2	1989, 2. Hälfte	DW	DW R	DW R	KW	MW R	DW R	MW	MW	MW	MW R	KW R	KW R	MW	W2 R	W1 R	W2	MW	MW	We	Misch	WezMis
3	1991, 2. Hälfte	DW	DW R	DW R	DW	KW R	MW R	KW	KW	KW	Bra R	KW R	DW R	DW R	KW R	KW R	MW R	MW	KW	We	We	We
4	1988, 2. Hälfte	DW	MW	DW R	DW R	DW R	W1	W2 S	W2 S	W2 S	Bra	W3	W2	W2 S	W2	W1 S	W2	W2 S	W1	We-	Wis	We-
5	1990, 1. Hälfte	DW	DW	DW R	W2	W2	W1 S	W2 S	W1	W1	Bra	W1 S	W1	W1 S	W1 S	W1	W1	W1 S	W1	We-	Wis	We-
6	1991, 2. Hälfte	W2	MW	DW R	DW	DW R	W2	W2 S	W2	W2	DW R	DW R	W2	KW R	DW R	DW R	W1	MW	W1	Misch	Misch	Misch-
7	1989, 2. Hälfte	DW	DW	DW R	W2 R	W1 R	W1	W2 S	W1	W1	Bra	W1 S	W1	W1 S	W1 S	W1 S	W1	W1 S	W1 S	WezWif	Wis	We-
8	1989, 2. Hälfte	DW	DW	DW R	DW	W2 R	W1	MW	W1 S	W1	Bra	MW P	W1	W2	W1 S	W1 S	W1	W1	W1	We-	Wis	We-
9	1993, 1. Hälfte		KW	DW S	KW	KW S	KW R	W1 S	W1 S	W1	Bra	W1 S	W1	MW R	MW R	W1 P	MW P	MW	MW	We	Wis	We-
10	1990, 2. Hälfte	KW	KW	DW R	DW R	MW R	KW	Bra	KW	W1	W1	MW R	MW	W1 R	W1 R	W1 R	MW R	MW	W1 R	We	Wis	We-
11	1988, 2. Hälfte	DW	DW	DW R	DW	DW R	DW R	DW	DW	DW R	DW R	MW R	DW R	MW	MW	DW R	MW R	MW	DW	We	We	We
12	1981, 2. Hälfte	W1	DW	DW R	W2	W2	W1 S	W1 S	W2 S	W1	Bra	W2	W1	W1	W1 S	W1 S	W1	W2 S	W1	We-	Wis	We-
13	1981, 2. Hälfte	W1	W1 S	W2	W2	W2	W1 S	W1 S	W1	W1	Bra	W2 S	W1	W1 S	W1	W1 S	W1	W1	W1	Wis	Wis	Wis
14	1981, 2. Hälfte	W1	W1 S	W2	W2	W2	W1 S	W1 S	W1	W1	Bra	W2 S	W1	W1 S	W1	W1 S	W1	W1	W1	Wis	Wis	Wis
15	1989, 2. Hälfte	W1	W1	W1 P	MW P	W2	Bra	W2 S	W1	W1	Bra	W1	W1	Bra	W1	MW	MW R	MW	MW	Wif	Wis	WifzWis
16	1993, 2. Hälfte		MW	MW R	MW R	MW	DW	DW	DW	DW R	DW R	DW R	DW R	DW	DW R	DW R	DW R	DW	DW	Misch	We	Misch-
17	1990, 2. Hälfte	DW	DW	MW R	KW	MW R	W2	W2 R	MW	DW R	KW R	KW R	KW R	MW	W1 R	W1 R	MW R	MW	MW	Misch	Misch	Misch
18	1989, 2. Hälfte	DW	DW	DW R	DW	W2 R	DW	W2 S	W1 S	W1	W1	W1	W1	W1 S	W1 S	W1 S	W1	W1 S	W1 S	We	WifzWis	We-
19	1993, 2. Hälfte	W1	W1	W1	KW	DW	DW R	DW	DW R	DW R	MW R	DW R	DW R	DW	DW R	DW R	MW R	MW	MW	WifzWe	We	WifzWe
20	1988, 2. Hälfte	Bra	W1	W1	W1 S	W2	W1 S	W1 S	W1 S	W1	Bra	W1	W1	W1	W1	W1	W1	W1	W1	Wis	Wis	Wis
21	1988, 2. Hälfte	Bra	W1	W1	W1 S	W2	W1 S	W1 S	W1 S	W1	Bra	W1	W1	W1	W1	W1	W1	W1	W1	Wis	Wis	Wis
22	1981, 2. Hälfte	MW	DW	MW P	MW	MW	KW	MW	MW	MW	Bra	MW R	KW R	MW R	W1	MW	MW R	MW	MW	Wis	Wis	Wis
23	1981, 2. Hälfte	MW	DW	MW R	MW	MW	KW	MW	MW	MW	Bra	MW R	KW R	MW R	W1	MW	MW R	MW	MW	Wis	Wis	Wis
24	1987, 2. Hälfte	DW P	MW P	MW P	KW P	W1 P	W1 R	W2	MW	MW	Bra	MW P	MW	MW P	MW P	MW P	W1 P	KW	MW	Wis	Wis	Wis
25	1993, 1. Hälfte	W1 P	W1 P	W1	W2	W2	W1	W1	W1	W1	Bra	W1 S	W1	W1 S	W1 S	W1 S	W1	Bra S	W1	Wis	Wis	Wis
26	1995, 1. Hälfte		MW	W1 S	KW P	MW P	W1	KW	MW	MW	Bra	MW P	KW P	MW P	MW P	W1 S	W1 P	MW	W1 S	Wis	Wis	Wis
27	1992, 2. Hälfte	Bra	W1 S	W1 S	W2	W2	Bra	W2 S	W1	W1	Bra	W1 S	W1	W1 S	W1	W1	W1	W1 S	W1 S	Wis	Wis	Wis
28	1975, 2. Hälfte	Bra	W1	W1	W1 S	W1	Bra	W2 S	W2	W1	Bra	W1 S	W1	W1 S	W1	W1	W1	W1 S	W1 S	Wis	Wis	Wis
29	1975, 2. Hälfte	Bra	W1	W1	W1 S	W2	W1	W2 S	W2	W1	Bra	W1 S	W1	W1 S	W1	W1	W1	W1 S	W1 S	Wis	Wis	Wis

Tabelle A26: Nutzungstermine der DBF. 1,2: Monatshälften; ab: Nutzungsfreigabe ab Datum/Zeitraum erteilt, evt. erst später gemäht.

DBF Nr.	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010
1	ab 01.-10.06.	ab 01.-06.06.	JUN 2	JUN 1														
2					JUL		JUN 1	MAI	JUN 2	JUN 2				JUN 1	JUL	JUN 2	JUN 2	JUN 1
3		ab 01.-06.06.				JUL	JUL									JUN 2	AUG	
4		nicht vor 01.07.			JUL	JUL	JUN 1	JUN 2	JUN 2		JUN 2	JUL	JUN 2	JUN 1	JUL	JUN 1	JUN 2	JUN 1
5				JUL		JUL	JUL	AUG	JUL		JUN 2	AUG	JUL	JUL	AUG	JUL	JUL	AUG
6	ab 01.-10.06.	ab 01.-06.06				MAI	JUN 1	MAI	JUN 2			JUN 1				JUN 2	JUN 2	JUN 2
7				JUN 1	JUL	AUG	JUN 1	JUL	JUL		JUN 2	AUG	JUL	JUL	AUG	JUL	JUL	AUG
8					JUN 1	JUL	AUG	SEP	JUL		JUL	SEP	JUL	JUN 2	JUL	JUN 2	JUL	JUL
9							JUN 2	JUN 2	JUN 1		JUN 2	AUG	JUL	JUL	JUL	JUN 2	JUL	JUL
10					JUN 1				JUL	SEP	JUL	AUG	SEP	SEP	JUL	JUN 2	JUL	JUL
11											JUN 1		JUN 2	JUN 2		JUN 2	JUN 2	
12	nicht vor 01.07.			JUL	JUL	AUG	JUL	SEP	JUL		JUN 2	AUG	SEP	JUL	JUL	JUL	JUL	JUL
13	nicht vor 01.07.	ab 01.-06.06.	JUN 2	JUL	JUL	JUL	AUG	AUG	JUL		JUN 2	AUG	JUL	JUL	JUL	JUL	JUL	JUL
14	nicht vor 01.07.	ab 01.-06.06.	JUN 2	JUL	JUL	JUL	AUG	AUG	JUL		JUN 2	AUG	JUL	JUL	JUL	JUL	JUL	JUL
15	ab 01.-10.06	ab 01.-06.06.	JUN 2	JUN 2	AUG		JUN 1	JUL	JUL		JUN 2	AUG	SEP	JUL	AUG	JUN 2	JUL	JUL
16		ab 01.-06.06.	JUN 2	JUN 1	JUN 1													
17			JUN 1		JUN 1	JUN 1	JUN 1	MAI		MAI			JUN 2	JUN 2	SEP	JUN 2	JUL	JUL
18					JUL		JUN 1	MAI	JUN 1	JUN 2	JUN 2	JUN 2	JUN 2	JUN 2	JUL	JUL	JUL	JUL
19	ab 01.-10.06	ab 01.-06.06.	JUN 2							JUL						JUN 2	JUL	AUG
20		nicht vor 01.07.	AUG	JUL	JUL	AUG	JUL	AUG	JUL		OKT	AUG	JUL	SEP	SEP	SEP	AUG	SEP
21		nicht vor 01.07.	AUG	JUL	JUL	AUG	AUG	AUG	JUL		OKT	AUG	JUL	SEP	SEP	SEP	AUG	JUL
22	nicht vor 01.07.		JUN 2	JUN 2	JUL		JUN 2	JUL	JUL		JUN 2		JUL	JUN 2	AUG	JUN 2	JUL	JUL
23	nicht vor 01.07.		JUN 2	JUN 2	JUL		JUN 2	JUL	JUL		JUN 2		JUL	JUN 2	AUG	JUN 2	JUL	JUL
24		ab 07.-14.06.	JUN 2		JUL	JUL	JUN 2	JUN 2	JUL		JUL	JUL	JUL	JUL	JUL	JUL		JUL
25	nicht vor 01.07.	nicht vor 01.07.	AUG	JUN 2	JUL	AUG	AUG	AUG	JUL		JUL	AUG	JUL	JUL	JUL	JUL		JUL
26			JUN 2		AUG	AUG		JUN 1	JUN 2	JUL	JUN 2		JUL	JUL	JUL	JUN 2	JUL	JUL
27		ab 15./21.06	JUN 2	JUL	JUL	AUG	JUL	AUG	JUL		JUN 2	JUL	JUL	JUL	JUL	JUL	JUL	JUL
28		nicht vor 01.07.	AUG	JUL	AUG		JUN 2	AUG	JUL		JUL	AUG	JUL	JUL	SEP	JUL	JUL	JUL
29		nicht vor 01.07.	AUG	AUG	JUL	AUG	JUL	AUG	JUL		JUL	AUG	JUL	JUL	SEP	JUL	JUL	JUL

Tabelle A27: Aufnahmen der Dauerbeobachtungsfläche 1.

Jahr	1995	1997	2000	2004	2008	2010
Aufnahmedatum	22.05.	27.05.	22.05.	12.08.	02.06.	27.05.
Veg.höhe in cm mittel (max.)	25 (80)	25 (80)	35 (90)	15 (45)	30 (80)	30 (90)
Veg.-dicke (Anz. Halme)	60	50	50	60	40	45
Nutzung		bew.	bew.	bew.	bew.	
Deckung gesamt (%)	95	90	98	96	97	92
Deckung Kraut (%)	5	3	5	12	7	8
Deckung Moos (%)	<1	<1	<1	1	1	<1
Artenzahl	15	19	23	22	24	27
<i>Agrostis stolonifera</i>	1a	0,1m	0,2m	0,2m	0,4m	0,2m
<i>Alopecurus geniculatus</i>	.	.	.	.	.	+
<i>Alopecurus pratensis</i>	2	3	1a	1a	0,4m	2
<i>Betula pendula</i> (juv.)	.	.	.	.	.	r
<i>Bromus hordeaceus</i>	0,2m	0,1	0,1	.	0,1	0,2m
<i>Cardamine pratensis</i>	0,1	0,1	0,1m	0,1m	0,1m	0,1m
<i>Carex hirta</i>	.	.	+	0,1m	0,1m	0,1
<i>Cerastium holosteoides</i>	0,1m	0,1m	0,1m	0,1m	0,1m	0,1m
<i>Cirsium arvense</i>	.	.	0,1	0,4m	0,2	0,2m
<i>Cirsium palustre</i>	.	.	.	.	.	+
<i>Deschampsia cespitosa</i>	0,1	0,1	0,4	2	0,4	0,4
<i>Equisetum palustre</i>	.	+	0,1	0,1	0,1	0,1
<i>Festuca pratensis</i>	.	.	0,4m	0,4m	0,4m	0,2m
<i>Festuca rubra</i>	0,1	.	0,2m	0,2m	0,2m	0,1
<i>Glyceria fluitans</i>	.	.	+	+	0,1	0,1
<i>Holcus lanatus</i>	5b	4	4	3	4	2
<i>Leontodon autumnalis</i>	.	.	.	.	+	r
<i>Lolium perenne</i>	.	.	.	.	+	0,1
<i>Mentha arvensis</i>	.	.	.	.	.	r
<i>Phalaris arundinacea</i>	.	+	.	.	.	.
<i>Plantago major</i> ssp. <i>major</i>	.	r	+	0,1	+	.
<i>Poa palustris</i>	.	.	+	.	.	.
<i>Poa pratensis</i>	1a	2	0,4m	0,1	0,1	0,4m
<i>Poa trivialis</i>	0,2m	0,2m	4	4	4	3
<i>Ranunculus repens</i>	0,2m	0,1m	0,1	0,2m	0,4m	0,2m
<i>Rumex acetosa</i>	.	.	.	0,1	+	.
<i>Senecio aquaticus</i>	.	r	0,1	+	.	r
<i>Silene flos-cuculi</i>	.	+	0,1	0,1	0,1	0,1
<i>Stellaria media</i>	0,1	0,1	.	.	.	.
<i>Taraxacum officinale</i> agg.	0,1m	0,1m	0,1m	0,1m	0,1m	0,1
<i>Trifolium pratense</i>	.	.	+	+	.	.
<i>Trifolium repens</i>	0,1	0,1	0,1m	0,2m	0,1	0,1
<i>Urtica dioica</i>	+	+	.	.	.	.
<i>Veronica arvensis</i>	.	.	.	.	.	0,1
<i>Veronica serpyllifolia</i>	.	.	.	.	+	.

Tabelle A28: Aufnahmen der Dauerbeobachtungsfläche 2.

Jahr	1995	1997	2000	2004	2008	2010
Aufnahmedatum	22.05.	27.05.	22.05.	27.05.	31.05.	25.05.
Veg.höhe in cm mittel (max.)	20 (80)	(60)	30 (90)	30 (80)	40 (90)	25 (65)
Veg.-dichte (Anz. Halme)	70	70	60	50	70	35
Nutzung		bew.				
Deckung gesamt (%)	100	95	98	96	99	98
Deckung Kraut (%)	10	20	25	35	12	10
Deckung Moos (%)	1	<1	<1	1	1	<1
Artenzahl	12	14	17	13	13	15
<i>Agrostis stolonifera</i>	2	1a	1a	0,4m	0,2m	0,2m
<i>Alopecurus geniculatus</i>	2	2	1b	2	2	1b
<i>Alopecurus pratensis</i>	2	1b	1b	1a	3	3
<i>Bromus hordeaceus</i>	.	.	.	.	.	0,1
<i>Cardamine pratensis</i>	0,1m	0,1m	0,1m	0,1m	0,1m	0,2m
<i>Cerastium holosteoides</i>	.	+	.	0,1	+	+
<i>Cirsium arvense</i>	.	.	.	.	+	.
<i>Deschampsia cespitosa</i>	+	+	0,1	0,2	0,2	1a
<i>Festuca pratensis</i>	.	.	.	.	.	+
<i>Festuca rubra</i>	.	.	0,4m	0,4m	0,2m	.
<i>Holcus lanatus</i>	0,1m	0,1m	1b	2	2	2
<i>Lolium perenne</i>	0,1	0,1	.	.	.	0,1
<i>Matricaria discoidea</i>	.	.	+	.	.	.
<i>Matricaria recutita</i>	.	.	.	r	.	.
<i>Phalaris arundinacea</i>	.	+	0,1m	0,1	0,1	0,1
<i>Plantago major</i> ssp. <i>major</i>	.	.	+	.	.	.
<i>Poa annua</i>	0,1m	0,1m	0,1m	.	.	.
<i>Poa pratensis</i>	0,4m	0,4m	0,4m	.	.	.
<i>Poa trivialis</i>	3	4	2	2	3	3
<i>Ranunculus flammula</i>	.	.	.	.	.	+
<i>Ranunculus repens</i>	1a	0,4m	2	3	1a	1a
<i>Silene flos-cuculi</i>	.	.	0,1	.	.	.
<i>Taraxacum officinale</i> agg.	.	.	r	.	.	.
<i>Trifolium repens</i>	0,2m	1b	0,4m	0,1m	+	0,1

Tabelle A29: Aufnahmen der Dauerbeobachtungsfläche 3.

Jahr	1995	1997	2000	2004	2008	2010
Aufnahmedatum	23.05.	27.05.	31.05.	02.06.	05.06.	14.06.
Veg.höhe in cm mittel (max.)	15	10	15 (50)	15 (70)	15 (80)	20 (60)
Veg.-dicke (Anz. Halme)	45	30	30	20	20	55
Nutzung						
Deckung gesamt (%)	95	98	97	95	97	98
Deckung Kraut (%)	35	25	50	8	3	12
Deckung Moos (%)	<1	<1	<1	<1	<1	<1
Artenzahl	17	14	14	18	19	23
<i>Agrostis stolonifera</i>	1b	1b	1b	3	3	3
<i>Alopecurus geniculatus</i>	3	3	2	0,4m	3	3
<i>Cardamine pratensis</i>	+	0,1	0,1	0,1m	0,1m	0,1m
<i>Carex acuta</i>	.	.	.	.	r	0,1
<i>Cerastium holosteoides</i>	0,1	0,1	.	.	.	0,1
<i>Cirsium arvense</i>	.	+	.	.	.	.
<i>Deschampsia cespitosa</i>	.	.	.	r	+	+
<i>Festuca pratensis</i>	.	.	0,1	0,1	0,1	0,1m
<i>Galium palustre</i>	.	.	.	0,1m	0,1m	0,1m
<i>Galium uliginosum</i>	.	.	.	.	.	0,1
<i>Glyceria fluitans</i>	0,1	0,1	3	2	2	0,2m
<i>Glyceria maxima</i>	.	.	.	0,4m	0,1	0,2m
<i>Holcus lanatus</i>	0,1	0,1	0,2m	0,1m	0,2m	1a
<i>Juncus effusus</i>	r	.	+	0,2	0,4	0,4
<i>Lolium perenne</i>	0,1m	0,1m	0,1m	0,1	.	.
<i>Myosotis scorpioides</i>	.	.	.	0,1	.	.
<i>Persicaria amphibia</i> var. <i>terrestris</i>	.	.	0,1	0,1	0,1	+
<i>Persicaria maculosa</i>	.	.	.	.	0,2m	0,1
<i>Phalaris arundinacea</i>	.	.	0,1	.	.	.
<i>Phleum pratense</i>	0,1	0,1	0,1	0,1	.	.
<i>Plantago major</i> ssp. <i>major</i>	+	+	.	.	.	.
<i>Poa palustris</i>	.	.	.	.	0,1	+
<i>Poa trivialis</i>	3	2	1b	3	1b	2
<i>Potentilla anserina</i>	.	.	.	0,1	0,1m	0,1m
<i>Ranunculus flammula</i>	+	.	.	.	0,1	0,1
<i>Ranunculus repens</i>	3	0,2m	4	1a	0,2m	1a
<i>Rorippa palustris</i>	r	.	.	.	.	.
<i>Stellaria palustris</i>	.	.	.	.	.	r
<i>Taraxacum officinale</i> agg.	+	+	.	.	.	r
<i>Trifolium repens</i>	1b	2	0,4m	0,1m	0,1m	0,1m
<i>Veronica serpyllifolia</i>	+	.	.	.	.	.

Tabelle A30: Aufnahmen der Dauerbeobachtungsfläche 4.

Jahr	1995	1997	2000	2004	2008	2010
Aufnahmedatum	23.05.	28.05.	26.05.	01.06.	02.06.	07.06.
Veg.höhe in cm mittel (max.)	10	5 (30)	30 (60)	50 (90)	70 (90)	65 (80)
Veg.-dichte (Anz. Halme)	30	15	60	50	60	50
Nutzung						
Deckung gesamt (%)	95	99	99	99	96	99
Deckung Kraut (%)	80	40	60	30	20	18
Deckung Moos (%)	<1	<1	<1	1	1	<1
Artenzahl	23	34	33	32	25	26
<i>Agrostis stolonifera</i>	1a	2	0,4m	0,4m	0,2m	0,2m
<i>Alopecurus geniculatus</i>	.	0,1m	.	0,1m	.	.
<i>Alopecurus pratensis</i>	.	0,1	+	0,2m	.	.
<i>Anthoxanthum odoratum</i>	0,1	0,1m	0,4m	0,1m	0,2m	1a
<i>Bellis perennis</i>	.	0,1	.	.	.	.
<i>Bromus hordeaceus</i>	.	.	+	.	.	.
<i>Caltha palustris</i>	1a	1a	1a	1a	0,4	0,4
<i>Cardamine pratensis</i>	0,1m	0,1m	0,1m	0,1m	0,1m	0,1m
<i>Carex acuta</i>	0,2m	0,2m	3	7	8	8
<i>Carex acutiformis</i>	.	.	.	.	0,2	+
<i>Carex nigra</i>	0,1	0,4m	.	.	0,1	0,1
<i>Cerastium holosteoides</i>	.	0,1m	r	r	.	.
<i>Deschampsia cespitosa</i>	.	0,1	.	+	.	0,1
<i>Eleocharis palustris</i>	0,1	+	.	.	.	.
<i>Festuca pratensis</i>	+	0,1m	0,4m	0,4m	0,4m	0,2m
<i>Festuca rubra</i>	.	.	+	.	.	.
<i>Filipendula ulmaria</i>	0,1	0,1	0,1	0,2m	0,2	0,2
<i>Galium palustre</i>	0,1m	0,1m	0,2m	0,1m	0,2m	0,2m
<i>Galium uliginosum</i>	.	.	0,1	0,1	0,1	0,1
<i>Glechoma hederacea</i>	.	.	.	.	.	+
<i>Glyceria fluitans</i>	0,4m	0,2m	1a	0,2m	.	.
<i>Glyceria maxima</i>	0,1	0,1	0,1	0,2m	.	.
<i>Holcus lanatus</i>	.	0,1	0,1	.	0,1	0,1m
<i>Juncus acutiflorus</i>	r	.	.	.	.	.
<i>Juncus effusus</i>	+	.	.	.	.	.
<i>Leontodon autumnalis</i>	+	+	0,1	0,1	r	.
<i>Lolium perenne</i>	.	0,1	.	.	.	.
<i>Lysimachia nummularia</i>	.	.	0,1	0,1	0,1	0,1
<i>Mentha aquatica</i>	.	.	.	0,1m	0,1m	0,1
<i>Mentha arvensis</i>	.	.	.	0,1	.	0,2m
<i>Persicaria amphibia</i> var. <i>terrestris</i>	0,1	0,1	.	.	.	.
<i>Plantago major</i> ssp. <i>intermedia</i>	.	+	.	0,1	.	.
<i>Poa palustris</i>	.	.	.	0,1	+	.
<i>Poa pratensis</i>	.	0,1m	0,1m	0,1	+	r
<i>Poa trivialis</i>	0,2m	4	1b	1a	0,4m	1a
<i>Polygonum hydropiper</i>	.	.	r	.	.	.
<i>Potentilla anserina</i>	+	0,1	0,1	0,1	0,1	r
<i>Ranunculus repens</i>	8	0,1m	2	1a	0,2m	0,1

(Fortsetzung Tabelle A30):

Jahr	1995	1997	2000	2004	2008	2010
Rumex acetosa	0,1	0,1	0,2	0,1	.	0,1
Rumex acetosella	.	.	+	.	.	.
Rumex crispus	.	0,1	0,1	r	r	.
Rumex x pratensis	.	.	r	r	.	.
Senecio aquaticus	0,2m	1a	1a	0,4m	0,4m	0,2
Silene flos-cuculi	.	0,1	0,1	.	0,1	0,1
Stellaria palustris	.	.	+	0,1	0,1	0,1
Taraxacum officinale agg.	+	+	+	.	.	.
Trifolium pratense	.	r	+	0,1	.	.
Trifolium repens	0,1m	1b	0,2m	+	0,1m	0,2m
Veronica serpyllifolia	.	0,1	.	.	.	.

Tabelle A31: Aufnahmen der Dauerbeobachtungsfläche 5.

Jahr	1995	2000	2004	2008	2010
Aufnahmedatum	23.05.	31.05.	02.06.	04.06.	14.06.
Veg.höhe in cm mittel (max.)	10 (20)	10 (50)	10 (60)	15 (70)	25 (80)
Veg.-dichte (Anz. Halme)	20	10	5	10	25
Nutzung	bew.				
Deckung gesamt (%)	95	85	40	93	90
Deckung Kraut (%)	75	15	5	3	13
Deckung Moos (%)	<1	<1	15	<1	2
Artenzahl	13	13	15	22	21
<i>Agrostis stolonifera</i>	3	3	0,1m	5b	2
<i>Alopecurus geniculatus</i>	0,1m	2	0,1	0,2m	0,1
<i>Bidens cernua</i>	.	.	.	+	.
<i>Caltha palustris</i>	r	.	.	.	.
<i>Cardamine pratensis</i>	0,1m	0,1	0,1m	0,1m	0,1m
<i>Carex acuta</i>	.	.	.	.	+
<i>Carex nigra</i>	.	0,2m	1a	0,1	0,1
<i>Carex x elytroides</i>	.	.	.	0,2	0,2m
<i>Deschampsia cespitosa</i>	0,1	0,2	.	.	r
<i>Eleocharis palustris</i>	.	.	.	0,1m	0,2m
<i>Galium palustre</i>	.	0,1m	0,1m	0,2m	1a
<i>Glyceria fluitans</i>	0,4m	2	2	4	4
<i>Glyceria maxima</i>	.	.	+	0,1	+
<i>Holcus lanatus</i>	0,1m	+	.	.	.
<i>Juncus acutiflorus</i>	.	.	.	.	+
<i>Juncus articulatus</i>	.	.	.	+	0,1
<i>Juncus effusus</i>	0,1	0,2	1a	1a	2
<i>Juncus spec.</i>	0,1	.	.	.	.
<i>Mentha aquatica</i>	.	.	.	0,1	+
<i>Mentha arvensis</i>	.	.	.	r	+
<i>Myosotis scorpioides</i>	.	.	.	0,1	0,2m
<i>Persicaria amphibia</i> var. <i>terrestris</i>	.	.	.	r	.
<i>Poa pratensis</i>	0,2m	.	.	.	.
<i>Poa trivialis</i>	0,4m	0,1m	+	0,1	0,1
<i>Ranunculus flammula</i>	.	0,1	0,1	0,2m	0,2m
<i>Ranunculus peltatus</i>	.	.	+	.	.
<i>Ranunculus repens</i>	7	1b	0,4m	0,1	0,1
<i>Rorippa amphibia</i>	.	.	.	r	.
<i>Silene flos-cuculi</i>	+	.	0,1	.	.
<i>Stellaria palustris</i>	.	0,1m	0,1m	0,1m	0,1m
<i>Veronica catenata</i>	.	.	+	r	.

Tabelle A32: Aufnahmen der Dauerbeobachtungsfläche 6.

Jahr	1995	1997	2000	2004	2008	2010
Aufnahmedatum	23.05.	27.05.	22.05.	27.05.	02.06.	07.06.
Veg.höhe in cm mittel (max.)	70	70	40 (90)	20 (90)	30 (80)	20 (60)
Veg.-dicke (Anz. Halme)			70	10	30	30
Nutzung	bew.	bew.				
Deckung gesamt (%)	98	95	98	93	94	96
Deckung Kraut (%)	30	7	20	8	10	18
Deckung Moos (%)	<1	<1	<1	<1	1	1
Artenzahl	20	17	24	23	21	28
<i>Agrostis stolonifera</i>	2	2	2	0,4m	0,4m	0,2m
<i>Alopecurus geniculatus</i>	2	3	2	0,1	.	+
<i>Alopecurus pratensis</i>	2	1a	0,4m	0,2m	0,4m	0,2m
<i>Anthoxanthum odoratum</i>	.	0,1	0,1m	0,2m	0,2m	0,2m
<i>Caltha palustris</i>	0,1	0,1	0,1	+	.	.
<i>Cardamine pratensis</i>	0,1m	0,1m	0,1m	0,1m	0,1m	0,1m
<i>Carex nigra</i>	0,1m	0,1m	0,1m	0,4m	0,1	0,1
<i>Cerastium holosteoides</i>	.	.	.	.	+	0,1
<i>Cirsium arvense</i>	.	.	.	.	0,1	0,1
<i>Deschampsia cespitosa</i>	0,1	0,2	0,2	5a	5b	5a
<i>Equisetum palustre</i>	+	.	+	.	.	+
<i>Festuca pratensis</i>	.	.	.	.	0,1	0,2m
<i>Festuca rubra</i>	0,1m	0,1m	0,1m	0,2m	0,2m	0,2m
<i>Galium palustre</i>	0,1	0,1	0,1m	0,1m	0,1m	0,1m
<i>Galium uliginosum</i>	.	.	.	.	0,1	0,1
<i>Glyceria fluitans</i>	+	.	r	0,1	.	.
<i>Holcus lanatus</i>	0,2m	0,2m	2	1a	2	3
<i>Juncus effusus</i>	r	.	+	0,1	0,1	r
<i>Mentha aquatica</i>	.	.	.	0,1	0,1	.
<i>Mentha arvensis</i>	.	.	.	.	.	0,1
<i>Poa humilis</i>	.	.	.	.	.	0,1
<i>Poa pratensis</i>	1a	0,4m	0,4m	0,1m	.	0,1
<i>Poa trivialis</i>	0,2m	0,4m	0,4m	1b	1a	1a
<i>Ranunculus acris</i>	.	.	.	.	.	r
<i>Ranunculus flammula</i>	.	.	0,1	0,1	0,1	+
<i>Ranunculus repens</i>	2	0,2m	1a	1a	0,1	0,1
<i>Rumex acetosa</i>	+	0,1	0,1	+	1a	1b
<i>Rumex crispus</i>	r	.	+	.	+	+
<i>Stellaria palustris</i>	.	.	0,1m	0,1	0,1m	0,1m
<i>Taraxacum officinale</i> agg.	0,1	+	+	r	.	.
<i>Trifolium pratense</i>	.	.	0,1	r	.	+
<i>Trifolium repens</i>	0,1m	0,1m	0,4m	0,1	.	0,1

Tabelle A33: Aufnahmen der Dauerbeobachtungsfläche 7.

Jahr	1995	1996	1997	2000	2004	2008	2010
Aufnahmedatum	23.05.	07.06.	05.06.	06.06.	02.06.	16.06.	14.06.
Veg.höhe in cm mittel (max.)	40	30 (40)	5 (50)	20 (50)	30 (60)	35 (70)	30 (60)
Veg.-dicke (Anz. Halme)	70	60	10	20	20	20	25
Nutzung	bew.						
Deckung gesamt (%)	98	95	70	90	75	85	90
Deckung Kraut (%)	80	6	2	2	12	6	10
Deckung Moos (%)	<1	<1	<1	<1	1	<1	2
Artenzahl	13	13	11	17	13	22	24
<i>Agrostis stolonifera</i>	1b	0,4m	5a	6	2	3	2
<i>Alisma plantago-aquatica</i>	.	.	.	.	.	.	r
<i>Alopecurus geniculatus</i>	.	.	.	+	0,1	0,1	0,2m
<i>Alopecurus pratensis</i>	+	+	.	.	.	.	.
<i>Bidens cernua</i>	.	.	.	.	.	r	.
<i>Caltha palustris</i>	0,4	0,4	0,1	+	0,1	.	.
<i>Cardamine pratensis</i>	0,1m	0,1m	1b	0,1m	0,1m	0,1m	0,1m
<i>Carex acuta</i>	0,1	0,1	0,1m	0,4m	4	5a	5b
<i>Carex acutiformis</i>	.	.	.	.	.	0,2m	0,1
<i>Carex nigra</i>	.	.	.	.	.	.	r
<i>Carex x elytroides</i>	.	.	.	.	.	0,1	1a
<i>Deschampsia cespitosa</i>	0,1	0,1	0,1	0,1	r	.	.
<i>Eleocharis palustris</i>	.	.	.	.	.	0,1m	1a
<i>Galium palustre</i>	.	.	.	0,1	1a	0,2m	0,2m
<i>Glyceria fluitans</i>	.	.	0,1	.	.	.	+
<i>Glyceria maxima</i>	2	1b	2	2	1b	1b	0,2m
<i>Holcus lanatus</i>	0,1m	1b	.	0,1	.	.	.
<i>Juncus effusus</i>	.	.	.	+	.	+	+
<i>Lysimachia nummularia</i>	.	.	.	0,1	.	+	0,1
<i>Mentha aquatica</i>	.	.	.	.	.	+	0,1
<i>Mentha arvensis</i>	.	.	.	.	.	.	0,1m
<i>Myosotis scorpioides</i>	.	.	.	.	.	0,1m	0,4m
<i>Persicaria amphibia</i> var. <i>terrestris</i>	.	.	.	0,1	0,1	0,1	+
<i>Persicaria maculosa</i>	+	+	0,1m	.	.	0,1	.
<i>Phalaris arundinacea</i>	.	.	.	+	0,1	0,1	0,2m
<i>Poa palustris</i>	.	.	.	0,2m	+	.	.
<i>Poa trivialis</i>	5a	7	0,1m	0,1m	.	0,1	.
<i>Ranunculus flammula</i>	.	.	.	.	.	0,1	0,1
<i>Ranunculus peltatus</i>	.	.	.	.	.	+	.
<i>Ranunculus repens</i>	4	0,1	0,1m	0,1m	0,2m	0,2m	0,1
<i>Ranunculus sceleratus</i>	.	.	+	.	.	.	r
<i>Rorippa palustris</i>	.	.	.	.	.	.	0,1
<i>Rumex acetosella</i>	.	.	.	+	.	.	.
<i>Silene flos-cuculi</i>	+	+	.	.	.	.	.
<i>Stellaria palustris</i>	.	.	.	.	0,1	+	0,1
<i>Trifolium repens</i>	0,1m	0,1m	.	.	.	.	.

Tabelle A34: Aufnahmen der Dauerbeobachtungsfläche 8.

Jahr	1995	1997	2000	2004	2008	2010
Aufnahmedatum	23.05.	27.05.	29.05.	02.06.	05.06.	14.06.
Veg.höhe in cm mittel (max.)	40 (60)	30 (60)	60	40 (55)	40 (70)	30 (70)
Veg.-dichte (Anz. Halme)	60	40	60	40	40	25
Nutzung						
Deckung gesamt (%)	98	60	98	90	85	96
Deckung Kraut (%)	60	25	20	12	1	14
Deckung Moos (%)	<1	5	<1	1	1	<1
Artenzahl	20	20	24	24	26	27
<i>Agrostis stolonifera</i>	0,1m	0,1m	0,1m	0,2m	1a	1a
<i>Alisma plantago-aquatica</i>	.	.	.	.	+	.
<i>Alopecurus geniculatus</i>	0,1	.	.	.	.	.
<i>Alopecurus pratensis</i>	+	+	.	0,1	0,1	.
<i>Anthoxanthum odoratum</i>	0,4m	0,1m	0,1m	0,1m	0,1	0,1
<i>Bellis perennis</i>	0,1	.	+	.	.	.
<i>Bromus hordeaceus</i>	0,1	0,1	0,1	.	.	.
<i>Caltha palustris</i>	0,1	0,1	+	r	r	0,1
<i>Cardamine pratensis</i>	0,1m	0,1m	0,1m	0,1m	0,2m	0,1m
<i>Carex acuta</i>	0,2m	0,4m	1b	3	5b	5a
<i>Carex acutiformis</i>	.	.	.	.	.	0,1
<i>Carex nigra</i>	.	.	.	.	0,1	.
<i>Carex x elytroides</i>	.	.	.	.	.	0,1
<i>Cerastium holosteoides</i>	0,1m	0,1	0,1	+	.	.
<i>Deschampsia cespitosa</i>	1b	2	3	3	2	5a
<i>Festuca pratensis</i>	.	0,1	0,1m	1a	0,4m	0,1
<i>Festuca rubra</i>	0,1	0,1	0,2m	.	.	.
<i>Filipendula ulmaria</i>	0,1m	0,1m	0,2m	0,2m	0,2m	0,2m
<i>Galium palustre</i>	.	.	0,1	0,1	0,2m	0,4m
<i>Galium uliginosum</i>	.	.	.	0,1	0,1	0,1
<i>Glyceria fluitans</i>	.	0,1	+	0,1	0,2m	0,1
<i>Holcus lanatus</i>	0,4m	0,1	r	0,1	r	r
<i>Juncus effusus</i>	.	r	+	r	0,2	+
<i>Lysimachia nummularia</i>	.	.	.	+	.	.
<i>Mentha aquatica</i>	.	.	.	.	0,1m	0,1
<i>Mentha arvensis</i>	.	.	.	.	.	0,1m
<i>Myosotis scorpioides</i>	.	.	.	.	0,2m	0,1
<i>Phalaris arundinacea</i>	0,1m	1a	0,4m	1b	1a	0,1
<i>Poa palustris</i>	.	.	.	.	0,1	0,1
<i>Poa trivialis</i>	0,1	0,2m	2	0,4m	0,2m	0,2m
<i>Ranunculus flammula</i>	.	.	+	0,1	0,1	0,2m
<i>Ranunculus repens</i>	5a	1a	2	0,4m	0,2m	0,2m
<i>Rumex acetosa</i>	0,2m	0,1m	0,1m	0,2m	0,1	+
<i>Silene flos-cuculi</i>	+	0,1	0,1	0,1	.	+
<i>Stellaria palustris</i>	.	.	0,1	0,1m	0,1	0,1
<i>Taraxacum officinale</i> agg.	0,1	.	.	.	.	.
<i>Trifolium repens</i>	.	.	0,1	0,1	0,1	0,1

Tabelle A35: Aufnahmen der Dauerbeobachtungsfläche 9.

Jahr	1995	1997	2000	2004	2008	2010
Aufnahmedatum	23.05.	05.06.	29.05.	28.05.	02.06.	10.06.
Veg.höhe in cm mittel (max.)	10	10 (40)	25 (60)	15 (95)	30 (60)	20 (60)
Veg.-dichte (Anz. Halme)	n.e.	n.e.	70	10	15	15
Nutzung	bew.	zuvor				
Deckung gesamt (%)	99	95	99	75	96	93
Deckung Kraut (%)	1	3	2	1	3	7
Deckung Moos (%)	<1	<1	<1	<1	<1	<1
Artenzahl	15	14	14	14	18	18
<i>Agrostis canina</i>	.	.	.	.	.	0,1
<i>Agrostis stolonifera</i>	.	0,4m	3	2	1b	1b
<i>Alopecurus geniculatus</i>	0,1	0,1	0,4m	1a	1a	1a
<i>Alopecurus pratensis</i>	+	+	0,1	0,1	+	.
<i>Calamagrostis canescens</i>	.	.	.	.	0,1	.
<i>Cardamine pratensis</i>	0,1m	0,1m	0,1	0,1	0,1m	0,1m
<i>Carex hirta</i>	.	.	.	r	0,1	.
<i>Cerastium holosteoides</i>	0,1	0,1	r	.	.	r
<i>Deschampsia cespitosa</i>	+	0,1	1b	1a	3	4
<i>Equisetum fluviatile</i>	.	.	.	.	.	+
<i>Galium palustre</i>	.	.	.	.	0,1m	0,1m
<i>Galium uliginosum</i>	.	.	.	.	.	0,1
<i>Glyceria fluitans</i>	7	0,1m	3	1b	3	3
<i>Holcus lanatus</i>	.	.	0,1	0,1	0,2	0,2m
<i>Juncus effusus</i>	+	+	0,1	1a	0,4m	0,2
<i>Mentha aquatica</i>	.	.	+	.	.	.
<i>Mentha arvensis</i>	.	.	.	.	r	0,1
<i>Myosotis scorpioides</i>	.	.	.	.	+	r
<i>Phalaris arundinacea</i>	.	.	.	r	.	.
<i>Plantago major</i> ssp. <i>major</i>	0,1	+	.	.	.	.
<i>Poa annua</i>	0,1m	.	.	.	.	.
<i>Poa palustris</i>	.	.	.	.	r	.
<i>Poa pratensis</i>	+	+	.	.	.	.
<i>Poa trivialis</i>	3	8	3	2	1a	1b
<i>Ranunculus flammula</i>	.	.	+	0,1	0,1	0,2m
<i>Ranunculus repens</i>	0,1m	0,1m	0,1m	0,1	0,2m	0,2m
<i>Taraxacum officinale</i> agg.	0,1	+	.	.	.	.
<i>Trifolium repens</i>	0,1	0,1m	0,1m	.	0,1	0,1m
<i>Urtica dioica</i>	.	.	.	+	.	.
<i>Veronica serpyllifolia</i>	r	.	.	.	.	.

Tabelle A36: Aufnahmen der Dauerbeobachtungsfläche 10.

Jahr	1995	1997	2000	2004	2008	2010
Aufnahmedatum	24.05.	27.05.	29.05.	27.05.	31.05.	07.06.
Veg.höhe in cm mittel (max.)	20 (70)	20 (70)	30 (60)	25 (70)	20 (70)	15 (60)
Veg.-dichte (Anz. Halme)	45	50	50	30	20	20
Nutzung	bew.					
Deckung gesamt (%)	90	95	90	92	92	92
Deckung Kraut (%)	50	60	3	20	22	9
Deckung Moos (%)	<1	<1	10	1	2	2
Artenzahl	9	9	7	9	10	11
Agrostis stolonifera	.	.	.	0,2m	0,1m	0,2m
Alopecurus pratensis	0,4m	0,2m	0,1	0,1	0,1	0,1
Cardamine pratensis	0,1m	0,1m	0,2m	0,1m	0,1m	0,1m
Carex x elytroides	.	.	.	.	+	0,1
Cerastium holosteoides	0,1	0,1m	r	0,1	+	0,1
Deschampsia cespitosa	2	3	7	7	7	7
Holcus lanatus	1a	1a	0,4m	0,4m	0,4m	0,1
Poa pratensis	0,1	0,1	.	.	.	.
Poa trivialis	3	3	1a	0,4m	1a	1a
Ranunculus flammula	.	.	.	0,1	0,1	0,1
Ranunculus repens	5a	5b	0,1	2	2	1a
Silene flos-cuculi	+	+	.	.	.	.
Trifolium repens	.	.	.	.	.	+

Tabelle A37: Aufnahmen der Dauerbeobachtungsfläche 11.

