

**Zielkonzeptionen und Erfolgsbewertung von Renaturierungs-
versuchen in nordwestdeutschen Niedermooren anhand
vegetationskundlicher und ökologischer Kriterien**

Habilitationsschrift zur Erlangung der Lehrbefugnis für die Fächer Geobotanik
und Landschaftsökologie

Fakultät 7, Geo- und Biowissenschaften
der Universität Stuttgart

vorgelegt von

Dr. Gert Rosenthal

im November 2000

Abkürzungsverzeichnis

aSb	Samen der bestandesfremden Pflanzenarten der Samenbank, die also ausschließlich in ihr aber nicht in der Sprosspopulation der aktuellen Vegetation vorkommen. Die Arten der aSb verwirklichen ihre dort vorhandenen Potentiale zur Zeit nicht durch Keimung und Etablierung im Bestand. Sie sind der Teil der Samenbank, der potentiell für die floristische Anreicherung des Pflanzenbestandes zur Verfügung steht
GOF	Geländeoberfläche
pF	Saugspannung = dekadischer Logarithmus des Druckes in hPa, der überwunden werden muss, um den Boden zu entwässern
PNV	Potentielle Natürliche Vegetation = diejenige strukturell höchst entwickelte Vegetation, die sich bei einem gedachten Aufhören aller menschlichen Nutzung auf dem gegebenen Standort entwickeln würde. Sie ist Ausdruck der augenblicklichen Standortbedingungen und auf den meisten Standorten Mitteleuropas ein Wald (Tüxen 1956, Dierschke 1994)
SSP	Standorts- und Sukzessionspotential von im Rückgang befindlichen Zielarten. Es kennzeichnet die Standortsamplitude und die Persistenz der ausgewählten Zielarten in Sukzessionsserien von Feuchtwiesen oder Feuchtbrachen zum Wald.
Vegök Typ	Vegetationsökologischer Typ = Gruppe von Pflanzengesellschaften aus unterschiedlichen pflanzensoziologischen Einheiten nach ökologischen (mittleren Zeigerwerten), biogeographischen und Nutzungskriterien

Inhaltsverzeichnis

Danksagung.....	1
1 Einleitung und Zielsetzung.....	2
1.1 Einleitung und Zielsetzung der Arbeit	2
1.2 Übergeordnete Leitbilder einer umweltverträglichen Landschaftsnutzung	5
1.3 Anforderungen an ökologische Zielkonzepte	6
1.3.1 Umweltqualitätsziele	6
1.3.2 Regionalisierung und Spezifizierung der Ziele	6
1.3.3 Bewertungskriterien und -indikatoren.....	7
2 Standorte und Methoden.....	9
2.1 Untersuchungsgebiete	9
2.1.1 Borgfelder Wümmewiesen.....	11
2.1.2 Ostetal	11
2.2 Methoden	12
2.2.1 Renaturierungsversuche	12
2.2.2 Gefährdungs- und Hemerobiestufen	13
2.3 Nomenklatur der Gefäßpflanzenarten und Pflanzengesellschaften.....	14
2.4 Statistische Analysen	14
2.4.1 Zeigerwertberechnungen.....	14
2.4.2 Beurteilung von Häufigkeitsverteilungen	15
2.4.3 Vergleich von Stichproben.....	15
2.5 Datenherkunft.....	15
3 Entwicklung von Naturraum- und Standortpotentialen.....	17
3.1 Historische Landschaftsanalyse	17
3.2 Vegetationsreihen im Naturnähegradienten	21
3.2.1 Ableitung von Vegetationsreihen aus historischen Analysen	21
3.2.2 Ableitung von Vegetationsreihen aus dem räumlichen Nebeneinander.....	22
4 Umsetzung der übergeordneten Entwicklungsziele in Zielkonzepte und Umweltqualitätsziele für Feuchtgebiete.....	25
4.1 Auswirkungen der Niedermoormeliorationen auf Standorte und Biozönosen.....	25
4.1.1 Veränderungen des Wasserhaushalts	25
4.1.2 Veränderungen des Nährstoffhaushalts.....	27
4.1.3 Veränderungen der Nutzungsintensität	28

4.1.4	Fragmentierung	29
4.1.5	Veränderungen häufiger Pflanzengesellschaften	29
4.1.5.1	Veränderung der Wassergreiskrautwiesen	30
4.1.5.2	Veränderung anderer Grünlandpflanzengesellschaften	31
4.1.5.3	Floristische Veränderungen.....	32
4.2	Umweltqualitätsziele und Zielprozesse für die Renaturierung von Niedermooren	34
4.2.1	Zielkonzepte	35
4.2.1.1	Zielkonzept 1 (Feuchtwiesenlandschaft).....	35
4.2.1.2	Zielkonzept 2 (Großseggenried-/Röhrichtlandschaft)	39
4.3	Zielsysteme und Zielarten für die Erfolgsbewertung von Renaturierungsversuchen in Niedermooren.....	40
4.3.1	Auswahl der relevanten Pflanzengesellschaften	40
4.3.2	Ableitung von (Grünland-)zielsystemen für Niedermoores aus abiotischen Umweltqualitätszielen	42
4.3.2.1	Selektion der Zielsysteme	42
4.3.2.2	Theoretische Sukzessionsserien für Niedermoores.....	46
4.3.2.3	Verteilung von Artengruppen in den Vegetationsökologischen Typen (Vegök Typen) und im Sukzessionsgradienten	47
4.3.2.3.1	Pflanzensoziologische Gruppen.....	47
4.3.2.3.2	Rote Liste-Arten	48
4.3.3	Kritische Betrachtung von Zielsystemen und Zielarten	50
4.3.4	Ableitung von Zielarten	53
4.3.4.1	Kriterien für die Zielartenauswahl	53
4.3.4.1.1	Kriterium Rückgang und pflanzensoziologische Einnischung	53
4.3.4.1.2	Kriterien für die Tabellengliederung und Bewertung der Gefährdungstufen der Vegök Typen ..	54
4.3.4.2	Gefährdungseinstufung der Arten	56
4.3.4.3	Zielartenbeschreibung	59
4.3.4.3.1	Arten mit Schwerpunkt in bewirtschaftetem Feuchtgrünland auf Niedermoor (Tab. 20).....	59
4.3.4.3.2	Arten mit Schwerpunkt in weitgehend ungenutzten Großseggenriedern und Röhrichten (Tab. 21 und Tab. 22).....	63
4.3.4.3.3	Arten mit Schwerpunkt in anderen Extensivgrünlandtypen (Tab. 23).....	65
4.3.4.3.4	Pflanzenarten mit Schwerpunkt vorkommen in Wäldern (Tab. 24).....	68
4.3.4.4	Korrelation der Gefährdungswerte mit Rote-Liste-Werten	69
4.3.5	Bewertung der vegetationsökologischen Typen (Typusebene).....	70
5	Bewertung von renaturierungsversuchen anhand biologischer und standortsökologischer Indikatoren	72
5.1	Renaturierungsprozesse zur Unterstützung von Zielkonzept 1	72
5.1.1	Bodenaushagerung	72
5.1.1.1	Methoden	72
5.1.1.2	Vegetationskundliche Veränderungen.....	72
5.1.1.3	Artenzahlen und Zeigerwerte	72

5.1.1.4	Arten und Artengruppen.....	75
5.1.1.5	Erfolgsbewertung anhand von Zielarten	79
5.1.2	Vernässung	80
5.1.2.1	Methodik.....	80
5.1.2.2	Artenzahlen und Zeigerwerte	81
5.1.2.3	Vegetationsdynamik.....	82
5.1.2.4	Verhalten einzelner Arten und Artengruppen	85
5.1.2.5	Erfolgsbewertung	87
5.1.3	Bedeutung der Nutzungsintensität für Ertragsrückgang und Bestandesstruktur	91
5.2	Renaturierungsprozesse zur Unterstützung von Zielkonzept 2	96
5.2.1	Methoden.....	96
5.2.2	Vegetationsveränderungen bei Brache.....	96
5.2.3	Verhalten einzelner Arten	97
5.2.4	Erfolgsbewertung	102
5.3	Bewertung der Vegetationsveränderungen aus standortsökologischer Sicht.....	103
5.3.1	Methodik	104
5.3.2	Bewertung der hydrologischen Veränderungen bei Wiedervernässung und Nutzung..	104
5.3.3	Bewertung der standortsökologischen Veränderungen bei Wiedervernässung und Brache.....	106
5.3.3.1	Veränderungen quantitativer hydrologischer Parameter	106
5.3.3.2	Veränderungen der Grundwasserqualität im Verhältnis zu Vegetation und Boden	108
5.3.3.3	Einfluss der Wiedervernässung auf die Stickstoff-Mineralisierung und die Nährstoffverfügbarkeit	110
5.3.3.4	Stickstoff-Mineralisation einzelner Pflanzengesellschaften.....	111
5.3.3.5	Sprossdemographie von <i>Glyceria maxima</i> und <i>Carex gracilis</i>	113
6	Biologische Rahmenbedingungen für die Renaturierung	117
6.1	Ausbreitung in der Zeit - Diasporenbanken	117
6.1.1	Bedeutung von Diasporenbanken.....	117
6.1.2	Klassifizierung und Typisierung von Samenbanken.....	118
6.1.3	Zusammensetzung von Samenbanken im Feuchtgrünland	120
6.1.3.1	Untersuchungsansatz und Methodik.....	120
6.1.3.2	Artenzahlen	123
6.1.3.3	Arten und pflanzensoziologische Artengruppen	124
6.1.3.4	Bewertung der Artenzusammensetzung von Samenbanken für die Renaturierung.....	131
6.1.4	Beitrag der Samenbank für die Regeneration von Feuchtgrünland nach Brache.....	134
6.1.5	Beitrag von Samenbanken für die Regeneration von Feuchtgrünland nach Intensivnutzung	138
6.2	Ausbreitung von Diasporen im Raum.....	143
6.2.1	Bedeutung der Diasporenausbreitung für die Regeneration.....	143
6.2.2	Fernausbreitung von Diasporen durch Überschwemmungen.....	144

6.2.2.1 Methodik	144
6.2.2.2 Bewertung der Ausbreitungseffizienz	144
6.2.2.3 Saisonalität der hydrochoren Diasporendrift	145
6.2.2.4 Verteilung der Pflanzenarten in Driftgut und aktueller Vegetation	148
6.2.2.5 Diasporeneigenschaften	152
6.2.2.6 Ausbreitungsrichtung und -distanzen	155
6.2.2.7 Kolonisierung von Dauerflächen	156
6.2.2.8 Ausbreitung von gefährdeten Arten?	158
7 Diskussion	161
7.1 Bilanzierung der Umsetzungserfolge von Zielkonzept 1 (Regeneration von Feuchtgrünland)	161
7.1.1 Wiedervernässung	161
7.1.2 Aushagerung	164
7.1.3 Nutzung	169
7.2 Bilanzierung der Umsetzungserfolge von Zielkonzept 2 (Regeneration von Großseggenriedern und Röhrichten)	173
7.2.1 Auswirkungen der Verbrachung auf die Vegetation	173
7.2.2 Wirkungen von Verbrachung auf den Boden- und Wasserhaushalt	174
7.2.2.1 Wirkungen auf den Wasserhaushalt	174
7.2.2.2 Wirkungen auf die Stickstoffmineralisation	175
7.2.2.3 Wirkungen auf die Phosphatverfügbarkeit	176
7.2.2.4 Biotische Effekte	177
7.2.2.5 Ist Torfbildung zu erwarten?	179
7.3 Limitierung der Renaturierungserfolge durch den Pflanzenartenpool	182
7.3.1 Limitierungen durch mangelnde Persistenz der Sproßpopulationen in der Landschaft	184
7.3.2 Limitierungen durch mangelnde Ausdauer der Samenbank im Boden	185
7.3.3 Limitierungen durch mangelnde Diasporenausbreitung	188
7.3.3.1 Bedeutung von Diasporeneigenschaften für die hydrochore Dispersion	188
7.3.3.2 Einfluß von Landschaftsfaktoren auf die Ausbreitungseffizienz von Überschwemmungen	190
7.3.3.3 Bedeutung von Überschwemmungen für die Regeneration	191
7.3.3.4 Bedeutung anderer Ausbreitungsagentien für die Regeneration von Feuchtgrünland	192
7.3.3.5 Bedingungen für die hydrochore Ausbreitung in „modernen“ Flussauen	195
7.4 Gesamtbewertung der Regenerationschancen	197
7.5 Bewertung alternativer Renaturierungsverfahren	201
7.6 Prioritäten und Leitlinien für die Umsetzung	203
8 Zusammenfassung	205
9 Literatur	207

Tabellen

Tab. 1:	Landschaftseinheiten für die Entwicklung von Leitbildern für Feuchtgebiete im Norddeutschen Raum.....	7
Tab. 2:	Übersicht über die Untersuchungsgebiete mit den wichtigsten Angaben zu naturräumlichen Gegebenheiten, Schutzstatus, Bearbeiter, Renaturierungsmaßnahmen und Methodik der Datenerhebung	10
Tab. 3:	Übersicht über die Gefährdungskategorien für Gefäßpflanzenarten und Pflanzengesellschaften.....	13
Tab. 4:	Hemerobie und Naturnäheestufungen.....	14
Tab. 5:	Quellen für die historische Landschafts- und Vegetationsanalyse	19
Tab. 6:	Veränderungen von Prozessen (auf der Landschaftsebene) sowie von Vegetation, Standort und Nutzung in Niedermooren Nordwestdeutschlands zu drei Zeithorizonten.....	19
Tab. 7:	Historische Leitbilder für Feuchtwiesenlandschaften niedermoorgeprägter Naturräume der Norddeutschen Tiefebene.....	20
Tab. 8:	Niedermoorgeprägte Standortstypen, PNV-Einheiten und ihre Ersatzgesellschaften unterschiedlicher Naturnähe	23
Tab. 9:	Zielkonzepte für die Renaturierung von niedermoorgeprägten Feuchtgebieten in NW-Deutschland.....	35
Tab. 10:	Ertragszielwerte, bei denen die höchsten Artenzahlen zu erwarten sind (maximum standing crop).....	38
Tab. 11:	Zusammenfassung von Pflanzengesellschaften des Grünlandes auf Niedermoor sowie seiner Folge- und Kontaktgesellschaften anderer Feuchtstandorte nach ökologischen und biogeographischen Kriterien zu Vegetationsökologischen Typen.....	42
Tab. 12:	„Zielsysteme“ für die Entwicklung einer Extensivwiesenlandschaft (Zielkonzept 1) in Versumpfungs-, Überflutungs- und Talhangmooren Nordwestdeutschlands.....	44
Tab. 13:	„Zielsysteme“ für die Entwicklung einer Röhricht/Großseggenriedlandschaft (Zielkonzept 2) in Versumpfungs-, Überflutungs- und Talhangmooren Nordwestdeutschlands.....	45
Tab. 14:	Verteilung von pflanzensoziologischen Gruppen auf die Vegök Typen der Tab. 11.....	48
Tab. 15:	Verteilung von gefährdeten Arten der Roten Liste Niedersachsen/Bremen (GARVE 1993) und Arten unterschiedlicher Änderungstendenz	49
Tab. 16:	Eingrenzung der durch die Vegök Typen der Tab. 11 erfassten Artenzahlen (Gefäßpflanzenarten) mit den im Text erläuterten Selektionskriterien.....	54
Tab. 17:	Bewertung der Gefährdung von anthropogenen und natürlichen Vegetationsökologischen Typen (Vegök Typen) des Offenlandes und der Wälder.....	56
Tab. 18:	Wertzuweisung und Gefährdungseinstufung von Arten anhand ihres Standorts- und Sukzessionspotentials (SSP) in gefährdeten und ungefährdeten Vegök Typen.....	57
Tab. 19:	Artenzahlen in den verschiedenen Gefährdungsstufen bei Ziel 1 (Feuchtwiesen) und Ziel 2 (Röhrichte/Rieder)	59
Tab. 20:	Verteilung der Zielarten mit Schwerpunkt in <u>Intensiv- und Feuchtgrünland</u>	62
Tab. 21:	Verteilung der Zielarten mit Schwerpunkt in <u>eutraphenten Brachen</u>	63
Tab. 22:	Verteilung der Zielarten mit Schwerpunkt in <u>mesotraphenten Brachen</u>	65
Tab. 23:	Verteilung der Zielarten mit Schwerpunkt in <u>anderem Extensivgrünland</u>	66
Tab. 24:	Verteilung der Zielarten mit Schwerpunkt in <u>Feuchtwäldern</u>	68
Tab. 25:	Korrelation der Gefährdungsstufen von Zielarten (Zielkonzept 1: Feuchtgrünland), die nach dem hier geschilderten Verfahren ermittelt wurden mit den Einschätzungen der Änderungstendenz der letzten Jahrzehnte	69
Tab. 26:	Korrelation der Gefährdungsstufen von Zielarten (bei Ziel 1konzept: Feuchtgrünland), die nach dem hier geschilderten Verfahren ermittelt wurden mit den Einstufungen des Gefährdungsgrades nach der Roten Liste Niedersachsen/Bremen.....	70
Tab. 27:	Bewertung der Vegök Typen nach dem Vorkommen von Zielarten der Gefährdungsstufen 1 bis 4	71
Tab. 28:	Veränderung wichtiger Vegetationsparameter bei der Aushagerung von Grünlandstandorten durch Mahd ohne Düngung.....	73
Tab. 29:	Aushagerungsversuche in Feuchtwiesen in Holland und Nordwestdeutschland	76
Tab. 30:	Zurückgehende Arten bei Aushagerungsversuchen in NW-Deutschland	76
Tab. 31:	Zunehmende Arten bei Aushagerungsversuchen in NW-Deutschland	77
Tab. 32:	Bewertung der Aushagerungsversuche mit Hilfe der Zielarten (Ziel 1)	79
Tab. 33:	Vernässungsverfahren in den verschiedenen Untersuchungsgebieten	80
Tab. 34:	Einteilung der Feuchte- und Vernässungsstufen nach mittleren, gewichteten Feuchte-Zeigerwerten	81
Tab. 35:	Vernässungsversuche in Feuchtwiesen in Niedervieland, Borgfelder Wümmewiesen, Hollerland (alle Bremen), Dümmerniederung (Niedersachsen) und Saerbeck (Westfalen).....	84
Tab. 36:	Verhalten von Pflanzenarten bei Wiedervernässungsversuchen in NW-Deutschland.....	86
Tab. 37:	Verhalten pflanzensoziologischer Artengruppen bei Wiedervernässungsversuchen in NW-Deutschland	88
Tab. 38:	Bewertung der Vernässungsversuche mit Hilfe der Zielarten (Ziel 1).....	89
Tab. 39:	Pflanzengesellschaften, die bei Verbrachung und Vernässung von Feuchtwiesen im Oste- und Wümmetal entstanden.....	96
Tab. 40:	Brache- und Vernässungsversuche“ in Feuchtwiesen im Ostetal und den Borgfelder Wümmewiesen	98
Tab. 41:	Zurückgehende und verschwindende Pflanzenarten in Bracheversuchen NW-Deutschlands.....	99
Tab. 42:	Zunehmende und neu einwandernde Pflanzenarten in Bracheversuchen NW-Deutschlands.....	101
Tab. 43:	Bewertung der Vernässungserfolge mit Hilfe einer Zielartenbilanzierung (Ziel 2-Arten)	102
Tab. 44:	Werteklassen des Wechselfeuchteindex	104

Tab. 45:	Grundwasserparameter von zu renaturierenden Gesellschaften, Ziel-1 Gesellschaften auf Niedermoorböden im Mittleren Ostetal und in Schleswig-Holstein.....	105
Tab. 46:	Grundwasserparameter von zu renaturierenden Gesellschaften, „Ziel-1 Gesellschaften“ auf Gleyböden über Sand im Mittleren Ostetal.....	108
Tab. 47:	Statistischer Test der Rangmittel mit dem U-Test von MANN und WHITNEY für Standorte auf Gleyböden im Ostetal.....	106
Tab. 48:	Grundwasserparameter von bewirtschafteten Grünland- und sich daraus entwickelnden Brachegesellschaften auf Niedermoor- und Gleyböden im Mittleren Ostetal.....	107
Tab. 49:	Statistischer Test der Rangmittel mit dem U-Test von MANN und WHITNEY für Standorte auf Niedermoor und auf Sandgleyen im Ostetal.....	107
Tab. 50:	Abhängigkeit der Parameter maximale Wasserhaltekapazität und Wechselfeuchtigkeit auf verschiedenen Bodentypen und bei unterschiedlichen Nutzungen.....	108
Tab. 51:	Grundwasserparameter (Mittelwerte) verschiedener Pflanzengesellschaften des Ostetals, die in der Sukzession bei der Verbrachung von Wassergreiskrautwiesen eine Rolle spielen.....	108
Tab. 52:	Korrelationen zwischen Boden- und Grundwasserparametern.....	110
Tab. 54:	Stickstoffmineralisation und die im oberirdischen Sproßsystem gespeicherte Stickstoffmenge (max. standing crop im Juli) in dominanten Arten verschiedener Brachegesellschaften des Ostetals.....	113
Tab. 55:	Stickstoffnachlieferung in verschiedenen Pflanzengesellschaften.....	113
Tab. 56:	Samenbanken von Feuchtwiesen bei unterschiedlicher Bewirtschaftung.....	118
Tab. 57:	Samenbanktypen nach THOMPSON et al. 1997.....	120
Tab. 58:	Regelwerk zur Bewertung der Samenbanktypen von Thompson et al. 1997.....	120
Tab. 59:	Datenherkunft, Lage und Anzahl der von den einzelnen Autoren beschriebenen Probeflächen und Nutzungstypen.....	121
Tab. 60:	Nutzungstypen mit aktueller und früherer Nutzung und aktueller Vegetation.....	122
Tab. 61:	Verteilung pflanzensoziologischer Gruppen über die Nutzungstypen.....	125
Tab. 62:	Die häufigsten in der Samenbank von Niedermoorstandorten gefundenen Pflanzenarten.....	128
Tab. 63:	Samenbanken von Zielarten (Ziel 1 und Ziel 2) bzw. weiteren Pflanzenarten mit Rückgangstendenz bei unterschiedlicher Grünlandnutzung, Ackernutzung bzw. Brache.....	130
Tab. 64:	Samenzahlen von gefährdeten Arten in der aSb unterschiedlicher Nutzungstypen.....	133
Tab. 64:	Artenzahlen gefährdeter Arten in der aSb unterschiedlicher Nutzungstypen.....	133
Tab. 65:	Samenbank und Vegetationsentwicklung von 1985 bis 1989 in einem Mähversuch zur Wiederherstellung artenreicher <i>Calthion</i> -Feuchtwiesen aus <i>Filipendula ulmaria</i> -Hochstaudenfluren (Schönebeck).....	135
Tab. 67:	„Verlorene“ Arten, die sich nach 30 Jahren Brache trotz 2*Mähen pro Jahr nicht wieder etablierten (Ostetal).....	137
Tab. 68:	Reetablierte Arten, die sich nach 30 Jahren Brache bei Wiederaufnahme der Wiesennutzung (2*Mähen pro Jahr) wieder etablierten (Ostetal).....	138
Tab. 69:	Häufigkeitsverteilung der Etablierungsereignisse und Artenzahlen über Klassen der Samenbankausdauer.....	138
Tab. 70:	Vergleich der Etablierungshäufigkeiten von Zielarten in unterschiedlichen „Versuchsserien“ bzw. -maßnahmen.....	139
Tab. 71:	Häufigste Neuetablierer (sich in Dauerquadraten neu etablierende Arten) bei Aushagerungs- und Vernässungsversuchen in verschiedenen Feuchtwiesengebieten Nordwestdeutschlands.....	141
Tab. 72:	Arten mit hohem Samenbankpotential und ihre Etablierungswahrscheinlichkeiten in drei Versuchsserien.....	142
Tab. 73:	Quantitative Abschätzung des Driftgutmengen in den Borgfelder Wümmewiesen beim Winterhochwasser 1993/94 und der in ihnen enthaltenen Samenmengen.....	147
Tab. 74:	Hydrochore Dispersivität und Diasporeneigenschaften der im Driftgut der Borgfelder Wümmewiesen nachgewiesenen Pflanzenarten.....	148
Tab. 75:	Ausschließlich im Driftgut gefundene Pflanzenarten mit Stetigkeiten und Samenmenge im Driftgut sowie Diasporeneigenschaften.....	150
Tab. 76:	Verteilung der biotopspezifischen Artengruppen in aktueller Vegetation und Driftgut.....	151
Tab. 77:	Pflanzenarten der aktuellen Vegetation der Borgfelder Wümmewiesen mit mehr als 5% Stetigkeit, die aufgrund ihrer Samenmorphologie bzw. geringen spezifischen Gewichts (< 1) als hydrochor gelten können, die aber nicht durch die Überschwemmungen verbreitet wurden.....	151
Tab. 78:	Verteilung von Pflanzenarten mit und ohne spezifische hydrochore Einrichtungen im Driftgut.....	152
Tab. 79:	Verteilung von Diasporen- und Ausbreitungstypen mit bestimmten Ausbreitungseinrichtungen über die Dispersivitätsklassen.....	153
Tab. 80:	Diasporeneigenschaften der Pflanzenarten im Driftgut der Borgfelder Wümmewiesen.....	154
Tab. 81:	Verteilung von Pflanzenarten mit monochoren und polychoren Diasporeneigenschaften in der aktuellen Vegetation der Borgfelder Wümmewiesen.....	154
Tab. 82:	Verteilung der biotopspezifischen Pflanzenartengruppen im Diasporenvorrat des Driftguts zwischen dem feuchtwiesendominierten Südteil und dem durch artenarme Weidengesellschaften geprägten Nordteil der Wümmewiesen.....	155
Tab. 83:	Verteilung der Diasporen von Feuchtwiesenpflanzenarten, die in der aktuellen Vegetation (Sprosspflanzung) des flussnahen, südlichen Teils der Wümmewiesen häufig sind.....	156
Tab. 84:	Verteilung der Neuetablierungsraten in 58 Dauerflächen der Borgfelder Wümmewiesen auf die Dispersivitätsklassen.....	157
Tab. 85:	Häufige Etablierer in Dauerflächen in den Borgfelder Wümmewiesen mit Angaben zur Samenbank und dem Dispersionspotential durch hydrochore und zoochore Ausbreitung.....	158

Tab. 86:	Verteilung von gefährdeten und ungefährdeten Ziel 1-Arten im Driftgut und in der aktuellen Vegetation der Borgfelder Wümmewiesen.....	159
Tab. 87:	Etablierungsraten und Ausbreitungsmodi von gefährdeten Arten.....	160
Tab. 88:	Eigenschaften von Pflanzenarten nährstoffreicher und nährstoffarmer Standorte.....	166
Tab. 89:	Literaturangaben zum primär limitierenden Nährstoff (N,P,K).....	168
Tab. 90:	Zusammenstellung von Störungs- und Nutzungsparametern und Lebenseigenschaften von Pflanzenarten für drei verschiedene Nutzungsformen.....	169
Tab. 91:	Bedeutung unterschiedlicher Standorts- und Landschaftsfaktoren für die drei floristischen Kompartimente.....	182
Tab. 92:	Persistenz, Standortsamplitude und Bilanzierung der Artenzu- und -abwanderungen in den Renaturierungsversuchen zur Aushagerung und Vernässung.....	184
Tab. 93:	Bedeutung verschiedener Ausbreitungsvektoren in Feuchtgebieten für die Renaturierung von Grünland.....	192
Tab. 94:	Bewertung der aktuellen Bedeutung unterschiedlicher Ausbreitungsagentien in Intensivgrünland-Gebieten.....	196
Tab. 95:	Zusammenstellung von Prozessen, die die Regeneration naturnaher Niedermoorökosysteme limitieren.....	200

Abbildungen

Abb. 1:	Leitbildentwicklung für Intensivlandschaften	17
Abb. 2:	„Assoziationsringe“ nach SCHWICKERATH (1966).....	21
Abb. 3:	Veränderungen der Wassergreiskrautwiesen auf Niedermoor- und Anmoorstandorten im Mittleren Ostetal	22
Abb. 4:	Quellen für die Bestimmung und Auswahl der Zielsysteme zur Beschreibung des Standortspotentials	24
Abb. 5:	Feuchtezeigerspektrum für die im Feuchtgrünland der Osteniederung verschollenen und neu aufgetretenen Arten	34
Abb. 6:	Stickstoffzeigerspektrum für die im Feuchtgrünland der Osteniederung verschollenen und neu aufgetretenen Arten	34
Abb. 7:	Zerstörungs- und angestrebte Regenerations- (Ziel-) prozesse in niedermoorgeprägten Feuchtgebieten	35
Abb. 8:	Korrelation mittlerer Grundwasserstände (in cm unter Flur) von Niedermoorstandorten mit der mittleren gewichteten Feuchtezahl der Vegetation (berechnet nach F-Zahlen von ELLENBERG et al. 1992).....	37
Abb. 9:	Zusammenhang zwischen Artenzahlen pro Vegetationsaufnahme und der mittleren gewichteten Stickstoffzahl	39
Abb. 10:	Ökogramm für die Vegök Typen 1 bis 8 aus Tab. 11 (Intensivgrünland, Feuchtgrünland sowie Röhrichte, Großseggenrieder und Hochstaudengesellschaften) mit ihren mittleren, gewichteten Zeigerwerten.....	43
Abb. 11:	Zielsysteme und Zielprozesse für die Renaturierung von Feuchtgrünland	47
Abb. 12:	Bewertung der Vegök Typen 1 bis 11 an Hand der Wertzahlen.	71
Abb. 13:	Veränderungen der Wertzahlen und Bewertungsklassen in den verschiedenen Vegetationstypen A bis D durch Aushagerungsmanagement.....	80
Abb. 14:	Artenzahlveränderungen mit zunehmender Vernässung	81
Abb. 15:	Veränderungen der Wertzahlen und Bewertungsklassen in den verschiedenen Vegetationstypen A1 bis D1 durch Vernässung	91
Abb. 16:	Ertragsrückgänge in Feuchtgrünlandbeständen Nordwestdeutschlands auf unterschiedlichen Moorstandorten.....	92
Abb. 17:	Dominanzentwicklung von <i>Phalaris arundinacea</i> und <i>Calamagrostis canescens</i> (kumulativ dargestellt) und damit einher gehende Artenzahlveränderungen auf unterschiedlich bewirtschafteten Dauerflächen.	94
Abb. 18:	Verschwindende und neu etablierte Arten in unterschiedlich bewirtschafteten Dauerflächen verschiedener Feuchtgrünlandstandorte.....	95
Abb. 19:	Veränderungen der Wertzahlen und Bewertungsklassen in den verschiedenen Vernässungsstufen durch Verbrachung und Vernässung	103
Abb. 20:	Einfluss der Ca-Gehalte des Grundwassers auf die pH-Werte des Grundwassers und des Bodens an hangwasserbeeinflussten Niedermoorstandorten im Ostetal	109
Abb. 21:	Abhängigkeit der Nitrifizierung von der Wechselfeuchtigkeit des Standorts in Nieder- und Anmoorböden des Ostetals	111
Abb. 22:	Mittelwerte und Standardabweichung der Mineralisationsparameter einzelner Pflanzengesellschaften im Ostetal.	112
Abb. 23:	Sterberaten der Monatskohorten von Sprossen von <i>Glyceria maxima</i> und <i>Carex gracilis</i>	115
Abb. 24:	Floristische Kompartimente (Artenpool), die für die Regeneration eine Rolle spielen können.	117
Abb. 25:	Mittelwerte der Artenzahlen in der aktuellen Vegetation (Sproßpopulationen) und der Samenbank von Feuchtstandorten	123
Abb. 26:	Korrelationen zwischen den Artenzahlen (AZ) in der Vegetation (Sproßpopulationen) und der Samenbank (A)	124
Abb. 27:	Vegetationsveränderungen bei Auflassung einer ehemaligen zweischürigen Mähwiese	136
Abb. 28:	Bewertung der hydrochoren Ausbreitungseffizienz nach den Kriterien Frequenz und Menge im Driftgut.....	145
Abb. 29:	Grundwasser- und Überflutungsganglinien im Winterhalbjahr 1993/94 in den Borgfelder Wümmewiesen.....	145
Abb. 30:	Karte der Borgfelder Wümmewiesen mit den Hauptvegetationsgebieten, der Lage der Driftgutablagerungen und die wichtigsten Geländeerhebungen.	146
Abb. 31:	Veränderungen der Diasporendichte pro Probe (jeweils ca. 800 cm ³) im Driftgut der Überschwemmungsflächen in den Borgfelder Wümmewiesen im Winter 1993/94.....	147
Abb. 32:	Konvergente und divergente Brachesukzessionen im Ostetal auf den Standorten von zwei unterschiedlichen edaphischen Varianten der Wassergreiskrautwiesen.....	173
Abb. 33:	Modell der Brachesukzession.	178
Abb. 34:	Ausbreitung von Pflanzenarten in Raum und Zeit.....	183
Abb. 35:	Modell für das Verhalten von Feuchtwiesenarten und störungsadaptierten Pflanzenarten	186
Abb. 36:	Modell für die Bedeutung der Überschwemmungsdauer und der Schwimmdauer der Diasporen	191
Abb. 37:	Überschwemmungsgebiete in Norddeutschland.....	195

Danksagung

Die geeigneten Rahmenbedingungen für die Fertigstellung dieser Arbeit fand ich durch meine Tätigkeit als Wissenschaftlicher Assistent am Institut für Landschaftsplanung und Ökologie der Universität Stuttgart. Für die Gelegenheit, meine Arbeiten dort weiterführen und auswerten zu können, möchte ich Herrn Prof. Dr. Giselher Kaule sehr danken. Meinen Kollegen am Institut, namentlich Herrn Mark Müller, möchte ich für ihre Unterstützung vor allem bei der Endredaktion Dank sagen.

Die praktischen Geländearbeiten zu dieser als Habilitationsschrift eingereichten Arbeit erfolgten in den Feuchtgebieten um Bremen, wo ich am Institut für Ökologie und Evolutionsbiologie der Universität die Möglichkeit hatte, Geräte und Aussenanlagen zu nutzen. Viele gemeinsame Arbeiten fanden im Rahmen unseres Ostetalprojekts mit vielen, immer wieder wechselnden Mitarbeitern statt, von denen ich Herrn Dr. Josef Müller stellvertretend für viele andere ganz herzlich für die (immer noch währende) Zusammenarbeit, Diskussionen und Anregungen danken möchte.

Die Basis dieser Arbeit lieferte die jahrelange kontinuierliche Beschäftigung mit den Themen der Feuchtgrünlandbewirtschaftung und -regeneration, der ökologischen Charakterisierung von Pflanzengesellschaften feuchter Standorte, der Offenhaltung von Landschaften, der Landschaftsgeschichte und der Landschaftsbewertung. Wie viele Überblicksarbeiten beruht auch diese nicht nur auf eigenen Untersuchungen, sondern auch auf den Ergebnissen von Diplomanden und Diplomandinnen, die ich während meiner Arbeit an der Universität Bremen betreuen konnte. Die Themen kreisten dabei um den oben genannten Schwerpunkt, so dass die Ergebnisse nach und nach einen wichtigen Beitrag zu dem Gesamtbild liefern konnten, das sich schließlich in dieser Arbeit verdichtet hat. Meinen ehemaligen Diplomanden, namentlich Eike Frese, Heiko Uchtmann, Stefanie Fink, Gabriele Lienkamp, Markus Hengstenberg, Michael Leder, Carola Kleinschmidt, Heike Schuhmacher, Henning Harder und Tanja Greiß, möchte ich für die gute Zusammenarbeit ganz herzlich danken.

Untersuchungsergebnisse und Daten wurden auch publizierter Literatur entnommen, die im Einzelnen an den jeweiligen Stellen genannt ist. Nicht selbstverständlich und daher meines besonderen Dankes wert ist die Bereitstellung von unpublizierten Daten von Dauerflächenuntersuchungen in Westfalen durch Herrn Dr. Peter Schwartze (Arbeitsgruppe Feuchtwiesen, Landkreis Steinfurt), von Grundwasser- und Dauerflächenerhebungen durch Herrn Dieter Janhoff (Bremen) sowie von digitalen Originalaufnahmen durch Frau Dr. Ute Döring-Mederake (Göttingen) und Herrn Dr. Burghard Wittig (Bremen).

Für die mühevollen Durchsicht und gewinnbringende Diskussionen für die Optimierung der Rohfassung dieser Arbeit danke ich Herrn Dirk Lederbogen (Stuttgart) und Herrn Dr. Josef Müller (Bremen).

Meine Lebenspartnerin Tessa Lachmund und meine Söhne Martin, Johann und der kleine Piet hatten in der letzten Zeit viel zu leiden. Ich hoffe, ich habe jetzt wieder mehr Zeit für sie und danke vor allem Tessa für das Mitanfassen bei der Endredaktion.

1 EINLEITUNG UND ZIELSETZUNG

1.1 Einleitung und Zielsetzung der Arbeit

Niedermoorökosysteme waren in den letzten Jahrzehnten einem starken Rückgang durch Standortveränderungen und Landschaftsfragmentierung ausgesetzt. Die menschliche Einflussnahme auf sie begann in Mitteleuropa zwar schon mit der Sesshaftwerdung im Neolithikum (SCHWAAR 1990), erreichte aber erst durch planmäßig angelegte Meliorationsprojekte, beginnend im Mittelalter, größere Ausmaße. Nach dem zweiten Weltkrieg wurden die Reste natürlicher Moore weitgehend zerstört und selbst sekundäre, noch naturnahe Ökosysteme dieser Moorlandschaften, insbesondere die Feuchtwiesen, in produktive Agrarökosysteme überführt (MEISEL & HÜBSCHMANN 1975, ROSENTHAL & MÜLLER 1988, DIERSCHKE & WITTIG 1991). Dies gilt insbesondere für die weitflächigen Moorniederungen Norddeutschlands. Der Schwerpunkt dieser Arbeit liegt geographisch in Nordwestdeutschland, wobei neben den flächenhaft vorherrschenden Moortypen der Versumpfungs-, Verlandungs- und Überflutungsmoore in Einzelfällen auch Fluss- und Moormarschstandorte betrachtet werden.

Die Ursachen für den Verlust dieser Ökosysteme waren die Grundwasserabsenkung, die Eutrophierung und Produktionssteigerung, die Intensivnutzung sowie die zunehmende Isolation der Biozöten voneinander und vom zugehörigen Gewässersystem. Damit verloren Niedermoore ihre Funktion als Lebensraum feuchteadaptierter Arten sowie als Stoffsenke und Wasserspeicher im Landschaftshaushalt. Die Emission von gelösten und gasförmigen Stoffen aus den über Jahrtausende akkumulierten Stoffreservoirs der Torfe gehen über die lokalen Grenzen des jeweiligen Moores weit hinaus und belasten andere Schutzgüter im Naturhaushalt (FLESSA et al. 1997, PFADENHAUER 1999, LUNDIN 1999).

Zielkonzeptionen für Niedermoore lassen sich aus übergeordneten, umweltpolitischen Zielen (z.B. Nachhaltigkeit und Ressourcenschonung) ableiten (SACHVERSTÄNDIGENRAT FÜR UMWELTFRAGEN 1987). Ihre Umsetzung bedarf allerdings einer standorts- und naturraumbezogenen Spezifizierung durch Naturschutzqualitätsziele, die aus historischen oder aktuellen, noch naturnahen Vorbildern abgeleitet werden können (FÜRST et al. 1989, STEINER 1992, SUCCOW 1988). Inwieweit und in welchen Zeiträumen die oben genannten Funktionen wiederherzustellen sind, ist noch immer ungewiss, weil es sich um Langzeitprozesse handelt, die offenbar um ein Vielfaches länger dauern als die Zerstörung (KUNTZE & EGGELSMANN 1981, JOOSTEN 1995, BAKKER 1989, ROSENTHAL 1992a, HENNINGS 1996).

Die Regeneration im Sinne der exakten Reetablierung eines verlorengegangenen Ökosystems (englisch: „restoration“) ist in unseren „modernen“ Landschaften schwierig, weil sich die äußeren (z.B. Klima) und inneren Rahmenbedingungen (z.B. die Bodenmatrix, HENNINGS 1996) und das verfügbare Artenpotential (ZOBEL et al. 1998) z.T. irreversibel verändert haben. Insofern geht es eher um eine bedingte Regeneration oder Renaturierung (englisch: „Rehabilitation“), bei der historische Zustände unterschiedlicher Zeithorizonte als Leitmotiv und Bewertungsgrundlage dienen (PFADENHAUER 1991a, 1991b, BRÜLISAUER & KLÖTZLI 1998), aber der Anspruch exakter Wiederherstellung entfällt. Die Begriffe Regeneration und Renaturierung werden hier eingedenk dieser Einschränkungen nebeneinander verwendet, je nachdem ob eher die Ziele (weitestmögliche Regeneration eines historischen Zustandes) oder aber die Erfolge (Annäherung an naturnähere Zustände) benannt werden.

Aus den kontroversen Ansätzen bei der praktischen Umsetzung (HAMPICKE 1992, SCHERZINGER 1997, DIERSSEN 1998) werden zwei Zielkonzepte entwickelt, von denen eines die Senken- und Speicherfunktion (Torfbildung, Wasserspeicher), und das andere die Lebensraumfunktion für Pflanzenarten als Ziel in den Vordergrund stellen. Die Zielprozesse für die Erreichung dieser beiden

unterschiedlichen Entwicklungsziele unterscheiden sich im Ausmaß der notwendigen Wiedervernässung, der Verminderung der Nährstoffverfügbarkeit und Produktivität und der Nutzungsextensivierung. Im einen Falle ist eine möglichst starke Wiedervernässung zur Wiederherstellung der Torfbildungsfähigkeit, im zweiten Falle aber die weitere Nutzung der durch Teilwiedervernässung und Nährstoffaushagerung wiederhergestellten Standorte notwendig. Hierbei geht es schwerpunktmäßig um die Regeneration der (Sekundär-) Lebensräume für obligate Offenlandarten.

Als Bewertungssysteme für die Beurteilung des Erfolges bei der Erreichung ökologischer Ziele können physikalisch-chemische Messmethoden eingesetzt werden, wenn es ausschließlich um abiotische Parameter, wie den Grundwasserstand, die Grundwasserqualität oder die Nährstoffgehalte im Boden geht. Zur Bewertung von Biozönosen eignen sich ihre wichtigsten Bestandteile, die Arten, besser, zumal sie durch ihr Dasein nicht nur den Erfolg dokumentieren, sondern als Integralindikatoren ein Bündel unterschiedlicher Umweltfaktoren anzeigen (RUTHSATZ 1990, ELLENBERG et al. 1992, ARNDT et al. 1998). Ausgewählte Zielarten sollen einerseits eine Bewertung aus überregionaler Sicht zulassen, andererseits eine spezifische ergebnis- und erfolgsorientierte Bewertung der Zielprozesse ermöglichen (PIRKL & RIEDL 1991, RECK 1996). Neben Gefährdungs- und Rückgangskriterien (z.B. Rote Liste Arten, KORNECK et al. 1998) ist im vorliegenden Falle daher die Vorkommensamplitude der Arten im Standortsgefälle und ihre Persistenz in den zu erwartenden Sukzessionen für ihren Indikatorwert wichtig (vgl. POSCHLOD et al. 1999).

Die Regenerationsfähigkeit von Niedermooren und ihren naturnahen Lebensgemeinschaften lässt sich nicht aus dem räumlichen Nebeneinander unterschiedlich degradierter Zustände (KLÖTZLI 1991, SUCCOW 1988) ableiten, weil die Regenerationsprozesse unterschiedlich schnell und mit unterschiedlichem Erfolg ablaufen. Da es sich aber um langwährende, über den Zeitraum der bisherigen Untersuchungsserien hinausgehende Prozesse handelt, sind diese nur in ihren anfänglichen Auswirkungen bekannt (BAKKER 1989, HELLBERG 1996, HENNINGS 1996, KAPFER 1997, VAN DIGGELEN 1998, SCHREIBER & KUNDEL 1998). Die verlässlichsten Ergebnisse lieferten Untersuchungen über die floristisch-vegetationskundlichen Veränderungen von Pflanzenbeständen auf Dauerflächen, in denen die Nutzung und die Vernässung experimentell abgewandelt wurden. Erfolgskontrollen von Extensivierungsmaßnahmen und Wiederholungskartierungen auf Dauerflächen (ohne kontrollierte Experimente) bieten wertvolle, sich dem Landschaftsmaßstab annähernde, realitätsnahe Ergebnisse. Im Falle der Brachesukzessionen übertreffen sie mit fast 50 Jahren nahezu ungestörter Vegetationsentwicklung den Beobachtungszeitraum selbst der längsten experimentellen Dauerflächenuntersuchungen in Niedermooren weit (MÜLLER et al. 1992, MÜLLER & ROSENTHAL 1998).

Eine Bilanzierung der bisherigen Erfolge soll vor allem auch die Defizite und ihre Gründe aufzeigen. Diese sind offenbar nicht nur in der mangelnden Regenerierbarkeit des Boden- und Wasserhaushalts zu suchen (KAPFER 1994, OOMES & VAN DER WERF 1996, PEGTEL et al. 1996, BIEWER & POSCHLOD 1997, SCHREIBER & KUNDEL 1998). Besondere Bedeutung scheint dem Artenpool (ZOBEL et al. 1998), der floristischen Zusammensetzung der Diasporenbank und der Umgebungsvegetation zuzukommen. Sie sind Quellen für die Ausbreitung von Diasporen in Zeit und Raum (HARPER 1977) und daher zur Überwindung der zeitlichen oder räumlichen Isolation von zu regenerierenden Defizitflächen und Quell-(Spender-) Populationen geeignet (KLEYER 1997). Eine wichtige Frage ist es daher, unter welchen Ausgangsbedingungen der Vornutzung und der umgebenden Landschaft durch die Mobilisierung des Artenpools ein Beitrag zur Regeneration geleistet werden kann oder inwieweit ihre mangelnde Verfügbarkeit für den Fortgang limitierend wirken (POSCHLOD et al. 1996, WILLEMS & BIK 1998). Die Steuergrößen für die Diasporenverfügbarkeit in einer Landschaft scheinen andere zu sein als jene, die die Zusammensetzung der Sprosspopulationen in der aktuellen Vegetation bestim-

men. In Feuchtgebieten waren und sind z.T. auch heute noch Überschwemmungen ein Ausbreitungsagens, das aufgrund seiner Landschafts- und Standortspezifität besonders eingehender Untersuchungen bedarf (BONN & POSCHLOD 1998). Interessant ist hier insbesondere, wie artspezifische Eigenschaften (wie in MÜLLER-SCHNEIDER 1986 oder GRIME et al. 1988 dargestellt) und Umweltfaktoren in ihrem Zusammenwirken die Zusammensetzung der mobilen Diasporenpopulation im Driftgut von Überschwemmungen beeinflussen. Landschafts- und Nutzungsveränderungen haben die Effizienz dieses Ausbreitungsmediums möglicherweise stark verändert, wie dies für andere Landschaften und Nutzungssysteme auch der Fall ist (BEINLICH 1995).

Folgende Fragestellungen werden in dieser Arbeit bearbeitet:

1. Wie sind floristische und vegetationskundliche Naturraum- und Standortpotentiale für Niedermoore Nordwestdeutschlands zu entwickeln und wie sehen diese aus?
2. Wie haben sich die Zerstörungsprozesse auf Standorte und Pflanzengemeinschaften der Niedermoore ausgewirkt?
3. Welche Zielkonzepte lassen sich aus umweltpolitisch übergeordneten Leitbildern für Niedermoore ableiten?
4. Nach welchen Kriterien sind Zielarten für die Erfolgsbewertung dieser Zielkonzepte zu erarbeiten und welche genügen diesen?
5. Welche Erfolge und Defizite weisen die bisher erreichten Regenerationsstadien nach Wiedervernässung, Nährstoffaushagerung und Nutzungsextensivierung aus vegetationskundlicher und standortsökologischer Sicht auf?
6. Welche Erfolge und Defizite haben sich bei der Nutzungsaufgabe (Brache) von Feuchtwiesen ergeben?
7. Welche Bedeutung hat der Artenpool einer Landschaft (persistente Sprosspopulationen, Diasporenbank und in Ausbreitung befindliche Diasporen) für die Ausbreitung in Zeit und Raum und für den Regenerationserfolg?
8. Durch welche artspezifischen Faktoren und Umweltfaktoren werden die Diasporenbank und die Diasporenausbreitung durch Überschwemmungen gesteuert und wie haben sich diese Bedingungen verändert?
9. Unter welchen Rahmenbedingungen sind welche Renaturierungserfolge zu erwarten und welche Optionen ergeben sich daraus für das Renaturierungsmanagement?

1.2 Übergeordnete Leitbilder einer umweltverträglichen Landschaftsnutzung

Generalisierte Zielvorstellungen für den Natur- und Umweltschutz wurden in den letzten Jahren auf der Grundlage internationaler, welt- und/oder EG-weiter Vereinbarungen weiterentwickelt. Eine grundlegende Richtschnur ist die in Rio verabschiedete „Agenda 21“ mit dem Leitbild des „sustainable development“, die vom Sachverständigenrat für Umweltschutz (HALBRITTER 1994) in Form des „Leitbildes einer dauerhaft-umweltgerechten Entwicklung“ übernommen wurde. Sie beinhalten zeitliche, funktionale und prozessuale Aspekte. Unter „dauerhaft“ sollte ein in menschlichen und planerischen Dimensionen langer Zeitraum, also etwa eine Zeitspanne von mindestens einer Menschengeneration (> 30 Jahre) angestrebt werden, um auch den folgenden Generationen Lebensmöglichkeiten zu bewahren. Mit „umweltgerecht“ ist der funktionale Aspekt der Entwicklung festgelegt: es geht darum, Ressourcen zu schonen und sie nur entsprechend ihrer natürlichen Regenerationsrate zu nutzen. Andererseits soll die Freisetzung von Stoffen, z. B. aufgrund von bestimmten Nutzungen nicht größer als die Aufnahmekapazität (Tragekapazität) der betroffenen Umweltmedien sein. Mit „Entwicklung“ ist die zeitliche Veränderung von Zustandsgrößen dieser Ressourcen angesprochen, die in der gewünschten Richtung, z.B. Entlastung, Selbstreinigung etc. ablaufen sollen.

Diese übergeordneten Leitbilder bedürfen der Spezifizierung, um umsetzbar gemacht zu werden. FÜRST et al. 1989 haben eine mehrstufige Vorgehensweise vorgeschlagen, um von Leitbildern über Leitlinien und Umweltqualitätsstandards zu festgelegten Qualitätsstandards zu gelangen. Für Feuchtgebiete lassen sich aus den übergeordneten Leitbildern Leitlinien für die verschiedenen Schutzgüter ableiten. Für das biotische Kompartiment kann das Ziel formuliert werden, alle Tier- und Pflanzenarten in ihren natürlichen und/oder anthropogen veränderten Lebensräumen in dauerhaft lebensfähigen Populationen zu erhalten, indem die dazu notwendigen Bedingungen für Nahrungserwerb, Fortpflanzung, Besiedlungs- und Wandlungsvorgänge gewährleistet werden. Für den abiotischen Bereich gilt, dass der anthropogene Austrag von festen, flüssigen und gasförmigen Substanzen z.B. durch Erosion, Grundwassereinwaschung von Schadstoffen und Düngern oder die Ausgasung von klimatisch wirksamen Gasen vermieden wird. Für den abiotischen wie den biotischen Ressourcenschutz lassen sich Maßnahmenbündel wie z.B. die Umnutzung von Acker- in Grünlandnutzung, die Wiedervernässung und die Nährstoffaushagerung von Niedermoorböden erstellen. Da sie sich in ihren Wirkungen hinsichtlich der verschiedenen Ziele nicht immer ergänzen, sondern teilweise widersprechen können, sind Prioritätensetzungen notwendig.

Präzisierte Zielformulierungen liegen in großer Zahl vor (z.B. PLACHTER 1991, DIERSSEN 1998, PFADENHAUER 1999), in denen zum Teil einander widersprechende, bzw. sich ausschließende Ziele für den Ressourcenschutz einerseits oder den biologischen Artenschutz andererseits begründet werden. Während die einen eher die Erhaltung und Regeneration einer extensiven Kulturlandschaft mit (alten) Nutzungsformen in den Vordergrund rücken, bevorzugen andere die Auflassung und Entwicklung einer nicht mehr bewirtschafteten, sich natürlichen Bedingungen annähernden „Naturlandschaft“ (freie Sukzession). Es fehlt bisher eine Bewertung der verschiedenen Zielkonzepte. Ein Grund dafür ist u.a., dass es keine einheitlichen Bewertungsrichtlinien gibt, nach denen Umweltqualität analysiert und bewertet werden könnte. Dies soll hier aus geobotanischer Sicht beispielhaft für Feuchtgebiete unter Voranstellung von zwei möglichen Zielkonzepten versucht werden (Kap.3.2.1).

1.3 Anforderungen an ökologische Zielkonzepte

1.3.1 Umweltqualitätsziele

Regionalisierte und konkretisierte Umweltqualitätsziele und Qualitätsstandards müssen unter Berücksichtigung der Möglichkeiten und Grenzen ihrer Umsetzung unter den vorhandenen ökologischen, ökonomischen und sozialen Bedingungen entwickelt werden (KIEMSTEDT 1991). Die Abstimmung zwischen den verschiedenen gesellschaftlichen Ansprüchen wird in dieser Arbeit allerdings nicht erfolgen. Vielmehr soll sie einen Fachbeitrag für die Entwicklung und Bewertung unterschiedlicher ökologischer Zielkonzepte primär aus biologischer Sicht liefern, um damit einen Beitrag zu einem in sich abgewogenen ökologischen Leitbild zu leisten.

Umweltqualitätsziele legen die „sachlich, räumlich und gegebenenfalls zeitlich definierten Qualitäten von Ressourcen, Potentialen oder Funktionen, die in konkreten Situationen erhalten oder entwickelt werden sollen“ fest (FÜRST et al. 1989). Sie gelten jeweils nur für kleinere Landschaftsausschnitte, z.B. bestimmte Naturräume oder Standortstypen. Um die Entscheidung über miteinander konkurrierende, naturschutzinterne Konzepte und Forderungen zu objektivieren, müssen die ökologischen Fachdisziplinen nachvollziehbar und ökologisch fundiert alternative Optionen für diese erarbeiten und bewerten, und sie dem naturschutzinternen Diskussions- und Entscheidungsprozeß zugänglich machen. Leitbilder und Umweltqualitätsziele müssen dazu bestimmte Voraussetzungen erfüllen. Sie sollten....

- regionalisiert und spezifiziert werden, um ihren Gültigkeitsbereich festzulegen,
- bestimmte zielführende Prozesse benennen,
- optional verschiedene in einem Raum mögliche Entwicklungsalternativen aufzeigen und die zugehörigen biologischen Naturschutzqualitätsziele (Standorte, Flora, Fauna, Lebensgemeinschaften) definieren,
- Konkretisierungen der allgemein definierten Leitbilder in Form von nachprüfbaren abiotischen (z.B. Flächengröße, Störungsgrade, Wasserstände, Austauschprozesse) und biotischen (Flora, Fauna, Lebensgemeinschaften) Umweltqualitätszielen bis hin zu Umweltstandards (Definition von Optimal- und Toleranzbereichen sowie zugehörigen Grenzwerten und Mindeststandards der verschiedenen Qualitätsparameter) enthalten,
- die Entwicklung von Landschaftsszenarien ermöglichen,
- Indikatoren als Mess- und Bewertungssystem für verschiedene Zielerreichungsgrade und zur Erfolgskontrolle ausweisen und

1.3.2 Regionalisierung und Spezifizierung der Ziele

Nicht in jedem Landschaftsausschnitt ist alles (auch nicht potentiell) erreichbar. Arealgeographische, standörtliche und klimatische Bedingungen lassen jeweils nur eine bestimmte Auswahl an Möglichkeiten zu. Deshalb ist eine räumliche und sachliche Differenzierung der Ziele und damit eine Festlegung der Gültigkeitsbereiche von Leitbildern und Umweltqualitätszielen notwendig (PLACHTER 1994, WIEGLEB 1997). Für die räumliche Differenzierung wurden bisher ökologische Raumeinheiten, z.B. Naturräume (Tab. 1) unterschiedlicher hierarchischer Ebene als Bezugseinheit herangezogen (Tab. 1, HEIDT & PLACHTER 1997, WALTER et al. 1998, ROSENTHAL et al. 1998).

In dieser Arbeit wird ein bestimmter Standortstyp, nämlich die Niedermoore der subatlantischen Klimazone Nordwestdeutschlands als Bezugseinheit ausgewählt. Obwohl die natürliche Vegetation

dieser Ökosysteme u.a. von ELLENBERG 1996 als azonale Vegetationsformationen angesprochen werden, ist eine Regionalisierung sinnvoll. So gilt die Azonalität z.B. nicht mehr in dem Maße für die anthropogenen Ersatzgesellschaften, die in ihrer floristischen Ausstattung viel stärker dem Klimagradienten folgen.

Die Naturräume mit den höchsten Niedermooranteilen in Nordwestdeutschland sind die Naturraumtypen „Großflächige Versumpfungs- und Auenüberflutungsmoore“ und „Großflächige Niedermoor-Hochmoor- und Hochmoorgebiete“.

Tab. 1: Landschaftseinheiten für die Entwicklung von Leitbildern für Feuchtgebiete im Norddeutschen Raum (nach ROSENTHAL et al. 1998): * Im Rahmen der vorliegenden Untersuchung berücksichtigte Naturraumtypen, (*) nicht repräsentativ erfaßt.

Naturraumtypen	Anzahl geologisch-klimatisch bedingter Untertypen	Anzahl Naturräume 3. Ordnung in Norddeutschland
Großflächige Versumpfungs- und Auenüberflutungsmoore*	4	13
Großflächige Niedermoor-Hochmoor- und Hochmoorgebiete*	2	6
Kleine und mittlere Flusstäler der Moränenplatten*	5	44
Sandauen und Talsande*	2	13
Brack- und Flussmarschen (*)	1	11
Großflächige Durchströmungsmoore mit angrenzender Talau	2	9
Küstenüberflutungsmoore	2	9
Lehmauen	2	15
Lößgebiete	1	14

Versumpfungsmoore dominieren im nordwestdeutschen, altpleistozänen Küstensenkungsgebiet und in den jungpleistozänen, brandenburgischen Talsandgebieten. Auen-Überflutungsmoore orientieren sich entlang der größeren Tieflandsflüsse Untere Oder, Havel, Spree, Schwarze Elster, Untere Elbe, Weser, Aller und Ems, aber auch entlang kleiner Flüsse der Moränengebiete (mittlere Oste, Wümme u.a.). In die Geest- und Moränenplatten, z.T. auch Sander unterschiedlichen geologischen Alters sind vielfach kleine und mittelgroße Flusstäler eingegliedert. Hier herrschen ebenfalls semiterrestrische Böden, vor allem Niedermoore vor. Im atlantisch geprägten Nordwesten dominieren altpleistozäne, in der Regel kalk- und basenarme Grundmoränen, im Osten jungpleistozäne Moränen des Brandenburger und Pommerschen Stadiums.

1.3.3 Bewertungskriterien und -indikatoren

Zur Festlegung von Bedingungen für eine „nachhaltig umweltgerechte Entwicklung“ können natürliche oder naturnahe, historische und/oder aktuell vorhandene Zustände eine Leitbildfunktion übernehmen. Daraus ergeben sich maximal erreichbare Zielgrößen. Aus der Differenz zu den devastierten, heute vorherrschenden Zuständen ergibt sich ein Messsystem mit einer (meist ordinal abgestuften) Werteskala.

Der Grad der Ausschöpfung der so definierten Potentiale und Entwicklungsmöglichkeiten ist eine wesentliche Bemessungsgrundlage bei der naturschutzfachlichen Bewertung. In der vorliegenden Arbeit werden Umweltqualitätsziele für die floristische Ausstattung von Ökosystemen auf einer bestimmten thematischen Ebene (Standortstyp Niedermoore in Nordwestdeutschland) definiert. Die standörtlichen, biologischen und funktionalen Potentiale dieses Typs dienen dabei selbst als Prüfkrite-

rium für die Auswahl und Rangierung von Naturschutzzielen. Die Potentiale werden auf Typusniveau definiert, wobei zwei mögliche Zielkonzepte zugrundegelegt werden (Kap.4.2.1). Das Messsystem beruht auf dem Vorkommen von gefährdeten Pflanzenarten, die als biologische Zielindikatoren dienen. Mit ihrer Hilfe lassen sich bestimmte Pflanzengemeinschaften in ihrer Bedeutung als Refugium für Arten bewerten. Zur Bewertung von Renaturierungserfolgen auf der konkreten Objektebene dient die zeitliche Dynamik dieser Zielarten und die Bilanz ihrer Zuwanderung bzw. ihres Verschwindens. Die Zielarten werden aufgrund der Kriterien Rückgang, Gefährdung und ihrer Bedeutung in Sukzessionsserien in eine Rangfolge gebracht. Die Vorteile von biologischen Zielindikatoren werden ausführlich in Kap.4.3.3 beschrieben.

2 STANDORTE UND METHODEN

2.1 Untersuchungsgebiete

Der landschaftliche und naturräumliche Kontext der Untersuchungsgebiete ist Tab. 2 zu entnehmen. Eingehender werden die beiden Gebiete „Borgfelder Wümmewiesen“ und „Ostetal“ beschrieben, weil die meisten der eigenen Untersuchungen und betreuten Diplomarbeiten dort stattfanden.

Die Gebiete liegen in Nordwestdeutschland im Elbe-Weser-Dreieck zwischen Bremen und Hamburg, in der Weser- und Wümmeniederung bei Bremen, in den Niederungsgebieten des nordwestlichen Münsterlandes und in Holland auf dem Drenthe Plateau südlich von Groningen. Sie befinden sich im Übergangsbereich zwischen der atlantischen und subatlantischen Klimazone und haben ihre geologische Herkunft im Drentheglazial (Saale). Die Flusstäler sind durch Erosion, Sedimentation und Vermoorung holozän überformt und verändert worden.

Aus pflanzensoziologischer Sicht werden die flächenhaft bedeutsamsten Pflanzengesellschaften des nordwestdeutschen Grünlandes in niedermoorgeprägten Feuchtgebieten berücksichtigt. Hierzu zählen aktuell das *Lolio-Cynosuretum cristati*, das *Ranunculo-Alopecuretum geniculati* sowie *Molinietalia*- und *Molinio-Arrhenathereta*-Fragmentgesellschaften (ROSENTHAL & FINK 1996, ROSENTHAL et al. 1998), lokal das (historisch dominante) *Senecioni-Brometum racemosi* sowie die bei Nutzungsaufgabe aus dem Feuchtgrünland hervorgegangene Brachevegetation der *Phragmitetea* und *Artemisietea*.

Das mittlere Oste- und Drenthetal und die Schönebecker Aue sind als schmale Flussauen in die Geestplatten eingeschnitten (Tab. 2). Sie weisen an den Talhängen Hangversumpfung auf, und flussnah, anmoorige bis sandige Böden. Im Unterlauf von Drenthe und Wümme sind dagegen großflächige Versumpfungs- und Auenüberflutungsmoore ausgebildet. Das untere Wümmetal mit den Borgfelder Wümmewiesen leitet zu den durch- und überschlickten Niedermoores der Hamme-Wümmemarsch mit dem Hollerland über, die bereits im Überflutungsbereich der Meerestransgressionen liegen. Die schlecht drainierenden Böden der dort vorherrschenden Moormarschen erforderten ein dichtes Grabennetz zur Entwässerung. Als Ausgleichsmaßnahme für die Teilbebauung des Gebiets wurden hier Vernässungspolder angelegt.

Das Niedervieland liegt bereits in der Bremer Wesermarsch auf den flußnahen Flußmarschböden. Künstliche Beet-Gruppenstrukturen sorgen für die Entwässerung der staunassen Standorte. Das Niedervieland stellt in der Gebietsauswahl eine Ausnahme dar, weil es sich nicht um ein Niedermoorgebiet handelt. Wie altes Aufnahmematerial von PLATE 1947/48 (unveröff.) zeigt, geht das vegetationskundlich-floristische Potential dementsprechend eher in Richtung der typischen Talauenvegetation mit *Arrhenatherion*- und *Cynosurion*gesellschaften. Das Gebiet wurde aber einbezogen, weil hier im Zuge von Ausgleichsmaßnahmen umfangreiche Wiedervernässungsversuche durchgeführt wurden (SCHREIBER & KUNDEL 1998).

Das Untersuchungsgebiet in der südlichen Dümmerniederung stellt ein Verlandungsmoor mit Basistorfen aus Lebermudden dar. Hier finden seit 1991 wieder künstliche Überstauungen statt (HELLBERG 1995). Die Gebiete Strönfeld und Saerbeck sind in schwach vermoorten Talsandnaturräumen mit armen Gleyböden gelegen. Die ebenfalls im nordwestlichen Westfalen befindlichen Heubachwiesen und die Düsterdieker Niederung sind dagegen durch stärkere Vermoorungen gekennzeichnet (SCHWARTZE 1992).

In den meisten Gebieten wurde die Bewirtschaftung im Zuge von NSG-Ausweisungen oder Ausgleichsmaßnahmen extensiviert. Sie beinhalten die Aufgabe oder deutliche Reduzierung der Düngung, die Verschiebung der ersten Mahdtermine auf Mitte bis Ende Juni, Einschränkungen der Beweidungsdichte, Umwandlung von Acker- in Grünlandnutzung und lokale Wiedervernässungen. Im Ostetal und der Schönebecker Aue haben sich auf Grenzertragsböden großflächige Brachen entwickelt.

Tab. 2: Übersicht über die Untersuchungsgebiete mit den wichtigsten Angaben zu naturräumlichen Gegebenheiten, Schutzstatus, Bearbeiter, Renaturierungsmaßnahmen (**Bra** = Verbrachung, **Vernäss** = Vernässung, **Aushag** = Aushagerung) und Methodik der Datenerhebung (**A** = Dauerflächenbeobachtungen mit experimenteller Abwandlung der Renaturierungsmaßnahmen, **B** = jährliche Dauerflächenbeobachtung ohne experimentelle Abwandlung der Renaturierungsmaßnahmen, **C** = Wiederholungskartierungen nach langer Zeit auf kartographisch exakt belegten Dauerflächen)

Gebiet	Naturraum (5. Ordnung nach Schmithüsen)	Naturraumtyp (nach Rosenthal et al. 1998)	Böden	besondere hydrologische Bedingungen (aktuell)	Schutzstatus	untersuchte (vorherrschende) Regenerationsprozesse	Methodik	Autoren, Bearbeiter, Datenherkunft
Ostetal	Ostetal	Vermoortes Flusstal der Moränenplatten	Niedermoor, Anmoor-Gley, Gley	Großflächiges Überschwemmungsgebiet, Hangversumpfung	Teilrückzug der Landwirtschaft (Brache 40%), Intensivierung (40%), weitere Extensivnutzung (20%)	Bra+Vernäss, Bracheregeneration	C, B	ROSENTHAL & MÜLLER 1988, MÜLLER et al. 1992, ROSENTHAL & MÜLLER (unveröff.), UCHTMANN 1994, LEDER 1993, LIENKAMP 1993, FRESE 1994
Schönebecker Aue	Osterholzer Lehmgüst	Vermoortes Flusstal der Moränenplatten	Niedermoor, Gley	Hangversumpfung	Teilrückzug der Landwirtschaft (Brache)	Bra+Vernäss, Bracheregeneration	A	ROSENTHAL (unveröff.)
Borgfelder Wümmewiesen	Wümmeniederung	Großflächiges Versumpfungs- und Auenüberflutungsmoor	Niedermoor, Anmoor-Gley	Großflächiges Überschwemmungsgebiet	NSG seit 1986, Nutzungsextensivierung, Teilvernässung	Bra+Vernäss, Ext+Vernäss+Aushag	A, B	ROSENTHAL 1992a,b und unveröff., KLEINSCHMIDT 1996, JANHOFF 1992, 1996
Hollerland	Hamme-Wümmemarsch	Großflächige Moormarsch und Auenüberflutungsmoore	Moormarsch, Niedermoor	Überstauungspolder seit 1986, 6 ha	NSG seit 1985, Nutzungsextensivierung, Teilvernässung	Ext+Vernäss	B	HELLBERG 1995
Niedervieland	Bremer Wesermarsch	Flußmarsch	Flußmarsch, Nassgley	Überstauungspolder seit 1988, ca. 30 ha (mit anthropogenem Kleinrelief)	Ausgleichsraum, Nutzungsextensivierung, Teilvernässung	Ext+Vernäss	A	KUNDEL 1998, SCHREIBER & KUNDEL 1998
Drentsche A (Holland)	Drenthe Plateau	Vermoortes Flusstal der Moränenplatten (Überflutungsmoor)	Niedermoor, Anmoor-Gley, Gley	Hangversumpfung	teilweise NSG	Ext+Aushag	A	BAKKER 1989
Dümmerniederung	Diepholzer Moorniederung	Großflächiges Niedermoor-Hochmoorgebiet (Verlandungsmoor)	Niedermoor	Überstauungspolder seit 1991, 18 ha	Nutzungsextensivierung, Teilvernässung	Ext+Vernäss	A	HELLBERG 1995
Strönfeld	Meteler Sandebene	Vermoortes Talsandgebiet (Versumpfungsmoor)	Gley, Podsol-Gley	-	Feuchtwiesenschutzprogramm NRW, NSG	Ext+Aushag	A	SCHWARTZE 1992 und unveröff.
Saerbeck	Glandorf-Gladberger Sandebene	Vermoortes Talsandgebiet (Versumpfungsmoor)	Gley, Podsol-Gley	-	Feuchtwiesenschutzprogramm NRW, NSG	Ext+Vernäss+Aushag	A	SCHWARTZE 1992 und unveröff., MICHELS 1993 und unveröff.
Heubachwiesen	Merfelder Niederung	Vermoortes Talsandgebiet (Versumpfungsmoor)	Anmoor, Niedermoor	-	Feuchtwiesenschutzprogramm NRW, NSG	Ext+Aushag	A	SCHWARTZE 1992 und unveröff.
Düsterdieker Niederung	Plantlünner Sandebene	Vermoortes Talsandgebiet (Versumpfungsmoor)	Anmoor, Niedermoor	-	Feuchtwiesenschutzprogramm NRW, NSG	Ext+Aushag	A	SCHWARTZE 1992 und unveröff.

2.1.1 Borgfelder Wümmewiesen

Die Borgfelder Wümmewiesen sind ein vor den Toren Bremens gelegenes, großflächiges Überflutungsgebiet der unteren Wümme (MTB 2819, Blatt Lilienthal), das zum Einzugsgebiet der Unterweser gehört. Der holozäne Meeresspiegelanstieg machte sich, da nur wenige Meter über N.N. gelegen, in einer weitflächigen Versumpfung, gefördert durch die Überschwemmungen der Wümme geltend (ANEMÜLLER 1970). Das Bodenmosaik besteht aus verschiedenen stark torfüberlagerten Gleyen und Niedermooren, die bis zu drei Metern Mächtigkeit erreichen. Die großflächigen Überflutungen umfassen meist auch die auf der niedersächsischen Seite, östlich anschließenden Fischerhuder Wümmewiesen (BAEUMER 1962), so dass zusammenhängend bis zu 1000 ha überflutet werden können. Trotz der Eingriffe in den Wasserhaushalt in Form von Flussbegradigungen und Grabenentwässerungen, die die Sommertrockenheit verstärken, finden noch immer regelmäßig Winter- und Frühjahrsüberflutungen statt, die sich vegetationsprägend auswirken.

Bis ins späte 19. Jahrhundert war die Nutzung archaischen Bewirtschaftungsformen verhaftet: der trockenere, flussfern gelegene Nordteil der Borgfelder Wümmewiesen wurde als großflächige Allmendweide, der tiefer gelegene, nasse Südteil als Heuland genutzt. Aufgrund der schlechten Meliorierbarkeit blieb vor allem dieser flussnah gelegene Abschnitt als artenreiches Feuchwiesengebiet erhalten. Hier dominieren Calthion-, Phragmition- und Magnocariciongesellschaften. In den nach der Allmendaufteilung 1876 als Portionsweiden genutzten, nördlichen Flächen herrschen heute hingegen artenärmere Pflanzengesellschaften des Cynosurion und Agropyro-Rumicion, sowie kennartenarme Molinietalia-Ordnungs- bzw. Molinio-Arrhenatheretea-Klassengesellschaften.

Die Unterschutzstellung als NSG im Jahre 1986 brachte Düngungsverzicht bzw. -einschränkung, späte Mahdtermine (anfangs erst ab 25.6.), Weidedichtebeschränkungen, die lokale Anhebung der Grundwasserstände und die Verlängerung der Überstauungsperioden durch Grabenanstau, teilweise auch Grabeneinstau durch zusätzlich herangeführtes Wasser mit sich. Die Folgen für die Vegetation bestanden im Rückgang von Düngerzeigern frischer Standorte und der Zunahme von Röhricht- und Großseggenriedarten (wie *Carex gracilis*), von „Weideungräsern“ (wie *Deschampsia cespitosa*) und von Aushagerungszeigern (wie *Carex nigra* und *Agrostis canina*). Durch die Dominanzbildung der hochwüchsigen Röhrichtarten wurden kleinwüchsige Rosettenarten, wie *Lychnis flos-cuculi* und *Senecio aquaticus* verdrängt.

2.1.2 Ostetal

Das Ostetal ist ein schmales, in die drenthezeitliche Geestplatte der Zevener Geest (MTB 2621, Blatt Zeven) eingeschnittenes Flusstal, das in die Elbe entwässert. Die auch heute noch regelmäßig stattfindenden Winter- und Frühjahrsüberflutungen waren Ursache für die Entstehung von Überflutungsniedermooren. Die Wasserstände sind dort von den Schwankungsamplituden der Oste abhängig. Die zur Geest flach ansteigenden Talhänge hingegen sind von Hangvermoorungen geprägt, die vom Hangquellwasser tieferer Grundwasserleiter gespeist werden. Lokal ist die Qualität dieses Tiefenwassers von den jeweils vorhandenen geologischen Besonderheiten abhängig: die kalkreichen Mergel des Lauenburger Tons verleihen ihm hohe Ca-Gehalte, während die an einigen Stellen direkt angrenzenden Regenmoore lokal für die Elektrolytarmut verantwortlich sind.

Das Bodenmosaik ist durch Gleye und Niedermoore gekennzeichnet. Da die in den 1960er Jahren geplante Begradigung der Oste nicht stattfand, ist die Hydrodynamik auch heute noch, vor allem im ufernahen Bereich Ursache für vielfältige Störungsprozesse durch Erosion und Sedimentation. Die

schlecht meliorierbaren Hangversumpfungsmoore wurden mit der Umstrukturierung der Landwirtschaft in den 1960er und 70er Jahren als erste aufgegeben und fielen der Brache anheim. Die nicht oder nur schwach vermoorten Standorte wurden bis in die 1950er Jahre durch ein Berieselungssystem im Sommer künstlich vernässt, um die Heuerträge zu steigern. Nach der Aufgabe des arbeitsaufwendigen Verfahrens trockneten diese Flächen ab, so dass sie, wie viele andere, natürlicherweise trockenere Flächen im Ostetal intensiviert werden konnten. Die früher übliche, zweischürige Heuwiesennutzung des Grünlandes wurde dort vielfach durch intensive Silagegrünland- und Weidenutzung abgelöst (ROSENTHAL & MÜLLER 1988).

Die Kartierungen von LENSKI 1953 als auch die erste flächenhafte Kartierung des 30 km langen Ostetalabschnitts zwischen Zeven und Bremervörde durch MEISEL 1967 belegen noch den Zustand einer (inzwischen historischen), extensiven Kulturlandschaft. Pflanzengesellschaften des Calthion- und Molinion-Verbandes waren die dominierende Grünlandvegetation. 30 Jahre später vorgenommene Wiederholungskartierungen auf den exakt eingemessenen Dauerflächen von LENSKI und MEISEL zeigen, dass in der Zwischenzeit die auch aus vielen anderen Naturräumen bekannten Entwicklungen der Verbrachung und der Intensivierung zu tiefgreifenden Vegetationsveränderungen geführt haben (ROSENTHAL & MÜLLER 1988, FRESE 1994). Etwa 40% der Flächen wurden aufgegeben und beherbergen heute Röhricht-, Großseggenried- und Hochstaudengesellschaften. Ein ebensolcher Flächenanteil wurde intensiviert, so dass kennartenarme Molinietalia- und Molinio-Arrhenetheretea-Fragmentgesellschaften und Flutrasen entstanden. Ein Vergleich mit der historischen Feuchtgrünlandvegetation ist möglich, weil trotz dieser Entwicklungen artenreiche Feuchtwiesenbestände (ca. 20% der Fläche) unter extensiven Nutzungsformen erhalten blieben.

Die hier vorgelegten Untersuchungsergebnisse wurden in dem Ostetalabschnitt zwischen Bremer-vörde und Zeven gewonnen. Neben vegetationskundlichen Wiederholungskartierungen fanden hier Mähversuche zur Wiedernutzung von Brachen sowie verschiedene standortsökologische und populationsbiologische Untersuchungen statt (Tab. 2).

2.2 Methoden

Die speziellen Methoden werden in den einzelnen Großkapiteln beschrieben. Wenn es sich um Methoden handelt, die jeweils nur für eine einzige Tabelle oder Abbildung relevant sind, werden sie dort beschrieben.

2.2.1 Renaturierungsversuche

Renaturierungsversuche im Gelände sind in einem Spannungsfeld zwischen den Erfordernissen der Natürlichkeit und der Exaktheit angesiedelt. Einerseits geht es um die Optimierung praktisch verwertbarer Aussagen, indem alle ökologischen Randfaktoren zugelassen werden, die auch unter natürlichen Geländebedingungen wirken. Andererseits wächst die wissenschaftliche Exaktheit und Eindeutigkeit der Ergebnisse mit der Kontrollierbarkeit und Einheitlichkeit der Randbedingungen. Das Ziel ist es, nur den zu erforschenden Faktor z.B. durch Bewirtschaftungs- oder Vernässungsstufen abzuwandeln (ELLENBERG 1956). Faktorenänderungen sind aber meist mit Veränderungen anderer Parameter unmittelbar verknüpft. So stellt z.B. die Erhöhung der Mähfrequenz durch die Entnahme von Phytomasse an sich schon einen Konkurrenzfaktor dar, der aber durch die stärkere Belichtung und Erwärmung des Bodens zusätzlich überlagert wird. Eine strenge wissenschaftliche Faktorentrennung ist in ökologischen Geländeexperimenten oft nicht möglich.

Um beiden Ansprüchen, der Natürlichkeit und Übertragbarkeit auf der einen Seite und der wissenschaftlichen Exaktheit auf der anderen Seite gerecht zu werden, haben sich Sukzessionsversuche

bewährt. Die Auswirkungen unterschiedlicher, aber periodisch wiederkehrender Einflüsse (z.B. unterschiedliche Bewirtschaftung) auf Phytozoosen werden über mehrere Jahre auf Dauerflächen untersucht. Dabei wird versucht die Randfaktoren für alle Varianten gleich zu halten. Ihr multivariater Vergleich erlaubt die Zuweisung beobachteter Phänomene zu den experimentell abgewandelten Einflußfaktoren. Variantenversuche dieser Art wurden bei Düngungsversuchen (z.B. Hand 1991), Bewirtschaftungsversuchen (z.B. SCHREIBER & SCHIEFER 1985, BAKKER 1989) und Vernässungsversuchen (z.B. HELLBERG 1995, KUNDEL 1998) angewendet.

2.2.2 Gefährdungs- und Hemerobiestufen

Die Einstufung der Gefährdungsgrade der Gefäßpflanzenarten folgt KORNECK et al. 1996 für die BRD und GARVE 1993 für Niedersachsen/Bremen, die der Pflanzengesellschaften Niedersachsens PREISING et al. 1990 und PREISING 1997 (Tab. 3).

Tab. 3: Übersicht über die Gefährdungskategorien für Gefäßpflanzenarten und Pflanzengesellschaften

	Rote Liste Status der Gefäßpflanzenarten		Pflanzengesellschaften
	BRD	Niedersachsen/Bremen	Niedersachsen
0	ausgestorben oder verschollen	ausgestorben oder verschollen	-
1	vom Aussterben bedroht	vom Aussterben bedroht	ausgestorben oder verschollen
2	stark gefährdet	stark gefährdet	akut vom Aussterben bedroht
3	gefährdet	gefährdet	stark gefährdet
4	-	potentiell gefährdet	gefährdet mit allgemeiner Rückgangstendenz
F	-	Gefährdungskategorie nur für das niedersächsische Flachland gültig	-
H	-	Gefährdungskategorie nur für das niedersächsische Hügel- und Bergland gültig	-
B	-	Gefährdungskategorie nur für das niedersächsische Binnenland gültig	-
5	-	-	durch Artenverarmung gefährdet
6	-	-	potentiell gefährdet
7	-	-	nicht gefährdet

Die Einstufungen der Nutzungsformen nach dem Grad des menschlichen Einflusses auf die Vegetation und den Standort der hier bearbeiteten Pflanzengesellschaften folgt dem ursprünglich von TÜXEN 1956 vorgeschlagenen System der Ersatzgesellschaften (Tab. 4). Es handelt sich um ein dynamisch-genetisches System, wobei dies die oft nicht gegebene Reversibilität der Standortveränderungen voraussetzt, um in beiden Richtungen genetisch zu sein. DIERSCHKE 1984 hat entsprechend die Naturnähekriterien, BLUME & SUKOPP 1976 und KOWARIK 1988 den Grad der Kulturbeeinflussung und Standortveränderung beschrieben. DIERSCHKE 1984 und SCHRAUTZER 1988 geben auch pflanzensoziologische Kriterien für die Einstufung von Grünland vor.

Tab. 4: Hemerobie und Naturnäheinstufungen

Ersatzgesellschaften (TÜXEN 1956)	Hemerobie/Kultureinfluss (BLUME & SUKOPP 1976)		Naturnähe (DIERSCHKE 1984)
(Schlußgesellschaft)	oligohemerob	-	naturnah
1. Grades	b-mesohemerob	schwach kulturbeeinflusst	halbnatürlich
2. Grades	a-mesohemerob	mäßig kulturbeeinflusst	naturfern
3. Grades	b-euhemerob	stark kulturbeeinflusst	naturfern
4. Grades	a-euhemerob	s. stark kulturbeeinflusst	künstlich

2.3 Nomenklatur der Gefäßpflanzenarten und Pflanzengesellschaften

Die Nomenklatur der Gefäßpflanzenarten folgt EHRENDORFER 1973, die Einordnung der Pflanzenarten hinsichtlich ihrer pflanzensoziologischen Zugehörigkeit ELLENBERG et al. 1992. Abweichend wurde *Glyceria fluitans* den *Agrostietalia stoloniferae* zugeordnet.

Die Pflanzengesellschaften der Offenlandformationen werden nach MEISEL 1977 benannt, in einigen Fällen nach SCHRAUTZER 1988. Die Benennung der Waldgesellschaften folgt DÖRING-MEDERAKE 1991. Kennartenarme Syntaxa werden nach den im pflanzensoziologischen System folgenden, höheren Einheiten als Ordnungs- oder Klassengesellschaften eingestuft. Da es sich um Fragmente ehemals artenreicherer, noch als Assoziationen anzusprechender Pflanzengesellschaften handelt, werden sie gemäß den Vorschlägen von DIERSCHKE 1988 als Fragmentgesellschaften angesprochen.

2.4 Statistische Analysen

2.4.1 Zeigerwertberechnungen

Die standortsökologischen Zeigerwerte von ELLENBERG et al. 1992 dienen der Beschreibung des ökologischen Verhaltens von Pflanzenarten. Hier interessieren vor allem die Zeigerwerte, die die edaphischen Faktoren Wasser- und Nährstoffhaushalt beschreiben, also die F- und die N-Zahl. Zahlreiche Anwendungen belegen die gute Eichung und Validität dieser Werte, so dass sie auch in der vorliegenden Arbeit als wichtiges Kriterium zur Bewertung der Pflanzenarten herangezogen werden konnten. Dies gilt auch für Mittelwerte, die, über alle Pflanzenarten eines Pflanzenbestandes gebildet, die ökologischen Bedingungen sehr fein abgestuft beschreiben (RUTHSATZ 1990). Die Mittelwertbildung ist mathematisch kritisch, weil es sich bei den Zeigerwerten um Rangwerte handelt. Andererseits ist es oft notwendig, die einer Pflanzenartenliste und den beigeordneten Zeigerwerten innewohnenden, ökologischen Informationen in einem knappen Wert zusammenzufassen. Dies hat zu vielen Anwendungen des Mittelwertverfahrens geführt, die, eingedenk der mathematischen Kritik, den großen praktischen Wert bestätigen. ELLENBERG et al. 1992 geben hierzu selbst zahlreiche Beispiele (vgl. auch DURWEN 1982, RUVILLE & SCHREIBER 1982, REIF et al. 1985, RUTHSATZ 1990). Die Mittelwerte werden hier mit den durch die Dominanz bzw. Stetigkeit der Arten gewichteten Zeigerwerten berechnet.

2.4.2 Beurteilung von Häufigkeitsverteilungen

Die Chiquadrat-Einfachanordnung wird verwendet, um eine gegebene Häufigkeitsverteilung mit einer theoretisch zu erwartenden Verteilung zu vergleichen (ZÖFEL 1985). Der Test prüft, ob sich die beiden Verteilungen signifikant unterscheiden und in welchen Feldern die Unterschiede gegebenenfalls begründet liegen. Als erwartete Verteilungen können z.B. Gleichverteilungen angenommen werden; im Einzelnen wird dies in den jeweiligen Tabellen erläutert.

Der Chiquadrat-Mehrfeldertest dient dagegen zum Vergleich mehrerer beobachteter Häufigkeitsverteilungen untereinander. Die erwarteten Häufigkeiten ergeben sich hierbei aus den Randsummen (Zeilen- und Spaltensummen). Die Signifikanz der Abweichungen zwischen den so gebildeten Erwartungswerten und den Messwerten wird durch den Chiquadratwert auf dem 0,1%-***, 1%-**, 5%* und teilweise auch auf dem 10%-Niveau (*) überprüft.

2.4.3 Vergleich von Stichproben

Der U-Test nach MANN und WHITNEY dient zum Vergleich zweier unabhängiger Stichproben, die nicht die Voraussetzung der Normalverteilung erfüllen müssen. Dies ist tatsächlich bei vielen ökologischen Größen, wie z.B. den hier untersuchten Grundwasserständen der Fall. Die Variablenwerte werden dabei durch Rangplätze ersetzt (ZÖFEL 1985).

Manchmal ist der Stichprobenumfang für signifikante Unterschiede zu klein. Dies beruht einerseits darauf, dass es im Gelände oft schwierig ist, vergleichbare Standorte zu finden, die sich zu einer Gruppe zusammenfassen lassen. Wer sich im Gelände auskennt, weiß, dass fast jeder Standort und jeder Pflanzenbestand aufgrund unterschiedlicher Faktorenkonstellationen ein Unikat darstellt. Andererseits beruhen ökologische Erhebungen, wie z.B. die Untersuchung der Stickstoffmineralisation im Boden auf sehr aufwendigen und daher zeit- und arbeitsintensiven Verfahren, die die mögliche Zahl von Parallelproben einschränkt. In diesen „nichtsignifikanten“ Fällen muss zunächst die Abschätzung plausibler Tendenzen ausreichen.

2.5 Datenherkunft

Die hier ausgewerteten Daten entstammen vier verschiedenen Quellentypen. Die Quellen werden im Einzelnen in den verschiedenen Abschnitten genannt:

1. Selbst erhobene Daten. Dies betrifft die Dauerflächenuntersuchungen in den Borgfelder Wümmewiesen, der Schönebecker Aue und an der Oste, die Wiedermahdversuche an der Oste, die Samenbankuntersuchungen und die Flächenbilanzierung und Naturraumtypisierung für Norddeutschland.
2. Betreute Diplomarbeiten. Die Daten wurden von Diplomanden unter Anleitung des Autors erhoben, wobei dieser in den meisten Fällen auch in die Geländeerhebungen mit involviert war. Dies betrifft Grundwasser- und Bodenuntersuchungen (N-Mineralisation) im Ostetal, Driftgutuntersuchungen in den Wümmewiesen und populationbiologische Analysen an *Pedicularis palustris*. Die Arbeiten wurden so vergeben, dass ein übergeordneter inhaltlicher Zusammenhang vorhanden war. Es handelte sich um Untersuchungen zu verschiedenen Aspekten der Renaturierung von Feuchtgebieten in der Wümme- und Osteniederung. Die übergreifende Datenauswertung und -bewertung erfolgte durch den Autor. Die Quellen werden an den jeweiligen Textstellen genannt.

3. Nichtpublizierte Daten Dritter. Ergebnisse von Dauerflächenuntersuchungen in Westfalen wurden dem Autor von Dr. Peter Schwartze überlassen. Dieter Janhoff (Bremen) stellte ebenfalls Daten zu Dauerflächenerhebungen und Grundwasseruntersuchungen aus den Borgfelder Wümmewiesen zur Verfügung.
4. Daten aus publizierter Literatur. Umfangreiche Vegetationstabellen wurden der Literatur entnommen und weiter ausgewertet. Dies gilt insbesondere für die Vegetationstabellen von MEISEL 1977, SCHRAUTZER 1988, DÖRING-MEDERAKE 1991 und WITTIG 1999. Die Ergebnisse von weiteren Samenbankuntersuchungen wurden verschiedenen Quellen entnommen (Zusammenstellung siehe dort).

3 ENTWICKLUNG VON NATURRAUM- UND STANDORTSPOTENTIALEN

Unter Naturraumpotentialen soll in diesem Zusammenhang das in einer Landschaft aufgrund bestimmter geologischer, bodenkundlicher, klimatischer und arealgeographischer Bedingungen potentiell entwickelbare Sortiment von Lebensgemeinschaften verstanden werden. Für größere Maßstabsebenen kommt man auf das Niveau von Standortkomplexen und Standorten, die in „regelhafter Gemengelage“ (SCHMITHÜSEN 1949) Bestandteile der Naturräume sind. Für meist relativ kleinflächige Renaturierungsmaßnahmen bildet der Naturraum die Rahmenbedingungen für die auf einzelnen Standorten möglichen Entwicklungen.

Welche Möglichkeiten gibt es? Die historische Landschaftsanalyse ermöglicht es, den Blick in die Vergangenheit zu richten und zeigt, wie unsere Landschaften und Standorte zu bestimmten Zeitpunkten einmal aussahen (Abb. 1). Dabei entsteht die Frage, welche Zeithorizonte sinnvoll und überhaupt nachgezeichnet werden können und ob diese Zustände wiederherstellbar sind? Bei der räumlichen Projektion werden, zumindest in Teilen noch naturnahe Landschaften analysiert und die Ergebnisse auf das Zielgebiet übertragen. Dieses Verfahren vervollständigt das durch die historische Analyse gewonnene Bild, weil die Lebensgemeinschaften und Ökosysteme und ihre räumliche Konfiguration in der Landschaft direkt untersucht werden können.

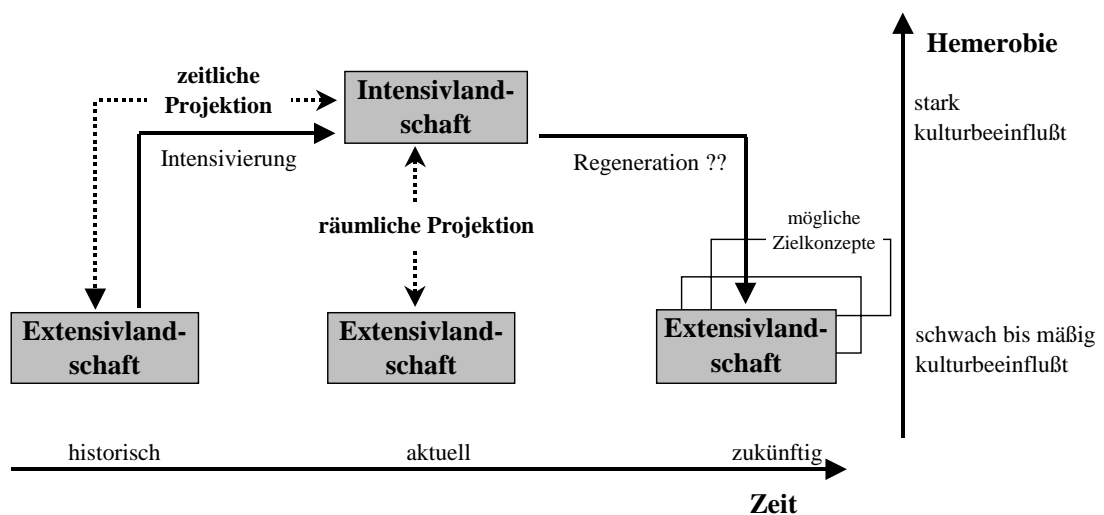


Abb. 1: Leitbildentwicklung für Intensivlandschaften (aus ROSENTHAL et al. 1998)

3.1 Historische Landschaftsanalyse

Für die Entwicklung von Zukunftsperspektiven ist die Kenntnis historischer Zustände und die Einbettung der aktuellen Gegenwart in diesen Zeitkontext unabdingbare Voraussetzung, obwohl sich Beobachtungen aus der Vergangenheit angesichts überregional einwirkender Umweltfaktoren (Klimawandel, Eutrophierung) und irreversibler Standortsveränderungen anscheinend immer weniger für Prognosen eignen (ELLENBERG jun. 1991). Im historischen Vergleich ergibt sich aber eine übergeordnete, zumeist außerhalb unseres unmittelbaren Erfahrungshorizontes liegende Prüfgröße, mit deren Hilfe das Ausmaß der bereits vollzogenen Veränderungen ermessen (z.B. in Feuchtgebieten von GANZERT & PFADENHAUER 1988, DIERSCHKE & WITTIG 1991, ROSENTHAL & MÜLLER 1988, FRESE 1994), und die u.a. von HAEMISCH & KEHMANN 1992 geforderten Naturschutzbilanzen und die Grenzen der Regenerierbarkeit beurteilt werden können (KAPFER 1988, BAKKER 1989, ROSENTHAL et

al. 1996). Die im deutschen Bundesnaturschutzgesetz geforderte Entwicklung der „landschaftlichen Eigenart“ kann teilweise nur noch aus historischen Analysen erschlossen werden.

Großräumige Landschaftsprozesse bedürfen oft langer Zeiträume bevor Wirkungen sichtbar werden. Wo die von ELLENBERG 1986 im Nachwort zu seinem Buch „Vegetation Mitteleuropas“ geforderten Dauerflächenuntersuchungen nicht stattfanden, können, um solche Langzeitprozesse zu erfassen und zu quantifizieren, historische Landschaftsanalysen weiterhelfen. Alte Karten, Luftbilder, Beschreibungen, Vegetationsmonographien und floristisch-faunistische Kartierungen offenbaren im Vergleich mit dem aktuellen Zustand Ursache-Wirkungsketten und Schwerpunkte räumlicher Veränderungen (z.B. landschaftsweite Meliorationen, atmogene Eutrophierung, Wanderungsprozesse von Arten). Waren von diesen Veränderungen Organismen betroffen, deren Standorts- und Habitatanprüche bekannt sind (z.B. Zeigerwerte von ELLENBERG et al. 1992), lässt sich aus diesen Wirkungen (z.B. ihrem Verschwinden) auf die Ursachen und die Verursacher schließen und so in der Retrospektive Veränderungen von Bewirtschaftung und Standort quantifizieren und örtlich festlegen (ROSENTHAL & MÜLLER 1988, ELLENBERG 1989, FRESE 1994, ROSENTHAL & FINK 1996). Dazu zählen auch schleichende Veränderungen, die sich nicht in Veränderungen pflanzensoziologischer oder anderer Kategorien manifestieren (z.B. der Ausfall von kurzlebigen Wiesenarten durch frühere Mahdtermine).

Bei nachvollziehbaren Umweltvariablen (z.B. durch Messungen oder Befragungen) können historische Landschaftsanalysen umgekehrt die beobachteten Veränderungen als Landschafts-Langzeit“experiment“ auswerten und so Gesetzmäßigkeiten und Ursachen der Vegetationsentwicklung aufdecken, deren Kenntnis die Prognosefähigkeit z.B. für intendierte Landschaftspflegeverfahren erhöht. Auf dem Artniveau ergeben sich Erkenntnisse über Reaktionsmuster, Strategien und Toleranzgrenzen, sowie zur Bedeutung von anthropogenen Sekundärstandorten für die Arterhaltung (ROSENTHAL & FINK 1996). Damit steigt auch die Aussageschärfe hinsichtlich des Indikatorwertes von Arten, die als Indikatoren z.B. für den Zielerreichungsgrad bei Erfolgskontrollen herangezogen werden können.

Für die historische Analyse sind Quellen notwendig (Tab. 5). Aus floristisch-vegetationskundlicher Sicht ist die Datenlage noch relativ gut. Vegetationskundliche Karten, teilweise mit exakt lokalisierten „Dauerflächen“ aus den 1930er bis 1960er Jahren liefern ein gutes Bild der Vegetationszustände aus dieser Zeit. So zeigen z.B. die Arbeiten von BAEUMER 1962 aus der Wümme-, LENSKI 1953 aus der Oste- oder KRAUSE & PREISING 1952 aus der Dümmerniederung, dass die durch traditionelle Bewirtschaftungsformen, wie zweischürige Heumahd oder Streuwiesenmahd entstandenen Vegetationstypen noch flächenhaft vorhanden waren. Über ältere Entwicklungsstadien unserer nordwestdeutschen Kulturlandschaft sind wir nur durch floristische Beschreibungen (z.B. durch zahlreiche Florenwerke aus dem 19. Jahrhundert) und Landschaftsbeschreibungen sowie paläobotanische und –zoologische Untersuchungen informiert (u.a. BEHRE 1985, SCHWAAR 1990, 1996, GERKEN 1996, KÜSTER 1996, BEUTLER 1996, SPEIER 1998, KÜSTER & PÖTSCH 1998). Die Vorstellungen über sie müssen unvollständig bleiben, so dass Leitbilder aus diesem Zeithorizont entsprechend verschwommen sind. Insbesondere gilt dies für unsere Vorstellungen darüber, wie die Naturlandschaft vor der Sesshaftwerdung des Menschen aussah.

Tab. 5: Quellen für die historische Landschafts- und Vegetationsanalyse (bis ins 19. Jhd.) und die daraus erschließbaren Parameter. (+ geeignet, ++ besonders geeignet, aus ROSENTHAL et al. 1998)

Quelle	Landschaftsstrukturen	Nutzungssysteme	Graben-, Flußverläufe	Vegetationsformationen	Pflanzen-gesellschaften	Standorte	Pflanzen-arten
Landkarten	+	+	+	+			
Luftbilder	++	++	++	++			
Vegetationskundl. Karten	+	++	+	++	++	++	+
Dauerflächen				+	++	+	++
Floristische Kartierungen					+	+	++

Für historische Leitbilder ergeben sich zwei Hauptprobleme: 1. beruhen sie aufgrund des weitgehenden Fehlens zoologischer Daten auf floristisch-vegetationskundlichen Unterlagen und 2. ist die Frage nach der Wiederherstellbarkeit vieler standörtlicher Veränderungen noch weitgehend ungelöst: historische Leitbilder können möglicherweise nur sehr begrenzt realistische Zielwerte für Niedermoo-re liefern, da z.B. Bodensackung und Verdichtung schwer reversible Prozesse sind, die einer Regene-ration von Standorten a priori enge Grenzen setzen. Als Prüfinstrument und Methode zum Verständnis von Sukzessionen und Verhaltensmustern von Arten ist die historische Analyse aber von hohem Wert für die Bewertung von Leitbildern und Maßnahmen. In Tab. 3 wurde der Versuch unternommen, die Veränderung von Landschaftsprozessen, Vegetation und Standortbedingungen über drei Zeithorizon-te hinweg zu beurteilen.

Tab. 6: Veränderungen von Prozessen (auf der Landschaftsebene) sowie von Vegetation, Standort und Nutzung in Niedermooren Nordwestdeutschlands zu drei Zeithorizonten.

	“Naturlandschaft“	historische Kulturlandschaft	heutige Intensivkulturlandschaft
Landschafts-prozesse	Überschwemmungen, Stürme, natürliche Ausbreitungsmedien, große Pflanzenfresser, Biber, natürlicher „Mosaik-Zyklus“, natürliche Dynamik, saisonale Störungen	Überschwemmungen und Stürme (teilweise), strukturreich, „weiche“ Grenzen durch großflächige Beweidung, Vorherrschen anthropogener Dynamik, Ausbreitungsagentien für Diasporen und Lebensraummosaika, sekundäre Ersatzstandorte	keine Überschwemmungen und Austauschprozesse (Deiche), Stürme in ihren Auswirkungen stark eingeschränkt, starre Grenzen zwischen Bewirtschaftungspartzellen, Isolation und Fragmentierung, hochfrequente Störungen, fehlende Ausbreitungsagentien
Vegetation	Feuchtwälder, Moore, Röhrichte, Pioniervegetation	artenreiche Feuchtwiesen mit reichem Standortsspektrum (stenöke Zeigerarten)	artenarmes Grünland, Flutrasen, Brachegesell-schaften (euryöke Arten, Ackerunkräuter, Röhrichtarten)
Hydrologie	unterschiedlichste moorhydrologische Bedingungen, typische Auendynamik	Hydrologie verändert, Auendynamik eingeschränkt, aber noch Standortsmosaika (frisch-naß), flache Entwässerung, künstl. Rieselbewässe-rung	Monotonisierung: wechselfeucht durch Verdichtung und Vermüllung der Torfe, tiefgreifende Entwässerung
Bodennähr-stoffe	Standortsmosaika aus oligotrophen Auswaschungsböden oder ombrotrophen Moorstandorten und eutrophen Anreicherungsstandorten, z.B. durch Sediment- und Nährstoffeinträge (Überschwemmungen)	Standortsmosaika aus oligotroph-eutrophen Bedingungen, geringe künstliche Düngung, Erweiterung der Stofftransportnetze (Grünland = Nährgebiet für Ackerbau)	Monotonisierung: Eutrophierung durch künstliche Düngung, Mineralisierung organischer Substanz und atmogene Einträge von Nährstoffen, weltweiter Nährstofftransfer, Auteutrophierung von Brachen
Nutzung	keine	extensive Wiesenutzung (2-schurig), Streuwiesenutzung, großflächige Allmendeweide, Sense, leichte mechanische Geräte	Intensivnutzung (bis 4-schurig, frühe Mahd, Portionsweide), schwere Geräte, Kreiselmä-her, Sozialbrache

Ein Beispiel für eine historische Flächenbilanzierung von Gebieten, die vor der letzten großen Intensivierungsphase aufgenommen wurden, liefert Tab.7. Ihre Standorte befinden sich in nieder-moorgeprägten Naturräumen der Alt- und Jungmoräne in Durchströmungs-, Auenüberflutungs- und

Versumpfungsmooren. Grundsätzliche Unterschiede der verschiedenen genetischen Moortypen spiegeln sich in der grünlandgeprägten Vegetation dieser Gebiete nicht wieder. Vielmehr scheint der Kalkreichtum die wesentlichst differenzierende Ursache für die Ausbildung unterschiedlicher Pflanzengesellschaften zu sein. Die Jungmoränenstandorte zeichnen sich durch das Vorkommen von Kohldistelwiesen, basiphilen Pfeifengraswiesen, z.T. Brenndoldenwiesen mit *Deschampsia cespitosa* sowie basen- und kalkreichen Klein- und Großseggenriedern aus. Die Altmoränenstandorte sind dagegen durch das Fehlen dieser basiphilen Gesellschaften und das Vorkommen von Wassergreiskrautwiesen, sauren Pfeifengraswiesen und Kleinseggenriedern gekennzeichnet. Der Intensivierungsgrad war zu den gewählten Kartierungszeitpunkten unterschiedlich. In den nicht überschwemmten Versumpfungsmooren (Holtumer Moor, Niedersachsen und Fiener Bruch, Sachsen-Anhalt) war der Anteil von Weidelgrasweiden schon recht hoch, in noch überschwemmten Überflutungsmooren und in Durchströmungsmooren dagegen niedrig. Verbrachungstendenzen machten sich in der Treene-Niederung bemerkbar, einen hohen Waldanteil hatten der Lübbenauer Spreewald und das Holtumer Moor.

Tab.7: Historische Leitbilder für Feuchtwiesenlandschaften niedermoorgeprägter Naturräume der Norddeutschen Tiefebene. Angaben als Flächenanteile der Gesellschaften in dem Gebiet in % (aus ROSENTHAL et al. 1998, verändert)

1 Friedländer Grosse Wiese (KLOSS 1966), **2** Fiener Bruch (PÖTSCH 1962), **3** Lübbenauer Spreewald (PASSARGE 1955, KRAUSCH 1981), **4** Treene-Niederung bei Tarp (SCHRAUTZER 1988), **5** Seckbruch bei Hannover (MEISEL & HÜBSCHMANN 1976), **6** Osteniederung (FRESE 1994), **7** Holtumer Moor (DIERSCHKE & WITTIG 1991), **8** Borgfelder Wümmewiesen (JANHOFF 1992), **9** Dümmer-Niederung (GANZERT & PFADENHAUER 1988), **10** Hammeniederung (SCHRÖDER 1995)

Abkürzungen: **Vs** Versumpfungsmoor, **Du** Durchströmungsmoor, **Au** Auenüberflutungsmoor.

Geologie	Jungmoräne				Altmoräne					
	Gebiet				Moortyp					
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
	Du	Vs	Au	Au	Vs	Au	Vs	Au	Vs	Vs
Jahr der Bearbeitung 19...	59	61	52	63	50	64	63	91	48	63
Feuchtwiesen basenreicher Standorte										
Angelico-Cirsietum oleracei	42	4	15	11	3	1	1			
Molinietum caeruleae	1	8								
Caricion davallianae-Gesellschaften	1			1						
Caricetum appropinquatae		1								
Caricetum elatae		1	5							
Caricetum paniculatae				2						
Feuchtwiesen saurer Standorte										
Junco-Molinietum caeruleae	5	16	10		3	3		1	28	23
Senecioni-Brometum racemosi				5	35	65	14	38		
Caricion fuscae-Gesellschaften		4		2			2	1	6	13
Talauenwiesen										
Arrhenatheretum elatioris	1	8	5		7	1	1	1		
Cnidio-Violetum persicifoliae	19		5							
Sanguisorbo-Silaetum					35					
Magerweiden, Heiden										
Callunetea-, Sedo-Sclerenthetea-Gesellschaften			1	1			3			
Luzulo-Cynosuretum cristati										1
Röhricht-, Großseggenried-, Hochstaudengesellschaften, Wälder										
Phragmition-Gesellschaften				10	36			4	1	3
sonst. Magnocaricion-Gesellschaften (s.o.)	3	4	5	31	3			4	1	5
Filipendulion-, Calystegion-Gesellschaften				2	3		1	1		3
Waldgesellschaften	8	9	20			3	17			3
Intensivgrünland										
Lolio-Cynosuretum cristati		44	5	1	3	6	43	19	1	23
Ranunculo-Alopecuretum geniculati	1			5	3	15		9	1	1
Molinietalia-Ordnungsgesellschaften			5	1		6	2	20		
Molinio-Arrhenathereta-Klassengesellschaften	19			2		1		4		

3.2 Vegetationsreihen im Naturnähegradienten

Weitere Möglichkeiten zur Entwicklung von Naturraum- und Standortpotentialen, bei denen die Methoden der historischen und der räumlichen Projektion (Abb. 1) zum Einsatz gelangen, bietet das Konzept der „Assoziationsringe“ von SCHWICKERATH (1966). Unter „Assoziationsringen“ sind in sukzessionalem Zusammenhang stehende Vegetationstypen zu verstehen, die in gesetzmäßig wiederkehrender zeitlicher Abfolge und auf gleichen Standorten als räumliche Komplexe („Gefüge“) nebeneinander vorkommen. Danach gibt der Standort (und die naturräumlich-biogeographische Ausstattung) ein Potential von Möglichkeiten vor, die aufgrund von Störungseinflüssen, z.B. durch menschliche Nutzung in unterschiedlicher Weise verwirklicht sein können (Abb. 2). Sie können im Naturnähe- bzw. Hemerobiegradienten angeordnet werden und ergeben „homologe Reihen von Vegetationstypen“ (SCHLÜTER 1987). Die Entwicklungsmöglichkeiten bei Eingriffen können so konzeptionell eingeordnet werden.

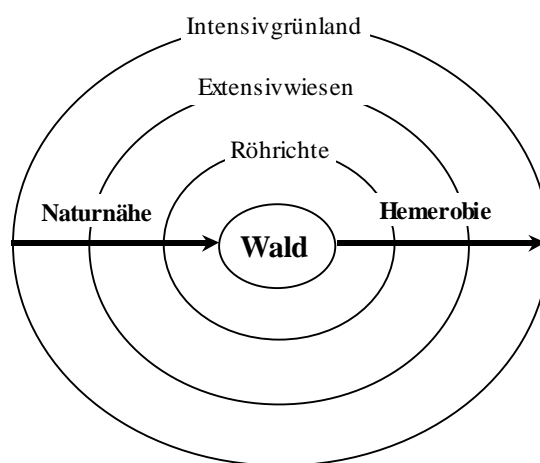


Abb. 2: „Assoziationsringe“ nach SCHWICKERATH (1966) für einen beliebigen waldfähigen Standortstyp definieren dessen Entwicklungspotential zum Beispiel bei landwirtschaftlicher Nutzung. Die Nutzungsintensität ist verantwortlich für die Ausbildung eines der um den Wald „gescharten“ Vegetationstypen und die Realisierung des Entwicklungspotentials im Hemerobie- bzw. Naturnähegradienten.

3.2.1 Ableitung von Vegetationsreihen aus historischen Analysen

Die sukzessionale Abfolge von Pflanzengemeinschaften auf demselben Standort kann durch Wiederholungskartierungen oder auf Dauerflächen nachvollzogen werden. Für Feuchtgrünland auf Niedermoorstandorten ergibt sich aus den vorliegenden Untersuchungen ein sehr homogenes Bild hinsichtlich der generellen Entwicklungstendenzen (Zusammenstellung in ROSENTHAL et al. 1998). Die Anteile von artenreichen Feuchtwiesen des *Calthion*-, *Molinion*-, *Caricion fuscae*- und *Caricion davallianae*-Verbandes und nährstoffarme Weidengesellschaften des *Violion caninae*- und *Cynosurion*-Verbandes nahmen stark ab. Dafür sind die Intensivierung auf der einen und die Nutzungsaufgabe von sog. Grenzertragsstandorten und nachfolgende Brache auf der anderen Seite verantwortlich. Bei Intensivierung, verbunden mit Entwässerung, Düngung, Beweidung und gegebenenfalls Umbruch wurde das Extensivgrünland durch Äcker, Saatgrasland und andere artenarme Grünlandgesellschaften ersetzt (Abb. 3). Im Naturnähegradienten stellen schließlich Maisäcker den am wenigsten standortgerechten, naturfernsten Pflanzenbewuchs dar. Bei Nutzungsaufgabe entwickelten sich einhergehend mit einer allmählichen Verlandung des Grabensystems und Vernässung je nach Standortstyp unterschiedliche hochwüchsige Großseggenried-, Röhricht- und Hochstaudengesellschaften, die über Jahrzehnte waldfrei bleiben können (Abb. 3, MÜLLER & ROSENTHAL 1998). Sie stellen

auf dem Weg vom extensiv genutzten Grünland zurück zum Wald ein bereits relativ naturnahes Landschaftselement dar. Langfristig können sich Erlenwälder entwickeln, die je nach Venässungsgrad mehr oder weniger ruderalisiert sind.

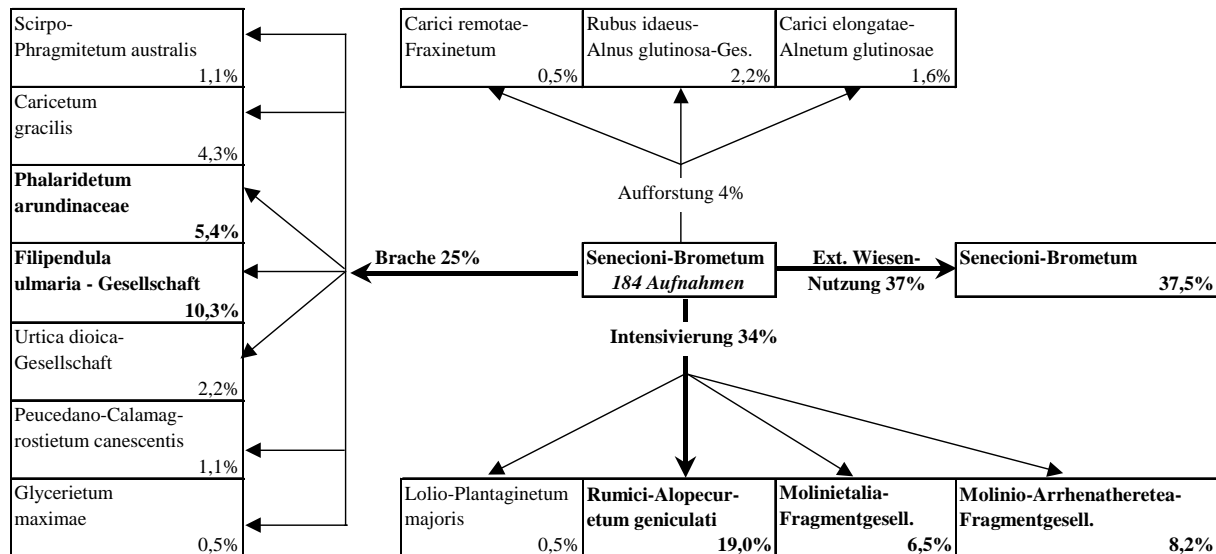


Abb. 3: Veränderungen der Wassergreiskrautwiesen (*Senecioni-Brometum racemosi*) auf Niedermoor- und Anmoorstandorten im Mittleren Ostetal zwischen 1964, vor dem Beginn der flächenhaft wirksamen Nutzungsänderungen (belegt durch 184 Vegetationsaufnahmen von MEISEL 1967) und 1992 (Wiederholungsaufnahmen auf denselben Flächen von FRESE 1994). Der Anteil verschiedener Folgegesellschaften, die bei der Wiederholungskartierung angetroffen wurden ist in % von n=184 angegeben. Nach FRESE 1994 verändert.

3.2.2 Ableitung von Vegetationsreihen aus dem räumlichen Nebeneinander

Ein anderer Untersuchungsansatz, der sich aus der Definition von SCHWICKERATH 1966 ergibt, besteht darin, nicht das zeitliche Nacheinander, sondern das räumliche Nebeneinander, die Komplexbildung homologer Vegetationstypen (SCHLÜTER 1987) im Raum zu analysieren. Konzeptionell entspricht das der Idee der „Potentiellen Natürlichen Vegetation“ (PNV) mit ihren Ersatzgesellschaften, wobei die PNV als gedankliche Konstruktion die höchstentwickelte Dauerformation auf dem betreffenden Standort repräsentiert (TÜXEN 1956, KOWARIK 1988). Handelt es sich dabei in Mitteleuropa größtenteils um Wald, in den norddeutschen Flussniederungen auch um waldfreie Röhricht- und Riedbereiche, ergeben sich je nach Störungsgrad verschiedene offenlandgeprägte „Ersatz“-Pflanzengemeinschaften. Diese wurden bei der Kartierung der PNV als Indikatoren zu deren Herleitung benutzt (TRAUTMANN 1966, KRAUSE & SCHRÖDER 1979 u.a.).

Die PNV stellt das Bindeglied zwischen dem abiotischen Kompartiment, dem Standort, und den konkret vorhandenen oder potentiell möglichen Ersatzpflanzengesellschaften dar, so dass „Assoziationsringe“ um die PNV herum definiert werden können.

Im Rahmen dieser Arbeit wurden PNV-Kartierungen aus der Literatur ausgewertet und durch eigene Beobachtungen zum Kontaktvorkommen von Pflanzengesellschaften ergänzt. Ihre Transponierung auf flächendeckend verfügbare Naturraum-, Boden- oder Standortskarten erlaubt sogar planerisch verwertbare Aussagen (vergl. ROSENTHAL et al. 1998). Auf bestimmten Standortstypen, repräsentiert durch ihre PNV, sind jeweils nur bestimmte Ersatzlebensgemeinschaften zu erwarten, wobei die schwach bis mäßig kulturbeflussten Ersatzgesellschaften die primären Standortunterschiede noch

sehr genau abbilden und u.a. von DIERSCHKE 1979 zu „Charaktergesellschaften“ zusammengefasst wurden (Tab.8, vgl. auch FALINSKI 1986 und HERBICH 1982). Die stark kulturbeeinflussten Pflanzengesellschaften (Grünlandklassengesellschaften und Flutrasen) kommen hingegen über einen sehr weiten Standortsbereich in fast unveränderter floristischer Zusammensetzung vor, weil die intensive Nutzung und Düngung die anderen, natürlichen Unterschiede in der Azidität und Trophie nivellieren.

"Intensivgesellschaften" erscheinen also in verschiedenen Vegetationsreihen als Endglieder einer zunehmend intensiv bewirtschafteten Kulturlandschaft. Durch die stark kulturbeeinflussten Pflanzengesellschaften (Tab. 4) wird nur noch ein stark eingeschränkter ökologischer Raum abgedeckt (frisch-mäßig feucht und mäßig N-reich bis reich, nach ELLENBERG et al. 1992). Die mäßig kulturbeeinflussten Pflanzengesellschaften (Tab. 4) decken dagegen noch ein weites Spektrum von arm bis reich und von frisch bis nass ab.

Tab.8: Niedermoorgeprägte Standortstypen, PNV-Einheiten und ihre Ersatzgesellschaften unterschiedlicher Naturnähe

Zahlen in der Tabelle kennzeichnen die Häufigkeit der Nennung (1 = 0-20%, 2 = 21-40% usw.), die Buchstaben bei weniger als vier ausgewerteten Arbeiten (a = 1 Zitat, b = 2 Zitate, c = 3 Zitate).

Naturnähe nach TÜXEN 1956 (E1=schwach -, E2=mäßig -, E3=stark kulturbeeinflusst, s. Tab. 6).

Ausgewertet wurden: SCAMONI 1964, TRAUTMANN 1966, SEIBERT 1968, BURRICHTER 1973, DIERSCHKE 1974, DIERSCHKE & TÜXEN 1975, WEBER 1978 und KRAUSE & SCHRÖDER 1979 sowie eigene Untersuchungsergebnisse.

PNV-Typ (s. unten)	A	B	C	D	E
Anzahl ausgewerter Arbeiten	9	7	3	2	3
Brachegesellschaften (E1)					
Phalaridetum arundinaceae	1				
Caricetum rostratae	1				
Caricetum distichae	1				
Lysimachio-Caricetum aquatilis	2				
Eupatorietum cannabini	2	1			
Scirpetum sylvatici	2	1	b		
Glycerietum maximae	2		a		
Caricetum gracilis	4		a	a	
Peucedano-Calamagrostietum canescentis	2			a	
Filipendula ulmaria-Gesellschaft	3	2	b	a	a
Juncus effusus-Brachegesellschaft	2	1	a		a
Caricetum vesicariae			a		
Deschampsia cespitosa-Rumex acetosa-Brachegesell.				a	
extensives (Feucht)grünland (E2)					
Senecioni.-Brometum, Subass. Phalaris arundinacea	1				
Senecioni-Brometum, Subass. Ranunculus auricomus	1	3			
Angelico-Cirsietum oleracei	3	3			
Crepido-Juncetum acutiflori	2	1	b		
Carici canescenti-Agrostietum caninae	3			a	
Calthion-Basalgesellschaft	1			a	
Senecioni-Brometum, Subass. Carex nigra	3	2	a	b	a
Senecioni-Brometum, Subass. Trifolium dubium	1				b
Senecioni-Brometum, typ. Subass.	1				a
Junco-Molinetum caeruleae	2				c
Deschampsietum cespitosi (nach Scamoni 1964)		1			
Festuco-Cynosuretum cristati				a	
Violion caninae-Gesellschaften					a
Intensiv-Grünland (E3)					
Molinio-Arrhenatheretea Fragmentgesell.	1				
Molinietalea-Fragmentgesell.	1			b	b
Ranunculo-Alopecuretum geniculati	1	1		a	a
Lolio-Cynosuretum lotetosum	2	4		a	c
PNV-Typen:					
A Carici elongatae-Alnetum glutinosae, typ. Subass.					
B Pruno-Fraxinetum					
C Carici remotae- Fraxinetum chryso-splenietosum					
D Carici elongatae-Alnetum glutinosae betuletosum					
E Betulo-Quercetum alnetosum					

Auch dieses Konzept stellt nur einen theoretischen Potentialraum für mögliche Entwicklungen zur Verfügung. Die vielfach geäußerte Kritik am PNV-Konzept trifft auch hier zu. Für ein und denselben Niedermoorstandort, wie er in den ökologischen Moortypen von SUCCOW 1988 zum Ausdruck kommt, sind aufgrund irreversibler bodenkundlicher Veränderungen heute unterschiedliche aktuelle PNV-Typen zu benennen. Wenn starke menschliche Einflüsse auf eine Ersatzgesellschaft 3. Grades (E3) den Standort irreversibel veränderten, wird sich die PNV der weniger stark überprägten Standorte der Ersatzgesellschaften 1. (E1) und 2. Grades (E2) davon unterscheiden (KOWARIK 1988). Bei PNV-Kartierungen auf Moorstandorten wurde dies in der Regel nicht berücksichtigt. Die langen Rückentwicklungszeiten würden sehr große Zeitfaktoren für die Konstruktion der zukünftigen PNV erfordern, in denen sich wiederum andere Bedingungen (Klima) verändern (z.B. STUMPEL & KALKHOVEN 1978). SUCCOW 1988 unterscheidet für Moore deshalb einerseits die ehemalige natürliche Vegetation und andererseits unterschiedliche Ausprägungen der PNV je nach dem Grad der anthropogenen Degradation der Standorte. Zu den natürlichen Standortseigenschaften tritt als wichtiger anthropogener, standortsdifferenzierender Faktor der Vererdungsgrad der Torfe hinzu. Für die in der Jungmoränenlandschaft Mecklenburgs verbreiteten subneutral-mesotrophen Durchströmungsmoore mit weitgehend unvererdeten Torfen bildeten nach SUCCOW 1988 Schwingrasengesellschaften der „*Caricetalia diandrae*“ die natürliche Vegetation (Benennung der Vegetationseinheiten in Anführungsstrichen nach dem System von SUCCOW 1988). Nach der Melioration vererdeten die Torfe und die Standorte wurden waldfähig. Je nach dem Fortschreiten dieses Prozesses und der Intensität der Nutzung entwickelten sich unter den veränderten Bedingungen unterschiedliche anthropogene Ersatzgesellschaften von den basiphilen Pfeifengraswiesen des „Eu-Molinion“ über die Flutrasen der „*Agrostietea stoloniferae*“ bis hin zu den Ackergesellschaften der „*Polygono-Chenopodietae*“ auf polytrophen, wechselfeuchten Standorten. Die Konstruktion der PNV auf solchermaßen veränderten Standorten ergibt unterschiedliche Wald-PNV-Typen in Abhängigkeit von Vererdungsgrad und Wechselfeuchtigkeit: bei mäßiger Vererdung würden Pflanzengesellschaften des „*Betulo-Salicion repentis*“, bei starker des „*Rhamno-Betulion*“ und bei sehr starker Vererdung solche der „*Carpino-Fagetea*“ entstehen; letztere sind also bereits buchenfähige Standorte auf Niedermoorortf (!), auf denen aktuell Ackerbau betrieben wird.

Die aus den Vegetationsreihen ableitbaren Maximalziele für die Renaturierung sind Repräsentanten einer Standortsqualität, die auf stark vererdeten Torfen nicht mehr gegeben sind. Die Frage bleibt, welche Rückentwicklungsmöglichkeiten unter welchen Bedingungen verblieben sind (Kap.5).

Zur Beschreibung des Standortpotentials werden die Ergebnisse, die durch die verschiedenen Methoden gewonnen wurden, entsprechend Abb. 4 zusammengefasst. Sie stimmen im Kern darin überein, dass sie die gleichen Vegetationstypen als potentiell zu realisierende Vegetationszustände ausweisen.

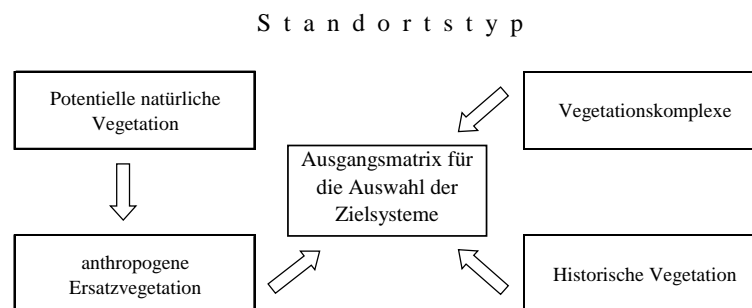


Abb. 4: Quellen für die Bestimmung und Auswahl der Zielsysteme zur Beschreibung des Standortpotentials

4 UMSETZUNG DER ÜBERGEORDNETEN ENTWICKLUNGSZIELE IN ZIELKONZEPTE UND UMWELTQUALITÄTSZIELE FÜR FEUCHTGEBIETE

4.1 Auswirkungen der Niedermoormeliorationen auf Standorte und Biozönosen

Die Auswirkungen der in Nordwestdeutschland fast flächendeckend vollzogenen Niedermoormeliorationen auf den Boden- und Wasserhaushalt sind die Ursache für die tiefgreifende Veränderung und Zerstörung der Biozönosen dieses Lebensraums. Die wichtigsten Prozesse sind die Entwässerung mit ihren Auswirkungen auf das Retentionsvermögen der Moore und auf die Torfmatrix, die Verhinderung von Überschwemmungen, die Eutrophierung und Mineralisation der organischen Substanz, die Nutzungsintensivierung und die Fragmentierung der Landschaft.

Die Kenntnis der Zerstörungsprozesse dient nicht nur der Ursachenforschung, sondern ist essentielle Grundlage für die Entwicklung von Renaturierungsmaßnahmen. Im folgenden sollen deshalb die Auswirkungen der großflächigen Meliorationen und die Ursachen des drastischen Artenrückgangs in niedermoorgeprägten Feuchtgebieten analysiert werden.

4.1.1 Veränderungen des Wasserhaushalts

Die Retentionsfunktion von Niedermooren für Wasser ergibt sich aus dem hohen Porenvolumen, insbesondere dem großen Wasserspeichervermögen im Bereich der nutzbaren Feldkapazität (n_{Fk}), durch die hohe Evapotranspiration bei moortypisch hohen Wasserständen und die hohen Fließwiderstände in der Torfmatrix. Die Entwässerung von Feuchtgebieten verkehrte die Retentionsfunktion ins Gegenteil: durch verringerte Wasserrückhaltung erhöhte sich der Beitrag der Niedermoore für den Oberflächenabfluss und die Grundwasserneubildung (EGGELSMANN 1989, HEIDT & SARMENTO 1998).

