

**Mitteilungen der Arbeitsgemeinschaft Geobotanik  
in Schleswig-Holstein und Hamburg**

(AG. Floristik . . . von 1922)

Herausgegeben von K. Dierßen

---

Heft 56

**Ökologische Charakterisierung  
von Erlenbruchwäldern  
und ihren Entwässerungsstadien:  
Vegetation und Standortverhältnisse**

von  
Cordelia Wiebe

Kiel 1998

Mitteilungen der Arbeitsgemeinschaft Geobotanik  
in Schleswig-Holstein und Hamburg (AG. Floristik . . . von 1922)

Hrsg.: K. Dierßen

Gesamtherstellung: Hansa-Druck, Kiel

ISSN: 0344 - 8002

© 1998 Arbeitsgemeinschaft Geobotanik Schleswig-Holstein und Hamburg e.V., Kiel

**Mitteilungen der Arbeitsgemeinschaft Geobotanik  
in Schleswig-Holstein und Hamburg**

(AG. Floristik . . . von 1922)

Herausgegeben von K. Dierßen

---

Heft 56

**Ökologische Charakterisierung  
von Erlenbruchwäldern  
und ihren Entwässerungsstadien:  
Vegetation und Standortverhältnisse**

von  
Cordelia Wiebe

Kiel 1998

Für die vielfältige Hilfe bei der Fertigstellung dieser Arbeit (sei es durch fachliche Betreuung und Kritik, durch psychologische Hilfe, unendliche Geduld, die Überlassung eigener Daten, Hilfe bei der statistischen Auswertung sowie bei der Erstellung der Graphiken, durch die Analyse der Pflanzen- und Bodenproben, PC-Reparatur oder Textkorrektur) möchte ich mich bei den Mitarbeitern des Projektzentrums "Ökosystemforschung", besonders aber bei folgenden Personen ganz herzlich bedanken:

Wiebke Sach  
Dagmar Scholle  
Stephan Finke  
Nicole Wellbrock  
Michael Breuer  
Meinolf Asshoff  
Stephan Neumeister  
Friedhelm Hosenfeld  
Lutz Becker  
Kai Jensen  
Michael Trepel  
Anke Buckenauer  
Herrn Prof. Dierßen  
Joachim Schrautzer  
meinen Eltern  
Kai Figule

\*



<b>1 Einleitung</b>	1
<b>2 Untersuchungsgebiete</b>	3
<b>3 Methoden</b>	7
3.1 Soziologisch-ökologische Auswertung von Vegetationsaufnahmen und Standortdaten	7
3.1.1 Datengrundlage	7
3.1.2 Bearbeitung und Auswertung des Datensatzes	8
3.2 Floristische und standörtliche Untersuchungen in ausgewählten Erlenwald-Beständen	9
3.2.1 Auswahl der Untersuchungsflächen	9
3.2.2 Vegetationsaufnahme	10
3.2.3 Ermittlung der Topographie in Erlenbruchwäldern mit Bult-Schlenken-Struktur	11
3.2.4 Untersuchung verschiedener Standortparameter	11
3.2.4.1 Wasserstandsmessung	11
3.2.4.2 Physikalische und chemische Bodenkenngrößen	11
3.2.4.3 Stickstoff-Nettomineralisation	12
3.2.5 Auswertung floristischer und bodenkundlicher Daten mit Hilfe der Kanonischen Korrespondenzanalyse (Canonical Correspondence Analysis: CCA)	13
3.2.6 Untersuchungen der Krautschicht	14
3.2.6.1 Bestimmung der oberirdischen Phytomasse sowie der Stickstoffgehalte	14
3.2.6.2 Untersuchung ausgewählter Arten	15
3.2.7 Untersuchung der Diasporenbank	17
<b>4 Ergebnisse und Diskussion</b>	19
4.1 Floristische und standörtliche Charakterisierung nordwestdeutscher Erlenwälder	19
4.1.1 Ergebnisse	19
4.1.1.1 <i>Carici elongatae</i> -Alnetum glutinosae	19
4.1.1.1.1 <i>Carici elongatae</i> -Alnetum sphagnetosum	19
4.1.1.1.2 <i>Carici elongatae</i> -Alnetum violetosum	21
4.1.1.1.3 <i>Carici elongatae</i> -Alnetum typicum	21
4.1.1.1.4 Varianten der Subassoziationen des <i>Carici elongatae</i> -Alnetum	24
4.1.1.2 <i>Alnus glutinosa</i> -Gesellschaft	27
4.1.1.2.1 Ausbildung von <i>Lonicera periclymenum</i>	27
4.1.1.2.2 Ausbildung von <i>Poa trivialis</i>	27
4.1.1.3 Alno-Fraxinetum	32
4.1.1.4 <i>Betula pubescens</i> -Gesellschaft	33
4.1.2 Diskussion	34
4.1.2.1 Untergliederung des <i>Carici elongatae</i> -Alnetum in Subassoziationen	34
4.1.2.2 Untergliederung der Subassoziationen des <i>Carici elongatae</i> -Alnetum in Varianten	35
4.1.2.3 Abgrenzung des Alno-Fraxinetum vom <i>Carici elongatae</i> -Alnetum, Variante von <i>Cardamine amara</i>	37
4.1.2.4 Problematik einer Untergliederung des <i>Carici elongatae</i> -Alnetum anhand anthropogen bedingter Veränderungen des Wasserhaushaltes	37
4.1.2.5 Syntaxonomische Zuordnung entwässerter Erlenwälder	39
4.1.2.6 Syntaxonomische Zuordnung der Birkenbruchwälder	39
4.1.2.7 Sukzessionsreihen im Zuge der Entwässerung und Eutrophierung	40
4.2 Floristische und standörtliche Untersuchungen in ausgewählten Erlenwald-Beständen	43
4.2.1 Vegetationskundliche und standörtliche Beschreibung der Untersuchungsflächen	43
4.2.2 Multivariater Vergleich der Untersuchungsflächen	62

4.2.3 Stickstoff-Nettomineralisation	66
4.2.3.1 Ergebnisse	67
4.2.3.1.1 Stickstoffgehalte	67
4.2.3.1.2 Jahressummen	67
4.2.3.1.3 Kleinräumige Heterogenität	69
4.2.3.2 Diskussion	70
4.2.3.2.1 Ableitung der Stickstoff-Limitation für das Pflanzenwachstum	70
4.2.3.2.2 Wechselwirkungen mit verschiedenen Standortfaktoren	70
4.2.3.2.3 Anomalien der Stickstoffmineralisation an einzelnen Untersuchungsstandorten	72
4.2.3.2.4 Vergleich der Stickstoff-Nettomineralisation verschiedener Feuchtwälder	73
4.2.4 Oberirdische Phytomasse und Stickstoffgehalte der Krautschicht	75
4.2.4.1 Ergebnisse	75
4.2.4.1.1 Phytomasse der Bestände	75
4.2.4.1.2 Anteile einzelner Arten	76
4.2.4.1.3 Stickstoffgehalte und -mengen	77
4.2.4.1.4 Kleinräumige Heterogenität	78
4.2.4.2 Diskussion	79
4.2.4.2.1 Beziehungen zwischen Phytomasse, Artenzahl, Evenness und Stickstoffgehalten	79
4.2.4.2.2 Vergleich der ermittelten Krautschicht-Phytomasse mit Erhebungen in anderen Feuchtwäldern sowie anderen Kompartimenten von Erlenwäldern	84
4.2.4.2.3 Bedeutung der Krautschicht für die Stickstoffumsetzungen in Erlenwäldern	85
4.2.5 Bilanzierungsansätze zum Stickstoffhaushalt von Erlenwäldern	86
4.2.6 Produktivität und Standortamplitude einzelner Arten	90
4.2.6.1 Ergebnisse und Diskussion der Untersuchung einzelner Arten	91
4.2.6.1.1 <i>Carex elongata</i>	91
4.2.6.1.2 <i>Mentha aquatica</i>	99
4.2.6.1.3 <i>Carex acutiformis</i>	104
4.2.6.1.4 <i>Dryopteris dilatata</i>	112
4.2.6.1.5 <i>Urtica dioica</i>	116
4.2.6.1.6 Vergleich der Produktivität der untersuchten Arten	123
4.2.6.2 Diskussion zur Auswahl, Bedeutung und Aussagekraft der erhobenen Parameter	124
4.2.7 Diasporenbankuntersuchungen	127
4.2.7.1 Ergebnisse	127
4.2.7.1.1 Artenzahlen und Diasporendichten verschiedener Artengruppen	128
4.2.7.1.2 Anzahl von Alnion-Arten in der aktuellen Vegetation und der Diasporenbank	130
4.2.7.1.3 Kleinräumige Heterogenität der Diasporendichte	131
4.2.7.1.4 Veränderungen der Krautschichtvegetation nach Anhebung des Wasserstandes	132
4.2.7.2 Diskussion	135
4.2.7.2.1 Vergleich der Diasporenbanken verschiedener Erlenwälder und anderer Niedermoorgesellschaften	135
4.2.7.2.2 Bedeutung der Diasporenbank für die Restitution von Erlenwäldern	137
5 Naturschutzaspekte	139
6 Zusammenfassung	144
7 Literatur	147
8 Anhang	156