Jahr	1995	1997	2000	2004	2008	2010
Aufnahmedatum	26.05.	29.05.	26.05.	01.06.	02.06.	28.05
Veg.höhe in cm mittel (max.)	35	?	20 (60)	25 (50)	30 (70)	15 (45)
Veg.-dicke (Anz. Halme)	60	?	40	35	50	25
Nutzung	bew.	bew.		bew.		
Deckung gesamt (%)	99	90	90	95	96	95
Deckung Kraut (%)	50	5	3	4	25	33
Deckung Moos (%)	<1	5	<1	1	1	1
Artenzahl	25	25	30	26	27	32
<i>Agrostis stolonifera</i>	0,4m	0,4m	0,4m	0,4m	0,2m	1a
<i>Alopecurus pratensis</i>	.	.	.	.	.	0,1
<i>Anthoxanthum odoratum</i>	0,1m	0,1m	0,1m	0,4m	0,4m	1b
<i>Cardamine pratensis</i>	0,1m	0,1m	0,1m	0,1m	0,1m	0,2m
<i>Carex acuta</i>	0,2m	0,4m	1b	1b	3	2
<i>Carex acutiformis</i>	.	.	.	.	.	+
<i>Carex hirta</i>	.	.	.	.	+	0,1
<i>Carex nigra</i>	+	0,1	+	+	0,1	0,1m
<i>Carex ovalis</i>	r	r	+	0,1	0,2m	0,2m
<i>Carex x elytroides</i>	.	.	.	.	0,2m	1a
<i>Cerastium holosteoides</i>	.	0,1	+	0,1	.	0,1
<i>Cirsium arvense</i>	.	0,1	r	.	.	.
<i>Deschampsia cespitosa</i>	3	3	3	2	0,2	0,2
<i>Equisetum palustre</i>	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1m	0,1m
<i>Festuca pratensis</i>	.	0,1	+	.	.	0,1
<i>Festuca rubra</i>	0,1m	0,1m	0,1m	0,1m	.	0,1
<i>Filipendula ulmaria</i>	0,1	0,1m	0,1	0,1	0,1	0,1
<i>Galium palustre</i>	0,1m	0,1	0,1	0,1	0,4m	0,2m
<i>Galium uliginosum</i>	+	.	.	+	0,1	0,1
<i>Glechoma hederacea</i>	.	.	r	0,1	.	.
<i>Glyceria fluitans</i>	0,1m	0,1m	1b	0,4m	2	0,1
<i>Glyceria maxima</i>	0,1	0,1	+	0,2m	0,2m	0,1
<i>Holcus lanatus</i>	0,4m	1a	1b	3	1b	0,4m
<i>Juncus effusus</i>	.	.	.	.	+	+
<i>Lolium perenne</i>	.	.	0,1	.	.	.
<i>Persicaria amphibia</i> var. <i>terrestris</i>	.	.	.	.	+	.
<i>Persicaria maculosa</i>	+	.	.	.	.	.
<i>Phalaris arundinacea</i>	+	0,1	0,1	0,2m	0,1	0,1
<i>Plantago major</i> ssp. <i>major</i>	.	.	.	+	.	.
<i>Poa trivialis</i>	1a	1a	2	2	0,4m	0,4m
<i>Potentilla anserina</i>	0,1	0,1m	0,1m	0,2m	0,2m	0,1
<i>Ranunculus acris</i>	r	0,1	0,2m	0,1	0,2m	0,4m
<i>Ranunculus flammula</i>	r	0,1	0,1	+	1a	0,1
<i>Ranunculus repens</i>	4	0,1m	+	0,1m	1a	2
<i>Rumex acetosa</i>	0,1m	0,1m	0,1	+	.	+
<i>Rumex acetosella</i>	.	.	+	.	.	.
<i>Silene flos-cuculi</i>	.	.	.	.	+	0,1
<i>Trifolium pratense</i>	.	.	r	.	.	.
<i>Trifolium repens</i>	0,1	r	0,1	.	0,1m	0,1m
<i>Vicia cracca</i>	r	.	+	0,1	0,1	0,1

Tabelle A38: Aufnahmen der Dauerbeobachtungsfläche 12.

Jahr	1995	1997	2000	2004	2008	2010
Aufnahmedatum	26.05.	29.05.	30.05.	02.06.	04.06.	07.06.
Veg.höhe in cm mittel (max.)	50	50	60	50 (75)	55 (70)	35 (50)
Veg.-dichte (Anz. Halme)	40	40	70	60	50	40
Nutzung						
Deckung gesamt (%)	100	100	100	99	100	97
Deckung Kraut (%)	30	10	30	25	30	54
Deckung Moos (%)	<1	<1	<1	2	1	2
Artenzahl	20	17	19	21	25	28
<i>Agrostis stolonifera</i>	.	.	.	5b	0,1	0,1
<i>Alopecurus pratensis</i>	.	.	.	.	.	0,1
<i>Anthoxanthum odoratum</i>	0,1	0,1	0,1m	1a	0,4m	1b
<i>Betula pubescens</i> (juv.)	.	.	.	.	.	r
<i>Caltha palustris</i>	+	+	r	.	.	.
<i>Cardamine pratensis</i>	0,1m	0,1m	0,1m	0,2m	0,1m	0,1m
<i>Carex acuta</i>	7	3	5b	.	5b	5a
<i>Carex acutiformis</i>	.	.	.	.	.	+
<i>Carex nigra</i>	.	.	.	.	.	+
<i>Carex vesicaria</i>	+	.	0,1	0,1	0,2m	0,2m
<i>Carex x elytroides</i>	.	.	.	.	0,1	0,1
<i>Cerastium holosteoides</i>	.	+	.	.	.	r
<i>Cirsium palustre</i>	.	+	.	.	.	.
<i>Deschampsia cespitosa</i>	.	.	.	r	r	+
<i>Festuca arundinacea</i>	.	.	.	.	.	r
<i>Festuca pratensis</i>	.	.	.	.	0,1	.
<i>Filipendula ulmaria</i>	0,1	0,2m	1a	1a	1b	2
<i>Galium palustre</i>	0,1m	0,1m	0,1m	0,2m	0,2m	0,4m
<i>Galium uliginosum</i>	0,1	.	0,1	0,1	0,1m	0,1
<i>Holcus lanatus</i>	0,1	.	0,1m	0,1m	1b	1a
<i>Iris pseudacorus</i>	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1
<i>Lysimachia nummularia</i>	.	.	.	0,1	0,1	0,1
<i>Lythrum salicaria</i>	.	.	.	+	.	.
<i>Mentha aquatica</i>	.	.	.	0,1m	0,1	.
<i>Mentha arvensis</i>	.	.	.	.	0,1	0,1m
<i>Myosotis scorpioides</i>	0,1m	0,1	0,1m	.	.	.
<i>Persicaria amphibia</i> var. <i>terrestris</i>	r	0,1	0,1	r	0,1	r
<i>Persicaria maculosa</i>	.	.	.	.	.	.
<i>Phalaris arundinacea</i>	0,2m	4	2	2	0,2	0,1
<i>Plantago major</i> ssp. <i>intermedia</i>	r	.	.	.	.	.
<i>Poa palustris</i>	.	.	.	.	0,1	.
<i>Poa trivialis</i>	1a	1a	1b	0,4m	0,4m	0,2m
<i>Potentilla anserina</i>	0,1m	0,1m	.	.	.	.
<i>Ranunculus repens</i>	2	0,4m	1b	0,4m	0,4m	2
<i>Rumex acetosa</i>	0,1m	0,1m	0,1m	0,2m	0,2m	0,2m
<i>Silene flos-cuculi</i>	0,1	0,1m	0,4m	0,1m	0,4m	0,4m
<i>Stellaria palustris</i>	.	.	0,1	.	.	.
<i>Taraxacum officinale</i> agg.	.	.	.	+	.	.
<i>Trifolium repens</i>	.	.	.	.	0,1	0,1
<i>Vicia cracca</i>	0,1	.	0,1m	0,1m	0,1m	0,1

Tabelle A39: Aufnahmen der Dauerbeobachtungsfläche 13.

Jahr	1995	1997	2000	2004	2008	2010
Aufnahmedatum	26.05.	30.05.	30.05.	02.06.	04.06.	07.06.
Veg.höhe in cm mittel (max.)	15 (40)	15 (40)	15 (50)	20 (50)	15 (50)	12 (50)
Veg.-dichte (Anz. Halme)	40	40	30	25	15	10
Nutzung						
Deckung gesamt (%)	98	95	95	95	97	97
Deckung Kraut (%)	75	40	25	20	30	39
Deckung Moos (%)	<1	10	10	4	3	5
Artenzahl	26	25	31	31	30	33
<i>Agrostis canina</i>	0,2m	1a	1a	0,1	0,1	0,1
<i>Agrostis stolonifera</i>	0,4m	0,4m	0,4m	0,2m	0,4m	0,1m
<i>Anthoxanthum odoratum</i>	0,4m	3	2	3	0,2m	2
<i>Caltha palustris</i>	1a	1a	1a	0,4m	0,4m	0,2
<i>Cardamine pratensis</i>	0,1m	0,2m	0,1m	0,1m	0,1m	0,1m
<i>Carex nigra</i>	0,1m	0,4m	0,4m	1a	1a	1a
<i>Carex ovalis</i>	0,1	.	0,1	0,1m	0,1m	0,1m
<i>Carex panicea</i>	.	.	.	r	0,2m	0,2m
<i>Carex rostrata</i>	.	.	.	.	1b	0,2m
<i>Cerastium holosteoides</i>	.	0,1	.	.	.	.
<i>Cirsium palustre</i>	.	0,1	+	0,1	0,1	+
<i>Deschampsia cespitosa</i>	1a	1b	1a	1b	2	2
<i>Equisetum fluviatile</i>	+	+	+	0,1	0,1	+
<i>Eriophorum angustifolium</i>	.	.	.	.	r	.
<i>Festuca pratensis</i>	0,2m	0,1m	0,2m	0,1m	0,1	+
<i>Festuca rubra</i>	0,2m	0,4m	0,4m	0,4m	.	1a
<i>Filipendula ulmaria</i>	0,1m	0,1m	0,2m	0,4m	0,4m	0,4m
<i>Galium palustre</i>	0,1m	0,2m	0,1m	0,1m	0,2m	0,2m
<i>Galium uliginosum</i>	.	.	0,1	0,1	0,1	0,1m
<i>Glyceria fluitans</i>	0,2m	.	0,4m	0,1m	0,1	0,1
<i>Holcus lanatus</i>	0,1m	0,1m	0,4m	1b	2	1a
<i>Hydrocotyle vulgaris</i>	0,1m	0,2m	0,1m	.	0,1m	0,1m
<i>Juncus effusus</i>	1b	1a	0,4m	0,2	0,1	+
<i>Lotus pedunculatus</i>	+	0,1m	0,1m	0,1m	0,1m	0,1
<i>Mentha aquatica</i>	.	0,1	0,1	0,1	.	.
<i>Mentha arvensis</i>	.	.	.	.	.	0,1
<i>Poa pratensis</i>	.	+	+	0,1	.	.
<i>Poa trivialis</i>	0,4m	0,2m	1b	2	0,2m	0,2m
<i>Potentilla palustris</i>	+	.	+	0,1	0,1	0,4m
<i>Ranunculus acris</i>	r	.	0,1	0,1	0,1	0,2m
<i>Ranunculus flammula</i>	.	.	0,1	0,1m	0,2m	0,1m
<i>Ranunculus repens</i>	6	0,2m	0,1m	0,4m	1b	1b
<i>Rumex acetosa</i>	0,1m	0,2m	0,1m	0,1	.	+
<i>Senecio aquaticus</i>	.	.	0,1	0,2	1a	1a
<i>Silene flos-cuculi</i>	0,1	0,1m	0,1m	0,1	0,1	0,1
<i>Stellaria palustris</i>	0,1m	.	.	.	.	.
<i>Trifolium pratense</i>	.	.	.	.	.	+
<i>Trifolium repens</i>	0,1m	0,1m	0,1m	0,1m	0,1	0,1

Tabelle A40: Aufnahmen der Dauerbeobachtungsfläche 14.

Jahr	1995	1997	2000	2004	2008	2010
Aufnahmedatum	26.05.	30.05.	30.05.	02.06.	04.06.	07.06.
Veg.höhe in cm mittel (max.)	50	30	40	35 (50)	40 (70)	25 (45)
Veg.-dichte (Anz. Halme)	50	45	60	40	35	30
Nutzung						
Deckung gesamt (%)	97	95	99	98	97	97
Deckung Kraut (%)	3	10	50	18	25	34
Deckung Moos (%)	<1	<1	<1	2	10	2
Artenzahl	19	17	17	19	26	26
<i>Agrostis stolonifera</i>	.	.	.	0,1	0,1	0,1
<i>Ajuga reptans</i>	.	0,1	.	.	.	.
<i>Alopecurus pratensis</i>	r	.	.	.	.	.
<i>Anthoxanthum odoratum</i>	.	.	+	0,1m	0,1m	1a
<i>Caltha palustris</i>	0,1	0,4	1a	0,4	0,2	0,2
<i>Cardamine pratensis</i>	0,1	0,1m	0,1m	0,1m	0,1m	0,1m
<i>Carex acuta</i>	0,1m	0,4m	4	6	5b	5a
<i>Carex acutiformis</i>	.	.	.	.	.	+
<i>Carex nigra</i>	.	.	.	0,1	.	r
<i>Carex vesicaria</i>	r	.	+	.	0,4m	0,4m
<i>Carex x elytroides</i>	.	.	.	.	0,1	0,1
<i>Cirsium palustre</i>	.	+	.	.	r	.
<i>Deschampsia cespitosa</i>	.	.	.	0,2	0,2	0,2
<i>Equisetum fluviatile</i>	+	.	.	.	.	.
<i>Festuca pratensis</i>	.	.	.	0,1	0,2m	0,2m
<i>Filipendula ulmaria</i>	0,1	0,2m	0,2m	0,4m	0,2m	0,2m
<i>Galium palustre</i>	0,1m	0,1m	0,2m	0,2m	0,2m	0,4m
<i>Galium uliginosum</i>	.	.	.	0,1m	0,2m	0,1m
<i>Glyceria maxima</i>	0,1m	0,1m	0,1m	.	.	.
<i>Holcus lanatus</i>	r	0,2m	0,1m	0,4m	1a	1a
<i>Iris pseudacorus</i>	.	+	.	.	.	.
<i>Juncus articulatus</i>	.	.	.	.	+	.
<i>Juncus effusus</i>	r	r	r	.	r	.
<i>Lysimachia nummularia</i>	+	.	0,1m	0,1	.	+
<i>Mentha aquatica</i>	.	.	.	.	0,1	0,1
<i>Mentha arvensis</i>	.	.	.	.	0,1	0,1m
<i>Myosotis scorpioides</i>	.	.	.	.	r	r
<i>Persicaria amphibia</i> var. <i>terrestris</i>	.	.	0,1	.	.	.
<i>Phalaris arundinacea</i>	9	4	0,2m	0,4m	0,1	0,1
<i>Poa trivialis</i>	0,1m	4	3	1b	0,2m	0,4m
<i>Ranunculus acris</i>	r	.	.	.	.	.
<i>Ranunculus flammula</i>	.	.	.	0,1	0,1	0,1m
<i>Ranunculus repens</i>	0,1m	0,2m	3	1a	2	2
<i>Rumex acetosa</i>	+	r	0,1	0,1	+	0,1
<i>Rumex crispus</i>	r	.	.	.	.	.
<i>Silene flos-cuculi</i>	.	0,1	0,1	0,1	0,1	0,2m
<i>Stellaria palustris</i>	0,1	.	.	.	.	.
<i>Thalictrum flavum</i>	.	.	.	.	0,1	0,1
<i>Veronica serpyllifolia</i>	.	+	.	.	.	.

Tabelle A41: Aufnahmen der Dauerbeobachtungsfläche 15.

Jahr	1995	1997	2000	2004	2008	2010
Aufnahmedatum	26.05.	29.05.	31.05.	02.06.	05.06.	14.06.
Veg.höhe in cm mittel (max.)	50 (100)	20 (80)	20 (100)	20 (80)	20 (70)	15 (70)
Veg.-dicke (Anz. Halme)	80	40	40	30	25	25
Nutzung						
Deckung gesamt (%)	100	95	97	96	91	97
Deckung Kraut (%)	35	5	10	15	10	15
Deckung Moos (%)	<1	<1	<1	2	<1	<1
Artenzahl	20	17	17	24	26	29
<i>Agrostis stolonifera</i>	1a	6	5a	3	4	4
<i>Alopecurus geniculatus</i>	.	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1
<i>Alopecurus pratensis</i>	5a	1a	1b	1a	0,2m	0,1
<i>Anthoxanthum odoratum</i>	+	+	.	.	.	0,1
<i>Caltha palustris</i>	+	+	.	.	.	.
<i>Cardamine pratensis</i>	0,1m	0,2m	0,1m	0,1m	0,2m	0,1m
<i>Carex acuta</i>	0,1m	0,1m	0,4m	2	0,4m	1a
<i>Carex nigra</i>	0,1m	0,1m	0,1m	2	2	2
<i>Carex x elytroides</i>	.	.	.	.	0,4m	0,1
<i>Cerastium holosteoides</i>	.	.	.	.	0,1	0,1
<i>Cirsium arvense</i>	r	.	.	.	.	.
<i>Deschampsia cespitosa</i>	+	.	r	.	0,1	1a
<i>Eleocharis palustris</i>	.	.	.	.	+	.
<i>Epilobium</i> sp.	.	.	.	+	.	.
<i>Festuca pratensis</i>	1b	0,1	0,2m	0,1	0,1	0,1
<i>Festuca rubra</i>	.	.	.	0,1	.	0,1
<i>Galium palustre</i>	.	0,1m	0,1m	0,2m	1a	1a
<i>Galium uliginosum</i>	.	.	0,1m	0,2m	0,1	0,1
<i>Glyceria fluitans</i>	+	.	0,2	0,1	1a	0,1
<i>Holcus lanatus</i>	+	.	.	.	0,1	+
<i>Juncus effusus</i>	r	.	.	.	.	.
<i>Lysimachia nummularia</i>	.	.	0,1	0,2m	.	0,1
<i>Myosotis scorpioides</i>	.	.	.	.	0,1	+
<i>Persicaria amphibia</i> var. <i>terrestris</i>	.	.	.	.	0,1	0,1
<i>Persicaria maculosa</i>	0,1	0,1m	0,1m	0,1	0,1	r
<i>Phalaris arundinacea</i>	.	.	+	0,1	+	0,2m
<i>Plantago major</i> ssp. <i>major</i>	.	0,1	.	r	.	.
<i>Poa palustris</i>	.	.	.	.	.	0,1
<i>Poa pratensis</i>	0,2m	.	.	.	.	.
<i>Poa trivialis</i>	0,1m	2	2	1b	1b	0,4m
<i>Ranunculus acris</i>	+	.	.	.	.	.
<i>Ranunculus flammula</i>	.	0,1	.	0,1	0,1	0,1
<i>Ranunculus repens</i>	3	0,4m	1a	1a	0,4m	0,2m
<i>Rumex acetosa</i>	0,1m	0,1	0,1m	0,2m	0,2m	0,1m
<i>Silene flos-cuculi</i>	.	0,1	.	+	0,1	0,1
<i>Stellaria palustris</i>	.	.	.	.	+	0,1m
<i>Taraxacum officinale</i> agg.	+	.	.	+	.	.
<i>Trifolium repens</i>	.	.	.	0,1	.	0,1m
<i>Veronica scutellata</i>	.	.	.	r	r	.

Tabelle A42: Aufnahmen der Dauerbeobachtungsfläche 16.

Jahr	1995	1997	2000	2004	2008	2010
Aufnahmedatum	26.05.	29.05.	22.05.	27.05.	02.06.	25.05.
Veg.höhe in cm mittel (max.)	25	25 (70)	40 (90)	40 (90)	60 (100)	40 (90)
Veg.-dichte (Anz. Halme)	40	50	50	35	60	50
Nutzung	bew.		bew.			
Deckung gesamt (%)	99	98	96	96	94	97
Deckung Kraut (%)	5	5	20	12	5	7
Deckung Moos (%)	<1	<1	<1	<1	<1	<1
Artenzahl	16	20	18	17	15	21
<i>Agrostis stolonifera</i>	1a	2	0,1	0,4m	0,2m	0,2m
<i>Alopecurus geniculatus</i>	2	0,2m	0,2m	0,1m	0,1	0,1
<i>Alopecurus pratensis</i>	0,1	0,2m	0,2m	0,4m	2	4
<i>Bromus hordeaceus</i>	2	0,4m	0,2m	.	0,1	0,1
<i>Cardamine pratensis</i>	.	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1m
<i>Carex hirta</i>	0,1	0,1	0,1	0,1	.	0,1
<i>Cerastium holosteoides</i>	.	0,1m	0,1	0,1	0,1	+
<i>Cirsium arvense</i>	.	r	0,1	0,2m	0,2	0,2m
<i>Deschampsia cespitosa</i>	1b	2	2	+	+	+
<i>Elymus repens</i>	.	0,1m	.	.	.	.
<i>Festuca pratensis</i>	.	0,1	0,1	+	0,1	0,1
<i>Festuca rubra</i>	.	0,4m	0,4m	0,4m	0,1	0,1m
<i>Glechoma hederacea</i>	.	.	.	.	0,1	0,2m
<i>Glyceria fluitans</i>	.	.	.	.	.	+
<i>Holcus lanatus</i>	1a	1b	3	4	4	3
<i>Lolium perenne</i>	0,2m	0,2m	0,1	.	.	0,2m
<i>Phleum pratense</i>	.	.	.	.	.	0,1
<i>Plantago major</i> ssp. <i>major</i>	0,1	.	.	r	.	.
<i>Poa humilis</i>	.	.	.	.	.	0,1
<i>Poa pratensis</i>	1a	2	1a	.	.	0,1
<i>Poa trivialis</i>	0,4m	1a	2	3	4	3
<i>Ranunculus acris</i>	+	.	.	.	.	.
<i>Ranunculus flammula</i>	.	.	.	+	.	.
<i>Ranunculus repens</i>	0,1	0,1m	2	1b	0,2m	0,2m
<i>Silene flos-cuculi</i>	+	+	.	.	.	.
<i>Taraxacum officinale</i> agg.	0,1	0,1m	0,1	0,1	0,1	0,1
<i>Trifolium repens</i>	0,1m	0,1m	0,1m	0,1	.	.

Tabelle A43: Aufnahmen der Dauerbeobachtungsfläche 17.

Jahr	1995	1996	1997	1998	2000	2004	2008	2010
Aufnahmedatum	29.05.	31.05.	28.05.	03.06.	07.07.	28.05.	02.06.	07.06.
Veg.höhe in cm mittel (max.)	30 (70)	20 (50)	30 (70)	40 (90)	10 (40)	30 (50)	25 (60)	15 (55)
Veg.-dichte (Anz. Halme)	50	40	50	60	20	15	15	15
Nutzung	bew.							
Deckung gesamt (%)	99	95	98	98	98	85	95	95
Deckung Kraut (%)	65	15	18	20	20	45	40	46
Deckung Moos (%)	<1	<1	5	10	5	1	3	8
Artenzahl	27	27	25	27	28	28	32	34
<i>Agrostis stolonifera</i>	1a	2	2	2	1a	0,4m	0,4m	0,4m
<i>Alopecurus pratensis</i>	0,2m	0,1m	0,4m	0,4m	.	0,2m	0,2m	.
<i>Anthoxanthum odoratum</i>	+	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1m	0,2m	0,2m
<i>Bellis perennis</i>	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1
<i>Caltha palustris</i>	1a	1a	1b	1b	1b	2	2	3
<i>Cardamine pratensis</i>	0,1m	0,1m	0,1m	0,1m	0,1m	0,2m	0,2m	0,1m
<i>Carex acuta</i>	0,2m	0,2m	0,2m	0,4m	2	0,2m	1a	1a
<i>Carex acutiformis</i>	.	.	.	.	.	.	r	0,4m
<i>Carex hirta</i>	.	.	.	.	.	.	+	+
<i>Carex nigra</i>	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1
<i>Carex vesicaria</i>	0,1	0,1	.	0,1	.	0,4m	2	1a
<i>Carex x elytroides</i>	.	.	.	.	.	0,4m	0,1	0,1
<i>Cerastium holosteoides</i>	0,1m	0,1m	0,1	0,1	r	0,1	0,1	0,1
<i>Cirsium arvense</i>	.	.	.	.	.	r	.	.
<i>Deschampsia cespitosa</i>	0,1	0,1	0,2	0,1	0,2	0,2	1b	3
<i>Eleocharis palustris</i>	0,1m	0,1	0,1	0,1	0,1m	.	0,1m	0,1m
<i>Festuca pratensis</i>	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,2m	0,2m
<i>Festuca rubra</i>	0,1m	0,2m	0,2m	0,4m	0,2m	0,1m	0,1m	.
<i>Galium palustre</i>	0,1m	0,1m	0,1m	0,1m	0,2m	+	0,1m	0,2m
<i>Galium uliginosum</i>	.	.	.	.	.	.	0,1	0,1
<i>Glyceria fluitans</i>	.	.	.	.	.	0,1m	0,1	+
<i>Glyceria maxima</i>	0,1m	0,1m	0,2m	0,2m	0,4m	0,1	0,1	0,1
<i>Holcus lanatus</i>	0,4m	0,4m	0,4m	1a	0,4m	2	1b	1a
<i>Juncus bufonius</i>	.	.	.	.	0,1	.	.	.
<i>Juncus effusus</i>	r	.	+	.	.	.	.	.
<i>Leontodon autumnalis</i>	.	.	.	.	r	.	.	+
<i>Lysimachia nummularia</i>	.	.	0,1m	0,1	r	0,1	.	.
<i>Mentha aquatica</i>	.	.	.	.	0,1m	.	0,1	0,1m
<i>Mentha arvensis</i>	.	0,1	.	0,1m	.	.	.	0,1
<i>Myosotis scorpioides</i>	.	.	.	.	.	r	.	.
<i>Plantago major</i> ssp. <i>intermedia</i>	r	+	0,1	+	0,1	0,1	r	.
<i>Poa pratensis</i>	0,1m	0,4m	0,1m	0,1m	0,1	0,1	+	0,1
<i>Poa trivialis</i>	2	4	3	4	3	2	0,4m	0,4m
<i>Potentilla anserina</i>	.	.	.	.	.	.	r	+
<i>Ranunculus acris</i>	r	.	r	r	.	.	.	0,1
<i>Ranunculus flammula</i>	.	.	.	.	.	.	.	0,1
<i>Ranunculus repens</i>	6	0,1	0,1	0,1	0,4m	1b	1a	1a
<i>Rumex acetosa</i>	0,1	0,1	.	r	+	.	+	0,1
<i>Senecio aquaticus</i>	.	.	.	.	+	+	0,1	0,1
<i>Silene flos-cuculi</i>	0,1	0,1m	0,1m	0,1m	0,1m	0,1m	0,2m	0,1m
<i>Taraxacum officinale</i> agg.	+	0,1	.	.	0,1	.	.	+
<i>Trifolium repens</i>	0,1m	0,1m	0,1	0,1m	0,2m	0,1m	0,1m	0,1m
<i>Veronica serpyllifolia</i>	.	0,1m	.	.	.	.	.	.

Tabelle A44: Aufnahmen der Dauerbeobachtungsfläche 18.

Jahr	1995	1997	2000	2004	2008	2010
Aufnahmedatum	29.05.	28.05.	22.05.	27.05.	05.06.	29.05.
Veg.höhe in cm mittel (max.)	10 (40)	15	15 (50)	15 (35)	15 (50)	15 (45)
Veg.-dichte (Anz. Halme)	40	30	30	15	20	
Nutzung	bew.					
Deckung gesamt (%)	90	85	90	97	95	94
Deckung Kraut (%)	25	5	7	4	2	5
Deckung Moos (%)	25	10	5	7	3	2
Artenzahl	16	18	13	19	16	17
<i>Agrostis stolonifera</i>	0,2m	0,2m	0,2m	0,2m	0,4m	0,4m
<i>Alopecurus geniculatus</i>	0,2m	0,2m	0,2m	0,2m	0,1	0,1
<i>Alopecurus pratensis</i>	.	+	.	.	.	.
<i>Cardamine pratensis</i>	0,1m	0,1m	0,1m	0,2m	0,1m	0,1m
<i>Cerastium holosteoides</i>	.	0,1	r	.	.	.
<i>Deschampsia cespitosa</i>	2	3	4	6	7	7
<i>Equisetum palustre</i>	0,1m	0,1	0,1m	0,2m	0,2m	0,2m
<i>Festuca rubra</i>	.	.	.	0,1	0,1	0,1
<i>Galium palustre</i>	.	.	.	.	0,1	0,1m
<i>Galium uliginosum</i>	.	.	.	.	0,1	0,1
<i>Glyceria fluitans</i>	0,2m	0,2m	0,2m	0,1m	0,1	0,1
<i>Glyceria maxima</i>	0,1	0,1	0,1m	0,1	.	.
<i>Holcus lanatus</i>	1b	0,4m	1b	1a	1a	0,4m
<i>Leontodon autumnalis</i>	0,1	+	.	.	.	.
<i>Myosotis scorpioides</i>	.	.	.	r	.	.
<i>Phalaris arundinacea</i>	0,1	0,1	0,1	0,2m	0,2	0,4m
<i>Plantago major</i> ssp. <i>intermedia</i>	+	+	.	+	r	.
<i>Poa pratensis</i>	0,1m	0,1	.	.	.	.
<i>Poa trivialis</i>	1b	3	1b	2	1b	0,4m
<i>Potentilla anserina</i>	.	.	.	0,1	0,1	r
<i>Quercus robur</i> (juv.)	.	.	.	r	.	.
<i>Ranunculus flammula</i>	.	0,1	.	0,1	0,1	0,1
<i>Ranunculus repens</i>	2	0,2m	0,2m	0,1m	0,1m	0,1m
<i>Senecio aquaticus</i>	0,1	0,1	0,2	r	.	r
<i>Taraxacum officinale</i> agg.	.	.	.	r	.	.
<i>Trifolium repens</i>	0,1m	.	.	.	.	0,1

Tabelle A45: Aufnahmen der Dauerbeobachtungsfläche 19.

Jahr	1995	1997	2000	2004	2008	2010
Aufnahmedatum	29.05.	28.05.	26.05.	03.06.	09.06.	27.05.
Veg.höhe in cm mittel (max.)	25	20	20	20 (50)	30 (70)	15 (25)
Veg.-dichte (Anz. Halme)	60	45	40	50	45	40
Nutzung			bew.	bew.		
Deckung gesamt (%)	90	85	60	87	92	88
Deckung Kraut (%)	3	1	10	1	1	2
Deckung Moos (%)	<1	<1	<1	<1	<1	<1
Artenzahl	8	9	7	11	12	13
<i>Agrostis stolonifera</i>	.	.	.	0,1	0,1	0,2m
<i>Alopecurus geniculatus</i>	.	.	.	0,1	0,1	0,1
<i>Alopecurus pratensis</i>	0,1	0,1	.	.	+	.
<i>Anthoxanthum odoratum</i>	.	.	.	+	+	.
<i>Carex nigra</i>	+	.	0,1	0,1	.	0,1
<i>Cerastium holosteoides</i>	.	.	.	.	.	0,1
<i>Cirsium arvense</i>	.	+	.	.	r	r
<i>Deschampsia cespitosa</i>	8	8	6	8	8	7
<i>Festuca rubra</i>	.	.	.	0,1	0,1	.
<i>Holcus lanatus</i>	1a	+	0,1m	0,2m	2	1b
<i>Juncus effusus</i>	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1
<i>Poa pratensis</i>	0,1m	0,1	0,1	.	.	.
<i>Poa trivialis</i>	0,4m	0,1m	0,1m	0,2m	0,4m	0,2m
<i>Polygonum aviculare</i>	.	0,1	.	.	.	+
<i>Ranunculus flammula</i>	.	.	.	+	0,1	0,1
<i>Ranunculus repens</i>	0,2m	0,1	+	0,1	0,1	0,1
<i>Trifolium repens</i>	.	.	.	.	.	0,1

Tabelle A46: Aufnahmen der Dauerbeobachtungsfläche 20.

Jahr	1995	1997	2000	2004	2008	2010
Aufnahmedatum	29.05.	05.06.	07.06.	03.06.	04.06.	10.06.
Veg.höhe in cm mittel (max.)	30 (50)	40 (55)	35 (70)	35 (70)	35 (70)	30 (60)
Veg.-dicke (Anz. Halme)	50	55	30	30	30	30
Nutzung						
Deckung gesamt (%)	95	100	95	98	95	85
Deckung Kraut (%)	5	5	40	15	35	22
Deckung Moos (%)	25	10	10	85	60	8
Artenzahl	22	20	25	22	29	28
<i>Acorus calamus</i>	0,1m	0,1m	0,1m	0,1m	0,2m	0,2m
<i>Agrostis canina</i>	3	2	1a	0,2m	0,4m	0,2m
<i>Agrostis stolonifera</i>	.	.	2	1a	0,2m	0,2m
<i>Alnus glutinosa</i> (juv.)	.	.	r	.	.	r
<i>Anthoxanthum odoratum</i>	0,1	0,1	0,1m	0,1	0,2m	0,1
<i>Betula pendula</i> (juv.)	.	.	.	+	0,1	.
<i>Cardamine pratensis</i>	0,1m	0,1m	0,1m	0,1m	0,1m	0,1m
<i>Carex acuta</i>	0,1	0,1	0,1	1a	0,4m	0,4m
<i>Carex nigra</i>	4	2	1b	5b	5a	5a
<i>Carex ovalis</i>	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	+
<i>Carex rostrata</i>	.	.	.	.	.	r
<i>Carex x elytroides</i>	.	.	.	.	0,1	2
<i>Cerastium holosteoides</i>	r	.	.	.	.	.
<i>Cirsium palustre</i>	.	.	.	.	.	r
<i>Deschampsia cespitosa</i>	0,1	0,1	+	.	+	+
<i>Eleocharis palustris</i>	0,1m	.	0,1	.	.	.
<i>Equisetum palustre</i>	0,1	0,1	0,1	0,1m	0,1m	0,1
<i>Festuca pratensis</i>	.	.	0,1	.	0,1	0,1
<i>Festuca rubra</i>	0,1m	0,1m	0,1m	0,1m	0,1m	0,1
<i>Galium palustre</i>	0,1m	0,1m	0,4m	0,2m	0,1	0,2m
<i>Galium uliginosum</i>	.	.	.	0,1	0,1	0,1
<i>Holcus lanatus</i>	0,2m	3	2	+	1a	0,1
<i>Juncus effusus</i>	0,2	0,2m	0,1m	0,4m	0,4m	0,2
<i>Lotus pedunculatus</i>	0,1m	0,4m	3	1b	3	1a
<i>Mentha arvensis</i>	.	.	.	.	+	.
<i>Persicaria amphibia</i> var. <i>terrestris</i>	0,1	+	0,1	0,1	0,1	r
<i>Poa palustris</i>	.	.	.	0,1	0,1	+
<i>Poa pratensis</i>	0,1m	0,1m	0,1	.	.	.
<i>Poa trivialis</i>	0,2m	1b	0,4m	1a	0,2m	0,2m
<i>Ranunculus acris</i>	0,1	0,1	0,1	.	0,1	0,2m
<i>Ranunculus flammula</i>	.	.	r	0,1	0,1	0,1
<i>Ranunculus repens</i>	0,1	.	+	0,1	0,1	1a
<i>Rumex acetosa</i>	+	+	+	+	0,1	.
<i>Stellaria palustris</i>	.	.	.	.	0,1	0,1
<i>Trifolium repens</i>	.	.	.	.	0,1	.
<i>Vicia cracca</i>	.	r	.	.	.	.

Tabelle A47: Aufnahmen der Dauerbeobachtungsfläche 21.

Jahr	1995	1997	2000	2004	2008	2010
Aufnahmedatum	29.05.	05.06.	07.06.	03.06.	04.06.	14.06.
Veg.höhe in cm mittel (max.)	10 (20)	15 (30)	10 (30)	10 (50)	15 (40)	15 (35)
Veg.-dichte (Anz. Halme)	30	40	10	10	10	10
Nutzung						
Deckung gesamt (%)	80	90	95	75	92	92
Deckung Kraut (%)	30	25	38	7	45	42
Deckung Moos (%)	40	30	30	10	10	8
Artenzahl	8	11	13	10	16	18
<i>Agrostis canina</i>	3	2	1b	0,1m	0,4m	0,4m
<i>Agrostis stolonifera</i>	.	r	4	0,2m	0,2m	0,1m
<i>Anthoxanthum odoratum</i>	0,1	0,2m	0,1m	.	0,4m	1a
<i>Cardamine pratensis</i>	.	0,1	0,1	+	0,1	0,1
<i>Carex acuta</i>	0,1m	0,1m	0,1	1a	1a	1b
<i>Carex nigra</i>	3	5b	0,4m	4	4	4
<i>Carex ovalis</i>	.	.	.	.	+	+
<i>Carex vesicaria</i>	.	.	.	+	0,1	0,1
<i>Carex x elytroides</i>	.	.	.	.	.	0,1
<i>Deschampsia cespitosa</i>	0,1	0,1	0,1	.	+	.
<i>Eleocharis palustris</i>	.	.	.	.	0,1	0,1
<i>Equisetum fluviatile</i>	.	.	.	.	.	0,1
<i>Eriophorum angustifolium</i>	0,1m	0,1m	0,1m	0,1m	0,2m	0,2m
<i>Galium palustre</i>	.	.	0,1	+	0,1	0,1m
<i>Glyceria fluitans</i>	.	.	0,1	.	.	.
<i>Holcus lanatus</i>	.	0,2m	0,1m	.	0,2m	0,2m
<i>Juncus effusus</i>	.	.	.	.	.	0,1
<i>Poa trivialis</i>	.	.	.	.	0,1	0,1m
<i>Potentilla palustris</i>	3	2	4	3	4	4
<i>Ranunculus flammula</i>	+	+	0,1	0,1	0,2m	0,1m

Tabelle A48: Aufnahmen der Dauerbeobachtungsfläche 22.

Jahr	1996	1997	2000	2004	2008	2010
Aufnahmedatum	10.06.	05.06.	06.06.	01.06.	04.06.	10.06.
Veg.höhe in cm mittel (max.)	30	40	60	65 (75)	30 (60)	30 (80)
Veg.-dicke (Anz. Halme)	70	70	70	80	40	30
Nutzung						
Deckung gesamt (%)	95	95	99	99	94	95
Deckung Kraut (%)	8	6	5	4	4	15
Deckung Moos (%)	<1	<1	<1	1	1	<1
Artenzahl	13	17	22	18	23	25
<i>Agrostis canina</i>	1b	1a	1a	0,1	0,1	0,1
<i>Agrostis stolonifera</i>	.	.	5a	0,2m	3	1a
<i>Alopecurus geniculatus</i>	.	.	0,2m	.	.	.
<i>Anthoxanthum odoratum</i>	0,1	0,1	.	.	.	.
<i>Caltha palustris</i>	0,2	0,2	0,1	0,2	0,2	0,2
<i>Cardamine pratensis</i>	0,1m	0,1m	0,1m	0,1m	0,1m	0,1m
<i>Carex acuta</i>	0,4	0,4	0,2	3	1b	1b
<i>Carex acutiformis</i>	.	.	.	.	.	0,1
<i>Carex nigra</i>	+	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1
<i>Carex vesicaria</i>	0,4m	1a	2	5a	3	5a
<i>Carex x elytroides</i>	.	.	.	.	0,1	0,1
<i>Deschampsia cespitosa</i>	6	6	0,2	+	+	0,1
<i>Eleocharis palustris</i>	.	.	.	.	0,1	0,1
<i>Festuca pratensis</i>	.	.	.	.	.	0,1
<i>Galium palustre</i>	0,1	0,1m	0,1m	0,2m	0,2m	1a
<i>Galium uliginosum</i>	.	.	.	.	0,1	0,1
<i>Glyceria fluitans</i>	.	.	0,1m	0,1m	2	0,1
<i>Glyceria maxima</i>	.	0,1	0,2m	1a	0,2	+
<i>Holcus lanatus</i>	0,2	0,1	0,2m	.	0,1	0,4m
<i>Juncus effusus</i>	.	r	+	.	+	+
<i>Persicaria amphibia</i> var. <i>terrestris</i>	.	.	0,1	0,1	0,1	0,1
<i>Phalaris arundinacea</i>	.	+	0,1	0,4m	1a	0,4m
<i>Poa trivialis</i>	2	2	1a	1b	0,2m	1a
<i>Potentilla palustris</i>	.	.	+	0,1	0,1	0,1
<i>Ranunculus flammula</i>	.	0,1	0,1	0,1	0,2m	0,2m
<i>Ranunculus repens</i>	0,2m	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1
<i>Stellaria palustris</i>	.	.	0,1	0,1m	+	0,1
<i>Trifolium repens</i>	0,1	0,1	+	.	.	.

Tabelle A49: Aufnahmen der Dauerbeobachtungsfläche 23.

Jahr	1996	1997	2000	2004	2008	2010
Aufnahmedatum	10.06.	05.06.	06.06.	01.06.	04.06.	10.06.
Veg.höhe in cm mittel (max.)	15 (40)	15 (40)	30 (60)	35 (80)	30 (70)	15 (60)
Veg.-dicke (Anz. Halme)	40	45	45	40	25	25
Nutzung						
Deckung gesamt (%)	96	95	95	97	97	90
Deckung Kraut (%)	65	15	60	17	27	20
Deckung Moos (%)	<1	<1	<1	1	1	8
Artenzahl	17	18	22	22	28	34
<i>Agrostis canina</i>	.	.	.	.	.	0,1
<i>Agrostis stolonifera</i>	.	.	0,1	0,2m	0,4m	0,2m
<i>Anthoxanthum odoratum</i>	1b	2	1a	3	1b	3
<i>Betula pendula</i> (juv.)	.	.	.	.	.	+
<i>Bromus hordeaceus</i>	.	.	0,1	.	.	.
<i>Cardamine pratensis</i>	0,1	0,1m	0,1m	0,1m	0,1m	0,1m
<i>Carex acuta</i>	.	.	0,1	0,1	0,1	+
<i>Carex acutiformis</i>	.	.	.	.	.	+
<i>Carex nigra</i>	0,1	0,1	1a	2	3	3
<i>Carex x elytroides</i>	.	.	.	.	0,1	0,1
<i>Cerastium holosteoides</i>	.	0,1m	0,1m	r	0,1	+
<i>Cirsium palustre</i>	.	+	.	.	r	r
<i>Cirsium vulgare</i>	.	.	r	.	.	.
<i>Deschampsia cespitosa</i>	2	3	2	0,2	0,2	0,4m
<i>Festuca pratensis</i>	0,2m	0,2m	0,4m	1a	1a	0,2m
<i>Festuca rubra</i>	.	.	.	.	.	+
<i>Filipendula ulmaria</i>	0,1	0,1m	0,2	0,1	0,1	0,1
<i>Galium palustre</i>	0,1	0,1m	0,1m	0,1m	0,4m	0,4m
<i>Galium uliginosum</i>	.	.	.	.	0,1	0,1
<i>Glyceria fluitans</i>	+	.	0,4m	0,1m	0,4m	0,1
<i>Holcus lanatus</i>	1a	2	0,4m	2	2	1b
<i>Juncus effusus</i>	.	r	+	.	+	+
<i>Lotus pedunculatus</i>	.	.	.	.	0,1	0,1m
<i>Persicaria amphibia</i> var. <i>terrestris</i>	+	+	.	+	+	+
<i>Phalaris arundinacea</i>	.	.	0,1	0,1	0,1	0,1
<i>Poa annua</i>	0,1	.	.	.	.	.
<i>Poa trivialis</i>	0,4m	0,4m	1a	1b	0,2m	0,2m
<i>Ranunculus acris</i>	1b	0,1	0,1	0,1m	0,1	0,1
<i>Ranunculus flammula</i>	.	.	.	+	0,2m	0,1
<i>Ranunculus repens</i>	.	0,1m	4	1a	2	1a
<i>Rumex acetosa</i>	4	1a	0,4m	0,2m	0,2m	0,1
<i>Senecio aquaticus</i>	.	.	.	.	0,1	0,1
<i>Silene flos-cuculi</i>	0,1	0,1m	0,1m	0,1	0,1	0,1m
<i>Stellaria palustris</i>	.	.	.	r	.	.
<i>Trifolium pratense</i>	+	.	.	.	0,1	0,1
<i>Trifolium repens</i>	0,1m	0,1m	0,4m	0,1m	0,1m	0,1m
<i>Veronica chamaedrys</i>	.	.	.	.	.	0,1

Tabelle A50: Aufnahmen der Dauerbeobachtungsfläche 24.