Die Abfolge der Bodentypen bei der sekundären Pedogenese von Torfen führt vom wenig zersetzten Ried über das Fen, Erdfen und den Fenmulm zum Mulm (SUCCOW 1988, KUNTZE 1982, 1994). Kennzeichen dieser Entwicklung sind bodenphysikalische und chemische Veränderungen, die unter den Begriffen Sackung, Schrumpfung, Vererdung, Vermulmung und Mineralisierung der Torfe zusammengefasst werden (SAUERBREY & SCHMIDT 1993, SCHMIDT 1994, BLANKENBURG 1994).

Der Feststoffanteil nimmt bei der sekundären Moorbodenentwicklung zu und das Porenvolumen im Gegenzug ab: SCHMIDT 1995 beziffert die Zunahme des Feststoffanteils bei der Entwicklung vom Ried zum Erdfen von 6 auf 19,5%. Das Porenvolumen vom unvererdeten Torf, der sich im Schwankungsbereich des Grundwassers befindet, nimmt bei der Entwicklung zum Mulm von 95 auf 75% ab (HENNING 1996). Dabei ist der Rückgang der Poren im Saugspannungsbereich der nutzbaren Feldkapazität besonders stark (Abnahme von 68 auf 34%). Die „leicht verfügbares“ Wasser speichernden engen Grobporen (pF 1,8 bis 2,5) erleiden dabei stärkere Einbußen als die Mittelporen: in den engen Grobporen sind in unvererdeten Torfen 33 Vol.% in vermulmten Torfen nur noch 7,5 Vol.% Wasser gespeichert (BLANKENBURG 1992, HENNING 1994, OKRUSZKO 1995).

Schrumpfungsrisse können bis 1m Tiefe herabreichen; in 80 cm Tiefe können dadurch noch bis zu 10 Vol-% Bodenluft in den Torfen gespeichert sein (SCHMIDT 1994, 1995), so dass eine tiefgründige starke Austrocknung der Torfe stattfindet.

Eine weitere Verschlechterung des Wasserspeichervermögens wird durch die schlechte Benetzbarkeit ausgetrockneter Torfe bewirkt. Besonders ungünstig wirken sich in noch weitgehend unzersetzte Torfschichten hinabreichende randlich abtrocknende Schwundrisse aus, weil die Benetzungswi-

derstände hier am größten sind und Regenwasser rasch versickert ohne vom Torfkörper aufgenommen zu werden (SCHMIDT 1995, HENNINGS 1996).

Durch die phasenweise Austrocknung und Wiederbefeuchtung der Torfe differenziert sich ein immer feinkörnigeres Aggregatgefüge mit vertikalen Bruchlinien und einem Inter- und Intraaggregatporensystem heraus. Der Anteil grober, hochdurchlässiger Interaggregatporen nimmt dabei ab. Im Zuge der Mineralisierung der organischen Substanz entsteht außerdem ein hydrologisch ungünstiges Krümel- und Feinstkorngefüge (Vererdung/Vermulmung). Die gesättigte Wasserleitfähigkeit geht in Folge dieser Bodenprozesse stark zurück. Bei der Pedogenese vom Ried zum Erdfen reduzierte sie sich in Torfen der Friedländer Großen Wiese um eine Zehnerpotenz von 2,5 m/Tag auf 0,23 m/Tag. Die charakteristischen hydrologischen Eigenschaft eines Durchströmungsmoores, die hohe gesättigte Leitfähigkeit geht verloren (SCHMIDT 1995). Auch die ungesättigte Leitfähigkeit und die kapillare Steighöhe reduzieren sich durch die Veränderung der Porenraumverteilung stark (WICHTMANN 1997, HEIDT & SARMENTO 1998).

Die genannten bodenphysikalischen Veränderungen vergrößern die Wechselfeuchtigkeit der Standorte: stärkere Niederschläge werden nicht mehr so rasch vom Boden aufgenommen, sondern sammeln sich als Stauwasser in Flutmulden; bei Trockenheit hingegen trocknet der Oberboden schnell aus, ohne dass Wasser aus dem Unterboden kapillar nachströmen kann. Die Schwankungen der Grundwasserstände im Boden sind sowohl im Jahresverlauf als auch innerhalb kurzer Zeitintervalle gegenüber unberührten oder weniger stark beeinflussten Mooren wesentlich erhöht (SCHOLLE & SCHRAUTZER 1993).

Nicht nur der Pflanzenstandort wurde durch diese bodenphysikalischen Veränderungen verändert. Auf der landschaftlichen Maßstabebene war die Einschränkung der Retentionsfunktion von Niedermooren für periodische Überschwemmungen besonders einschneidend (QUAST et al. 1993). Verstärkt wurde dieser Effekt noch durch Flussbegradigungen, Tiefenerosion und Eindeichung (STELZIG & VOLLMER 1995). Die Verhinderung von Überschwemmungen schaltete ausserdem einen wichtigen Faktor aus, der für die Dynamik von Pflanzengemeinschaften und den Individuenaustausch zwischen Teilpopulationen in Flussauen charakteristisch ist.

Der Schichtmächtigkeitsverlust von Mooren nach der Entwässerung beginnt mit der Sackung durch den verringerten Auftrieb des Torfkörpers, die 10-30% der Moormächtigkeit ausmachen kann (ROESCHMANN et al. 1993). Durch Schrumpfung und Mineralisierung können bei der Bodengenese vom Ried zum Erdfen in Durchströmungsmooren Nordostdeutschlands 50% der ursprünglichen Torfmächtigkeit verloren gehen (SCHMIDT 1995). Für die Friedländer Große Wiese wird der Torfchwund über einen Zeitraum von 14 Jahren bei sehr tiefen Grundwasserständen (mittlerer Grundwasserstand > 80 cm unter GOF) von BEHRENDT et al. 1993 auf 20% der ursprünglichen Torfmächtigkeit geschätzt. Dadurch erfolgt auch ein Verlust von Moorfläche in der Horizontalen: durch einen geschätzten Torfchwund von 5-17 mm/Jahr gingen in den letzten 25 Jahren von den ursprünglich 9223 ha der Überflutungsmoore im Rhinluch 503 ha verloren (ZEITZ & LEHRKAMP 1995). Mulm- und Fenmulmstandorte machen dort inzwischen 57% und Erdfenstandorte 37% der Gesamtfläche aus. Damit sind in diesem Moor nur 6% an Fen- und Riedstandorten verblieben.

4.1.2 Veränderungen des Nährstoffhaushalts

Ein Ziel der landwirtschaftlichen Melioration von Feuchtgebieten war (und ist) es, den ertragsbegrenzenden Nährstoffmangel vieler Standorte zu beseitigen. Allein durch die bessere Belüftung der Torfe setzen biochemische Abbau- und Umbauprozesse ein, die den Pflanzen als Nährstoffe wieder zur Verfügung stehen (KUNTZE 1994).

Zunächst waren die leicht entwässerten Niedermoore Nährstoffquellen im landwirtschaftlichen „Stoffkreislauf“, der auf dem Acker endete. Durch weitergehende Entwässerung, Zufuhr leicht abbaubarer organischer Substanz in Form von organischem Dünger und Ackernutzung aber überstieg die Nährstofffreisetzung allmählich den Bedarf der Pflanzen (SCHEFFER & BARTELS 1984a, 1984b). Die Mineralisierung trägt in entwässerten Mooren zur Gesamtnährstoffaufnahme der Pflanzendecke wesentlich stärker bei als externe Einträge (AERTS et al. 1999, PFADENHAUER 1999). Trotzdem ging die Düngung vielfach weit über das für eine Ertragserhaltung notwendige Maß hinaus (SCHEFFER & BARTELS 1991) und verstärkte damit nicht nur die Austräge ins Grundwasser, sondern auch die Mineralisation der organischen Substanz. Dies trug zu den bereits besprochenen bodenphysikalischen Veränderungen erheblich bei (höherer Zersetzungsgrad, größere Lagerungsdichte, FEIGE 1977, OKRUSZKO 1977). In alt-kultivierten, bereits gesackten und geschrumpften Moorkörpern muss die Mineralisierung nach BEHRENDT et al. 1993 sogar als wichtigste Komponente des weiteren Torfschwundes gelten. Die höchsten Mineralisationsraten fanden diese Autoren bei mittleren Grundwasserständen von 90 cm unter Flur mit 2,9 bis 6,7 t C/ha*a. Unter intensiver Grünlandnutzung können jährlich 700-1100 kg N/ha freigesetzt werden (SCHEFFER 1994, PFADENHAUER 1994). Durch Absenkung des Grundwassers wurde die N-Mineralisation in Calthionbeständen um das 5-10 fache gesteigert (GROOTJANS et al. 1985a, 1985b). Dabei kann nach WICHTMANN 1997 10 mal so viel Torf mineralisiert werden, wie unter optimalen Bedingungen der Torfbildung in gleicher Zeiteinheit akkumuliert wird.

Der Nitrateintrag ins Grundwasser steigt mit sinkendem Wasserspiegel; bei 70-100 cm unter Geländeoberfläche ist ein steiler Anstieg durch die Förderung der N-Mineralisation festzustellen (BEHRENDT et al. 1993). In Einzugsgebieten mit hohen Viehdichten und starker Güllendüngung werden die EU-Grenzwerte für Nitratkonzentrationen im Grundwasser oft überschritten (WENDTLAND et al. 1993, BLANKENBURG 1993). Zunehmende Gehalte an anorganisch gebundenem Stickstoff im Boden fanden sich im Drömling (Versumpfungsmoor) in der Reihenfolge Erlenbruchwald < Feuchtgrünlandbrache < Intensiv-Grünland < Acker (MEIßNER et al. 1995). Bei einer Grundwasserabsenkung um 0,5 bis 1 m, einem entwässerbaren Porenvolumen von 10 % und einer Nitratkonzentration von 40-50 mg/l werden 4,5 bis 11,3 kg Stickstoff pro ha und Jahr ausgetragen (QUAST et al. 1993). Während bei Grünlandnutzung und einer Düngung bis 250 kg N/ha*a nur ein geringer Basisaustrag von ca. 5 kg N/ha*a ins Grundwasser stattfindet, ist bei Ackernutzung ein linearer Anstieg der N-Auswaschung mit der Düngungshöhe festzustellen (BLANKENBURG 1993). Ein wichtiges Ziel ist daher die Umwandlung von Acker- in Grünlandnutzung, wodurch sich auch der Torfschwund um die Hälfte bis 2/3 reduziert (PFADENHAUER 1999).

Externe, diffuse Einträge über die Atmosphäre erhöhen die Grundbelastung der Moore mit Nährstoffen. Grundwasserzuflüsse können örtlich zu erheblichen Eutrophierungen führen.

Durch Melioration wird die CO₂ und N₂O-Bildung und damit die Ausgasung klimarelevanter Gase verstärkt (WICHTMANN & KOPPISCH 1998, PFADENHAUER 1999). Nach überschlägigen Schätzungen von PFADENHAUER (mdl.) beträgt die Entgasung aller Moore der BRD 6,7 Mill. t CO₂-C/a und 23.000 t N₂O-N, was 7% der Gesamtemission ausmacht.

Die Denitrifikation wird durch Wechselfeuchtigkeit, hohe Nitratkonzentrationen und gute Verfügbarkeit leicht löslicher organischer C-Verbindungen gefördert. Die Bereitstellung von Nitrat als Ausgangssubstrat der Denitrifikation erfolgt durch Düngung oder die Nitrifizierung von Ammonium; letztere ist an aerobe Bedingungen im Boden geknüpft und erfolgt in Austrocknungsphasen. Die Denitrifikation als anaerober Prozess kann zeitgleich in anaeroben Mikrozononen oder in anschließenden Vernässungsphasen stattfinden. Durch Düngung sowie Grundwasserschwankungen und die für meliorierte Niedermoore typische Wechselfeuchtigkeit wird die Denitrifikation daher gefördert (HEYDER et al. 1985, BERENDSE et al 1994, AERTS et al. 1999).

Grundsätzlich werden fast alle Pflanzenarten durch eine bessere Nährstoffversorgung gefördert, solange sie in Reinkultur, d.h. ohne Konkurrenz durch andere, schnellwüchsige Pflanzenarten wachsen (ELLENBERG 1953). In Mischkulturen unterschiedlicher Konstitutionstypen, wie sie näherungsweise der Situation im Gelände entsprechen, profitieren am stärksten die rasch- und hochwüchsigen „Düngerzeiger“, weil sie die reichlich angebotenen Nährstoffe am effektivsten in (vorwiegend) oberirdische Phytomasse umsetzen können. In den durch sie aufgebauten hochwüchsigen Dominanzbeständen erhöht sich die Lichtkonkurrenz auf Kosten der langsam- und niedrigwüchsigen „Hungerkünstler“. Die Erhöhung der Nährstoffverfügbarkeit führt also über Dominanzverschiebungen zugunsten weniger Hochwüchsiger zu Veränderungen der Vegetationsstruktur und des Mikroklimas, was ungünstige Assimilationsbedingungen für viele Niedrigwüchsige und ungünstige Keimungsbedingungen zur Folge hat. Bei einer N-Düngung von mehr als 50 kg/ha-a verschwinden nach JECKEL 1987 z.B. die Trennarten der mageren Ausprägungen der Feuchtwiesen (z.B. *Agrostis canina*), bei mehr als 100 kg auch die Kennarten des Calthion-Verbandes (z.B. *Caltha palustris*), die sonst über den gesamten Standortsbereich des zweischürigen, eutrophen Feuchtgrünlandes vorkommen.

4.1.3 Veränderungen der Nutzungsintensität

Die primären Biozönosen der Niedermoore wurden indirekt bereits mit der Sesshaftwerdung des Menschen im ausgehenden Mesolithikum verändert. Während Waldrodungen im Wassereinzugsgebiet der Moore zu deren verstärktem Wachstum beitrugen, bewirkte die Beweidung durch Hausvieh eine „Vergrünlandung“ der Moore (SCHWAAR 1990, GROOTJANS & VAN DIGGELEN 1995). Zunächst erfolgten die Eingriffe lokal und vom Rande der Moore her, später, vor allem seit dem Mittelalter durch planmäßige, großflächige Urbarmachung. Die natürliche Vegetation der Erlenbruchwälder, Rieder und Röhrichte wurde in Grünland überführt, das als Heu- und Weideland genutzt wurde.

Es entwickelten sich deutlich voneinander getrennte Bewirtschaftungsformen für die einem Betrieb zugehörigen Flächen, die jede für sich speziellen wirtschaftlichen Zwecken im Betriebsablauf diente. Die Wiesennutzung bestand in der Regel in einer zweimaligen Heumahd pro Jahr, wobei der erste Mahdtermin nicht vor Anfang Juni lag. Sie erfolgte auf ertragreichen, feuchten Standorten (ohne künstliche Düngung) zur Winterfuttergewinnung. Die Pflanzengesellschaften des Calthion verdanken dieser Nutzung ihre Entstehung. Pflanzenbestände ärmerer Standorte, z.B. aus dem Molinion- oder Caricion fuscae-Verband wurden nur einmal/Jahr gemäht. Großseggenrieder dienten vielfach der Gewinnung von Stalleinstreu durch eine späte Streuwiesenmahd im Herbst. Die Beweidung erfolgte auf den trockeneren Standorten als Dauerweide (ebenfalls ohne Düngung), oft großflächig auf sogenannten Allmenden oder in Form der herbstillischen Nachbeweidung der Wiesen nach dem letzten Schnitt.

Je nach Witterung und geographischer Lage werden Grünlandflächen heute von Anfang März bis Ende April mehrmals befahren, bevor ab Anfang Mai der Weideauftrieb oder ab Mitte Mai der erste Schnitt erfolgt. Bei intensiver Nutzung kann eine Wiese von März bis Juni bis zu fünfmal zur

Bearbeitung befahren werden. Die Beweidung erfolgt in Norddeutschland i.d.R. durch Rinder und ist bei Jungviehhaltung und Milchkuhherden durch Portionsbeweidung am intensivsten.

Charakteristisch ist in Norddeutschland heute eine Mehrfachnutzung ein und derselben Fläche durch Mähen und Beweidung (sog. Mähweide: 1. Wiesenschnitt Mitte Mai, dann Beweidung) und die Silagegewinnung auf sog. Grasäckern, die drei- bis fünfmaliger Mahd pro Jahr, starker Gülledüngung und regelmäßiger Grünlanderneuerung unterliegen. Regenerationsschwache Arten (wie z.B. Zwergsträucher), kurzlebige, auf die Samenbildung angewiesene Arten ohne ausdauernde Samenbank im Boden (wie z.B. *Bromus racemosus*), aber auch die früher typischen Wiesenarten zweischüriger Wiesen fallen dabei aus (vgl. ELLENBERG 1952 und BRIEMLE & ELLENBERG 1994).

Bei Portions- und Umtriebsweide mit hoher Bestockung wird die Tritt- und Verbisswirkung maximiert. Der Tritt des Weideviehs führt zur Zerstörung empfindlicher, insbesondere aerenchymreicher pflanzlicher Gewebe und gleichzeitig zur oberflächlichen Verletzung der Vegetationsnarbe (Störung). Es profitieren regenerationsstarke Arten mit guter vegetativer Reproduktion (z.B. Stolonenarten) und Ackerunkräuter mit einer langlebigen Samenbank im Boden. Bei Intensivbeweidung fällt der selektive Verbiss des Weideviehs zugunsten ungern gefressener Arten weg, so dass die Nischen- und Artenvielfalt reduziert wird. Der Tritt verursacht Bodenverdichtungen, die durch den Einsatz schwerer Erntemaschinen noch verstärkt wird.

Die Vereinheitlichung der Bewirtschaftung und die Steigerung der Bewirtschaftungsintensität trugen neben Düngung und Entwässerung zur Nivellierung der Standortvielfalt bei. Die hohen Artenzahlen der halbnatürlichen, extensiv bewirtschafteten Feuchtgrünland-Pflanzengesellschaften erlitten damit erhebliche Einbrüche.

Auf schwer zugänglichen oder auf zu nassen Standorten wurde die Nutzung aufgegeben, so dass sich verschiedene Brachefolgegesellschaften auf Kosten der Feuchtwiesen und der sie beherbergenden Offenlandarten ausbreiteten.

Besonders nachhaltig wurden organische Böden durch Saatgraslandnutzung mit periodischem Umbruch und Ackernutzung verändert, weil die Mineralisierung der organischen Substanz und die Auszehrung der Samenbank im Boden verstärkt wird.

4.1.4 Fragmentierung

Die Fragmentierung der Landschaft und die zunehmende Isolation ehemals zusammenhängender Lebensräume ist in vielen Landschaften für den Artenrückgang mitverantwortlich (POSCHLOD et al. 1996). Auch in vielen niedermoorgeprägten Naturräumen Norddeutschlands dürfte der Rückgang des ehemals vorherrschenden Feuchtgrünlands zugunsten der Ackernutzung negative Folgen für den Individuenaustausch zwischen Teilpopulationen der Feuchtgebietsarten haben. Namentlich in den südwestniedersächsischen Regionen, der Hunte-Leda- und Diepholzer Moorniederung ging der Grünlandanteil um mehr als die Hälfte zurück (ROSENTHAL et al. 1998). Mit der Zersplitterung und Verkleinerung der Grünlandflächen nehmen Randeinflüsse auf diese zu und die Austauschwahrscheinlichkeiten zwischen ihnen ab. Die Isolationswirkung wird durch den Verlust von feuchtgebietspezifischen Ausbreitungsagentien für Pflanzendiasporen, z.B. Überschwemmungen verstärkt.

4.1.5 Veränderungen häufiger Pflanzengesellschaften

Beispielhaft wird die Entwicklung der noch in den 1960er Jahren häufigsten Grünland-Pflanzengesellschaften des Ostetals zwischen Zeven und Bremervörde untersucht. Die Sukzessionslinien wurden aus anderen Niedermoorgebieten in identischer Form beschrieben, so daß die hier beispielhaft angeführten Untersuchungen aus dem Ostetal als repräsentativ für nordwestdeutsche

Nieder Moore gelten dürfen (GANZERT & PFADENHAUER 1988, MEISEL & HÜBSCHMANN 1975, SCHRÖDER 1995, DIERSCHKE & WITTIG 1991, SCHRAUTZER 1988 u.a.).

4.1.5.1 Veränderung der Wassergreiskrautwiesen

Ein Drittel der 184 im Jahre 1964 kartierten Dauerflächen dieser Gesellschaft blieb in dem Zeitraum von 30 Jahren erhalten. Ein weiteres Drittel entwickelte sich durch die Intensivierung zu Flutrasen und kennartenarmen Fragmentgesellschaften. Ein Viertel der Flächen entwickelte sich aufgrund der Nutzungseinstellung (Brache) zu Röhrichten, Großseggenriedern und Hochstaudengesellschaften. Ein kleiner Teil der Wiesen wurde aufgeforstet.

Für alle standörtlichen Ausprägungen der Wassergreiskrautwiesen ist ein starker Rückgang festzustellen. Überproportional betrifft dies aber die Ausbildungen der extremen Standorte innerhalb der Standortsamplitude dieser Gesellschaft, nämlich die nassen und armen Varianten (vgl. BERNING et al. 1987). Damit verschwanden gleichzeitig auch die artenreichsten Bestände zuerst, so daß es nicht nur zu einer standörtlichen, sondern auch zu einer floristischen Monotonisierung kam.

In den heute noch als Wassergreiskrautwiesen anzusprechenden Beständen haben innerhalb der Assoziationsgrenzen „schleichende“ floristische Veränderungen stattgefunden, die sich in der Zunahme von Brachearten einerseits und Düngungs- oder Beweidungszeigern andererseits manifestieren. Gleichzeitig ist der Rückgang von Nässe- und Armutszeigern festzustellen, die als Trennarten entsprechende Untereinheiten dieser Gesellschaft charakterisieren, z.B. *Bromus racemosus*, *Briza media*, *Rhinanthus minor*, *Rh. serotinus*, *Galium uliginosum*, *Pedicularis palustris*, *Taraxacum palustre*, *Menyanthes trifoliata* und *Valeriana dioica*.

Bei anderen Folgenutzungen entstanden Pflanzengesellschaften, die heute nicht mehr als Wassergreiskrautwiesen anzusprechen sind. Dabei zeigten nährstoffarme, nasse Standorte eher die Tendenz zur Verbrachung, während trockenere eher intensiviert wurden. Welche Folgegesellschaften bei Brache entstehen, ist abhängig von den initialen Standortbedingungen, insbesondere der Bodenfeuchte und dem Nährstoffhaushalt, sowie der Vornutzung. Wechselfeuchte Ausbildungen der Wassergreiskrautwiesen entwickelten sich zu Rohrglanzgrasröhrichten, mittlere Ausbildungen zu Mädesüßfluren und stark, zum Teil erst nach dem Brachfallen durch Grabenverlandung vernäßte Bereiche zu Waldsimsen-, Wasserschwaden- oder Schilfröhrichten (BERNING et al. 1987, WEBER 1983, ROSENTHAL 1992b, MÜLLER et al. 1992, FRESE 1994). Mit zunehmendem Alter ruderalisieren diese Brachebestände (Invasion von *Urtica dioica*, *Galium aparine* usw.).

Bei der Nutzungsintensivierung entstanden aus Wassergreiskrautwiesen Flutrasen und Fragmentgesellschaften der Molinietalia oder Molinio-Arrhenatheretea. Dabei verhielten sich die verschiedenen hydrologischen Varianten unterschiedlich: die wechselfeuchten Varianten der Wassergreiskrautwiesen (mit den Trennartengruppen von *Phalaris arundinacea* und *Agrostis stolonifera*) entwickelten sich bevorzugt zu Flutrasen, die trockenere (ohne eigene Trennarten) entwickelten sich zu Fragmentgesellschaften, die durch die Dominanz euryöker Grünlandarten, wie *Lolium perenne*, *Alopecurus pratensis*, *Agropyron repens* oder *Holcus lanatus* gekennzeichnet sind.

Die Beweidungsintensität und die Gesamtfläche beweideter Flächen haben gegenüber den nur als Wiese genutzten Flächen stark zugenommen. Nach FRESE 1994 sind heute z.B. 70 % der damals noch unbeweideten armen, nassen Wassergreiskrautwiesen (*Comarum*-Variante) im Ostetal beweidet. Durch die Zunahme der Intensität und Häufigkeit von Störungen werden trittempfindliche Sumpfpflanzen verdrängt. Stolonenbildende Flutrasenarten, wie *Agrostis stolonifera*, *Alopecurus geniculatus* und *Glyceria fluitans* und kurzlebige Ackerunkräuter wie *Capsella bursa-pastaris* und *Poa annua* hingegen breiten sich aus.

Ein kleiner Teil der ehemaligen Wassergreiskrautwiesen wurde aufgeforstet, eine durchaus übliche Maßnahme auf Grenzertragsstandorten (HARD 1976). Zu Erlenbruchwäldern mit Nässezeigern entwickelten sich nur die Aufforstungen auf Standorten der ehemals ärmsten und nassesten Ausprägung der Wassergreiskrautwiesen, auf allen anderen entstanden nitrophytenreiche Erlenwälder mit Brennessel und Brombeere (FRESE 1994).

4.1.5.2 Veränderung anderer Grünlandpflanzengesellschaften

Auch die früher typischen Weidegesellschaften des Lolio-Cynosuretum auf etwas trockeneren Standorten haben sich gravierend verändert. Das ehemals breite standörtliche Spektrum dieser Gesellschaft ist heute auf Kosten der feuchten und armen Ausbildungen stark eingeschränkt. Die Feuchtweiden (Lolio-Cynosuretum lotetosum) sind in den letzten Jahrzehnten im mittleren Ostetal um ca. 90 % zurückgegangen, im mittleren Emstal um 85 % und im Holtumer Moor bei Verden um 98 % (BERNING et al. 1987, DIERSCHKE & WITTIG 1991, FRESE 1994). Eine ebenso deutliche Abnahme des Flächenanteils ist für die Magerweiden (Lolio-Cynosuretum luzuletosum) zu verzeichnen. Im mittleren Emstal ging der Flächenanteil um 93 % zurück, im Holtumer Moor verschwand die Gesellschaft ganz. Die Feuchtezeiger, wie *Carex leporina*, *Lotus uliginosus* und *Lychnis flos-cuculi* sind aus diesen Pflanzengesellschaften ebenso verschwunden wie die Magerkeitszeiger *Ranunculus flammula*, *Carex nigra* und *Luzula campestris*. Daraus wurden Rumpfgesellschaften des Cynosurion ohne *Cynosurus cristatus*, aber mit Dominanz von *Lolium perenne*, *Alopecurus pratensis* oder *Holcus lanatus*, teilweise durch Ansaat. In anderen Fällen macht sich die Nutzungsentensivierung durch die Umwandlung in Flutrasen (stärkere Beweidung, Bodenverdichtung) bzw. überhaupt durch die Ausbreitung von Wechselfeuchtezeigern bemerkbar (BERNING et al. 1987, FRESE 1994). Das Brachfallen spielte bei den ehemaligen Lolio-Cynosuretum-Standorten eine geringe Rolle, weil diese gut meliorierbar waren.

Die heute vielfach als „Lolio-Cynosuretum“ kartierten Pflanzengesellschaften entsprechen oft nicht mehr der originären Beschreibung dieser Gesellschaft durch TÜXEN (1937). Diese bezog sich auf artenreiche, floristisch durch beweidungstolerante Pflanzenarten wie *Cynosurus cristatus* und *Bellis perennis* gekennzeichnete Bestände. Gerade diese relativ niedrigwüchsigen Charakterarten jedoch sind heute weitgehend aus unseren Weiden verschwunden (TÜXEN 1970). Das gilt vor allem für die namensgebende Art *Cynosurus cristatus* selbst, die in den Tabellen von MEISEL 1977 noch mit einer Stetigkeit von III bis IV (40-60 bzw. 60-80 %) verzeichnet war und heute in den als Lolio-Cynosuretum angesprochenen Beständen weitgehend fehlt (sie wird bei GARVE 1993 bereits im Anhang der Roten Liste für Niedersachsen geführt). Beim Lolio-Cynosuretum i.e.S. handelt es sich daher heute um „durch Entartung gefährdete Gesellschaften“ (PREISING 1997), die ihre Entstehung der Beweidung und geringer Düngung verdanken. Sie sollten von den nicht gefährdeten, intensiv gedüngten und beweideten Dominanzbeständen von *Lolium perenne* unterschieden werden.

Die Pfeifengraswiesen (Junco-Molinietum caeruleae) gingen ebenfalls stark zurück und entwickelten sich zu artenarmen Basalgesellschaften. Die Restflächen sind vor allem durch das Brachfallen der sehr ertragsarmen Bestände gefährdet. Durch die hohe Konkurrenzkraft und Streubildung hochwüchsiger Brachepflanzen wie *Deschampsia cespitosa*, *Phalaris arundinacea* und *Molinia caerulea* werden die niedrigwüchsigen Nährstoffmangelzeiger rasch verdrängt (ROSENTHAL 1992a).

Die damals schon vorhandenen Flutrasen (Rumici-Alopecuretum geniculati) blieben bis heute im mittleren Ostetal in ihrem Bestand weitgehend erhalten. Durch stärkere Düngung, Entwässerung und Vielschnittnutzung wurden aber auch sie z.T. in Dominanzgesellschaften hochwüchsiger Gräser überführt, wobei dies insbesondere die leichter meliorierbaren, trockeneren Ausbildungen

betrif. In Einzelfällen entstanden durch Nutzungsextensivierung aber auch Wassergreiskrautwiesen (FRESE 1994).

Auch in anderen, schon früher intensiv genutzten Pflanzengesellschaften, wie den *Alopecurus*-Fazies von Molinietalia- oder Molinio-Arrhenatheretea-Basalgemeinschaften, kam es zu Veränderungen, die auf eine noch stärkere Düngung, häufigere Beweidung und Entwässerung hinweisen. So nahmen Weidezeiger, wie *Lolium perenne* und *Poa annua* ebenso zu wie die Nährstoffzeiger *Taraxacum officinale*, *Stellaria media*, *Rumex crispus* und *Alopecurus pratensis*. Dagegen gingen Pflanzenarten mäßig nährstoffreicher Standorte wie *Anthoxanthum odoratum* und *Agrostis tenuis* zurück, Armutszeiger, wie *Agrostis canina* und *Saxifraga granulata*, verschwanden. Ein Rückgang war auch bei den ansonsten weit verbreiteten Molinietalia-Arten *Lychnis flos-cuculi*, *Achillea ptarmica* und *Filipendula ulmaria* zu verzeichnen.

4.1.5.3 Floristische Veränderungen

Auch die floristischen Veränderungen im Grünland des Ostetals weisen überregional gültige Tendenzen auf.

1. Verschollene und zurückgehende Pflanzenarten

Hierzu zählen alle Pflanzenarten, die heute nicht mehr im Grünland wachsen oder deren Stetigkeit im Grünland abgenommen hat. Folgende ökologische Artengruppen gehören hierzu:

- Nässe- und Feuchtezeiger armer Standorte: *Valeriana dioica*, *Menyanthes trifoliata*, *Potentilla palustris*, *Eriophorum angustifolium*, *Taraxacum palustre*
- Frischezeiger armer Standorte: *Succisa pratensis*, *Avenochloa pratensis*, *Luzula campestris*, *Nardus stricta*, *Carex pallescens*, *Briza media*, *Leontodon hispidus*
- beweidungsempfindliche „Mähwiesenarten“ nasser, reicher Standorte: *Caltha palustris*, *Myosotis palustris*, *Juncus filiformis*, *Carex spec.*, *Crepis paludosa*, *Geum rivale*, *Cirsium oleraceum*
- Frischezeiger mittlerer Standorte: *Anthoxanthum odoratum*, *Agrostis tenuis*, *Festuca rubra*, *Cynosurus cristatus*, *Bellis perennis*, *Ranunculus acris*
- kurzlebige Grünlandarten: *Pedicularis palustris*, *Bromus racemosus*, *Senecio aquaticus*, *Rhinanthus serotinus*, *Rh. minor*, *Trifolium dubium*

Erstaunlich ist, daß nicht nur stenöke Kenn- und Trennarten der Feuchtwiesen zurückgegangen sind, sondern auch viele Pflanzenarten mit breiterer ökologischer Amplitude, die als Klassenkennarten des Grünlandes gelten. Besonders gefährdet allerdings sind Offenlandarten oligo- und mesotropher Standorte, die sich erst mit der bäuerlichen Tätigkeit des Menschen von ihren eng umgrenzten natürlichen Lebensräumen (z.B. waldfreien Niedermooren, Randlaggs von Hochmooren, Flußufern, natürlichen Heiden und Rasen) in die unter Kultur genommenen Flächen ausbreiteten. Für sie bot das Feuchtgrünland in der extensiven, bäuerlichen Kulturlandschaft Ersatzbiotope für die zerstörten natürlichen Lebensräume.

2. Häufiger gewordene, und neu eingewanderte Pflanzenarten

Hierzu zählen Pflanzenarten, die ihr Areal innerhalb der Formation „Grünland“ vergrößert haben, oder die aus Nachbarökosystemen zugewandert sind:

- Düngerzeiger der Mähwiesen: *Agropyron repens*, *Alopecurus pratensis*, *Taraxacum officinale*, *Festuca pratensis*, *Dactylis glomerata*, *Phleum pratense*, *Poa pratensis*, *Lolium multiflorum*
- Düngerzeiger der Weiden: *Lolium perenne*, *Poa trivialis*

- kurzlebige Ackerunkräuter und Pionierarten: *Poa annua*, *Stellaria media*, *Capsella bursa-pastaris*, *Chenopodium album*, *Rorippa palustris*, *Plantago major*
- vegetativ regenerationsstarke Beweidungs- und Wechselfeuchtezeiger: *Agrostis stolonifera*, *Alopecurus geniculatus*, *Rorippa sylvestris*
- „Weideunkräuter“ bei Unterbeweidung oder mangelnder Pflege: *Deschampsia cespitosa*, *Juncus effusus*, *J. conglomeratus*, *Rumex obtusifolius*
- Brachearten der Feucht- und Nasswiesen: *Glyceria maxima*, *Phalaris arundinacea*, *Filipendula ulmaria*, *Lysimachia vulgaris*, *Stachys palustris*
- Röhricht- und Großseggenriedarten (mahdempfindlich): *Lysimachia thyrsiflora*, *Calystegia sepium*, *Rumex hydrolapathum*, *Carex aquatilis*
- Brachearten der Frischwiesen: *Urtica dioica*, *Anthriscus sylvestris*, *Heracleum sphondylium*, *Glechoma hederacea*

Die meisten Pflanzenarten, die unsere heutigen Pflanzengesellschaften des Intensivgrünlandes bzw. der Brachen aufbauen, waren auch in den Ausgangsgesellschaften schon vorhanden. Es handelt sich um euryöke Arten mit hohen Stickstoffzeigerwerten. Für die künstliche Einsaat werden vor allem *Dactylis glomerata*, *Lolium multiflorum*, *Phleum pratense*, *Poa pratensis* und *Festuca pratensis* genutzt. Namentlich im Saatgrasland der ehemaligen DDR wurde *Dactylis* als Kulturgrasart eingesät. Dort setzt sich allerdings unter wechselfeuchten Bedingungen auf Niedermoor innerhalb weniger Jahre *Agropyron repens* gegen die eingesäten Grasarten durch (SUCCOW 1986).

Die neuen Arten rekrutieren sich aus den Nachbarökosystemen Feuchtwald, Röhricht/Großseggenried, Ruderalfluren und Acker. Sie wanderten in die aufgeforsteten Flächen, in die Brachen bzw. in die Intensivflächen ein.

Die floristischen Veränderungen spiegeln sich in Zeigerwertspektren aus dem Feuchtgrünland des Ostetals wider: Das Feuchtespektrum (Abb. 5) ist durch den Rückgang von Nässe- und Feuchtezeigern (F7-10) zugunsten von Frischezeigern und von Arten ohne eindeutige Feuchtepräferenz gekennzeichnet (vgl. ROSENTHAL & MÜLLER 1988, DIERSCHKE & WITTIG 1991). Die Zunahme von Wechselfeuchtezeigern ist eine Folge der in Kap.4.1.1 skizzierten bodenkundlichen Veränderungen (vgl. SCHOLLE & SCHRAUTZER 1993, HENGSTENBERG et al. 1995).

Die Trophieverhältnisse wurden nivelliert, was sich eindrücklich im Rückgang der artenreichen Gruppe von Nährstoffmangelzeigern mit N-Zeigerwerten < 6 (nach ELLENBERG et al. 1992) zugunsten nitrophiler Pflanzenarten bemerkbar macht (MEISEL & HÜBSCHMANN 1976, ROSENTHAL & MÜLLER 1988, DIERSCHKE & WITTIG 1991, FRESE 1994).

Besonders empfindlich reagierten kurzlebige, aber nicht durch „puffernde“ Eigenschaften der Ackerunkräuter, wie langlebige Samenbanken im Boden ausgestattete Pflanzenarten. So konnte sich die Niedermoorart *Pedicularis palustris* in nennenswerten Restpopulationen nur in wenigen, noch durch höhere Feuchtgrünlandanteile ausgezeichneten Naturräumen Niedersachsens erhalten (ROSENTHAL & FINK 1996). Während sie zunächst als „Kulturfolger“ von einer anthropogenen Arealausweitung durch die Schaffung von neuen Offenlandstandorten in Feuchtgebieten profitierte, wurde sie durch die Melioration dieser Feuchtstandorte seit den 1930er Jahren (insbes. Intensivnutzung, Entwässerung, Düngung, Fragmentierung, aber auch Brache und Aufforstung) stark zurückgedrängt.

Die Entwicklungen spiegeln sich auch in den Roten Listen wider. So identifizierten KORNECK et al. 1998 die Trockenlegung von Feuchtwiesen für 120 Gefäßpflanzenarten als Hauptgefährdungsursache, die intensive Beweidung von Frisch- und Feuchtwiesen für 90 Arten, den Umbruch von Grünland zur späteren Ackernutzung für 75 Arten und das Brachfallen von extensiv genutzten Frisch- und Feucht-

wiesen für 110 Arten. Die Gefährdung durch die Intensivierung und die Verbrachung verstärkten sich in den letzten 10 Jahren.

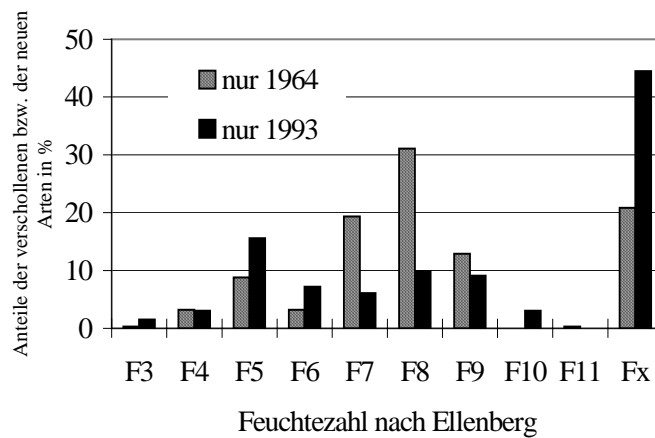


Abb. 5: Feuchtezeigerspektrum für die im Feuchtgrünland der Osteniederung (Niedersachsen) verschollenen (1964 noch vorhandenen) und neu aufgetretenen Arten (bei Wiederholungskartierungen im Jahre 1992)

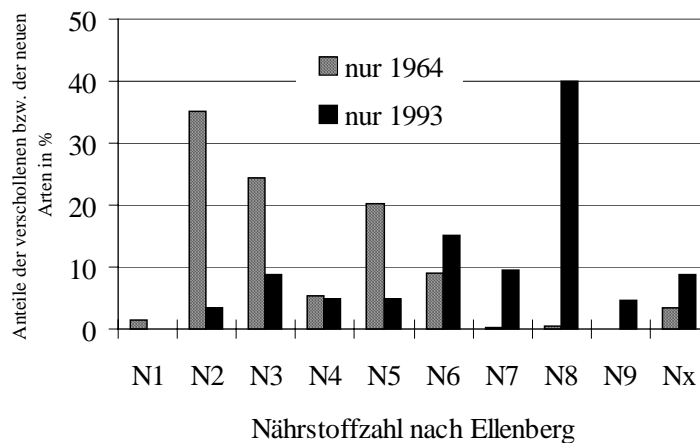


Abb. 6: Stickstoffzeigerspektrum für die im Feuchtgrünland der Osteniederung (Niedersachsen) verschollenen (1964 noch vorhandenen) und neu aufgetretenen Arten (bei Wiederholungskartierungen im Jahre 1992)

4.2 Umweltqualitätsziele und Zielprozesse für die Renaturierung von Niedermooren

Im folgenden sollen aus den in Kap. 1.2 dargestellten „übergeordneten Leitbildern“ Umweltqualitätsziele im biotischen und abiotischen Bereich abgeleitet und begründet werden. Die Zielprozesse für die Renaturierung ergeben sich theoretisch aus der Umkehrung der Zerstörungsprozesse (Abb. 7). Sie werden in zwei mögliche Zielkonzepte eingebaut.

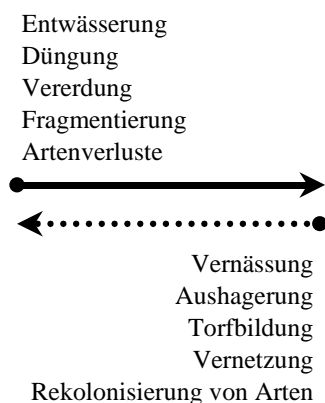


Abb. 7: Zerstörungs- und angestrebte Regenerations- (Ziel-) prozesse in niedermoorgeprägten Feuchtgebieten

4.2.1 Zielkonzepte

Um die landschaftsökologischen und biologischen Funktionen der Niedermoore wiederherzustellen, ist die Wiedervernässung eine grundlegende Bedingung. Im Rahmen dieser Arbeit werden zwei Zielkonzepte formuliert, bei deren Umsetzung die Hauptfunktionen von Niedermooren, nämlich Torfbildung zu ermöglichen, Überschusswasser zurückzuhalten und Lebensraum für nässeadaptierte Arten zu liefern, reaktiviert werden (KAULE 1991, PFADENHAUER 1999). Im Zielkonzept 1 wird die Bedeutung von Niedermooren als Lebensraum spezifischer Biozönosen in den Vordergrund gestellt, im Zielkonzept 2 die Funktion als Wasser- und Stoffsenke (Tab. 9).

Bei Zielkonzept 1 sind eine Teilvernässung, Nährstoffaushagerung und extensive Nutzungsformen notwendig. Sie orientieren sich an historischen Vorbildern, die bis in die 1960er Jahre noch lebendig waren. Beim Zielkonzept 2 hingegen soll durch die Nutzungsaufgabe und Wiedervernässung die „ungestörte“ Sukzession zu Großseggenriedern und Röhrichten eingeleitet werden. In einer solchen „Natur“-Landschaft wären alle Entwicklungsstadien zum Wald und schließlich auch der Wald selbst vorhanden.

Tab. 9: Zielkonzepte für die Renaturierung von niedermoorgeprägten Feuchtgebieten in NW-Deutschland

Ziel 1: Feuchtwiesenlandschaft	Ziel 2: Großseggenried-/Röhrichtlandschaft
Biotischer/abiotischer Ressourcenschutz	Abiotischer/biotischer Ressourcenschutz
Artenreiche Feuchtwiesen	Torfbildende Großseggenried-/Röhrichtvegetation
Gefährdete Offenlandarten	Moore = Stoffsenken, Wasserspeicher
Teilvernässung ((10)-20-40 cm u. GOF)	Totalvernässung (> 20 cm u. GOF)
Extensive Nutzung	Brache

4.2.1.1 Zielkonzept 1 (Feuchtwiesenlandschaft)

Mit diesem Zielkonzept soll die Bedeutung sekundärer, nutzungsabhängiger Biozönosen auf Niedermoorstandorten hervorgehoben werden: sie haben sich für viele Arten als Ersatzlebensräume erwiesen, die ihre Primärhabitats in Form ungestörter, natürlicher Moore oder dynamischer Offenlandlebensräume, z.B. in Auen verloren haben. Unter veränderten Bedingungen (Klimaveränderungen, landschaftsweite Eutrophierung, nutzungsgeschichtliche Einflüsse) muss es als zweifelhaft gelten, ob ihre Primärbiotope, insbesondere diejenigen oligo- und mesotropher Ausbildungen der Niedermoore entsprechend der natürlichen Vorbilder in absehbaren Zeiträumen wiederherzustellen sind (ELLEN-

BERG 1989, DIERSSEN 1998). Sekundärbiotopie wie z.B. Feuchtwiesen müssen daher zumindest übergangsweise Ersatzlebensräume für oligo- und mesotraphente sowie oligo- bis mesohemerober Arten bereitstellen (DIERSSEN & SCHRAUTZER 1997). Die meisten Rote-Liste Arten sind solche extensiv genutzter, grünlandartiger Biotoptypen (HAMPICKE 1992, DIERSSEN 1998). Nutzungsunabhängige Prozesse führen hingegen unter den Rahmenbedingungen, die unsere Industriegesellschaft setzt (zu kleine Flächen, fehlende Großherbivore, Eutrophierung, Nichtzulassen von natürlichen Störungen etc.) nicht automatisch zu natürlicher Vielfalt (WALTER et al. 1998). Der SACHVERSTÄNDIGENRAT FÜR UMWELTFRAGEN 1987 betont sogar, dass „alle Versuche, die Bestimmung von Umweltqualitätszielen an einer Vorstellung dessen zu orientieren, was „natürlich“ sei, scheitern müssen“ (in KIEMSTEDT 1991). Fehlende natürliche Störungen, Dynamik und Prozesse der Landschaftsvernetzung müssen zumindest vorübergehend außerhalb großflächiger Schutzgebiete durch anthropogene Nutzungen substituiert werden.

Die für die Erreichung von Ziel 1 notwendige, weitere extensive oder extensivierte Bewirtschaftung setzt im Sommer zeitweilig tiefere Wasserstände voraus, um die Befahrung oder Beweidung zu gewährleisten. Die Tragfähigkeit von Niedermoortorfen ist von der Oberbodenfeuchte, dem Grundwasserstand, der Vegetation, der Vornutzung und dem Gewicht der Tiere bzw. Maschinen abhängig (KNIEPER 2000). In muddeunterlagerten flachgründigen Torfen in Verlandungsmooren am Dümmer sind für die Beweidung mittlere Grundwasserstände von mehr als 40 cm unter Flur notwendig, in tiefgründigen Mooren am Havelluch würden nach SCHOLZ & HENNINGS 1995 oberflächennahe Wasserstände ausreichen. Die Befahrbarkeitsgrenzen von Niedermooren liegen bei einem Wassergehalt des Oberbodens von 70 Vol.-% (ZEITZ 2000) und einem mittleren Grundwasserstand von 30 bis 60 cm (HENNINGS 1996) bzw. 35 bis 55 cm unter Flur (HARTER & LUTHARDT 1997). Durch diese relativ tiefen Wasserstände kann die Quellfunktion eines Niedermooses nicht vollständig aufgehoben werden. Bei Mähwiesennutzung sind sie aber nur relativ kurzzeitig während der Heuernte notwendig und könnten außerhalb dieser Zeiten höher gehalten werden.

Für das Zielkonzept 1 werden **mittlere Grundwasserstände zwischen 20 und 40 cm innerhalb der Vegetationsperiode** angestrebt (Abb. 8). Die physiologisch wirksame Bodenfeuchte und Saugspannung im Oberboden ist dabei allerdings immer noch vom Entwicklungszustand des Torfes abhängig (HENNINGS 1996): während in gering entwickelten Torfen aufgrund der hohen kapillaren Steighöhe und guten ungesättigten Leitfähigkeit eine Saugspannung von ca. 80 hPa (pF 1,7) nicht überschritten wird, werden in vererdeten Torfen bereits 800 hPa (pF 2,7) erreicht, die sich nach LARCHER 1994 schon an der Grenze des von krautigen Mesophyten tolerierten Minimalwertes des Wasserpotentials in den Assimilationsorganen befinden. Bei gleicher Zielvernässung müssten in vererdeten Torfen also höhere Wasserstände gehalten werden als in unvererdeten. In stark vererdeten Torfen am Dümmer reicht die kapillare Nachlieferung aus dem Grundwasser bei Wasserständen von tiefer als 30 cm nicht mehr aus, um den Wasseranspruch der Evapotranspiration auszugleichen (HENNINGS 1996). Fallen die Wasserstände tiefer, ist die Saugspannung eine Funktion der klimatischen Wasserbilanz und der Andauer derselben. Zielwasserstände von 20 cm unter Flur sind dagegen sowohl in vererdeten wie unvererdeten Torfen für Feuchtwiesenarten als unproblematisch anzusehen.

Die enge Korrelation zwischen mittleren Grundwasserständen und den aus der Vegetationszusammensetzung ermittelten Zeigerwerten (Abb. 8) gestattet die Verknüpfung von physikalischen Messwerten und der Vegetation mit ihrer floristischen Zusammensetzung. Sie wird ermöglicht durch die mit Hilfe zahlreicher Eichungen überprüfte Validität dieser Werte (BRIEMLE 1991, ELLENBERG et al. 1992, BÖCKER 1978). Danach entsprechen die Grundwasserstände von 20 bzw. 40 cm unter Geländeoberfläche in der Vegetationsperiode mittleren gewichteten Zeigerwerten von 8 bzw. 7 (Abb.

8). Sie können für die Selektion der unter diesen hydrologischen Rahmenbedingungen möglichen Vegetationstypen herangezogen werden (s. Kap. 4.3.2). BRIEMLE 1991 grenzt Feuchtgebiete gegenüber trockeneren Standorten bei einer mittleren Feuchtezahl von 6,5 ab.

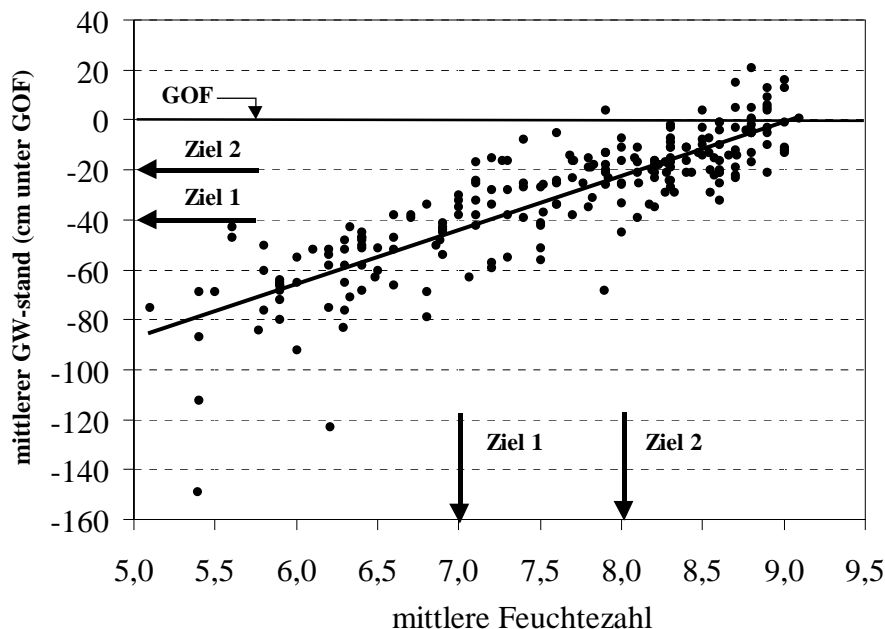


Abb. 8: Korrelation mittlerer Grundwasserstände (in cm unter Flur) von Niedermoorstandorten mit der mittleren gewichteten Feuchtezahl der Vegetation (berechnet nach F-Zahlen von ELLENBERG et al. 1992). Rangkorrelation nach SPEARMAN $r = 0,861^{**}$

Die mittleren Wasserstände wurden aus 53 Grundwassermessröhren in Grünlandgesellschaften des Ostetals im Jahr 1991 (Daten aus LIENKAMP 1993) und 37 Messröhren von 1990 bis 1996 in vergleichbaren Gesellschaften des Wümmetals (Daten von JANHOFF, unveröff.) ermittelt ($n=226$). Sie beziehen sich auf die Vegetationsperiode zwischen März und Oktober.

Zur Erhaltung oder Wiederentwicklung artenreicher Feuchtwiesen muss die Verfügbarkeit der im Boden angereicherten Nährstoffe durch Entnahme oder feste Bindung (Humifizierung, Adsorption) und die Produktivität verringert werden. Dieser Prozess wird summarisch als Aushagerung bezeichnet. Mahd ohne Ersatzdüngung ist die wichtigste Möglichkeit, um den Ertrag zu begrenzen und geeignete offene Habitats für kleinwüchsige Arten und für die Keimung zu schaffen (DIERSSEN 1998). Entscheidend ist die Reduzierung der primär ertragslimitierenden Nährstoffe. Je nachdem, welche Pflanzengesellschaft wiederhergestellt werden soll, liegen die zu erreichenden Ertragswerte (gemessen als „maximum standing crop“) unterschiedlich hoch (Tab. 10). Insgesamt entspricht die Abhängigkeit der Artenzahl von Ertragsparametern in Grünlandssystemen einer Optimumverteilung. Ihre genaue Form und die Lage des Maximalwertes allerdings sind umstritten (GRIME 1979, BAKKER 1989, OOMES 1992). Ein Problem bei der ökologischen Bewertung ist die Frage, wie die entscheidenden Selektionsfaktoren, die Belichtungs- und Photosynthesebedingungen einerseits und die Nährstoffsituation auf der anderen durch den Integralparameter „Produktivität“ abzubilden sind. Der Jahresertrag als auch die „maximum standing crop“ sind von Mahdzeitpunkten und -häufigkeiten der untersuchten Biozönose abhängige Parameter, die ihrerseits sowohl den Nährstofffaktor als auch den Lichtfaktor und damit auch die Pflanzenartenzusammensetzung und die Diversität beeinflussen (ROSENTHAL 1992b). Wie Tab. 10 zeigt, werden die höchsten Artenzahlen bei unterschiedlichem „maximum standing crop“ in den verschiedenen Pflanzengesellschaften erreicht. Die vertikale Vegetationsstruktur spielt dabei eine wichtige Rolle (BAKKER 1989, OOMES 1992).

Tab. 10: Ertragszielwerte, bei denen die höchsten Artenzahlen zu erwarten sind (maximum standing crop)

Autor	Vegetationstyp	Max. standing crop (t/ha)
OOMES 1992	Weidelgrasweiden, Pfeifengraswiesen (Niederlande)	4,6-6,0
AL MUFTI et al. 1977	Hochstaudenfluren, Grünlandbrachen, Kalkmager- rasen (England)	4,3-6,5
VERMEER & BERENDSE 1983	div. Grünlandtypen (Niederlande)	4-5
WHEELER & GILLER 1982	Röhrichte (England)	< 6-7
BAKKER 1989	div. Grünlandtypen (Niederlande)	2-4
KAPFER 1988	Pfeifengraswiesen (nördliches Alpenvorland)	< 3,5
MOORE & KEDDY 1989	Feuchtwiesen, Seggenrieder, Röhrichte (England)	0,6-5,0
SCHIEFER 1984	div. Grünlandtypen (Baden-Württemberg)	< 3,5

Als integrativen Bewertungsparameter für die Umsetzung der verfügbaren Nährstoffe in Phytomasse und die Bedeutung der Lichtkonkurrenz an einem Standort wird in Übereinstimmung mit BRIEMLE 1986, BRIEMLE et al. 1991, BOLLER-ELMER 1977 und MÜLLER et al. 1992 die mittlere N-Zahl (berechnet mit den N-Zeigerwerten von ELLENBERG et al. 1992) verwendet. Für Grünland bestehen enge Korrelationen mit der Ertragsleistung, zumindest in „artengesättigten“ Beständen, also solchen, die Zeit hatten, sich den herrschenden Standortbedingungen mit ihrer Artengarnitur anzupassen (BRIEMLE 1999). Sie korrelieren hingegen oft schlecht mit der Stickstoffmineralisation oder dem C/N-Verhältnis im Boden. Abb. 9 zeigt die erwartete Optimumkurve mit einem Maximalwert bei der mittleren N-Zahl 5. BOLLENS et al. 1998 konstatieren höchste Artenzahlen bei einer mittleren N-Zahl von etwa 4,5 (2,7 nach LANDOLT 1977 berechnet) und BRIEMLE 1999 bei 3,8 bis 4,6. Bei höheren N-Zahlen als 5 sind artenreiche Pflanzenbestände deutlich seltener anzutreffen, während bei ertragsärmeren eine weite Amplitude von hohen und niedrigen Artenzahlen zu finden ist. Die Artenzahl-Kurve der gefährdeten Rote-Liste Arten ist deutlich in den mesotrophenten, von ertragsärmeren Pflanzenbeständen eingenommenen Bereich mit einem Maximum bei der N-Zahl 4 verschoben. Unterhalb dieser N-Zahl wird nach BRIEMLE et al. 1991 das Niveau von Magerrasen erreicht. Nach ELLENBERG JUN. 1989 und KORNECK et al. 1998 sind die Nährstoffmangelzeiger mit N-Zahlen < 4 im Grünland überproportional häufig als gefährdete Arten auf den Roten Listen vertreten. Nach DIERSSEN 1998 handelt es sich um die von GRIME 1979 als Stresstrategen eingestufteten Arten, die nur unter den Bedingungen limitierter Nährstoffressourcen konkurrenzkräftig sind. Im Feuchtgrünland des Ostetals sind in den vergangenen 30 Jahren die Pflanzenarten mit einer N-Zahl < 6 überproportional stark zurückgegangen (s. Abb. 6). Als Grenzwert, der durch entsprechende Aushagerungsmaßnahmen erreicht werden sollte wird die mittlere N-Zahl 5 festgelegt.

Ein Rückgang der mittleren N-Zahl setzt eine Veränderung der Artenzusammensetzung voraus. Sie kann durch einen Rückgang von Nährstoffzeigern und/oder eine Zunahme von Nährstoffmangelzeigern erwirkt werden. Beides ist ein Indikator für eine veränderte Produktivität und Vegetationsstruktur. Insofern ist von veränderten N-Zahlen zwar auf die Produktivität, umgekehrt aber nicht unbedingt von dieser auf einen (möglicherweise noch „überfälligen“) Artenwandel zu schließen. „Ungesättigte“ Pflanzengesellschaften können lange auf geringem Produktionsniveau verharren, ohne dass eine Artenzuwanderung erfolgt.

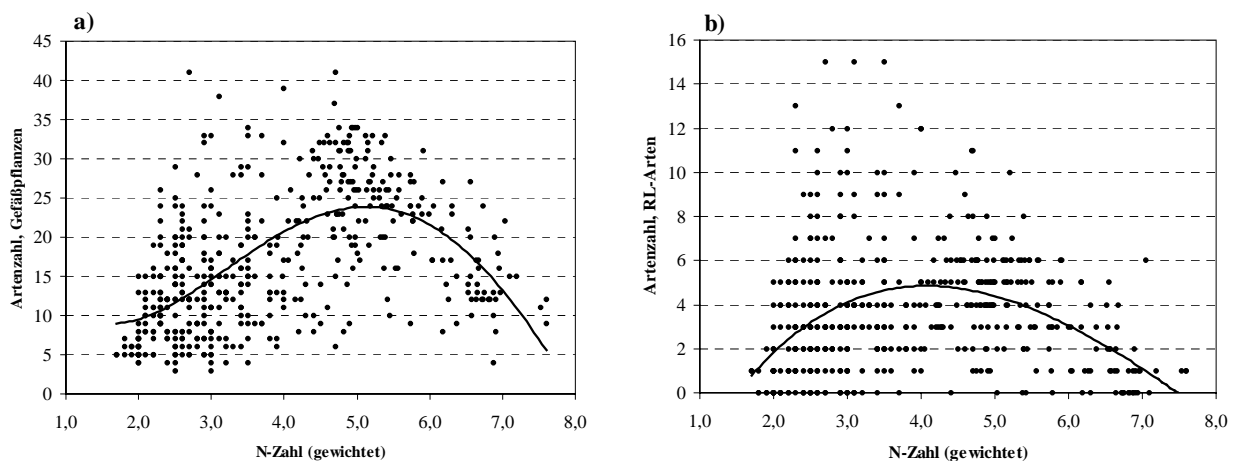


Abb. 9: Zusammenhang zwischen Artenzahlen pro Vegetationsaufnahme und der mittleren gewichteten Stickstoffzahl nach ELLENBERG et al. (1992): a) Gesamtartenzahlen der Gefäßpflanzen und b) Zahl gefährdeter Gefäßpflanzenarten nach der Roten Liste von Niedersachsen und Bremen, GARVE 1993).

Es wurden 486 historische und aktuelle Vegetationsaufnahmen von NEUMANN unveröff. Daten, etc., MEISEL 1967, FRESE 1994 und WITTIG 1999 aus folgenden Grünlandgesellschaften Nordwestdeutschlands verarbeitet: *Caricetum fuscae*, *Parnassio-Caricetum fuscae*, *Caricetum rostratae*, *Carex panicea*-Gesellschaft (*Carex panicea*-Fazies des *Caricetum fuscae*), *Senecioni-Brometum racemosi*, *Ranunculo-Alopecuretum geniculati*, *Lolio-Plantaginetum majoris*, *Molinietalia*- und *Molinio-Arrhenatheretea*-Fragmentgesellschaften, *Peucedano-Calamagrostietum canescentis*, *Caricetum gracilis*, *Filipendula ulmaria*-Gesellschaft, *Phalaridetum arundinaceae*, *Scirpo-Phragmitetum australis*, *Urtica dioica*-Gesellschaft. Polynomische Kurvenanpassung 4. Ordnung.

4.2.1.2 Zielkonzept 2 (Großseggenried-/Röhrichtlandschaft)

Bei diesem Zielkonzept soll die Funktion des Niedermoors als Stoffsenke und Wasserspeicher weitergehender als bei Zielkonzept 1 wiederhergestellt werden. Dies stellt eine zentrale landschafts-ökologische Funktion von Mooren in den Mittelpunkt. Sie wurde als eine mögliche Alternative auch im BMBF-Verbundprojekt „Ökosystemmanagement für Niedermoore“ (1991-1997) untersucht und soll deshalb hier zur Überprüfung ihrer Erfolgsaussichten bewertet werden. Hohe und wenig schwankende Grundwasserstände sind dabei eine Grundvoraussetzung. Bei mittleren Grundwasserständen von **mehr als 20 cm unter GOF** (Mittelwert während der Vegetationsperiode) werden auch in vererdeten Torfen Saugspannungen von > 50 hPa (pF 1,7) nicht mehr überschritten. Sie ist nach HENNINGS 1996 bei Grundwasserständen > 30 cm eine lineare Funktion des Grundwasserstandes, aus dem Wasser kapillar nachströmt und den Verdunstungsanspruch der Vegetation ausgleicht. Um die Voraussetzungen für die Torfbildung zu schaffen, sollten nach HENNINGS Saugspannungen von 10 hPa (pF 1,0) im Oberboden nicht überschritten werden und das Grundwasser sommerlich oberflächennah anstehen oder sogar überstauen.

Stehen die Grundwasserstände höher als 20 cm unter GOF an, erreichen die mittleren F-Zahlen Werte von > 8 und bei Grundwasserständen an der Bodenoberfläche bzw. bei Überstauung Werte von > 9 . Eine landwirtschaftliche Nutzung ist dabei ausgeschlossen (QUAST 1994, DIETRICH et al. 1995). Bei Brache setzt eine sekundäre Sukzession ein, die je nach Vernässungsgrad, Vornutzung, Trophie und Ausgangsvegetation zu Röhrichten und Großseggenriedern führt. Auch hier werden mittlere N-Zahlen von < 5 angestrebt. Zur Erreichung dieses Ziels ist eine möglichst vollständige Vernässung mit Nutzungsaufgabe und unbeeinflusster Sukzession zu verknüpfen.

4.3 Zielsysteme und Zielarten für die Erfolgswertung von Renaturierungsversuchen in Niedermooren

4.3.1 Auswahl der relevanten Pflanzengesellschaften

Im Folgenden soll die Verknüpfung zwischen den abiotischen Zielprozessen (Kap. 4.2) mit den zugehörigen Zielsystemen und Zielarten (Kap. 3) erfolgen. Dazu wird eine Übersicht über die wichtigsten Grünlandtypen Nordwestdeutschlands einschließlich der zeitlich in Sukzessionsserien daran anschließenden Folgegesellschaften gegeben. Grundlage dafür bieten die in den vorigen Kapiteln für die verschiedenen Naturraumtypen ermittelten Pflanzengesellschaften unterschiedlichen Hemerobiegrades. Nicht alle sind als Zielgesellschaften im Sinne der oben genannten Ziele anzusprechen. Zur Bewertung der darin enthaltenen Arten ist aber zunächst eine Gesamtübersicht einschließlich der ungefährdeten Ausgangs-, Folge- und Kontaktvegetation notwendig.

Das Bestreben ist es hier nicht, neue pflanzensoziologische Kategorien abzuleiten: Das Grünland ist nach den zusammenfassenden Arbeiten von MEISEL 1969, 1970 und 1977 sowie SCHRAUTZER 1988 und SCHRAUTZER & WIEBE 1993 für Nordwestdeutschland umfassend beschrieben und typisiert worden. Deren aktuelle Gültigkeit unterstreichen auch die neueren Arbeiten von PREISING et al. 1997 und DIERSCHKE 1997. Die wichtigste Quelle für die Sammlung von Aufnahmematerial waren deshalb die Stetigkeitstabellen von MEISEL 1977 mit Vegetationsaufnahmen aus verschiedenen Flusstälern Nordwestdeutschlands (S.17) sowie von SCHRAUTZER 1988 aus Schleswig-Holstein bzw. ZACHARIAS et al. 1988 aus den mittelgebirgsnahen Lößrandgebieten in Niedersachsen. Als relativ dauerhafte Schlussgesellschaften sind schließlich auch die Wälder mitzuberücksichtigen. Dazu lieferte für Niedersachsen die Arbeit von DÖRING-MEDERAKE 1991 umfassendes Aufnahmematerial.

Die Pflanzengesellschaften wurden von den genannten Autoren auf feinstem pflanzensoziologischen Niveau, meist Subvariantenniveau z.T. auch Fazies entsprechend der traditionellen pflanzensoziologischen Arbeitsweise klassifiziert; somit sind die Ergebnisse aus methodischer Sicht vergleichbar. Das Aufnahmekollektiv beruht auf bereits vorhandenen Klassifizierungen von Vegetationsaufnahmen, die in den 1950er und 1960er Jahren (MEISEL 1977) bzw. 80er Jahren (SCHRAUTZER 1988, DÖRING-MEDERAKE 1991 und ZACHARIAS et al. 1988) gemacht wurden.

Das insbesondere durch die frühen Aufnahmen belegte Extensivgrünland hat sich, soweit es heute überhaupt noch vorhanden ist, zum Teil auch innerhalb der Klassengrenzen durch „schleichende“ floristische Umschichtungen verändert (ROSENTHAL & MÜLLER 1988, FRESE 1994). Dennoch sind die von MEISEL umfassend dargestellten Pflanzengesellschaften auch heute noch gültige Einheiten. Sie eignen sich daher auch als Zielkonzept. „Für das Verständnis heutiger artenarmer Intensivbestände als auch für Bewertungen im Naturschutz ist gerade ein Vergleich mit floristisch gut ausgeprägten Vegetationstypen des Grünlandes von großer Bedeutung“ (DIERSCHKE 1997).

Die insgesamt 228 Vegetationstypen wurden nach den ökologischen Kriterien Nutzung, Feuchte und Trophie zu Gruppen zusammengefasst, wobei diese aus der floristischen Zusammensetzung selbst durch mittlere Zeigerwerte nach ELLENBERG et al. 1992 bzw. der ihnen zugrundeliegenden Eichung abgeleitet wurden (vergl. Kap. 4.2, RUTHSATZ 1990). Die Grenzwerte für Feuchte und Trophie wurden ebenfalls aus Kap. 4.2 übernommen: bei der Feuchte wurden die Stufen „frisch“, „feucht“ und „nass“, bei der Trophie „eutroph“ und „mesotroph“ und bei der Nutzung die Kategorien „intensiv“, „extensiv“, „Brache“ und „Wald“ unterschieden.

Welche großflächig ausgeprägten Pflanzengesellschaften, (außerhalb von Sonderstandorten) für die im wesentlichen aus Versumpfungs-, Auenüberflutungs- und Hangversumpfungsmooren zusammengesetzten Niedermoorlandschaften der nordwestdeutschen Naturräume potentielle Verwirklichungsmöglichkeiten darstellen, haben die Tabellen im Kapitel 3.2 aufgezeigt. Als Waldformationen sind auf solchen Standorten erlenduminierte Feuchtwälder weit verbreitet. Dabei kann auch hier, wie im Grünland, mit zunehmendem menschlichen Einfluss ein Verlust der Charakter- und stenöken Trennarten festgestellt werden (DÖRING-MEDERAKE 1991). Der menschliche Einfluss bezieht sich dabei, anders als im Grünland weniger auf aktuell noch vorhandene Nutzungen, sondern auf die

Auswirkungen von Randeinflüssen durch Düngerverwehung und Entwässerungsgräben sowie die Nachwirkungen der auf diesen Standorten teilweise über Jahrzehnte erfolgten Nutzungen und durch sie hervorgerufenen teilweise irreversiblen Bodenveränderungen. So stellen bisher weniger die ehemaligen natürlichen Erlenbruchwaldgesellschaften, sondern - flächenmäßig vorherrschend - abgetrocknete, ruderalisierte Erlenwälder die am weitesten entwickelten Sukzessionsendstadien auf aufgegebenem Grünland dar.

Die Waldgesellschaften wurden dem Trophie- und Nässegradienten folgend zusammengefasst (Tab. 11). Bei den nassen Ausprägungen sind verschiedene eutraphente und mesotraphente Ausbildungen der Erlen- und Erlen-Eschenwälder zu unterscheiden. Zum Vegetationsökologischen Typ 9 der eutrophen Standorte wurden Pflanzengesellschaften mit unterschiedlicher Hydrodynamik gestellt. Das *Alnetum typicum* durch stagnierendes Stauwasser, die anderen, stärker mit Eschen vermengten Typen hingegen durch bewegtes Grund- und Oberflächenwasser gekennzeichnet sind. Die *Rubus idaeus-Alnus glutinosa* Gesellschaft (Vegök Typ 11) hingegen stockt auf trockeneren Standorten mit den höchsten Mineralisations- und Nitrifikationsraten innerhalb der hier dargestellten Waldserie (DÖRING-MEDERAKE 1991, S. 100).

Artenarme Grünlandfragment- oder -basalgesellschaften und Flutrasen, denen stenöke Kennarten fehlen, werden intensiv bewirtschaftet, wobei häufige Mahd und/oder Wiesen-Weidewechselnutzung vorherrschen; dies setzt Düngung und ausreichende Sommertrockenheit voraus, was sowohl bei den *Molinio-Arrhenatheretea*-Gesellschaften (Vegök Typ 1) als auch bei den stark wechselfeuchten Flutrasen (Vegök Typ 2) gewährleistet ist (s. ROSENTHAL et al. 1998, S. 34 ff.).

Das „Feuchtgrünland“ (Vegök Typen 3-4) wird durch die traditionelle Mähwiesennutzung auf feuchten bis nassen Böden mit geringer oder ohne Düngung bewirtschaftet, wobei sich die Mähfähigkeit am natürlichen bzw. durch eine leichte Düngung steigerbaren Ertragspotential orientiert: in der Regel wird 1 bis max. 3 mal gemäht. Dazu gehören die mesotraphenten Ausbildungen der verschiedenen *Calthiongesellschaften* und Kleinseggenrieder, die floristisch durch Pflanzenarten der *Scheuchzerio-Caricetea*, wie *Potentilla palustris* und *Menyanthes trifoliata* gekennzeichnet sind (Vegök Typ 4). Trockenere, extensiv genutzte Wiesen- und Weidegesellschaften, die vorwiegend nicht auf Niedermoor, sondern auf terrestrischen Böden vorherrschen, wurden gesondert in die Vegök Typen 14 und 15 eingeordnet. Hier wurden auch Heidegesellschaften und Borstgrasrasen eingegliedert, die zwar nicht zum eigentlichen Grünland zählen, aber häufige Kontaktgesellschaften darstellen. Auf eine extensive Nutzung sind auch die Grünlandgesellschaften der Stromtäler in den Vegök Typen 12 und 13 angewiesen, die aber ebenfalls meist nicht auf Niedermoor, sondern auf wechselfeuchteren Auestandorten der großen Ströme Oder, Elbe, Weser und Rhein vorkommen und deshalb, wie auch vorige, hier nur randlich mitbearbeitet werden.

Die „Brachen“ (Vegök Typen 5 - 8) stellen Verlandungsgesellschaften oder, häufiger, inzwischen durch Grabenverlandung vernässte Feuchtgrünland-Folgegesellschaften dar, wie sie nach dem Brachfallen in vielen Niederungsgebieten Norddeutschlands nachgewiesen wurden (MÜLLER et al. 1992, DIERSCHKE & WITTIG 1991). Sofern es sich bei diesen ungenutzten oder nur sporadisch als Streuwiesen mitbewirtschafteten Pflanzenbeständen um nasse Standorte handelt, entsprechen sie den typischen, in der Literatur vielfach beschriebenen Röhricht- und Großseggenriedgesellschaften (*Phragmition*, *Magnocaricion*: Vegök Typen 5 und 6). In die weniger nassen Bestände hingegen (Vegök Typ 7) dringen, insbesondere unter eutrophen Bedingungen Hochstauden ein, so dass Pflanzengesellschaften des *Filipendulion*, *Calystegion* und die durch ruderale Arten, wie *Urtica dioica* und *Galium aparine* geprägten „Landröhrichte“ entstehen. Sie sind typischerweise Folgegesellschaften nach der Auflassung von Feuchtwiesen. Während die eutraphenten Ausbildungen artenarme,

monodominante Hochgrasbestände bilden, sind die mesotraphenten Varianten oft lückig und artenreich. Die Wiederbewaldung dieser Brachen wird einerseits durch starke Biomasse- und Streubildung, die insbesondere für eutrophe Standorte typisch ist, andererseits durch starke Vernässung gehemmt bzw. ganz verhindert (s. MÜLLER & ROSENTHAL 1998). Diese Flächen können somit über Jahrzehnte waldfrei bleiben.

Tab. 11: Zusammenfassung von Pflanzengesellschaften des Grünlandes auf Niedermoor sowie seiner Folge- und Kontaktgesellschaften anderer Feuchtstandorte nach ökologischen und biogeographischen Kriterien zu Vegetationsökologischen (**Vegök**) Typen.

228 Vegetationstypen, belegt durch insgesamt 4467 Vegetationsaufnahmen von MEISEL (1977), SCHRAUTZER (1988), ZACHARIAS et al. (1988) und DÖRING-MEDERAKE (1991) wurden zu 15 Vegök Typen zusammengefaßt.

Vegetationsökologische Typen ↓		Nutzung	Feuchte F-zahl	Trophie N-zahl	Anzahl Vegetations- typen	Aufnahme- zahl	
Intensivgrünland							
1	frisches Intensivgrünland	Molinio-Arrhenatheretea Fragmentgesellschaften	intensiv	<i>frisch</i> < 6,5	<i>eutroph</i> > 5,0	7	178
2	feuchtes Intensivgrünland (Flutrasen)	Rumici-Alopecuretum geniculati	intensiv	feucht > 6,5	<i>eutroph</i> > 5,0	7	409
Feuchtgrünland (auf Niedermoor)							
3	eutraphentes Feuchtgrünland	Calthion-Gesellschaften	extensiv	feucht 7,0-8,0	<i>eutroph</i> > 5,0	12	183
4	mesotraphentes Feuchtgrünland	Calthion-, Molinion-, Caricion fuscae-Gesellschaften	extensiv	feucht-nass 7,0-9,0	<i>mesotroph</i> < 5,0	26	543
Brachen							
5	eutraphente Nassbrachen	Phragmition-, Magnocaricion-Gesellschaften	Brache	nass > 8	<i>eutroph</i> > 5,0	33	523
6	mesotraphente Nassbrachen	Phragmition-, Magnocaricion-Gesellschaften	Brache	nass > 8	<i>mesotroph</i> < 5,0	20	292
7	eutraphente Feuchtbrachen	Phragmition-, Magnocaricion-, Filipendulion-Gesellschaften	Brache	feucht < 8	<i>eutroph</i> > 5,0	20	309
8	mesotraphente Feuchtbrachen	Magnocaricion-Gesellschaften	Brache	feucht < 8	<i>mesotroph</i> < 5,0	6	84
Feuchtwälder							
9	eutraphente Feuchtwälder	Alnetum glutinosae cardaminetosum et typicum, Pruno-Fraxinetum, Carici remotae-Fraxinetum	Wald	feucht-nass -	<i>eutroph</i> -	22	450
10	mesotraphente Erlenbruchwälder	Alnetum glutinosae betuletosum	Wald	feucht-nass -	<i>mesotroph</i> -	5	110
11	ruderalisierte Erlenwälder	Rubus idaeus-Alnus glutinosa Gesellschaft	Wald	<i>frisch</i> -	<i>eutroph</i> -	5	169
anderes Extensivgrünland (Stromtalgrünland)							
12	feuchtes Stromtalgrünland	Lathyrus palustris-Gesell., Caricetum vulpinae	extensiv	feucht-nass > 7,0	<i>eutroph</i> > 5,0	7	48
13	frisches Stromtalgrünland	Sanguisorbo-Stilactum, Cnidio-Violetum, Dauco-Arrhenatheretum, Chrysanthemo-Rumicetum, Moliniatum caeruleae	extensiv	<i>frisch</i> 5,0 - 7,0	meso-, <i>eutroph</i> 3,0 - 7,0	22	329
anderes Extensivgrünland (Weide-, Heidevegetation)							
14	eutraphentes frisches Extensivgrünland	Lolio-Cynosuretum, Luzulo-Cynosuretum, Angelico-Cirsietum, Senecioni-Brometum	ext./int.	<i>frisch</i> < 6,5	<i>eutroph</i> > 5,0	14	839
15	mesotraphentes frisches Extensivgrünland	Callunetea-Gesellschaften, Junco-Moliniatum, Lolio-Cynosuretum, Luzulo-Cynosuretum	ext./Brache	<i>frisch</i> < 6,5	<i>mesotroph</i> < 5,0	22	298

4.3.2 Ableitung von (Grünland-)zielsystemen für Niedermoore aus abiotischen Umweltqualitätszielen

4.3.2.1 Selektion der Zielsysteme

Als „Ziel“gesellschaften wurden aus der Gesamtdatenbank (Tab. 11) jene Vegetationstypen selektiert, die den in Kap. 4.2 erläuterten Zielkonzepten mit den dazu notwendigen ökologischen Voraussetzungen entsprechen (grau hinterlegte Vegök Typen in Tab. 11 und Abb. 10).

Für das Zielkonzept 1 handelt es sich um die Vegök Typen 3 und 4. Je nach Ertrag sind es 1 bis 2-schürige Feuchtwiesen, die nur in Ausnahmefällen ein drittes Mal gemäht oder auch nachbeweidet werden. Die mittleren Zeigerwerte für die Feuchte bewegen sich entsprechend der Zielvorgabe zwischen 7 und 8, in einzelnen Fällen auch noch darüber, die Reaktionszahlen zwischen 5,0 und 6,4

(Tab.10), also im subneutralen Bereich und die Stickstoffzahlen zwischen 2,9 und 5,0 für die als mesotrophent bzw. 5,0 und 5,6 für die als eutrophent eingestuftes Pflanzengesellschaften.

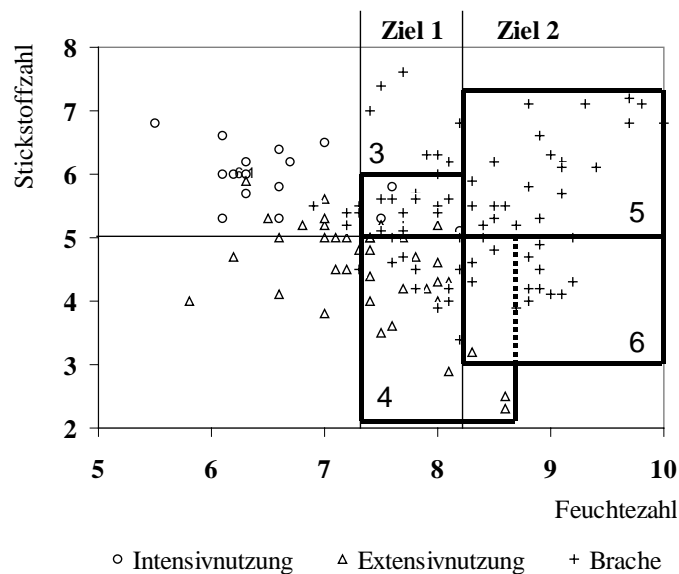


Abb. 10: Ökogramm für die Vegök Typen 1 bis 8 aus Tab. 11 (Intensivgrünland, Feuchtgrünland sowie Röhrichte, Großseggenrieder und Hochstaudengesellschaften) mit ihren mittleren, gewichteten Zeigerwerten. Ziffern im Diagramm bezeichnen die Vegök Zieltypen für Zielkonzept 1 und 2.

Ausgehend von den Intensivgesellschaften setzt Ziel 1 eine Teilvernässung, Aushagerung und extensive Nutzung voraus, Ziel 2 eine Wiedervernässung, die die Torfbildung wieder ermöglicht.

Die unterschiedlichen Faktorenkonstellationen spiegeln sich in „erstaunlich feiner Weise“ (ELLENBERG 1956) in der floristischen Zusammensetzung des Pflanzenbestandes wider. Die Wassergreiskrautwiesen entsprechen den Vorgaben von Zielkonzept 1 nur in ihren durch Röhricht-, Groß- und Kleinseggenriedarten charakterisierten Varianten, wobei die ertragreichen Phalaris-Varianten eher die eutrophen Standorte besiedeln. Die kleinwüchsigen Scheuchzerio-Caricetea-Arten hingegen besiedeln nährstoffärmere Böden (s. SCHRAUTZER & WIEBE 1995) und kennzeichnen die ertragsarmen Ausbildungen verschiedener Calthiongesellschaften. Hinzu kommen Pfeifengraswiesen und Kleinseggenrieder, die von PREISING et al. 1997 und ROSENTHAL et al. 1998 ausschließlich als stark oder akut vom Aussterben bedroht eingeschätzt werden (Tab.12). Die mesotrophenten Varianten einer Gesellschaft sind jeweils gefährdeter als die eutrophenten Varianten, weil neben Veränderungen der Bewirtschaftung und Hydrologie auch noch die Düngung und die flächendeckende Landschaftseutrophierung als Gefährdungsfaktoren hinzutreten.

Zielkonzept 2 entsprechen nasse, ungenutzte oder nur sporadisch gemähte Großseggenrieder (Magnocaricion) und Röhrichte (Phragmition)(Vegök Typen 5 und 6, Tab. 11). Die mittlere Feuchtezahl ist gemäß dem in Kap. 4.2 formulierten Ziel größer als 8, was mittleren Wasserständen von höher als 20 cm unter Flur entspricht: eine Bewirtschaftung ist unter solch nassen Bedingungen nur in trockenen Sommern möglich. Die Zahl eutrophenter Pflanzengesellschaften (N-Zahl >5 bis 7,2) ist bei Brache höher als bei Extensivnutzung (vgl. Tab. 12 und Tab. 13), umgekehrt verhält es sich mit den mesotrophenten Ausbildungen. Bei den mesotrophenten Pflanzengesellschaften des Vegök Typs 6 finden sich ausschließlich Großseggenriedegesellschaften. Einige erreichen auch mit ihren ertragreichsten Varianten nur N-Zahlen < 5, wie das Caricetum elatae, C. appropinquatae, C. rostratae, C. vesicariae und das Equisetetum fluviatilis (Tab. 13). Die eutrophenten Großseggenrieder (Vegök Typ 5) sind ungefährdete oder schwach gefährdete (Gefährdungsstufe 4 nach PREISING et al.

1990) Pflanzengesellschaften, bei den mesotraphenten Typen gelten alle als gefährdet oder sogar als stark gefährdet.

Im Vergleich der beiden Zielkonzepte 1 und 2 wird deutlich, dass die nutzungsabhängigen Pflanzengesellschaften der Vegök Typen 3 und 4 in Niedersachsen wesentlich stärker gefährdet sind als die Brachen. Dies wird bestätigt durch die Rückgangstendenz dieser Vegetationstypen (ROSENTHAL et al. 1998, S. 122).

Tab. 12: „Zielsysteme“ (Vegök Typen 3 und 4 aus Tab. 11 bzw Abb. 10) für die Entwicklung einer Extensivwiesenlandschaft (Zielkonzept 1) in Versumpfungs-, Überflutungs- und Talhangmooren Nordwestdeutschlands. Es handelt sich um feuchte bis nasse, als Wiesen (Heuland) genutzte Grünlandtypen (belegt durch n=726 Vegetationsaufnahmen).

Die Unterteilung hinsichtlich der Trophie erfolgt schematisch nach mittleren Zeigerwerten (mittlere gewichtete Stickstoffzahl nach ELLENBERG et al. 1992). o = Artengruppe als differenzierende Trennartengruppe vorhanden. d = Art bildet Fazies (Dominanzbildung). Gefährdungseinstufung nach PREISING et al. 1997 bzw. ROSENTHAL et al. 1998 (Zahlen in Klammern): **2** akut vom Aussterben bedroht, **3** stark gefährdet, **4** gefährdet mit allgemeiner Rückgangstendenz, **5** durch Verarmung an Charakterarten gefährdet.

differenzierende Artengruppen →	Phalaris arundinacea	Glyceria fluitans	Alopecurus pratensis	Agrostis stolonifera	Alopecurus geniculatus	Carex gracilis	Caltha palustris	Plantago lanceolata	Carex fusca	Potentilla palustris	Molinia caerulea	Hydrocotyle vulgaris	Carex rostrata	Juncus acutiflorus	Juncus filiformis	Parnassia palustris	Menyanthes trifoliata	div. Sphagnum-Spezies	Ökologie nach Zeigerwerten																							
	Arten eutropher Standorte								Arten mesotropher Standorte								Nährstoff-	Reaktions-	Feuchte-																							
Rote Liste Niedersachsen																	zahl	zahl	zahl																							
Vegök Typ 3: eutraphentes Feuchtgrünland																																										
3	Senecioni-Brometum racemosi																				5,6	5,9	7,0																			
3	Senecioni-Brometum racemosi																				5,5	6,0	8,0																			
3	Senecioni-Brometum racemosi																				5,2	5,7	7,5																			
3	Senecioni-Brometum racemosi																				5,2	5,5	8,0																			
3	Senecioni-Brometum racemosi																				5,0	5,3	7,7																			
3	Senecioni-Brometum racemosi																				5,0	5,7	7,0																			
(2)	Juncus filiformis-Gesellschaft																				5,3	5,8	7,0																			
4/5	Angelico-Cirsietum oleracei																				5,0	6,1	7,1																			
4	Scirpetum sylvatici																				5,2	6,4	7,7																			
4	Scirpetum sylvatici																				5,2	6,0	7,0																			
4	Scirpetum sylvatici																				5,2	5,5	7,5																			
(3)	Carex cespitosa-Gesellschaft																				5,0	6,0	7,4																			
Vegök Typ 4: mesotraphentes Feuchtgrünland																																										
3	Senecioni-Brometum racemosi																				5,0	4,9	7,4																			
3	Senecioni-Brometum racemosi																				4,8	5,3	7,3																			
3	Senecioni-Brometum racemosi																				4,7	5,3	7,8																			
3	Senecioni-Brometum racemosi																				4,2	4,9	7,7																			
3	Angelico-Cirsietum oleracei																				5,0	5,4	7,2																			
4	Scirpetum sylvatici																				4,6	5,3	8,0																			
4	Scirpetum sylvatici																				4,5	5,2	7,8																			
4	Scirpetum sylvatici																				4,5	5,1	7,2																			
3	Juncus acutiflorus-Gesellschaft																				4,8	5,6	7,4																			
3	Juncus acutiflorus-Gesellschaft																				4,5	5,3	7,1																			
3	Juncus acutiflorus-Gesellschaft																				4,2	5,1	7,9																			
3	Juncus acutiflorus-Gesellschaft																				4,0	5,2	7,4																			
(2)	Juncus filiformis-Gesellschaft																				4,4	5,1	7,4																			
(2)	Carex cespitosa-Gesellschaft																				4,3	5,7	8,1																			
(3)	Juncus subnodulosus-Gesellschaft																				4,7	6,4	7,7																			
(2)	Juncus subnodulosus-Gesellschaft																				4,3	5,9	8,0																			
(2)	Juncus subnodulosus-Gesellschaft																				4,2	6,2	7,4																			
2	Junco-Molinietum caeruleae																				3,5	4,3	7,5																			
2	Junco-Molinietum caeruleae																				3,8	4,5	7,0																			
(2)	Caricetum fuscae																				2,5	3,5	8,6																			
(2)	Caricetum fuscae																				2,3	3,7	8,6																			
(2)	Carici canescens-Agrostietum caninae																				2,9	4,0	8,1																			
(2)	Pediculari-Juncetum filiformis																				3,2	4,1	8,3																			
(2)	Pediculari-Juncetum filiformis																				3,6	4,2	7,6																			
(2)	Pediculari-Juncetum filiformis																				4,0	4,6	8,0																			
(2)	Pediculari-Juncetum filiformis																				4,3	4,6	8,0																			

Tab. 13: „Zielsysteme“ (Vegök Typen 5 und 6 aus Tab. 11 bzw Abb. 10) für die Entwicklung einer Röhricht/Großseggenriedlandschaft (Zielkonzept 2) in Versumpfungs-, Überflutungs- und Talhangmooren Nordwestdeutschlands. Es handelt sich um nasse, weitgehend ungenutzte Großseggenrieder und Röhrichte (belegt durch n=815 Aufnahmen).

Die Unterteilung hinsichtlich der Trophie erfolgt schematisch nach mittleren Zeigerwerten (mittlere gewichtete Stickstoffzahl nach ELLENBERG et al. 1992). o = Artengruppe als differenzierende Trennartengruppe vorhanden, d = Art bildet Fazies (Dominanzbildung). Gefährdungseinstufung nach PREISING et al. 1990 bzw. ROSENTHAL et al. 1998 (Zahlen in Klammern): 2 akut vom Aussterben bedroht, 3 stark gefährdet, 4 gefährdet mit allgemeiner Rückgangstendenz, 5 durch Verarmung von Charakterarten gefährdet, 6 potentiell gefährdet, 7 nicht gefährdet.

differenzierende Artengruppen →	Arten des Magnocaricion und Phragmition										Arten der Flutrassen und Feuchtwiesen			Arten mesotropher Standorte			Ökologie nach Zeigerwerten																			
	Phragmites australis	Scheuchzeria palustris	Typha latifolia	Acrostichum spicatum	Lemna Spec.	Spartanium erectum	Carex gracilis	Equisetum fluviatile	Glyceria fluitans	Stium latifolium	Carex disticha	Phalaris arundinacea	Glyceria maxima	Rorippa amphibia	Cladium mariscus	Urtica dioica	Agrostis solonifera	Calluna palustris	Festuca rubra	Filipendula ulmaria	Holcus lanatus	Mysotis palustris	Agrostis canina	Potentilla palustris	Hydrocotyle vulgaris	Molinia caerulea	Sphagnum Spec.	Nährstoffzahl	Reaktionszahl	Feuchtezahl						
Rote Liste Niedersachsen																																				
Vegök Typ 5: eutraphente Nassbrachen																																				
4 Scirpo-Phragmitetum	d																																	7,1	7,1	9,8
4 Scirpo-Phragmitetum	d																																	6,8	7,2	9,7
4 Scirpo-Phragmitetum	d																																	7,2	7,2	9,7
4 Scirpo-Phragmitetum	d																																	6,2	6,8	9,1
7 Glycerietum maximae						o																												6,8	7,2	10,0
7 Glycerietum maximae							o																											7,1	7,1	9,3
7 Glycerietum maximae							o	o																										6,3	6,9	9,0
7 Glycerietum maximae								o	o																									5,8	6,5	8,8
7 Glycerietum maximae														o																				7,1	7,0	8,8
7 Glycerietum maximae																																		6,2	6,9	8,5
7 Glycerietum maximae								o	o																									5,9	6,7	8,3
7 Phalaridetum arundinaceae	o																																	6,8	7,1	8,2
7 Phalaridetum arundinaceae																		o																6,2	6,9	8,1
7 Phalaridetum arundinaceae																																		5,6	6,4	8,1
7 Phalaridetum arundinaceae												o																						6,3	6,9	8,0
4 Rorippo-Oenanthetum aquaticae								o																										6,1	6,7	9,1
4 Rorippo-Oenanthetum aquaticae																																		6,6	7,2	8,9
4 Caricetum pseudocyperii																																		6,1	6,8	9,4
4 Caricetum gracilis									o																									5,8	6,6	8,8
4 Caricetum gracilis										o																								5,3	6,8	8,5
4 Caricetum gracilis																																		5,2	5,6	8,4
4 Caricetum elatae																																		5,7	6,1	9,1
4 Caricetum elatae										o																								5,5	5,5	8,5
4 Caricetum paniculatae																																		5,3	6,2	8,9
4 Caricetum paniculatae																				o													5,0	6,2	8,2	
4 Caricetum paniculatae																																		5,5	6,3	8,0
4 Caricetum ripariae																																		5,5	6,5	8,6
4 Caricetum ripariae														o																				6,0	6,7	8,0
7 Caricetum acutiformis																																		5,2	6,5	8,7
3 Peucedano-Calamagrostietum canescentis																																		5,0	5,5	8,4
3 Peucedano-Calamagrostietum canescentis																																		5,5	6,1	8,3
7 Peucedano-Calamagrostietum canescentis												o																						5,4	6,2	8,0
3 Juncus subnodulosus-Gesellschaft													o																					5,3	7,5	9,0
Vegök Typ 6: (eu-) bis mesotraphente Nassbrachen																																				
4 Caricetum ripariae																o		o		o													4,5	5,5	8,2	
4 Caricetum ripariae																		o		o														4,6	5,2	8,3
4 Caricetum acutiformis																					o													4,5	5,6	8,9
4 Caricetum gracilis																							o											4,8	5,6	8,5
4 Caricetum elatae																																		4,3	6,2	9,2
4 Caricetum elatae																									o									5,0	5,2	9,2
4 Caricetum elatae																												o						4,1	4,8	9,0
4 Caricetum paniculatae																				o														4,3	5,3	8,3
4 Caricetum paniculatae																									o									4,9	5,6	8,9
3 Peucedano-Calamagrostietum canescentis																												o						4,1	4,8	9,1
3 Peucedano-Calamagrostietum canescentis																									o									4,0	4,4	8,8
3 Peucedano-Calamagrostietum canescentis																											o							4,0	5,0	8,1
3 Peucedano-Calamagrostietum canescentis																																		4,2	5,1	8,1
3 Juncus acutiflorus-Gesellschaft																																		3,9	4,9	8,0
3 Caricetum appropinquatae																			o															4,0	5,2	8,1
3 Caricetum appropinquatae																																		3,4	4,7	8,2
3 Caricetum appropinquatae																																		3,9	5,0	8,7
(3) Caricetum rostratae																																		4,2	4,6	8,8
4 Caricetum vesicariae																																		4,7	5,5	8,8
? Equisetum fluviatile																																	4,2	5,4	8,9	

4.3.2.2 *Theoretische Sukzessionsserien für Niedermoore*

Die Zielsysteme und die Zielprozesse werden zu einem theoretischen Sukzessionsschema (Abb. 11) zusammengefasst, in das die bisher vorhandenen Kenntnisse über die standortsdegradierenden Prozesse eingehen (vgl. JENSEN & SCHRAUTZER 1999). Die Umkehrung dieser Prozesse ist zunächst rein hypothetischer Natur und bedarf der Überprüfung. Die Ergebnisse dieser Prozessumkehrung sollen in Kap. 5 und 6 bewertet werden.

Veränderungen der ökologischen Rahmenbedingungen lösen Sukzessionen aus, die neuen Zuständen zustreben. Bei Grünlandsukzessionen handelt sich um sekundäre Sukzessionen mit „geschlossenen Ausgangsbedingungen“. Die Entwicklung beginnt auf reifen Böden, die eine mehr oder weniger dichte Vegetationsnarbe aufweisen. Das Ziel ist es, progressive Sukzessionen einzuleiten, die zu artenreichen, komplex strukturierten Offenland-Pflanzengesellschaften führen.

Die realen Sukzessionsverläufe, Zeitdauern und die Persistenz der einzelnen Stadien innerhalb des Sukzessionsschemas (Abb. 11) sind nur partiell durch Daueruntersuchungen belegt. Die Brachestadien, die bei ungestörter Sukzession aus artenreichen Feuchtwiesen entstehen, teilweise auch die durch Wiederbewaldung entstehenden Pionierwaldgesellschaften, sind durch Wiederholungskartierungen über Zeiträume von 30 bis 40 Jahren gut untersucht (FRESE 1994, ROSENTHAL 1992a, MÜLLER et al. 1992, MÜLLER & ROSENTHAL 1998, RUTHSATZ 1998). Die Persistenz der einzelnen Sukzessionsstadien ist variabel und neben der Vornutzung und den Standortbedingungen auch von der umgebenden Vegetation abhängig (siehe Kap.5). Auch die regressiven Sukzessionen von historischem, artenreichen Feuchtgrünland zu artenarmen Grünlandfolgesellschaften oder gar Ackervegetation sind gut dokumentiert (MEISEL & HÜBSCHMANN 1976, GANZERT & PFADENHAUER 1988, ROSENTHAL & MÜLLER 1988, DIERSCHKE & WITTIG 1991, FRESE 1994).

Die angestrebten Regenerationssukzessionen vom Intensivgrünland oder Acker zu artenreichem Feuchtgrünland dagegen ist nur durch relativ kurzzeitige Detailuntersuchungen belegt, z.B. im nordwestdeutschen Flachland durch die Arbeiten von SCHWARTZE 1992, ROSENTHAL 1992a, HELLBERG 1995, JANHOFF 1996 und KUNDEL 1998, aus Holland von BAKKER 1989, OOMES & VAN DER WERF 1996 sowie aus Süddeutschland von KAPFER 1988, LUICK 1996 und PATZELT 1998.

Für die Erreichung der verschiedenen Zielsysteme ist entscheidend, inwieweit die Zielprozesse eingeleitet werden können. Irreversible Standortveränderungen und die landschaftsweit wirksame, atmogene Eutrophierung begrenzen die möglichen Erfolge a priori. Das Bemühen um Wiedervernäsung und Aushagerung läuft diesen Prozessen entgegen. Die Erreichung von Ziel 1 erscheint somit aus bodenhydrologischer und –chemischer Sicht schwierig.

Bei der Verbrachung führt das Aufhören der anthropogenen „Störung“ zu tiefgreifenden Veränderungen des Konkurrenzgleichgewichts, indem sich störungsempfindliche, vorher durch das Nutzungsregime unterdrückte Arten durchsetzen. Diese durch Nutzungsaufgabe initiierten Prozesse verlaufen richtungsgleich mit einigen wichtigen Zielprozessen (Abb. 11). Ob allerdings mesotrophe Standortbedingungen zu erreichen oder zu erhalten sind, wird in Kap.5 untersucht.

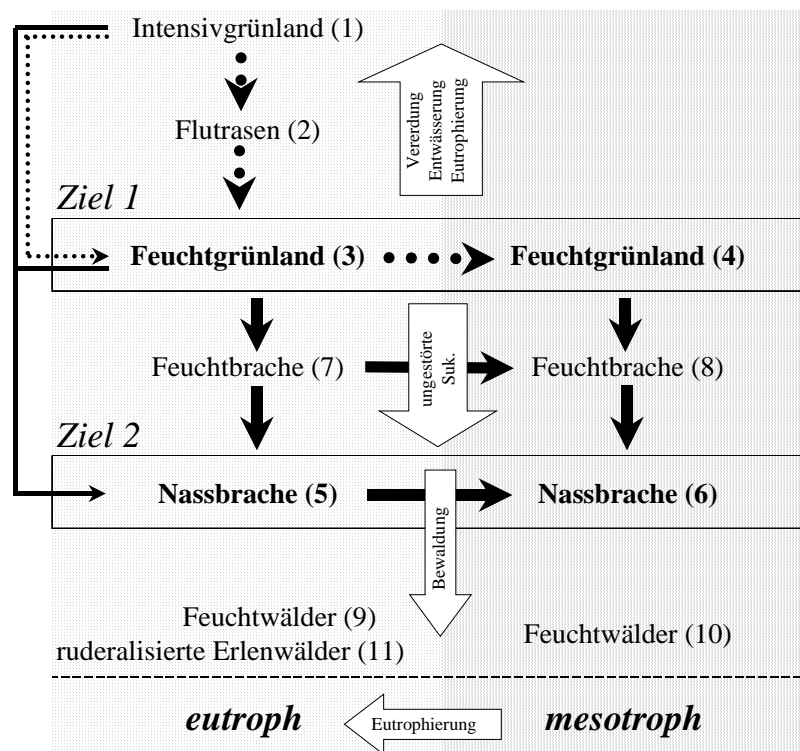


Abb. 11: Zielsysteme und Zielprozesse für die Renaturierung von Feuchtgrünland: die jeweiligen Zielsysteme sind eingerahmt (Gruppennummern aus Tab.9 in Klammern); die Zielprozesse zur Erreichung von Ziel 1 sind gepunktet, die zur Erreichung von Ziel 2 durchgezogen gezeichnet; die landschaftsweiten oder bereits abgelaufenen und weitgehend irreversiblen Prozesse sind in den offenen Pfeilen dargestellt.

4.3.2.3 Verteilung von Artengruppen in den Vegetationsökologischen Typen (Vegök Typen) und im Sukzessionsgradienten

4.3.2.3.1 Pflanzensoziologische Gruppen

Die pflanzensoziologische Zugehörigkeit einer Art indiziert ihren ökologischen Schwerpunktbereich. Soziologische Spektren der Vegök Typen offenbaren daher nicht nur die pflanzensoziologische, sondern auch die ökologische Amplitude der Artengruppen. Interessant ist in diesem Zusammenhang vor allem, wo die pflanzensoziologischen Artengruppen außerhalb ihrer Schwerpunktbereiche noch vorkommen und erhalten werden können (Tab. 14). Arten der Ackerwildkrautfluren haben ihren Schwerpunkt innerhalb der betrachteten Serie von Vegök Typen im Intensivgrünland (Vegök Typen 1 und 2) und in ruderalisierten Erlenwäldern (Vegök Typ 11) anzutreffen. Weiter verbreitet sind die Flutrasenarten. Feuchtwiesenarten gehören zum Artenbestand aller feuchten bis nassen, nicht intensiv genutzten Pflanzengesellschaften des hier betrachteten Ausschnitts von Pflanzengesellschaften. Sie sind im Intensivgrünland und ruderalisierten Erlenwäldern kaum vertreten. Kleinseggenriedarten konzentrieren sich in allen mesotraphenten Ausbildungen feuchter und nasser Pflanzengesellschaften und sind auch in mesotraphenten Erlenbruchwäldern (Vegök Typ 10) stark beteiligt. Mit hohen Stetigkeitssummen und Artenzahlen sind die Röhricht- und Großseggenriedarten in allen Vegök Typen außer im Intensivgrünland (Vegök Typ 1,2), frischen Extensivgrünland (Vegök Typ 14,15) und frischen Stromtalgrünland (Vegök Typ 13) vertreten. Arten der Mädesüßfluren finden sich schwerpunktmäßig in eutrophen Feuchtwäldern (Vegök Typ 9), darüber hinaus aber in Röhrichten, Großseg-

genriedern (Vegök Typ 5 bis 7) und in Feuchtgrünland (Vegök Typ 3,4). Die Arten „nitrophiler Krautfluren“ (Artemisieta) haben ihren Schwerpunkt in eutrophen Feuchtwäldern (Vegök Typ 9), ruderalisierten Erlenwäldern (Vegök Typ 11), frischem Stromtalgrünland (Vegök Typ 13) und frischem Intensivgrünland (Vegök Typ 1), ähnlich wie die Arten der Ackerwildkrautfluren. Frischwiesenarten (Arrhenatheretalia) sind in Feuchtwäldern, Feuchtgrünland und Röhrichten nur selten anzutreffen und haben ihren Schwerpunkt im Extensivgrünland frischer Standorte (Vegök Typ 13 bis 15). Eine ähnliche, wenngleich nicht so stark akzentuierte Verteilung zeigen die allgemein verbreiteten Grünlandklassenkennarten (Molinio-Arrhenatheretea). Magerrasenarten sind außer in mesotraphenten, frischen Grünland- und Heidegesellschaften (Vegök Typ 13,15) in nennenswerten Mengen nur im mesotraphenten Feuchtgrünland (Vegök Typ 4) vertreten.

Tab. 14: Verteilung von pflanzensoziologischen Gruppen auf die Vegök Typen der Tab. 11.

Arten der „Ackerwildkrautfluren“ umfassen Chenopodietea und Secalietea, der „Flutrasen“ Agrostietea, Bidentetea, Plantaginetea und Isoeto-Nanojuncetea, der „Feuchtwiesen“ Calthion, Molinion, Cnidion und Juncion acutiflorae, der „Kleinseggenrieder“ Scheuchzerio-Caricetea, der „Röhrichte/Großseggenrieder“ Phragmitetea, der „Mädesüßfluren“ Filipendulion und Calystegion, der „nitrophilen Krautfluren“ Artemisieta und Agropyretea, der „Frischwiesen“ Arrhenatheretalia, des „Grünlandes“ Molinio-Arrhenatheretea, der „Magerrasen“ Nardo-Callunetea, Sedo-Sclerenthetea und Festuco-Brometea Arten.

Für jede Kategorie wurden prozentuale Stetigkeitswerte und Artenvorkommen pro Vegök Typ summiert und die signifikante Abweichung von der erwarteten Verteilung durch einen Chi-Quadrat-Mehrfeldertest errechnet. **Fett (hinterlegt):** Wert weicht signifikant vom Erwartungswert ab. **Fett (hinterlegt):** höchste Abweichung vom Erwartungswert. Signifikanzniveaus in %

Vegök Typen n. Tab. 9	Soziologische Zugehörigkeit	Anzahl Aufnahmen	Intensivgrünland		Ziel 1 Feuchtgrünland		Ziel 2 Brachen				Feuchtwälder			anderes Extensivgrünland				Signifikanzniveau
			Feuchte Trophie		feu	feu/naß meso	naß eu	naß meso	feu eu	feu meso	feu/naß eu	frisch eu	feu/naß meso	feu/naß eu	frisch eu/meso	frisch eu	frisch meso	
			1	2														
Σ Stet		178	409	183	543	523	292	309	84	450	169	110	48	329	839	298		
AZ																		
Ackerwildkrautfluren	Σ Stet	49	14		1					5	12	3		24	13	17	0,1	
	AZ	14	6		1					3	4	2		7	6	3	0,1	
Flutrasen	Σ Stet	379	295	57	82	27	25	94	64	24	14	36	113	95	146	51	0,1	
	AZ	23	29	10	15	11	7	18	8	13	5	4	10	14	18	8	0,1	
Feuchtwiesen	Σ Stet	48	89	388	585	120	262	353	601	223	82	146	191	152	130	93	0,1	
	AZ	11	14	24	26	23	22	25	23	21	11	15	14	35	21	18	n.s.	
Kleinseggenrieder	Σ Stet	13	67	61	392	25	265	30	242	25	40	198	104	22	42	35	0,1	
	AZ	3	11	10	22	12	19	11	15	10	5	12	8	9	12	11	n.s.	
Röhrichte/Rieder	Σ Stet	32	218	321	385	454	503	318	395	337	107	395	414	26	60	4	0,1	
	AZ	11	23	24	33	46	41	34	27	31	21	31	20	10	19	4	0,1	
Mädesüßfluren	Σ Stet	15	16	101	93	73	85	124	114	132	37	39	71	39	29	12	0,1	
	AZ	4	6	10	10	10	8	14	9	15	7	4	4	8	6	5	n.s.	
nitrophile Krautfluren	Σ Stet	103	43	7	13	22	6	53	16	164	115	15	2	163	82	91	0,1	
	AZ	11	8	5	6	5	6	6	4	15	9	2	1	18	13	11	5,0	
Frischwiesen	Σ Stet	159	95	100	120	1	5	19	39	3	5	1	109	562	515	443	0,1	
	AZ	10	11	14	12	3	5	8	7	2	3	1	6	29	24	24	0,1	
Grünland (Klasse)	Σ Stet	317	156	392	504	57	161	338	552	73	41	68	149	657	689	569	0,1	
	AZ	16	15	15	17	12	13	14	14	8	5	5	7	18	18	18	n.s.	
Magerrasen	Σ Stet	4	9	8	43	0,3	7	1	4	2	4	5		87	65	443	0,1	
	AZ	1	2	2	13	1	3	1	1	3	4	3		29	21	58	0,1	

4.3.2.3.2 Rote Liste-Arten

Erste Hinweise für Schutzprioritäten liefert die Verteilung von gefährdeten Arten. Als Indikatoren wurden die Gefährdungsstufen der Roten Liste Niedersachsen/Bremen (GARVE 1993) und die Ordinalzahlen zur Änderungstendenz von ELLENBERG et al. 1992 herangezogen, die auf dem „Atlas der Gefäßpflanzen“ von HAEUPLER & SCHÖNFELDER 1988 beruhen. Ungefährdete Arten sind innerhalb der Niedermoorsukzessionsserie (Vegök Typen 1 bis 11) überproportional in ruderalisierten Erlenwäldern (Vegök Typ 11) und im Intensivgrünland (Vegök Typen 1 und 2) vertreten, nach ELLENBERG im wesentlichen die Arten „mit Ausbreitungstendenz“ bzw. die „unveränderten“ Arten. Das Artenpotential für diese sich ausbreitenden Arten ist offenbar nicht im Feuchtgrünland zu finden, sondern in den frischen, eutraphenten Grünlandgesellschaften (z.B. *Dactylis glomerata* und *Stellaria*

media). Nur im Intensivgrünland und im ruderalisierten Erlenwald stellt diese Artengruppe nicht die kleinste Gruppe, was die Bedeutung solcher anthropogen stark überprägten Standorte für die Ausbreitung dieser Arten hervorhebt. Dort hat auch die wesentlich artenreichere Gruppe der „Unveränderten“ ihren Schwerpunkt: das Intensivgrünland rekrutiert 65% seines Artenbestandes, der ruderalisierte Erlenwald 40% aus dieser Artengruppe.

Gefährdete Arten hingegen konzentrieren sich in mesotraphenten Ausbildungen von Feuchtwiesen, Großseggenriedern, Röhrichten und frischen Grünland- bzw. Heidegesellschaften. Allein der letztgenannte Vegök Typ 15 (mesotroph, frisches Grünland) beherbergt 94 Arten der Roten Liste und rekrutiert 43% seines Gesamtartenbestandes aus der Gruppe der „schwindenden Arten“ (Tab. 15). Die höchsten Stetigkeitssummen für Rote Liste Arten und die „fast verschwundenen“ Arten finden sich in mesotraphentem Feuchtgrünland und Kleinseggenriedern. Aus Sicht zurückgehender Pflanzenarten ist diesen Vegök Typen somit die höchste Schutzpriorität einzuräumen.

Tab. 15: Verteilung von gefährdeten Arten der Roten Liste Niedersachsen/Bremen (GARVE 1993) und Arten unterschiedlicher Änderungstendenz (ELLENBERG et al. 1992) auf die Vegök Typen der Tab. 11.

Für jede Kategorie wurden prozentuale Stetigkeitswerte und Artenvorkommen pro Vegök Typ summiert und die signifikante Abweichung von der erwarteten Verteilung durch einen Chi-Quadrat-Mehrfeldertest errechnet. **Fett (grau hinterlegt)**: Wert weicht signifikant vom Erwartungswert ab. **Fett (grau hinterlegt)**: höchste Abweichung vom Erwartungswert. Signifikanzniveau in %

Vegök Typen n. Tab. 9	Anzahl Aufnahmen	Intensivgrünland		Ziel 1 Feuchgrünland		Ziel 2 Brachen				Feuchtwälder			anderes Extensivgrünland				Signifikanzniveau	
		Trophie	frisch	feu	feu	feu/naß	naß	naß	feu	feu	feu/naß	frisch	feu/naß	feu/naß	frisch	frisch		frisch
			eu	eu	eu	meso	eu	meso	eu	meso	eu	eu	meso	eu	eu/meso	eu		meso
		1	2	3	4	5	6	7	8	9	11	10	12	13	14	15		
Gefährdungsgrad		178	409	183	543	523	292	309	84	450	169	110	48	329	839	298		
Ungefährdete Arten	Σ Stet	1428	1181	1535	2040	817	1124	1441	1918	2332	1703	1781	1308	2185	2141	2000	0,1	
	AZ	115	125	109	140	114	111	124	96	213	161	129	62	160	144	130	10,0	
Gefährdete Arten	Σ Stet	58	111	287	640	140	461	193	500	290	119	342	251	383	251	521	0,1	
	AZ	14	29	36	64	45	49	42	37	73	27	40	22	89	58	94	0,1	
Ausbreitungstendenz																		
starke Ausbreitung	Σ Stet	81	22	2	4	1	0	1	2	14	21	8	2	142	63	45	0,1	
	AZ	5	4	2	3	1	1	2	1	6	7	4	1	5	6	4	n.s.	
unverändert	Σ Stet	997	752	1028	1325	496	646	1000	1235	1988	1408	1325	829	1465	1491	1340	0,1	
	AZ	84	88	75	92	71	69	83	63	176	124	92	41	115	99	94	1,0	
schwindend	Σ Stet	193	290	459	958	329	682	378	740	405	245	564	461	516	440	771	0,1	
	AZ	27	41	47	74	60	61	54	46	76	41	54	25	94	73	97	1,0	
fast verschwunden	Σ Stet	8	41	66	116	20	81	32	94	21	7	55	53	36	32	32	0,1	
	AZ	2	12	10	21	15	19	15	12	11	5	8	9	17	11	16	5,0	
ohne Einstufung	Σ Stet	208	187	267	277	111	176	222	348	195	141	172	215	409	366	332	0,1	
	AZ	11	9	11	14	12	10	12	11	17	11	11	8	18	13	13	n.s.	

4.3.3 Kritische Betrachtung von Zielsystemen und Zielarten

Unter dem Primat des „individualistischen Konzepts“ der Phytozönose (DRURY & NISBET 1973) sind die Pflanzenarten mit ihren spezifischen „physiologisch-morphologischen Eigenschaften“ (ELLENBERG 1956) die Einzelbausteine, die sich entsprechend der abiotischen und biotischen Rahmenbedingungen zu Gemeinschaften zusammenfinden. Pflanzengesellschaften gehören wissenschaftstheoretisch zu einer übergeordneten Systemebene, was manche Autoren zu einer quasi-organismischen Betrachtungsweise bewog (CLEMENS 1916, ODUM 1969, TÜXEN 1955). Die Pflanzengesellschaft ist jedoch nicht als starre, wie ein Organismus gesetzmäßig aus essentiellen Einzelorganen zusammengesetzte Einheit aufzufassen: sie ist vielmehr ein statistisches Konzept, wobei Charakter- und Trennarten hohe Stetigkeiten innerhalb der durch sie gekennzeichneten Untergruppe haben und zu ihrer Erkennung und Benennung herangezogen werden können (DIERSCHKE 1994). Vegetationsgrenzen sind in der Regel durch kontinuierliche ökologische und floristische Übergänge gekennzeichnet; die Klassengrenzen innerhalb dieses Kontinuums können daher unterschiedlich definiert werden, was im wesentlichen auf Übereinkünften beruht und sich nach dem Zweck der Untersuchung richtet. Einzelne Arten überlappen mehr oder weniger weit in den einen oder anderen Bereich hinein, was dann zur Abgrenzung sich gegenseitig ergänzender Untergruppierungen in floristisch-ökologisch benachbarten Pflanzengesellschaften führt.

Innerhalb der Trennartengruppen gilt das Stellvertreterprinzip: nicht alle Arten einer soziologischen Trennartengruppe müssen vorhanden sein, um die Gruppenzuweisung eines Pflanzenbestandes zu einem bestimmten Typ, z.B. zu einer Pflanzengesellschaft vornehmen zu können. Das Fehlen oder Vorhandensein bestimmter Arten innerhalb dieser Gruppen kann aber sehr feine ökologische Veränderungen anzeigen, ohne dass sich vorerst die pflanzensoziologische Einordnung des betrachteten Pflanzenbestandes ändert: die exakte Zusammensetzung eines Pflanzenbestandes ist innerhalb von Typusgrenzen variabel, so dass sich Veränderungen schleichend, ohne Überschreitung derselben vollziehen können.

Das bisher Gesagte macht deutlich, dass neue Konstellationen von ökologischen Faktoren auch neu zusammengesetzte Pflanzenbestände bedingen. Sie können durch konservative Ableitungsregeln in das traditionelle pflanzensoziologische System eingebaut werden (DIERSCHKE 1988). Dies haben z.B. die Veränderungen im Grünland unter ganz neuen, bei der Beschreibung seiner Pflanzengesellschaften in den 1960er Jahren noch unbekanntem Bewirtschaftungseinflüssen gezeigt (MEISEL 1977, ROSENTHAL & MÜLLER 1988). Bei dem Versuch der Wiederherstellung historischer Bedingungen ergeben sich nun aufgrund unterschiedlich gut reversibler Standortsveränderungen und veränderter biologischer Rahmenbedingungen neue Faktorenkonstellationen und somit neue, uns heute nur ansatzweise bekannte Pflanzenbestände. Ihre Zusammensetzung ist entsprechend des Primats der darwinschen Selektionstheorie und des individualistischen Phytozoenosekonzepts über Eigenschaften, Verhaltensmuster und Strategien von Pflanzenarten eher zu ermitteln als über Systemeigenschaften (DRURY & NISBET 1973, HUSTON & SMITH 1987). Erfolgreiche Versuche zur kausalen Erklärung und Vorhersage von Vegetationsveränderungen setzten deshalb auf der Artebene an: die Funktionalität von Arteigenschaften im Bezug zu den ökologischen Bedingungen ist der Schlüssel für das Verstehen und die Vorhersage von Vegetationsveränderungen (GRIME 1979, VAN DER VALK 1981, ROSENTHAL 1992a, KEDDY 1992, ROSENTHAL & FINK 1996, KLEYER 1997, GIGON & LEUTERT 1996, MÜLLER & ROSENTHAL 1998).

Aus diesen Überlegungen resultiert, dass sich die Phytozoenose nicht als Zielkonzept eignet, wenn daraus feste floristische Zusammensetzungen von Zielsystemen, die so erreicht werden müssen,

abgeleitet werden sollen. Als Leitmotiv auf der Systemebene und Repräsentanten eines angestrebten, ökologischen Faktorensatzes jedoch spannen sie einen Artenpotentialraum auf, aus dem Indikatorarten für Standortsveränderungen und Zielarten für die Bewertung der Zielerreichung zu extrahieren sind (BAKKER et al. 2000). Zielsysteme haben somit eine Mittlerfunktion, um vom abiotischen Umweltqualitätsziel zu (Ziel- und Indikator-) Pflanzenarten zu gelangen (Arten = kleinste Bestandteile eines Ökosystems). Über weit gefasste Zielsystemgruppen, z.B. die hier abgegrenzten vegetationsökologischen Typen (Vegök Typen) können Rahmenbedingungen für die Nutzung, Feuchte und Trophie als Ziel vorgegeben werden, bei denen Pflanzenarten mit bestimmten Wahrscheinlichkeiten vorkommen bzw. wieder erscheinen müssten, wenn die Standortbedingungen diesen Zielen angenähert werden. Bei den sich neu konstituierenden Artengemeinschaften erfolgt eine Selektion aus dem Artenpool der Landschaft, der durch den standortsspezifischen Potentialraum abgegrenzt ist.

Auf die großen Erwartungen, die an den Einsatz von Zielarten in der Naturschutz- und Landschaftsplanung geknüpft sind, haben u.a. PIRKL & RIEDL 1991 hingewiesen. Sie betonen gleichzeitig allerdings, dass es kein allgemeingültiges Zielartensystem geben kann, sondern dieses z.B. im Sinne der „management indicator species“ (WOODRUFF 1989) ziel- und anwendungsorientiert aufbereitet werden muss. So wurde von RECK et al. 1996 für Baden-Württemberg ein landesweit gültiges Zielartenkonzept erarbeitet. Arten wurden als primäre Bezugsgröße herangezogen, „weil diese eine vergleichsweise geringe Veränderlichkeit innerhalb planerisch relevanter Zeiträume aufweisen“. „Sie sind ein stabiles Bezugssystem“ (WALTER et al. 1998).

Der Vorteil von Zielarten besteht weiterhin darin, dass sich aus der Formulierung der Naturschutzziele mit ihrer Hilfe gleichzeitig Zielgrößen für die erforderliche Umweltqualität und Indikatoren für die Einschätzung der Standortbedingungen sowie die Bewertung des Zielerreichungsgrades biotop- und naturraumspezifisch herleiten lassen (PLACHTER 1994). Die Anwendung von Rückgangs- und Seltenheitskriterien für ihre Auswahl ist zweckmäßig, weil es sich meist um stenöke, konkurrenzschwache und/oder störungsempfindliche Arten handelt, die sich daher auch als Indikatoren für Standortsveränderungen besonders gut eignen. Andererseits besteht bei der Konzentration auf relativ wenige Rote-Liste-Arten oder „key stone species“ (WOODRUFF 1989) die Gefahr, dass sie für eine Maßnahmenkontrolle zu selten sind und dass sich konkurrierende Bewertungen aus der Sicht unterschiedlicher Zielarten ergeben. Deshalb schlagen RECK et al. 1996 Zielartenkollektive vor, die mehrere Anspruchstypen abdecken. Das breite Wissen über die Standortoptima von Pflanzenarten (u.a. LANDOLT 1977 und ELLENBERG et al. 1992) eignet sich zur Indikation der dort verschlüsselten Faktoren Klima, Boden, Wasser- und Salzhaushalt.

Die Vor- und Nachteile des Einsatzes von Indikator- (speziell Pflanzen-) arten in der Naturschutz- und Landschaftsplanung sollen nachfolgend, sofern nicht schon geschehen, stichpunktartig ergänzt werden:

- Pflanzen integrieren über die Zeit und filtern ökologisch relevante von nicht relevanten, z.B. nur fluktuativen Standortsveränderungen. Dies begründet auch den entscheidenden Vorteil gegenüber physikalisch-chemischen Meßmethoden, die zumindest bei vertretbarem Zeitaufwand nur kurze, in ihrer ökologischen Relevanz oft fragliche Zeitausschnitte beleuchten.
- Durch die bei langlebigen Arten, wie Bäumen, starke zeitliche Integration können sich bei Standortsveränderungen Hysteresiseffekte ergeben, die Standortsaussagen verfälschen („Hinterherhinken“ der erwarteten Sukzession). Um dies zu vermeiden, sollte die gesamte Pflanzengemeinschaft, insbesondere stenöke Artengruppen in die Beobachtung einbezogen werden, da sie in ihrer Gesamtheit oft in „erstaunlich feiner Weise“ den Standort und Standortsveränderungen durch Verschiebungen der Konkurrenzbedingungen abzubilden vermögen (ELLENBERG 1956). Zusätzlich könnten kurzlebige,

rasch reagierende Pflanzenarten (in Feuchtwiesen z.B. *Bromus racemosus* oder *Senecio aquaticus*) oder auch sensible populationsbiologische Parameter, z.B. die Blühintensität in Indikatorenkollektive übernommen werden (KRÜSI 1981, WEBER & PFADENHAUER 1987, SUNDERMEIER & MAHN 1997).

- Umgekehrt können nach der Wiederherstellung geeigneter Standortbedingungen lag-Phasen wegen fehlender Invasion der potentiell zu erwartenden Arten eintreten, in denen eine Erfolgsbewertung anhand biologischer Indikatoren nicht möglich ist. Zielartensysteme müssen daher an die lokalen floristischen Potentiale und Invasionsbedingungen angepasst werden. Insbesondere spielen hier die Landschaftsstruktur, Ausbreitungswege und –agentien eine Rolle. Aus räumlichen Kontakthäufigkeiten zu Quellbiozönosen können zeitliche Invasions- und sukzessionale Übergangswahrscheinlichkeiten sowie Rangfolgen von Zielindikatoren unterschiedlicher Indikationsstärke abgeleitet werden.
- Die historische Dimension von Standortveränderungen, die nicht direkt messend begleitet werden konnten, ist über den Vergleich zwischen altem und neuem floristischem Aufnahmestoffmaterial erschließbar („aus den Wirkungen auf die Ursachen schließen“, z.B. ROSENTHAL & MÜLLER 1988)
- Durch die Integration aller für sie essentiellen Wachstumsbedingungen signalisieren Pflanzenarten mit ihrem Dasein den Zustand des gesamten Standortfaktorenkomplexes.
- Unter Berücksichtigung aller Indikatorwerte eines Pflanzenbestandes gewinnt man eine „Beurteilungsgröße, die Vergleiche und überraschend feine Abstufungen gestattet. Durchschnittswerte aller sieben in der Übersichtstabelle berücksichtigten Faktoren ermöglichen eine vorläufige ökologische Charakterisierung von Pflanzengesellschaften“ (ELLENBERG et al. 1992, S.12). Die Zeigerwerte sagen allerdings nichts über die Standortsamplitude hinsichtlich eines Umweltfaktors aus, sondern geben nur Optimalbereiche an. Die Amplitude lässt sich entweder direkt durch Messungen an den jeweiligen Standorten dieser Art ermitteln oder indirekt über die ökologische Interpretation der assoziierten soziologischen Artengruppen und über Zeigerwertspektren (z.B. REIF et al. 1985).
- Die Zeigerwerte von Ellenberg sind teilweise Integralparameter, die einen ganzen Faktorenkomplex oder auch je nach Standort verschiedene Einzelfaktoren widerspiegeln. So zeigt die N-Zahl nicht in jedem Falle tatsächlich die N-mineralisation an, sondern den Ertrag, der durch die Verfügbarkeit des jeweils primär limitierenden Nährstofffaktors oder auch durch die Fähigkeit einer effizienten Nährstoffrückverlagerung im Pflanzenorganismus begrenzt ist (BRIEMLE 1991, UCHTMANN 1994).
- Das durch die Zeigerwerte unterstellte Verhalten einer Art gegenüber einem Umweltfaktor ist meist nicht unabhängig von den anderen Bedingungen am Standort.
- Der Indikatorwert einer Art stimmt nur für klimatisch-geographisch beschränkte Räume. Dieses Problem ist immer dann gegeben, wenn die Inzidenz zwischen Artvorkommen und Standort nur korrelativer Art ist. Bestimmte essentielle Wachstumsfaktoren finden Populationen einer Art z.B. in SO-Europa unter ganz anderen (z.B. bodenkundlichen) Rahmenbedingungen als in Mitteleuropa. Aufgrund dieser „relativen Standortskonstanz“ können für große Räume (z.B. Mitteleuropa) indifferente Arten in regionalem Maßstab engere Amplituden aufweisen („regionale Stenökologie“). Die Regionalisierung oder Spezifizierung von Zeigerwerten für bestimmte Systeme könnte in vielen Fällen die Standortsansprache präzisieren. Innerhalb der Feuchtwiesen etwa ist das Verhalten gegenüber Überschwemmungsdauer und Wechselfeuchtigkeit quantifizierbar, was wesentlich bessere Indizierungen erlaubt (LIENKAMP 1993).
- Die Indikatoreigenschaften von Pflanzenarten können für Zwecke der Vorhersage und Einschätzung von Renaturierungserfolgen präzisiert werden, indem z.B. andere Lebenseigenschaften (Wuchs-, Lebensformen, Samenausdauer, Ausbreitungsfähigkeit) einbezogen werden (s. Kap.6). Teilweise ist die Kenntnis qualitativer Merkmale einer Quantifizierung durch Zeigerwerte vorzuziehen, weil die

Standortsbedingungen, z.B. Nutzung schwer zu quantifizieren sind und sich aus vielen ökologisch wirksamen Einzelparametern zusammensetzen. Biologische Risikofaktoren sind bisher für nur wenige Arten bekannt (KORNECK et al. 1998).