Abb. 1:	Untersuchungsgebiete und -standorte	4
Abb. 2:	Niederschläge und Temperaturen im Untersuchungszeitraum sowie im langjährigen Mittel	5
Abb. 3:	Konfidenzintervalle bzw. Extremwerte und Mittelwerte der C/N-Verhältnisse verschiedener Arten	20
Abb. 4:	Konfidenzintervalle bzw. Extremwerte und Mittelwerte der pH-Werte verschiedener Arten	20
Abb. 5 - 10:	Konfidenzintervalle und Mittelwerte verschiedener edaphischer und hydrologischer Parameter für die Subassoziationen der Erlenbruchwälder	23
Abb. 11:	Konfidenzintervalle und Mittelwerte des Grundwasserstands-Medians für verschiedene Arten	24
Abb. 12:	Konfidenzintervalle und Mittelwerte der maximalen jährlichen Wasserstands-Amplitude für verschiedene Arten	24
Abb. 13 - 18:	Konfidenzintervalle und Mittelwerte verschiedener edaphischer und hydrologischer Parameter für die Varianten der Erlenbruchwälder und die Erlen-Eschenwälder	26
Abb. 19:	Konfidenzintervalle und Mittelwerte der pH-Werte für verschiedene Arten	28
Abb. 20 - 22:	Konfidenzintervalle und Mittelwerte verschiedener edaphischer Parameter für die untersuchten Feuchtwälder	30
Abb. 23 - 25:	Konfidenzintervalle und Mittelwerte verschiedener hydrologischer Parameter für die untersuchten Feuchtwälder	31
Abb. 26:	Konfidenzintervalle und Mittelwerte des Grundwasserstands-Medians für verschiedene Arten	38
Abb. 27:	Entwicklung von Erlenbruchwäldern infolge von allochthoner und autochthoner Eutrophierung und Entwässerung	41
Abb. 28:	Grundwassergang- und -dauerlinien der Untersuchungsfläche Wsq1	44
Abb. 29:	Höhenstufen und Flächenanteile der verschiedenen Kleinstandorte der Untersuchungsfläche Wmq1	45
Abb. 30:	Grundwassergang- und -dauerlinien der Untersuchungsfläche Wmq1	46
Abb. 31:	Grundwassergang- und -dauerlinien der Untersuchungsfläche Wmq2	48
Abb. 32:	Grundwassergang- und -dauerlinien der Untersuchungsfläche Wm1	49
Abb. 33:	Höhenstufen und Flächenanteile der verschiedenen Kleinstandorte der Untersuchungsfläche Wm1	50
Abb. 34, 35:	Grundwassergang- und -dauerlinien der Untersuchungsflächen Wtq1 und Wtq2	52
Abb. 36:	Grundwassergang- und -dauerlinien der Untersuchungsfläche Wtq3	53
Abb. 37, 38:	Grundwassergang- und -dauerlinien der Untersuchungsflächen Wtq5 und Wtq6	54
Abb. 39:	Grundwassergang- und -dauerlinien der Untersuchungsfläche Wl1	55
Abb. 40, 41:	Grundwassergang- und -dauerlinien der Untersuchungsflächen Wl2 und Wl3	56
Abb. 42:	Grundwassergang- und -dauerlinien der Untersuchungsfläche Wl4	57
Abb. 43, 44:	Grundwassergang- und -dauerlinien der Untersuchungsflächen Wl5 und Wl6	58
Abb. 45:	Grundwassergang- und -dauerlinien der Untersuchungsfläche Wl7	59
Abb. 46:	Grundwassergang- und -dauerlinien der Untersuchungsfläche Wp2	60
Abb. 47, 48:	Grundwassergang- und -dauerlinien der Untersuchungsflächen Wp2 und Wp3	61
Abb. 49:	Grundwassergang- und -dauerlinien der Untersuchungsfläche Wp4	62
Abb. 50:	Ordinationsergebnis der CCA für die untersuchten Bestände und deren Standortfaktoren	65
Abb. 51:	Boden-Wassergehalte und Stickstoff-Nettomineralisation der oberen Bodenhorizonte verschiedener entwässerter Erlenwälder (aus FRIEKE 1993)	69
Abb. 52:	Oberirdische Phytomasse der Krautschicht verschiedener Erlenwald-Bestände	76
Abb. 53:	Prozentuale Anteile einzelner Arten an der Krautschicht-Phytomasse verschiedener Erlenwald-Bestände	77
Abb. 54:	Mittlere Stickstoffgehalte der Krautschicht-Phytomasse verschiedener Erlenwald-Typen	78
Abb. 55:	Krautschicht-Phytomasse und deren Stickstoffgehalte der Kleinstandorte von Bestand Wmq1 und Wm1	79

Abb. 56:	Verhältnis zwischen Artenzahl und Phytomasse der Krautschicht	80
Abb. 57:	Verhältnis zwischen Evenness und Phytomasse der Krautschicht	80
Abb. 58:	Verhältnis zwischen Stickstoffgehalt und Phytomasse der Krautschicht	82
Abb. 59:	Stickstoffhaushalt zweier Erlenwälder	90
Abb. 60:	Sproßdichte verschiedener Altersklassen von <i>Carex elongata</i> je Horst	92
Abb. 61:	Sproßdichte von <i>Carex elongata</i> je Horst	93
Abb. 62:	Anteil vegetativer und generativer Sprosse von <i>Carex elongata</i> je Horst	93
Abb. 63:	Trockenmasse von <i>Carex elongata</i> -Sprossen	94
Abb. 64:	Trockenmasse von <i>Carex elongata</i> -Horsten	94
Abb. 65:	Ober- und unterirdische Trockenmasse von <i>Carex elongata</i> -Horsten	95
Abb. 66:	N-Gehalte der Trockenmasse einzelner Altersklassen von <i>Carex elongata</i> im Jahresmittel	96
Abb. 67:	P-Gehalte der Trockenmasse einzelner Altersklassen von <i>Carex elongata</i> im Jahresmittel	96
Abb. 68:	K-Gehalte der Trockenmasse einzelner Altersklassen von <i>Carex elongata</i> im Jahresmittel	96
Abb. 69:	Sproßdichte von <i>Mentha aquatica</i>	100
Abb. 70:	Anteil vegetativer und generativer Sprosse von <i>Mentha aquatica</i>	100
Abb. 71:	Trockenmasse von <i>Mentha aquatica</i>	101
Abb. 72:	Ober- und unterirdische Trockenmasse von <i>Mentha aquatica</i>	101
Abb. 73:	N-, P- und K-Gehalte der Trockenmasse von <i>Mentha aquatica</i> im Jahresmittel 1992	102
Abb. 74:	N-, P- und K-Gehalte der Trockenmasse von <i>Mentha aquatica</i> im Jahresmittel 1993	102
Abb. 75:	Sproßdichte verschiedener Altersklassen von <i>Carex acutiformis</i>	105
Abb. 76:	Sproßdichte von <i>Carex acutiformis</i>	106
Abb. 77:	Trockenmasse von <i>Carex acutiformis</i>	107
Abb. 78:	N-Gehalte der Trockenmasse verschiedener Altersklassen von <i>Carex acutiformis</i>	108
Abb. 79:	P-Gehalte der Trockenmasse verschiedener Altersklassen von <i>Carex acutiformis</i>	108
Abb. 80:	K-Gehalte der Trockenmasse verschiedener Altersklassen von <i>Carex acutiformis</i>	108
Abb. 81:	Sproßdichte verschiedener Größenklassen von <i>Dryopteris dilatata</i>	113
Abb. 82:	Trockenmasse von <i>Dryopteris dilatata</i>	114
Abb. 83:	Anteil der Sporo- und Trophophylle von <i>Dryopteris dilatata</i>	114
Abb. 84:	N-, P- und K-Gehalte der Trockenmasse von <i>Dryopteris dilatata</i>	115
Abb. 85:	Sproßdichte von <i>Urtica dioica</i>	117
Abb. 86:	Anteil vegetativer und generativer Sprosse von <i>Urtica dioica</i>	118
Abb. 87:	Trockenmasse von <i>Urtica dioica</i>	118
Abb. 88:	Ober- und unterirdische Trockenmasse von <i>Urtica dioica</i>	119
Abb. 98:	N-, P-, K-Gehalte der Trockenmasse von <i>Urtica dioica</i> im Jahresmittel 1992	120
Abb. 90:	N-, P-, K-Gehalte der Trockenmasse von <i>Urtica dioica</i> im Jahresmittel 1993	120
Abb. 91:	Anteile verschiedener Artengruppen an der Diasporenbank der untersuchten Bestände	128
Abb. 92:	Anzahl von Alnion-Arten in aktueller Vegetation und Diasporenbank	130
Abb. 93:	Anteile verschiedener Artengruppen an der Diasporenbank der Kleinstandorte von Bestand Wm1	131
Abb. 94:	Anteile verschiedener Bruchwaldgesellschaften an der von Niedermoorböden eingenommenen Fläche im Bornhöveder Seengebiet	139

Tab. 1:	Vegetation der Erlenwälder, Erlen-Eschenwälder und Moorbirkenwälder (Stetigkeitstabelle)	Anhang
Tab. 2:	Vegetation der Untersuchungsflächen	Anhang
Tab. 3:	Übersicht über die Untersuchungsflächen und die jeweils durchgeführten Untersuchungen	Anhang
Tab. 4:	Konfidenzintervalle bzw. Extremwerte sowie Mittelwerte der untersuchten Standortparameter für verschiedene Arten	Anhang
Tab. 5:	Konfidenzintervalle, Extremwerte sowie Mittelwerte der untersuchten Standortparameter für die verschiedenen Vegetationseinheiten	Anhang
Tab. 6:	Edaphische Meßwerte der Untersuchungsflächen in zwei Bodenhorizonten	Anhang
Tab. 7:	Wassergehalte der Oberböden verschiedener Kleinstandorte des Bestandes WMQ1 (nach FINKE 1993)	46
Tab. 8:	Verteilung der Vegetation des Bestandes WMQ1 auf verschiedene Kleinstandorte	47
Tab. 9:	Verteilung der Vegetation des Bestandes WM1 auf verschiedene Kleinstandorte	51
Tab. 10:	Eigenwerte der Standortvektoren	66
Tab. 11:	Korrelationsmatrix der Standortparameter	66
Tab. 12:	Jahressummen der Stickstoff-Nettomineralisation in kg ha <sup>-1</sup> und Nitrifikationsgrad (aus FINKE 1993)	68
Tab. 13:	Stickstoff-Nettomineralisation und Bodenkenngößen von Standort WMQ1 (aus FINKE 1993)	70
Tab. 14:	Stickstoff-Nettomineralisation in Niedermooren: Ergebnisse des Freiland-Brutversuches	74
Tab. 15:	Prozentuale Anteile einzelner Arten an der Krautschicht-Phytomasse der untersuchten Erlenwälder	Anhang
Tab. 16:	Krautschicht-Phytomasse und Stickstoffgehalte der untersuchten Erlenwälder	Anhang
Tab. 17:	Oberirdische Produktion der Krautschicht verschiedener Feuchtwälder in Polen	84
Tab. 18:	Jährliche Maximalwerte der Deckung, Anzahl der Horste, Phytomasse und Nährstoffmengen von <i>Carex elongata</i>	97
Tab. 19:	Maximalwerte der Deckung, Sproßzahl, Phytomasse und Nährstoffmengen von <i>Mentha aquatica</i>	103
Tab. 20:	Maximalwerte der Deckung, Sproßzahl, Phytomasse und Nährstoffmengen von <i>Carex acutiformis</i>	109
Tab. 21:	Maximalwerte der Deckung, Wedelzahl, Phytomasse und Nährstoffmengen von <i>Dryopteris dilatata</i>	115
Tab. 22:	Maximalwerte der Deckung, Sproßzahl, Phytomasse und Nährstoffgehalte von <i>Urtica dioica</i>	121
Tab. 23:	Phytomasse der untersuchten Arten in allen Flächen	123
Tab. 24:	Vegetation und Diasporenbank der Untersuchungsflächen	Anhang
Tab. 25:	Vegetation und Diasporenbank des Bestandes Wp4	134
Tab. 26:	Diasporenbanken verschiedener Feuchtgebiete	135
Tab. 27:	Häufigkeit generativer Phasen gemeinsam vorkommender Arten im Erlenbruchwald Wtq5 und im angrenzenden Röhrichtbestand	136
Tab. 28:	Lebensform- und Diasporenbanktypen von Bruchwald- und Röhrichtarten	Anhang