Jahr	1996	1997	2000	2004	2008	2010
Aufnahmedatum	10.06.	03.06.	29.05.	02.06.	04.06.	10.06.
Veg.höhe in cm mittel (max.)	25 (50)	20 (50)	30 (60)	25 (50)	15 (45)	15 (55)
Veg.-dichte (Anz. Halme)	50	55	60	50	20	30
Nutzung						
Deckung gesamt (%)	96	96	98	93	97	95
Deckung Kraut (%)	50	70	50	12	4	14
Deckung Moos (%)	<1	<1	<1	3	1	1
Artenzahl	14	15	18	19	19	22
<i>Agrostis stolonifera</i>	.	.	0,2m	0,1m	0,4m	0,2m
<i>Alopecurus geniculatus</i>	.	0,1m	.	0,1	.	.
<i>Alopecurus pratensis</i>	0,1	0,1	0,1	0,1	.	.
<i>Anthoxanthum odoratum</i>	0,2m	0,2m	0,2m	1a	1b	1b
<i>Caltha palustris</i>	1a	1b	1a	0,4m	0,2	0,2
<i>Cardamine pratensis</i>	0,1m	0,2m	0,1m	0,1m	0,1m	0,1m
<i>Carex acuta</i>	0,1m	0,1m	0,2m	0,2m	0,2m	0,4m
<i>Carex acutiformis</i>	.	.	.	.	.	+
<i>Carex nigra</i>	.	.	r	+	0,1	.
<i>Carex vesicaria</i>	.	.	.	.	+	+
<i>Carex x elytroides</i>	.	.	.	.	0,1	0,1
<i>Deschampsia cespitosa</i>	6	4	4	6	7	6
<i>Festuca rubra</i>	.	.	.	.	.	0,1m
<i>Filipendula ulmaria</i>	r	+	0,1	0,1	+	+
<i>Galium palustre</i>	.	.	.	.	0,1	0,1m
<i>Galium uliginosum</i>	.	.	.	.	0,1	0,1
<i>Glyceria fluitans</i>	.	.	+	0,1m	.	+
<i>Glyceria maxima</i>	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	.
<i>Holcus lanatus</i>	0,1m	0,2m	1a	1a	1a	1b
<i>Iris pseudacorus</i>	+	.	+	+	+	r
<i>Poa trivialis</i>	1b	1b	2	2	0,4m	1b
<i>Ranunculus flammula</i>	.	+	+	0,1m	0,2m	0,2m
<i>Ranunculus repens</i>	3	4	3	1a	0,2m	1a
<i>Rumex acetosa</i>	0,1	0,1	0,1m	0,1	.	r
<i>Thalictrum flavum</i>	.	.	.	.	.	r
<i>Trifolium repens</i>	0,1	0,1	0,1m	r	0,1	0,1

Tabelle A51: Aufnahmen der Dauerbeobachtungsfläche 25.

Jahr	1996	1997	2000	2004	2008	2010
Aufnahmedatum	10.06.	03.06.	30.05.	02.06.	02.06.	10.06.
Veg.höhe in cm mittel (max.)	60	45	70	50 (70)	50 (75)	40 (60)
Veg.-dicke (Anz. Halme)	70	50	35	40	35	25
Nutzung						
Deckung gesamt (%)	100	98	93	97	98	97
Deckung Kraut (%)	5	10	8	5	6	18
Deckung Moos (%)	<1	<1	<1	<1	<1	<1
Artenzahl	16	18	15	18	20	24
<i>Agrostis canina</i>	.	.	.	.	.	0,1
<i>Agrostis stolonifera</i>	.	.	.	.	0,1	0,2m
<i>Ajuga reptans</i>	r	0,1	+	.	.	.
<i>Alopecurus geniculatus</i>	.	.	.	.	+	.
<i>Anthoxanthum odoratum</i>	0,1	0,2m	0,1m	1b	1a	2
<i>Bellis perennis</i>	.	.	.	.	.	.
<i>Betula pendula</i> (juv.)	.	.	.	.	.	+
<i>Caltha palustris</i>	r	r	.	r	r	r
<i>Cardamine pratensis</i>	0,1m	0,1m	0,1m	0,1m	0,1m	0,1m
<i>Carex acuta</i>	7	6	8	7	6	5b
<i>Carex acutiformis</i>	.	.	.	.	0,1	0,1
<i>Carex x elytroides</i>	.	.	.	.	.	0,1
<i>Cerastium holosteoides</i>	+	+	.	.	.	r
<i>Deschampsia cespitosa</i>	1b	2	0,4m	0,1	0,2	0,4m
<i>Festuca pratensis</i>	.	.	r	.	.	.
<i>Galium palustre</i>	0,1m	0,1m	0,2m	0,2m	0,2m	0,4m
<i>Galium uliginosum</i>	.	0,1	.	0,1	0,1	0,1
<i>Glyceria fluitans</i>	.	r	.	.	.	.
<i>Holcus lanatus</i>	0,1m	0,1m	0,2m	0,2m	2	1b
<i>Iris pseudacorus</i>	.	.	.	0,2m	.	.
<i>Mentha aquatica</i>	.	.	.	r	0,1	0,1
<i>Mentha arvensis</i>	0,1m	0,1m	.	.	.	0,1
<i>Phalaris arundinacea</i>	0,1m	0,1m	0,1	0,2	0,2	0,1
<i>Poa trivialis</i>	2	2	1a	0,2m	0,4m	0,2m
<i>Ranunculus flammula</i>	.	.	.	0,1	0,1	0,1
<i>Ranunculus repens</i>	0,1m	0,2m	0,1m	0,2m	0,4m	1a
<i>Rhinanthus angustifolius</i> ssp. <i>grandiflorus</i>	.	.	.	.	r	0,2m
<i>Rumex acetosa</i>	0,1m	0,1	0,2m	0,1	+	0,1
<i>Senecio aquaticus</i>	.	.	0,1	.	.	.
<i>Silene flos-cuculi</i>	0,1m	0,4m	0,2m	0,1	+	+
<i>Taraxacum officinale</i> agg.	.	.	.	+	.	.
<i>Thalictrum flavum</i>	+	+	+	0,1	0,1	0,1

Tabelle A52: Aufnahmen der Dauerbeobachtungsfläche 26.

Jahr	1996	1997	2000	2004	2008	2010
Aufnahmedatum	10.06.	03.06.	29.05.	28.05.	05.06.	10.06.
Veg.höhe in cm mittel (max.)	8	8	20 (60)	20 (60)	15 (60)	15 (50)
Veg.-dicke (Anz. Halme)	10	15	40	20	15	20
Nutzung						
Deckung gesamt (%)	30	80	90	94	87	94
Deckung Kraut (%)	12	40	10	12	3	10
Deckung Moos (%)	<1	<1	10	2	4	<1
Artenzahl	12	16	15	17	19	21
<i>Agrostis stolonifera</i>	.	.	.	0,2m	0,4m	0,4m
<i>Alopecurus pratensis</i>	.	+	+	0,2m	.	.
<i>Anthoxanthum odoratum</i>	0,1	0,2m	0,1m	1a	0,4m	1a
<i>Caltha palustris</i>	+	+	+	+	0,1	0,1
<i>Cardamine pratensis</i>	0,1m	0,1m	0,1m	0,1m	0,1m	0,1m
<i>Carex acuta</i>	0,1	0,1	0,1	0,1	0,4m	0,4m
<i>Carex acutiformis</i>	.	.	.	.	.	+
<i>Carex nigra</i>	.	.	.	0,2m	0,1	0,1
<i>Carex x elytroides</i>	.	.	.	.	0,4m	0,2m
<i>Cerastium holosteoides</i>	.	+	+	+	.	.
<i>Deschampsia cespitosa</i>	2	4	4	5a	6	6
<i>Festuca pratensis</i>	+	.	+	.	.	.
<i>Galium palustre</i>	.	.	+	.	0,1	0,2m
<i>Galium uliginosum</i>	.	.	.	.	0,1	0,1
<i>Glyceria fluitans</i>	.	.	.	.	0,1	+
<i>Holcus lanatus</i>	0,1m	1a	3	1b	0,4m	1a
<i>Juncus effusus</i>	.	.	.	.	+	+
<i>Phalaris arundinacea</i>	0,1	0,1	0,2m	1a	0,2	0,1
<i>Poa annua</i>	0,1	.	.	r	.	.
<i>Poa pratensis</i>	.	0,1m	.	.	.	.
<i>Poa trivialis</i>	0,1	0,4m	2	2	0,4m	1a
<i>Ranunculus flammula</i>	.	+	.	r	0,1	0,1
<i>Ranunculus repens</i>	.	2	0,4m	1a	0,2m	0,4m
<i>Rumex acetosa</i>	1a	1a	0,1m	0,2m	0,1	0,1
<i>Stellaria palustris</i>	.	0,1	.	.	.	.
<i>Trifolium repens</i>	.	.	.	.	.	0,1
<i>Vicia cracca</i>	+	+	0,1m	0,1m	0,1	0,1

Tabelle A53: Aufnahmen der Dauerbeobachtungsfläche 27.

Jahr	1996	1997	2000	2004	2008	2010
Aufnahmedatum	10.06.	03.06.	06.06.	03.06.	05.06.	14.06.
Veg.höhe in cm mittel (max.)	15 (25)	15 (25)	10 (20)	15 (30)	15 (40)	15(40)
Veg.-dichte (Anz. Halme)	40	40	10	25	20	20
Nutzung						
Deckung gesamt (%)	90	90	85	93	93	92
Deckung Kraut (%)	5	5	5	7	7	8
Deckung Moos (%)	<1	<1	<1	1	3	2
Artenzahl	11	12	12	13	14	15
<i>Agrostis canina</i>	0,2	0,4m	2	0,1m	0,4m	0,4m
<i>Agrostis stolonifera</i>	1a	2	2	3	4	5a
<i>Caltha palustris</i>	0,1	0,1	0,1	0,2	0,2	0,2
<i>Cardamine pratensis</i>	0,1m	0,1m	0,1m	0,1m	0,1m	0,1m
<i>Carex nigra</i>	0,4m	0,4m	2	2	1a	1a
<i>Carex x elytroides</i>	.	.	.	.	.	0,2m
<i>Deschampsia cespitosa</i>	6	6	2	2	1a	1b
<i>Galium palustre</i>	0,1m	0,1m	0,1m	0,2m	0,2m	0,2m
<i>Galium uliginosum</i>	.	.	.	.	0,1m	0,1
<i>Glyceria fluitans</i>	.	0,1	1a	1b	3	1a
<i>Holcus lanatus</i>	.	.	.	.	0,1	0,1m
<i>Phalaris arundinacea</i>	0,1	0,1	0,1	0,1	+	0,1
<i>Poa trivialis</i>	1a	1a	1b	1b	1a	0,2m
<i>Ranunculus flammula</i>	.	0,1	0,2m	0,2m	0,1	0,2m
<i>Ranunculus repens</i>	0,1m	0,1m	0,1m	0,1m	0,1	0,1
<i>Stellaria palustris</i>	+	.	.	r	.	.

Tabelle A54: Aufnahmen der Dauerbeobachtungsfläche 28.

Jahr	1997	2000	2004	2008	2010
Aufnahmedatum	05.06.	07.06.	03.06.	04.06.	10.06.
Veg.höhe in cm mittel (max.)	30 (50)	40 (60)	40 (60)	30 (60)	30 (65)
Veg.-dicke (Anz. Halme)	45	50	40	30	35
Nutzung					
Deckung gesamt (%)	96	98	97	96	98
Deckung Kraut (%)	70	75	60	45	53
Deckung Moos (%)	20	<1	3	10	1
Artenzahl	25	25	26	22	26
<i>Agrostis canina</i>	1b	1b	0,1m	0,1m	0,1
<i>Agrostis stolonifera</i>	1a	0,4m	0,4m	0,2m	0,2m
<i>Anthoxanthum odoratum</i>	.	.	0,1	0,1m	0,2m
<i>Caltha palustris</i>	5a	5b	5a	3	3
<i>Cardamine pratensis</i>	0,1m	0,1m	0,2m	0,2m	0,1m
<i>Carex acuta</i>	0,1m	1a	3	3	1b
<i>Carex acutiformis</i>	.	.	.	.	0,1
<i>Carex nigra</i>	0,4m	0,2m	1a	1a	0,4m
<i>Carex vesicaria</i>	0,1	0,1m	0,2m	0,2m	0,1
<i>Carex x elytroides</i>	.	.	.	.	1a
<i>Deschampsia cespitosa</i>	1b	1b	1a	1a	1a
<i>Equisetum fluviatile</i>	0,1	0,1m	0,1	0,1	0,1m
<i>Festuca pratensis</i>	0,1m	0,2m	0,2m	0,2m	0,1
<i>Festuca rubra</i>	1b	0,4m	0,2m	0,1	0,1
<i>Filipendula ulmaria</i>	0,1	0,1	+	0,1	0,2
<i>Galium palustre</i>	1a	1a	0,4m	1a	1a
<i>Galium uliginosum</i>	.	.	0,1	0,1	0,1
<i>Glyceria fluitans</i>	+	0,1	0,1	0,2m	0,1
<i>Holcus lanatus</i>	0,1m	0,2m	0,4m	1b	3
<i>Lathyrus palustris</i>	.	r	.	.	.
<i>Lysimachia nummularia</i>	0,1	+	0,1	.	+
<i>Mentha aquatica</i>	0,2m	0,2m	0,1	.	.
<i>Myosotis scorpioides</i>	r	.	.	.	.
<i>Phalaris arundinacea</i>	+	0,1	0,1	0,1	+
<i>Poa pratensis</i>	0,1m	0,1m	0,1	.	.
<i>Poa trivialis</i>	.	0,2m	0,4m	0,4m	0,2m
<i>Ranunculus flammula</i>	0,1m	0,1	0,1m	0,4m	1a
<i>Ranunculus repens</i>	0,1	0,4m	0,2m	0,4m	0,4m
<i>Silene flos-cuculi</i>	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1
<i>Stellaria palustris</i>	0,1m	+	0,1	.	+
<i>Trifolium repens</i>	0,1	.	.	.	.

Tabelle A55: Aufnahmen der Dauerbeobachtungsfläche 29.

Jahr	1997	2000	2004	2008	2010
Aufnahmedatum	05.06.	06.06.	03.06.	04.06.	10.06.
Veg.höhe in cm mittel (max.)	60	40 (60)	50 (75)	40 (80)	50 (80)
Veg.-dichte (Anz. Halme)	70	40	60	45	40
Nutzung					
Deckung gesamt (%)	100	75	98	87	93
Deckung Kraut (%)	3	3	4	11	24
Deckung Moos (%)	<1	<1	1	1	2
Artenzahl	15	13	14	18	22
<i>Agrostis canina</i>	0,2m	.	.	0,1	0,1
<i>Agrostis stolonifera</i>	0,4m	2	2	0,2m	0,2m
<i>Caltha palustris</i>	.	+	+	0,1	0,2
<i>Cardamine pratensis</i>	0,1m	0,1m	0,1m	0,1m	0,2m
<i>Carex acuta</i>	5a	4	6	6	6
<i>Carex acutiformis</i>	.	.	.	0,1	0,1
<i>Carex nigra</i>	4	0,2m	0,2m	0,2m	0,1
<i>Carex vesicaria</i>	.	0,1	0,1	0,1	0,2m
<i>Carex x elytroides</i>	.	.	.	.	0,1
<i>Eleocharis palustris</i>	0,1m	0,2m	0,4m	1a	1a
<i>Equisetum fluviatile</i>	+	.	.	0,1	0,1
<i>Equisetum palustre</i>	+	.	.	.	.
<i>Festuca pratensis</i>	.	.	.	.	0,1
<i>Galium palustre</i>	.	0,1m	0,2m	1a	1b
<i>Galium uliginosum</i>	0,2m	.	.	0,2m	0,1
<i>Glyceria fluitans</i>	0,1m	0,2m	0,1m	0,1	0,1
<i>Glyceria maxima</i>	0,1	.	.	.	.
<i>Holcus lanatus</i>	.	.	.	.	0,1
<i>Myosotis scorpioides</i>	.	0,1	0,2m	0,2m	0,2m
<i>Phalaris arundinacea</i>	0,1m	0,1	0,1	0,1	0,1
<i>Poa palustris</i>	.	.	0,1	0,1	.
<i>Poa trivialis</i>	0,1	.	0,1m	0,1m	0,1
<i>Ranunculus flammula</i>	0,1m	0,1m	0,1	0,1	0,4m
<i>Ranunculus repens</i>	.	.	.	.	+
<i>Stellaria palustris</i>	0,1	0,1	.	.	0,1

Tabelle A56: Aufnahmen der Dauerbeobachtungsflächen an der Westseite (DF 04, 05) und der westlichen Dämmerniederung 2003 – 2009.

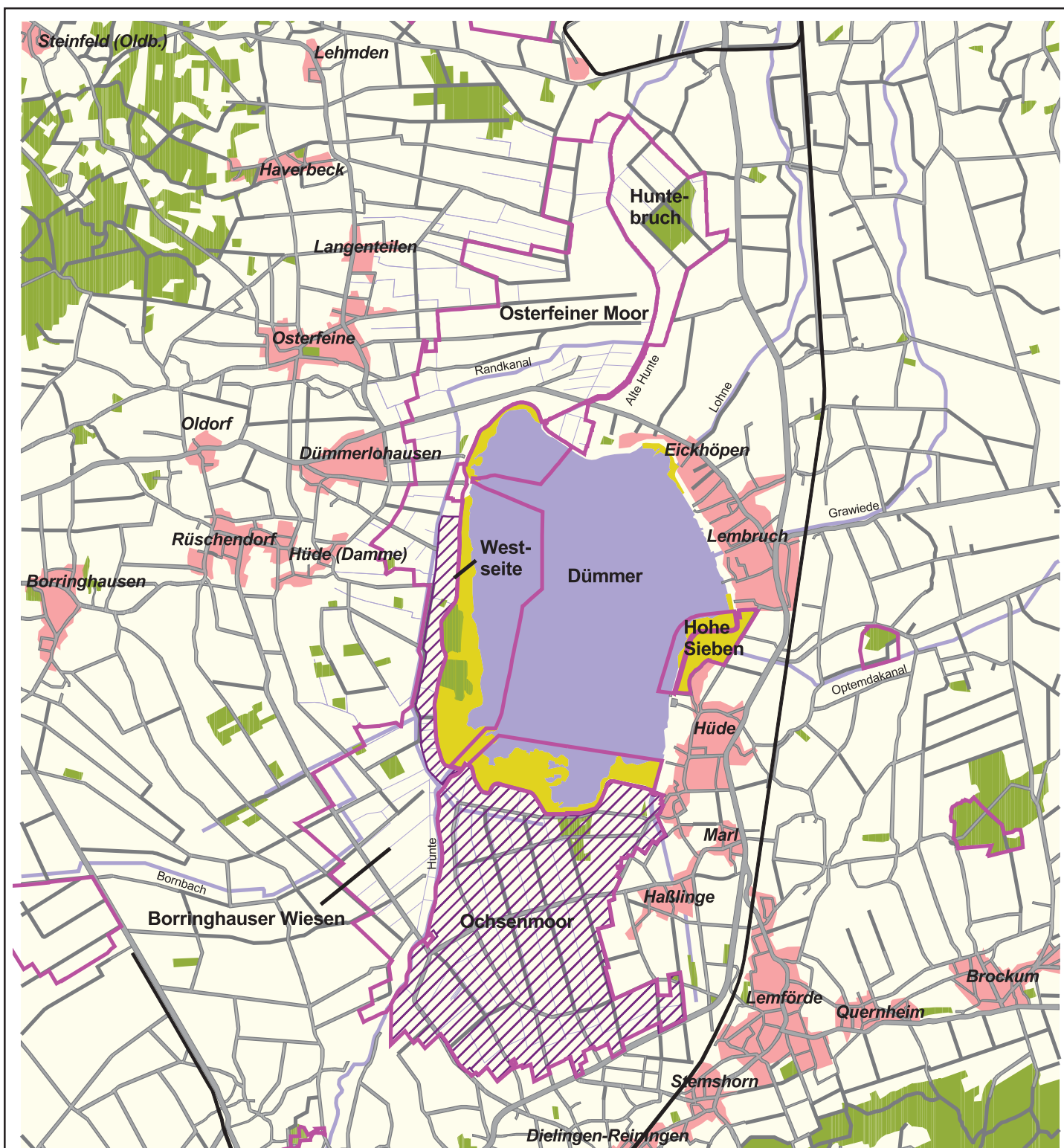
[illegible]

(Fortsetzung Tabelle A56):

[illegible]

Tabelle A57: Vegetationstabelle Westseite 2009.

Aufnahmnr. 1987	80	82	85	87	89	91	93	162	175	183	184	186	190	227	228
Aufnahmedatum 2009	21.05.	25.05.	21.05.	21.05.	21.05.	21.05.	21.05.	21.05.	21.05.	21.05.	27.05.	21.05.	21.05.	27.05.	21.05.
Veg.höhe in cm mittel (max.)	15 (40)	30 (60)	45 (70)	25 (60)	50 (70)	30 (60)	30 (60)	50 (70)	30 (60)	20 (45)	60	50 (80)	20 (50)	70	30 (70)
Deckung gesamt (%)	98	94	97	95	87	96	96	90	94	90	94	87	96	99	95
Deckung Kraut (%)	20	5	5	20	12	12	20	5	20	3	14	15	2	3	15
Deckung Moos (%)	2	5	1	1	1	1	1	2	1	1	2	1	0	3	1
Artenzahl	19	25	19	17	17	14	17	18	11	18	25	24	10	21	18
<i>Achillea ptarmica</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.
<i>Agrostis gigantea</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.
<i>Agrostis stolonifera</i>	2a	2a	2m	2a	.	2m	2m	2m	2b	2b	1	2m	3	1	2m
<i>Alopecurus geniculatus</i>	2m	.	1	2m	.	.	2a	.	.	2m	.	.	.	.	2m
<i>Alopecurus pratensis</i>	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Anthoxanthum odoratum</i>	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Bromus hordeaceus</i>	.	.	.	.	.	.	2m	.	.	.	.	.	.	.	2m
<i>Calamagrostis canescens</i>	.	2a	.	.	4	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Callitha palustris</i>	.	.	+	.	2a	r	.	+	.	.	.	r	.	.	.
<i>Cardamine pratensis</i>	2m	1	1	2m	2m	1	2m	1	2m	1	2m	2m	2m	1	1
<i>Carex acuta</i>	.	4	3	.	3	.	.	4	.	2a	5	2b	.	5	.
<i>Carex acutiformis</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	2m	2a	.	1	.
<i>Carex canescens</i>	.	0,1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Carex nigra</i>	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.
<i>Carex x elytroides</i>	.	2m	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.
<i>Carex rostrata</i>	2m	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.
<i>Carex vesicaria</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.
<i>Cerastium holosteoides</i>	1	.	1	2m	.	.	1	.	1	.	.	.	.	.	1
<i>Cirsium arvense</i>	.	.	.	.	.	.	r	.	.	.	.	.	.	.	1
<i>Cirsium palustre</i>	+	+	.	1	1	+	.	.	.	.	2a	.	.	1	.
<i>Dactylis glomerata</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Deschampsia cespitosa</i>	+	.	.	.	+	+	.	+	.	r	.	.	+	.	.
<i>Epilobium ciliatum</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	r	.	.	.	.	.	.
<i>Epilobium hirsutum</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	r	.	.	.
<i>Epilobium palustre</i>	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	1	.	.	1	.
<i>Equisetum fluviatile</i>	2m	2m	.	1	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.
<i>Equisetum palustre</i>	.	.	1	1	2m	.	.	2m	2m	.	2m	2a	.	2m	.
<i>Festuca arundinacea</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	r	.	.	.
<i>Festuca pratensis</i>	.	.	1	2a	.	.	+	1	.	.	.	2a	.	.	2a
<i>Filipendula ulmaria</i>	.	1	+	.	.	2a	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Galium palustre</i>	2m	2m	.	.	2m	.	.	2a	1	1	2a	1	.	.	.
<i>Galium uliginosum</i>	.	.	.	.	1	.	.	1	.	.	2m	1	.	.	.
<i>Glechoma hederacea</i>	.	.	.	.	.	2m	.	.	+	.	.	.	.	.	2a
<i>Glyceria fluitans</i>	4	.	2a	3	1	.	2b	.	2a	4	.	.	2b	.	1
<i>Glyceria maxima</i>	+	1	.	.	.	+	.	.	.	2a	.	2a	.	1	.
<i>Gnaphalium uliginosum</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Holcus lanatus</i>	2a	2a	3	2b	2m	1	3	2m	3	2m	2a	3	2b	1	3
<i>Iris pseudacorus</i>	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.
<i>Juncus articulatus</i>	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Juncus effusus</i>	1	r	.	r	r	.	.	.	.	+	.	.	+	.	.
<i>Leontodon autumnalis</i>	.	.	.	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Lolium perenne</i>	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	1
<i>Lotus pedunculatus</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	2a	.	.	.
<i>Lycopus europaeus</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.
<i>Lysimachia nummularia</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.
<i>Lysimachia vulgaris</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	1	.
<i>Mentha arvensis</i>	.	1	.	.	.	.	.	2m	.	.	2m	.	.	1	.
<i>Myosotis scorpioides</i>	.	r	+	.	.	.	.	1	.	.	1	+	.	1	+
<i>Persicaria amphibia</i> var. <i>terrestris</i>	.	.	1	.	.	.	.	.	.	1	.	1	.	1	.
<i>Phalaris arundinacea</i>	.	1	1	.	.	3	r	1	.	+	+	.	2a	1	+
<i>Plantago major</i> ssp. <i>major</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+
<i>Poa trivialis</i>	2m	2m	2a	2b	2a	4	2b	2b	2b	2m	2a	2m	3	2a	2m
<i>Ranunculus flammula</i>	2m	2m	1	.	1	.	.	.	.	2m	.	.	r	.	.
<i>Ranunculus repens</i>	2b	2m	1	2b	1	2m	2b	2m	2b	1	2m	1	2m	1	2b
<i>Rumex acetosa</i>	r	1	.	.	.	.	.	.	.	.	1	2m	.	.	.
<i>Rumex obtusifolius</i>	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Scutellaria galericulata</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.
<i>Senecio aquaticus</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.
<i>Silene flos-cuculi</i>	.	2m	r	1	r	.	1	.	.	.	+	.	.	+	.
<i>Stellaria palustris</i>	+	1	.	.	.	.	.	.	.	.	1	+	.	.	.
<i>Taraxacum officinale</i> agg.	.	.	.	1	.	.	2m	+	.	.	.	+	.	r	2a
<i>Trifolium repens</i>	1	.	.	2m	.	.	2m	.	.	.	.	1	.	.	2a
<i>Urtica dioica</i>	.	.	.	.	.	2a	.	1	.	.	.	.	.	1	.



Karte 1: Übersichtskarte mit Abgrenzung der Teilräume innerhalb der Dümmerniederung

 Wasserflächen	 Grenzen der Naturschutzgebiete
 Verlandungszone des Dümmers	 Grenzen der UG Ochsenmoor und Westseite
 Wald	
 größere Siedlungsflächen	
 Eisenbahnlinien	
 Bundes-, Landes- und Kreisstraßen	
 Nebenstraßen, Feld- und Waldwege	

Quelle:
Vektordaten der Naturschutzstation Dümmer

0 500 1000 1500 Meter





Karte 2: Flurbezeichnungen und Kartiereinheiten innerhalb des NSG Ochsenmoor

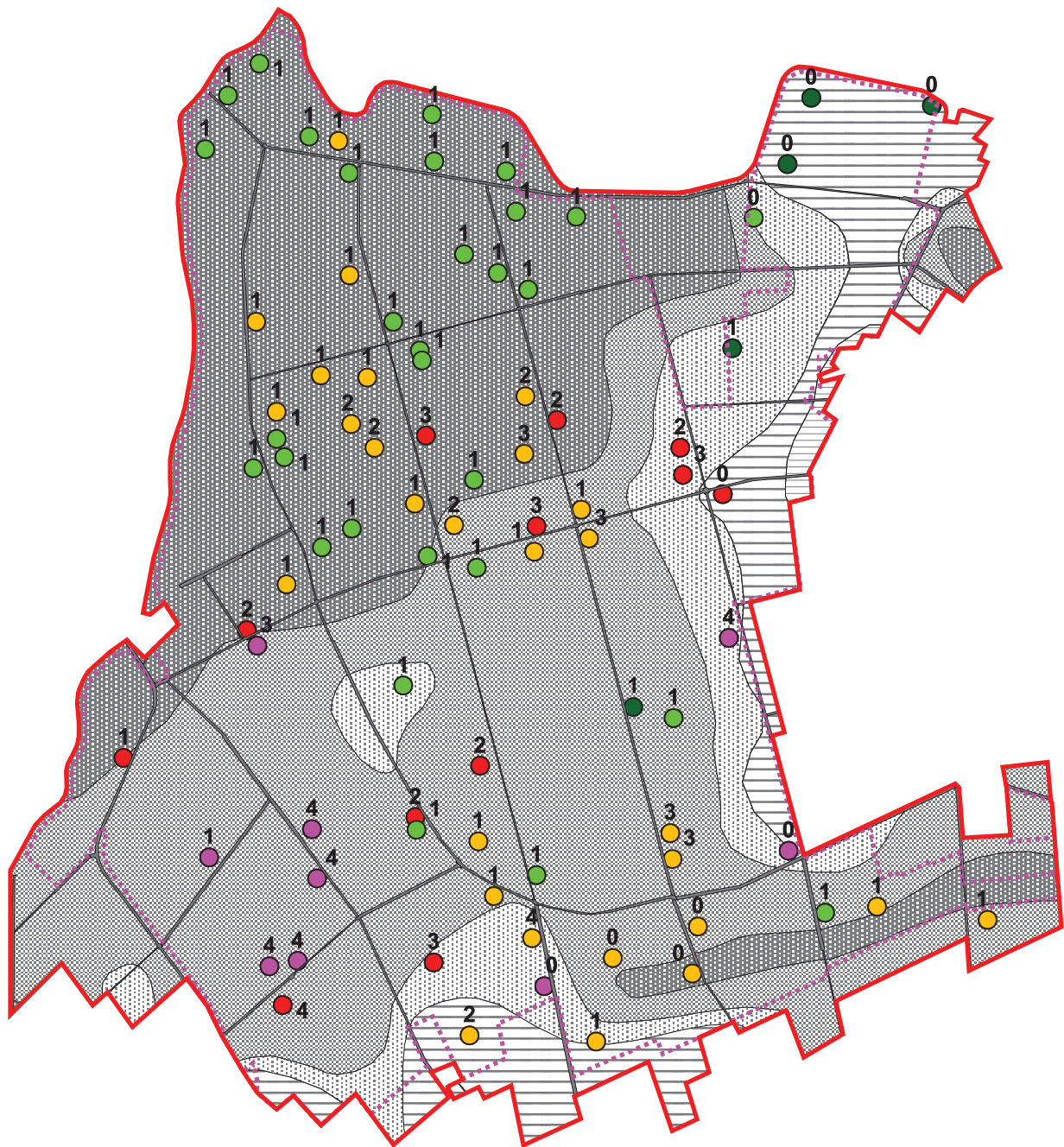
-  Dauergrünland in öffentlichem Eigentum mit Grenzen und Bezeichnungen der Kartiereinheiten
-  Flurstücksgrenzen, soweit nicht als Kartiereinheit abgegrenzt
-  Dauerbrachen sowie private Grünlandflächen mit Flurstücksgrenzen
-  andere Biotoptypen

-  Grenze des NSG Ochsenmoor
-  Grenze des in allen Vegetationskartierungen bearbeiteten Vergleichsgebietes

Quellen:
 Naturschutzstation Dümmer (unveröff.),
 eigene Erhebungen

0 200 400 600 Meter





Karte 4: Bodenentwicklungsstufen und pedogene Veränderung der Mudden

Bodenentwicklungsstufen (vgl. Abb. 2)

- [0] - +/- unverändert
- [1] - vererdet
- [2] - stark vererdet & Mursch
- [3] - schwach vermulmt & Mursch
- [4] - vermulmt & Mursch
- [5] - stark vermulmt & Mursch

Bodentypen

- Gley
- Pseudogley
- Hn, < 0,5 m
- Hn, 0,5-1m
- Hn, >1,0 m

- Grenze des NSG Ochsenmoor
- - - Grenze des in allen Vegetationskartierungen bearbeiteten Vergleichsgebietes
- Straßen und Wege

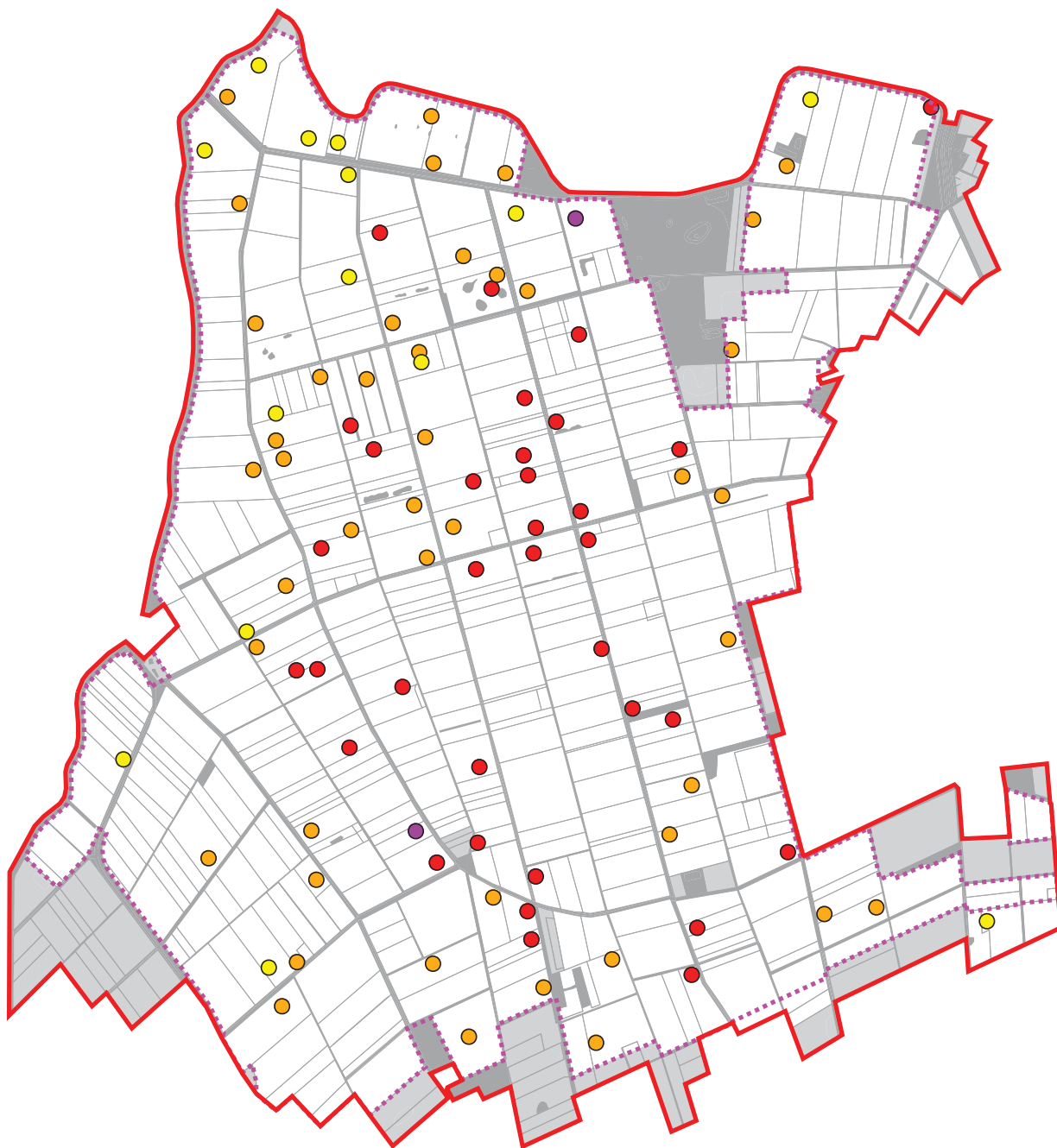
pedogene Veränderung der Mudden (Ziffern)

- 0 - keine Mudde ausgebildet
- 1 - Mudde nicht erkennbar pedogen verändert
- 2 - Mudde nur oberflächlich pedogen verändert
- 3 - Mudde mit erheblichen, tiefergehenden pedogenen Veränderungen
- 4 - Muddeauflage durchgängig stark pedogen beeinflusst

Quellen:
 Bodentypen: GfL (1985)
 Moormächtigkeiten: eigene Erhebungen

0 200 400 600 Meter





Karte 5: pH-Werte der Bodenproben aus dem NSG Ochsenmoor 2008

pH-Werte

- stark sauer (pH 4.0 - <4.7)
- mäßig sauer (pH 4.7 - <5.3)
- schwach sauer (pH 5.4 - <6.1)
- sehr schwach sauer (pH 6.1 - <6.8)

— Grenze des NSG Ochsenmoor

- - - Grenze des in allen Vegetationskartierungen
bearbeiteten Vergleichsgebietes

□ Dauergrünland in öffentlichem Eigentum mit Flurstücksgrenzen

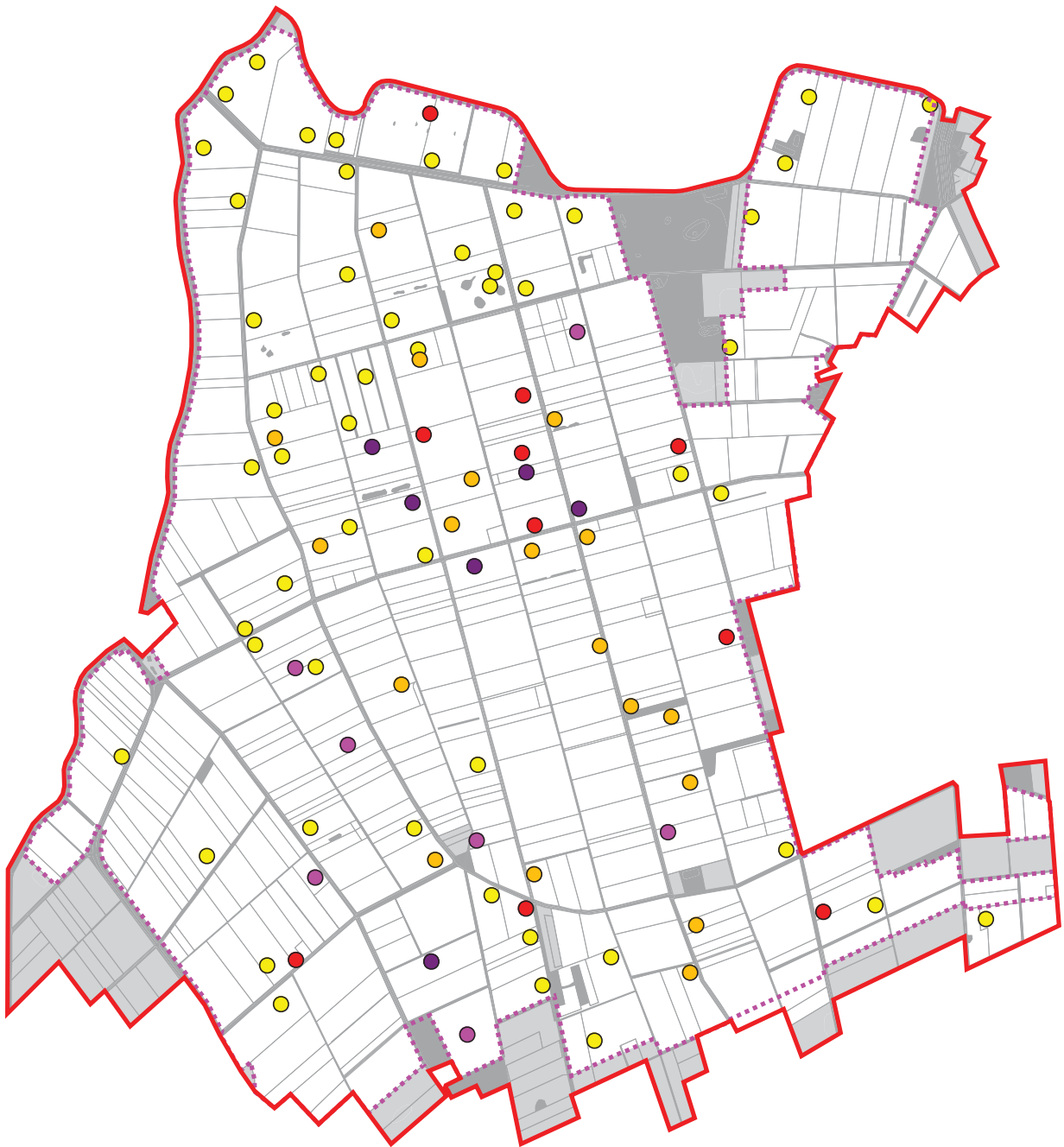
■ Dauerbrachen sowie private Grünlandflächen mit Flurstücksgrenzen

■ andere Biotoptypen

Quelle:
eigene Erhebungen

0 200 400 600 Meter





Karte 6: Phosphor-Gehalte der Bodenproben aus dem NSG Ochsenmoor 2008

P-Gehaltssklassen nach Schweder et al. (2004)

- A - "sehr niedrig"
- B - "niedrig"
- C - "anzustreben"
- D - "hoch"
- E - "sehr hoch"

— Grenze des NSG Ochsenmoor

- - - Grenze des in allen Vegetationskartierungen
bearbeiteten Vergleichsgebietes