4.3.4 Ableitung von Zielarten

4.3.4.1 Kriterien für die Zielartenauswahl

Zur Erfolgsbewertung von Renaturierungsmaßnahmen sind Zielartenkollektive mit abgestufter Indikationsstärke, Häufigkeit und Etablierungswahrscheinlichkeit notwendig (s. WOODRUFF 1989, PIRKL & RIEDL 1991, REICH 1994). Als Bewertungsparameter wird die standörtliche Amplitude der Art und die Einnischung innerhalb der betrachteten Sukzessionen herangezogen. Dazu wird im Folgenden das Sukzessions- und Standortpotential (SSP) der Arten beschrieben. Es besteht für jede Art aus einem Sortiment unterschiedlicher Vegök Typen, in denen sie mit bestimmten Wahrscheinlichkeiten vorkommen kann. Je nach dem, ob eine Art ausschließlich in gefährdeten Vegök Typen vorkommt oder durch Vorkommen in ungefährdeten abgesichert ist, wird ihr Gefährdungsgrad höher oder geringer bewertet.

Die Summe aller SSP's spannt einen Erwartungsraum auf, in dem Arten potentiell vorkommen können und bietet gleichzeitig ein Bewertungssystem, in dem die Erfolge und Misserfolge von Renaturierungsmaßnahmen durch Pflanzenarten beurteilt und bilanziert werden können. Mit der regelhaften, standortsspezifischen Ableitung des Zielartenkollektivs ist der Forderung nach Nachvollziehbarkeit, Spezifizierung und Definition eines Gültigkeitsraums Rechnung getragen (HEIDT et al. 1997). Das Standorts- und Sukzessionspotential (SSP) bietet die Möglichkeit konkurrierende Bewertungen aus einer übergeordneten Sicht zu beurteilen und zu Prioritätensetzungen zu gelangen.

4.3.4.1.1 Kriterium Rückgang und pflanzensoziologische Einnischung

Als erstes Auswahlkriterium wurde die Verteilung der Artvorkommen über die in Tab. 11 dargestellten 15 Vegök Typen herangezogen: nur Arten mit deutlichem pflanzensoziologischem Schwerpunkt in einer dieser Gruppen wurden in diese Vorauswahl hereingenommen. Dabei kam der Chi-Quadrat Mehrfeldertest zur Anwendung, wobei nur Arten selektiert wurden, die über dem zum Signifikanzniveau von 0,1% gehörigen χ^2 -Wert lagen.

In einem zweiten Schritt wurden aus diesem Artenkollektiv jene selektiert, die den Pflanzengesellschaften von Zielkonzept 1 (Feuchtwiesen) und 2 (Großseggenrieder, Röhrichte) vorkommen und bestimmte Rückgangs- und Gefährdungskriterien erfüllen. Als erstes wurde die für alle mitteleuropäischen Pflanzenarten von ELLENBERG et al. 1992 eingeschätzte „Änderungstendenz“ zur weiteren Eingrenzung der Artenliste benutzt. Dabei wird die Veränderung der Frequenz sowie der Zahl der Wuchsorte innerhalb der Rasterfelder (Messtischblätter 1:25.000 innerhalb der Grenzen der alten BRD) des „Atlas der Farn- und Blütenpflanzen“ von HAEUPLER & SCHÖNFELDER 1988 in den letzten Jahrzehnten mit Ordinalzahlen von 1 bis 9 quantifiziert. Als Zielarten wurden die durch einen mehr oder minder starken Rückgang (Änderungstendenz 1-4) betroffenen Arten ausgewiesen. Durch den bundesweiten Rückgang kann eine potentielle Gefährdung dieser Arten durch weitere Lebensraumzerstörung unterstellt werden.

Sofern dadurch noch nicht erfasst, wurden die in der Roten Liste Niedersachsen/Bremen als gefährdet eingestuften Arten hinzugenommen. Zumindest als potentiell gefährdet können auch diejenigen Pflanzenarten gelten, deren enge ökologische Amplitude durch ihre enge soziologische Einni-

schung in Phragmitetea- oder Molinietalia-Gesellschaften dokumentiert ist und die damit charakteristische Arten der Zielsysteme darstellen.

Tab. 16: Eingrenzung der durch die Vegök Typen der Tab. 11 erfassten Artenzahlen (Gefäßpflanzenarten) mit den im Text erläuterten Selektionskriterien.

Bezugsgröße	Artenzahlen (Gefäßpflanzen)
in allen 15 Vegök Typen	599
in Vegök Typen 1 bis 11 (Niedermoorserie)	473
in Ziel 1-Gesellschaften (Feuchtgrünland)	214
gefährdete Ziel 1-Arten	142
in Ziel 2-Gesellschaften (Röhrichte/Großseggenrieder)	187
gefährdete Ziel 2-Arten	129

4.3.4.1.2 Kriterien für die Tabellengliederung und Bewertung der Gefährdungsstufen der Vegök Typen

Hier erfolgt die Zuordnung von Arten zu Sukzessionsstadien innerhalb der Niedermoorserie (Abb. 11) bzw. den anderen möglichen Refugialstandorten ausserhalb dieser Serie und ihre Bewertung aufgrund der Gefährdungsfaktoren.

Im Gegensatz zu herkömmlichen pflanzensoziologischen Tabellen wird durch die hier vorgenommene Zusammenstellung eine sehr große Breite von Vegetationstypen erfasst. Die Häufigkeitswerte kennzeichnen nicht wie dort die Stetigkeiten in floristisch, sondern in ökologisch abgegrenzten Gruppen, deren Reihenfolge durch einen Nutzungsgradienten von „Intensivnutzung“ bis „Wald“ vorgegeben ist (Abb. 11). Der Gruppenwert mit dem höchsten Abweichungsmaß war maßgebend für die Zuordnung zu den 15 Vegök Typen (Tab. 20 bis Tab. 24).

Die Tabellen enthalten jeweils Pflanzenarten mit Schwerpunktorkommen in genutztem Grünland auf Niedermoor der Vegök Typen 1-4 (Tab. 20), in Brachen der Vegök Typen 5 und 7 (Tab. 21), in mesotrophen Brachen der Vegök Typen 6 und 8 (Tab. 22), in Wäldern der Vegök Typen 9-11 (Tab. 24) und in anderen Grünlandgesellschaften der Vegök Typen 12-15 (Tab. 23), die nicht vorwiegend auf Niedermoor vorkommen. Die weitere Einteilung und Gruppierung der Arten folgen ihrem Schwerpunkt im Hemerobiegradienten und berücksichtigt die Amplitude des Vorkommens: „omnipotente“ Arten, die über das gesamte hier betrachtete Spektrum von Vegök Typen vorkommen, sind als dauerhafte Komponenten der sich wandelnden Biozöosen zu erwarten. Eng eingemischte Arten hingegen sind nur in bestimmten Sukzessionsstadien, sei es in genutztem Grünland, Brachen oder Wald vertreten. Je enger diese auf anthropogene Grünlandssysteme festgelegt sind, um so mehr stellt sich die Frage, ob ihre Vorkommen auch noch in anderen, persistenten und nicht durch anthropogene Einflüsse gefährdeten Biozöosen „abgesichert“ sind.

Um diese Frage zu beantworten, wurden außer den Informationen zur Artenverteilung über die 15 Vegök Typen (ausgewertete 4467 Vegetationsaufnahmen) die Angaben von KORNECK & SUKOPP 1988 zur „Biotopbindung“ von Pflanzenarten verwendet. Die Autoren unterscheiden 24 Gruppen pflanzensoziologischer Ordnungen und Klassen, die nach strukturellen Kriterien und nach ihrer „räumlichen Zusammengehörigkeit und Komplexbildung“ zusammengefasst wurden (KORNECK & SUKOPP, S. 111). Für die Bewertung des Gefährdungsgrades der Pflanzenarten wurden die 15 Vegök Typen und die 24 Vegetationsgruppen von KORNECK & SUKOPP zu sechs Formationsklassen zusammengefasst (Tab. 17). Wichtig war hierbei die Unterscheidung von Offenlandformationen, Gewässern und Wäldern. Der großen Gruppe von landwirtschaftlich genutzten (und bedingten) Offenlandformationen stehen natürliche oder zumindest auch in einer landwirtschaftlich nicht genutzten „Naturlandschaft“ zu erwartende Pflanzengesellschaften gegenüber, die entweder ebenfalls Offenlandcharakter haben, wie z.B. Kriechpflanzenrasen und Röhrichte oder die (flächendeckend vorherrschend) Wälder darstellen.

Diese Gruppierung alleine ermöglicht noch keine Bewertung des Gefährdungsgrades der Arten. Diese setzt eine Gefährdungsbewertung der Vegök Typen innerhalb der sechs Formationsklassen voraus, in denen diese Arten vorkommen. Dies ist möglich, weil die Vegök Typen für ein Set an ökologischen Faktoren stehen, deren mehr oder weniger empfindliche Reaktion auf die Hauptgefährdungsfaktoren Eutrophierung, Entwässerung und Nutzungsintensivierung eingeschätzt werden kann.

In die Kategorie „gefährdet“ wurden auch jene Vegök Typen eingestuft, deren Refugialfunktion nicht vorhanden ist, weil ihre nächsten Vorkommen geographisch zu weit entfernt sind. Dabei handelt es sich um subalpin-alpine und xerotherme Standorte, die in Norddeutschland fehlen (Tab. 17).

Während die Formationsklasse (A) nur Vegök Typen enthält, die durch landwirtschaftliche Nutzung entstehen, sind in (B) und (C) solche zusammengefasst, die auch bei Aufgabe der Nutzung langfristig unbewaldet bleiben, weil Dauernässe, Überschwemmungen, hoher Salzgehalt des Bodens oder ungünstige Klimabedingungen den Baumwuchs ver- oder zumindest behindern. Obwohl die Voraussage im Einzelnen schwierig ist, welche Offenlandformationen in einer nicht mehr genutzten Landschaft noch landschaftsprägend sein könnten, kann die Waldentwicklung unter bestimmten Standortbedingungen ausgeschlossen werden. Neben den genannten abiotischen, baumfeindlichen Bedingungen (s. ELLENBERG 1966), sind auch biotische Wechselwirkungen zu berücksichtigen, die den Baumwuchs behindern können, z.B. Wildverbiss und Konkurrenz (SCHREIBER 1997, MÜLLER & ROSENTHAL 1998).

Bei den Feuchtwäldern (E) können durch Entwässerung veränderte, ruderalisierte Erlenwälder als ungefährdet eingestuft werden: sie sind durch die Entwässerungen nasser Erlenbruchwälder oder durch die Wiederbewaldung/Aufforstung von Feuchtgrünland entstanden und flächenhaft vorherrschend. Nasse Erlenbruchwälder, Traubenkirschen-Erlenbruchwälder, Birken-Erlenbruchwälder und Bach-Erleneschwälder hingegen stellen durch Entwässerung und Eutrophierung gefährdete Vegetationstypen dar. Die sonstigen Waldtypen (F) sind auf diesem Aggregationsniveau (KORNECK & SUKOPP 1988) schwer einzuschätzen: mesophile Laubwälder und azidophile Laub- und Nadelwälder wurden, da sie meist in räumlicher Nähe vorhanden sind, als möglicher Refugialstandort für die entsprechenden Arten der Feuchtwiesen angesprochen, während xerotherme Gehölzvegetation erst im mittel- und süddeutschen Raum anzutreffen ist.

Tab. 17: Bewertung der Gefährdung von anthropogenen und natürlichen Vegetationsökologischen Typen (Vegök Typen) des Offenlandes und der Wälder. Kursiv nach KORNECK & SUKOPP 1988, sonst nach Tab. 11 mit Nummern für die Vegök Typen in Klammern.

Formationsklassen (A-F)		ungefährdet	gefährdet oder räumlich weit entfernt
Offenland	(A) anthropogene Formationen	frisches Intensivgrünland (1), Flutrasen (2), <i>halbruderale Queckenrasen</i>	Feuchtgrünland (3,4,12), Kleinseggenrieder (4), frisches Extensiv- und Stromtalgrünland (13,14,15), Zwergstrauchheiden und arme Weidengesellschaften (15), <i>Ackerunkraut- und kurzlebige Ruderalvegetation</i>
	(B) „natürliche“, auch bei Brache zu erwartende Formationen (außer C)	<i>Zweizahngesellschaften, nitrophile Staudenvegetation, Kriechpflanzen- und Trittrasen</i>	<i>Halophytenvegetation, oligotrophe Moore und Moorwälder, alpine und subalpine Offenlandformationen und xerotherme Staudenvegetation</i>
	(C) dito, Röhrichte, Großseggen- und Hochstaudengesellschaften	Eutraphente Röhrichte, Großseggen- und Hochstaudengesellschaften (5,7)	mesotraphente Großseggenesellschaften (6,8)
Gewässer	(D) Gewässer und Quellen (außer C)	<i>Vegetation eutropher Gewässer sowie der Quellen und Quellläufe</i>	<i>Vegetation oligotropher Gewässer</i>
Wälder	(E) Feuchtwälder	ruderaler Erlenwald (11)	Erlenbruch-, Moorbirken-Erlenbruch- und Erlen-Eschen-Wald, Traubenkirschen-Erlenwald (9,10), <i>Eichen-Ulmennauwald, Weidenwälder</i>
	(F) Wälder (außer E)	<i>Mesophile Fallaubwälder, azidophile Laub- und Nadelwälder</i>	<i>Xerotherme Gehölzvegetation</i>

4.3.4.2 Gefährdungseinstufung der Arten

Das wichtigste Kriterium für die Gefährdungseinstufung der Arten ist ihr Standorts- und Sukzessions-Potential (SSP), also ihr Vorkommen im räumlichen und zeitlichen Gradienten. Dadurch werden Erwartungswerte für das Vorkommen einer Art in der Landschaft definiert (Artenreservoir nach ZOBEL et al. 1998) Die Summe der bewerteten Zielindikatoren liefert das Bewertungssystem (WALTER et al. 1998). Hier findet die von PLACHTER 1994 geforderte Umsetzung des „Sachverhalts“ (= SSP) in einen „Wert“ statt, indem als Bewertungskriterium das Vorkommen in ungefährdeten oder gefährdeten Sukzessionsstadien der Sukzessionsserie der Abb. 11 bzw. weiteren Refugialräumen (Tab. 17) herangezogen wird.

Der Gefährdungsgrad der Arten wurde für jede Formationsklasse der Tab. 17 getrennt je nach Vorkommen der Art in gefährdeten oder ungefährdeten Vegök Typen eingeschätzt. Als stark gefährdet (!!) wurden Arten eingestuft, die innerhalb einer Formationsklasse ausschließlich in den nach Tab. 17 benannten, gefährdeten Vegök Typen vorkommen. Als gefährdet (!) gelten jene Arten, die vorwiegend, aber nicht ausschließlich in gefährdeten Vegök Typen vorkommen und als ungefährdet (x) solche, die ausschließlich oder zu erheblichem Anteil in ungefährdeten Vegök Typen vorhanden sind.

Bei dieser Einschätzung werden innerhalb von Formationsklassen die Empfindlichkeiten der Arten hinsichtlich der jeweiligen Gefährdungsfaktoren Eutrophierung und Nutzungsintensivierung (Entwässerung) beurteilt. Bei der Gesamtbewertung der Gefährdung soll nun zusätzlich die „Vorkommensamplitude“ und die Frage der Absicherung von Arten in anderen Formationsklassen außer den betrachteten Zielsystemen „Feuchtgrünland“ und „Röhrichte/Großseggenrieder“ (Zielkonzept 1 und 2) einbezogen werden. Diese Bewertung erfolgt getrennt, jeweils aus der Sicht der jeweiligen Zielkonzepte. Ein und dieselbe Art bekommt also möglicherweise unterschiedliche Gefährdungsgrade zugewiesen, je nach dem, ob sie in dem gerade betrachteten System

gefährdet ist und damit anderer Absicherungen „bedarf“ oder nicht. Der Gefährdungswert (z.B. F 1-1) ergibt sich, indem der Verbreitungsschwerpunkt (F = Feuchtgrünland, R = Röhrichte/Großseggenrieder, E = anderes Extensivgrünland, W = Wald) und damit der Bereich höchster Schutzverantwortung für die jeweilige Art der Zahlenkombination der Gefährdungsstufen für Zielkonzept 1 (= erste Ziffer) und Zielkonzept 2 (= 2. Ziffer) vorangestellt wird. Die Gefährdungsstufen werden in Tab. 18 definiert. Tab. 19 gibt eine Statistik zur Verteilung der Artenzahlen auf die Gefährdungsstufen je nachdem ob Ziel 1 oder Ziel 2 als prioritäres Entwicklungsziel vorangestellt wird.

Tab. 18: Wertzuweisung und Gefährdungseinstufung von Arten anhand ihres Standorts- und Sukzessionspotentials (SSP) in gefährdeten und ungegefährdeten Vegök Typen (s. Tab. 17). Bezeichnung der Formationsklassen mit großen Buchstaben nach vorstehender Tab. 17.

Gefährdungsstufe	SSP aus Sicht der <u>Feuchtgrünlanderhaltung</u> (Ziel 1)	SSP aus Sicht der Erhaltung von nassen <u>Großseggenriedern und Röhrichten</u> (Ziel 2)
0	nicht im Feuchtgrünland vorhanden	nicht in Großseggenriedern oder Röhrichten vorhanden
	neben <u>gefährdeten</u> , anthropogenen Grünlandformationen (A)....	neben <u>gefährdeten</u> Großseggenried-/Röhrichtformationen (C)
1	nur in <u>gefährdeten, natürlichen</u> Offenlandformationen oder nur in anthropogenen Formationen (nur A oder +B,C)	nur in anderen <u>gefährdeten</u> Offenlandformationen (+A,B)
2	auch in <u>gefährdeten</u> Waldformationen (+E,F)	
3	mindestens in einer <u>ungegefährdeten natürlichen</u> Offenlandformation (+A,B,C)	mindestens in einer anderen <u>ungegefährdeten</u> Offenlandformation (+A,B,C)
4	zusätzlich in <u>ungegefährdeten</u> Waldformationen oder Gewässern (+D,E,F)	
	neben <u>ungegefährdeten</u> , anthropogenen Grünlandformationen (A)....	neben <u>ungegefährdeten</u> Ried-/Röhrichtformationen (C)
5	darüber hinaus nur in <u>gefährdeten</u> Vegök Typen (A bis F) = <u>potentiell gefährdet</u>	
6	darüber hinaus auch in fast allen anderen Vegök Typen (A bis F) = <u>schwach gefährdet</u>	

Ausgehend vom Zielkonzept 1 (Feuchtgrünland) sind wesentlich mehr Arten mit hoher Gefährdungsstufe eingestuft als bei Zielkonzept 2, weil viele Arten in Röhrichten nicht vorkommen, also nur in Extensivgrünland zu erhalten sind. Teilweise ist ihr Vorkommen auf Feuchtgrünland (Vegök Typen 3,4 aus Tab. 11) beschränkt, teilweise sind andere Extensiv-Grünlandgesellschaften (Vegök Typen 12 bis 15) in die Vorkommensamplitude eingeschlossen, wie bei *Sieglingia decumbens*, *Saxifraga granulata*, *Rhinanthus minor* und *Succisa pratensis* (vgl. JENSEN & SCHRAUTZER 1999). Weiterhin herrschen bei den Ziel 1-Arten solche vor, die zwar im Grünland gefährdet sind, aber in Röhrichten und/oder Wäldern weitere Standorte besitzen, an denen sie als ungegefährdet gelten können (Gefährdungsstufe 3 und 4). Aus der Sicht von Zielkonzept 2 hingegen gibt es aus dieser Gruppe von Arten nur recht wenige; dafür herrschen dort Arten vor, die in Röhrichten, Hochstaudengesellschaften und Großseggenriedern ungegefährdet sind und die entweder als potentiell gefährdet (Gefährdungsstufe 5) anzusprechen sind, weil ihnen in anderen Vegök Typen ungegefährdete Refugien fehlen oder die überhaupt überall gut abgesichert sind (Gefährdungsstufe 6).

Als stark gefährdet (Gefährdungsstufe 1 und 2) müssen alle Arten gelten, die keine ungegefährdeten Refugialstandorte besitzen. Besonders hervorzuheben sind die obligaten Offenlandarten (Gefährdungsstufe 1), die nur in Offenlandformationen, möglicherweise sogar nur in anthropogenen vorkommen, unter diesen wiederum jene, die ihren Schwerpunkt in Nordwestdeutschland aktuell im Feuchtgrünland haben (Präfix F), wie *Bromus racemosus*, *Taraxacum palustre*, *Gentiana pneumonanthe*,

Pedicularis palustris und *Parnassia palustris*. Hinzuzufügen wären sicherlich Vertreter weiterer, durch das Aufnahmемaterial nicht ausreichend abgedeckter Pflanzengesellschaften, wie *Carex dioica*, *C. flava*, *C. hostiana*, *C. pulcaris* und *Pedicularis sylvatica* (JENSEN & SCHRAUTZER 1999). Für sie ergibt sich eine besonders hohe Schutzverantwortung durch den Schutz oder die Wiederherstellung von Feuchtgrünland, insbesondere dann, wenn sie in Großseggenriedern und Röhrichten fehlen, wie z.B. *Bromus racemosus*, *Gentiana pneumonanthe* und *Taraxacum palustre* (Gefährdungswert F 1-0), weil sie bei Verbrachung verschwinden. Es handelt sich vielfach um „Kulturfolger“ in einer extensiven Kulturlandschaft, deren Primärlebensräume zerstört sind.

Wo hatten diese lichtbedürftigen, obligaten Offenlandarten ihre Refugien in der waldbeherrschten, borealen und frühatlantischen Zeit vor den gravierenden menschlichen Eingriffen in die Landschaft? Ergebnisse aus neolithischen Siedlungsgrabungen zeigen, dass viele dieser Arten, z.B. *Bromus racemosus* und *Senecio aquaticus* bereits zu diesem Zeitpunkt da waren, so dass ihre Herkunft aus der heimischen Naturlandschaft ziemlich sicher angenommen werden kann (SPEIER 1996). Eine Aussage über die damals durch diese Arten besiedelten Standorte ist damit nicht gegeben, so dass allein aus den hohen Ansprüchen an die Lichtbedingungen das Vorhandensein offener Landschaftselemente, z.B. in Form von Biberwiesen (SCHWAAR 1990) abgeleitet werden können. Dies mag wichtige Hinweise auf mögliche Alternativbedingungen zu den hier behandelten anthropogen geprägten liefern.

Besser abgesichert als die Arten der Gefährdungsstufe 1 sind solche, die Vorkommen in Wäldern haben, auch wenn es sich um mesotrophente und damit langfristig ebenfalls gefährdete Ausbildungen handelt. Die geringere Gefährdungsstufe (2) ist durch die größere Langlebigkeit und Konstanz von Wäldern gegenüber nicht von Bäumen aufgebauten Offenlandformationen begründet, die sich rascher verändern können. Hierzu gehören *Carex panicea*, *Veronica scutellata*, *Eriophorum angustifolium*, *Juncus acutiflorus* und *Carex echinata*, die trotz dieser Nebenvorkommen vorzugsweise in mesotrophenten Feuchtgrünland- und Kleinseggenriedengesellschaften erhalten werden sollten.

Für Arten, die ausschließlich in gefährdeten Ziel 2-Gesellschaften und daneben höchstens noch in anderen gefährdeten Offenlandgesellschaften vorkommen, wie *Cladium mariscus*, *Calamagrostis stricta*, *Carex diandra*, *C. lasiocarpa* liegt die Hauptschutzverantwortung bei der Erhaltung mesotrophenter Ried- und Röhrichtgesellschaften (R 0-1 und R 1-1). Besser abgesichert sind auch hier die Arten, die außerdem in Wäldern vorkommen, wie *Carex rostrata*, *Menyanthes trifoliata*, *Potentilla palustris*, *Nasturtium officinale* und *Dryopteris cristata* (R-2-2).

Bei den Waldarten sind *Carex canescens*, *Calla palustris* und *Myrica gale* zu nennen, die in mesotrophenten Großseggenriedern oder Feuchtgrünland nur Nebenvorkommen haben.

Pflanzenarten, die nur oder vorwiegend in gefährdeten Grünlandgesellschaften, daneben aber mindestens in einer ungefährdeten „natürlichen“ Offenlandformation vorkommen, wurden mit dem Gefährdungsstufe 3, Arten, die zusätzlich in ungefährdeten Waldformationen abgesichert sind mit 4 belegt.

Als potentiell gefährdet (Gefährdungsstufe 5) müssen Arten gelten, deren Vorkommen zur Zeit zwar noch in ungefährdeten Grünland- oder Röhrichtgesellschaften abgesichert ist, die darüber hinaus aber nur in gefährdeten Vegök Typen vorkommen. Ihr Gefährdungsstatus könnte sich bei geringfügigen Veränderungen z.B. landwirtschaftlicher Bewirtschaftungsformen oder weitere flächenhafte Eutrophierungen rasch verschärfen. Arten, die in allen oder fast allen von ihnen besiedelten Formationsklassen ungefährdet sind, sind am besten gegen solche z.T. schleichenden Veränderungen abgesichert.

Zusammenfassend soll festgehalten werden, dass für die verschiedenen Artengruppen je nach Schwerpunkt vorkommen in Feuchtgrünland, Großseggenriedern, anderen Extensivgrünlandgesell-

schaften, Heiden und Wäldern nach ihrer jeweiligen Gefährdungsstufe abgestuft prioritäre Schutzverantwortungen durch die Erhaltung bzw. Renaturierung der entsprechenden Systeme zuzuweisen sind. Bei den Pflanzenarten mit Schwerpunktorkommen im Feuchtgrünland (Vegök Typen 3,4 aus Tab. 11), insbesondere den stark gefährdeten, besteht also die Hauptschutzverantwortung in der Erhaltung noch vorhandener Feuchtwiesen, bei den Pflanzenarten mit Schwerpunktorkommen in Röhrichtern und Großseggenriedern (Vegök Typen 5 bis 8) in der Erhaltung mesotropher, nasser Großseggenriedgesellschaften. Bei den Pflanzenarten mit Schwerpunktorkommen in anderem Extensivgrünland (Vegök Typen 12 bis 15) ist der allgemeine Rückgang der extensiven Nutzungsformen als schwerwiegender zusätzlicher Gefährdungsfaktor zu berücksichtigen, der nicht nur niedermoorprägte Standorte trifft, sondern Heiden, Borstgrasrasen und Stromtalgrünland gleichermaßen. Die Nebenvorkommen der zugehörigen Arten im Feuchtgrünland der Niedermoore sollten daher gesichert werden.

Tab. 19: Artenzahlen in den verschiedenen Gefährdungsstufen bei Ziel 1 (Feuchtwiesen) und Ziel 2 (Röhrichte/Rieder)

Gefährdungsstufen	Artenzahl in den Gefährdungsstufen bei	
	Ziel 1	Ziel 2
im jeweiligen System gefährdet (1;2), ohne ungefährdete Refugien	36 (22;14)	26 (10;16)
im jeweiligen System gefährdet (3;4), aber mit ungefährdeten Refugien	77 (39;38)	7 (3;4)
im jeweiligen System ungefährdet (5;6)	29 (4;25)	104 (56;48)
Summe der Zielarten	142	137
nur im jeweils anderen Typ gefährdet	23	28

4.3.4.3 Zielartenbeschreibung

4.3.4.3.1 Arten mit Schwerpunkt in bewirtschaftetem Feuchtgrünland auf Niedermoor (Tab. 20)

Zu dieser Gruppe zählen Arten mit Schwerpunktorkommen in den Vegök Typen 1-4 (Tab. 11). Sie kommen in mehreren der 52 verschiedenen Vegetationstypen dieser Gruppen schwerpunktmäßig vor. Am weitesten in den Intensivbereich verschoben ist das Vorkommen von *Alopecurus geniculatus*, die in Röhrichtern durch höherwüchsige Arten verdrängt wird und in Wäldern ganz fehlt. Trotzdem ist sie aufgrund ihres reichen Vorkommens im Intensivgrünland nicht als gefährdet einzustufen; auch in einer sich selbst überlassenen Auenlandschaft mit periodischen Überflutungen hätte diese Art in Flutmulden auf wechselfeuchten Standorten entsprechende Refugien. Dasselbe gilt für die *Trifolium hybridum-Gruppe*, wobei diese im frischen Intensivgrünland weitgehend fehlt, namentlich betrifft dies *Eleocharis palustris* und *Oenanthe fistulosa*.

Waldbesiedler sind die Arten der *Glyceria fluitans*- und *Caltha palustris*-Gruppe, wobei letztere ihren Schwerpunkt bereits nicht mehr in den Flutrasen, sondern im eutraphenten Feuchtgrünland besitzt. Refugialstandorte in einer nicht mehr genutzten „Natur“-Landschaft wären Röhrichte, Großseggenrieder und Feuchtwälder.

Bromus racemosus hat ihren Vorkommensschwerpunkt in eutraphentem, aber nicht zu nassem Feuchtgrünland und anderen extensiv genutzten Grünlandgesellschaften. Da die Art sowohl bei Intensivierung, Verbrachung und Bewaldung ausfällt, ist ihr starker Rückgang in den letzten Jahrzehnten und ihre starke Gefährdung nicht verwunderlich (LUTZ 1996).

Die nun folgenden Artengruppen haben ihren Schwerpunkt in mesotraphentem Feuchtgrünland und, sofern sie auch in Röhrichten, Großseggenriedern oder Wäldern vorkommen, ebenfalls in deren mesotraphenten Ausbildungen. Die *Agrostis canina*-Gruppe ist über ein sehr weites Standorts- und Sukzessionspotential abgesichert. Trotz Rückgangs werden die Arten von GARVE 1993 und KORNECK et al. 1996 daher nicht als gefährdet eingestuft. Die Arten der *Lotus uliginosus*-Gruppe fehlen in Wäldern und Intensivgrünland, sind aber durch Vorkommen in Röhrichten, Großseggenriedern und Wäldern auch bei Aufgabe der extensiven Wiesennutzung abgepuffert. Die relativ hohe Gefährdungseinschätzung von *Carex panicea* wird verständlich, wenn man bedenkt, dass sie innerhalb der von ihr besiedelten Vegök Typen fast ausschließlich auf mesotrophen Standorten vorkommt, die durch Eutrophierung gefährdet sind.

Im Gegensatz hierzu ist die *Senecio aquaticus*-Gruppe ähnlich der *Bromus racemosus*-Gruppe in Röhrichten, Großseggenriedern und Wald seltener vertreten. Ihre Arten sind nur relativ schwach in eutraphenten Großseggeniedergesellschaften abgesichert, *Polygonum bistorta* und *Juncus conglomeratus* darüber hinaus in nitrophilen (*Polygonum* vor allem montanen) Hochstaudengesellschaften. Die Arten der *Dactylorhiza maculata*-Gruppe haben Nebenvorkommen in mesotraphenten Heide-, Weide- und azidophilen Waldgesellschaften. Die folgenden drei Artengruppen besitzen außerhalb ihres Feuchtgrünlandsschwerpunkts nur unbedeutende Nebenvorkommen auf ungefährdeten Refugialstandorten: während die *Valeriana dioica*-Gruppe noch in mesotraphenten Feuchtwäldern, z.B. Birkenbruchwäldern zumindest mittelfristig abgesichert ist, kommen die *Juncus subnodulosus*-Gruppe und, dies gilt erst recht für die *Taraxacum palustre*-Gruppe, nur in gefährdeten, anthropogenen und natürlichen Offenlandformationen oligo- bis mesotropher Feuchtstandorte vor. *Juncus subnodulosus* und *Parnassia palustris* bevorzugen quellige, kalkreiche Standorte, die in Norddeutschland vorwiegend in den Jungmoränenlandschaften Schleswig-Holsteins zu finden sind.

Die *Taraxacum palustre*-Gruppe mit *Taraxacum*, *Pedicularis palustris*, *Gentiana pneumonanthe* und *Salix repens* besiedeln in der Kulturlandschaft stark gefährdete Feuchtgrünland-, Heide- und Kleinseggenriedstandorte; ihre Primärstandorte, die sich vermutlich in minerotrophen Hochmoorbereichen sowie baumarmen oligotrophen Niedermooren befanden, sind längst zerstört (ROSENTHAL & FINK 1996): namentlich *Taraxacum* und *Pedicularis* würden daher sehr schnell aus unserer Landschaft verschwinden, wenn ihre Restpopulationen auf den anthropogenen Sekundärstandorten nicht gesichert würden. Eine Gefährdung ist in diesem Falle auch sehr stark durch Verbrachung gegeben. FINK 1996 musste für alle neun Reststandorte von *Pedicularis palustris* in Niedersachsen, an denen die Populationen seit dem Zeitraum 1982-1992 nachweislich verschwunden waren (insgesamt waren aus diesem Zeitraum noch 28 unterschiedliche Populationen bekannt) Brache als Ursache feststellen. Feuchtgrünland mit *Pedicularis palustris* wurde in den vergangenen 15-20 Jahren offenbar nicht mehr melioriert, sondern aufgelassen und nicht mehr bewirtschaftet. Dabei verschwand *Pedicularis palustris* auch aus solchen Beständen, die heute noch als Kleinseggenrieder anzusprechen sind und damit eigentlich dem pflanzensoziologischen Optimum der Art entsprechen. Möglicherweise sind selbst diese Standorte zu

nährstoffreich und von Streu bedeckt, so dass sie ohne Bewirtschaftung keine geeignete, offene Vegetationsstruktur für *Pedicularis* mehr bieten. Dass in niedrigwüchsigen Kleinseggenriedern allein die (zunächst noch dünne) Streuschicht die erfolgreiche Keimung und Regeneration verhindern kann, wurde durch aktuelle Beobachtungen an einer Population im Ostetal bestätigt.

4.3.4.3.2 Arten mit Schwerpunkt in weitgehend ungenutzten Großseggenriedern und Röhrichten (Tab. 21 und Tab. 22)

Wie bei den bereits besprochenen Zielarten des Feuchtgrünlandes hat auch diese Artengruppen eine mehr oder weniger weite Amplitude und decken neben ihrem Schwerpunktvorkommen in Großseggenriedern und Röhrichten sowohl regelmäßig bewirtschaftete Standorte als auch Waldstandorte ab. Die Vorkommen der Arten eutraphenter Röhrichte und Großseggenrieder (Tab. 21) sind gut abgesichert und halten auch einer weiteren Eutrophierung stand, solange die Wasserstände nicht abgesenkt werden. So sind z.B. die *Glyceria maxima*- und die *Angelica sylvestris*-Gruppe über ein breites Standorts- und Sukzessionspotential (SSP) in Flutrasen, Wäldern und verschiedenen Extensivgrünlandstypen abgesichert, womit der geringe Rückgang trotz ihrer Bindung an Feuchtstandorte erklärlich wird.

Die *Geum rivale*-Gruppe kommt im bewirtschafteten Grünland dagegen nur noch sporadisch vor. Schwerpunktvorkommen befinden sich eher in aufgelassenen Hochstaudengesellschaften. Auch alle anderen, jetzt folgenden Artengruppen besitzen nur sehr geringe Vorkommen im bewirtschafteten Grünland. Während einige Arten der *Phragmites australis*-Gruppe ausserhalb ihres Schwerpunktes auf nassen Röhrichtstandorten auch noch in „trockeneren“ Brachen und ruderalisierten Erlenwäldern vorkommen, ist die *Sium latifolium*-Gruppe wesentlich stärker auf Nassstandorte beschränkt. Die *Rorippa amphibia*- und *Typha latifolia*-Gruppe fehlen in Wäldern und sind in ihrer Vorkommensamplitude auf nasse Röhricht- und Großseggenriedengesellschaften konzentriert, deren Entwässerung in den letzten Jahrzehnten auch zur Verdrängung der Arten und entsprechenden Gefährdungseinstufungen in Roten Listen geführt hat. In dieser Artengruppe befinden sich auch einige nicht-wurzelnde Wasserschweber, wie *Hydrocharis morsus ranae*, die außerhalb der hier betrachteten Röhrichte ihr Hauptvorkommen in eutrophen Gewässern besitzen.

Tab. 21: Verteilung der Zielarten mit Schwerpunkt in eutraphenten Brachen (Vegök Typen 5 und 7) auf die Vegök Typen der Tab. 11. Formationsklassen nach Tab. 17

Vegök Typen nach Tab. 11 (fri = frisch, feu = feucht, na = nass, eu = eutraphent, me = mesotraphent)

Stetigkeiten der Arten in % der Aufnahmezahl (s. Tab. 11, + < 1%).

Änderungstendenz nach ELLENBERG et al. 1992, **Rote Liste BRD** nach KORNECK et al. 1996, **Rote Liste Niedersachsen/Bremen** nach GARVE 1993, s. Tab. 3.

Gefährdungen innerhalb der Formationsklassen: !! ausschließlich in gefährdeten Vegök Typen der Tab. 17 vorkommend; ! überwiegend dort vorkommend, aber auch in ungefährdeten Vegök Typen; x ebenso in ungefährdeten Vegök Typen vorkommend. **Gefährdungswert** nach Verteilung in gefährdeten/ungefährdeten Vegök Typen: **F** Schwerpunkt Feuchtgrünland, **R** Schwerpunkt Röhrichte/Großseggenrieder, **E** Schwerpunkt anderes Extensivgrünland, **W** Schwerpunkt Feuchtwälder, **1. Ziffer:** Bewertung unter der Prämisse, dass Zielkonzept 1, **2. Ziffer** unter der Prämisse, dass Zielkonzept 2 umgesetzt wird: Gefährdungsstufen nach Tab. 18.

Änderungstendenz Rote Liste BRD	Rote Liste NISa/HB	Intensivgrünland	Feuchtgrünland	Brachen										Feuchtwälder	anderes Extensivgrünland			Gefährdungswert	Offenland						Gewässer	Wald		
				Vegetationsökologische Typen															Formationsklassen									
				1	2	3	4	5	6	7	8	9	11		10	12	13		14	15	A	B	C	D			E	F
				fri	feu	feu	feu/na	na	na	feu	feu	feu/na	fri		feu/na	feu/na	fri		fri	fri	anthropogene Offenlandsysteme	"natürliche" Offenlandsys., ausser C	Röhrichte u. Großseggenstell.	Gewässer, Quellen, ausser C			Feuchtwälder	Wälder, ausser E
5		<i>Glyceria maxima</i>	+	2	11	16	23	8	19	5	11	2	5	5	.	4	.	R 3-5	!	x	!							
5		<i>Mentha aquatica</i>	4	3	17	30	26	28	27	46	27	2	8	3	1	2	.	R 3-5	!	x	!							
5		<i>Iris pseudacorus</i>	.	4	9	11	24	16	13	6	28	14	22	50	.	+	.	R 4-6	!	x	x							
5		<i>Lycopus europaeus</i>	.	2	6	10	20	22	7	10	37	9	39	3	+	2	.	R 4-6	!	x	x							
5		<i>Angelica sylvestris</i>	5	2	15	21	9	12	20	31	18	8	2	.	5	6	+	R 4-6	!	x	x							
4		<i>Carex disticha</i>	4	13	24	13	6	13	35	62	.	1	.	21	2	4	.	R 6-6	x	x	x							
4		<i>Equisetum palustre</i>	5	9	11	24	12	18	24	41	7	7	9	9	6	10	2	R 6-6	x	!!	x							
5		<i>Cirsium oleraceum</i>	2	.	10	6	3	4	25	21	13	2	.	.	3	2	.	R 3-5	!!	x	!							
5		<i>Scirpus sylvaticus</i>	.	1	18	18	2	2	23	7	16	5	6	.	+	3	.	R 4-6	!!	x	x							
4	3	<i>Geum rivale</i>	.	.	5	8	1	5	17	19	5	.	+	.	1	.	.	R 3-5	!!	!!	x							
5		<i>Epilobium parviflorum</i>	.	.	3	1	2	.	5	8	+	.	+	R 3-5	!!	x	!!							
4		<i>Rumex conglomeratus</i>	+	+	3	1	+	R 0-5	!!	x	!!							
4	3B	<i>Eleocharis uniglumis</i>	2	6	R 0-6	x	x	!							
5		<i>Valeriana procurrens</i>	.	.	2	2	.	.	3	+	+	R 3-5	!!	x	x							
4		<i>Phragmites australis</i>	+	.	+	9	30	35	19	26	8	4	15	.	+	+	.	R 4-6	!!	!!	x							
5		<i>Carex paniculata</i>	.	.	1	12	13	17	7	17	13	8	27	R 4-6	!!	x	x							
4		<i>Berula erecta</i>	.	.	1	4	9	6	7	8	5	+	2	R 4-6	!!	x	x							
5		<i>Eupatorium cannabinum</i>	.	.	1	7	13	5	10	12	22	5	5	R 4-6	!!	x	x							
5		<i>Calystegia sepium</i>	4	.	.	.	7	.	5	.	3	1	.	.	6	.	.	R 4-6	!	x	x							
5		<i>Epilobium hirsutum</i>	.	+	3	7	8	3	9	8	+	3	+	R 3-5	!!	x	!!							
3		<i>Carex riparia</i>	.	+	2	6	10	12	18	6	4	+	+	R 4-6	!!	x	x							
5		<i>Carex acutiformis</i>	.	1	11	13	18	18	41	45	25	15	10	.	1	2	.	R 4-6	!!	x	x							
3	2H	<i>Sium latifolium</i>	.	.	.	4	11	1	1	.	+	.	+	30	.	.	.	R 3-5	!!	x	!!							
4		<i>Alisma plantago-aquatica</i>	.	4	.	.	11	2	+	.	2	.	2	9	.	.	.	R 4-5	!!	x	!!							
4		<i>Sparganium erectum</i>	.	.	+	+	10	2	+	.	4	.	5	R 3-5	!!	x	!!							
4		<i>Rumex hydrolapathum</i>	.	1	.	2	12	7	3	1	3	.	+	R 3-5	!!	x	!!							
4	(3H)	<i>Oenanthe aquatica</i>	.	+	.	.	3	.	.	.	3	+	.	.	.	2	.	R 4-6	!!	x	x							
4		<i>Rorippa amphibia</i>	.	6	.	1	11	3	+	7	.	+	.	R 6-6	x	x	x							
3	2H	<i>Myosotis laxa</i>	.	.	.	+	1	1	1	4	R 3-5	!!	x	!							
2	2	<i>Hierochloa odorata</i>	2	1	2	2	R 3-5	!!	!!	x							
5		<i>Typha latifolia</i>	6	10	R 0-5	!!	x	x							
4		<i>Acorus calamus</i>	.	.	.	1	6	+	R 3-5	!!	x	x							
3		<i>Lemna gibba</i>	+	R 0-6	x	x	x							
3		<i>Spirodela polyrhiza</i>	2	R 0-6	x	x	x							
3	3F,1H	<i>Hydrocharis morsus-ranae</i>	1	+	+	R 0-6	x	x	!!							
2	3	3F,2H	<i>Utricularia vulgaris</i>	.	.	.	+	+	R 0-5	!!	x	!!							
3		<i>Butomus umbellatus</i>	3	R 0-5	x	x	x							
3	2H	<i>Sagittaria sagittifolia</i>	2	R 0-5	x	x	x							
3	(3)	<i>Schoenoplectus lacustris</i>	2	R 0-5	x	x	x							
3		<i>Typha angustifolia</i>	5	+	R 0-5	x	x	x							
5		<i>Bolboschoenus maritimus</i>	4	R 0-5	!!	x	x							
2		<i>Schoenoplectus tabernaemontani</i>	+	.	2	R 0-5	!!	x	x							
4		<i>Glyceria plicata</i>	4	.	.	.	+	R 6-6	x	x	x							

Die nächsten Artengruppen (Tab. 22) besitzen im Unterschied zu den soeben besprochenen ihren Verbreitungsschwerpunkt auf mesotrophen, fast ausschließlich nassen Standorten, so dass hier zahlreiche Rote-Liste Arten auftreten, die durch Entwässerung und Eutrophierung gefährdet sind. Ihnen fehlen größere Vorkommen auf eutrophen Standorten, sei es im Extensivgrünland, in Großseggenriedern oder Wäldern: in allen noch verbliebenen Refugien müssen diese Arten deshalb als gefährdet angesehen werden. Nicht nur die Nutzungsintensivierung, auch eine mit Verbrachung oder Wiederbewaldung einhergehende Eutrophierung würde zu einer starken Einengung ihres Standortpotentials führen.

Die *Juncus effusus*-Gruppe besiedelt ein sehr weites Standortsspektrum auch im eutrophen Bereich, so dass die Arten gut abgesichert sind. Die *Calamagrostis canescens*-Gruppe fehlt im frischen Intensivgrünland, die *Peucedanum palustre*-Gruppe sogar in den Flutrasen. Die *Potentilla palustris*-Gruppe hat jeweils starke Schwerpunkte in den mesotraphenten Vegök Typen, sei es im Feuchtgrünland, Brachen oder Wäldern. Die *Cicuta virosa*-Gruppe ist sehr stark auf die mesotraphenten Nassbrachen und Feuchtwälder beschränkt. Die *Carex appropinquata*-Gruppe kommt ausschließlich in mesotraphenten Nassbrachen vor.

Tab. 22: Verteilung der Zielarten mit Schwerpunkt in mesotraphenten Brachen (Vegök Typen 6 und 8) auf die Vegök Typen der Tab. 11. Formationsklassen nach Tab. 17

Vegök Typen nach Tab. 11 (fri = frisch, feu = feucht, na = nass, eu = eutraphent, me = mesotraphent)

Stetigkeiten der Arten in % der Aufnahmezahl (s. Tab. 11, + < 1%).

Änderungstendenz nach ELLENBERG et al. 1992, **Rote Liste BRD** nach KORNECK et al. 1996, **Rote Liste Niedersachsen/Bremen** nach GARVE 1993, s. Tab. 3.

Gefährdungen innerhalb der Formationsklassen: !! ausschließlich in gefährdeten Vegök Typen der Tab. 17 vorkommend; ! überwiegend dort vorkommend, aber auch in ungefährdeten Vegök Typen; x ebenso in ungefährdeten Vegök Typen vorkommend.

Gefährdungswert nach Verteilung in gefährdeten/ungefährdeten Vegök Typen: **F** Schwerpunkt Feuchtgrünland, **R** Schwerpunkt Röhrichte/Großseggenrieder, **E** Schwerpunkt anderes Extensivgrünland, **W** Schwerpunkt Feuchtwälder, **1**, **Ziffer:** Bewertung unter der Prämisse, dass Zielkonzept 1, **2**, **Ziffer** unter der Prämisse, dass Zielkonzept 2 umgesetzt wird: Gefährdungsstufen nach Tab. 18.

Änderungstendenz	Rote Liste BRD	Rote Liste NISa/HB	Artenname	Vegetationsökologische Typen															Gefährdungswert	Formationsklassen					
				Intensivgrünland		Feuchtgrünland		Brachen		Feuchtwälder		anderes Extensivgrünland			A	B	C	D		E	F				
				1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11								12	13	14	15
				fri	feu	feu	feu/na	na	na	feu	feu	feu/na	fri	feu/na								feu/na	fri	fri	fri
eu	eu	eu	me	eu	me	eu	me	eu	eu	me	eu	eu/me	eu	me											
				Ziel 1		Ziel 2																			
5			Juncus effusus	8	9	13	31	9	29	28	32	30	18	65	2	4	6	3	R 6-6	x	x	x			x
4			Cirsium palustre	4	.	11	24	13	39	25	40	33	25	39	2	8	9	12	R 4-6	!	x	x			x
5			Lythrum salicaria	4	2	2	14	17	34	13	18	26	4	23	5	1	3	.	R 3-5	!		x			!
4			Calamagrostis canescens	.	1	5	3	25	55	15	15	24	37	55	.	.	+	.	R 4-6	!!		x			x
5			Epilobium palustre	.	+	3	21	8	22	9	23	11	5	12	6	1	2	.	R 4-6	!!	!!	x		x	x
5			Equisetum fluviatile	.	2	43	35	23	40	18	19	20	+	19	9	.	2	.	R 3-5	!!	!!	x			!
2		2H	Stellaria palustris	.	14	6	21	5	19	5	19	+	.	.	9	+	2	.	R 5-3	x	!!	!			!!
4		2H	Peucedanum palustre	.	.	+	13	16	43	5	13	22	9	59	R 4-6	!!		x		x	x
3	3	3	Lysimachia thyrsoflora	.	.	1	3	10	26	4	11	3	1	16	2	.	.	.	R 3-5	!!	!!	x			!
4	1	(3)	Viola palustris	.	.	1	16	3	28	2	10	11	29	32	.	.	+	.	R 4-4	!!	!!	!	x		x
3		2H	Potentilla palustris	.	2	2	40	4	59	.	28	+	.	23	2	.	.	+	R 2-2	!!	!!	!			!!
4		3H	Carex rostrata	.	.	.	19	+	31	1	23	+	+	25	.	.	1	.	R 2-2	!!	!!	!			!!
4		2H	Hydrocotyle vulgaris	.	1	.	11	5	29	4	20	+	.	12	.	.	+	2	R 2-2	!!	!!	!			!!
2	3	2	Menyanthes trifoliata	.	.	3	22	1	23	3	18	+	.	5	2	.	+	.	R 2-2	!!	!!	!			!!
2	3	2	Dactylorhiza majalis	.	.	1	12	+	6	1	25	+	.	.	.	+	2	.	R 2-2	!!	!!	!			!!
5		3F	Carex flacca	+	1	2	.	R 2-2	!!	!!	!!			!
2		3F,2H	Cicuta virosa	3	6	.	.	1	.	5	R 0-5		!!	x			!!
3		3H	Lemna trisulca	1	3	.	.	+	.	3	R 0-5			x			!!
3		3	Carex elata	8	17	1	4	4	.	3	.	+	.	.	R 0-5			x			!!
2	3	3F,1H	Ranunculus lingua	.	.	.	+	2	4	.	.	1	.	+	R 0-5			x			!!
			Nasturtium officinale	1	.	.	+	.	1	R 0-2			!!		x	!!
2	2	2F,1H	Dryopteris cristata	1	+	R 0-2		!!	!!			!!
2	3	2F,0H	Carex appropinquata	.	.	.	1	.	7	+	R 2-2	!!		!			!
2	2	1	Carex diandra	.	.	.	+	.	3	R 1-1	!!	!!	!!			!
2	3	2F,1H	Carex lasiocarpa	.	.	.	+	.	1	R 1-1	!!	!!	!!			!!
2	3	2F,0H	Cladium mariscus	+	R 0-1		!!	!!	!!		!!
2	3	2	Triglochin palustre	.	+	.	+	.	2	3	6	R 3-5	!!	x	x			!!
2	2	2	Calamagrostis stricta	.	.	.	+	.	3	R 1-1	!!	!!	!			!

4.3.4.3.3 Arten mit Schwerpunkt in anderen Extensivgrünlandtypen (Tab. 23)

Die Artengruppen mit einem Schwerpunkt in anderen Extensivgrünlandtypen (Vegök Typen 12 bis 15) sind kaum in Feuchtwäldern, Röhrichten oder Gewässern anzutreffen. Ihre Verbreitungsschwerpunkte außerhalb des bewirtschafteten Grünlandes liegen in Flutmulden, wie bei *Veronica serpyllifolia*, *Carex leporina* und *Leontodon saxatilis*, in Hartholzauwäldern der Stromtäler, wie bei *Silaum silaus*, azidophilen Laubwäldern wie bei *Calluna vulgaris*, alpinen und subalpinen Vegetationstypen, wie bei *Sanguisorba officinalis* und *Avenochloa pubescens* sowie oligotraphenten Hoch- und Niedermoorgesellschaften (*Erica tetralix*). Für viele dieser Arten sind keine ungefährdeten oder räumlich nahegelegenen Refugien auszumachen, so dass sie als stark gefährdet eingestuft werden müssen.

Lathyrus palustris und *Thalictrum flavum* sind Stromtalarten, die in Feuchtgrünland auf Niedermoor sowie in Großseggenriedern nur örtlich bedeutendere Vorkommen besitzen. Auf weniger feuchten Standorten der Stromtäler gedeihen Arten der *Sanguisorba officinalis*-Gruppe aus den Brenndolden-, Silgen-, Glatthafer- und basiphilen Pfeifengraswiesen, die teilweise ebenfalls noch in Niedermoorgrünland, ja selbst im intensiven Bereich gedeihen. Dies gilt nicht mehr für die *Avenochloa pubescens*-Gruppe, die zahlreiche im norddeutschen Flachland stark gefährdete Arten enthält. Weitere typische Arten der großen Stromtäler, wie die Brenndolde (*Cnidium dubium*) kommen in den Zielgesellschaften (Vegök Typen 3-6, Tab. 11) nicht vor.

Arten mit einem Schwerpunkt in Heiden und Magerrasen finden sich in der *Sieglingia decumbens*- und der *Succisa pratensis*-Gruppe, wobei die Vertreter letzterer auch noch stärker in eutraphentem, frischem Extensivgrünland (Vegök Typen 13,14) vertreten sind. Die meisten Arten besitzen im mesotraphentem Feuchtgrünland auf Niedermoorstandorten nur Nebenvorkommen. In seinen Folgegesellschaften, wie Großseggenriedern, Röhrichtern und Feuchtwäldern fehlen sie. Ihre natürlichen Standorte hatten die lichtbedürftigen Arten dementsprechend vermutlich in oligotrophen Mooren (*Briza media*, *Erica tetralix*), Halophytenvegetation (*Leontodon saxatilis*) und subalpiner Hochstaudenvegetation (*Avenochloa pubescens*, *Succisa pratensis*) oder lichten azidophilen Laub- und Nadelwäldern (*Calluna vulgaris*). Für einige Arten, wie *Genista anglica*, *Saxifraga granulata*, *Rhinanthus minor* und *Sieglingia decumbens* waren natürliche Standorte aus der hier ausgewerteten Literatur nicht zu erschließen. Sie dürften durch die Kultivierung der Waldlandschaft in der mittelalterlichen Rodungsphase profitiert und sich von ihren wie auch immer gearteten Primärstandorten, der menschlichen Wanderung folgend, in die neu geschaffenen Sekundärstandorte hinein ausgedehnt haben. Einige Arten, wie z.B. *Calluna vulgaris* werden bei der Bewertung von Pollendiagrammen daher auch als Siedlungs- und Beweidungszeiger gewertet. Zu den Hauptgefährdungsfaktoren zählt die Eutrophierung und Intensivierung, sowie die Aufgabe der Grünlandnutzung und der historischen Schafbeweidung von Heiden. Sie müssen prioritär in diesen letztgenannten Lebensräumen erhalten werden, weil Feuchtgrünland für die meisten Arten nur ein relativ unbedeutendes Nebenvorkommen darstellt.

Am stärksten in den Intensivbereich hineinverschoben sind die Vorkommen der *Cynosurus cristatus*-Gruppe. Ihr Hauptvorkommen hat sie im mäßig intensiv genutzten, eutrophen, frischen Grünland. Im eigentlichen Intensivgrünland hingegen kommen diese Arten mit vergleichsweise geringen Stetigkeiten vor, da sie in der Konkurrenz mit den hochwüchsigen „Düngerarten“ unterliegen. Den Brachen und Wäldern der Niedermoorsukzessionsserie fehlen diese Arten weitgehend. Als Hauptrückgangursache ist die Intensivierung der Grünlandnutzung durch Düngung, frühere Mahd- und Beweidungstermine und die Wechselnutzung zwischen Mahd und Weide anzusehen (ROSENTHAL et al. 1995).

Tab. 23: Verteilung der Zielarten mit Schwerpunkt in anderem Extensivgrünland (Vegök Typen 12 bis 15) auf die Vegök Typen der Tab. 11. Formationsklassen nach Tab. 17

Vegök Typen nach Tab. 11 (fri = frisch, feu = feucht, na = nass, eu = eutraphent, me = mesotraphent)

Stetigkeiten der Arten in % der Aufnahmezahl (s. Tab. 11, + < 1%).

Änderungstendenz nach ELLENBERG et al. 1992, **Rote Liste BRD** nach KORNECK et al. 1996, **Rote Liste Niedersachsen/Bremen** nach GARVE 1993, s. Tab. 3.

Gefährdungen innerhalb der Formationsklassen: !! ausschließlich in gefährdeten Vegök Typen der Tab. 17 vorkommend; ! überwiegend dort vorkommend, aber auch in ungefährdeten Vegök Typen; x ebenso in ungefährdeten Vegök Typen vorkommend.

Gefährdungswert nach Verteilung in gefährdeten/ungefährdeten Vegök Typen: **F** Schwerpunkt Feuchtgrünland, **R** Schwerpunkt Röhrichte/Großseggenrieder, **E** Schwerpunkt anderes Extensivgrünland, **W** Schwerpunkt Feuchtwälder, **1**. **Ziffer:** Bewertung unter der Prämisse, dass Zielkonzept 1, **2. Ziffer** unter der Prämisse, dass Zielkonzept 2 umgesetzt wird: Gefährdungsstufen nach Tab. 18.

Änderungstendenz	Rote Liste BRD	Rote Liste NISa/HB		Intensivgrünland	Feuchtgrünland	Brachen		Feuchtwälder		anderes Extensivgrünland			Gefährdungswert	Offenland			Gewässer	Wald								
				1	2	3	4	5	6	7	8	9		11	10	12	13	14	15	A	B	C	D	E	F	
				fri	feu	feu	feu/na	na	na	feu	feu	feu/na		fri	feu/na	feu/na	fri	fri	fri							
				eu	eu	eu	me	eu	me	eu	me	eu		eu	me	eu	eu/me	eu	me							
				Vegetationsökologische Typen															Formationsklassen							
				Ziel 1			Ziel 2																			
																			autogene Offenlandsysteme "natürliche" Offenlandsys., ausser C Röhrichte u. Großseggesell. Gewässer, Quellen, ausser C Feuchtwälder Wälder, ausser E							
3	3	3	Thalictrum flavum	4	1	2	1	+	4	2	3	.	.	.	29	5	+	+	E 3-5	!		x				
2	3	2F,1H	Lathyrus palustris	.	.	+	1	+	+	3	7	.	.	.	12	+	.	.	E 3-5	!!		x				
5			Stellaria uliginosa	+	+	2	2	+	1	2	9	5	2	6	49	+	2	.	E 4-5	!	!!	x	x			
3		3	Sanguisorba officinalis	4	1	.	3	+	5	14	2	.	.	E 1-1	!	!!	!				
5		(3F)	Centaurea jacea	4	1	2	+	.	+	30	13	29	.	E 3-5	!		x				
4			Agrostis gigantea	4	2	7	8	10	5	+	.	E 3-0	!	x					
3		2	Silau silaus	.	2	1	18	4	1	.	E 4-0	!					x	
3		2F	Avenochloa pubescens	.	.	1	6	.	1	.	7	.	.	.	18	3	16	.	E 1-1	!!	!!	!!				
3		2F,3H	Briza media	.	.	.	3	13	3	12	.	E 1-0	!!	!!					
4		2F	Leontodon hispidus	.	.	.	+	7	4	5	.	E 1-0	!!						
4		3F	Alchemilla vulgaris	.	.	1	+	.	.	2	3	.	.	.	4	.	+	.	E 3-5	!!		x				
4		1F,3H	Colchicum autumnale	.	.	1	11	3	+	.	E 4-0	!!				!	x	
4		(3)	Cynosurus cristatus	4	.	+	9	2	45	33	.	E 5-0	!						
4			Veronica serpyllifolia	13	6	4	5	9	23	14	.	E 6-0	x	x				x	x
4			Carex leporina	4	7	4	13	1	2	.	4	18	18	E 6-0	x	x					
5			Leontodon autumnalis	39	29	22	20	.	.	2	53	34	55	36	E 6-0	x	x	x				
4		3	Succisa pratensis	.	.	.	11	.	2	4	1	22	.	E 2-2	!!	!!	!!		!		
4			Luzula campestris	.	.	.	2	.	+	1	4	.	1	.	11	9	46	.	E 1-1	!!	!!	!				
4		3	Rhinanthus minor	.	.	.	2	2	4	8	.	E 1-0	!!						
4			Leontodon saxatilis	.	.	.	1	5	7	23	.	E 3-0	!!	x					
5			Trifolium dubium	.	4	.	6	16	9	23	.	E 1-0	!						
4			Sieglingia decumbens	.	.	.	+	1	.	24	.	E 1-0	!!						
3		(3)	Nardus stricta	.	.	.	3	1	16	.	.	E 1-0	!!	!!	!!				
3			Calluna vulgaris	.	.	.	+	16	.	E 4-0	!!	!!	!!				x
3		3H	Erica tetralix	.	.	.	1	+	.	6	.	E 4-0	!!	!!	!!		!!		x
3		3F,2H	Genista anglica	.	.	.	2	4	.	E 1-0	!!						
3		2	Saxifraga granulata	.	.	.	2	2	.	E 1-0	!!						
3		3	Vaccinium oxycoccos	.	.	.	+	2	.	E 1-0	!!	!!					

4.3.4.3.4 Pflanzenarten mit Schwerpunktorkommen in Wäldern (Tab. 24)

Die *Ranunculus auricomus*-Gruppe kennzeichnet nasse Erlenbruchwälder und bachbegleitende Erlen-Eschenwälder; nur *Crepis paludosa* und *Scutellaria galericulata* sind auch im Feuchtgrünland noch häufig anzutreffen (*Crepis* gilt als Charakterart des Calthion, obwohl sie ihren Verbreitungsschwerpunkt in Alno-Ulmion Wäldern hat, WULF 1992). *Molinia caerulea*, *Carex canescens* und *Myrica gale* kennzeichnen den mesotrophen Flügel der Feuchtwälder. Die meisten der genannten Arten kommen auch in ruderalisierten Erlenwäldern noch vor und sind damit relativ gut abgesichert, was sich in geringen Gefährdungsstufen und Rückgangstendenzen manifestiert. Die *Carex pseudocyperus*- und die *Calla palustris*-Gruppe sind im Mikorelief von Nasswäldern auf schlenkenartige Sonderstandorte konzentriert und kommen außerhalb von Wäldern in und am Rande von Gewässern vor. *Deschampsia cespitosa* und *Lysmachia vulgaris* haben ihren Schwerpunkt in abgetrockneten, eutrophen und ruderalisierten Erlenwäldern.

Tab. 24: Verteilung der Zielarten mit Schwerpunkt in Feuchtwäldern (Vegök Typen 9 bis 11) auf die Vegök Typen der Tab. 11. Formationsklassen nach Tab. 17

Vegök Typen nach Tab. 11 (fri = frisch, feu = feucht, na = nass, eu = eutraphent, me = mesotraphent)

Stetigkeiten der Arten in % der Aufnahmezahl (s. Tab. 11, + < 1%).

Änderungstendenz nach ELLENBERG et al. 1992, **Rote Liste BRD** nach KORNECK et al. 1996, **Rote Liste Niedersachsen/Bremen** nach GARVE 1993, s. Tab. 3.

Gefährdungen innerhalb der Formationsklassen: !! ausschließlich in gefährdeten Vegök Typen der Tab. 17 vorkommend; ! überwiegend dort vorkommend, aber auch in ungefährdeten Vegök Typen; x ebenso in ungefährdeten Vegök Typen vorkommend.

Gefährdungswert nach Verteilung in gefährdeten/ungefährdeten Vegök Typen: **F** Schwerpunkt Feuchtgrünland, **R** Schwerpunkt Röhrichte/Großseggenrieder, **E** Schwerpunkt anderes Extensivgrünland, **W** Schwerpunkt Feuchtwälder, **1**. **Ziffer:** Bewertung unter der Prämisse, dass Zielkonzept 1, **2**. **Ziffer** unter der Prämisse, dass Zielkonzept 2 umgesetzt wird: Gefährdungsstufen nach Tab. 18.

Änderungstendenz	Rote Liste BRD	Rote Liste NISu/HB	Artenname	Intensivgrünland	Feuchtgrünland	Brachen						Feuchtwälder					anderes Extensivgrünland					Gefährdungswert	Offenland			Gewässer	Wald			
				1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	12	13	14		15	A	B	C	D	E	F	
				fri	feu	feu	feu/na	na	na	feu	feu	feu/na	fri	feu/na	feu/na	na	fri	fri	fri	eu/na	fri		fri	fri	anthropogene Offenlandsysteme	"natürliche" Offenlandsys., ausser C	Röhrichte u. Großseggenesl.	Gewässer, Quellen, ausser C	Feuchtwälder	Wälder, ausser E
				eu	eu	eu	me	eu	me	eu	me	eu	eu	me	eu	eu/me	eu	me	eu	me	eu		me	eu	me	eu	me	eu	me	eu
5	(3F)		Ranunculus auricomus agg.	5	4	2			1	6			11	1			9	12	4		W 4-4	!		!		!	x			
4			<i>Scutellaria galericulata</i>	4	1	+	10	16	17	5	10		32	12	15		11		2		W 4-6	!		x		x	x			
4			<i>Crepis paludosa</i>			7	17	2	3	13	29		28	6	3			+	2		W 4-6	!!	!!	x	x	x	x			
4			<i>Cardamine amara</i>			4	1	1	+	6	5		25	5	6						W 3-5	!!		x	x		!			
5			<i>Stachys palustris</i>			2	3	1	+	2	3		7	3	+						W 4-6	!!		x		x	!			
5			<i>Valeriana officinalis</i>			2	2	5	6	7	6		22	4				1			W 3-5	!!		x			!			
4		3F	<i>Primula elatior</i>			+	+						7					+			W 4-0	!!	!!			!!	x			
3		3H	Carex pseudocyperus					1	5				10		9						W 0-5			x		!!				
4		2	<i>Veronica beccabunga</i>					+					2		3						W 0-5			x	x	!!				
6			Deschampsia cespitosa	25	9	6	22	1	2	8	13		66	63	29		6	13	26	14	W 6-6	x	!!	x		x	x	x		
5			<i>Lysmachia vulgaris</i>		2	5	18	24	41	15	30		65	53	79		39	+	2		W 4-6	!!		x		x				
5			Molinia caerulea				5		6	+			3	17	56			6		6	W 4-4	!!	!!	!		x	x			
4			<i>Carex canescens</i>					11	+	8			3	4	44				2		W 2-2	!!	!!	!		!	!			
3		3F,1H	<i>Myrica gale</i>				1								6					+	W 2-0	!!	!!			!!				
2		3F,0H	Calla palustris					+					1		24						W 0-2		!!	!	!	!!				
3		2H	<i>Hottonia palustris</i>					+	1				+		4						W 0-5			x	x	!!				

4.3.4.4 Korrelation der Gefährdungswerte mit Rote-Liste-Werten

Für die Interpretation und Validierung der hier ermittelten Gefährdungsstufen wird die Korrelation der Werte mit verschiedenen anderen, bereits bekannten Beurteilungen des Rückgangs und der Gefährdung von Arten untersucht. Tab. 25 zeigt, dass zwischen den Gefährdungsstufen (hier Zielkonzept 1) und den Werten der Änderungstendenz nach ELLENBERG et al. 1992 deutliche Abhängigkeiten bestehen: gefährdete Feuchtgrünlandarten, die keine ungefährteten Refugien besitzen (Gefährdungsstufen 1 und 2), namentlich obligate Offenlandarten (Gefährdungsstufe 1), sind in ihren Beständen in den letzten Jahrzehnten stark zurückgegangen; nur jeweils eine Art dieser beiden Gefährdungsstufen blieb in ihrer Häufigkeit unverändert. Arten mit ungefährteten Refugialstandorten im Offenland (Gefährdungsstufe 3), insbesondere aber im Wald (Gefährdungsstufe 4) waren in den letzten Jahrzehnten hingegen nur durch einen „geringen Schwund“ bzw. „keine Veränderungen“ gekennzeichnet. Für die „potentiell gefährdeten“ Arten (Gefährdungsstufe 5) ist die Artenzahl zu gering, um absicherbare Aussagen zu treffen. Die „schwach gefährdeten“ Arten (Gefährdungsstufe 6) sind in den Rückgangskategorien „schwindend“ oder „stark schwindend“ nicht zu finden; ihre gute Absicherung in mehreren ungefährteten Vegök Typen war offenbar ein Garant für die große Beständigkeit ihrer Populationen.

Die halbnatürlichen Offenlandformationen haben auch nach KORNECK et al. 1998 einerseits die höchsten Gesamtartenzahlen, andererseits mit 35% den höchsten Anteil gefährdeter Arten. Wälder hingegen weisen bundesweit relativ wenige gefährdete Arten auf. Im Feuchtgrünland hat die auch vorher schon belegte Zunahme gefährdeter Arten in den letzten zehn Jahren seit der letzten Rote-Liste-Auswertung weiter angehalten (1988 = 36,9%, 1996 = 38,7 %).

Tab. 25: Korrelation der Gefährdungsstufen von Zielarten (Zielkonzept 1: Feuchtgrünland), die nach dem hier geschilderten Verfahren ermittelt wurden mit den Einschätzungen der Änderungstendenz der letzten Jahrzehnte in den Rasterfeldern des Atlas der Farn- und Blütenpflanzen (nach ELLENBERG et al. 1992 und HAEUPLER & SCHÖNFELDER 1988). In den Zellen sind absolute und relative Artenzahlen eingetragen (Summe der Artenzahlen pro Gefährdungsstufe = 100%)

Gefährdungsstufen (Ziel 1)		Änderungstendenz n. Ellenberg				Summe Artenzahlen (=100%)
		2 stark schwindend	3 schwindend	4 leicht schwindend	5 keine Veränderung	
im Feuchtgrünland gefährdet, Refugien...						
nur gefährdete Offenlandrefugien	1	8 (36%)	8 (36%)	5 (23%)	1 (5%)	22
auch gefährdete Waldrefugien	2	3 (21%)	4 (29%)	6 (43%)	1 (7%)	14
auch ungefährtete Offenlandrefugien	3	6 (15%)	12 (31%)	9 (23%)	12 (31%)	39
auch ungefährtete Waldrefugien	4	1 (3%)	5 (13%)	13 (34%)	19 (50%)	38
im Feuchtgrünland ungefährtet, Refugien...						
potentiell gefährdet	5	1 (25%)	1 (25%)	2 (50%)	-	4
schwach gefährdet	6	-	1 (4%)	15 (60%)	9 (36%)	25

Ein ähnliches Bild ergibt sich bei der Analyse der Gefährdungskategorien der Roten Liste Niedersachsen/Bremen von GARVE 1993, in die ebenfalls die durch floristische Wiederholungserhebungen ermittelten Rückgangstendenzen als wichtigstes Beurteilungskriterium eingehen. Dabei wurden einerseits Veränderungen des Florenbestandes der letzten 100 bis 200 Jahre für Niedersachsen und Bremen bewertet, andererseits aber auch die Intensität der Bedrohung durch Gefährdungsfaktoren berücksichtigt. Im Gegensatz zu der monofaktoriellen Bewertung von ELLENBERG (Rückgang) wird hier also eine im Einzelfall nicht aufschlüsselbare Mischbewertung durch retrospektive (Rückgang)

und prospektive (Bedrohung, Risikofaktoren) Kriterien vorgenommen. Risikofaktoren für prospektive Beurteilungen können nach GARVE (S.8) auch die in der vorliegenden Arbeit dezidiert überprüfte „enge ökologische Bindung an besonders gefährdete Biotope“ sein oder die „geringe Fähigkeit, sekundär auf nicht gefährdete Biotope auszuweichen“.

Pflanzenarten der Gefährdungsstufen 1 und 2 sind in der Roten Liste größtenteils als gefährdet bis stark gefährdet eingestuft: nur 4 von 22 bzw. 2 von 14 Arten wurden trotz ihres geringen Standorts- und Sukzessionspotentials (SSP) von GARVE 1993 als „nicht gefährdet“ bewertet. Arten, die auf gefährdeten Feuchtgrünlandstandorten vorkommen, aber Refugialräume in ungegefährdeten Vegök Typen besitzen (Gefährdungsstufen 3 und 4), haben hingegen einen wesentlich höheren Anteil „nicht gefährdeter“ Arten (18 von 39 bzw. 26 von 38 Arten). Von den pflanzensoziologisch breit eingemischten und in vielen ungegefährdeten Vegök Typen abgesicherten Arten (Gefährdungstufe 6) sind in der Roten Liste keine als „vom Aussterben bedroht“ oder „stark gefährdet“ mehr eingestuft. Dafür gelten 22 von 25 Arten als „nicht gefährdet“.

Auch hier liegt also der Schluss nahe, dass Rückgang und ein geringes Standorts- und Sukzessionspotential miteinander in Zusammenhang stehen und die Zahl und Bedrohtheit von Refugialräumen ein bedeutendes Kriterium für die prospektive Beurteilung der Gefährdung auch in diesem hier näher untersuchten Standortsspektrum darstellen könnte. Die Faktorentrennung bei der retrospektiven Rückgangsbewertung und der prospektiven Risikobewertung könnte die Nachvollziehbarkeit von Rote Liste Einstufungen erhöhen.

Tab. 26: Korrelation der Gefährdungsstufen von Zielarten (bei Ziel 1konzept: Feuchtgrünland), die nach dem hier geschilderten Verfahren ermittelt wurden mit den Einstufungen des Gefährdungsgrades nach der Roten Liste Niedersachsen/Bremen (GARVE 1993). In den Zellen sind absolute und relative Artenzahlen eingetragen (Summe der Artenzahlen pro Gefährdungsstufe = 100%)

Gefährdungsstufen (Ziel 1)	Gefährdung im Flachland (Rote Liste Niedersachsen)				H nur im Hügelland gefährdet	Summe Artenzahlen (=100%)
	1 vom Aussterben bedroht	2 stark gefährdet	3 gefährdet	- nicht gefährdet		
im Feuchtgrünland gefährdet, Refugien...						
nur gefährdete Offenlandrefugien 1	4 (18%)	8 (36%)	6 (27%)	4 (18%)	-	22
auch gefährdete Waldrefugien 2	-	3 (21%)	5 (36%)	2 (14%)	4 (29%)	14
auch ungegefährdete Offenlandrefugien 3	1 (3%)	3 (8%)	14 (36%)	18 (46%)	3 (8%)	39
auch ungegefährdete Waldrefugien 4	1 (3%)	2 (5%)	6 (16%)	26 (68%)	3 (8%)	38
im Feuchtgrünland ungegefährdet, Refugien...						
potentiell gefährdet 5	-	-	1 (25%)	2 (50%)	1 (25%)	4
schwach gefährdet 6	-	-	2 (8%)	22 (88%)	1 (4%)	25

4.3.5 Bewertung der vegetationsökologischen Typen (Typusebene)

Auf dem Typusniveau wird die Messskala durch die am stärksten gefährdeten Pflanzenarten (Gefährdungstufe 1 bis 4) festgelegt. Ihre Anteile an der Gesamtartenzahl in dem jeweiligen Vegök Typ werden als Messparameter verwendet. Den höchsten Anteil an Ziel 1 Arten besitzt das mesotraphente Feuchtgrünland (Vegök Typ 4) mit 105 Pflanzenarten der Gefährdungsstufen 1 bis 4 (= 51% der Gesamtartenzahl dieses Vegök Typs, s. Tab. 27). Den höchsten Anteil an Ziel 2 Arten weisen die mesotraphenten Nassbrachen (Vegök Typ 6) mit 30 Pflanzenarten der Gefährdungsstufen 1 bis 4 auf (= 19%).

Tab. 27: Bewertung der Vegök Typen nach dem Vorkommen von Zielarten der Gefährdungsstufen 1 bis 4 durch die in Abb.12 hergeleiteten Bewertungsklassen.

Vegök Typen	Intensivgrünland		Feuchtgrünland		Brachen				Feuchtwälder			anderes Extensivgrünland			
	1 fri eu	2 feu eu	3 feu eu	4 feu/na me	5 na eu	6 na me	7 feu eu	8 feu me	9 feu/na eu	11 fri eu	10 feu/na me	12 feu/na eu	13 fri eu/me	14 fri eu	15 fri me
Feuchtestufe Trophie			Ziel 1		Ziel 2										
Gesamtartenzahl (a)	129	154	145	204	159	160	166	133	287	189	169	84	249	202	224
Anzahl gefährdeter Ziel 1-Arten (Gef.wert 1-4) (b)	22	44	70	105	66	77	73	68	60	44	54	32	58	64	53
Quotient (b/a)	0,17	0,29	0,48	0,51	0,42	0,48	0,44	0,51	0,21	0,23	0,32	0,38	0,23	0,32	0,24
Wertzahl (b/a, normiert auf 1)	0,33	0,56	0,94	1,00	0,81	0,94	0,85	0,99	0,41	0,45	0,62	0,74	0,45	0,62	0,46
Anzahl gefährdeter Ziel 2-Arten (Gef.wert 1-4) ©	4	9	10	28	14	30	15	17	15	9	16	7	14	17	15
Quotient (c/a)	0,03	0,06	0,07	0,14	0,09	0,19	0,09	0,13	0,05	0,05	0,09	0,08	0,06	0,08	0,07
Wertzahl (c/a, normiert auf 1)	0,17	0,31	0,37	0,73	0,47	1,00	0,48	0,68	0,28	0,25	0,50	0,44	0,30	0,45	0,36

Die Normierung dieser Maximalwerte auf die Wertzahl 1 macht den direkten Vergleich möglich (Tab. 27, Abb. 12). Die geringsten Wertzahlen haben bei einer Bewertung mit Ziel 1 Arten und mit Ziel 2 Arten das frische Intensivgrünland, die eutrophen Feuchtwälder und die ruderalisierten Erlenwälder. Entlang der Sukzessionsserie nehmen die Wertzahlen vom frischen Intensivgrünland zum Feuchtgrünland stetig zu, was die zunehmende Eignung dieser Vegök Typen für die gefährdeten Arten widerspiegelt. Bei einer Sukzession des Feuchtgrünlandes zu Brachen oder Wäldern allerdings erfolgt eine ebenso stetige Abnahme (Abb. 12).

Die Wertzahlen auf der Typusebene liefern nicht nur einen Bewertungsrahmen, sondern auch einen Standard für die Bewertung auf der Objektebene. Die Erfolge der konkreten Renaturierungsversuche (Kap.5) für die Wiederherstellung von Feuchtgrünland (Zielkonzept 1) werden mit der Werteskala der Ziel-1-Arten, jene zur Entwicklung von Röhrichten und Großseggenriedern (Zielkonzept 2) mit der Werteskala der Ziel-2-Arten bewertet.

Weitere Bewertungsgrundlagen soll die Zielartenbilanzierung über alle Gefährdungsstufen, die Veränderung von soziologisch-ökologischen Artengruppen und die Erreichung von ökologischen Zielzuständen mit Hilfe von Zeigerwerten liefern.

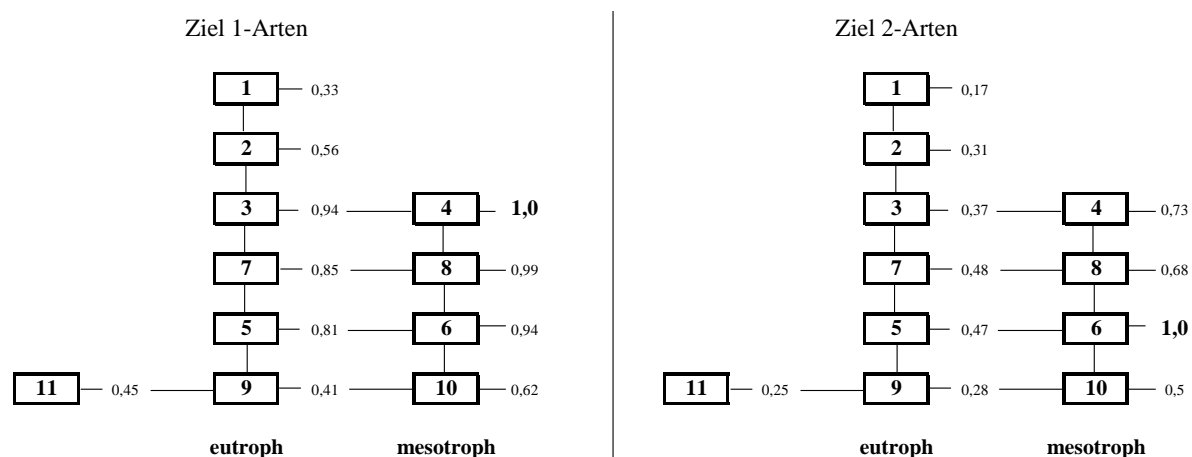


Abb. 12: Bewertung der Vegök Typen 1 bis 11 (Zahlen in den Kästen, s. Tab. 11 und Abb. 11) an Hand der Wertzahlen: sie geben den Anteil gefährdeter Arten der Gefährdungsstufen 1 bis 4 an der Gesamtartenzahl wider. Der höchste Wert (s.Tab. 27) wurde auf 1 normiert. Bei einer Bewertung durch Ziel 1-Arten hat mesotraphentes Grünland den höchsten Anteil und eutraphente Feuchtwälder den geringsten Anteil, bei einer Bewertung durch Ziel 2-Arten haben mesotraphente Nassbrachen (Großseggenrieder) den höchsten und die eutraphente Feuchtwälder den geringsten Anteil.

5 BEWERTUNG VON RENATURIERUNGSVERSUCHEN ANHAND BIOLOGISCHER UND STANDORTSÖKOLOGISCHER INDIKATOREN

5.1 Renaturierungsprozesse zur Unterstützung von Zielkonzept 1

5.1.1 Bodenaushagerung

5.1.1.1 Methoden

Die Laufzeiten der hier vergleichend ausgewerteten Untersuchungen betragen zwischen 2 und 19 Jahren; insgesamt wurden die von verschiedenen Autoren dokumentierten Aushagerungssukzessionen auf 36, jährlich kartierten Dauerflächen in Holland (Drentsche A), Westfalen und im Wümmegebiet bei Bremen bewertet. Die Düngung wurde auf den Versuchsflächen nach einer Phase intensiver landwirtschaftlicher Nutzung eingestellt. Aus den Variantenversuchen wurden die jeweils erfolgversprechendsten Varianten für den Renaturierungserfolg ausgewählt. Es sind in den untersuchten Vegetationstypen die zwei bis dreimal jährlich gemähten Bestände, weil dort die schnellste Aushagerung und die besten Keimungsbedingungen gegeben sind. Die als Erfolgskontrollflächen konzipierten Dauerflächen von JANHOFF 1994 aus den Borgfelder Wümmewiesen haben keine Varianten. Hier wurden die aus floristischer Sicht erfolgreichsten Flächen ausgewählt.

Die Reaktion der Pflanzenarten wird getrennt nach vier Vegetationstypen (A bis D) bewertet. Dazu werden die Stetigkeiten und die mittleren Deckungsgrade in den End- und Ausgangsbeständen bilanziert.

5.1.1.2 Vegetationskundliche Veränderungen

Aus dem *Lolio-Cynosuretum typicum* wurden unter starker Artenzunahme Fragmentgesellschaften höherer pflanzensoziologischer Ordnungen, denen *Lolium perenne* als namengebende und dominierende Art fehlt (Tab. 29). In den *Molinietalia*-Fragmentgesellschaften mit hohen N-Zahlen setzten sich *Holcus lanatus*, *Deschampsia cespitosa* und *Anthoxanthum odoratum* als faziesbildende Arten durch. Hier wird fast überall der Übergang von eu- zu mesotrophen Bedingungen erreicht. Die Flutrasen entwickelten sich zu nährstoffärmeren Ausbildungen, die durch *Carex nigra* und *Ranunculus flammula* gekennzeichnet sind. Die bereits auf einem relativ geringen Nährstoffstatus befindlichen Bestände des *Senecioni-Brometum caricetosum fuscae* blieben meist als solche erhalten; nur in einem Falle entstand ein *Caricetum fuscae* auf Sandstandorten innerhalb von zehn Jahren im Feuchtgebiet Saerbeck (Westfalen). Das nährstoffreichere *Senecioni-Brometum typicum* entwickelte sich in zwei Fällen zu der nährstoffärmeren Subassoziation von *Carex fusca*.

5.1.1.3 Artenzahlen und Zeigerwerte

In fast allen Dauerflächen spricht die Abnahme der mittleren N-Zahlen und die Zunahme der Artenzahlen für einen Erfolg des Aushagerungsmanagements (Tab. 28). Die genannten Änderungen korrelieren nicht, wie zunächst zu erwarten, mit der Beobachtungsdauer: Sand-Standorte im Talsandgebiet Saerbeck, in der Drentsche A und den Wümmewiesen hagerten, gemessen an der floristischen Veränderung innerhalb kurzer Zeit (5-12 Jahre) aus, was sich in einer Abnahme der N-Zeigerwerte um bis zu drei Einheiten manifestiert. Andererseits blieben die Veränderungen von N-Zeigerwerten anderer Dauerflächen auch über einen Zeitraum von bis zu 19 Jahren gering. Einerseits ist dafür die Nährstoffsituation zu Beginn verantwortlich, da sich bereits nährstoffarme Böden offenbar nur schwierig noch weiter aushagern lassen. Andererseits ist der Nährstoffpool in eutrophen Niedermooren so groß, dass eine Aushagerung der Nährstoffe durch Mahd nur sehr langsam voranschreitet, insbesondere wenn die Standorte durch Überflutungen mit Nährstoffen versorgt werden. Der mit Zielkonzept 1 angestrebte Zielprozess der Aushagerung und die Überführung in mäßig nährstoffreiche Standorte (Übergang von $N > 5$ auf $N < 5$) erfolgte in 44% der Fälle. Nur in 16 % aller Fälle wurden beide Ziele, feuchte ($F > 7$) und ausgehagerte, mesotrophente Bestände zu erhalten erreicht.

Im Beet-Gruppenrelief des Niedervielandes in der Wesermarsch finden Nährstoffauswaschungen und –einwaschungen in dicht beieinander liegenden Standorten statt: während die frischen Lolio-Cynosuretum Bestände auf den hochgelegenen Beeten deutlich aushagerten, fand in den feuchten Molinietales-Fragmentgesellschaften und Ranunculo-Alopecuretum-Beständen der Gruppen eine Nährstoffanreicherung statt (KUNDEL 1998).

In allen Vegetationstypen (A bis D) nahmen die Artenzahlen von Mangelzeigern mit N-Zahlen 2-4 zu (Tab. 28). Prozentual am stärksten erfolgte die Zunahme in Vegetationstyp A, nämlich von 1,8 auf 4,2 Arten pro Dauerfläche. Die Artenzahlen von Arten mäßig nährstoffreicher Standorte (N-Zahl 5-6) nahmen nur in B, C und D und die nährstoffreicher Standorte (N-Zahl 7-9) nur in C und D ab: offenbar verschwinden diese Arten vor allem von solchen Standorten schnell, wo sie aufgrund der Nutzung und Nährstoffsituation bereits vorher relativ konkurrenzschwach waren.

Trotzdem zeigen sich im aufgedüngten Grünland des Lolio-Cynosuretum und der Molinio-Arrhenatheretea-Gesellschaften auf sandig-humosen, frischen Standorten die stärksten Abnahmen der N-Zahl und die deutlichsten Zunahmen der Artenzahlen von 11,8 auf 15,5, wobei die Ausgangsartenzahl aufgrund der intensiven Nutzung dieser Bestände am geringsten war.

Tab. 28: Veränderung wichtiger Vegetationsparameter bei der Aushagerung von Grünlandstandorten durch Mahd ohne Düngung. Dargestellt sind jeweils Mittelwerte der Artenzahlen, N- und F-Zahlen (jeweils gewichtet) zu Beginn und am Ende der Untersuchungen. Die anfangs vorhandenen Vegetationseinheiten wurden zu vier Vegetationstypen A bis D zusammengefasst (Tab. 29). **Diff** = Differenz der Anfangs- und Endwerte.

A Lolio-Cynosuretum typicum, Molinio-Arrhenatheretea-Fragmentgesellschaft

B Molinietales-Fragmentgesellschaft, Ranunculo-Alopecuretum geniculati und Lolio-Cynosuretum lotetosum

C Senecioni-Brometum racemosi

D Molinietales-Fragmentgesellschaft Faz. von Equisetum fluviatile, Glyceria fluitans-Gesellschaft und Eleocharis palustris-Gesellschaft.

Vegetationstypen	A			B			C			D		
Dauerflächenzahl (n)	6			10			14			5		
Sukzessionsstadium	Beginn	Ende	Diff	Beginn	Ende	Diff	Beginn	Ende	Diff	Beginn	Ende	Diff
Artenzahl	11.8	15.5	3.7	18.7	21.2	2.5	25.6	27.4	1.8	17.2	19.0	1.8
N-Zahl	6.2	5.2	-1.0	5.9	5.0	-0.9	5.5	4.7	-0.8	6.0	5.2	-0.7
Artenzahl: N-Zahl 2-4	1.8	4.2	2.3	4.2	6.5	2.3	7.2	9.6	2.4	3.6	5.8	2.2
Artenzahl: N-Zahl 5-6	4.7	5.2	0.5	5.8	5.0	-0.8	7.2	7.0	-0.2	5.4	5.2	-0.2
Artenzahl: N-Zahl 7-9	3.8	3.8	0	5.5	5.5	0	5.6	4.7	-0.9	5.4	4.0	-1.4
F-Zahl	5.4	6.1	0.7	6.7	6.8	0.1	7.3	7.5	0.2	8.4	8.1	-0.3

Tab. 29: Aushagerungsversuche in Feuchtwiesen in Holland und Nordwestdeutschland. Die Flächen wurden nach Versuchsbeginn nicht mehr gedüngt und zumeist zweimal jährlich gemäht

Quelle: 1) Feuchtgebiet Saerbeck, Heubachwiesen, Ströfeld und Düsterdieker Niederung (SCHWARTZE 1992 u. unveröff. Daten) 2) Drentsche A (BAKKER 1989) 3) Borgfelder Wümmewiesen (ROSENTHAL 1992a und unveröff. Daten) 4) Borgfelder Wümmewiesen (JANHOFF 1996) 5) Feuchtgebiet Saerbeck, Westfalen (MICHELS 1993, unveröff. Daten)

Abkürzungen: Lol.-Cyn. = Lolio-Cynosuretum, Mol.-Frag. = Molinietalia-Fragmentgesellschaft, Mol.-Arrh. = Molinio-Arrhenatheretea-Fragmentgesellschaft, Ran.-Alop. = Ranunculo-Alopecuretum geniculati, Sen.-Brom. = Senecioni-Brometum racemosi, Faz. = Fazies, Var. = Variante, typ. = typicum.

Vegetationstyp	Versuchsdauer (Jahre)	Ausgangsvegetation	Endvegetation	mittlere Stickstoffzahl			mittlere Feuchtezahl			Artenzahl			Veget.höhe (cm)		Standort/Quelle
				Beginn	Ende	Änderung	Beginn	Ende	Änderung	Beginn	Ende	Änderung	Beginn	Ende	
A	10	Lol.-Cyn. typ.	Mol.-Arrh.-Frag.	6,0	4,7	-1,3	5,5	6,4	0,8	16	19	3			2)
	5	Lol.-Cyn. typ.	Mol.-Arrh.-Frag.	6,6	5,1	-1,5	4,7	4,9	0,2	12	17	5	50	15/30	4)
	6	Lol.-Cyn. typ.	Mol.-Frag.	6,5	5,1	-1,5	5,3	5,9	0,6	15	19	4			5)
	4	Lol.-Cyn. typ.	Ran.-Alop. typ	6,9	6,9	0,0	5,6	7,1	1,6	11	10	-1	20	15/13	4)
	12	Mol.-Arrh.-Frag.	Mol.-Frag.	5,2	4,0	-1,2	6,0	6,3	0,2	7	16	9			2)
	6	Mol.-Arrh.-Frag.	Mol.-Frag., Faz. Holc. lanatus	5,9	4,5	-1,4	5,1	5,9	0,7	10	12	2	80	20/50	4)
B	19	Mol.-Frag.	Mol.-Frag., Faz. Anthoxanthum odoratum	4,1	4,4	0,3	7,2	7,3	0,1	25	21	-4			3)
	5	Mol.-Frag.	Mol.-Frag., Faz. Deschampsia cespitosa	5,9	4,3	-1,7	6,9	7,1	0,2	17	23	6	80	40	4)
	6	Mol.-Frag.	Mol.-Frag., Faz. Holc. lanatus	5,1	4,6	-0,5	6,7	6,6	-0,2	20	21	1			5)
	6	Mol.-Frag.	Mol.-Frag., Faz. Holc. lanatus	5,4	4,5	-0,9	7,2	6,6	-0,6	13	25	12			5)
	12	Mol.-Frag.	Sen.-Brom. caricet. fuscae	5,8	3,1	-2,7	6,3	6,7	0,4	23	25	2			2)
	5	Mol.-Frag., Faz. Alopecurus pratensis	Mol.-Arrh.-Frag., Faz. Holcus lanatus	6,9	4,7	-2,2	5,9	6,1	0,2	17	15	-2			4)
	6	Mol.-Frag., Faz. Alopecurus pratensis	Sen.-Brom. typ	6,9	5,4	-1,4	6,5	7,0	0,5	13	20	7	120	30	4)
	10	Mol.-Frag., Faz. Juncus acutiflorus	Mol.-Frag., Faz. Juncus acutiflorus	3,5	3,2	-0,3	7,1	7,2	0,1	31	32	1			2)
	2	Lol.-Cyn. lotetosum	Lol.-Cyn. lotetosum	6,4	5,8	-0,6	6,1	6,1	0,1	23	21	-2			1)
	2	Ran.-Alop. glyc. fluit., Var. Ran. flam.	Mol.-Frag., Ausb. Carex nigra	6,0	5,3	-0,7	7,1	7,1	-0,1	23	23	0			1)
6	Ran.-Alop. typ.	Ran.-Alop. glyc. fluit., Var. Ran. flam.	4,4	4,0	-0,4	7,0	7,5	0,4	14	18	4			5)	
C	10	Sen.-Brom. caricet. fuscae	Caricetum fuscae	5,9	2,9	-3,0	6,6	7,8	1,2	25	22	-3	90	55	1)
	10	Sen.-Brom. caricet. fuscae	Sen.-Brom. caricet. fuscae	3,9	3,3	-0,7	7,0	8,3	1,2	34	36	2			2)
	12	Sen.-Brom. caricet. fuscae	Sen.-Brom. caricet. fuscae	4,5	4,3	-0,2	7,2	6,8	-0,4	26	36	10			2)
	12	Sen.-Brom. caricet. fuscae	Sen.-Brom. caricet. fuscae	5,0	5,1	0,1	8,2	7,8	-0,3	30	31	1			2)
	6	Sen.-Brom. caricet. fuscae	Sen.-Brom. caricet. fuscae	5,2	3,7	-1,5	7,4	7,3	-0,1	24	25	1	40/70	25/50	4)
	3	Sen.-Brom. caricet. fuscae	Sen.-Brom. caricet. fuscae	3,7	2,7	-1,0	7,9	8,1	0,3	27	27	0	25/40	15/13	4)
	8	Sen.-Brom. caricet. fuscae	Sen.-Brom. caricet. fuscae	6,7	5,6	-1,1	7,5	8,1	0,6	33	32	-1	50	60	3)
	10	Sen.-Brom. caricet. fuscae	Sen.-Brom. caricet. fuscae	6,4	6	-0,4	7	6,9	-0,1	33	35	2	65	65	1)
	6	Sen.-Brom. typ	Mol.-Frag., Faz. Deschampsia cespitosa	6,1	3,9	-2,2	7,1	6,7	-0,4	18	21	3	100	25/50	4)
	3	Sen.-Brom. typ	Sen.-Brom. caricet. fuscae	4,7	4,2	-0,5	7,9	7,8	-0,1	20	20	0			4)
D	10	Sen.-Brom. typ	Sen.-Brom. caricet. fuscae	6,2	4,7	-1,5	6,7	7,5	0,8	26	26	0	110	65	1)
	6	Sen.-Brom. typ	Sen.-Brom. typ	7,0	5,9	-1,1	8,0	7,8	-0,2	13	17	4	80	30/60	4)
	10	Sen.-Brom. typ, Faz. Holcus lanatus	Sen.-Brom. typ	6,1	6,7	0,6	6,5	6,7	0,2	19	24	5	65	50	1)
	6	Eleocharis pal.-Gesellschaft	Eleocharis pal.-Gesellschaft	4,9	4,5	-0,4	9,6	9,8	0,2	18	14	-4			5)
	6	Glyceria fluitans-Gesellschaft	Molin.-Frag., Faz. Juncus effusus	5,9	4,1	-1,8	8,3	7,3	-1,0	12	17	5			5)
2	Glyceria fluitans-Gesellschaft	Ran.-Alop. glyc. fluit., Var. Ran. flam.	6,7	6,4	-0,3	8,1	7,7	-0,5	14	19	5			1)	
12	Mol.-Frag., Faz. Equisetum fluviatile	Sen.-Brom. typ	5,7	4,7	-1,0	8,2	8,0	-0,2	23	24	1			2)	

5.1.1.4 Arten und Artengruppen

Durch das Aussetzen der Düngung gehen zahlreiche hochwüchsige Arten zurück, die auf hohe Nährstoffverfügbarkeit angewiesen sind, wie *Lolium multiflorum*, *Phleum pratense*, *Alopecurus pratensis*, *Festuca pratensis* und *Taraxacum officinale* (Tab. 30). Aber auch Weidezeiger, die häufige Störungen z.B. durch Vertritt ertragen, wie *Plantago major*, *Poa annua* und *Bellis perennis* werden verdrängt. Im feuchten Bereich (Vegetationstyp B, C und D) sind auch Molinieta- und Phragmitetalia-Arten reicher Standorte betroffen, wie *Senecio aquaticus*, *Lychnis flos-cuculi* und *Glyceria maxima*. In C büßen neben den generell zurückgehenden Nährstoffzeigern auch die in A zur Dominanz gelangenden Arten (z.B. *Anthoxanthum odoratum*) an Bedeutung ein.

Die profitierenden Arten (Tab. 31) sind Vertreter des mageren Grünlandes frischer Standorte mit breiter pflanzensoziologischer Amplitude (wie *Achillea millefolium*, *Luzula campestris*, *Agrostis tenuis* und *Carex leporina*), vernachlässigter Weiden (wie *Deschampsia cespitosa* und *Juncus effusus*), der sauren Kleinseggenrieder und mageren Feuchtwiesen (wie *Carex nigra*, *Agrostis canina*, *Juncus articulatus*, *J. acutiflorus* und *Ranunculus flammula*), aber auch reicherer Feuchtwiesen (wie *Mentha arvensis*, *Galium palustre*, *Myosotis palustris*, *Poa palustris*, *Crepis palustris*, *Lotus uliginosus* und *Caltha palustris*). Als Dominanzbildner treten im frischen bis mäßig feuchten Bereich *Agrostis tenuis*, *Anthoxanthum odoratum*, *Holcus lanatus*, *Poa trivialis*, *Rhinanthus serotinus* und *Ranunculus repens* auf. Im feuchten und nassen Bereich hingegen sind es *Deschampsia cespitosa*, *Carex nigra*, *C. leporina*, *Juncus effusus*, *Carex acutiformis*, *Lotus uliginosus* und *Filipendula ulmaria*.

Als Neuetablierer erscheinen in Vegetationstyp A (*Lolio-Cynosuretum typicum*, Molinio-Arrhenatheretea-Fragmentgesellschaft) Arten frischer, nährstoffarmer Weiden (*Luzula campestris*, *Cerastium semidecandrum*) und kurzlebige Arten gestörter Standorte (*Arabidopsis thaliana*, *Capsella bursa-pastoris*, *Rorippa palustris*) neu. In A und B etablieren sich bemerkenswerter Weise ausserdem auch die kurzlebigen Grünlandarten *Rhinanthus serotinus* und *Bromus racemosus*. Ihr Erscheinen wird einerseits durch die späteren Mahdtermine (Ermöglichung der Samenreife), andererseits durch die lichtere Vegetationsstruktur (Keimungsnischen) ermöglicht. In B (Molinieta-frag., *Ranunculo-Alopecuretum*) und C (*Senecioni-Brometum*) kommen Molinieta- und Caricetalia fuscae-Arten hinzu. Sie werden in C teilweise sogar dominant (namentlich *Menyanthes trifoliata* und *Carex rostrata*); mit *Succisa pratensis* und *Potentilla erecta* erscheinen sogar zwei Molinion-Arten, die nur in mageren und lichten Pflanzenbeständen gedeihen können.

Die Auswirkungen der intensiven landwirtschaftlichen Nutzung auf die hier untersuchten Pflanzengemeinschaften können durch das Aushagerungsmanagement teilweise rückgängig gemacht werden, indem Nährstoffzeiger, kurzlebige Ackerunkräuter und Pionierarten zurückgehen. Sie werden aber nicht in dem Maße von soziologisch eng eingemischten Pflanzenarten, z.B. des *Calthion palustris* oder *Molinion caeruleae* ersetzt, um die Zuordnung der Pflanzenbestände zu diesen Vegetationstypen zu rechtfertigen. Es profitieren vielmehr hauptsächlich Pflanzenarten, die bereits schon vorher im Bestand vorhanden waren (wie *Anthoxanthum odoratum*). Dies sind 1. die Weichfeuchtezeiger der *Agrostietalia stoloniferae*, namentlich *Agrostis stolonifera*, *Glyceria fluitans* und *Alopecurus geniculatus*, 2. die „Weideunkräuter“ *Deschampsia cespitosa*, *Juncus effusus* und *J. conglomeratus* (sie profitieren von der Umnutzung von Weide- auf Wiesennutzung (ROSENTHAL 1992a) und der Verringerung der Nutzungsintensität), 3. Arten feuchter oder nasser Brachen, wie *Filipendula ulmaria* und *Carex acutiformis* (sie sind ebenfalls bereits im Ausgangsbestand vorhanden und profitieren von der Verringerung der Nutzungsintensität), und 4. Pflanzenarten frischer, mäßig nährstoffreicher Standorte mit breiter ökologischer Amplitude.

Trotz des Rückgangs der hochwüchsigen Nährstoffzeiger ist die Etablierung neuer Arten erschwert, weil die bereits im Ausgangsbestand vorhandenen, von den veränderten ökologischen Bedingungen profitierenden und dominanzfähigen Arten rasch dichte Rasen bilden.

Tab. 30: **Zurückgehende Arten** bei Aushagerungsversuchen in NW-Deutschland (Gebiete und Quellen s. Tab. 29). Veränderung von Stetigkeit und mittleren Deckungswerten in %-Punkten.

Spalte1: Stickstoffzahl n. ELLENBERG et al. 1992. **St** Stetigkeitsveränderungen (!: Art verschwindet bzw. wandert zu), **D** Deckungswertveränderungen (-0: Veränderung < -0,5%-Punkte, 0: Veränderung < +0,5%-Punkte).

A Lolio-Cynosuretum typicum, Molinio-Arrhenatheretea-Fragmentgesellschaft

B Molinietalia-Fragmentgesellschaft, Ranunculo-Alopecuretum geniculati, und Lolio-Cynosuretum lotetosum

C Senecioni-Brometum racemosi

D Molinietalia-Fragmentgesellschaft Faz. von *Equisetum fluviatile*, *Glyceria fluitans*-Gesellschaft und *Eleocharis palustris*-Gesellschaft

N-Zahl	Vegetation (Beginn)			A		B		C		D		Gefährdungsstufe	
	Dauerflächenanzahl (n)	Stetigkeit/Dominanz		St	D	St	D	St	D	St	D		
				6		10		14		5			
				St	D	St	D	St	D	St	D		
in A bis C zurückgehend													
3	Bromus hordeaceus	-17	3		
6	Dactylis glomerata	-33	-1	!		
6	Lolium multiflorum	-17	-20	!		
6	Polygonum aviculare agg.	-17	-1	!		
x	Veronica arvensis	-17	-4	!	0	-1		
4	Festuca arundinacea	-17	-1	!	-10	-15		
8	Poa annua	-33	-2	!	-10	-3	.	.	.	0	0		
6	Plantago major ssp. major	0	-4	.	-10	-1	!	.	.	0	0		
6	Festuca pratensis	-17	-2	.	-10	-9	.	-14	-3	0	0		
7	Lolium perenne	-33	-49	.	-20	-1	.	-14	-1	!	.		
7	Phalaris arundinacea	-17	-1	!	-10	4	.	-7	-10	.	.	F 6-6	
8	Stellaria media	-17	-2	-7	-1	!	.		
überall zurückgehend													
6	Poa pratensis	17	-16	.	0	-1	.	-14	-3	.	-20	-1	!
6	Rumex acetosa	0	-3	.	-10	2	.	-7	-4	.	0	-1	.
7	Taraxacum officinale agg.	0	-2	.	10	-2	.	-7	-1	.	0	-1	.
6	Bellis perennis	0	-1	.	-10	-0	.	-7	-1	.	-20	-1	!
in B bis D zurückgehend													
7	Cirsium arvense	.	.	.	-10	-0	
7	Agropyron repens	.	.	.	0	-8	.	-7	-1	!	.	.	
8	Rorippa amphibia	.	.	.	-10	-3	!	-21	-1	.	.	.	R 6-6
x	Lychnis flos-cuculi	.	.	.	-10	-0	.	-14	0	.	0	0	F 6-6
6	Phleum pratense	0	0	.	-50	-4	.	-21	-4	!	0	1	
7	Alopecurus pratensis	0	0	.	-10	-22	.	7	-4	.	0	3	
3	Equisetum palustre	.	.	.	-10	7	.	0	-1	.	0	-3	R 6-6
x	Lysimachia nummularia	.	.	.	-10	-2	.	0	-4	.	-20	-1	!
8	Polygonum hydropiper	.	.	.	-10	-1	!	.	.	.	-20	-1	!
8	Urtica dioica	.	.	.	-10	-1	!	.	.	.	-20	-2	!
in C bis D zurückgehend													
2	Carex echinata	0	-3	.	.	.	F 2-2
4	Carex panicea	0	-4	.	.	.	F 2-2
2	Eriophorum angustifolium	0	-8	.	.	.	F 2-2
4	Phyteuma nigrum	-7	-1	!	.	.	
7	Ranunculus ficaria	-7	-4	!	.	.	
4	Angelica sylvestris	-7	-1	!	.	.	R 4-6
5	Senecio aquaticus	-7	-2	.	.	.	F 3-5
6	Ajuga reptans	-14	-1	.	.	.	F 4-6
9	Glyceria maxima	-29	-1	.	-20	-10	!
5	Equisetum fluviatile	0	-1	.	0	-20	R 3-5
in D zurückgehend													
5	Carex disticha	7	0	.	-40	-3	!
5	Carex hirta	0	-1	.
7	Lycopus europaeus	-20	-1	!
8	Silene dioica	-20	-1	!
8	Typha latifolia	-20	-1	!
8	Rumex conglomeratus	-20	-1	!
8	Alisma plantago-aquatica	-20	-1	!
8	Anthriscus sylvestris	-20	-10	!

Tab. 31: **Zunehmende Arten** bei Aushagerungsversuchen in NW-Deutschland (Gebiete und Quellen s. Tab. 29). Veränderung von Stetigkeit und mittleren Deckungswerten in %-Punkten. Dominante Arten sind grau unterlegt.

Spalte1: Stickstoffzahl n. ELLENBERG et al. 1992. **St** Stetigkeitsveränderungen (!: Art verschwindet bzw. wandert zu), **D** Deckungswertveränderungen (-0: Veränderung < -0,5%-Punkte, 0: Veränderung < +0,5%-Punkte).

A Lolio-Cynosuretum typicum, Molinio-Arrhenatheretea-Fragmentgesellschaft

B Molinietaalia-Fragmentgesellschaft, Ranunculo-Alopecuretum geniculati, und Lolio-Cynosuretum lotetosum

C Senecioni-Brometum racemosi

D Molinietaalia-Fragmentgesellschaft Faz. von *Equisetum fluviatile*, *Glyceria fluitans*-Gesellschaft und *Eleocharis palustris*-Gesellschaft

N-Zahl	Vegetation (Beginn)	A		B		C		D		Gefährdungsstufe
	Dauerflächenanzahl (n)	6	10	14	5	St	D	St	D	
	Stetigkeit/Dominanz	St	D	St	D	St	D	St	D	
in A zunehmend										
5	Achillea millefolium	17	0	0	0	
5	Chrysanthemum vulgare	0	20	
4	Arabidopsis thaliana	17	1	!	
6	Capsella bursa-pastoris	17	1	!	
x	Cerastium semidecandrum	17	1	!	
2	Hydrocotyle vulgaris	17	1	!	R 2-2
2	Rumex acetosella	17	1	!	
8	Rorippa palustris	17	1	!	-10	-1	!	.	.	
5	Veronica serpyllifolia	17	1	!	-10	-1	!	.	.	E 6-0
2	Luzula campestris	17	2	!	.	.	0	-1	.	E 1-1
5	Leontodon autumnalis	17	1	!	-10	1	.	-7	-0	E 6-0
2	Achillea ptarmica	17	1	!	0	-2	.	-7	-0	F 3-5
5	Cerastium holosteoides	0	3	.	20	-1	.	-7	-1	
in A bis C zunehmend										
7	Glechoma hederacea	0	8	.	10	-14	.	0	0	
4	Agrostis tenuis	33	15	.	20	-2	.	14	1	
3	Deschampsia cespitosa	17	4	!	10	8	.	-7	19	
3	Poa subcaerulea	17	0	!	10	1	!	7	1	
x	Ranunculus acris agg.	0	0	.	20	4	.	7	-1	-20 -1 !
6	Trifolium repens	17	-7	.	0	-4	.	14	-3	-20 1
7	Glyceria fluitans	17	1	!	10	-7	.	14	-3	0 -12
x	Plantago lanceolata	17	3	.	10	0	.	7	-9	0 -8
in A bis D starke Dominanzzunahme										
7	Alopecurus geniculatus	0	16	.	20	-3	.	-7	-3	40 -7
x	Anthoxanthum odoratum	50	7	.	30	4	.	14	-2	40 0
7	Poa trivialis	67	5	.	40	-10	.	0	-3	20 1
4	Holcus lanatus	17	14	.	20	16	.	29	-4	40 -3
2	Rhinanthus serotinus agg.	17	12	!	20	21	!	0	5	20 2 !
7	Ranunculus repens	0	12	.	0	8	.	0	-7	-20 6
2	Carex nigra	17	2	!	50	4	!	-7	9	40 7
3	Carex leporina	33	1	!	-10	0	.	7	0	20 10 !
5	Agrostis stolonifera	17	-2	.	-30	-12	.	7	0	0 9
4	Juncus effusus	17	2	!	0	1	.	7	-0	0 19
überall zunehmend										
4	Cynosurus cristatus	-17	1	.	10	2	.	0	-0	0 0
x	Festuca rubra ssp. rubra	17	-6	.	30	0	.	-14	3	20 2 !
x	Cardamine pratensis	0	3	.	0	-2	.	7	-1	0 -1
5	Rumex crispus	17	1	!	-10	0	.	0	1	0 0
3	Cirsium palustre	33	1	!	10	1	!	0	-0	20 1 !
6	Polygonum amphibium var. terrestre	17	1	!	0	-9	.	0	-4	20 -3

Fortsetzung Tab. 31:

N-Zahl	Vegetation (Beginn)	A		B		C		D		Gefährdungsstufe			
	Dauerflächenanzahl (n) Stetigkeit/Dominanz	St	D	St	D	St	D	St	D				
in B und C zunehmend													
7	Potentilla anserina	.	.	0	1	F 6-6			
x	Ranunculus auricomus agg.	.	.	0	0	W 4-4			
2	Carex canescens	.	.	10	1	!	.	.	.	W 2-2			
5	Bromus racemosus	.	.	10	1	!	-21	-1	!	F 1-0			
x	Trifolium pratense	.	.	10	1	!	7	-4	.	.			
2	Stellaria palustris	.	.	10	1	!	0	-0	.	R 5-3			
7	Poa palustris	.	.	0	2	.	0	-3	.	F 6-6			
4	Stellaria uliginosa	.	.	0	-1	.	0	-1	.	E 4-5			
4	Carex gracilis	.	.	0	-2	.	7	1	.	F 6-6			
3	Juncus acutiflorus	.	.	20	2	!	7	3	.	F 2-2			
7	Phragmites australis	.	.	10	1	!	0	0	.	R 4-6			
3	Stellaria graminea	.	.	10	0	!	14	0	.	.			
x	Lysimachia vulgaris	.	.	10	1	!	0	0	.	W 4-6			
6	Caltha palustris	.	.	40	1	.	14	-6	-20	0			
2	Juncus articulatus	.	.	10	4	.	7	0	-20	-3			
in B bis D zunehmend													
5	Myosotis palustris	-17	-1	!	10	1	!	7	0	0	0	F 4-5	
?	Eleocharis palustris	.	.	.	0	5	.	0	-1	40	-26	F 6-6	
x	Mentha arvensis	.	.	.	10	1	!	0	4	0	-5	F 6-6	
2	Ranunculus flammula	.	.	.	20	1	.	36	0	0	0	F 6-6	
2	Agrostis canina	.	.	.	20	1	.	29	4	20	1	!	F 5-3
4	Galium palustre	.	.	.	30	0	.	36	-0	0	0	F 6-6	
6	Sagina procumbens	.	.	.	-10	-4	!	7	1	!	0	0	
in C zunehmend													
5	Carex vesicaria	14	-2	.	.	.	F 3-6	
2	Dactylorhiza majalis	7	-1	.	.	.	R 2-2	
5	Valeriana officinalis	7	-3	.	.	.	W 3-5	
5	Calamagrostis canescens	0	5	.	.	.	R 4-6	
3	Carex rostrata	0	11	.	.	.	R 2-2	
3	Menyanthes trifoliata	0	58	.	.	.	R 2-2	
x	Centaurea jacea	0	1	.	.	.	E 3-5	
3	Viola palustris	7	4	.	.	.	R 4-4	
7	Iris pseudacorus	0	0	.	.	.	R 4-6	
2	Dactylorhiza maculata	0	0	.	.	.	F 4-0	
x	Alnus glutinosa	7	1	!	.	.	.	
3	Epilobium palustre	7	1	!	.	.	R 4-6	
3	Juncus filiformis	7	0	!	.	.	F 3-5	
2	Potentilla erecta	7	1	!	.	.	.	
	Salix spec.	7	1	!	.	.	.	
6	Stachys palustris	7	4	!	.	.	W 4-6	
2	Succisa pratensis	7	1	!	.	.	E 2-2	
x	Veronica chamaedrys	14	1	!	.	.	.	
in C und D zunehmend													
6	Crepis paludosa	7	17	.	20	12	!	W 4-6
4	Filipendula ulmaria	.	.	-10	-10	.	0	1	.	0	20	.	F 4-6
4	Lotus uliginosus	.	.	-10	1	.	7	-2	.	20	6	.	F 3-5
6	Epilobium parviflorum	7	1	!	20	1	!	R 3-5
5	Oenanthe fistulosa	0	3	.	20	0	.	F 3-5
3	Veronica scutellata	7	1	!	20	2	!	F 3-5
2	Galium uliginosum	7	-3	.	20	1	!	F 3-5
3	Juncus conglomeratus	14	-1	.	20	1	!	F 3-5
x	Vicia cracca	7	-1	.	20	1	!	.
in D zunehmend													
5	Carex acutiformis	0	-39	.	0	39	.	R 4-6
x	Lythrum salicaria	0	0	.	20	0	.	R 3-5
x	Prunella vulgaris	-7	-0	.	20	1	!	.
6	Epilobium tetragonum	20	1	!	.
4	Salix cinerea	20	1	!	.
5	Trifolium dubium	0	-2	20	1	!	E 1-0
4	Juncus bufonius	0	0	.	.
6	Myosotis arvensis	0	0	.	.

5.1.1.5 Erfolgswertung anhand von Zielarten

Die Bilanzierung von Zuwanderung und Verlust von gefährdeten Pflanzenarten ist in allen Vegetationstypen (A bis D) positiv (Tab. 32). In Vegetationstyp C (Senecioni-Brometum) sind die Bedingungen für die Zunahme und Erhaltung von Zielarten am günstigsten. In den anfänglich artenärmeren Vegetationstypen, insbesondere in A wandern relativ zur geringen Zahl der im Ausgangsbestand vorhandenen Arten sehr viele Arten neu zu. Sie rekrutieren sich aber im Gegensatz zu C vorwiegend aus Arten der Gefährdungsstufe 6. Die immer stärkere Zunahme von Arten höherer Gefährdungsstufen von A über B nach C spiegelt den Nährstoffgradienten wider, der in den mittleren N-Zahlen deutlich wird. Andererseits drückt sich auch das durch die Umgebungsvegetation vorgegebene Invasionspotential aus: während der für die Invasion neuer Zielarten wichtige Nahbereich von Lolio-Cynosuretum-Beständen eher aus artenarmem Grünland besteht, das die Zielarten nicht enthält, sind Senecioni-Brometum-Bestände in eine artenreiche und damit als Quellzönosen ergiebige Grünlandvegetation eingebettet. Die Wertzahlen (s. Kap. 4.3.5) nehmen in allen Vegetationstypen (A bis D) zu (Abb. 12), relativ am deutlichsten bei den zielartenarmen Ausgangsgesellschaften. Hohe Wertklassen werden aber, gemessen an der Zahl der gefährdeten Feuchtgrünlandarten (Gefährdungsstufe 1 bis 4) nicht erreicht!

Tab. 32: Bewertung der Aushagerungsversuche mit Hilfe der Zielarten (Ziel 1)

Beziffert sind die Zahlen der häufiger werdenden (Zunahme der Stetigkeit), gleichbleibenden und seltener werdenden Arten (Abnahme der Stetigkeit). In Klammern ist die Zahl der Arten vermerkt, die sich davon in dem jeweiligen Vegetationstyp (A bis D) ganz neu einfanden oder verloren gingen.

Gefährdungsstufe (Ziel 1)	AZ in Gefährdungsstufe	Vegetationstyp Beginn	A	B	C	D
		Aufnahmezahl (n)	6	10	14	5
		Artenzahlveränderung	3,7	2,5	1,8	1,8
1	22	Zunahme, Konstanz (Neuetablierung)	2(1)	1(1)	1(0)	1(1)
		Abnahme (Verlust)			1(1)	
2	14	Zunahme, Konstanz (Neuetablierung)	1(1)	2(2)	8(1)	
		Abnahme (Verlust)				
3	39	Zunahme, Konstanz (Neuetablierung)	2(2)	2(1)	13(3)	9(5)
		Abnahme (Verlust)		1(0)	3(0)	2(2)
4	38	Zunahme, Konstanz (Neuetablierung)	1(1)	7(4)	15(2)	5(2)
		Abnahme (Verlust)	1(1)	1(0)	2(1)	3(2)
5	5	Zunahme, Konstanz (Neuetablierung)		4(2)	4(0)	3(1)
		Abnahme (Verlust)	1(0)			
6	25	Zunahme, Konstanz (Neuetablierung)	9(5)	13(1)	13(0)	12(1)
		Abnahme (Verlust)	1(1)	7(2)	6(0)	2(2)
Summe 1-6	142	Zunahme, Konstanz (Neuetablierung)	15(10)	29(11)	54(6)	30(10)
		Abnahme (Verlust)	3(2)	9(2)	12(2)	7(6)
Bilanz			+12(8)	+20(8)	+42(4)	+23(4)
nur Gefährdungsstufen für Ziel 2 (hier 2 Arten)		Zunahme, Konstanz (Neuetablierung)				2(2)
		Abnahme (Verlust)				
keine Gefährdungsstufe (hier 63 Arten)		Zunahme, Konstanz (Neuetablierung)	29(8)	19(4)	23(6)	25(6)
		Abnahme (Verlust)	10(6)	17(5)	15(6)	11(8)

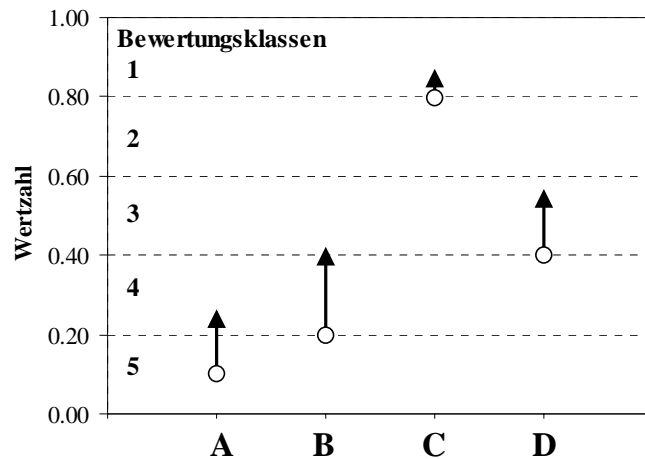


Abb. 13: Veränderungen der Wertzahlen und Bewertungsklassen in den verschiedenen Vegetationstypen A bis D durch Aushagerungsmanagement (s. Tab. 27 und Abb. 12)

5.1.2 Vernässung

Die Folgen von „unfreiwilligen“ Überschwemmungen für die Vegetation sind von zahlreichen Beobachtungen und Untersuchungen aus großen Flussauen bekannt (ELLIS 1955, MEYER 1958, RAABE 1960, STEEG 1984). Sie zeigten, daß nach längeren Überschwemmungen die aus landwirtschaftlicher Sicht gewünschten Ertragsarten stark zurückgehen und zunächst eine Regeneration mit Flutrasenarten einsetzt. Halten die hohen Wasserstände aber nicht weiter an oder wird der Flutrasenaspekt nicht durch Beweidung stabilisiert, setzen sich die Grünlandarten frischer Standorte wieder durch. Wie die Sukzession bei einem neu in die Wege geleiteten Vernässungsregime bei dauerhaft hohen Wasserständen aussieht, zeigen die erst in den späten 1980er eingeleiteten praktischen Versuche hierzu, die im Folgenden ausgewertet werden.

5.1.2.1 Methodik

Im Rahmen der vorliegenden Arbeit werden insgesamt 36 Sukzessionsserien mit einer Versuchslaufzeit zwischen 2 und 9 Jahren ausgewertet. Das intensiv genutzte und gedüngte, meist kennartenarme Grünland unterschiedlicher Feuchtestufen wurde mit Versuchsbeginn in eine „extensivere“ Nutzung übernommen und gleichzeitig wiedervernässt (Tab. 33). Alle Probeflächen wurden auch nach der Wiedervernässung weiter bewirtschaftet. Die Folgenutzung bestand in extensiver Mäh- oder Standweide oder in mehr oder weniger reiner Wiesennutzung ohne Düngung, dem teilweise auch eine Nachweide folgen konnte. Die bisher praktizierten Verfahren der Wiedervernässung sind der Grabenan- und -einstau und der Überstau mit zusätzlich herangeführtem, meist in Polderflächen hineingepumptem Wasser (Tab. 33). Die aus Gründen des Vogelschutzes z.T. bis weit in den Mai hineingezogene Überstauung der Flächen konnte eine Austrocknung in den Sommermonaten meist nicht verhindern (HELLBERG 1995, KUNDEL 1998).

Tab. 33: Vernässungsverfahren in den verschiedenen Untersuchungsgebieten, von denen die hier ausgewerteten Probeflächen betroffen waren (weitere Angaben in Kap.2, Tab.2)

Gebiet	Vernässungsverfahren
Borgfelder Wümmewiesen	Grabeneinstau
Hollerland	Überstau
Niedervieland	Überstau
Dümmerniederung	Überstau
Saerbeck	Grabenanstau

Die Dauerflächenpaare aus den Ausgangs- und Endbeständen dieser Sukzessionen werden zu Gruppen unterschiedlicher Feuchtezustands- und Wiedervernässungsstufen zusammengestellt (Tab. 34). Die Ausgangsbestände werden vier feuchtestufen von frisch bis nass zugeordnet. Eine zeigerwertänderung kleiner 1 wird als schwache Vernässung (A1, B1, C1, D1), eine von größer als 1 als starke Vernässung (A2, B2, C2) eingestuft.

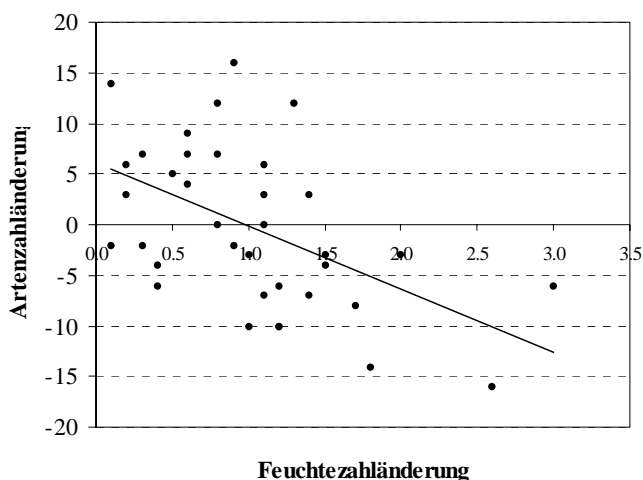
Tab. 34: Einteilung der Feuchte- und Vernässungsstufen nach mittleren, gewichteten Feuchte-Zeigerwerten

Ausgangsfeuchtestufe mittl. F-Zeigerwert		Wiedervernässung Zeigerwertänderung		Vernässungsstufe
frisch	<6	schwach	<1	A1
		stark	1-2(3)	A2
mäßig feucht	6-7	schwach	<1	B1
		stark	1-2(3)	B2
feucht	7-8	schwach	<1	C1
		stark	1-2	C2
nass	>8	schwach	<1	D1

5.1.2.2 Artenzahlen und Zeigerwerte

Eine Nettozuwanderung von Pflanzenarten kann fast ausschließlich nur bei leichter Vernässung festgestellt werden (Tab. 35, Abb. 14). Ein langsamer Vegetationsumbau durch sukzessive Verschiebungen des Konkurrenzgleichgewichts ist zur Erreichung artenreicher Pflanzengesellschaften offenbar günstig zu bewerten. Bei starker Vernässung ändern sich die Umweltbedingungen so rasch, daß die bisher bestandsbildenden Pflanzenarten innerhalb weniger Jahre ausfallen und eine sehr lückige, artenarme Vegetationsnarbe hinterlassen. Erst langsam erobern überflutungsadaptierte, bereits initial vorhandene und neu zuwandernde Arten den frei gewordenen Wuchsraum, so daß sich die Vegetationsnarbe wieder schließt und die Artenzahlen ansteigen, ohne allerdings den Ausgangswert innerhalb der hier gegebenen Beobachtungszeiträume wieder zu erreichen. Bei Veränderungen der Feuchtezahl von mehr als einer Einheit ist tendentiell eher mit einer Artenzahlabnahme zu rechnen.