Ökologische Artengruppe:	Artengruppe, die sich aus einer iterativen Eichung floristisch gegliederter Differentialarten an einen oder mehrere Standortparameter ergibt (zur Begriffsdefinition s. DIERSCHKE 1994:214ff)
Erlenbruchwälder:	Alle dem <i>Carici elongatae</i> -Alnetum zugeordneten Vegetationseinheiten und Bestände
Entwässerte Erlenwälder:	Alle der <i>Alnus glutinosa</i> -Gesellschaft zugeordneten Vegetationseinheiten und Bestände
Erlenwälder:	Alle untersuchten Erlenwälder
O/K:	Ordnungs- und Klassencharakterarten
V:	Verbandscharakterarten
DV:	Verbandsdifferentialarten
d:	Differentialarten von Subassoziationen und Untereinheiten rangloser Gesellschaften
BS:	Baumschicht
ST:	Strauchschicht
KS:	Krautschicht
Bult:	Erhöhter Kleinstandort im Erlenbruchwald: Bereich der Erlenstammfüße
Schlenke:	zeitweilig bzw. ganzjährig überfluteter Kleinstandort im Erlenbruchwald
Horst:	Seggen-Horst von <i>Carex elongata</i>
NNM:	Stickstoff-Nettomineralisation
standing crop:	Oberirdische Krautschicht-Phytomasse
Phytomasse:	Trockenmasse (bei 65°C bis zur Gewichtskonstanz getrocknet)
TS:	Trockensubstanz / Trockenmasse / Phytomasse
Produktivität:	Phytomasseproduktion einer Art je Flächeneinheit und Jahr
Vitalität:	Wuchskraft einer Art einschließlich ihres Reproduktionsvermögens (DIERSCHKE 1994:154)
Standortamplitude:	Amplitude des Vorkommens einer Art am natürlichen Standort (hier: innerhalb der untersuchten Erlenwälder) bezüglich der Summe der dort wirkenden abiotischen und biotischen Faktoren (Gegensatz zur physiologischen Amplitude) (zur Begriffsdefinition s. z. B. ELLENBERG et al. 1991:9ff, DIERSSEN 1990:170f, DIERSCHKE 1994:51)
Sproß, Trieb, Individuum:	Oberirdischer Anteil der vegetativ entstandenen Ausbreitungseinheiten einer klonal wachsenden Pflanze (= Ramet, URBANSKA 1992:127), demographische Zählereinheit (BORNKAMM et al. 1991:11)
H <sub>1</sub> bzw. H <sub>2</sub> :	Oberer (0 - 15 cm) bzw. unterer (15 - 30 cm) untersuchter Bodenhorizont
H91/F92; H92/F93; H93:	Altersklassen von <i>Carex</i> -Arten: Herbst 91 / Frühjahr 92 usw.
u. F. bzw. ü. F.:	unter bzw. über Flurniveau
WS:	Grundwasserstand (Bezugsbasis: Flurniveau)
WS mittel/min/max:	mittlerer/minimaler/maximaler erreichter Wasserstand
WS Amplitude:	maximale jährliche Amplitude des Grundwasserstandes
Restitution:	Rückführung eines degradierten Ökosystems in ein naturnäheres Stadium (z. B. KÖLBEL et al. 1990)
Diaspore:	Ausbreitungsbiologische, funktionelle Einheit (BORNKAMM et al. 1991:10)
Diasporenbank:	Reservoir keimfähiger Diasporen im Boden (zur Begriffsdefinition s. z. B. THOMPSON & GRIME 1979: 894)



## 1 Einleitung

Erlenbruchwälder zählen zu den charakteristischen Waldgesellschaften organischer Naßböden und sind daher an hohe Grundwasserstände mit zeitweiliger oder ganzjähriger Wassersättigung angepaßt. Derartige Standortverhältnisse finden sich in den Niederungen von Flußtalern, in versumpften Geländesenken sowie in den Verlandungsbereichen von Seen. Ein Verbreitungszentrum für Erlenbruchwälder stellt das in weiten Teilen durch Niedermoore geprägte nordwestdeutsche Tiefland dar.

Pflanzensoziologische Bearbeitungen dieser Waldgesellschaften existieren in großer Zahl (z. B. SCAMONI 1954, SCAMONI & PASSARGE 1959, LOHMEYER 1960, GROSSER 1963, PASSARGE & HOFMANN 1968, TUEXEN 1974, VERBÜCHELN et al. 1990). Als grundlegende Arbeit gilt die großräumige Übersicht von BODEUX (1955). Für den Bereich Schleswig-Holstein wurden von MÖLLER (1970) soziologisch-ökologische Untersuchungen in Erlenwäldern durchgeführt.

Unter dem zunehmenden Einfluß großflächiger Meliorationen hat sich die charakteristische Artenzusammensetzung von Erlenbruchwäldern in den letzten Jahrzehnten deutlich verändert. Neben der Entwässerung von Niedermooren und der damit verbundenen autochthonen Eutrophierung durch die Mineralisation der Torfe ist hierfür in steigendem Maß allochthoner Nährstoffeintrag verantwortlich. Entwässerte und eutrophierte Erlenwälder, die heute weitaus größere Flächen einnehmen als naturnahe Bestände, wurden bei der synsystematischen und synökologischen Bearbeitung zwar häufig und bereits frühzeitig berücksichtigt (z. B. BUCHWALD 1951, SEEWALD 1977, DINTER 1982, KAISER & ROLOFF 1991, KAZDA et al. 1992), standörtliche Untersuchungen aus dem nordwestdeutschen Tiefland liegen aber nur vereinzelt und meistens ohne Verbindung zur konkreten Vegetationszusammensetzung vor. DÖRING-MEDERAKE (1991) führte erstmals eine umfangreiche pflanzensoziologische Klassifizierung der Feuchtwälder einschließlich ihrer Entwässerungsstadien im niedersächsischen Tiefland durch, welche durch zahlreiche Standortuntersuchungen ergänzt wurde. Eine Eichung der verschiedenen Degenerationsstadien von Erlenbruchwäldern an Standortparameter fehlt aber bislang.

Aus diesem Grund besteht **ein Schwerpunkt** der vorliegenden Arbeit in der Ermittlung von Koinzidenzen zwischen Vegetation und Standort und der daraus abgeleiteten ökologischen Abgrenzung verschiedener Vegetationstypen voneinander sowie von verwandten Feuchtwäldern. Hierfür war die Auswertung eines größeren Datensatzes notwendig, in den neben eigenen Untersuchungsergebnissen diverse Literaturdaten einbezogen wurden. Die Bearbeitung eines solchen Datensatzes erfordert eine Reduktion der für die Artenzusammensetzung bedeutsamen Standortparameter auf wenige, integrative Kenngrößen.

Die Ergebnisse dieser Auswertung stellen eine Grundlage für die Erfassung weiterer, die Ausprägung von Erlenwäldern beeinflussender Parameter und Prozesse dar. Den **zweiten Schwerpunkt** dieser Arbeit bilden verschiedene Untersuchungen in einzelnen, unterschiedlichen Vegetationstypen angehörenden Erlenwäldern, zu denen auch ein im Verlauf des Untersuchungszeitraumes wiedervernässter Bestand zählt. Sie sollen einen über die Gesamtauswertung hinausgehenden Einblick in die mit der Entwässerung einhergehenden, floristischen und standörtlichen Veränderungen der einzelnen Systeme liefern und eine Basis für die Ableitung biotischer und abiotischer Entwicklungspotentiale schaffen.

Als quantitativ wichtigstem Nährstoff kommt dem Stickstoff eine bedeutende Rolle bei der Ausprägung der Pflanzengesellschaften zu. Dies gilt besonders für grundwasserbeeinflusste Systeme und deren Entwässerungsstadien, da sich in Abhängigkeit vom Entwässerungsgrad sowohl die pflanzenverfügbaren Stickstoffmengen als auch die Stickstoffform ändern. Beide Faktoren beeinflussen die Artenzusammensetzung und Produktivität der Bestände. Anhand von Untersuchungen zur Stickstoff-

Nettomineralisation und zur Krautschicht-Phytomasse sowie deren Stickstoffgehalten in unterschiedlichen Vegetationstypen sollen diese Abhängigkeiten und Wechselwirkungen aufgezeigt werden.

Mit der Erhebung der Phytomasse ist eine Abschätzung der Nettoprimärproduktion möglich, welche zusammen mit der Ermittlung von Nährelement-Gehalten grundlegender Bestandteil der Analyse und Modellierung von Energie- und Stoffkreisläufen ist. Die Untersuchungen liefern somit einen Beitrag für die im Rahmen des Projektes 'Ökosystemforschung im Bereich der Bornhöveder Seenkette' erarbeiteten Stoffbilanzierungen, von denen hier der Stickstoffhaushalt dargestellt wird. Mit Hilfe der bestehenden, ersten Bilanzierungsansätze für zwei Erlenwald-Bestände ist es möglich, die Bedeutung der Entwässerung für den Stickstoffhaushalt verschiedener Systeme abzuschätzen.

Untersuchungen zur Produktivität von Schlüsselarten tragen dazu bei, die Abhängigkeit ihrer Populationen von verschiedenen Standortfaktoren zu erkennen. Sie geben Hinweise auf das Beharrungsvermögen dieser Arten gegenüber Standortveränderungen, sowie zusammen mit der Erfassung der Nährstoffkonzentrationen in der Phytomasse auf eine mögliche Nährstofflimitation. Im Rahmen dieser Arbeit wurde die Produktivität von 5 diagnostisch bedeutsamen Arten der Erlenbruchwälder und ihrer Degenerationsstadien an verschiedenen Standorten im Verlauf von zwei Vegetationsperioden untersucht.

Eine Grundlage zur Ableitung des biotischen Potentials von Phytocoenosen sind Kenntnisse über die Diasporenbank. Die im Rahmen dieser Arbeit durchgeführten Untersuchungen zur Diasporenbank verschiedener Erlenwälder ergänzen die anhand der Phytomasseerhebungen gewonnenen Erkenntnisse über einzelne Schlüsselarten, indem sie Hinweise auf deren generatives Ausbreitungsvermögen geben. Darüber hinaus wird die Bedeutung der Diasporenbank für die Restitution von Erlenwäldern aufgezeigt.

Der floristischen und standörtlichen Heterogenität von Erlenbruchwäldern mit Bult/Schlenken-Struktur kann durch eine getrennte Bearbeitung der verschiedenen Kleinstandorte entsprochen werden. Die Erhebungen erfolgten daher auf jeweils zwei Maßstabsebenen: Zum einen wurden verschiedene Waldbestände untersucht, zum anderen unterschiedliche Kleinstandorte innerhalb von Erlenbruchwäldern mit Bult-Schlenken-Struktur. Auf diese Weise war es möglich, die Arten- und Phytomasseverteilung entlang von Höhen-Gradienten zu erfassen und die Abhängigkeit der Beziehungen zwischen Artenzahl und Phytomasse vom Betrachtungsmaßstab zu verdeutlichen.

Auf der Basis der verschiedenen Untersuchungsergebnisse sind differenzierte Aussagen zur Gefährdung unterschiedlicher Erlenwald-Ökosysteme möglich, aus denen sich Konzepte zum Schutz der verbliebenen Wälder ableiten lassen. Die Möglichkeiten und Probleme einer Restitution degenerierter Erlenwälder durch Wiedervernässung werden diskutiert.

Die vorliegende Arbeit wurde im Rahmen des vom Bundesministerium für Bildung, Forschung und Technologie und dem Land Schleswig-Holstein finanzierten Forschungsvorhabens 'Ökosystemforschung im Bereich der Bornhöveder Seenkette' durchgeführt.

## 2 Untersuchungsgebiete

Die Untersuchungsflächen befinden sich größtenteils im Bornhöveder Seengebiet (zur Beschreibung dieses Gebietes s. LEITUNGSGREMIUM 1992). Zusätzlich wurde ein entwässerter Erlenwald in der Pohnsdorfer Stauung nahe Preetz einbezogen, der im Verlauf der Untersuchungen wiedervernäßt wurde.