□ Dauergrünland in öffentlichem Eigentum mit Flurstücksgrenzen

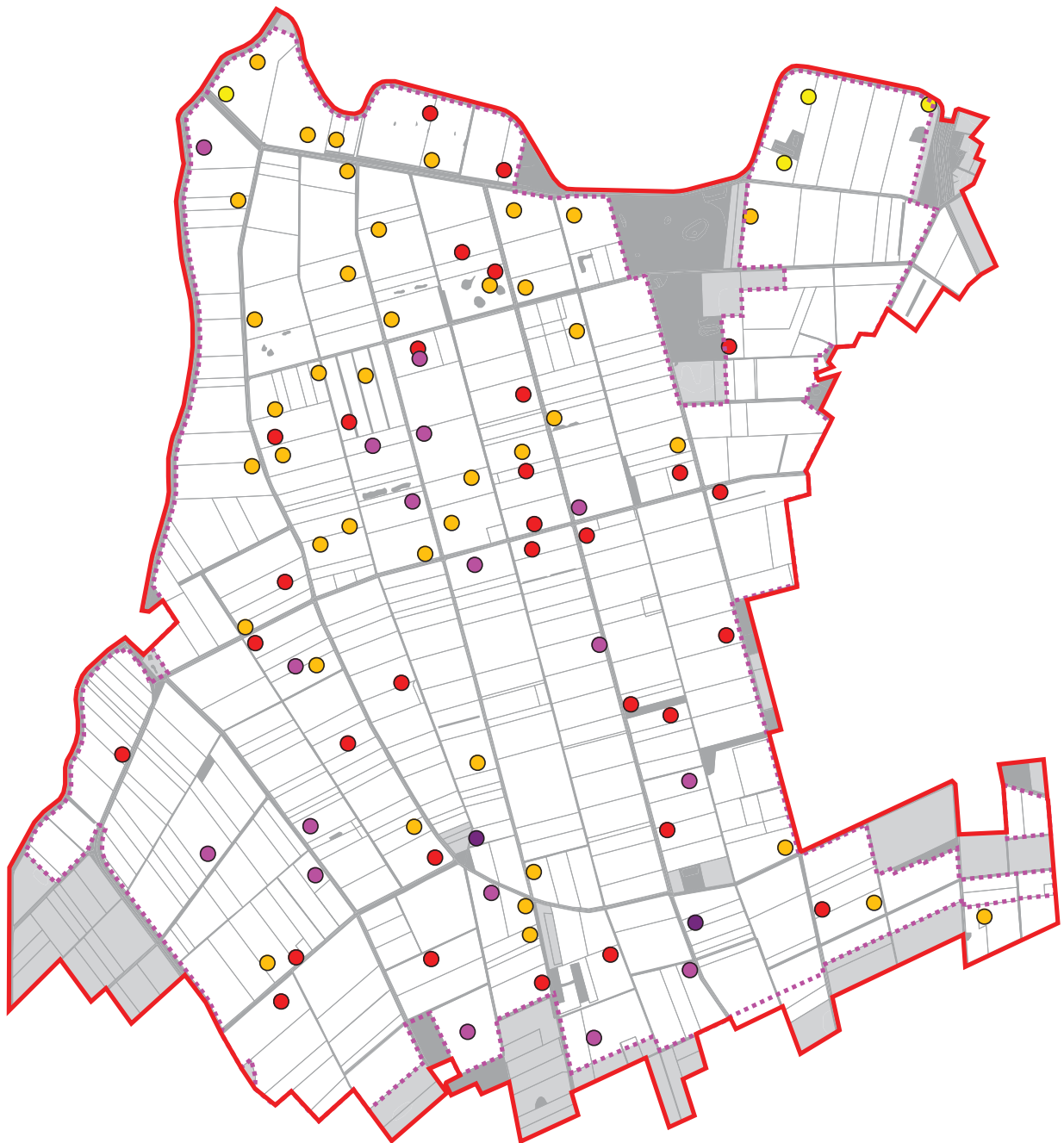
□ Dauerbrachen sowie private Grünlandflächen mit Flurstücksgrenzen

■ andere Biotoptypen

Quelle:
eigene Erhebungen

0 200 400 600 Meter





Karte 7: Kalium-Gehalte der Bodenproben aus dem NSG Ochsenmoor 2008

K-Gehaltsklassen nach Schweder et al. (2004)

- A - "sehr niedrig"
- B - "niedrig"
- C - "anzustreben"
- D - "hoch"
- E - "sehr hoch"

— Grenze des NSG Ochsenmoor

- - - Grenze des in allen Vegetationskartierungen
bearbeiteten Vergleichsgebietes

□ Dauergrünland in öffentlichem Eigentum mit Flurstücksgrenzen

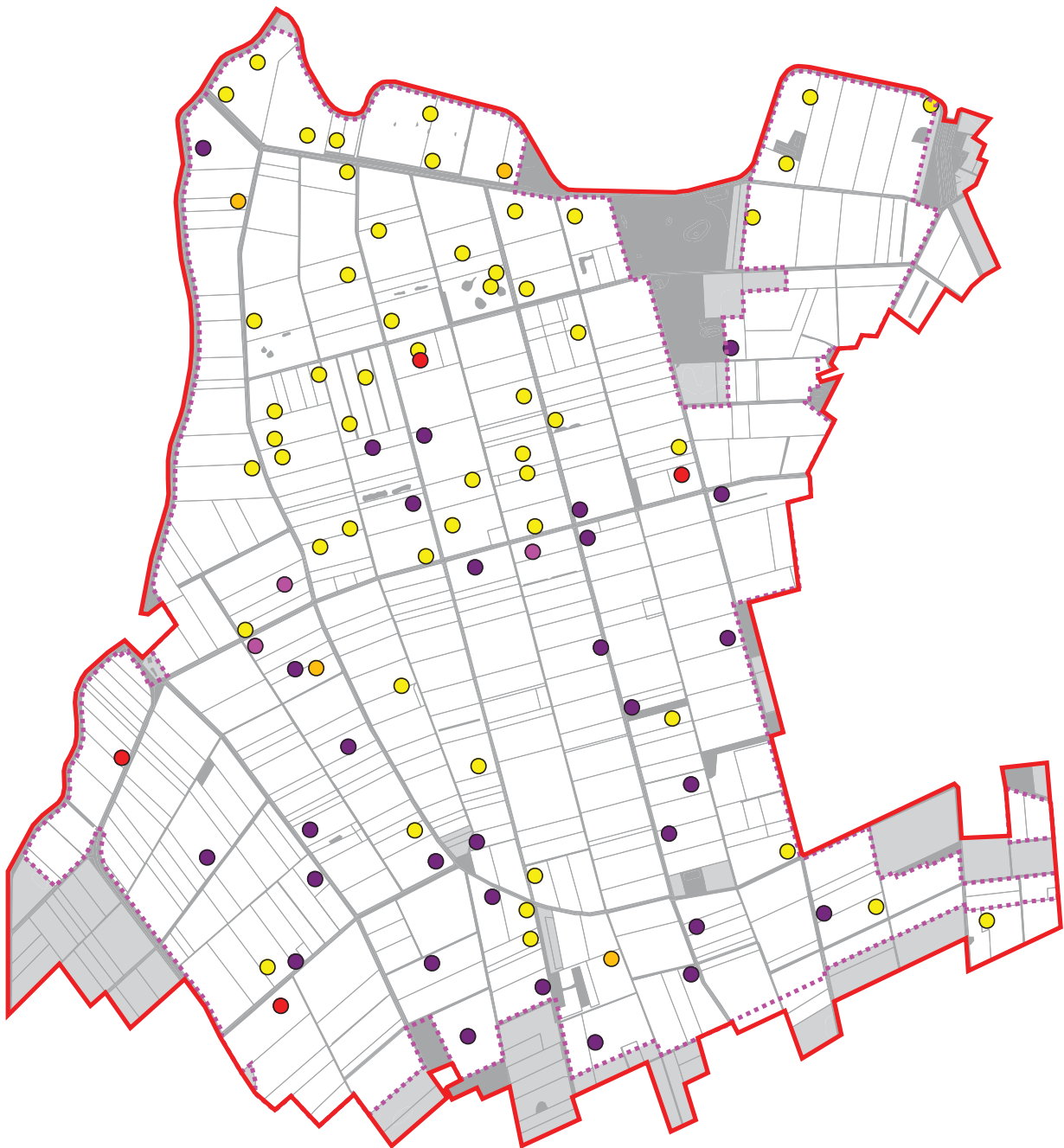
□ Dauerbrachen sowie private Grünlandflächen mit Flurstücksgrenzen

■ andere Biotoptypen

Quelle:
eigene Erhebungen

0 200 400 600 Meter





Karte 8: Magnesium-Gehalte der Bodenproben aus dem NSG Ochsenmoor 2008

Mg-Gehaltssklassen nach Schweder et al. (2004)

- A - "sehr niedrig"
- B - "niedrig"
- C - "anzustreben"
- D - "hoch"
- E - "sehr hoch"

— Grenze des NSG Ochsenmoor

- - - Grenze des in allen Vegetationskartierungen
bearbeiteten Vergleichsgebietes

□ Dauergrünland in öffentlichem Eigentum mit Flurstücksgrenzen

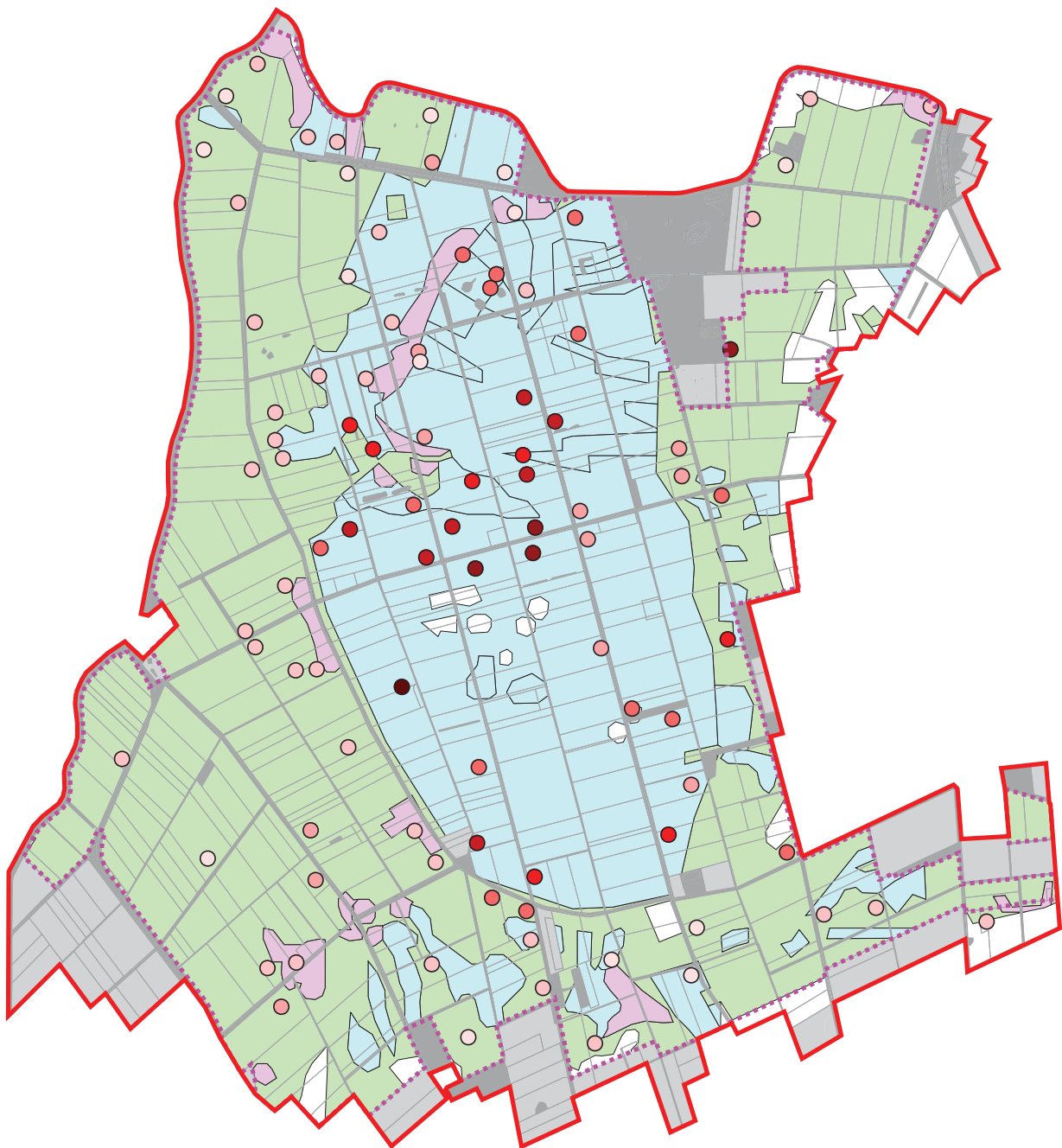
□ Dauerbrachen sowie private Grünlandflächen mit Flurstücksgrenzen

■ andere Biotoptypen

Quelle:
eigene Erhebungen

0 200 400 600 Meter





Karte 9: C/N-Verhältnis der Bodenproben aus dem NSG Ochsenmoor 2008

C/N Verhältnis

- 12 - 12.99
- 13 - 13.99
- 14 - 14.99
- 15 - 15.99
- 16 - 16.99
- 17 - 17.99
- 18 - 18.99
- 19 - 19.99



Grenze des NSG Ochsenmoor



Grenze des in allen Vegetationskartierungen bearbeiteten Vergleichsgebietes



Dauergrünland in öffentlichem Eigentum mit Flurstücksgrenzen



Dauerbrachen sowie private Grünlandflächen mit Flurstücksgrenzen



andere Biotoptypen

Vegetationseinheiten 1947/48



Hundsstraußgraswiesen, Pfeifengraswiesen/Borstgrasrasen



Sumpfdotterblumenwiesen

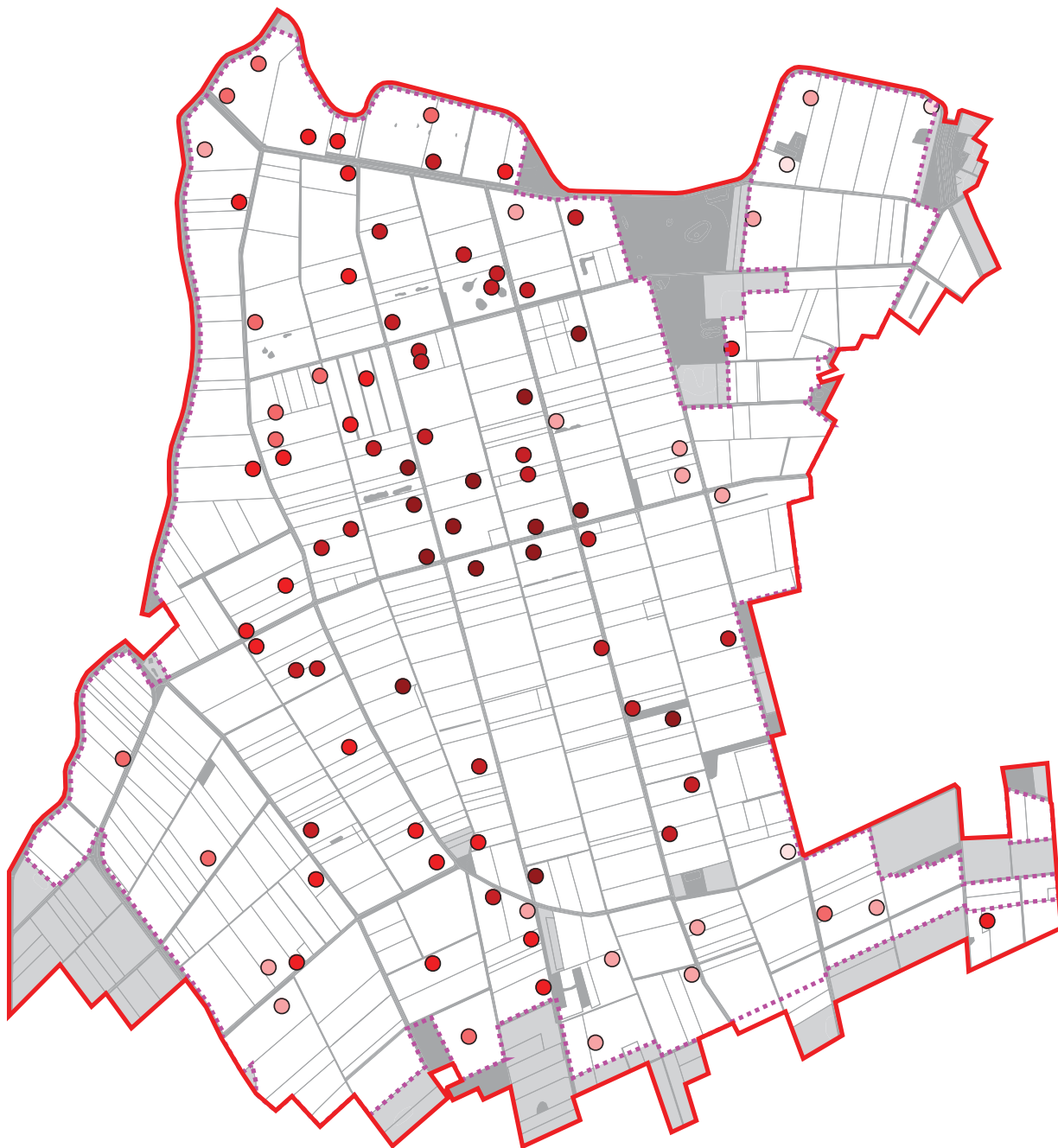


Schlangenseggenriede, Wasserschwaden-, Teich- u. Flussröhrichte

Quelle:
eigene Erhebungen; Vegetation vgl. Karte 17

0 200 400 600 Meter





Karte 10: Anteil organischer Substanz der Bodenproben aus dem NSG Ochsenmoor 2008

Anteil organischer Substanz (%)

- <25
- 25 - <50
- 50 - <60
- 60 - <70
- 70 - <80
- 80 - <90
- > 90



Grenze des NSG Ochsenmoor



Grenze des in allen Vegetationskartierungen
bearbeiteten Vergleichsgebietes



Dauergrünland in öffentlichem Eigentum mit Flurstücksgrenzen



Dauerbrachen sowie private Grünlandflächen mit Flurstücksgrenzen

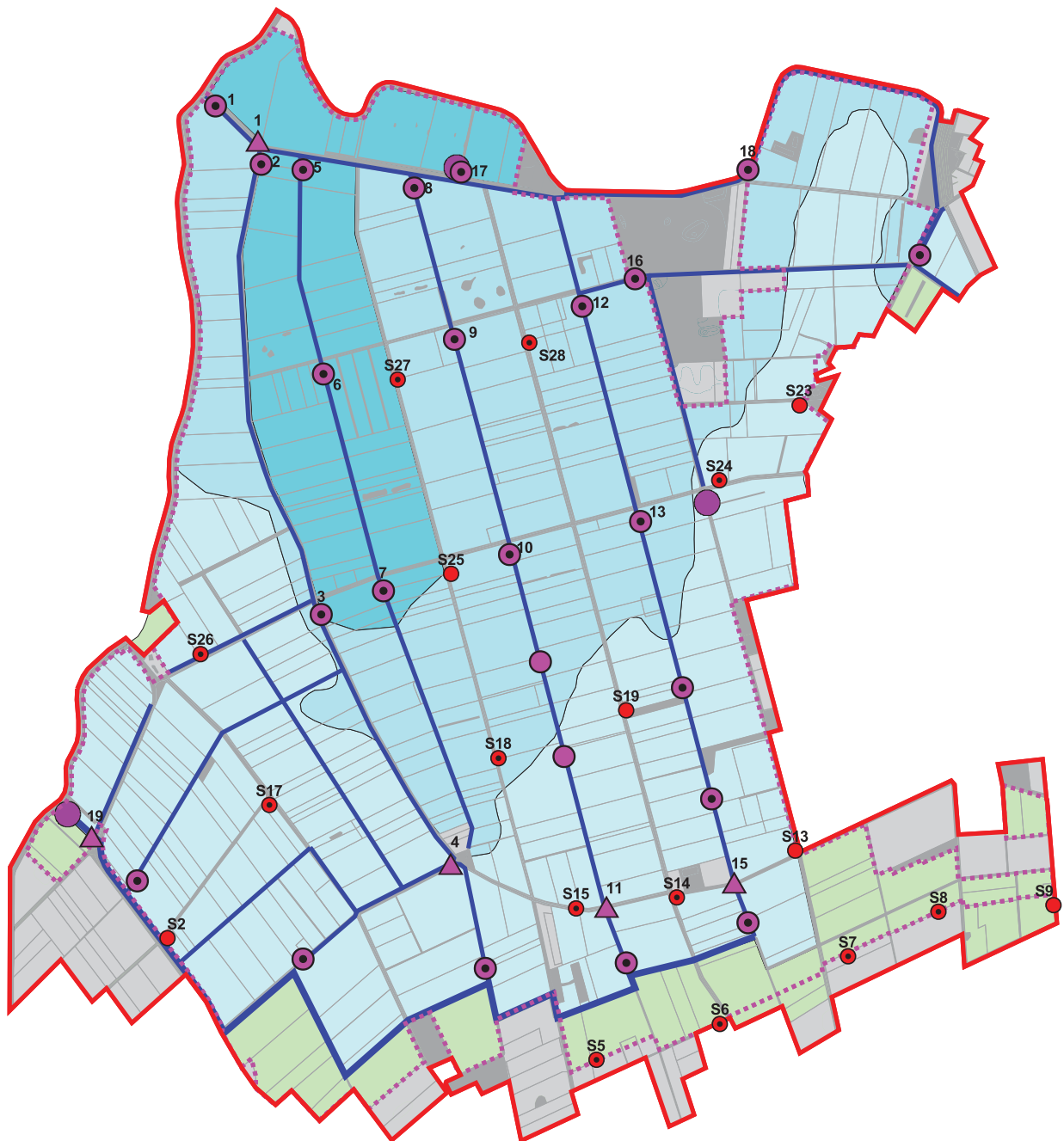


andere Biotoptypen

Quelle:
eigene Erhebungen

0 200 400 600 Meter





Karte 11: Wasserstandsmanagement und Lage der Pegel im NSG Ochsenmoor

Vernässungszonen und Gräben

- Langzeitstau (bis ca. 180 Tage)
- Kurzzeitstau (ca. 30-45 Tage)
- nur Teilflächen kurzzeitig überflutet
- nicht aktiv vernässt

- Fanggraben
- Gräben (nur innerhalb der Vernässungszone dargestellt)

Staeinrichtungen/Lattenpegel (wenn ausgewertet mit Nr.)

- Lattenpegel
- Stau, regelbar
- Stau, nicht regelbar
- Schöpfwerk

Grundwassermesspegel mit Nr.

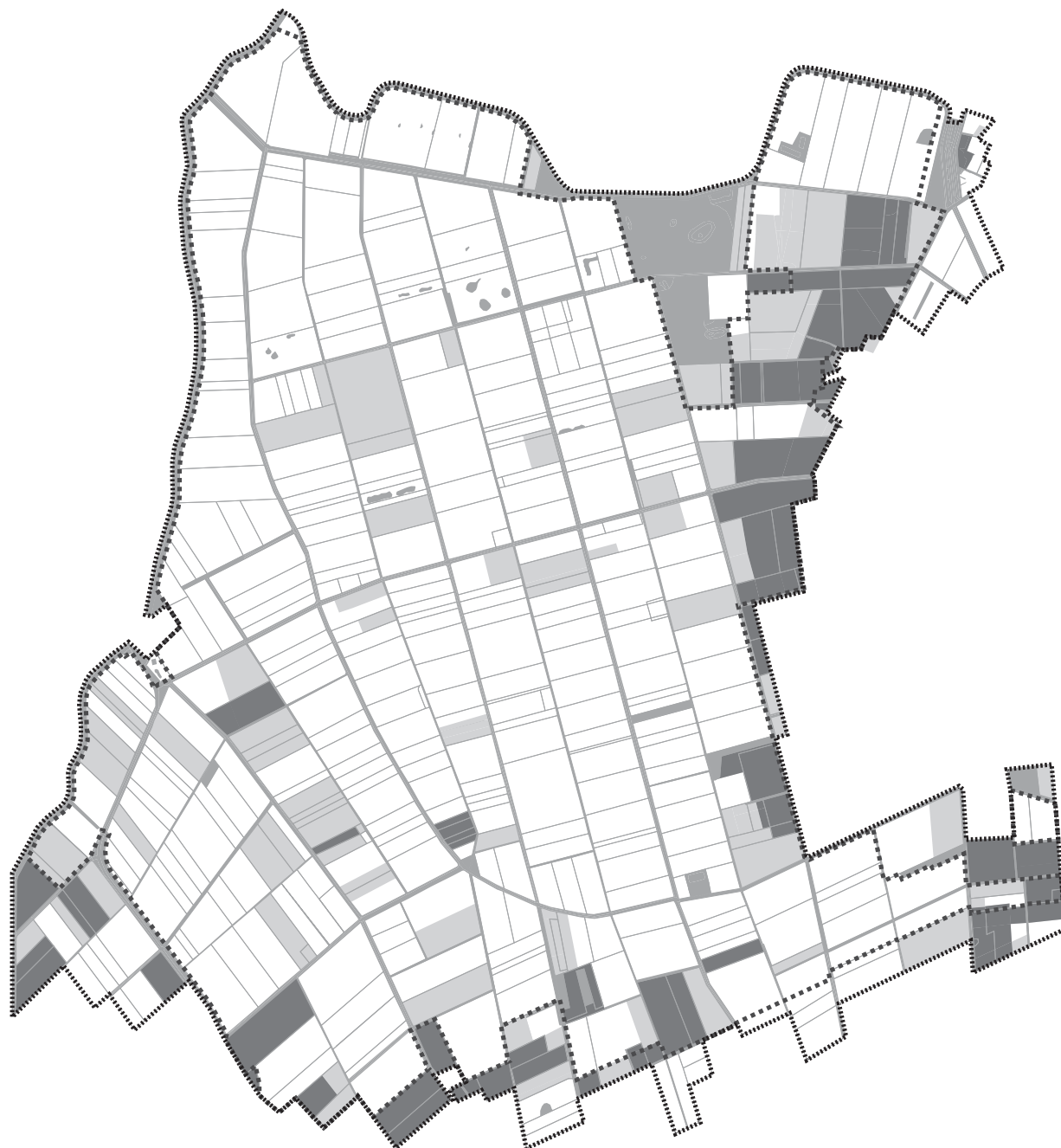
- bis 2010 erfasst & ausgewertet
- nicht ausgewertet

- Grenze des NSG Ochsenmoor
- Grenze des in allen Vegetationskartierungen bearbeiteten Vergleichsgebietes
- Dauergrünland in öffentlichem Eigentum mit Flurstücksgrenzen
- Dauerbrachen sowie private Grünlandflächen mit Flurstücksgrenzen
- andere Biotoptypen

Quelle:
Belting (2001), Naturschutzstation Dümmer (unveröff.),
eigene Erhebungen

0 200 400 600 Meter





Karte 12: Flächen mit ab 1980 belegter Acker- (zwischen-) nutzung im NSG Ochsenmoor

Pflanzengesellschaften

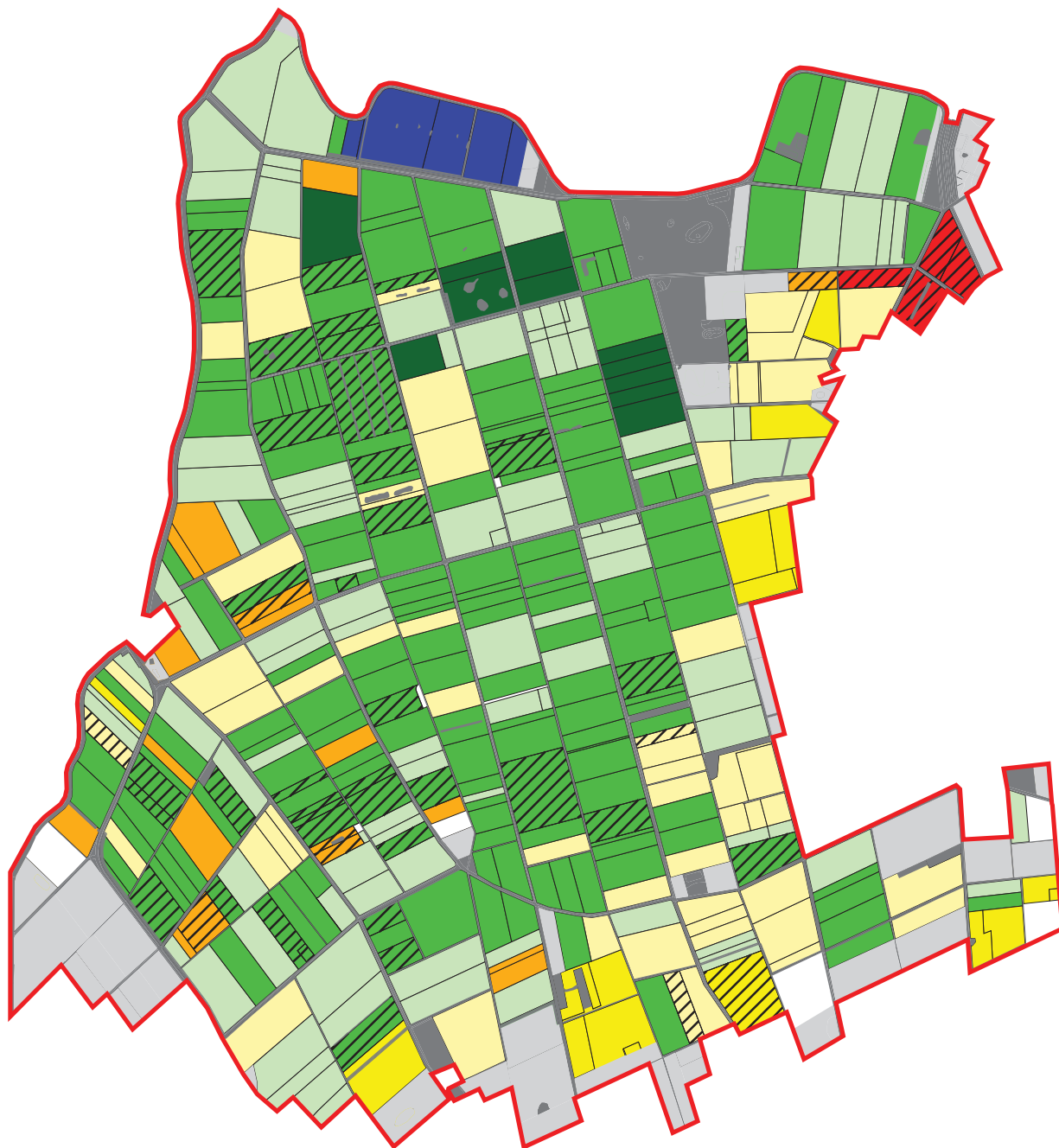
-  Fläche in den 1980-er Jahren zeitweise als Acker genutzt
-  Fläche bis in die 1990-er Jahre zeitweise als Acker genutzt
-  Nur Grünlandnutzung (einschl. Brachen) belegt
-  Biotop außerhalb der landwirtschaftlichen Nutzung (Wald/Gehölze, Gewässer, Siedlungs- u. Verkehrsflächen etc.)

-  Grenze des NSG Ochsenmoor
-  Grenze des in allen Vegetationskartierungen bearbeiteten Vergleichsgebietes

Quellen: Ludwig & Belting (1987), Ganzert & Pfadenhauer (1988), Rolfes-Doornbos (1995), Wegener (1995), Wille (1995); diverse unveröff. Kartierungen von Behörden und Naturschutzverbänden sowie diverse Luftbilder, Geometrien teilweise leicht verändert

0 200 400 600 Meter





Karte 13: Beginn der Grünlandextensivierung im NSG Ochsenmoor

Extensivierungsbeginn (i.d.R. = Nulldüngung)

- Ende 1975 - Ende 1979
- Anfang 1981 - Ende 1985
- Juli 1987 - Juni 1991
- Juli 1991 - Juni 1993
- Juli 1993 - Juni 1995
- Juli 1995 - Ende 1996
- Anfang 1998 - Ende 1999
- Anfang 2000 - Ende 2003

- Landeseigene Flächen
(ohne Signatur: überwiegend Landkreis Diepholz)
- Fehlende Daten
- Dauerbrachen sowie private Grünlandflächen
- andere Biotoptypen

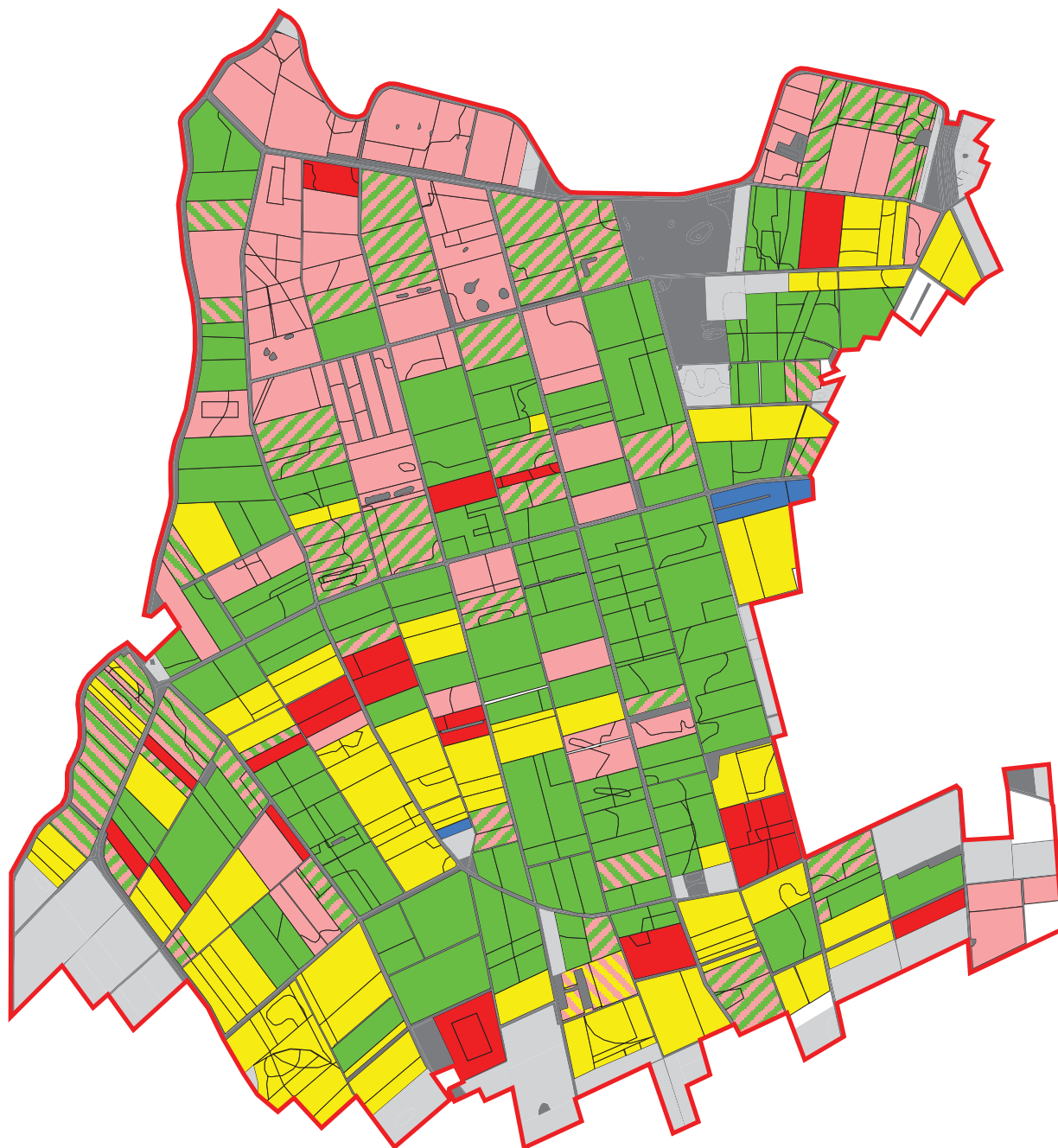
^ Grenze des NSG Ochsenmoor

Details zur Definition der Bewirtschaftungsarten
siehe Methodenkapitel.

Quellen:
Originaldaten Landkreis Diepholz und
NLWKN-Naturschutzstation Dümmer,
eigene Auswertung

0 200 400 600 Meter





Karte 14: Grünlandnutzung im NSG Ochsenmoor 1994-1999

Bewirtschaftungsart im Zeitraum 1994-1999

- Brache: Nutzungsaufgabe od. -wiederaufnahme
- Mischnutzung: incl. Mähweiden mit Mahd häufiger vor dem 16.06.
- Weide (Dauer- und Koppelweide)
- Weide zu Wiese: von Dauer-/Koppelweide zu Mähwiese od. spät gemähter Mähweide umgestellt
- Mähwiese, häufiger vor dem 16.06. gemäht (ohne Mähweiden mit vorgezogener Nutzung!)
- Mähwiese/Mähweide, Mahd nur ausnahmsweise vor dem 16.06.
- Von Wiese zu Mischnutzung umgestellt
- Von Wiese zu Dauer-/Koppelweide umgestellt
- Wiese, von häufig vorgezogener auf späte Mahd umgestellt
- Datengrundlage lückenhaft oder überwiegende Privatnutzung
- Dauerbrachen sowie private Grünlandflächen
- andere Biotoptypen

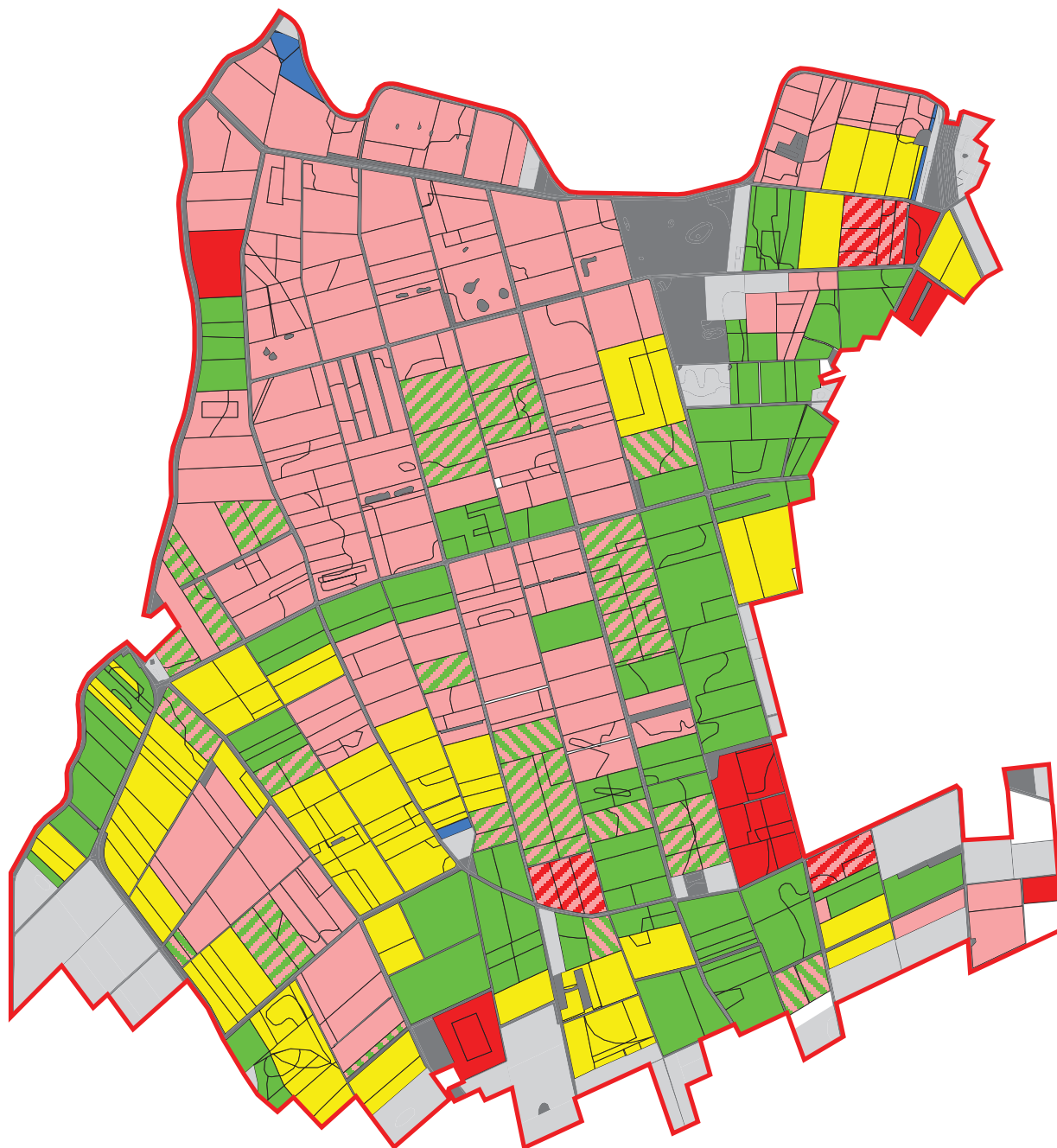
^ Grenze des NSG Ochsenmoor

Details zur Definition der Bewirtschaftungsarten
siehe Methodenkapitel.

Quelle:
Originaldaten NLWKN-Naturschutzstation Dümmer,
eigene Auswertung

0 200 400 600 Meter





Karte 15: Grünlandnutzung im NSG Ochsenmoor 2000-2007

Bewirtschaftungsart im Zeitraum 2000-2007

- Brache: Nutzungsaufgabe od. -wiederaufnahme
- Mischnutzung: incl. Mähweiden mit Mahd häufiger vor dem 16.06.
- Weide (Dauer- und Koppelweide)
- Weide zu Wiese: von Dauer-/Koppelweide zu Mähwiese od. spät gemähter Mähweide umgestellt
- Mähwiese, häufiger vor dem 16.06. gemäht (ohne Mähweiden mit vorgezogener Nutzung!)
- Mähwiese/Mähweide, Mahd nur ausnahmsweise vor dem 16.06.
- Von Wiese zu Mischnutzung umgestellt
- Von Wiese zu Dauer-/Koppelweide umgestellt
- Wiese, von häufig vorgezogener auf späte Mahd umgestellt
- Datengrundlage lückenhaft oder überwiegende Privatnutzung
- Dauerbrachen sowie private Grünlandflächen
- andere Biotoptypen

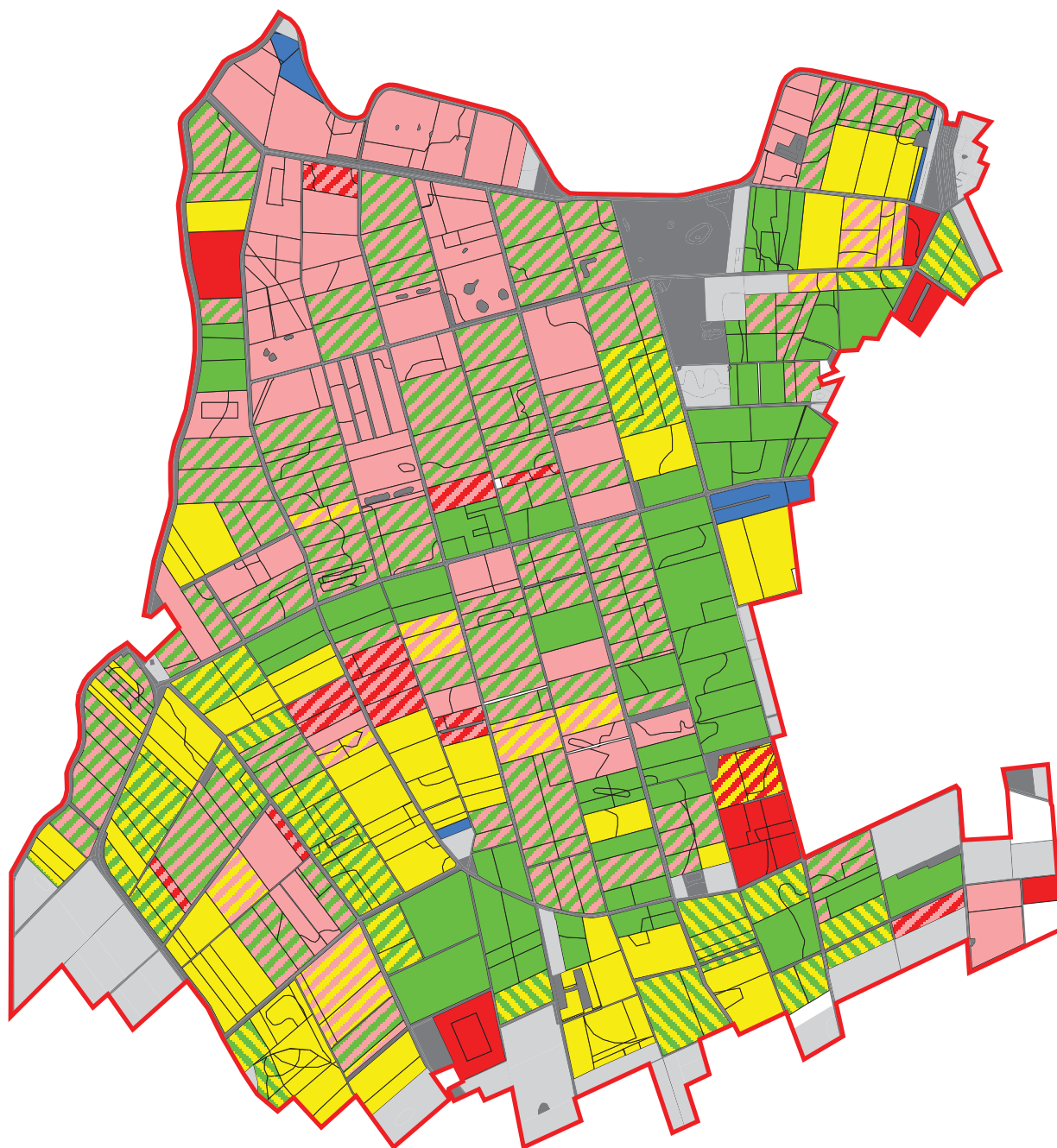
^ Grenze des NSG Ochsenmoor

Details zur Definition der Bewirtschaftungsarten
siehe Methodenkapitel.