Abb. 14: Artenzahlveränderungen mit zunehmender Vernässung (indiziert durch Veränderungen der mittleren



F-Zeigerwerte), n=36

5.1.2.3 Vegetationsdynamik

Die Schnelligkeit und Intensität der Vegetationsveränderungen durch Wiedervernässung sind abhängig von der Vegetationszusammensetzung des Ausgangsbestandes (Anteil von Feuchtezeigern), der Überflutungsdauer (insbesondere innerhalb der Vegetationsperiode), der Überflutungshöhe und dem Grad der Wasserbewegung. Besonders rasche Veränderungen und sogar Zerstörungen der Vegetation treten auf, wenn die Wiedervernässung sehr gravierend ist und/oder wenig grundwasserbeeinflusste Pflanzenbestände betrifft (Vernässungsstufen A2, B2).

Das *Lolio-Cynosuretum typicum* der Flußmarschstandorte entwickelte sich bei schwacher Vernässung zu artenreichen, feuchteren Ausbildungen (Variante von *Cardamine pratensis*) und zu *Molinietalia*-Fragmentgesellschaften. Dabei verschwanden *Arrhenatheretalia*-Arten, wie *Dactylis glomerata* und *Heracleum sphondylium* zugunsten von niedrigwüchsigen Arten mittelfeuchter Standorte und lückiger Vegetationsnarben, wie *Achillea millefolium*, *Anthoxanthum odoratum*, *Rhinanthus minor*, *Rh. serotinus*, *Bromus racemosus* und *Trifolium dubium*.

Bei langanhaltenden Überstauungen (Mitte November bis Anfang Mai) von nicht überstauungsadaptierten Pflanzengesellschaften kommt es zu gravierenden Narbenschäden: Bestände des *Lolio-Cynosuretum typicum* auf Flußmarschstandorten der Wesermarsch im Niedervieland wurden bei einer 20-29-wöchigen Überstauung (bis zu 73 Tage innerhalb der Vegetationsperiode) fast vollständig zerstört (Tab. 35, KUNDEL 1998). Von den Pflanzenarten der Ausgangsbestände konnten sich nur einige wenige, wie z.B. *Ranunculus repens* und *Alopecurus geniculatus* halten. Eine Zuwanderung erfolgte durch Arten der Röhrichte, Wasserpflanzengesellschaften und Flutrasen, wobei insbesondere zu Zeiten starker Lückigkeit sporadische Besiedler, nämlich Arten der Teichboden- und Schlammplaniervegetation, wie *Gnaphalium uliginosum* einen hohen Anteil ausmachten. Ähnliches beobachtete HELMBERG 1995 in den Ellerbruchwiesen am Dümmer: dort führte bereits eine einmalige, aber sehr lange Überstauung von *Molinietalia*-Gesellschaften zu einer starken Lückigkeit, weil die Hauptbestandbildner *Holcus lanatus* und *Deschampsia cespitosa* abstarben. Sie wurden durch *Agrostis stolonifera*, *Glyceria fluitans* und *Phalaris arundinacea* ersetzt.

Bei Überstauung mit stagnierendem Wasser und gleichzeitiger starker Erwärmung (z.B. im Frühjahr) sterben sogar überstauungsadaptierte Flutrasen ab (ROSENTHAL 1992a). Sie entwickeln sich unter Ausschaltung aller Grünland- und Feuchtwiesenarten zu der nassetolerantesten Flutrasenausbildung mit *Glyceria fluitans*. Durch die phalanxartige Ausbreitung von *Phalaris*-Herden entstehen heterogene Vegetationsmuster, deren Entwicklung durch späte und unregelmäßige Mahd (erster Mahdtermin Ende Juni, zweite Mahd fällt oft aus) begünstigt wird. Damit sind auch die Vertreter der beiden wichtigsten Strategien für die flächenhafte Wiederbesiedlung der zerstörten Vegetationsbestände genannt: es sind Pflanzenarten mit vegetativen Ausbreitungsmöglichkeiten. Die schnelleren Flutrasenarten besiedeln den Standort mit Hilfe ihrer oberirdischen Ausläufer (Stolonen), während sich die hochwüchsigen Röhrichtgräser mit Rhizomen ausbreiten.

Die lange Überstauung einer Pflanzengemeinschaft, die aus nicht überstauungsadaptierten Pflanzenarten aufgebaut wird, zerstört das Vegetationsgefüge. Je nach dem floristischen Potential der Umgebung können neben den dominanten Flutrasenarten unterschiedliche floristische Potentiale zum Zuge kommen. So können in die zurückbleibende, lückige Vegetationsnarbe nach dem sommerlichen Abtrocknen ruderales Arten eindringen. Sie fristen aber nur ein sehr kurzes Dasein bis zur nächsten, winterlichen Überflutungsperiode.

Positive Entwicklungen gab es dagegen auf mageren Niedermoorböden im Hollerland und auf Gleyböden über Sand im Feuchtgebiet Saerbeck zu verzeichnen. Die *Molinietalia*-Gesellschaften in

den Überstauungspoldern des Hollerlandes entwickelten sich bei einer 26-wöchigen Überstauung bis Anfang Mai (entspricht 47 Tage Überstauung innerhalb der Vegetationsperiode, Vernässungsstufe B1) innerhalb von vier Jahren zum *Ranunculo-Alopecuretum glycerietosum*. Im Unterschied zu den soeben dargelegten, plötzlichen Entwicklungen ging der Umstrukturierungsprozess hier langsamer vonstatten. Überdies waren floristische Potentiale in dem standörtlich reich strukturierten Gebiet in nächster Umgebung, möglicherweise sogar in der Samenbank im Boden vorhanden, um die veränderten Standorts- (Vernässung) und Strukturbedingungen (Offenheit) zu nutzen: im Zuge einer starken Artenzahlzunahme etablierten sich *Ranunculus flammula*, *Agrostis canina*, *Stellaria palustris* und *Carex nigra*, die die wünschenswerte Entwicklung zu Kleinseggenriedern einleiteten. Auf den Standorten der Wesermarsch fehlten diese floristischen Potentiale bisher. Im anderen Falle entwickelte sich auf Gley-Sandböden in der Westfälischen Bucht aus einer *Molinietalia*- eine *Calthion*-Fragmentgesellschaft. Hier spielte der Umstand eine Rolle, dass die meisten *Calthion*arten schon im Ausgangsbestand, wenn auch in geringer Mächtigkeit vorhanden waren.

Bei weniger gravierenden Wiedervernässungsmaßnahmen bzw. in bereits stärker grundwasserbeeinflussten Ausgangsbeständen erfolgt die Sukzession langsamer. So entwickelte sich auf Sandböden in der Westfälischen Bucht ein *Lolio-Cynosuretum typicum* zu einer *Molinietalia*-Gesellschaft mit *Holcus lanatus*-Dominanz (MICHELS 1993). Flutrasen blieben in der Regel zunächst als solche erhalten.

Durch die Vernässung entstanden mäßig feuchte Varianten des *Lolio-Cynosuretum* (Variante von *Cardamine pratensis*), das *Ranunculo-Alopecuretum geniculati* und *Molinietalia*-Fragmentgesellschaften. Letztere sind meist durch faziesbildende Flutrasen-Arten ausgezeichnet, die möglicherweise die weitere Entwicklung zum *Ranunculo-Alopecuretum* andeuten. Bei besonders langen Überflutungen wird *Glyceria fluitans* die vorherrschende Art. Von reduzierter Mahd profitieren je nach Vornutzung (Weide oder Wiese) und Vernässungsgrad *Deschampsia cespitosa*, *Juncus effusus* (beide eher auf ehemaligen Weiden), *Phalaris arundinacea* und *Carex gracilis*.

Pflanzengesellschaften des *Calthion*, *Molinion*, *Cnidion* oder feuchten *Arrhenatherion*, die als typische Wiesengesellschaften auf den untersuchten Standorten potentiell zu erwarten gewesen wären, sind bisher bis auf eine Ausnahme im Feuchtgebiet Saerbeck nicht entstanden.

Tab. 35: Vernässungsversuche in Feuchtwiesen in Niedervieland, Borgfelder Wümmewiesen, Hollerland (alle Bremen), Dümmerniederung (Niedersachsen) und Saerbeck (Westfalen). Die Flächen wurden weiter genutzt!

Vernässungsstufen nach Tab.34; Quellen: 1) KUNDEL 1998: Niedervieland, 2) MICHELS 1993: Saerbeck, 3) HELLBERG 1995: Hollerland, 4) JANHOFF 1996

Abkürzungen: Lolio-Cyn. = Lolio-Cynosuretum, Mol.-Frag. = Molinietalia-Fragmentgesellschaft, Mol.-Arrh. = Molinio-Arrhenatheretea-Fragmentgesellschaft, Ran.-Alop. = Ranunculo-Alopecuretum geniculati

Vernäsungsstufe	Versuchsdauer (Jahre)	Ausgangsvvegetation	Endvegetation	Nutzung	Böden	Überstauung (Mi.März-Mi.Juni, Tage)	mittlere Feuchtezahl			Artenzahl			Quelle
							Versuchsbeginn	Versuchsende	Änderung	Versuchsbeginn	Versuchsende	Änderung	
A1	9	Lolio-Cyn. typ., Var. Bromus hordeaceus	Lol.-Cyn.-typ., Var. Cardamine pratensis	ext. Mähweide	Flußmarsch	1	5,9	6,1	0,2	23	26	3	1)
	9	Lolio-Cyn. typ.	Lol.-Cyn.-typ., Var. Cardamine pratensis	2* Mähen	Flußmarsch	1	5,7	6,3	0,6	15	24	9	1)
	6	Lolio-Cyn. typ.	Mol.-Frag., Faz. Holcus lanatus	ext. Mähweide	Gley (Sand)	?	5,3	5,9	0,6	15	19	4	2)
	9	Alopecurus pratensis-Gesell.	Mol.-Frag., Faz. Agrostis stolonifera	2* Mähen	Flußmarsch	27	5,9	6,8	0,9	25	23	-2	1)
	9	Alopecurus pratensis-Gesell.	Lol.-Cyn.-lotetosum	ext. Mähweide	Flußmarsch	4	5,8	6,6	0,8	22	34	12	1)
	9	Alopecurus pratensis-Agropyron repens Gesell.	Lol.-Cyn.-typ., Var. Cardamine pratensis	ext. Mähweide	Flußmarsch	1	5,4	6,3	0,9	14	30	16	1)
	9	Alopecurus pratensis-Agropyron repens Gesell.	Lol.-Cyn.-typ., Var. Cardamine pratensis	ext. Mähweide	Flußmarsch	0	5,6	5,7	0,1	13	27	14	1)
A2	9	Lolio-Cyn. typ.	Ran.-Alop.-glycerietum fluitantis	2* Mähen	Flußmarsch	73	5,4	8,4	3,0	19	13	-6	1)
	9	Lolio-Cyn. typ.	Alopecurus pratensis-Agropyron repens Gesell.	2* Mähen	Flußmarsch	31	5,9	7,1	1,2	26	16	-10	1)
	9	Lolio-Cyn. typ.	Mol.-Frag., Faz. Agrostis stolonifera	Standweide	Flußmarsch	28	5,8	7,0	1,2	26	16	-10	1)
	9	Lolio-Cyn. typ.	Mol.-Frag., Faz. Deschampsia caespitosa	Standweide	Flußmarsch	11	5,8	6,9	1,1	24	17	-7	1)
	9	Lolio-Cyn. typ.	Ran.-Alop. typ.	Standweide	Flußmarsch	9	5,7	6,7	1,0	25	15	-10	1)
	9	Lolio-Cyn. typ.	Mol.-Frag., Faz. Agrostis stolonifera	2* Mähen	Flußmarsch	5	5,5	6,6	1,1	16	22	6	1)
	9	Alopecurus pratensis-Gesell.	Ran.-Alop. typ.	2* Mähen	Flußmarsch	36	5,9	7,0	1,1	21	24	3	1)
B1	9	Festuca rubra-Agrostis tenuis-Gesell.	Mol.-Frag., Faz. Deschampsia caespitosa	ext. Mähweide	Flußmarsch	22	6,4	6,8	0,4	26	20	-6	1)
	5	Mol.-Frag., Faz. Deschampsia caespitosa	Mol.-Frag., Faz. Carex nigra	Mähen/Nachweide	Niedermoor	47	6,8	7,6	0,8	10	17	7	3)
	5	Mol.-Frag., Faz. Deschampsia caespitosa	Ran.-Alop.-glyc.fluit., Var. Ranunculus flammula	Mähen/Nachweide	Niedermoor	47	6,9	7,2	0,3	9	16	7	3)
	5	Mol.-Frag., Faz. Deschampsia caespitosa	Ran.-Alop.-glyc.fluit., Var. Ranunculus flammula	Mähen/Nachweide	Niedermoor	47	6,7	7,3	0,6	11	18	7	3)
	6	Mol.-Frag., Faz. v. Carex hirta	Mol.-Frag., Faz. Festuca rubra	Mähen	Gley (Sand)	?	6,9	7,1	0,2	16	22	6	2)
B2	9	Alopecurus pratensis-Agropyron repens Gesell.	Mol.-Frag., Faz. Phalaris arundinacea	ext. Mähweide	Flußmarsch	65	6,3	7,7	1,4	13	16	3	1)
	9	Alopecurus pratensis-Gesell.	Ran.-Alop. typ., Faz. v. Carex gracilis	2* Mähen	Flußmarsch	54	6,2	7,7	1,5	22	19	-3	1)
	9	Lol.-Cyn.-lotetosum	Ran.-Alop.-glyc.fluit., Faz. Eleocharis palustris	Standweide	Nassgley (Sand)	23	6,7	9,3	2,6	30	14	-16	1)
	9	Lol.-Cyn.-lotetosum	Ran.-Alop. typ.(stark gestört)	Standweide	Nassgley (Sand)	25	6,2	7,4	1,2	28	22	-6	1)
	9	Mol.-Frag.	Ran.-Alop.-glyc.fluit., Faz. Carex gracilis	2* Mähen	Flußmarsch	73	6,8	8,8	2,0	25	22	-3	1)
	2	Mol.-Frag., Faz. Deschampsia caespitosa	Mol.-Frag., Faz. Carex gracilis	2* Mähen	Niedermoor	(ca.25)	6,9	8,0	1,1	15	15	0	4)
5	Mol.-Arrh.-Frag., Faz. Deschampsia caespitosa	Mol.-Frag., Faz. Carex nigra	Mähen/Nachweide	Niedermoor	47	6,5	7,8	1,3	6	18	12	3)	
C1	1	Mol.-Frag., Faz. Deschampsia caespitosa	Ran.-Alop.-glyc.fluit., Var. Ranunculus flammula	2* Mähen	Niedermoor	75	7,1	7,9	0,8	15	15	0	4)
	2	Mol.-Frag., Faz. Deschampsia caespitosa	Mol.-Frag., Faz. Deschampsia caespitosa	2* Mähen	Niedermoor	(ca.25)	7,0	7,1	0,1	15	13	-2	4)
	5	Ran.-Alop. typ.	Ran.-Alop. typ.	Mähweide	Gley (Sand)	?	7,0	7,5	0,5	14	19	5	2)
C2	9	Lol.-Cyn.-lotetosum	Ran.-Alop.-glyc.fluit., Faz. Eleocharis palustris	2* Mähen	Flußmarsch	72	7,2	9,0	1,8	24	10	-14	1)
	8	Lol.-Cyn.-lotetosum	Ran.-Alop.-glycerietum fluitantis	ext. Standweide	Nassgley (Sand)	72	7,6	9,3	1,7	17	9	-8	1)
	9	Mol.-Frag.	Ran.-Alop.-glycerietum fluitantis	ext. Mähweide	Flußmarsch	73	7,3	8,7	1,4	22	15	-7	1)
	9	Ran.-Alop.-glycerietum fluitantis	Glyceria fluitans-Gesell.	ext. Standweide	Flußmarsch	29	7,5	9,0	1,5	10	6	-4	1)
	6	Ran.-Alop.-glycerietum fluitantis	Phalaridetum arund., Ausb. m. Glyceria fluitans	1* Mähen	Nassgley (Sand)	63-91	7,2	8,2	1,0	12	9	-3	5)
D1	6	Eleocharis palustris-Gesell.	Eleocharis palustris-Gesell.	2* Mähen	Gley (Sand)	?	9,4	9,8	0,4	18	14	-4	2)
	6	Eleocharis palustris-Gesell.	Eleocharis palustris-Gesell.	2* Mähen	Gley (Sand)	?	9,9	10,2	0,3	11	9	-2	2)

5.1.2.4 Verhalten einzelner Arten und Artengruppen

Durch die Vernässung werden je nach Ausgangsfeuchte und Vernässungsgrad unterschiedliche Artengruppen gefördert oder verdrängt. Mit der Vernässungswirkung gehen weitere, nicht immer erwünschte Prozesse einher, die aber ebenfalls ihre Auswirkung auf die Artenzusammensetzung haben. Durch die Aufgabe der Düngung und die Entfernung des Mähguts wird die Aushagerung und der Rückgang hochwüchsiger Düngerzeiger beschleunigt. Pflanzenarten mäßig nährstoffreicher Standorte, wie *Holcus lanatus*, *Rumex acetosa*, *Achillea millefolium* und *Anthoxanthum odoratum* profitieren davon solange die Vernässung nicht zu stark ist. Bei stärkerer Vernässung nehmen *Carex nigra*, *Agrostis canina*, *Ranunculus flammula* und *Carex leporina* ihre Stelle ein.

Lange Überflutungen stellen in nicht überstauungsadaptierten Pflanzengemeinschaften starke Störungen dar, die großflächige Wirkungen entfalten und durch ihre periodische Wiederkehr zyklische Regenerationssukzessionen auslösen können. Die Sukzession zu Röhrichten oder Großseggenriedern wird durch starke Wechselfeuchtigkeit und Sommertrockenheit und die Bewirtschaftung gebremst. Die Regeneration erfolgt (zumindest in den ersten Jahren) durch die vegetativ schnellwüchsigen Stolonenarten der Flutrasen, die die Nutzung, lange Überstauung, Wechselfeuchte und Sommertrockenheit tolerieren. Durch die Zerstörung der Vegetationsnarbe werden kurzzeitig Keimungs- und Etablierungsmöglichkeiten für anuelle Pionierarten (vornehmlich Sommerannuelle) eröffnet.

Wird die Störungsintensität durch die Aufgabe oder Extensivierung der Nutzung reduziert, setzen sich auf wechselfeuchten Standorten *Phalaris arundinacea*, teilweise auch *Carex gracilis* und *Acorus calamus* durch. Unter dauernassen Verhältnissen, die bereits an die Bedingungen einer Seenverlandung grenzen, werden Wasserpflanzenarten, wie *Ranunculus circinatus* und *Typha*-Arten konkurrenzkräftig. Teilweise werden auch flottierende Arten der Gewässervegetation eingetragen (*Spirodela polyrhiza*, *Lemna*-Arten).

Tab. 36: Verhalten von Pflanzenarten bei Wiedervernässungsversuchen in NW-Deutschland (Gebiete und Quellen s. Tab. 35; Vernässungsstufen s. Tab. 34). Veränderung von Stetigkeit und mittleren Deckungswerten in %-Punkten.

Spalte 1: ~ Wechselfeuchtezeiger, = Überflutungszeiger n. ELLENBERG et al. 1992. **St** Stetigkeitsveränderungen (!: Art verschwindet bzw. wandert zu), **D** Deckungswertveränderungen (-0: Veränderung < -0,5%-Punkte, 0: Veränderung < +0,5%-Punkte)

Feuchtestufe (Beginn)	frisch		mäßig feucht		feucht		nass		Gefährdungsstufe						
	A1	A2	B1	B2	C1	C2	D1								
Vernässungsstufe	7		5		6		2								
Anzahl Aufnahmen	7		7		5		2								
Artenzahlveränderungen	8,0		-4,9		4,2		-1,9								
Stetigkeit/Dominanz	St	D	St	D	St	D	St	D							
zurückgehende und verschwindende Arten															
Festuca pratensis	-14	2	-29	-7	-20	-4	-14	-17	-3	5					
Taraxacum officinale agg.	-14	-2	-86	-1	0	-3	-57	-1	17	1	!	-60	-1	!	
Lathyrus pratensis	-29	-2	!	-14	-0	-20	-3	!	-29	-1	!				
Heracleum sphondylium	-14	-45	!												
Dactylis glomerata	-57	-15													
Cirsium arvense	-14	-2		-43	-0				13	0					
Cynosurus cristatus	-14	-1	!	-14	-5	!									
Stellaria media	-57	-5	!												
Anthriscus sylvestris	-14	-4	!												
~ Festuca arundinacea	-14	-1	!						-20	-30	!				
~ Bromus hordeaceus	0	0			-20	-0	!								
~ Carex hirta			0	-2	0	-40		0	0						
Poa annua			-43	0				-14	-1	!			-20	-1	!
Bellis perennis			-43	-1	!			-29	-2	!					
Chenopodium polyspermum			-14	-0	!			-14	-0	!					
Prunella vulgaris			-14	-0	!			-14	-1	!					
Centaurea jacea					-20	-0	!								
Chenopodium album								-14	-0	!					
~ Sagina procumbens								-29	-1	!					
Senecio aquaticus															
~ Galium uliginosum															
Polygonum convolvulus															
Poa subcaerulea													-20	-1	!
= Alisma plantago-aquatica													-100	-3	!
Rumex conglomeratus													-50	-1	!
= Typha latifolia													-50	-1	!
= Lycopodium europaeus													-50	-1	!
= Callitriche palustris													-50	-1	!
bei schwacher Vernässung frischer Standorte zunehmende Arten															
Trifolium dubium	57	1	!												
Rhinanthus minor	43	18	!												
Cirsium palustre	14	1	!												
Cerastium glomeratum	14	0	!												
Chrysanthemum leucanthemum	14	0	!												
Erophila verna	14	1	!												
Fraxinus excelsior	14	0	!												
Veronica arvensis	14	-1													
Trifolium pratense	43	0		-14	-0	!									
Stellaria graminea	14	1	!	-29	-1	!	-20	-0	!						
Achillea millefolium	14	0		-71	-4		-20	-2	!	-14	-2	!			
Glechoma hederacea	14	-0		-29	-0		-20	-1	!	-14	-1	!			
Plantago lanceolata	0	10								-20	-1	!			
Anthoxanthum odoratum	14	15	!				-20	-10	!	-14	-15	!	13	0	
Holcus lanatus	14	2		-71	-3	!	-60	1		-43	-14	!	-67	-3	
Veronica serpyllifolia	43	0	!	-29	-1	!							-20	-1	!
Cerastium holosteoides	14	2		-86	-2	!	-80	-0		-57	-1	!	-20	-1	!
Rumex acetosa	29	-2		-43	-1		-40	-3		-29	-1		-43	-1	
Trifolium repens	43	-8		-29	-31		-20	-2		-29	-28		-47	0	
bei schwacher Vernässung frisch-feuchter Flächen zunehmend															
Alopecurus pratensis	0	-10		0	-6		40	9		0	-32		17	1	!
Lolium perenne	0	-28		-71	-37		40	1	!	-14	-15	!	-20	-1	!
Phleum pratense	14	-10		-43	-13		20	1	!	-29	-3		-20	-1	!
Ranunculus acris agg.	14	-1		-57	-2	!	20	-2		-43	-1	!			
~ Lychnis flos-cuculi	29	2	!	-14	0		20	0	!	0	0		-23	0	
Lotus uliginosus	14	1	!				20	-4		-29	-4	!			
Festuca rubra ssp. rubra	0	1					0	15		-14	-1	!	-3	1	
~ Thalictrum flavum							20	1	!						
Agrostis canina	71	3	!	29	5		40	10	!	-14	-1		-10	8	
Cardamine pratensis	43	1		14	-1		60	-1		-14	-2		0	-1	
= Poa palustris	14	1	!	14	1	!				0	-4		-20	-15	!
Vicia cracca	14	6		14	3		0	-2		0	0		-20	-4	!
Achillea ptarmica	29	1		0	0		0	2		14	1	!			
~ Bromus racemosus	57	1	!	14	0	!									
~ Rhinanthus serotinus agg.	14	15	!							14	1	!			
Leontodon autumnalis	14	1		0	4					0	-2		-3	1	

Fortsetzung Tab. 36:

Feuchtestufe (Beginn)	frisch				mäßig feucht				feucht				nass		Gefährdungsstufe
	A1		A2		B1		B2		C1		C2		D1		
Vernässungsstufe	7		7		5		7		6		5		2		
Artenzahlveränderungen	8,0		-4,9		4,2		-1,9		0,5		-7,2		-3,0		
Stetigkeit/Dominanz	St	D	St	D	St	D	St	D	St	D	St	D	St	D	
bei schwacher Vernässung feuchter Flächen zunehmend															
Poa trivialis	14	-14	-43	-13	20	-12	-43	-8	20	-4	-80	-10	.	.	
Plantago major ssp. major	0	-2	-14	0	.	.	-14	-3	17	1 !	-20	-0 !	.	.	
Poa pratensis	0	-4	-43	-5	-40	-9	-43	-13 !	17	1 !	-60	-3 !	.	.	
= Caltha palustris	0	5	-14	-1 !	13	-1	.	.	-50	-1 !	F 4-5
~ Mentha arvensis	20	1 !	14	1 !	33	1 !	.	.	-50	-2	F 6-6
~ Myosotis palustris	13	0	-20	-0 !	-50	0	F 4-5
= Bidens spec.	50	3 !	
= Plantago major ssp. intermedia	33	1 !	
= Phragmites australis	17	1 !	R 4-6
= Agrostis tenuis	17	1 !	
Zunahme bei starker Vernässung															
~ Rumex obtusifolius x crispus	-29	-2 !	14	0 !	
~ Agropyron repens	-29	-12	29	11	0	-6	0	-16	.	.	20	3 !	.	.	
= Spirodela polyrhiza	.	.	14	1 !	R 0-6
~ Juncus bufonius	.	.	14	1 !	
= Rorippa palustris	.	.	14	1 !	-3	0	
= Lemna gibba	.	.	14	1 !	20	0 !	.	.	R 0-6
= Lemna minor	.	.	14	1 !	40	0 !	.	.	
= Eleocharis palustris	14	0 !	14	1 !	0	5	0	21	.	.	40	13	0	-13	F 6-6
= Polygonum hydropiper	.	.	14	1	.	.	14	25 !	.	.	40	1 !	-50	0	
Polygonum aviculare agg.	.	.	14	-2	.	.	0	1	.	.	20	0 !	.	.	
= Acorus calamus	0	17	.	.	0	18	.	.	R 3-5
= Carex gracilis	-20	-1 !	29	40	-30	2	0	1	.	.	F 6-6
Juncus articulatus	0	0	14	-1	-3	20	.	.	0	-5	
~ Juncus conglomeratus	14	1 !	F 3-5
= Iris pseudacorus	14	0 !	R 4-6
= Carex disticha	14	0 !	R 6-6
Polygonum lapathifolium ssp. laj	14	1 !	
= Carex vesicaria	14	0	17	1 !	F 3-6
Polygonum amphibium var. terre	0	0	-14	1	0	1	14	-2	-3	8	0	0	50	1 !	
= Equisetum fluviatile	0	5	14	1 !	50	1 !	R 3-5
= Ranunculus circinatus	50	10 !	
~ Salix cinerea	50	1 !	
~ Lythrum salicaria	0	1	R 3-5
überall Zunahme, ausser bei starker Vernässung feuchter Flächen															
~ Carex leporina	14	1 !	29	0 !	20	1 !	0	-4	.	.	-20	-1 !	.	.	E 6-0
~ Lysimachia nummularia	43	3 !	29	2 !	20	1 !	14	-2	.	.	-20	-0	.	.	
~ Stellaria palustris	14	2 !	29	1 !	20	1	14	-2	-40	-1 !	-60	-1 !	.	.	R 5-3
~ Ranunculus repens	14	4	0	-1	0	3	0	-8	0	4	-80	-20	-50	0	
= Galium palustre	29	1 !	57	1 !	0	0	14	-0	10	-1	-20	-0	0	0	F 6-6
~ Deschampsia cespitosa	29	4	14	11	0	-44	0	-18	3	-50	-80	-24 !	.	.	W 6-6
~ Agrostis stolonifera	71	26	14	11	40	11	29	6	27	-6	0	-31	-50	-5 !	
Juncus effusus	.	.	14	0 !	20	8	29	2	17	1 !	-20	-1	.	.	R 6-6
Zunahme überall															
~ Rumex crispus	0	-2	0	-1	20	1 !	14	0	-20	-1 !	0	0	50	1 !	
= Alopecurus geniculatus	57	-2	0	3	100	5 !	29	-13	63	3	-60	-17	100	1 !	F 6-6
~ Phalaris arundinacea	14	0 !	14	1 !	20	19	57	11	23	11	20	25	.	.	F 6-6
= Rorippa amphibia	29	0 !	29	0 !	.	.	43	1 !	.	.	60	1 !	.	.	R 6-6
~ Potentilla anserina	.	.	14	1 !	60	1 !	29	-2	.	.	60	2 !	.	.	F 6-6
= Glyceria fluitans	.	.	14	25 !	60	7 !	43	8	47	22	20	14	-50	-4	F 6-6
~ Ranunculus flammula	.	.	14	0 !	60	1 !	29	1	3	1	40	-3	-50	0	F 6-6
~ Carex nigra	40	6	14	6	13	7	.	.	50	1 !	F 5-3
~ Glyceria maxima	20	4 !	.	.	17	1 !	40	0 !	.	.	R 3-5
= Oenanthe fistulosa	20	1 !	100	1 !	F 3-5

5.1.2.5 Erfolgswertung

Durch die Verminderung der Bewirtschaftungsintensität, die Aufgabe der Düngung und die Anhebung der Grundwasserstände wurden entscheidende Faktoren verändert, die in den letzten Jahrzehnten für den Rückgang von Feuchtwiesen verantwortlich waren (ROSENTHAL et al. 1998). Die Erfolge bei der Wiederherstellung abiotischer Parameter können im Einzelnen aber nur in Kenntnis des standortspezifischen Potentials und der Zieldefinition bewertet werden. Kritisch sind hier die Flußmarschstandorte zu betrachten. Alten vegetationskundlichen Untersuchungen von PLATE 1947/48 (unveröff.

Tabellen) zufolge waren sie, flächenhaft vorherrschend, durch artenreiche Cynosurion-Gesellschaften mit *Rhinanthus serotinus* gekennzeichnet. Nur in lokalen Vermoorungen und an Grabenrändern waren die floristischen Potentiale des Niedermoorgrünlandes, Röhrichte und Seggenrieder vorhanden. Es ist somit kaum zu erwarten, dass sich durch die künstlich herbeigeführten Stauhaltungen in kurzer Zeit flächenhaft eine niedermoortypische Vegetation entwickelt. Für einen Vergleich sprechen dennoch folgende Argumente: 1. zeigen Tonböden ähnliche bodenphysikalische Eigenschaften wie stark zersetzte Niedermoore, 2. sind entlang von Gräben niedermoortypische Potentiale vorhanden und 3. verändern die z.T. sehr langen Überschwemmungen, die Konkurrenzbedingungen in ähnlicher Weise wie vergleichbare Stauhaltungen auf Niedermoorböden, wie z.B. im Hollerland.

Tab. 37: Verhalten pflanzensoziologischer Artengruppen bei Wiedervernässungsversuchen in NW-Deutschland.

Artengruppen der: „Trittrasen“ (Plantaginetea, Chenopodietea), „Frischwiesen/Weiden“ (Arrhenatheretalia, Sedo-Sclerenthetea), „Grünland“ (Molinio-Arrhenatheretea), „Feuchtwiesen/Kleinseggenrieder“ (Molinieta, Caricetalia fuscae), „Flutrasen“ (Agrostietalia stoloniferae), „Röhrichte/Großseggenrieder“ (Phragmitetalia), „Schlammponiervvegetation“ (Bidentetea, Isoeto-Nanojuncetea).

St: mittlere Stetigkeitsveränderung in %-Punkten. **D:** mittlere Deckungswertveränderung in %-Punkten (Änderung -0: < -0,5%; 0: < +0,5%). Bewertung der pflanzensoziologischen Zugehörigkeit nach ELLENBERG et al. 1992 (*Glyceria fluitans* wurde den Flutrasenarten zugeordnet)

Feuchtestufe (Beginn)	frisch				mäßig feucht				feucht				nass	
	A1		A2		B1		B2		C1		C2		D1	
Vernässungsstufe	St	D	St	D	St	D	St	D	St	D	St	D	St	D
Soziologische Artengruppen														
Trittrasen	-29	-4	-14	-0			-14	-0	17	1	-7	-0		
Frischwiesen/Weiden	10	-5	-30	-8	-3	-0	-14	-5	-23	-0	-32	-2		
Grünland (Mol.-Arrhenatheretea)	11	1	-33	-2	-11	-2	-28	-7	-4	-0	-51	-3	-50	-1
Feuchtwiesen/Kleinseggenrieder	31	2	13	2	19	-1	7	-2	-3	-1	-38	-6	-28	-1
Flutrasen	10	1	11	6	40	-3	18	-2	22	-2	7	-5	0	-2
Röhrichte/Großseggenrieder	20	0	26	0	6	5	18	8	9	2	15	5	-7	-2
Schlammponiervvegetation			14	1			14	13	23	1	40	1	-50	0
Wasserpflanzenvegetation			14	1							30	0	0	5

Für die Bewertung der Renaturierungserfolge wird zunächst betrachtet, wie oft die Grenzwerte für den F- und den N-Zeigerwert erreicht wurden: in 42% der Fälle wurde durch die Vernässung der Grenzwert der F-Zahl von 7 überschritten, mit 6% der Grenzwert der N-Zahl von 5 und nur in 3% aller Fälle (1mal) wurden beide Grenzwerte auf gleicher Fläche erreicht. Dies, obwohl in 50% aller Flächen der N-Zeigerwert zurückging. Diese Fälle konzentrieren sich allerdings auf die nur leicht vernässten, im Ausgangszustand frischen Standorte.

Bei vorsichtiger Vernässung von Flußmarschstandorten (A1) nahm die Stetigkeit der Feuchtwiesen- und Kleinseggeried -Arten um 30%-Punkte zu (Tab. 37), darunter eine Art der Gefährdungsstufe 1 (*Bromus racemosus*) sowie *Lychnis flos-cuculi*, *Lotus uliginosus*, *Agrostis canina*, *Thalictrum flavum* und *Stellaria palustris*. Diese positive Bewertung wird ausserdem durch die Zunahme von aushagerungsbedürftigen, kurzlebigen Arrhenatheretalia-Arten, wie den bereits durch PLATE 1947/48 bezeugten Arten *Rhinanthus serotinus*, *Rh. minor* und *Trifolium dubium*, belegt. Daneben ist aber auch die Zunahme pflanzensoziologisch weiter verbreiteter Arten, wie *Anthoxanthum odoratum*, *Ranunculus acris*, *Festuca rubra* und *Cardamine pratensis* festzustellen. Die Zunahme der kleinwüchsigen Cynosurion-Arten und der Rückgang von nährstoffbedürftigen Arten kennzeichnet die Entwicklung von stark gedüngten Lolio-Cynosuretum-Mähweidebeständen zu artenreichen, schwachwüchsigen Ausprägungen dieser Gesellschaften. Als kennartenreiche, „typische“ Ausbildung-

gen wurden sie u.a. von MEISEL 1977 und von Plate 1947/48 unvöf. aus der Wesermarsch beschrieben. Es sind somit trotz mäßiger Vernässungen positive Entwicklungen aus Sicht des botanischen Artenschutzes eingetreten.

Bei stärkerer Vernässung (A2) entstanden unter Artenverlusten Flutrasen (Ranunculo-Alopecuretum geniculati) oder flutrasenartige Feuchtwiesengesellschaften (Molinietalia-Fragmentgesellschaften mit *Agrostis stolonifera*- oder *Agropyron repens*-Dominanz). Im Gegensatz zu A1 gingen Kennarten der Molinio-Arrhenatheretea, Arrhenatheretalia und des Cynosurion stark zurück. Zunahmen zeigten hingegen Molinietalia- und Caricetalia fuscae-Arten, wenn auch geringer als in A1. Hierfür sind die extrem langen Überstaungsdauern verantwortlich, die sich in der Zunahme der Schlammponier- und Wasserpflanzenarten (namentlich *Rorippa palustris*, *Polygonum hydropiper*, *Juncus bufonius*, *Spirodela polyrhiza* und *Lemna*-Arten) manifestiert. Vegetationsprägend wurden aufgrund ihrer hohen Deckungswerte Flutrasen-Arten, insbesondere *Glyceria fluitans* und *Agrostis stolonifera*.

Bei reduzierter Weidenutzung und schwacher Vernässung mäßig feuchter Flächen mit einem Ausgangsfeuchtwert zwischen 6 und 7 entstanden Molinietalia-Fragmentgesellschaften und nasse Flutrasen (Ranunculo-Alopecuretum geniculati glycerietosum fluitantis). Auf mageren Niedermoorstandorten des Hollerlandes entwickelten sich dabei mesotraphente Ausbildungen. Ihr geringer Trophiestatus spiegelt sich in der Dominanz von Caricetalia fuscae-Arten, wie *Carex nigra*, *Agrostis canina*, *Ranunculus flammula* und *Stellaria palustris* wider. Andere wertgebende Arten sind Phragmitetalia- und Molinietalia-Arten, wie *Lotus uliginosus*, *Lychnis flos-cuculi*, *Thalictrum flavum*, *Glyceria maxima* und *Oenanthe fistulosa*. Insgesamt nahmen 23 von 142 der mit Gefährdungsstufen belegten Pflanzenarten (Kap. 4.2) zu, davon etablierten sich 12 Arten neu und nur 3 gingen zurück (Tab. 38).

Tab. 38: Bewertung der Vernässungsversuche mit Hilfe der Zielarten (Ziel 1)

Beziffert sind die Zahlen der häufiger werdenden (Zunahme der Stetigkeit), gleichbleibenden und seltener werdenden Arten (Abnahme der Stetigkeit). In Klammern ist die Zahl der Arten vermerkt, die sich davon in dem jeweiligen Vegetationstyp (A1 bis D1) ganz neu einfanden oder verloren gingen.

Gefährdungsstufe (Ziel 1)	AZ in Gefähr- dungsstufe	Ausgangsfeuchtestufe Vernässungsstufe	frisch		mäßig feucht		feucht		nass
			A1	A2	B1	B2	C1	C2	D1
1	22	Zunahme, Konstanz (Neuetablierung) Abnahme (Verlust)	3 (3)	1 (1)					
2	14	Zunahme, Konstanz (Neuetablierung) Abnahme (Verlust)							
3	39	Zunahme, Konstanz (Neuetablierung) Abnahme (Verlust)	3 (2)	1 (0)	6 (3)	6 (4)	2 (2)	2 (1)	3 (2)
4	38	Zunahme, Konstanz (Neuetablierung) Abnahme (Verlust)	1 (1)		1 (0)	1 (1)	3 (1)		
5	5	Zunahme, Konstanz (Neuetablierung) Abnahme (Verlust)	2 (2)	2 (1)	3 (1)	2 (0)	1 (0)		1 (1)
6	25	Zunahme, Konstanz (Neuetablierung) Abnahme (Verlust)	13 (9)	14 (10)	13 (8)	17 (3)	10 (2)	7 (2)	3 (1)
				2 (1)	2 (2)	2 (1)	3 (0)	8 (4)	4 (1)
Summe (1-6)	142	Zunahme, Konstanz (Neuetablierung) Abnahme (Verlust)	22 (15)	18 (12)	23 (12)	26 (8)	16 (5)	9 (3)	7 (4)
			1 (1)	3 (2)	3 (2)	6 (4)	7 (3)	12 (8)	9 (5)
Bilanz			21(14)	15(10)	20(10)	20(4)	9(2)	-3(-5)	-2(-1)
keine Gefährdungsstufe	hier 63	Zunahme, Konstanz (Neuetablierung) Abnahme (Verlust)	29	14	16	14	11	7	5
			11	23	11	24	15	15	4

Bei starker Vernässung (B2) entstanden unter Artenverlusten röhrlichtartige Flutrasen- und Feuchtwiesen-Gesellschaften. Bei reiner Mähwiesennutzung setzte sich *Carex gracilis* durch. Auf den beiden

Niedermoorstandorten wurden, wie auch bei den soeben besprochenen Standorten, die Zielwerte der F- (>7) und N-Zahlen (<5) erreicht. Dennoch entstanden hier wie dort nicht die floristisch typischen Ausprägungen des Calthion und Caricion fuscae. Die Zunahme der Feuchtwiesen- und Kleinseggenried-Arten fiel in A2 sogar geringer aus als in A1. Dafür erfolgte eine starke Zunahme von Röhricht- und Großseggenried-Arten, wie *Carex gracilis*, *Acorus calamus*, *Phalaris arundinacea* und *Eleocharis palustris*. Eine Aufwertung erfolgte durch sechs Arten der Gefährdungsstufe 3 (*Carex vesicaria*, *Equisetum fluviatile*, *Juncus conglomeratus*, *Achillea ptarmica* und *Rhinanthus serotinus*), eine Art der Stufe 4 (*Iris pseudacorus*), 2 Arten der Stufe 5 (*Carex nigra*, *Stellaria palustris*) sowie 17 Arten der Gefährdungsstufe 6.

Bei schwacher Vernässung von feuchten Flächen (C1) blieben die Ausgangsgesellschaften in zwei Fällen erhalten. In allen Probeflächen gingen die Kennarten der Molinio-Arrhenatheretea zurück; uneinheitlich war das Verhalten der Molinietales-Arten: in einer kurzzeitig stark vernässten Fläche wurden sie (wie z.B. *Senecio aquaticus*, *Deschampsia caespitosa* und *Stellaria palustris*) durch *Agrostis stolonifera*, *Alopecurus geniculatus*, *Glyceria fluitans*, *Agrostis canina* und *Phalaris arundinacea* ersetzt. Bei insgesamt geringen Veränderungen etablierten sich auf Sandgleyböden der Westfälischen Bucht *Carex nigra* und *Myosotis palustris* neu.

Bei starker Vernässung feuchter Standorte (C2) entstanden aus feuchten Weidegesellschaften (Lolio-Cynosuretum lotetosum) und Flutrasen die nassesten Ausbildungen derselben (Ranunculo-Alopecuretum geniculati glycerietosum fluitantis). Dabei profitierten Kennarten der Phragmitetalia sowie der Schlammponier- und Wasservegetation. Kennarten der Molinio-Arrhenatheretea, Molinietales und Caricetalia fuscae wurden dagegen fast vollständig ausgeschaltet. Die Zahl der zurückgehenden, gefährdeten Arten übersteigt hier die Zahl der zunehmenden deutlich (Tab. 38). Für eine Höherbewertung der vernässten Flächen sprechen nur zwei Arten der Gefährdungsstufe 3 (*Acorus calamus* und *Glyceria maxima*) sowie sieben Arten der Stufe 6, für eine Tieferbewertung jeweils eine verschwindende Art der Stufen 3 und 4 (*Achillea ptarmica* und *Myosotis palustris*), zwei verschwindende Arten der Stufe 5 (*Stellaria palustris* und *Agrostis canina*) und acht zurückgehende Arten der Gefährdungsstufe 6.

Bei der Vernässung eines nassen Standorts veränderte sich die betroffene *Eleocharis palustris*-Gesellschaft kaum. Molinietales- und Caricetalia fuscae-Arten verschwanden weitgehend, darüberhinaus sogar zahlreiche Agrostietalia stoloniferae- und Phragmitetalia-Arten. Bei der floristischen Bewertung anhand des Verhaltens gefährdeter Arten fällt, wie auch bei C2, die negative Artenbilanz auf.

Insgesamt war, gemessen am dynamischen Verhalten gefährdeter Pflanzenarten und -gesellschaften die schwache (allmähliche) Vernässung ehemals frischer (A1) bzw. mäßig feuchter Standorte (B1) am erfolgreichsten! Dies spiegelt sich auch in der stärksten Zunahme von Molinietales- und Caricetalia fuscae-Arten wider. Dies bestätigt, dass selbst im Flußmarschgebiet Nieder- und Mittelvieland ein floristisches Potential für die Besiedlung der wiedervernässten Flächen vorhanden war. Bei stärkerer Vernässung dieser Standorte fällt die Bilanz vor allem hinsichtlich der Zahl der Neuetablierungen gefährdeter Arten deutlich ungünstiger aus. Bei der Vernässung von feuchten oder nassen Grünlandbeständen profitieren schließlich nur noch Agrostietalia stoloniferae-, Phragmitetalia- und Bidentetalia-Arten sowie Vertreter der Wasserpflanzenvegetation, wobei in D1 ausschließlich für letztere Artengruppe Zunahmen zu verzeichnen sind.

Betrachtet man die Wertzahlen der Abb. 15, die sich aus den Anteilen der gefährdeten Zielarten der Gefährdungsstufen 1 bis 4 ergeben, zeigen sich nur geringfügige Veränderungen. Sie bewegen sich aus dem schlechten Wertebereich auch durch die Vernässungsmaßnahmen nicht heraus. Bei Vernässung bereits nasser Standorte (D1) ergibt sich sogar eine Wertminderung.

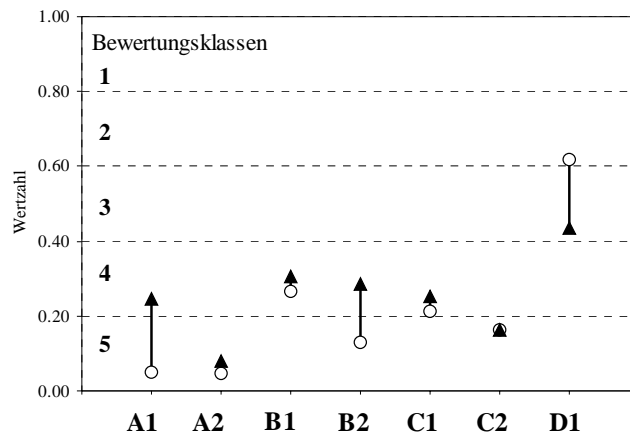


Abb. 15: Veränderung der Wertzahlen und Bewertungsklassen in den verschiedenen Vegetationstypen A1 bis D1 durch Vernässung (s. Tab. 27 und Abb. 12). Kreise = Beginn, Dreiecke = Ende des Untersuchungszeitraums.

5.1.3 Bedeutung der Nutzungsintensität für Ertragsrückgang und Bestandesstruktur

Durch die Nutzung werden Nährstoffe aus dem System entnommen und die Vegetationsstruktur beeinflusst. Beide Faktoren sind in der Lage, das Mikroklima von Grünlandbeständen zu verändern.

Übereinstimmend geht aus den meisten Untersuchungen hervor, dass durch zweimalige Mahd mehr Trockenmasse und Nährstoffe entnommen werden als durch einmalige Mahd und die Erträge dadurch rascher reduziert werden können (BAKKER 1989, HAND 1991, OOMES & VAN DER WERF 1996). Nach SCHWARTZE 1992 lagen die Aufwuchsmengen und die Nährstoffentzüge bei zweimaliger Mahd um 20 bis 40% über denen bei einmaliger Mahd. Während die Erträge bei zweimaliger Mahd zurückgingen, war dies bei einmaliger Sommer- oder Herbstmahd nur in Ausnahmefällen festzustellen; bei Herbstmahd wurden sogar durchschnittlich 30% mehr Ertrag erwirtschaftet als bei Sommermahd, weil die Pflanzen ihr volles Wachstumspotential ausschöpfen können und sich im Laufe der Sukzession allmählich hochwüchsige, ertragsstarke Arten durchsetzen. Die Nährstoffgehalte nehmen zum Herbst so stark ab, dass trotz höherer Trockenmasseentnahme die Nährstoffentzüge und die Aushagerungsleistung vermindert sind (SACH 1997). Auf nährstoffreichen Arrhenatherion-Standorten in Baden-Württemberg fiel der Ertragsrückgang ebenfalls umso stärker aus je häufiger gemäht wurde: bei fünfmaliger Mahd (ohne Düngung) gingen die Erträge von 98 auf 37 dt/ha*a zurück (BRIEMLE 1999). Untersuchungen auf Feuchtwiesenstandorten in Nordwestdeutschland von HAND 1991 zeigten allerdings, dass durch häufigere als zweimalige Mahd pro Jahr die Jahreserträge fast immer geringer ausfielen; bei viermaliger Mahd gingen die Erträge trotz der Entnahme nährstoffreichen jungen Aufwuchses (1. Mahd Ende Mai) nur auf leicht aushagerbaren Sand- und Hochmoorböden schneller zurück, nicht jedoch auf Niedermoor- und Auengleyen (Abb. 16). Der Ertrag steigt offenbar nur solange mit zunehmender Schnitzzahl bis das natürliche Nachlieferungspotential des Bodens erreicht ist.

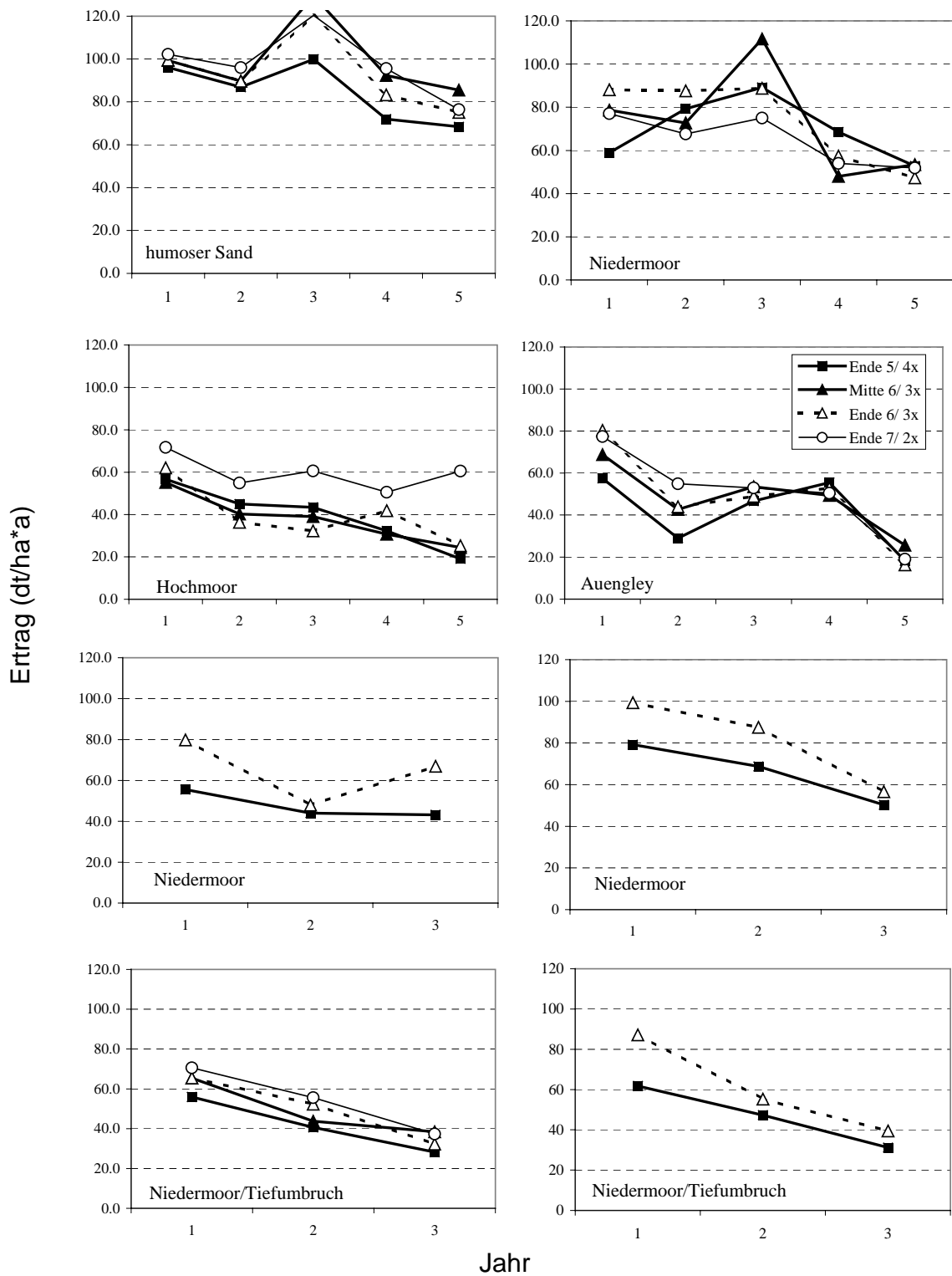


Abb. 16: Ertragsrückgänge in Feuchtgrünlandbeständen Nordwestdeutschlands auf unterschiedlichen Moorstandorten (nach Daten von HAND 1991). Die Pflanzenbestände wurden unterschiedlich häufig gemäht und der erste Mahdtermin zwischen Ende Mai und Ende Juli in Abhängigkeit von der Schnitthäufigkeit variiert (s. Legende)

Die Geschwindigkeit der Aushagerung und des Ertragsrückgangs ist abhängig vom natürlichen Ertragspotential des Standortes, von der Düngungsintensität vor Beginn der Aushagerungsmanagements, dem primär ertragslimitierenden Nährstoff und dem Aushagerungsverfahren. Daher erfolgt dieser Prozess unterschiedlich schnell. KAPFER 1994 fand in kalium-limitierten Kohldistelwiesen auf nicht durchschlickten Niedermoorböden bereits nach zwei Jahren einen Ertragsrückgang auf das Niveau von Kleinseggenriedern. Auch auf Sandböden, mit Kalium-limitierten Erträgen ging der Ertrag von 110 dt/ha*a innerhalb von sieben Jahren auf 40-50 dt zurück (OOMES & VAN DER WERF 1996). Auf durchschlickten Niedermoorstandorten hingegen erfolgte der Ertragsrückgang erst nach 8 Jahren (KAPFER 1994). Auch in Untersuchungsflächen von PEGTEL et al. 1996 erfolgte der Ertragsrückgang auf sandigen Gley-Podsolen schneller als auf Niedermoorböden. Auf den Niedermoor- und Anmoorstandorten von SCHWARTZE 1992 war die Ertragsschwelle zu Magerrasen (35-40 dt/ha*a) bereits nach drei Jahren auf 50 % der Parzellen erreicht. BAKKER 1989 und SACH 1997 heben wie viele andere Autoren die starken jährlichen Fluktuationen hervor, die jeweilige Trends lange verdecken können. Signifikante Abnahmen ergaben sich bei BAKKER innerhalb von zehn Jahren nur in wenigen Fällen, dann aber ebenfalls durch die „intensivste“ Nutzung, durch zweimalige Mahd. Calthion-Bestände im Überschwemmungsbereich der Wümme auf durchschlicktem Niedermoor konnten selbst durch dreimalige Mahd über 15 Jahre in ihrem Ertrag kaum reduziert werden (eigene Daten, vgl. auch BRIEMLE 1987). Ein Sonderfall ist der durch extrem lange Überstauung von tonreichen Flussmarschstandorten verursachte Ertragsrückgang in dadurch zerstörten *Lolium-Cynosuretum typicum*-Beständen von 50 auf 10 bis 20 dt/ha*a. Nach einer Erholungsphase der Vegetation pendelten sie sich auf ca. 40 dt ein (SCHREIBER & KUNDEL 1998).

Hinsichtlich des zeitlichen Verlaufs unterscheidet SCHIEFER 1984 vier Typen, die sich auch auf Niedermoorstandorten abgrenzen lassen:

1. Fettwiesen ohne Aushagerungsmöglichkeit (natürliche Anreicherungsstandorte, z.B. Hangstandorte mit Grundwasserzufuhr, Auenböden mit periodischer Überflutung).
2. Fettwiesen mit verzögerter Aushagerung (Erträge ca. 10 Jahre nach Einstellen der Düngung noch hoch, dann Abfall; bei K als limitierendem Nährstoff z.B. auf schwach sauren bis alkalischen, durchschlickten Niedermoorböden mit hohem K-Vorrat, KAPFER 1988).
3. Fettwiesen mit rascher Aushagerung (bei K als limitierendem Nährstoff: saure Nieder- und Hochmoorböden, basen- und kalkreiche Niedermoore und Sandböden mit geringen K-Vorräten).
4. Magerwiesen ohne Aushagerungsmöglichkeit (Produktion bereits im Einklang mit dem natürlichen Ertragspotential).

Unterschiedliche Mahdtermine und -häufigkeiten haben auch Auswirkungen auf die saisonale Bestandesstruktur. In ihrem Effekt auf die Artenzahlentwicklung wird dies teilweise sogar als bedeutungsvoller eingeschätzt als der durch Mahd bewirkte Nährstoffentzug oder die Düngung (SCHMIDT 1985, HAND 1991). Durch die Verschiebung der Mahdtermine nach hinten oder die Frequenzminderung unter einen von der Ertragsleistung des Standortes abhängigen kritischen Wert kann die saisonale Verteilung der Vegetationsbedeckung und das Mikroklima ungünstig beeinflusst werden. Dieser direkte Effekt kann in seiner negativen Wirkung auf die Artenzahlen durch indirekte Effekte, die Zunahme hochwüchsiger, noch stärker beschattender Pflanzenarten verstärkt werden (s. Abb. 17, BRIEMLE et al. 1991, ROSENTHAL 1992a, OOMES & VAN DER WERF 1996). Dabei werden

bereits im Bestand vorhandene („initial floristic composition“) hochwüchsige Rhizomarten dominant, die, durch solche „gewaltsamen Extensivierungen“ (BRIEMLE & ELSÄSSER 1992) von den Limitierungen häufiger Mahd befreit, ihre vegetative Ausbreitungskraft entfalten können. In eutraphenten Calthionwiesen der Borgfelder Wümmewiesen nahmen die wenig mahdverträglichen Arten *Glyceria maxima*, *Phalaris arundinacea*, *Calamagrostis canescens* und *Carex disticha* umso stärker zu je seltener gemäht wurde (Abb. 17). Bei nur einmaliger Mahd pro Jahr erreichten sie sogar dieselben Deckungswerte wie bei Brache. Nur die Mahd ermöglichte durch die zeitweilige Belichtung tieferer Bestandesschichten bessere Wachstumsbedingungen für niedrigwüchsige Arten, so dass die Artenzahlen nicht ganz so stark zurückgingen wie dort. Je stärker aber eine häufige Mahd die hochwüchsigen Gräser verdrängte, desto eher konnten sich diese niedrigwüchsigen Wiesenarten erhalten.

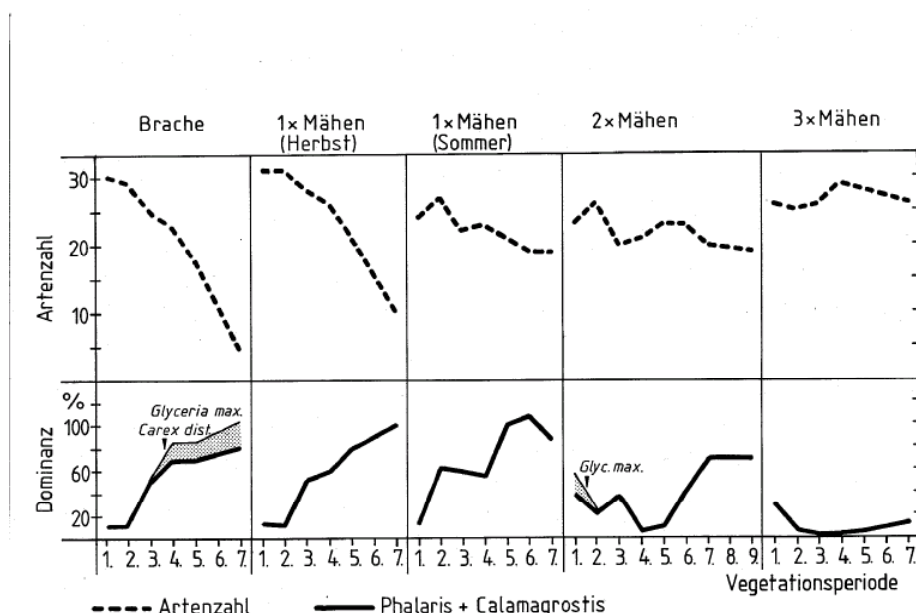


Abb. 17: Dominanzentwicklung von *Phalaris arundinacea* und *Calamagrostis canescens* (kumulativ dargestellt) und damit einhergehende Artenzahlveränderungen auf unterschiedlich bewirtschafteten Dauerflächen (6,25 m²) einer eutraphenten Calthionwiese im Überschwemmungsbereich der Borgfelder Wümmewiesen.

Eine auf die Ertragsleistung des Standortes abgestimmte optimale Mahdhäufigkeit sollte die lange Überständigkeit der Phytomasse und die Dominanzentwicklung von Brachearten vermeiden, um so das Artenpotential zu aktivieren. Für Standorte mittlerer Produktivität (40-60 dt/ha*a) sinken die Artenzahlen in der Abfolge M3 > M2 > M1 (Sommer) > M1 (Herbst) > M1/2 > Brache (BAKKER 1989, SCHWARTZE 1992, ROSENTHAL 1992b). Die Abhängigkeit hoher Artenzahlen vom ersten Mahdtermin und der Produktivität betont auch HAND 1991: für nährstoffärmere Bestände reicht ein später erster Schnitt zwischen Ende Juni und Mitte Juli, für nährstoffreiche ist ein erster Schnitt bereits Ende Mai notwendig, um die Artenzahlen hoch zu halten. BAKKER 1989 und OOMES & VAN DER WERF 1996 fanden die höchste Zahl neu etablierter Arten in Aushagerungsversuchen bei zweimaliger Mahd und Herbstmahd, weil die Vegetation zum Hauptkeimungszeitpunkt der neuen Arten niedrigwüchsig war. In frischen, vorher stark gedüngten *Molinio-Arrhenatheretea*-Beständen ergaben sich die höchsten Artengewinne innerhalb von zehn Jahren sogar bei drei- bis fünfmaliger Mahd pro Jahr (BRIEMLE 1999). Bei sehr hohen Nutzungsfrequenzen gehen die Artenzahlen wieder zurück (z.B. bei achtmaliger Mahd in Versuchen von SCHMIDT 1985), weil die häufigen Störungen mit der

phänologischen Entwicklung von immer mehr Arten so interferieren, dass bestimmte überlebensnotwendige Leistungen nicht mehr erbracht werden können (z.B. Samenbildung, Assimilatbildung und -speicherung, Blattregeneration).

Die Auswertung von Mahdversuchen, in denen die Auswirkungen unterschiedlich häufiger Mahd ausgetestet wurde, zeigt, dass die Artenzahlveränderungen eine Funktion der Mähhäufigkeit sind (Abb. 18): bei zwei- bis dreimaliger Mahd pro Jahr ergaben sich die höchsten Artengewinne durch die Neuetablierung von Zielarten. Im Durchschnitt traten bei diesem Mahdregime 25% aller auf den jeweiligen Versuchsfeldern im Laufe der Versuchszeit vorhandenen Arten als Neuetablierer in Erscheinung. Ähnlich hohe Erfolgsquoten konnten bei einer jährlich zwei- bis dreimaligen Mahd von Feuchtbrachen erreicht werden (ROSENTHAL 1992a, MÜLLER et al. 1992). Bei einmaliger Mahd pro Jahr halten sich Artengewinne und -verluste die Waage. Bei einer nur alle zwei Jahre erfolgenden Mahd und bei Brache überwiegen die Artenverluste. Dies zeigt, dass, zumindest in den hier untersuchten eutraphenten Vegetationstypen, erst eine häufige Mahd Keimungs- und Etablierungsnischen in ausreichender Zahl, Größe und zeitlicher Dauer liefert, um Keimlingen die Etablierung zu ermöglichen.

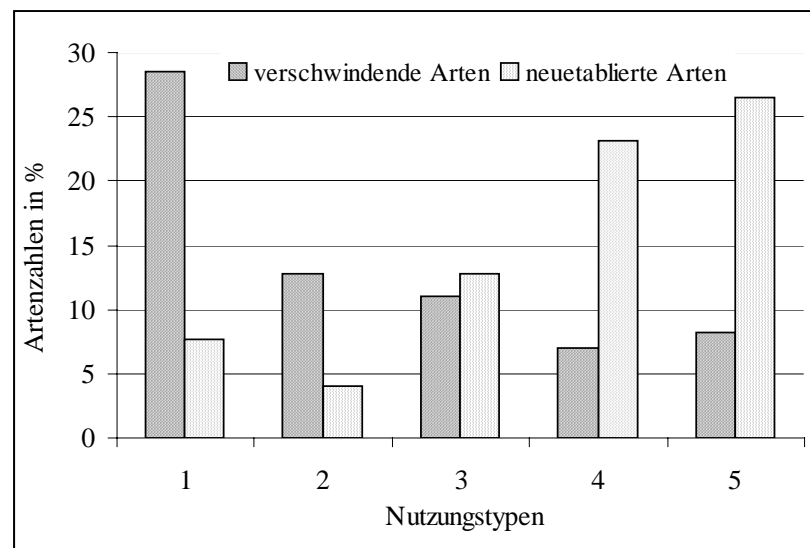


Abb. 18: Verschwindende und neu etablierte Arten in unterschiedlich bewirtschafteten Dauerflächen verschiedener Feuchtgrünlandstandorte (*Junco-Molinietum caeruleae*, *Senecioni-Brometum racemosi*, *Ranunculo-Alopecuretum geniculati*, *Lolio-Cynosuretum cristati*, *Festuco-Cynosuretum cristati*, *Caricetum gracilis*, *Filipendula ulmaria*-Gesellschaft). Insgesamt wurden Nutzungsversuche von 14 Standorten ausgewertet: Heubachwiesen (3 Standorte), Saerbeck (2), Borgfelder Wümmewiesen (5), Drentsche A (4). Die zeitliche Dynamik von 51 Zielarten wurde untersucht, wobei hier nur die Verschwindenden und die Neuetablierten interessierten (s. Legende). Insgesamt gab es 16 verschiedene Bewirtschaftungsvarianten, die nach der Nutzungshäufigkeit zu 5 Nutzungstypen zusammengefasst wurden:

- 1 Brache
- 2 alle 2 Jahre Mähen (Juli oder September)
- 3 1 mal Mähen/Jahr (Juli oder September)
- 4 2 mal Mähen/Jahr (Juli und September)
- 5 3 bis 4 mal Mähen/Jahr

5.2 Renaturierungsprozesse zur Unterstützung von Zielkonzept 2

5.2.1 Methoden

Den folgenden Auswertungen zugrundeliegende Dauerflächenuntersuchungen beruhen teilweise auf einmaligen Wiederholungskartierungen alter Vegetationserhebungen aus den 1950er und 60er Jahren auf „Quasidauerflächen“ (s. Kap.2) aus dem Ostetal, teilweise auf jährlichen Bestandsaufnahmen auf fest abgesteckten Dauerflächen in der Wümmeniederung. Alle Standorte unterlagen einer, mit dem Brachfallen einhergehenden Vernässung durch die Verlandung des Grabensystems, seltener, wie etwa in den Borgfelder Wümmewiesen einer aktiv herbeigeführten Wiedervernässung. Fast alle hier ausgewerteten Beispiele befanden sich auf ehemaligen Feuchtwiesen, deren Nutzung bis zum Zeitpunkt der Aufgabe nicht wesentlich intensiviert worden war. Eine vorgeschaltete Intensivierung lässt sich zumindest für Probeflächen an der Oste bei Godenstedt, die zuerst von LENSKI 1953 und LÜTJEN 1976 aufgenommen worden waren (s. ROSENTHAL & MÜLLER 1988), und in der Wümmeniederung (s. ROSENTHAL 1992a) ausschließen. Für andere Probeflächen an der Oste, die auf Wiederholungskartierungen von MEISEL 1967 beruhen, wurde der genaue Zeitpunkt des Brachfallens nicht ermittelt, aber eine Intensivierung vor dem Brachfallen erscheint aus ökonomischen Gründen wenig plausibel. Nicht untersucht wurden hier Wiedervernässungsexperimente auf ehemals intensiv genutzten Grünlandflächen.

5.2.2 Vegetationsveränderungen bei Brache

Übereinstimmend nahmen in allen Versuchen die Artenzahlen stark ab, die Phytomasseproduktion hingegen stark zu (Tab. 40). Die Brachesukzessionen führten auf frischen, sandigen Uferstandorten bei schwacher Vernässung zu *Urtica*-dominierten Glechometalia- und Convolvuletalia-Gesellschaften (Tab. 39). *Urtica*- und *Anthriscus*-reiche Brachebestände bildeten sich vor allem im Standortsbereich der *Alopecurus pratensis*-Gesellschaft heraus, die als Wiesenformation auf dem sandigen Uferwall im Übergang zu den feuchteren *Calthion*-Gesellschaften stockten. *Urtica dioica* fehlt aber auch nicht in *Phalaris*-, *Glyceria*- und *Filipendula*-dominierten Beständen und ist überall dort beigemischt, wo Nährstoffreichtum mit nicht zu nassen Standorten korrespondiert. Auch die auf armen, abgetrockneten Torfböden im Geestrandbereich verbreitete *Bromus mollis*-Subassoziation des Senecioni-Brometum entwickelte sich zu *Urtica*- und *Filipendula*-reichen Gesellschaften. Starke Vernässung durch Hangsickerwasser, das nicht mehr, wie zu Zeiten landwirtschaftlicher Nutzung in Gräben aufgefangen und abgeführt wurde, bewirkte hingegen die Zunahme von *Glyceria maxima* und *Scirpus sylvaticus*.

Tab. 39: Pflanzengesellschaften, die bei Verbrachung und Vernässung von Feuchtwiesen im Oste- und Wümmetal entstanden: die Anzahlen von Dauerflächen, auf denen die entsprechenden Pflanzengesellschaften entstanden, weisen auf die Schwerpunktverbreitung und Entwicklungstendenzen bei verschiedenen Ausgangsbedingungen und Vernässungsgraden hin (nach Daten von ROSENTHAL & MÜLLER 1988, ROSENTHAL unveröff. und FRESE 1994). Vernässungsstufen nach Tab. 34.

Brachegesellschaften ↓	Feuchtestufe (Beginn) Vernässungsstufe	frisch		mäßig feucht		feucht		nass		Flächen- zahl gesamt
		A1	A2	B1	B2	C1	C2	D1	D2	
Urtico-Aegopodietum		1								1
<i>Urtica dioica</i> -Gesellschaft			1	5						6
Mol.-Frag., Faz. <i>Deschampsia cespitosa</i>				1						1
<i>Filipendula ulmaria</i> -Gesellschaft				2	6	14				22
Phalaridetum arundinaceae				1		5		3		9
Caricetum gracilis					1	2	4	1		8
Caricetum distichae					1		1			2
Peucedano-Calamagrostietum							1			1
Scirpo-Phragmitetum australis					1				1	2
<i>Glycerietum maximae</i>							3	1	1	5

Die typische Subassoziation des Senecioni-Brometum racemosi der wechselfeuchten, sandig-humosen Standorte entwickelte sich bei schwacher Vernässung bevorzugt zur *Filipendula ulmaria*-Gesellschaft, bei stärkerer Vernässung (B2, C2) zum Scirpo-Phragmitetum australis, Glycerietum maximae und Caricetum distichae. Varianten mit der *Phalaris arundinacea*-Trennartengruppe auf wechselfeuchten, periodisch überfluteten, nährstoffreichen Auen- und Anmoorgley-Standorten entwickelten sich bei schwacher Vernässung hingegen vorzugsweise zum Phalaridetum arundinaceae (vgl. FRESE 1994), bei starker Vernässung zum Glycerietum maximae, Caricetum gracilis, Peucedano-Calamagrostietum und Scirpo-Phragmitetum. Die auf mesotrophen, selten überfluteten, dafür aber von Hangwasser beeinflussten, dauernassen Niedermoorstandorten stockende Variante von *Potentilla palustris* wandelte sich bei schwacher Vernässung zur *Filipendula ulmaria*-Gesellschaft, während bei starker Vernässung das Glycerietum maximae und Caricetum gracilis entstanden.

5.2.3 Verhalten einzelner Arten

Die Artenverluste gingen auf Kosten der Grünland- und Kleinseggenriedarten, während die Arten nitrophiler Krautgesellschaften, Röhrichte und Großseggenrieder zunahm (Tab. 41). Die gravierendsten Rückgänge waren für kleinwüchsige, kurzlebige, Rosetten- und Stolonenpflanzen zu verzeichnen. Damit wird deutlich, dass die Fähigkeit sich unter Brachebedingungen (s.o.) die Resource Licht in verschiedenen Lebensphasen verfügbar zu machen, ein entscheidender Selektionsfaktor ist, der aus dem gegebenen Artenpool selektiert. Unabhängig von ihrer Feuchtepräferenz waren diese so ausgestatteten Arten gleichermaßen vom Rückgang betroffen. So verschwanden Feuchtezeiger, wie *Crepis paludosa* ebenso, wie Frischezeiger (z.B. *Carex leporina*) und Trockenheitszeiger (z.B. *Avenochloa pubescens*). Eine Tendenz zur Selektion hinsichtlich der Feuchtepräferenz und Anoxitoleranz wird erst bei den Pflanzenarten sichtbar, die trotz gravierender Rückgänge auf einigen wenigen Standorten überdauern konnten. So wurden *Holcus lanatus* und *Poa trivialis* von ihren ehemals bereits nassen Standorten durch weitere Vernässung verdrängt. Auf den anderen (frischen bis feuchten) Standorten konnten sie sich umso besser halten, je geringer die zusätzliche Vernässung ausfiel; *Holcus* verschwand in A2, B2 und C2, konnte sich in den gering vernässten Varianten aber trotz starker Rückgänge in Restpopulationen erhalten. *Senecio aquaticus* und *Ranunculus flammula* wurden von frischen und feuchten Standorten verdrängt und konnten sich nur in nassen Brachebeständen erhalten.

Tab. 40: Brache- und Vernässungs“versuche“ in Feuchtwiesen im Ostetal und den Borgfelder Wümmewiesen

Vernässungsstufen nach Tab.34

Quellen: 1) Ostetal zwischen Zeven und Bremervörde: MEISEL 1967, FRESE 1994, 2) Ostetal bei Zeven: LENSKI 1953, ROSENTHAL & MÜLLER 1988 3) Borgfelder Wümmewiesen: ROSENTHAL 1992 a und unveröff.

Abkürzungen: Lolio-Cyn. = Lolio-Cynosuretum, Mol.-Frag. = Molinietaalia-Fragmentgesellschaft, Mol.-Arrh. = Molinio-Arrhenatheretea-Fragmentgesellschaft, Ran.-Alop. = Ranunculo-Alopecuretum geniculati.

Vernässungs- stufe	Max. Brache- dauer (Jahre)	Dauer- flächen (Zahl)	Ausgangsvegetation	Endvegetation	mittlere F-Zahl			mittlere N-Zahl			mittlere Artenzahl			Standort/ Quelle
					Beginn	Ende	Ände- rung	Beginn	Ende	Ände- rung	Beginn	Ende	Ände- rung	
B1	4	1	Junco-Molinietum caeruleae	Mol.-Frag., Faz. Deschampsia caespitosa	6,3	6,8	0,5	4,0	4,6	0,6	25	15	-10,0	3)
A2	29	1	Alopecurus pratensis-Gesell.	Urtica dioica-Gesell.	5,8	6,9	1,1	6,7	7,4	0,7	23	15	-8,0	1)
B1	35	3	Alopecurus pratensis-Gesell.	Urtica dioica-Gesell.	6,2	6,4	0,2	6,4	7,2	0,8	25,0	13,3	-11,7	2)
A1	29	1	Lolio-Cyn. lotetosum	Urtico-Aegopodietum	5,9	6,0	0,1	5,4	7,9	2,5	35	14	-21,0	1)
B1	29	1	Lolio-Cyn. lotetosum	Phalaridetum arundinaceae	6,3	7,2	0,9	5,6	5,2	-0,4	28	17	-11,0	1)
B1	35	2	Sen.-Brom. bromet. mollis, Var. Luzula campestris	Urtica dioica-Gesell.	6,5	7,0	0,5	4,9	7,2	2,3	34,5	16,0	-18,5	2)
B1	35	2	Sen.-Brom. bromet. mollis, Var. Luzula campestris	Filipendula ulmaria-Gesell.	6,6	7,2	0,6	4,7	6,1	1,4	41,0	8,5	-32,5	2)
B2	29	2	Sen.-Brom. bromet. mollis	Filipendula ulmaria-Gesell.	6,3	7,9	1,6	4,9	5,1	0,1	33,0	14,0	-19,0	1)
B2	29	3	Sen.-Brom. typicum	Filipendula ulmaria-Gesell.	6,7	8,0	1,3	5,9	4,3	-1,6	27,7	12,7	-15,0	1)
C1	29	2	Sen.-Brom. typicum	Filipendula ulmaria-Gesell.	7,7	7,9	0,1	5,0	4,4	-0,6	26,5	13,5	-13,0	1)
C2	35	1	Sen.-Brom. typicum	Caricetum distichae	7,2	8,8	1,6	5,4	5,5	0,1	32	14	-18,0	2)
C2	35	1	Sen.-Brom. typicum, Var. Phalaris arundinacea	Glycerietum maximae	7,1	9,5	2,4	6,6	7,9	1,3	24	17	-7,0	2)
B2	29	1	Sen.-Brom. typicum	Scirpo-Phragmitetum australis	6,4	8,6	2,2	6,4	7,3	0,9	21	7	-14,0	1)
B2	29	1	Sen.-Brom. caricet. fuscae, Var. Phalaris arundinaceae	Filipendula ulmaria-Gesell.	6,8	8,4	1,6	5,1	4,2	-0,9	31	16	-15,0	1)
C1	29	3	Sen.-Brom. caricet. fuscae, Var. Phalaris arundinaceae	Filipendula ulmaria-Gesell.	7,6	8,1	0,5	5,3	4,7	-0,6	28,0	15,7	-12,3	1)
C1	29	3	Sen.-Brom. caricet. fuscae, Var. Phalaris arundinaceae	Phalaridetum arundinaceae	7,7	8,0	0,3	5,5	6,6	1,1	26,3	11,7	-14,7	1)
D1	14-29	3	Sen.-Brom. caricet. fuscae, Var. Phalaris arundinaceae	Phalaridetum arundinaceae	8,2	8,8	0,6	5,8	7,3	1,5	28,7	12,7	-16,0	1), 3)
C2	29	1	Sen.-Brom. caricet. fuscae, Var. Phalaris arundinaceae	Peucedano-Calamagrostietum	7,1	8,6	1,5	5,1	4,9	-0,2	32	8	-24,0	1)
C2	29	3	Sen.-Brom. caricet. fuscae, Var. Phalaris arundinaceae	Caricetum gracilis	7,8	8,8	1,1	5,1	4,3	-0,9	31,3	10,0	-21,3	1)
D2	29	1	Sen.-Brom. caricet. fuscae, Var. Phalaris arundinaceae	Scirpo-Phragmitetum australis	8,8	10,0	1,2	5,7	7,0	1,3	20	4	-16,0	1)
C1	29-35	5	Sen.-Brom. caricet. fuscae	Filipendula ulmaria-Gesell.	7,5	8,1	0,6	4,7	4,9	0,2	28,2	13,2	-15,0	1), 2)
B2	35	1	Sen.-Brom. caricet. fuscae	Caricetum distichae	6,8	8,7	1,9	5,0	5,6	0,6	33	20	-13,0	2)
B2	29	1	Sen.-Brom. caricet. fuscae	Caricetum gracilis	6,6	8,8	2,2	4,9	4,3	-0,6	29	22	-7,0	1)
C2	35	1	Sen.-Brom. caricet. fuscae	Glycerietum maximae	7,5	9,6	2,1	5,3	8,3	3,0	38	11	-27,0	2)
C1	29-35	4	Sen.-Brom. caricet. fuscae, Var. Potentilla palustris	Filipendula ulmaria-Gesell.	7,6	8,0	0,4	3,5	4,6	1,1	30,0	12,3	-17,8	1), 2)
C1	29	2	Sen.-Brom. caricet. fuscae, Var. Pot. pal., Subvar. Phal. arund.	Caricetum gracilis	8,0	8,7	0,7	5,0	4,8	-0,3	29,5	16,0	-13,5	1)
C1	29	1	Sen.-Brom. caricet. fuscae, Var. Potentilla palustris	Phalaridetum arundinaceae	7,5	7,8	0,3	3,6	6,7	3,1	26	15	-11,0	1)
C2	29	1	Sen.-Brom. caricet. fuscae, Var. Potentilla palustris	Caricetum gracilis	7,7	8,7	1,0	3,9	4,2	0,3	28	8	-20,0	1)
D1	29	1	Sen.-Brom. caricet. fuscae, Var. Potentilla palustris	Caricetum gracilis	8,2	8,8	0,6	4,7	4,2	-0,5	25	17	-8,0	1)
C2	29	1	Sen.-Brom. caricet. fuscae, Var. Potentilla palustris	Glycerietum maximae	7,4	9,1	1,7	4,1	6,8	2,7	28	20	-8,0	1)
D1	35	1	Sen.-Brom. caricet. fuscae, Var. Potentilla palustris	Glycerietum maximae	8,2	9,1	0,9	4,7	7,5	2,8	36	7	-29,0	2)
C1	29	1	Ran.-Alop. glyc. fluit., Var. Ranunculus flammula	Phalaridetum arundinaceae	7,8	8,0	0,2	5,0	6,8	1,8	19	17	-2,0	1)
D2	29	1	Ran.-Alop. glyc. fluit., Var. Ranunculus flammula	Glycerietum maximae	8,3	9,8	1,5	5,3	8,5	3,2	14	10	-4,0	1)

Tab. 41: Zurückgehende und verschwindende Pflanzenarten in Bracheversuchen NW-Deutschlands (Gebiete und Quellen s. Tab. 40; Vernässungsstufen s. Tab. 34). Veränderung von Stetigkeit und mittleren Deckungswerten in %-Punkten. Farblich unterlegt sind Pflanzenarten, die nicht ganz verschwinden, sondern in bestimmten Brachetypen Refugien haben.

Spalte 1: ~ Wechselfeuchtezeiger, = Überflutungszeiger n. ELLENBERG et al. 1992. **St** Stetigkeitsveränderungen (!: Art verschwindet bzw. wandert zu), **D** Deckungswertveränderungen (-0: Veränderung < -0,5%-Punkte, 0: Veränderung < +0,5%-Punkte).

Feuchtestufe (Beginn) Vernässungsstufe Artenzahlveränderung Anzahl Aufnahmeppure Stetigkeit Dominanz	frisch		mäßig feucht		feucht		nass		Gefährdungs- stufe		
	A1	A2	B1	B2	C1	C2	D1	D2			
	1	1	10	9	19	9	5	2			
	St	D	St	D	St	D	St	D			
auf frischen bis feuchten Standorten verschwindende Arten											
Avenochloa pubescens	-100	-3	!	E 1-1	
Briza media	-100	-3	!	E 1-0	
~ Carex hirta	-100	-1	!		
Veronica arvensis	.	.	-100	-1	!		
Saxifraga granulata	.	.	-100	-1	!	E 1-0	
Cynosurus cristatus	-100	-3	!	.	.	-18	-2	!	.	E 5-0	
Lolium perenne	-100	-3	!	.	.	-9	-12	!	.		
Achillea millefolium	-100	-1	!	-100	-1	!	-18	-1	!		
~ Bromus mollis	-100	-3	!	.	.	-36	-2	!	-22	-3	
~ Carex leporina	-100	-3	!	.	.	0	-12	!	-11	-12	
Luzula campestris	-100	-3	!	.	.	-18	-0	!	-33	-1	
Bellis perennis	-100	-12	!	.	.	-18	-2	!	-56	-2	
Trifolium dubium	-100	-12	!	-100	-1	!	-27	-5	!	-11	-3
Agrostis tenuis	-100	-3	!	.	.	-9	-16	!	-11	-1	
~ Bromus racemosus	-100	-3	!	.	.	-27	-2	!	-67	-2	
~ Sagina procumbens	-100	-1	!	-5	-3	
Trifolium pratense	-100	-37	!	.	.	-45	-4	!	-89	-5	
Cerastium holosteoides	-100	-3	!	-100	-3	!	-45	-1	!	-44	-1
Trifolium repens	-100	-12	!	.	.	-45	-11	!	-78	-4	
auf frischen bis nassen Standorten zurückgehende Arten											
Holcus lanatus	0	-9	!	-100	-3	!	-64	5	!	-89	-21
Poa trivialis	0	-8	!	-100	-12	!	-55	-9	!	-67	-10
Festuca rubra ssp. rubra	-100	-12	!	-100	-12	!	-64	-7	!	-78	-9
Rumex acetosa	-100	-12	!	-100	-3	!	-73	-3	!	-67	-9
Anthoxanthum odoratum	-100	-12	!	-100	-12	!	-82	-8	!	-74	-6
Festuca pratensis	-100	-3	!	-100	-3	!	-64	-2	!	-89	-10
Poa pratensis	-100	-3	!	-100	-3	!	-9	-1	!	-100	-5
Lotus uliginosus	-100	-3	!	.	.	-45	-2	!	-44	-6	
~ Ranunculus repens	-100	-12	!	-100	-1	!	-82	5	!	-78	-9
Leontodon autumnalis	.	.	-100	-12	!	-36	-2	!	-53	-3	
~ Lysimachia nummularia	.	.	-100	-1	!	-55	-2	!	-26	-4	
Plantago lanceolata	-100	-12	!	-100	-3	!	-73	-1	!	-78	-6
Taraxacum officinale agg.	-100	-3	!	-100	-3	!	-45	-2	!	-33	-4
~ Geum rivale	-100	-1	!	11	0	
Ranunculus acris agg.	-100	-3	!	-100	-3	!	-82	-2	!	-11	-1
~ Lychnis flos-cuculi	-100	-3	!	.	.	-91	-3	!	-78	-5	
Cardamine pratensis	-100	-3	!	.	.	-64	-2	!	-78	-5	
Ajuga reptans	-100	-1	!	.	.	-9	-1	!	-33	-1	
auf feuchten bis nassen Standorten verschwindende Arten											
~ Parnassia palustris	-9	-1	!	.	.	
Pimpinella major ssp. major	-9	-1	!	.	.	
Hypochoeris radicata	-9	-1	!	.	.	
Succisa pratensis	-9	-6	!	.	.	
Viola canina	-9	-3	!	.	.	
Viola tricolor ssp. tricolor	-9	-1	!	.	.	
Rumex acetosella	-9	-1	!	-11	-1	
Juncus articulatus	-11	-1	
~ Carex elongata	-11	-1	
Centaurea jacea	-11	-1	
= Epilobium parviflorum	-11	-1	
Phleum pratense	-11	-1	
Veronica serpyllifolia	-11	-1	
Prunella vulgaris	-22	-3	
Ajuga reptans	-36	-1	!	-5	-3	
~ Dactylorhiza majalis	-18	-6	!	-11	-1	
~ Carex panicea	-9	-12	!	-11	-1	
Tanacetum vulgare	-18	-1	!	-11	-1	
= Veronica beccabunga	-9	-1	!	-33	-1	
Vicia sepium	-9	-1	!	-11	-1	
Rhinanthus minor	-18	-8	!	-11	-1	
~ Galium uliginosum	-36	-2	!	-5	-3	
~ Crepis paludosa	-27	-1	!	-44	-4	
= Pedicularis palustris	-9	-12	!	-5	-3	
Valeriana dioica	-18	-6	!	-11	-3	
= Veronica scutellata	-9	-1	!	-11	-2	
~ Galium verum agg.	-5	-1	
~ Juncus conglomeratus	-5	-3	
Potentilla erecta	-16	-1	
~ Rhinanthus serotinus agg.	-16	-1	
~ Hydrocotyle vulgaris	-5	-3	
= Eriophorum angustifolium	-21	-5	
= Oenanthe fistulosa	-5	-1	
= Alopecurus geniculatus	-11	-2	
= Eleocharis palustris	-5	-1	
= Mentha arvensis	-42	-3	
= Poa palustris	-21	-0	
= Oenanthe aquatica	-11	-1	

Fortsetzung Tab. 41:

Feuchtestufe (Beginn)	frisch				mäßig feucht				feucht				nass				Gefährdungsstufe	
	A1		A2		B1		B2		C1		C2		D1		D2			
Vernässungsstufe	-21,0		-8,0		-15,5		-14,6		-14,3		-18,7		-17,1		-10,0			
Anzahl Aufnahmepaare	1		1		10		9		19		9		5		2			
Stetigkeit Dominanz	St	D	St	D	St	D	St	D	St	D	St	D	St	D	St	D		
auf feuchten bis nassen Standorten zurückgehende Arten																		
Polygonum amphibium var. terre	0	-1			-33	-2	!		-5	-1	!							
Juncus filiformis	-9	-2			-44	-2	!		-58	-9	!		-67	-10	!	-20	-3	!
Agrostis canina	0	10							-16	-1	!		-11	-12	!	-60	-14	!
~ Agrostis stolonifera	9	10	!						-11	-14						-20	-1	!
~ Deschampsia cespitosa	-27	-1			-44	-1	!		-11	-1			-22	-2	!	-20	-1	!
Equisetum palustre	0	-1							-16	0			-22	-1	!			
Angelica sylvestris	-9	-4			-22	-1			-21	-4			-33	-1	!	-20	-1	!
~ Veronica longifolia	-18	-0			11	-2			-16	-1			-22	-1				
~ Carex nigra	-27	-6			-33	-1	!		-47	-12	!		-44	-7		-20	-3	!
~ Stellaria palustris	0	-3			-11	-1	!		-37	-2	!		-11	-7		-40	-0	!
= Galium palustre	0	-6			0	-0			0	-3			-33	0		0	-1	
= Caltha palustris	-9	1			-44	-5			-37	-5			-33	-7		0	-14	
~ Potentilla anserina	-9	0							-11	-2	!					-50	-1	
~ Myosotis palustris	-27	-1	!		-11	-1			-68	-3			-78	-2		-40	-1	
= Potentilla palustris	-9	-1	!		11	1	!		-32	-3	!		-11	-12		-20	-1	
Viola palustris					11	1	!		-5	-2			-11	-1	!	-20	-1	!
= Glyceria fluitans					-9	-3	!		-5	-12			-33	-12	!	-60	-4	!
Carex canescens									-5	-3			-22	-1	!			
~ Ranunculus flammula	-18	-1	!		-11	-1	!		-11	-2	!		-22	-2		-60	-1	
Juncus acutiflorus					-9	-1	!		-5	-3	!		0	10		-20	-1	!
= Carex rostrata													0	-3				
Senecio aquaticus					-36	-0	!		-44	-2	!		-37	-3	!	-60	-0	

Während die soeben beschriebenen Arten vorwiegend durch Rückgang gekennzeichnet sind, werden hochwüchsige, spätblühende Rhizomarten positiv selektiert und können dominant werden (Tab. 42). Daneben haben nur Arten mit komplementären Lebensgemeinschaften eine Chance, die ihnen die Besetzung räumlicher und zeitlicher Nischen in diesen Dominanzbeständen erlauben. Die meisten dieser erfolgreichen Brachearten sind bereits im Ausgangsbestand der noch bewirtschafteten Feuchtwiesen vorhanden oder können kurz nach dem Brachfallen zuwandern. Danach ist die Neuetablierung von Arten aufgrund der ungünstigen Mikroklimabedingungen erschwert. Zu den bereits im Ausgangsbestand vorhandenen (also mahdoleranten) Arten gehören z.B. *Phalaris arundinacea*, *Carex gracilis*, *Carex disticha* und *Glyceria maxima*. Mahdempfindliche Waldarten (wie *Anemone nemorosa*, *Solanum dulcamara* und *Rubus idaeus*), ruderales Hochstaudenarten (wie *Artemisia vulgaris*, *Aegopodium podagraria*, *Chrysanthemum vulgare* und *Urtica dioica*) und Röhrichtarten (wie *Carex appropinquata*, *C. paniculata* und *Lysimachia thyrsiflora*) wandern erst nach der Nutzungsaufgabe zu. Insgesamt können die Artenverluste aber nicht durch die Zuwanderung neuer Arten aufgefangen werden, was den bereits erwähnten Nettoartenverlust erklärt. Beträchtliche Stetigkeitszunahmen (> 30%-Punkte) sind für *Agropyron repens*, *Galium aparine*, *Calamagrostis canescens*, *Urtica dioica*, *Phalaris arundinacea*, *Galeopsis tetrahit*, *Cirsium arvense*, *Lysimachia vulgaris*, *Stachys palustris*, *Glyceria maxima*, *Equisetum fluviatile*, *Rorippa amphibia*, *Solanum dulcamara* und *Rumex hydrolypatum* zu verzeichnen.

Die bracheselektierten Arten verhalten sich hinsichtlich ihrer Feuchtepräferenz nach bekannten Mustern: Artemisietae-Arten, wie *Lamium album*, *Artemisia vulgaris*, *Aegopodium podagraria* und *Galium aparine* zeigten die stärkste Zunahme auf frischen und mäßig feuchten Standorten. Eine Einengung der Feuchteamplitude durch die Verbrachung zeigte u.a. *Alopecurus pratensis*: während die Art bei Wiesennutzung weit ins Nasse hinein vorkam, ist bei Brache ein Verschwinden bzw. starker Rückgang auf feuchten und nassen Standorten, aber eine Zunahme auf frischen Standorten festzustellen. *Urtica* und *Phalaris* nahmen in allen Vernässungsstufen zu, wobei erstere sich mehr auf die frischen, letztere auf die feuchten bis nassen Standorte konzentriert.

Die letzten vier Artengruppen (Tab. 42) nahmen bei der Vernässung mäßig feuchter bis nasser Standorte zu. Bei schwacher Vernässung profitieren hier wiederum Arten der Artemisietae, bei starker Vernässung solche der Phragmitetea. Von diesen wandern viele neu zu, waren also nicht im Ausgangsbestand vorhanden. Auffällig ist eine Gruppe von mahdoleranten, in Feuchtwiesen häufigen Arten, deren Stetigkeiten bei Brache abnehmen. Es handelt sich um *Scirpus sylvaticus*, *Carex*

vesicaria, *Filipendula ulmaria* und *Juncus effusus*, die auf ihren verbliebenen Standorten aber zu dominanten Hauptbestandbildnern werden können.

Tab. 42: Zunehmende und neu einwandernde Pflanzenarten in Bracheversuchen NW-Deutschlands (Gebiete und Quellen s. Tab. 40, Vernässungsstufen s. Tab. 34). Veränderung von Stetigkeit und mittleren Deckungswerten in %-Punkten. **Grau unterlegt** sind Pflanzenarten, die hohe Dominanzwerte erreichen.

Spalte 1: ~ Wechselfeuchtezeiger, = Überflutungszeiger n. ELLENBERG et al. 1992. **St** Stetigkeitsveränderungen (!: Art verschwindet bzw. wandert zu), **D** Deckungswertveränderungen (-0: Veränderung < -0,5%-Punkte, 0: Veränderung < +0,5%-Punkte).

Feuchtestufe (Beginn)	frisch				mäßig feucht				feucht				nass				Gefährdungsstufe
	A1		A2		B1		B2		C1		C2		D1		D2		
Vernässungsstufe																	
Artenzahlveränderung	-21,0		-8,0		-15,5		-14,6		-14,3		-18,7		-17,1		-10,0		
Anzahl Aufnahmepaare	1		1		10		9		19		9		5		2		
Stetigkeit Dominanz	St	D	St	D	St	D	St	D	St	D	St	D	St	D	St	D	
auf frischen bis mäßig feuchten Standorten neu etablierend																	
Lamium album	100	37															
Artemisia vulgaris	100	1	100	1													
Aegopodium podagraria	100	1			9	0											
~ Agropyron repens	100	3			36	5											
Chrysanthemum vulgare			100	0													
Silene dioica			100	1	9	0											
Anthriscus sylvestris	100	10		-12	9	2	11	0	5	1							
Galium aparine	100	3	100	3	55	3	22	2	21	1							
Heracleum sphondylium	100	1	100	1	9	0			5	0							
= Humulus lupulus	100	0			9	1			5	1							
Stellaria media	100	3							5	3							
Zunahme auf frischen bis mäßig feuchten Standorten																	
Alopecurus pratensis	0	10		-64	9	-15	-44	-10	-26	-4	-22	-1	-40	-0			
Achillea ptarmica			100	1	0	3	-11	-3	-11	-4	-11	-1	-20	-1			
Vicia cracca			0	3	0	-1	-11	-3	5	-1	-44	-1					
Glechoma hederacea			100	1	9	13	11	0			-11	-1	-20	-1			
überall zunehmend/neu etabliert																	
Urtica dioica	100	1	100	37	82	38	56	15	42	5	22	2	20	12			
~ Phalaris arundinacea	100	20	100	37	27	36	56	2	47	22	56	1	20	22	50	3	
= Calamagrostis canescens			100	3			33	5	16	8	33	36	-20	3			
Neuetablierung auf mäßig feuchten bis nassen Standorten																	
= Acorus calamus					9	0											
Anemone nemorosa					9	1											
Chaerophyllum temulum					9	0											
Cirsium vulgare					9	0											
Cuscuta europaea					18	8											
Galium mollugo					9	-3											
Rubus idaeus					18	1											
Cirsium palustre					0	-0	11	1	21	0							
Galeopsis tetrahit					45	3	11	0	11	0							
Rumex obtusifolius					9	1	11	0	-5	-1							
= Scutellaria galericulata					9	1	22	0	16	0							
Convolvulus sepium					18	6			5	37			20	0			
Cirsium arvense					36	1			5	1	11	1					
= Mentha aquatica					9	1	11	0	21	0	22	2	20	0			
Ranunculus auricomus agg.					-9	-3	22	1									
~ Stachys palustris					36	2	22	1	37	2	11	1	20	0	50	1	
= Carex aquatilis							11	10									
= Carex appropinquata							11	1	5	3							
= Epilobium hirsutum							11	1	5	0							
~ Valeriana officinalis							22	2	11	1	-11	-1					
Carex paniculata							11	3			11	3					
Eupatorium cannabinum							22	0			11	3					
= Lysimachia thysiflora							11	0	5	0	11	1					
Epilobium palustre							11	0	5	-3			-20	-3			
= Peucedanum palustre							11	1	11	0	22	2	-20	-1			
= Menyanthes trifoliata							11	0	-37	-4	-11	-3	20	1			
Chenopodium album							11	0	5	0					50	0	
Dominanzentwicklung auf Reststandorten																	
Scirpus sylvaticus					0	1	-11	-0	-11	2	-11	10	-40	-2			
= Carex vesicaria					9	1	11	10	-16	3	11	1	-20	6	-100	-6	
Filipendula ulmaria	-100	-1			9	16	0	43	-11	60	8		0	10	0	-3	
Juncus effusus					-9	1	-11	-3	-11	8	-33	-2	-20	-1	50	1	
Zunahme insbes. bei starker Vernässung																	
= Carex disticha					9	3	56	15	-5	-12	0	17	0	6			
= Carex gracilis					0	-9	11	15	-16	-5	11	23	-40	-4	0	-9	
~ Lysimachia vulgaris					9	12	22	5	32	1	56	4	0	37	0	-0	
= Glyceria maxima					27	3	33	1	32	3	0	40	0	39	0	87	
= Phragmites australis					-9	-1	22	30	5	10	0	3			0	30	
Neuetablierung auf feuchten und nassen Standorten																	
Lathyrus pratensis									5	0							
Stellaria uliginosa									5	3							
= Barbarea stricta									16	1	11	0					
= Benula erecta									5	0	11	12					
Cirsium oleraceum									5	1	11	0					
~ Carex acutiformis									11	5	11	3	20	10			
~ Solanum dulcamara									5	0	22	0	40	0			
Rumex hydrolythum									11	0	33	0			50	1	
= Lycopodium europaeus											11	0	20	0			
= Alisma plantago-aquatica											11	0					
Gnaphalium uliginosum											11	1					
~ Juncus bufonius											11	0					
= Polygonum hydropiper											11	3					
~ Salix cinerea											11	0					
= Cardamine amara													20	0			

5.2.4 Erfolgswertung

Das Ziel, durch Vernässung feuchte in nasse Standorte umzuwandeln und Feuchtezahlen von >8 zu erreichen, wurde in 51% der Fälle erreicht (in den Vernässungsstufen B2, C1, C2, D1 und D2). Bei nur 19% wurde gleichzeitig eine Aushagerung und der Übergang von eutrophen zu mesotrophen Bedingungen vollzogen: die Sukzessionslinien führten hierbei in fast allen Fällen von den *Phalaris*-Varianten des Senecioni-Brometum zur *Filipendula ulmaria*-Gesellschaft und zum Caricetum gracilis, die sich übereinstimmend durch geringe Mineralisationswerte im Boden auszeichnen (s. Kap.5.3.3.4, S.111). Die Sukzessionen zum Phalaridetum arundinaceae, Glycerietum maximae, Scirpo-Phragmitetum, der *Urtica dioica*-Gesellschaft, dem Urtico-Aegopodietum und trockeneren Ausbildungen der *Filipendula ulmaria*-Gesellschaft waren hingegen fast ausschließlich mit einer Zunahme der mittleren N-Zeigerwerte verbunden. Das gilt auch für die nährstoffärmsten (*Potentilla palustris*-) Varianten des Senecioni-Brometum racemosi. Ihre Brachefolgegesellschaften weisen mit F-Zeigerwerten >8 auf nasse Bedingungen hin.

In allen Vernässungsstufen ist bei Brache ein starker Artenrückgang festzustellen, von dem auch die Zielarten betroffen waren. Die Zielarten der Gefährdungsstufen 1 bis 2 (Tab. 43) starben, abgesehen von *Menyanthes trifoliata* und *Carex appropinquata*, aus. Während die Arten mit den Gefährdungsstufen 3 und 4 fast vollständig verschwanden, sind bei denen der Gefährdungsstufen 5 und 6 auch Zuwanderungen neuer Arten festzustellen. Bedenklich stimmen die starken Artenverluste in Gefährdungsstufe 5, weil diese Arten ausserhalb der Feucht- und Nassbrachen keine ungefährdeten Refugien besitzen.

Bei der Bewertung der Vernässungsstufen untereinander ist festzustellen, dass bei der Verbrachung und Vernässung frischer Standorte (A1, A2) kaum gefährdete Arten zuwandern. Auf mässig feuchten bis nassen Standorten wandern trotz insgesamt negativer Artenbilanz neue Arten, vorwiegend der Gefährdungsstufen 5 und 6 ein. Die Veränderung der Wertzahlen zeigt, dass frisches Grünland bei Verbrachung und Vernässung keine geeigneten Standorte für gefährdete Arten bereitstellen kann. Mässig feuchtes Grünland bietet nur bei starker Vernässung (B2) bessere Bedingungen.

Tab. 43: Bewertung der Vernässungserfolge mit Hilfe einer Zielartenbilanzierung (Ziel 2-Arten)

Beziffert sind die Zahlen der häufiger werdenden (Zunahme der Stetigkeit), gleichbleibenden und seltener werdenden Arten (Abnahme der Stetigkeit). In Klammern ist die Zahl der Arten vermerkt, die sich davon in dem jeweiligen Vegetationstyp (A1 bis D2) ganz neu einfanden oder verloren gingen.

Gefährdungsstufe (Ziel 2)	AZ in Gefährdungsstufe	Feuchtestufe (Beginn) Vernässungsstufe Artenzahlveränderung	frisch		mässig feucht		feucht		nass	
			A1	A2	B1	B2	C1	C2	D1	D2
			-21,0	-8,0	-15,5	-14,6	-14,3	-18,7	-17,1	-10,0
1	10	Zunahme, Konstanz (Neuetablierung)	0	0	0	0	0	0	0	0
		Abnahme (Verlust)	2(2)	0	3(2)	1(1)	1(1)	0	1(1)	0
2	16	Zunahme, Konstanz (Neuetablierung)	0	0	0	3(3)	1(1)	2(0)	1(1)	0
		Abnahme (Verlust)	0	0	5(5)	3(3)	8(7)	6(5)	3(2)	1(1)
3	3	Zunahme, Konstanz (Neuetablierung)	0	0	2(0)	0	0	0	0	0
		Abnahme (Verlust)	0	0	1(0)	2(2)	3(3)	3(1)	3(2)	2(1)
4	4	Zunahme, Konstanz (Neuetablierung)	0	0	0	2(2)	0	0	0	0
		Abnahme (Verlust)	0	0	1(1)	0	1(0)	1(1)	1(1)	0
5	56	Zunahme, Konstanz (Neuetablierung)	0	1(1)	4(2)	7(5)	9(7)	7(5)	5(3)	2(1)
		Abnahme (Verlust)	2(2)	0	10(6)	11(6)	15(8)	14(10)	9(5)	4(4)
6	48	Zunahme, Konstanz (Neuetablierung)	1(1)	2(2)	13(5)	18(13)	15(10)	14(10)	11(4)	9(2)
		Abnahme (Verlust)	5(5)	1(1)	12(7)	10(4)	20(7)	17(11)	18(11)	10(8)
Summe 1-6		Zunahme, Konstanz (Neuetablierung)	1(1)	3(3)	19(7)	30(23)	25(18)	23(15)	17(8)	11(3)
		Abnahme (Verlust)	9(9)	1(1)	32(21)	27(16)	48(26)	41(28)	35(22)	17(14)
Bilanz			-8(-8)	2(2)	-13(-14)	3(7)	-23(-8)	-18(-13)	-18(-14)	-6(-11)
nur Gefährdungsstufen für Ziel 1 (hier 9 Arten)			Zunahme, Konstanz (Neuetablierung)	0	0	1	0	0	0	0
			Abnahme (Verlust)	5(5)	3(3)	6(5)	4(4)	4(4)	3(3)	2(2)
keine Gefährdungsstufe (hier 75 Arten)			Zunahme, Konstanz (Neuetablierung)	13(10)	10(7)	24(18)	9(9)	18(14)	11(11)	3(2)
			Abnahme (Verlust)	18(18)	14(14)	28(20)	27(17)	23(12)	21(16)	19(18)

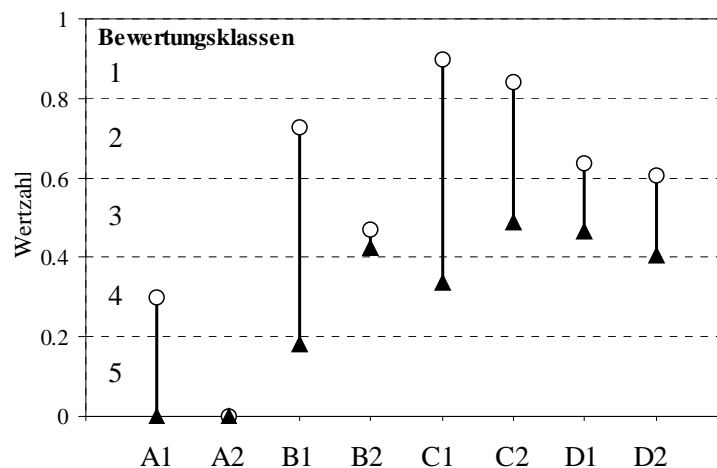


Abb. 19: Veränderungen der Wertzahlen und Bewertungsklassen in den verschiedenen Vernässungsstufen durch Verbrachung und Vernässung (s. Tab. 27 und Abb. 12). Kreise = Beginn, Dreiecke = Ende des Untersuchungszeitraums.

5.3 Bewertung der Vegetationsveränderungen aus standortsökologischer Sicht

Die standortsökologischen Untersuchungen erfolgten in Hangversumpfungs- und Auenüberflutungsmooren des mittleren Ostetals mit meso- bis eutrophen, sauren bis subneutralen Niedermoororten. Die Hangmoore werden durch fließendes, meist Ca-reiches Hangwasser, die Überflutungsmoore durch das Überflutungswasser der Oste gespeist. Mineralarme Grundwasserströme stehen mit einem unmittelbar ans Ostetal angrenzenden Regenmoor in Verbindung, in dessen Einflußbereich sich mesotrophe, mineralarme Zwischenmoorstandorte herausgebildet haben (Kap. 2.1). Die meisten der heute noch vorhandenen Wassergreiskrautwiesen, als auch ihre Folgegesellschaften sind Vegetationstypen eutropher, subneutraler Moor- und Anmoorstandorte (C/N 10-20, pH um 5,0, s. Kap. 5.2).

Einerseits förderte die Nutzungsintensivierung der Niedermoorstandorte die Entwicklung von frischem Intensivgrünland und Flutrasen (s. Kap. 3.2.1, Abb. 3). Durch Nutzungsaufgabe und Brache entwickelten sich andererseits Röhrichte, Großseggenrieder und Hochstaudengesellschaften. Da zudem das historische Feuchtgrünland (meist in Form der Wassergreiskrautwiesen) in Teilbereichen des Ostetals erhalten blieb, konnten Vertreter der vier wichtigsten Vegetationsökologischen Typen, frisches Intensivgrünland (Vegök Typ 1), Flutrasen (Vegök Typ 2), Feuchtgrünland (Vegök Typ 3 und 4) und Feucht- bzw. Nassbrachen (Vegök Typ 5 bis 8) standortsökologisch vergleichend untersucht werden.

Kritisch zu beurteilen ist die Frage, ob das hier untersuchte, räumliche Nebeneinander unterschiedlicher (in der Sukzession aufeinanderfolgender) Vegetationsstadien das zeitliche Nacheinander der Standortsbedingungen tatsächlich widerspiegelt. Bei einer identischen floristischen Ausstattung von historischen und aktuell vorhandenen Pflanzengesellschaften kann auch auf ähnliche standortsökologische Bedingungen geschlossen werden. Unter dieser Voraussetzung kann angenommen werden, dass die zeitlichen Veränderungen der Standortsbedingungen aus der Untersuchung des räumlichen Nebeneinanders unterschiedlich zusammengesetzter Pflanzengesellschaften erschlossen werden können.

5.3.1 Methodik

Die Grundwassermessungen erfolgten in der Vegetationsperiode des Jahres 1991 zwischen März und Oktober in 100 bis 160 cm langen, gelochten Kunststoffrohren. Die oberen Dezimeter waren ungelocht, um ein Vollaufen der Rohre mit Niederschlagswasser zu vermeiden. Dabei wurden mit 55 Messstellen alle wichtigen Pflanzengesellschaften des Ostetals in den vier Hauptuntersuchungsflächen mit jeweils mehrfachen Parallelen abgedeckt. Die Grundwassermessungen erfolgten wöchentlich, stets an einem Tag. Der Wechselfeuchteindex wurde nach einer empirischen Formel von SCHOLLE & SCHRAUTZER 1993 berechnet. Die Bewertung der Messwertklassen des Wechselfeuchteindex erfolgt nach Tab. 44.

$$WI = \frac{XS \cdot \Delta GW}{M} \cdot \% A$$

(A = Anzahl Ablesestermine, S = Summe der Grundwasserdifferenzen, XS = Mittlere Abweichung des Grundwasserstandes zwischen zwei aufeinanderfolgenden Terminen, M = Anzahl der Messtage, %A = Anzahl der Ablesungen, die über XS liegen, ausgedrückt in % der Ablesestermine insgesamt, ΔGW = Differenz zwischen minimalem und maximalem Grundwasserflurabstand)

Tab. 44: Werteklassen des Wechselfeuchteindex nach SCHOLLE & SCHRAUTZER 1993 für die Messkampagne im Ostetal in der Vegetationsperiode 1991

Werteklassen des Wechselfeuchteindex	Bewertung der Wechselfeuchtigkeit
141 – 175	sehr hoch
106 – 140	hoch
71 – 105	mäßig hoch
36 – 70	gering
0 - 35	sehr gering

Die Probenahme für die Untersuchung der Wasserqualität erfolgte von März bis Oktober in vierwöchigen Abständen aus 80 cm Tiefe. Elektrische Leitfähigkeit und pH wurden elektrometrisch direkt im Gelände ermittelt, Ca^{2+} und K^+ -Ionenkonzentrationen im Atomabsorptionsspektrometer. Die maximale Wasserhaltekapazität erfolgte gravimetrisch durch Wasseraufsättigung und Trocknung

Die Stickstoffmineralisation im Boden wurde nach der von GERLACH 1973 ausführlich beschriebenen Methode vorgenommen. Die Bodenproben wurden aus den ersten 15 cm des Oberbodens entnommen und in einem überlappenden Rhythmus von 3+3 Wochen zwischen März und Oktober 1991 in Polyethylenbeuteln am Standort gelagert. Die im Feld gewonnenen Frischproben wurden im Labor photometrisch auf Nitrat- und Ammoniumgehalte analysiert. Die mineralisierten Mengen wurden für den gesamten Untersuchungszeitraum von 33 Wochen hochgerechnet und in Bodenvolumeneinheiten angegeben (pro 1 ha und 15 cm Horizontmächtigkeit).

Die Bestimmung des Kohlenstoffgehaltes im Boden erfolgte durch nasse Veraschung. Die Multiplikation mit dem Faktor 2 ergab den Humusgehalt. Die Ermittlung der pflanzenverfügbaren Calcium-, Kalium- und Phosphatgehalte erfolgte mit Hilfe der Acetat-Laktatmethode. Die pH-Werte wurden in 0,01m $CaCl_2$ -Lösung gemessen.

Bei den Pflanzenanalysen wurde der Gesamtstickstoffgehalt nach KJELDAHL bestimmt, die Gesamt-Phosphor- und Kaliumgehalte nach Veraschung und Säureaufschluß photometrisch.

5.3.2 Bewertung der hydrologischen Veränderungen bei Wiedervernässung und Nutzung

Wie sind die Flutrasen hydrologisch zu bewerten, die sich bei Wiedervernässung (Kap. 5.1.2) entwickelten? Um dieser Frage näherzukommen, werden ihre hydrologischen Eigenschaften denen des frischen Intensivgrünlandes (*Lolium-Cynosuretum typicum* und *Molinio-Arrhenatheretea-Fragmentgesellschaften*) und den Ziel-1 Gesellschaften (*Senecioni-Brometum racemosi*) gegenübergestellt (Tab. 45).

Die mittleren Grundwasserstände und die Wasserstandsmaxima sind in Flutrasen höher und die Überflutungsdauern länger als im frischen Intensivgrünland. Damit nähern sich die hydrologischen Bedingungen den Zielwerten: im Vergleich mit den hydrologischen Kardinalwerten einer der möglichen „Zielgesellschaften“, dem *Senecioni-Brometum racemosi*, stimmen alle drei Parameter. Deutlich erhöht bleibt aber der Wechselfeuchteindex, der das Ausmaß der Grundwasserschwankungen beschreibt. Die hohen Werte des frischen Intensivgrünlandes sind auch für die insgesamt feuchteren Flutrasen typisch. Trotz winterlicher und frühjährlicher Vernässung trocknen die Flächen im Sommer tiefgründig aus.

Tab. 45: Grundwasserparameter von zu renaturierenden Gesellschaften, Ziel-1 Gesellschaften (*Senecioni-Brometum racemosi*) und sich bei Vernässung entwickelnden Flutrasen auf **Niedermoorböden** im Mittleren Ostetal und in Schleswig-Holstein

Mittlerer Grundwasserstand = Mittelwert in cm unter Geländeoberfläche, Wechselfeuchteindex berechnet nach SCHOLLE & SCHRAUTZER 1993 (2), Überflutungsdauer als prozentualer Anteil im Messzeitraum: nach 1) = in der Vegetationsperiode 1991 von März-Oktober = 33 Wochen, LIENKAMP 1993. Nach 2) = im Kalenderjahr 1990, SCHOLLE & SCHRAUTZER 1993.

Nutzung	<i>intensiv</i>				<i>extensiv</i>	
	1)/ Veg.per.	2)/ Kal.jahr	1)/ Veg.per.	2)/ Kal.jahr	1)/ Veg.per.	2)/ Kal.jahr
Pflanzengesellschaften	Molinio-Arrhenatheretea-F.	Lolio-Cynosuretum	Ranunculo-Alopecuretum		Senecioni-Brometum	
Zahl der Messpegel	1	3	1	4	11	6
mittl. Grundwasserstand (cm GOF)	-43	-105	-20	-29	-21	-15
mittl. Überflutungsdauer (%)	0	0	23	12	2	11
mittl. Wechselfeuchteindex (n.2)	125	119	134	108	53	25
Maximum (cm GOF)	3	-	35	-	3	-
Minimum (cm GOF)	-62	-	-67	-	-45	-
F-Zeigerwert	6,3	-	8,6	-	8,0	-

Auf Gleyböden über Sand (Tab. 46) ist die Wechselfeuchtigkeit aufgrund der sandigen Bodentextur auch unter extensiv genutztem Feuchtgrünland (*Senecioni-Brometum*) hoch. Das frische Intensivgrünland (*Molinio-Arrhenatheretea*) unterscheidet sich durch tiefere Grundwasserstände und kürzere Überflutungsdauern. Der Wechselfeuchteindex ist identisch und nicht, wie auf den Niedermoorstandorten durch Melioration und Intensivnutzung erhöht. In Flutrasen (*Ranunculo-Alopecuretum geniculati*) nähern sich alle Grundwasserparameter den Bedingungen des Feuchtgrünlands an: es bestehen keine signifikanten Unterschiede.

Tab. 46: Grundwasserparameter von zu renaturierenden Gesellschaften, „Ziel-1 Gesellschaften“ (*Senecioni-Brometum*) und sich bei Vernässung entwickelnden Flutrasen auf **Gleyböden über Sand** im Mittleren Ostetal. Mi = Mittelwert aus n Parallelen, Stabw = Standardabweichung, weitere Erklärung s. Tab. 45.

Nutzung	<i>intensiv</i>				<i>extensiv</i>	
	Molinio-Arrhenatheretea-F.		Ranunculo-Alopecuretum		Senecioni-Brometum	
Mittelwerte (n)/Standardabw.	Mi (7)	Stabw	Mi (2)	Stabw	Mi (4)	Stabw
Grundwasserstand (cm GOF)	-98	32	-39	13	-35	22
Überflutungsdauer (%)	0	0	9	13	7	5
Wechselfeuchteindex (n.2)	111	31	161	10	137	49
Maximum (cm GOF)	-47	29	41	46	13	8
Minimum (cm GOF)	-126	26	-70	13	-67	19
F-Zeigerwert	6,0	0,6	7,7	1,2	8,1	0,2

Tab. 47: Statistischer Test der Rangmittel mit dem U-Test von MANN und WHITNEY für Standorte auf Gleyböden im Ostetal in Tab. 46

Grundwasserparameter: MITT = mittlerer Grundwasserstand, ÜBER = Überflutungsdauer, W-I = Wechselfeuchteindex, MAX = maximaler Wasserstand, MIN = minimaler Wasserstand, AMPL = Amplitude zwischen MIN und MAX.

Signifikanzen: ** 1%-, * 5%-Niveau, ~ jeweils kleinste Irrtumswahrscheinlichkeiten, aber nicht signifikant.

getestete Paare		Grundwasserparameter/Testvariable					
		MITT	ÜBER	W-I	MAX	MIN	AMPL
Sen-Brom	Ran-Alop	~		~			~
Sen-Brom	Mol-Arrh	*	**		**	**	
Ran-Alop	Mol-Arrh	*		*	*	*	

5.3.3 Bewertung der standortsökologischen Veränderungen bei Wiedervernässung und Brache

5.3.3.1 Veränderungen quantitativer hydrologischer Parameter

Durch Grabenverlandung erfolgte nach dem Brachfallen des Feuchtgrünlands im Ostetal eine langsame Vernässung, die sich durch Grabenan- und -einstau auf die umgebenden hydrologisch kommunizierenden Flächen auswirkte. Beim Grabenanstau wird nur der Abfluß von Wasser verhindert, beim Einstau ausserdem zusätzlich Wasser herangeführt, das im Ostetal durch Hangquellwasser bereitgestellt wird.

Die mittleren Grundwasserstände sind in den Brachefolgesellschaften des *Senecioni-Brometum racemosi*, im *Caricetum gracilis*, *Phalaridetum arundinaceae*, *Glycerietum maximae* und in der *Filipendula ulmaria*-Gesellschaft deutlich erhöht. Die vergleichsweise geringsten Unterschiede bestehen zur *Filipendula*-Gesellschaft (Tab. 48).

Die extensiv genutzten Grünlandgesellschaften der nicht vermoorten Gleystandorte der Uferrehne, namentlich das *Lolio-Cynosuretum lotetosum* und das *Senecioni-Brometum brometosum mollis* konnten in ihrer historischen Ausprägung der 1950er und 60er Jahre, aktuell nicht mehr untersucht werden, weil diese Pflanzengesellschaften inzwischen verschwunden sind. Mit aller Vorsicht kann die ehemalige *Alopecurus pratensis*-Gesellschaft mit den *Molinio-Arrhenatheretea*- Fragmentgesellschaften (Tab. 48) verglichen werden, die sich heute (bei allerdings intensiverer Nutzung) auf der Uferrehne ausgebildet haben und in einen zeitlichen Sukzessionszusammenhang mit den dort bei Verbrachung entwickelten *Urtica dioica*-Gesellschaften gestellt werden können. Beim hydrologischen Vergleich dieser Gesellschaften zeigt sich übereinstimmend die hohe Wechselfeuchtigkeit der Standorte im Einflußbereich des schwankenden Flusswasserspiegels und die höheren mittleren Grundwasserstände der Brache-Pflanzengesellschaften gegenüber den noch genutzten Wiesen.

Tab. 48: Grundwasserparameter von bewirtschafteten Grünland- und sich daraus entwickelnden Brachegesellschaften auf Niedermoor- und Gleyböden im Mittleren Ostetal.

Mittlerer Grundwasserstand = Mittelwert in cm unter Geländeoberfläche, Wechselfeuchteindex berechnet nach SCHOLLE & SCHRAUTZER 1993 (1), Überflutungsdauer als prozentualer Anteil des 33-wöchigen Untersuchungszeitraums. Alle Parameter beziehen sich auf Grundwassermessungen von LIENKAMP 1993 in der Vegetationsperiode (März-Oktober) 1991

Bodentyp	Niedermoor						Gley							
	bewirtschaftet		Brache				bewirtschaftet		Brache					
Nutzung	Senecioni-Brometum		Caricetum gracilis		Glycerietum maximae, Phalaridetum arundinaceae		Filipendula ulmaria-Gesellschaft		Urtica dioica-Gesellschaft		Molinio-Arrhenatheretea-Fragmentgesellschaften		Urtica dioica-Gesellschaft	
Mittelwerte (n)/Standardabw.	Mi (11)	Stabw	Mi (3)	Stabw	Mi (4)	Stabw	Mi (12)	Stabw	Mi (1)	Mi (7)	Stabw	Mi (3)	Stabw	
Mittl. Grundwasserstand (cm unter GOF)	-21	8	-8	8	-11	8	-17	4	-38	-98	32	-68	17	
Überflutungsdauer (%)	2	3	36	25	20	23	0	0	0	0	0	0	0	
Wechselfeuchteindex (n.1)	53	25	43	13	32	10	28	17	64	111	31	172	63	
Maximum	3	8	21	14	13	16	-4	1	-8	-47	29	-9	7	
Minimum	-45	11	-40	11	-43	5	-39	13	-54	-126	26	-99	7	
F-Zeigerwert	8,0	0,4	8,7	0,3	8,6	0,1	8,0	0,4	7,0	6,0	0,6	6,5	0,3	

Tab. 49: Statistischer Test der Rangmittel mit dem U-Test von MANN und WHITNEY für Standorte auf Niedermoor und auf Sandgleyen im Ostetal in Tab. 48.

Grundwasserparameter: MITT = mittlerer Grundwasserstand, ÜBER = Überschwemmungsdauer, W-I = Wechselfeuchteindex, MAX = maximaler Wasserstand, MIN = minimaler Wasserstand, AMPL = Amplitude zwischen MIN und MAX.

Signifikanzen: *** 0,1%-, ** 1%-, * 5%-Niveau, ~ jeweils kleinste Irrtumswahrscheinlichkeiten, aber nicht signifikant.

getestete Paare		Grundwasserparameter/Testvariable					
		MITT	ÜBER	W-I	MAX	MIN	AMPL
Niedermoore							
Car grac	Glyc max			~			
Car grac	Fil ulm-Ges	*	***		**		*
Car grac	Urt-dio-Ges	~	~	~	~	~	~
Car grac	Sen-Brom	*	*		*		
Glyc max	Fil ulm-Ges		***		**		*
Glyc max	Urt-dio-Ges			~		~	
Glyc max	Sen-Brom	*					
Fil ulm-Ges	Urt-dio-Ges	~			~		
Fil ulm-Ges	Sen-Brom	**	**		*		*
Urt-dio-Ges	Sen-Brom	~			~		
Sandgleye							
Urt-dio-Ges	Mol-Arrh				*		

Auffällig ist, dass die Wechselfeuchtigkeit auf Niedermoor-Brachestandorten offenbar deutlich verringert ist. In den Sommermonaten ist also ein hoher Grad von Dauervernässung gegeben. Neben der vernachlässigten Vorflut und der verringerten Evapotranspiration trägt hierzu auch die höhere maximale Wasserhaltekapazität der Böden bei, die ein Indiz für eine bessere Speicherfähigkeit für Wasser darstellt (Tab. 50). Zwischen den beiden Parametern, Wechselfeuchtigkeit und Wasserhaltekapazität, besteht eine negative, signifikante Korrelation ($r = -0,589^*$). Durch Dauernässe und wenig schwankende Grundwasserstände sind insbesondere die hangwasserbeeinflussten, durch Grabenwassereinstau gekennzeichneten Standorte gekennzeichnet. Auf Gleystandorten im Schwankungsbereich des Ostewasserpegels unterscheiden sich die Wechselfeuchteindices ungenutzter Feuchtbrachen und bewirtschafteten Grünlands hingegen kaum (s. Kap. 5.3.2).

Tab. 50: Abhängigkeit der Parameter maximale Wasserhaltekapazität und Wechselfeuchtigkeit auf verschiedenen Bodentypen und bei unterschiedlichen Nutzungen.

Wechselfeuchteindex nach SCHOLLE & SCHRAUTZER 1993, max. Wasserhaltekapazität (0-15 cm) gravimetrisch bei 105°C bezogen auf Vol.% (LIENKAMP 1993). Irrtumswahrscheinlichkeit α berechnet mit U-Test.

Bodentyp	Niedermoor					Gley				
	Brache		bewirtschaftet			Brache		bewirtschaftet		
Mittelwert(n)/Standardabweichung	Mi(20)	Stabw	Mi(13)	Stabw	α	Mi(8)	Stabw	Mi(13)	Stabw	α
Wechselfeuchteindex (n.1)	32,2	15,3	64,9	36,9	0,4	142,5	64,9	126,4	38,4	27,2
Maximale Wasserhaltekapazität (Vol-%)	80,4	7,1	73,1	10,7	6,8	64,2	7,8	58,9	11,2	18

5.3.3.2 Veränderungen der Grundwasserqualität im Verhältnis zu Vegetation und Boden

Veränderungen der hydrologischen Bedingungen spiegeln sich in qualitativen Eigenschaften des Grundwassers wider (GROOTJANS & VAN DIGGELEN 1995). Geologische Herkunft und Verweildauer in tieferen geologischen Schichten bedingen unterschiedliche Ionenkonzentrationen und Leitfähigkeiten. Grundwasser- und Vegetationsuntersuchungen von LIENKAMP 1993 im Ostetal bestätigen die schon von GROOTJANS et al. 1986 herausgearbeiteten, engen Bindungen mancher Pflanzenarten und Pflanzengesellschaften an bestimmte Grundwassertypen. Diese können danach selbst als Indikatoren für die Grundwasserzusammensetzung herangezogen werden.