### 2.1 Lage, Geomorphologie

Das etwa 52 km<sup>2</sup> große **Bornhöveder Seengebiet** liegt 30 km südlich von Kiel im Übergangsbereich zwischen dem ostholsteinischen Seen- und Hügelland und der Vorgeest (Abb. 1). Die Grundstruktur dieses Gebietes wurde bereits nach dem ersten Elstervorstoß angelegt, als durch subglaziale Schmelzwassererosion ein Tunneltal ('Bornhöveder Rinne') entstand. Im Verlauf der folgenden Vereisungsphasen wechselten Akkumulations- und Erosionsvorgänge ab. Der letzte Weichselvorstoß hinterließ große Toteisblöcke, die in der Abschmelzphase von Sanderablagerungen überschüttet wurden. Zwischen diesen Toteisblöcken lagerten sich glazifluviale Sedimente ab. Nach Tieftauen der Toteismassen im Spätglazial und frühen Holozän entstand durch Reliefumkehr die heutige Kames- und Seenlandschaft. Seit Beginn des Holozän haben organogene Verlandungsprozesse zur vollständigen bzw. teilweisen Verfüllung zahlreicher Toteishohlformen geführt (GARNIEL 1988, PIOTROWSKI 1991, LEITUNGSGREMIUM 1992).

Die etwa 100 ha große **Pohnsdorfer Stauung** befindet sich 15 km östlich von Kiel inmitten des ostholsteinischen Seen- und Hügellandes (Abb. 1). Sie liegt im Talraum zwischen Wellsee und Postsee, welcher von hohen Endmoränen begrenzt wird und ebenfalls durch Verlandungsprozesse geprägt ist (BROCKMANN 1987).



Lage der Untersuchungsflächen

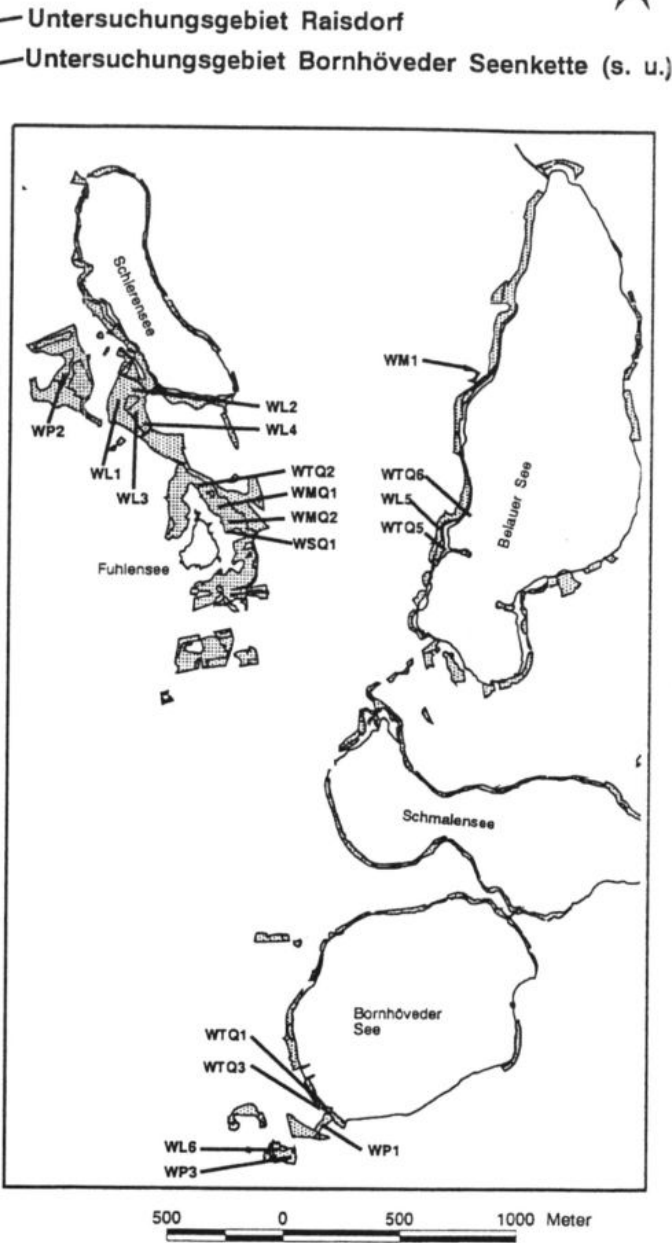


Abb. 1: Untersuchungsgebiete und -standorte (punktiert: Erlenwälder)

## 2.2 Witterung

Die Witterung der beiden Untersuchungsjahre 1992 und 1993 weicht zeitweise deutlich vom langjährigen Mittel ab (Abb. 2). Zwischen beiden Jahren bestehen ebenfalls größere Unterschiede. Das erste Untersuchungsjahr zeichnet sich durch hohe Niederschläge im Frühjahr und Herbst, sommerliche Trockenheit und hohe Temperaturen in der ersten Jahreshälfte aus, das zweite dagegen durch geringe Niederschläge im Frühjahr und hohe im Sommer bei insgesamt niedrigeren Temperaturen.

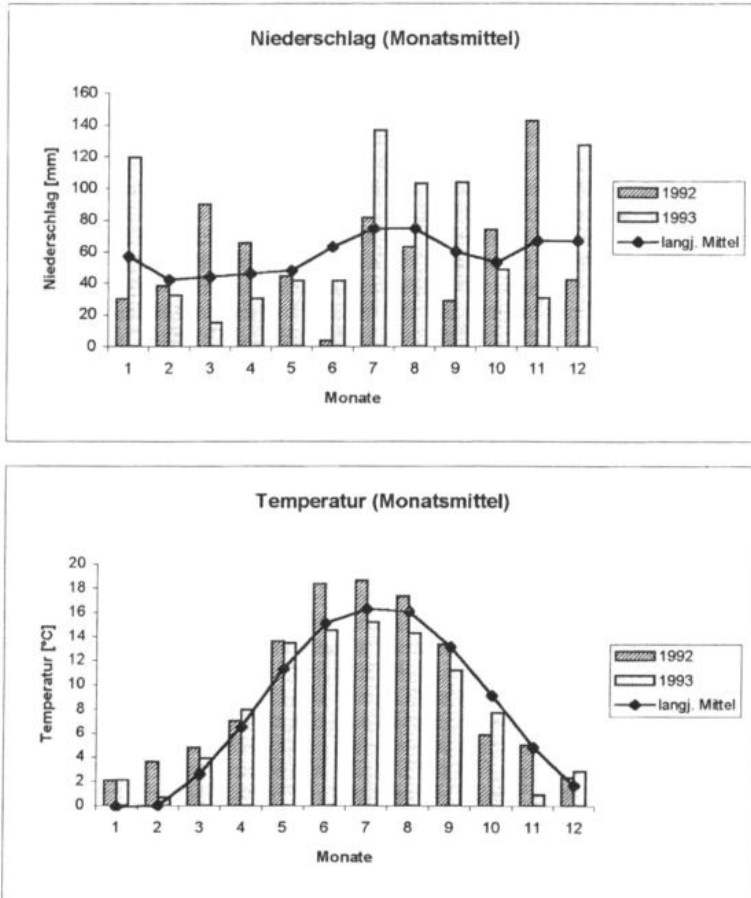


Abb. 2: Niederschläge und Temperaturen im Untersuchungszeitraum sowie im langjährigen Mittel

## 2.3 Beschreibung der Untersuchungsgebiete

Die Lage der einzelnen Untersuchungsflächen ist Abb. 1 zu entnehmen. Sie befinden sich in den Verlandungsbereichen verschiedener Seen der Bornhöveder Seenkette (Fuhlensee, Belauer See, Bornhöveder See) oder in vollständig verlandeten Geländesenken (nahe Schierensee, Pohnsdorfer Stauung). Alle untersuchten Bestände stocken auf Niedermoortorfen.

Der weitgehend verlandete **Fuhlensee** mit einer bis zu 8 Meter tiefen Muddeschicht und einer Wassertiefe von wenigen Dezimetern ist von ausgedehnten Röhricht- und Bruchwaldzonen umgeben, die seewärts stellenweise auf Schwingdecken wachsen. Im Kontaktbereich des Niedermoorbodens zum

angrenzenden Mineralboden tritt stellenweise Hangdruckwasser aus. Eine forstwirtschaftliche Nutzung des Bruchwaldes ist aufgrund der schlechten Begehrbarkeit kaum möglich. In der Vergangenheit wurden nur gelegentlich einzelne Bäume gefällt, so daß der ursprüngliche Bruchwaldcharakter erhalten geblieben ist. Die im nördlich Verlandungsbereich des Fuhlensees gelegenen Untersuchungsflächen werden aktuell nicht durch Entwässerung, aber durch Stoffzufuhr aus dem angrenzenden, intensiv genutzten Acker sowie durch nährstoffbelastetes Wasser aus einem durch den Bruchwald fließenden Graben beeinträchtigt (zur Beschreibung des Fuhlensees und seiner Randgebiete s. EIGNER 1988, WIEBE 1991).

Die Bruchwaldsäume am westlichen Ufer des **Belauer Sees** sind landeinwärts von Entwässerungsstadien der Erlenbruchwälder umgeben. Diese Abfolge beruht auf einer 1935 vorgenommenen Seespiegelabsenkung von etwa 60 Zentimetern, welche zur Entwässerung der vorhandenen sowie zur Entstehung neuer Bruchwälder geführt hat. Der Catena-Bereich des Projektes 'Ökosystemforschung im Bereich der Bornhöveder Seenkette' beinhaltet eine derartige Abfolge. Stellenweise sind die Niedermoorböden hier von Sandlinsen durchzogen, welche auf periodische Überschwemmungen in der Vergangenheit hindeuten (vergl. SCHLEUSS 1992). Die Wasserstände des Sees und seiner Verlandungsbereiche werden durch den Betrieb einer Wasserturbine am Abfluß des Sees beeinflusst.

Nur wenige Meter vom Westufer des Belauer Sees entfernt liegt eine bruchwaldbestandene, vermoorte Geländesenke, deren Wasserregime weitgehend unabhängig von dem des Sees ist (KLUGE, mündl. Mitt.). Im Gegensatz zu den ufernahen Erlenwäldern am Belauer See wurde dieser Bruchwald in der Vergangenheit niederwaldartig genutzt.

Von der genannten Seespiegel-Absenkung ist auch der mit dem Belauer See in hydrologischer Verbindung stehende **Bornhöveder See** betroffen. Hier sind ähnliche Abfolgen von feuchten bis zu entwässerten Erlenwäldern zu finden. Die in die Untersuchungen einbezogenen Bruchwaldsäume am südlichen Seeufer werden zusätzlich zum ohnehin nährstoffbelasteten Seewasser durch das Abwasser eines nahegelegenen Campingplatzes beeinträchtigt. Neben diesen Beständen wurden zwei weiter vom Ufer entfernte Erlenwälder in die Untersuchungen einbezogen, die vor etwa 20 Jahren entwässert wurden.