Quelle:
Originaldaten NLWKN-Naturschutzstation Dümmer,
eigene Auswertung

0 200 400 600 Meter





Karte 16: Grünlandnutzung im NSG Ochsenmoor 1994-2007

Bewirtschaftungsart im Zeitraum 1994-2007

- Brache: Nutzungsaufgabe od. -wiederaufnahme
- Mischnutzung: incl. Mähweiden mit Mahd häufiger vor dem 16.06.
- Weide (Dauer- und Koppelweide)
- Weide zu Wiese: von Dauer-/Koppelweide zu Mähwiese od. spät gemähter Mähweide umgestellt
- Mähwiese, häufiger vor dem 16.06. gemäht (ohne Mähweiden mit vorgezogener Nutzung!)
- Mähwiese/Mähweide, Mahd nur ausnahmsweise vor dem 16.06.
- Von Wiese zu Mischnutzung umgestellt
- Von Wiese zu Dauer-/Koppelweide umgestellt
- Wiese, von häufig vorgezogener auf späte Mahd umgestellt
- Von Dauer-/Koppelweide zu Mischnutzung umgestellt
- Von Mischnutzung zu Wiese mit spätem Schnitt umgestellt
- Von Mischnutzung zu Wiese mit häufiger vorgezogenem Schnitt umgestellt
- Von Mischnutzung zu Dauer-/Koppelweide umgestellt

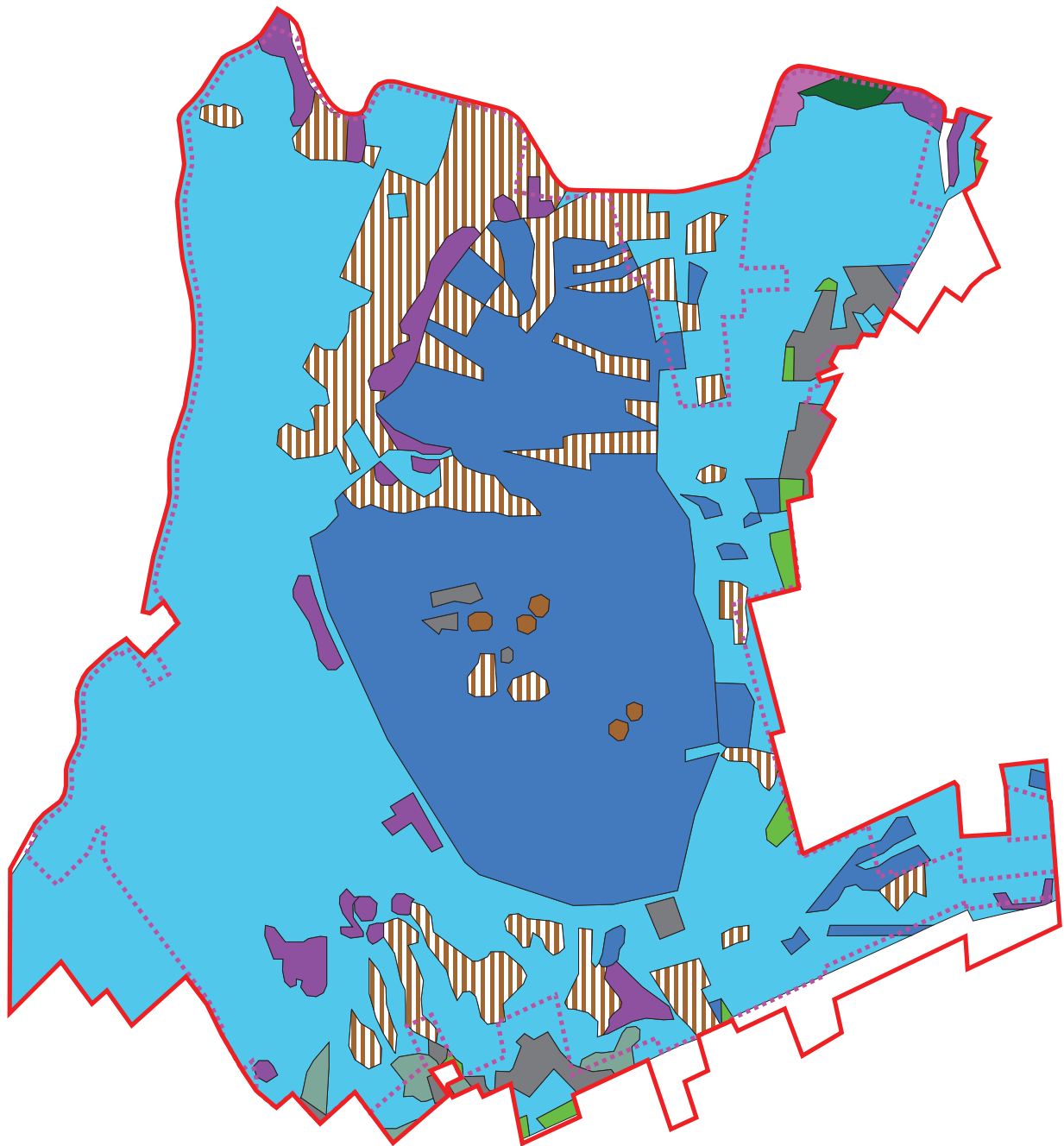
- Grenze des NSG Ochsenmoor
- Datengrundl. lückenh./überw. privat
- Dauerbrachen + private Grünlandfl.
- andere Biotoptypen

Details zur Definition der Bewirtschaftungsarten
siehe Methodenkapitel.

Quelle:
Originaldaten NLWKN-Naturschutzstation Dümmer,
eigene Auswertung

0 200 400 600 Meter





Karte 17: Vegetation des NSG Ochsenmoor 1947/48

Pflanzengesellschaften

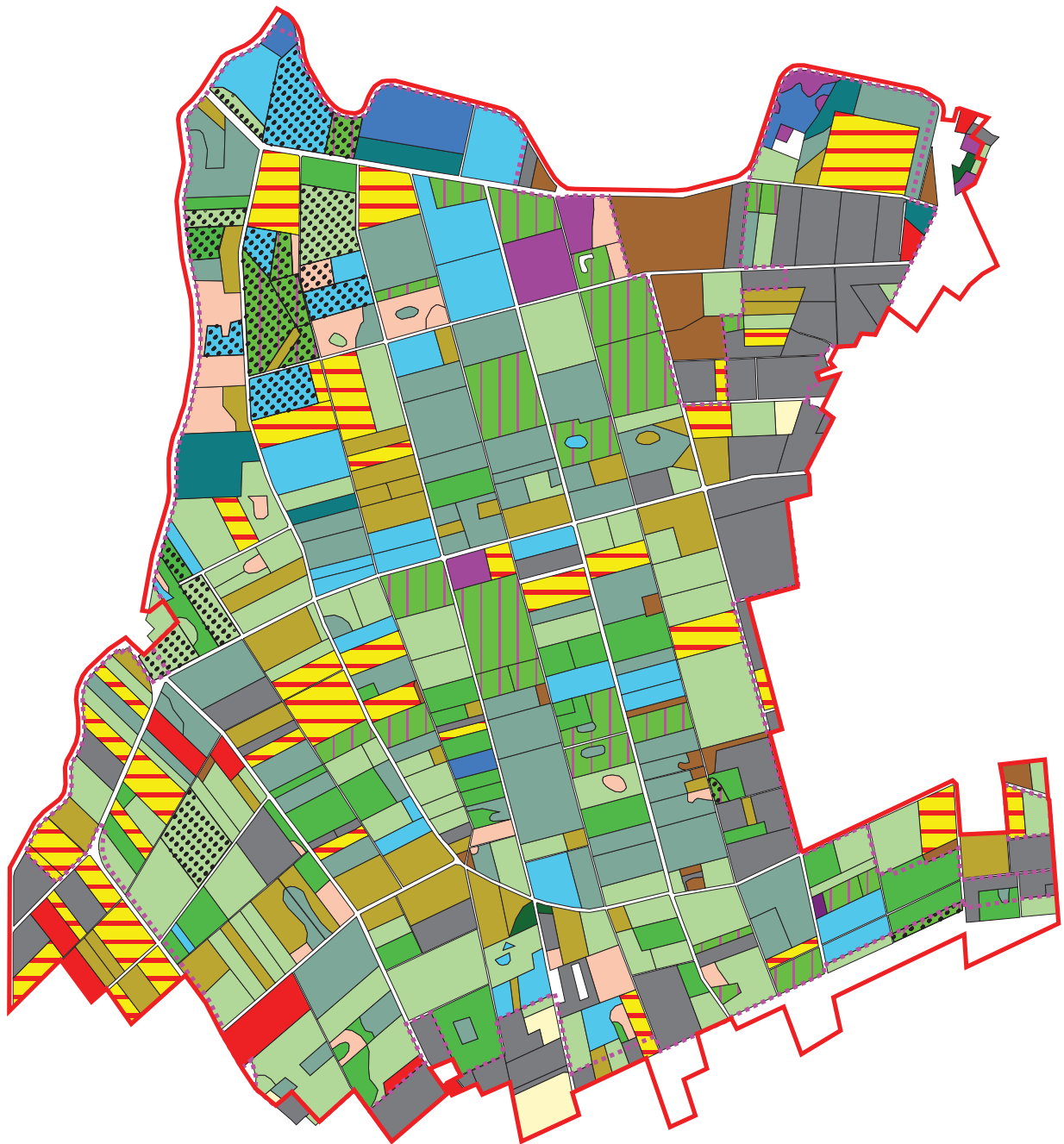
- Weidelgras-Weißklee-Weiden
- Knickfuchsschwanzrasen
- Sumpfdotterblumenwiese
- Hundsstraußgraswiese
- Pfeifengraswiesen, Borstgrasrasen
- Wasserschwaden-Röhricht
- Teich- und Flussröhrichte
- Schlankseggenried
- Äcker
- Gehölzbestände
- Nicht erfasst bzw. nicht dargestellt

- Grenze des NSG Ochsenmoor
- Grenze des in allen Vegetationskartierungen bearbeiteten Vergleichsgebietes

Quelle: Krause & Preising (1952), vereinfacht durch Ganzert & Pfadenhauer (1988)

0 200 400 600 Meter





Karte 18: Vegetation des NSG Ochsenmoor 1987

Pflanzengesellschaften

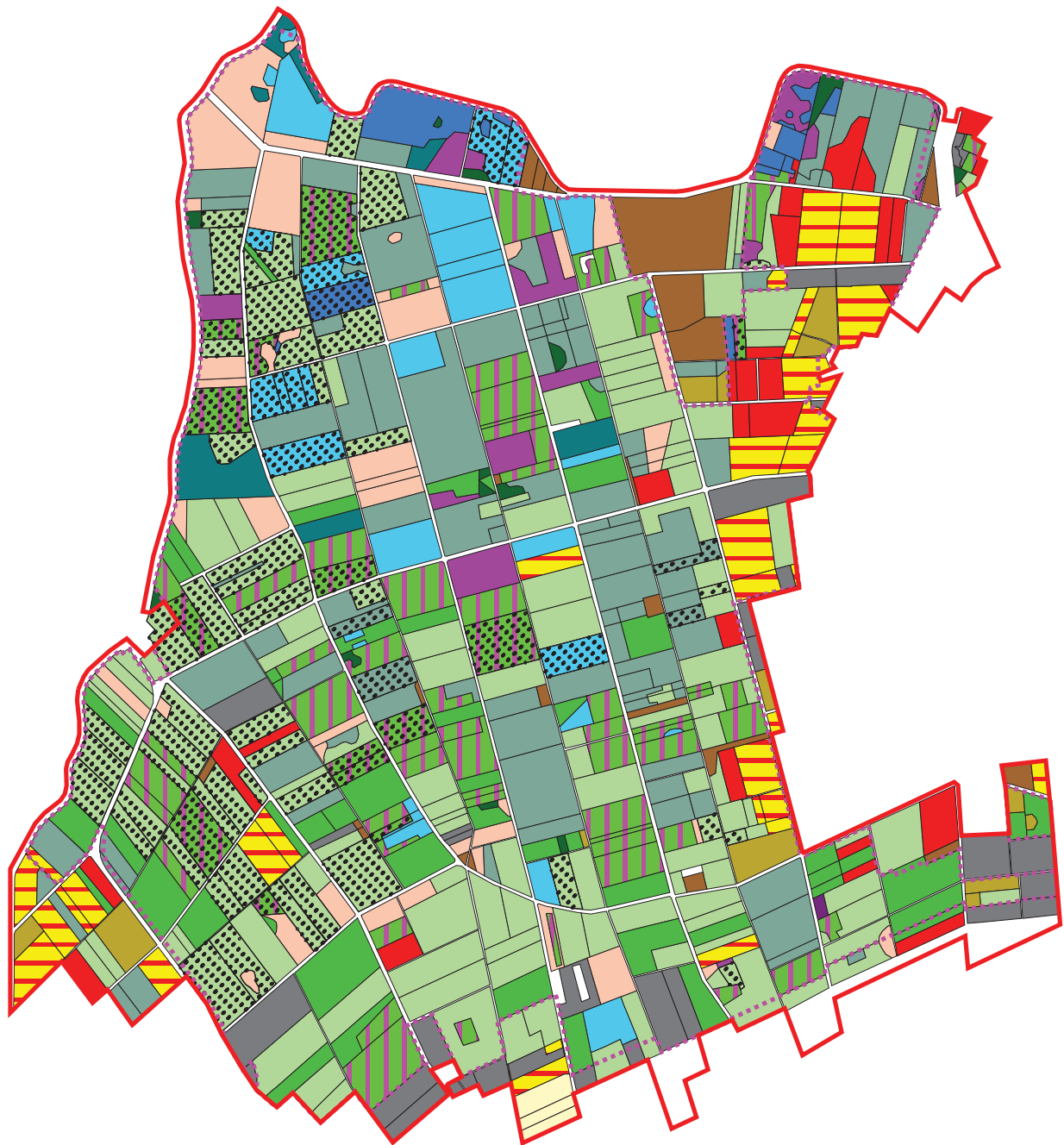
Dargestellt ist jeweils nur die vorherrschende Pflanzengesellschaft.

Neueinsaat	Schilf-Röhrichte
Schafgarben-Ausbildung der Weiden	Schlankseggenriede
Störzeiger-Ausbildung der Weiden	Blasenseggenriede
Wiesenschaumkraut-Ausb. d. Weiden	Hochstaudenfluren
Kuckuckslichtnelken-Ausb. d. Weiden	Äcker, Ackerbrachen
Knickfuchsschwanzrasen	Gehölzbestände
Flutrasen: Flutschwaden-Fazies	Nicht erfasst bzw. nicht dargestellt
Queckenrasen	Rasenschmielen-Fazies (Aufsignatur)
Wiesenfuchsschwanzwiesen	Grenze des NSG Ochsenmoor
Sumpfdotterblumenwiesen	Grenze des in allen Vegetationskartierungen bearbeiteten Vergleichsgebietes
Hundsstraußgraswiesen	
Rohrglanzgras-Röhrichte	
Wasserschwaden-Röhrichte	

Quelle: Ganzert & Pfadenhauer (1988)

0 200 400 600 Meter





Karte 19: Vegetation des NSG Ochsenmoor 1994

Pflanzengesellschaften

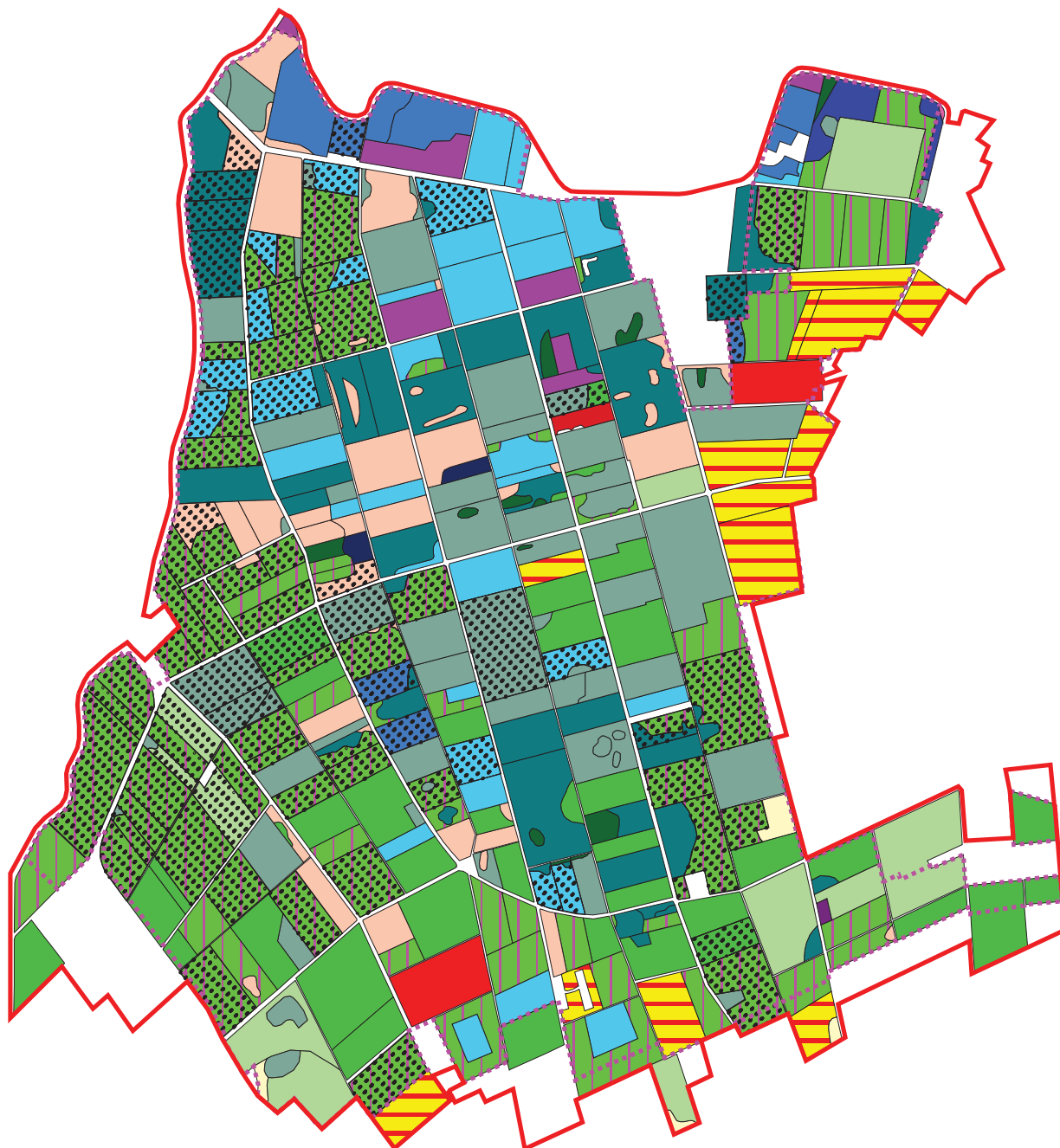
Dargestellt ist jeweils nur die vorherrschende Pflanzengesellschaft.

Neueinsaat	Schilf-Röhrichte
Schafgarben-Ausbildung der Weiden	Schlankseggenriede
Störzeiger-Ausbildung der Weiden	Blasenseggenriede
Wiesenschaumkraut-Ausbildung d. Weiden	Hochstaudenfluren
Kuckuckslichtnelken-Ausbildung d. Weiden	Äcker, Ackerbrachen
Knickfuchsschwanzrasen	Wälder, Gehölzbestände
Flutrasen: Flutschwaden-Fazies	Nicht erfasst bzw. nicht dargestellt
Queckenrasen	Rasenschmielen-Fazies (Aufsignatur)
Wiesenfuchsschwanzwiesen	Grenze des NSG Ochsenmoor
Sumpfdotterblumenwiesen	Grenze des in allen Vegetationskartierungen bearbeiteten Vergleichsgebietes
Hundsstraußgraswiesen	
Rohrglanzgras-Röhrichte	
Wasserschwaden-Röhrichte	

Quelle: Rolfes-Doornbos (1995), Wegener (1995), Wille (1995)

0 200 400 600 Meter





Karte 20: Vegetation des NSG Ochsenmoor 2000

Pflanzengesellschaften

Dargestellt ist jeweils nur die vorherrschende Pflanzengesellschaft.

-  Neueinsaat
-  Schafgarben-Ausbildung der Weiden
-  Störzeiger-Ausbildung der Weiden
-  Wiesenschaumkraut-Ausb. d. Weiden
-  Kuckuckslichtnelken-Ausb. d. Weiden
-  Knickfuchsschwanzrasen
-  Flutrasen: Flutschwaden-Fazies
-  Flutrasen: Wasserknöterich-Bestand
-  Wiesenfuchsschwanzwiesen
-  Sumpfdotterblumenwiesen
-  Hundsstraußgraswiesen
-  Rohrglanzgras-Röhrichte
-  Wasserschwaden-Röhrichte

-  Schilf-Röhrichte
-  Schlankseggenriede
-  Blasenseggenriede
-  Hochstaudenfluren
-  Nicht erfasst bzw. nicht dargestellt

-  Rasenschmielen-Fazies (Aufsignatur)

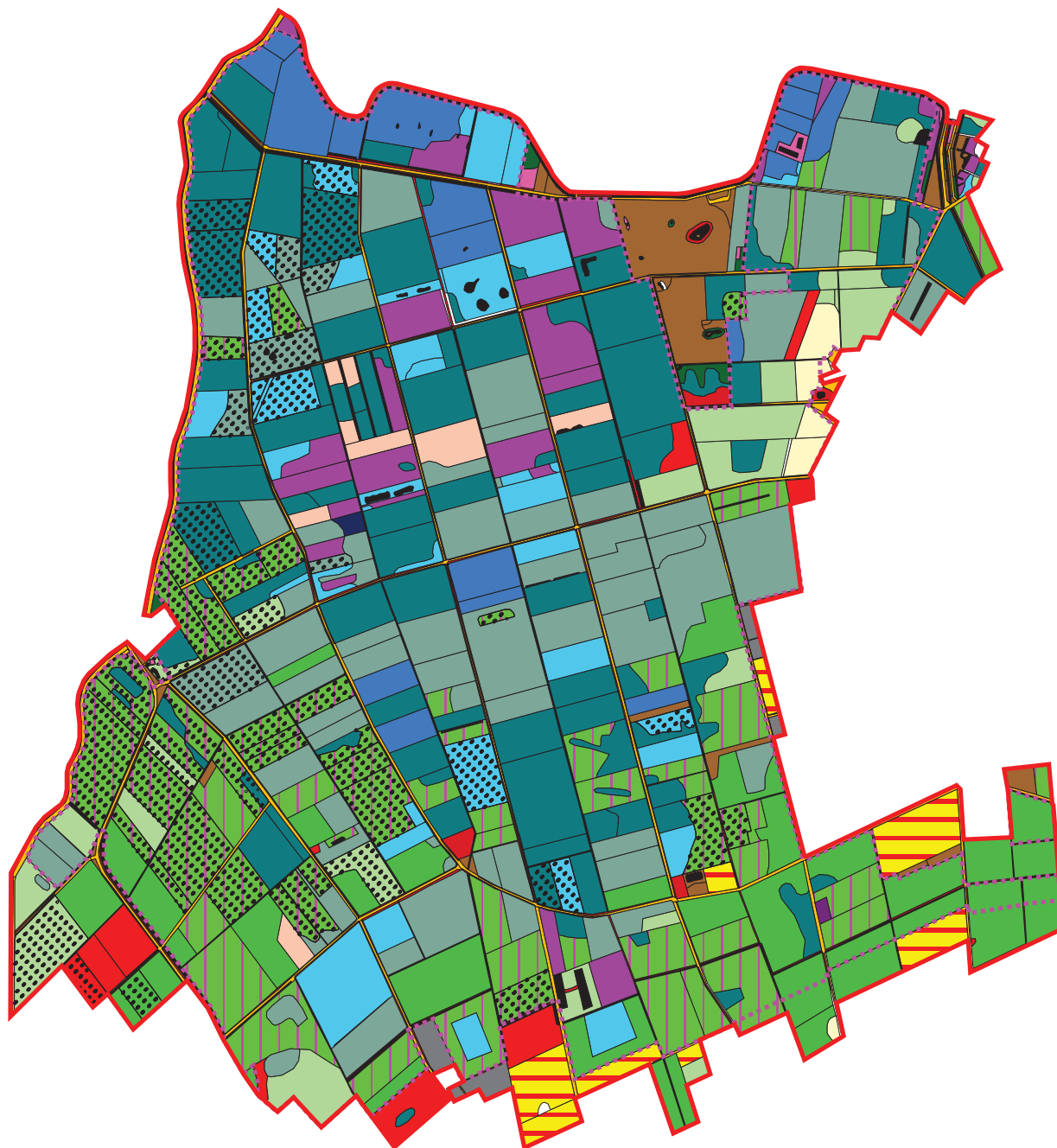
-  Grenze des NSG Ochsenmoor

-  Grenze des in allen Vegetationskartierungen bearbeiteten Vergleichsgebietes

Quelle: Blüml (2001), leicht verändert

0 200 400 600 Meter





Karte 21: Vegetation des NSG Ochsenmoor 2008

Pflanzengesellschaften

Dargestellt ist jeweils nur die vorherrschende Pflanzengesellschaft.

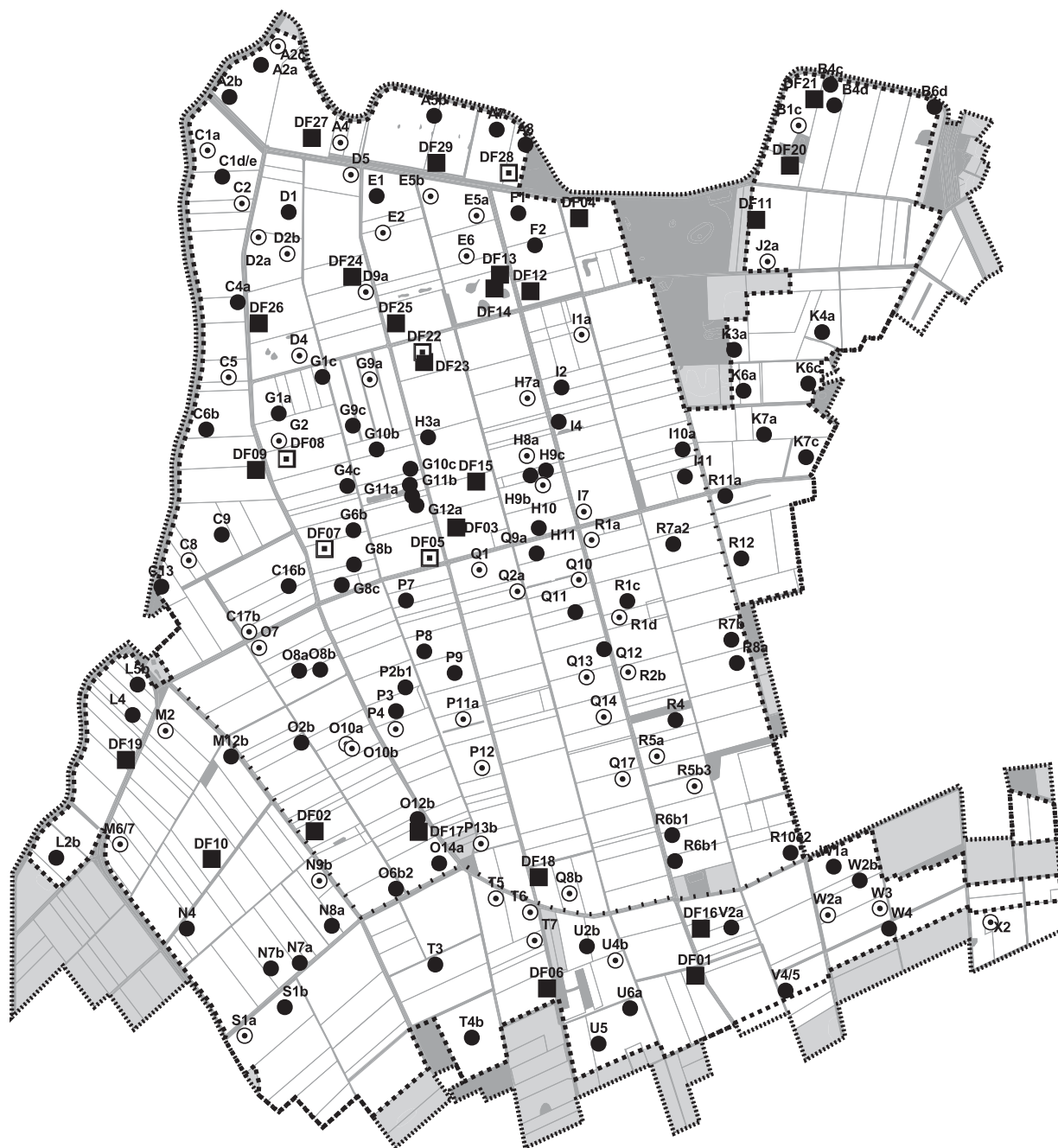
-  Neueinsaat
-  Schafgarben-Ausbildung der Weiden
-  Störzeiger-Ausbildung der Weiden
-  Wiesenschaumkraut-Ausb. d. Weiden
-  Kuckuckslichtnelken-Ausb. d. Weiden
-  Knickfuchsschwanzrasen
-  Flutrasen: Flutschwaden-Fazies
-  Flutrasen: Wasserknöterich-Bestand
-  Wiesenfuchsschwanzwiesen
-  Sumpfdotterblumenwiesen
-  Hundsstraußgraswiesen
-  Rohrglanzgras-Röhrichte
-  Wasserschwaden-Röhrichte

-  Schilf-Röhrichte
-  Schlankseggenriede
-  Blasenseggenriede
-  Hochstaudenfluren
-  Äcker, Ackerbrachen
-  Gehölzbestände
-  Siedlungs- u. Verkehrsflächen
-  Gewässer
-  Rasenschmielen-Fazies (Aufsignatur)
-  Grenze des NSG Ochsenmoor
-  Grenze des in allen Vegetationskartierungen bearbeiteten Vergleichsgebietes

Quelle: eigene Erhebungen

0 200 400 600 Meter





Karte 22: Lage der vegetationskundlichen Dauerbeobachtungsflächen seit 1995/96/97 sowie der Vegetationsaufnahmen 1987 und 2008 im NSG Ochsenmoor

Vegetationsaufnahmen

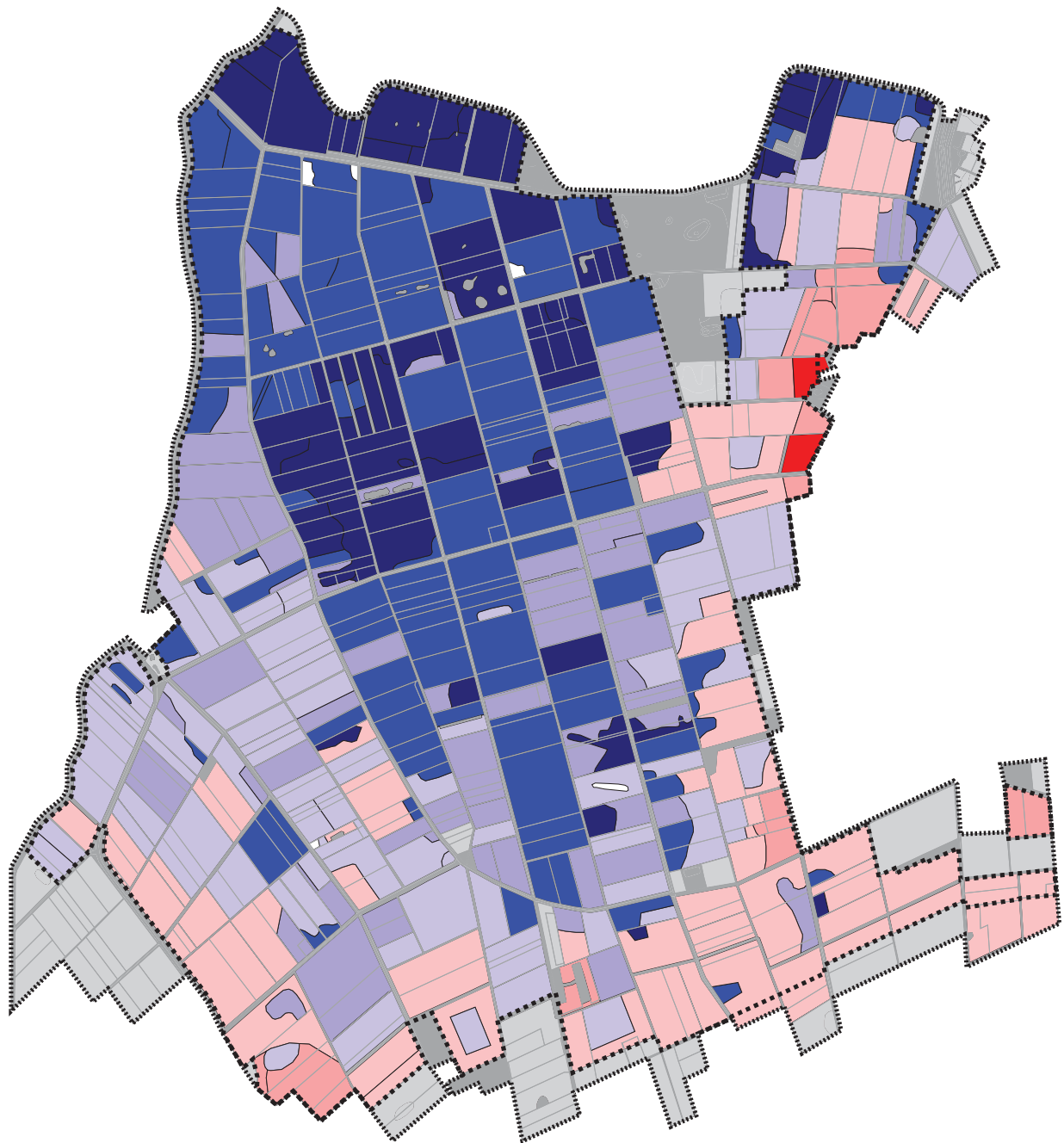
- Dauerbeobachtungsfläche
- Dauerbeobachtungsfläche, gleichzeitig reproduzierte Vegetationsaufnahme aus 1987
- ⊙ 1987, reproduziert 2008
- nur 2008

- Grenze des NSG Ochsenmoor
- - - Grenze des in allen Vegetationskartierungen bearbeiteten Vergleichsgebietes
- ... Grenze der Darstellung von Funden der Rote Liste-Arten 1987 bei Ganzert (1992)
- Dauergrünland in öffentlichem Eigentum mit Flurstücksgrenzen
- Dauerbrachen sowie private Grünlandflächen mit Flurstücksgrenzen
- andere Biotoptypen

Quellen:
 1987: Ganzert & Pfadenhauer (1987, 1988)
 2008: eigene Erhebungen
 Dauerbeobachtungsflächen: Belting & Calvelage (1997), eig. Erhebungen

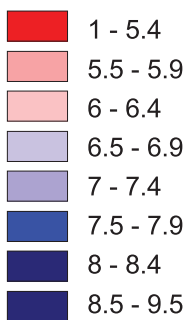
0 200 400 600 Meter





Karte 23: Mittlere gewichtete Feuchtezahlen im NSG Ochsenmoor 2008

mittlere gewichtete Feuchtezahlen

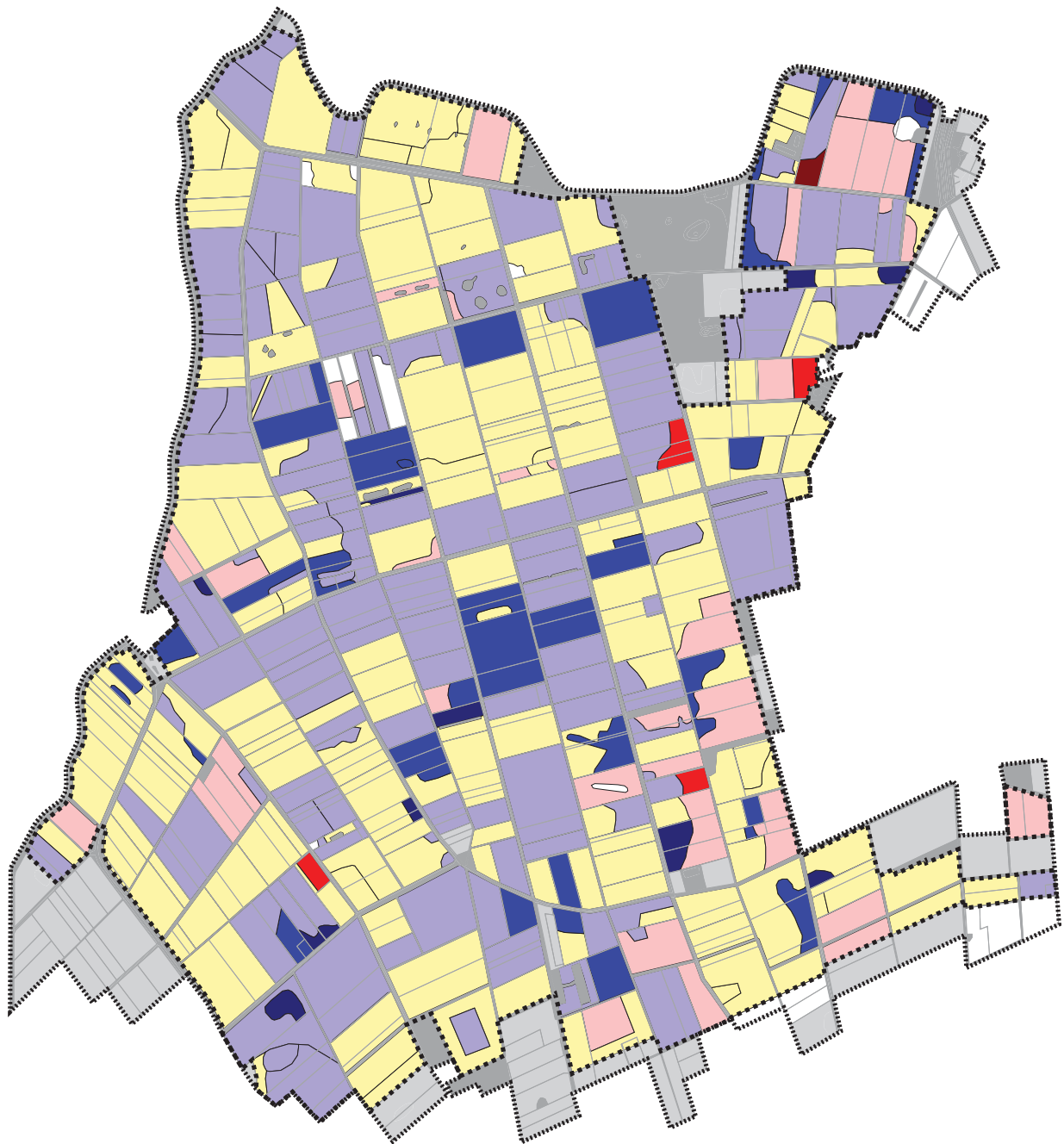


- Grenze des NSG Ochsenmoor
- Grenze des in allen Vegetationskartierungen bearbeiteten Vergleichsgebietes
- Dauergrünland in öffentlichem Eigentum mit Flurstücksgrenzen
- Dauerbrachen sowie private Grünlandflächen mit Flurstücksgrenzen
- andere Biotoptypen

Quelle:
eigene Erhebungen

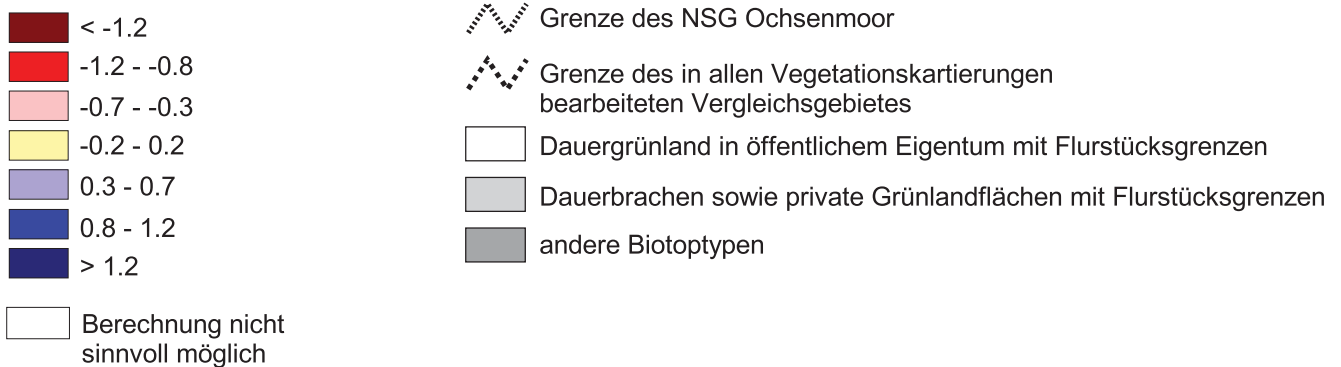
0 200 400 600 Meter





Karte 24: Veränderungen der Feuchtezahlen im NSG Ochsenmoor 2000-2008

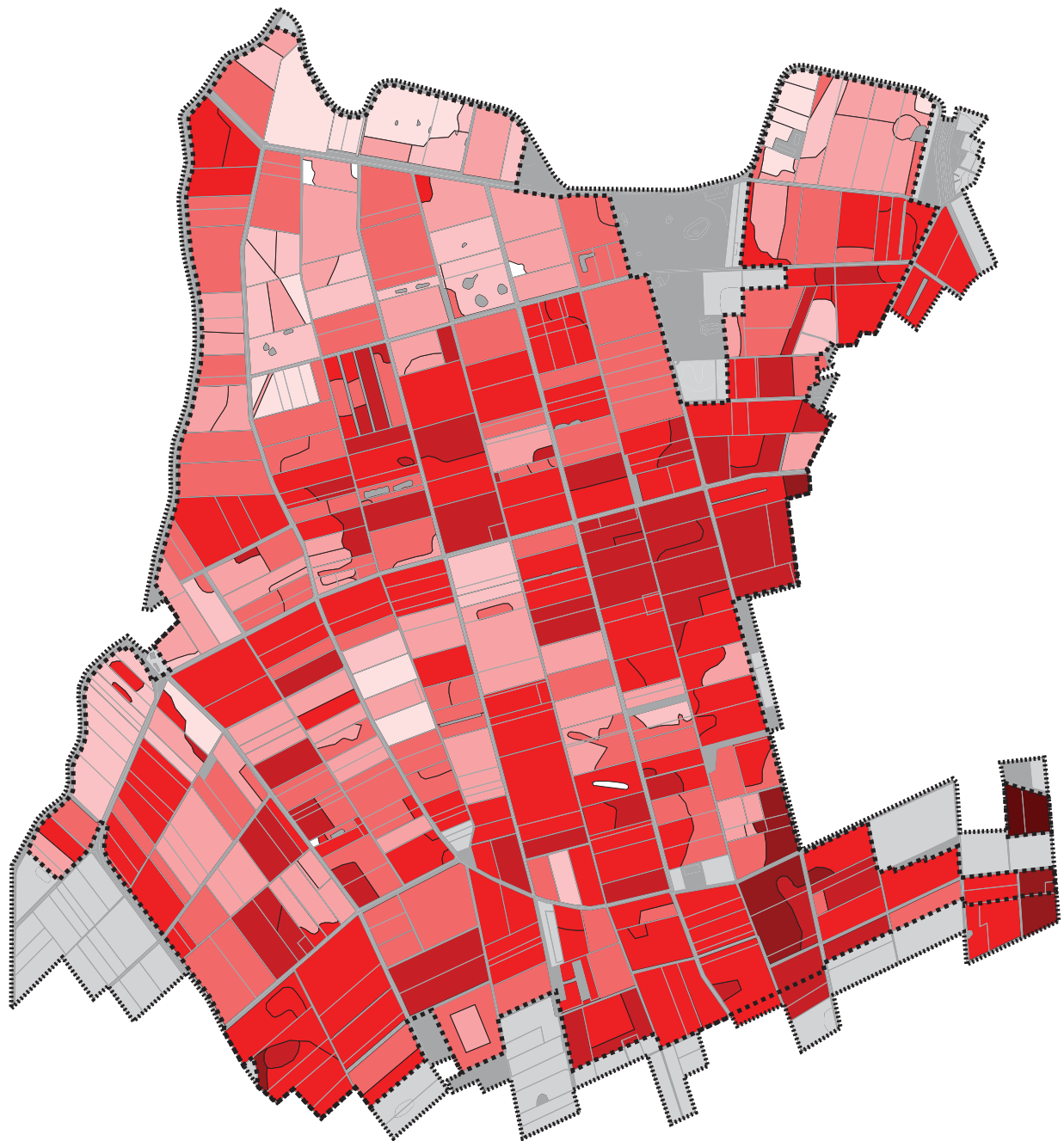
Änderung der mittleren gewichteten Feuchtezahlen 2000-2008