Die von LIENKAMP 1993 untersuchten Pflanzengesellschaften zeigen in der Reihenfolge Glycerietum > *Filipendula*-Gesellschaft > Phalaridetum > Caricetum einen abnehmenden Einfluß Ca-reichen Grundwassers an (Tab. 51).

Tab. 51: Grundwasserparameter (Mittelwerte) verschiedener Pflanzengesellschaften des Ostetals, die in der Sukzession bei der Verbrachung von Wassergreiskrautwiesen eine Rolle spielen (nach Daten von LIENKAMP 1993)

	Caricetum gracilis (n=8)	Phalaridetum arundinaceae (n=4)	Filipendula- Gesellschaft (n=9)	Glycerietum maximae (n=4)
Leitfähigkeit (uS/cm)	312,5	398,0	442,2	467,0
pH	5,8	6,1	6,2	5,9
Kalium (mg/l)	0,5	1,0	0,9	1,6
Ca (mg/l)	29,9	35,8	36,5	46,2

Die Brachesukzessionen (Kap. 5.2) deuten auf Veränderungen der qualitativen Zusammensetzung des Grundwassers nach dem Brachfallen hin: so wurden die ehemaligen *Potentilla palustris*- und *Bromus mollis*-Varianten des Senecioni-Brometum racemosi mit zahlreichen, von GROOTJANS et al. 1986 als Zeigerarten mineralarmen, sauren Grundwassers determinierten Arten, wie *Potentilla palustris*, *Viola palustris* und *Carex panicea* verdrängt. An den hangwasserbeeinflussten Standorten wurden diese Varianten von der *Filipendula*-Gesellschaft und dem Glycerietum maximae abgelöst. Beide kennzeichnen mineralreiche und weniger saure Grundwasserkörper. Durch den Grundwasseranstieg gelangen die vorher versauerten Oberbodenhorizonte unter den Einfluß Ca-reichen Grundwassers, das den pH des Bodens beeinflusst (Abb. 20). Bei Ca-Gehalten des Grundwassers von 50 mg/l werden die pH-Werte des Grundwassers bei pH 6,5, die des Bodens bei pH 5,0 abgepuffert.

Auch die verschiedenen sukzessionalen Veränderungen der *Phalaris*-Varianten des Senecioni-Brometum racemosi im Ostetal könnten mit auf qualitative Veränderungen des Grundwassers

zurückzuführen sein. Ihre Sukzession zur *Filipendula*-Gesellschaft und zum Glycerietum maximae auf den Hangstandorten wird durch den zunehmenden Einfluß Ca-reichen Grundwassers verständlich. Im Einflußbereich des Osteüberflutungswassers hingegen entwickelte sich dieselbe Variante nach dem Brachfallen zum Caricetum gracilis und Phalaridetum arundinaceae. *Phalaris arundinacea* als auch *Carex gracilis* kommen bis in den mineralarmen Grundwassertyp hinein vor (LIENKAMP 1993)!

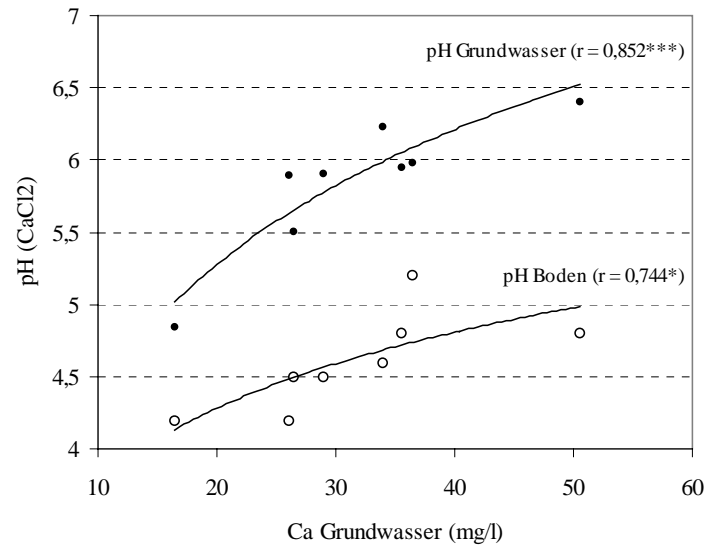


Abb. 20: Einfluss der Ca-Gehalte des Grundwassers auf die pH-Werte des Grundwassers und des Bodens an hangwasserbeeinflussten Niedermoorstandorten im Ostetal (logarithmische Regression, $n=8$)

5.3.3.3 Einfluss der Wiedervernässung auf die Stickstoff-Mineralisierung und die Nährstoffverfügbarkeit

Die Reinitiierung der Torfbildung verfolgt die beiden Ziele, die Funktion des Moores als Stoffsenke und die Torfmatrix als Voraussetzung für die wasserspeichernde Funktion des Torfes wiederherzustellen (Kap.4.2.1). Weil das dafür notwendige Torfwachstum ein sehr langsamer Prozess ist und daher nur über lange Zeiträume hinweg nachgewiesen werden kann, soll hier die N-Mineralisation als Indikator für die Stoffwechselaktivität im Boden herangezogen werden. Torfabbauraten wurden von RÜCK 1993, S.154 und MUNDEL 1976 anhand der N-Mineralisation abgeschätzt.

In Mooren hemmen Nässe, niedrige Temperaturen und gegebenenfalls geringe pH-Werte und schlechte Nährstoffverfügbarkeiten die Aktivität der Bodenmikroorganismen. Durch das Brachfallen können diese Bedingungen teilweise wiederhergestellt werden. Die entscheidende Steuergröße ist der Bodenwasserhaushalt (Tab. 52). Bei hohen Grundwasserständen und geringer Wechselfeuchtigkeit verschlechtern sich die Bedingungen für die Nitrifizierung, weil anaerobe Bedingungen vorherrschen (Abb. 21). Die Ammonifizierung wird dagegen gefördert.

An den hangwasserbeeinflussten Niedermoorstandorten ist mit ansteigenden Wasserständen die abnehmende Verfügbarkeit von Phosphat evident. Das hoch anstehende, Ca-reiche Grundwasser ist für die Festlegung von Phosphat verantwortlich. Auf Niedermoorstandorten im Überflutungsbereich der Oste, die nicht durch Ca-reiches Hangdruckwasser beeinflusst werden, trägt die Anhöhung der Wasserstände eher zu einer Erhöhung der Phosphatverfügbarkeit bei. Das unter aeroben, oxidierenden Bedingungen fest an Fe₃-Verbindungen adsorbierte Phosphat wird unter reduzierenden Bedingungen in Lösung gebracht.

Tab. 52: Korrelationen zwischen Boden- und Grundwasserparametern nach Daten von UCHTMANN 1994 und LIENKAMP 1993. Angegeben ist der Korrelationskoeffizient berechnet nach PEARSON. Signifikante Beziehungen mindestens auf dem 5%-Niveau sind fett dargestellt.

	Boden- wasserge- halt	N-Min. (kg/ha)	NO ₃ -N (kg/ha)	NH ₄ -N (kg/ha)	Ca _{verfüg} (kg/ha)	K _{verfüg} (kg/ha)	P _{verfüg} (kg/ha)
Humusgehalt (%)	0,60	0,29	-0,61	0,44	0,18	-0,01	-0,39
Bodenwassergehalt (Vol.-%)	-	-0,04	-0,44	0,22	0,71	0,16	-0,44
Grundwasserstand (cm u. GOF)	-	0,19	-0,58	0,42	-0,03	0,19	-0,63
P _{verfüg} (kg/ha)	-	0,09	0,17	0,06	-0,39	-0,17	-
K _{verfüg} (kg/ha)	-	0,37	-0,06	0,19	-0,13	-	-
Ca _{verfüg} (kg/ha)	-	-0,52	-0,20	-0,32	-	-	-

Im Zusammenhang mit der Verbrachung und Vernässung ergibt sich so ein plausibles Bild: höhere Grundwasserstände, Humusgehalte und C/N-Verhältnisse verschlechtern die Mineralisationsbedingungen im Boden, insbesondere für die Nitrifizierung. So erlaubte die langsame Abtrocknung und Erwärmung der streubedeckten, dauernassen Bracheböden die Nitratnachlieferung im Untersuchungsjahr 1991 erst ab August. Unter bewirtschaftetem Feuchtgrünland hingegen begann dieser Prozess aufgrund rascher Abtrocknung und Erwärmung der Böden bereits ab März (UCHTMANN 1994).

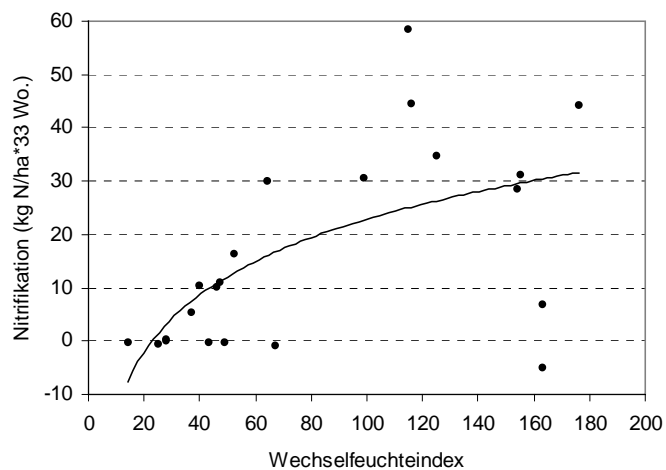


Abb. 21: Abhängigkeit der Nitrifizierung von der Wechselfeuchtigkeit des Standorts in Nieder- und Anmoorböden des Ostetals (logarithmische Regression, $r = 0,613^{**}$, $n=22$). Wechselfeuchteindex nach SCHOLLE & SCHRAUTZER 1993

5.3.3.4 Stickstoff-Mineralisation einzelner Pflanzengesellschaften

Die auf frischen Gleystandorten befindlichen *Molinio-Arrhenatheretea*- und *Urtica dioica*-Gesellschaften mit starker Nitrifizierung und Ammonium-Festlegung unterscheiden sich deutlich von den durch die Ammonifikation gekennzeichneten nassen Standorten (Abb. 22). Zusammen mit dem *Glycerietum maximae* weist das *Senecioni-Brometum racemosi* die höchsten Nachlieferungsraten auf, wobei bei letzterem die Nitrifikation höher ist (s.o.). *Phalaridetum arundinaceae* und *Caricetum gracilis* fallen durch eine geringe N-Mineralisation auf. Die geringsten Werte zeigt allerdings (bei geringer Streuung der Einzelwerte) die *Filipendula ulmaria*-Gesellschaft. Bei der Verbrachung von *Senecioni-Brometum*-Beständen fällt der Rückgang der N-Mineralisation je nach Folgestadium also unterschiedlich hoch aus.

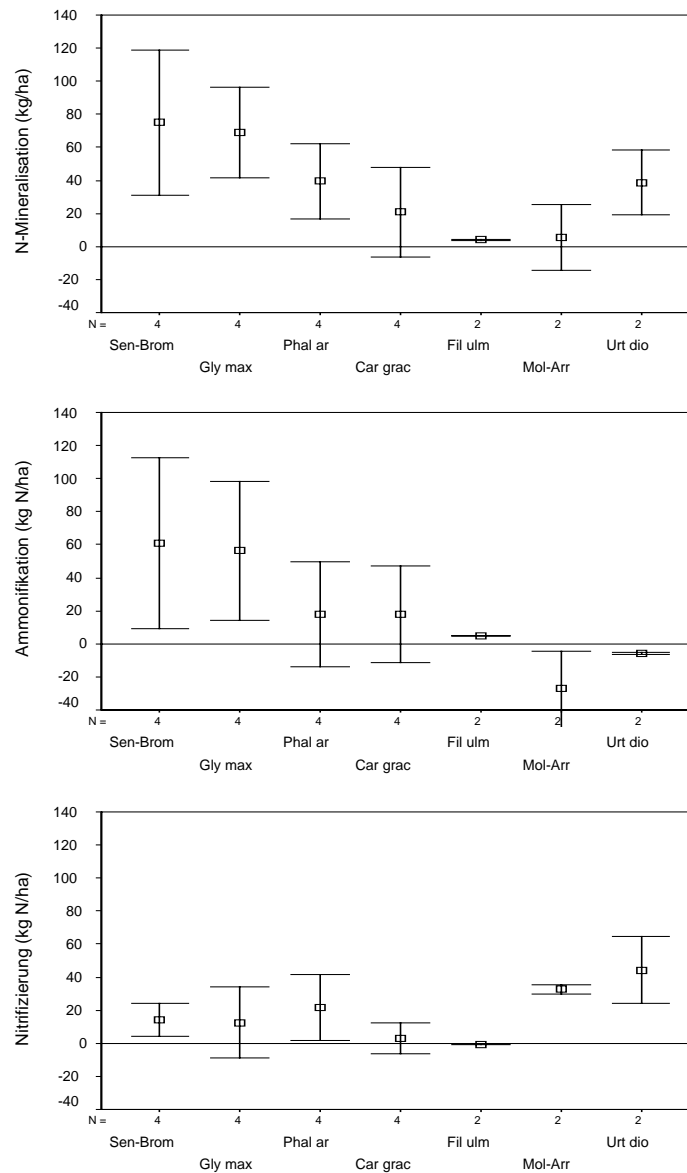


Abb. 22: Mittelwerte und Standardabweichung der Mineralisationsparameter einzelner Pflanzengesellschaften im Ostetal: Senecioni-Brometum, Glycerietum maximae, Phalaridetum arundinaceae, Caricetum gracilis, *Filipendula*-Gesellschaft, *Urtica*-Gesellschaft.

Die vegetationspezifischen Unterschiede der N-Mineralisation haben für die Produktivität und Stickstoffaufnahme dieser Pflanzenbestände aber eine untergeordnete Bedeutung. Hochproduktive Pflanzenbestände aus den jeweiligen namengebenden Dominanzarten bildeten sich sowohl im Glycerietum maximae, im Caricetum gracilis als auch im Phalaridetum arundinaceae (Tab. 54). In allen Fällen wurde innerhalb der hier untersuchten Vegetationsperiode (März bis Oktober 1991) weniger Stickstoff durch die Mineralisierung der organischen Substanz bereitgestellt als sich im Juli, zur Zeit des „maximum standing crop“, allein in der oberirdischen Phytomasse der dominanten Arten befand. Am ungünstigsten stellt sich dieses Verhältnis im Caricetum gracilis dar. Trotz geringster N-Nachlieferung sind die N-Gehalte in der oberirdischen Phytomasse höher als im Glycerietum maximae! Diese unterschiedlich gute Ausnutzung der bereitgestellten Ressourcen prädestiniert die Dominanzbildner in unterschiedlicher Masse für die Besiedlung nährstoffarmer Standorte. Tatsächlich bildet das Caricetum gracilis auf nährstoffärmeren Standorten dauerhafte Dominanzstadien, wird auf nährstoffreicheren aber vom Glycerietum maximae verdrängt (vgl. MÜLLER et al. 1992). Hier ist das Glycerietum, wie Düngungsversuche im Ostetal zeigten, deutlich

stickstofflimitiert. Die Untersuchungen bestätigen die Stickstoffzeigerwerte von ELLENBERG et al. 1992 für die dominanten Arten (Tab. 54).

Tab. 54: Stickstoffmineralisation (von März bis Oktober, 15 cm Bodentiefe) und die im oberirdischen Sproßsystem gespeicherte Stickstoffmenge (max. standing crop im Juli) in dominanten Arten verschiedener Brachegesellschaften des Ostetals.

Glycerietum maximae, Phalaridetum arundinaceae und Caricetum gracilis wurden jeweils in 3 verschiedenen Untersuchungsgebieten im Ostetal untersucht und die Werte zu Mittelwerten zusammengefasst (nach Daten von LEDER 1993 und UCHTMANN 1994).

Bezug		→ Dominante Art			Vegetationstyp (Boden)	
Vegetationstyp	Dominante Art	Max. standing crop (Juli) (dt/ha)	N-Gehalt (Juli) (kg/ha)	N-Zahl (Ellenberg)	N-Mineralisation (kg/ha) in 33 Wo.	N-Quotient (N-Min/N-Gehalt)
Caricetum gracilis	<i>Carex gracilis</i>	64,0	92,0	4	28,6	0,31
Phalaridetum arundinaceae	<i>Phalaris arundinacea</i>	73,3	106,3	7	42,6	0,41
Glycerietum maximae	<i>Glyceria maxima</i>	46,7	72,0	9	62,6	0,92

Es stellt sich an dieser Stelle die Frage, ob die unterschiedliche Ressourcenökonomie auch Rückwirkungen auf den Standort selbst hat und die N-Mineralisation und Torfbildungspotentiale beeinflusst? Ein geeignetes Studienobjekt boten Vegetationsmosaik aus verschiedenen, räumlich direkt benachbarten Feuchtbrachegesellschaften. Da hydrologisch-bodenkundliche Standortunterschiede als Primärursache für die unterschiedliche floristische Zusammensetzung auszuschließen waren, konnte hier der Einfluß dominanter Bestandsbildner auf den Standort und die N-Mineralisation untersucht werden.

Innerhalb der einzelnen Untersuchungsstandorte kann eine jeweils identische Reihenfolge der Mineralisationswerte unter den Pflanzengesellschaften hergestellt werden (Tab. 55). Danach wird unter dem Glycerietum an allen Standorten jeweils mehr Stickstoff nachgeliefert als unter dem Phalaridetum und dem Caricetum. Die dominanten Arten scheinen somit selbst Einfluss auf die Bodenaktivitäten zu nehmen.

Tab. 55: Stickstoffnachlieferung in verschiedenen Pflanzengesellschaften, die in den Untersuchungsflächen im Ostetal auf jeweils nahezu identischen Standorten im direkten räumlichen Kontakt vorgefunden wurden.

N-Mineralisation in kg N/ha und 15 cm Bodentiefe. Im Caricetum in Godenstedt herrschte N-Festlegung durch Humifizierung gegenüber Mineralisierung vor.

	Caricetum	Phalaridetum	Glycerietum
Hochartwiesen	59,5	65,2	95,8
Godenstedt	-2,2	30,3	87,6
Sandbostel	10,3	49,8	54,5
Scharmkwiesen	15,9	12,9	37,4

5.3.3.5 Sprossdemographie von *Glyceria maxima* und *Carex gracilis*

Über die Qualität und Saisonalität der Streuanlieferung für den Mineralisationsprozess im Boden nehmen die dominanten Pflanzenarten selbst auf ihren Standort Einfluss. *Glyceria maxima* hat im Vergleich der drei untersuchten Röhrichtarten die gerbstoffärmste, protein- und mineralstoffreichste Streu, die rasch zersetzt werden kann (LAMBERT 1947, WOLF 1979, LEDER 1993). *Carex*-Streu ist

nährstoffarm und schlecht zersetzbar. Im Caricetum wurden regelmäßig dicke Streulagen aus 2-4 Streugenerationen gefunden.

Die beiden Arten weisen eine sehr unterschiedliche saisonale Demographie der vegetativen Sprossbildung auf, die weitere Hinweise für die Erklärung der unterschiedlichen N-Mineralisation geben können (SCHUHMACHER 1998, Abb. 23). *Glyceria* ist eine expansive Art mit rascher Raumer-schließung und einer hohen turn over-Rate der Sprosse: die über die Vegetationsperiode kontinuierlich gebildeten Sprosskohorten sterben sukzessive, beginnend bereits im Juni, wieder ab, so dass bis zum September 40% der im Mai angelegten Sprosse bereits wieder abgestorben sind. *Carex* hingegen ist eine „konservative“ Art mit langsamer Raumer-schließung und geringen turn over-Raten der Sprosse. Die Sprossbildungs- und Absterberaten sind im Vergleich mit *Glyceria* gering: bis zum September sterben nur 6% der im Mai gebildeten Sprosse ab, wobei das Absterben erst im August beginnt. *Phalaris* verhält sich intermediär.

Die artspezifische Saisonalität der demographischen Entwicklung begünstigen im Falle von *Glyceria* die stetige Anlieferung von (proteinreicher) Streu in den für die Mineralisierung günstigen Frühjahrs- und Sommermonaten, so dass diese fast vollständig abgebaut werden kann. Bei *Carex* hingegen wird (proteinarmer) Streu erst zu einem Zeitpunkt geliefert, zu dem die N-Mineralisation aus klimatischen Gründen bereits wieder zurückgeht. *Phalaris* verhält sich sowohl hinsichtlich der N-Mineralisation als auch der Sprossbildungs- und Absterberaten intermediär.

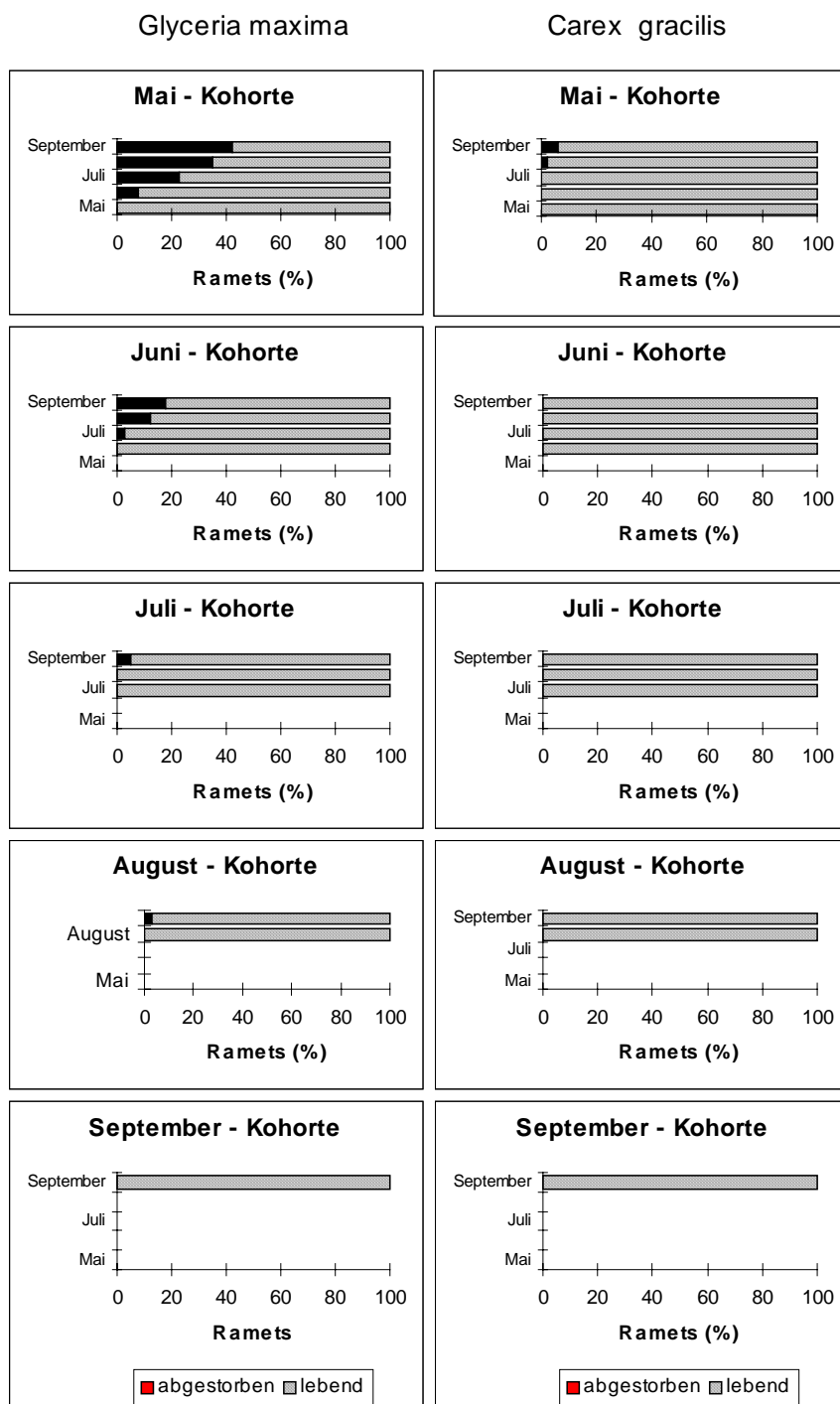


Abb. 23: Sterberaten der Monatskohorten von Sprossen von *Glyceria maxima* und *Carex gracilis*. Zwischen Mai und September wurden die jeweils in den Vormonaten gebildeten und die zwischendurch abgestorbenen ramets an jeweils elf Mutterpflanzen gezählt. 100% entspricht der Anzahl der jeweils in einer Monatskohorte neu gebildeten ramets (aus SCHUHMACHER 1998).

6 BIOLOGISCHE RAHMENBEDINGUNGEN FÜR DIE RENATURIERUNG

Die Wiederherstellung der geeigneten abiotischen Rahmenbedingungen ist eine wichtige, aber alleine nicht hinreichende Voraussetzung der Renaturierung. Wie die vorhergehenden Kapitel zeigten, konnten sich trotz der Annäherung der hydrologischen und nährstoffökologischen Bedingungen an Zielwerte nur wenige Zielarten in den Dauerprobestflächen neu etablieren. Das enorme Artendefizit lässt vermuten, dass andere biologische Prozesse mit zu berücksichtigen sind, die die Wiederetablierung von Pflanzenarten ermöglichen (BAKKER et al. 1996). Eine Spenderfunktion können die Diasporenbank im Boden, persistente Sproßpopulationen in räumlicher Nachbarschaft oder räumlich entfernt gelegene Populationen der Zielarten übernehmen.

Persistente Sproßpopulationen und langlebige Diasporenbanken im Boden erlauben eine „Ausbreitung in der Zeit“, die in Ausbreitung befindlichen Diasporen eine „Ausbreitung im Raum“ (Abb. 24). Die qualitative und quantitative floristische Zusammensetzung dieser beiden Kompartimente unterliegen anderen Umweltfaktoren und sind anderen Gefährdungen ausgesetzt als die Pflanzenindividuen, die am Aufbau der aktuell sichtbaren Sproßpopulation beteiligt sind.

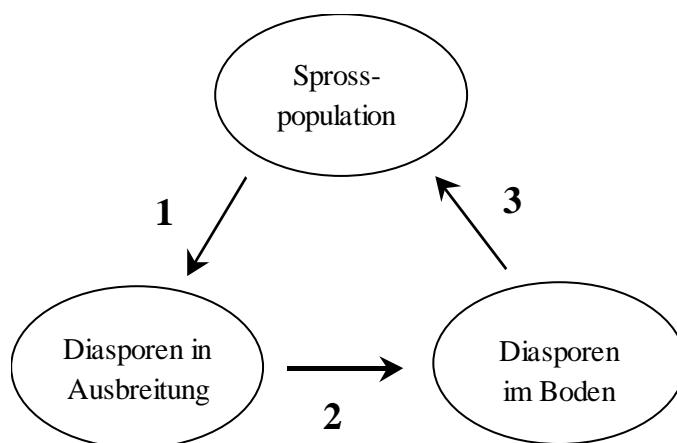


Abb. 24: Floristische Kompartimente (Artenpool), die für die Regeneration eine Rolle spielen können. Prozesse: 1 Diasporenfreisetzung, 2 Diasporenregen und Dormanz, 3 Keimung und Etablierung

6.1 Ausbreitung in der Zeit - Diasporenbanken

6.1.1 Bedeutung von Diasporenbanken

In der vorliegenden Arbeit werden generative Diasporenbanken untersucht, nicht die vegetativen Diasporenbanken, über deren Dauerhaftigkeit im Boden bisher wenig bekannt ist. Es wird deshalb im folgenden von Samenbanken gesprochen. Ihre qualitative und quantitative Ausprägung unterliegt Bedingungen, die für die Ausbildung der anderen Kompartimente teilweise keine Relevanz haben. So laufen die Sukzessionen der Sproßpopulationen und der Samenbanken der Arten auf der selben Fläche sehr unterschiedlich ab (FALINSKA 1999). Auswirkungen einer Nutzungsänderung spiegeln sich in der Samenbank zeitlich verzögert wider. Sie stellen im Entwicklungszyklus von Pflanzen ein Überdauerungs- und Regenerationspotential zur Verfügung, das, gerade bei Arten mit kurzlebigen Sproßpopulationen, ungünstige Bedingungen zu überdauern in der Lage ist. Der „dispersal in time“ durch langlebige Samenbanken ist für annuelle Arten sogar essentiell, weil erst dies die periodische

Besiedlung ephemerer Standorte erlaubt. Es ist die Schlüsseleigenschaft für die Tolerierung bzw. Ausnutzung der antagonistischen Wirkungen von häufigen Störungen durch diese Arten: die kurze Entwicklungszeit der Pflanzen erlaubt die Ausnutzung der kurzen, störungsfreien, von Konkurrenten befreiten Periode, während die ausdauernde Samenbank das „Warten“ auf zeitlich nicht vorhersagbare Keimungsnischen ermöglicht (GRIME 1979, FENNER 1985).

Bei Renaturierungsvorhaben kann die Samenbank im Boden zur Reetablierung von Zielarten und zur Wiederherstellung von Pflanzengemeinschaften genutzt werden, wenn diese die für die Sproßpopulation der Art ungünstigen Standorts- und/oder Nutzungsbedingungen überdauern konnte. Die Renaturierungsfunktion ist also insbesondere für langlebige Samenbanken relevant. Die Dormanz- und Keimungsphysiologie, die Persistenz der Samenhülle, die Größe und das Vorhandensein von Speichergewebe und die Schmachhaftigkeit für Tiere sind entscheidende Parameter für die Samenausdauer im Boden. So sind kleine, kompakte Samen mit geringen Nährstoffreserven für die Ausbildung langlebiger Samenbanken prädestiniert, die über Jahre und Jahrzehnte im Boden akkumulieren können (GRIME & JARVIS 1975, SILVERTOWN 1980, 1981, THOMPSON et al. 1993, JACKEL 1999). Die Langlebigkeit ist jedoch nicht ausschließlich von diesen „inneren“ Faktoren, sondern auch von umweltbeeinflussten Lagerungsbedingungen im Boden, namentlich der Bodendurchlüftung und dem Mikroklima abhängig (FENNER 1985).

Die Akkumulation von Samen im Boden wird durch ihre Langlebigkeit ermöglicht und durch eine hohe Samenproduktion und die Samenausbreitung unterstützt (TISCHEW 1994). Bereits eine kurzzeitig andere, das Samenausstreuen verhindernde bzw. begünstigende Nutzungsform hat auf die Gesamtsamenmenge im Boden erheblichen Einfluss, was sich langfristig in einer Samenauszehrung bzw. umgekehrt einer Samenanreicherung bemerkbar macht. (Tab. 56)

Tab. 56: Samenbanken von Feuchtwiesen bei unterschiedlicher Bewirtschaftung (Angaben in Samen/m² und 3 cm Bodentiefe). Die unterschiedliche Nutzung von verschiedenen Feuchtgrünlandgesellschaften und Flutrasen hatte bereits innerhalb weniger Jahre Auswirkungen auf die Samenzahlen im Boden: die dreimalige Mahd verhinderte das Samenausstreuen und reduzierte daher die Samenmengen im Boden. Die späte Mahd im September ließ hingegen fast alle Pflanzen zum Ausstreuen ihrer Samen gelangen.

Die Proben wurden benachbarten, seit 2 bis max. 7 Jahren unterschiedlich bewirtschafteten Parzellen entnommen (Bodentiefe 0-3 cm, 150 Einstiche pro Parzelle, Auflaufverfahren; vgl. ROSENTHAL 1992 a)

	Calthion			Agropyro- Rumicion
	(sickernaß, eutroph)	(sickernaß, mesotroph)	(überschwemmt, eutroph)	(überschwemmt, eutroph)
3*Mähen (Juni, Aug., Sept.)	3.113	3.169	13.309	5.480
1*Mähen (Sept.)	8.527	4.443	16.271	11.130

6.1.2 Klassifizierung und Typisierung von Samenbanken

Der großen wirtschaftlichen Bedeutung von Samenbanken für die natürliche Grünlandverjüngung und die Unkrautbekämpfung im Ackerbau entsprechend, wurde sie bereits sehr frühzeitig hinsichtlich ihrer floristischen Zusammensetzung, den Mengenverhältnissen der Arten und der Tiefenverteilung der Samen untersucht (u.a. CHIPPINDALE & MILTON 1934, FOERSTER 1956, ALTENA & MINDERHOUD 1972 und ROBERTS & FEAST 1973.) Schon damals zeigte sich, dass die Samenbank ein „Gedächtnis“ für eine ehemals auf dem Standort vorhandene Vegetationsdecke und entsprechende Nutzungen besitzt, weil sich langlebige Samen der zugehörigen Pflanzenarten auch lange nach der Nutzungsum-

stellung noch im Boden nachweisen lassen. Eine systematische Charakterisierung und Systematisierung der Samenausdauer für eine große Zahl von Pflanzenarten unternahm THOMPSON & GRIME (1979), fortgesetzt in GRIME et al. (1988). Die Autoren unterschieden vier Klassen der Samenbankausdauer, denen die Arten entsprechend der saisonalen Fluktuationen ihrer Samenbank im Boden zugeordnet wurden. In zwei Klassen wurden Arten mit kurzlebigen (transienten) Samenbanken im Boden zusammengefasst, deren Samen weniger als ein Jahr im Boden keimfähig bleiben, die meist sehr schnell keimen und daher nicht akkumulieren. Im Unterschied dazu kommt es bei den beiden langlebigen Samenbanktypen zu einer mehr oder weniger starken Akkumulation von Samen. Hier spielen verschiedene Formen der Dormanz eine Rolle (HARPER 1977, FENNER 1985). Sie bilden eine mächtige Samenbank im Boden aus.

BAKKER (1989) benutzte als erster systematisch das Verhältnis der Samenzahlen des obersten, vom Sameneintrag direkt betroffenen zu tieferen Bodenhorizonten als Indikator für die Samenbankausdauer. Bei diesem Kriterium wird davon ausgegangen, dass langlebige Samen durch Bioturbation und Einschwemmung mit der Zeit auch in tiefere Bodenschichten gelangen können, während kurzlebige Samen sofort keimen oder aber rasch absterben und daher nur in den obersten Schichten zu finden sind (SKOGLUND 1990).

Eine Verfeinerung lieferten POSCHLOD & JACKEL (1993), indem sie in Kombination der beiden Klassifikationsverfahren die saisonale Dynamik der Samenbank in verschiedenen Bodenhorizonten in Abhängigkeit vom „seed rain“ als Kriterium für ihre Einstufung in vier verschiedene Samenbanktypen heranzogen. Sichere Aussagen über erreichbare Lebensdauern von Samen lieferten auch Vergrabungsexperimente, die zweifelsfrei die jahrzehntelange Samenausdauer einiger getesteter (allerdings nur weniger) Arten nachweisen konnten (u.a. KIVILAAN & BANDURSKI 1981, MILBERG 1992). Ungewollte „Vergrabungsexperimente“ durch die Untersuchung historischer Bodenproben (etwa unter Gebäuden) ergaben für viele Arten, die bisherigen Erfahrungen oft weit übertreffende Zeithorizonte für die Samenbankausdauer.

Mit dem Ziel, für möglichst viele Arten Aussagen zu treffen, sind solche arbeitsaufwendigen Verfahren allerdings nicht zu vereinen. Erst THOMPSON et al. 1997 entwickelten Klassifikationskriterien, um die Ergebnisse unterschiedlichster Autoren für eine einheitliche Klassifikation zugänglich zu machen (Tab. 57). Wichtigste Kriterien sind das Vorhandensein der Pflanzenart in der Sproßpopulation und/oder der Samenbank und die Frage des Zeitpunkts der letzten Samennachlieferung sowie die Verteilung der Samen zwischen oberstem und tieferen Bodenhorizonten. Lange Fristen (> 5 Jahre) zwischen dem letzten Auftreten der Art in der Sproßpopulation und dem späteren Nachweis in der Samenbank sprechen hiernach ebenso für eine persistente („long term persistent“) Samenbank, wie eine überproportionale Akkumulation der Samen in tieferen Bodenhorizonten. Arten hingegen, deren Samen ausschließlich im obersten Bodenhorizont vorkommen oder die trotz Vorhandenseins in der Sproßpopulation in der Samenbank fehlen, werden dem kurzlebigen („transient“) Samenbanktyp (Lebensdauer < 1 Jahr) zugeordnet. Intermediär ist der „short term persistent“ Samenbanktyp (1-5 Jahre).

Tab. 57: Samenbanktypen nach THOMPSON et al. 1997

tr	transient	Samen überdauern im Boden weniger als 1 Jahr
sp	short term persistent	Samen überdauern zwischen 1 und 5 Jahren
lp	long term persistent	Samen überdauern mindestens 5 Jahre im Boden

Trotz dieser regelhaften Ableitung sind in der Datenbank von THOMPSON et al. 1997 unterschiedliche Zuordnungen ein und derselben Art zu den drei Samenbanktypen die Regel. Dies lässt vermuten, dass die Auswahl der Zuordnungskriterien (s.o.) auf idealisierten Annahmen beruht und die „ökologische“ Langlebigkeit unter den unterschiedlichen Lagerungsbedingungen in der Bodenmatrix womöglich keine feste Größe ist. So war aus den THOMPSON et al. 1997 vorliegenden Daten oft nicht zu entnehmen, ob eine Art vor ihrem Verschwinden aus der Sproßpopulation noch Samen lieferte oder umgekehrt nach ihrem Verschwinden nicht noch Samen von außerhalb der Untersuchungsfläche eingetragen wurden. Auch die vertikale Verteilung der Samen ist nicht nur von ihrem Alter, sondern auch von der Größe im Vergleich zur Porengrößenverteilung im Boden und der Wühlaktivität z. B. von Regenwürmern abhängig.

Um sich die von THOMPSON et al. vorklassifizierten Daten trotz dieser Bedenken verfügbar zu machen, sollen sie hier aufbauend auf einem Vorschlag von BAKKER et al. 1997 klassifiziert und bewertet werden. (Tab. 58).

Tab. 58: Regelwerk zur Bewertung der Samenbanktypen von Thompson et al. 1997. Insgesamt wurden 1112 Arten bewertet. * Unterscheidung zwischen tr und sp nicht möglich

Klassifikation in der Datenbank von Thompson et al. 1997	Anteil an allen Bewertungen der Art	Schlussbewertung	Artenzahl $\Sigma = 1112$
lp	> 20 %	lp	295
sp	100 %	sp	88
lp	< 20 %	} tr/sp*	295
tr + sp	100 %		
tr	100 %	tr	434

6.1.3 Zusammensetzung von Samenbanken im Feuchtgrünland

6.1.3.1 Untersuchungsansatz und Methodik

Die Samenbank im Boden stellt ein Besiedlungspotential dar, das erst wirksam werden kann, wenn geeignete Keimungs- und Etablierungsbedingungen geschaffen werden, wie dies z.B. durch Aushagerung, Ertragsreduktion oder Vernässung erreicht wird (s. Kap.5). Um mögliche Sukzessionen und die Beteiligung erwarteter, bisher fehlender Arten daran prospektiv zu beurteilen, ist die Kenntnis derjenigen Arten in der Samenbank wichtig, die aktuell nicht am Aufbau der Sproßpopulationen beteiligt sind, die also ausschließlich in der Samenbank und nicht in der Sproßpopulation vorkommen (= aSb). Neben den von außen zuwandernden Arten sind sie die einzige Quelle für erwünschte Neu- und Wiederansiedlungen. Um die Bedeutung der aSb für unterschiedlich genutzte Feuchtstandorte auf Niedermoor abzuschätzen, wurden die von verschiedenen Autoren publizierten Ergebnisse von Vegetations- und Samenbankuntersuchungen ausgewertet. Es wurden nur solche Samenbankuntersuchungen genutzt, für die, historisch mehr oder weniger weit zurückliegend, artenreiche Feuchtwiesen,

meist aus dem Calthion-Verband (*Angelico-Cirsietum oleracei*, *Cirsietum rivularis*, *Senecioni-Brometum racemosi*, *Juncetum subnodulosi*), teilweise auch Streuwiesen und Kleinseggenrieder bezeugt waren (Tab. 59). Um eine ausreichende Zahl an Probeflächen zusammen zu bekommen, wurden auch Gebiete außerhalb Nordwestdeutschlands, nämlich aus Mecklenburg-Vorpommern, Brandenburg, Bayern, Baden-Württemberg, Polen und England einbezogen.

Tab. 59: Datenherkunft, Lage und Anzahl der von den einzelnen Autoren beschriebenen Probeflächen und Nutzungstypen.

Autor	Anzahl Probe- flächen (n=55)	Nutzungs- typen nach Tab. 60	Geographische Lage
JENSEN 1995	10	4,5	Eidertal, Bornhöveder Seenkette, Langballigau, Tröndelsee (Schleswig-Holstein)
BAKKER 1989	9	3,4	Drentsche A (Niederlande)
SCHOPP-GUTH 1997	9	2,3,4	Peene-Tal, Ob. Rhinluch, Unt. Rhin, Gr. Grabenniederung (Mecklenburg-Vorpommern, Brandenburg)
ROSENTHAL unveröff. Daten	8	3,4,5	Wümmeniederung, Schönebecker Aue, Worpswede (Niedersachsen, Bremen)
MAAS & SCHOPP-GUTH 1995	5	3,5	Bodenmer Moos, Riedmüllermoos, Finkenmoos, Grünenberger Weiher, Blauensee, (Baden-Württemberg)
SACH 1997	4	3	Bornhöveder Seenkette (Schleswig-Holstein)
FALINSKA 1999	2	4,5	Narewka-Tal (NO-Polen)
FIX & POSCHLOD 1993	2	3	Wackershofen (Schwäb. Hall, Baden-Württemberg)
LUICK 1996	2	1	Bodenseegebiet (Baden-Württemberg)
KRETZSCHMAR 1994	1	3	Kinzig-, Dreisam-Tal (Schwarzwald, Baden-Württemberg)
PATZELT 1998	1	3	Donaumoo (Bayern)
MCDONALD 1993	1	3	Themse-Tal (England)
SCHNEIDER & POSCHLOD 1994	1	3	Osterried b. Laupheim (Baden-Württemberg)

Um das in der aSb vorhandene Besiedlungspotential auf unterschiedlich stark beeinflussten Feuchtgrünlandstandorten zu beschreiben, werden diese anhand der aktuellen Vegetation und der sie prägenden Bewirtschaftungsformen zu fünf Nutzungstypen zusammengefasst (Tab. 60). Die stärksten Veränderungen haben ehemalige Feuchtwiesenstandorte auf organischen Böden erfahren, die umgebrochen und als Maisacker genutzt wurden (Nutzungstyp 1: Acker). Dies stellt eine stark bodendegradierende Nutzungsform dar, die in vielen Niederungsgebieten üblich ist.

Als stark gestört sind auch die in „Saatgrünland“ (Nutzungstyp 2) überführten, ehemaligen Feuchtwiesenstandorte anzusprechen, die nach der Trockenlegung periodisch (alle 4-8 Jahre) umgebrochen und mit produktiven Arten, namentlich *Dactylis glomerata* eingesät wurden (SCHOPP-GUTH 1997). Die Saatarten wurden bei Staunässe von *Agropyron repens* und *Phalaris arundinacea* bzw. Flutrasenarten verdrängt. Die hier untersuchten Standorte befinden sich in Niederungsgebieten Brandenburgs, wo diese Nutzungsform, wie auch in manchen nordwestdeutschen Landschaften (z.B. in der Dümmerregion) trotz der stark bodendegradierenden Wirkung flächenhaft üblich war.

Auch der dritte Nutzungstyp „Intensivgrünland“ umfasst ehemals intensiv genutzte, inzwischen extensivierte oder auch aktuell noch intensiv genutzte Grünlandgesellschaften auf potentiellen Feuchtstandorten; die historische Feuchtgrünlandvegetation bestand aus unterschiedlichen Calthiongesellschaften (*Senecioni-Brometum racemosi*, *Angelico-Cirsietum oleracei*) und Streuwiesen des Molinion-Verbandes. Grünlandumbruch fand auf diesen Standorten im Gegensatz zu den Standorten des Nutzungstyps 2 nicht statt.

Der vierte Nutzungstyp „Extensivgrünland“ beinhaltet durch weitgehend unveränderte Nutzungstraditionen erhalten gebliebene Vegetationstypen, wie das *Senecioni-Brometum*, *Angelico-Cirsietum*, *Juncetum acutiflori*, *J. subnodulosi* und das *Cirsietum rivularis*. Sie entsprechen den historischen Ausgangsvegetationstypen der Nutzungstypen 1, 2, 3 und 5 (Tab. 60) und den Zielgesellschaften des Zielkonzepts 1 (s. Kap. 4.2.1.1).

Im fünften Nutzungstyp („Brache“) sind Brachefolgestadien dieser extensiv genutzten Grünlandgesellschaften, nämlich Großseggenrieder, Röhrichte und Hochstaudenfluren zusammengefasst, die bereits den für ältere Dauerstadien von Feuchtgrünlandsukzessionen typischen, artenarmen Zustand erreicht haben.

Tab. 60: Nutzungstypen mit aktueller und früherer Nutzung und aktueller Vegetation (Datenherkunft s. Tab.59). Die ehemalige Vegetation dieser Standorte bestand aus extensiv genutzten Sumpfdotterblumenwiesen (*Calthion*), Streuwiesen (*Molinion*) und Kleinseggenriedern (*Caricion fuscae*, *Caricion davallianae*).

Nutzungstyp	Aktuelle Vegetation	Aktuelle Nutzung	Frühere Nutzung
1 Acker	Ackerunkrautflur	Acker (mind. 10 Jahre)	Mahd (extensiv)
2 Intensivgrünland + Umbruch	Molinio-Arrhenatheretea-Frag., Faz. v. <i>Phalaris/Agropyron</i> , <i>Ranunculo- Alopecuretum geniculati</i>	Brache, Mahd (extensiv), Weide: jeweils max. 2-3 Jahre	Saatgrünland mit periodischem Umbruch (alle 4-8 Jahre) seit ca. 25 Jahren
3 Intensivgrünland	Molinio-Arrhenatheretea-, Molinietaalia-Frag., <i>Ranunculo- Alopecuretum geniculati</i> , <i>Lolio- Cynosuretum cristati</i>	Mahd (weiterhin intensiv oder kürzlich extensiviert), Weide, Brache (kurzzeitig)	Intensive Grünland- nutzung seit ca. 10-20 Jahren
4 Extensivgrünland	div. <i>Calthion</i> gesellschaften	Mahd (extensiv), Brache (kurzzeitig: noch zahlreiche Feuchtwiesenarten im Bestand)	Mahd (extensiv), (Weide)
5 Brache	<i>Magnocaricion</i> , <i>Phragmition</i> , <i>Filipendulion</i> u.a. Hochstaudenge- gesellschaften	Brache (seit 5-15 Jahren, nur noch wenige Feucht- wiesenarten vertreten)	Mahd/Weide (extensiv)

Problematisch bei der Auswertung des Datenmaterials waren die unterschiedlichen Methoden hinsichtlich der untersuchten Profiltiefe, der Probenzahl, dem Probenzeitpunkt, der Probenhäufigkeit sowie des Bestimmungsverfahrens der Samen. Die Bodenprofile wurden zumeist nur bis 13 cm Tiefe, in einigen Fällen bis max. 40 cm untersucht, wobei sich aber in Grünlandnarben die meisten Samen auf die obersten cm konzentrieren und bereits durch eine Probennahmetiefe von nur 5 cm über 90% der Samen erreicht werden (CHIPPINDALE & MILTON 1934, FOERSTER 1956). Die unterschiedlichen Angaben über Samenzahlendichten wurden jeweils über alle untersuchten Horizonte summiert und auf 1m² der untersuchten Profiltiefe hochgerechnet. Größere Unterschiede in den Zahlenangaben der einzelnen Autoren ergaben sich durch die unterschiedlichen Methoden zur quantitativen Bestimmung der Samen: am häufigsten wurde das Auflaufverfahren verwendet, wobei aber unterschiedliche Vorbehandlungen, Expositionsdauern und Mikroklimabedingungen angewendet wurden. Die Vergleichbarkeit wird durch Relativvergleiche (Artvorkommen relativ zur Artenzahl) hergestellt.

6.1.3.2 Artenzahlen

Die Artenzahlen in der aktuellen Vegetation (Sprosspopulation) und der Samenbank korrelieren positiv miteinander, d.h. unter artenreichen Vegetationsbeständen sind auch artenreiche Samenbanken vorhanden. Die höchsten Artenzahlen werden im Extensivgrünland erreicht (Abb. 25). Abweichungen zugunsten relativ höherer Artenzahlen in der Samenbank ergeben sich im Intensivgrünland und in den Brachen. Die Sprosspopulationen der aktuellen Vegetation bleiben hier trotz der zahlreichen in der Samenbank zusätzlich vorhandenen Arten artenarm. Die Standorts- und Nutzungsbedingungen sind offenbar nicht geeignet, um allen Arten der Samenbank Keimungs- und Etablierungsbedingungen zu gewähren: starke Lichtkonkurrenz bzw. Intensivnutzung ermöglicht es nur wenigen, sich bevorzugt vegetativ ausbreitenden und nicht auf die Keimung angewiesenen Arten, sich dauerhaft zu etablieren. In artenreichem Feuchtgrünland (Nutzungstyp 4) verhalten sich die Artenzahlen in den beiden floristischen Kompartimenten anders: in beiden ist die Artenzahl hoch und es kommen nur wenige Arten ausschließlich in der Samenbank (aSb) vor (Abb. 26). Dies liegt einerseits an der historisch alten Nutzungsform, der diese Feuchtwiesen ihre Entstehung und Erhaltung verdanken. Andere floristische Elemente konnten nicht Fuß fassen, um die Samenbank zu verändern. Andererseits stehen räumlich-zeitlich vielfältige Habitatbedingungen bereit, die die Verwirklichung zahlreicher Nischen ermöglicht.

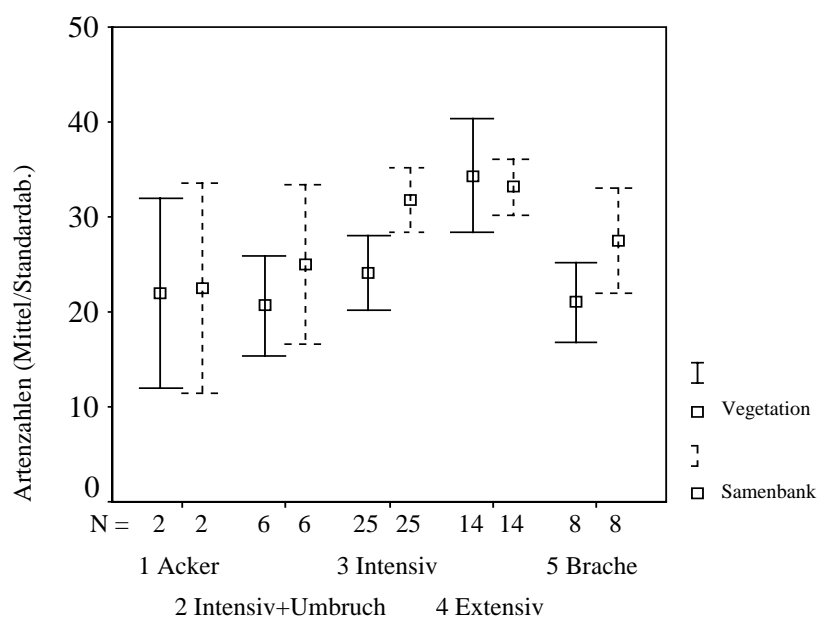


Abb. 25: Mittelwerte der Artenzahlen in der aktuellen Vegetation (Sprosspopulationen) und der Samenbank von Feuchtstandorten (n=55)

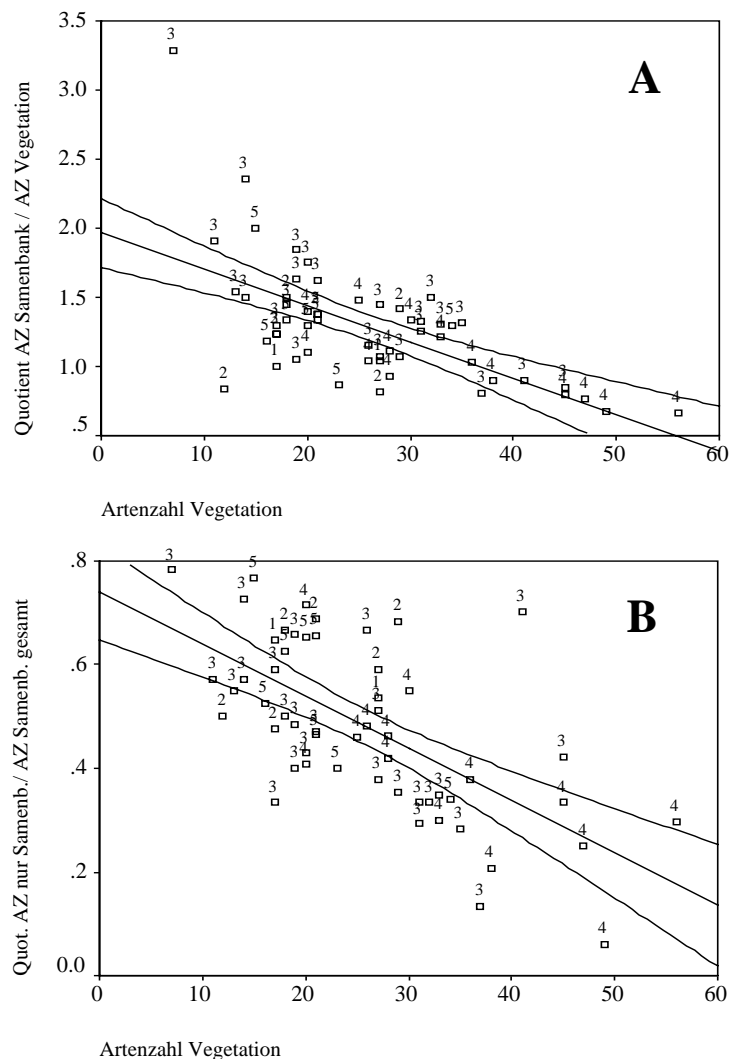


Abb. 26: Korrelationen zwischen den Artenzahlen (AZ) in der Vegetation (Sproßpopulationen) und der Samenbank (A) bzw. den ausschließlich in der Samenbank (aSB) vorhandenen Arten (B). Der Quotient zwischen AZ Samenbank und AZ Vegetation (A) ist umso größer, je kleiner die Artenzahl in der Vegetation ist. Die Kennzeichnung der Nutzungstypen entspricht Tab. 60: 1 Acker, 2 Intensivgrünland + Umbruch, 3 Intensivgrünland, 4 Extensivgrünland und 5 Brache.

Statistik: Lineare Regression mit 95%-Konfidenzintervallen. Der Korrelationskoeffizient (n. PEARSON) beträgt bei A $-0,627^{**}$ und bei B $-0,645^{**}$.

6.1.3.3 Arten und pflanzensoziologische Artengruppen

Im folgenden soll die Verteilung der in der aSb vertretenen Arten und pflanzensoziologischen Gruppen auf die verschiedenen Nutzungstypen untersucht werden. Die höchsten Anteile steuern Arten der Plantaginetea, Agrostietea stoloniferae, Molinietales, Scheuchzerio-Caricetea und der Isoeto-Nanojuncetea bei (Tab. 61). Unter Ackernutzung finden sich in der aSb vorwiegend Samen der Chenopodietae und Secalietea mit *Erysimum cheiranthoides* und *Digitaria ischaemum* als häufigste Vertreter. Sie sind Repräsentanten des über mehr als zehn Jahre durchgeführten Ackerbaus. Die Vertreter der Plantaginetea und Agrostietea, namentlich *Plantago major ssp. intermedia* (mit 57 % der Samenzahl der aSb), *Agrostis stolonifera ssp. stolonifera*, *Polygonum hydropiper*, *Poa annua* und *Poa trivialis* sind Relikte der periodischen Vernässungen (LUICK 1996). Aus den Zeiten der ehemaligen Mähwiesenutzung sind nur wenige Molinietales-Arten, wie *Mentha arvensis* und *Molinia caerulea* mit wenigen Samen in der aSb erhalten.

Auch die Arten in der aSb des Saatgrünlandes (Nutzungstyp 2) weisen auf verschiedene Nutzungsphasen und Standorteigenschaften hin, die in der aktuellen Vegetation durch zwischenzeitlich veränderte Konkurrenzbedingungen nicht mehr abzulesen sind (Tab. 61). Durch periodischen Umbruch wurden die Samen ephemerer Sukzessionsstadien immer wieder in tiefere Bodenhorizonte eingearbeitet und dort teilweise konserviert. So weisen Arten der Bidentetea- und Isoeto-Nanojuncetea-Arten, wie *Rorippa palustris*, *Ranunculus sceleratus* und *Juncus bulbosus* auf den Flutmuldencharakter des Standortes hin. Diese Arten konnten sich nur unter offenen, vegetationsarmen Bedingungen z.B. nach einem Grünlandumbruch kurzzeitig etablieren und Samen ausstreuen, bis sie von den eingesäten Hochgräsern verdrängt wurden. Die beobachteten Mindestüberdauerungszeiten von *Rorippa palustris* und *Ranunculus sceleratus* mit 50 und von *Juncus bulbosus*-Samen mit 30 Jahren erklären die lange Überdauerungsfähigkeit an diesem Standort. Zahlreiche in der aSb vorhandene Ackerunkräuter, wie *Chenopodium glaucum*, *Ch. album*, *Polygonum lapathifolium*, *Matricaria discoidea*, *Capsella bursa-pastoris*, *Echinochloa crus-galli* und *Stellaria media* belegen hingegen die jüngeren Einflüsse der Saatgrünlandnutzung mit periodischen Umbrüchen, die es diesen Arten immer wieder erlaubte, für kurze Zeit, vor dem erneuten Narbenschluf der eingesäten Hohertragsarten Fuß zu fassen. Die ehemalige Feuchtwiesenvegetation spiegelt sich noch im Vorkommen von Molinieta- lia-, Phragmitetea- und Scheuchzerio-Caricetea-Arten, wie *Juncus articulatus* (mit 33% an der aSb beteiligt), *Carex panicea*, *C. flava*, *C. elata*, *C. nigra*, *Hydrocotyle vulgaris*, *Juncus subnodulosus*, *Lythrum salicaria* und *Mentha arvensis* wider.

Tab. 61: Verteilung pflanzensoziologischer Gruppen über die Nutzungstypen. Unter den Molinio-Arrhenatheretea sind die Klassenkennarten, unter den Molinietaalia und Arrhenatheretalia die jeweiligen pflanzensoziologisch enger eingenischten Ordnungskennarten zusammengefasst Holzige Strauch- und Baumarten wurden unter „Gehölze“ zusammengefasst.

Die Zahlen stellen die relative Häufigkeit der Artengruppen bezogen auf die absolute Häufigkeit des Auftretens bzw. die Summen der Samenzahlen in den Nutzungstypen dar. Die Verteilung über die Nutzungstypen wurde mit einem Chi²-Test hinsichtlich signifikanter Häufungen von Vorkommen (Samenzahlen) überprüft: *** höchst signifikante Abweichungen 0,01%-Niveau, ** Lage des höchsten der Abweichungswerte, ** 1%-Niveau, * 5%-Niveau, s Schwerpunkt der Verteilung (keine signifikante Häufung).

Nutzungstyp:	Acker	Intensiv-Grünland + Umbruch	Intensiv-Grünland	Extensiv-Grünland	Brache	Summe %	Summe abs	Acker	Intensiv-Grünland + Umbruch	Intensiv-Grünland	Extensiv-Grünland	Brache	Summe %	Summe abs
Anzahl ausgewerteter Versuche (n)	2	6	25	14	8			2	6	25	14	8		
Summe(abs.) pro Nutzungstyp = 100%	26	94	364	173	120	100	777	4777	45259	295309	51690	51736	100.0	448773
Chenopodietea, Secalietea	30.8 ***	6.4	7.4	3.5	5.0	6.8	53	22.0 ***	3.4	4.8 ***	0.5	0.6	3.9	17488
Plantaginetea/Agrostietea stol.	19.2	10.6	16.8 *	9.2	6.7	12.9	100	65.2 ***	5.2	21.8 ***	3.4	2.1	16.2	72780
Bidentetea	3.8	11.7 ***	1.6	4.0		3.2	25	2.3	31.8 ***	0.2	1.6		3.6	16015
Gehölze		4.3 **	0.3	2.9		1.3	10		1.1 ***	<0.1	0.9 ***		0.2	1079
Querco-Fagetea		3.2 *	0.5			0.6	5		0.5 ***	<0.1			0.1	331
Nardo-Callunetea		3.2	2.7 s	0.6	0.8	1.9	15		1.3 ***	0.8 ***	<0.1	<0.1	0.7	3063
Isoeto-Nanojunc./Montio-Card.	3.8	3.2	16.2 **	6.4	7.5	10.7	83	0.3	2.9	11.8 ***	5.9	10.7 ***	10.0	44801
Scheuchzerio-Caricetea		12.8	12.9 s	11.6	13.3	12.2	95		36.0 ***	23.1	28.2 ***	21.3	24.5	110084
Molinio-Arrhenatheretea	11.5	7.4	5.8	7.5	10.8 s	7.3	57	4.3	2.8	12.6 ***	2.1	3.9	9.3	41846
Arrhenatheretalia	3.8	3.2	5.5	7.5 s	6.7	5.8	45	0.2	1.0	2.0	7.6 ***	0.7	2.4	10632
Artemisietea i.w.S.	11.5	7.4	7.7	12.1 s	5.0	8.4	65	1.0	3.1	1.7	16.1 ***	1.4	3.5	15581
Phragmitetea	3.8	14.9 s	8.2	12.1	10.0	10.0	78	0.3	6.9 ***	3.2	14.6 ***	7.9 ***	5.4	24169
Molinietaalia	11.5	11.7	14.3	22.5	34.2 ***	18.8	146	4.5	3.9	17.8	19.1	51.3 ***	20.3	90903
	Frequenz des Auftretens in Nutzungstypen (Häufigkeit in % bezogen auf Spaltensumme)							Samenzahl in Nutzungstypen (Häufigkeit in % bezogen auf Spaltensumme)						

Im Intensivgrünland ohne Umbruch (Nutzungstyp 3) sind die Arten der Plantaginetea, Agrostietea stoloniferae, Isoeto-Nanojuncetea und Molinio-Arrhenatheretea wesentlich stärker vertreten als in Nutzungstyp 2 (mit Umbruch). Die Hauptvertreter der Agrostietea *Alopecurus*

rus geniculatus und *Glyceria fluitans* sind ebenso wie die der Isoeto-Nanojuncetea *Juncus bufonius*, *J. bulbosus*, *Gnaphalium uliginosum*, *Isolepis setacea*, *Peplis portula* und *Callitriche*-Arten Zeugen nasser und offener Standortsbedingungen bzw. pionierartiger Sukzessionsstadien. Ihnen wird auf den verdichteten Böden von Zeit zu Zeit durch längere Überstauung oder starke Trittschäden Raum geschaffen, der auch Trittrasen-Pionierarten wie *Poa annua*, *Plantago major* und *Sagina procumbens* immer wieder die Möglichkeit zur Auffüllung der Samenbank im Boden erlaubt. Bei starker Vernässung werden *Alopecurus geniculatus* und *Glyceria fluitans* sogar dominant und bilden Flutrasen. (s. Kap.5.1.2.3)

Auch die Pflanzenarten der Molinetalia sind in Nutzungstyp 3 häufiger und in höheren Samen-dichten anzutreffen als in den durch periodischen Umbruch gekennzeichneten Nutzungstypen 1 und 2. Gegenüber dem Extensivgrünland und den Brachen sind sie allerdings noch unterrepräsentiert. *Juncus effusus* hat mit 16% den höchsten Anteil an der aSb, eine Art, die bekanntermaßen bei Vertritt durch Weidevieh in den offenen Bodenstellen reichlich keimt und leicht zu einem lästigen „Unkraut“ vernachlässigter Weiden wird. Der hohe Samenanteil ist aufgrund der hohen Samenausdauer im Boden, die nach THOMPSON et al. 1997 mehr als 73 Jahre beträgt, nicht verwunderlich. Sehr viel seltener sind andere Molinietales-Arten, wie *Deschampsia cespitosa*, *Mentha arvensis*, *Lythrum salicaria*, *Viola persicifolia*, *Succisa pratensis*, *Betonica officinalis*, *Hypericum tetrapterum*, *Lotus uliginosus*, *Caltha palustris*, *Cirsium palustre*, *Epilobium palustre*, *Molinia caerulea*, *Galium uliginosum*, *Lychnis flos-cuculi* und *Cardamine pratensis*. Nur die beiden letztgenannten besitzen nennenswerte Anteile an der aSb.

Auch die Scheuchzerio-Caricetea-Arten der aSb bezeugen ältere Vegetationsstadien, die noch von mesotraphenten Feuchtwiesen geprägt waren. Den höchsten Anteil besitzt *Juncus articulatus* mit 16% an der Gesamtsamenmenge der aSb. Diese Art ist, wie *Juncus effusus* ein häufiger Störzeiger im Feuchtgrünland. Sie bezeugt vermutlich nicht nur historische Vegetationsstadien, sondern etabliert sich in den bei langem Überstau oder Beweidung entstehenden Vegetationslücken immer wieder für kurze Zeit bis die dominanten Hohertragsarten die Narbe geschlossen haben. Durch die periodische Fruchtbildung wird die Samenbank im Boden angereichert. Auch hier dürfte die beobachtete Mindestsamenausdauer im Boden von 35 Jahren (THOMPSON et al. 1997) ausreichen, um selbst längere Intensiverungsphasen zu überdauern. Wichtiger für die Renaturierung und Etablierung von Zielarten allerdings sind weitere in der aSb vorhandene Kleinseggenried-Arten, wie *Viola palustris* und *Carex flacca* (mit jeweils > 1 % Anteil an der aSb) sowie *Ranunculus flammula*, *Agrostis canina*, *Carex panicea* und *Juncus alpino-articulatus* (mit jeweils < 0,1 %) und *Carex hostiana*, *C. nigra*, *C. flava* und *Veronica scutellata* (mit jeweils < 0,01 %). Einige bereicherten in den bereits beschriebenen Vernässungsversuchen die Vegetation der neu entstehenden Flutrasen durch Kleinseggenriedelemente, namentlich *Carex nigra*, *Ranunculus flammula* und *Agrostis canina* ((Kap. 5.2).

Die Samenbank unter Extensivgrünland (Nutzungstyp 4) ist am artenreichsten, wobei die meisten Arten auch in der Vegetation selbst (den Sproßpopulationen) vorkommen (Abb. 26). Nur 11% aller Samen der Samenbank ist bestandesfremden Arten vorbehalten, die in der Vegetation selbst nicht vertreten sind. Die in den intensiven Nutzungstypen (1-3) häufigen, z.T. sogar vorherrschenden Artengruppen von Ackerunkräutern der Chenopodietales und Secalietea fehlen in der aSb des Extensivgrünlandes fast ganz. Es gibt hier offenbar keine Phasen in der saisonalen oder langjährigen Entwicklung der Vegetation, in der diese Arten Fuß fassen könnten. Obwohl auch die anderen „Störungszeiger“ (Bidentetea, Plantaginetea, Agrostietea) im Ganzen unterrepräsentiert sind, tauchen einige ihrer Vertreter wie *Glyceria fluitans*, *Juncus articulatus*, *Stellaria uliginosa*, *Ranunculus sceleratus*, *Rumex palustris*, *Polygonum mite*, *Agrostis stolonifera* und *Polygonum aviculare* mit

nennenswerten Anteilen auf. Bei sehr starker Vernässung von Feuchtwiesen können sich diese Arten etablieren und z.T. sehr schnell einen erneuten Narbenschluß erwirken, wozu insbesondere *Glyceria fluitans* und *Agrostis stolonifera* aufgrund der langen Stolonen befähigt sind (s. Kap.5.2).

Die hohen Anteile der Scheuchzerio-Caricetea- Arten spiegeln, wie bei Nutzungstyp 2 (Saatgrünland) ältere, mesotrophe Standortsbedingungen wider. Selbst in Calthion-Gesellschaften des Nutzungstyps 4 wurden sie nach oberflächlicher Entwässerung und Nährstoffeinträgen durch eutraphentere Stadien ersetzt (ROSENTHAL et al. 1998). Neben der dominanten *Juncus articulatus* (26%-Anteil) sind alle anderen Scheuchzerio-Caricetea-Arten nur mit kleinen Samenmengen vertreten: *Ranunculus flammula* (0,5), *Veronica scutellata* (0,44), *Carex flava* (0,43), *Stellaria palustris* (0,36), *Carex panicea* (0,18), *Juncus alpino-articulatus* (0,16), und *Carex canescens* (0,05%).

Einige Cynosurion-Arten in der aSb sind möglicherweise Zeugen der ehemals auf den Probeflächen üblichen Nachweidenutzung. So ist *Cerastium fontanum* mit 2,39%, *Veronica serpyllifolia* mit 1,52%, *Lotus uliginosus* mit 0,62%, *Bellis perennis* mit 0,5% und *Trifolium repens* mit 0,1% an der aSb beteiligt. Für alle diese Arten werden minimale Lebensdauern der Samen nicht unter 40 Jahren angegeben (THOMPSON et al. 1997, Tab. 62). Die Arten der Artemisietea und der Phragmitetea hingegen repräsentieren Artengruppen, die beim Brachfallen und der Sukzession von Feuchtwiesen zu Hochstaudenfluren, Großseggenriedern und Röhrichten Bedeutung gewinnen (Kap.5.2). Den höchsten Anteil hat *Urtica dioica* mit 10,4 %. Sie kommt bei Brache sehr schnell auf und wird dabei offenbar auch durch ihr Samenpotential im Boden gefördert. Auch die weiteren Arten dieser Gruppe fehlen in gemähten Wiesen und können sich erst nach dem Brachfallen etablieren. Hierzu gehören: *Eupatorium cannabinum* mit 2,06%, *Veronica beccabunga* (1,65), *Mentha aquatica* (1,48), *Scirpus sylvaticus* (0,65), *Lythrum salicaria* (0,57), *Carex disticha* (0,57), *Epilobium angustifolium* (0,5), *E. hirsutum* (0,5), *Peucedanum palustre* (0,27), *Valeriana officinalis* (0,29), *Symphytum officinale* (0,29), *Carex gracilis* (0,31), *Galeopsis tetrahit* (0,15), *Typha latifolia* (0,14) und *Carex acutiformis* mit 0,05%. Die Keimung und Neu-etablierung von Jungpflanzen ist in Brachen zwar durch die ungünstigen Mikroklimabedingungen gehemmt, aber nicht gänzlich ausgeschlossen (Kap.5.2). Die Samenbank liefert einen Beitrag zur „initial floristic composition“, die in der Anfangsphase sekundärer Sukzessionen die entscheidenden Impulse für die weitere Entwicklung gibt. Die in der aSb vorhandenen Baumarten, wie *Alnus glutinosa*, *Betula pubescens*, *B. pendula* und *Salix cinerea* weisen zwar auf spätere gehölzdominierte Sukzessionsstadien hin, können sich nach dem Brachfallen aber nur selten dauerhaft etablieren (MÜLLER & ROSENTHAL 1998).

Tab. 62: Die häufigsten in der Samenbank von Niedermoorstandorten gefundenen Pflanzenarten (55 Probestellen). Es wurden nur bestandesfremde Arten berücksichtigt, die ausschließlich in der Samenbank (aSb) und nicht in der Sprosspopulation vorhanden waren.

„Gefährdungsstufen“ nach Kap.4.3.4.2. „Samenbank-Typ“ nach THOMPSON et al 1997, „Samenausdauer“ (dito) gibt die maximal belegte Samenausdauer in Jahren an. „Samenanzahl“ ist die über alle Vorkommen summierte Samenmenge/m². Die Verteilung über die Nutzungstypen wurde mit einem Chi²-Test hinsichtlich signifikanter Häufungen von Vorkommen (Samenzahlen) überprüft: *** höchst signifikante Abweichungen 0,01%-Niveau, ** Lage des höchsten der Abweichungswerte, * 1%-Niveau, * 5%-Niveau.

Gefährdungsstufe	Samenbank-Typ	Samenausdauer (J.)	Nutzungstyp		Acker	Intensiv-Grün.-+Umbruch	Intensiv-Grünland	Extensiv-Grünland	Brache	Pflanzensoziologische Zuordnung
			Frequenz in Probestellen	Samenanzahl						
		Summen (abs.)	55	448773						
In > 20 Probestellen										
R 6-6	lp	>35	Juncus articulatus	30	85671	***	***	***		Scheuchzerio-Caricetea
	lp	>40	Sagina procumbens	25	24580		***			Plantaginetea/Agrostietea stol.
	lp	>100	Juncus bufonius	29	19071		***	***		Isoeto-Nano./Montio-Card.
	lp	>73	Juncus effusus	21	62010		***	***		Molinietalia
In > 10 Probestellen										
A4	lp	>30	Juncus bulbosus	13	8770	***	***			Isoeto-Nano./Montio-Card.
	lp	>10	Poa annua	14	26033		***			Plantaginetea/Agrostietea stol.
F 6-6	lp	>40	Plantago major ssp. major	13	3185		***			Plantaginetea/Agrostietea stol.
	tr/sp	-	Hypericum tetrapterum	11	1575	***	***	***		Molinietalia
	tr/sp	>660	Taraxacum officinale agg.	11	702	***	***	***	***	Molinio-Arrhenatheretea
	lp	-	Glyceria fluitans	17	13904	***	***			Phragmitetea
F 6-6	lp	>40	Cerastium fontanum agg.	14	3456	***	***			Arrhenatheretalia
	lp	>35	Urtica dioica	19	8750		***			Artemisietea
	lp	>50	Gnaphalium uliginosum	12	2772		***	***		Isoeto-Nano./Montio-Card.
	tr/sp	>1	Cardamine pratensis	16	3134		***	***		Molinietalia
F 6-6	lp	>1	Lychnis flos-cuculi	12	6081		***	***		Molinietalia
F 6-6	tr/sp	-	Galium palustre	11	3536			***		Phragmitetea
In > 7 Probestellen										
R 3-5	tr/sp	>14	Agrostis stolonifera ssp. stol	9	693	***		***		Plantaginetea/Agrostietea stol.
	lp	-	Epilobium hirsutum	8	1584		***	***		Artemisietea
A3	tr/sp	>6	Carex flava agg.	9	982		***	***		Scheuchzerio-Caricetea
F 2-2	tr/sp	-	Carex panicea	8	2292	***	***			Scheuchzerio-Caricetea
	lp	80	Rumex crispus	8	1188	**	***			Plantaginetea/Agrostietea stol.
R 4-4	lp	>2	Poa trivialis	10	36764		***			Molinio-Arrhenatheretea
	lp	>660	Stellaria media	10	10819		***			Chenopodietea, Secalietea
	tr/sp	-	Viola palustris	8	9943		***			Scheuchzerio-Caricetea
	lp	3	Ranunculus flammula	8	2375		***			Scheuchzerio-Caricetea
F 6-6	tr/sp	-	Lythrum salicaria	10	1272	***	***			Molinietalia
R 3-5	tr/sp	-	Carex gracilis	8	476	***	***	***		Phragmitetea
E 4-5	lp	-	Stellaria uliginosa	10	4338		***	***		Isoeto-Nano./Montio-Card.
F 3-5	tr/sp	1	Lotus uliginosus	9	741		***	***		Molinietalia
In > 4 Probestellen										
W 6-6	lp	-	Plantago major ssp. interm.	5	3003	***				Plantaginetea/Agrostietea stol.
	lp	>50	Rorippa palustris	7	7971		***			Bidentetea
F 6-6	tr/sp	>2	Deschampsia cespitosa	5	364	***		*		Molinietalia
	lp	>50	Ranunculus sceleratus	7	1583	***		***		Bidentetea
F 6-6	lp	>660	Chenopodium album	7	373	***	***	***		Chenopodietea, Secalietea
F 6-6	lp	>30	Mentha arvensis	5	671	***	***	***		Molinietalia
F 6-6	lp	>14	Alopecurus geniculatus	7	10656		***			Plantaginetea/Agrostietea stol.
	tr	-	Callitriche spec.	6	2606		***			Isoeto-Nano./Montio-Card.
A3	lp	>460	Trifolium repens	6	338		***	*		Arrhenatheretalia
	?	-	Juncus alpinoarticulatus	5	722		***			Scheuchzerio-Caricetea
E 6-0	tr/sp	-	Epilobium angustifolium	5	1172		***	***		Artemisietea i.w.S.
	tr/sp	1	Festuca pratensis	5	390	***	***	***		Molinio-Arrhenatheretea
R 3-5	lp	>100	Veronica serpyllifolia	6	932		***			Arrhenatheretalia
	tr/sp	-	Veronica chamaedrys	6	221		***			Arrhenatheretalia
R 3-5	lp	-	Mentha aquatica	5	1312		***			Phragmitetea
R 3-5	tr/sp	-	Epilobium parviflorum	7	1612		***			Phragmitetea
F 3-5	tr/sp	-	Veronica scutellata	7	286		***			Scheuchzerio-Caricetea
	lp	>100	Ranunculus repens	6	6833		***	***		Molinietalia
A4	tr/sp	-	Epilobium tetra. ssp. lamyi	6	1233		***	***		Artemisietea
	lp	>39	Rumex obtusifolius	5	1239		***	***		Plantaginetea/Agrostietea stol.
R 4-6	tr/sp	-	Epilobium palustre	6	204		***	***		Molinietalia
F 4-6	lp	-	Ajuga reptans	6	240			***		Molinietalia

In Feuchtgrünlandbrachen kommen besonders viele Arten ausschließlich in der Samenbank (aSb) vor. Mit 35% liefern sie im Vergleich mit allen anderen Nutzungstypen den größten Beitrag, was im krassen Gegensatz zu den geringen Anteilen der aSb unter den soeben besprochenen Feuchtwiesen steht, aus denen sie sich entwickelten. Einen Hinweis auf die Ursachen dieser so anders gearteten Samenbankstruktur mag der hohe Anteil von Molinietales-Arten an der Gesamtsamenmenge der aSb von 51% liefern. Wie bei der Intensivierung von Feuchtwiesen verschwinden die meisten Vertreter dieser Artengruppe nach dem Brachfallen aus der oberirdischen Sprosspopulation (Kap.5.2). Im Gegensatz zum Intensivgrünland (Nutzungstyp 3), Saatgrünland (Nutzungstyp 2) und zum Acker (Nutzungstyp 1) werden die Molinietales-Arten bei Brache im Boden konserviert. Am stärksten ist mit 26% wiederum *Juncus effusus* beteiligt, was aufgrund der ausgewiesenen Langlebigkeit der Samen von >73 Jahren in den vergleichsweise jungen Brachen auch nicht weiter verwundert. Erstaunlicher sind die im Vergleich mit den anderen Nutzungstypen signifikant höheren Anteile weiterer Molinietales- und Phragmitetea-Arten: so ist *Lychnis flos-cuculi* mit 8,20%, *Ranunculus repens* mit 5,79, *Galium palustre* mit 5,71, *G. uliginosum* mit 4,29, *Cardamine pratensis* mit 1,95, *Caltha palustris* mit 0,92, *Cirsium palustre* mit 0,36 und *Ajuga reptans* mit 0,24% beteiligt. Hinzuzufügen sind einige Molinio-Arrhenatheretea-Arten, deren Sprosspopulationen im Intensivgrünland, wie in den Brachen verloren gehen: sie können sich nur in der Samenbank unter Brachen in nennenswerten Anteilen erhalten; es handelt sich um *Poa trivialis* mit 1,52%, *Ranunculus acris* mit 0,87 und *Plantago lanceolata* mit 0,87 %.

Scheuchzerio-Caricetea-Arten sind wiederum vorwiegend durch die Samen von *Juncus articulatus* (20,6%), sowie in weit geringerem Umfang durch *Ranunculus flammula* (0,36), *Juncus alpino-articulatus* (0,06), *Carex nigra* (0,05), *C. canescens* (0,05), *C. flava* (0,04), *C. davalliana* (0,01), und *Tofieldia calyculata* (0,01%) vertreten. Von den Arten gestörter Standorte sind neben *Juncus effusus* und *J. articulatus* nur noch Arten der Nano-Juncetea, insbesondere *J. bufonius* mit 8,49 und *Gnaphalium* mit 1,36% Anteil zu nennen.

Tab. 63: Samenbanken von Zielarten (Ziel 1 und Ziel 2) bzw. weiteren Pflanzenarten mit Rückgangstendenz (n. ELLENBERG et al. 1992: Änderungstendenz Ä1 bis Ä4) bei unterschiedlicher Grünlandnutzung, Ackernutzung bzw. Brache.

Insgesamt wurden 55 Stichproben ausgewertet (s. Tab. 59). In der Spalte „Samenzahl“ sind die in diesen insgesamt gefundenen Samenzahlen (absolut und relativ zur Gesamtsamenzahl der aSb) verzeichnet. Zahlen in der Tabelle sind Mengenanteile an der Gesamtsamenmenge der aSb. Die Verteilung über die Nutzungstypen wurde mit einem Chi²-Test hinsichtlich signifikanter Häufungen von Vorkommen (Samenzahlen) überprüft: *** höchst signifikante Abweichungen 0,01%-Niveau, ** Lage des höchsten der Abweichungswerte, * 1%-Niveau, * 5%-Niveau, s Schwerpunkt der Verteilung (keine signifikante Häufung).

Gefährdungsstufe	RL-BRD bank-typ	Nutzung:	Acker	Intensiv-Grünland + Umbruch	Intensiv-Grünland	Extensiv-Grünland	Brache	Samenzahl		Pflanzensoziologische Zugehörigkeit
			2	6	25	14	8	abs.	%	
		Summe pro Nutzungstyp=100%	4777	45259	295309	51690	51736	448773	100,00	
		Nicht gefährdete Arten %	92,53	82,32	63,13	61,82	43,08	282348	62,92	
		Gefährdete Arten %	7,47	17,68	36,87	38,18	56,92	166424	37,08	
Ä4	tr/sp	Digitaria ischaemum	2,20 s					105	0,02	Chenopodietea, Secalietea
A4	lp	Erigeron annuus	0,23 s					11	<0,01	Artemisietea
A4	lp	Juncus inflexus	0,25 s		<0,01			23	0,01	Plantaginetea/Agrostietea stol.
W 4-4	tr/sp	Molinia caerulea	0,25 s		0,01			56	0,01	Molinietalia
F 3-5	3 tr	Juncus subnodulosus		0,98 ***				444	0,10	Molinietalia
R 2-2	lp	Hydrocotyle vulgaris		0,49 ***				222	0,05	Scheuchzerio-Caricetea
E 3-0	tr/sp	Agrostis stolonifera ssp. gig.		0,49 ***				222	0,05	Molinio-Arrhenatheretea
R 0-5	?	Typha angustifolia		0,33 ***				148	0,03	Phragmitetea
R 4-6	tr	Lycopus europaeus		0,16 ***				74	0,02	Phragmitetea
R 6-6	tr	Rorippa amphibia		1,47 ***	0,01			695	0,15	Phragmitetea
A3	?	Salix pentandra		0,65 ***	0,03			370	0,08	Gehölze
F 5-3	tr/sp	Carex nigra		0,98 ***	0,01		0,05	511	0,11	Scheuchzerio-Caricetea
W 6-6	tr/sp	Deschampsia cespitosa		0,16 ***	0,08	0,11 *		364	0,08	Molinietalia
A2	lp	Rumex palustris		0,16 ***		0,14 ***		148	0,03	Bidentetea
A3	tr/sp	Carex flava agg.		0,98 ***	0,10	0,43 ***	0,04	982	0,22	Scheuchzerio-Caricetea
R 3-5	lp	Epilobium hirsutum		1,15 ***	0,26	0,50 ***	0,05	1584	0,35	Artemisietea
F 6-6	lp	Glyceria fluitans		3,44 ***	2,77	6,64 ***	1,41	13904	3,10	Phragmitetea
R 3-5	tr/sp	Lythrum salicaria		0,49 ***	0,26	0,57 ***		1272	0,28	Molinietalia
R 0-5	tr/sp	Carex elata		0,16 ***	0,02		0,15 ***	215	0,05	Phragmitetea
F 6-6	lp	Mentha arvensis	1,36 ***	0,82 ***	0,03		0,27 ***	671	0,15	Molinietalia
F 6-6	tr/sp	Carex gracilis		0,16 ***	0,04	0,31 ***	0,21 ***	476	0,11	Phragmitetea
F 2-2	tr/sp	Carex panicea		0,65 ***	0,64 ***	0,18		2292	0,51	Scheuchzerio-Caricetea
F 6-6	lp	Alopecurus geniculatus		1,80	3,28 ***	0,30		10656	2,37	Plantaginetea/Agrostietea stol.
R 4-4	1 tr/sp	Viola palustris			3,37 ***			9943	2,22	Scheuchzerio-Caricetea
R 2-2	tr/sp	Carex flacca			1,94 ***			5733	1,28	Scheuchzerio-Caricetea
A2	lp	Peplis portula			1,59 ***			4696	1,05	Isoeto-Nanojuncetea/Montio-Card.
E 6-0	lp	Carex leporina			0,76 ***			2257	0,50	Nardo-Callunetea
F 3-5	tr	Rhinanthus serotinus agg.			0,53 ***			1558	0,35	Arrhenatheretalia
F 5-3	tr/sp	Agrostis canina			0,33 ***			961	0,21	Scheuchzerio-Caricetea
A2	4 lp	Scrophularia auriculata			0,07 ***			200	0,04	Artemisietea
A2	?	Viola persicifolia			0,05 ***			148	0,03	Molinietalia
A3	lp	Silene alba			0,05 ***			146	0,03	Artemisietea i.w.S.
R 4-6	lp	Calystegia sepium			0,05 ***			133	0,03	Artemisietea
E 1-1	lp	Luzula campestris			0,04 ***			115	0,03	Nardo-Callunetea
R 4-6	tr	Phragmites australis			0,03 ***			100	0,02	Phragmitetea
W 4-4	tr/sp	Ranunculus auricomus agg.			0,03 ***			98	0,02	Quercu-Fagetetea
W 0-5	?	Carex pseudocyperus			0,03 ***			74	0,02	Phragmitetea
A3	3 ?	Juncus alpinoarticulatus			0,23 ***		0,06	722	0,16	Scheuchzerio-Caricetea
A4	lp	Isolepis setacea			0,63 ***	0,50		2111	0,47	Isoeto-Nanojuncetea/Montio-Card.
F 6-6	lp	Ranunculus flammula			0,65 ***	0,50	0,36	2375	0,53	Scheuchzerio-Caricetea
F 3-6	lp	Carex vesicaria			0,02 **			57	0,01	Phragmitetea
F 4-0	tr/sp	Carex pallens			0,01 *			33	0,01	Nardo-Callunetea
R 0-5	3 tr	Ranunculus lingua			<0,01 s			15	<0,01	Phragmitetea
A4	tr/sp	Epilobium tetragonum ssp. tet.			<0,01 s			13	<0,01	Chenopodietea, Secalietea
E 2-2	tr/sp	Succisa pratensis			<0,01 s			11	<0,01	Molinietalia
A3	tr/sp	Betonica officinalis			<0,01 s			11	<0,01	Molinietalia
A3	sp	Cyperus fuscus			<0,01 s			11	<0,01	Isoeto-Nanojuncetea/Montio-Card.
A4	lp	Solanum nigrum			<0,01 s			9	<0,01	Chenopodietea, Secalietea

Fortsetzung Tab. 63:

Gefährdungs- stufe	RL- BRD- bank- typ	Nutzung:	Acker	Intensiv- Grünland + Umbruch	Intensiv- Grünland	Extensiv- Grünland	Brache	Samenzahl		Pflanzensoziologische Zugehörigkeit
			Anzahl ausgewerteter Versuche (n)	2	6	25	14	8	abs.	
Summe pro Nutzungstyp = 100%			4777	45259	295309	51690	51736	448773	100,00	
Nicht gefährdete Arten %			92,53	82,32	63,13	61,82	43,08	282348	62,92	
Gefährdete Arten %			7,47	17,68	36,87	38,18	56,92	166424	37,08	
A4	tr/sp	Hypericum tetrapterum	2,93 ***		0,18	1,47 ***	0,30	1575	0,35	Molinetalia
E 4-5	lp	Stellaria uliginosa			0,84	3,32 ***	0,26	4338	0,97	Isoeto-Nanojuncetea/Montio-Card.
R 3-5	lp	Mentha aquatica			0,18	1,48 ***	0,05	1312	0,29	Phragmitetea
A3	lp	Polygonum mite			0,18	0,50 ***		789	0,18	Bidentetea
R 3-5	tr/sp	Epilobium parviflorum	0,25	0,16	0,01	2,89 ***		1612	0,36	Phragmitetea
F 3-5	tr/sp	Veronica scutellata			0,02	0,44 ***		286	0,06	Scheuchzerio-Caricetea
R 2-2	tr/sp	Carex rostrata			<0,01	0,05 s		31	0,01	Phragmitetea
R 4-6	tr/sp	Carex acutiformis			<0,01	0,05 s		38	0,01	Phragmitetea
R 4-6	tr/sp	Scirpus sylvaticus				0,65 ***		337	0,08	Molinetalia
R 6-6	tr/sp	Carex disticha				0,57 ***		293	0,07	Phragmitetea
W 4-6	tr	Crepis paludosa				0,34 ***		177	0,04	Molinetalia
R 4-6	tr	Peucedanum palustre				0,29 ***		150	0,03	Phragmitetea
W 3-5	tr	Valeriana officinalis				0,29 ***		150	0,03	Molinetalia
R 3-5	tr	Geum rivale				0,14 ***		74	0,02	Molinetalia
R 0-5	lp	Typha latifolia				0,14 ***		74	0,02	Phragmitetea
A4	sp	Scrophularia umbrosa				0,10 ***		53	0,01	Artemisietea
A4	tr/sp	Rumex acetosa				0,05 s		27	0,01	Molinio-Arrhenatheretea
F 1-0	lp	Hypericum maculatum				0,02 s		9	<0,01	Nardo-Callunetea
F 3-5	tr/sp	Achillea ptarmica				0,02 s		9	<0,01	Molinetalia
F 3-5	tr	Senecio aquaticus				0,02 s		9	<0,01	Molinetalia
F 4-5	tr/sp	Myosotis palustris				2,73 ***	0,35	1588	0,35	Molinetalia
R 4-6	lp	Eupatorium cannabinum				2,06 ***	0,18	1160	0,26	Artemisietea
E 6-0	lp	Veronica serpyllifolia			0,01	1,50 ***	0,23	932	0,21	Arrhenatheretalia
W 0-5	2	tr/sp	Veronica beccabunga	0,16		1,65 ***	0,41 ***	1141	0,25	Phragmitetea
F 3-5	tr/sp	Lotus uliginosus			0,04	0,62 ***	0,57 ***	741	0,17	Molinetalia
A4	tr/sp	Epilobium tetragonum ssp. lamyi			<0,01	1,29 ***	1,08 ***	1233	0,27	Artemisietea
R 5-3	lp	Stellaria palustris				0,36 ***	0,09 ***	231	0,05	Scheuchzerio-Caricetea
W 2-2	tr	Carex canescens				0,05 ***	0,05 ***	54	0,01	Scheuchzerio-Caricetea
R 6-6	lp	Juncus effusus		0,98	16,02 ***	1,22	26,33 ***	62010	13,82	Molinetalia
F 4-5	tr/sp	Caltha palustris			0,09	0,05	0,92 ***	764	0,17	Molinetalia
F 6-6	tr/sp	Potentilla anserina			0,23		0,87 ***	1120	0,25	Plantaginea/Agrostietea stol.
R 4-6	tr/sp	Cirsium palustre			0,09		0,36 ***	446	0,10	Molinetalia
E 1-0	tr/sp	Leontodon hispidus			0,01		0,08 ***	82	0,02	Molinio-Arrhenatheretea
F 4-6	lp	Ajuga reptans			0,03	0,05	0,24 ***	240	0,05	Molinetalia
A2	3	sp	Carex hostiana		0,03		0,04 s	93	0,02	Scheuchzerio-Caricetea
E 4-0	lp	Calluna vulgaris			0,01		0,02 s	30	0,01	Nardo-Callunetea
F 6-6	lp	Lychnis flos-cuculi		0,16	0,29	1,75 ***	8,20 ***	6081	1,36	Molinetalia
F 6-6	tr/sp	Cardamine pratensis		0,33	0,50	0,95 ***	1,95 ***	3134	0,70	Molinetalia
R 4-6	tr/sp	Epilobium palustre			0,01	0,09 ***	0,22 ***	204	0,05	Molinetalia
A3	tr/sp	Epilobium obscurum				0,21 ***	0,62 ***	426	0,09	Isoeto-Nanojuncetea/Montio-Card.
F 6-6	tr/sp	Galium palustre		0,33	0,06	0,50	5,71 ***	3536	0,79	Phragmitetea
F 3-5	tr/sp	Galium uliginosum			0,05	0,05	4,29 ***	2397	0,53	Molinetalia
A2	3	?	Polemonium caeruleum				0,87 ***	450	0,10	Molinetalia
A2	3	tr	Tofieldia calyculata				0,01 s	4	<0,01	Scheuchzerio-Caricetea
A4	3	sp	Carex davalliana				0,01 s	4	<0,01	Scheuchzerio-Caricetea

6.1.3.4 Bewertung der Artenzusammensetzung von Samenbanken für die Renaturierung

Um die Samenbanken der unterschiedlichen Nutzungstypen in ihrer Bedeutung für die Renaturierung zu bewerten, soll die Verteilung von gefährdeten und ungegefährdeten Arten auf diese untersucht werden. Als gefährdet gelten die mit Gefährdungsstufen von 1 bis 6 belegten Pflanzenarten aus Kap. 4.3.4. Ergänzt wird diese Liste durch weitere dort nicht aufgeführte, feuchtwiesenrelevante Arten, vorwiegend kalkgebundene Arten aus den süddeutschen Probeflächen, die aufgrund ihres Rückgangs als gefährdet eingestuft werden müssen (Änderungstendenz 2-4 nach ELLENBERG et al. 1992). Die Analyse soll darüber Aufschluß geben, inwieweit unter bestimmten Nutzungen von Feuchtstandorten gefährdete Arten in der Samenbank erhalten bleiben, die aus den Sprosspopulationen der aktuellen Vegetation bereits verschwunden sind.

Wie Tab. 64 und Tab. 65 zeigen, sind gefährdete Arten bei abnehmender Nutzungsintensität in steigendem Maße an der aSb beteiligt: während unter Ackernutzung (Nutzungstyp 1) nur 5% aller Samen gefährdeten Arten zugehörig sind, sind es unter Saatgrünland (Nutzungstyp 2) bereits 18%, unter nicht umgebrochenem Intensivgrünland (Nutzungstyp 3) bereits 37 und unter Feuchtbrachen (Nutzungstyp 5) 57% mit im Mittel fast 9 Arten pro Probefläche. Unter den gefährdeten Arten der Gefährdungsstufen 1- 6 sind solche der Stufen 5 und 6, also schwach gefährdete Arten (Definition s.

Tab. 18 in Kap. 4.3.4.2) mit 24,6% am stärksten an der Gesamtsamenmenge beteiligt, gefährdete Arten der Stufen 3 und 4 dagegen nur mit 7,1 und die stark gefährdeten Arten der Stufen 1 und 2 nur mit 1,9%. Summiert über alle 55 Probeflächen konnte ein großer Anteil von gefährdeten Arten in der aSb nachgewiesen werden, wenn man die Artenzahlen mit den in Kap. 4.3.4.2 ermittelten, maximal möglichen vergleicht: so kamen 25% der Arten der Gefährdungsstufen 1 und 2, 44% der Stufen 3 und 4 und sogar 60% der Stufen 5 und 6 in der Samenbank vor, die in der aktuellen Vegetation selbst schon nicht mehr vorhanden waren. Die geringen mittleren Artenzahlen gefährdeter Arten zeigen im Vergleich mit diesen hohen Gesamtartenzahlen (Tab. 65) jedoch, dass diese nur mit jeweils geringen Stetigkeiten beteiligt sind und einzelne Arten jeweils nur sporadisch, in wenigen Stichproben vorkommen. Dies ist zum einen auf die unterschiedliche Vornutzung und Vegetation zum anderen auf die unterschiedlichen Lagerungsbedingungen zurückzuführen. Samenbanken stellen grundsätzlich zwar ein Regenerationspotential bereit, ihr möglicher Beitrag muß aber individuell über die tatsächlich vorhandenen Samenmengen abgeschätzt werden.

Unter Ackernutzung sind im Mittel nur 2,5 gefährdete Arten mit einer Samenmenge von 5% der Gesamtsamenmenge der aSb vorhanden. Es handelt sich um *Mentha arvensis*, *Hypericum tetrapterum*, *Molinia cearulea*, *Epilobium parviflorum* und *Juncus inflexus*, die mit ihren geringen Samenmengen kaum zu einer erfolgreichen Regeneration von Feuchtwiesen aus diesen ehemaligen Maisäckern beitragen dürften, was LUICK (1996) durch Dauerflächenuntersuchungen auch belegen konnte.

Unter bewirtschaftetem Grünland sind deutlich höhere, mittlere Artenzahlen gefährdeter Arten mit höheren Samendichten vorhanden, wobei der periodische Umbruch einen negativen Einfluß auf die Samenmengen ausübt (Tab. 64). Unter Saatgrünland (Nutzungstyp 2) sind Arten der Nardo-Callunetea, Scheuchzerio-Caricetea und Phragmitetea bereits mit signifikant höheren Samenmengen vertreten als unter Ackernutzung. Es tragen aber nur vier (schwach) gefährdete Arten nämlich *Rorippa amphibia*, *Epilobium hirsutum*, *Glyceria fluitans* und *Alopecurus geniculatus* mit nennenswerten Samenmengen von jeweils > 1 % zur Gesamtsamenmenge der aSb bei. Unter den Kleinseggenriedarten erreicht nur die ungefährdete *Juncus articulatus* hohe Anteile. Allen anderen, namentlich auch die den Gefährdungsstufen 1 und 2 zugehörigen Arten, wie *Carex panicea*, *C. rostrata*, *C. flacca*, *Hydrocotyle vulgaris*, *Luzula campestris* und *Succisa pratensis* haben nur geringe Samenzahlen aufzuweisen. Auch hier dürfte die Samenbank für die Regeneration trotz relativ hoher, mittlerer Artenzahlen gefährdeter Arten nur einen kleinen Beitrag leisten können.

Unter Intensivgrünland ohne Umbruch (Nutzungstyp 3) gehören bereits deutlich mehr Samen (27%) gefährdeten Arten an, wobei Arten der Gefährdungsstufen 5 und 6 und hier vor allem *Juncus effusus* (16%) weit überwiegen. Mit Anteilen von jeweils über 1% sind ausserdem *Viola palustris*, *Alopecurus geniculatus*, *Glyceria fluitans*, *Carex flacca* und *Peplis portula* vorhanden. Der hohe Anteil von Molinieta- und Scheuchzerio-Caricetea-Arten beruht auf der hohen Samendichte weniger, dazu noch ungefährdeter Arten, wiederum vor allem *Juncus effusus* und *J. articulatus*. Unter den stark gefährdeten Arten (Gefährdungsstufe 1 und 2) tragen ausser *Carex flacca* alle anderen, nämlich *Leontodon hispidus*, *Succisa pratensis*, *Luzula campestris*, *Carex rostrata* und *C. panicea* sowie weitere durch starken Rückgang betroffene Arten, wie *C. flava*, *C. hostiana*, *Cyperus fuscus*, *Betonica officinalis*, *Juncus alpino-articulatus*, *Viola persicifolia* und *Polygonum mite* mit nur jeweils < 1% der Gesamtsamenmenge der aSb bei. Ihre sporadischen und durch geringe Samendichten charakterisierten Vorkommen können bei Regenerationsmaßnahmen einen eher bescheidenen Beitrag leisten.

Tab. 64: Samenzahlen von gefährdeten Arten in der aSb unterschiedlicher Nutzungstypen. Die Gefährdungsstufen beziehen sich auf Kap. 4.3.4.2 und auf die bei ELLENBERG et al. (1992) vermerkten Rückgangstendenzen; es wurden nur Arten mit deutlicher Rückgangstendenz (2-4) berücksichtigt, die für Feuchtgrünlandssysteme relevant sind. Die Samenzahlen werden in % der Samenzahlen pro Nutzungstyp (Spalten) angegeben.

Nutzungstyp	Acker	Intensiv-Grünland + Umbruch	Intensiv-Grünland	Extensiv-Grünland	Brache	Samenzahl (Summen)
Anzahl ausgewerteter Versuche (n)	2	6	25	14	8	
Samensumme pro Nutzungstyp=100%	4777	45259	295310	51691	51736	
	S a m e n z a h l e n (in %)					in %
nicht gefährdet	95,0 ***	82,3 ***	63,2	61,8	43,1	63,0
gefährdet	5,0	17,7	36,8	38,2	56,9	27,0
Gefährdungsstufen:	▲	▲	▲	▲	▲	▲
1+2	1,1	1,1	2,6 ***	0,3	0,1	1,9
3+4	0,5	3,4	5,9	16,7 ***	7,5 ***	7,1
5+6	1,4	10,6	25,1 ***	14,7	45,7 ***	24,6
5		0,7 ***	0,1	1,8 ***	0,6 ***	0,4
Anderungstendenz 2-4 n. Ellenberg	3,2	1,8	3,1	4,7 ***	3,0	3,1

Tab. 65: Artenzahlen gefährdeter Arten in der aSb unterschiedlicher Nutzungstypen. Artenzahlen als absolute Zahlen (Mittelwerte aus n Versuchen). Sonstige Erklärung s. vorige Tabelle

Nutzungstyp	Acker	Intensiv-Grünland + Umbruch	Intensiv-Grünland	Extensiv-Grünland	Brache	Artenzahlen (Summen)	
Anzahl ausgewerteter Versuche (n)	2	6	25	14	8	in 55 Probe- flächen	in Gefähr- dungsstufe generell
	A r t e n z a h l e n (Mittelwerte)						
nicht gefährdete Arten	10,5	8,8	8,2	6,1	6,1	95	
gefährdete Arten	2,5	6,8	6,4	6,2	8,9	89	
Gefährdungsstufen:	▲	▲	▲	▲	▲	▲	
1+2		0,8	0,5	0,4	0,3	9	=25% von 36
3+4	1,0	1,5	2,0	2,6	2,9	34	=44% von 77
5+6	0,5	3,0	2,5	2,0	3,6	18	=60% von 30
5		0,5	0,2	0,1	0,4	6	=11% von 56
Anderungstendenz 2-4 n. Ellenberg	1,0	1,0	1,2	1,1	1,8	22	

In der aSb von Extensivgrünland (Nutzungstyp 4) ist der Anteil von gefährdeten Arten signifikant höher als in den bisher beschriebenen Systemen. Zu den Gefährdungsstufen 3 und 4 liefern *Stellaria uliginosa*, *Mentha aquatica*, *Epilobium parviflorum*, *Myosotis palustris* und *Eupatorium cannabinum* mit jeweils > 1% sowie eine große Anzahl weiterer Feuchtwiesen- und Kleinseggenriedarten mit geringeren Anteilen einen Beitrag (Σ 16,7%). An den Gefährdungsstufen 5 und 6 haben die beiden Molinietalia-Arten *Juncus effusus* und *Lychnis flos-cuculi*, sowie *Glyceria fluitans* und *Veronica serpyllifolia* einen Anteil von jeweils über 1%. Für die floristische Aufwertung dieser Feuchtwiesen könnten vor allem die Kleinseggenriedarten beitragen, die allerdings hauptsächlich durch *Juncus articulatus* vertreten sind und nur mit geringen Samenmengen (< 1%) durch gefährdete Arten, wie *Ranunculus flammula*, *Stellaria palustris*, *Carex panicea*, *C. flava*, *C. rostrata* und *C. canescens*.

In Feuchtgrünlandbrachen ist der Anteil gefährdeter Arten mit 57% an der Gesamtsamenmenge der aSb und 8,9 Arten pro Probefläche am höchsten. Dabei sind die Zielarten der Gefährdungsstufen 3-6 signifikant häufiger als im Intensivgrünland und dem Acker. Der signifikant höhere Anteil von schwach gefährdeten Zielarten der Stufen 5 und 6 unterscheiden die aSb der Brachen von der extensiv genutzten Feuchtwiesen. Diese sind wiederum durch *Juncus effusus* mit 26% am stärksten vertreten, daneben spielen nun im Gegensatz zu den anderen Nutzungstypen aber auch weitere Arten eine große Rolle: mit jeweils über 4% *Lychnis flos-cuculi*, *Galium palustre* und *G. uliginosum*, mit

jeweils > 1% *Cardamine pratensis*, *Epilobium tetragonum ssp. lamyi* und *Glyceria fluitans*. Zu den Kleinseggenriedarten trägt wiederum *Juncus articulatus* mit 21% am stärksten bei, daneben mit jeweils < 1% *Ranunculus flammula*, *Stellaria palustris*, *Tofieldia calyculata*, *Juncus alpinoarticulatus*, *Carex flava*, *C. nigra*, *C. hostiana*, *C. canescens* und *C. davalliana*. Bei Regenerationsmaßnahmen, z.B. durch Wiederaufnahme der Mahd wäre eine rasche Entwicklung von Molinietales-Gesellschaften zu erwarten, in denen zunächst *Lychnis* einen hohen Anteil haben dürfte.

6.1.4 Beitrag der Samenbank für die Regeneration von Feuchtgrünland nach Brache

In den folgenden Kapiteln soll die Bedeutung der Samenbank für die Regeneration von Feuchtgrünland bewertet werden. Zunächst werden Regenerationssukzessionen in ehemaligen Calthion-Feuchtwiesen nach Brache betrachtet. Die untersuchten Feuchtbrachen in Schönebeck bei Bremen und im Ostetal (s. Kap.2.1) befinden sich auf Niedermoorstandorten, die bis zum Brachfallen als zweischürige Mähwiesen genutzt wurden. Innerhalb von 10 bzw. 30 Jahren Brache hatten sich die ehemaligen, artenreichen Wassergreiskrautwiesen (*Senecioni-Brometum racemosi* in der Subassoziation von *Ranunculus auricomus* in Schönebeck bzw. der von *Carex nigra* im Ostetal) zu artenarmen, hochwüchsigen *Filipendula ulmaria*-Gesellschaften entwickelt (s. Kap.5.2).

Beide Untersuchungsflächen befinden sich auf Standorten, die durch Hangwasserzuzug und Hangversumpfung gekennzeichnet sind und die nach der Nutzungsaufgabe durch Grabenverlandung vernässten. Im Jahre 1985 wurde in Schönebeck nach 10 Jahren Brache und im Jahre 1989 im Ostetal nach 30 Jahren Brache die Bewirtschaftung auf kleinen 50 bis 200 m² großen Probestellen wieder aufgenommen. In Schönebeck wurden unterschiedliche Mahdregime angewendet, wobei die hier ausgewerteten Ergebnisse von der 3mal/Jahr gemähten Variante (Mahdtermine am 15.6., 1.8. und 15.9.) stammen. Die Flächen im Ostetal wurden 2mal/Jahr gemäht. Die Sukzession wurde durch Beobachtung auf Dauerflächen (2mal/Jahr) untersucht. Bodenproben für die Bestimmung des Samenpotentials wurden in Schönebeck vor Beginn des Versuchs zu drei Terminen aus zwei verschiedenen Bodentiefen entnommen und zur Keimung im Gewächshaus aufgestellt.

Die Sukzessionsuntersuchungen zeigen, dass sich zahlreiche Feuchtwiesenarten der Molinietales etablieren und bereits nach wenigen Jahren einen artenreichen, bunten Blütenaspekt bilden. *Lychnis flos-cuculi*, *Lotus uliginosus*, *Poa trivialis*, *Ranunculus repens* und *Myosotis palustris* erreichten z.T. beachtliche Dominanzwerte (vergl. WOLF et al. 1984, ROSENTHAL 1992a und MÜLLER et al. 1992, HALD & VINTHER 2000). Die in den Bracheausgangsbeständen fehlenden Arten lieferten in den Brachen in Schönebeck 82 % der Gesamtsamenmenge der oberen, 6 cm dicken Bodenschicht (Tab. 65). Die Neuetablierer wurden dem langlebigen Samenbanktyp (> 5 Jahre) zugeordnet. Dies ist gerechtfertigt, weil die lichtbedürftigen Wiesenarten bereits kurz nach dem (10 Jahre zurückliegenden) Brachfallen verschwanden. Die Samenbank dieser Brachen enthält die entsprechenden Arten noch als Relikte aus dieser Zeit. Die Einstufung als „long term persistent“ widerspricht in vielen Fällen der Klassifizierung derselben Arten in der Datenbank von THOMPSON et al. 1997. Offenbar bestätigt sich hier die Hypothese, dass Samen unter den besonderen Lagerungsbedingungen in Feuchtbrachen langlebiger sind als bei intensiver Grünland- oder Ackernutzung.

Nur 18 % der Samen entstammten aktuell in der Vegetation vorhandenen Arten (Tab. 66). Teilweise müssen auch diese für die Feuchtbrachen als langlebiger eingestuft werden, als die Auswertungen der Datenbank (THOMPSON et al.) dies ergeben. Andere Arten haben sich bis vier Jahre nach dem Beginn der Mahd noch nicht etabliert, obwohl sie zu hohen Anteilen in der Samenbank vorhanden sind: hier können einerseits ungeeignete Standortbedingungen, wie z.B. bei *Juncus bufonius*, andererseits zu geringe Samenzahlen die Ursache sein. Eine große Samenbank ist also nicht gleichzeitig ein Garant für die Beteiligung einer Art am Aufbau der Sproßpopulation. Umgekehrt können aber geringe Samendichten, wie bei *Lotus uliginosus* durchaus Ausgangspunkt für eine rasche Zunahme sein. Auf wiedergemähten Feuchtbrachen erfolgt eine überraschend schnelle Sukzession und Artenan-

reicherung. Die Samenbank bietet den Ausgangspunkt für eine starke Dominanzentwicklung von Feuchtwiesenarten.

Tab. 66: Samenbank und Vegetationsentwicklung von 1985 bis 1989 in einem Mähversuch zur Wiederherstellung artenreicher *Calthion*-Feuchtwiesen aus *Filipendula ulmaria*-Hochstaudenfluren (Schönebeck). Die ehemals bewirtschafteten Wiesen lagen zu diesem Zeitpunkt bereits 10 Jahre brach. Die Mahd wurde 1985 wieder aufgenommen. Die aktuelle Zugehörigkeit der Arten zu einem Samenbanktyp für diesen konkreten Standort wurde nach dem Schlüssel von THOMPSON et al. 1997 ermittelt und dem aus der Datenbank dieser Autoren ermittelten Klassifizierung gegenübergestellt.

Die Bodenproben wurden mit 150 Einstichen, verteilt über 80 m² mit einem Bodenbohrer aus 0-3 und 3-6 cm Bodentiefe entnommen und in Schalen im Gewächshaus zum Keimen aufgestellt.

Samenbank-Typ			Samenbank	Vegetation	
aktuell	Datenbank	Jahr	(Samen/m ²)	(+ vorhanden)	
			85	85	89
tr	tr/sp	<i>Alopecurus pratensis</i>	47	+	+
sp	tr/sp	<i>Carex gracilis</i>	368	+	+
sp	tr/sp	<i>Filipendula ulmaria</i>	132	+	+
sp	lp	<i>Urtica dioica</i>	226	+	+
lp	tr/sp	<i>Cirsium palustre</i>	472	+	+
lp	tr/sp	<i>Galium aparine</i>	47	+	+
lp	tr/sp	<i>Scirpus sylvaticus</i>	38	+	+
lp	lp	<i>Lychnis flos cuculi</i>	1226		+
lp	lp	<i>Juncus effusus</i>	1151		+
lp	lp	<i>Ranunculus repens</i>	273		+
lp	tr/sp	<i>Galium palustre</i>	245		+
lp	tr/sp	<i>Myosotis palustris</i>	179		+
lp	lp	<i>Poa trivialis</i>	123		+
lp	lp	<i>Eupatorium cannabinum</i>	85		+
lp	tr/sp	<i>Stellaria graminea</i>	85		+
lp	tr/sp	<i>Epilobium palustre</i>	75		+
lp	lp	<i>Rumex obtusifolius</i>	75		+
lp	tr/sp	<i>Cardamine pratensis</i>	66		+
lp	tr/sp	<i>Hypericum tetrapterum</i>	66		+
lp	tr/sp	<i>Lotus uliginosus</i>	19		+
lp	lp	<i>Cerastium fontanum</i>	9		+
lp	lp	<i>Juncus bufonius</i>	1999		
lp	lp	<i>Mentha arvensis</i>	141		
lp	lp	<i>Sinapis arvensis</i>	57		
lp	lp	<i>Stellaria palustris</i>	47		
lp	lp	<i>Stellaria media</i>	19		
lp	lp	<i>Gnaphalium uliginosum</i>	9		
lp	tr/sp	<i>Galium uliginosum</i>	9		
lp	tr/sp	<i>Agrostis stolonifera</i>	9		
lp	tr/sp	<i>Holcus lanatus</i>	9		

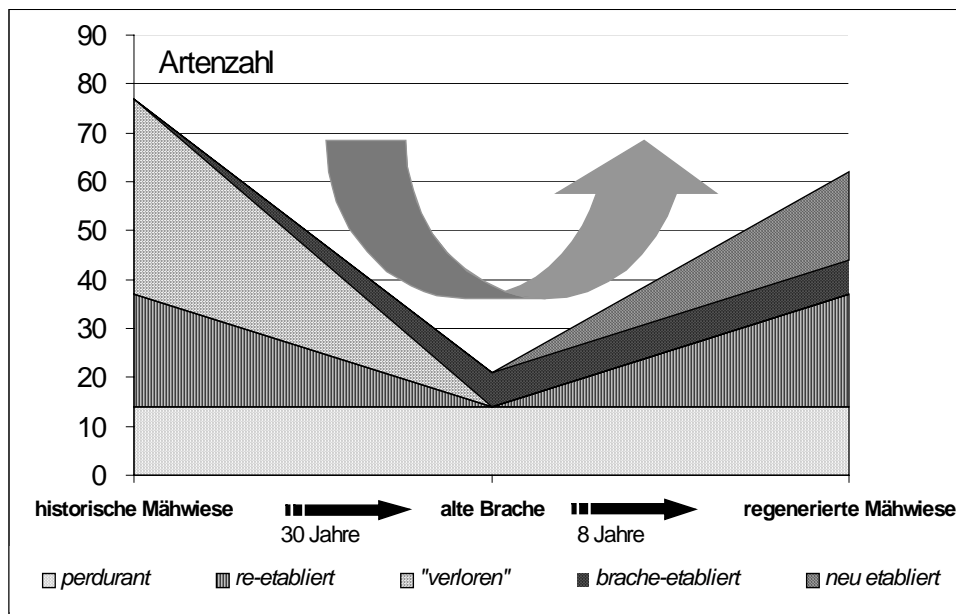
Längere Sukzessionsstudien über mehr als 30 Jahre im Ostetal zeigen, dass sich auch bei Wiederaufnahme der Mahd lange nicht alle Arten wieder einstellen, die vorher nachweislich diesen Standort besiedelten. Dort wurde die zweischürige Mahd nach 30-jähriger Brache wiederaufgenommen.

Die historische Wiesenvegetation, vor allem Wassergreiskrautwiesen, aus den 1950er Jahren wird durch eine Arbeit von LENSKI 1953 und deren Brachesukzession durch Wiederholungskartierungen aus den 1970er Jahren (LÜTJEN 1976) und kontinuierliche Daueruntersuchungen seit 1987 (ROSENTHAL & MÜLLER 1988, MÜLLER et al. 1992) belegt.

Die Regenerationssukzession entspricht in den Grundzügen der in Schönebeck beobachteten. Nicht alle der von LENSKI 1953 dort kartierten Arten reetablierten sich (Abb. 27). Eine weitere Artengruppe hatte sich während der Brachezeit etabliert und überdauerte auch die wiederaufgenommene Wiesenutzung. Nur wenige Arten waren perdurant.

Abb. 27: Vegetationsveränderungen bei Auflassung einer ehemaligen zweischürigen Mähwiese (*Senecioi-Brometum racemosi*) und anschließende Regenerationsversuche durch Wiederaufnahme des Mahdmanagements (nach LENSKI 1953 sowie ROSENTHAL, MÜLLER & FRESE, unveröff. Daten).

Es wurde eine Fläche von 7m*7m mit Motorsensenmähd wieder in Nutzung genommen, nachdem sie, eingebettet in ein ca. 2 ha großes Bracheareal 30 Jahre lang brach gelegen hatte. Die bis Ende der 1950er Jahre vorhandene Wassergreiskrautwiese (in der Subass. von *Carex nigra*) ist durch 13 Aufnahmen (je 4m²) von LENSKI 1953 belegt, die Brachebestände der sich inzwischen auf demselben Standort entwickelten *Filipendula ulmaria*-Hochstaudenflur durch 2 Aufnahmen (je 25m²) aus dem Jahr 1989 und die sich regenerierende Feuchtwiese durch jährlich zweimalige Kartierungen von 1989 bis 1996 (auf einer 25m² großen Dauerfläche).



40 Arten erschienen nicht wieder. Verständlich ist dies für Arten mit kurzlebiger (transienter) oder „short term persistent“ Samenbanken: *Valeriana*-Arten, *Menyanthes trifoliata*, *Senecio aquaticus*, *Carex nigra*, *Festuca rubra* und *Eriophorum angustifolium* (Tab. 67) liefen trotz hoher Stetigkeiten in den historischen Feuchtwiesen nicht wieder auf. Dies gilt erstaunlicherweise aber auch für Arten, deren Samen als langlebig gelten, wie die von *Trifolium pratense* und *Cerastium fontanum*, die auch aufgrund der hohen Stetigkeiten zu erwarten gewesen wären. In den Mähversuchen in Schönebeck erschienen beide Arten. Möglicherweise ist aber der Zeitraum von 30 Jahren Brache für diese Arten doch zu lang gewesen. Auch bei Brache geht die Artenzahl der ehemaligen Feuchtwiesenarten in der Samenbank mit der Zeit zurück. Die Ungeeignetheit des Standorts kann als Ursache des Nichtauflaufens der Arten zumindest für *Senecio aquaticus* und *Bromus racemosus* ausgeschlossen werden, da sich beide nach künstlicher Ansaat auf den Flächen etablierten.

Auch bei den reetablierten Arten sind alle Samenbanktypen vertreten (Tab. 68). Während Arten mit transienter Samenbank wohl nicht mehr in der Samenbank vorhanden waren und von weiterher zugewandert sind, ist die Etablierung von Arten mit langlebigen Samen, z. B. von *Lychnis flos-cuculi* auch durch eine mögliche Überdauerung in der Samenbank plausibel. Einige bereits im Schönebeck-Versuch nach Wiedernutzung von Brachen erschienene Pflanzenarten etablierten sich auch im Oste-Versuch, obwohl sie nach der Datenbank von THOMPSON et al. nur kurzlebige Samenbanken besitzen. Die dort gewonnene Einschätzung, dass diese Samen unter Brachen eine längere Lebensdauer besitzen, wird durch ihr Auftauchen sogar nach 30 Jahren Brache unterstützt. Bedeutende Deckungswerte erreichten, wie in Schönebeck, *Lychnis flos-cuculi* und *Lotus uliginosus*.

Tab. 67: „Verlorene“ Arten (s. Abb. 27), die sich nach 30 Jahren Brache trotz 2*Mähen pro Jahr nicht wieder etablierten (Ostetal). Aufgelistet sind nur solche Arten, die in der historischen Ausgangsvegetation (LENSKI 1953) mit mehr als 20% Stetigkeit vorhanden waren und die daher mit hoher Wahrscheinlichkeit auch die untersuchte Dauerfläche besiedelten. Die Daten zum Samenbanktyp „nach Datenbank“ sind THOMPSON et al. 1997 entnommen und klassifiziert nach dem in Kap.6.1.2, Tab. 58 beschriebenen Regelwerk. Der Samenbanktyp „in Brachen“ wurde aus Keimungsuntersuchungen in vergleichbaren Feuchtbrachen in Schönebeck übertragen (s.Tab. 66)

"Verlorene" Arten	S a m e n b a n k		Stetigk. in histor. Feuchtwiese (>20%)
	nach Datenbank	in Brachen	
Valeriana dioica	tr	-	92
Senecio aquaticus	tr	-	77
Valeriana officinalis	tr	-	23
Carex nigra	tr/sp	-	100
Festuca rubra ssp. rubra	tr/sp	-	100
Anthoxanthum odoratum	tr/sp	-	92
Festuca pratensis	tr/sp	-	92
Plantago lanceolata	tr/sp	-	92
Ranunculus acris agg.	tr/sp	-	85
Galium uliginosum	tr/sp	lp	77
Rumex acetosa	tr/sp	-	77
Juncus acutiflorus	tr/sp	-	54
Tanacetum vulgare	tr/sp	-	54
Juncus filiformis	tr/sp	-	38
Glechoma hederacea	tr/sp	-	31
Achillea ptarmica	tr/sp	-	23
Eriophorum angustifolium	tr/sp	-	23
Trifolium pratense	lp	-	77
Trifolium repens	lp	-	77
Poa pratensis	lp	-	46
Cerastium fontanum agg.	lp	lp	46
Potentilla erecta	lp	-	31
Dactylorhiza majalis	?	-	23

Tab. 68: Reetablierte Arten (s. Abb. 27), die sich nach 30 Jahren Brache bei Wiederaufnahme der Wiesenutzung (2*Mähen pro Jahr) wieder etablierten (Ostetal). Hier sind allen Arten unabhängig von ihrer Stetigkeit in der historischen Feuchtwiese aufgelistet. Erklärung s. Tab. 67 und Abb. 27. Der Samenbanktyp „in Brachen“ wurde aus Keimungsuntersuchungen in vergleichbaren Feuchtbrachen in Schönebeck übertragen (s. Tab. 66). *Bromus racemosus* wurde eingesät und etablierte sich.

"Reetablierte" Arten	S a m e n b a n k		Stetigk. in histor. Feuchtwiese
	nach Datenbank	in Brachen	
Crepis paludosa	tr	-	92
Bromus racemosus	tr	-	31
Carex elongata	tr	-	8
Angelica sylvestris	tr/sp	-	100
Vicia cracca	tr/sp	-	85
Lysimachia nummularia	tr/sp	-	23
Epilobium parviflorum	tr/sp	-	8
Taraxacum officinale	tr/sp	-	8
Myosotis palustris	tr/sp	lp	100
Holcus lanatus	tr/sp	lp	92
Lotus uliginosus	tr/sp	lp	69
Cardamine pratensis	tr/sp	lp	54
Galium palustre	tr/sp	lp	46
Epilobium palustre	tr/sp	lp	31
Cirsium palustre	tr/sp	lp	8
Lychnis flos-cuculi	lp	lp	100
Poa trivialis	lp	lp	92
Ranunculus repens	lp	lp	92
Ajuga reptans	lp	lp	54
Stellaria uliginosa	lp	-	15
Juncus articulatus	lp	-	8
Veronica serpyllifolia	lp	lp	8
Veronica longifolia	?	-	54

6.1.5 Beitrag von Samenbanken für die Regeneration von Feuchtgrünland nach Intensivnutzung

Im folgenden Kapitel soll die Bedeutung von Samenbanken für die Regeneration von Feuchtgrünland nach Intensivnutzung beurteilt werden. Die Zielarten konnten ja nur in relativ geringen Dichten und sporadisch verteilt unter Intensivgrünland (Nutzungstyp 3, ohne Umbruch) nachgewiesen werden (s. Kap. 6.1.3.4): neben *Juncus effusus* hatten nur die beiden Flutrasenarten *Alopecurus geniculatus* und *Glyceria fluitans* sowie *Viola palustris*, *Carex flacca* und *Peplis portula* Anteile von über 1%. Die dennoch in zahlreichen Dauerflächenuntersuchungen belegten Artenveränderungen und Artenanreicherungen sollen hinsichtlich des Einflusses der Samenbankausdauer untersucht werden.

Dazu werden drei „Versuchsserien“ analysiert, die bereits beschriebenen Aushagerungs- und Vernässungsversuche und die im Rahmen von Renaturierungsmaßnahmen in den Borgfelder Wümmewiesen angelegten Dauerflächenuntersuchungen. Hier wurden durch Wiedervernässung, Düngerverzicht und Nutzungsexstensivierung Renaturierungserfolge erzielt (s. Kap. 2.1.1, JANHOFF 1996). In allen 129 Dauerflächen dieser drei Versuchsserien wurde die Vegetationsentwicklung über mehrere Jahre untersucht. Als Indikatoren für den angenommenen Einfluss der Samenausdauer auf den Renaturierungserfolg werden die Neuetablierer herangezogen.

Die Zahl der Etablierungsereignisse bzw. die Artenzahlen werden für alle Arten eines Samenbanktyps summiert. Die Signifikanzprüfung mit dem Chi²-Test (Tab. 69) geht im ersten Falle von einer Gleichverteilung der Etablierungsereignisse über alle Arten aus, d.h. es wird die Hypothese aufgestellt, dass jede Art die gleiche Chance zur Etablierung hat. Im zweiten Fall (Überprüfung der Artenzahlen) wird die Verteilung der Samenbanktypen aller 1112 nach THOMPSON et al. 1997 klassifizierten Arten (s. Kap. 6.1.2) als zu erwartende Verteilung zugrunde gelegt. Hier wird die Hypothese formuliert, dass die beiden Verteilungen übereinstimmen müssen, wenn nicht bestimmte Selektionsfaktoren den einen oder anderen Samenbanktyp bevorzugen.

Die Zielarten wurden gesondert daraufhin untersucht, ob sich die „neu etablierten“ und die „nicht etablierten“, aber grundsätzlich zu erwartenden Zielarten in ihrer Verteilung über die Samenbanktypen unterscheiden (Tab. 70). Als erwartete Verteilung wurde die Verteilung der Samenbanktypen im Gesamtkollektiv der 136 Zielarten (Ziel 1) bzw. der nach THOMPSON et al. 1997 klassifizierten 1112 Arten zugrundegelegt.

Tab. 69: Häufigkeitsverteilung der Etablierungsereignisse (gemessen am Neuerscheinen einer Art in Dauerquadraten) und Artenzahlen über Klassen der Samenbankausdauer. Bei der Überprüfung der Signifikanz wurden die Abweichungen von der erwarteten Gleichverteilung (bei Überprüfung der „Etablierungsereignisse“) bzw. von der Verteilung aller nach THOMPSON et al. 1997 klassifizierten Arten (bei Überprüfung der „Artenzahlen“) mit einem Chi²-Test (Einfachanordnung) berechnet.

Daten nach Tab. 29 („Versuchsserie“ Aushagerung, n=35), Tab. 35 („Versuchsserie“ Vernässung, n=36) sowie eigenen Untersuchungen und JANHOFF (1996) aus den Borgfelder Wümmewiesen („Versuchsserie“ Wümmewiesen, n=58).