Weitere Untersuchungsflächen liegen in einer ausgedehnten Niederung westlich des **Schierensees**, welche größtenteils aus land- und forstwirtschaftlich genutzten Flächen besteht und einer intensiven Entwässerung unterliegt. Die Dominanz von *Betula pubescens* in den meisten dieser Wälder deutet darauf hin, daß hier ehemals Birkenbruchwälder verbreitet waren. Die rezenten, degradierten Erlen- und Birkenwälder werden nicht nur durch Entwässerung, sondern vor allem im Kontaktbereich zu Intensivgrünland auch durch Eutrophierung stark beeinträchtigt.

In der **Pohnsdorfer Stauung** wurden Niedermoor-tiefen von bis zu 10 Metern gemessen (STAATL. MOORVERSUCHSSTATION BREMEN, unveröff.). Stellenweise existieren wasserzügige Bereiche, die auf Quellaustritte zurückzuführen sind. Bei der intensiven Entwässerung der gesamten Niederung in den 50'er Jahren wurde der Wasserstand um mehr als 1,5 Meter abgesenkt. Der großflächig ausgebildete Bruchwald wurde bis auf wenige Reste gerodet. Die Schwarzerlen im verbliebenen, 4 Hektar großen Wald wurden bis vor 30 Jahren niederwaldartig genutzt. Seit 1993 werden hier Maßnahmen zur Wiedervernässung durchgeführt, wovon auch Teile des Erlenwaldes betroffen sind.



### 3 Methoden

#### 3.1 Soziologisch-ökologische Auswertung von Vegetationsaufnahmen und Standortdaten

##### 3.1.1 Datengrundlage

Neben 20 selbst erhobenen Vegetationsaufnahmen der in Kap. 4.2.1 beschriebenen Untersuchungsflächen (zur Aufnahmemethodik siehe Kap. 3.2.2) wurden aus der Literatur entnommene, nach der Methode von BRAUN-BLANQUET (1964) erhobene Aufnahmen von Erlenbruchwäldern (*Carici elongatae*-*Alnetum glutinosae*), entwässerten Erlenwäldern (*Alnus glutinosa*-Gesellschaft), Birkenbruchwäldern (*Betula pubescens*-Gesellschaft) und Erlen-Eschenwäldern (*Alno-Fraxinetum*) zu einer Gesamttabelle zusammengefaßt (Tab. 1). Bei der Auswahl der Literaturdaten wurden ausschließlich Vegetationsaufnahmen berücksichtigt, für die edaphische und/oder hydrologische Meßwerte vorlagen. Um einen möglichst umfangreichen Datensatz aus Vegetations- und Bodendaten sowie hydrologischen Meßwerten zu erhalten, wurden dabei nur diejenigen edaphischen Parameter berücksichtigt, von denen eine größere Anzahl an Meßdaten vorlag. Dies sind der Gehalt an organischer Substanz, der pH-Wert und das C/N-Verhältnis als integrative Kenngrößen, die auf den Zersetzungsgrad der Torfe, den Basengehalt sowie den Gehalt an pflanzenverfügbarem Stickstoff und damit den Trophiegrad schließen lassen (vergl. z. B. SUCCOW 1988, GÖNNERT 1989:94, PFADENHAUER 1993:37). Um eine Vergleichbarkeit der Daten für alle Vegetationsaufnahmen zu gewährleisten, wurden lediglich Meßwerte aus den oberen Bodenhorizonten (ca. 0 - 15 cm) verwendet. Die Bearbeitung des Datensatzes erforderte außerdem eine Reduktion der Standortparameter auf jeweils einen mittleren Wert je Aufnahme, so daß beispielsweise jahreszeitliche Schwankungen nicht berücksichtigt werden konnten. Vegetationsaufnahmen, zu denen Grundwasserstandsmessungen vorlagen, wurden hinzugezogen, sofern mindestens einjährige Datenreihen mit Meßintervallen von höchstens einem Monat vorlagen. Aus diesen Grundwasserstandsmessungen wurden folgende Parameter berechnet und zur statistischen Auswertung herangezogen: Wasserstands-Median (im folgenden als mittlerer Wasserstand bezeichnet), minimaler und maximaler erreichter Wasserstand, maximale jährliche Amplitude des Grundwasserstandes und jährliche Überflutungsdauer (s. Kap. 3.2.4.1).

Die Vegetationsaufnahmen und Standortdaten stammen neben eigenen Erhebungen von JANIESCH (1978), BÖCKER (1978), DINTER (1982), HORMANN (1983), HÜNERS (1983), GRELL (1988), POLLOK (1988), DÖRING-MEDERAKE (1991), SCHOLLE (1991) sowie von WULF (1992).

Mit einer Ausnahme wurden die Untersuchungen der genannten Autoren im nordwestdeutschen Tiefland durchgeführt. Lediglich die Daten von DINTER stammen aus den niederrheinischen Sandplaten. Sie wurden in die Auswertung einbezogen, um einen ausreichend großen Datensatz zur statistischen Absicherung der Ergebnisse zu erhalten. Aufgrund der Tatsache, daß Erlenbruchwälder zur azonalen Vegetation zählen (vergl. z. B. ELLENBERG 1986:73f, WILMANNS 1989:311) sind die von DINTER erhobenen Vegetationsaufnahmen mit denen aus Nordwestdeutschland vergleichbar. Aus der Arbeit von WULF wurden lediglich die edaphischen Meßwerte berücksichtigt, da die Grundwasserstände nicht in lückenlosen Datenreihen vorlagen.

Tabelle 1 umfaßt insgesamt 170 Vegetationsaufnahmen, zu denen edaphische und/oder hydrologische Daten vorliegen. 145 Aufnahmen sind Meßwerte bezüglich des pH-Wertes, des C/N-Verhältnisses und/oder des Humusgehaltes zuzuordnen, zu 79 Aufnahmen existieren hydrologische Daten.

3.1.2 Bearbeitung und Auswertung des Datensatzes

Die Vegetationsaufnahmen wurden zunächst floristisch gegliedert und anhand von Kenn- und Trennarten zu Vegetationstypen zusammengefaßt. Als Grundlage diente die synsystematische Gliederung gestörter Erlenwälder in Schleswig-Holstein (SCHRAUTZER et al. 1991).

Anschließend wurde eine Eichung dieser Trennarten an die verschiedenen Standortparameter vorgenommen, indem die Mittelwerte und Konfidenzintervalle dieser Standortparameter für die Trennarten errechnet wurden (SACHS 1984:201). Die Konfidenzintervalle geben die Spannen an, innerhalb derer die tatsächlichen Mittelwerte einer Grundgesamtheit (hier die erfaßten Erlenwälder Nordwestdeutschlands) mit einer bestimmten Irrtumswahrscheinlichkeit (hier 5 %) zu vermuten sind. Die Berechnung erfolgte in Abhängigkeit davon, ob eine Normalverteilung vorlag oder nicht, parametrisch (Berechnung des arithmetischen Mittels) bzw. nicht-parametrisch (Berechnung des Zentralwertes).

Arten ohne ökologische Aussagekraft für die jeweiligen Vegetationseinheiten wurden als Differentialarten verworfen. Teilweise konnten dagegen neue Differentialarten gefunden werden. Aus den zunächst floristisch ermittelten Differentialartengruppen wurden auf diese Weise ökologische Artengruppen abgeleitet und die Vegetationsaufnahmen, sofern erforderlich, entsprechend umgestellt.

Schließlich wurde überprüft, ob zwischen den durch die ermittelten ökologischen Artengruppen getrennten Vegetationstypen signifikante standörtliche Unterschiede bezüglich der untersuchten Parameter bestehen. Die Signifikanztests (F-Test bzw. Median-Test, SACHS 1984:248) wurden für eine Irrtumswahrscheinlichkeit von 5 % berechnet. Es wurden nur solche Vegetationstypen beibehalten bzw. neu definiert, die sich nicht nur floristisch, sondern auch standörtlich unterscheiden. Andernfalls wurden die entsprechenden Vegetationsaufnahmen den nächst höheren Syntaxa zugeordnet. Mit Hilfe der auf diese Weise erfolgten Aggregation floristisch differenzierter Vegetationstypen wurde versucht, ein Maximum an ökologischer Aussagefähigkeit bezüglich der untersuchten Standortparameter zu erzielen.

Die auf diese Weise entstandene Vegetationstabelle wurde zu einer synthetischen Tabelle zusammengefaßt (die Originaldaten sind in der Datenbank des Ökologiezentrums Kiel hinterlegt), in der die Häufigkeit des Vorkommens der Arten in den verschiedenen Vegetationseinheiten folgenden Stetigkeitsklassen entspricht:

<5 %	r	>40 % - 60 %	III
5 % - 10 %	+	>60 % - 80 %	IV
>10 % - 20 %	I	>80 %	V
>20 % - 40 %	II		

Zusätzlich wurde der mittlere Deckungsgrad für alle vorhandenen Arten einer Vegetationseinheit errechnet. Für jedes Syntaxon wird außerdem die mittlere Artenzahl angegeben.

♦ Anmerkungen zur Methode

Ein Vergleich der von unterschiedlichen Autoren erhobenen edaphischen Parameter ist streng genommen nur möglich, wenn den Meßwerten gleiche Untersuchungsmethoden zugrundeliegen. Bei einer Reduktion des Datensatzes auf Vegetationsaufnahmen, zu denen nach identischen Methoden erhobene Standortdaten existieren, wären aber zu wenig Aufnahmen für eine statistische Überprüfung übriggeblieben. Um eine standörtliche Differenzierung verschiedener Erlenwälder zu ermöglichen, mußten methodische Unzulänglichkeiten (so mußten die pH-Werte teilweise umgerechnet werden, s. Kap. 3.2.4.2.3) und die dadurch abgeschwächte Aussagekraft der Ergebnisse in Kauf genommen werden.

Bei der Interpretation der Konfidenzintervalle ist zu beachten, daß sie mit zunehmendem Probenumfang enger werden. Um ihre Spanne beurteilen zu können, wird in den Graphiken daher jeweils die Stichprobenzahl

(Anzahl der Vorkommen einer Art bzw. einer Vegetationsaufnahme) aufgeführt. Bei einer Stichprobenzahl von sechs bis sieben entsprechen die Konfidenzintervalle etwa den Amplituden der gemessenen Werte, kleinere Stichprobenzahlen führen zu Intervallen, die ein Vielfaches der gemessenen Amplituden betragen können. Bei der Berechnung wurden aus diesem Grund nur Kollektive von mindestens acht Stichproben (Vorkommen einer Art bzw. eines Vegetationstyps) berücksichtigt, bei geringeren Stichprobenzahlen werden die Extremwerte angegeben.

### 3.2 Floristische und standörtliche Untersuchungen in ausgewählten Erlenwald-Beständen

#### 3.2.1 Auswahl der Untersuchungsflächen

Da die Erlenwälder im Einzugsgebiet der Bornhöveder Seenkette in der ersten Projektphase (1988 - 1991) bereits pflanzensoziologisch typisiert und kartiert worden waren (SCHRAUTZER et al. 1991, HEMPRICH 1991, SCHOLLE 1991, WIEBE 1991, LEITUNGSGREMIUM 1992), konnten geeignete Untersuchungsflächen leicht ausgewählt werden. Der Erlenwald in der Pohnsdorfer Stauung bei Raisdorf wurde in die Untersuchungen mit einbezogen, da hier seit 1993 Wiedervernässungsmaßnahmen erfolgen, deren erste Auswirkungen beobachtet werden konnten.