Quellen:
2000: Blüml (2001), leicht verändert
2008: eigene Erhebungen

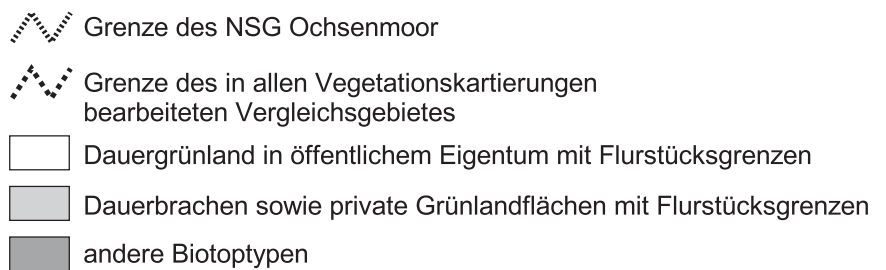
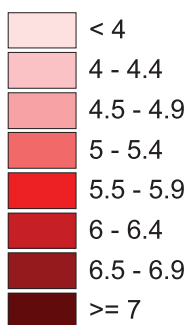
0 200 400 600 Meter





Karte 25: Mittlere gewichtete Stickstoffzahlen im NSG Ochsenmoor 2008

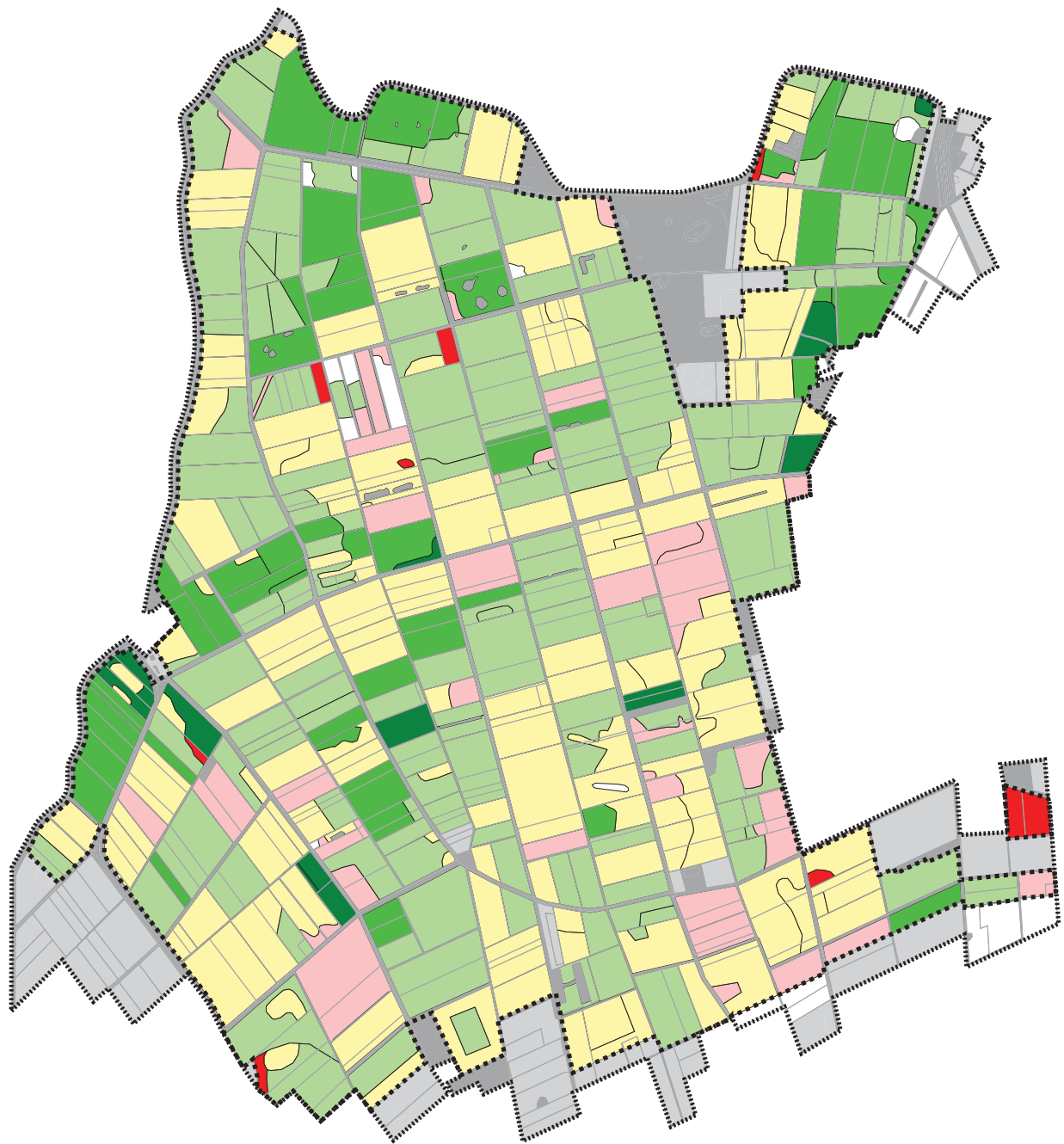
mittlere gewichtete Stickstoffzahlen



Quelle:
eigene Erhebungen

0 200 400 600 Meter





Karte 26: Veränderungen der Stickstoffzahlen im NSG Ochsenmoor 2000-2008

Änderung der mittleren gewichteten Stickstoffzahlen 2000-2008

< -1.2

-1.2 - -0.8

-0.7 - -0.3

-0.2 - 0.2

0.3 - 0.7

0.8 - 1.2

> 1.2

Berechnung nicht
sinnvoll möglich

Grenze des NSG Ochsenmoor

Grenze des in allen Vegetationskartierungen
bearbeiteten Vergleichsgebietes

Dauergrünland in öffentlichem Eigentum mit Flurstücksgrenzen

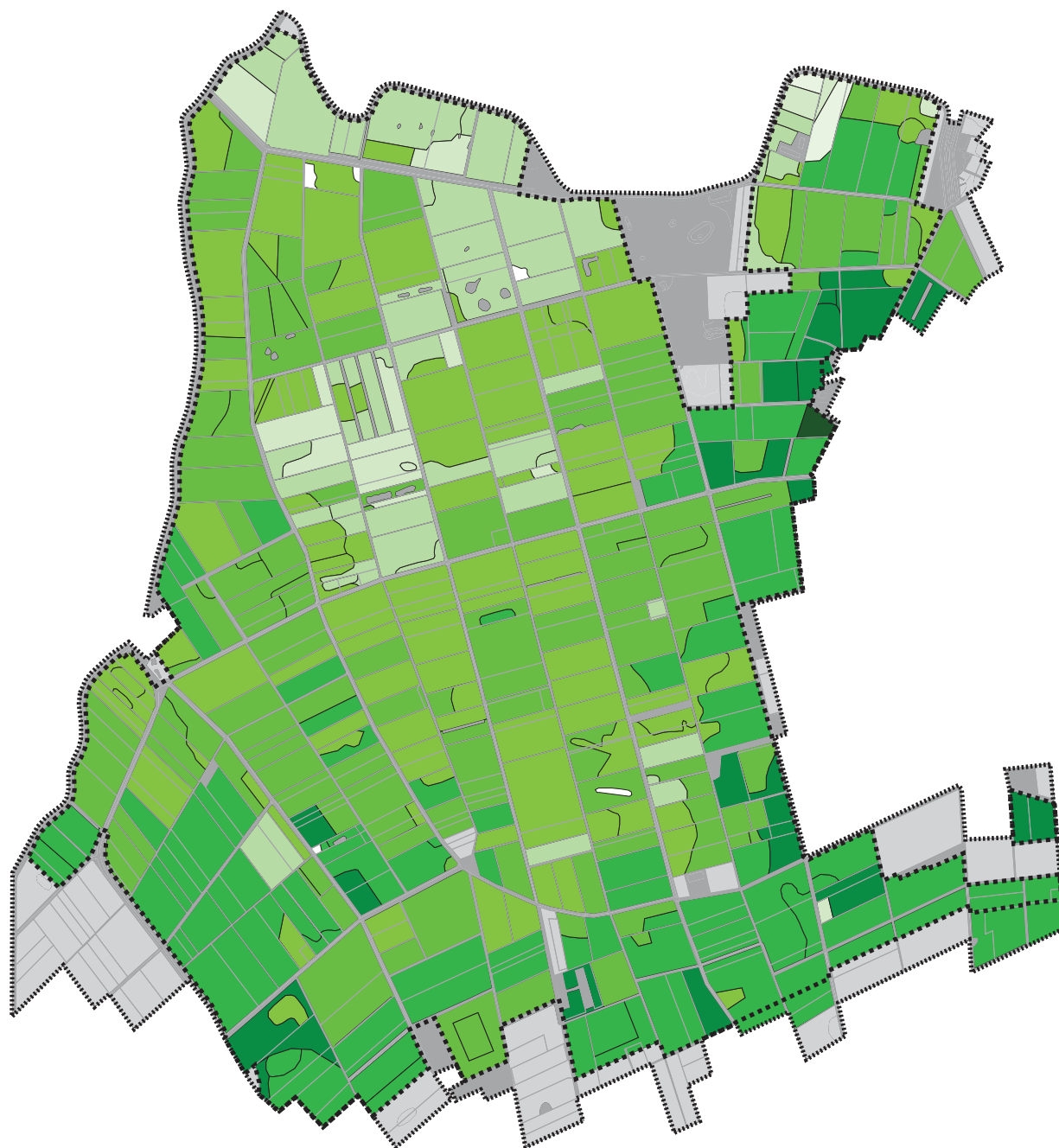
Dauerbrachen sowie private Grünlandflächen mit Flurstücksgrenzen

andere Biotoptypen

Quellen:
2000: Blüml (2001), leicht verändert
2008: eigene Erhebungen

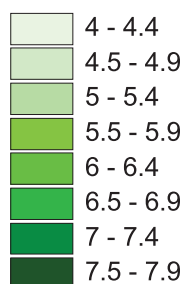
0 200 400 600 Meter





Karte 27: Mittlere gewichtete Mahdzahlen im NSG Ochsenmoor 2008

mittlere gewichtete Mahdzahlen



□ Berechnung nicht sinnvoll möglich

--- Grenze des NSG Ochsenmoor

... Grenze des in allen Vegetationskartierungen bearbeiteten Vergleichsgebietes

□ Dauergrünland in öffentlichem Eigentum mit Flurstücksgrenzen

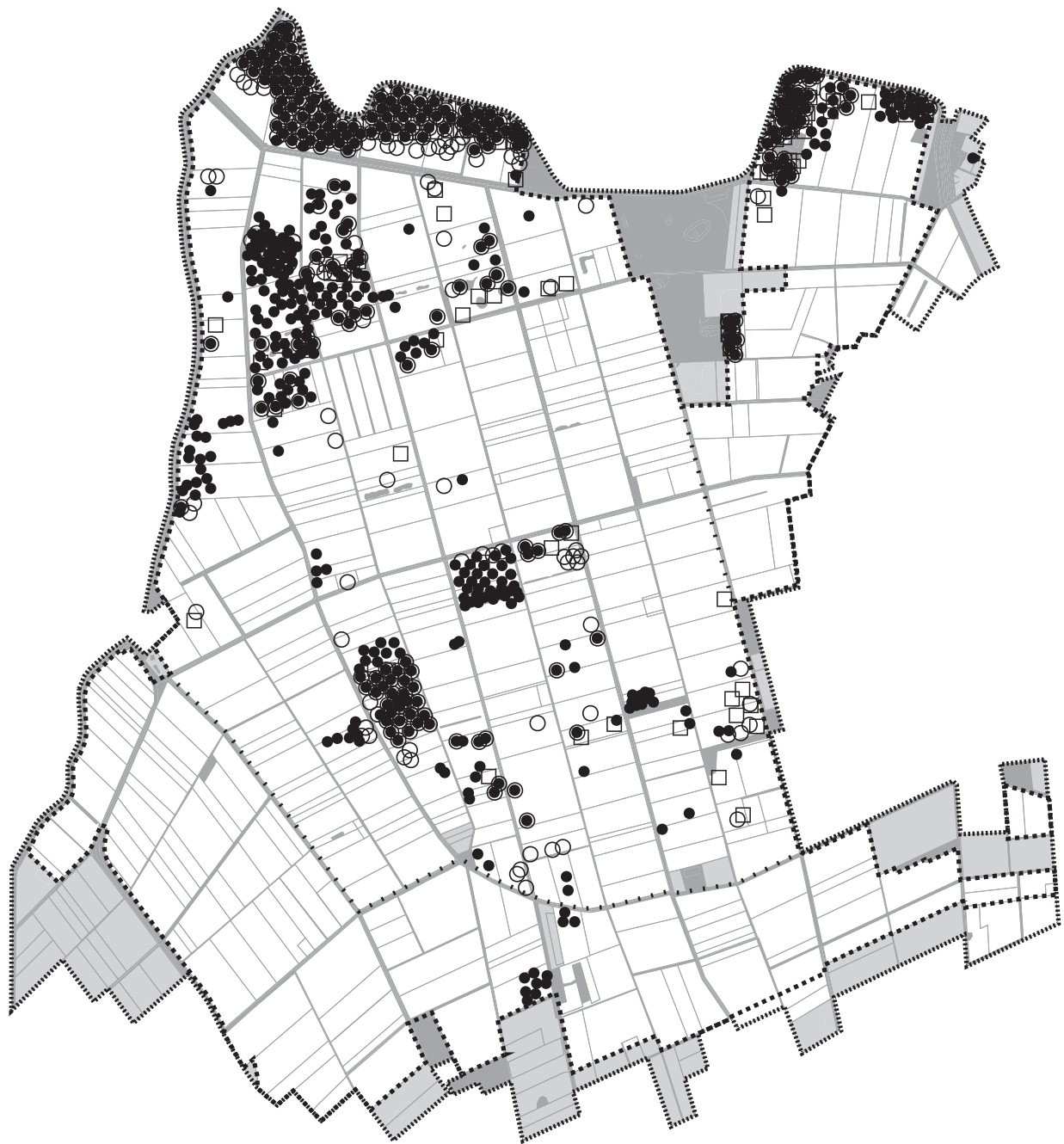
□ Dauerbrachen sowie private Grünlandflächen mit Flurstücksgrenzen

□ andere Biotoptypen

Quelle:
eigene Erhebungen

0 200 400 600 Meter





Karte 28: Verbreitung von *Agrostis canina* im NSG Ochsenmoor

Wuchsorte im Grünland

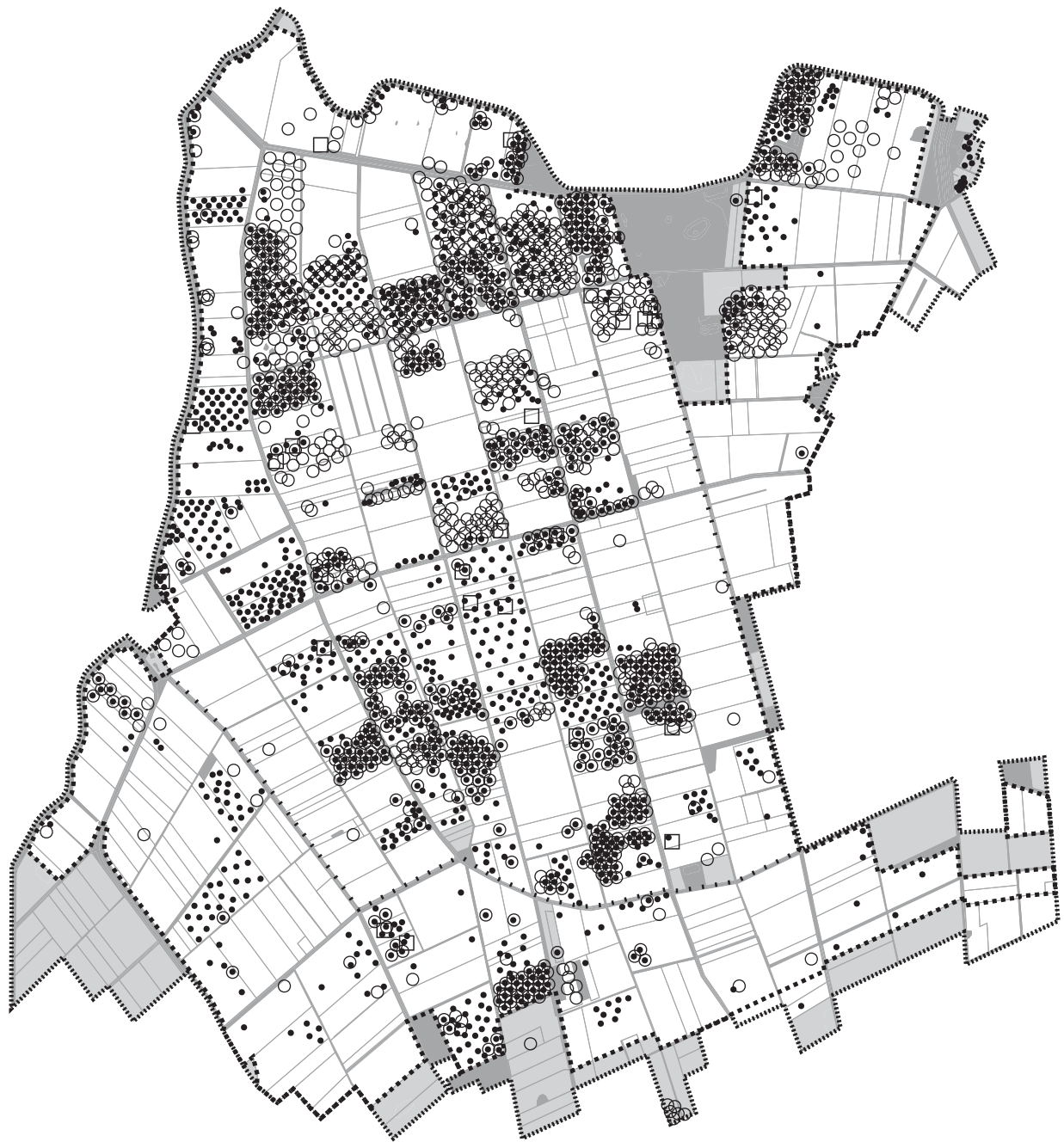
- 1994
- 2000
- 2008

- Grenze des NSG Ochsenmoor
- Grenze des in allen Vegetationskartierungen bearbeiteten Vergleichsgebietes
- Grenze der Darstellung von Funden der Rote Liste-Arten 1987 bei Ganzert (1992)
- Dauergrünland in öffentlichem Eigentum mit Flurstücksgrenzen
- Dauerbrachen sowie private Grünlandflächen mit Flurstücksgrenzen
- andere Biotoptypen

Quellen:
 1994: Rolfes-Doornbos (1995), Wegener (1995), Wille (1995)
 2000: Blüml (2001)
 2008: eigene Erhebungen

0 200 400 600 Meter





Karte 29: Verbreitung von *Anthoxanthum odoratum* im NSG Ochsenmoor

Wuchsorte im Grünland

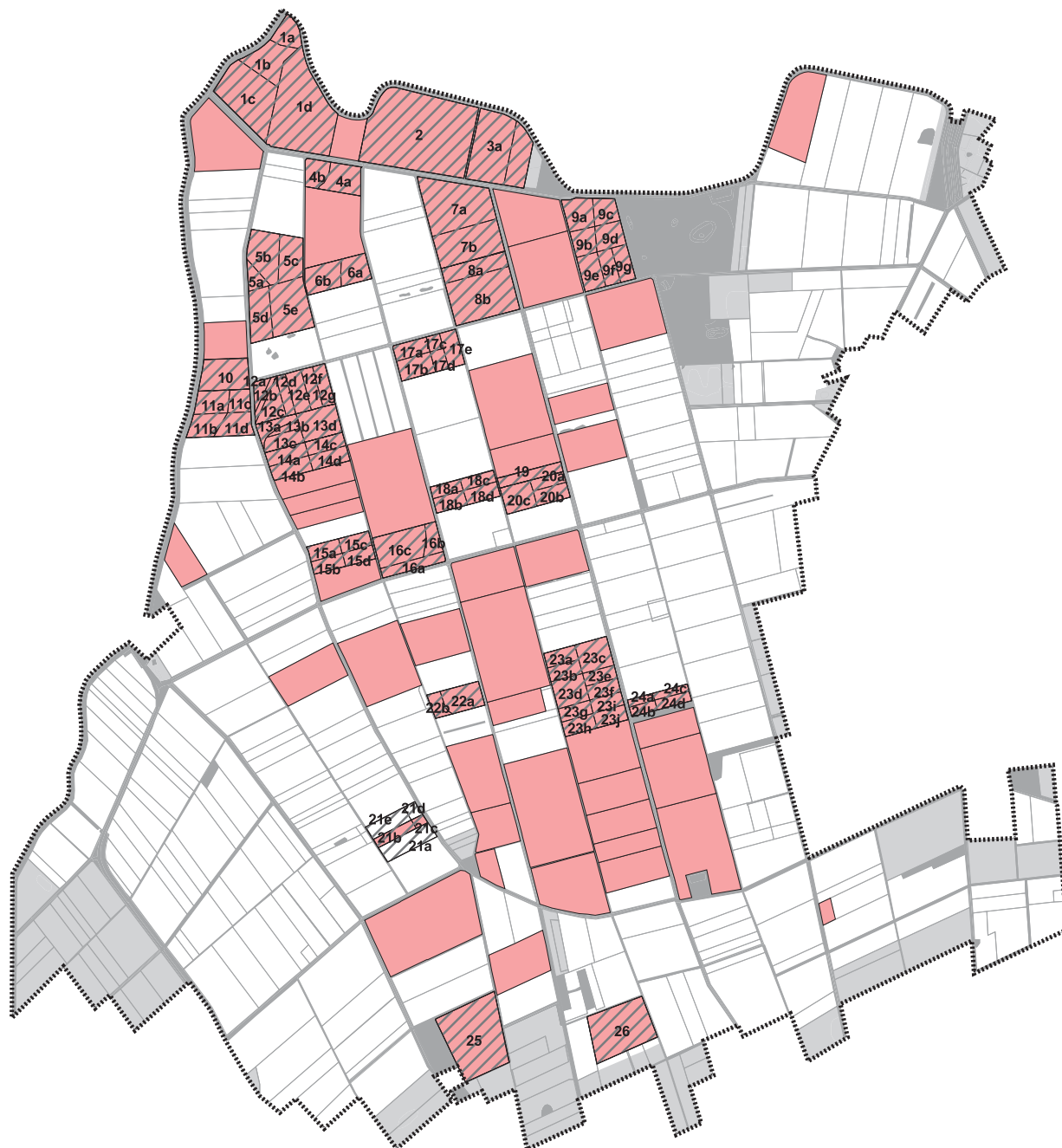
- 1994
- 2000
- 2008

- Grenze des NSG Ochsenmoor
- - - Grenze des in allen Vegetationskartierungen bearbeiteten Vergleichsgebietes
- · · Grenze der Darstellung von Funden der Rote Liste-Arten 1987 bei Ganzert (1992)
- Dauergrünland in öffentlichem Eigentum mit Flurstücksgrenzen
- Dauerbrachen sowie private Grünlandflächen mit Flurstücksgrenzen
- andere Biotoptypen

Quellen:
 1994: Rolfes-Doornbos (1995), Wegener (1995), Wille (1995)
 2000: Blüml (2001)
 2008: eigene Erhebungen

0 200 400 600 Meter





Karte 30: Verbreitung von *Caltha palustris* im NSG Ochsenmoor 1994 und Dauerparzellen seit 1995

Verbreitung im Grünland

- Grünlandparzellen mit Vorkommen 1994
- Seit 1995 alljährlich gezählte Dauerparzelle mit Unterteilungen und Nr.

Grenze des NSG Ochsenmoor

Dauergrünland in öffentlichem Eigentum;
keine Darstellung der Flurstücksgrenzen,
soweit *C. palustris* auf größeren Flächeneinheiten erfasst wurde

Dauerbrachen sowie private Grünlandflächen mit Flurstücksgrenzen

andere Biotoptypen

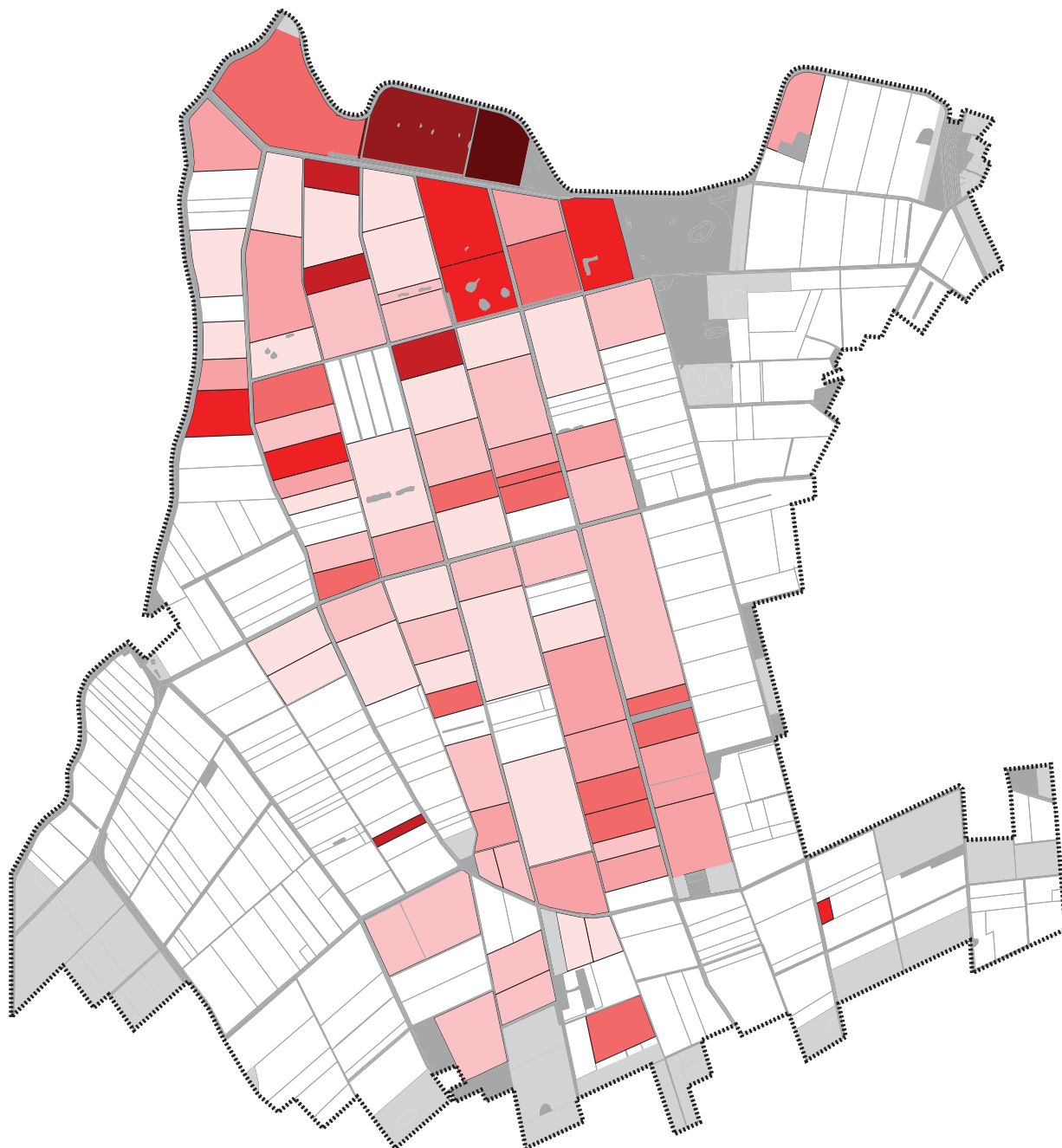
Quellen:

1994: Rolfes-Doornbos (1995), Wegener (1995), Wille (1995)

Dauerparzellen: Blüml (2001) / Blüml & Belting (2003), Belting (unveröff.)

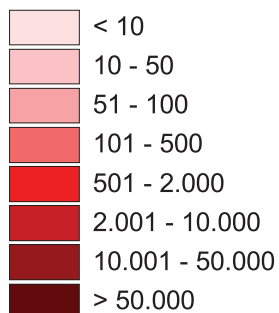
0 200 400 600 Meter





Karte 31: Verbreitung und Wuchsdichte von *Caltha palustris* im NSG Ochsenmoor 1999

**Wuchsdichte (Horste/ha)
im Grünland**



Grenze des NSG Ochsenmoor

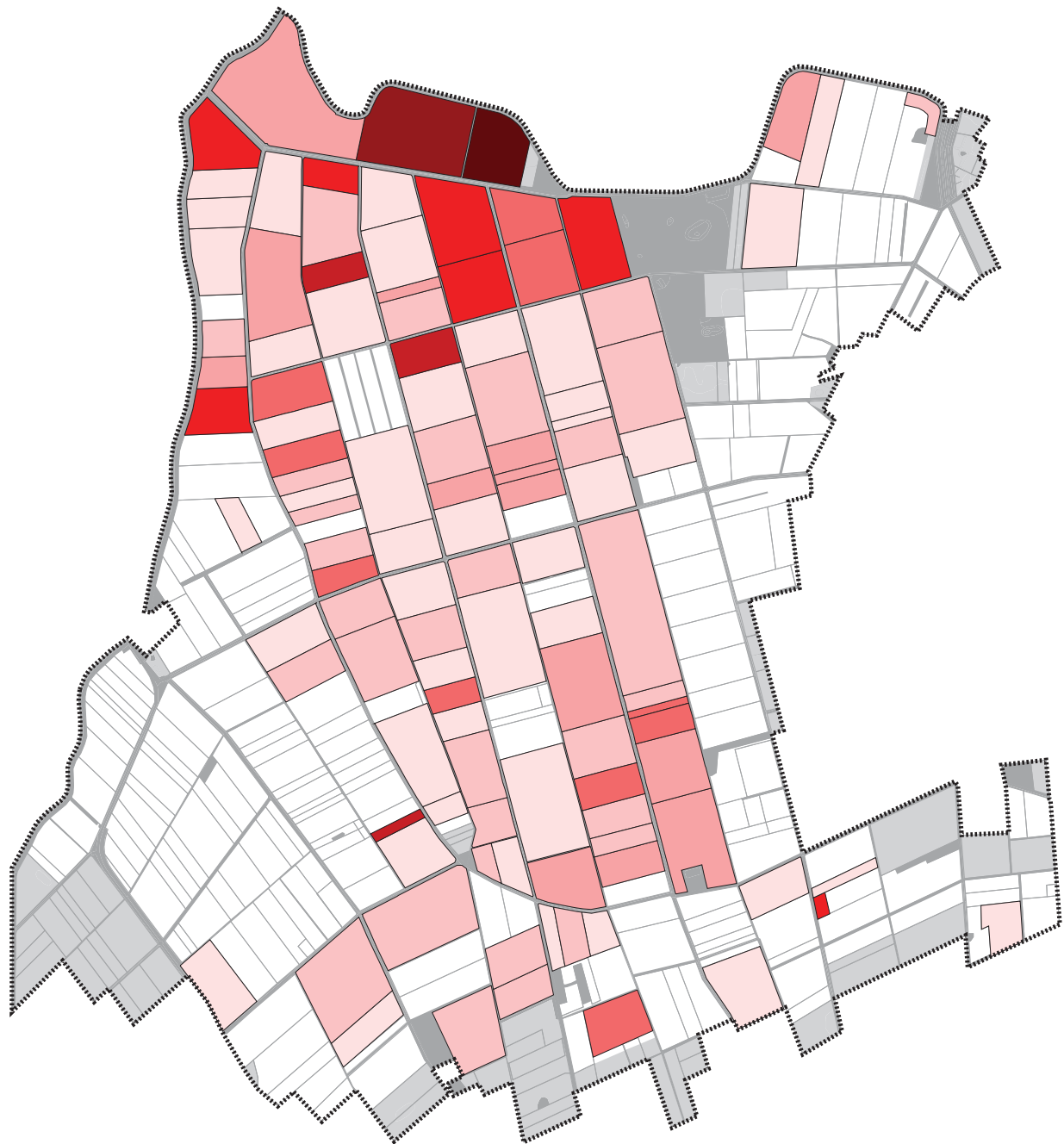
Dauergrünland in öffentlichem Eigentum;
keine Darstellung der Flurstücksgrenzen,
soweit *C. palustris* auf größeren Flächeneinheiten erfasst wurde

Dauerbrachen sowie private Grünlandflächen mit Flurstücksgrenzen
 andere Biotoptypen

Quelle:
Belting & Schröter (1999)

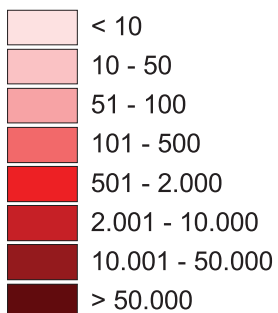
0 200 400 600 Meter





Karte 32: Verbreitung und Wuchsdichte von *Caltha palustris* im NSG Ochsenmoor 2000

**Wuchsdichte (Horste/ha)
im Grünland**



Grenze des NSG Ochsenmoor

Dauergrünland in öffentlichem Eigentum;
keine Darstellung der Flurstücksgrenzen,
soweit *C. palustris* auf größeren Flächeneinheiten erfasst wurde

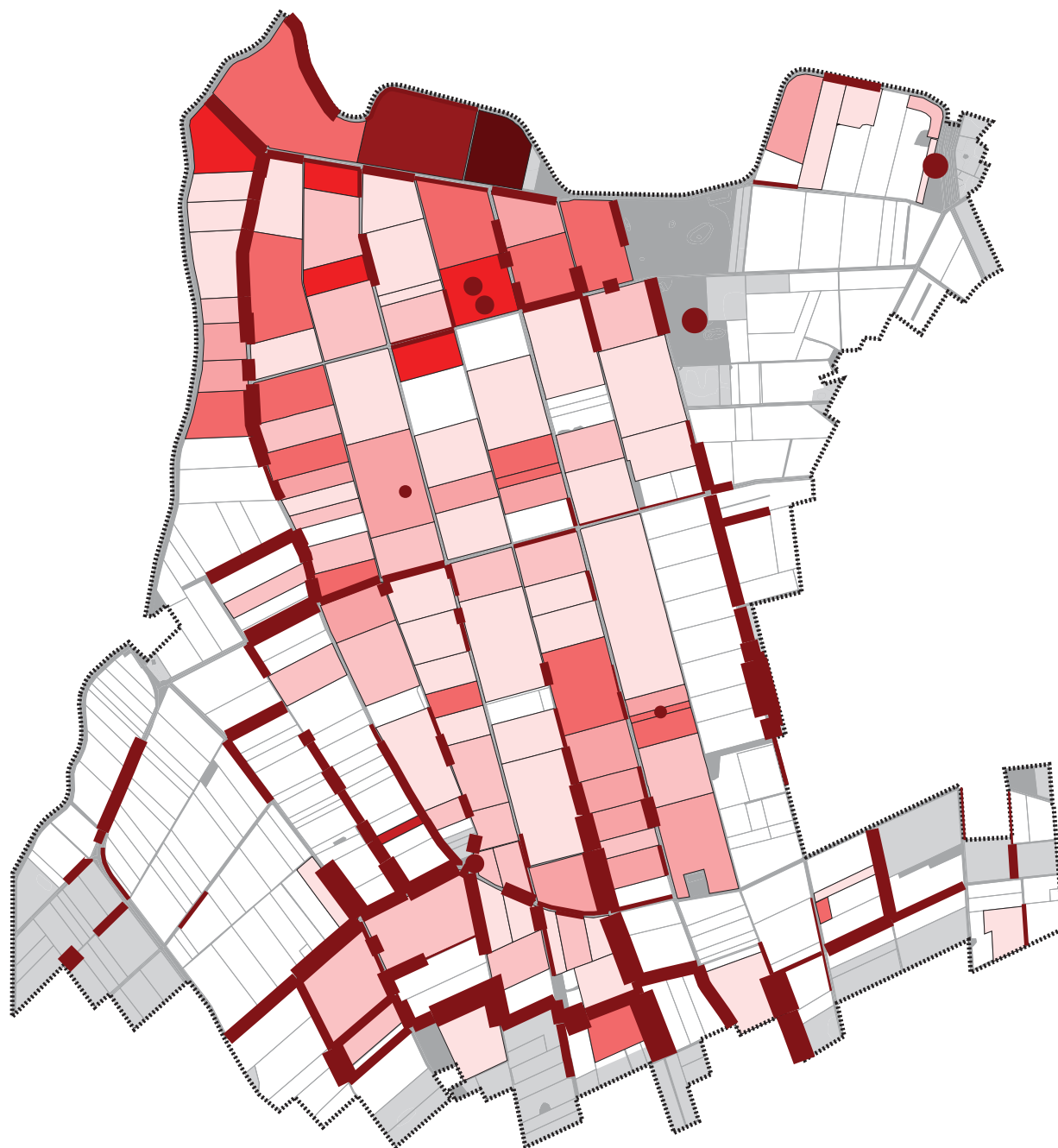
Dauerbrachen sowie private Grünlandflächen mit Flurstücksgrenzen

andere Biotoptypen

Quelle:
Blüml (2001) / Blüml & Belting (2003)

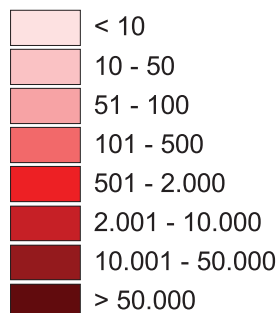
0 200 400 600 Meter



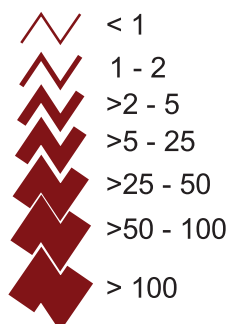


Karte 33: Verbreitung und Wuchsdichte von *Caltha palustris* im NSG Ochsenmoor 2007

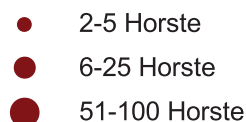
**Wuchsdichte (Horste/ha)
im Grünland**



**Vorkommen an Gräben
(Horste/100 lfm)**



Vorkommen an Teichen und in Wäldern



Grenze des NSG Ochsenmoor



Dauergrünland in öffentlichem Eigentum;
keine Darstellung der Flurstücksgrenzen,
soweit *C. palustris* auf größeren Flächeneinheiten erfasst wurde