Signifikanz: - - -, +++ (negative bzw. positive Abweichungen auf 0,1%-Niveau abgesichert); - -, ++ (... auf 1%-Niveau abgesichert); -, + (... auf 5%-Niveau abgesichert).

Samenbanktyp	Etablierungsereignisse (Anzahl)			Artenzahlen		
	beobachtet	erwartet	Signifikanz	beobachtet	erwartet	Signifikanz
Versuchsserie: Wümmewiesen						
transient	44	78	- -	15	52	- - -
transient/short t.pers.	362	335	n.s.	64	35	+++
short term persistent	3	5	n.s.	1	11	n.s.
long term persistent	287	277	n.s.	53	35	++
Summen	696		**	133		***
Versuchsserie: Vernässung						
transient	29	35	n.s.	10	32	- - -
transient/short t.pers.	137	132	n.s.	38	22	+++
short term persistent	0	0		0	6	n.s.
long term persistent	118	118	n.s.	34	22	++
Summen	284		n.s.	82		***
Versuchsserie: Aushagerung						
transient	16	30	-	11	36	- - -
transient/short t.pers.	137	132	n.s.	49	24	+++
short term persistent	0	0		0	7	n.s.
long term persistent	93	84	n.s.	31	24	n.s.
Summen	246		*	91		***

Tab. 70: Vergleich der Etablierungshäufigkeiten von Zielarten in unterschiedlichen „Versuchsserien“ bzw. –maßnahmen. Zur Überprüfung der Signifikanz wurde die Verteilung der Samenbanktypen innerhalb der Gruppe „neu etabliert“ mit der erwarteten Verteilung, wie sie sich im Gesamtkollektiv aller Zielarten darstellt, verglichen. Für die Gruppe „nicht etabliert“ wurde die Verteilung innerhalb des durch THOMPSON et al. 1997 bewerteten Artenkollektivs als Vergleichsverteilung herangezogen. Datenherkunft und statistische Methodik s. Tab. 69. Die als „short term persistent“ und „short term persistent/transient“ klassifizierten Arten wurden zusammengefasst.

Samenbanktyp	Neu etablierte Zielarten (Anzahl)			Nicht etablierte Zielarten (Anzahl)		
	beobachtet	erwartet	Signifikanz	beobachtet	erwartet	Signifikanz
Versuchsserie: Wümmewiesen						
transient	7	16	-	31	22	(+)
transient/short t.pers.	32	27	n.s.	33	38	n.s.
long term persistent	18	14	n.s.	15	19	n.s.
Summen	57		*	79		*
Versuchsserie: Vernässung						
transient	6	11	n.s.	32	27	n.s.
transient/short t.pers.	18	18	n.s.	47	47	n.s.
long term persistent	14	9	(+)	18	23	n.s.
Summen	38		*	97		
Versuchsserie: Aushagerung						
transient	8	15	n.s.	30	23	n.s.
transient/short t.pers.	28	25	n.s.	37	40	n.s.
long term persistent	16	13	n.s.	17	20	n.s.
Summen	52			84		

Alle drei Versuchsserien (Tab. 69) ergeben, dass sich Arten mit transienter Samenbank signifikant seltener in den Probestellen etablierten als sich dies aufgrund der angenommenen Verteilungen erwarten ließ. Arten mit einer „short term persistent“ (1-5 Jahre) und einer „long term persistent“ Samenbank (> 5 Jahre) etablierten sich hingegen in allen Versuchsserien bei Zugrundelegung beider Erwartungsverteilungen signifikant häufiger. Besonders deutlich wird dies beim Vergleich der Artenzahlen. Ähnliche Tendenzen ergeben sich bei Betrachtung der Zielarten in den drei Versuchsserien (Tab. 70). Auch hier sind Arten mit transienter Samenbank in der Gruppe der „Neuetablierten“ unterrepräsentiert. Arten mit einer längerlebigen Samenbank verhalten sich umgekehrt: sie etablierten sich (teilweise signifikant) häufiger als die zugrunde gelegten Verteilungen erwarten ließen.

Der geringe Anteil von Arten mit einer transienten Samenbank erscheint, ebenso wie umgekehrt der hohe Anteil von Arten mit einer langlebigen Samenbank unter den „Neuetablierten“ ökologisch plausibel: letztere besitzen eine von GRIME (1979) den „ruderals“ zugeschriebene Eigenschaft, nämlich Störungen und Zeiten ungünstiger Standortbedingungen als Same im Boden überdauern zu können. Sie sind damit nach der Wiederherstellung von geeigneten Standortbedingungen, z.B. durch Wiedervernässung und/oder Aushagerung sofort als Neubesiedler verfügbar und müssen nicht erst von außerhalb zuwandern. Sie stellen daher im Gegensatz zu den Arten mit transienter Samenbank tatsächlich ein wichtiges Regenerationspotential für Renaturierungsmaßnahmen dar.

Weniger leicht erklärbar ist die hohe Etablierungsrate von Arten mit einer Samenbankausdauer, die maximal nur 5 Jahre beträgt (short term persistent). Zum einen mag diese relativ kurze Überdauerungsperiode in einigen Fällen ausgereicht haben, um kurzzeitige Intensivierungsphasen im Boden zu überdauern, zum anderen könnten die Samen in den hier vorherrschenden, feuchten Böden länger überlebensfähig sein als die Gesamtbeurteilung nach THOMPSON et al. 1997 dies erwarten lässt.

Im folgenden sollen die einzelnen Arten untersucht werden. Zur Beurteilung der möglichen Bedeutung der Samenbank für die Wiederbesiedlung werden zusätzlich zu den Angaben von THOMPSON et al. 1997 die Häufigkeiten der Arten in der Samenbank von Intensivgrünland (Nutzungstyp 3, Kap.6.1.3.1, Tab. 60) herangezogen. Die relative Häufigkeit in der aSb der untersuchten 25 Probestellen dieses Nutzungstyps wird im folgenden als Samenbankpotential bezeichnet.

Zunächst geht es um die häufigen Neuetablierer, die sich in den Versuchsserien signifikant häufiger etablierten, als bei einer erwarteten Gleichverteilung aller Arten (also unter Zugrundelegung gleicher Chancen für alle als Neuetablierer aufgetretenen Arten) angenommen werden müsste (Tab. 71). Am häufigsten etablierten sich in allen Versuchsserien *Ranunculus flammula*, *Galium palustre*, *Agrostis stolonifera* und *Agrostis canina*, deren Samenbank im Boden ein hohes Etablierungspotential bereitstellt. Aber durchaus nicht alle häufig etablierten Arten verfügen darüber: so haben *Rorippa amphibia*, *Alopecurus pratensis*, *Agropyron repens*, *Carex nigra* und *Holcus lanatus* nur kurzlebige Samenbanken.

Umgekehrt ist die Bedeutung des besonders hohen Samenbankpotentials und der langlebigen Samenbank von *Juncus effusus* und *Glyceria fluitans* für deren häufige Etablierung plausibel. In der Aushagerungsserie fällt gegenüber der Vernässungsserie die häufigere Etablierung von Arten der *Poa trivialis*- und *Trifolium repens*-Gruppe auf (Tab. 71). In der *Poa trivialis*-Gruppe besitzen nur *Agrostis tenuis*, *Anthoxanthum odoratum* und *Poa* selbst langlebige Samenbanken bzw. ein hohes Samenbankpotential. In den Vernässungsversuchen hingegen etablierten sich Flutrasen- und Röhrichtarten besonders häufig, von denen nur *Agrostis stolonifera*, *Glyceria fluitans*, *Alopecurus geniculatus*, *Phalaris arundinacea* und *Cardamine pratensis* über ein hohes Samenbankpotential im Boden verfügen. *Rorippa amphibia*, *Potentilla anserina* und *Lysimachia nummularia* haben kurzlebige Samenbanken.

Tab. 71: Häufigste Neuetablierer (sich in Dauerquadraten neu etablierende Arten) bei Aushagerungs- und Vernässungsversuchen in verschiedenen Feuchtwiesengebieten Nordwestdeutschlands (Quellen und Standorte s. Tab. 29 und Tab. 35) und in den Wümmewiesen bei Bremen (nach Daten von JANHOFF 1996). Das Samenbankpotential ist die relative Häufigkeit von Samen in der aSb im Nutzungstyp 3 „Intensivgrünland“.

Die Häufigkeit der Etablierung wurde mit einem Chi²-Quadrat Test (Einfachanordnung) auf Abweichungen von der erwarteten Gleichverteilung auf Signifikanz geprüft (+++, --- Abweichung auf 0,1%-Niveau, ++, -- auf 1%-, +, - auf 5%-, (+), (-) auf 10%-Niveau signifikant. Angaben zur Ausdauer der Samenbank nach THOMPSON et al. 1997.

Versuchsserien ...	Etablierungswahrscheinlichkeit								Samenbankpotential	
	Aushagerung		Vernässung		Wümmewiesen		alle Versuche		in % von	Sig.
Samenbank	in % von n=35	Sig.	in % von n=36	Sig.	in % von n=58	Sig.	in % von n=129	Sig.	in % von n=25	Sig.
lp Ranunculus flammula	26	+++	22	+	34	+++	29	+++	16	
tr/sp Galium palustre	23	++	28	+++	26	+++	26	+++	20	(+)
tr/sp Agrostis canina	20	++	31	+++	26	+++	26	+++	8	
lp Poa trivialis	29	+++	8		9		14	++	20	(+)
tr/sp Holcus lanatus	26	+++	6		14		15	++	0	
tr/sp Festuca rubra ssp. rubra	17	+	8		10		12	(+)	12	
tr/sp Caltha palustris	17	+			9		9		4	
tr/sp Anthoxanthum odoratum	29	+++	8		21	++	19	+++	24	+
tr/sp Carex nigra	23	++	17		24	+++	22	+++	4	
lp Agrostis tenuis	20	++	3		22	+++	16	+++	12	
lp Alopecurus geniculatus	20	++	42	+++	9		21	+++	12	
tr/sp Agrostis stolonifera ssp. stol.	14		33	+++	29	+++	26	+++	20	(+)
tr/sp Cardamine pratensis	11		25	++	21	++	19	+++	24	+
lp Glyceria fluitans	11		25	++	19	++	19	+++	32	+++
lp Phalaris arundinacea	3		25	++	12		13	+	24	+
tr Rorippa amphibia			28	+++	10		12	+	4	
tr/sp Potentilla anserina			25	++	9		11		8	
tr/sp Lysimachia nummularia	3		19	(+)	17	+	14	++	4	
lp Trifolium repens	14		11		28	+++	19	+++	12	
lp Cerastium fontanum agg.	14		6		22	+++	16	+++	16	
tr/sp Taraxacum officinale agg.	9		6		21	++	13	+	4	
tr/sp Leontodon autumnalis	6		6		19	++	12	(+)	24	+
lp Poa pratensis ssp. pratensis	11		6		17	+	12	+	4	
tr/sp Myosotis palustris	9		3		17	+	11		16	
lp Poa pratensis ssp. subcaerulea	9				17	+	10		0	
tr/sp Veronica scutellata	6				17	+	9		8	
lp Juncus effusus	9		14		26	+++	18	+++	48	+++
tr/sp Deschampsia cespitosa	6		14		24	+++	16	+++	8	
lp Mentha arvensis	6		8		24	+++	15	++	8	
lp Stellaria palustris	6		17		22	+++	16	+++	20	(+)
lp Rumex crispus	6		17		21	++	16	+++	16	
lp Veronica serpyllifolia	3		8		21	++	12	+	8	
tr/sp Alopecurus pratensis	3		11		19	++	12	+	0	
tr/sp Lolium perenne	3		8		19	++	12	(+)	8	
tr/sp Glyceria maxima			11		19	++	12	(+)	12	
tr/sp Agropyron repens			11		19	++	12	(+)	0	
tr/sp Carex disticha	3		3		17	+	9		24	+
tr/sp Achillea ptarmica	3		14		16	(+)	12	(+)	12	
lp Lychnis flos-cuculi	9		11		14		12	(+)	16	

Untersuchen wir nun umgekehrt, inwieweit Arten mit besonders hohem Samenbankpotential auch tatsächlich für die Besiedlung eine Rolle spielen. Zunächst fällt auf (Tab. 72), dass Arten mit einem hohen Samenbankpotential (>28 % in der aSb) auch eine langlebige Samenbank besitzen. Bei weitem nicht alle Arten hatten an der Kolonisierung der Probeflächen einen entsprechend hohen Anteil. Die Korrelation zwischen der Etablierungswahrscheinlichkeit und dem Samenbankpotential ist in dem in Tab. 72 vorgestellten Artenkollektiv sogar negativ ($r_s = -0,396^*$). Dies bedeutet, dass gerade die häufigsten Arten in der aSb für die Kolonisierung der renaturierten Flächen nur einen kleinen Anteil beisteuern. Das höchste Samenbankpotential mit 76 bzw. je 60 %-iger Frequenz in der aSb haben *Juncus bufonius*, *J. articulatus* und *Sagina procumbens*, die sich aber nur jeweils in 1-2 % der 129

Probeflächen der drei Versuchsserien etablierten. Eine Ausnahme machen, wie bereits erwähnt *Juncus effusus* und *Glyceria fluitans*, deren hohes Samenbankpotential auch tatsächlich zur Wirkung kommen kann. Dies gilt trotz eines geringeren Samenbankpotentials auch für die Arten der *Anthoxanthum*-Gruppe. Die Etablierungsraten der *Cynosurus*-Gruppe hingegen entsprechen ihrem relativ hohen Samenbankpotential nicht: wie den Arten der *Sagina*-Gruppe fehlen ihnen offenbar die geeigneten Standortsbedingungen. Für Arten, die auf offene, konkurrenzärmste Standorte oder Ungestörtheit angewiesen sind, ist dies plausibel. Die geringe Etablierungsrate von *Poa palustris*, *Cynosurus cristatus*, *Viola palustris* und zahlreicher weiterer in der aSb vorhandener, hier nicht aufgeführter Feuchtwiesen- und Kleinseggenriedarten hingegen zeigt, dass die Etablierungsvoraussetzungen auch für mahdtolerante Arten nicht vollständig erfüllt sind.

Tab. 72: Arten mit hohem Samenbankpotential (häufigste Arten der aSb unter Intensivgrünland, Nutzungstyp 3 von 25 Probeflächen) und ihre Etablierungswahrscheinlichkeiten in drei Versuchsserien.

Die Häufigkeit der Etablierung wurde mit einem Chi²-Quadrat Test (Einfachanordnung) auf Abweichungen von der erwarteten Gleichverteilung auf Signifikanz geprüft (+++, -- Abweichung auf 0,1%-Niveau, ++, -- auf 1%-, +, - auf 5%-, (+), (-) auf 10%-Niveau signifikant. Angaben zur Ausdauer der Samenbank nach THOMPSON et al. 1997.

Versuchsserien ...	Etablierungswahrscheinlichkeit								Samenbankpotential		
	Aushagerung		Vernässung		Wümmewiesen		alle Versuche		Häufigkeit in % von n=25	Sig.	
	in % von n=35	Sig.	in % von n=36	Sig.	in % von n=58	Sig.	in % von n=129	Sig.			
Samenbank											
lp	Glyceria fluitans	11		25	++	19	++	19	+++	32	+++
lp	Juncus effusus	9		14		26	+++	18	+++	48	+++
lp	Sagina procumbens	3						1	--	60	+++
lp	Juncus articulatus	6		3				2	-	60	+++
tr/sp	Viola palustris	3				2	(-)	2	-	32	+++
lp	Juncus bufonius			3		2	(-)	2	-	76	+++
lp	Plantago major ssp. major			6		3		3	(-)	48	+++
lp	Poa annua			3		14		7		44	+++
lp	Urtica dioica					9		4		36	+++
lp	Gnaphalium uliginosum					5		2	-	36	+++
lp	Juncus bulbosus							-		40	+++
lp	Stellaria uliginosa							-		28	++
tr/sp	Anthoxanthum odoratum	29	+++	8		21	++	19	+++	24	+
lp	Poa trivialis	29	+++	8		9		14	++	20	(+)
tr/sp	Galium palustre	23	++	28	+++	26	+++	26	+++	20	(+)
tr/sp	Agrostis stolonifera ssp. stol.	14		33	+++	29	+++	26	+++	20	(+)
tr/sp	Cardamine pratensis	11		25	++	21	++	19	+++	24	+
lp	Stellaria palustris	6		17		22	+++	16	+++	20	(+)
tr/sp	Leontodon autumnalis	6		6		19	++	12	(+)	24	+
lp	Phalaris arundinacea	3		25	++	12		13	+	24	+
tr/sp	Carex disticha	3		3		17	+	9		24	+
tr/sp	Cynosurus cristatus	3						1	--	20	(+)
tr/sp	Eleocharis palustris	9		11		3		7		24	+
tr/sp	Lythrum salicaria	3				7		4		24	+
tr/sp	Poa palustris			6		12		7		24	+
lp	Stellaria media					3		2	-	20	(+)
tr	Callitriche palustris					2	(-)	1	--	24	+

6.2 Ausbreitung von Diasporen im Raum

6.2.1 Bedeutung der Diasporenausbreitung für die Regeneration

Die Samenbank im Boden ist eine wichtige Quelle für die Regeneration eines Pflanzenbestandes. Von ihr werden Samen kurzfristig für die Keimung bereitgestellt, so dass bei geeigneten Standortbedingungen eine Etablierung erfolgen kann. Fehlen die gewünschten Zielarten in der Samenbank jedoch, ist die Zuwanderung (Invasion) aus der Umgebung notwendig. Ausbreitungsprozesse bei Pflanzen haben eine Bedeutung für

1. die Wieder- oder Neubesiedlung von geeigneten Standorten in der Landschaft. Fehlende oder schwache Ausbreitung kann in vielen Fällen als Ursache für die Nichtbesiedlung potentiell geeigneter Standorte angesehen werden (PRIMACK & MIAO 1992).
2. den Genaustausch zwischen Populationen (VEITH et al. 1999)
3. und das Überleben von Metapopulationen (POSCHLOD 1996)

Die Ausbreitung über größere Entfernungen erfolgt bei Pflanzen stets passiv, indem generative oder vegetative Diasporen durch bestimmte Ausbreitungsagentien, wie Wind, Wasser, Tiere oder den Menschen transportiert werden. Durch Diasporen, die auf sexuellem Wege entstanden sind, können neue Rekombinationstypen in neuen Lebensräumen erprobt werden (LUFTENSTEINER 1982). Sie sind daher nicht nur Bestandteil von Ausbreitungs-, sondern auch von Überlebensstrategien von Arten (HOWE & SMALLWOOD 1982). Für die Ausbreitungseffizienz ist das Zusammenpassen von artspezifischen Eigenschaften (Samenproduktion, Fertilität, Phänologie des Samenausstreuens und Samenmorphologie) mit den äußeren Umweltfaktoren wichtig, die die Standortsspezifität, Richtung und Transportweite der vorhandenen Ausbreitungsagentien steuern.

Die Vielfalt und Bedeutung der verschiedenen Ausbreitungsprozesse für Regenerationsmaßnahmen ist für eine konkrete Landschaft schwierig zu quantifizieren. Die diasporenverbreitende Funktion vieler historischer Nutzungsformen, wie Streuwiesennutzung, Wiesenbewässerung, großflächige Beweidung (Allmende), Transhumanz etc. ist mit ihnen verloren gegangen (POSCHLOD 1996, BONN & POSCHLOD 1998). Inwieweit moderne Nutzungsformen bzw. Pflegenutzungen diese Funktionen übernehmen können, ist weitgehend unbekannt (vgl. BAKKER & OLFF 1992). Von einer „Allgegenwärtigkeit“ von Diasporen kann heute jedenfalls weniger denn je ausgegangen werden (TISCHEW 1994). Für Feuchtgebiete können Wind und nicht an Wasser gebundene „Landvögel“ als ungerichtete Ausbreitungsvektoren, den gerichteten gegenübergestellt werden, die aufgrund ihrer Gebundenheit an den Landschaftstyp, die Fläche bzw. das Medium Wasser Diasporen an die für sie geeigneten Standorte transportieren können. Die Bedeutung von landwirtschaftlichen Geräten wurde u.a. von BAKKER & Olf 1992, die von Weidetieren von WELCH et al. 1990 gewürdigt. Das Wasser ist in Form von Überschwemmungen am stärksten flächenwirksam und kann alle potentiell schwimmfähigen Diasporen transportieren. Die Transportleistung von stehendem oder nur leicht bewegtem Wasser ist aber weitgehend unbekannt. Die Bedeutung von fließendem Wasser in Flüssen als Hauptwanderwege von Diasporen und für die Kolonisierung von Auenstandorten ergibt sich hingegen allein schon durch die Betrachtung von Verbreitungsmustern von Stromtalarten und Alpenschwemmungen (SEIBERT 1958) sowie durch die per „river drift“ transportierten, hohen Samenmengen (MC ATEE 1925, BRUGBAUER & BERNHARDT 1990, SCHWABE 1991, POSCHLOD 1996).

6.2.2 Fernausbreitung von Diasporen durch Überschwemmungen

6.2.2.1 Methodik

Entweder kann das treibende Driftmaterial durch „Wasserfallen“ oder der abgelagerte Streusaum durch die Entnahme von Getreibsel beprobt werden. Hier wurde letztere Methode benutzt. Als Untersuchungsgebiet wurden die Borgfelder Wümmewiesen bei Bremen ausgewählt, weil hier regelmäßig großflächige, winterliche Überschwemmungen stattfinden und das Gebiet floristisch und vegetationskundlich gut bekannt ist (Kap. 2.1.1, ROSENTHAL 1992a, JANHOFF 1992, 1996). Die Untersuchungen erfolgten im Rahmen einer Diplomarbeit (KLEINSCHMIDT 1996).

Im Januar, März und Mai 1994 wurden insgesamt 83 Getreibselproben (a 800 cm³) aus den diasporenhaltigen Spülsaumen entnommen, die an Deichen und erhöhten Wegen abgelagert worden waren. Dadurch wurden auf der Wasseroberfläche treibende (emerse) Diasporen erfasst, die entweder auf dem Boden liegend im Wasser auftrieben oder die direkt auf die Wasseroberfläche fielen. Ausserdem wurden die vegetativen Diasporen von *Cardamine pratensis* in großen Mengen erfasst, die vom Wasser mechanisch von den Mutterpflanzen abgespült worden waren.

Die Proben wurden in Keimschalen im Gewächshaus mindestens 10 Wochen kultiviert. Dies erwies sich meist als ein ausreichend langer Zeitraum, da selbst in 12 Monate lang exponierten Proben kaum neue Keimlinge aufkamen. Diese Keimungsmethode, vielfach zur Erfassung des Diasporenmaterials in Böden verwendet, eignet sich auch zur Ermittlung des Diasporenpotentials in Driftgut und Spülsaummaterial sehr gut (RIDLEY 1930, DIERSCHKE 1984, SCHWABE 1991 und BRUGBAUER 1990). Die Proben wurden keiner Vorbehandlung unterzogen, was nach OOMES & HAM 1983 die besten Ergebnisse erbringt. Auf ein Ausspülen und Sieben der Proben wurde nach einigen Vorversuchen verzichtet, weil erhebliche Diasporenmengen an der Streu haften, die sich durch Spülen nicht entfernen lassen (insbes. *Rumex*-Arten). Die Keimschalen wurden unter Halogenlampen (12 Stunden Beleuchtung pro Tag) bei 15-25°C im Gewächshaus aufgestellt und stets gut feucht gehalten. Durch die Probennahme im Frühjahr hatten alle Samen bereits eine Kältestratifikation erfahren. Die auflaufenden Keimlinge wurden regelmäßig bestimmt (MULLER 1978), gezählt und entfernt. Für die Auswertung wurden Summen oder Mittelwerte über alle Probetermine errechnet.

6.2.2.2 Bewertung der Ausbreitungseffizienz

Zur Bewertung der hydrochoren Ausbreitungseffizienz der Arten wurde ihre Frequenz und Menge in 83 Driftgut-Proben aus dem Jahre 1994 (KLEINSCHMIDT 1996) mit der Stetigkeit in 510 Vegetationsaufnahmen aus dem Feuchtgrünland aus den Jahren 1990/91 (JANHOFF 1992) verglichen und nach dem in Abb. 28 dargestellten Bewertungsverfahren bewertet. Arten, die im Feuchtgrünland fehlten, z.B. weil sie nur am Rande des Gebietes oder an höheren nicht oder nur kurzzeitig überschwemmten Standorten vorkommen, aber trotzdem im Driftgut auftauchen, erhalten hohe Dispersionswerte. Umgekehrt werden Arten, die in der Vegetation vorhanden sind, aber im Driftgut fehlen mit „nicht dispersiv“ bewertet. Wenn sie im Driftgut wesentlich seltener sind als in der Vegetation, erhalten sie die Bewertung „schwach dispersiv“. Bei einem Mengenanteil von > 1 % aller Diasporen des Driftguts wurde eine Stufe höher bewertet, als im Schlüssel angegeben. Ein Problem bei diesem Vergleich ist, dass verschiedene Arten eine unterschiedlich hohe Samenproduktion haben (PERTULLA 1941, TISCHEV 1994). Die Dispersivität entspricht daher nicht der Schwimmfähigkeit, sondern gilt nur für die Bedingungen im konkreten Gebiet.

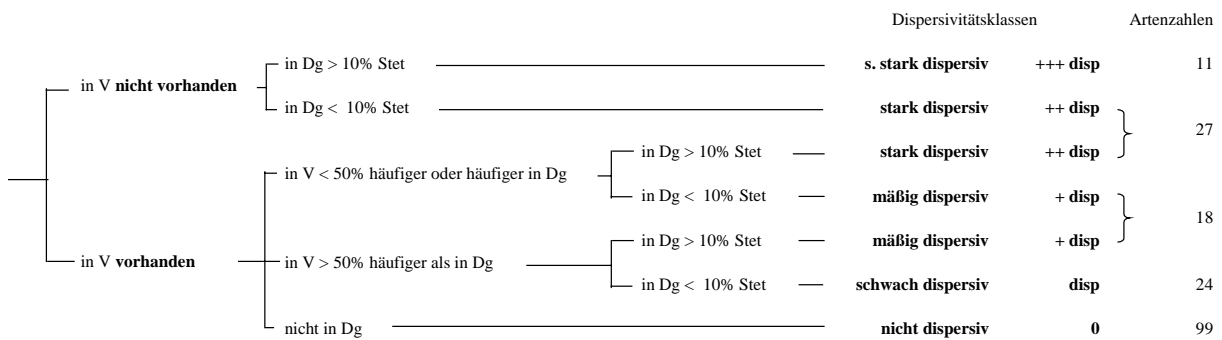


Abb. 28: Bewertung der hydrochoren Ausbreitungseffizienz nach den Kriterien Frequenz und Menge im Driftgut (Dg) im Vergleich mit der Stetigkeit in der aktuellen Vegetation (V). Letzte Spalte = Artenzahlen

6.2.2.3 Saisonalität der hydrochoren Diasporendrift

Im Untersuchungszeitraum (Winter 1993/94) waren die Wasserstände aufgrund überdurchschnittlich hoher Niederschläge und häufiger Weststürme besonders hoch (Abb. 29). Während der Maxima waren auch höhergelegene Geländeteile wie Deiche und Wege weitgehend überflutet, an denen Getreibsel-säme beim Zurückweichen des Wassers liegen blieben. Die Überschwemmungen der tiefgelegenen Geländeabschnitte hielt bis Mai an. Überschwemmungen dieses Ausmaßes treten in den Borgfelder Wümmewiesen periodisch alle 5-10 Jahre auf. Die Witterung war durch einen relativ warmen Januar und März, unterbrochen von einer sehr kalten Frostperiode im Februar geprägt. Die starken Winde in dieser Jahreszeit erreichten ungewöhnlich häufig Orkanstärke. Erst im April sorgten Ostwinde für den Rückgang der Überflutungen.

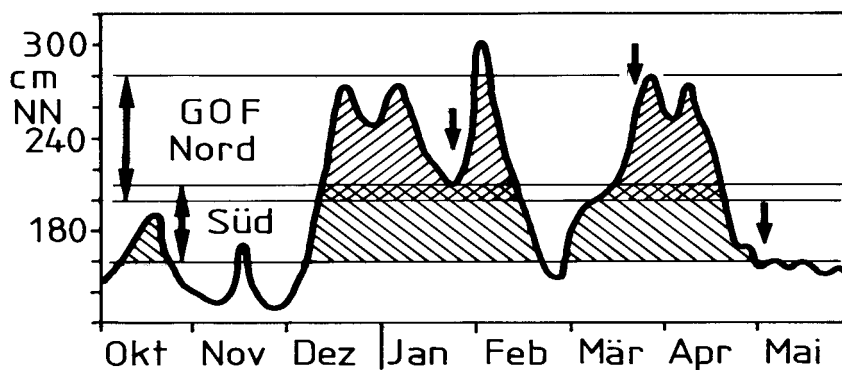


Abb. 29: Grundwasser- und Überflutungsganglinien im Winterhalbjahr 1993/94 in den Borgfelder Wümmewiesen. GOF Nord/Süd: Geländeoberfläche in cm über NN im Nord- bzw. Südteil des Gebietes. Pfeile kennzeichnen die 3 Probennahmetermine

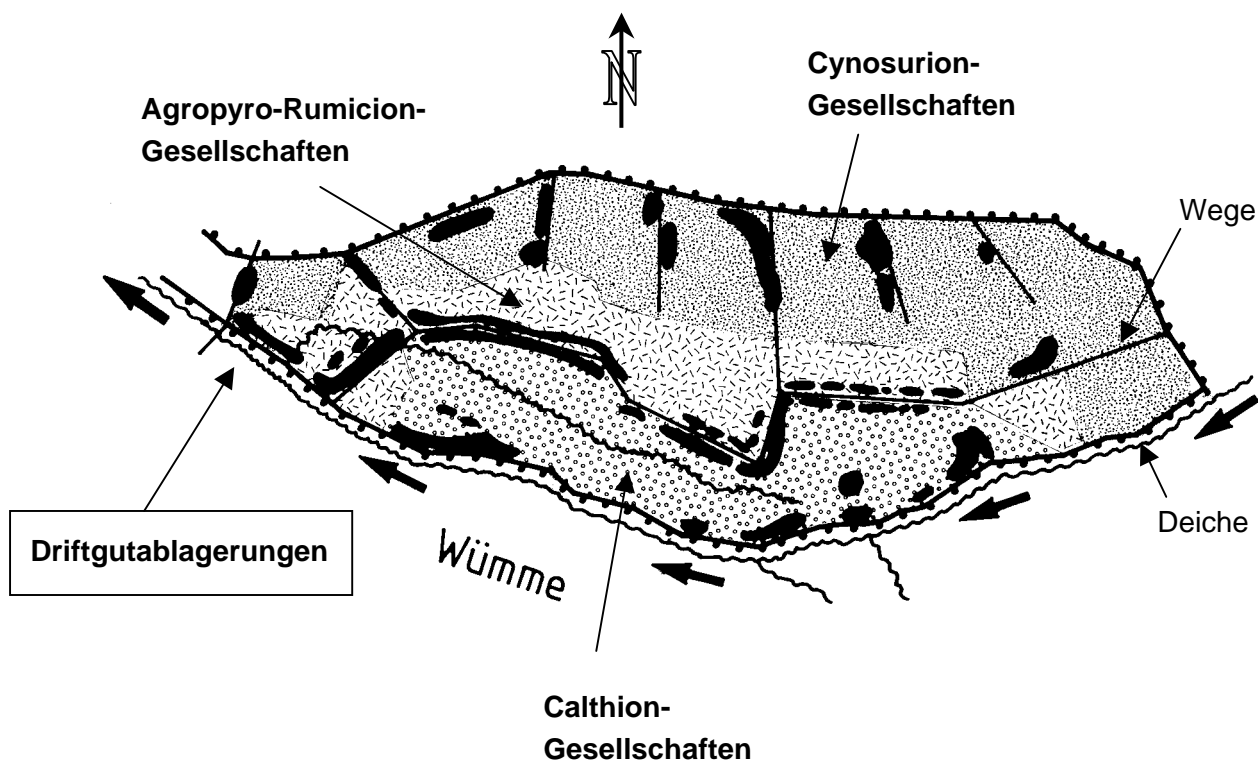


Abb. 30: Karte der Borgfelder Wümmewiesen mit den Hauptvegetationsgebieten, der Lage der **Driftgutablagerungen** im Mai (schwarz) nach dem Abklingen der zweiten Überschwemmungsperiode und die wichtigsten Geländeerhebungen.

Mit dem Beginn der Winterüberflutungen Anfang Dezember 1993 wurde das Getreibselmaterial aus abgestorbenen Pflanzenteilen und Diasporen aufgeschwemmt und durch den Wind verdriftet. Jeweils beim Zurückweichen des Überflutungswassers im Januar, Februar und April wurden Schwemmsäume aus Driftgut an den entblößten Geländepartien abgelagert, um bei der nächsten Überschwemmungsperiode wieder aufgeschwemmt und weiterverdriftet zu werden. Im Mai, nach dem endgültigen Zurückweichen des Wassers, hatten sich im ganzen Gebiet Getreibselmänter in Form von 1-2 m breiten Bändern an Deichen und Wegen abgelagert (Abb. 30). Nur stellenweise hatte sich das Material auf den Grünlandflächen selbst in Form von Streumatten gesammelt. An zwei Punkten konnten bis zu 60 m² große und bis 30 cm dicke Streupackete beobachtet werden. Die Länge und das Volumen der Driftgutsäume kann nur grob abgeschätzt werden (Tab. 73). Rechnet man die in ihnen enthaltenen Samenmengen von den im Januar in den Proben gefundenen Samendichten hoch, kommt man auf Größenordnungen von 10⁹ Samen. Bei einer gleichmäßigen Verteilung über das Gesamtgebiet auf 226 Samen/m². Diese geschätzte Zahl kann um ein Vielfaches höher liegen, weil bis Januar bereits Diasporen abgesunken waren und die vielen kleineren Driftgutablagerungen auf den Grünlandflächen nicht kartiert wurden.

Tab. 73: Quantitative Abschätzung der Driftgutmengen in den Borgfelder Wümmewiesen beim Winterhochwasser 1993/94 und der in ihnen enthaltenen Samenmengen

Länge markanter Driftgutsäume an Wegen und Deichen (s. Abb. 30)	12,8 km
Gesamtvolumen derselben bei einer mittleren Breite von 1,5 m und einer Dicke von 20 cm	3840 m ³
Samenmenge/m ³ Driftgut	397.679
Samenmenge in Driftgutsäumen im Gesamtgebiet	1,53*10 ⁹
Samendichte bei gleichmäßiger Verteilung im Gesamtgebiet (677 ha)	226/m ²

Die Struktur des abgelagerten Driftguts ist sehr heterogen. Das Grobmaterial besteht aus abgestorbenen größeren Pflanzenteilen, das Feinmaterial aus zerkleinerter Streu und Diasporen. Die im Sommer des Vorjahres ausgestreuten Diasporen wurden durch die im November einsetzenden Überschwemmungen in großer Zahl aufgetrieben, so dass das in den ersten Wochen nach Beginn der Überschwemmungen abgesetzte Feinmaterial sehr diasporenreich war. Durch wiederholte Aufschwemmung und Umlagerung durch die nachfolgenden, bis Ende April anhaltenden Überflutungen nahm die Diasporendichte im Driftgut logarithmisch ab (Abb. 31), so dass die Driftgutablagerungen im Mai vorwiegend aus grobem Material bestanden. Die Diasporen sanken im Laufe der Zeit auf den Grund der seicht überfluteten Grünlandflächen ab und werden damit über die Fläche verteilt. Der Rückgang zwischen Januar und März lag bei den häufigen Arten des Driftguts bei über 90 %, was auch für Arten zutraf, deren Diasporen hydrochore Eigenschaften besitzen. Die meisten Diasporen schwammen also nicht länger als 2-3 Monate, obwohl einige Arten, wie *Ranunculus repens*, *Galium palustre* und *Alnus glutinosa* als Langzeitschwimmer (6-12 Monate nach GUPPY1892) eingestuft werden. Die unter Laborbedingungen gewonnen Ergebnisse sind für die Beurteilung der Schwimmdauern unter faktischen Umweltbedingungen nur eingeschränkt zu gebrauchen. Starke Wasserbewegung und Fröste fördern die Benetzung, Aufweichung und Erosion der Samenschale. Daher dürfte die Schwimmdauer unter natürlichen Bedingungen in der Regel kürzer sein, als durch Laborversuche angenommen werden kann.

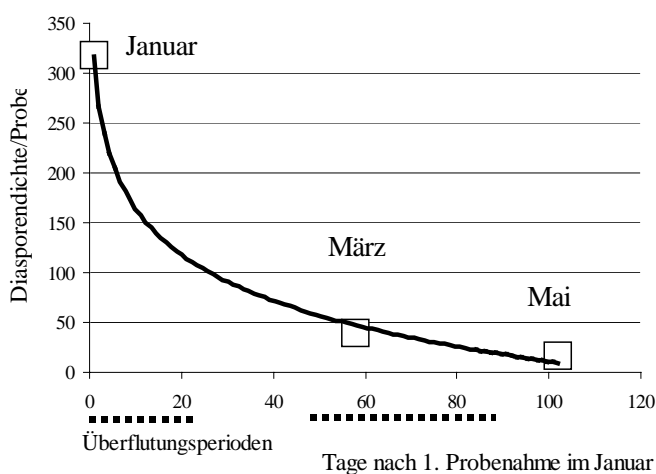


Abb. 31: Veränderungen der Diasporendichte pro Probe (jeweils ca. 800 cm³) im Driftgut der Überschwemmungsflächen in den Borgfelder Wümmewiesen im Winter 1993/94. Logarithmische Regression.

6.2.2.4 Verteilung der Pflanzenarten in Driftgut und aktueller Vegetation

Von 179 bewerteten Arten wurden 81 im Driftgut nachgewiesen. Die Verteilung der Pflanzenarten im Spülsaum ist stark dominanzorientiert. Nur 15 Arten stellen 86% der Diasporenmenge. Die meisten (66) Pflanzenarten waren hingegen nur selten mit jeweils weniger als 1% am Diasporenvorrat im Spülsaum vertreten.

Nur vier Arten erreichten Anteile von jeweils über 10% an der Gesamtdiasporenmenge (Tab. 74): von diesen verbreiteten sich *Ranunculus repens*, *Mentha arvensis* und *Alnus glutinosa* über ihre Samen, während sich die Diasporen von *Cardamine pratensis* als kleine Teilblättchen des gefiederten Grundblatts darstellten, die bereits mit dünnen, fadenförmigen Wurzeln versehen waren. Die Diasporen von *Alnus* wurden zum Zeitpunkt der Überschwemmungen mit dem Wind herangetragen und auf dem Wasser abgesetzt, das dann die weitere (sekundäre) Verbreitung übernahm; die Diasporen von *Ranunculus repens* und *Mentha arvensis* hingegen waren schon vor dem Beginn der Überschwemmungen abgesetzt und dann von diesen aufgeschwemmt und weiterverdriftet worden.

Weitere elf Arten erreichten Anteile zwischen 1 und 10% (Tab. 74). Von diesen sind außer *Rumex hydrolapathum* und *Epilobium adenocaulon* alle im Wirtschaftsgrünland der Wümmewiesen häufig anzutreffen. *Galium palustre* wurde auch in sommerlichen Spülsäumen im *Alnetum incanae* von SCHWABE 1991 zahlreich gefunden.

Tab. 74: Hydrochore Dispersivität und Diasporeneigenschaften der im Driftgut der Borgfelder Wümmwiesen nachgewiesenen Pflanzenarten. Angaben zum Ausbreitungsmodus nach anatomisch-morphologischen Kriterien sind MÜLLER-SCHNEIDER 1986, GRIME ET AL. 1988, RIDLEY 1930 und VAN DER PIJL 1969 entnommen und beziehen sich auf die generative Diaspore. Die Angaben zur endochoren Ausbreitung wurden durch Angaben von WELCH et al. 1990 ergänzt, die Dungproben u.a. von Rindern untersuchten. Unter autochorer Ausbreitung wird die Selbstausbreitung durch pflanzeneigene Ausbreitungsrichtungen verstanden.

Abkürzungen für die in der Tabelle beschriebenen Diasporeneigenschaften

	Hyd-	Anem-	Zoo-
1	unbenetzbar	geflügelt, abgeflacht	epichor: Grannen, Kelchzähne
2	Schwimmgewebe	Flugapparat aus Haaren	epichor: Kletten
3	Luftblase	Windstreuer	epichor: Schleimhaftung
4	vegetative Diaspore	Farnsporen	endochor: ohne Pulpa, Samenschale hart
5	Spez. Gewicht < 1		endochor: mit Pulpa
6			myrmekochor
7			dysochor

	Samen im Driftgut				Spezifische anatomische Diasporeneigenschaften			
	Dispersal- bewertung	Stetig- keit %	Anzahl abs.	Anzahl %	hydrochor	anemochor	zoochor	autochor
sehr stark dispersiv								
Ranunculus repens	+++ disp	69	981	27,9	Hyd- 1	Anem- 1	-	
Mentha arvensis	+++ disp	25	438	12,4	Hyd- 1	-	-	
Alnus glutinosa	+++ disp	35	395	11,2	Hyd- 125	Anem- 1	-	
Galium palustre	+++ disp	27	124	3,5	Hyd- 15	-	-	
Rorippa palustris	+++ disp	25	102	2,9	Hyd- 15	Anem- 3	Zoo- 3	
Carex disticha	+++ disp	28	76	2,2	-	Anem- 1	-	
Rumex hydrolapathum	+++ disp	18	57	1,6	Hyd- 25	Anem- 1	-	
Agrostis stolonifera ssp. stol.	+++ disp	19	48	1,4	-	Anem- 1	Zoo- 4	
Epilobium adenocaulon	+++ disp	29	38	1,1	-	Anem- 2	-	
Lycopus europaeus	+++ disp	19	33	0,9	Hyd- 25	Anem- 1	-	
Chenopodium album	+++ disp	11	22	0,6	-	Anem- 1	Zoo- 5	
stark dispersiv								
Cardamine pratensis	++ disp	22	602	17,1	Hyd- 4	Anem- 1	Zoo- 4	aut
Poa trivialis	++ disp	13	45	1,3	-	-	Zoo- 14	
Holcus lanatus	++ disp	13	38	1,1	-	Anem- 1	Zoo- 4	
Myosotis palustris	++ disp	16	37	1,1	Hyd- 1	Anem- 3	-	
Poa palustris	++ disp	19	37	1,1	Hyd- 3	Anem- 2	-	
Agrostis canina	++ disp	13	35	1,0	-	Anem- 1	Zoo- 1	
Carex leporina	++ disp	14	31	0,9	Hyd- 3	Anem- 1	-	
Poa annua	++ disp	13	23	0,7	Hyd- 3	Anem- 2	Zoo- 47	
Senecio vulgaris	++ disp	7	22	0,6	-	Anem- 2	Zoo- 47	
Urtica dioica	++ disp	18	22	0,6	-	Anem- 1	Zoo- 47	
Thalictrum flavum	++ disp	11	14	0,4	Hyd- 35	-	-	
Potentilla anserina	++ disp	12	13	0,4	-	-	-	
Lysimachia thyriflora	++ disp	5	6	0,2	Hyd- 2	-	-	
Artemisia vulgaris	++ disp	5	5	0,1	-	Anem- 3	Zoo- 7	
Atriplex hastata	++ disp	4	4	0,1	-	Anem- 1	-	
Conyza canadensis	++ disp	1	4	0,1	-	Anem- 2	Zoo- 7	
Bidens cernua	++ disp	4	3	<0,1	Hyd- 2	Anem- 1	Zoo- 127	
Sium latifolium	++ disp	1	3	<0,1	Hyd- 2	-	-	
Spergula arvensis	++ disp	1	3	<0,1	-	Anem- 3	Zoo- 47	
Bidens tripartita	++ disp	1	2	<0,1	-	Anem- 1	Zoo- 127	
Sedum acre	++ disp	2	2	<0,1	-	Anem- 3	-	
Sonchus asper	++ disp	2	2	<0,1	-	Anem- 2	Zoo- 147	
Leontodon hispidus	++ disp	1	1	<0,1	-	Anem- 2	-	
Oenanthe aquatica	++ disp	1	1	<0,1	Hyd- 2	-	-	
Polygonum lapathifolium	++ disp	1	1	<0,1	-	Anem- 1	Zoo- 47	
Scutellaria galericulata	++ disp	1	1	<0,1	Hyd- 25	-	-	
Senecio viscosus	++ disp	1	1	<0,1	-	Anem- 2	-	
mäßig dispersiv								
Pedicularis palustris	+ disp	5	23	0,7	Hyd- 25	-	-	
Rorippa sylvestris	+ disp	8	23	0,7	-	Anem- 3	Zoo- 3	
Betula pubescens	+ disp	7	17	0,5	-	Anem- 1	Zoo- 46	
Barbarea stricta	+ disp	8	10	0,3	-	-	-	
Oenanthe fistulosa	+ disp	4	8	0,2	Hyd- 2	-	Zoo- 7	
Rumex crispus	+ disp	8	8	0,2	Hyd- 5	Anem- 1	Zoo- 7	
Lolium perenne	+ disp	7	7	0,2	-	Anem- 1	Zoo- 47	
Tanacetum vulgare	+ disp	6	7	0,2	-	Anem- 3	-	
Rumex obtusifolius	+ disp	6	6	0,2	Hyd- 5	Anem- 1	Zoo- 4	
Stellaria media	+ disp	6	5	0,1	-	Anem- 3	Zoo- 47	
Dactylis glomerata	+ disp	4	4	0,1	-	Anem- 1	Zoo- 4	
Stachys palustris	+ disp	5	4	0,1	Hyd- 2	-	Zoo- 12	
Veronica serpyllifolia	+ disp	4	3	<0,1	-	Anem- 13	Zoo- 4	
Matricaria discoidea	+ disp	2	2	<0,1	-	Anem- 3	-	
Arabidopsis thaliana	+ disp	1	1	<0,1	-	Anem- 3	-	
Capsella bursa-pastoris	+ disp	1	1	<0,1	-	Anem- 1	-	
Lythrum salicaria	+ disp	1	1	<0,1	-	Anem- 3	Zoo- 37	
Polygonum hydropiper	+ disp	1	1	<0,1	Hyd- 25	-	Zoo- 7	
schwach dispersiv								
Filipendula ulmaria	disp	8	24	0,7	Hyd- 35	-	Zoo- 4	
Carex gracilis	disp	8	17	0,5	Hyd- 3	-	-	
Agrostis tenuis	disp	6	11	0,3	-	Anem- 1	Zoo- 4	
Carex vesicaria	disp	7	10	0,3	Hyd- 3	-	Zoo- 7	
Iris pseudacorus	disp	7	7	0,2	Hyd- 2	-	-	
Anthoxanthum odoratum	disp	1	6	0,2	Hyd- 5	Anem- 2	Zoo- 4	
Juncus effusus	disp	6	5	0,1	-	Anem- 3	Zoo- 3	
Taraxacum officinale	disp	4	5	0,1	-	Anem- 2	Zoo- 7	
Cerastium fontanum agg.	disp	5	4	0,1	-	Anem- 3	-	
Lysimachia nummularia	disp	4	4	0,1	-	Anem- 3	-	
Festuca rubra ssp. rubra	disp	2	3	<0,1	Hyd- 5	-	Zoo- 4	
Stellaria palustris	disp	4	3	<0,1	-	-	-	aut
Achillea ptarmica	disp	1	2	<0,1	-	Anem- 1	-	
Deschampsia cespitosa	disp	2	2	<0,1	-	Anem- 1	Zoo- 4	
Lysimachia vulgaris	disp	2	2	<0,1	Hyd- 25	-	-	
Poa pratensis	disp	2	2	<0,1	-	-	Zoo- 14	
Veronica scutellata	disp	2	2	<0,1	-	Anem- 1	-	
Alopecurus pratensis	disp	1	1	<0,1	Hyd- 5	Anem- 1	-	
Caltha palustris	disp	1	1	<0,1	Hyd- 2	-	-	
Glechoma hederacea	disp	1	1	<0,1	-	-	Zoo- 6	aut
Lathyrus palustris	disp	1	1	<0,1	-	-	-	aut
Phalaris arundinacea	disp	1	1	<0,1	Hyd- 35	-	Zoo- 4	
Rorippa amphibia	disp	1	1	<0,1	-	-	Zoo- 2	
Sonchus arvensis	disp	1	1	<0,1	-	Anem- 2	Zoo- 7	

Der Vergleich zwischen der floristischen Zusammensetzung von aktueller Vegetation (Sprosspopulationen) und Driftgut zeigt, daß die Pflanzenarten in den beiden Kompartimenten sehr unterschiedlich vertreten sind. So kommen 20 Arten nur im Driftgut vor (Tab. 75) und umgekehrt 99 Arten nur in der aktuellen Vegetation und nicht im Driftgut. Die meisten der im Grünland der Borgfelder Wümmewiesen vorkommenden Pflanzenarten wurden mit den Winterüberflutungen also nicht verdriftet. Die ausschließlich im Driftgut befindlichen Arten sind artenzahlenmäßig vorwiegend „Arten gestörter Standorte“, wie *Epilobium adenocaulon*, *Chenopodium album* und *Senecio vulgaris*, deren Diasporen von ihren Standorten an Wegrändern mit dem Driftgut verfrachtet wurden (Tab. 75 und Tab. 76, vgl. MCATEE 1925). Auch die Röhrichtarten *Lysimachia thyrsoflora*, *Sium latifolium*, *Oenanthe aquatica*, *Lycopus europaeus* und *Scutellaria galericulata* wurden mit dem Überschwemmungswasser von ihren Grabenrandstandorten her eingetragen.

Tab. 75: Ausschließlich im Driftgut gefundene Pflanzenarten mit Stetigkeiten und Samenmenge im Driftgut sowie Diasporeneigenschaften. Es erfolgt eine grobe Zuordnung der Arten zu vier Biotoptypen, die zunehmende Stabilität und geringere Störungsdynamik in der Reihenfolge gestörte Standorte, Grünland, Röhrichte/Rieder, Wälder repräsentieren. Diasporeneigenschaften: hyd = hydrochor, anem = anemochor, zoo = zoochor.

Gefährdungsstufen	Dispersalbewertung	Stetigkeit %	Samenmenge %	Diasporeneigenschaften	Biotoptyp	
	<i>Alnus glutinosa</i>	+++ disp	35	11,1	hyd+anem	Wälder
	<i>Epilobium adenocaulon</i>	+++ disp	29	1,1	nur anem	Gestörte Standorte
R 4-6	<i>Lycopus europaeus</i>	+++ disp	19	0,9	hyd+anem	Röhrichte/Rieder
	<i>Chenopodium album</i>	+++ disp	11	0,6	anem+zoo	Gestörte Standorte
	<i>Senecio vulgaris</i>	++ disp	7	0,6	anem+zoo	Gestörte Standorte
R 3-5	<i>Lysimachia thyrsoflora</i>	++ disp	5	0,2	nur hyd	Röhrichte/Rieder
	<i>Artemisia vulgaris</i>	++ disp	5	0,1	anem+zoo	Gestörte Standorte
	<i>Atriplex hastata</i>	++ disp	4	0,1	nur anem	Gestörte Standorte
	<i>Bidens cernua</i>	++ disp	4	0,1	hyd,anem,zoo	Gestörte Standorte
	<i>Sonchus asper</i>	++ disp	2	0,1	anem+zoo	Gestörte Standorte
	<i>Sedum acre</i>	++ disp	2	0,1	nur anem	Grünland
	<i>Bidens tripartita</i>	++ disp	1	0,1	anem+zoo	Gestörte Standorte
R 3-5	<i>Sium latifolium</i>	++ disp	1	0,1	nur hyd	Röhrichte/Rieder
	<i>Spergula arvensis</i>	++ disp	1	0,1	anem+zoo	Gestörte Standorte
	<i>Conyza canadensis</i>	++ disp	1	0,1	anem+zoo	Gestörte Standorte
E 1-0	<i>Leontodon hispidus</i>	++ disp	1	<0,05	nur anem	Grünland
R 4-6	<i>Oenanthe aquatica</i>	++ disp	1	<0,05	nur hyd	Röhrichte/Rieder
W 4-6	<i>Scutellaria galericulata</i>	++ disp	1	<0,05	nur hyd	Röhrichte/Rieder
	<i>Polygonum lapathifolium</i>	++ disp	1	<0,05	anem+zoo	Gestörte Standorte
	<i>Senecio viscosus</i>	++ disp	1	<0,05	nur anem	Gestörte Standorte

Die Samen der beiden Gehölzarten *Betula pubescens* und *Alnus glutinosa* wurden von Einzelbäumen und kleinen Waldstücken mit dem Wind herbeigeweht (vermutlich auch über große Entfernungen, VERKAAR 1990) und befinden sich nicht in der aktuellen Vegetation (Sprosspopulation) des Grünlandes; beide gelten nach MÜLLER-SCHNEIDER (1986) als „Wintersteher“, deren Diasporen nach der Windausbreitung vom Überschwemmungswasser weitertransportiert werden. Im Sinne von JENNY (1994) handelt es sich um eine sukzedane Polychorie, wobei das Wasser wohl für alle Wintersteher im Untersuchungsgebiet, wie z.B. viele ruderales Hochstauden das sekundäre Verbreitungsagens ist.

Tab. 76: Verteilung der biotopspezifischen Artengruppen (s. Tab. 75) in aktueller Vegetation und Driftgut. Signifikante Unterschiede zwischen diesen Verteilungen wurden mit dem Chi²-Test berechnet.

Artengruppen	Driftgut		aktuelle Vegetation		Signifikanz
	81 Proben Summen (absolut)	81 Proben Anteile (%)	510 Aufnahmen Summen (absolut)	510 Aufnahmen Anteile (%)	
Artenzahlen					
Röhrichte/Rieder	19	24	42	25	n.s.
Grünland	36	45	91	<u>54</u>	n.s.
Gestörte Standorte	23	<u>29</u>	32	19	n.s.
Wälder	2	3	3	2	n.s.
Summen	80	100	168	100	
Stetigkeiten					
Röhrichte/Rieder	142	26	3118	30	n.s.
Grünland	255	46	7025	<u>66</u>	***
Gestörte Standorte	124	<u>22</u>	423	4	***
Wälder	35	<u>6</u>	3	<1	***
Summen	555	100	10570	100	

Einige als hydrochor eingestufte Pflanzenarten, wie *Rumex acetosa*, *Festuca pratensis*, *Lychnis flos-cuculi*, *Glyceria maxima* und *Ranunculus flammula* konnten trotz hoher Stetigkeiten in der aktuellen Vegetation im Driftgut nicht nachgewiesen werden (Tab. 77). Das Ausbreitungsagens „Wasser“ konnte von diesen Arten nicht genutzt werden, obwohl die samenanatomischen Voraussetzungen durch Luftblasen, Schwimmgewebe oder unbenetzbare Samenschalen dafür gegeben sind.

Tab. 77: Pflanzenarten der aktuellen Vegetation (AV) der Borgfelder Wümmewiesen mit mehr als 5% Stetigkeit, die aufgrund ihrer Samen Anatomie bzw. geringen spezifischen Gewichts (< 1) als hydrochor gelten können, die aber nicht durch die Überschwemmungen verbreitet wurden. * Arten kommen außerhalb des Grünlands an Grabenrändern häufig vor.

	Stetigkeit in der Vegetation (AV)	Blühintensität in den Borgfelder Wümmewiesen
<i>Rumex acetosa</i>	75	reichlich
<i>Festuca pratensis</i>	61	reichlich
<i>Glyceria maxima</i>	40	wenig
<i>Ranunculus flammula</i>	38	reichlich
<i>Trifolium repens</i>	37	reichlich
<i>Carex nigra</i>	16	wenig
<i>Carex panicea</i>	10	wenig
<i>Potentilla palustris</i>	8	wenig
<i>Sanguisorba officinalis</i>	7	reichlich
<i>Symphytum officinale</i>	6	reichlich
<i>Phragmites australis</i> *	1	reichlich
<i>Mentha aquatica</i> *	< 1	reichlich

6.2.2.5 Diasporeneigenschaften

Für die Ausbreitung durch Überflutungswasser waren, wie Tab. 74 zeigte nicht nur spezifische hydrochore Eigenschaften der Diasporen relevant. Umgekehrt ist ihr Besitz allein aber auch kein Garant für den Ausbreitungserfolg. Es soll im folgenden deshalb untersucht werden, ob sich die aus morphologisch-anatomischen Eigenschaften von Diasporen ableitbare Schwimmfähigkeit überhaupt für die Vorhersage der tatsächlichen hydrochoren Ausbreitung und der Zusammensetzung der Vegetation eignet. Eine Typisierung von Diasporeneigenschaften ist durch die umfassenden Arbeiten von RIDLEY 1930, ULBRICH 1928, VAN DER PIJL 1969, MÜLLER-SCHNEIDER 1986 u.a. gegeben, die Anpassungsmerkmale an bestimmte Ausbreitungsagentien zusammenfassten und diesen als „spezifische“ Eigenschaften zuordneten. Eine Diaspore kann aber auch Träger von mehreren spezifischen Merkmalen sein, die unterschiedlichen Agentien zugeordnet sind (funktionelle Polychorie).

Tab. 78: Verteilung von Pflanzenarten mit und ohne spezifische hydrochore Einrichtungen im Driftgut. Die Summe der Stetigkeiten in den Driftgutproben wurde mit erwarteten Stetigkeiten verglichen, die sich aus der Verteilung in der Vegetation der Borgfelder Wümmewiesen ergeben. Angenommen wurde, dass die Arten im Driftgut genauso häufig vorkommen, wie es ihrem Vorkommen in der Vegetation entspricht (χ^2 -Einfachanordnung)

	Artenzahlen in Vegetation und Driftgut	Stetigkeit im Driftgut (Summe, abs.)	erwartete Stetigkeit	Signifikanz (Stetigkeit)
Arten mit hydrochoren Eigenschaften	63	325	273	++
Arten ohne hydrochore Eigenschaften	116	230	283	--
Arten mit anemochoren Eigenschaften	97	419	301	+++
Arten ohne anemochore Eigenschaften	82	136	254	---
Arten mit zoochoren Eigenschaften	103	226	335	---
Arten ohne zoochore Eigenschaften	76	330	220	+++
Arten mit unspez. Diasporen u. Selbstausbreiter	13	21	35	-
Arten mit spezialisierten Diasporen	166	535	520	n.s.

Im Driftgut wurden Diasporen mit hydrochoren und anemochoren Eigenschaften signifikant häufiger gefunden als aufgrund ihrer Stetigkeit in der aktuellen Vegetation angenommen werden konnte (Tab.78). Die Ausbreitungswirkung des Wassers für Diasporen wird durch die spezifischen hydrochoren Eigenschaften „unbenetzbare Samen- oder Fruchtschale“ und „Schwimmgewebe“ unterstützt, Eigenschaften, die ein geringes spezifisches Gewicht, im Idealfall <1 garantieren (Tab. 75). Fünf der elf sehr stark dispersiven Arten besitzen eine unbenetzbare Samen- oder Fruchtschale; sie gehören gleichzeitig zu den sechs Arten mit den höchsten Samenmengen im Driftgut, darunter *Mentha arvensis* und *Galium palustre*, für die dies das einzige spezifische Diasporenmerkmal ist (Tab. 74). Die Unbenetzbarkeit verhindert die Quellung und Gewichtserhöhung und damit das Absinken der Diaspore. Unter den 99 nicht dispersiven Arten findet sich hingegen nur eine Art mit diesem Merkmal (Tab. 79).

Tab. 79: Verteilung von Diasporen- und Ausbreitungstypen mit bestimmten Ausbreitungseinrichtungen über die Dispersivitätsklassen. Die meisten Diasporen haben mehrere auf ein oder mehrere Ausbreitungsagentien adaptierte Eigenschaften. Die %-Angaben beziehen sich auf die Artenzahlen in den Dispersivitätsklassen. Die Signifikanz wurde mit einem Chi²-Test überprüft. * 5%-Niveau, (*) 10%-Niveau.

Ausbreitung	Diasporeneigenschaften	dispersive Arten	nicht dispersive Arten	Signifikanz
		n=80 Artenzahl in % von n	n=99 Artenzahl in % von n	
hydrochor				
Hyd- 1	unbenetzbar	8	1	(*)
Hyd- 2	Schwimmgewebe	19	5	*
Hyd- 3	Luftblase	10	6	n.s.
Hyd- 4	schwimmende vegetative Diaspore	1	2	n.s.
Hyd- 5	spezifisches Gewicht <1	21	16	n.s.
anemochor				
Anem- 1	geflügelt oder abgeflacht	35	18	(*)
Anem- 2	Flugapparat aus Haaren	14	13	n.s.
Anem- 3	Windstreuer	19	15	n.s.
Anem- 4	Farnsporen	0	2	n.s.
epichor				
Zoo- 1	Grannen, Kelchzähne	9	14	n.s.
Zoo- 2	Kletten	5	4	n.s.
Zoo- 3	Schleimhaftung	5	9	n.s.
endochor				
Zoo- 4	ohne Pulpa, harte Schale	29	29	n.s.
Zoo- 5	mit Pulpa	1	1	n.s.
myrmekochor				
Zoo- 6	Elaiosom	3	10	*
dysochor				
Zoo- 7		24	20	n.s.
autochor				
		6	10	n.s.

Zusätzlich ist die gemeinhin als anemochores Merkmal interpretierte geflügelte oder abgeflachte Form der Diaspore für die sehr stark dispersiven Arten charakteristisch. Durch die Vergrößerung der Oberfläche wird die Oberflächenspannung des Wassers besser genutzt. Zoochore Eigenschaften treten bei den sehr stark dispersiven Arten selten auf, Diasporen mit Kletten, Grannen, Kelchzähnen oder Elaiosom fehlen gänzlich (Tab. 74 und Tab. 79)

Die Kombination mehrerer spezifischer Eigenschaften (funktionelle Polychorie) fördert die effiziente hydrochore Ausbreitung im Driftgut, insbesondere die Kombination von hydrochoren und anemochoren Eigenschaften (Tab. 80). Diasporen, die nur ein Merkmal besitzen (monochore Diasporen), insbesondere solche mit ausschließlich zoochoren Eigenschaften werden hingegen schlecht ausgebreitet. Diese Ausbreitungspräferenzen spiegeln sich in der Zusammensetzung der aktuellen Vegetation der Borgfelder Wümmewiesen wider (Tab. 81): auch hier sind polychore Arten, bei denen sich spezifische hydrochore mit anderen Merkmalen verbinden häufiger als aufgrund der Artenzahlen anzunehmen wäre. Die Übereinstimmung der Muster legt den Schluß nahe, dass in Überschwemmungsgebieten das Wasser in seiner Funktion als Ausbreitungsagens die Zusammensetzung der Vegetation mitbestimmt.

Andererseits wurden auch Arten im Driftgut verbreitet, die ausschließlich anemochore (14 Arten) oder zoochore (4 Arten) Eigenschaften besitzen, wie z.B. *Epilobium adenocaulon* (Anem- 2), *Poa trivialis* (Zoo- 14) und *Atriplex hastata* (Anem- 1). Die (funktionelle) Polychorie ist tatsächlich also viel weiter verbreitet als die morphologischen Eigenschaften der Diasporen dies vermuten lassen.

Fast alle Arten wurden ausserdem nacheinander durch unterschiedliche Ausbreitungsagentien transportiert, wobei das Wasser meist das sekundäre, zeitlich spätere Agens war. Dieses als sukzedane Polychorie (JENNY 1994) bezeichnete Phänomen wird bei den Winterstehern besonders eklatant

deutlich, weil sie ihre Diasporen während der Überschwemmungsperiode teilweise direkt auf die Wasseroberfläche austreten (z.B. *Alnus glutinosa*). Nur die vegetativen Diasporen von *Cardamine pratensis* wurden direkt vom Wasser von den Fiederblättern abgelöst.

Für die Diasporen von *Rumex hydrolapathum* und *R. crispus* erwies sich der „Floßeffect“, die Anheftung an Getreibselmaterial als sehr effiziente, hydrochore Ausbreitungsform. Die Auswaschung des Driftmaterials zum Zwecke der Diasporenkonzentration nach dem Vorbild der Samenbankbestimmung im Boden (THOMPSON et al. 1997) ergab, dass die Diasporen dieser beiden Arten fast ausschließlich in dem übriggebliebenen Streumaterial, nicht aber in dem „aufkonzentrierten“ Filtrat vorhanden waren (KLEINSCHMIDT 1994).

Tab. 80: Diasporeneigenschaften der Pflanzenarten im **Driftgut** der Borgfelder Wümmewiesen. Als erwartete Häufigkeitsverteilung wurden die Stetigkeiten der Ausbreitungstypen in der aktuellen Vegetation zugrundegelegt. Mit einem χ^2 -Test wurde getestet, ob die Stetigkeiten im Driftgut von diesem Erwartungswert signifikant abweichen (+++, --- Abweichung auf 0,1%-Niveau, ++, -- auf 1%-, +, - auf 5%-Niveau signifikant).

Diasporeneigenschaften	Artenzahl	beobachtete Stetigkeit (Summe)	erwartete Stetigkeit	Signifikanz
monochor (Summe)	30	164	215	--
polychor (Summe)	46	370	306	++
autochor, bzw. unspezialisiert	4	21	35	n.s.
Diasporen monochor				
nur hydrochor	12	78	60	n.s.
nur anemochor	14	72	63	n.s.
nur zoochor	4	14	92	---
Diasporen polychor				
hydro-, anemo-, zoochor	7	66	83	n.s.
hydro-, anemochor	8	159	63	+++
hydro-, zoochor	7	23	68	---
anemo-, zoochor	24	123	93	n.s.
autochor, bzw. unspezialisiert	4	21	35	n.s.

Tab. 81: Verteilung von Pflanzenarten mit monochoren und polychoren Diasporeneigenschaften in der **aktuellen Vegetation** der Borgfelder Wümmewiesen. Die aufgrund der Artenzahlen erwartete Stetigkeit wurde mit der tatsächlichen Stetigkeit der Ausbreitungstypen verglichen (χ^2 -Test) Von 159 in der aktuellen Vegetation nachgewiesenen Pflanzenarten sind 48 % monochor, 45 % polychor und 7% zeigen ausschließlich unspezifische Merkmale oder sind Selbstausstreuer

Diasporeneigenschaften	Artenzahl	beobachtete Stetigkeit (Summen)	erwartete Stetigkeit	Signifikanz
monochor (Summe)	77	3947	4943	---
polychor (Summe)	69	5617	4429	+++
autochor, bzw. unspezialisiert	13	643	835	---
Diasporen monochor				
nur hydrochor	16	1103	1027	n.s.
nur anemochor	27	1154	1733	---
nur zoochor	34	1690	2183	---
Diasporen polychor				
hydro-, anemo-, zoochor	16	1518	1027	+++
hydro-, anemochor	9	1150	578	+++
hydro-, zoochor	15	1242	963	+++
anemo-, zoochor	29	1707	1862	n.s.
autochor, bzw. unspezialisiert	13	643	835	---

6.2.2.6 Ausbreitungsrichtung und -distanzen

Inwieweit kann die hydrochore Verdriftung zur Fernausbreitung beitragen? Die Abschätzungen von Ausbreitungsdistanzen von Diasporen ist methodisch schwierig, weil die Lokalisation der Quellstandorte oft nicht möglich ist und die Auffangwahrscheinlichkeiten von markierten Diasporen mit der Entfernung von der Quelle exponentiell abnimmt. Gerade die nur sehr selten auftretenden, in geographischen Dimensionen großen Ausbreitungsdistanzen mancher Diasporen lassen sich nur in seltenen Fällen nachweisen (JONGEJANS & SCHIPPER 1999). „Like the end of the rainbow, the tail of the seed dispersal curve is impossible to reach“ (SILVERTOWN & LOVETT-DOUST 1993). Gute Indikatoren für die Quantifizierung der Ausbreitungsdistanz sind Populationen von Arten mit örtlich eng begrenztem Wuchsraum. In den Borgfelder Wümmewiesen kommen *Pedicularis palustris* und *Lysimachia thyrsoflora* nur an einer Stelle vor. In den Driftgutproben von Januar und Mai keimten insgesamt 23 Samen von *Pedicularis*. Vom Beginn der Überschwemmungen im Dezember bis Januar waren sie 200 bis 300 m in nordwestlicher Richtung und zwischen Januar und Mai 200 m in südöstlicher Richtung verdriftet worden. *Lysimachia thyrsoflora* wurde in den Januarproben am Westrand des Gebietes gefunden, obwohl sich der nächste Standort in den 2-3 km entfernten Gräben am Nordostrand befindet. Es handelt sich nach den Ausbreitungsklassen von LUFTENSTEINER 1982 bereits um Fernausbreitung (> 100 m).

Für andere Pflanzenarten können Verdriftungsdistanzen nicht quantifiziert werden. Durch den Vergleich der vorherrschenden Vegetationstypen mit dem Diasporengesamtgehalt der Driftgutes im Nord- und Südteil der Wümmewiesen ergibt sich aber, dass wahrscheinlich nur ein geringer Diasporenaustausch zwischen diesen beiden Teilgebieten stattgefunden hat. Dies erscheint zunächst verwunderlich, zumal das Gebiet im Untersuchungszeitraum mehrfach vollständig überschwemmt war. Die Diasporen hätten in dieser Zeit auf einer Länge von ca. 3 km in West-Ost-Richtung und einer Breite von 1,5 km in Nord-Südrichtung verdriftet werden können. Im nördlichen, von artenarmen Cynosurion- und Agropyro-Rumicion-Gesellschaften dominierten Teilgebiet (Abb. 30) waren auch die Driftgutsäume arten- und individuenarm. Pflanzen gestörter Standorte, wie *Senecio vulgaris*, *Rorippa palustris*, *Epilobium adenocaulon*, *Atriplex hastata*, *Bidens cernua*, *Matricaria discoidea*, *Poa annua*, *Polygonum hydropiper*, *Polygonum lapathifolium*, *Sonchus asper* und *Spergularia arvensis*, traten entweder nur hier und nicht im südlichen Teilgebiet oder hier sehr viel häufiger auf (Tab. 82). Auch die in Weiden häufigen Grünlandarten *Deschampsia cespitosa* und *Alopecurus geniculatus* traten nur im nördlichen Teilgebiet auf.

Tab. 82: Verteilung der biotopspezifischen Pflanzenartengruppen im Diasporenvorrat des Driftguts zwischen dem feuchtwiesendominierten Südteil und dem durch artenarme Weidegesellschaften geprägten Nordteil der Wümmewiesen. Als Zielarten für den Feuchtwiesenschutz wurden Rote Liste Arten sowie Calthion-, Molinion-, Magnocaricion- und Caricion fuscae-Arten bewertet (Anteile an der Gesamtdiasporenzahl n in %).

Pflanzenartengruppen	Südteil - artenreiche Wiesen (16 Proben, n=473)	Nordteil – artenarme Weiden (19 Proben, n=269)
Grünland	55,8	34,5
Röhrichte und Rieder	18,7	12,6
gestörte Standorte	6,6	36,7
Bäume	18,7	14,8
davon „Zielarten“	21,8	6,3

Das abgelagerte Driftgut im südlichen, von artenreichen Calthion-Feuchtwiesen geprägten Gebiet waren dagegen arten- und individuenreicher, wobei Pflanzenarten des Grünlandes sowie der Rieder und Röhrichte vorherrschen. Typische Feuchtwiesenarten, die nur im Driftgut des südlichen Teilgebiets vorkommen und nicht nach Norden verdriftet wurden, waren z.B. *Myosotis palustris*, *Filipendula ulmaria*, *Lysimachia nummularia*, *Iris pseudacorus*, *Carex gracilis*, *Oenanthe fistulosa*, *Carex vesicaria* und *Pedicularis palustris*. Die in der aktuellen Vegetation (Sprosspopulation) des Südteils der Wümmewiesen häufigen und in den Spülsaumproben zahlreich nachgewiesenen Feuchtwiesenarten *Galium palustre*, *Carex disticha* und *Myosotis palustris* fanden sich als verdriftete Diasporen fast ausschließlich im artenreichen südlichen Feuchtwiesengürtel entlang der Wümme (Tab. 83). Möglicherweise hängt der geringe Austausch von Süd nach Nord mit den vorherrschenden Nordwest-Winden in dieser Zeit zusammen, was auch durch die Westexposition der meisten Driftgutsäume bestätigt wird.

Tab. 83: Verteilung der Diasporen von Feuchtwiesenpflanzenarten, die in der aktuellen Vegetation (Sprosspopulation) des flussnahen, südlichen Teils der Wümmewiesen häufig sind

	Dispersivität	Südteil (Anzahl Diasporen)	Nordteil (Anzahl Diasporen)
<i>Galium palustre</i>	s. stark dispersiv	54	4
<i>Carex disticha</i>	s. stark dispersiv	34	6
<i>Myosotis palustris</i>	stark dispersiv	6	0

6.2.2.7 Kolonisierung von Dauerflächen

Im Folgenden soll untersucht werden, ob die hydrochore Dispersivität von Pflanzenarten ein Faktor ist, der die Invasion und Besiedlung von neuen Standorten beeinflusst. Die Hypothese ist, dass dispersive Arten aufgrund ihrer guten Ausbreitung im Raum potentiell geeignete Standorte schneller besiedeln als solche, die wenig ausbreitungsstark sind.

Zur Beantwortung dieser Frage werden die Kolonialisierungsraten von Dauerflächen in den Borgfelder Wümmewiesen durch unterschiedlich ausbreitungsstarke Arten untersucht. Die bereits in Kap.6.1.5 analysierten (58) Dauerflächen von JANHOFF (1996) und ROSENTHAL (1992a) sind gleichmäßig über das Gebiet verteilt und wurden über einen Zeitraum von 8 bis 15 Jahren untersucht. Ihre Eignung für viele Feuchtwiesenarten hatte sich mit der schrittweisen Einführung extensiver Nutzungsformen in den Jahren 1979, 1983 bzw. 1986 nach und nach verbessert. Neu eingewanderte Arten werden als Kolonisierer gezählt, unabhängig vom Invasionszeitpunkt und der Dauerhaftigkeit ihrer Etablierung. Die Dauerflächen von 16 bis 25 m² Größe sind repräsentative Ausschnitte wichtiger Vegetationstypen der Borgfelder Wümmewiesen. Sie dienen hier methodisch als floristisch zunächst „ungesättigte“ Empfängerflächen für Diasporen. Der Diasporeneintrag wird als solcher aber nur wahrgenommen, wenn die Etablierung der daraus keimenden Pflanze erfolgreich und die Art nicht bereits im Bestand vorhanden war. Um eine Etablierung aus der Samenbank im Boden als mögliche Quelle der neuetablierten Arten auszuschließen, wurden Arten mit einer langlebigen Samenbank (lp) aus der Analyse ausgeschlossen. Pflanzenarten, deren Erfassung aufgrund ihrer Seltenheit in der aktuellen Vegetation unwahrscheinlich ist, blieben ebenfalls unberücksichtigt.

Für den folgenden Vergleich von Etablierungsraten und Dispersivität wurde der Erwartungswert unter der Annahme formuliert, dass potentiell jede Art die gleichen Etablierungschancen hat. Für die 46 Arten, die nach der oben beschriebenen Artenselektion noch in die Analyse einbezogen wurden, zeigt sich, dass die meisten dispersiven Arten auch als Kolonisierer in Erscheinung traten (Tab. 84): wenige, sehr stark und stark dispersive Arten waren für einen vergleichsweise hohen Anteil der Neueta-blierungen in den Dauerflächen verantwortlich, während die „nicht dispersiven“ Arten trotz ihrer hohen Zahl nur für einen relativ kleinen Anteil an Neueta-blierungen sorgten. In Gebieten, wo Überschwemmungen die hydrochore Ausbreitung von Diasporen ermöglichen, ist die Kolonisierung von floristisch

verarmten Grünlandflächen durch hydrochor ausbreitungsstarke Pflanzenarten offensichtlich ein relevanter Prozess für die Regeneration. Er ergänzt die Funktion der Samenbank im Boden als Regenerationspotential, wird im Gegensatz zu dieser aber erst auf dem Landschaftsmaßstab wirksam (Fernverbreitung und Invasion von außen). Die Hydrochorie ist ein landschaftsökologischer Faktor mit Vernetzungsfunktion, der auf lokale Sukzessionen einwirkt und die floristische Anreicherung unterstützt.

Tab. 84: Verteilung der Neuetablierungsraten in 58 Dauerflächen der Borgfelder Wümmewiesen auf die Dispersivitätsklassen (nach Abb. 28). Es handelt sich um absolute Summenwerte von Neuetablierungen in den Dauerflächen. In die Auswertung wurden 46 Arten einbezogen, die mit einer Stetigkeit von >5% in der Vegetation vorhanden sind und gleichzeitig keine ausdauernde (lp) Samenbank besitzen. Die Signifikanzprüfung wurde mit dem χ^2 -test durchgeführt, wobei eine Gleichverteilung der Etablierungshäufigkeiten als Erwartungswert zugrundegelegt wurde. Es wurde also angenommen, dass jede Art die gleiche Chance zur Etablierung hat.

Effizienz hydrochorer Ausbreitung	Artenzahl	Neuetablierungsraten (abs. Summenwerte)		Signifikanz
		beobachtete Werte	erwartete Werte	
sehr stark dispersiv	3	<u>42</u>	22	+++
stark dispersiv	6	<u>57</u>	44	n.s.
mäßig, schwach dispersiv	18	<u>146</u>	132	n.s.
nicht dispersiv	19	93	<u>140</u>	--

Von den 30 häufigen als Kolonisierer aufgetretenen Pflanzenarten verfügen neun Arten über eine langlebige Samenbank im Boden (Tab. 85). Bei ihnen könnte allein dies die hohen Etablierungshäufigkeiten erklären. Unterstützend wirkt möglicherweise die gute zoochore Ausbreitung durch Rinder (z.B. bei *Cerastium fontanum*, *Agrostis tenuis*, *Poa pratensis*, *Trifolium repens*, *Veronica serpyllifolia* und *Juncus effusus*, WELCH et al. 1990, STENDER et al. 1997). Die Effizienz dieses Ausbreitungsagens für die Fernausbreitung ist allerdings begrenzt, weil es nur beim Umtrieb der Tiere wirksam wird. Zudem erfolgt der Umtrieb der Rinder in den Borgfelder Wümmewiesen zwischen artenmäßig ähnlich ausgestatteten Weiden, so dass die Tiere nicht mit Quellpopulationen von Zielarten in Kontakt kommen.

Bei den Arten mit kurzlebiger Samenbank (tr/sp) müssen effiziente Ausbreitungsmechanismen als entscheidender für die Besiedlung angesehen werden als die Samenbank (Tab. 85). Die hydrochore Ausbreitung hat vor allem bei den sehr stark dispersiven Arten, wie *Carex disticha* und *Cardamine pratensis* zur erfolgreichen Besiedlung der Dauerflächen in den Borgfelder Wümmewiesen beigetragen.

Tab. 85: Häufige Etablierer in Dauerflächen in den Borgfelder Wümmewiesen mit Angaben zur Samenbank und dem Dispersionspotential durch hydrochore und zoochore Ausbreitung (* Diaspore vegetativ). Die Ausbreitungseffizienz durch Rinder wurde nach Daten von WELCH et al. 1990 aus schottischen Mooren sowie STENDER et al. 1997 aus einem nordwestdeutschen Feuchtgebiet zwischen Bremen und Hamburg abgeschätzt.

	Etablierungsrate Häufigkeit (% von n=58)	Samenbank Typ	Dispersionspotential			
			hydrochor	endochor (Welch)	endochor (Stender)	epichor (Stender)
Agrostis stolonifera ssp. stol.	29 +++	tr/sp	+++ disp	sehr häufig	(+ A.ten.) sehr häufig	(+ A.ten.) sehr häufig
Galium palustre	26 +++	tr/sp	+++ disp	-	selten	-
Carex disticha	17 +	tr/sp	+++ disp	-	-	-
Agrostis canina	26 +++	tr/sp	++ disp	-	-	-
Cardamine pratensis*	21 ++	tr/sp	++ disp	häufig	-	selten
Myosotis palustris	17 +	tr/sp	++ disp	-	-	-
Lolium perenne	19 ++	tr/sp	+ disp	sehr häufig	häufig	selten
Deschampsia cespitosa	24 +++	tr/sp	disp	selten	-	-
Anthoxanthum odoratum	21 ++	tr/sp	disp	selten	selten	selten
Taraxacum officinale agg.	21 ++	tr/sp	disp	-	selten	selten
Alopecurus pratensis	19 ++	tr/sp	disp	-	-	-
Veronica scutellata	17 +	tr/sp	disp	-	-	selten
Lysimachia nummularia	17 +	tr/sp	disp	-	-	-
Achillea ptarmica	16 (+)	tr/sp	disp	-	-	-
Carex nigra	24 +++	tr/sp	0	häufig	selten	-
Leontodon autumnalis	19 ++	tr/sp	0	-	selten	-
Glyceria maxima	19 ++	tr/sp	0	-	-	-
Agropyron repens	19 ++	tr/sp	0	-	selten	selten
Mentha arvensis	24 +++	lp	+++ disp	-	selten	-
Rumex crispus	21 ++	lp	+ disp	-	-	-
Veronica serpyllifolia	21 ++	lp	+ disp	sehr häufig	(+ V.cham.) selten	(+ V.cham.) selten
Juncus effusus	26 +++	lp	disp	sehr häufig	häufig	sehr häufig
Stellaria palustris	22 +++	lp	disp	-	-	-
Cerastium fontanum agg.	22 +++	lp	disp	sehr häufig	häufig	selten
Agrostis tenuis	22 +++	lp	disp	sehr häufig	(+ A.stol.) sehr häufig	(+ A.stol.) sehr häufig
Poa pratensis ssp. pratensis	17 +	lp	disp	sehr häufig	(+ P.triv.) sehr häufig	(+ P.triv.) sehr häufig
Ranunculus flammula	34 +++	lp	0	häufig	selten	-
Trifolium repens	28 +++	lp	0	sehr häufig	häufig	selten
Glyceria fluitans	19 ++	lp	0	-	selten	selten
Poa pratensis ssp. subcaerulea	17 +	lp	0	-	-	-

6.2.2.8 Ausbreitung von gefährdeten Arten?

Zum Abschluß soll die Frage beleuchtet werden, ob auch gefährdete Pflanzenarten durch die Überschwemmungen ausgebreitet wurden. Hierzu wurde überprüft, ob und inwieweit sich die Gefährdungsklassen im Driftgut anders verteilen als in der aktuellen Vegetation. Es wurden nur 60 Arten des Zielkonzepts 1 (Feuchtgrünland) berücksichtigt, die im Driftgut und in der aktuellen Vegetation vorkommen. Tab. 86 zeigt, dass sowohl hinsichtlich der Artenzahlen wie auch der Häufigkeiten keine Unterschiede bestehen. Die gefährdeten Arten der Feuchtwiesen werden also entsprechend ihrer Häufigkeiten in der aktuellen Vegetation hydrochor ausgebreitet. Eine stärkere oder geringere Ausbreitung bestimmter Gefährdungstypen liegt nicht vor.

Tab. 86: Verteilung von gefährdeten Ziel 1-Arten und ungefährdeten Arten im Driftgut und in der aktuellen Vegetation der Borgfelder Wümmewiesen. Die Unterschiedlichkeit der Verteilungen wurde mit einem Chi²-Test auf Signifikanz überprüft.

Gefährdungsstufe	Driftgut abs.	Driftgut %	aktuelle Vegetation %	Signifikanz
Artenzahlen				
1	1	1,7	4,2	n.s.
2	0	0,0	4,8	n.s.
3	8	13,3	13,1	n.s.
4	6	10,0	10,1	n.s.
5	2	3,3	1,8	n.s.
6	14	23,3	11,9	n.s.
ungefährdet	29	48,3	54,2	n.s.
Summe	60			
Stetigkeiten				
1	4	0,9	0,6	n.s.
2	0	0,0	1,3	n.s.
3	37	8,4	9,0	n.s.
4	32	7,3	8,9	n.s.
5	14	3,2	5,2	n.s.
6	141	31,6	34,5	n.s.
ungefährdet	217	48,6	40,4	n.s.

Insgesamt wurden von 77 gefährdeten Arten der aktuellen Vegetation 31 (= 40%) hydrochor ausgebreitet (Tab. 87); davon stehen neun Arten auf der Roten Liste Niedersachsen (GARVE 1993), nämlich *Pedicularis palustris* (Rote Liste 1), *Lathyrus palustris* (2), *Stellaria palustris* (2H), *Leontodon hispidus* (2F), *Caltha palustris* (3), *Carex vesicaria* (3), *Thalictrum flavum* (3), *Lysimachia thyrsoflora* (3) und *Oenanthe fistulosa* (3F). Nicht verbreitet wurden 46 gefährdete Arten, die in der aktuellen Vegetation vorhanden sind. Tab. 87 zeigt, dass sich einige dieser Arten trotzdem häufig etablieren konnten. Hier stellt sich die Frage, wie sie den Standort erreichten. Bei einigen, wie z.B. *Glyceria fluitans*, *Lychnis flos-cuculi* und *Ranunculus flammula* könnte die langlebige Samenbank im Boden ausschlaggebend sein. Für andere könnten andere effiziente Ausbreitungsagentien eine Rolle spielen, die im Rahmen der vorliegenden Untersuchung nicht genauer betrachtet wurden. So sind für die effektive Ausbreitung von anemochoren Arten Haaranhängsel wichtig (BAKKER et al 1996). Darüber verfügen alle mit Anem- 2 charakterisierten Arten, wie z.B. *Leontodon autumnale*, *Epilobium palustre* und *Senecio aquaticus*. Diasporen ohne solche speziellen Flugapparate werden nur dann vom Wind über größere Entfernungen fortgetragen, wenn sie leichter als 0,05 mg sind. Dies trifft unter den fraglichen Arten nur für *Equisetum fluviatile* zu. Für *Glyceria fluitans* mag neben der ausdauernden Samenbank die epizoochore Ausbreitung durch Schleimhaftung (Zoo- 3), z.B. am Gefieder von Wasservögeln und bei *Ranunculus flammula* die effiziente endochore Ausbreitung eine Rolle spielen. Für eine Reihe von weniger gut ausgestatteten Arten ist die Etablierung in den Dauerflächen weder durch die Samenbank noch durch effektive Ausbreitungsmöglichkeiten zu erklären. Sind die geringen Etablierungsraten dieser Arten möglicherweise darauf zurückzuführen? Auffallend ist allerdings die hohe Etablierungsrate von *Glyceria maxima*, die durch keine der bisher betrachteten Eigenschaften erklärt werden kann.

Tab. 87: Etablierungsraten und Ausbreitungsmodi von gefährdeten Arten. Es wurden nur solche Arten ausgewählt, die mit einer Stetigkeit > 5% in der aktuellen Vegetation vorhanden sind oder sich auf Dauerflächen etablierten. Fette Markierungen bei den Dispersionspotentialen kennzeichnen besonders effiziente Ausbreitungsmethoden (Anem- 1 = geflügelt, abgeflacht, **Anem- 2** = Flugapparat aus Haaren, Anem- 3 = Windstreuer, **Anem- 4** = Farnsporen, Zoo- 1 = Grannen, Kelchzähne, **Zoo- 2** = Kletten, **Zoo- 3** = Schleimhaftung, **Zoo- 4** = endochor, ohne Pulpa, Zoo- 5 = endochor mit Pulpa, Zoo- 6 = myrmechochor Zoo- 7 = dysochor, ! häufig in Rinderdung nachgewiesen, !! sehr häufig in Rinderdung nachgewiesen, letzteres nach WELCH et al. 1990 und STENDER et al. 1997; s.a. Tab. 74)

Gefährdungsstufe	aktuelle Vegetation Stetigkeit in % (n=510)	Etablierungsrate in n Dauerflächen in % (n=58)	Dispersionspotential					Samenbank
			hydrochor	anemochor	epichor	endochor	dysochor	
sehr stark bis mäßig dispersiv								
F 6-6 Mentha arvensis	29	24	+++ disp				Zoo- 4	lp
R 6-6 Carex disticha	18	17	+++ disp	Anem- 1				tr/sp
R 3-5 Rumex hydrolopathum	<1	2	+++ disp	Anem- 1				?
F 6-6 Galium palustre	42	26	+++ disp				Zoo- 4	tr/sp
F 6-6 Poa palustris	48	12	++ disp	Anem- 2				tr/sp
F 6-6 Cardamine pratensis	78	21	++ disp	Anem- 1	Zoo- 3	Zoo- 4 !		tr/sp
E 6-0 Carex leporina	7	10	++ disp	Anem- 1				lp
E 3-5 Thalictrum flavum	10	2	++ disp					lp
F 5-3 Agrostis canina	39	26	++ disp	Anem- 1	Zoo- 1	Zoo- 4		tr/sp
F 4-5 Myosotis palustris	37	17	++ disp	Anem- 3				tr/sp
F 6-6 Potentilla anserina	20	9	++ disp					tr/sp
E 6-0 Veronica serpyllifolia	6	21	+ disp	Anem- 13	Zoo- 3	Zoo- 4 !!		lp
R 3-5 Lythrum salicaria	2	7	+ disp	Anem- 3	Zoo- 3		Zoo- 7	tr/sp
W 4-6 Stachys palustris	1	2	+ disp		Zoo- 12			lp
F 3-5 Oenanthe fistulosa	6	9	+ disp				Zoo- 7	tr
F 1-1 Pedicularis palustris	1	5	+ disp					tr
schwach dispersiv								
F 6-6 Anthoxanthum odoratum	52	21	disp	Anem- 2	Zoo- 1	Zoo- 4		tr/sp
R 6-6 Juncus effusus	14	26	disp	Anem- 3	Zoo- 3 !!	Zoo- 4 !		tr/sp
F 6-6 Phalaris arundinacea	70	12	disp			Zoo- 4		lp
F 3-6 Carex vesicaria	26	14	disp				Zoo- 7	lp
R 5-3 Stellaria palustris	53	22	disp					lp
R 6-6 Rorippa amphibia	25	10	disp		Zoo- 2			tr
F 3-5 Veronica scutellata	7	17	disp	Anem- 1	Zoo-			tr/sp
W 6-6 Deschampsia cespitosa	65	24	disp	Anem- 1		Zoo- 4		tr/sp
F 3-5 Achillea ptarmica	19	16	disp	Anem- 1		Zoo- 4		tr/sp
F 4-6 Filipendula ulmaria	34	14	disp			Zoo- 4		tr/sp
F 6-6 Carex gracilis	56	14	disp					tr/sp
F 4-5 Caltha palustris	52	9	disp					tr/sp
W 4-6 Lysimachia vulgaris	8	5	disp					tr/sp
R 4-6 Iris pseudacorus	16	14	disp					tr
E 3-5 Lathyrus palustris	8	2	disp					?
nicht dispersiv								
R 4-6 Calamagrostis canescens	21	10	nicht disp	Anem- 2				lp
R 4-6 Epilobium palustre	0	2	nicht disp	Anem- 2		Zoo- 4		tr/sp
E 6-0 Leontodon autumnalis	23	19	nicht disp	Anem- 2		Zoo- 4		tr/sp
R 4-6 Cirsium palustre	3	3	nicht disp	Anem- 2			Zoo- 7	tr/sp
F 2-2 Eriophorum angustifolium	3	2	nicht disp	Anem- 2				tr/sp
F 3-5 Senecio aquaticus	20	10	nicht disp	Anem- 2				tr
R 3-5 Equisetum fluviatile	3	2	nicht disp	Anem- 4				?
F 6-6 Glyceria fluitans	36	19	nicht disp		Zoo- 3	Zoo- 4		lp
F 6-6 Ranunculus flammula	38	34	nicht disp		Zoo- 1	Zoo- 4 !	Zoo- 7	lp
F 6-6 Eleocharis palustris	7	3	nicht disp		Zoo- 2			tr/sp
F 3-5 Galium uliginosum	17	0	nicht disp		Zoo- 2			tr/sp
F 5-3 Carex nigra	16	24	nicht disp			Zoo- 4 !		tr/sp
F 3-5 Juncus conglomeratus	2	5	nicht disp	Anem- 3				lp
F 6-6 Lychnis flos-cuculi	54	14	nicht disp	Anem- 3				lp
F 6-6 Alopecurus geniculatus	28	9	nicht disp		Zoo- 1	Zoo- 4		lp
E 1-1 Luzula campestris	3	2	nicht disp			Zoo- 4		lp
F 4-6 Ajuga reptans	6	5	nicht disp			Zoo- 6		lp
E 3-0 Agrostis stolonifera ssp. gig	1	7	nicht disp	Anem- 1				tr/sp
R 2-2 Potentilla palustris	8	3	nicht disp		Zoo- 1		Zoo- 7	tr/sp
F 3-5 Lotus uliginosus	6	7	nicht disp			Zoo- 4		tr/sp
F 2-2 Carex panicea	10	2	nicht disp			Zoo- 4		tr/sp
F 2-2 Juncus acutiflorus	2	7	nicht disp					tr/sp
R 4-5 Alisma plantago-aquatica	<1	3	nicht disp					tr/sp
R 4-4 Viola palustris	1	2	nicht disp					tr/sp
R 3-5 Glyceria maxima	40	19	nicht disp					tr/sp
F 3-5 Juncus filiformis	15	0	nicht disp					tr/sp
E 1-1 Sanguisorba officinalis	7	2	nicht disp	Anem- 1				tr
F 1-0 Bromus racemosus	<1	2	nicht disp	Anem- 3				tr
R 4-6 Berula erecta	<1	2	nicht disp					?

7 DISKUSSION

7.1 Bilanzierung der Umsetzungserfolge von Zielkonzept 1 (Regeneration von Feuchtgrünland)

7.1.1 Wiedervernässung

Positive Wirkungen der Wiedervernässung hinsichtlich des Zielkonzeptes 1 bestehen in folgenden Punkten:

- Hochwüchsige Düngerzeiger des frischen Intensivgrünlandes werden verdrängt (vgl. HARTER & LUTHARDT 1997, OOMES et al. 1996).
- Bei schwacher Vernässung erfolgt ein langsamer Vegetationsumbau, in dessen Verlauf durch sukzessive Verschiebungen des Konkurrenzgleichgewichts die Bedingungen für die Ausbreitung und Ansiedlung neuer Pflanzenarten günstiger werden, ohne dass die bereits vorhandene Artengarnitur vollständig verloren geht. Im Gegensatz zu einer schnellen und starken Vernässung steigen hier daher die Artenzahlen an.
- Bei schwacher Vernässung können gleichzeitig Aushagerungsprozesse ihre Wirkung entfalten: auf anfänglich frischen Standorten nehmen Aushagerungszeiger, wie *Anthoxanthum odoratum*, *Festuca rubra*, *Plantago lanceolata* und *Deschampsia cespitosa* und kurzlebige Wiesenarten, wie *Rhinanthus serotinus*, *Rh. minor*, *Bromus racemosus* und *Trifolium dubium* zu (HOBRECHT & ROSENTHAL 1996, KUNDEL 1998). Auf Flußmarschstandorten entstehen kennartenreiche Lolio-Cynosuretum-Gesellschaften (SCHREIBER & KUNDEL 1998). Bei mäßig feuchten und feuchten Ausgangsbedingungen werden Arten der Kleinseggenrieder, namentlich *Carex nigra*, *Agrostis canina*, *Juncus effusus*, *J. conglomeratus* und *Ranunculus flammula* dominant. Langlebige Samenbanken dieser Arten tragen zu ihrer Wiederetablierung bei.
- Die Bedingungen für die Etablierung und Ausbreitung von Feuchtwiesenarten sind am ehesten bei mäßiger Überstauung (bis Ende April) gegeben, wenn eine auf die Ertragsleistung des Standortes abgestimmte Nutzungsfrequenz (s. Kap.5.1.3) hochwüchsige, nassetolerante Konkurrenten (vor allem Röhrichtarten) klein hält.

Negative Wirkungen, die den Zielen nicht entsprechen überwiegen insgesamt und bestehen in folgenden kritischen Punkten:

- Zwischen der Vernässungsintensität und der Artenzahlentwicklung besteht ein deutlich negativer Zusammenhang: plötzliche Veränderungen des hydrologischen Regimes, insbesondere lange Überstauungen von nicht nässeadaptierten Vegetationsbeständen (bis Ende Mai) führen zu katastrophalen Vegetationszusammenbrüchen (KUNDEL 1998) und einer Abnahme der Artenzahlen, worin auch gefährdete Arten eingeschlossen sind. Artenverluste sind zunehmend dann zu erwarten, wenn sich die mittleren F-Zeigerwerte innerhalb weniger Jahre um mehr als eine Einheit nach oben verändern, was einer Erhöhung des mittleren Grundwasserstandes im Sommer um ca. 20 cm entspricht. In langsam vernässten Flächen mit Zeigerwertänderungen < 1 sind hingegen fast ausschließlich Artenzahlzunahmen festzustellen (s.o.).
- Eine Vernässung wird in den Überstauungspoldern durch eine längere frühjährliche Überstauung und höhere maximale Stauhöhen erreicht. Dies fördert die Entwicklung von Flutrasen, bei ausbleibender Nutzung von Großseggenriedern und Röhrichten. Im Unterschied zu den Standorten der Ziel 1-Gesellschaften (z.B. Wassergreiskrautwiesen) sind Flutrasen durch stark schwankende Grundwas

serstände und den ausgeprägten saisonalen Wechsel von langen Überstauungen und Sommertrockenheit ausgezeichnet (vgl. SCHOLLE & SCHRAUTZER 1993, HENGSTENBERG et al. 1995). Im Extremfall lösen langanhaltende Überschwemmungen zyklische Regenerationssukzessionen aus, die aus dem Nacheinander derselben artenarmen Pflanzenartenkombination bestehen (GLENN-LEVIN & VAN DER MAAREL 1992, ROSENTHAL 1992a). Der Schlüsselfaktor dabei ist die Dauer und Höhe der Überflutung im zeitlichen Überschneidungsbereich mit der frühjährlichen Erwärmungsphase (MEEK & STOLZY 1978, HELLBERG 1995, WIERDA et al. 1997). Mit ihr beginnt der Sauerstoffverbrauch in der Rhizosphäre, der bei fehlender Nachlieferung über die Wasserbewegung (z.B. bei Berieselung) oder über Pflanzenaerenchyme zu letalen O₂-Defiziten für physiologisch nicht adaptierte Arten führt. Dies schafft nach dem Abklingen der Überschwemmungen offene Flächen, die der Wiederbesiedlung durch überlebende Sprossindividuen, durch Arten der Samenbank im Boden und der Neubesiedlung (Zuwanderung) durch Arten der näheren oder weiteren Umgebung offen stehen. Dabei kommen fünf Strategietypen zum Zuge: 1. Stolonenarten, 2. hochwüchsige Rhizomarten 3. Schlammbodenbesiedler, 4. Wasserschwaber, und 5. sporadische, nicht nassetolerante Arten.

- 1) Die typischen Stolonenarten der Flutrasen *Agrostis stolonifera*, *Glyceria fluitans*, *Alopecurus geniculatus*, *Potentilla anserina* und *Ranunculus repens* werden bei langer Überstauung dominant. Sie bilden ein durch Nutzung stabilisiertes erstes Sukzessionsstadium (vgl. OOMES et al. 1996, WUNSCH-BERTRAM 1996). Selbst sehr lange Überstauungsphasen bis Juni können einige Individuen dieser Arten stets überleben (ROSENTHAL 1992a). Diese Restpopulationen stehen als Wiederbesiedlungsinitiale zur Verfügung. Die sehr schnelle Wiederbesiedlung offener Flächen wird durch die oberirdischen Ausläufer begünstigt. Der geringe Raumwiderstand der Stolonen gegenüber unterirdischen Rhizomen und die Möglichkeit des gelenkten, lichtgesteuerten Wachstums (HUTCHINGS & SLADE 1988, LOVETT-DOUST 1981) bieten Konkurrenzvorteile gegenüber Röhrichtarten. Gleichzeitig stellt die vegetative Ausbreitung eine weniger risikobehaftete Ausbreitungsform als die generative Ausbreitung über Samen dar. Die Stolonenarten werden gegenüber den hochwüchsigen, unter Brachebedingungen konkurrenzkräftigeren Röhrichtarten auch durch häufige, nutzungsbedingte Störungen begünstigt. Auf Bracheflächen haben sie keine Vorteile, weil die Möglichkeit der Reservestoffspeicherung begrenzt ist.
- 2) Nassetolerante, hochwüchsige Rhizomarten können die Sukzession zum Großseggenried oder Röhricht einleiten; sie profitieren von der kombinierten Wirkung starker Vernässung (Überstau länger als Mitte April) und Aufgabe, Verzögerung (ab Mitte Juli) und/oder Reduzierung der Nutzungshäufigkeit. Die Vorteile eines Rhizomsystems kommen also insbesondere unter ungestörten Bedingungen zum Zuge, wo keine Entnahme von Phytomasse stattfindet. Sie bestehen in der lateralen, vegetativen Ausbreitung, der herbstlichen Rückverlagerung von Nährstoffen, der frühjährlichen Mobilisierung gespeicherter Nährstoffe für die Streudurchwachsung und der Nährstoffspeicherung für die Kompensation des energetisch weniger effizienten anaeroben Metabolismus (BRÄNDLE 1996). Vertreter dieser Arten, wie z.B. *Carex gracilis*, *Glyceria maxima*, *Acorus calamus* und *Phalaris arundinacea* sind für die heterogenen Vegetationsmuster verantwortlich, die sich durch die phalanx- und herdenartige Ausbreitung auf Überstauungsflächen ergeben.

- 3) Kurzlebige Schlamm Bodenbesiedler mit einer ausdauernden Samenbank im Boden, wie *Polygonum hydropiper*, *Juncus bufonius*, *Gnaphalium uliginosum* und *Bidens*-Arten profitieren von den Keimungs- und Etablierungsnischen, die periodisch immer wieder neu geschaffen werden. Es handelt sich um Sommerannuelle, die die winterliche Überschwemmungszeit als Same im Boden überdauern.
- 4) Wasserschweber, wie *Spirodela polyrhiza* und *Lemna*-Arten profitieren von der langen Wasserüberdeckung und werden bei den winterlichen Überflutungsperioden immer wieder neu eingeschwemmt.
- 5) Sporadische, nicht nassetolerante Arten, die von außen über Diasporen zuwandernd, nur die sommerliche Trockenphase nutzen und während der winterlichen Überflutung absterben. Häufig sind dies ruderalen Arten mit anemochoren Diasporen, wie *Urtica dioica*, *Cirsium arvense*, *Tussilago farfara*, *Chrysanthemum vulgare* sowie Baumarten, wie *Fraxinus excelsior* und *Salix*-Arten.

Trotz der Schaffung offener Bedingungen durch lange Überflutungen und dem Zusammenbruch der bisher konkurrenzstarken Matrixarten können sich Feuchtwiesenarten kaum etablieren. Bei starker Vernässung werden die aus physiologisch-morphologischen Eigenschaften vorgegebenen Überstauungstoleranzen überschritten (LIENKAMP 1993, HELLBERG 1995). Die starke Wechselfeuchte und Wechsellässe erfordert durch die Kombination von langer (vegetationszerstörender) Überstauung und starker sommerlicher Abtrocknung ruderalen Strategien von Störungs- und Pionierarten, wie z.B. eine langlebige Samenbank und einen schnellen Generationszyklus, Eigenschaften, die die Zielarten des Feuchtgrünlands meist nicht besitzen. Lange Überstauung bis in den Frühsommer wirkt keimungshemmend auf Feuchtwiesenarten, wie *Caltha palustris*, *Lotus uliginosus*, *Lychnis flos-cuculi* und *Senecio aquaticus* (HELLBERG 1995, PATZELT 1998, ROTH et al. 1999). Die Keimung und Etablierung der Frühjahrskeimer *Rhinanthus serotinus* und *Rh. minor* wird durch die zeitliche Überlappung mit frühjährlichen Überschwemmungen sogar ganz unterbunden. Selbst eine zeitliche Verzögerung bringt Konkurrenz Nachteile bei der Besiedlung des neuen Wuchsrums mit sich (HOBRECHT & ROSENTHAL 1996).

Die Entwicklung von Flutrasen vermindert die Tragfähigkeit der Böden und gefährdet die Bewirtschaftbarkeit. Ihre lückige Vegetationsnarbe und die oberirdischen Stolonengeflechten der dominanten Flutrasenarten können die nässebedingten Verluste der Tragfähigkeit nicht auffangen. Dichte Vegetationsdecken nassetoleranter Rhizomarten, wie *Phalaris arundinacea* und *Carex*-Arten hingegen haben bei allen Bodenfeuchtestufen eine hohe Tragfähigkeit (SCHOLZ & HENNINGS 1995, KNIEPER 2000, KNIEPER et al. 2000). In einem wiedervernässten Niedermoor von SCHMIDT 1995 reduzierte sich die Bodenfestigkeit durch eine Anhebung der Wasserstände von 80 cm (im Sommer) auf Geländeoberfläche um 30 bis 50 %. Stets extensiv genutzte Feuchtwiesen weisen höhere Tragfähigkeiten auf als wiedervernässte ehemals intensiv genutzte Standorte (BIEWER & POSCHLOD 1997).

7.1.2 Aushagerung

Positive Wirkungen der Aushagerung hinsichtlich des Zielkonzeptes 1 bestehen in folgenden Punkten:

- Durch Aushagerung gehen die dominanten Düngerzeiger und Ertragsbildner, wie *Lolium perenne*, *L. multiflorum*, *Dactylis glomerata*, *Alopecurus pratensis* und *Festuca pratensis*, sowie die sie begleitenden, auf die häufigen Störungen im Intensivgrünland angewiesenen Lückenbesiedler und Ackerrunkrautarten, wie *Poa annua*, *Polygonum aviculare*, *Plantago major* und *Stellaria media* zurück (vgl. MICHELS 1993, KAPFER 1994, OOMES & VAN DER WERF 1996, OOMES et al. 1996). Auf Sandböden erfolgt dieser Rückgang besonders schnell und ist dort für den raschen Ertragsabfall verantwortlich (MICHELS 1993, OOMES & VAN DER WERF 1996).
- Die Artenzahlzunahme in Aushagerungssukzessionen erfolgt umso stärker, je höher die N-Zahl und je geringer die Artenzahlen zu Beginn der Sukzession sind. Im Intensivgrünland wirkt sich die Aufgabe der Düngung also am stärksten aus, weil die Bestände nach Erreichen eines potentiell Artenreichtum ermöglichenden Ertragswertes den größten Artenfehlbetrag aufweisen: die prozentuale Zunahme von Nährstoffmangelzeigern (N 2-4) ist hier am größten, sogar Arten mittlerer Standorte (N 5-6) nehmen noch zu. Auch bei SCHMIDT 1985 nahmen auf den ungedüngten Parzellen Nährstoffmangelzeiger zu. Bei BAKKER 1989 war die Zunahme dieser Artengruppe am stärksten in den zweimal gemähten Varianten.
- Mit der Reduzierung der Wuchskraft der dominanten Düngerzeiger werden die Bedingungen für die Etablierung und Ausbreitung neuer, darunter auch niedrigwüchsiger, mesotropher Arten verbessert. Zunächst werden aber bereits im Ausgangsbestand vorhandene Arten mittlerer Wuchskraft dominant. Im frischen bis mäßig feuchten Standortsbereich sind dies *Holcus lanatus*, *Festuca rubra*, *Rumex acetosa*, *Agrostis tenuis* und *Ranunculus repens*, im feuchten hingegen *Deschampsia cespitosa*, *Agrostis stolonifera*, *Juncus conglomeratus* und *Juncus effusus* (vgl. KAPFER 1994, ROSENTHAL 1992a und OOMES & VAN DER WERF 1996). Sie bilden Übergangsstadien, die bei weiterem Aushagerungsmanagement neuen oder ebenfalls bereits rezedent vorhandenen Arten weichen. Auf frischen Standorten wird *Anthoxanthum odoratum* umso schneller dominant je nachhaltiger die Vertreter des intermediären Sukzessionsstadiums durch Mahd ihrer Nährstoffressourcen beraubt werden (KAPFER 1994, SCHREIBER 1997). Begleitend können weitere Magerkeitszeiger, wie *Luzula campestris*, *Rumex acetosella*, *Cerastium semidecandrum*, *Carex nigra* und *C. leporina* zuwandern (vgl. PEGTEL & BAKKER 1996). Auf feuchten Standorten hingegen folgen als neue Dominanzbildner Arten der Kleinseggenrieder, namentlich *Carex nigra* und *Agrostis canina* (JANHOFF 1996, BIEWER & POSCHLOD 1997). Begleitend tauchen in feuchten Molinietalia-Fragmentgesellschaften, Feuchtweiden und Flutrasen *Carex canescens*, *Stellaria palustris* und *Juncus acutiflorus* auf, in Wassergreiskrautwiesen *Viola palustris*, *Dactylorhiza majalis*, *Juncus conglomeratus*, *Carex leporina*, *Epilobium palustre*, *Potentilla erecta*, *Juncus filiformis*, *Succisa pratensis* und *Veronica scutellata*, in nassen Flutrasen und röhrichtartigen Feuchtwiesen *Agrostis canina*, *Juncus conglomeratus*, *Galium uliginosum* und *Veronica scutellata*. Neue Chancen eröffnen sich aber auch immer wieder für die Etablierung von Nährstoffzeigern, wie *Alopecurus geniculatus*, *Poa trivialis*, *Ranunculus repens*, *Phragmites australis* und *Capsella bursa-pastoris* (vgl. BAKKER 1989).
- Geringere Erträge und eine aufgelockerte Vegetationsstruktur ermöglichen auch die Keimung und Etablierung von kurzlebigen Grünlandarten, wie *Rhinanthus serotinus* und *Broums racemosus*, da die Lichtlimitierung dieser Arten, wie sie im Intensivgrünland vorliegt, vermindert ist (ROSENTHAL & FINK 1996, HOBRECHT & ROSENTHAL 1996, BOSSHARDT 1999).

Die treibende Kraft für die Abfolge der Vegetationsstadien und Arten ist die abnehmende Nährstoffverfügbarkeit. Sie manifestiert sich in abnehmenden Nährstoffkonzentrationen in den einander ablösenden, wie auch in den sukzessional durchgängig vorhandenen Pflanzenarten, wie *Holcus lanatus* (PEGTEL & BAKKER 1996). Ein Ursache-Wirkungskreislauf (mit positiver Rückkoppelung) zwischen Pflanzen und Mineralisierern vermindert die interne Nährstoffbereitstellung durch die Mineralisierung der organischen Substanz im Boden. Mit dem Aufhören der externen Nährstoffbereitstellung (Aufgabe der Düngung) gewinnen Pflanzenarten in der Konkurrenz um Nährstoffe die Oberhand, die ökonomischer mit den verknüpften Nährstoffen umgehen. Eine wesentliche „Strategie“, die im Ergebnis wiederum auf den Mineralisierungsprozess zurückwirkt, besteht darin, den Nährstoffverlust durch Streu zu minimieren (Tab. 88): für die in Grünlandsukzessionen dominanten Aushagerungszeiger wird dies durch unterschiedliche physiologische und morphologische Anpassungen an Nährstoffmangel erreicht. Neben der Verringerung der Nährstoffverluste durch Blattauswaschung und Streu und einer Erhöhung der Nährstoffgebrauchseffizienz (AERTS et al. 1999), kommt der hohen Langlebigkeit der Pflanzenorgane die entscheidende Bedeutung zu (OLFF 1992). Damit wird weniger (und oft auch qualitativ schlechtere) Streu für den Mineralisierungsprozess angeliefert, was diesen drosselt (AERTS 1996, 1997a,b). Der externe Nährstoffkreislauf verliert zunehmend an Bedeutung zugunsten der pflanzeninternen Nährstoffökonomie (Tab. 88, GRIME 1979, CHAPIN 1980, SCHIEFER 1981, 1984, SHAVER & MELLILO 1984, SCHREIBER 1987, BERENDSE et al. 1992, ELLENBERG 1996).

Der Fähigkeit von Düngerarten bei gegenseitiger Beschattung in phytomassereichen Beständen einen höheren Anteil der Blattfläche in obere Straten zu verlagern und die Blattfläche zu vergrößern, verliert beim ersatzlosen Entzug der in der Phytomasse gespeicherten Nährstoffe an Bedeutung (BOSSHARD 1999). Umgekehrt wirkt sich das Unvermögen kleinwüchsiger Rosettenarten, ihre Assimilationsorgane in obere Stengelbereiche zu verlagern bei verringerter Beschattung nicht mehr als Nachteil aus. Vielmehr erweist sich der geringere Verlust der an den Boden gedrückten Blattorgane (z.B. Rosetten) als Konkurrenzvorteil.

Tab. 88: Eigenschaften von Pflanzenarten nährstoffreicher und nährstoffarmer Standorte (zusammengestellt aus GRIME 1979, CHAPIN 1980, BERENDSE & ELBERSE 1990, OLFF 1992, ERNST 1979, RYSER & LAMBERS 1995, AERTS 1997, KELLERMANN 1998, AERTS et al. 1999)

Lebenseigenschaften	Arteeigenschaften von Pflanzen	
	nährstoffreicher Standorte	nährstoffarmer Standorte
Sproßmorphologie	hochwüchsig, dichte Krone, bis oben beblättert	niedrigwüchsig, Rosetten
Wurzel-Sproßverhältnis	niedrig	hoch
Lebensdauer der Blatt- und Wurzelorgane	kurz (z.T. nur eine Vegetations-periode) ⇒ hohe turn-over Rate	lang (mehrjährig, wintergrün verholzend)
Konzentration sekundärer Pflanzeninhaltsstoffe	gering	hoch
Gewebedichte	locker	dicht
Nährstoffverluste durch Blattauswaschung (leaching) und Streu	hoch (Streu nährstoffreich)	gering (Streu nährstoffarm)
Energie und Nährstoffreserven	niedrig	hoch (in Wurzeln, Horstbasis, Rhizomen oder Blättern)
Nährstoff-Gebrauchseffizienz	gering	hoch
Potentielle Photosyntheserate und Wurzelaufnahmekapazität	hoch	niedrig
Reaktion auf Nährstoffschübe	starker Wachstumsschub, rasche Ausschöpfung der Ressourcen	schwacher Wachstumsschub, aber dafür Luxuskonsumption und Speicherung ⇒ höhere Nährstoffkonzentration im Gewebe (⇒ Überdauerung ungünstiger Phasen)
Reaktion auf Nährstoffreduktion	verringerte Gewebekonzentration, Wurzelaufnahme, Respiration und Photosynthese (⇒ erhöhte Mortalität bei zusätzlichen Streßfaktoren)	Erhaltung hoher Gewebekonzentration durch Luxuskonsumption und langsames Wachstum (⇒ keine erhöhte Mortalität)
Verteilung der Nährstoffe	N- und K-Konzentration im oberirdischen Sproßsystem überproportional hoch ⇒ hohe Photosyntheseleistung	N- und K-Konzentration in oberirdischen und unterirdischen Pflanzenorganen gleich
Einfluß von Mahd auf den Nährstoffhaushalt	⇒ überproportional hohe Verluste an N und K, die nur noch durch gute Nährstoffversorgung aufgefangen werden können	proportional geringere Verluste an N und K
Streuabbau	schnell	langsam
phänotypische Plastizität der Wurzelbildung	hoch	gering

Negative Wirkungen, die den Zielen von Zielkonzept 1 nicht entsprechen, sind weniger deutlich als bei den Vernässungsversuchen. Sie bestehen in folgenden Punkten:

- Trotz der durchweg positiven Entwicklungen (Zunahme der Artenzahlen, der Mangelzeiger und von gefährdeten Arten) bleibt das Konkurrenzgefüge in ausgehagerten Grünlandbeständen gegenüber stets extensiv genutztem Grünland verändert. Es entstehen wiederum Dominanzbestände, die zwar aus weniger produktiven Arten aufgebaut sind, aber wiederum eine dichte Vegetationsstruktur aufweisen. Ihr Potential für höhere Artenzahlen kann nur durch Nutzung (Mahd und/oder Beweidung), die offene Bodenflächen schafft, erhalten bzw. erschlossen werden (s. Kap.5.1.3). Insbesondere bilden „Weideunkräuter“, wie *Deschampsia cespitosa* bei einer Verringerung der Nutzungsintensität oder der Umnutzung von Weide- auf Mahdnutzung dichte Dominanzstrukturen, die nur durch jahrelang fortgesetzte (am besten sehr häufige) Mahd gebrochen werden können (ROSENTHAL 1992a).
- Artenreiche Calthiongesellschaften können sich bei Mahd ohne Düngung auf nicht überschwemmten Standorten zu artenärmeren, sauren Kleinseggenriedern entwickeln, aus denen Feuchtwiesenarten, wie *Senecio aquaticus*, *Lychnis flos-cuculi* und *Angelica sylvestris* verschwunden sind (vgl. KAPFER 1988). SCHWARTZE 1995 und SCHWARTZE et al. 1991 fordern in solchen Fällen eine Entzugsdüngung

mit P und K, etwa in der Größenordnung von 50 kg P₂O₅ und 100 kg K₂O/ha*a. Da vor allem höhere Kaliumwerte im Boden mit der Stickstoffmineralisierung auf Niedermoorstandorten positiv korrelieren (Tab. 52), sollten solche Maßnahmen in ihrem Effekt auf die Phytozönose sorgfältig wissenschaftlich begleitet werden.

Exkurs 1: Bodenchemische Voraussetzungen - Bedeutung primär ertragslimitierender Nährstoffe

Seit LIEBIG gelten ertragslimitierende Nährstoffe als solche, die die Produktivität einer Pflanze oder Pflanzengemeinschaft begrenzen und diese bei Zugabe erhöhen. In aufgedüngten Standorten liegt zunächst keine Nährstofflimitierung vor. Die Hochwüchsigkeit der dominanten Ertragsbildner resultiert statt dessen in starker Lichtkonkurrenz und Lichtlimitierung für kleinwüchsige Arten (TILMAN & OLFF 1991). Entscheidend für den Erfolg von Renaturierungsmaßnahmen ist die Reduzierung des primär das Wachstum der dominanten Arten und damit den Ertrag limitierenden Nährstoffs (KOERSELMAN & VERHOEVEN 1995). Wie die Übersicht in Tab. 89 zeigt, können die Makronährstoffe N, P und K auf unterschiedlichen Böden limitierend sein. Voraussagen, auf welchem Bodentyp welcher Nährstoff primär limitierend wirkt, ist danach kaum möglich.

Weder die durch gängige CAL-Bodenanalysen ermittelten Nährstoffverfügbarkeiten im Boden (BAKKER 1989, ROSENTHAL 1992a, OOMES et al. 1996, BOLLENS et al. 1998, BRIEMLE 1999, SCHEFFER & BARTELS 1984a,b), noch der Gesamtpool der Nährstoffe erwiesen sich bisher als geeignete Indikatoren für die Vorhersage. Die Bestimmung des jeweils ertragslimitierenden Nährstoffs erfolgt daher durch Düngungsversuche und lässt sich indirekt durch die Nährstoffkonzentrationen in den Pflanzen ermitteln (KAPFER 1988, KOERSELMAN & VERHOEVEN 1995, GÜSEWELL et al. 1998). N:P-Verhältnisse in der oberirdischen Phytomasse von kleiner 14 indizieren nach KOERSELMAN & MEULEMAN 1996 eine N-Limitierung, höhere Werte eine P-Limitierung.

Der Nährstoffpool ist praktisch nicht zu verkleinern, weil die externen, diffusen Einträge über die Atmosphäre und das Grund- und Überschwemmungswasser durch Mähgutexporte kaum ausgeglichen werden (ELLENBERG H. JUN. 1989, VERHOEVEN & AERTS 1987). Die jährliche Nährstoffentnahme durch Mahd macht im Grünland nach einer Zusammenstellung von BAKKER 1989 bei N 1,1 – 2,7 %, bei P 0,3 – 4,9 % und bei K 0,03 – 3,5 % bezogen auf den Nährstoffpool bis max. 30 cm Bodentiefe aus.

Tab.89: Literaturangaben zum primär limitierenden Nährstoff (N,P,K)

1: VERMEER 1986; 2: BRIEMLE et al. 1991; 3: OOMES 1991; 4: KOERSELMAN & VERHOEVEN 1995 nach VERHOEVEN & WASSEN (unpubl. Daten); 5: dto. nach HAYATI & PROCTOR 1991; 6: dto. nach VERHOEVEN & SCHMITZ 1991; 7: dto. nach AERTS et al 1992; 8: dto. nach VERHOEVEN & WASSEN (unpub. Daten); 9: dto. nach VERHOEVEN & SCHMITZ 1991; 10: dto. nach TAMM 1954; 11: dto. nach HAYATI & PROCTOR 1991; 12: dto. nach BOYER & WHEELER 1989; 13: dto. nach BOEYER & WHEELER 1989; 14: dto. nach KOIJMAN 1993; 15: EGLOFF 1987; 16: SCHWARTZE 1992; 17: EGLOFF 1983, 1986; 18: VERHOEVEN & BEEK 1983; 19: KOERSELMAN & VERHOEVEN 1995 nach GOODMAN & PERKINS 1968; 20: SCHWARTZE 1992; 21: OOMES & MOOI 1985; 22: KAPFER 1988; 23: SACH 1997.

Quelle	Stickstoff	Phosphat	Kalium
1	Niedermoor, nasses Grünland		
2	Mineralböden	org. Böden mit geringen P-Vorräten	org. Böden mit geringen K-Vorräten
3	Tonböden auf Moormarsch (nicht vernässt)		Tonböden auf Moormarsch (vernässt)
4-6	armes Niedermoor	armes Niedermoor	
7	Hochmoor	Hochmoor	
8-9	reiches Niedermoor		
10-11		Hochmoor	
12-14		reiches Niedermoor	
15		Niedermoor/Anmoor: Streuwiese Mineralböden: Rieder	
16		Großseggenesellschaften auf Niedermoor	Feuchtgrünland auf Niedermoor
17-18		Seggen- und Streuwiesenbestände auf Niedermoor	
19			Hochmoorböden
20			Futterwiesen (sowohl Torf- als auch Mineralböden)
21			Schwach humoser Sandboden (nach 6 Jahren Aushagerung)
22			zuvor intensiv genutzte Nieder- und Übergangsmoore
23			Feuchtgrünland auf eutrophen Niedermoorböden

Ca- und Fe-reiche Böden sind in der Regel P-limitiert, weil Phosphat dort in adsorbierter bzw. schwer löslicher Form vorliegt. Auf sorptionsschwachen Sand- oder mineralarmen Torfböden ist der limitierende Faktor meist das Kalium (KAPFER 1988, OOMES 1990, SCHWARTZE 1992, SACH 1997), weil die Kationenaustauschkapazität dieser Böden gering bzw. zweiwertige Kationen selektiv adsorbiert werden; es kann dort leicht ausgewaschen werden. Die Erträge gehen auf solchen Böden meist rasch zurück (KAPFER 1994, BIEWER & POSCHLOD 1997). Wird die Auswaschung und Entnahme von Kalium durch Grundwasseranhebung und Extensivierung verringert, können die Erträge sogar entgegen der angestrebten Ertragsreduzierung ansteigen (OOMES 1991). Auf Tonböden, in denen K sorptiv gebunden in ausreichender Menge vorliegt, scheint eher N diese Rolle zu übernehmen (OOMES 1990).

Bei starker Düngung und häufiger Mahd liegt meist N oder K-Limitierung vor, weil die dominanten Ertragsbildner in der durch Mahd häufig entfernten oberirdischen Phytomasse relativ höhere N- und K-Konzentrationen als P-Konzentrationen aufweisen; diese können für eine hohe Photosyntheserate nur aufrechterhalten werden, wenn eine kräftige N- und K-Nachlieferung erfolgt (OLFF & PEGTEL 1992). Kalium ist insbesondere auch deshalb kritisch, weil es aus den Blättern von „Düngerarten“ stark ausgewaschen wird (CHAPIN 1980). Die leichte Auswaschbarkeit von Kalium ist vermutlich auch der Grund für die K-Limitierung in drainierten Niedermoorböden (VAN DUREN et al. 1997, GÜSEWELL et al. 1998).

Phosphat scheint im Laufe von Aushagerungssukzessionen erst nach längerer Aushagerungszeit zum primär limitierenden Nährstofffaktor zu werden, wenn sich der Pflanzenbestand verändert hat (OLFF & PEGTEL 1992). Während die Nährstoffzeiger in Aushagerungssukzessionen noch unter Stickstoffmangel leiden, sind die später dominanten Aushagerungszeiger, namentlich *Luzula campestris*, *Carex nigra* und *Anthoxanthum odoratum* P-limitiert (PEGTEL & BAKKER 1996). Auf die Dauer wirkt sich offenbar die negative P-Bilanz der Systeme gegenüber einer weitgehend ausgeglichenen N- und K-Bilanz bei Mahd ohne Düngung aus (KOERSELMAN & VERHOEVEN 1992).

In wenig kulturbeflußten Pflanzengesellschaften unzersetzter Moorböden wie Röhrichten und Riedern, aber auch undrainierter *Calthion*-Wiesen mit ganzjährig hohem Wasserstand erwiesen sich N oder P als primär limitierende Nährstoffe (GOUGH & MARRS 1980, OOMES & MOOI 1985, WILLEMS 1985, EGLOFF 1986, SCHWARTZE 1992, VAN DUREN et al. 1997, SACH 1997).

Die Art der Nährstofflimitierung ist also nicht nur vom Boden abhängig, sondern kann sich auch im Laufe der Zeit durch Veränderungen der Artenzusammensetzung verändern: innerhalb einer Pflanzengemeinschaft können verschiedene Arten durch unterschiedliche Bodennährstoffe gesteuert werden. Möglicherweise wird die Koexistenz vieler Arten durch die artspezifische Limitierung des Ertrags durch verschiedene Nährstoffe begünstigt (CHAPIN et al. 1986, OLFF & PEGTEL 1992, KOERSELMAN & VERHOEVEN 1995, KOERSELMAN & MEULEMAN 1996, PEGTEL & BAKKER 1996, GÜSEWELL et al. 1998).

7.1.3 Nutzung

Die Auswirkungen der Nutzung auf eine Pflanzengemeinschaften sind ambivalent. Einerseits werden Pflanzenindividuen *zerstört* oder durch die Entnahme von Pflanzengewebe und darin enthaltenen Nährstoffen *geschädigt*. Diesen „constraints“ (GRIME 1979, TILMAN 1988) können sie in unterschiedlich effizienter Weise durch Toleranz-, Kompensations- oder Vermeidungsstrategien begegnen. Andererseits werden durch die Entnahme von Phytomasse günstige Mikroklimabedingungen und offener Boden für die generative und vegetative Vermehrung und Regeneration geschaffen.

Die verschiedenen Nutzungsformen haben dabei sehr unterschiedliche Auswirkungen. Eine Systematisierung mit Hilfe der von PICKETT & WHITE 1985 zusammengestellten Störungsparameter ermöglicht eine Reihung und die Zuordnung von Lebenseigenschaften von Pflanzenarten und vorherrschenden dynamischen Prozessen (GLENN-LEVIN & VAN DER MAAREL 1992). (Tab. 90).