Die Auswahl der Untersuchungsflächen richtete sich nach folgenden Kriterien:

- Die Mindestgröße der untersuchten Waldbestände sollte 100 m<sup>2</sup> betragen (Minimumareal für Wälder, s. DIERSSEN 1990:15), um die vorkommenden Pflanzenarten möglichst vollständig zu erfassen. Die im Bornhöveder Seengebiet vorkommenden, wesentlich schmalere Erlensäume an Seeufern wurden wegen des Randeinflusses angrenzender Pflanzenbestände nicht berücksichtigt;
- die verschiedenen Ausprägungen und Natürlichkeitsgrade der Erlenwälder des Bornhöveder Seengebietes sollten erfaßt werden;
- die Catena-Bereiche des Hauptforschungsraumes sollten in die Untersuchungen einbezogen werden, um die Ergebnisse in die integrative Auswertung dieser Schwerpunktgebiete einfließen lassen zu können;
- es mußten Flächen gefunden werden, in denen die zu untersuchenden Arten so häufig vorkamen, daß eine monatliche Phytomasse-Entnahme während des Untersuchungszeitraumes (ein bis zwei Jahre) sichergestellt war.

#### ♦ Anmerkungen zur Auswahl der Untersuchungsflächen

Aufgrund der genannten Auswahlkriterien war es nicht möglich, jeweils die gleiche Anzahl von Parallelstandorten der verschiedenen Vegetationstypen zu untersuchen.

Bei der Flächenauswahl in Erlenbruchwäldern konnte das Kriterium der Uniformität (vergl. DIERSSEN 1990:15) nicht in jedem Fall berücksichtigt werden, da die durch trockene Bulte und wassergefüllte Schlenken gekennzeichneten Bestände höchstens bezogen auf diese jeweiligen Kleinstandorte als physiognomisch und strukturell einheitlich gelten können. Aus diesem Grund wird von einigen Autoren diskutiert, derartige Bestände als 'Mosaikkomplexe' unterschiedlicher Pflanzengesellschaften aufzufassen (MIERWALD 1988:52, vergl. auch PASSARGE 1965, DIERSCHKE 1988, SUCCOW 1988:61). Da die verschiedenen Kleinstandorte in engem floristisch-ökologisch-syndynamischen Zusammenhang stehen (nur die Kennarten der Erlenwälder sind vollständig vertreten, die Erlen beeinflussen durch Stickstofffixierung, Laubabwurf und Beschattung die Standortbedingungen aller weiteren Arten), werden Bruchwälder mit Bult-Schlenken-Struktur hier in Anlehnung an die Arbeit von DÖRING (1987:365) als einheitliche Vegetationstypen angesehen (vergl. auch FUKAREK 1961, GROSSER 1965). Der Heterogenität dieser Bestände wurde durch eine Kennzeichnung von Arten auf Bulten bei der Vegetationsaufnahme sowie die Ermittlung der Flächenanteile und die getrennte Untersuchung der verschiedenen Kleinstandorte Rechnung getragen.

Eine weitere Schwierigkeit bei der Flächenauswahl bestand in den teilweise destruktiven Untersuchungsmethoden (s.u.). Die von FINKE (1993) durchgeführten Erhebungen der Stickstoff-Nettomineralisation (Kap. 3.2.4.3) begannen bereits im Herbst 1991, die übrigen Untersuchungen erst im darauffolgenden Frühling. Dabei zeigte sich, daß ausreichend große ungestörte Flächen, die beispielsweise zur Untersuchung von Einzeipflanzen (Kap. 3.2.6.2) nötig sind, vor allem in den Bereichen mit hohen Grundwasserständen nicht mehr überall vorhanden waren. Nur in wenigen Beständen war es daher möglich, die verschiedenen Untersuchungen in denselben Flächen durchzuführen. Ein direkter Bezug der Mineralisation zu den Entzügen durch die Krautschicht ist daher nur für wenige Standorte herzustellen. Gleiches gilt für weitere, im folgenden beschriebene Untersuchungen, die nicht in allen Flächen durchgeführt werden konnten.

### 3.2.2 Vegetationsaufnahme

Die Vegetation der mindestens 10 x 10 m großen Untersuchungsflächen wurde einmalig im Sommer 1992 nach dem halbquantitativen Schätzverfahren von BRAUN-BLANQUET (1964), modifiziert von REICHELT & WILMANN (1973) sowie nach dem Schlüssel von LONDO (1975) aufgenommen. Beide Skalen sind im folgenden aufgeführt.

Modifizierte Skala von BRAUN-BLANQUET (1964)	Skala von LONDO (1975)
r = 1 Individuum pro Aufnahme­fläche, Deckung <5 %	.1 = Deckung <1 %
+ = 2-5 Individuen pro Aufnahme­fläche, Deckung <5 %	.2 = Deckung >1-2 %
1 = 6-50 Individuen pro Aufnahme­fläche, Deckung <5 %	.4 = Deckung >2-5 %
2m = >50 Individuen pro Aufnahme­fläche, Deckung <5 %	1- = Deckung >6-10 %
2a = Deckung >5-15 %	1+ = Deckung >10-15 %
2b = Deckung >15-25 %	2 = Deckung >15-25 %
3 = Deckung >25-50 %	3 = Deckung >25-35 %
4 = Deckung >50-75 %	4 = Deckung >35-45 %
5 = Deckung >75-100 %	5 = Deckung >45-55 %
	6 = Deckung >55-65 %
	7 = Deckung >65-75 %
	8 = Deckung >75-85 %
	9 = Deckung >85-95 %
	10 = Deckung >95-100 %

Von den vorkommenden Moosarten wurden lediglich *Acrocladium cuspidatum*, *Calliergon cordifolium*, *Mnium hornum*, *Brachythecium rutabulum*, *Eurhynchium stockesii*, *Plagiomnium undulatum*, *Plagiomnium affine* sowie die Gattung *Sphagnum* erfaßt. Die nach BRAUN-BLANQUET angefertigten Aufnahmen wurden zusammen mit den nach der gleichen Methode erhobenen Vegetationsaufnahmen aus verschiedenen Literaturquellen für die floristische und standörtliche Charakterisierung der Erlenwälder Nordwestdeutschlands verwendet (vergl. Kap. 3.1). Aufgrund der feineren Einteilung der Deckungsgrade ist anhand der Skala von LONDO eine genauere Beschreibung der Untersuchungsflächen möglich. Die nach diesem Schlüssel angefertigten Vegetationsaufnahmen in den Untersuchungsflächen wurden in einer eigenen Tabelle (Tab. 2) zusammengefaßt und für alle weitergehenden Erhebungen zugrundegelegt.

Die Nomenklatur der Gefäßpflanzen richtet sich nach EHRENDORFER (1973), die der Moose nach FRAHM & FREY (1983).

### 3.2.3 Ermittlung der Topographie in Erlenbruchwäldern mit Bult-Schlenken-Struktur

Zwei der untersuchten Erlenbruchwälder (WM1, WMQ1) zeichnen sich durch eine ausgeprägte Bult-Schlenken-Struktur aus. Hier können die standörtlichen und floristischen Untersuchungen nicht auf die gesamte Fläche, sondern lediglich auf die verschiedenen Kleinstandorte (Bulte, Übergänge, Schlenken) bezogen werden. Um diese Kleinstandorte anhand von Höhenlinien voneinander abzugrenzen und ihre Flächenanteile ermitteln zu können, wurden die entsprechenden Standorte mit einem Theodolithen nivelliert. Auf dieser Datengrundlage wurden mit dem PC-Programm SURFER topographische Karten erstellt.

### 3.2.4 Untersuchung verschiedener Standortparameter

#### 3.2.4.1 Wasserstandsmessung

Für die Wasserstandsmessung wurden 1,5 m lange PVC-Röhren mit einem Durchmesser von 5 cm verwendet, die auf ganzer Länge mit Löchern versehen und mit einem Deckel verschließbar waren. Sie wurden an den einzelnen Untersuchungsstandorten in vorgebohrte Löcher eingebracht. Die Messungen erfolgten in vierzehntägigen bis vierwöchigen Abständen. Der Untersuchungszeitraum betrug für die meisten Standorte zwei Jahre (April 1992 bis April 1994), für die von FINKE (1993) bearbeiteten Wälder ein Jahr (September 1991 bis September 1992). Die Grundwasserstände für die beiden Catena-Standorte wurden von FINKE (1993) mit Hilfe eines Simulations-Modells (KLUGE & THEESSEN 1995) für das Jahr 1992 errechnet.

Die graphische Darstellung der Ergebnisse erfolgt in Form von Grundwassergang- und -dauerlinien (vergl. KLÖTZLI 1969a). Außerdem wurde der Wasserstands-Median (WS mittel), der minimale (WS min) und maximale erreichte Wasserstand (WS max), die maximale jährliche Amplitude des Grundwasserstandes (WS Amplitude) und die Überflutungsdauer in Tagen je Jahr berechnet.

#### 3.2.4.2 Physikalische und chemische Bodenkenngrößen

Zur Bestimmung der Bodenkenngrößen wurden aus jeweils zwei Bodenhorizonten ( $H_1$ : 0 - 15 cm,  $H_2$ : 15 - 30 cm) etwa 8 Parallelproben entnommen. Um mögliche jahreszeitlich bedingte Unterschiede ausgleichen zu können, wurden die Untersuchungen bis zu 6 mal jährlich wiederholt. Dargestellt werden jeweils die Mittelwerte je Bodenhorizont und Standort; zusätzlich wird die Standardabweichung in Prozent des Mittelwertes angegeben.

##### 3.2.4.2.1 Wassergehalt

Die Wassergehalte wurden durch Trocknung der Bodenproben bei 105° C bis zur Gewichtskonstanz bestimmt.

##### 3.2.4.2.2 Organische Substanz

Die organische Substanz oder der Humusgehalt des Bodens besteht aus unterschiedlich stark zersetzten pflanzlichen und tierischen Stoffen sowie den Huminstoffen. Die Bestimmung erfolgte aus der Differenz der bei 105° C und nach Veraschung bei 550° C ermittelten Trockengewichte.

### 3.2.4.2.3 pH-Wert

Die pH-Werte der feldfrischen Proben wurden mit einem pH-Meter der Firma WTM in 1molarer KCl gemessen. Die für den Literaturvergleich notwendige Umrechnung in  $\text{pH}_{(\text{H}_2\text{O})}$  erfolgte mit Hilfe des folgenden, anhand der Arbeit von PETERS (1988) ermittelten Umrechnungsfaktors:

$$\text{pH}_{(\text{H}_2\text{O})} = \text{pH}_{(\text{KCl})} / 0,9 \text{ (Standardabweichung: 4 \%)}$$

In der genannten Arbeit wurden die pH-Werte etlicher Niedermoorböden von Erlenwäldern nach beiden Verfahren bestimmt.