Dauerbrachen + private Grünlandflächen mit Flurstücksgrenzen

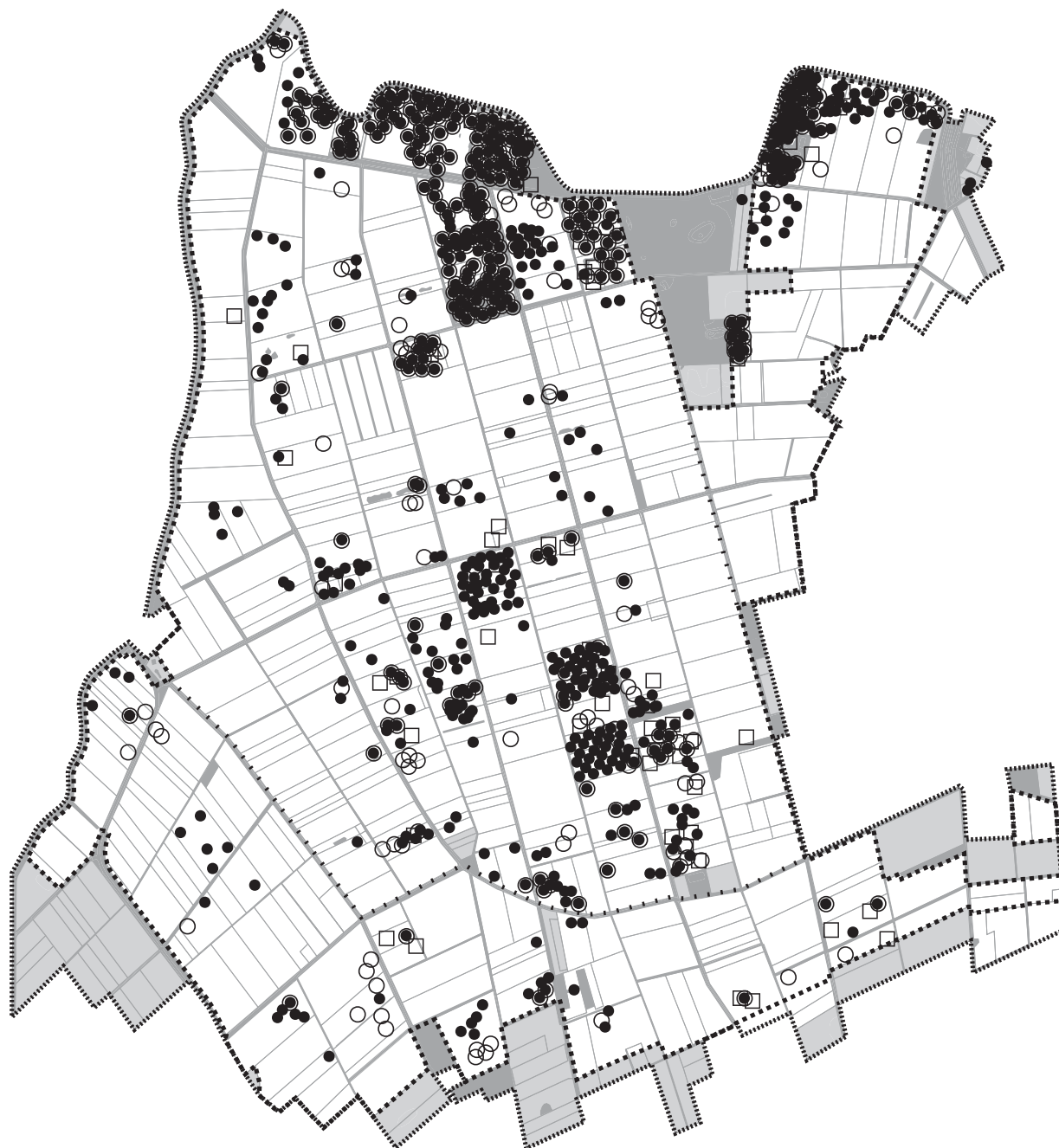


andere Biotoptypen

Quelle:
eigene Erhebungen

0 200 400 600 Meter





Karte 34: Verbreitung von *Carex nigra* im NSG Ochsenmoor

Wuchsorte im Grünland

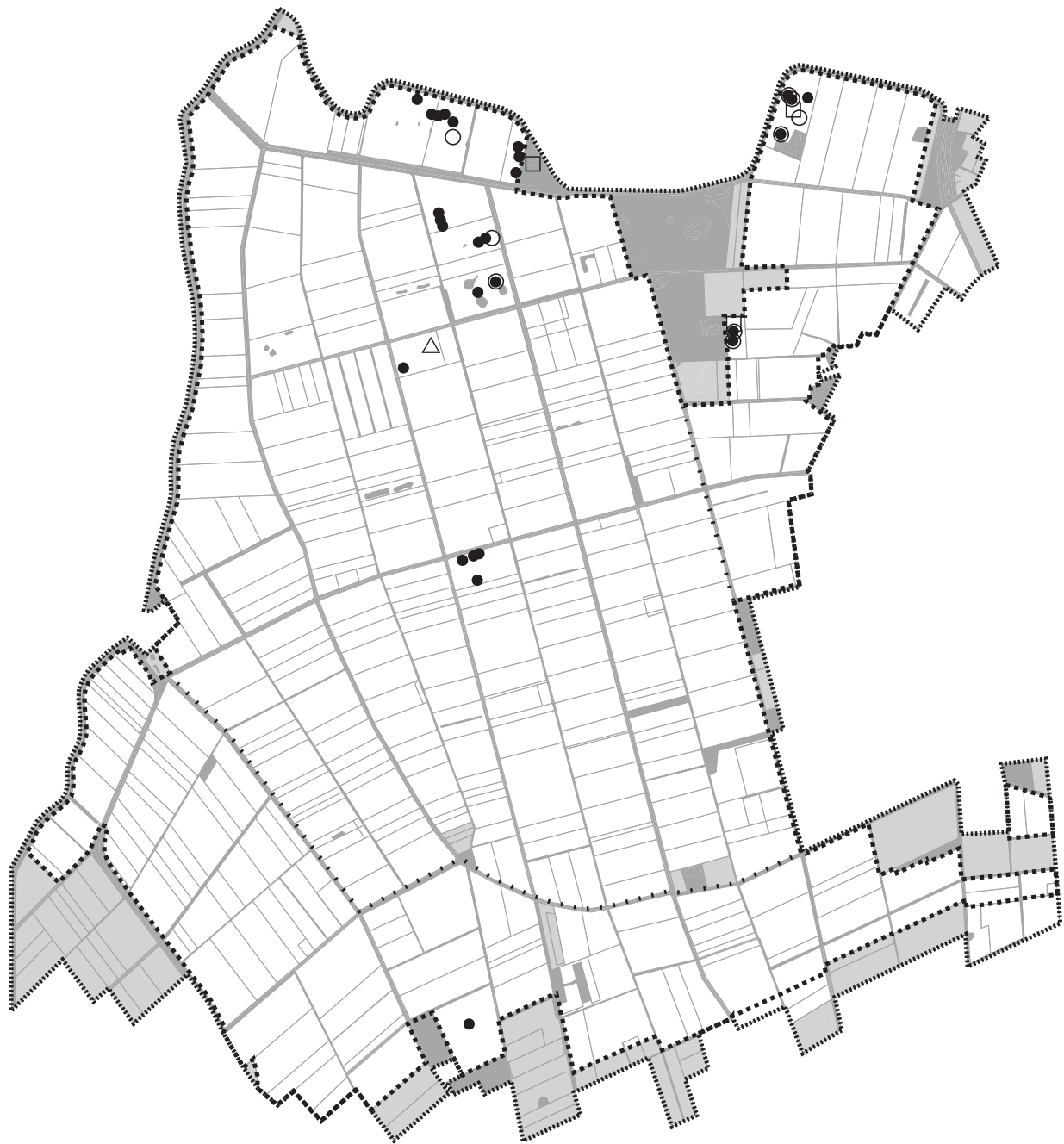
- 1994
- 2000
- 2008

- Grenze des NSG Ochsenmoor
- Grenze des in allen Vegetationskartierungen bearbeiteten Vergleichsgebietes
- Grenze der Darstellung von Funden der Rote Liste-Arten 1987 bei Ganzert (1992)
- Dauergrünland in öffentlichem Eigentum mit Flurstücksgrenzen
- Dauerbrachen sowie private Grünlandflächen mit Flurstücksgrenzen
- andere Biotoptypen

Quellen:
 1994: Rolfes-Doornbos (1995), Wegener (1995), Wille (1995)
 2000: Blüml (2001)
 2008: eigene Erhebungen

0 200 400 600 Meter





Karte 35: Verbreitung von *Carex panicea* im NSG Ochsenmoor

Wuchsorte im Grünland

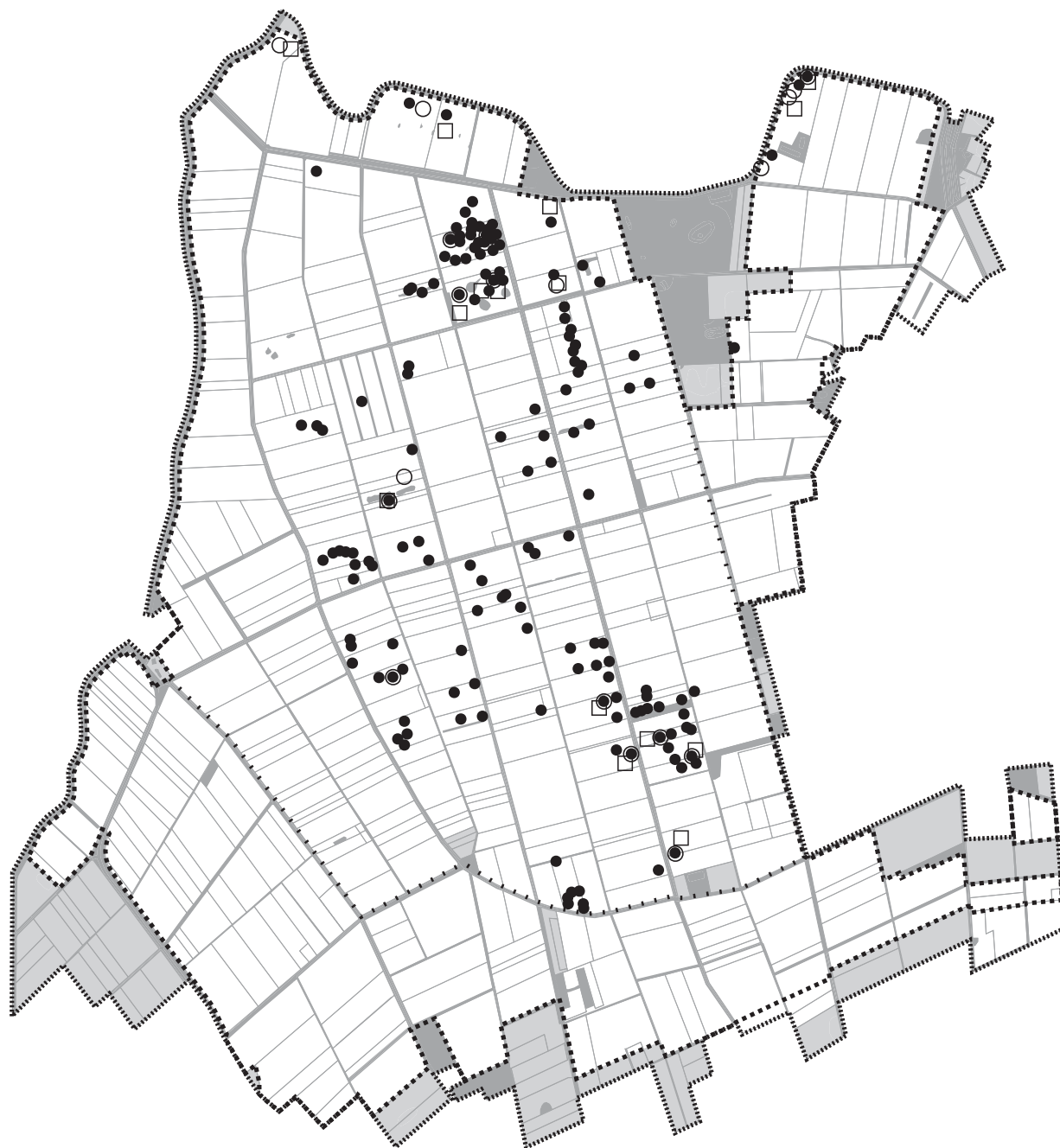
- △ 1987
- 1994
- 2000
- 2008

- Grenze des NSG Ochsenmoor
- Grenze des in allen Vegetationskartierungen bearbeiteten Vergleichsgebietes
- Grenze der Darstellung von Funden der Rote Liste-Arten 1987 bei Ganzert (1992)
- Dauergrünland in öffentlichem Eigentum mit Flurstücksgrenzen
- Dauerbrachen sowie private Grünlandflächen mit Flurstücksgrenzen
- andere Biotoptypen

Quellen:
 1987: Ganzert & Pfadenhauer (1987, 1988), Ganzert (1992)
 1994: Rolfes-Doornbos (1995), Wegener (1995), Wille (1995)
 2000: Blüml (2001)
 2008: eigene Erhebungen

0 200 400 600 Meter





Karte 36: Verbreitung von *Carex rostrata* im NSG Ochsenmoor

Wuchsorte im Grünland

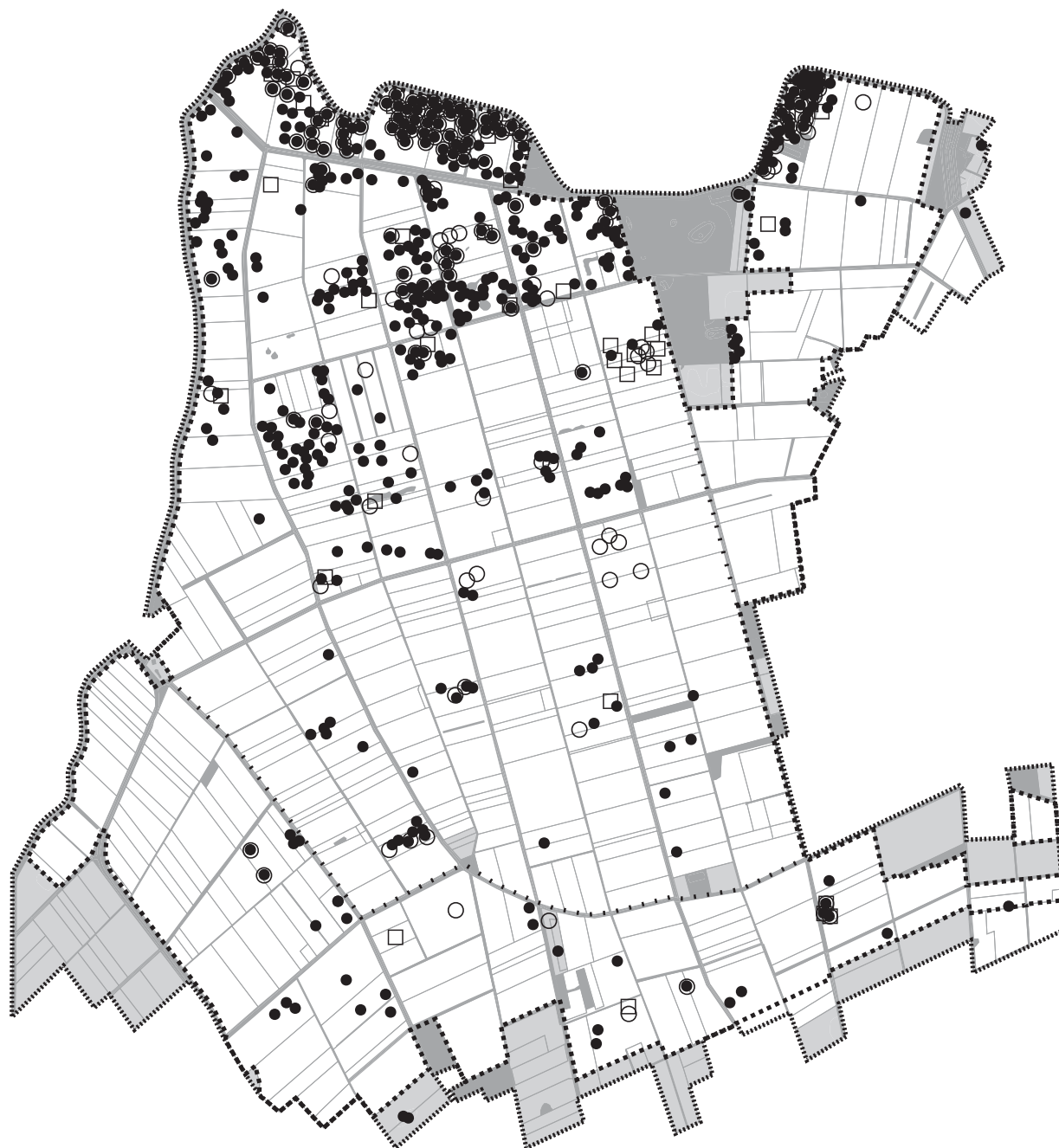
- 1994
- 2000
- 2008

- Grenze des NSG Ochsenmoor
- Grenze des in allen Vegetationskartierungen bearbeiteten Vergleichsgebietes
- Grenze der Darstellung von Funden der Rote Liste-Arten 1987 bei Ganzert (1992)
- Dauergrünland in öffentlichem Eigentum mit Flurstücksgrenzen
- Dauerbrachen sowie private Grünlandflächen mit Flurstücksgrenzen
- andere Biotoptypen

Quellen:
 1994: Rolfes-Doornbos (1995), Wegener (1995), Wille (1995)
 2000: Blüml (2001)
 2008: eigene Erhebungen

0 200 400 600 Meter





Karte 37: Verbreitung von *Carex vesicaria* im NSG Ochsenmoor

Wuchsorte im Grünland

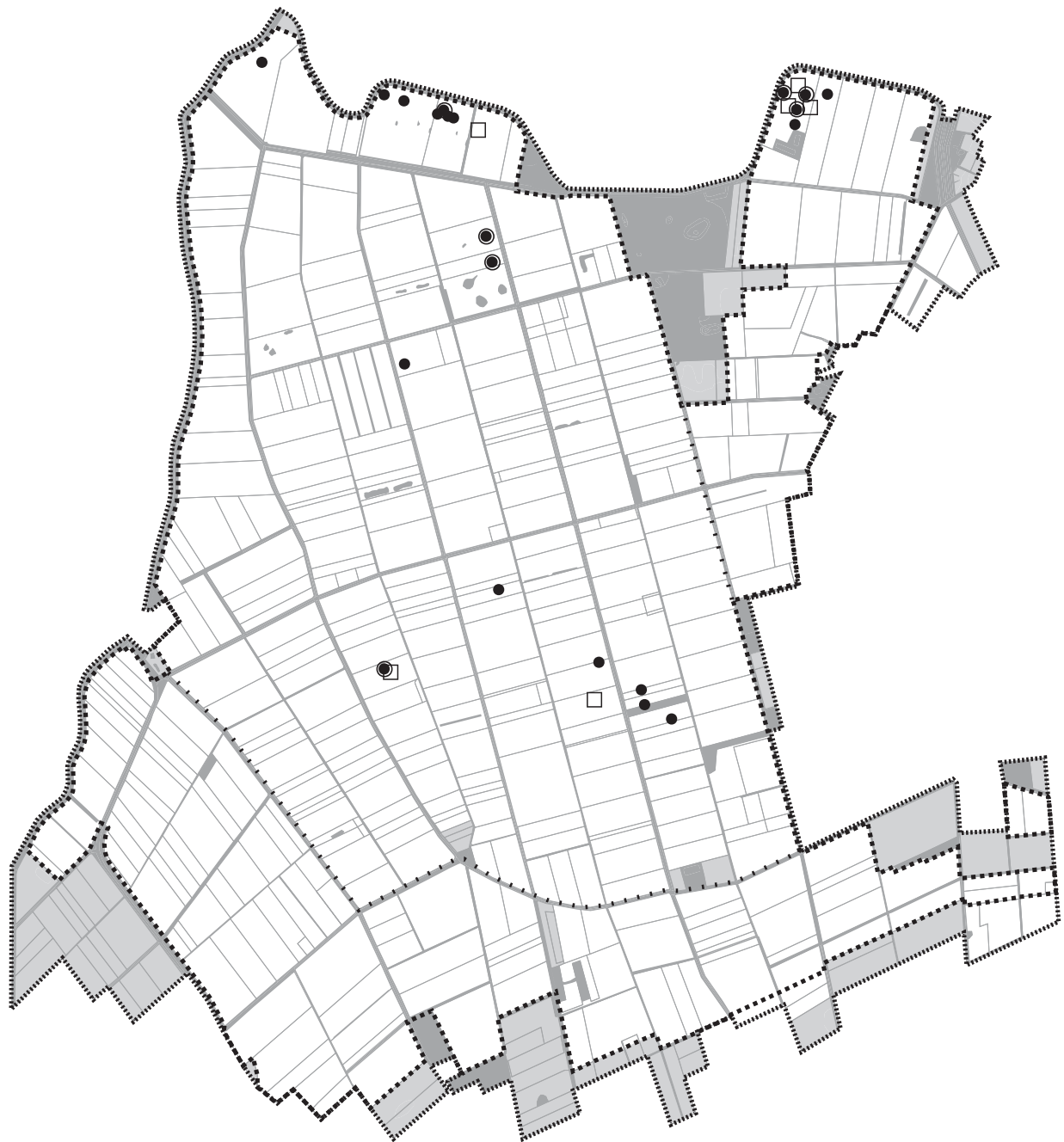
- 1994
- 2000
- 2008

- Grenze des NSG Ochsenmoor
- Grenze des in allen Vegetationskartierungen bearbeiteten Vergleichsgebietes
- Grenze der Darstellung von Funden der Rote Liste-Arten 1987 bei Ganzert (1992)
- Dauergrünland in öffentlichem Eigentum mit Flurstücksgrenzen
- Dauerbrachen sowie private Grünlandflächen mit Flurstücksgrenzen
- andere Biotoptypen

Quellen:
 1994: Rolfes-Doornbos (1995), Wegener (1995), Wille (1995)
 2000: Blüml (2001)
 2008: eigene Erhebungen

0 200 400 600 Meter





Karte 38: Verbreitung von *Eriophorum angustifolium* im NSG Ochsenmoor

Wuchsorte im Grünland

- 1994
- 2000
- 2008

- Grenze des NSG Ochsenmoor
- Grenze des in allen Vegetationskartierungen bearbeiteten Vergleichsgebietes
- Grenze der Darstellung von Funden der Rote Liste-Arten 1987 bei Ganzert (1992)
- Dauergrünland in öffentlichem Eigentum mit Flurstücksgrenzen
- Dauerbrachen sowie private Grünlandflächen mit Flurstücksgrenzen
- andere Biotoptypen

Quellen:
 1994: Rolfes-Doornbos (1995), Wegener (1995), Wille (1995)
 2000: Blüml (2001)
 2008: eigene Erhebungen

0 200 400 600 Meter





Karte 39: Verbreitung von *Galium uliginosum* im NSG Ochsenmoor

Wuchsorte im Grünland

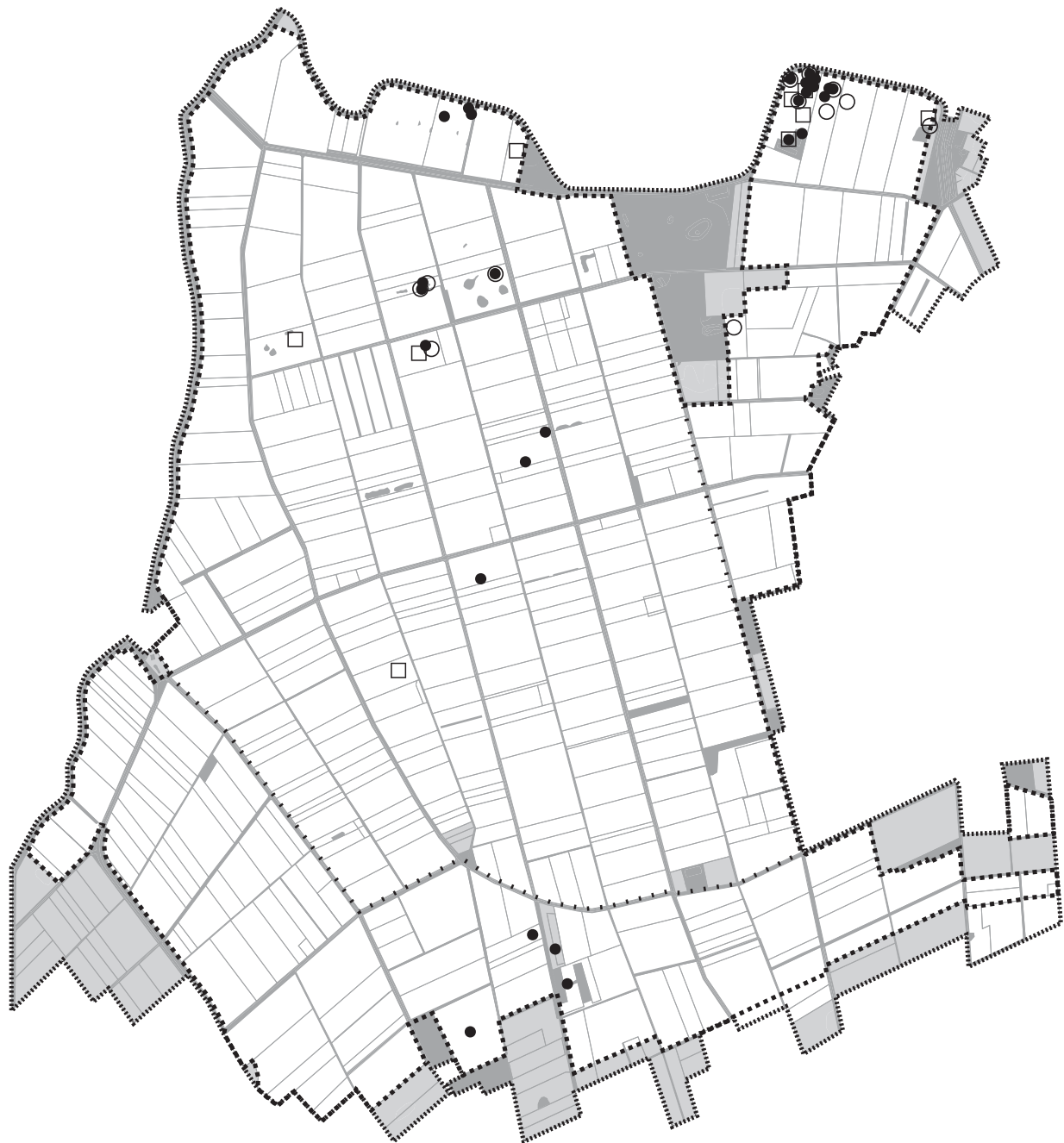
- 2000
- 2008

- Grenze des NSG Ochsenmoor
- Grenze des in allen Vegetationskartierungen bearbeiteten Vergleichsgebietes
- Grenze der Darstellung von Funden der Rote Liste-Arten 1987 bei Ganzert (1992)
- Dauergrünland in öffentlichem Eigentum mit Flurstücksgrenzen
- Dauerbrachen sowie private Grünlandflächen mit Flurstücksgrenzen
- andere Biotoptypen

Quellen:
2000: Blüml (2001)
2008: eigene Erhebungen

0 200 400 600 Meter





Karte 40: Verbreitung von *Hydrocotyle vulgaris* im NSG Ochsenmoor

Wuchsorte im Grünland

- 1994
- 2000
- 2008

- Grenze des NSG Ochsenmoor
- Grenze des in allen Vegetationskartierungen bearbeiteten Vergleichsgebietes
- Grenze der Darstellung von Funden der Rote Liste-Arten 1987 bei Ganzert (1992)
- Dauergrünland in öffentlichem Eigentum mit Flurstücksgrenzen
- Dauerbrachen sowie private Grünlandflächen mit Flurstücksgrenzen
- andere Biotoptypen

Quellen:
 1994: Rolfes-Doornbos (1995), Wegener (1995), Wille (1995)
 2000: Blüml (2001)
 2008: eigene Erhebungen

0 200 400 600 Meter





Karte 41: Verbreitung von *Oenanthe fistulosa* im NSG Ochsenmoor

Wuchsorte im Grünland

- △ 1987
- 1994
- 2000
- 2008

Wuchsorte in anderen Biotopen

- ☆ 2008

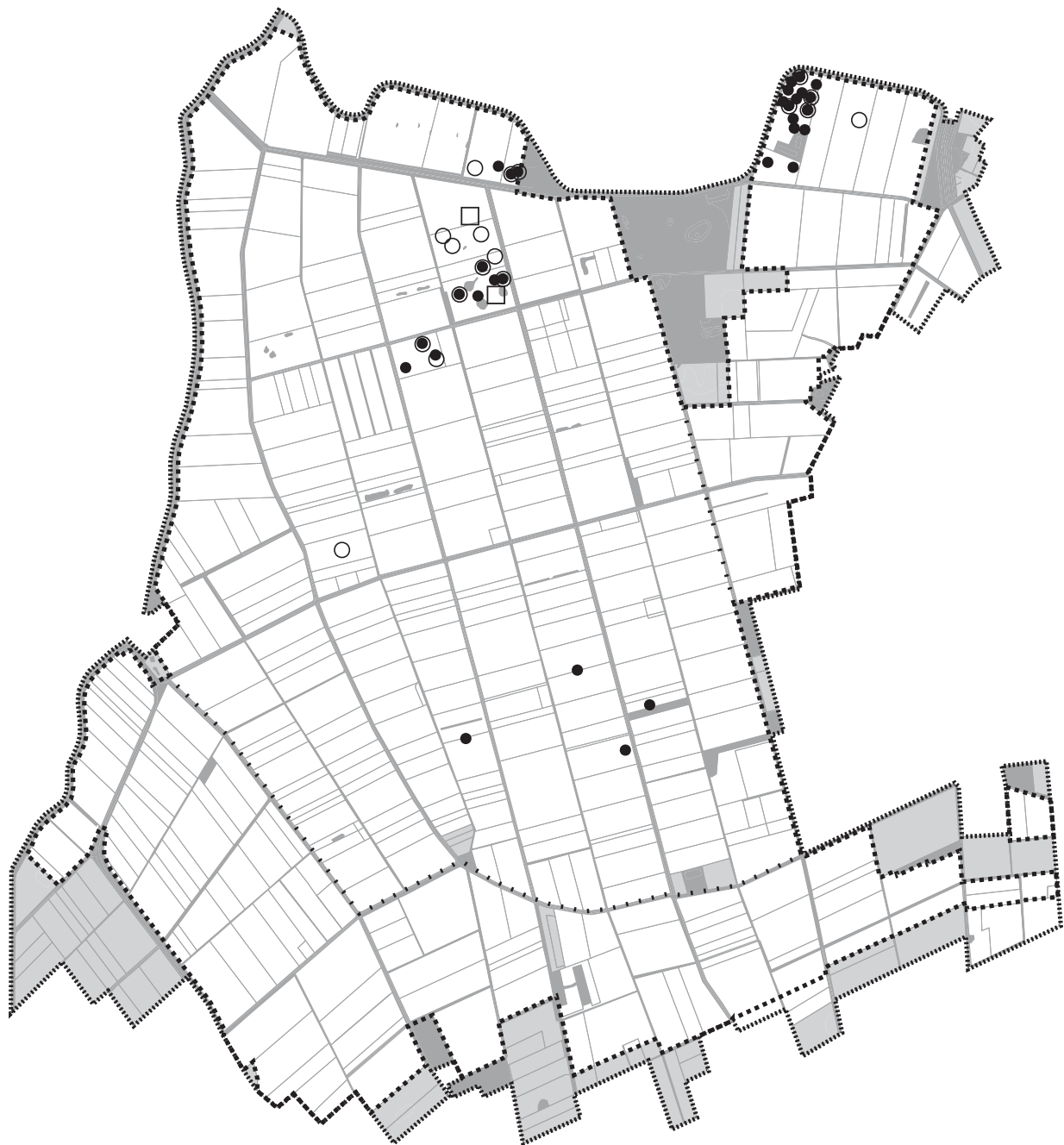
- Grenze des NSG Ochsenmoor
- Grenze des in allen Vegetationskartierungen bearbeiteten Vergleichsgebietes
- Grenze der Darstellung von Funden der Rote Liste-Arten 1987 bei Ganzert (1992)
- Dauergrünland in öffentlichem Eigentum mit Flurstücksgrenzen
- Dauerbrachen sowie private Grünlandflächen mit Flurstücksgrenzen
- andere Biotoptypen

Quellen:

1987: Ganzert & Pfadenhauer (1988), Ganzert (1992)
 1994: Rolfes-Doornbos (1995), Wegener (1995), Wille (1995)
 2000: Blüml (2001)
 2008: eigene Erhebungen

0 200 400 600 Meter





Karte 42: Verbreitung von *Potentilla palustris* im NSG Ochsenmoor

Wuchsorte im Grünland

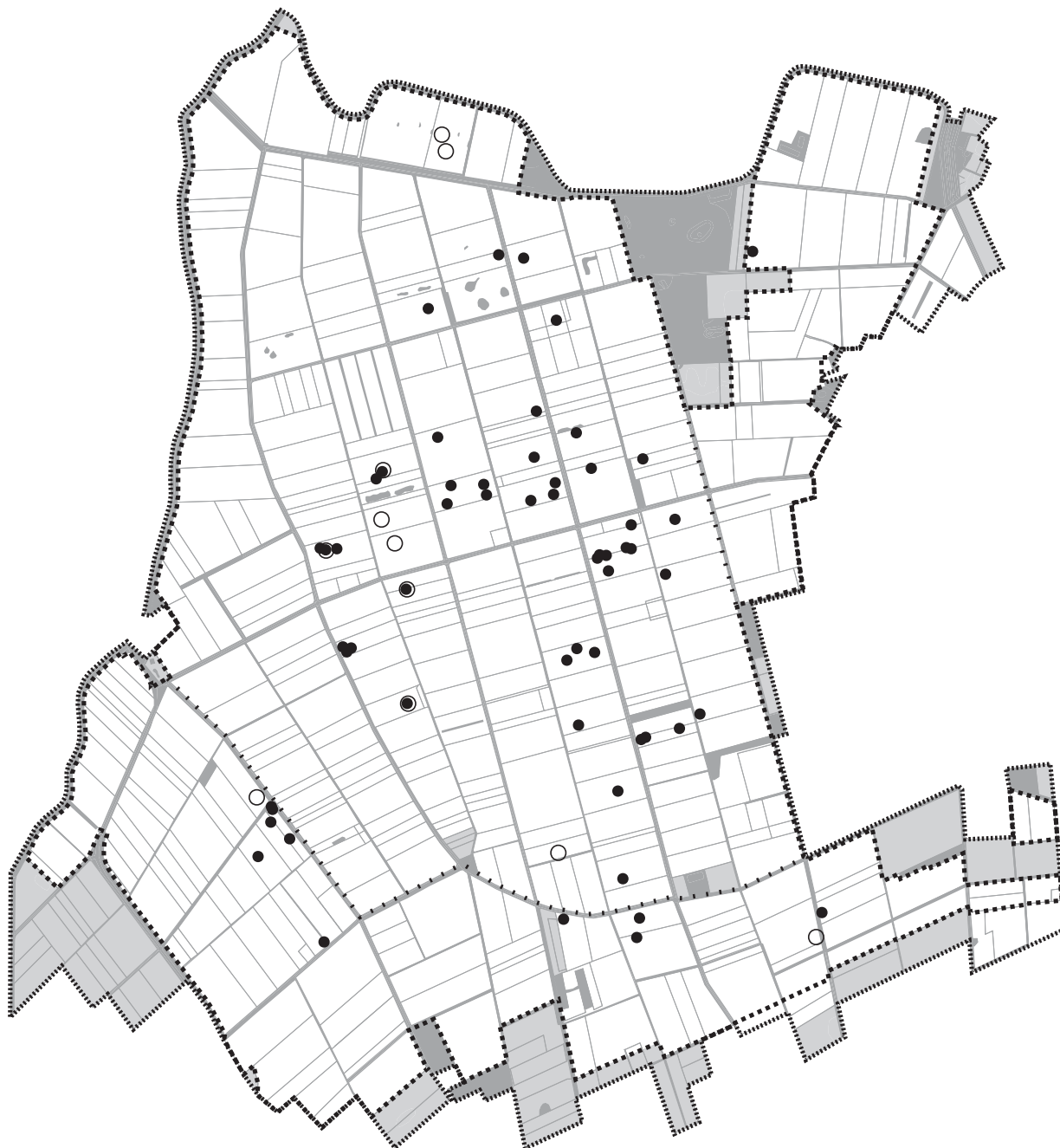
- 1994
- 2000
- 2008

- Grenze des NSG Ochsenmoor
- - - Grenze des in allen Vegetationskartierungen bearbeiteten Vergleichsgebietes
- ... Grenze der Darstellung von Funden der Rote Liste-Arten 1987 bei Ganzert (1992)
- Dauergrünland in öffentlichem Eigentum mit Flurstücksgrenzen
- Dauerbrachen sowie private Grünlandflächen mit Flurstücksgrenzen
- andere Biotoptypen

Quellen:
 1994: Rolfes-Doornbos (1995), Wegener (1995), Wille (1995)
 2000: Blüml (2001)
 2008: eigene Erhebungen

0 200 400 600 Meter





Karte 43: Verbreitung von *Ranunculus peltatus* im NSG Ochsenmoor

Wuchsorte im Grünland

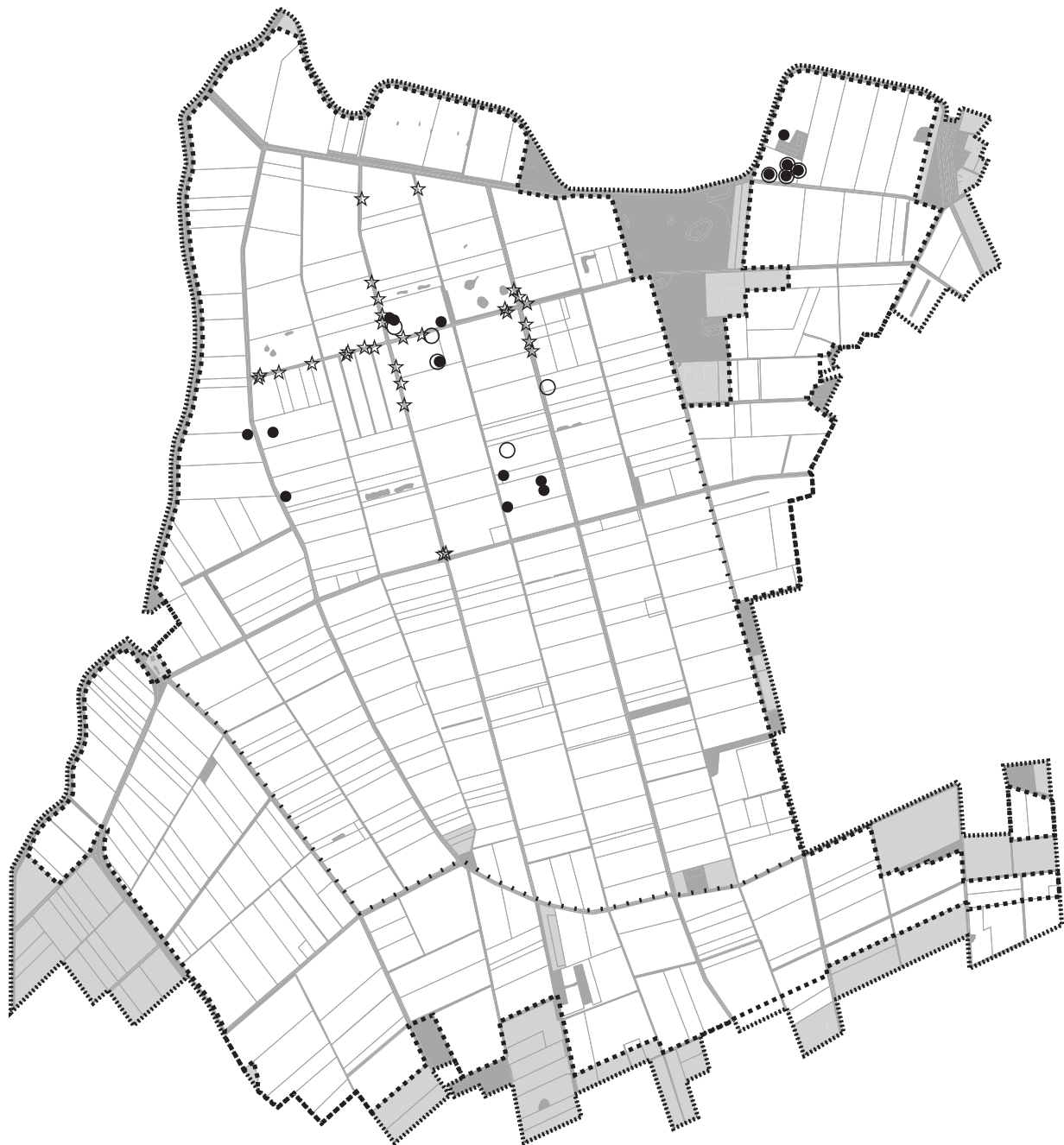
- 2000
- 2008

- Grenze des NSG Ochsenmoor
- Grenze des in allen Vegetationskartierungen bearbeiteten Vergleichsgebietes
- Grenze der Darstellung von Funden der Rote Liste-Arten 1987 bei Ganzert (1992)
- Dauergrünland in öffentlichem Eigentum mit Flurstücksgrenzen
- Dauerbrachen sowie private Grünlandflächen mit Flurstücksgrenzen
- andere Biotoptypen

Quellen:
2000: Blüml (2001)
2008: eigene Erhebungen

0 200 400 600 Meter





Karte 44: Verbreitung von *Rhinanthus angustifolius* im NSG Ochsenmoor

Wuchsorte im Grünland

- △ 1987
- 1994
- 2000
- 2008

Wuchsorte in anderen Biotopen

- ☆ 2008

--- Grenze des NSG Ochsenmoor

... Grenze des in allen Vegetationskartierungen
bearbeiteten Vergleichsgebietes

- · - Grenze der Darstellung von Funden
der Rote Liste-Arten 1987 bei Ganzert (1992)

□ Dauergrünland in öffentlichem Eigentum mit Flurstücksgrenzen

■ Dauerbrachen sowie private Grünlandflächen mit Flurstücksgrenzen

■ andere Biotoptypen

Quellen:

1987: Ganzert & Pfadenhauer (1987, 1988), Ganzert (1992)
1994: Rolfes-Doornbos (1995), Wegener (1995), Wille (1995)
2000: Blüml (2001)
2008: eigene Erhebungen

0 200 400 600 Meter





Karte 45: Verbreitung von *Senecio aquaticus* im NSG Ochsenmoor

Wuchsorte im Grünland

- △ 1987
- 1994
- 2000
- 2008

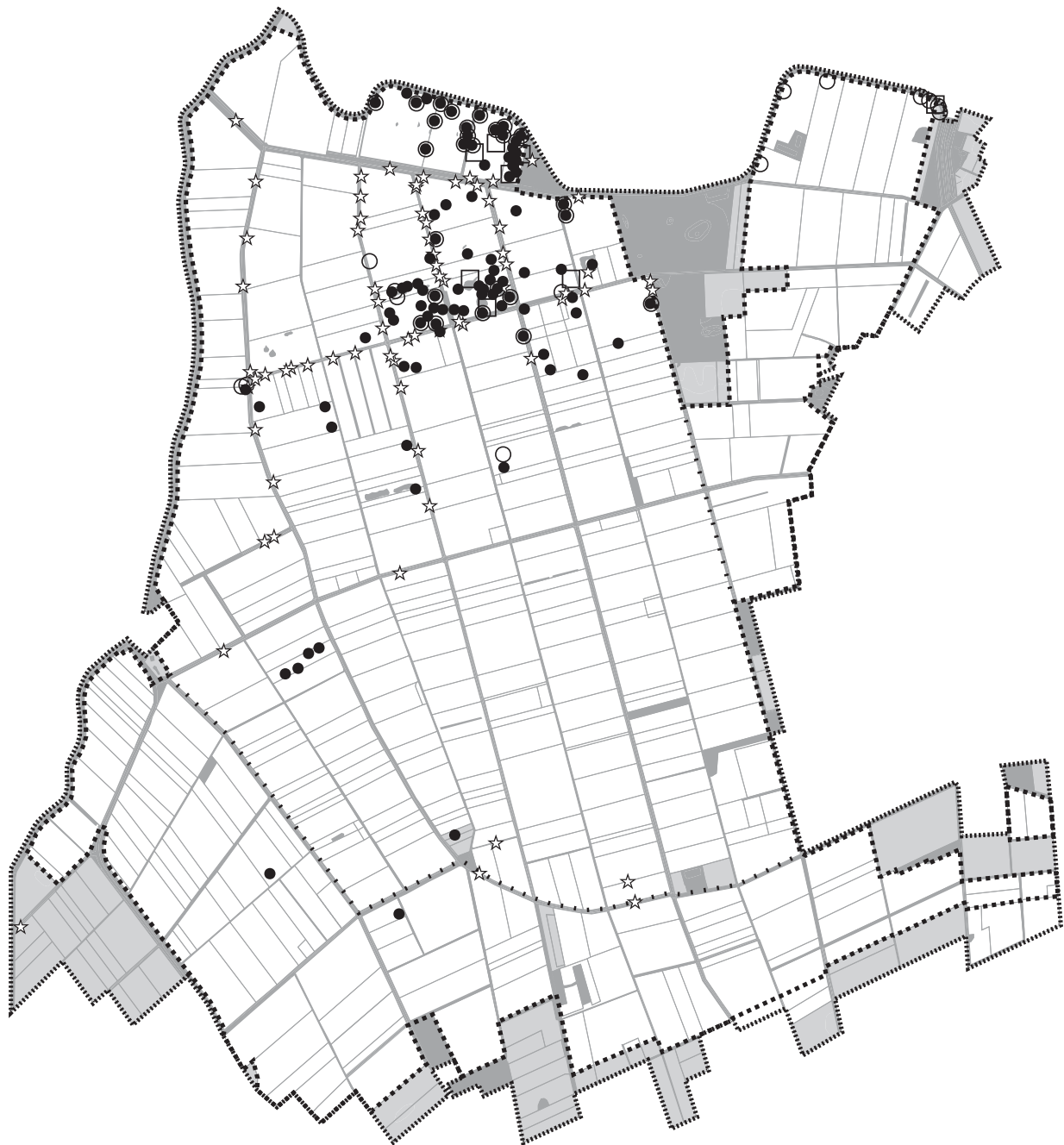
- Grenze des NSG Ochsenmoor
- - - Grenze des in allen Vegetationskartierungen bearbeiteten Vergleichsgebietes
- · · Grenze der Darstellung von Funden der Rote Liste-Arten 1987 bei Ganzert (1992)
- Dauergrünland in öffentlichem Eigentum mit Flurstücksgrenzen
- Dauerbrachen sowie private Grünlandflächen mit Flurstücksgrenzen
- andere Biotoptypen