Tab. 90: Zusammenstellung von Störungs- und Nutzungsparametern und Lebenseigenschaften von Pflanzenarten für drei verschiedene Nutzungsformen

Nutzungsform	Nutzungsin- tensität	Nutzungs- frequenz	Zeitpunkt erster Nutzung	Limitierende Faktoren für Zielarten (Ziel 1)	Regenerations- zeit für Pflanzen	„korrespondierende“ Lebenseigen- schaften dominanter Arten
Intensiv- weide	hoch	hoch	früh (Mi. Mai)	Störungsfrequenz	kurz	niedrigwüchsig, Stolonen, wintergrün, winteranuell, langlebige Samenbank
Extensiv- wiese	mäßig	mäßig	mittel (Mi. Juni)	(Störungsfre- quenz/Licht)	lang	niedrigwüchsig, Rhizome, sommergrün, kurzlebige Arten ohne langlebige Samenbank, Hemiparasiten
Brache	-	-	-	Licht	sehr lang	hochwüchsig, Rhizome, sommergrün, Spätblüher

Die Nutzungsformen Intensivweide und Brache stellen extreme Formen der Grünland“bewirtschaftung“ dar, während die extensive Wiesennutzung als moderate Form dazwischensteht (vgl. BRIEMLE et al. 1991). Eine frühzeitig im Jahr beginnende, intensive Weidenutzung (z.B. Portionsweide) von Feuchtstandorten dient zwar nicht den Zielen der Regeneration von artenreichen Feuchtwiesen (BAKKER 1989), soll aber die Grenzen aufzeigen. Die periodisch wiederkehrende, intensive Zerstörung der Grasnarbe durch (nichtselektiven) Fraß und Zertritt führt zu zyklischen, im Extremfall (z.B. an Weidetoren) zu saisonalen Regenerationssukzessionen, wie sie auch durch die lange Überstauung von Flutrasen in ähnlicher Form ausgelöst werden können (vgl. SCHREIBER & KUNDEL 1998 und Kap.5.1.2). Die hohe Störungsfrequenz und -intensität schaltet hochwüchsige Arten ebenso aus, wie kurzlebige Grünlandarten, die keine langlebige Samenbank im Boden aufbauen können (z.B. *Rhinanthus*-Arten). Niedrigwüchsige Stolonenarten erobern die offenen Bodenstellen hingegen besonders erfolgreich, weil sie mit Hilfe der vegetativen Ausläufer sehr rasch wachsen können. Winteranuelle Pionierarten profitieren, weil Störungen sie von hochwüchsigen Konkurrenten befreien und sie mit Hilfe ihrer ausdauernden Samenbank im Boden in der Lage sind, die ungünstige Störungsperiode zu überdauern. Wintergrüne Arten haben aufgrund der längeren Photosyntheseperiode im beweidungsfreien Winterhalbjahr und der geringeren Schmackhaftigkeit für das Weidevieh einen Vorteil gegenüber sommergrünen Arten.

Bei Intensivbeweidung werden zwar zahlreiche Keimungsnischen geschaffen (Tritt), sie reichen aber weder in ihrer räumlichen Dimensionierung noch in ihrer geringen zeitlichen Persistenz (bis zur nächsten Störung) den Anforderungen der meisten Zielarten. Als alternative Weide-Nutzungsform eignet sich eher die großflächige, selektive Unterbeweidung, wie sie in den traditionellen Allmenden üblich war (POTT & HÜPPE 1991, SCHOLLE et al. im Druck). Sie schafft eine Vielzahl von strukturellen Übergangsstadien im Störungs- und Nutzungsgradienten zwischen häufig befressenen, flutrasen-ähnlichen Stadien und nicht befressenen, ungestörten Brachestadien, die für viele unterschiedliche Strategietypen die jeweils geeigneten Bedingungen bereitstellt (OLFF & RITCHIE 1998).

Bei der traditionellen zweischürigen Wiesennutzung erfolgt die erste Mahd erst im Frühsommer zum ersten Maximum der Phytomasseentwicklung. Zwischen dieser und der zweiten Mahd bzw. einer möglichen Nachweide sind vergleichsweise lange Regenerationszeiten für die Pflanzenarten vorhanden. Hier erfolgen eher kleinflächige Zerstörungen der Vegetationsnarbe, die durch die vegetative Regeneration und die Keimung bestandeseigener Arten wieder geschlossen werden („gap dynamics“, GLENN-LEVIN & VAN DER MAAREL 1992). Während die oben genannten Stolonenarten und anuellen Pionierarten in dichten Wiesenbeständen weniger erfolgreich sind, sind kleinwüchsige Rhizom- und Rosettenpflanzenarten hier konkurrenzstark (vgl. BRIEMLE & SCHREIBER 1994). Die Bedingungen für die Keimung, Etablierung und langfristig erfolgreiche Regeneration neuer Arten (auch von Zielarten) sind bei dieser Nutzungsform eher gegeben. Eine heute kaum mehr praktizierte Kombination von extensiver Wiesennutzung und Beweidung fördert eine besonders nutzungssensible, in den letzten Jahrzehnten stark zurückgegangene Artengruppe, von denen sich einige auch in den Renaturierungsversuchen wiederetablieren konnten (Kap.5.1.1 und Kap. 5.1.2). Es handelt sich um Grünlandarten mit einer kurzen Sprossausdauer und einer kurzlebigen Samenbank, wie *Bromus racemosus*, *Rhinanthus*-Arten und *Senecio aquaticus*. Die alljährlich notwendige Samenproduktion (keine langlebige Samenbank) wird durch eine relativ späte Mahd oder positive Fraßselektion (durch Nichtbefressen und Stehenlassen der Pflanzen) gewährleistet. Die für die Keimung erforderlichen, offenen Bodenwunden werden in diesem System durch Mahd, effizienter durch Vertritt geschaffen (HOBRECHT & ROSENTHAL 1996, LUTZ 1996, KUNDEL 1998). Eine Ausnahme stellt die trittempfindliche Art *Pedicularis*

palustris dar, die nicht Weiden, sondern spät gemähte, aber durch Nährstoffarmut gekennzeichnete und daher bodenoffene Standorte besiedelt (ROSENTHAL & FINK 1996).

In Brachen werden durch Nutzungsaufgabe und das Aufhören der anthropogenen Störungen sekundäre Sukzessionen ausgelöst. Von der ungestörten Entwicklung profitieren in ehemaligen Wiesen hochwüchsige, spätblühende und sommergrüne Rhizomarten (s.o.), in ehemaligen Weiden hochwüchsige, wintergrüne Horstgräser, wie *Deschampsia cespitosa* und *Juncus effusus*. Bedingungen für die Ansiedlung von Zielarten sind trotz der Störungsfreiheit nicht vorhanden, weil die dichte Streuschicht und der hohe, stark beschattende Bestand keine Etablierungsnischen bieten (SCHREIBER 1997, RUTHSATZ 1998).

Die Reduktion der Hauptertragsbildner des Intensivgrünlandes wird am effektivsten durch eine frühe und häufige Mahd (ohne Düngung) erreicht (vgl. SCHIEFER 1984, BRIEMLE et al. 1991). Sie wird durch eine Vernässung, die über das Feuchteoptimum der Arten hinausgeht, beschleunigt. Sollen die neu etablierten Arten stabilisiert werden, muß die Vegetationsstruktur dieser ausgehagerten Bestände durch eine geeignete Folgenutzung aufrechterhalten bzw. verbessert werden. Nicht die Erträge sind in diesem Stadium der Vegetationsentwicklung der erfolgsentscheidende Faktor, sondern die Nutzungform. Sie muss so ausgelegt sein, dass die Wuchskraft möglicher, neuer Dominanzbildner geschmälert wird und die zeitlich-räumliche Ausdehnung von Etablierungsnischen den Ansprüchen von Zielarten gereicht (BULLOCK 1995). Im Gegensatz zu geringproduktiven Trockenrasen (RYSER 1990, VAN DER MAAREL & SYKES 1993) sind Etablierungsnischen in produktiveren Vegetationstypen ein Mangelfaktor. Mikroklimatisch günstige Offenbodenstellen mit fluktuierenden, relativ hohen Oberflächentemperaturen und dem richtigen Lichtspektrum sind hier essentiell für die Ansiedlung vieler Pflanzenarten, gerade der Arten mesotropher Standorte (FENNER 1987, OLFF et al. 1992).

Bei häufiger Mahd ergibt sich für manche Zielarten ein „trade off“ zwischen der Limitierung ihrer Konkurrenzkraft durch häufige Störungen einerseits und schlechte Lichtbedingungen andererseits. Häufige Störungen interferieren zunehmend mit den Vermehrungs- und Ausbreitungsfunktionen von mahdempfindlichen Arten, während die unter ungestörten Bedingungen zunehmende Beschattung die räumliche und zeitliche Breite von Regenerationsnischen limitiert. Dieser „trade off“ macht in Abhängigkeit von der Produktivität verschiedene intensive Nutzungsformen notwendig, um einen Kompromiss zu erreichen, der die Ansprüche vor allem der Ziel 1 Arten erfüllt. Auf produktiven Calthion-Standorten nehmen die Artenzahlen vom Brache- über das einmalige- bis zum dreimaligen Nutzungsregime zu (Kap. 5.1.3). Dies trifft sowohl für Regenerationssukzessionen nach Brache als auch nach Intensivgrünlandnutzung zu. Häufige Mahd (ca. drei Mal pro Jahr) ist hier eher als seltene Mahd in der Lage, den Artenreichtum zu fördern (WOLF et al. 1984, SCHREIBER & SCHIEFER 1985, BAKKER 1989, SCHWARTZE 1992).

Der langfristige Erfolg von Regenerationsmaßnahmen ist entscheidend von der Schnelligkeit einer sekundären Dominanzbildung durch hochwüchsige, stark beschattende Arten abhängig (ROSENTHAL 1992b). Verringerte Nutzungsintensität oder periodische Brache aufgrund nicht abgestimmter Überflutungszeiten oder mangelnden Nutzungsinteresses können zur Ausbreitung neuer Dominanzbildner führen. Es handelt sich um die bekannten Brachearten, die durch Ungestörtheit und einen effizienten internen Nährstoffkreislauf (SCHREIBER 1987) begünstigt, selbst auf ausgehagerten Standorten hochproduktive Pflanzenbestände aufbauen können. Während auf ehemaligen Wiesen vor allem hochwüchsige Rhizomarten zum Zuge kommen, sind auf Weiden Horstgräser, wie *Deschampsia cespitosa*, *Juncus effusus*, *J. conglomeratus* und *Holcus lanatus* die kritischen Arten, die es durch entsprechende Nutzungsintensität zurückzudrängen gilt. Dieses gestaltet sich umso schwieriger je mahdverträglicher die Arten sind (vgl. BRIEMLE & ELLENBERG 1994). Während *Filipendula ulmaria*

und *Glyceria maxima* bereits durch zweimalige Mahd pro Jahr zurückgehen, erweisen sich *Scirpus sylvaticus*, *Phalaris arundinacea*, *Deschampsia cespitosa*, *Holcus lanatus* und *Alopecurus pratensis* als zunehmend mahdverträglicher, was ihre Verdrängung und die Ansiedlung neuer Arten erschwert.

Auf den feuchten Standorten der Borgfelder Wümmewiesen ist seit der Rückverlegung der Mahdtermine, teilweise bis Ende Juni (und später), eine flächenhafte, starke Zunahme dieser kritischen Brachearten, namentlich *Carex gracilis*, *C. vesicaria*, *Glyceria maxima*, *Calamagrostis canescens* und *Phalaris arundinacea* festzustellen (JANHOFF 1996 und eigene unpublizierte Daten). Dies geht mit dem ebenso flächenhaften Verlust niedrigwüchsiger Feuchtwiesenarten, wie *Senecio aquaticus*, *Lychnis flos-cuculi*, *Juncus filiformis*, *Ranunculus flammula* und *Agrostis canina* einher. Der Feuchtwiesencharakter der Landschaft weicht mehr und mehr dem einer Großseggenried- und Röhrichtlandschaft, obwohl die Naturschutzziele dieses so nicht vorsehen. Hier könnten frühere, von Jahr zu Jahr wechselnde Nutzungsregime Abhilfe schaffen.

Als Alternativnutzung zum Mähen wird das Mulchen (Mähen, Zerkleinern und Liegenlassen des Mähguts auf der Fläche) als Naturschutzmaßnahme diskutiert, weil der kostenintensive Abtransport des Mähguts entfällt (SCHREIBER et al. 2000).

Der Effekt des Mulchens auf die Vegetation ist je nach den Abbaubedingungen für das Mulchgut, dem Mulchtermin und der Ertragsleistung des Standorts unterschiedlich zu beurteilen (SCHREIBER & SCHIEFER 1985, DIERSCHKE 1985, BAKKER 1989, SCHREIBER et al. 2000). Auf trockenen bis frischen Standorten erfolgt unter günstigen Klimabedingungen ein rascher Abbau des Mulchguts, sofern der erste Schnitt im Frühsommer (Juni) erfolgt. Bei zweimaligem Mulchen pro Jahr findet sogar eine Aushagerung und ein Rückgang der Erträge statt: nährstoffarme Grünlandgesellschaften der Kalkhalbtrockenrasen, mageren Bergfettwiesen und Flügelginsterheiden werden stabilisiert, niedrigwüchsige Stolonen- und Rosettenarten und Armutnzeiger werden gefördert und die Artenzahlen nehmen zu (SCHIEFER 1981, SCHREIBER et al. 2000). Nährstoffverluste durch Auswaschung oder Denitrifizierung erfolgen offenbar schneller als die Wiederaufnahme durch die Wurzeln. Einmaliges Mulchen pro Jahr und ein späterer erster Mulchtermin wirken sich ungünstiger auf die Aushagerungsleistung, die Artenzahlentwicklung und die Entwicklung lichtbedürftiger, niedrigwüchsiger Arten aus (DIERSCHKE 1985, SCHREIBER & SCHIEFER 1985). Die Tendenz zur Zunahme von Hochstauden und Gehölzen wächst mit abnehmender Mulchfrequenz, so dass beim Mulchen alle zwei Jahre in den mulchfreien Jahren bracheähnliche Zustände entstehen.

In ertragreichen Pflanzengesellschaften und bei schlechten Abbaubedingungen bleibt das Mulchmaterial länger liegen und behindert die Entwicklung kleinwüchsiger, lichtbedürftiger Pflanzenarten (DIERSCHKE 1985, BAKKER 1989, ROSENTHAL 1992a). In Flutrasengesellschaften von ROSENTHAL 1992a führte einmaliges Mulchen pro Jahr (Juli) zu einer starken Zunahme von *Deschampsia cespitosa* und dem drastischen Rückgang von niedrigwüchsigen *Agrostis*- und *Poa*-Arten. Das Mulchmaterial wurde bis zum nächsten Frühjahr nicht abgebaut, was die Zunahme von *Cirsium arvense* unterstützte. Bei BAKKER 1989 nahmen die Artenzahlen bei einmaligem Mulchen von Flutrasenvegetation ab.

Für ertragreiche Grünlandgesellschaften auf feuchten oder nassen Standorten eignet sich das Mulchen, zumindest unter den Klimabedingungen Nordwestdeutschlands weniger als in den klimatisch begünstigsten südwestdeutschen Regionen, wenn es um die Erhaltung oder Regeneration artenreicher Grünlandgesellschaften geht. Für die bloße Offenhaltung der Landschaft kann dieses Verfahren jedoch auch in Niedermooren Nordwestdeutschlands eingesetzt werden.

7.2 Bilanzierung der Umsetzungserfolge von Zielkonzept 2 (Regeneration von Großseggenriedern und Röhrichtern)

7.2.1 Auswirkungen der Verbrachung auf die Vegetation

Als Folgegesellschaften eutraphenter Feuchtwiesen entstehen unterschiedliche Röhricht-, Hochstauden- und Großseggengesellschaften. Diese sekundären Sukzessionen laufen auf eutraphenten Standorten sehr rasch ab (SCHREIBER 1997, MÜLLER & ROSENTHAL 1998). Bereits im Ausgangsbestand vorhandene („initial floristic composition“), hochwüchsige, spätblühende und sommergrüne Rhizomarten kommen zur Dominanz. Dabei entwickeln sich einerseits aus einer Vielzahl floristisch fein zu differenzierender Vegetationseinheiten der extensiv bewirtschafteten Feuchtwiesen durch konvergierende Sukzessionen wenige, nur durch die Dominanz einzelner Arten charakterisierte Brachgesellschaften (s. ROSENTHAL et al. 1998). Andererseits ergeben sich aber auch divergierende Sukzessionen, bei denen sich derselbe Vegetationstyp trotz ähnlicher Standortsbedingungen in unterschiedliche Folgegesellschaften entwickelt. Initiale Dominanzunterschiede und die phalanxartige, vegetative Ausbreitung der hochwüchsigen Rhizomarten sind für die Entstehung von Vegetationsmosaiken mit scharfen Grenzen der Dominanzgesellschaften verantwortlich (vgl. FALINSKA 1995).

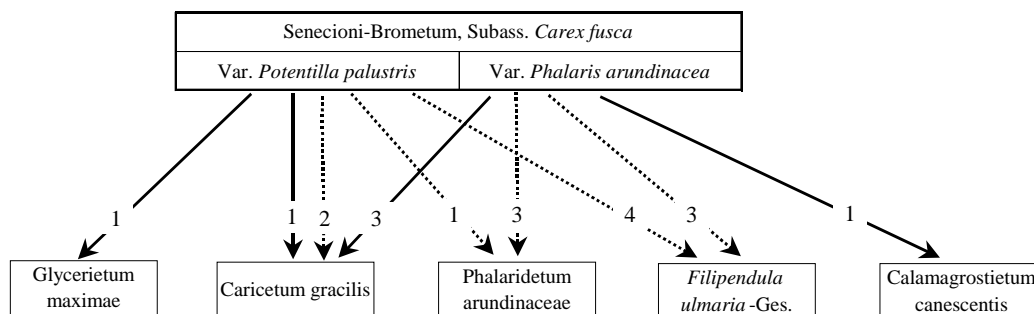


Abb. 32: Konvergente und divergente Brachesukzessionen im Ostetal auf den Standorten von zwei unterschiedlichen edaphischen Varianten der Wassergreiskrautwiesen innerhalb von 25 Jahren. Durchgezogene Linie = starke Vernässung, unterbrochene Linie = schwache Vernässung ursprünglich feuchter Standorte. Zahlen entsprechen der abs. Häufigkeit der Übergänge.

Ein effizienter Nährstoffkreislauf zwischen oberirdischen Organen und unterirdischen Speicherorganen (meist Rhizomen) im Jahresverlauf (SCHMIDT 1983, WERNER 1983, VAN DER LINDEN 1986, SCHREIBER 1987, 1997, ROSENTHAL 1992a) ermöglicht es den betreffenden Arten, die im Winter selbst gebildete Streu wieder zu durchwachsen und eine hohe oberirdische Phytomasse aufzubauen. Der Lichtmangel unter dem dichten Kronendach schaltet den Unterwuchs aus kleinwüchsigen Arten aus, so dass nach dem Brachfallen ein rapider Artenverlust erfolgt (Kap. 5.2.4, Tab. 43). Die Streuschicht erschwert aber auch die Keimung und Etablierung von neuen Arten, die z.B. die Sukzession zum Wald einleiten könnten. Die Rhizome hingegen ermöglichen, trotz der auf dem Boden lagernden Streu, die laterale, vegetative Ausbreitung, die gegenüber der generativen Vermehrung über die Samenkeimung weniger risikobehaftet ist (URBANSKA 1992).

Insgesamt ist mit dem Brachfallen von Feuchtgrünland auf kleiner räumlicher Ebene die „Monotonisierung“ struktureller und floristischer Vegetationsparameter verbunden, solange keine Wiederbewaldung erfolgt. Dabei kommt es auch zu einer phänologischen Vereinheitlichung und Verarmung. In extensiv genutzten Feuchtwiesen ist eine dichte Abfolge blumenreicher Blütenaspekte vom Frühjahr bis zum Spätsommer zu beobachten (vgl. ROSENTHAL 1992a). Mit dem Brachfallen aber verschwin-

den die Pflanzenarten der *Ranunculus repens*-, der *Lychnis flos-cuculi*- und der *Crepis paludosa*-Phase, so dass sich die Blühaspekte auf das zeitige Frühjahr (komplementäre Frühjahrsgeophyten, *Ranunculus ficaria*- und *Caltha palustris*-Phase) und den Spätsommer (*Cirsium palustre*- und *Filipendula ulmaria*-Phase) konzentrieren. Auf großer räumlicher Ebene entstehen heterogene Vegetationsmuster aus Dominanzgesellschaften.

Die Entwicklung zum Wald findet in eutrophen Feuchtbrachen nur sehr selten statt (MÜLLER & ROSENTHAL 1998). Begünstigt wird sie auf nährstoffarmen Standorten durch eine liche Bestandesstruktur. Auch hohe Bulte, wie z.B. von *Carex appropinquata* (ROSENTHAL, unveröff. Ergebnisse aus Nordpolen) ermöglichen die Ansiedlung von Erlen. Ein mit starken Dominanzeinbußen verbundener Phytophagenbefall von *Phalaris arundinacea* vermochte die Wiederbewaldung der Feuchtbrachen im Ostetal dagegen nicht einzuleiten. Feuchtbrachen blieben auch in den Untersuchungsstandorten von SCHREIBER 1997 im Schwarzwald waldfrei.

Erste Beobachtungen von Brachesukzessionen auf langfristig intensiv genutzten Grünlandstandorten zeigen, dass sich beim Fehlen von typischen Brachearten (s. o.) bereits im Bestand vorhandene Wiesenarten, wie *Alopecurus pratensis*, *Rumex acetosa* und *Holcus lanatus* durchsetzen und, sofern keine Vernässung erfolgt, sich relativ rasch eine Ruderalisierung durch die Einwanderung von *Urtica dioica*, *Cirsium arvense* und *Galeopsis tetrahit* ankündigt (WOLF et al. 1984, BAKKER 1989, SACH 1997). Bei der Vernässung und Verbrachung zuvor intensiv genutzter „*Deschampsia-Agropyron*-“ und „*Bromus hordeaceus*-Graslandbestände“ entwickelten sich in Niedermooren Brandenburgs *Phalaris-Röhrichte* (bei Grundwasserständen zwischen 25 und 60 cm unter GOF) bzw. ein *Caricetum acutiformis* (bei 10-35 cm) (HARTER & LUTHARDT 1997).

Unter den Bedingungen einer Seenverlandung siedeln sich als Pionierarten *Typha latifolia* und *T. angustifolia* an, die anemochor besonders ausbreitungsstark und submers keimfähig sind (ROTH et al. 1999). Mit zunehmender Verlandung folgen Schilf- Großseggen- und Weidenarten (KNAPP 1999).

7.2.2 Wirkungen von Verbrachung auf den Boden- und Wasserhaushalt

7.2.2.1 Wirkungen auf den Wasserhaushalt

Die hydrologischen Veränderungen nach der Aufgabe extensiv genutzter Feuchtwiesen, die ohne zwischengeschaltete Intensivierungsphase direkt in Brache übergehen, sind anders zu bewerten als die kaum reversiblen Veränderungen in ehemaligem Intensivgrünland (Kap.7.1.1). Die mit der Verbrachung einhergehende Verlandung des Grabensystems ist ein natürlicher Prozess, der, verstärkt durch die Verminderung der Evapotranspiration (GISI & OERTLI 1981a, ROSENTHAL unveröff. Daten) einen langsamen Grundwasseranstieg hervorruft. Je nach topographischer Lage dringt vermehrt Flusswasser oder Ca-reiches Tiefenwasser in den Oberboden ein. Die meliorationsbedingten Veränderungen der Torfmatrix sind nach einer bodenschonenden Feuchtwiesennutzung (die bis in die 1960er Jahre auf den Untersuchungsstandorten im Ostetal vorherrschte) in höherem Masse reversibel, als nach einer intensiven Grünlandnutzung (vgl. HENNINGS 1996, Kap.5.3.2, Kap.5.3.3). Die Wechselfeuchtigkeit ist unter Feuchtbrachen durch eine Kombination aus effizientem Wasseran- und -einstau und der Regeneration der Bodenmatrix vermindert. Hohe Sommerwasserstände, wie sie Ziel-Konzept 2 entsprechen, wurden vornehmlich unter dem *Caricetum gracilis*, *Glycerietum maximae* und dem *Phalaridetum arundinaceae* erreicht.

7.2.2.2 Wirkungen auf die Stickstoffmineralisation

Die mit dem Brachfallen einhergehenden Veränderungen des Wasserhaushalts und des Mikroklimas verschlechtern die Bedingungen für die Mineralisierung der organischen Substanz. Damit reduziert sich die mengenmäßig wichtigste Nährstoffquelle meliorierter Niedermoore (WILD & PFADENHAUER 1997 KOERSELMAN & VERHOEVEN 1995 BERENDSE et al. 1994 KOERSELMAN & VERHOEVEN 1992).

Am stärksten wirken sich die erhöhten Sommerwasserstände der Feuchtbrachen in dieser für die Mineralisierung günstigsten Jahreszeit aus. Sie unterdrücken die Nitrifikation (WILLIAMS & WHEATLEY 1988, PONNAMERUMA 1984). Das bei hohen Grundwasserständen gebildete Ammonium (die Ammonifikation hat ein zweites Optimum bei starker Vernässung und Überstauung, vgl. PONNAMERUMA 1984, GROOTJANS et al. 1985, SCHWARTZE 1992) wurde daher erst mit fallenden Grundwasserständen, Erwärmung und stärkerer Durchlüftung des Oberbodens im Spätsommer nitrifiziert (UCHTMANN 1994). Erst die Bildung von Nitrat erzeugt ein aus Ökosystemsicht kritisches Problem, weil diese Stickstoffform leicht ins Grundwasser eingetragen bzw. nach Denitrifizierung als klimarelevantes Gas entweichen kann (FLESSA et al. 1997). Beide Prozesse können im selben Boden nebeneinander ablaufen (GISI 1990).

Die belastende Funktion des Intensivgrünlands auf Niedermoor wird darin deutlich, dass hier bereits ab März die Umwandlung des Ammoniums in Nitrat stattfand (UCHTMANN 1994, vgl. auch BERENDSE et al. 1994)

Durch Vernässung und Streubedeckung werden die täglichen und saisonalen Temperaturamplituden in Bracheböden gedämpft und die Mitteltemperaturen erniedrigt (GISI & OERTLI 1981a, HENNINGS 1995, WILD & PFADENHAUER 1997, eigene Messungen). Die starke Temperaturabhängigkeit der Mineralisationsrate ($Q_{10} = 2$, zwischen 10 und 20° C, POWERS 1990, s.a. RÜCK 1993) macht es somit verständlich, dass diese in Brachen allein aufgrund der niedrigeren Temperaturen gegenüber genutzten Wiesen desselben Standorts gehemmt ist (SCHIEFER 1981, BROLL & SCHREIBER 1992, 1994, BRIEMLE 1986). So fand SCHWARTZE 1992 bereits direkt nach Nutzungsumstellung in den vergleichend untersuchten, direkt benachbarten Nutzungsvarianten unterschiedliche Mineralisationsraten: das Mähen im Sommer förderte die Erwärmung des Bodens und die Mineralisationsrate, während die späte Herbstmahd diesen Effekt nicht zeigte.

Der Anstieg der mittleren N-Zahlen bei Verbrachung (vgl. JENSEN & SCHRAUTZER 1999) zeigt, dass Eutrophierungsprozesse gegenüber der Aushagerung vorherrschen. Dies korreliert einerseits mit der Beobachtung, dass die oberirdische Phytomasse in Brachen beträchtlich zunimmt (WOLF 1979, STÖCKLIN & GISI 1985, BROLL & SCHREIBER 1993, 1994, MÜLLER et al. 1992), widerspricht aber der Erkenntnis, dass, bedingt durch einen Faktorenkomplex aus Vernässung, Mikroklima und Veränderung des Zellulose- und Ligningehalts der Streu die Stickstoffmineralisation zurückgeht (SCHMIDT 1978, BROLL & SCHREIBER 1992, MÜLLER et al. 1992). Insbesondere in *Filipendula*- und *Carex gracilis*-Brachen steht die ausgesprochen geringe Stickstoffmineralisation im Gegensatz zur hohen Phytomasseproduktion. Die Veränderungen der N-Zahlen spiegeln daher eher die Nährstoffakkumulation in der Phytomasse als die N-Mineralisation im Boden wider (BRIEMLE 1987). Nährstoffeinträge über die Atmosphäre (ELLENBERG H. JUN. 1989) und das Hang- und Überschwemmungswasser sind die Ursache für den allogenen Anteil der Eutrophierung, der, durch die autogene Anreicherung in der Phytomasse ergänzt, zu den beobachteten hohen Ertragswerten führt. Über den internen Nährstoffkreislauf (SCHREIBER & SCHIEFER 1985, SCHREIBER 1987) gelingt es den Brachearten, allmählich erhebliche Nährstoffmengen in der Phytomasse anzureichern. Zum externen Nährstoffeintrag und der

internen Nachlieferung von Nährstoffen durch die Mineralisierung der organischen Substanz kommt das Vermögen der Brachedominanten, Nährstoffe zu speichern und in einem internen Nährstoffkreislauf verfügbar zu halten. Die Zunahme der oberirdischen Netto-Primärproduktion in den Brachebeständen erfolgt trotz der reduzierten mikrobiellen Nachlieferung.

7.2.2.3 Wirkungen auf die Phosphatverfügbarkeit

Die brachebedingte Vernässung kann auch auf andere bodenchemische Prozesse, wie den Phosphathaushalt und die Bodenreaktion Einfluß nehmen. Entscheidend für diese Wirkungen sind die Herkunft und die hydrochemischen Eigenschaften des Grundwassers. Bei langen Verweildauern in tiefen, noch nicht entkalkten geologischen Schichten, wie den im Ostetal vorkommenden Lauenburger Tonen reichert sich das Grundwasser allmählich mit Ca-Ionen an. Hohe Gehalte in hangwasserbeeinflussten Niedermooren puffern den pH-Wert des Grundwassers bei ca. pH 6,5, den des Bodens bei ca. pH 5,0 ab. Die historischen, oberflächlich entwässerten Feuchtwiesen der 1950er Jahre waren, wie die hohe Präsenz der *Potentilla palustris*-Gruppe an diesen Hangstandorten vermuten lässt, durch die Infiltration von Regenwasser oberflächlich versauert (vgl. KEMMERS 1986, GROOTJANS et al. 1988, VAN DIGGELEN et al. 1991). Hier dürfte der Anstieg der Grundwasserstände durch Verbrachung und Verlandung der Gräben zu einer Anhebung der pH-Werte im Wurzelhorizont beigetragen haben. Für den Ersatz des Regenwassers durch Ca-reicheres Grundwasser sprechen auch die bevorzugten Sukzessionsrichtungen zum Glycerietum bzw. zur Filipendula-Gesellschaft an diesen Standorten (GROOTJANS et al. 1986, MÜLLER et al. 1992, LIENKAMP 1993).

Für die Phosphatverfügbarkeit bringt die Anhebung der Grundwasserstände mit Ca-reichem Grundwasser zwei antagonistisch wirkende Prozesse ins Spiel. Die Erniedrigung des Redoxpotentials fördert die Freisetzung von Phosphat (PATRICK & KHALID 1974, FIEDLER 1994), die hohe Konzentration von Ca-Hydroxiden und die relativ hohen pH-Werte im Boden seine Adsorption (RORISON & ROBINSON 1984, KOERSELMAN & VERHOEVEN 1992). Die negative Korrelation zwischen Grundwasserstand und Ca-Gehalt des Grundwassers einerseits und der Phosphat-Verfügbarkeit andererseits, legt die Vermutung nahe, dass an den Hangstandorten im Ostetal die Ca-hydroxide und nicht das Redoxpotential der entscheidende Faktor für die Freisetzung von Phosphat ist. Bei einer P-limitierten Pflanzenproduktion hätte die Vernässung daher eine Ertragsreduktion zur Folge. BROLL & SCHREIBER 1993 führen den Rückgang der pflanzenverfügbaren P-Gehalte in trockeneren Brachen SW-Deutschlands auf die Festlegung in der zunehmend schlechter abbaubaren Streuschicht zurück.

Erfolgt die (brachebedingte) Vernässung durch Ca-ärmeres Oberflächenwasser, ist die Phosphat-Verfügbarkeit vom Redoxpotential gesteuert und steigt daher an (vgl. PFADENHAUER et al. 1985, KOERSELMAN et al. 1993). Hier hätte die Vernässung den umgekehrten Effekt, nämlich einen Ertragsanstieg (vgl. OOMES 1991). Verschmutztes Flusswasser wirkt zusätzlich phosphatmobilisierend, weil SO_4 -Anionen gegen PO_4 an den Eisenhydroxiden ausgetauscht wird (PONNAMERUMA 1984, KEMMERS & JANSEN 1988, KOERSELMAN & VERHOEVEN 1995, GROOTJANS et al. 1996).

7.2.2.4 Biotische Effekte

Das Brachfallen löst eine Sukzession aus, in deren Verlauf mehr und mehr die Lebenseigenschaften der zur Dominanz gelangenden Arten (Hochwüchsigkeit, Streubildung etc.) die Ökosystemprozesse steuern (autogene Sukzession). Welche der bereits vorhandenen oder kurz nach dem Brachfallen zuwandernden, potentiell dominanzfähigen Arten dominant wird, entscheiden im Wettbewerb um die vorhandenen, standörtlich wechselnden Ressourcen die Lebenseigenschaften (Konstitutionsmerkmale nach ELLENBERG 1956) der beteiligten Arten.

So werden auch die aufgezeigten idealtypischen Zusammenhänge zwischen der N-Mineralisierung und physikalisch-chemischen Bodenfaktoren durch die Lebenseigenschaften der beherrschenden Pflanzenarten modifiziert. Sie müssen für eine Beurteilung der Torfbildung daher miteinbezogen werden. Die unterschiedlichen Dominanzbildner zeigen als Repräsentanten des gleichen Lebens- und Wuchsformentyps mit einem ausgeprägten internen Nährstoffkreislauf zwischen ober- und unterirdischen Pflanzenteilen grundsätzliche Übereinstimmungen (SCHMIDT 1983, WERNER 1983, ROSENTHAL 1992a). Im Einzelnen ergeben sich aber unterschiedliche Standortpräferenzen, wobei im Zusammenhang mit der Torfbildung die Ernährungsstrategien der Pflanzenarten wichtig sind.

Hierzu wurden die beiden Arten *Glyceria maxima* und *Carex gracilis* verglichen, die als Dominanzbildner im direkten räumlichen Kontakt vorkommen (Kap. 5.3.3.4, Kap. 5.3.3.5). Die unterschiedliche Fähigkeit, nährstoffarme Standorte zu besiedeln, beruht auf der Lebensdauer und den „turn-over“-Raten der Sprosse. Die Untersuchung ähnlicher Artenpaare durch AERTS 1997b, OLFF & PEGTEL 1992 und AERTS et al. 1999 ergaben keinen Hinweis auf die zunächst vermutete Bedeutung unterschiedlichen Resorptionsvermögens für Nährstoffe in überdauernde Pflanzenorgane. Geringe turn-over-Raten der Blätter und Wurzeln sind charakteristische Merkmale für Arten, die in eine hohe Biomassedichte investieren und dauerhafte Organe haben (RYSER & LAMBERS 1995). Tatsächlich korrelieren auch im vorliegenden Beispiel die dichte, sklerenchymatische Gewebestruktur von *Carex* gegenüber der aerenchymreichen, „schwammigen“ Struktur von *Glyceria* mit geringen bzw. hohen turn-over-Raten.

Der Nachteil des hohen Spross- und Nährstoff-turn-overs von *Glyceria* besteht darin, dass die Pflanzen mit Mikroorganismen und anderen Arten stärker um die Aufnahme von Nährstoffen aus der Bodenlösung konkurrieren müssen. Unter nährstoffärmeren Bedingungen ist *Glyceria* daher *Carex* unterlegen (ROSENTHAL 1992a, MÜLLER et al. 1992). Andererseits ist nur so ein „Abtasten“ günstiger Habitate möglich. Die höhere Stickstoffbereitstellung erlaubt *Glyceria* also nicht die Bildung höherer Phytomasse (standing crop), sondern dient dem Aufbau mehrerer überlappender Sproßgenerationen im Jahresverlauf.

Populationsbiologische Ausbreitungsprozesse am Beginn von divergierenden Brachesukzessionen können zu wichtigen Determinanten der Ökosystementwicklung werden (Abb. 33) (vgl. FALINSKA 1995, AERTS & DE CALUWE 1997). Die Vermittlerfunktion zwischen den Pflanzen und den Bodenmikroorganismen übernimmt die Streu (vgl. BROLL & SCHREIBER 1994). Wichtig für ihre Wirkung ist die Zersetzbarkeit und die zeitliche Übereinstimmung ihrer Anlieferung mit den klimatischen und edaphischen Bedingungen im Jahresverlauf. Im Caricetum wird schlecht zersetzbar (nährstoffarme und cellulosereiche) Streu im mineralisationsschwachen Winterhalbjahr geliefert. Damit wird auch die herabgesetzte Mineralisationsrate verständlich (vgl. TAYLOR et al. 1989), die in einer Anhäufung von mehreren Streujahrgängen und einem reduzierten Nährstoffcycling mündet. Brachebedingte Veränderungen der Pflanzenartenzusammensetzung zugunsten von Arten mit cellulose- und ligninreicher Streu können das Mikroorganismenspektrum im Boden zugunsten von Pilzen verschieben, die diese

effizient abbauen (GISI & OERTLI 1981b, STÖCKLIN & GISI 1985, BROLL 1989). Diese auch in den untersuchten Niedermoorstandorten möglicherweise erfolgte Förderung kompensiert im Falle von *Glyceria maxima* und *Carex gracilis* aber nicht die Wirkungen unterschiedlicher Streuqualität und -phänologie.

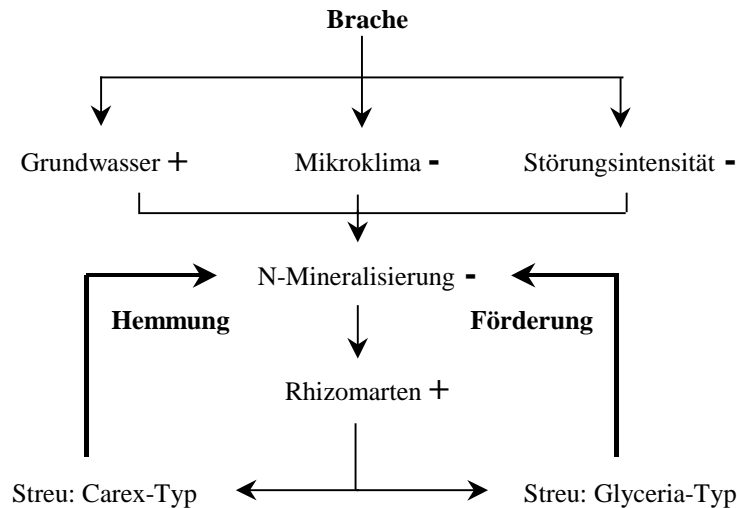


Abb. 33: Modell der Brachesukzession. Es besteht eine positive Rückkopplung zwischen der Stickstoffmineralisation und den Lebenseseigenschaften dominanter Brachearten (s. Text)

- Abnahme, + Zunahme

So kann zwar der generellen Feststellung zugestimmt werden, wonach der Streuanteil mit dem Brachealter zunimmt (SACH 1997). Wesentlicher ist aber der Einfluss der dominanten Pflanzenart. Ein Fließgleichgewicht stellt sich auch auf feuchten Standorten nicht bereits nach zwei Jahren ein, wie von SCHIEFER 1981 für andere Standorte nachgewiesen: im Caricetum waren mindestens vier Streujahrgänge zu unterscheiden, während im Glycerietum im Sommer höchstens noch Reste der Vorjahresstreu zu finden waren (vgl. TÖRMÄLÄ & ELORANTA 1982).

Die kontinuierliche Bereitstellung von nährstoffreicher Streu durch die hohen Sterberaten der *Glycerias*prose über die gesamte Vegetationsperiode fördert die Mineralisierung und erhöht das Nährstoffcycling. Im Gegensatz zu WOLF 1979, der der Streumineralisierung gegenüber der Mineralisierung der organischen Substanz des Bodens nur einen geringen Beitrag für die Freisetzung von Stickstoff beimisst, bilanzieren KOERSELMAN & VERHOEVEN 1992 für Niedermoore einen Anteil von ca. 35% bezogen auf die Gesamtmenge des von den Pflanzen aufgenommenen Stickstoffs. So dürfte der saisonalen Rhythmik der Nährstoffbereitstellung aus der Streu eine erhebliche Bedeutung für die Pflanzenernährung zukommen. Die Bedeutung der Phänologie der Streuanlieferung zeigte sich übrigens auch beim Vergleich von Zersetzungsraten in Brachen und sommerlich gemulchten Flächen von BAKKER 1989 und SCHREIBER & SCHIEFER 1985: sie erfolgte in den Mulchflächen wesentlich schneller, weil die Mulchstreu bereits nach dem ersten Mulchschnitt im Juni auf den Boden gelangte.

7.2.2.5 Ist Torfbildung zu erwarten?

Welche Bedingungen würden nun nach den oben dargelegten Sachverhalten die Umsetzung von Zielkonzept 2 im abiotischen Bereich (Wiederherstellung der Speicher- und Senkenfunktion, Torfbildung) unterstützen?

Um den Optimalbereich der N-Mineralisation bei mittleren Feuchtebedingungen zu meiden (MUNDEL 1976, RÜCK 1993) müssen die Wasserstände im Sommer hoch gehalten werden. Winterlich hohe Wasserstände allein tragen kaum zu einer Verminderung bei, weil diese Jahreszeit sowieso das Umsatzminimum darstellt (RÜCK 1993). Stark wechselnde Wasserstände im Sommer fördern die N-Mineralisation, vor allem die Nitrifikation und die Denitrifikation (vgl. HEYDER ET AL. 1985, SCHEFFER et al. 1988, RÜCK 1993, RÜCK & STAHR 1995). Auf Mulmstandorten führt die Wiedervernässung sogar zu einer verstärkten Torfmineralisierung (ESCHNER & LISTE 1995), da die Wasserstände im Sommer stark schwanken.

Das Ziel ist es deshalb, die sommerlichen Wasserstände hoch zu halten und die Wechselfeuchtigkeit zu reduzieren. In N-limitierten Niedermooren werden dadurch (positiver feed-back-Mechanismus, s.o. und Abb. 33) Pflanzenarten mit konservativen Lebensstrategien (geringer Blatt-turn-over, geringe Nährstoffkonzentrationen, Aufbau cellulose- und ligninreicher Organe usw.) gefördert. Obwohl schnellwüchsige Arten oft in der unter- wie oberirdischen Konkurrenz überlegen sind (RYSER & LAMBERS 1995), setzen sich auf nährstoffarmen Standorten auf lange Frist doch jene langsamwüchsigen, konservativen Arten durch. Besonders interessant sind hierbei solche, die trotz geringer Mineralisierung eine hohe, relativ nährstoffarme Phytomasse aufbauen und viel Streu für die Torfbildung liefern. Hochwüchsige *Carex*-Arten, wie die hier untersuchte *Carex gracilis* sind hier prädestiniert. *Carex acutiformis* breitete sich nach Pflanzung schnell aus (ROTH et al. 1999). Sie haben auch in historischer Zeit mächtige, schwach zersetzte Torfschichten aufgebaut, während *Glyceria* als strukturgebender Großrest kaum nachzuweisen ist (z.B. im Dümmerbecken, GROSSE-BRAUCKMANN 1962, 1979, s.a. SCHWAAR 1979 und MICHAELIS 1999). Pflanzengesellschaften aus dominanten Torfbildnern, wie hochwüchsigen *Carex*-Arten oder *Phragmites australis*, entstanden in den Vernässungsvarianten B2, C2 und D2, also bei starker Vernässung von mäßig feuchten, feuchten und nassen Feuchtwiesen. Es handelt sich um das Caricetum distichae, Caricetum gracilis und das Phragmitetum australis, die im Ostetal in 21,5 % der Fälle entstanden. Die mittleren Feuchtezahlen lagen bei 8,8, was einem mittleren Grundwasserstand in der Vegetationsperiode von ca. 5 cm unter Flur entspricht. Nur einmal entstand ein Schilfröhricht mit einer Feuchtezahl von 10 (GW bei +20 cm).

Angesichts landschaftsweiter N-Depositionen, hoher Restnährstofffrachten und leicht abbaubarer organischer Substanzen in den vererdeten Torfen ergibt sich allerdings die Frage, ob die Torfbildung heute aufgrund der die Mineralisation und das Nährstoffcycling ankurbelnden Düngungswirkung nicht erheblich erschwert ist (vgl. AERTS & DE CALUWE 1994, 1997). Um Torfbildung zu erreichen, müssen heute der Eutrophierung entgegenwirkende Prozesse wesentlich stärker sein. Zur Reduzierung der N-Mineralisation müßten die Wasserstände vermutlich höher gefahren werden, als dies vor 50 Jahren notwendig gewesen wäre.

Exkurs 2: Reversibilität bodenstruktureller Defizite in Niedermooren und Maßnahmen für eine erfolgreiche Vernässung

Im hydrologischen Bereich liegen die Hauptdefizite für die mangelnde floristisch-vegetationskundliche Zielerreichung in der hohen Wechselfeuchtigkeit nach Intensivnutzung. Hauptproblem ist die Kompromisslösung zwischen Vernässungswunsch und Nutzungsansprüche an die Wasserstände. Im folgenden soll daher die Frage beleuchtet werden, ob und wie der Wasserhaushalt im Sinne des Zielkonzepts 1 optimiert werden kann.

Ursache für die hohe Wechselfeuchtigkeit meliorierter Niedermoorböden ist die Reduzierung der Wasserspeicherkapazität, der gesättigten und ungesättigten Leitfähigkeit und der Benetzungsfähigkeit der Torfe (s. Kap. 4.1.1). Diese physikalischen Veränderungen sind weitgehend irreversibel: durch Wiedervernässung konnte das Porenvolumen vererdeter Torfe in Untersuchungsreihen von HENNINGS 1996 nur geringfügig von 81,9 auf 84,2 Vol.-% zugunsten des Grobporenanteils erhöht werden, wobei der für die pflanzliche Wasseraufnahme wichtige Saugspannungsbereich der nutzbaren Feldkapazität nur um 1 %-Punkt zunahm. Die ungesättigte Leitfähigkeit und die kapillare Steighöhe kann durch Wiederbefeuchtung (ILLNER 1982) nicht erhöht werden, so dass das Grundwasserniveau auch in wiedervernässten Torfen nach wie vor rasch unter das Niveau absinkt, dass für die ungehemmte kapillare Nachlieferung der Verdunstungsverluste notwendig ist (bei vererdeten Torfen etwa 30 cm). SACH 1997 beobachtete das schnelle Absinken der Grundwasserstände in verdichteten Böden unter Flutrasen, während dies in weniger vererdeten Torfen der *Calthion*-Basalgesellschaft weniger rasch erfolgte. Starkregenereignisse führten hier zur Stauwasserbildung.

Die reversible Rückquellung von ausgetrockneten Niedermoor torfen ist bereits nach wenigen Tagen abgeschlossen, beträgt in vererdeten und vermulmten Oberböden aber nur 60 bis 70 Vol.-% und in pedogen wenig veränderten Torfen nur 30 bis 40 Vol.-% des Ausgangsvolumens (HENNINGS 1996). Der Anteil der mittel- bis langfristig irreversiblen Restschrumpfung ist bei letzteren besonders groß, weil bereits bei geringer Austrocknung (pF 2,5 nach ILLNER 1982) eine irreversible, durch Porenverlust gekennzeichnete Schrumpfung einsetzt. Selbst bei Wiederbefeuchtung vermögen die über diesen Grenzwert hinaus ausgetrockneten Torfe nicht das große Wasservolumen, das sie bei der Entwässerung abgaben, wieder aufzunehmen. Im Durchströmungsmoor Friedländer Große Wiese betrug die vertikale Rückquellung bei einer Moortiefe von 6,2 m 20 Monate nach Beginn der Wiedervernässungsmaßnahme nur 13 cm, was 13,5 % bezogen auf den ursprünglichen durch Entwässerung bewirkten Schichtmächtigkeitsverlust beträgt (SCHMIDT 1995). Die Retentionsfunktion für Überschusswasser haben daher vor allem die ehemals tief drainierten Moore irreversibel eingebüßt.

Schließlich stellt sich auch die mit zunehmender Austrocknung der Torfe verminderte Benetzbarkeit als Hemmnis bei der Aufnahme z.B. von Regenwasser in den Torfkörper dar. Gerade durch die besonders schlecht benetzbaren, gering zersetzten Torfe des Unterbodens reichende Schwundrisse können dieses Wasser sehr schnell in den mineralischen Untergrund ableiten. Dieses kann vor allem beim Beginn von kleinflächigen Staumaßnahmen zu hohen Wasserverlusten führen (SCHMIDT 1995, HENNINGS 1996).

Auf der Landschaftsebene ist entscheidend, wann die Wasserdefizite auftreten und wie sie ausgeglichen werden können. Bei sommerlich negativen Wasserbilanzen ist die Zuleitung von Fremdwasser aus dem Einzugsgebiet des Moores und dessen flächenhafte Verteilung notwendig (BALLA & QUAST 1999). Eine Vernässung durch Sickerung aus den Gräben in den Torfkörper ist aber bei hohen

Verdunstungsraten nur bei einer hohen Torfdurchlässigkeit möglich (EGGELSMANN 1989). Die Erfahrungen zeigen, dass diese Voraussetzungen mit den geringen Durchlässigkeiten wiederbefeuchteter Torf nicht gegeben sind: selbst durch Grabeneinstau erhöhte Potentialdifferenzen ermöglichten in den stark degradierten, muldeunterlagerten, flachgründigen Dümmermooren bei gesättigten Leitfähigkeiten von nur 0,07 bis 0,85 m/d keine ausreichende Vernässung (HEIDT & SARMENTO 1998). Ein den sommerlichen Verdunstungsverlusten adaequater Einstau von 4-5 mm/d konnte erst bei einer Potentialdifferenz von 40 cm (zwischen eingestautem Grabenwasserstand und Grundwasserstand in 20 m entfernter Parzellenmitte) erreicht werden (HENNING 1996). Bei einem Grenzwasserstand von 30 cm erfolgte eine ausreichende Zuwässerung nur bis 10 m vom Graben. Diese stark zersetzten Torfe verhalten sich hydrologisch ähnlich wie schlecht drainierende Tonböden (HELLBERG 1996, S.26). Auch BIEWER & POSCHLOD 1997 konnten durch Grabenanstau in muldeunterlagerten Torfen des Federseerieds keine Vernässungswirkung in benachbarten Flächen feststellen. Höhere Grundwasserstände könnten in solchen Mooren nur durch ein engmaschiges Grabensystem mit Grabenabständen von < 10 m erreicht werden, was die Nutzbarkeit solcher Flächen aber ernsthaft in Frage stellt. Bessere Wirkungen werden in flachgründigen, von hochdurchlässigen Sanden unterlagerten Mooren erreicht, weil die radiale Wasseranströmung aus den Gräben über den mineralischen Untergrund möglich ist. Hier reichten Grabenabstände von 80 bis 200 m, um Grundwasser-Potentialdifferenzen von 50 cm nicht zu überschreiten (HARTER & LUTHARDT 1997).

Ein alternatives, erfolgversprechenderes Verfahren zur Vernässung ist die Grabenbewässerung in Kombination mit Dränbewässerung mit Dränabständen von ca. 20 m (SCHOLZ et al. 1995, DIETRICH et al. 1998). Als sicherstes Verfahren zur Wiedervernässung tiefgründiger Niedermoores muss der Flächenüberstau gelten (EGGELSMANN 1989, SCHMIDT 1995, HENNING 1996, DIETRICH et al. 1999). Dabei wird das winterliche Überschusswasser durch die Überstauung von (meist) gepolderten Flächen zurückgehalten. Durch einen 5 cm hohen Überstau der Dümmerflächen blieben die Torfe bis Ende Juni, bei 10 cm bis Ende Juli wassergesättigt (HENNING 1996). Danach setzte aber auch hier ein rascher Abfall der Grundwasserstände ein, so dass sie für den Rest des Sommers immerhin noch für 2 Monate unter 30 cm abfielen. Werden die Flächen andererseits nicht überstaut, stehen je nach Porenraumverteilung nur 20 bis 30 Vol.-% als Wasserspeicher zur Verfügung, der durch die Verdunstung schnell aufgebraucht ist.

Für die Vernässung von Verlandungsmooren empfehlen EGGELSMANN 1989 und HENNING 1996 die Überstauung und Vernässung von oben, weil dichte Muddeschichten den Durchtritt des Wassers von unten sehr erschweren. Während eine kleinräumige Vernässung dadurch leicht möglich ist, setzt eine großräumige Vernässung umfangreiche Polderungen der durch Sackung unebenen Moorfläche voraus. In meist von hochdurchlässigen Sanden unterlagerten Versumpfungsmooren können bei kleinräumigen Maßnahmen vertikale Versickerungsverluste auftreten, während eine großräumige Vernässung durch Grabeneinstau und radiale Wasseranströmung von unten her leichter möglich ist. In Durchströmungsmooren hat sich die Durchlässigkeit der einst hochporösen Torfe so stark verringert, dass der für die Genese typische Wasserdurchstrom nicht mehr möglich ist. Für die Wiedervernässung ist auch hier nur der Grabenüberstau (Staurieselung) zielführend, womit der ursprüngliche hydrologische Charakter durch den eines Überflutungsmoores ersetzt wird (SCHMIDT 1995).

Nach Melioration und intensiver Grünlandnutzung ergeben sich daher nur wenige Optionen für eine Vernässung. Nach QUAST 1994 und DIETRICH et al. 1995 reicht das Wasserdargebot der Einzugsgebiete (sogar in Nordostdeutschland) zwar aus, um Niedermoores ganzjährig nass zu halten. Entscheidend sind aus vegetationsökologischer Sicht aber die Verteilung der Wasserstände über das Jahr, die Wasserqualitäten, der vernässbare Flächenumfang und die mögliche Nutzung wiedervernäss-

ter Moore. Um wachsende Niedermoore wiederzuentwickeln (Zielkonzept 2) scheint nur die langzeitige, maximale Überstauung durch winterliches Überschusswasser bis weit in den Sommer, möglicherweise noch ergänzt durch anschließenden Grabenüberstau zielführend zu sein (QUAST 1994, PFADENHAUER 1994, HENNINGS 1996, DIETRICH et al. 1995). Erst durch die Einleitung einer Seenverlandung werden die physikalischen Eigenschaften der degradierten Torfe ihrer Bedeutung für die Vernässung entledigt. Möglicherweise ist unter diesen Bedingungen aber die örtlich begrenzte Reinitialisierung des vertikalen und horizontalen Moorwachstums sinnvoller als das gesamte Moor einzubeziehen.

Doch auch die weniger weitgehenden Forderungen des Zielkonzepts 1 an die Wasserstände sind annähernd nur durch winterlichen Überstau kombiniert mit sommerlichem Grabenan- oder -einstau zu erreichen, die die weitere Nutzung in Frage stellen. Aus vegetationskundlicher Sicht bleibt der hohe Grad der Wechsellässe ein Hauptproblem für die Ansiedlung von Feuchtwiesenarten.

Die Vielfalt hydrologisch-genetischer Moortypen (SUCCOW 1988, STEINER 1993) ist durch ein Überstauungsregime nicht wiederherzustellen. Es unterstützt nur die Entwicklung von (eutrophen) Verlandungs- und Überflutungsniedermooren, unter deren Bedingungen viele Arten nicht existieren können.

Bessere Bedingungen sind gegeben, wenn die Vernässungen direkt nach einer bodenschonenden extensiven Feuchtwiesennutzung folgen (s. Kap. 7.2.2.1).

7.3 Limitierung der Renaturierungserfolge durch den Pflanzenartenpool

Beiträge zur Regeneration von verarmten Pflanzengemeinschaften können aus den drei floristischen Kompartimenten kommen, aus der die Flora der umgebenden Landschaft (Pflanzenartenpool) besteht (ZOBEL et al. 1998). Sie werden von unterschiedlichen Faktoren gesteuert und sind deshalb floristisch unterschiedlich zusammengesetzt. Sprosspopulation und Samenbank werden von lokal wirksamen Standortfaktoren (Nässe, Trophie, Reaktion, Licht) und der Nutzung geprägt (Tab. 91), die mobile Diasporenpopulation hingegen von der Art der verfügbaren Ausbreitungsagentien und den sie beeinflussenden, landschaftsweit agierenden Umweltfaktoren.

Wie sieht die Refugial- und Quellfunktion der einzelnen Kompartimente nun aus? Persistente Sprosspopulationen, die in direkter Nachbarschaft auf Refugialstandorten ausharren konnten, können sich leicht vegetativ in den zu regenerierenden Pflanzenbestand hinein ausbreiten. Einschränkend für die Effizienz dieser Quellfunktion wirkt, dass nur kurze räumliche Distanzen überwunden werden können. Der Übergang in das Kompartiment der mobilen Diasporenpopulation erfolgt durch die Freisetzung von Diasporen, deren Zahl und Ausbreitungsvermögen von Art zu Art, aber auch innerhalb einer Art je nach Blüh- und Fruchtintensität sehr unterschiedlich sein kann (PERTULLA 1941, EHRLÉN & GROENENDAEL 1998).

Tab. 91: Bedeutung unterschiedlicher Standorts- und Landschaftsfaktoren für die drei floristischen Kompartimente (+ wichtig, ++ sehr wichtig)

Faktor	Sprosspopulation	Samenbank	mobile Diasporenpopulation
Konkurrenz	++		
Trophie	++	+	
Reaktion	++	+	
Licht	++	++	
Herbivorie	+	++	
Wasserhaushalt	++	++	++ (Überschwemmungen)
Nutzung	++	++	++
Klima	+	+	++
Quellpopulationen		+	++
Landschaftsstruktur			++
Ausbreitungsagentien			++
Wirksamkeit für Renaturierung		lokal	regional

Persistente, langlebige Samenbanken (Abb. 34) ermöglichen die Überdauerung von Arten in der Zeit. Sie überbrücken ungünstige Wachstumsphasen als dormante Samen im Boden. Diese Eigenschaften beschränken den Erfolg auf die Wiederbesiedlung von Standorten, deren räumliche Verteilung und Position in der Landschaft konstant ist (HARPER 1977, HODGESON & GRIME 1990, KLEYER 1997). Samenbanken sind nur lokal wirksam. Nach ZOBEL et al. 1998 sind sie dem „community pool“ zuzuordnen. Ihre Ausdauer und Renaturierungsfunktion ist zeitlich nicht unbegrenzt, sondern neben artspezifischen Komponenten, von der Dauer und Intensität der standortsfremden Vornutzung abhängig. Der Übergang ins Kompartiment der Sprosspopulation erfolgt durch die Keimung der Samen und die Etablierung der Keimlinge. Insbesondere letzteres ist eine kritische durch hohe Verluste geprägte Lebensphase (HARPER 1977, BAKKER 1989, HOBRECHT & ROSENTHAL 1996).

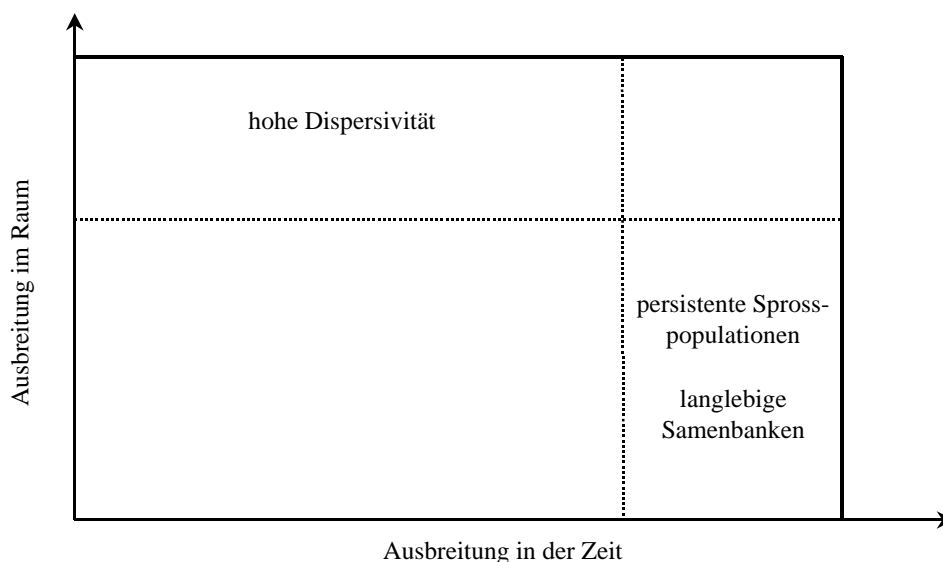


Abb. 34: Ausbreitung von Pflanzenarten in Raum und Zeit. Arten mit langlebigen Samenbanken und/oder persistenten Sprosspopulationen (großem Standorts- und Sukzessionspotential, SSP) können ungünstige Wachstumsbedingungen als Same im Boden bzw. an Refugialstandorten überdauern. Arten mit hoher Dispersivität können räumlich isolierte Standorte erreichen. Arten mit diesen Eigenschaften sind effiziente Neu-/Wiederbesiedler.

Die Ausbreitung von Diasporen im Raum ermöglicht die Invasion und Kolonisierung von weit verstreuten, in ihrer räumlichen Lage nicht unbedingt konstanten Standorten aus weiter entfernt gelegenen Quellpopulationen („local pool“ nach ZOBEL et al. 1998). Gut ausbreitungsfähige Pflanzenarten mit kurzlebigen Sprosspopulationen und Samenbanken bilden Metapopulationen mit starken Populationsdichteschwankungen. Für die Effizienz der Ausbreitungsprozesse sind Faktoren zu betrachten, die im Landschaftsmaßstab wirksam sind. Einschränkungen für die Effizienz dieses Kompartiments für die Regeneration ergeben sich durch die Verfügbarkeit von Ausbreitungsagentien, ihre Standortsspezifität und durch die notwendigerweise enge zeitliche Abstimmung zwischen der Freisetzung der Diasporen, ihrer Ausbreitung und dem Vorhandensein geeigneter Keimungsbedingungen am Standort. Dormanzfähige Samen können allerdings in die Samenbank eingehen, sofern beim Eintreffen keine geeigneten Keimungsbedingungen vorhanden sind (FENNER 1985). Der Übergang von der mobilen Diasporenpopulation in die Samenbank betrug in Ruderalbrachen von TISCHEV 1994 nur 5 bis 10%.

7.3.1 Limitierungen durch mangelnde Persistenz der Sproßpopulationen in der Landschaft

Das Standorts- und Sukzessionspotential (SSP) von Pflanzen (s. Kap. 4.3.4) bietet eine Einschätzungsmöglichkeit für ihren potentiellen Beitrag für die Regeneration von artenverarmten Pflanzengemeinschaften („regional pool“ nach ZOBEL et al. 1998). Die Persistenz in den verschiedenen Sukzessionsstadien, z.B. vom Feuchtgrünland bis zum Feuchtwald erhöht die Wahrscheinlichkeit des Auftretens einer Art in der Landschaft ebenso, wie eine breite standortsökologische Amplitude (JENSEN & SCHRAUTZER 1999). Die Abhängigkeit der Rückgangstendenzen und Seltenheit der Arten (s.Kap.4.3.4.4) von ihrem Standorts- und Sukzessionspotential (SSP), lässt für den hier intendierten, umgekehrten Prozess der Regeneration wenig erwünschte Effekte erwarten. Tatsächlich etablierten sich Pflanzenarten gefährdeter Feuchtgrünlandssysteme, die keine ungefährdeten Refugien besitzen (Gefährdungsstufen 1,2) in den Renaturierungsversuchen (Kap.5) sehr viel seltener als die in vielen ungefährdeten Refugien abgesicherten und daher in einer Landschaft häufigen Arten der Gefährdungsstufe 6 (Tab. 92). Sie besitzen in vielen Landschaften Nordwestdeutschlands nur wenige Vorkommen, die als Quellpopulationen in Frage kommen. Ein beschränktes Standorts- und Sukzessionspotential ist ein limitierender Faktor für die Neu- oder Wiederbesiedlung von artenverarmten Pflanzengemeinschaften (vgl. ZOBEL et al. 1998). Die in den Gefährdungsstufen (Kap. 4.3.4.2) zum Ausdruck gelangenden Vorkommenswahrscheinlichkeiten von Arten in der Landschaft, haben eine hohe Vorhersagekraft für die Einwanderungsraten.

Tab. 92: Persistenz, Standortsamplitude und Bilanzierung der Artenu- und -abwanderungen in den Renaturierungsversuchen zur Aushagerung und Vernässung (Zielkonzept 1), hergeleitet aus Tab. 18.

Gefährdungsstufe	Persistenz in ungefährdeten Sukzessionsstadien	Persistenz in gefährdeten Sukzessionsstadien	Vorkommen im Intensivgrünland	Bilanzierung der Artenuwanderung in % der Artenzahl der Gefährdungsstufe
1	keine	gering	keine	+4,5
2	keine	hoch	gering	+9,9
3	gering	gering	gering	+11,5
4	hoch	hoch	gering	+6,9
5	keine	hoch	hoch	+32,0
6	hoch	hoch	hoch	+43,5

Wichtige Refugialstandorte für Pflanzenarten, die aus der Nutzfläche selbst verdrängt wurden, und die im direkten Kontakt zum Intensivgrünland stehen, sind Randstreifen entlang von Zäunen und Gräben. Gerade für schlecht ausbreitungsfähige Arten sind „Trittsteinpopulationen“ in einer heterogenen Landschaft besonders wichtig. Solche Restflächen werden weniger intensiv oder gar nicht genutzt und gedüngt (GANZERT & PFADENHAUER 1988, IBL 1992, ZELESNY 1991, ABOLING 1997, HUSICKA & VOGEL 1999). In Randstreifen zwischen Intensivgrünland und Streuwiese (ZELESNY 1991) im Allgäu dominierten *Mentha arvensis*, *M. longifolia*, *Glyceria fluitans*, *Chaerophyllum hirsutum*, *Holcus mollis*, *Galium aparine*, *Carex nigra* und *Molinia caerulea*. Sie, wie auch zahlreiche weitere, nährstoffsensiblere Arten dieser Randzonen würden als Quellpopulationen zur Verfügung stehen, sobald die Standorts- und Nutzungsbedingungen der angrenzenden Nutzfläche dies zuließen. Hier blühen und fruchten die Pflanzen oft reichlicher als in genutzten Flächen (ABOLING 1997, ZELESNY 1991). *Juncus acutiflorus* und *Carex gracilis* konnten vegetativ von Grabenrändern in wiederhergestellte Grünlandflächen einwandern (OOMES & VAN DER WERF 1996). Kleinstrukturierte Landschaften mit heterogenen Nutzungsmustern bieten Quellpopulationen in enger Nachbarschaft und Verzahnung mit Defizitflächen (HARDER 1998).

7.3.2 Limitierungen durch mangelnde Ausdauer der Samenbank im Boden

Samenbanken ermöglichen die Ausbreitung von Pflanzenindividuen in der Zeit („dispersal in time“, GRIME 1979). Sie überbrücken die zeitliche Isolation von Sproßpopulationen durch dazwischenliegende ungünstige Wachstumsphasen. Dies verteilt das Auflaufisiko auf mehrere Jahre (TISCHEV 1994). Die Samenbank stellt somit ein „Gedächtnis“ der Vegetation an historische Nutzungen und ein historisches floristisches Inventar dar. Nach dem Brachfallen verschwinden die Sproßpopulationen vieler Arten zum Beispiel schneller als die Samen in der Samenbank des Bodens (POSCHLOD & SCHUHMACHER 1998, FALINSKA 1999). Mit zunehmender Bodentiefe steigt unter Fichtenaufforstungen von ehemaligen Grünlandstandorten der Anteil der Grünlandarten und damit die Bedeutung historischer Nutzungs- und Florenrelikte (MÜLLER & POSCHLOD 1997).

Zur Beurteilung des Regenerationspotentials der Samenbank für sekundäre Sukzessionen ist die Samenbank der bestandesfremden Arten (aSb) der entscheidend wichtige Teil der Samenbank. Sie ist ein Reservoir für Samen von Pflanzenarten, deren Keimungsansprüche zur Zeit nicht verwirklicht sind (PARKER & LECK 1985, FISCHER 1985). In ihr zeigt sich, ob und inwieweit die Pflanzengemeinschaft nach Änderungen der Umweltbedingungen mit einem zwar nur lokal, aber jederzeit verfügbaren, geeigneten Florenspektrum reagieren kann. Die aSb der hier untersuchten Feuchtstandorte speist sich aus floristisch unterschiedlichen Quellen, die zu drei Ursprungstypen zusammenzufassen sind:

1. Aus der historischen Flora, die mit der historischen Hauptnutzung (extensive Wiesennutzung) korrespondierte. In diesem Falle handelt es sich also um Feuchtgrünlandarten (i.w.S.), die die betrachteten Standorte ehemals besiedelten, und die eine Samenbank besitzen, die die Lebenszeit der Sprosse nach Einführung einer ungeeigneten Nutzungsform überdauert.
2. Aus, (historisch) oder aktuell, in den beherrschenden Vegetationstyp kurzzeitig eingepassten (ephemeren) Pionierstadien, die sich bei Störungen auf den offenen Standorten etablieren. Diese durch reiche Samenproduktion und langlebige Samenbanken charakterisierten Störungszeiger und Pionierarten bauen eine individuenreiche Samenbank im Boden auf (z.B. *Juncus articulatus*, ERNST 1979).
3. Aus, historisch oder aktuell, aus mehr oder weniger großer Entfernung eingetragenen Diasporen von Nachbarzönosen, die unter den historischen oder aktuellen Bedingungen der Hauptnutzung nicht aufkommen (z.B. Gehölze).

Samenbanken im Boden können die Wiederansiedlung von Pflanzenarten der historischen Feuchtgrünlandvegetation unterstützen, wenn in ihr Pflanzenarten des Ursprungstyps 1 vorhanden sind. Die Langlebigkeit der Samen im Boden ist dabei nicht nur von ihren morphologisch-physiologischen Eigenschaften abhängig (FENNER 1985, THOMPSON et al. 1993, JACKEL 1999). Sie wird durch die Lagerungsbedingungen im Boden modifiziert. Häufige Bodenstörungen und Nutzungen erwiesen sich als Faktoren, die die Samenausdauer von Feuchtgrünland- und Röhrichtarten im Boden verkürzt. Sie fördern die Keimung durch ein günstiges Mikroklima, erlauben aber keine dauerhafte Etablierung, so dass die Samennachlieferung unterbleibt. Ungestörte Bedingungen in Feuchtbrachen hingegen unterstützen die Konservierung von Samen der ehemals bestandsbildenden Pflanzenarten. Positive Wirkungen haben Sauerstoffmangel, geringe Temperaturschwankungen und die Lichtarmut unter den streubedeckten, nassen, von hochwüchsigen Arten überschatteten Böden. So können viele nach der Datenzusammenstellung von THOMPSON et al. 1997 als kurzlebig erachtete Samen (short term persistent) langlebig (long term persistent) sein. Innerhalb der artspezifisch vorgegebenen maximalen Zeitspanne der Samenausdauer wird die „ökologische Samenausdauer“ im Boden von den konkreten Standortsbedingungen stark modifiziert und ist daher keine feste Größe.

Der mögliche Beitrag der Samenbank zur Regeneration von Feuchtgrünland verbessert sich also mit abnehmender Dauer und Intensität einer ungeeigneten, standortfremden Vornutzung. Feuchtgrünlandregeneration nach Ackerbau ist daher wenig erfolgreich. Die floristische Zusammensetzung der ersten Sukzessionsstadien ist nach der Umnutzung zu Grünland durch Pionier- und Störungsarten, zunächst der Secalietea und Chenopodietetea, später der Agrostietea der Ursprungstypen 2 und 3 geprägt (vgl. LUICK 1996). Die Bedeutung dieser Artengruppen in der Samenbank sinkt gegenläufig zu der des Ursprungstyps 1 mit abnehmender Dauer und Intensität der standortfremden Nutzung: In Brachen ist der Anteil von Feuchtwiesenarten unter den bestandesfremden Arten der Samenbank am höchsten (Abb. 35).

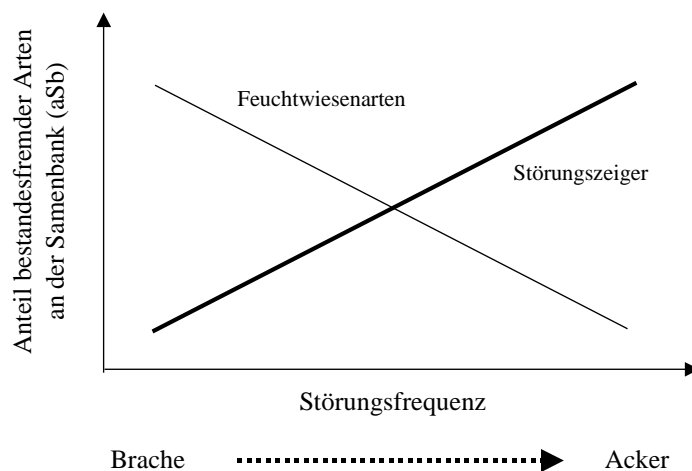


Abb. 35: Modell für das Verhalten von Feuchtwiesenarten und störungsadaptierten Pflanzenarten, die ausschließlich in der Samenbank vorhanden sind (aSb) im Störungsgradienten zwischen Brache und Ackernutzung

Die Vornutzung durch eine intensive, aber umbruchlose Grünlandbewirtschaftung bietet günstigere Voraussetzungen für die Regeneration von Feuchtgrünland als Ackerbau, weil mehr Zielarten als historische Relikte (Ursprungstyp 1) in der Samenbank überdauerten. Die floristische Aufwertung erfolgt vorwiegend durch Arten der Kleinseggenrieder. Vegetationsprägend werden (bei Wiederver-

nässung) jedoch Flutrasenarten, die in der Samenbank reichlich vertreten sind. Bei großflächiger Zerstörung der Vegetationsnarbe durch langanhaltende Überschwemmungen werden Keimungs- und Etablierungsbedingungen für Schlammbodenbesiedler mit langlebigen Samen geschaffen, die dem Ursprungstyp 2 angehören. Die Langlebigkeit ihrer Samenbank ist die Schlüsseleigenschaft für die auf diesen periodisch überstauten und vegetationsfreien Standorten ablaufenden zyklischen Sukzessionen (vgl. PARKER & LECK 1985)

Die Regeneration von Feuchtgrünland nach Brache verlief bisher am erfolgreichsten. Neben standortsökologischen Ursachen, sind diese auch in der reichhaltigen Samenbank von Zielarten (Ursprungstyp 1) zu suchen, die durch Mahd aktiviert werden kann (vgl. FALINSKA 1999, HALD & VINTHER 2000). Selbst geringe Samenmengen beispielsweise bei *Lotus uliginosus* (19 Samen/m²) können die Initiale für den Aufbau großer Sproßpopulationen sein. Die wesentlich höheren Samenmengen der Schlammbodenbesiedler in den Feuchtbracheböden gewinnen unter diesen Bedingungen keine sukzessionsbestimmende Bedeutung („limited response to minor disturbance“, MILBERG 1993, vgl. auch BORSTEL 1974). Über die räumliche und zeitliche Dimensionierung der Etablierungsnischen werden bestimmte Artengruppen selektiert (vgl. FISCHER 1987). Obwohl selbst nach 30 Jahren Brache noch beachtliche Artenzahl“explosionen“ durch die Wiederaufnahme der Mahd erreicht werden konnten, ist andererseits der zunehmende Verlust von Arten der ehemaligen Feuchtwiesen (Ursprungstyp 1) mit zunehmender Brachedauer festzustellen. Das Regenerationsergebnis entspricht floristisch dann immer weniger der historischen Vegetation des Standorts. Samenbankdaueruntersuchungen in Ruderalbrachen zeigten zum Beispiel, dass ehemals dominante *Melilotus*-Arten trotz anfänglich hoher Samenmengen im Boden 15 Jahre nach ihrem letzten Auftreten als Sproßpopulation auch aus der Samenbank verschwunden waren (MÜLLER, J., Bremen, mündliche Mitteilung).

Bei der kontinuierlichen Fortschreibung der historischen Feuchtwiesennutzung ist die Samenbank am artenreichsten und kaum durch bestandesfremde Arten überprägt. Wie in Streuwiesen von POSCHLOD & SCHUHMACHER 1998 oder Trockenrasen von JACKEL 1999 ist der Grad der Nischenrealisation in diesen langfristig gleichförmig genutzten Grünlandformationen durch die Arten der Samenbank hoch. Die in der Samenbank reichlich vertretenen Phragmitetea- und Artemisietea-Arten finden bei zweimaliger Mahd pro Jahr keine geeigneten Wachstumsbedingungen vor. Sie kündigen aber bereits mögliche Sukzessionsrichtungen zu Röhrrieten, Großseggenriedern oder Hochstaudenfluren an, die sich bei der Nutzungsaufgabe dieser Feuchtgrünlandstandorte ergeben (Kap. 5.2).

Die Regenerationssukzessionen zeigen, dass nicht nur die Arten der aktuellen Vegetation (Sprosspopulation), sondern auch die der Samenbank den Fortgang der Sukzession nach Standorts- und Nutzungsveränderungen entscheidend mitbestimmen können. Dieses ist aber nur dann der Fall, wenn offene Bodenstellen für die Keimung geschaffen werden. Damit bestätigt sich die Vorhersagekraft des Konzepts der „initial floristic composition“ (EGLER 1954) auch für die Samenbank, wonach die maßgebenden Arten von Sukzessionen schon zu Beginn vorhanden sind. Entweder befinden sie sich als Sprosspopulation in der aktuellen Vegetation oder in der Samenbank. Die Bedeutung zuerst etablierter Pflanzenindividuen für die zukünftige Populationsentwicklung wurde eindrucksvoll durch PATZELT 1998 bestätigt.

Die Ziele der Zielkonzeption 1 (Feuchtgrünlandregeneration) können nur dann erreicht werden, wenn die Zielarten in der Samenbank vorhanden sind. Dies ist mit zunehmender Naturferne der Vornutzung in immer geringerem Maße der Fall. Gerade die Zielarten der Gefährdungsstufen 1 und 2 sind nur in geringen Mengen in der Samenbank vorhanden. Die mangelnde Etablierung in den Dauerflächen der Renaturierungsversuche (Kap.5) ist so nicht verwunderlich. Das bedeutet aber auch,

dass gerade jenen Arten ein Regenerationspotential in Form der Samenbank im Boden fehlt, deren Sprosspopulationen in der Landschaft selten und gefährdet sind. Ihr historisch belegter, starker Rückgang dürfte sich daher in Zukunft fortsetzen. Arten mit einer effizienten Ausbreitung in Zeit und Raum nehmen in unserer „modernen“ Kulturlandschaft dagegen gegenwärtig stark zu (HODGSON & GRIME 1990).

Die Bedingungen, die notwendig sind, um den in der Samenbank „wartenden“ Zielarten zur Keimung und erfolgreichen, langfristigen Etablierung zu verhelfen, bestehen

1. in der Schaffung geeigneter Mikroklimabedingungen und offener Bodenstellen für die Keimung, z.B. durch Mahd oder Beweidung (BIEWER & POSCHLOD 1997, RYSER 1990). Besonders für oligotrophente Arten sind Keimungsvoraussetzungen nur durch offene Vegetationsstrukturen mit einem entsprechendem Mikroklima (relativ hohe, alternierende Temperaturen) zu erfüllen (OLFF et al. 1992).
2. in der Stabilisierung geeigneter Etablierungs-, Wachstums- und Ausbreitungsbedingungen durch ein geeignetes Vernässungs- und Überflutungsregime und Folgenutzungen. Lange Überstauung hemmt die Etablierung von Feuchtgrünland-Zielarten gegenüber vegetativ ausbreitungsstarken Stolonarten (HELLBERG 1995, PATZELT 1998).

Die geringsten Renaturierungserfolge durch eine Aktivierung der Samenbank bestehen bei vorheriger Ackernutzung. Nach intensiver Grünlandnutzung ist dies eher möglich und die Herstellung geeigneter Keimungs- und Etablierungsbedingungen wahrscheinlicher. Nach Brache sind die Bedingungen besonders günstig, wenn keine Intensivnutzung vorgeschaltet war. In diesem Falle sind auch die hydrologisch-bodenkundlichen Bedingungen noch weitgehend erhalten oder wiederherstellbar. Die rasche Ertragsreduktion durch die „biologische Aushagerung“ der Brachedominanten (MÜLLER et al. 1992) und die fortgesetzte Mahd aktiviert die selbst nach 30-jähriger Brache noch reichhaltige Samenbank im Boden.

7.3.3 Limitierungen durch mangelnde Diasporenausbreitung

Die in Ausbreitung befindlichen Populationen von Diasporen werden durch die Flora der Umgebungsvegetation gespeist („regional pool“, ZOBEL et al. 1998). Ihre passive Ausbreitung im Raum ist von der Verfügbarkeit und Effizienz von Ausbreitungsagentien abhängig. Überschwemmungen sind ein landschaftstypisches und standortsspezifisches Ausbreitungsagens in Flussauen und überfluteten Niedermooren. Ihre Ausbreitungswirkung kann sich durch die gleichzeitige Störwirkung zu einem effizienten Motor für die (Re-)Invasion und Etablierung von Pflanzenarten entfalten.

7.3.3.1 Bedeutung von Diasporeneigenschaften für die hydrochore Dispersion

Die Ausbreitungswirkung des Wassers für Diasporen wird durch verschiedene Diasporeneigenschaften und die zeitliche Übereinstimmung der Diasporenbereitstellung mit dem Auftreten des Ausbreitungsagens unterstützt.

Unter den spezifisch hydrochoren Diasporeneigenschaften fördern die Unbenetzbarkeit der Samen- oder Fruchtschale und das Vorhandensein von Schwimmgewebe die hydrochore Ausbreitung („specialised dispersal“ nach BERG 1983) (vgl. KUBITZKI & ZIBURSKI 1994). Arten mit diesen Eigenschaften stellen die Hauptmenge der mit dem Driftgut verbreiteten Diasporen. Von den Artenzahlen her (nicht den Diasporenmengen) überwiegen aber Arten, für die die Wasserausbreitung nur eine ihrer möglichen Ausbreitungsformen darstellt („generalised dispersal“), darunter sogar einige ausbreitungsstarke Arten, wie *Cardamine pratensis*, *Carex disticha*, *Agrostis stolonifera*, *Poa trivialis*, *Epilobium adenocaulon*, *Holcus lanatus* und *Agrostis canina*. Die Notwendigkeit zur Ausbreitung

wird also oft durch Ausbreitungsagentien erfüllt, für die keine spezifischen Anpassungsmerkmale vorliegen. Einen hohen Anpassungswert für die hydrochore Ausbreitung besitzt demnach auch eine von BURROWS 1974, VERKAAR et al. 1983, MÜLLER-SCHNEIDER 1986, JONGEJANS & SCHIPPERS 1999 u.a. bisher der Windausbreitung zugeordnete Eigenschaft, nämlich die Vergrößerung der Oberfläche durch Abflachung und Flügel. Anpassungen an die Windausbreitung können also auch die Wasserausbreitung fördern (vgl. entsprechende Beobachtungen von ULBRICH 1928 und RIDLEY 1930).

Funktionell polychore Diasporen (mehrere spezifische Eigenschaften an einer Diaspore) breiten sich durch Überschwemmungen besonders gut aus. Nicht verwunderlich ist daher ihre hohe Invasionskraft und die Tatsache, daß diese Eigenschaft auch für die Zusammensetzung der Vegetation mitverantwortlich ist. Legt man zudem die Beobachtung von JENNY & HALFMANN 1993 zugrunde, wonach der Polychoriegrad der Vegetation mit der Störungsintensität der Standorte wächst, dürfte eine Veränderung des Überschwemmungsregimes die Pflanzenartenzusammensetzung erheblich verändern.

Wasser ist meistens das sekundäre Ausbreitungsagens, das bereits durch andere Ausbreitungsagentien transportierte Diasporen weiterverbreitet. Eine hohe Ausbreitungseffizienz entfaltet Wasser dann, wenn das primäre Ausbreitungsagens zeitlich direkt vorgeschaltet ist. Die häufigsten Arten des Driftguts begannen mit der Diasporenausbreitung erst spät oder streuten diese direkt auf die Wasseroberfläche aus. So konnten die Diasporen von *Alnus glutinosa* nach erfolgter Windausbreitung direkt mit dem Wasser weiterverbreitet werden (vgl. MC VEAN 1953, BRUGBAUER & BERNHARDT 1990 und HUISKES et al. 1995). Auch die erst spät, ab Ende September ausgestreuten Samen von *Ranunculus repens*, *Galium palustre* und *Mentha arvensis* waren offenbar noch nicht in den Boden eingearbeitet, sondern konnten vom Überschwemmungswasser aufgenommen werden. Ausgesprochene Frühblüher, wie *Caltha palustris* waren trotz reichlicher Fruchtbildung und guter Schwimmfähigkeit (MÜLLER-SCHNEIDER 1986) im Driftgut kaum vertreten. Das Phänomen der sukzedanen Polychorie ist allgemein weit verbreitet (RIDLEY 1930, MÜLLER-SCHNEIDER 1986, JENNY 1994) und ist im Zusammenhang mit der Hydrochorie als vorherrschendes Prinzip anzusehen. Der Zeitpunkt von Überschwemmungen entscheidet somit auch über das ausgebreitete Artenspektrum (VAN DER VALK 1992).

Die Bedeutung einer engen zeitlichen Abstimmung wird durch die starke Ausbreitung der vegetativen, exakt zum Zeitpunkt der Überschwemmungen exponierten Diasporen von *Cardamine pratensis* besonders deutlich. Sie war überdies die einzige Pflanzenart des Untersuchungsraums, die schwimmfähige, vegetative Diasporen in nennenswerten Mengen lieferte (ihre Samen gelten als nicht schwimmfähig). Die Teilblättchen hatten bereits während der Drift kleine Wurzeln ausgebildet, die nach der Ausbringung im Gewächshaus zu einer raschen Etablierung verhalfen. Bei der Schwesterart *C. hirsuta* beobachtete GUPPY 1892 ebenfalls die den ganzen Winter währende Drift von vegetativen Teilblättchen und bestätigt die gute Etablierung der Jungpflanzen selbst nach Eiseinschluß.

Als ausbreitungseffiziente Methode erwies sich der Floßeffect für Pflanzenarten, die selbst nicht schwimmfähig sind. Er wurde vor allem bei den abgeflachten Diasporen von *Rumex*-Arten beobachtet, wurde u.a. von RIDLEY 1930 aber auch für *Alnus glutinosa* und *Chenopodium album* und von SCHWABE 1991 für *Juncus effusus* beschrieben.

Der endochoren, myrmechochoren oder epichoren Ausbreitung förderliche Diasporeneigenschaften und die Darbietungshöhe der Diasporen (BURROWS 1974, WELCH et al. 1990, FISCHER et al. 1996), erwiesen sich für die Ausbreitung durch Wasser als irrelevant.

7.3.3.2 *Einfluß von Landschaftsfaktoren auf die Ausbreitungseffizienz von Überschwemmungen*

Neben den bereits beschriebenen, artspezifischen Diasporeneigenschaften wird die Zusammensetzung der Diasporenflora von Umweltbedingungen gesteuert, die für die Ausprägung der aktuellen Vegetation eine untergeordnete Bedeutung haben oder die sich in gänzlich anderer Weise auf sie auswirkt. Nur wenn die Diasporeneigenschaften mit den räumlichen, zeitlichen und funktionellen Bedingungen zusammenpassen, die vom Ausbreitungsagens geschaffen werden, ist dieses auch tatsächlich nutzbar. Folgende Faktoren sind für die Zusammensetzung der Diasporenflora wichtig:

- 1) Zeitpunkt, Dauer, Häufigkeit und Höhe bzw. flächige Ausdehnung der Überschwemmungen
- 2) Geländere relief und Vegetationsrauigkeit (Diasporenfallen, Auskämmen von Diasporen)
- 3) Windstärke und –richtung sowie Strömungsstärke und –richtung
- 4) Frostphasen, die zur Ausbildung einer geschlossenen Eisdecke führen
- 5) Häufigkeit der Umverlagerung des Driftguts
- 6) Nutzungszeitpunkte, die mit der Phänologie der Diasporenfreisetzung interferieren
- 7) Entfernung von Mutterpopulationen

Der Zeitpunkt ist entscheidend, weil die Diasporen nach langer Bodenlagerung allmählich in den Boden eingearbeitet werden und nicht mehr auftreiben können. Frühe Nutzungszeitpunkte, die mit der Frucht- und Samenreife interferieren, vermindern die Diasporenmenge in der Landschaft und die Möglichkeit der Diasporenausbreitung durch das winterliche Überschwemmungswasser.

Klimatische und topographische Bedingungen, die die räumliche und zeitliche Ausdehnung der Überschwemmungen beeinflussen, beeinflussen auch die hydrochore Verteilung der Diasporen über die Fläche (Abb. 36). Die erwünschte Dispersion auf geeigneten Feuchtstandorten erfolgt nicht, wenn die diasporenenreichen Driftgutsäume entlang von Geländeerhöhungen an trockenen Standorten liegen bleiben, wo die Keimung und Etablierung ausgeschlossen ist. Diesen Konzentrationseffekt betonen MC ATEE 1925, SCHNEIDER & SHARITZ 1988, SKOGLUND 1990 und vor allem SCHWABE 1991 an der Uferlinie rasch strömender Flüsse und bei starken und schnellen Wasserspiegelschwankungen. In diesen oft mit Sand durchmischten Ablagerungen oder in den hier beobachteten dichten Streumatten haben die Keimlinge keine Chance. Nur wenn die Diasporen Zeit haben, aus dem driftenden Treibgut auf den Boden abzusinken, besteht für Feuchtwiesenarten die Chance geeignete Standorte zu erreichen. Entscheidend für das Verhältnis von Konzentration und Dispersion der Diasporen ist das Verhältnis der Zeitdauern von Schwimmfähigkeit und Überschwemmung (Abb. 36). Lange potentielle Schwimmdauern und relativ dazu kurze Überflutungen führen zu einer Konzentration dieser lange schwimmfähigen Diasporen in Driftgutsäumen, die bevorzugt an den maximal erreichten Geländelinien abgelagert werden. Dabei sind große Ausbreitungsdistanzen möglich (z.B. SKOGLUND 1990). Kurze Schwimmdauern relativ zur Überflutungsdauer führen hingegen zu einer Dispersion der Diasporen auf der überstauten Fläche.

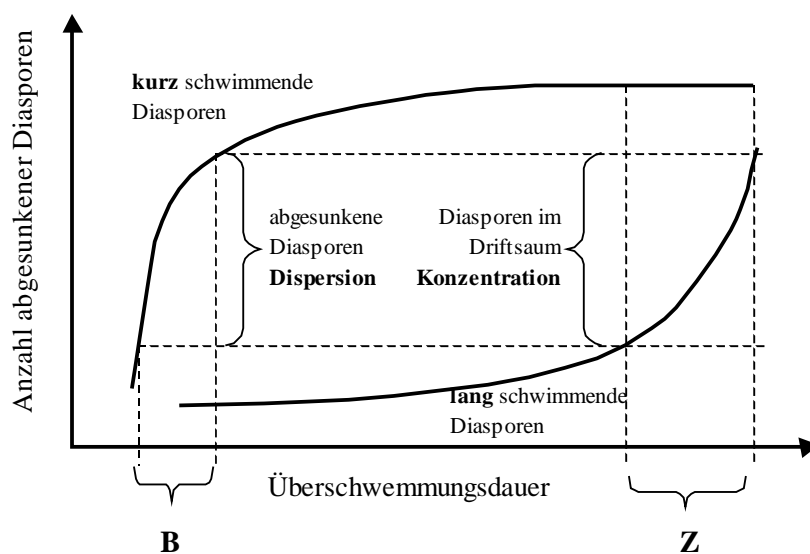


Abb. 36: Modell für die Bedeutung der Überschwemmungsdauer und der Schwimmdauer der Diasporen für den trade-off zwischen Konzentration und Dispersion. Lang schwimmende Diasporen werden beim Rückzug des Überschwemmungswassers (Z) in Driftgutsäumen entlang der zurückweichenden Uferlinie abgelagert (Konzentration). Kurz schwimmende Diasporen hingegen sinken bereits zu Beginn der Überschwemmungen (B) ab und verteilen sich über die Fläche (Dispersion)

Die lange Schwimmfähigkeit von Diasporen der Feuchtwiesenarten, wie z.B. *Ranunculus repens* (nach GUPPY 1912, 6-12 Monate) ermöglicht einerseits zwar eine Fernausbreitung, birgt andererseits aber die Gefahr in sich, an ungeeigneten Standorten abgelagert zu werden. Dieses umso mehr, je kürzer die Überflutungen sind, je schneller die Wasserpegel sinken und je kleiner die Überschwemmungsfläche ist. Der postulierte, evolutive Vorteil langer Schwimmdauern, nämlich geeignete Standorte möglichst effektiv zu erreichen (HOWE & SMALLWOOD 1982), kann sich daher nur in großen, zusammenhängenden Überflutungsräumen entwickelt haben. Eine Verminderung der Schwimmdauer erfolgt nur, wenn die Diasporen durch andere Hindernisse, z.B. die Vegetation ausgekämmt werden oder ihre Schwimmfähigkeit aufgrund besonderer Bedingungen „zwischendurch“ verloren geht. Dies erfolgt sehr effektiv durch das Einfrieren und nachfolgende Tauen der Eisdecke: „it may in fact, be generally stated that after a thaw the surface of a river is cleared of a large proportion of the floating drift“, in denen auch große Mengen von Diasporen transportiert wurden (GUPPY 1892). So waren die Diasporen von *Sparganium ramosum*, *Atriplex patula*, *Lemna* und *Ranunculus repens* nach Einfrieren und Wiederauftauen des Eises auf der Themse zum großen Teil abgesunken. Es waren also auch Arten mit einer unbenetzbaren Samenschale betroffen, für die die artspezifisch lange Schwimmdauer auf diese Weise wirksam verkürzt wurde. Dieser Mechanismus ist umso bedeutsamer, als das Einfrieren im Eis die nachfolgende Keimung und Etablierung weder bei den generativen noch bei den vegetativen Diasporen beeinträchtigt (GUPPY 1912).

7.3.3.3 Bedeutung von Überschwemmungen für die Regeneration

In ihrer Funktion als Ausbreitungsagens vernetzen Überschwemmungen räumlich isolierte Standorte und Populationen innerhalb des Feuchtwiesen-Biotops, aber auch über Biotopgrenzen hinweg miteinander. So wurden biotopfremde Elemente, wie Ruderal-, Wald-, Sandtrockenrasen- und Schlammpionierarten ins Feuchtgrünland eingetragen, was aus anderen Landschaftstypen u.a. von MC ATEE 1925 und BRUGBAUER & BERNHARDT 1990 bestätigt wird. Diese biotopübergreifenden Diasporeneinträge können das floristische Spektrum für lokale Sukzessionen erweitern und erhebliche

Bedeutung für diese erlangen. So können in Form ihrer Diasporen herantransportierte Erlen die Hochwassersäume von Gewässern besiedeln und die Initiale für Erlengaleriewälder bilden (SCHWABE 1991).

Die Diasporenausbreitung durch Überschwemmungswasser vernetzt aber vor allem Quellpopulationen und potentiell besiedelbare Standorte innerhalb des Biotoptyps Feuchtgrünland. Sie ermöglicht die Neu- und Wiederbesiedlung dieser Standorte und initiiert erfolgreich Regenerationssukzessionen zu artenreichen Zielgesellschaften, wenn die geeigneten Etablierungsbedingungen vorhanden sind.

Für Pflanzenarten, die in Metapopulationen existieren, sind effiziente Ausbreitungsmodi essentiell (POSCHLOD 1996). Kleinräumige Wiederbesiedlungsprozesse im Metapopulationskonnex spielen bei kurzlebigen Wiesenarten eine besonders große Rolle, die keine ausdauernde Samenbank im Boden besitzen (ZOBEL et al. 1998). Sie sind daher durch den Verlust von Ausbreitungsagentien besonders gefährdet (KRAUSS 1977, MATTHIES 1991). Als ein Repräsentant dieser Artengruppe darf *Pedicularis palustris* gelten. Die enorm hohen Verluste der Jungpflanzen durch lange Überschwemmungen, werden durch die Reinvasion aus Quellpopulationen ausgeglichen, die auf trockeneren Nachbarstandorten überdauerten (FINK 1996, ROSENTHAL & FINK 1996). Die Populationsschwankungen sind enorm hoch. Die Überflutungen zerstören die Populationen von *Pedicularis* an ihren „Optimalstandorten“ zwar periodisch, schaffen gleichzeitig aber zeitlich/räumliche Nischen für die Wiederbesiedlung und fungieren als Ausbreitungsagens für die Diasporen.

Die im abgelagerten Driftgut zur Zeit ihrer höchsten Konzentration im Januar erreichten Diasporendichten entsprechen in der Größenordnung von 53 bis 398 Samen/1000cm³ den von DIERSCHKE 1984 von der Oder (97 Samen/1000 cm³) und SKOGLUND 1990 von schwedischen Flüssen (350 Samen/1000 cm³) mitgeteilten Werten. Sand-Diasporengemische, die sich nach stark strömenden Hochwasserspitzen auf Uferrehnen ablagern, enthalten dagegen nur wenige Samen (1-4/1500cm³ und 330 cm² exponierter Fläche, SCHWABE 1991). Der über die gesamte Fläche der Borgfelder Wümmewiesen gemittelte, hydrochore Diasporeneintrag von 226 Samen/m² (bei einer theoretisch angenommenen, gleichmäßigen Verteilung über die Fläche) ist im Vergleich mit dem direkten Diasporenregen zur Zeit der Samenreife aus dem umgebenden Bestand zwar sehr gering (s. FISCHER 1987, TISCHEW 1994, JACKEL 1999). Der entscheidende qualitative Vorteil besteht aber darin, dass die eingetragenen Diasporen nicht nur die bestandeseigenen Arten der allernächsten Umgebung enthalten und aus entfernten Populationen herangetragen werden.

7.3.3.4 Bedeutung anderer Ausbreitungsagentien für die Regeneration von Feuchtgrünland

Wie ist die hydrochore Ausbreitung durch Überschwemmungen in ihrem Effekt auf die Regeneration von Feuchtwiesen im Vergleich zu anderen Ausbreitungsagentien zu bewerten? Die wichtigsten Unterscheidungskriterien sind die zeitliche Priorität, die saisonale Wirksamkeit, die regelmäßig erreichten Distanzen (JENNY 1994), der Dispersionsgrad und die Zielgerichtetheit (Tab. 93). Letzteres wird als ein evolutiver Selektionsfaktor für die Ausbildung von spezifischen Diasporeneigenschaften diskutiert (u.a. HOWE & SMALLWOOD 1982). Sie beschreibt die Wahrscheinlichkeit, mit der Diasporen Standorte erreichen, die für ihre Etablierung und das Überleben geeignet sind (SALISBURY 1974).

Tab. 93: Bedeutung verschiedener Ausbreitungsvektoren in Feuchtgebieten für die Renaturierung von Grünland
Entfernungsklassen nach LUFTENSTEINER 1982: Nahausbreitung <10m, Distanzausbreitung 10-100m, Fernausbreitung >100m

Ausbreitungsvektor	„Ziel“-gerichtetheit	Entfernungsklassen (regelmäßig erreichte Ausbreitungsdistanz)	Dispersion/Konzentration	Zeitliche Priorität	Saisonale Wirksamkeit	Bedeutung für Renaturierung von Feuchtgrünland
Wind	gering	Nahausbreitung	Konzentration	primär	immer	gering
„Landvögel“	gering	Distanz-/ Fernausbreitung	Konzentration	primär	Sommer/ Herbst	gering
Wat-, Wasservögel	mäßig	Distanz-/ Fernausbreitung	Konzentration	sekundär/ primär	Sommer-/ Winterhalbjahr	mäßig
Weidetiere	hoch	Nah-/ Distanzausbreitung	Konzentration	primär/ sekundär	Sommer/ Herbst	mäßig
Landwirtschaftl. Geräte	hoch	Nah-/ Distanzausbreitung	Dispersion/ Konzentration	primär	Sommer/ Herbst	mäßig
Wasser (Überflutungen)	hoch	Distanz-/ Fernausbreitung	Dispersion/ Konzentration	sekundär/ primär	Winterhalbjahr	hoch

Durch die Ausbreitung von Diasporen über die Luft wird insbesondere bei kleinwüchsigen Pflanzenarten eine an den Standort der Mutterpflanze gebundene, kleinräumige „Fleckigkeit“ der Diasporenverteilung hervorgerufen. Die rasche exponentielle Abnahme der Samendichten mit der Entfernung von der Mutterpflanze ist für viele unterschiedliche Pflanzenarten nachgewiesen. Kleinwüchsige Kraut- und Grasarten überwinden Distanzen von nur wenigen Metern. Selbst mit anemochoren Ausbreitungseinrichtungen versehene Diasporen dieser Arten werden nur selten weiter verbreitet (PERTULLA 1941, LUFTENSTEINER 1982, VERKAAR et al. 1983, VERKAAR 1990, WELCH et al. 1990, POSCHLOD 1990, BAKKER et al. 1996). So sind selbst Pappusflieger wie *Crepis paludosa* an historisch alte Waldstandorte mit langer Nutzungstradition gebunden und haben sich von dort nicht in benachbarte Wälder jüngeren Datums ausbreiten können (WULF & KELM 1994). Neben den bereits beschriebenen diasporenspezifischen Eigenschaften sind die Blütenstandshöhe, die Höhe der umgebenden Vegetation und die Windgeschwindigkeit für die Ausbreitungsdistanzen von anemochoren Diasporen verantwortlich (LUFTENSTEINER 1982, VERKAAR et al. 1983, 1990, BAKKER et al. 1996, JONGEJANS & SCHIPPER 1999), womit die geringen Ausbreitungsdistanzen in krautigen Pflanzenformationen verständlich werden.

Der anemochore Diasporeneintrag in Kalkmagerrasen von FISCHER 1987 erfolgte nur zu 3,3% aus einer Umgebung von mehr als 50 cm Umkreis, in (nicht überschwemmten) Molinietales-Gesellschaften nur zu 1,5%. Während die Fremdeinträge hier durch anemochore Arten erfolgten (u.a. *Hypochoeris radicata* und *Anthoxanthum odoratum*) gingen sie bei Grünlandbrachen bei nur geringfügig höheren Werten vorwiegend auf das Konto von zoochoren Arten (TISCHEW 1994). In räumlich isolierten Trockenrasenflächen von JACKEL 1999 waren Pappusflieger die einzigen von ausserhalb eingetragenen Arten. TISCHEW 1994 resümiert daher wie viele andere Autoren, dass der Diasporendruck aus größeren Entfernungen (in ihrem Falle von >30m) gering ist! Während die 90%ige Fangwahrscheinlichkeit für wasser- und tierverbreitete Diasporen (von Baumarten) bei 1800 m liegt, sind für windverbreitete 10 bis 100 mal kleinere Werte festzustellen (SCHNEIDER & SHARITZ 1988). Werden größere Ausbreitungsdistanzen erreicht, ist die anemochore Ausbreitung besonders verlustreich, weil sie nicht standortsspezifisch erfolgt (SALISBURY 1974, BERG 1983, HODGSON & GRIME 1990).

Der Zoochorie wird im Gegensatz zur Anemochorie eine hohe Spezifität zugeschrieben, die häufig durch die zeitliche Übereinstimmung von Samenreife und Aktivität des Agens gesteigert wird (STEBBINS 1971, SALISBURY 1974). Vorteile gegenüber der hydrochoren Ausbreitung bestehen darin, dass standörtlich identische, aber räumlich isolierte und weit voneinander entfernte Habitate durch die

Transportleistung von Tieren miteinander verbunden werden können, wie dies z.B. bei der Schaftrift der Fall ist (FISCHER et al. 1996). Zahlreiche Formen der Zoochorie, wie z.B. Endo- und Dysochorie sind durch eine Konzentration von ausgebreiteten Diasporen am Zielort gekennzeichnet, der oft auch die geeigneten Standortseigenschaften für Etablierung und Überleben der Pflanzen aufweist. Die geringe Diasporenproduktion von zoochoren Pflanzenarten wird dadurch ausgeglichen. Für die Diasporenfernausbreitung in Feuchtwiesengebieten dürfte Wasser- und Watvögeln eine gewisse Bedeutung zukommen, die die Diasporen epichor im Gefieder ausbreiten (MÜLLER-SCHNEIDER 1986). Vermutlich betrifft dies aber eher Pflanzenarten der Röhrichte und Schlammufervegetation. Samenfressern unter den „Landvögeln“ dürfte nur eine geringe Bedeutung zukommen. Kleinsäuger (LEUTERT 1983) und Laufkäfer (TRAUTNER & BRUNS 1988) verbreiten Diasporen meist nur über geringe Distanzen.

Der durch verschiedene Untersuchungen dargelegte, hohe Stellenwert von Weidevieh für die Diasporenausbreitung ist schwierig zu quantifizieren, weil er nicht nur vom wechselnden Fress- und Bewegungsverhalten der Tiere (in Feuchtgrünlandgebieten fast ausschließlich Rinder und Pferde), sondern auch von den jährlich wechselnden Umtriebsvorlieben der Landwirte abhängt. Für die Regeneration von artenarmen Grünlandbeständen wird die erhebliche Transportleistung für Diasporen im Fell, unter den Hufen und durch Kot (WELCH et al. 1990, STENDER et al. 1997) nur wirksam, wenn der Umtrieb aus artenreichen in artenarme Flächen auch tatsächlich erfolgt. Dies ist zumindest in den Borgfelder Wümmewiesen nicht gegeben, weil die artenreichen Wiesen für eine Beweidung zu nass sind. Anders als bei der Schaftrift, bei der erhebliche Wegstrecken zwischen isolierten Heideflächen zurückgelegt werden, dürften bei der in Feuchtgrünlandgebieten üblichen Koppelhaltung fast ausschließlich interne Diasporenverlagerungen stattfinden.

Für die Diasporenausbreitung durch landwirtschaftliche Maschinen gilt dies gleichermaßen. Nur bei geschickter Auswahl der nacheinander bewirtschafteten Flächen kann ein Arteneintrag von artenarmen in artenreiche Flächen erfolgen (z.B. *Anthoxanthum odoratum* und *Rhinanthus angustifolius*, BAKKER et al. 1995, STRYKSTRA et al. 1997). Als zusätzliche Einschränkung für die Ausbreitungseffizienz von Maschinen kommt hinzu, dass sie nur dann effektiv sind, wenn eine zeitliche Übereinstimmung zwischen der Fruchtphänologie und dem Nutzungsrhythmus gegeben ist (PATZELT et al. 1997). Bei der üblichen Silagemahd Mitte Mai ist die Fruchtreife höchstens bei den Arten der *Ranunculus ficaria-Luzula campestris*-Phase erreicht (ROSENTHAL 1992a). Bei zu später Mahd haben die Arten der frühen phänologischen Phasen hingegen ihre Diasporen schon ausgestreut und werden daher nicht übertragen. Die reifen Diasporen werden nicht-selektiv, entsprechend ihrer Häufigkeit von Maschinen aufgenommen und transportiert (BAKKER et al. 1995).

Ausbreitungsagentien haben je nach Landschaftstyp eine unterschiedlich große Bedeutung für die Fernausbreitung von Pflanzendiasporen (BONN & POSCHLOD 1998a). In überschwemmten Flussauen hat das Überschwemmungswasser einen besonders hohen Stellenwert, weil es über seine Funktion als Standorts- und Störungsfaktor hinaus Diasporen mit unterschiedlichsten Anpassungsmerkmalen gerichtet an die für sie (zumindest potentiell) geeigneten Standorte transportiert. Die Gerichtetheit des Ausbreitungsagens Wasser für Pflanzenarten feuchter Standorte ist grundsätzlich schon dadurch gegeben, dass naturgemäß nur grundwassernahe Standorte von Überschwemmungen berührt werden (vgl. dagegen VAN DER PIJL 1982). Dabei ist die hydrochore Ausbreitung wesentlich weniger eng an bestimmte Termine der Diasporenbereitstellung und Fruchtreifung gebunden, weil es diese als sekundäres Ausbreitungsagens weiterverbreitet. Voraussetzungen für die hohe Ausbreitungseffizienz und Zielgerichtetheit von Überschwemmungen sind Großflächigkeit, lange Andauer, Vorhandensein

von Quellpopulationen und Nutzungstermine, die die Diasporenreifung und -ausbreitung durch die primären Agentien zulassen.

7.3.3.5 Bedingungen für die hydrochore Ausbreitung in „modernen“ Flussauen

Die Bedingungen für die hydrochore Ausbreitung von Pflanzenarten haben sich mit dem Landschafts- und Nutzungswandel, wie für viele andere Ausbreitungsagentien auch, stark verändert (Tab. 94, POSCHLOD et al. 1996). Während vor den Eingriffen des Menschen in die Flussauen Nordwestdeutschlands zusammenhängende Auensysteme mit großflächigen Überschwemmungszonen das Land netzartig durchzogen, wurden sie durch Eindeichung, Flussbegradigung und Staustufenbau mehr und mehr segmentiert und die Auen vom Fluss isoliert. Abb. 37 zeigt die wenigen noch verbliebenen Überschwemmungsgebiete Norddeutschlands entlang der mittleren Elbe, unteren Oder, in der Eider-Treene-Sorge-Niederung und im Hamme-Wümme-Oste-Gebiet.

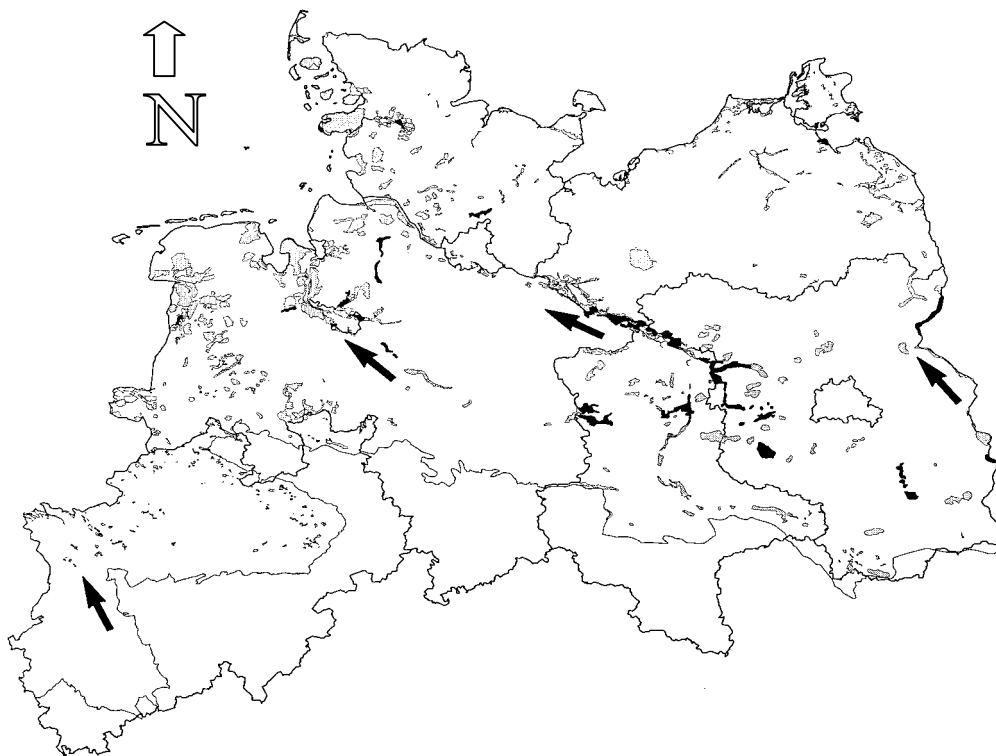


Abb. 37: Überschwemmungsgebiete in Norddeutschland. Grau dargestellt sind aktuell noch vorhandene Feuchtgrünlandgebiete, schwarz noch vorhandene Überschwemmungsräume. Pfeile kennzeichnen die vier großen Talauensysteme von Rhein, Weser, Elbe und Oder. Durchgezogene Linien begrenzen die neun norddeutschen Bundesländer.

Dies hat auf die möglichen Renaturierungserfolge in Feuchtgebieten erheblichen Einfluss. Es muss gewährleistet sein, dass die zu renaturierenden Flächen mit geeigneten Quellpopulationen über das Ausbreitungsagens in Verbindung stehen. Ist dies, wie in den Borgfelder Wümmewiesen, der Fall, ist die Diasporenfracht des Wassers sehr hoch und die Invasion und Rekolonisierung von geeigneten Grünlandstandorten möglich. Unterbinden topographische Hindernisse zwischen den Diasporenquellen und den Regenerationsflächen (wie Deiche) den Diasporentransport, ist das Überschwemmungswasser entsprechend diasporenarm, wie z.B. in den mittleren Rheinauen (HÖLZEL, mdl. Mitteil.). Im Gegensatz zu anderen Ausbreitungsagentien ist die Ausbreitung durch Überschwemmungswasser nur in hydrologisch gekoppelten Gebieten möglich.

Seine Funktion für die Ausbreitung und Regeneration kann aber nicht ohne weiteres von anderen Ausbreitungsagentien übernommen werden, weil sie weniger standortsspezifisch sind und/oder die kombinierte Wirkung von Störung und Ausbreitung entfällt und andere selektive Diasporenpräferenzen vorliegen. Ausserdem hat sich die Vielzahl historischer, nutzungsabhängiger Ausbreitungsagentien und die Ausbreitungseffizienz der verbliebenen stark reduziert (VERKAAR 1990, BONN & POSCHLOD 1998a,b). Auch in anderen Landschaften hat sich die Durchwegigkeit der Landschaft für Fernausbreitungsvektoren, wie z.B. die Schaftrift der Schwäbischen Alb verringert (BEINLICH 1995). Der Stellenwert der wichtigsten Ausbreitungsagentien in den „modernen“ Flussauen und ihr Effekt auf die Ausbreitung von Pflanzen ist in Tab. 94 dargestellt. Der Verlust des Ausbreitungsagens Wasser dürfte für *Pedicularis palustris* eine wichtige Rückgangsursache sein, wie dies MATTHIES 1991 auch für andere kurzlebige Wiesenarten postuliert, die keine ausdauernde Samenbank im Boden besitzen.

Tab. 94: Bewertung der aktuellen Bedeutung unterschiedlicher Ausbreitungsagentien in Intensivgrünland-Gebieten

Ausbreitungsagens	kritische Faktoren	aktuelle Bewertung	selektierte Ausbreitungstypen
Wind	Richtung, Stärke, Turbulenz, Vegetationshöhe	bevorzugt Nahausbreitung, wenn Fernausbreitung, dann ungerichtet	nur sehr leichte Diasporen oder solche mit speziellen Flugeinrichtungen
Wat-, Wasservogel	Verhalten	begrenzte Vorkommen	bevorzugt Wasserpflanzen-, Röhricht- und Schlammbodenarten
Weidetiere	Umtriebsrhythmus, -phänologie	kein Umtrieb von artenreichen in artenarme Bestände	bevorzugt zoochore Arten
Landwirtschaftliche Maschinen	Nutzungsrhythmus, -phänologie	bei früher Mahd keine reifen Früchte, Samen	nur Frühblüher
Überschwemmungen	Ausdehnung, Dauer, Phänologie, Klima, Geländere relief	begrenzte Restflächen, keine Quellpopulationen, mangelnde Vernetzung, Diasporenkonzentration an ungeeigneten Standorten	bevorzugt (polychore) hydro-, anemochore Spätblüher und Wintersteher

Das floristische Spektrum der durch Überschwemmungswasser verbreiteten Diasporen hat sich auch durch den Rückgang von Sommerüberschwemmungen verschoben, die andere Arten und Diasporenmengen ausbreiten als die Winterüberschwemmungen.

Die Rahmenbedingungen für eine Regeneration sind heute auch deshalb ungünstiger geworden, weil Quellpopulationen häufig klein und weit entfernt sind. Es kommt dadurch zu starken Verdünnungseffekten, die eine geringe Ankunfts-wahrscheinlichkeit der Diasporen am richtigen Ort und zur richtigen Zeit bedingen.

7.4 Gesamtbewertung der Regenerationschancen

Die Regenerationschancen für die Entstehung von Pflanzengemeinschaften und Standorten naturnaher Niedermoore werden mit zunehmender Dauer und Intensität standortsfremder Nutzungen kleiner. Welcher einzelne Regenerationsprozess am Ende den weiteren Fortgang des Gesamtprozesses limitiert, hängt davon ab, welcher den höchsten Zeitbedarf hat. Die Wiederentwicklung einer wachsenden, mächtigen Torfschicht hat letztendlich vermutlich den höchsten Zeitanpruch (KUNTZE & EGGELSMANN 1981). Durch die hier untersuchten, relativ dazu, kurzzeitigen Regenerationsprozesse wurden die hydrologischen Bedingungen dafür erst ansatzweise geschaffen. In Kombination mit einer Nährstoffaushagerung und Produktionsminderung aber wurden die Potentiale in vielen Fällen deutlich vergrößert. Dennoch erfolgte die Artenzuwanderung in diese Pflanzengemeinschaften in weit geringerem Masse als zu erwarten gewesen wäre. Hier scheint somit weniger der Standort die Artenanreicherung und den Fortgang der Regeneration zu limitieren als vielmehr die Diasporenverfügbarkeit. Im Einzelfall wäre der Nachweis über den primär den Fortgang der Regeneration limitierenden Prozess nur durch umfangreiche Standortsuntersuchungen (z.B. RUTHSATZ 1990, VAN DUREN et al. 1998) und Pflanz- bzw. Aussaatversuche (PRIMACK & MIAO 1992) zu erbringen. Im folgenden sollen die verschiedenen Optionen und die dadurch entstehenden Limitierungen und Möglichkeiten für die einzelnen Regenerationsprozesse zusammenfassend beschrieben werden.

Zur Maximierung der Vernässungswirkung für Moore mit stark vererdeten Torfen ist die wichtigste Option ein langer Überstau bis in den Frühsommer. Bei kürzerer Überstauung muss eine starke sommerliche Austrocknung in Kauf genommen werden (HENNING 1996). Beide Optionen schränken die Möglichkeiten für die Ansiedlung von Ziel 1-Arten ein (PATZELT 1998, ROTH et al. 1999). Erfolgt die Überstauung mit verschmutztem Oberflächenwasser werden die Wachstumsbedingungen für Pflanzenarten mesotraphenter Standorte (P-Eutrophierung, BAKKER et al. 1987) und solcher, deren Vorkommen an elektrolytreiches, tiefes Grundwasser oder oberflächliche Versauerung (GROOTJANS 1985, GROOTJANS et al. 1992, LIENKAMP 1993, VAN DUREN et al. 1998) gebunden ist, verschlechtert. Stattdessen setzen sich Flutrasenarten durch. Bei mangelnder Nutzung solchermaßen wiedervernässter Standorte nimmt die Konkurrenzkraft hochwüchsiger Röhrichtarten, wie *Typha latifolia*, *Phalaris arundinacea* und *Glyceria maxima* zu, so dass auf Dauer eutraphente, artenarme Röhrichte entstehen. Größere Vernässungserfolge sind zu verzeichnen, wenn wenig vererdete Torfe die Funktion sommerlicher Wasserspeicherung übernehmen können (HELLBERG 1995). Langsame Vernässung, gekoppelt mit einer Aushagerung ermöglicht die Entwicklung von kleinseggenreichen Flutrasen und Molinietalia-Fragmentgesellschaften, sofern das floristische Potentiale in der Samenbank oder in der Umgebung in Form von Reliktpopulationen der Arten vorhanden ist. Beim (sehr seltenen Fall) des Zusammenpassens aller Standortsbedingungen und -veränderungen mit dem aktivierbaren Artenpotential entstehen sehr schnell die erwünschten Pflanzengesellschaften, z.B. des Calthion (HELLBERG 1995, BAKKER et al. 2000). Ansonsten steht der Elimination vernässungsempfindlicher Arten keine Aktivierung toleranter Arten gegenüber und die Artenzahlen nehmen ab.

Die abiotischen Ziele des Zielkonzepts 2 werden nur durch eine dauerhafte Reduktion der N-Mineralisation, vor allem der Nitrifikation und Denitrifikation auf dauernassen Standorten erreicht (FLESSA et al. 1997, PFADENHAUER 1999).

Bei der Verbrachung von extensiv genutzten Feuchtwiesen bleiben viele Regenerationsoptionen erhalten, weil die Torfmatrix weniger stark zersetzt ist und sich mit ansteigenden Grundwasserständen allmählich regeneriert. Setzen sich nährstoffkonservative Pflanzenarten durch, werden die Bedingungen für eine Reduktion der N-Mineralisation und initiale Torfbildung mit dem absterbendem Gewebe dieser potentiellen Torfbildner verbessert. Nur in 19% der Fälle entwickelten sich im Ostetal me-

sotraphente Nassbracheengesellschaften in Form des *Caricetum gracilis*. Die Auteutrophierung und allmähliche Anreicherung der im Boden immer noch freigesetzten bzw. extern herantransportierten Nährstoffe in der Phytomasse herrschte vor. Zielartenreiche Bracheengesellschaften entstanden vor allem auf den frischen Standorten nicht.

Realistische Nutzungsoptionen für die Nährstoffaushagerung bestehen in einer frühen und häufigen Mahd, solange, bis die Erträge auf ein standortsspezifisches Maß reduziert sind (SCHIEFER 1984, HAND 1991). Mulchen ist weniger geeignet, weil das Mulchmaterial auf nassen Standorten langsam abgebaut wird und daher nicht die unter guten Abbaubedingungen beobachtete Nährstoffaushagerung erfolgt (SCHREIBER et al. 2000). Ist Stickstoff der primär ertragslimitierende Faktor, kann eine Teilwiedervernässung unter Vermeidung starker Wechselfeuchtigkeit diesen Prozess begünstigen. Ist Phosphat ertragslimitierend, wirkt sich eine Überflutung (vor allem) mit verschmutztem Oberflächenwasser ertragssteigernd aus (OOMES 1992, FIEDLER 1994, KOERSELMAN & VERHOEVEN 1995). Carreiches, tiefes Grundwasser fördert hingegen die P-Festlegung (KOERSELMAN & VERHOEVEN 1992) und senkt die Produktivität.

Limitierungen durch die Dauer des Aushagerungsprozesses sind meist nicht gegeben, weil die Herstellung der geeigneten Feuchtebedingungen (s.o.) oder die Zuwanderung neuer Arten länger dauert. Stimmen aber alle anderen Randbedingungen, kann die allzu langsame Aushagerung von durchschlickten oder überschwemmten, mit hohen Nährstofffrachten belasteten oder stark vererdeten Böden zum geschwindigkeitsbegrenzenden Schritt werden. Externe Nährstoffeinträge oder interne Nährstofffreisetzung primär ertragslimitierender Nährstoffe (z.B. Phosphat durch Überflutungswasser, Stickstoff durch atmogene Einträge oder Grundwasser) können die Aushagerungsgeschwindigkeit weiter verzögern. Läuft vor allem die interne Bereitstellung von Stickstoff durch Mineralisation weiter, ohne dass ein Entzug erfolgt (Brache), kommt es zu einer starken Anreicherung der Nährstoffe in der Phytomasse (Auteutrophierung) und zu einer Produktionssteigerung (KOERSELMAN & VERHOEVEN 1995).

Eine zu starke oder einseitige Aushagerung von Niedermoorböden und Nährstoffungleichgewichte könnten die Ursache für den Ausfall von *Calthion*-arten und Veränderungen der Konkurrenzsituation zugunsten sekundärer Dominanzbildner im ausgehagerten Feuchtgrünland sein (SCHWARTZE 1995, BIEWER & POSCHLOD 1997).

Nutzungsoptionen für die Regeneration von Feuchtgrünland bestehen in einem Mahd-, Weide- oder Mulchregime. Das Mulchen ist allerdings auf Feuchtstandorten kritisch zu beurteilen (s.Kap.7.1.3). Gerade die aushagerungseffizienteste Nutzung, die häufige Mahd stößt in wiedervernässten, schlecht befahrbaren Flächen auf ein mangelndes Nutzungsinteresse. In ausgehagerten Beständen wiegt dagegen der geringe Ertrag den hohen Aufwand nicht auf. In diesen Fällen verdrängen sekundäre Dominanzbildner die bereits neu angesiedelten Arten und verhindern die Einwanderung weiterer Arten. Beweidung ist dagegen wenig aushagerungseffizient (BAKKER 1989) und schließt, zumindest bei Standweide weideempfindliche Arten aus. Die extensive Weiterbewirtschaftung von artenreichen Feuchtwiesen ist aus arbeitsökonomischer Sicht der Landwirte meist unrentabel und kann daher nur als teure Pflegenutzung weiterbetrieben werden. Eine Alternative wird durch die lange Samenausdauer vieler Feuchtwiesenarten unter Brachebedingungen und die gute Regenerierbarkeit von artenreichem Feuchtgrünland selbst nach 30-jähriger Brache eröffnet (vgl. WOLF et al. 1984, LOSVIK et al. 1999). In einem über größere Flächen durchgeführten Rotationsverfahren von Brache und periodischer Wiedernutzung von Teilflächen, in sog. Rotationsbrachen (BOSSHARD et al. 1988) könnte die Sukzession gebremst und andererseits die Regeneration der Samenbanken der Feuchtwiesenarten ermöglicht werden.

Die Artendefizite in den hier ausgewerteten Regenerationsexperimenten auf Niedermoor- und Marschstandorten Nordwestdeutschlands und Hollands bestätigen nach einer Laufzeit von bis zu 20 Jahren die auch aus anderen Untersuchungen bekannte floristische „lag-Phase“ (SCHMIDT 1985, KAPFER 1993, 1994, PEGTEL & BAKKER 1996, OOMES & VAN DER WERF 1996, BRIEMLE 1999). Wiedervernässung, Aushagerung und Nutzungsextensivierung sind offenbar zwar notwendige aber nicht hinreichende Bedingungen für die Regeneration. Die wenigen Beispiele für eine (fast) vollständige Wiederherstellung der floristischen Inventare von Zielgesellschaften legen die Vermutung nahe, dass nicht nur ungeeignete abiotische Bedingungen den Regenerationserfolg begrenzen. VAN DUREN et al. 1998 führten Regenerationsdefizite sowohl auf die mangelnde Herstellung der Standortbedingungen als auch auf ein fehlendes floristisches Potential zurück. PRIMACK & MIAO 1992 wiesen mit Pflanzversuchen eindeutig die Standortseignung von Flächen nach, die von den Reliktpopulationen derselben Arten trotz direkter Nachbarschaft nicht besiedelt worden waren. Diasporenfänge und Samenbankuntersuchungen bestätigen die geringen floristischen Potentiale, die in „modernen“ Kulturlandschaften nach langer Intensivnutzung erhalten geblieben sind (TISCHEV 1994). Nach (Teil-)wiederherstellung des Standorts scheinen somit andere Faktoren (co)-limitierend zu werden.