### 3.2.4.2.4 C/N-Verhältnis

Die Bestimmung des Gesamtstickstoff- und Kohlenstoffgehaltes erfolgte mit einem CHN-Rapid Elementaranalysator der Firma Heraeus, nachdem die Bodenproben bei 65° C getrocknet und mit einer Achatkugelmühle staubfein gemahlen worden waren. Aus diesen Gehalten wurden die C/N-Verhältnisse errechnet.

### 3.2.4.3 Stickstoff-Nettomineralisation

Die Untersuchungen zur Stickstoff-Nettomineralisation wurden von FINKE (1993) im Rahmen einer Diplomarbeit durchgeführt. Die folgende Kurzbeschreibung der Methode ist der genannten Arbeit entnommen (zur ausführlichen Beschreibung s. FINKE 1993).

Der Untersuchungszeitraum betrug ein Jahr (10. 91 - 10. 92). Angewendet wurde der Freiland-Brutversuch nach GERLACH (1973, 1978). An insgesamt 9 Standorten (Tab. 3) wurden jeweils zwei Bodenhorizonte (0 - 15 cm, 15 - 30 cm) beprobt. Sofern vorhanden und inkubierbar, wurden zusätzlich die organischen Auflagen (Laubstreu- (L-) und Grobhumus ( $\text{O}_r$ ) Horizonte) untersucht. Jedem Bodenhorizont wurden 4 Parallelproben entnommen und zu einer Mischprobe zusammengefaßt. Diese Mischproben wurden homogenisiert, Wurzeln und Makrofauna wurden entfernt. Ein Teil der Proben wurde noch am gleichen Tag im Labor extrahiert, der übrige Teil wurde in je 3 gasdurchlässigen PVC-Beuteln für 8 Wochen in den Entnahmehorizonten inkubiert. Die Abstände zwischen zwei Probenahmetermine betragen 4 Wochen, so daß sich jeweils zwei Inkubationszeiträume überschneiden.

Die Extraktion erfolgte mit 1molarer KCl-Lösung, die Messung der filtrierten Suspension mit einem rapid flow Analyzer der Firma Alpkem.

Aus der Differenz zwischen den aktuellen Gehalten an Mineralstickstoff und den nach 8 Wochen ermittelten wurde die Stickstoff-Nettomineralisation (NNM) berechnet.

#### ♦ Anmerkungen zur Methode

Die Ermittlung der Stickstoff-Nettomineralisation mit Hilfe des Brutversuches bereitet besonders in nassen Böden methodische Schwierigkeiten, die zu verfälschten Ergebnissen führen können. Neben den während der Bebrütung konstant gehaltenen Wassergehalten kann hier besonders eine verminderte Gasaustauschfähigkeit der Polyethylenbeutel zu einer veränderten Mineralisation und Dentrifikation gegenüber der Umgebung führen (vergl. GERLACH 1978:170). Außerdem findet bei der Entnahme und Durchmischung der Bodenproben eine Belüftung statt, welche eine Zunahme der mikrobiellen Aktivität bewirkt (vergl. GERLACH 1973:82). Die NNM dürfte daher vor allem in nassen Böden höhere Werte erreichen als die tatsächliche Mineralisation am Standort.

Eine in nassen Böden auftretende Schwierigkeit bei der Übertragung der Ergebnisse auf die pflanzenverfügbaren Stickstoffgehalte am Standort besteht in der aktiven Sauerstoffabgabe aus Pflanzenwurzeln von Helophyten oder von *Alnus glutinosa*, die zu einer Nitrifikation im Rhizosphärenbereich führt (z. B. GROSSE & SCHRÖDER 1984, WÖTZEL 1997). Dieser, für die Pflanzen bedeutende Mineralstickstoff kann mit der beschriebenen Methode kaum erfaßt werden, ohne die Wurzeln selbst zu inkubieren.



### 3.2.5 Auswertung floristischer und bodenkundlicher Daten mit Hilfe der Kanonischen Korrespondenzanalyse (Canonical Correspondence Analysis: CCA)

Die Kanonische Korrespondenzanalyse (CCA) gehört zu den multivariaten Ordinationsmethoden. Im Gegensatz zu univariaten Verfahren, die je Analysevorgang nur *eine* Variable einbeziehen und somit nur monokausale Aussagen zulassen, können multivariate Verfahren zahlreiche Variablen in einer Analyse parallel verarbeiten und die vieldimensionale Ähnlichkeitsstruktur eines Datensatzes in wenigen Dimensionen abbilden (WILDI 1986:143).

Zu den multivariaten Ordinationsmethoden zählen die indirekte und die direkte Gradientenanalyse. Ziel der indirekten Verfahren, beispielsweise der Korrespondenzanalyse (CA) und der Hauptkomponentenanalyse (PCA), ist die mathematisch bestmögliche, also maximale Differenzierung von Objekten (z. B. untersuchte Bestände) anhand eines Variablensatzes (z. B. Artenzusammensetzung). Die CCA zählt zu den direkten Gradientenanalysen. Hier wird die Ordination von einem zweiten Variablensatz, den Standortparametern, abhängig gemacht. Die Auftrennung der Objekte ist schwächer als bei in indirekten Verfahren, da sie durch die Linearkombination der Umweltfaktoren erklärt werden muß. Mit Hilfe der CCA wird somit versucht, über eine simultane Verarbeitung von Vegetations- und Standortdaten Aufschluß über den Zusammenhang beider Komplexe zu erlangen (z. B. WILDI 1986:161f, KESEL 1995:75).

Sowohl direkte als auch indirekte Gradientenanalysen können auf unimodalen oder linearen Verteilungsmodellen basieren. Die CCA ist für unimodale Modelle ausgelegt, da zwischen der Abundanz von Arten und den standörtlichen Gradienten eher ein unimodaler als ein linearer Zusammenhang zu vermuten ist.

Der CCA liegt folgendes, kurz beschriebenes Berechnungsverfahren zugrunde (zum rechnerischen Ablauf und den mathematischen Grundlagen siehe TER BRAAK 1987).

Durch Umsortieren des Datensatzes wird der für die Differenzierung effektivste ökologische Gradient gesucht. Dieser entspricht der ersten Ordinations-Achse. Ein Maß für die Auftrennung der Objekte ist ihre relative Position auf dieser Achse. Die maximale Streuung der Positionswerte je Achse wird durch den Eigenwert angegeben, welcher gleichzeitig Korrelationskoeffizient zwischen Variablen- und Objektpositionen ist. Er kann Werte zwischen 0 und 1 annehmen und gibt Auskunft über die Bedeutung der jeweiligen Achse (TER BRAAK 1987:101f). Die zweite Achse und alle weiteren werden mit der Bedingung berechnet, daß jede neue Achse sich senkrecht zu allen vorhergehenden befindet. Aufgrund dieser Bedingung wird einerseits die Auftrennung der Objekte mit jeder neuen Ordinationsachse geringer, weil immer mehr einschränkende Faktoren hinzukommen, andererseits ist die Ordination jeder neuen Achse unabhängig von der vorhergehenden und liefert daher auch neue Informationen. In der Regel enthalten die ersten 2 Achsen einen Großteil der signifikanten Informationen. Das Ergebnis der Berechnung ist eine Ordinationsdiagramm, indem sowohl die Lage der Objekte als auch die Stärke und Richtung der Standortvektoren in Bezug zu den Objekten dargestellt wird.

Zur Analyse wurden die Vegetationsaufnahmen der oben beschriebenen Untersuchungsstandorte sowie die jeweiligen standörtlichen Daten eingegeben. Dies sind: Der mittlere, minimale und maximale erreichte Wasserstand, die maximale jährliche Amplitude des Wasserstandes sowie die Überflutungsdauer, außerdem der mittlere pH-Wert, das mittlere C/N-Verhältnis sowie die organische Substanz beider Bodenhorizonte. Graphisch dargestellt werden die erste und die zweite Ordinationsachse in einem sogenannten 'biplot', der neben den Standortvektoren die relative Lage der untersuchten Bestände zeigt.

Die Berechnung erfolgte mit dem Programmpaket CANOCO 3.1 (TER BRAAK 1987) sowie dem zugehörigen Graphikprogramm CANODRAW 3.0, bei dem die ermittelten Ordinationsachsen auf ein Koordinatenkreuz von  $[-1, 1]$  projiziert werden.

Der Übersichtlichkeit halber werden in der Darstellung solche Standortparameter weggelassen, die eng mit anderen korreliert sind. Hierzu gehören der minimale und der maximale gemessene Wasserstand sowie der pH-Wert, das C/N-Verhältnis und der Anteil an organischer Substanz im jeweils unteren Bodenhorizont. Dargestellt werden der mittlere Wasserstand, die maximale jährliche Amplitude des Grundwasserstandes, die jährliche Überflutungsdauer, der mittlere pH-Wert sowie das mittlere C/N-Verhältnis und der Anteil an organischer Substanz im oberen Bodenhorizont. Außerdem werden die Anteile der einzelnen Standortparameter an der Ordination (Eigenwerte) zusammen mit der Korrelationsmatrix angegeben. Letztere besteht aus den berechneten Korrelationskoeffizienten aller Merkmalspaare (vergl. SACHS 1984).

#### ♦ Anmerkung zur Methode

Da die Qualität der Ergebnisse multivariater Verfahren in hohem Maß von den der Berechnung zugrundeliegenden, subjektiv ausgewählten Merkmalskombinationen abhängt, muß die auf diesen Ergebnissen basierende Interpretation ökologischer Zusammenhänge jeweils in Bezug zu den zugrundeliegenden Merkmalskombinationen gesehen werden (HÄRDITLE 1995:364f). Daher sind multivariate Verfahren lediglich als Beurteilungshilfe und ergänzende Betrachtungsweise neben anderen Auswertungsmöglichkeiten zu verstehen (DIERSSEN 1990:185). In diesem Sinne wird die CCA hier zur Darstellung floristischer und standörtlicher Koinzidenzen zwischen den untersuchten Beständen herangezogen, welche zuvor bereits innerhalb eines größeren Datensatzes zu Vegetationstypen zusammengefaßt worden waren (vergl. Kap. 3.1).

### 3.2.6 Untersuchungen der Krautschicht

#### 3.2.6.1 Bestimmung der oberirdischen Phytomasse (standing crop) sowie der Stickstoffgehalte

Die Erhebung der maximalen jährlichen oberirdischen Phytomasse erfolgte nach der 'peak standing crop'-Methode (LINTHURST & REIMOLD 1987). Die oberirdische Phytomasse der Krautschicht wurde in 14 Erlenwald-Beständen (vergl. Tab. 3) einmalig im August 1992 bestimmt. Dieser Termin wurde nach Voruntersuchungen festgelegt, welche gezeigt hatten, daß die maximale oberirdische Phytomasse der meisten Arten im August erreicht wird.

Die jeweils 10 x 10 m großen Untersuchungsflächen wurden in Kleinquadrate von 1 m<sup>2</sup> bzw. 1 x 2 m unterteilt. In diesen Kleinquadraten wurden Vegetationsaufnahmen nach LONDO (1975, s. Kap. 3.2.2) angefertigt. Danach wurden in jedem Quadrat die oberirdischen Triebe aller vorhandenen Krautschicht-Arten gezählt, sofern dies möglich war (bei Lianen wie *Solanum dulcamara*, Gräsern wie *Poa trivialis* oder anderen rasig wachsenden Arten wie *Valeriana dioica* war das Zählen von Einzelsprossen nicht realisierbar). Von allen in der Untersuchungsfläche vorkommenden, 'zählbaren' Arten wurden jeweils etwa 50 oberirdische Sprosse geerntet. Die nicht als Einzeltriebe zählbaren Arten wurden je abgestecktem Quadratmeter geerntet, wobei von jeder Art mehrere Flächen mit unterschiedlichen Deckungen berücksichtigt wurden.