Quellen:

1987: Ganzert & Pfadenhauer (1987, 1988), Ganzert (1992)
 1994: Rolfes-Doornbos (1995), Wegener (1995), Wille (1995)
 2000: Blüml (2001)
 2008: eigene Erhebungen

0 200 400 600 Meter





Karte 46: Verbreitung von *Thalictrum flavum* im NSG Ochsenmoor

Wuchsorte im Grünland

- △ 1987
- 1994
- 2000
- 2008

Wuchsorte in anderen Biotopen

- ☆ 2008

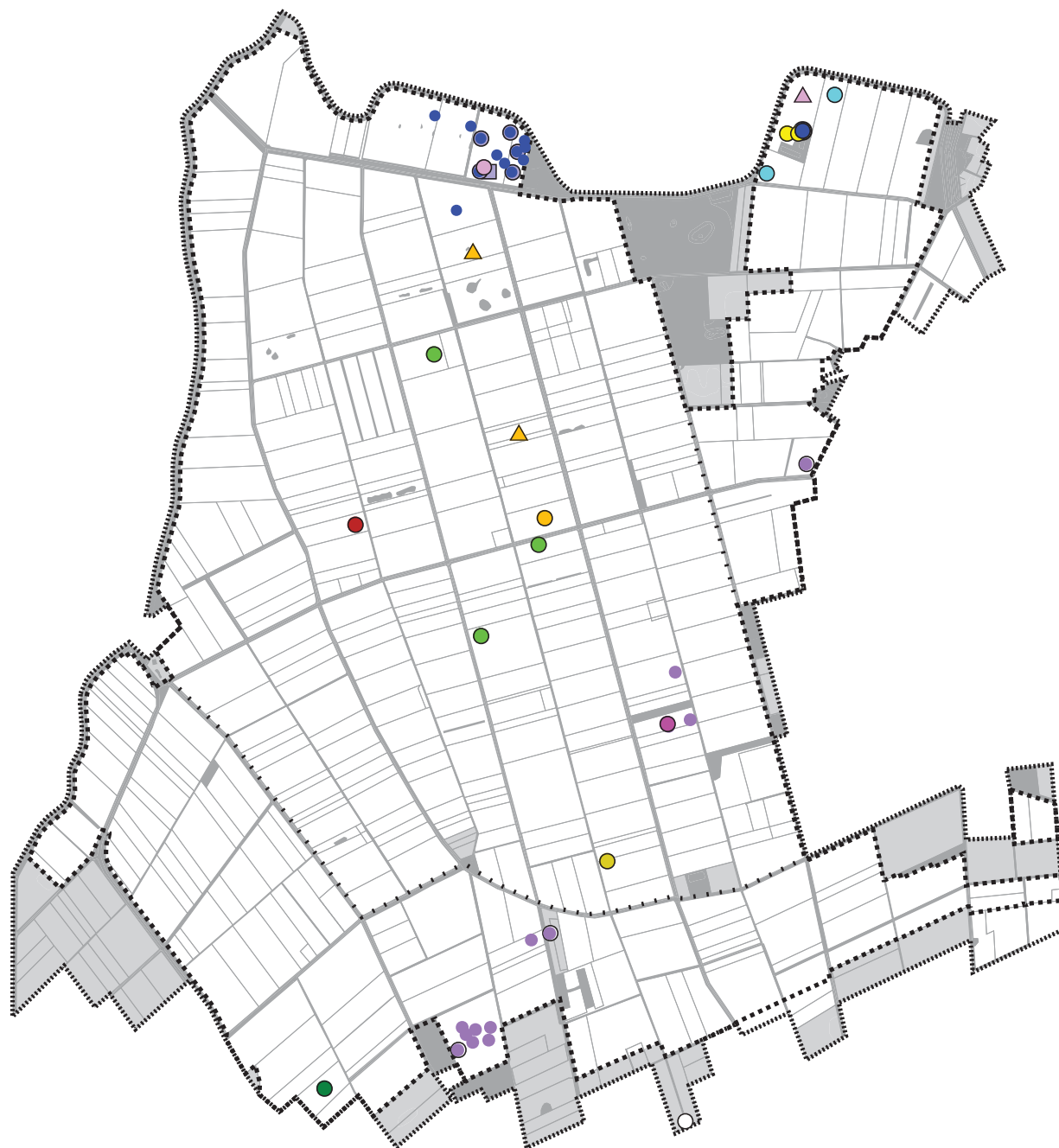
- Grenze des NSG Ochsenmoor
- - - Grenze des in allen Vegetationskartierungen bearbeiteten Vergleichsgebietes
- · · Grenze der Darstellung von Funden der Rote Liste-Arten 1987 bei Ganzert (1992)
- Dauergrünland in öffentlichem Eigentum mit Flurstücksgrenzen
- Dauerbrachen sowie private Grünlandflächen mit Flurstücksgrenzen
- andere Biotoptypen

Quellen:

1987: Ganzert & Pfadenhauer (1987, 1988), Ganzert (1992)
 1994: Rolfes-Doornbos (1995), Wegener (1995), Wille (1995)
 2000: Blüml (2001)
 2008: eigene Erhebungen

0 200 400 600 Meter





Karte 47: Verbreitung der übrigen Rote Liste- und Zeigerarten im NSG Ochsenmoor

Wuchsorte im Grünland

1987 1994 2000 2008

- *Bromus racemosus*
- *Centaurea jacea*
- *Dactylorhiza incarnata*
- *Eleocharis acicularis*
- ● *Lathyrus palustris*
- *Lysimachia thyrsiflora*
- △ ● *Menyanthes trifoliata*
- *Myosotis discolor*
- *Peucedanum palustre*
- *Ranunculus auricomus*
- △ ● *Triglochin palustre*
- ● *Viola palustris*

Grenze des NSG Ochsenmoor

Grenze des in allen Vegetationskartierungen bearbeiteten Vergleichsgebietes

Grenze der Darstellung von Funden der Rote Liste-Arten 1987 bei Ganzert (1992)

Dauergrünland in öffentlichem Eigentum mit Flurstücksgrenzen

Dauerbrachen + private Grünlandflächen mit Flurstücksgrenzen

andere Biotoptypen

Quellen:

1987: Ganzert & Pfadenhauer (1987, 1988), Ganzert (1992)

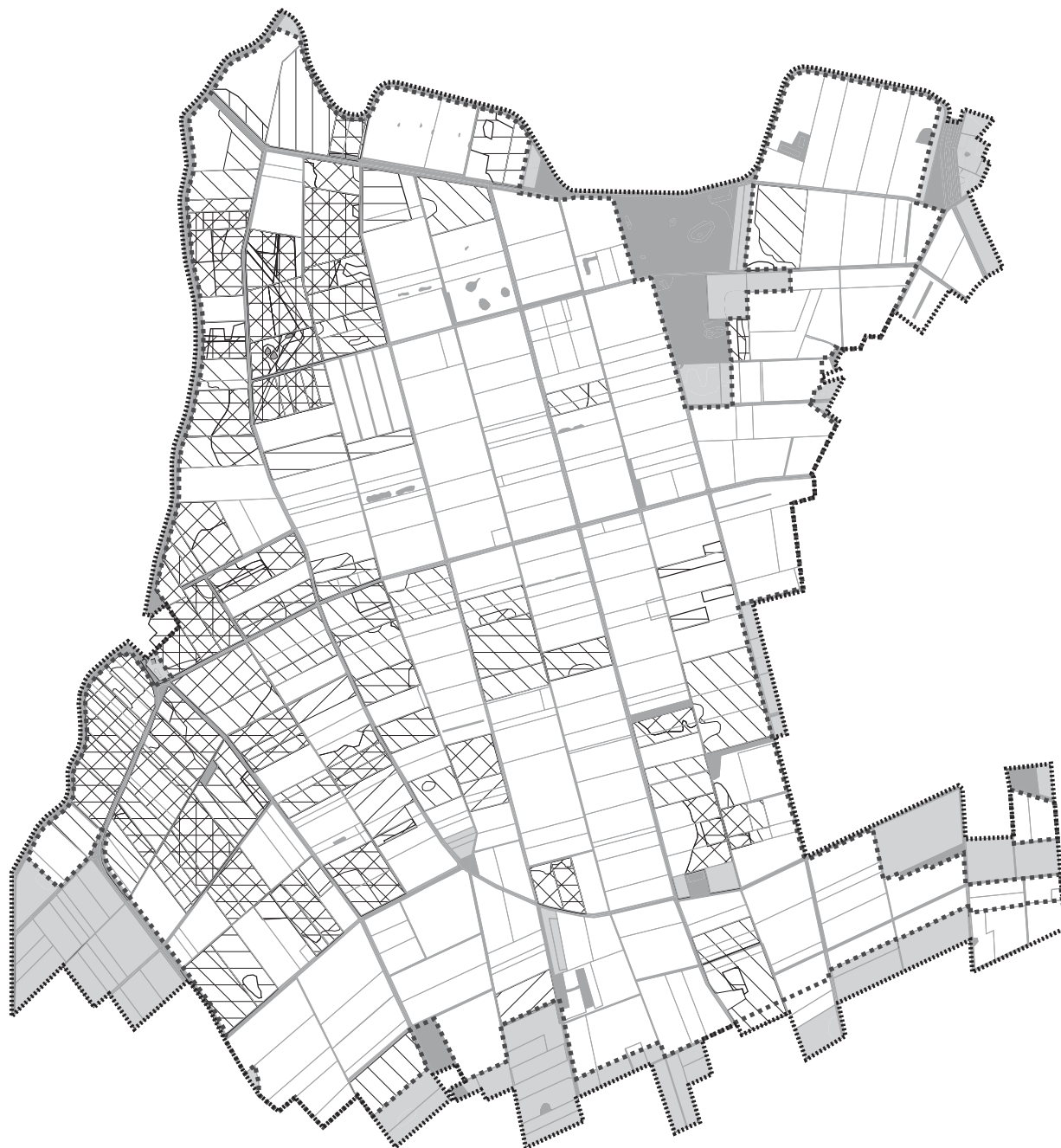
1994: Rolfes-Doornbos (1995), Wegener (1995), Wille (1995)

2000: Blüml (2001)

2008: eigene Erhebungen

0 200 400 600 Meter





Karte 48: Verbreitung der *Deschampsia cespitosa*-Fazies im NSG Ochsenmoor

Flächen mit Faziebildung von *Deschampsia cespitosa*

-  1987
-  1994
-  2000
-  2008

 Grenze des NSG Ochsenmoor

 Grenze des in allen Vegetationskartierungen bearbeiteten Vergleichsgebietes

 Dauergrünland in öffentlichem Eigentum mit Flurstücksgrenzen

 Dauerbrachen sowie private Grünlandflächen mit Flurstücksgrenzen

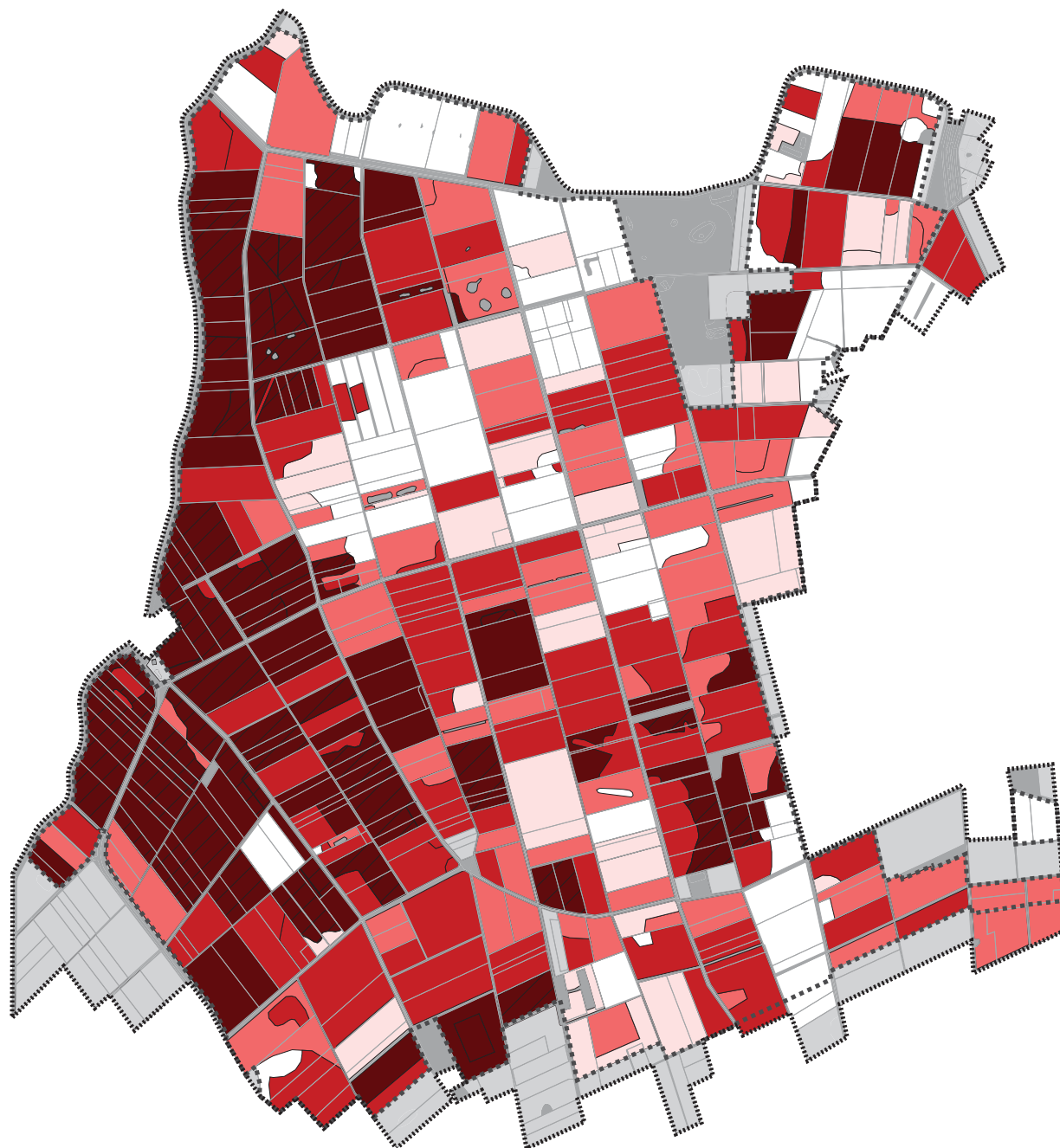
 andere Biotoptypen

Quellen:

1987: Ganzert & Pfadenhauer (1987, 1988), Ganzert (1992)
 1994: Rolfes-Doornbos (1995), Wegener (1995), Wille (1995)
 2000: Blüml (2001)
 2008: eigene Erhebungen

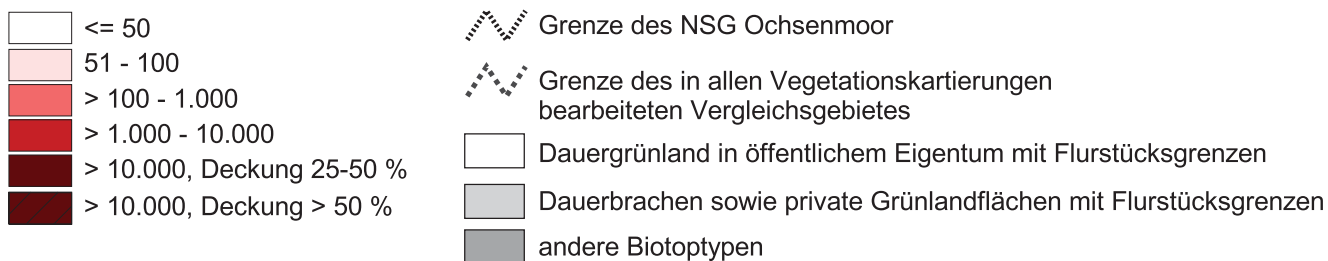
0 200 400 600 Meter





Karte 49: Wuchsdichte von *Deschampsia cespitosa* im NSG Ochsenmoor 2008

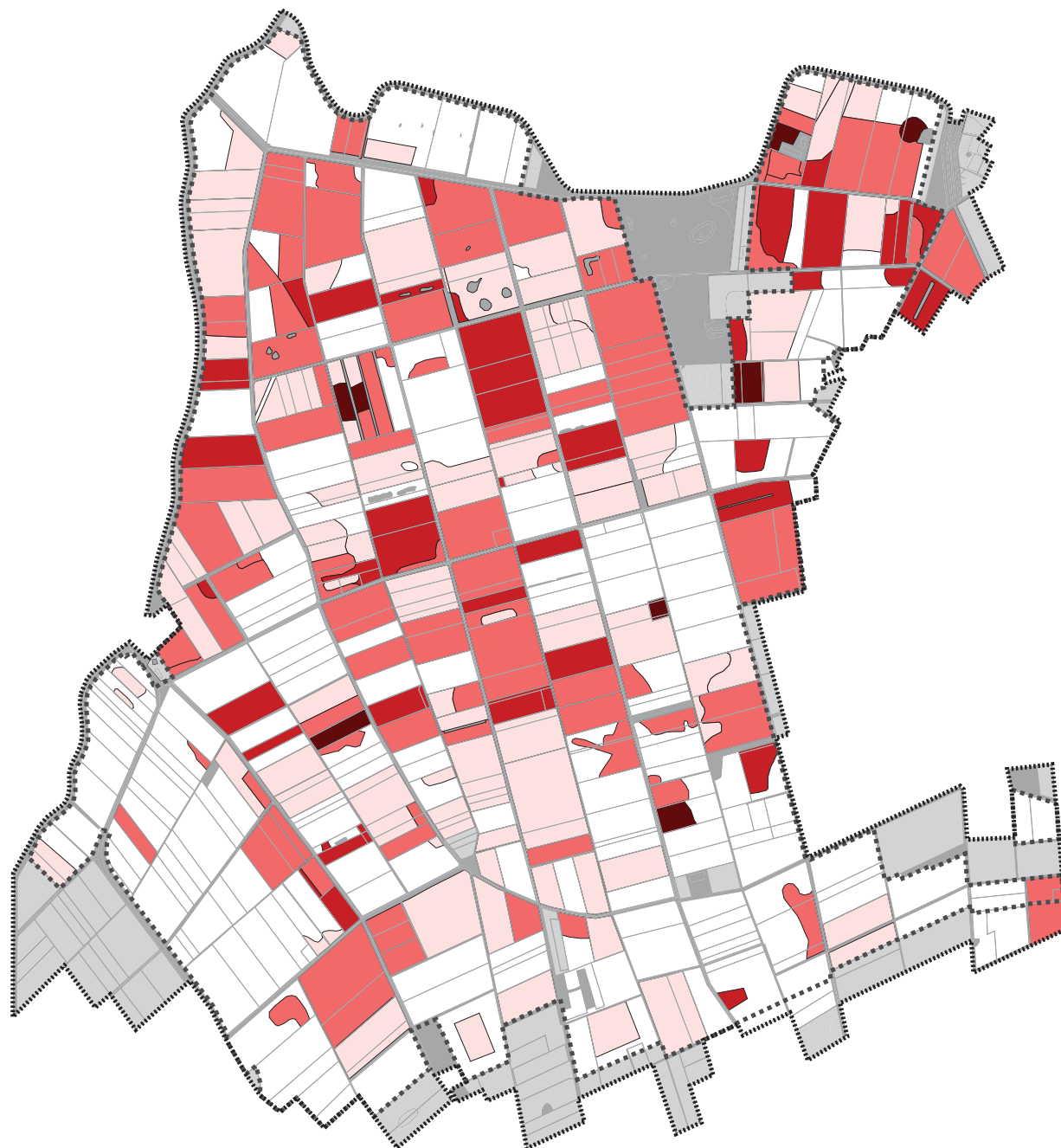
Wuchsdichte von *Deschampsia cespitosa* (Horste/ha)



Quelle:
eigene Erhebungen

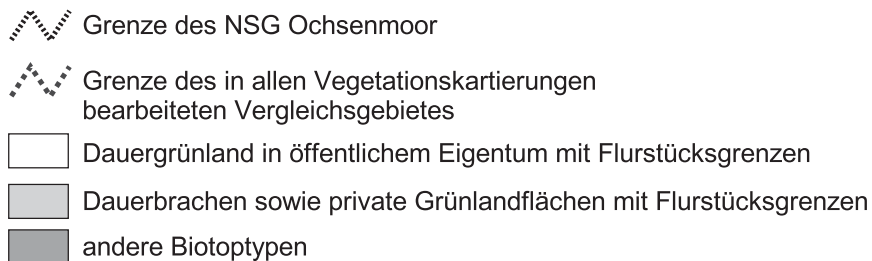
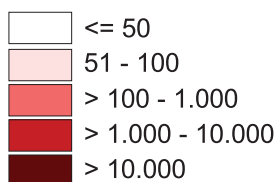
0 200 400 600 Meter





Karte 50: Wuchsdichte von *Juncus effusus* im NSG Ochsenmoor 2008

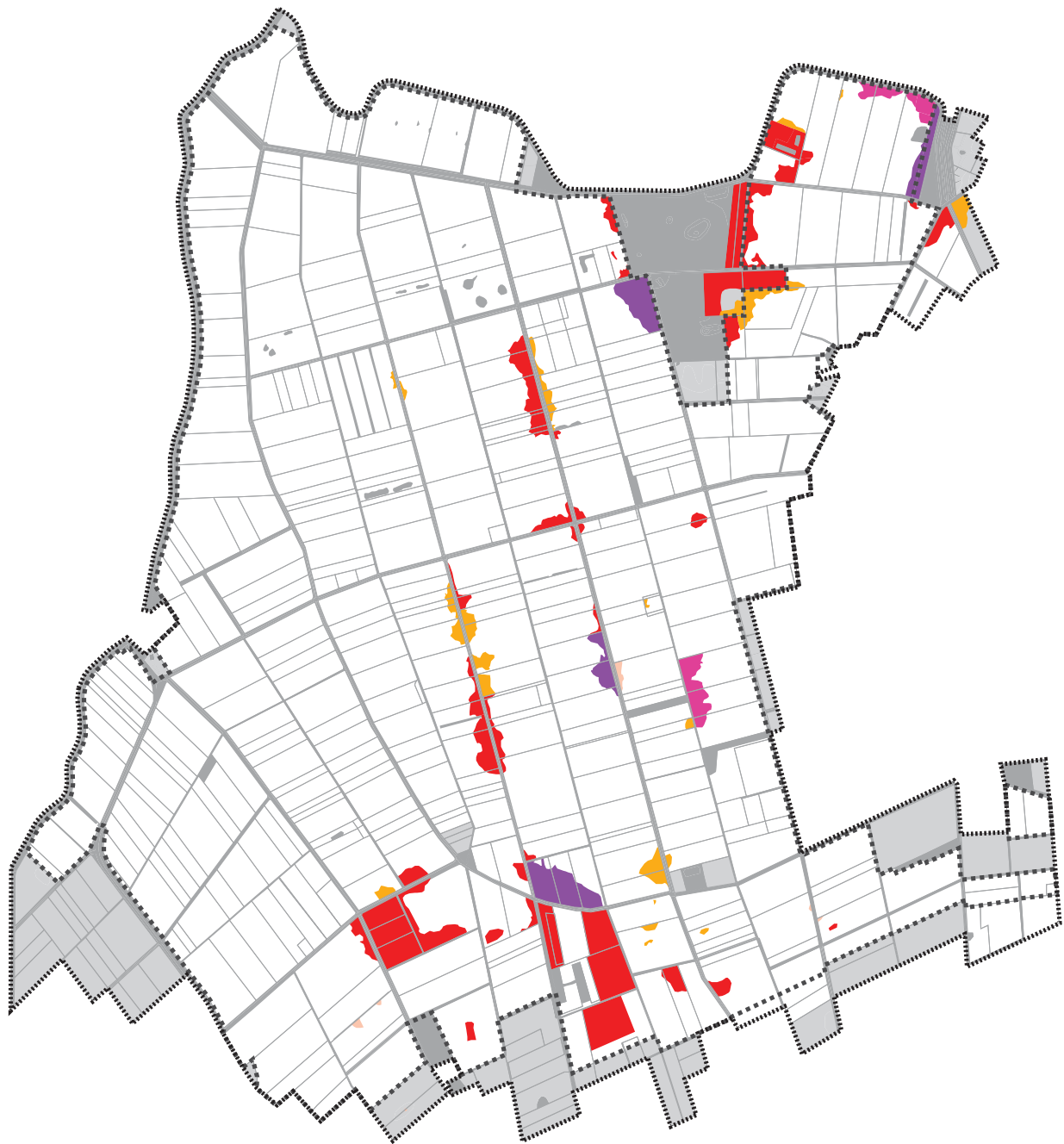
Wuchsdichte von *Juncus effusus* (Horste/ha)



Quelle:
eigene Erhebungen

0 200 400 600 Meter





Karte 51: Verbreitung von *Equisetum palustre* im NSG Ochsenmoor 2008

Wuchsdichte von *Equisetum palustre*

- selten
- selten - frequent
- frequent
- frequent - dominant
- dominant

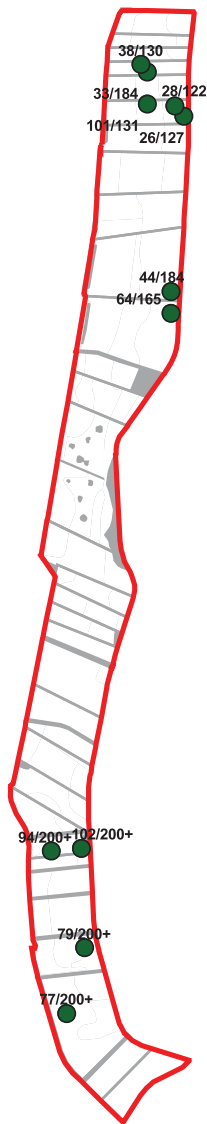
- Grenze des NSG Ochsenmoor
- Grenze des in allen Vegetationskartierungen bearbeiteten Vergleichsgebietes
- Dauergrünland in öffentlichem Eigentum mit Flurstücksgrenzen
- Dauerbrachen sowie private Grünlandflächen mit Flurstücksgrenzen (dortige Vorkommen sind aufsigniert)
- andere Biotoptypen

Quelle:
eigene Erhebungen

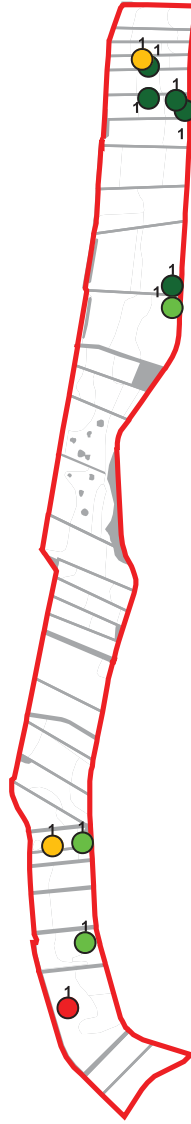
0 200 400 600 Meter



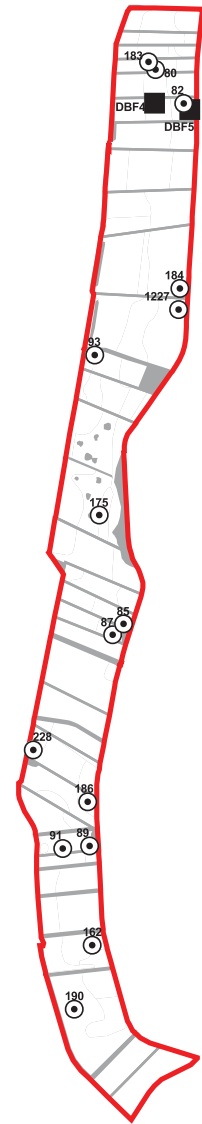
Moormächtigkeiten



Bodenentwicklung



Vegetationsaufnahmen



Karte 52: Moormächtigkeiten / Bodenentwicklungsstufen und pedogene Veränderungen der Mudden / Lage der Vegetationsaufnahmen an der Westseite

Moormächtigkeiten

- 100 - 300 cm

Beschriftung der Mächtigkeiten;
vgl. Karte 3

Bodenentwicklungsstufen (vgl. Abb. 2)

- [0] - +/- unverdet
- [1] - verdet
- [2] - stark verdet & Mursch
- [3] - schwach vermulmt & Mursch

Vegetationsaufnahmen

- ⊙ Vegetationsaufnahme 1987 und 2009
- Dauerbeobachtungsfläche seit 2003

pedogene Veränderung der Mudden (Ziffern)

- 1 - Mude nicht erkennbar pedogen verändert

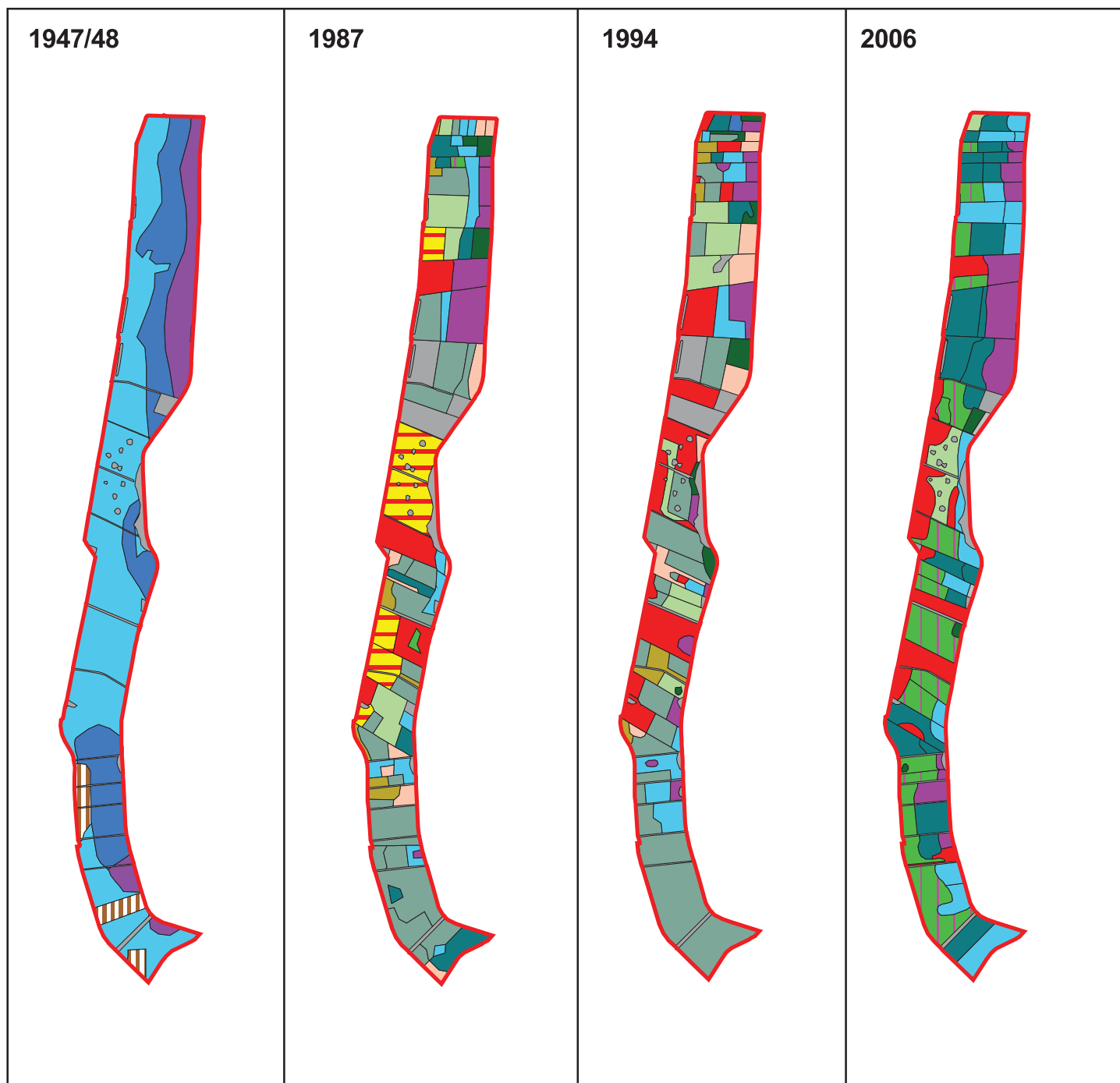
- Flurstücksgrenzen im Grünland
- andere Biotoptypen

↗ Grenze des Untersuchungsgebietes

Quelle:
eigene Erhebungen

0 200 400 600 Meter





Karte 53: Vegetationskarte Westseite 1947/48, 1987, 1994 und 2006

Neueinsaaten	Pfeifengraswiesen, Borstgrasrasen
Störzeiger-Ausbildung der Weiden	Rohrglanzgras-Röhrichte
Wiesenschaumkraut-Ausb. d. Weiden	Wasserschwaden-Röhrichte
Kuckuckslichtnelken-Ausb. d. Weiden	Schilf-Röhrichte
Knickfuchsschwanzrasen	Schlankseggenriede
Flutschwaden-Flutrasen	Äcker
Queckenrasen	
Wiesenfuchsschwanzwiesen	
Sumpfdotterblumenwiesen	
Hundsstraußgraswiesen	

Quellen:

1947/48: Krause & Preising (1952),
verändert nach Ganzert & Pfadenhauer (1988)
1987: Ganzert & Pfadenhauer (1988)
1994: Rolfes-Doornbos (1995)
2006: eigene Erhebungen

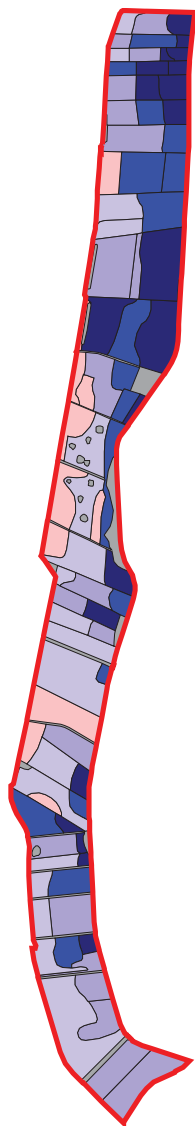
andere Biotoptypen (Stand 2006)

Grenze des Untersuchungsgebietes

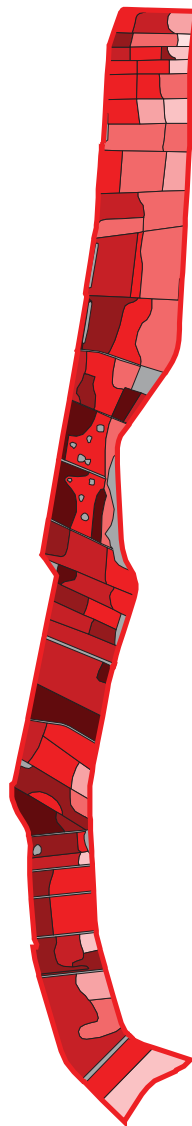
0 200 400 600 Meter



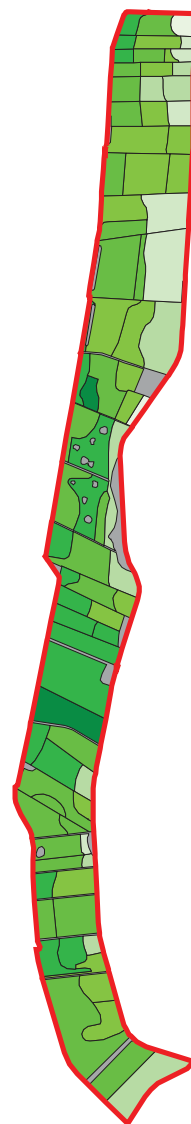
mittlere Feuchtezahlen (mF)



mittlere Stickstoffzahlen (mN)

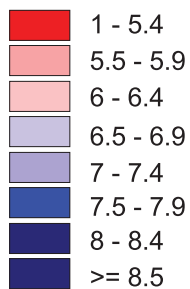


mittlere Mahdzahlen (mM)

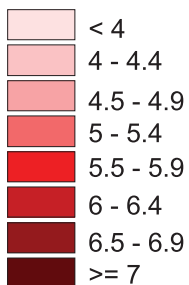


Karte 54: Gewichtete Zeigerwertmittel an der Westseite 2006

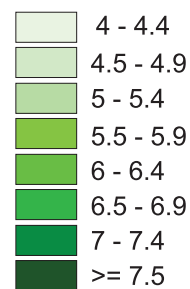
mittlere gewichtete Feuchtezahlen



mittlere gewichtete Stickstoffzahlen



mittlere gewichtete Mahdzahlen



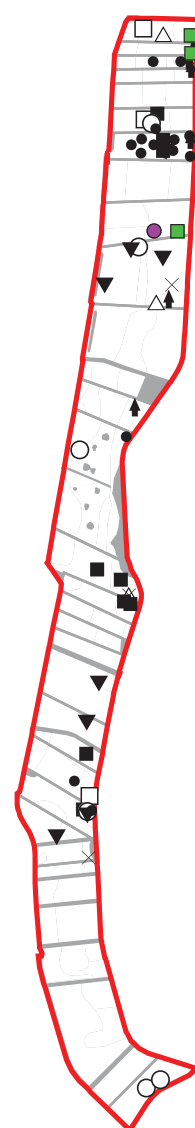
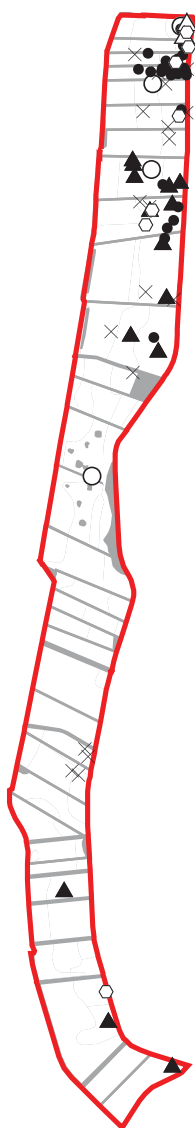
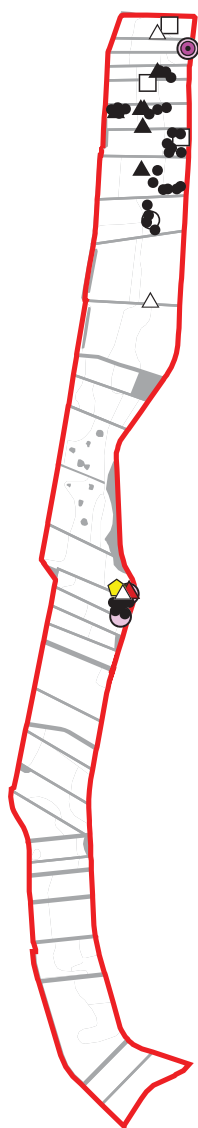
 andere Biotoptypen

 Grenze des Untersuchungsgebietes

Quelle:
eigene Erhebungen

0 200 400 600 Meter





**Karte 55: Vorkommen von Rote Liste- und Zeigerarten an der Westseite
(ohne *Caltha palustris*)**

Wuchsorte im Grünland

1987 1994 2006

- ● Anthoxanthum odoratum
- Agrostis canina
- ▲ Carex nigra
- ▲ Dactylorhiza majalis
- ◆ Lysimachia thysiflora
- ● Menyanthes trifoliata

Wuchsorte im Grünland

1994 2006

- ● Carex rostrata
- △ ▲ Carex vesicaria
- × Galium uliginosum
- Hydrocotyle vulgaris

Wuchsorte im Grünland

1987 1994 2006

- △ □ ■ Oenanthe fistulosa
- ▲ Peucedanum palustre
- Potentilla palustris
- Senecio aquaticus
- × Thalictrum flavum
- Viola palustris

Flurstücksgrenzen
andere Biotoptypen

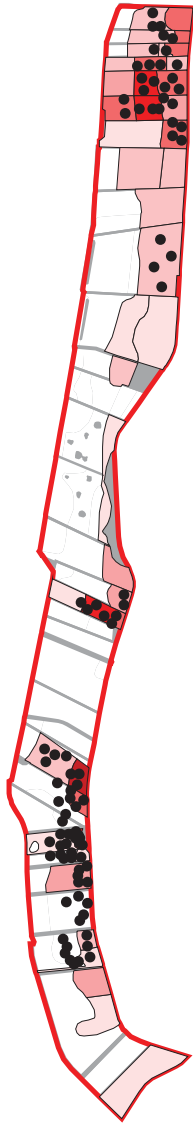
Grenze des Untersuchungsgebietes

Quellen:
1987: Ganzert & Pfadenhauer (1988)
1994: Rolfes-Doornbos (1995)
2006: eigene Erhebungen

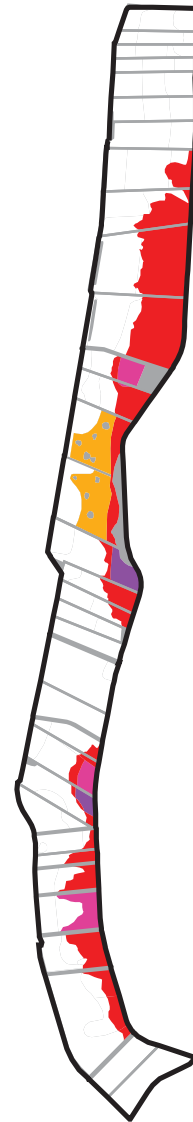
0 200 400 600 Meter



Caltha palustris

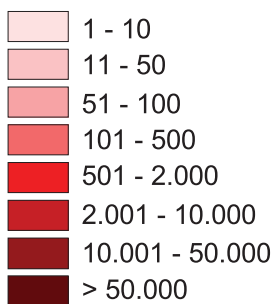


Equisetum palustre



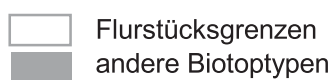
Karte 56: Vorkommen von Caltha palustris und von Equisetum palustre an der Westseite

Wuchsdichte von Caltha palustris im Grünland 2007 (Horste/ha)



- Wuchsstellen 1994

Verbreitung und Wuchsdichte von Equisetum palustre 2008



— Grenze des Untersuchungsgebietes

Quellen:
1994: Rolfes-Doornbos (1995)
2007/2008: eigene Erhebungen

0 200 400 600 Meter





Karte 57: Lage der Dauerbeobachtungsflächen in der Westlichen Dümmerniederung

■ Dauerbeobachtungsfläche mit Nr. (DBF 04+05 s. auch Karte 52)

↘ Grenzen der Naturschutzgebiete

↘ Straßen, Wege, Eisenbahnlinien

□ Grünland, Ackerland, sonstige Offenlandflächen

■ Gewässer; Siedlungsflächen

■ Röhricht

■ Wald

Quelle:
Vektordaten der Naturschutzstation Dümmer
eigene Erhebungen

0 200 400 600 Meter



Name: Volker Blüml.....

Ort, Datum: Osnabrück, 16.05.2011

Anschrift: Hasestraße 60, 49074 Osnabrück.....

ERKLÄRUNG

Hiermit erkläre ich, das ich die Arbeit mit dem Titel:

Langfristige Veränderungen von Flora und Vegetation des Grünlandes in der
Dümmerniederung (Niedersachsen) unter dem Einfluss von Naturschutzmaßnahmen

selbstständig verfasst und geschrieben habe und außer den angegebenen Quellen keine weiteren Hilfsmittel verwendet habe.

Ebenfalls erkläre ich hiermit eidesstattlich, das es sich bei den von mir abgegebenen Arbeiten um 3 identische Exemplare handelt.

.....
(Unterschrift)