Die Flora der Diasporenbank und der Umgebungsvegetation sind potentielle Quellen für die Ausbreitung von Diasporen in Zeit und Raum (HARPER 1977). Samenbanken der Zielarten verschwinden bei ackerbaulicher Zwischennutzungen am schnellsten. Doch auch bei umbruchloser Grünlandnutzung lässt die geringe Samenausdauer die Überbrückung von maximal 3 bis 7 Jahren dauernden Intensivphasen zu. Bei Brache erfolgt die Artenverarmung der Samenbank ungleich langsamer, so dass Nutzungsoptionen für die Regeneration auch nach langer Zeit noch vorhanden sind (s.o.). Lokal vorhandene, artenreiche Samenbanken haben zunächst nur lokale Auswirkungen, können aber langfristig Gründerfunktionen für Nachbarflächen übernehmen (WILLEMS & BIK 1998).

Die Gründer- und Quellfunktion von Reliktpopulationen von Zielarten ist von ihrer Verteilung in der Landschaft abhängig. Großflächig homogene Nutzungsmuster ohne Saum- und Grabenrandstrukturen, wie z.B. in der Stollhammer Wisch (IBL 1992) oder in der Dämmerniederung (GANZERT & PFADENHAUER 1988) bieten keine Reliktstandorte für stenöke Arten. Selbst bei Extensivierungsmaßnahmen sind Einwanderungen durch vegetative Nahausbreitung daher kaum möglich. In diesem Falle sind sehr lange Zeiträume (mehrere Jahrzehnte) vorprogrammiert bis Erfolge sichtbar werden.

Pflanzenarten mit einer geringen Persistenz in der Sprosspopulation und der Samenbank sind auf die Zuwanderung angewiesen. Nichtstandortsspezifische Ausbreitungsagentien verstärken durch hohe Verlustraten den Effekt ihres ohnehin geringen Diasporendargebots in der Landschaft. Überschwemmungen sind nur wirksame Ausbreitungsagentien, wenn sie großflächig genug sind und Quellpopulationen mit den zu regenerierenden Flächen vernetzen. Andere geeignete Ausbreitungsagentien in Feuchtgebieten sind Weidetiere und Erntemaschinen, die aber nur dann für die Fernverbreitung wirksam werden, wenn durch die Abfolge der nacheinander genutzten Flächen Quellpopulationen und Defizitflächen miteinander vernetzt werden. Dies ist oft nicht der Fall bzw. erfolgt zu Zeiten, wenn die entsprechenden Arten nicht fruchten.

Landschafts- und Nutzungsveränderungen haben die Effizienz der feuchtgebietspezifischen Ausbreitungsagentien stark reduziert, weil sich die Landschaftsstrukturen und die Nutzungssysteme stark verändert haben und Überschwemmungen heute kaum noch stattfinden.

Tab. 95: Zusammenstellung von Prozessen, die die Regeneration naturnaher Niedermoorökosysteme limitieren. Darunter sind funktionale Artengruppen dargestellt, deren Ansiedlung und erfolgreiche Etablierung durch die darüber angegebenen Faktoren limitiert werden.

Regeneration limitierende Prozesse					
Vernässung	Aushagerung	Nutzung	Sprosspopulation	Samenbank	Ausbreitung
lange Überstauung Sommertrockenheit ungünstiges Bodenrelief (Polderung) Kleinflächigkeit Wassereinstau statt -fluten Wasserverfügbarkeit, -verteilbarkeit Wasserqualität	vererdete, durchschlickte Torfe interne, externe Eutrophierung (Nmin., Grundwasser, Überschwemmungen, Atmosphäre) Wechselfeuchtigkeit Nährstofffrachten aus Vornutzung Auteutrophierung (Brachen) (zu starker Nährstoffmangel)	Nutzungsart (Mahd vs. Weide) fehlende Nutzungsoptionen (Verbrachung) Befahrbarkeit	homogene Nutzungsmuster in der Landschaft keine ungenutzten oder extensiv genutzten Randstrukturen fehlende Refugialräume für Restpopulationen fehlendes Diasporendargebot	Intensivnutzung Umbruch lange Brache (> 30 Jahre) lokale, kleinflächige Vorkommen sekundäre Dominanz hochwüchsiger Arten	fehlende oder nicht landschaftstypische, standortsunspezifische Ausbreitungsenten fehlende oder nur kleinflächige, kurze Überschwemmungen ungeeigneter Weideumtrieb fehlende Vernetzung mit Quellpopulationen fehlende zeitliche Abstimmung zwischen Diasporendarbietung und Aktivität des Agens
negativ selektierte Pflanzenarten					
gegen lange Überstauung empfindliche Arten gegen Sommertrockenheit empfindliche Arten an bestimmte Wasserqualitäten gebundene Arten	Nährstoffmangelzeiger (Calthionarten)	bracheempfindliche Arten beweidungs-, verdichtungs-empfindliche Arten	Arten mit eingeschränkter Persistenz und Standortsamplitude (SSP), z.B. kurzlebige Arten mit transienter Samenbank	Arten mit transienter oder short term persistent Samenbank	Arten mit schlechter anemochorer Ausbreitung Arten, die nur in Metapopulationen überlebensfähig sind

7.5 Bewertung alternativer Renaturierungsverfahren

Eine wesentliche Erkenntnis aus den Versuchen zur Niedermoorrenaturierung ist, dass die Entwicklungs- und Regenerationsmöglichkeiten begrenzt sind. Die Limitierungen ergeben sich aus den Naturraumpotentialen, der Vornutzung und den aktuellen Landschaftsbedingungen, sowie dem möglichen Mitteleinsatz zur Erreichung der Regenerationsziele. Die Frage ist, inwieweit diese Begrenzungen akzeptiert oder durch ein spezielles Management der Versuch unternommen werden sollte, sie zu überwinden. Das Naturraumpotential sollte als Rahmenbedingung für alle Regenerationsbemühungen zugrundegelegt werden (s. Kap. 3). Die durch die Vornutzung und aktuellen Landschaftsbedingungen entstehenden, vor allem zeitlichen, Limitierungen der Regenerationserfolge könnten aber, und sollten, bei vertretbarem Mitteleinsatz, auch überwunden werden. Hierzu wurden in den vergangenen Jahren alternative Verfahren erprobt.

Das Abplaggen der obersten Bodenhorizonte kombiniert mehrere Vorteile. So wird die stark vererdete, nährstoffreiche Bodenschicht als Hauptnährstoffspeicher entfernt. In Versuchen von ROSENTHAL 1992a, WILD 1997 und PATZELT 1998 wurden dabei die P- und K-Vorräte stark reduziert, was die Erträge auf erwünschte Werte von unter 40 dt/ha*a verminderte. Bei vorheriger Ackernutzung allerdings (PATZELT 1998), in Versuchen von OOMES & VAN DER WERF 1996 auch bei Grünlandnutzung, blieben die Erträge hoch und die Artenanreicherung gering.

Die durch das Abplaggen erreichte Annäherung an den Grundwasserstand ist grundsätzlich positiv zu beurteilen. Die pedogen wenig veränderten, tieferen Torfschichten weisen bei Austrocknung aber höhere Benetzungswiderstände und eine größere, durch Porenverluste gekennzeichnete, irreversible Restschumpfung auf als die vererdeten Oberbodenhorizonte. Hier ist also eine hohe Vernässungintensität zu realisieren, um den nachhaltigen Erfolg der Vernässungswirkung dieser Maßnahme zu gewährleisten (HENNINGS 1996). Starke Wechselfeuchtigkeit begrenzt die Neuansiedlung von Arten auf abgeplagten Flächen sehr stark (HARTER & LUTHARDT 1997, PATZELT 1998).

Die vegetationskundlichen Erfolge manifestieren sich bei geeigneten Feuchtebedingungen in der Anfangsphase der Sukzession durch die starke Artenzunahme von mehrjährigen Pflanzenarten, die ruderale Eigenschaften aufweisen. Entscheidend ist, welche Arten in den freigelegten Bodenhorizonten eine ausdauernde Samenbank besitzen. Während in Versuchen von ROSENTHAL 1992a Kleinseggenriedarten dominant wurden, waren es bei PATZELT 1998 Grünlandarten, wie *Holcus lanatus* und *Poa pratensis*.

Der Aufwand und die Kosten des Abplagungsverfahrens lassen sich für größere Flächen aus übergeordneter ökologischer Sicht kaum vertreten. Es kann daher als Initialzündung nur auf kleine Flächen beschränkt bleiben.

Die Nährstoffaushagerung von Niedermoorstandorten nach Ackernutzung ist ein langwieriger Prozess. Selbst die Voransaat und Mahd von Nährstoffsammlern (wie z.B. Ackersenf) führte zu keiner beschleunigten Aushagerung (LUICK & KAPFER 1994). Allerdings konnte die initiale Verunkrautungsphase so umgangen und eine rasche Etablierung von Grünlandarten, wie *Holcus lanatus*, *Poa trivialis* und *Trifolium repens* erreicht werden.

Die begrenzte Ausbreitung von Diasporen in der Landschaft kann durch die Förderung „natürlicher“ und anthropo-/zoogener Ausbreitungsagentien verbessert werden. So kann die hydrochore Ausbreitung durch das Wiederzulassen von Überflutungen ermöglicht, bzw. durch die Verlängerung und Ausdehnung der winterlichen Überflutungsphasen verbessert werden. Die zoochore Ausbreitung wird durch einen geeigneten Weideumtrieb von artenreichen in artenarme Flächen unterstützt.

Ausschließlich naturschutzfachlich intendierte Methoden der Diasporenausbreitung sind die Aussaat, die Aufbringung von Mähgut und die Pflanzung von Zielarten (SCHWAAR 1992, PFADENHAUER 1994, BIEWER & POSCHLOD 1997, PATZELT et al. 1997). Die Effizienz bei der Mähgutübertragung ist von der Fruchtphänologie in den Spenderflächen und den Etablierungsbedingungen in den Empfängerflächen abhängig. Die produzierten und übertragenen Samenmengen spielen dagegen eine geringere Rolle (PATZELT 1998). Unter optimalen phänologischen Bedingungen werden zwar sehr hohe Samenmengen übertragen (BIEWER & POSCHLOD 1997, PATZELT 1998), der Zeitpunkt muss aber entweder speziell auf die Fruchtreife der Zielarten abgestimmt werden oder mehrfach im Jahr erfolgen. Pflanzenarten, die sich vorwiegend vegetativ ausbreiten, wie z.B. *Filipendula ulmaria* und *Carex gracilis* werden kaum übertragen. Die Etablierungserfolge auf den Empfängerflächen hängen von den Standorts- und Ertragsbedingungen und der Vegetationsstruktur ab. In der geschlossenen Vegetationsnarbe einer extensiv genutzten Feuchtwiese erfolgte keine Ansiedlung der mit dem Mähgut eingebrachten Niedermoorarten (PATZELT 1998). Bei einer „Saatbettbereitung“ durch Abplaggen (s.o.) oder durch Pflügen und Eggen dagegen sind die Etablierungserfolge beachtlich (PATZELT 1998, PFADENHAUER 1999). Durch das Aufbringen auf abgeplagkten, vegetationsfreien Torfboden wird die erfolgreiche Diasporenausbreitung mit der Herstellung geeigneter Keimungsbedingungen (offener Boden), der nachhaltigen Reduzierung der Erträge und der Verbesserung des Wasserhaushalts sinnvoll kombiniert. Große Bedeutung erlangen trotz der Diasporeneinbringung von Zielarten aber die in der Samenbank der Empfängerflächen bereits vorhandenen, ausdauernden Arten, namentlich *Juncus articulatus* (PATZELT 1998, s. Kap.6.1.1.3, Tab. 62). Bei kurzzeitiger, reversibler Bodenstörung durch Vertikutieren ist die Etablierung von Zielarten nur bei vorheriger Aushagerung erfolgreich (BIEWER 1997).

Das kombinierte Verfahren von Abplaggen und Mähgutübertragung eignet sich für die praktische Anwendung nur kleinflächig (s.o.), könnte aber die Entwicklung von Trittsteinpopulationen ermöglichen. Der flächigen Beimpfung von artenarmen Empfängerflächen durch Mähgut artenreicher Spenderflächen steht ihr ungünstiges Flächenverhältnis (wenige artenreiche Spenderflächen gegenüber vielen artenarmen Empfängerflächen) und der hohe Aufwand entgegen.

Die Pflanzung von Initialbeständen in artenarmen Empfängerflächen umgeht die risikoreiche Etablierungsphase der Jungpflanzen. Die dauerhafte Ansiedlung der Zielarten erfolgt allerdings nur in ertragsarmen Grünlandbeständen, wie z.B. ausgehagertem Hochmoorgrünland (SCHWAAR 1992). Ansonsten ist eine geringe Etablierungsrate von niedrigwüchsigen, konkurrenzschwachen Arten festzustellen (PATZELT 1998). Die Nachteile des Verfahrens bestehen im hohen Aufwand und der geringen Flächenwirkung, da von den kleinen Initialpopulationen nur geringe Diasporenmengen freigesetzt werden können.

Die Kultiveringung und Verwendung von *Typha*-Arten als Dämmstoffmaterial verbindet alternative Nutzungsformen von Röhrichten mit der Wiederherstellung der Senkenfunktion von Mooren für Nährstoffe (WILD et al. 2000, HEINZ et al. 2000). Bei guter Nährstoffversorgung, z.B. durch die Zuleitung von nährstoffbelastetem Oberflächenwasser (Wild et al. 2000) werden dichte, hochproduktive Bestände aufgebaut. Das schnelle vegetative Wachstum charakterisiert die Pionierstrategie dieser Arten. *Typha latifolia* zeigte die höchste Sprossbildungsrate, das höchste Spross-turn-over und die größte Raumerschließung des vergleichend untersuchten Artenspektrums aus *Glyceria maxima*, *Carex gracilis*, *Phalaris arundinacea* und *Phragmites australis* (SCHUHMACHER 1998).

7.6 Prioritäten und Leitlinien für die Umsetzung

Die Prioritätensetzung sollte sich an den erreichbaren Zielen ausrichten. Der Teilprozess mit dem geringsten Zeitbedarf sollte daher die Entscheidung darüber bestimmen, welches Zielkonzept umgesetzt wird. Kriterien für die Entscheidungsfindung sind die Intensität und Dauer einer standortfremden Vornutzung, der Artenpool der Landschaft, die Vernässbarkeit und Aushagerbarkeit der Standorte, das Vorhandensein von standortspezifischen Ausbreitungsvektoren, die Besitzstruktur und die noch vorhandenen Nutzungsoptionen der Landwirtschaft.

Folgende Leitlinien sollen Anhaltspunkte für die praktische Umsetzung von Renaturierungsmaßnahmen in Niedermooren Nordwestdeutschlands geben:

1. Prioritär ist die Erhaltung von biotischen (Rest)-potentialen (Zielarten) halbnatürlicher und naturnaher Vegetationstypen in Sprosspopulationen und/oder der Samenbank. Die Erkenntnis, dass die Diasporenverfügbarkeit oft der zeitlimitierende Faktor bei der Renaturierung ist, erfordert die Erhaltung dieser Quellpopulationen. Die größten biotischen Potentiale beherbergen heute nutzungsabhängige Pflanzengemeinschaften des Zielkonzepts 1 (DIERSSEN & SCHRAUTZER 1997). Zu ihrer Erhaltung sind extensive Nutzungsformen, wie die zweischürige Mähwiesennutzung, die Streuwiesennutzung oder eine großflächige selektive Beweidung mit geringen Beweidungsdichten und die Beibehaltung ihrer Nährstoff- und Feuchtebedingungen erforderlich. Wo diese Nutzungsformen nicht aufrecht zu erhalten sind, könnte alternativ die Rotationsbrache (GIGON 2000) Anwendung finden.
2. Renaturierungsmaßnahmen zur Umsetzung von Zielkonzept 1 sind überall dort sinnvoll, wo der Artenpool von Ziel-1-Arten in der Landschaft ausreichend groß ist, um mit Hilfe feuchtgebietspezifischer Ausbreitungsvektoren die Wiederbesiedlung potentiell geeigneter Standorte zu gewährleisten. Als Ausbreitungsvektoren kommen vor allem Überschwemmungen in Frage. Als Mindeststandard für die potentielle Standortseignung ist eine möglichst geringe Wechselfeuchtigkeit, eine mittlere F-Zahl >7 und ein geringer Nährstoffstatus (N-Zahl <5) zu fordern. Die sommerliche Vernässbarkeit ist in den meisten, stark vererdeten Mooren ohne eine lange früh-sommerliche Überstauung nicht möglich. Die Standortbedingungen für die Erreichung historischer „Grünland-Zielgesellschaften“, z.B. der 1950er Jahre werden so nicht erreicht. Als Bewertungskriterium für Renaturierungserfolge eignen sie sich daher nur bedingt. Die größten Erfolgchancen bieten sandunterlagerte, relativ flachgründige Versumpfungsmoore, die durch Grabeneinstau auch ohne langen Überstau sommerlich vernässt werden können (HARTER & LUTHARDT 1997).
3. Die Umsetzung von Zielkonzept 2 ist in großflächig intensivierten und meliorierten Gebieten sinnvoll, wo die biotischen Potentiale halbnatürlicher Vegetationstypen (Ziel-1-Arten) fehlen und die Besitzstrukturen großflächige Wiedervernässungsmaßnahmen erlauben. In Mooren, die von undurchlässigen Schichten unterlagert sind (z.B. muddeunterlagerte Verlandungsmoore) oder die ein starkes Oberflächenrelief aufweisen, kann die Umsetzung von Zielkonzept 2 am besten durch eine ganzjährige Überstauung (Seenverlandung) eingeleitet werden. Die hohe Vernässungswirkung ist, unabhängig von den irreversibel veränderten, bodenphysikalischen Eigenschaften der Torfe, allein eine Funktion des Wasserdargebots im Einzugsgebiet und der Verteilbarkeit des Wassers (QUAST 1994). Ein vermindertes Wasserdargebot oder ein starkes (sekundäres) Geländere relief lässt nur eine partielle Vernässung zu (ZEITZ 1993).

4. Die Großflächigkeit von Renaturierungsmaßnahmen sollte landschaftsweite und biotopübergreifende Prozesse fördern. Die Forderung nach Großflächigkeit steht im Gegensatz zu den faktischen Bedingungen im Naturschutz, wie er sich heute präsentiert.

So mildert die großflächige Überflutung mit bewegtem Wasser die negativen Auswirkungen einer kleinflächigen Überstauung mit stagnierendem Wasser (HELLBERG 1995, KUNDEL 1998). Die Vernetzungsfunktion für die Ausbreitung von Diasporen kann ebenfalls nur durch großflächige Überschwemmungen erreicht werden.

Die großflächige Beweidung bei geringer Besatzdichte führt im Gegensatz zur kleinflächigen Portionsweide zu zahlreichen Mikrostandorten und Ökotonen im Störungs- und Lichtgradienten (SCHOLLE et al., im Druck). Dabei entstehen Nischen für viele unterschiedliche Strategietypen (OLFF & RITCHIE 1998). Die Vernetzungsfunktion wird dabei durch die zoochore Ausbreitung von Diasporen über große Entfernungen gewährleistet. Dieses Management ist für Niedermoore mit geringer Moormächtigkeit und schlechter Vernässbarkeit geeignet, aus denen sich die Landwirtschaft zurückzieht. Für landwirtschaftlich marginale Regionen könnte dies eine interessante Zukunftsalternative zur Erhaltung halboffener Moorlandschaften sein.

8 ZUSAMMENFASSUNG

Naturnahe Niedermoorökosysteme sind in Nordwestdeutschland stark gefährdet. Ursächlich sind die landwirtschaftliche Intensivierung und die Melioration ihrer Standorte. Ein wichtiges, aus übergeordneten Leitbildern der Umweltschonung und Nachhaltigkeit abzuleitendes Ziel ist die Regeneration dieser Moore. Dabei geht es um die Wiederherstellung ihrer Lebensraumfunktion und der Senken- und Speicherfunktion für Nährstoffe und Wasser. Zielprozesse sind die Vernässung, Nährstoffaushagerung, Nutzungsextensivierung, Reinitiierung der Torfbildung und die Rekolonisierung durch Zielpflanzenarten. Dazu werden zwei Zielkonzepte formuliert. Bei Zielkonzept 1 steht der Erhalt und die Entwicklung der Lebensraumfunktion, bei Zielkonzept 2 die Senken- und Speicherfunktion im Vordergrund. Als Leitbild dienen historische und aktuelle, naturnahe (Röhrichte, Großseggenrieder = Zielkonzept 2) und halbnatürliche (Feuchtwiesen, Kleinseggenrieder = Zielkonzept 1) Vegetationstypen, die zu Sukzessionsserien zusammengestellt werden. Es werden überprüfbare Naturschutzqualitätsziele formuliert. Als Zielindikatoren dienen Zielarten, die im Sukzessions- und Standortsgradienten unterschiedlich eingenischt sind.

Zur Überprüfung der Renaturierungserfolge bei der Umsetzung der Zielkonzepte werden mehrjährige Versuchserien aus Niedermooren Nordwestdeutschlands und Hollands untersucht und anhand der Zielarten bewertet. Ökologische Standortanalysen ergänzen die vegetationskundlich-floristische Bewertung. Trotz der (Teil-) Wiederherstellung der Standortbedingungen sind die vegetationskundlich-floristischen Erfolge nach Versuchslaufzeiten von 5 bis 20 Jahren gering. Am positivsten sind dabei noch die Erfolge, die durch Nährstoffaushagerung erreicht werden. Am effektivsten wirkt dabei die mehrfache Mahd ohne Düngung. Mulchen ist auf Feuchtstandorten und unter den relativ ungünstigen Klimabedingungen Nordwestdeutschlands (z.B. gegenüber Südwestdeutschland) wenig aushagerungseffizient. Die Artenzahlen entwickeln sich negativ. Starke Vernässung und Brache führen zu Artenverlusten. Kritisch sind lange Überstauungen im Frühjahr, in Verbindung mit starker sommerlicher Abtrocknung. Hauptursache für diese ausgeprägte Wechselfeuchtigkeit ist die irreversible Reduzierung der Speicherfähigkeit der Torfe für Wasser. Die Nutzungsintensität darf, abhängig von der Ertragsleistung des Standortes eine bestimmte, minimale Frequenz nicht unterschreiten, da sich sonst hochwüchsige Rhizompflanzenarten durchsetzen, die die Lichtbedingungen für niedrigwüchsige Arten stark limitieren. Im Extremfall führt das Brachfallen von Feuchtgrünland zur Entwicklung von Röhrichtern, Großseggenriedern und Hochstaudengesellschaften. Durch die Vernässung der Brache-standorte, ungünstiges Mikroklima und die Dominanz nährstoffkonservativer Arten reduziert sich die Stickstoffmineralisation in Brachen. Dadurch verbessern sich gleichzeitig die Bedingungen für die Torfbildung.

Im zweiten Abschnitt werden die biologischen Rahmenbedingungen untersucht, die die Wiederansiedlung von Pflanzenarten bestimmen. Ausdauernde Sprosspopulationen in der Umgebungsvegetation und ausdauernde Samen im Boden ermöglichen eine Überdauerung ungünstiger Wachstumsphasen und können als Regenerationspotential genutzt werden. Die Wiederherstellungserfolge artenreicher Feuchtwiesen werden durch lange Samenausdauer unterstützt. Dabei wirken die Lagerungsbedingungen modifizierend auf die morphologisch-physiologisch vorgegebene Langlebigkeit der Samen: während die Samenbank bei Intensivnutzung innerhalb weniger Jahre verarmt, wird sie bei Brache über Jahrzehnte im Boden konserviert. Entsprechend erfolgreich ist der Versuch, Brachen durch Wiederaufnahme der Mahd in artenreiches Feuchtgrünland zu überführen.

Die Fernausbreitung von Pflanzendiasporen im Raum ermöglicht die Überwindung der räumlichen Isolation von potentiellen Spenderpopulationen von Pflanzenarten und den zu regenerierenden Flächen. Entscheidend für den Ausbreitungserfolg ist das Vorhandensein von standortsspezifischen

Ausbreitungsagentien. In Feuchtgebieten werden Diasporen in großer Zahl von Überschwemmungen an die für die Keimung und Etablierung geeigneten Feuchtstandorte transportiert. Die Wiederbesiedlung von artenverarmten Flächen wird dadurch stark gefördert. Da in Norddeutschland aber nur noch wenige Überschwemmungsgebiete verblieben sind, ist die tatsächliche Wirksamkeit dieses Ausbreitungssagens stark beschränkt.

Alternative Renaturierungsverfahren, die die mangelnde Diasporenausbreitung z.B. durch künstliche Einbringung von Mähgut zu überwinden suchen, werden kritisch diskutiert.

Abschließend wird eine Gesamtbewertung der Regenerationschancen unter verschiedenen Optionen und eine Prioritätensetzung vorgenommen. Welcher einzelne Regenerationsprozess am Ende den weiteren Fortgang des Gesamtprozesses limitiert, hängt davon ab, welcher den höchsten Zeitbedarf hat. Die Erkenntnis, dass die Diasporenverfügbarkeit oft der zeitlimitierende Faktor ist, erfordert die unbedingte Erhaltung der biotischen Restpotentiale. Renaturierungsmaßnahmen zur Umsetzung von Zielkonzept 1 sind überall dort sinnvoll, wo der Zielartenpool ausreichend groß ist, um mit Hilfe feuchtgebietstypischer Ausbreitungsvektoren die Wiederbesiedlung potentiell geeigneter Standorte zu ermöglichen. Die Umsetzung von Zielkonzept 2 ist in großflächig intensivierten und meliorierten Gebieten sinnvoll, wo die biotischen Potentiale halbnatürlicher Vegetationstypen fehlen. Die Großflächigkeit von Renaturierungsmaßnahmen fördert landschaftsweite und biotopübergreifende Prozesse, die ihrerseits die Regenerationsbemühungen unterstützen.

9 LITERATUR

- Aboling, S. (1997): Untersuchungen zu Vegetation, Wurzellängendichte und Futterqualität intensiv und extensiv bewirtschafteter Rinderweiden mit besonderer Berücksichtigung der Randbereiche.- Dissertation Universität Hannover. 192 S.
- Aerts, R. (1996): Nutrient resorption from senescing leaves of perennials: are there general patterns?- *Journal of Ecology* 84: S. 597-608.
- Aerts, R. (1997): Climate, leaf litter chemistry and leaf litter decomposition in terrestrial ecosystems: a triangular relationship.- *Oikos* 79: S. 439-449.
- Aerts, R. (1997): Nitrogen partitioning between resorption and decomposition pathways: a trade-off between nitrogen use efficiency and litter decomposability?- *Oikos* 3: S. 603-606.
- Aerts, R., Wallen, B., Malmer, N. (1992): Growth-limiting nutrients in Sphagnum-dominated bogs subject to low and high atmospheric nitrogen supply.- *Journal of Ecology* 80: S. 131-140.
- Aerts, R., De Caluwe, H. (1994): Nitrogen use efficiency of *Carex* species in relation to nitrogen supply.- *Ecology* 75 (8): S. 2362-2372.
- Aerts, R., De Caluwe, H. (1997): Nutritional and Plant-mediated controls on leaf litter decomposition of *Carex* species.- *Ecology* 78 (1): S. 244-260.
- Aerts, R., Verhoeven, J.T.A., Whigham, D.F. (1999): Plant-mediated controls on nutrient cycling in temperate fens and bogs.- *Ecology* 80 (7): S. 2170-2181.
- Al Mufti, M.M., Sydes, C.L., Furness, S.B., Grime, J.P., Band, S.R. (1977): A quantitative analysis of shoot phenology and dominance in herbaceous vegetation.- *Journal of Ecology* 65: S. 759-792.
- Altena, S.C. Van, Minderhoud, J. W. (1972): Keimfähige Samen von Gräsern und Kräutern in der Narbenschicht der Niederländischen Weiden.- *Zeitschrift für Acker- und Pflanzenbau* 136: S. 95-109.
- Anemüller, M. (1970): Hydrologische und wasserwirtschaftliche Untersuchungen im Hamme-Wümme-Gebiet: Landschaft u. Stadt, Beih.5: S.27-95.
- Arndt, U., Fomin, A., Lorenz, S. (Hrsg.) (1996): Bio-Indikation - neue Entwicklungen - Nomenklatur - synökologische Aspekte. Heimbach, Ostfildern.
- Baeumer, K. (1962): Die Wasserstufen-Karte der Wümme-Niederung.- *Abhandlungen des Naturwissenschaftlichen Vereins Bremen* 36 (1): S. 118-168.
- Bakker, J.P. (1989): Nature management by grazing and cutting.- *Geobotany* 14
- Bakker, J.P., Olf, H. (1992): Feuchtgrünlandextensivierung in den Niederlanden - Restoration management in moist grasslands in the Netherlands.- *NNA - Berichte* (4): S. 42-48.
- Bakker, J.P., Bekker, R.M., Olf, H., Strykstra, R.J. (1995): On the role of nutrients, seed bank and seed dispersal in restoration management of fen meadows.- *NNA Berichte* 8 (2): S. 42-47.
- Bakker, J.P., Poschlod, P., Strykstra, J., Bekker, R., Thompson, K. (1996): Seed banks and seed dispersal: important topics in restoration ecology.- *Acta Botanica Neerlandica* 45 (4): S. 461-490.
- Bakker, J.P., Bakker, E., Rosen, E., Verweij, G. (1997): The soil seed bank of undisturbed and disturbed dry limestone grassland on Öland (Sweden).- *Zeitschrift für Ökologie und Naturschutz* 6: S. 9-18.
- Bakker, J.P., Grootjans, A.P., Hermy, M., Poschlod, P. (2000): How to define targets for ecological restoration? - Introduction.- *Applied Vegetation Science* 3 (1): S. 1-6.
- Balla, D., Quast, J. (1999): Management impacts of the sink function for water and soluble chemicals in a large shallow fen site.- *Peatland Restoration & Reclamation*: S. 260.

- Behre, K.-E. (1985): Die ursprüngliche Vegetation in den deutschen Marschgebieten und deren Veränderung durch prähistorische Besiedlung und Meeresspiegelbewegungen.- Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie 13: S. 85-96.
- Behrendt, A., Hölzel, D., Mundel, G. (1993): Kohlenstoff- und Stickstoffumsatz in Niedermoorböden und ihre Ermittlung über Lysimeterversuche.- Zeitschrift für Kulturtechnik und Landentwicklung 35: S. 200-208.
- Beinlich, B. (1995): Die historische Entwicklung der Schäferei in Südwestdeutschland.- Beihefte zu den Veröffentlichungen für Naturschutz und Landschaftspflege Baden-Württemberg 83: S. 97-108.
- Berendse, F., Elberse, W. (1990): Competition and Nutrient availability in heathland and grassland ecosystems.- In: Grace, J., Tilman, D.: Perspectives on Plant Competition: S. 93-116.
- Berendse, F., Elberse, W.Th., Geerts, H.H. (Hrsg.) (1992): Competition and nitrogen loss from plants in grassland ecosystems.- Ecology 73 (1): S. 46-53.
- Berendse, F., Visser, G.H., Altena, H.J., Oomes, M.J.M. (1994): A comparative study of nitrogen flows in two similar meadows affected by different groundwater levels.- Journal of Applied Ecology 31: S. 40-48.
- Berg, R. (1983): Plant Distribution as seen from Plant Dispersal: General Principles and Basic Modes of Plant Dispersal.- In: Kubitzky, K.: Dispersal and Distribution: S. 13-36.
- Berning, A., Stelzig, V., Vogel, A. (1987): Nutzungsbedingte Vegetationsveränderungen an der mittleren Ems- In: Schubrt, R., Hilbig, W. (Hrsg.): Ber. Int. Symp. IVV, Halle: S. 98-109.
- Beutler, A. (1996): Die Großtierfauna Europas und ihr Einfluß auf Vegetation und Landschaft.- In: Gerken, B., Meyer, C. (Hrsg.): Natur und Kulturlandschaft 1: Wo lebten Pflanzen und Tiere in der Naturlandschaft und in der frühen Kulturlandschaft Europas?: S. 51-106
- Biewer, H. (1994): Landschaftsökologisch-moorkundliche Untersuchungen im Osterried bei Laupheim - II. Vegetation und Flora.- 26. Hohenheimer Umwelttagung: S. 271-276.
- Biewer, H., Poschlod, P. (1997): Regeneration artenreicher Feuchtwiesen im Federseeried.- In: Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg (Hrsg.): Berichte Umweltforschung Baden-Württemberg, 344 S.
- Blankenburg, J. (1992): Zeitliche Aspekte der Restitution von Böden unter Grünlandnutzung bei vormaliger Ackernutzung.- Habitat 8: S. 45-50.
- Blankenburg, J. (1993): Bodenveränderungen durch Extensivierungen ?.- Zeitschrift für Kulturtechnik und Landentwicklung 34 (4): S. 225-232.
- Blankenburg, J. (1994): Hydrologie der Niedermoore.- NNA-Berichte- Entwicklung der Moore 7 (2): S. 57-58.
- Blume, H.-P., Sukopp, H. (1976): Ökologische Bedeutung anthropogener Bodenveränderungen.- Schriften-Reihe für Vegetationskunde 10: S. 75-89.
- Böcker, R. (1978): Vegetations- und Grundwasserverhältnisse im Landschaftsschutzgebiet Tegeler Fließtal (Berlin-West).- Verhandlungen des botanischen Vereins der Provinz Brandenburg, Berlin 114: S. 1-164.
- Bollens, U., Güsewell, S., Klötzli, F. (1998): Zur relativen Bedeutung von Nährstoffeintrag und Wasserstand für die Biodiversität in Streuwiesen.- Bulletin of the Geobotanical Institute ETH 64: S. 91-101.
- Boller-Elmer, K.Ch. (1977): Stickstoff- Düngungseinflüsse von Intensiv- Grünland auf Streu- und Moorböden.- Veröffentlichungen des Geobotanischen Instituts ETH 63: S. 103.
- Bonn, S., Poschlod, P. (1998a): Ausbreitungsbiologie der Pflanzen Mitteleuropas.- Quelle & Meyer, Wiesbaden
- Bonn, S., Poschlod, P. (1998b): Bedeutung dynamischer Prozesse für die Ausbreitung von Pflanzenarten seit dem Postglazial.- In: Finck, P., Klein, M., Riecken, U., Schröder, E. (Hrsg.): Schriften-Reihe für Landschaftspflege und Naturschutz 56: S. 147-172.

- Bosshard, A. (1999): Renaturierung artenreicher Wiesen auf nährstoffreichen Böden.- *Dissertationes Botanicae* 303:194 S.
- Bosshard, A., Andres, F., Stromeyer, S., Wohlgenuth, T. (1988): Wirkungen einer kurzfristigen Brache auf das Ökosystem eines anthropogenen Kleinseggenrieds - Folgerungen für den Naturschutz -*Berichte des Geobotanischen Instituts ETH, Stiftung Rübel*: S. 181-220.
- Boyer, M., Wheeler, B. (1989): Vegetation patterns in spring-fed calcareous fens: calcite precipitation and constraints on fertility.- *Journal of Ecology* 77: S. 597-609.
- Brändle, E. (1996): Überflutung und Sauerstoffmangel.- In: Brunold, Ch., Rügsegger, A., Brändle, R. (Hrsg.): *Stress bei Pflanzen*: S. 133-148.
- Briemle, G. (1986): Vergleich der Stickstoff-Mineralisation mit der N-Zahl Ellenberg's am Beispiel einer Streuwiese im Alpenvorland.- *Natur und Landschaft* 61 (11): S. 423-427.
- Briemle, G. (1987): Erste Ergebnisse aus einem Streuwiesenversuch der LVVG Aulendorf und Folgerungen für die praktische Biotoppflege.- *Ökologie und Naturschutz* 1: S. 247-271.
- Briemle, G. (1991): Abgrenzung von Feuchtgebieten unter botanisch-indikatorischen Aspekten.- *Naturschutz und Landschaftsplanung* 5: S. 182-185.
- Briemle, G. (1999): Auswirkungen zehnjähriger Grünlandausmagerung - Vegetation, Boden, Biomasseproduktion und Verwertbarkeit der Aufwüchse.- *Naturschutz und Landschaftsplanung* 31 (8): S. 229-237.
- Briemle, G., Eickhoff, D., Wolf, R. (1991): Mindestpflege und Mindestnutzung unterschiedlicher Grünlandtypen aus landschaftsökologischer und landeskultureller Sicht.- *Veröffentlichungen für Naturschutz und Landschaftspflege in Baden-Württemberg, Beiheft* 6: 160 S.
- Briemle, G., Elsaesser, M. (1992): Die Grenzen der Grünland - Extensivierung. Anregungen zu einer differenzierteren Betrachtung.- *Naturschutz und Landschaftsplanung* 24 (5): S. 196-197.
- Briemle, G., Ellenberg, H. (1994): Zur Mahdverträglichkeit von Grünlandpflanzen. Möglichkeiten der praktischen Anwendung von Zeigerwerten.- *Natur und Landschaft* 4: S. 139-147.
- Briemle, G., Schreiber, K. (1994): Zur Frage der Beeinflussung pflanzlicher Lebens- und Wuchsformen durch unterschiedliche Landschaftspflegemaßnahmen.- *Tuexenia* 14.: S. 229-244.
- Broll, G. (1989): Die mikrobielle Aktivität der Böden einer Bracheversuchsfläche in Südwestdeutschland unter dem Einfluß verschiedener Landschaftspflegemaßnahmen.- *Arbeitsberichte Lehrstuhl Landschaftsökologie Münster, Heft* 10: 95 S.
- Broll, G., Schreiber, K. (1993): Auswirkungen der Stilllegung von Grünland-Standorten auf die pflanzenverfügbaren Gehalte an Phosphat und Kalium.- *Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft* 72: S. 73-76.
- Broll, K., Schreiber, K. (1994): Stickstoffdynamik nach Stilllegung und extensiver Bewirtschaftung von Grünland.- *Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft* 73: S. 31-34.
- Brugbauer, R. (1990): *Besiedlungsdynamik ufernaher Pioniervegetation an Ems und Hase (Emsland)*.- Diplomarbeit Universität Osnabrück.
- Brugbauer, H., Bernhardt, K.G. (1990): Auswirkungen der Hochwasser und Windausbreitung von Samen auf die Zusammensetzung des Samenspeichers und der Pflanzendecke an Pionierstandorten des Emsufers.- *Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie* 19 (2): S. 404-410.
- Brüllisauer, A., Klötzli, F. (1998): Notes on the ecological restoration of fen meadows, ombrogenous bogs and rivers: definitions, techniques, problems.- *Bulletin of the Geobotanical Institute ETH* 64: S. 47-61.
- Burricher, E. (1973): Die potentielle natürliche Vegetation in der Westfälischen Bucht.- *Siedlung und Landschaft in Westfalen* 8: 58 S.
- Burrows, F. (1974): Wind-borne seed and fruit movement.- *New Phytologist* 75: S. 405-418.

- Campino, I., Decker, A. (1984): Über den Einfluß von Standortfaktoren und Bewirtschaftung auf die Aktivität der Nitrifikanten von 10 verschiedenen Grünlandböden-. *Angewandte Botanik* 58: S. 455-464.
- Chapin, F.S., Vitousek, P.M., Van Cleve, K. (1986): The nature of nutrient limitation in plant communities-. *American Naturalist* 127 (1): S. 48-58.
- Chapin, F.S. (1980): The mineral nutrition of wild plants-. *Annual Review of Ecology and Systematics* 11: S. 233-260.
- Chippindale, H.G., Milton, W. E. (1934): On the viable seeds present in the soil beneath pastures-. *Journal of Ecology* 22: S. 508-531.
- Clements, F.E. (1916): *Plant succession*-. Washington
- Crawford, R.M.M., Studer, C., Studer, K. (1989): Deprivation indifference as a survival strategy in competition: Advantages and Disadvantages of anoxia tolerance in wetland vegetation-. *Flora* 182: S. 189-201.
- Di Tommaso, A., Aarssen, L.W. (1991): Effect of nutrient level on competition intensity in the field for three coexisting grass species-. *Journal of Vegetation Science* 2 (4): S. 513-522.
- Dierschke, H. (1974): Zur Abgrenzung von Einheiten der heutigen potentiell natürlichen Vegetation in waldarmen Gebieten Nordwest-Deutschlands.- In: Tüxen, R., (Hrsg.): *Ber. d. Int. Symp. IVV Rinteln*: S. 305-325.
- Dierschke, H. (1979): Die Pflanzengesellschaften des Holtumer Moores und seiner Randgebiete (Nordwest-Deutschland)-. *Mitteilungen der floristisch-soziologischen Arbeitsgemeinschaft, Neue Folge* 21: S. 111-143.
- Dierschke, H. (1984): Auswirkungen des Frühjahrshochwassers 1981 auf die Ufervegetation im südwestlichen Harzvorland mit besonderer Berücksichtigung kurzlebiger Pioniergesellschaften-. *Braunschweiger naturkundliche Schriften* 2 (1): S. 19-39.
- Dierschke, H. (1985): Experimentelle Untersuchungen zur Bestandesdynamik von Kalkmagerrasen (Mesobromion) in Südniedersachsen I Vegetationsentwicklung auf Dauerflächen 1972-1984.- In: Schreiber, K.-F. (Hrsg.): *Sukzession auf Grünlandbrachen. Münstersche Geographische Arbeiten* 20: S.9-24
- Dierschke, H. (1988): Zur Benennung zentraler Syntaxa ohne eigene Kenn- und Trennarten.- *Tuexenia* 8. S. 381-382.
- Dierschke, H. (1994): *Pflanzensoziologie*-. Ulmer Verlag, Stuttgart.
- Dierschke, H. (1997): *Molinio-Arrhenatheretea (E1)*-. *Synopsis der Pflanzengesellschaften Deutschlands* 3: 74 S.
- Dierschke, H., Tüxen, R. (1975): Die Vegetation des Langholter und Rhauer Moores und seiner Randgebiete.- *Mitteilungen der floristisch-soziologischen Arbeitsgemeinschaft, Neue Folge* 18: S. 157-202.
- Dierschke, H., Wittig, B. (1991): Die Vegetation des Holtumer Moores (Nordwest-Deutschland). Veränderungen in 25 Jahren (1963-1988).- *Tuexenia* 11: S. 171-190.
- Dierssen, K. (1998): Zerstörung von Mooren und Rückgang von Moorpflanzen.- In: Bundesamt für Naturschutz (Hrsg.): *Ursache des Artenrückgangs von Wildpflanzen und Möglichkeiten zur Erhaltung der Artenvielfalt*: S. 229-240.
- Dierssen, K., Schrautzer, J. (1997): Wie sinnvoll ist ein Rückzug der Landwirtschaft aus der Fläche?.- In: Bayerische Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege (Hrsg.): *Laufener Seminarbeiträge* 1: S. 93-104.
- Dietrich, O., Quast, J., Dannowski, R. (1995): Untersuchungen zum Gebietswasserhaushalt nordostdeutscher Niedermoores am Beispiel der Friedländer Großen Wiese.- *Zeitschrift für Kulturtechnik und Landentwicklung* 36 (3): S. 144-148.

- Dietrich, O., Dannowski, R., Quast, J. (1999): Solutions of Water Supply for Rewetting of degraded Fen Sites in Northeastern Germany.- In: Malterer, T.; Johnson, K.; Stewart, J. (Hrsg.): Peatland restoration & reclamation: S. 139-143.
- Döring-Mederake, U. (1991): Feuchtwälder im nordwestdeutschen Tiefland.- *Scripta Geobotanica* 19: 122 S.
- Drury, W.H., Nisbet, J. C. T. (1973): Succession.- *J. Arnold Arboretum* 54 (3): S. 331-368.
- 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.- *Arbeitsberichte des Lehrstuhls Landschaftsökologie Münster* 5: 138 S.
- Eggelsmann, R. (1989): Wiedervernässung und Regeneration von Niedermoor.- *Telma* 19: S. 27-41.
- Egler, F.E. (1954): Vegetation science concepts I. Initial floristic composition, a factor in old field vegetation development.- *Vegetatio* 4: S. 412-417.
- Egloff, T. (1983): Der Phosphor als primär limitierender Nährstoff in Streuwiesen (Molinion).- *Berichte des Geobotanischen Instituts ETH* 50: S. 119-148.
- Egloff, T. (1986): Auswirkungen und Beseitigung von Düngungseinflüssen auf Streuwiesen.- *Veröffentlichungen des Geobotanischen Instituts ETH* 89: 183 S.
- Egloff, T. (1987): Gefährdet wirklich der Stickstoff (aus der Luft) die letzten Streuwiesen?.- *Natur und Landschaft* 62 (11): S. 476-478.
- Ehrendorfer, F. (1973): Liste der Gefäßpflanzen Mitteleuropas. 2. Auflage - Stuttgart.
- Ehrlen, J., Van Groenendael, J.M. (1998): The trade-off between dispersability and longevity - an important aspect of plant species diversity.- *Applied Vegetation Science* 1: S. 29-36.
- Ellenberg, H. (jun.), (1989): Eutrophierung - das gravierendste Problem im Naturschutz.- *NNA - Berichte* 2 (1): S. 4-13.
- Ellenberg, H. (jun.), (1991): Fragen an den Naturschutz in Mitteleuropa - veränderte Rahmenbedingungen erfordern weiterführende Konzepte.- *Grüne Mappe, Landesnaturschutzverband Schleswig-Holstein*: S. 4-10.
- Ellenberg, H. (1952): Wiesen und Weiden und ihre standörtliche Bewertung.- *Ulmer Verlag Stuttgart*.
- Ellenberg, H. (1953): Physiologisches und ökologisches Verhalten derselben Pflanzenart.- *Berichte der Deutschen Botanischen Gesellschaft* 65 (10): S. 350-362.
- Ellenberg, H. (1956): Aufgaben und Methoden der Vegetationsgliederung.- *Ulmer Verlag Stuttgart*.
- Ellenberg, H. (1966): Leben und Kampf an den Baumgrenzen der Erde.- *Naturwissenschaftliche Rundschau* 4: S. 133-139.
- Ellenberg, H. (1977): Stickstoff als Standortfaktor, insbesondere für mitteleuropäische Pflanzengesellschaften.- *Oecologia Plantarum* 12: S. 1-22.
- Ellenberg, H. (1986): *Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen*. 4. Aufl.- *Ulmer Verlag Stuttgart*.
- Ellenberg, H. (1996): *Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen*- 5. Aufl.- *Ulmer Verlag Stuttgart*.
- Ellenberg, H., Weber, H.E., Düll, R., Wirth, V., Werner, W., Paulßen, D. (1992): Zeigerwerte von Pflanzen Mitteleuropas.- *Scripta Geobotanica* 18: 248 S.
- Ellis, F.B. (1955): The reclamation of flood meadows with special reference to Britain - *Herbage Abstracts*. 25: S. 145-150.
- Erber, C., Felix-Henningsen, P. (1998): Feuchtgrünlandmanagement in der Wesermarsch im Nieder- vieland bei Bremen - 2. Standorteigenschaften und Auswirkungen der Überstauung auf den Boden.- *Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft* 88: S. 81-84
- Ernst, W.H.O. (1979): Ökologische Aspekte eines *Rumici-Alopecuretum geniculati* in einem Feuchtegradienten von einem *Typhetum latifoliae* zu einem *Lolio-Cynosuretum*.- *Phytocoenologia* 6: S. 74-84.

- Eschner, D., Liste, H.-H. (1995): Stoffdynamik wieder zu vernässender Niedermoore.- Zeitschrift für Kulturtechnik und Landentwicklung 36 (3): S. 113-116.
- Falinska, K. (1995): Genet disintegration in *Filipendula ulmaria*: Consequences for population dynamics and vegetation succession.- Journal of Ecology 83: S. 9-21.
- Falinska, K. (1999): Seedbank dynamics in abandoned meadows during a 20-year period in the Bialowieza National Park.- Journal of Ecology 87: S. 461-475.
- Falinski, J.B. (1986): Vegetation dynamics in temperate lowland primeval forests.- Geobotany 8: 537 S.
- Feige, W. (1977): Verfügbarkeit von Pflanzennährstoffen in organischen Böden.- Geologisches Jahrbuch F4: S. 175-201.
- Fenner, M. (1985): Seed Ecology.- Outline studys in ecology London, New York. 151 S.
- Fenner, M. (1987): Seed characteristics in relation to succession.- In: Gray, A.J., Crawley, M.J., Edwards, P.J. (Hrsg.): Colonization, Succession and Stability: S. 103-114.
- Fiedler, S. (1994): Phosphat-Mobilität in Abhängigkeit vom Redoxpotential.- Hohenheimer Umwelttagung 26: S. 197-200.
- Fink, S. (1996): Verbreitung, Soziologie und Ökologie von *Pedicularis palustris* L. in Nordwestdeutschland.- Diplomarbeit Universität Bremen: 77 S.
- Fischer, A. (1985): Feinanalytische Sukzessionsuntersuchungen in Grünlandbrachen - Methode und Methodenvergleich.- Münstersche Geographische Arbeiten 20: S. 213-223.
- Fischer, A. (1987): Untersuchungen zur Populationsdynamik am Beginn von Sekundärsukzessionen. Die Bedeutung von Samenbank und Samenniederschlag für die Wiederbesiedlung vegetationsfreier Flächen in Wald- und Grünlandgesellschaften.- Dissertationes Botanicae 110: 234 S.
- Fischer, S., Poschlod, P., Beinlich, B. (1995): Die Bedeutung der Wanderschäferei für den Artenaustausch zwischen isolierten Schafdriften.- Beihefte zu den Veröffentlichungen für Naturschutz und Landschaftspflege Baden-Württemberg 83: S. 229-256.
- Fischer, S., Poschlod, P., Beinlich, B. (1996): Experimental studies on the dispersal of plants and animals on sheep in calcareous grassland.- Journal of Applied Ecology 33: S. 1206-1222.
- Fix, K., Poschlod, P. (1993): Extensivierung von Grünlandstandorten am Beispiel Wackershofen.- Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie 22: S. 39-46.
- Flessa, H., Wild, U., Klemisch, M., Pfadenhauer, J. (1997): C- und N- Stoffflüsse auf Torfstichsimulationsflächen im Donaumoos.- Zeitschrift für Kulturtechnik und Landentwicklung 38 (1): S. 11-17.
- Foerster, E. (1956): Ein Beitrag zur Kenntnis der Selbstverjüngung von Dauerweiden.- Zeitschrift für Acker- und Pflanzenbau 100: S. 273-301.
- Frese, E. (1994): Wandel des Feuchtgrünlandes im mittleren Ostetal - Ein vegetationsökologischer Vergleich 1964/1993.- Diplomarbeit Universität Bremen: 135 S.
- Fürst, D., Kiemstedt, H., Scholles, F., Ratzbor, G., Gustedt, E. (1989): Umweltqualitätsziele für die ökologische Planung.- In: Umweltbundesamt Berlin (Hrsg.): Forschungsbericht 1989.
- Ganzert, C., Pfadenhauer, J. (1988): Vegetation und Nutzung des Grünlandes am Dümmer.- Naturschutz und Landschaftspflege in Niedersachsen 16: 64 S.
- Garve, E. (1993): Rote Liste der gefährdeten Farn- und Blütenpflanzen in Niedersachsen und Bremen.- Informationsdienst Naturschutz Niedersachsen 1: S. 1-37.
- Gerken, B. (1996): Einige Fragen und mögliche Antworten zur Geschichte der mitteleuropäischen Fauna und ihre Einbindung in ein Biozösespektrum.- In: Gerken, B., Meyer, Ch. (Hrsg.): Natur- und Kulturlandschaft 1: S. 7-15.
- Gerlach, A. (1973): Methodische Untersuchungen zur Bestimmung der Stickstoffmineralisation.- Scripta Geobotanica 5: 115 S.

- Gigon, A., Leutert, A. (1996): The dynamic keyhole-key model of coexistence to explain diversity of plants in limestone and other grasslands.- *Journal of Vegetation Science* 7: S. 29-40.
- Gigon, A. (2000): Ried – Rotationsbrachen – Pflanzen – und tierökologische Fragen.- *Verhandl. Gesell. Ökol.* 30: S 215.
- Gisi, U. (1990): *Bodenökologie*.- Thieme Verlag Stuttgart: 304 S.
- Gisi, U., Oertli, J. J. (1981a): Ökologische Entwicklung in Brachland verglichen mit Kulturwiesen. I.- Physikalisch - chemische Veränderungen im Boden.- *Oecologia Plantarum* 2(16): S. 7-21.
- Gisi, U., Oertli, J. J. (1981b): Ökologische Entwicklung im Brachland verglichen mit Kulturwiesen. IV. Veränderungen im Mikroklima.- *Oecologia Plantarum* 2 (16): S. 233-249.
- Glenn-Levin, D.C., van der Maarel, E. (1992): Patterns and processes of vegetation dynamics.- In: Glenn-Levin, D.C., Peet, R., Veblen, T. (Hrsg.): *Plant Succession*: S. 11-59.
- Goodman, D., Perkins, D. (1968): The role of mineral nutrients in *Eriophorum* communities. IV. Potassium supply as a limiting factor in an *E. vaginatum* community.- *Journal of Ecology* 56 (3): S. 685-696.
- Gotkiewicz, J. (1991): Intensity of nitrogen mineralization in fen peat soils in the Biebrza river valley.- *Polish Ecological Studies* 17: S. 111-122.
- Gough, M.W., Marrs, R. H. (1980): A comparison of soil fertility between semi-natural and agricultural plant communities: implications for the creation of species-rich grassland on abandoned agricultural land.- *Biological Conservation* 51: S. 83-96.
- Grime, J.P. (1979): *Plant strategies and vegetation processes*.- Wiley & Sons New York : 222 S.
- Grime, J.P., Jarvis, B. C. (1975): Shade avoidance and shade tolerance in flowering plants. II. Effects of light on the germination of species of contrasted ecology.- Oxford Blackwell Scient. Publ.: S. 525-532.
- Grime, J.P., Hodgson, J. G., Hunt, R. (1988): *Comparative plant ecology: a functional approach to common British species*.- Unwin Hyman London: 742 S.
- Grootjans, A.P., Schipper, P.C., van der Windt, H.J. (1985): Influence of drainage on N-Mineralization and vegetation response in wet meadows. I. *Calthion palustris* stands.- *Oecologia Plantarum* 6 (4): S. 75-91.
- Grootjans, A.P., Schipper, P.C., van der Windt, H.J. (1985): Influence of drainage on N-Mineralization and vegetation response in wet meadows. II. *Cirsio-Molinietum* stands.- *Oecologia Plantarum* 7: S. 93-105.
- Grootjans, A.P., Van Diggelen, R., Wassen, M. J., Wiersinga, W. A. (1986): Dynamics in trophic gradients along small rivers in relation to distribution of plant species.- *Oecologia Plantarum* 7: S. 107-128.
- Grootjans, A.P., van Diggelen, R., Wassen, M.J., Wiersinga, W.A. (1988): The effects of drainage on groundwater quality and plant species distribution in stream valley meadows.- *Vegetatio* 75: S. 37-48.
- Grootjans, A.P., van Diggelen, R., Kemmers, R.H., Succow, M. (1991): The hydro-ecological history of a calciphilous fen: The case study of the Lieper Posse (Eastern Germany).- *Phytocoenosis* 3: S. 263-271.
- Grootjans, A., van Diggelen, R. (1995): Assessing the Restoration Prospects of Degraded Fens.- In: Wheller, B., Shaw, S., Fojt, W., Robertson, R. (Hrsg.): *Restoration of Temperate Wetlands*: S. 73-90.
- Grootjans, A., van Wirdum, G., Kemmers, R., van Diggelen, R. (1996): Ecohydrology in The Netherlands: principles of an application-driven interdisciplinary.- *Acta Botanica Neerlandica* 45: S. 491-516.
- Grosse-Brauckmann, G. (1962): *Moorstratigraphische Untersuchungen im Niederwesergebiet (Über Moorbildungen am Geestrand und ihre Torfe)*.- *Veröffentlichungen des Geobotanischen Instituts ETH* 37: S. 100-119.

- Grosse-Brauckmann, G. (1979): Pflanzliche Großreste von Moorprofilen aus dem Bereich einer steinzeitlichen Seeufer-Siedlung am Dümmer.- *Phytocoenologia* 6: S. 106-117.
- Gruenig, A., Steiner, G.M. (Hrsg.), (1994): Moorregeneration im Gross Moos, Gemeinde Oberurnen, Kanton Glarus - Interner Bericht im Auftrag des Kantonalen Amtes für Umweltschutz.- Glarus.
- Guppy, M.B. (1892): The river Themse as an agent in plant dispersal.- *Linn. Journ. Botany* 29: S. 333-346.
- Guppy, M.B. (1912): Studies in seeds and fruits.- In: Ridley, H.N. (Hrsg.): *The dispersal of plants throughout the world* (1930), Ahsford, Kent: 744 S.
- Güsewell, S., Koerselman, W., Verhoeven, J.T.A. (1998): The N:P ratio and the nutrient limitation of wetland plants.- *Bulletin of the Geobotanical Institute ETH* 64: S. 77-90.
- Haemisch, M., Kehmann, Linde (1992): Naturschutzbilanzen - Definierte Umweltqualitätsziele und quantitative Umweltqualitätstandarts im Naturschutz.- *Natur und Landschaft*, 67 (4): S. 143-148.
- Haeupler, H., Schönfelder, P. (1988): *Atlas der Farn- und Blütenpflanzen der Bundesrepublik Deutschland*.- Ulmer Verlag Stuttgart: 768 S.
- Halbritter, G. (1994): Möglichkeiten der Umsetzung des Leitbildes einer dauerhaft-umweltgerechten Entwicklung in die praktische Umweltpolitik.- *Laufener Seminarbeiträge* 4: S. 25-38.
- Hald, A.B., Vinther, E. (2000): Restoration of a species-rich fen-meadow after abandonment: response of 64 plant species to management.- *Journal of Applied Vegetation Science* 3: S. 15-24.
- Hampicke, U. (1992): Ist Naturschutz möglich? - Ziele, Konzepte, Kosten.- *NNA Berichte* 5 (1): S. 9-17.
- Hand, K.-D. (1991): *Mittelfristige Auswirkungen einer extensiven Grünlandbewirtschaftung auf Ertrags- und Futterqualitätsparameter sowie den Pflanzenbestand*.- Dissertation Universität Kiel: 231 S.
- Harder, H. (1998): *Auswirkungen der landwirtschaftlichen Nutzung auf die Vegetation im Feuchtgrünland auf Niedermoorstandorten bei Ottersberg*.- Diplomarbeit Universität Bremen: 117 S.
- Harper, J.L. (1977): *Population biology of plants*.- London Academic Press.
- Harter, A., Luthardt, V. (1997): *Revitalisierungsversuche in zwei degradierten Niedermooren in Brandenburg - Eine Fallstudie zur Reaktion von Boden und Vegetation auf Wiedervernässung*.- *Telma* 27 : S. 147-169.
- Hayati, A., Proctor, C. (1991): Limiting nutrients in acid-mire vegetation: peat and plant analyses and experiments on plant responses to added nutrients.- *Journal of Ecology* 79 (1): S. 75-95.
- Heidt, E., Schulz, R., Plachter, H. (1997): *Konzept und Requisiten der naturschutzfachlichen Zielbestimmung dargestellt am Beispiel einer Agrarlandschaft Norddeutschlands*.- *Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie* 27: S. 263-272.
- Heidt, P., Sarmiento, F.J. (1998): *Mitteilungen des Instituts für Wasserwirtschaft, Hydrologie und Landschaftlichen Wasserbaus der Universität Hannover* 86: 271 S.
- Heinz, S., Wild, U., Pfadenhauer, J. (2000): *Dauerhaftigkeit von Rohrkolbenbeständen*.- *Verh. der Gesellschaft für Ökologie* 30: S.113
- Hellberg, F. (1995): *Entwicklung der Grünlandvegetation bei Wiedervernässung und periodischer Überflutung*. *Dissertationes Botanicae* 243: 271 S.
- Hempfling, H., Teckelmann, M., Zucker, A. (1988): *Zur Stickstoffernährung von Urtica dioica L. auf Böden unterschiedlichen Wasserhaushaltes*.- *Flora* 181: S. 371-377.
- Hengstenberg, M., Scholle, D., Rosenthal, G., Schrautzer, J. (1995): *Quantitative hydrologische Voraussetzungen für die Regeneration von Feuchtwiesen*.- *NNA-Berichte* 8 (2): S. 34-41.
- Hennings, H. (1994): *Wiedervernässbarkeit von Niedermooren*.- *NNA-Berichte* 7 (2): S. 86-90.

- Hennings, H. (1995): Einfluß von Vernässung und freier Vegetationsentwicklung auf den Wärmehaushalt von Niedermooren.- Zeitschrift für Kulturtechnik und Landentwicklung 36 (3): S. 141-144.
- Hennings, H. (1996): Zur Wiedervernässbarkeit von Niedermoorböden.- Dissertation Universität Bremen: 157 S.
- Herbich, J. (1982): Differentiation and anthropogenic transformations of vegetation on the Staniszewo Upland in the Kaszuby Lakeland.- Monographiae Botanicae 63.
- Hobrecht, K., Rosenthal, G. (1996): Bedeutung populationsökologischer Untersuchungen am Beispiel von *Rhinanthus angustifolius*.- Bremer Beiträge für Naturkunde und Naturschutz 1: S. 51-59.
- Hodgson, J., Grime, J. (1990): The role of dispersal mechanisms, regenerative strategies and seed banks in the vegetation dynamic of the British landscape.- In: Bunce, R., Howard, D. (Hrsg.): Species Dispersal in Agricultural Habitats, London: S. 65-81.
- Howe, H.F., Smallwood, J. (1982): Ecology of seed dispersal.- Annual Review of Ecology and Systematics 13: S. 201-28.
- Huiskes, A.H.L., Koustaal, B.P., Herman, P.M.J., Beefting, W.G., Markusse, M.M., de Munck, W. (1995): Seed dispersal of halophytes in tidal marshes.- Journal of Ecology 83: S. 559-567.
- Husicka, A., Vogel, A. (1999): Zur Refugialfunktion von Weideparzellenrändern für Pflanzenarten und Vegetationstypen des Grünlandes - Vergleichende Vegetations- und Standortuntersuchungen.- Tuexenia 19: S. 405-424.
- Huston, M., Smith, R. (1987): Plant succession: life history and competition.- American Naturalist 130: S. 168-198.
- Hutchings, M.J., Slade, A. J. (1988): Aspects of the structure of clonal perennial herbs.- In: Werger, M.J.A., van der Aart, P.J.M., During, H.J., Verhoeven, J.T.A. (Hrsg.): Plant Form and Vegetation Structure: S. 121-133.
- IBL, (1992): Landschaftsökologische Untersuchungen im Gebiet Stollhammer Wisch, Landkreis Wesermarsch.- Gutachten im Auftrag des Nieders. Landesamtes f. Ökologie.
- Illner, K. (1982): Zur Dynamik der Porosität von Niedermoorböden.- Arch. Acker- u. Pflanzenbau u. Bodenk. 26 (12): S. 743-747.
- Jackel, A. (1999): Strategien der Pflanzenarten einer fragmentierten Trockenrasengesellschaft - Dissertationes Botanicae 309: 253 S.
- Jäger, E., Hoffmann, M. (1997): Schutzwürdigkeit von Gefäßpflanzen aus der Sicht der Gesamtareale.- Zeitschrift für Ökologie und Naturschutz 6: S. 225-232.
- Janhoff, D. (1992): Vegetationskundliche und standortökologische Untersuchungen im NSG Borgfelder Wümmewiesen - Studie im Auftrag des WWF-Deutschland.- Projekt Wümmewiesen, 3 Bände (unveröff.).
- Janhoff, D. (1996): Dauerquadrat zur Untersuchung der Sukzession von Vegetation und Nährstoffverhältnissen im NSG Borgfelder Wümmewiesen.- Gutachten im Auftrag der Umweltstiftung WWF Deutschland, Bremen: 54 S.
- Jeckel, G. (1987): Einschränkung der Düngung - ökologische Begründung - In: Naturschutzzentrum Nordrhein-Westfalen (Hrsg.): Feuchtwiesen Schutzprogramm - Modell Heubachwiesen. Seminarbericht: S. 15-18.
- Jenny, M. (1994): Diasporenausbreitung in Pflanzengemeinschaften.- Beitr. Biol. Pflanzen 68: S. 81-104.
- Jenny, M., Halfmann, J. (1993): Vergleichende ausbreitungsbiologische Analyse dreier physiognomisch ähnlicher Pflanzengemeinschaften arider und gemäßigter Zonen.- Flora 188: S. 213-225.
- Jensen, K. (1995): Untersuchung zum biotischen Potential von Feuchtgrünlandbrachen.- Diplomarbeit Universität Kiel. 95 S.

- Jensen, K., Schrautzer, J. (1999): Quantitative und qualitative Auswirkungen von Sukzessionsprozessen auf die Flora der Niedermoorstandorte Schleswig-Holsteins.- *Zeitschrift für Ökologie und Naturschutz* 7 (4): 219-240.
- Jessel, B. (1994): Methodische Einbindung von Leitbildern und naturschutzfachlichen Zielvorstellungen im Rahmen planerischer Beurteilungen.- *Laufener Seminarbeiträge* 4: S. 53-64.
- Johansson, M., Nilsson, C. (1993): Hydrochory, population dynamics and distribution of the clonal aquatic plant *Ranunculus lingua*.- *Journal of Ecology* 81: S. 81-91.
- Jongejans, E., Schippers, P. (1999): Modeling seed dispersal by wind in herbaceous species.- *Oikos* 87: S. 362-372.
- Joosten, H. (1995): Time to regenerate: Long-term perspectives of raised bog regeneration with special emphasis on palaeoecological studies.- In: Wheeler, B., Shaw, S., Fojt, W., Robertson, R. (Hrsg.): *Restoration of temperate wetlands*: S. 379-404.
- Kapfer, A. (1988): Versuche zur Renaturierung gedüngten Feuchtgrünlandes - Aushagerung und Vegetationsentwicklung.- *Dissertationes Botanicae* 120: 144 S.
- Kapfer, A. (1994): Erfolgskontrolle bei Renaturierungsmaßnahmen im Feuchtgrünland.- *Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz* 40: S. 125-142.
- Kapfer, A. (1997): Ein Entscheidungsrahmen zur Abschätzung des Erfolgs der Regeneration von artenreichem Feuchtgrünland.- *Veröffentlichung PAÖ* 22: S. 195-202.
- Kaule, G. (1991): *Arten- und Biotopschutz*, 2. erweit. Aufl., Ulmer Verlag Stuttgart: 519 S.
- Keddy, P.A. (1992): A pragmatic approach to functional ecology.- *Functional Ecology* 6: S. 621-626.
- Kellermann, S. (1998): Vegetationsentwicklung und Standortgradienten zwischen Wirtschaftsgrünland und Streuwiesen im württembergischen Allgäu.- *Dissertationes Botanicae* 294: 254 S.
- Kemmers, R.H. (1986): Calcium as hydrochemical characteristic for ecological states.- *Ecologia-CSSR* 5: S. 271-282.
- Kemmers, R.H., Jansen, P. (1988): Hydrochemistry of rich fen and water management.- *Agricultural Systems Water Management* 14: S. 399-411.
- Kiemstedt, H. (1991): Leitlinien und Qualitätsziele für Naturschutz und Landschaftspflege - Berichte aus der Ökologischen Forschung 4.- In: *Forschungszentrum Jülich (Hrsg.): Arten- und Biotopschutzforschung für Deutschland*: S. 338-342.
- Kivilaan, A., Bandurski, R.S. (1981): The one hundred - year period for Dr. Beal's seed viability experiment.- *American Journal of Botany* 68: S. 1290-1292.
- Kleinschmidt, C. (1996): *Hydrochore Verbreitung von Diasporen*.- Diplomarbeit Universität Bremen: 97 S.
- Kleinschmidt, C., Rosenthal, G. (1995): Samenbankpotential und Diasporenverdriftung in überschwemmten Feuchtwiesen.- *Kieler Notizen* 23: S. 40-51.
- Kleyer, M. (1997): *Vergleichende Untersuchungen zur Ökologie von Pflanzengemeinschaften*.- *Dissertationes Botanicae* 286: 201 S.
- Kloss, K. (1966): Die Moorniederungen Ost-Mecklenburgs - eine Betrachtung unter dem Gesichtspunkt des Naturschutzes.- *Naturschutzarbeit in Mecklenburg* 9 (2): S. 20-24.
- Knapp, M. (1999): *Vegetation Development after Peat extraction in Fens of Northern Germany*.- In: Malterer, T., Johnson, K., Stewart, J. (Hrsg.): *Peatland restoration & reclamation*: S. 64-69.
- Knieper, M. (2000): *Tragfähigkeit der Niedermoore in der Nuthe-Nieplitz-Niederung*.- <http://www.agrar.hu-berlin.de/pflanzenbau/tip/pages/h3online>
- Knieper, M., Lehrkamp, H., Zeitz, J. (2000): *Standortkundliche Arbeiten zur Befahrbarkeit von Niedermoorgrünland*.- <http://www.agrar.hu-berlin.de/pflanzenbau/tip/pages/h3online/K3.html>
- Koerselman, W., Verhoeven, J.T.A. (1992): Nutrient dynamics in mires of various trophic status: nutrient inputs and outputs and the internal nutrient cycle.- In: Verhoeven, J.T.A. (Hrsg.):

- Fens and bogs in the Netherlands: Vegetation, history, nutrient dynamics and conservation. Kluwer Academic Publishers: S. 397-432.
- Koerselman, W., van Kerkhoven M. B., Verhoeven, J. T. A. (1993): Release of inorganic N, P and K in peat soils; effect of temperature, water chemistry and water level.- *Biogeochemistry* 20: S. 63-81.
- Koerselman, W., Verhoeven, J.T.A. (1995): Eutrophication of fen ecosystems; external and internal nutrient sources and restoration strategies.- In: Wheeler, B., Shaw, S., Fojt, W., Robertson, R. (Hrsg.): *Restoration of temperate wetlands*: S. 91-119.
- Koerselman, W., Meuleman, A. (1996): The vegetation N:P ratio: a new tool to detect the nature of nutrient limitation.- *Journal of Applied Ecology* 33: S. 1441-1450.
- Kölbel, A., Dierssen, K., Grell, H., Voss, K. (1990): Zur Veränderung grundwasserbeeinflusster Niedermoor- und Grünland-Vegetationstypen des nordwestdeutschen Tieflandes - Konsequenzen für Extensivierung und Flächenstilllegung.- *Kieler Notizen* 20 (2): S. 67-89.
- Kooijman, A. (1993): Causes of replacement of *Scorpidium scorpioides* by *Calliergonella cuspidata* in eutrophicated rich fens. I. Field studies.- *Lindbergia* 18: S. 78-84.
- Korneck, D., Sukopp, H. (1988): Rote Liste der in der Bundesrepublik Deutschland ausgestorbenen, verschollenen und gefährdeten Farn- und Blütenpflanzen und ihre Auswertung für den Arten- und Biotopschutz.- *Schriften-Reihe für Vegetationskunde* 19: 210 S.
- Korneck, D., Schnittler, M., Vollmer, I. (1996): Rote Liste der Farn- und Blütenpflanzen (Pteridophyta et Spermatophyta) Deutschlands.- *Schriftreihe für Vegetationskunde* 28: S. 21-187.
- Korneck, D., Schnittler, M., Klingenstein, F., Ludwig, G., Takla, M., Bohn, U., May, R. (1998): Warum verarmt unsere Flora? Auswertung der Roten Liste der Farn- und Blütenpflanzen Deutschlands -Schriftenreihe für Vegetationskunde 29: S. 299-350.
- Kowarik, I. (1988): Zum menschlichen Einfluß von Flora und Fauna - Theoretische Konzepte und ein Quantifizierungsansatz am Beispiel von Berlin (West).- *Landschaftsentwicklung und Umweltforschung* 56: 280 S.
- Krausch, H.D. (1981): Burger und Lübbenauer Spreewald. Ergebnisse der heimatkundlichen Bestandsaufnahme in den Gebieten von Burg und Lübbenau. Werte unserer Heimat 36. Akademie Verlag. Berlin
- Krause, A., Schröder, L. (1979): Vegetationskarte der Bundesrepublik Deutschland - Potentiell natürliche Vegetation - Blatt CC Hamburg West.- *Schriften-Reihe für Vegetationskunde* 14.
- Krause, W., Preising, E. (1952): Die Grünlandgesellschaften der Dümmer-Hunte-Niederung.- *Arbeiten aus der Zentralstelle für Vegetationskartierung, Stolzenau*.
- Krauß, G. (1977): Über den Rückgang der Ruderalpflanzen dargestellt an *Chenopodium bonus-henricus* L. im alten Landkreis Göttingen.- *Mitteilungen der floristisch-soziologischen Arbeitsgemeinschaft Niedersachsen* 19/20: S. 67-71.
- Kretschmar, F. (1994): Zur Bedeutung der Samenbank in Böden unter Wiesengesellschaften.- *Berichte der Reinhold Tüxen-Gesellschaft* 6: S. 175-194.
- Kriebitzsch, W.-U. (1978): Stickstoffnachlieferung in sauren Waldböden Nordwestdeutschlands.- *Scripta Geobotanica* 14.
- Krüsi, B. (1981): Phenological methods in permanent plot research.- *Berichte des Geobotanischen Instituts ETH* 75: 150 S.
- Kubitzki, K., Ziburski, A. (1994): Seed dispersal in food plain forest of Amazonia.- *Biotropica* 26 (1): S. 30-43.
- Kundel, W. (1998): Untersuchungen an Dauerbeobachtungsflächen im Grünland von Ausgleichsflächen des südlichen Niedervielandes im Zeitraum von 1986-1996.- *Landschaftsökologische Forschungsstelle Bremen (Hrsg.) Gutachten im Auftrag des Senators f. Umweltschutz, Bremen*: 230 S.

- Kuntze, H. (1982): Die Anthropogenese nordwestdeutscher Grünlandböden.- Abhandlungen des Naturwissenschaftlichen Vereins Bremen 39: S. 379-395.
- Kuntze, H. (1994): Entwicklung und Systematik der Moorböden.- NNA-Berichte - Entwicklung der Moore 7 (2): S. 17-19.
- Kuntze, H., Eggelsmann, R. (1981): Zur Schutzfähigkeit nordwestdeutscher Moore.- Telma 11: S. 197-212.
- Küster, H. (1996): Geschichte der Landschaft in Mitteleuropa.- München C.H. Beck: 423 S.
- Küster, H., Pötsch, J. (1998): Ökosystemwandel in Flußlandschaften Norddeutschlands.- Berichte der Reinhold-Tüxen Gesellschaft 10: S. 61-72.
- Lambert, J.M. (1947): Biological flora of the British Isles: *Glyceria maxima* (Hartm.) Holmb.- Journal of Ecology 34: S. 310-344.
- Landolt, E. (1977): Ökologische Zeigerwerte zur Schweizer Flora.- Veröffentlichungen des Geobotanischen Instituts ETH 64.
- Larcher, W. (1994): Ökophysiologie der Pflanzen.- Ulmer Verlag Stuttgart: 394 S.
- Leder, M. (1993): Populationsökologische Untersuchungen in Feuchtgrünlandbrachen des Mittleren Ostetals.- Diplomarbeit Universität Bremen.
- Lenski, H. (1953): Grünlanduntersuchungen im mittleren Oste-Tal.- Mitteilungen der floristisch-soziologischen Arbeitsgemeinschaft 4: S. 26-58.
- Leutert, A. (1983): Einfluß der Feldmaus, *Microtus arvalis* (Pall.), auf die floristische Zusammensetzung von Wiesenökosystemen.- Veröffentlichungen des Geobotanischen Instituts ETH 79: 126 S.
- Lienkamp, G. (1993): Grundwasseruntersuchungen ausgewählter Grünlandbestände des Mittleren Ostetals.- Diplomarbeit Universität Bremen: 125 S.
- Losvik, M.H. (1999): Stimulation of seed germination in an abandoned hay meadow.- Applied Vegetation Science 2: S. 251-256.
- Lovett-Doust, L. (1981): Population dynamics and local specialization in a clonal perennial (*Ranunculus repens*).- Journal of Ecology 69: S. 743-755.
- Luftensteiner, H. (1982): Untersuchungen zur Verbreitungsbiologie von Pflanzengemeinschaften an vier Standorten in Niederösterreich.- Bibliotheca Botanica 135: 68 S.
- Luick, R. (1996): Strategien zur Renaturierung von Maisäckern auf grundwasserbeeinflussten Böden.- ILN- Werkstattreihe 2: 123 S.
- Luick, R., Kapfer, A. (1994): Möglichkeiten der Renaturierung von Maisäckern.- Hohenheimer Umwelttagung 26: S.321-324
- Lundin, L. (1999): Hydrochemistry of natural, cut-over and rewetted Peatland Sites.- In: Malterer, T.; Johnson, K.; Stewart, J. (Hrsg.): Peatland restoration & reclamation: S. 139-143.
- Lütjen, M. (1976): Grünlandgesellschaften im mittleren Ostetal.- Hausarbeit am Institut für Vegetationskunde der TU Hannover (Prof. Zeidler): 98 S.
- Lutz, S. (1996): Soziologisches, ökologisches und populationsbiologisches Verhalten von *Bromus racemosus* L. im Bremer Raum.- Diplomarbeit Universität Bremen: 83 S.
- Maas, D., Schopp-Guth, A. (1995): Seed banks in fen areas and their potential use in restoration ecology.- In: Wheeler, B., Shaw, S., Fojt, W., Robertson, R. (Hrsg.): Restoration of temperate wetlands: S. 189-207.
- Matthies, D. (1991): Räumliche und zeitliche Dynamik in Populationen der seltenen Art *Melampyrum arvense* L.- In: Schmid, B., Stöcklin, J. (Hrsg.): Populationsbiologie der Pflanzen, Birkhäuser Verlag Basel: S. 109-122.
- McAtee, W.L. (1925): Notes on drift, vegetable balls, and aquatic insects as a flood product of inland waters.- Ecology 6: S. 288-302.

- McDonald, A. (1993): The role of seedbank and sown seeds in the restoration of an English flood-meadow.- *Journal of Vegetation Science*: S. 395-400.
- Mc Vean, D.N.(1953): Biological Flora of the British Isles, *Alnus glutinosa*.- *Journal of Ecology* 41: S. 447-466.
- Meek, B.D., Stolzy, L. H. (1978): Short term flooding.- In: Hook, D. D. Crawford, R. M. M. (Hrsg.): *Plant life in anaerobic environments*. Annual Arbor. Michigan, USA: S. 351-373.
- Meisel, K. (1967): Erläuterungen zu den Vegetationsaufnahmen und Wasserstufenkarten des Ostetals zwischen Bremervörde und Eitze sowie des unteren Bevertals.- Gutachten im Auftrag des Wasserwirtschaftsamts Stade.
- Meisel, K. (1969): Zur Gliederung und Ökologie der Wiesen im nordwestdeutschen Flachland.- *Schriften-Reihe für Vegetationskunde* 4: S. 23-48.
- Meisel, K. (1970): Über die Artenverbindungen der Weiden im nordwestdeutschen Flachland.- *Schriften-Reihe für Vegetationskunde* 5: S. 45-56.
- Meisel, K. (1977): Die Grünlandvegetation nordwestdeutscher Flusstäler und die Eignung der von ihr besiedelten Standorte für einige wesentliche Nutzungsansprüche.- *Schriftenreihe für Vegetationskunde*, 11, 121 pp.
- Meisel, K., von Hübschmann, A. (1975): Zum Rückgang von Naß- und Feuchtbiotopen im Emstal.- *Natur und Landschaft* 50 (2): S. 33-38.
- Meisel, K., von Hübschmann, A. (1976): Veränderungen der Acker- und Grünlandvegetation im nordwestdeutschen Flachland in jüngerer Zeit.- *Schriften-Reihe für Vegetationskunde* 10: S. 109-124.
- Meißner, R., Rupp, H., Braumann, F., Müller, H. (1995): Auswirkungen von Extensivierungsmaßnahmen im sachsen-anhaltinischen Drömling auf die Verlagerung von Stickstoffverbindungen von Böden in die Gewässer.- *Zeitschrift für Kulturtechnik und Landentwicklung* 36 (3): S. 155-157.
- Meyer, F.H. (1958): Über Wasser- und Stickstoffhaushalt der Röhrichte und Wiesen im Elbealluvium bei Hamburg.- *Mitteilungen des Staatlichen Instituts für Allgemeine Botanik* 11: S. 139-203.
- Michaelis, D. (1999): Peat as a renewable Resource: The road to Paludiculture.- In: Malterer, T., Johnson, K., Stewart, J. (Hrsg.): *Peatland restoration & reclamation*: S. 56-63.
- Michels, C. (1993): Grünlandextensivierung im Feuchtgebiet Saerbeck. Ergebnisse einer vegetationskundlichen Dauerflächenuntersuchung im Rahmen einer Effizienzkontrolle zum Feuchtwiesenschutzprogramm.- *LÖLF-Mitteilungen* 18: S. 51-55.
- Milberg, P. (1992): Seed bank in a 35 year old experiment with different treatments of a semi-natural grassland.- *Acta Oecologia* 13: S. 743-752.
- Milberg, P. (1993): Seed bank and seedlings emerging after soil disturbance in a wet semi-natural grassland in Sweden.- *Annales Botanica Fennici* 30: S. 9-13.
- Milberg, P., Hansson, M.L. (1993): Soil seed bank and species turnover in a limestone grassland.- *Journal of Vegetation Science* 4: S. 35-42.
- Moore, D., Keddy, P. (1989): The relationship between species richness and standing crop in wetlands: the importance of scale.- *Vegetatio* 79: S. 99-106.
- Muller, F.M. (1978): .- Seedlings of the North-Western European Lowland. A flora of seedlings: 654 S.
- Müller, J., Rosenthal, G., Uchtmann, H. (1992): Vegetationsveränderungen und Ökologie nordwestdeutscher Feuchtgrünlandbrachen.- *Tuexenia* 12: S. 223-244.
- Müller, J., Rosenthal, G. (1998): Brachesukzessionen - Prozesse und Mechanismen.- *Ber. Inst. Landschafts- Pflanzenökologie* 5: S. 103-132.
- Müller-Schneider, P. (1986): Verbreitungsbiologie der Blütenpflanzen Graubündens.- *Veröffentlichungen des Geobotanischen Instituts ETH* 85.

- Mundel, G. (1976): Untersuchungen zur Torfmineralisation in Niedermooren.- Arch. Acker- u. Pflanzenbau u. Bodenkd. 20 (10): S. 669-679.
- Mundel, G. (1982): Untersuchungen zur Evapotranspiration von Grasland auf Grundwasserstandorten. 4. Mitteilung: Verlauf der Verdunstung während der Vegetationszeit.- Arch. Acker- u. Pflanzenbau u. Bodenkd. 26 (10): S. 639-646.
- Oberdorfer, E. (1983): Süddeutsche Pflanzengesellschaften Teil 3.- 2. Auflage- Fischer Verlag Stuttgart: 455 S.
- Odum, E.P. (1969): The strategy of ecosystem development.- Science 164: S. 262-270.
- Okruszkó, H. (1977): Kinds of changes in site conditions on the Wizna fen as influenced by reclamation.- Polish Ecological Studies 3 (3): S. 85-95.
- Okruszkó, H. (1995): Influence of hydrological differentiation of fens on their transformation after dehydration and on possibilities for restoration.- In: Wheeler, B., Shaw, S., Fojt, W., Robertson, R. (Hrsg.): Restoration of temperate wetlands: S. 113-121.
- Olf, H. (1992): Effects of light and nutrient availability on dry matter and N allocation in six successional grassland species: testing for resource ratio effects.- Oecologia 89: S. 412-421.
- Olf, H., Pegtel, D. M. (1992): Consequences of changing nutrient supply rates for grassland vegetation II. Bioassay of soil fertility using intact sods.- In: Olf, H. (Hrsg.): On the mechanisms of vegetation succession. Proefschrift Universität Groningen: S. 81-93.
- Olf, H., Pegtel, D. M., Groenendael, J. M., Bakker, J. B. (1992): Germination strategies and vegetation structure during grassland succession.- In: Olf, H. (Hrsg.): On the mechanisms of vegetation succession. Proefschrift Universität Groningen: S. 47-62.
- Olf, H., Ritchie, M.E. (1998): Effects of herbivores on grassland plant diversity.- Tree 13 (7): S. 261-265.
- Oomes, M.J.M. (1990): Changes in dry matter and nutrient yields during the restoration of species-rich grasslands.- Journal of Vegetation Science 1: S. 333-338.
- Oomes, M.J.M. (1991): Effects of groundwater level and the removal of nutrients on the yield of non-fertilized grassland.- Acta Ecologica 12 (4): S. 461-469.
- Oomes, M.J.M. (1992): Yield and species density of grasslands during restoration management.- Journal of Vegetation Science 3: S. 1-4.
- Oomes, M.J.M., Ham, M. (1983): Some methods of determining the seed bank.- Acta Botanica Neerlandica 32: S. 244.
- Oomes, M.J.M., Mooi, H. (1985): The effect of management on succession and production of formerly agricultural grassland after stopping fertilization.- In: Schreiber, K. F. (Hrsg.): Sukzession auf Grünlandbrachen. Münstersche Geographische Arbeiten: S. 59-65.
- Oomes, M.J.M., Olf, H., Altena, H. (1996): Effects of vegetation management and raising the water table on nutrient dynamics and vegetation change in a wet grassland.- Journal of Ecology 33: S. 575-588.
- Oomes, M.J.M., Van der Werf, A. (1996): Restoration of species diversity in grasslands: The effect of grassland management and changes in ground water level.- Acta Botanica Gallica 143: S. 451-461.
- Parker, V.T., Leck, M.A. (1985): Relationships of seed banks to plant distribution patterns in a freshwater tidal wetland.- American Journal of Botany 72 (2): S. 161-174.
- Passarge, H. (1955): Die Pflanzengesellschaften der Wiesenlandschaft des Lübbenauer Spreewaldes.- Feddes Repertorium specierum novarum regni vegetabilis 135: S. 194-231.
- Patrick, W. H., Khalid, R. A. (1974): Phosphate Release and Sorption by Soils and Sediments: Effect of Aerobic and Anaerobic Conditions.- Science 186: S. 53-55.
- Patzelt, A. (1998): Vegetationsökologische Grundlagen für die Etablierung von Magerwiesen in Niedermooren.- Dissertationes Botanicae 297: 215 S.

- Patzelt, A., Mayer, F., Pfadenhauer, J. (1997): Renaturierungsverfahren zur Etablierung von Feuchtwiesenarten.- Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie 27: S. 165-172.
- Pegtel, D.M. (1998): Rare vascular plant specieses at risk: recovery by seeding?.- Applied Vegetation Science 1: S. 67-74.
- Pegtel, D.M., Bakker, J.P., Verweij, G.L., Fresco, L.F.M. (1996): N, K and P deficiency in chronosequential cut summer-dry grasslands on gley podzol after the cessation of fertilizer application.- Plant and Soil 178: S. 121-131.
- Perttula, Ü. (1941): Untersuchungen über die generative und vegetative Vermehrung der Blütenpflanzen in der Wald-, Heimwiesen- und Heimfelsenvegetation.- Helsinki: S. .
- Pfadenhauer, J. (1991a): Integrierter Naturschutz.- Garten und Landschaft 2: S. 13-17.
- Pfadenhauer, J. (1991b): Restoration of wetlands in southern Germany: principles and concepts.- In: Ravera, O. (Hrsg.): Terrestrial and Aquatic Ecosystems: S. 387-391.
- Pfadenhauer, J. (1994): Renaturierung von Niedermooren - Ziele, Probleme, Lösungsansätze.- In: Böcker, R., Kohler A. (Hrsg.): Hohenheimer Umwelttagung 26: Feuchtgebiete - Gefährdung, Schutz, Renaturierung Verlag Günter Heimbach: S. 57-73.
- Pfadenhauer, J. (1999): Leitlinien für die Renaturierung süddeutscher Moore.- Natur und Landschaft 74 (1): S. 18-29.
- Pfadenhauer, J., Schegk, L., Fischer, W. (1985): Nährstoffgehalte in Porenwasser von Niedermoor-Extensivgrünland des Alpenvorlandes.- Zeitschrift für Kulturtechnik und Flurbereinigung 26: S. 34-42.
- Pfadenhauer, J., Twenhöven, F. L. (1986): Nährstoffökologie von *Molinia coerulea* und *Carex acutiformis* auf baumfreien Niedermooren des Alpenvorlandes.- Flora 178: S. 157-166.
- Pickett, S.T.A., White, P.S. (1985, Hrsg.): The Ecology of Natural Disturbance and Patch Dynamics.- San Diego Academic Press: 472 S.
- Pirkl, A., Riedel, B. (1991): Arten- und Biotopschutz für Deutschland.- In: Henle, K. , Kaule, G. (Hrsg.): Berichte aus der Ökologischen Forschung 4: S. 343-346.
- Plachter, H. (1991): Grundzüge der naturschutzfachlichen Bewertung.- Veröffentlichungen für Naturschutz und Landschaftspflege in Baden-Württemberg 67: S. 9-48.
- Plachter, H. (1994): Methodische Rahmenbedingungen für synoptische Bewertungsverfahren im Naturschutz.- Ökologie und Naturschutz 3: S. 87-106.
- Plachter, H. (1997): Naturschutz im Abseits.- Biologie in unserer Zeit 5: S. 306-317.
- Ponnamperuma, F.N. (1984): Effects of flooding on soils.- In: Ponnamperuma, F. N. (Hrsg.): Flooding and plant growth: S. 9-45.
- Poschlod, P. (1990): Vegetationsentwicklung in abgetorften Hochmooren des bayerischen Alpenvorlandes unter besonderer Berücksichtigung standortkundlicher und populationskundlicher Faktoren.- Dissertationes Botanicae 152.
- Poschlod, P. (1996): Das Metapopulationskonzept - eine Betrachtung aus pflanzenökologischer Sicht.- Zeitschrift für Ökologie und Naturschutz 5: S. 161-185.
- Poschlod, P., Jackel, A.K. (1993): Untersuchungen zur Dynamik von generativen Diasporenbanken von Samenpflanzen in Kalkmagerrasen.- Flora 188: S. 49-71.
- Poschlod, P., Bakker, J., Bonn, S., Fischer, S. (1996): Dispersal of plants in fragmented landscapes - Changes of dispersal processes in the actual and historical man-made landscape.- In: Settele, M., Poschlod, H. (Hrsg.): Species Survival in Fragmented Landscapes, Kluwer Academic Publishers: S.123-127.
- Poschlod, P., Fischer, S. (1996): A coenotical approach of plant population viability analysis on successional and afforested calcareous grassland sites.- In: Settele, M., Poschlod, H. (Hrsg.): Species Survival in Fragmented Landscapes, Kluwer Academic Publishers: S. 219-229.

- Poschlod, P., Schumacher, A. (1998): Rückgang von Pflanzen und Pflanzengesellschaften des Grünlandes-Gefährdungsursachen und Handlungsbedarf.- In: Bundesamt für Naturschutz (Hrsg.): Ursache des Artenrückgangs von Wildpflanzen und Möglichkeiten zur Erhaltung der Artenvielfalt: S. 83-100
- Poschlod, P., Kiefer, S., Jackel, A.-K., Fischer, S. (1999): Populationbiologische Untersuchungen an Pflanzen der Trockenrasen - ein zönosenbezogener Ansatz der Gefährdung durch Fragmentierung und Isolation.- In: Amler, K., Bahl, A., Henle, K., Kaule, G., Poschlod, P., Settele, J. (Hrsg.): Populationsbiologie in der Naturschutzpraxis: S. 78-92.
- Pötsch, J. (1962): Die Grünland-Gesellschaften des Fiener Bruchs in West-Brandenburg.- Wissenschaftliche Zeitschrift der Pädagogischen Hochschule Potsdam, Mathematisch-naturwissenschaftliche Reihe 7 (1/2): S. 167-200.
- Pott, R., Hüppe, J. (1991): Die Hudelandschaften Nordwestdeutschlands.- Abhandlungen aus dem Landesmuseum für Naturkunde zu Münster in Westfalen 53 (1/2): S. 1-313.
- Powers, R. (1990): Nitrogen Mineralization along an altitudinal gradient: Interactions of soil temperature, moisture, and substrate quality.- *Forest Ecology and Management* 30: S. 19-29.
- Preising, E. (1997): Die Pflanzengesellschaft Niedersachsens - Rasen-, Fels- und Geröllgesellschaften -*Naturschutz und Landschaftspflege in Niedersachsen* 20/5: 148 S.
- Preising, E., Vahle, H., Brandes, D., Hofmeister, H., Tüxen, J., Weber, H. (1990): Die Pflanzengesellschaften Niedersachsens - Bestandsentwicklung, Gefährdung und Schutzprobleme. Wasser- und Sumpfpflanzengesellschaften des Süßwassers.- *Naturschutz und Landschaftspflege in Niedersachsen* 20 (7/8): S. 47-161.
- Primack, R.B., Miao, S.L. (1992): Dispersal can limit local plant distribution.- *Conservation Biology* 6 (4): S. 513-518.
- Quast, J. (1994): Wechselwirkungen von Feuchtgebieten und Landschaftswasserhaushalt - Analysen und Management.- *Hohenheimer Umwelttagung* 26: S. 23-44.
- Quast, J., Dietrich, O., Dannowski, R. (1993): Die Folgen der Entwässerung und Nutzung von Niedermooren für den Landschaftshaushalt - *Naturschutz und Landschaftspflege in Brandenburg, Sonderheft Niedermoore*: S. 11-14.
- Raabe, E.W. (1960): Über die Regeneration überschwemmter Grünländereien in der Treene-Niederung.- *Schriften des Naturwissenschaftlichen Vereins Schleswig-Holstein* 31: S. 25-55.
- Reck, H. (1996): Flächenbewertung für die Belange des Arten- und Biotopschutzes.- In: *Umweltakademie Baden Württemberg (Hrsg.): Bewertung im Naturschutz*: S. 71-112.
- Reck, H., Walter, R., Osinski, E., Heinl, T., Kaule, G. (1996): Räumlich differenzierte Schutzprioritäten für den Arten- und Biotopschutz in Baden-Württemberg (Zielartenkonzept).- Gutachten im Auftrag des Landes Baden-Württemberg. Universität Stuttgart: 3 Bände.
- Reich, M. (1994): Dauerbeobachtung, Leitbilder und Zielarten- Instrumente für Effizienzkontrollen des Naturschutzes?.- *Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz* 40: S. 103-112.
- Reif, A., Teckelmann, M., Schulze, E.D. (1985): Die Standortamplitude der großen Brennessel (*Urtica dioica* L.) - eine Auswertung vegetationskundlicher Aufnahmen auf der Grundlage der Ellenberg'schen Zeigerwerte.- *Flora* 176: S. 365-382.
- Ridley, H.N. (1930): *The dispersal of plants throughout the world*.- Ashfort, Kent: 744 S.
- Roberts, H.A. (1981): Seed banks in soils.- *Advances in Applied Biology* 6: S. 1-55.
- Roberts, H.A. (1986): Seed persistence in soil and seasonal emergence in plant species from different habitats.- *Journal of Applied Ecology* 23: S. 639-656.
- Roberts, H.A., Feast, P.M. (1973): Emergence and longevity of seeds of annual weeds in cultivated and undisturbed soil.- *Journal of Applied Ecology* 10: S. 133-143.
- Rorison, I.H., Robinson, D. (1984): Calcium as an environmental variable.- *Plant, Cell and Environment* 7: S. 381-390.

- Rosenthal, G. (1992a): Erhaltung und Regeneration von Feuchtwiesen - Vegetationsökologische Untersuchungen auf Dauerflächen.- *Dissertationes Botanicae* 182: S. 283.
- Rosenthal, G. (1992b): Problempflanzen bei der Extensivierung von Feuchtgrünland.- *NNA-Berichte* 4: S. 27-36.
- Rosenthal, G. (1998): Feuchtgrünland in Norddeutschland - Ökologie, Zustand, Schutzkonzepte.- Bundesamt für Naturschutz (Hrsg.): *Angew. Landschaftsökologie* 15. Bonn - Bad Godesberg: 336 S.
- Rosenthal, G., Müller, J. (1988): Wandel der Grünlandvegetation im mittleren Ostetal - Ein Vergleich.- *Tuexenia* 8: S. 79-99.
- Rosenthal, G., Kundel, W., Janhoff, D., Hengstenberg, M., Hellberg, F. (1996): Vegetationskundliche Übersicht des Grünlandes im Bremer Raum - Grundlagen zur Konzeption eines Grünlandtypenschlüssels.- *Bremer Beiträge zu Naturkunde und Naturschutz* 1, S. 61-73.
- Rosenthal, G., Fink, S. (1996): *Pedicularis palustris* L. im Bremer Gebiet - Verbreitung, Ökologie und Rückgangsursachen.- *Abhandlungen des Naturwissenschaftlichen Vereins Bremen*, 43 (2): S. 429-447.
- Roth, S., Seeger, T., Poschod, P., Pfadenhauer, J., Succow, M. (1999): Establishment of helophytes in the course of fen restoration.- *Applied Vegetation Science* 2: S. 131-136.
- Rück, F. (1993): Standortspezifische Stickstoffmineralisierung, jahreszeitlicher Verlauf des Mineralstickstoffvorrates und der Nitratauswaschung in Böden des Wasserschutzgebietes Donauried.- *Hohenheimer Bodenkundliche Hefte* 15: 177 S.
- Rück, F., Stahr, K. (1995): Beitrag des Stickstoffmineralisierung zur N-Bilanz auf Wirtschaftsgrünland und Streuwiesen im Allgäu.- *Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft* 76: S. 923-926.
- Runge, M. (1978): Die Stickstoff-Mineralisation im Boden einer montanen Goldhaferwiese.- *Oecologia Plantarum* 13 (2): S. 147-162.
- Ruthsatz, B. (1990): Vegetationskundlich-ökologische Nachweis- und Voraussagemöglichkeiten für den Erfolg von Extensivierungsmaßnahmen in Feuchtgrünlandgebieten.- *Angewandte Botanik* (64): S. 69-98.
- Ruthsatz, B. (1998): Sukzessionsveränderungen im Seggenriedgürtel um ein vermoortes Maar der Vulkaneifel (NSG Mürmes) und ihre möglichen Ursachen.- *Tuexenia* 18: S. 237-260.
- Ruville, F. von, Schreiber, K. (1982): Regionale und standörtliche Auswertung der Zeigerwerte von Grünlandaufnahmen mit Hilfe der EDV.- *Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie* 12: S. 279-288.
- Ryser, P. (1990): Influence of gaps and neighbouring plants on seedling establishment in limestone grassland.- *Veröffentlichungen des Geobotanischen Institutes ETH* 104: 71 S.
- Ryser, P., Lambers, H. (1995): Root and leaf attributes accounting for the performance of fast-and slow-growing grasses at different nutrient supply.- *Plant and Soil* 170: S. 251-265.
- Sach, W. (1997): Vegetation und Nährstoffdynamik unterschiedlich genutzten Grünlandes in Schleswig-Holstein.- *Dissertation Universität Kiel*: 219 S.
- Sachverständigenrat für Umweltfragen, (1987): *Umweltgutachten 1987*.- Stuttgart Mainz.
- Salisbury, E. (1974): The survival value of modes of dispersal.- *Proc. Roy. Soc. (London)* 188: S. 183-188.
- Sauerbrey, R., Schmidt, W. (1993): Bodenentwicklung auf entwässerten und landwirtschaftlich genutzten Niedermooren.- *Naturschutz und Landschaftspflege in Brandenburg, Sonderheft 1:Niedermoore*: S. 5-10
- Scamoni, A. (1964): *Vegetationskarte der Deutschen Demokratischen Republik*.- Berlin Akademie-Verlag: 106 S.

- Scheffer, B. (1976): Gewässerbelastung aus Drainageabflüssen, dargestellt am Beispiel nordwestdeutscher Niederungsböden.- Landesanstalt für Immissions- und Bodennutzungsschutz, Essen Reihe C, 30: S. 217-228.
- Scheffer, B., Bartels, R. (1984a): Die Bewirtschaftung von Moorböden - Kaliumdüngung.- Landwirtschaftsblatt Weser-Ems 131 (4): S. 70-73.
- Scheffer, B., Bartels, R. (1984b): Die Bewirtschaftung von Moorböden - Phosphatversorgung.- Landwirtschaftsblatt Weser-Ems 131 (15): S. 65-69.
- Scheffer, B., Richter, G., Kuntze, H. (1988): Denitrifikation im ungesättigten Bereich von Niedermoorböden.- Z. dt. Geol. Ges. 139: S. 435-441.
- Scheffer, B., Bartels, R. (1991): Stickstoffdüngung auf saurem Niedermoorgrünland nach Nmin.-Werten.- Landwirtschaftsblatt Weser-Ems 20: S. 6-10.
- Scheffer, F. (1994): Der Boden - ein dynamisches System.- Abh. Akad. Wiss. Göttingen 3. Folge 116: S. 7-22.
- Scherzinger, W. (1997): Prozesse natürlicher Waldentwicklung als Schrittmacher faunistischer Vielfalt.- In: Gerken, B., Meyer, C. (Hrsg.): Vom Waldinnenraum zur Hecke - Geschichte, Situation und Perspektiven eines Natur-Lebensraum-Gefüges, Höxter: S. 70-75.
- Schiefer, J. (1981): Bracheversuche in Baden-Württemberg.- Beihefte zu den Veröffentlichungen für Naturschutz und Landschaftspflege Baden-Württemberg 22: 235 S.
- Schiefer, J. (1984): Möglichkeiten der Aushagerung von nährstoffreichen Grünlandflächen.- Veröffentlichungen für Naturschutz und Landschaftspflege in Baden-Württemberg 57/58: S. 33-62.
- Schlüter, H. (1987): Der Natürlichkeitsgrad der Vegetation als Kriterium der ökologischen Stabilität der Landschaft.- Vegetation Ecology and Creation of New environments. Tokyo: S. 93-102.
- Schmidt, W. (1978): Änderungen in der Stickstoffversorgung auf Dauerflächen in Brachland.- Vegetatio 36: S. 105-113.
- Schmidt, W. (1983): Über das Konkurrenzverhalten von *Solidago canadensis* und *Urtica dioica*. II. Biomasse und Streu.- Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie 11: S. 373-384.
- Schmidt, W. (1985): Mahd ohne Düngung - Vegetationskundliche und ökologische Ergebnisse aus Dauerflächenuntersuchungen zur Pflege von Brachflächen.- Münstersche Geographische Arbeiten: Sukzession auf Grünlandbrachen 20: S. 81-100.
- Schmidt, W. (1994): Über den Einfluß der Entwässerung und der Nutzung auf die Gefügeentwicklung in Niedermoorböden.- NNA-Berichte 7 (2): S. 59-66.
- Schmidt, W. (1995): Einfluß der Wiedervernässung auf physikalische Eigenschaften des Moorkörpers der Friedländer Großen Wiese.- Zeitschrift für Kulturtechnik und Landentwicklung 36 (3): S. 107-112.
- Schmithüsen, J. (1949): Grundsätze für die Untersuchung und Darstellung der naturräumlichen Gliederung von Deutschland.- Berichte zur deutschen Landeskunde 6: S. 8-19.
- Schneider, R., Sharitz, R. (1988): Hydrochory and regeneration in a Bald Cypress-Water Tupelo Swamp Forest.- Ecology 69 (4): S. 1055-1063.
- Schneider, S., Poschlod, P. (1994): Landschaftsökologisch-moorkundliche Untersuchung im Osterried bei Laupheim III. Die generative Diasporenbank in unterschiedlich genutzten Flächen.- 26. Hohenheimer Umwelttagung: Feuchtgebiete-Gefährdung, Schutz, Renaturierung: S. 277-285
- Scholle, D., Schrautzer, J. (1993): Zur Grundwasserdynamik unterschiedlicher Niedermoor-Gesellschaften Schleswig-Holsteins.- Zeitschrift für Ökologie und Naturschutz 2: S. 87-98.
- Scholle, D., Lederbogen, D., Rosenthal, G. (im Druck): Ökologische und Ökonomische Untersuchungen südwestbayerischer Allmendweiden-eine Projektskizze.- In: Gerken, (Hrsg.): Natur- und Kulturlandschaft 4.
- Scholz, A., Hennings, H. (1995): Grenzen der Beweidbarkeit bei der Wiedervernässung von Niedermooren.- Zeitschrift für Kulturtechnik und Landentwicklung 36 (3): S. 162-164.

- Schopp-Guth, A. (1997): Diasporenpotential intensiv genutzter Niedermoorböden Nordostdeutschlands - Chancen für die Renaturierung?.- Zeitschrift für Ökologie und Naturschutz 6: S. 97-109.
- Schrautzer, J. (1988): Pflanzensoziologische und standörtliche Charakteristik von Seggenriedern und Feuchtwiesen in Schleswig-Holstein.- Mitteilungen der Arbeitsgemeinschaft Geobotanik in Schleswig-Holstein und Hamburg 38: 189 S.
- Schrautzer, J., Wiebe, C. (1993): Geobotanische Charakterisierung und Entwicklung des Grünlandes in Schleswig-Holstein.- Phytocoenologia 22 (1): S. 105-144.
- Schreiber, K.F. (1987): Sukzessionsuntersuchungen auf Grünlandbrachen und ihre Bewertung für die Landschaftspflege.- In: Schubert, R., Hilbig, W. (Hrsg.): Berichte der internationalen Symposien IVV, Halle: S. 275-284.
- Schreiber, K.F. (1997): Sukzessionen - Eine Bilanz der Grünlandbracheversuche in Baden-Württemberg.- Projekt Angewandte Ökologie 23: 188 S.
- Schreiber, K.F., Schiefer, J. (1985): Vegetations- und Stoffdynamik in Grünlandbrachen - 10 Jahre Bracheversuche in Baden-Württemberg.- In: Schreiber, K.F. (Hrsg.): Sukzession auf Grünlandbrachen. Münstersche Geographische Arbeiten 20: S. 111-153.
- Schreiber, K.F., Kundel, W. (1998): Feuchtgrünlandmanagement in der Wesermarsch im Niedervieland bei Bremen - 3. Auswirkungen der Überstauung auf die Vegetation.- Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft 88: S. 85-90.
- Schreiber, K.-F., Broll, G., Brauckmann, H.-J. (2000): Methoden der Landschaftspflege-eine Bilanz der Bracheversuche in Baden-Württemberg (Manuskript).
- Schröder, H. (1995): Wiederholungskartierungen im Grünland der Hammeniederung.- Diplomarbeit Universität Bremen: 106S. .
- Schumacher, H. (1998): Entwicklungsverlauf von Röhrichpflanzungen - Populationsbiologische Untersuchungen am Gröpelinger Fleet im Blockland bei Bremen.- Diplomarbeit Universität Bremen: 90 S.
- Schwaar, J. (1979): Spät- und postglaziale Pflanzengesellschaften im Dümmergebiet.- Abhandlungen des Naturwissenschaftlichen Vereins Bremen 39: S. 129-152.
- Schwaar, J. (1990): Natur und Vergangenheit - Bremen und sein Umland in den letzten 12.000 Jahren.- Abhandlungen des Naturwissenschaftlichen Vereins Bremen 41(2): S. 49-86.
- Schwabe, A. (1991): Zur Wiederbesiedlung von Auenwald-Vegetationskomplexen nach Hochwasser-Ereignissen: Bedeutung der Diasporen-Verdriftung, der generativen und vegetativen Etablierung -Phytocoenologia 20 (1): S. 65-94.
- Schwartze, P. (1992): Nordwestdeutsche Feuchtgrünlandgesellschaften unter kontrollierten Nutzungsbedingungen.- Dissertationes Botanicae 183: 204 S.
- Schwartze, P. (1995): Feuchtwiesenschutzprogramm.- Arbeitsgruppe Feuchtwiesen Steinfurt (Hrsg.): unveröff. Bericht.
- Schwartze, P., Schreiber, K., Vogel, A. (1991): Optimizing the vegetation of impaired wet grassland areas in the region of Münster by different management and impoverishment.- In: Ravera, O. (Hrsg.): Terrestrial and aquatic ecosystems: S. 576-582.
- Schwickerath, M. (1966): Hohes Venn - Nordeifel.- Schriftenreihe der Landesstelle für Naturschutz und Landschaftspflege in Nordrhein-Westfalen 2: 227 S.
- Seibert, P. (1958): Die Pflanzengesellschaften im Naturschutzgebiet Pupplinger Au.- Bayer. Landesstelle für Gewässerkunde (Hrsg.): Landschaftspflege und Vegetationskunde 1: 79 S.
- Seibert, P. (1968): Übersichtskarte der natürlichen Vegetation von Bayern: mit Erläuterungen.- Schriften-Reihe für Vegetationskunde 3.
- Shaver, G.R., Mellilo, J.M. (1984): Nutrient budgets of marsh plants: efficiency concepts and relation to availability.- Ecology 65: S. 1491-1510.

- Silvertown, J.W. (1980): Leaf-canopy-induced seed dormancy in a grassland flora.- *New Phytologist* 85: S. 109-118.
- Silvertown, J.W. (1981): Seed size, life span, and germination date as coadapted features of plant life history.- *American Naturalist* 118: S. 860-864.
- Silvertown, J.W., Lovett-Doust, L. (1993): *Introduction into plant population biology*.- Oxford Blackwell: 210 S.
- Skoglund, J. (1990): Seed banks, seed dispersal and regeneration processes in a wetland area.- *Acta Universitatis Upsaliensis* 253.
- Speier, M. (1996): Paläoökologische Aspekte der Entstehung von Grünland in Mitteleuropa.- *Berichte der Reinhold-Tüxen-Gesellschaft* 8: S. 199-219.
- Speier, M. (1998): Raum-Zeitdynamik in der Vegetations- und Landschaftsentwicklung Mitteleuropas - *Naturschutz und Landschaftsplanung* 8-9: S. 237-241.
- Stebbins, G. (1971): Adaptive Radiation of reproductive characteristics in Angiosperms. II: Seeds and Seedlings.- *Annual Review of Ecology and Systematics* 2: S. 237-261.
- Steiner, G.M. (1992): *Österreichischer Moorschutzkatalog*.- Grüne Reihe des Bundesministeriums f. Umwelt, Jugend und Familie, Bd. 1.
- Steiner, G.M. (1993): Moore und ihre Entstehung. *Natur- und Landschaftsschutz in der Steiermark*.- *Naturschutzbrief* 159.
- Stelzig, V., Vollmer, A. (1995): Rekonstruktion auetypischer Standortbedingungen und potentieller Lebensgemeinschaften als Grundlage für Bestandsbewertung und Maßnahmenentwicklung am Beispiel der Lippe-Renaturierung.- *Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz* 43: S. 147-178.
- Stender, S., Poschlod, P., Vauk-Hentzelt, E., Dervedde, T. (1997): Die Ausbreitung von Pflanzen durch Galloway-Rinder.- *Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie* 27: S. 173-180.
- Stöcklin, J., Gisi, U. (1985): Bildung und Abbau der Streu in bewirtschafteten und brachliegenden Mähwiesen.- In: Schreiber, K.F. (Hrsg.): *Sukzession auf Grünlandbrachen*. Münstersche Geographische Arbeiten 20: S. 101-110.
- Strykstra, R., Verweij, G.L., Bakker, J.P. (1997): Seed dispersal by mowing machinery in a Dutch brook valley system.- *Acta Botanica Neerlandica* 46: S. 387-401.
- Stumpel, A.H.P., Kalkhoven, J. T. R. (1978): A vegetation map of the Netherlands based on the relationship between ecotopes and types of potential natural vegetation.- *Vegetatio* 37 (3): S. 163-173.
- Succow, M. (1988): *Landschaftsökologische Moorkunde*.- Gebr. Borntraeger, Berlin, Stuttgart: 340 S.
- Sundermeier, A., Mahn, E.-G. (1997): Die Bedeutung der horizontalen und vertikalen Vegetationsdichte für den Blüherfolg von Xerothermrassenarten.- *Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie* 27: S. 181-188.
- Tamm, C.O. (1954): Some observation on the nutrient turnover in a bog community dominated by *Eriophorum vaginatum* L.- *Oikos* 5: S. 189-194.
- Taylor, K., Parkinson, D., Parson, W. (1989): Nitrogen and Lignin content as predictors of litter decay rates: a microcosm test.- *Ecology* 79 (1): S. 97-104.
- Thompson, J.N., Bakker, J., Bekker, R. (1997): *The Soil Seed Banks of North-West Europe*.- Cambridge University Press: 276 S.
- Thompson, K., Grime, J. P. (1979): Seasonal variation in the seed banks of herbaceous species in ten contrasting habitats.- *Journal of Ecology* 67: S. 893-921.
- Thompson, K., Band, S., Hodgson, J. (1993): Seed size shape predict persistence in soil.- *Journal of Ecology* 7: S. 236-241.
- Tilman, D. (1988): *Plant Strategies an the Dynamics and Structure of Plant Communities*.- Princeton University Press: 360 S.

- Tilman, D., Olff, H. (1991): An experimental study of the effects of pH and nitrogen on grassland vegetation.- *Acta Oecologia, Oecologia plantarum* 12: S. 427-441.
- Tischev, S. (1994): Zur Rolle des Diasporenfalls und der Diasporenbank für den Verlauf von Sekundärsukzession am Beispiel von Acker- und Grünlandbrachen des Mitteldeutschen Trockengebietes.- Dissertation Universität Halle.
- Törmälä, T., Eloranta, A. (1982): Decomposition of dead plant material in an abandoned field in Central Finland.- *Annales Botanica Fennici* 19: S. 31-38.
- Trautmann, W. (1966): Erläuterungen zur Karte der potentiellen natürlichen Vegetation des Hamme-Wümme Gebietes - vorläufige Fassung.- Bundesanstalt für Vegetationskunde Naturschutz und Landschaftspflege (Hrsg.), unveröff. Bad Godesberg: 57 S.
- Trautner, J., Bruns, D. (1988): Tierökologische Grundlagen zur Entwicklung von Steinbrüchen.- *Berichte der Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege (ANL)* 12: S. 205-228.
- Tüxen, R. (1937): Die Pflanzengesellschaften Nordwestdeutschlands.- *Mitteilungen der floristisch-soziologischen Arbeitsgemeinschaft Niedersachsen* 3: 170 S.
- Tüxen, R. (1955): Das System der nordwestdeutschen Pflanzengesellschaften.- *Mitteilungen der floristisch-soziologischen Arbeitsgemeinschaft* 5: S. 155-176.
- Tüxen, R. (1956): Die heutige potentielle natürliche Vegetation als Gegenstand der Vegetationskartierung.- *Angewandte Pflanzensoziologie* 13: S. 5-42.
- Tüxen, R. (1970): Zur Syntaxonomie des europäischen Wirtschaftsgrünlandes (Wiesen, Weiden, Tritt- und Flutrasen).- *Berichte der Naturhist. Gesellschaft* 114: S. 75-85.
- Uchtmann, H. (1994): Untersuchungen zum Nährstoffhaushalt ausgewählter Feuchtgrünland- und Brachebestände im mittleren Ostetal.- Diplomarbeit Universität Bremen: 101 S.
- Uchtmann, H., Rosenthal, G. (1996): Vegetationskundliche und standörtliche Untersuchungen in Feuchtwiesenbrachen.- *Bremer Beiträge für Naturkunde und Naturschutz* 1: S. 143-150.
- Ulbrich, E. (1928): *Biologie der Früchte und Samen (Karpobiologie)*.- Springer-Verlag, Berlin.
- Urbanska, K.M. (1992): *Populationsbiologie der Pflanzen*.- UTB Fischer Verlag, Stuttgart, Jena: 374 S.
- Van der Linden, M.J.H.A. (1986): Phosphorus economy of reed vegetation in the Zuidelijk Flevoland polder (The Netherlands): seasonal distribution of phosphorus among shoots and rhizomes and availability of soil phosphorus.- *Oecologia Plantarum* 7 (21): S. 397-405.
- Van der Maarel, E., Sykes, M. T. (1993): Small-scale plant species turnover in a limestone grassland: the carousel model and some comments on the niche concept.- *Journal of Vegetation Science* 4: S. 179-188.
- Van der Pijl, L. (1969): *Principles of dispersal in higher plants*.- Springer-Verlag, Berlin: 153 S.
- Van der Pijl, L. (1982): *Principles of Dispersal in Higher Plants* 3. Aufl.- Springer-Verlag, Berlin.
- Van der Valk, A. G. (1981): Succession in wetlands: a Gleasonian approach.- *Ecology* 62 (3): S. 688-696.
- Van der Valk, A.G. (1992): Establishment, colonization and persistence.- In: Glenn-Lewin, D.C., Peet, R.K., Veblen, T.T. (Hrsg.): *Plant Succession*, London: S. 60-102.
- Van Diggelen, R. (1998): *Moving Gradients*.- Groningen: 183 S.
- Van Diggelen, R., Grootjans, A.P., Kemmers, R.H., Kooijman, A.M., Succow, M., de Vries, N.P.J., Van Wirdum, G. (1991): Hydro-ecological analysis of the fen system Lieper Posse, eastern Germany.- *Journal of Vegetation Science* 2: S. 465-476.
- Van Duren, I.C., Pegtel, D., Aerts, B., Inberg, J. (1997): Nutrient supply in undrained and drained *Calthion* meadows.- *Journal of Vegetation Science* 8: S. 829-838.

- Van Duren, I.C., Strykstra, R.J., Grootjans, A.P., Ter Heerdt, G.N.J., Pegtel, D.M. (1998): A multidisciplinary evaluation of restoration measures in a degraded *Cirsio-Molinietum* fen meadow.- *Applied Vegetation Science* 1: S. 115-130.
- Veith, M., Bahl, A., Seitz, A. (1999): Populationsgenetik im Naturschutz - Einsatzmöglichkeiten und Fallbeispiele.- In: Amler, K., Bahl, A., Henle, K., Kaule, G., Poschlod, P., Settele, J. (Hrsg.): *Populationsbiologie in der Naturschutzpraxis*: S 112-124.
- Verhoeven, J.T.A., Van Beek, S. (1983): Nutrient dynamics in small mesotrophic fens surrounded by cultivated land I. Productivity and nutrient uptake by the vegetation in relation to the flow of eutrophicated ground water.- *Oecologia* 60: S. 25-33.
- Verhoeven, J.T.A., Aerts, H.H.M. (1987): Nutrient dynamics in small mesotrophic fens surrounded by cultivated lands.- *Oecologia* 72: S. 557-561.
- Verhoeven, J.T.A., Schmitz, M. (1991): Control of plant growth by nitrogen and phosphorus in mesotrophic fens.- *Biogeochemistry* 12: S. 135-148.
- Verhoeven, J.T.A., Kemmers, R.H., Koerselman, W. (1993): Nutrient enrichment of freshwater wetlands.- In: Vos, C.C., Opdam, P. (Hrsg.): *Landscape ecology of a stressed environment*.
- Verkaar, H.J. (1990): Corridors as a tool for plant species conservation?.- In: Bunce, R. & Howard, D. (Hrsg.): *Species Dispersal in Agricultural Habitats*, London: S. 82-97.
- Verkaar, H.J., Schenkeveld, A. J., Van der Klashorst, M. P. (1983): The ecology of short-lived forbs in chalk grasslands: dispersal of seeds.- *New Phytologist* 95: S. 335-344.
- Vermeer, J.G., Berendse, F. (1983): The relationships between nutrient availability, shoot biomass and species richness in grassland and wetland communities -*Vegetatio* 53: S. 121-126.
- von Borstel, U.O. (1974): Untersuchung zur Vegetationsentwicklung auf ökologisch verschiedenen Grünland- und Ackerbrachen hessischer Mittelgebirge.- Dissertation Universität Gießen
- Walter, R., Reck, H., Kaule, G., Lämmle, M., Osinski, E., Heinl, T. (1998): Regionalisierte Qualitätsziele, Standarts und Indikatoren für die Belange des Arten- und Biotopschutzes in Baden-Württemberg - Das Zielartenkonzept - ein Beitrag zum Landschaftsrahmenprogramm des Landes Baden-Württemberg.- *Natur und Landschaft* 73 (1): S. 9-25.
- Wassen, M., Olde Venterink, H., de Swart, E. (1995): Nutrient concentrations in mire vegetation as a measure of nutrient limitation in mire ecosystems.- *Journal of Vegetation Science* 6: S. 5-16.
- Weber, H.E. (1978): Vegetation des Naturschutzgebietes Balksee und Randmoore (Kreis Cuxhaven) - Naturschutz und Landschaftspflege in Niedersachsen 9: S. 168.
- Weber, H.E. (1983): Vegetation der Haaren-Niederung am Westrande der Stadt Oldenburg - Ein Beitrag zur Problematik brachgefallener Feuchtwiesen.- *Drosera* 83 (2): S. 87-116.
- Weber, J., Pfadenhauer, J. (1987): Phänologische Beobachtungen auf Streuwiesen unter Berücksichtigung des Nutzungseinflusses (Rothenrainer Moorgebiet bei Bad Tölz).- *Berichte der Bayerischen Botanischen Gesellschaft* 58 (6): S. 153-177.
- Welch, D., Miller, G., Legg, C. (1990): Plant dispersal in moorlands and heathlands in Britain.- In: Bunce, R. & Howard, D. (Hrsg.): *Species Dispersal in Agricultural Habitats*, London: S. 117-132.
- Wendland, F., Albert, H., Bach, M., Schmidt, R. (Hrsg.) (1993): Atlas zum Nitratstrom in der Bundesrepublik Deutschland.- Springer Verlag Berlin, Heidelberg, New York: 96 S.
- Werner, W. (1983): Untersuchungen zum Stickstoffhaushalt einiger Pflanzenbestände.- *Scripta Geobotanica* 16.
- Wheeler, B.D., Giller, K.E. (1982): Species richness of herbaceous fen vegetation in broadland, Norfolk, in relation to the quantity of above-ground plant material.- *Journal of Ecology* 70: S. 179-200.
- Wichtmann, W. (1997): Zur Zukunft von mitteleuropäischen Niedermooren -Veröffentlichung PAÖ 22: S. 183-193.

- Wichtmann, W., Koppisch, D. (1998): Degraded Fens in Northeastern Germany: Goals for Cultivation and Restoration.- *Peatland Restoration & Reclamation* 14-18: S. 32-36.
- Wiegand, G. (1997): Leitbildmethode und naturschutzfachliche Bewertung.- *Zeitschrift für Ökologie und Naturschutz* 6: S. 43-62.
- Wierda, A., Fresco, L., Grootjans, A., Van Diggelen, R. (1997): Numerical assessment of plant species as indicators of the groundwater regime.- *Journal of Vegetation Science* 8: S. 707-716.
- Wild, U. (1997): Renaturierung entwässerter Niedermoore am Beispiel des Donaumooses bei Ingolstadt: Vegetationsentwicklung und Stoffhaushalt.- *Utz-Verlag München*: 138 S..
- Wild, U., Pfadenhauer, J. (1997): Stickstoffhaushalt auf Niedermoor- Renaturierungsflächen im Donaumoos.- *Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie* 27: S. 235-242.
- Wild, U., Kamp, T., Heinz, S., Lenz, A. (2000): Regenerationsprozesse in degradierten Grundwasser- mooren durch die Etablierung von Rohrkolbenbeständen.- *Verh. Gesellschaft für Ökologie* 30: S. 192
- Willems, J.H.W. (1985): Growth form spectra and species diversity in permanent grassland plots with different management.- In: Schreiber, K.F. (Hrsg.): *Sukzession auf Grünlandbrachen*. Münstersche Geographische Arbeiten 20: S. 35-43.
- Willems, J.H.W., Bik, L.P.M. (1998): Restoration of high species density in calcareous grassland: the role of seed rain and soil seed bank.- *Applied Vegetation Science* 1: S. 91-100.
- Williams, B.L., Wheatley, R.E. (1988): Nitrogen mineralization and water-table height in oligotrophic deep peat.- *Biology and Fertility of Soils* 6: S. 141-147.
- Wittig, B. (1999): Vegetationskundliche und ökologische Untersuchungen über nordwestdeutsche Kleinseggen-Sümpfe.- *Dissertationes Botanicae* 310: 207 S.
- Wolf, G. (1979): Veränderung der Vegetation und Abbau der organischen Substanz in aufgegebenen Wiesen des Westerwaldes.- *Schriften-Reihe für Vegetationskunde* 13: 117 S.
- Wolf, G., Wiechmann, H., Forth, K. (1984): Vegetationsentwicklung in aufgegebenen Feuchtwiesen und Auswirkungen von Pflegemaßnahmen auf Pflanzenbestand und Boden.- *Natur und Landschaft* 59 (7/8): S. 316-322.
- Woodruff, D. (1989): The problems of conserving genes and species.- In: Wersten A., Pearl, A. (Hrsg.): *Conservation for the Twenty-first Century*: S. 77-88.
- Wulf, M. (1992): Vegetationskundliche und ökologische Untersuchungen zum Vorkommen gefährdeter Pflanzenarten in Feuchtwäldern Nordwestdeutschland.- *Dissertationes Botanicae* 185: S. 246.
- Wulf, M. (1993): Zur Bedeutung historisch alter Waldflächen für den Pflanzenschutz.- *Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie* 22: S. 269-272.
- Wunsch-Bertram, U. (1996): Ökologisches Verhalten von Feuchtgrünlandpflanzen bei unterschiedlichem Grundwasserstand.- *Diplomarbeit Universität Bremen*: 76 S.
- Yerli, M. (1970): *Ecologie comparee des prairies marécageuses dans les prealpes de la Suisse occidentale* -Veröffentlichungen des Geobotanischen Instituts ETH 44: 119 S.
- Zacharias, D., Janßen, C., Brandes, D. (1988): Basenreiche Pfeifengras-Streuwiesen des *Molinietum caeruleae* W.Koch, ihre Brachestadien und ihre wichtigsten Kontaktgesellschaften in Südost-Niedersachsen.- *Tuexenia* 8: S. 55-78.
- Zeit, J. (1993): Möglichkeiten der Vernässung von Teilflächen des Oberen Rhinluchs.- *Naturschutz und Landschaftspflege in Brandenburg, Sonderheft 1: Niedermoore*: S. 26-29
- Zeit, J. (2000): *Befahrbarkeit von Niedermooren in Abhängigkeit von der Nutzungsintensität*.- <http://www.agrar.hu-berlin.de/pflanzenbau/tip/pages/h3online>.
- Zeit, J., Lehrkamp, H. (1995): Kartierung und Bewertung der Niedermoore im Oberen Rhinluch - *Zeitschrift für Kulturtechnik und Landentwicklung* 36 (3): S. 160-161.

- Zelesny, H. (1994): Vegetationskundliche und nährstoffökologische Untersuchungen im Übergangsbereich von Mehrschnitt- Wirtschaftsgrünland zu Streuwiese im Württembergischen Alpenvorland.- *Dissertationes Botanicae* 211: 243 S.
- Zelesny, H., Abt, K., Konold, W. (1991): Veränderungen von Feuchtbiozönosen im württembergischen Alpenvorland: Verlust und Beeinträchtigung von Weihern und Streuwiesen.- *Naturschutz und Landschaftsplanung* 1: S. 9-13.
- Zobel, M., Van der Maarel, E., Dupre, C. (1998): Species pool: the concept, its determination and significance for community restoration.- *Applied Vegetation Science* 1: S. 55-66.
- Zöfel, P. (1985): *Statistik in der Praxis*.- Fischer Verlag Stuttgart.