Die geernteten Pflanzen wurden in dies- und vorjährige Organe getrennt, bei 65° C getrocknet und gewogen. Aus den jeweils 50 Einzelsprossen wurde die mittlere ein- und mehrjährige Trockenmasse berechnet, welche mit Hilfe der ermittelten Anzahl der Sprosse auf die Gesamtfläche übertragen werden konnte. Die Umrechnung der mit der Erntequadratmethode beprobten Arten auf die Gesamtfläche erfolgte über die Deckung der Einzelquadrate mit Hilfe einer Regressionsanalyse (SACHS 1984).

Die standing crop-Berechnung wurde für die ein- und mehrjährigen Anteile sowie für die Gesamtkrautschicht der jeweiligen Bestände durchgeführt.

Die getrockneten Proben wurden mit einer Zentrifugalmühle staubfein gemahlen und ihre Stickstoffgehalte wie in Kap. 3.2.4.2.4 beschrieben analysiert. Eine Datenqualitätskontrolle erfolgte anhand von Referenzproben, die jeder Analysencharge beigegeben wurden. Die Ergebnisse werden als Stickstoffkonzentrationen, also als prozentuale Anteile an der Trockenmasse dargestellt.

#### ♦ Anmerkungen zur Methode

Mit Hilfe der 'peak standing crop'-Methode ist eine Abschätzung der Nettoprimärproduktion möglich. Allerdings liefert diese Methode lediglich einen Mindestwert, da sie weder eine Mortalität vor der Probenahme noch ein Wachstum danach berücksichtigt (TRACZYK 1967:839). Sie eignet sich deshalb nur bei Zugrundelegung der während eines Jahres produzierten Phytomasse zur Abschätzung der Produktion, wenngleich aus den genannten Gründen auch diese Werte zu gering ausfallen. Methodisch ist es kaum möglich, den Zeitpunkt des maximalen Wachstums von Pflanzenbeständen genau zu bestimmen, da dieser sich nicht nur von Art zu Art, sondern in Abhängigkeit von der Witterung auch von Jahr zu Jahr unterscheidet (z. B. PERSSON 1975:62, vergl. auch Kap. 4.2.6.2).

### 3.2.6.2 Untersuchung ausgewählter Arten

Die Auswahl der Arten richtete sich nach folgenden Kriterien:

- Es sollten diagnostisch bedeutsame Arten verschiedener Vegetationstypen erfaßt und somit die Spannweite unterschiedlich stark degradierter Erlenwälder berücksichtigt werden;
- Es sollte ermittelt werden, inwieweit differenzierende und Begleitarten über die Parameter Abundanz und Dominanz hinaus standörtliche Präferenzen innerhalb von Erlenwäldern und somit ökologische Aussagekraft besitzen.

Folgende Arten wurden für die Untersuchungen ausgewählt:

- *Carex elongata* als Kennart der Erlenbruchwälder;
- *Mentha aquatica* als Differentialart der Erlenbruchwälder gegenüber entwässerten Beständen;
- *Carex acutiformis* als stete Begleitart in Erlenbruchwäldern und deren Degenerationsstadien;
- *Dryopteris dilatata* als Differentialart entwässerter, vergleichsweise basenarmer Erlenwälder;
- *Urtica dioica* als Differentialart entwässerter, vergleichsweise basenreicher Erlenwälder.

Die Untersuchung der Einzelarten erfolgte in unterschiedlichen Waldbeständen und Vegetationstypen. Neben der Entwicklung der oberirdischen Phytomasse und der Anzahl der Triebe wurden im Feld meßbare Parameter (Altersklassen, Verhältnis zwischen generativen und vegetativen Sprossen) erfaßt. Außerdem wurden die Gehalte an Stickstoff, Phosphor und Kalium bestimmt. Für einige Arten wurde bei der letzten Probenahme im Oktober 1993 sowohl die ober- als auch die unterirdische Phytomasse erhoben. Teilweise konnte zusätzlich die Diasporenbank erfaßt werden (s. Kap. 3.2.7).

Die Bestimmung der Phytomasse erfolgte nach der Einzelpflanzenmethode (z. B. NEWBOULD 1967), welche sich bei geringer oder ungleichmäßiger Verteilung der zu untersuchenden Arten anbietet. Dabei wird in ausgewählten Flächen das Durchschnittsgewicht und die Individuendichte erhoben; eine Übertragung der Ergebnisse auf die Gesamtfläche ist über eine Gesamtzählung möglich.

### 3.2.6.2.1 *Carex elongata*

*Carex elongata* wurde in drei Beständen untersucht (s. Tab. 3). In jedem Bestand (bzw. Kleinstandort in Fläche WM1) wurden 3 repräsentative Horste gekennzeichnet. Folgende Daten wurden während der Vegetationsperioden von 1992 und 1993 in monatlichen bis zweimonatlichen Abständen erhoben:

- die Deckung der Art in der Gesamtfläche,
- der Durchmesser der Horste,
- die Anzahl vegetativer und generativer Sprosse je Horst,
- die Anzahl neu hinzugekommener Sprosse. Diese wurden gekennzeichnet und damit verschiedene Altersklassen voneinander getrennt.

Außerdem wurden zu den Probenahmeterminen in jedem Bestand (bzw. Kleinstandort) jeweils 50 Sprosse einer Altersklasse sowie eines phänologischen Zustandes geerntet. Die Ernte der Pflanzen erfolgte in anderen (gesondert gekennzeichneten) *Carex elongata*-Horsten als die beschriebenen Messungen. Im Labor wurden die geernteten Pflanzen bei 65°C getrocknet und einzeln gewogen, nachdem abgestorbene Pflanzenteile (z. B. Blattspitzen) entfernt worden waren. Mit Hilfe einer Regressionsanalyse (SACHS 1984) war es möglich, anhand der geernteten Pflanzen das Sproßgewicht der gekennzeichneten Horste zu errechnen. Zum letzten Probenahmetermin im Oktober 1993 wurden die gesamten Horste geerntet und wie beschrieben weiterverarbeitet, so daß für diesen Zeitpunkt das Verhältnis zwischen ober- und unterirdischer Phytomasse ermittelt werden konnte.

Die getrockneten Pflanzen wurden je Standort und Altersklasse zu einer Mischprobe zusammengefaßt und in einer Zentrifugalmühle staubfein gemahlen. Für die Bestimmung von elementarem Stickstoff mit dem CHN-Analyzer konnten die gemahlenen Proben direkt verwendet werden (s. Kap. 3.2.4.2.4), zur Phosphor- und Kaliumbestimmung mußten zunächst Säureaufschlüsse mit 65 % HNO<sub>3</sub> durchgeführt werden. Die Analyse der Kaliumgehalte erfolgte flammenphotometrisch mit einem Atom-Absorptions-Spektrometer (Philips PU 9100 X), die Bestimmung von Phosphor photometrisch (Photometer Hitachi U3210).

Eine Übertragung der aus den Dauerbeobachtungsflächen gewonnenen Ergebnisse auf die gesamten Untersuchungsflächen war anhand der Sproßzählungen in den Gesamtflächen im August 1992 möglich (Kap. 3.2.6).

Für die tabellarische und graphische Darstellung wurden die Ergebnisse der verschiedenen Horste eines Bestandes (bzw. Kleinstandortes) gemittelt. Die Angabe von Sproßdichten erfolgt für *Carex elongata* je Horst.

### 3.2.6.2.2 *Mentha aquatica*

Zur Untersuchung der Wasserrminze wurden 3 Waldbestände ausgewählt (s. Tab. 3), an denen ausreichend große Populationen dieser Art vorhanden waren. Im Bestand WMQ1 wurden die Erhebungen in zwei Kleinstandorten (Schlenken und Übergangsbereiche einschließlich der unteren Bultbereiche) durchgeführt. Die nicht destruktiven Untersuchungen (Kennzeichnung der Sprosse und Altersklassen, Aufnahme der Deckung und des phänologischen Zustandes, Sproßzählung, s.o.) erfolgten in abgesteckten, 1 x 1, 1 x 2 oder 1 x 3 m großen Dauerflächen. Die Größe und Anzahl der Dauerflächen je Bestand wurden so gewählt, daß sie mindestens 50 Sprosse enthielten. Außerhalb dieser

Beobachtungsflächen wurden jeweils etwa 30 Sprosse je Altersklasse oder phänologischem Zustand geerntet. Zu jedem Erntetermin wurden außerdem Rhizomproben entnommen, deren Inhaltstoffe ebenfalls analysiert wurden. Bei der letzten Probenahme im Oktober 1993 wurden neben den Sprossen auch alle Rhizome in den Dauerflächen geerntet. Diese Oktober-Daten geben somit einen Anhaltspunkt über die Rhizomdichte in der Fläche. Der Zeitraum der Untersuchungen betrug für die Fläche WMQ1 2 Jahre, für alle übrigen nur ein Jahr.

#### 3.2.6.2.3 *Carex acutiformis*

Die Sumpfsegge wurde in sieben Erlenwäldern (vergl. Tab. 3) nach der für *Mentha aquatica* beschriebenen Methode untersucht; allerdings beruhen die Erhebungen auf einer insgesamt höheren Anzahl von Sprossen. In den Dauerflächen jedes Standortes wurden zu Beginn der Untersuchungen mindestens 100 Sprosse gezählt. An Standort WMQ1 und WM1 wurden hier ebenfalls die Schlenken und die Übergangsbereiche (einschließlich der unteren Bultbereiche) getrennt untersucht. Bei der letzten Probenahme im Oktober 1993 wurden alle Sprosse innerhalb der Beobachtungsflächen geerntet und wie beschrieben weiterverarbeitet. Mit Ausnahme von Standort WL6 wurden die Untersuchungen 1992 und 1993 durchgeführt.

#### 3.2.6.2.4 *Dryopteris dilatata*

Der Dornfarn wurde in 4 Beständen nach der für *Carex acutiformis* beschriebenen Methode untersucht. Es wurden allerdings keine Dauerflächen eingerichtet, da diese immer nur eine geringe Anzahl von Farnwedeln enthalten. Statt dessen wurden monatlich etwa 150 - 250 Farnwedel entlang festgelegter Transekte gemessen. Der Untersuchungszeitraum für *Dryopteris dilatata* betrug ein Jahr.

#### 3.2.6.2.5 *Urtica dioica*

Eine ausreichend große Population von *Urtica dioica* fand sich im Untersuchungsgebiet außer an den entwässerten Standorten nur in einem Erlenbruchwald. Die Untersuchungsmethode für diese Art entspricht der für *Mentha aquatica*, das heißt auch von *Urtica dioica* wurden in monatlichen Abständen Rhizome untersucht. Der Untersuchungszeitraum für die Brennnessel betrug zwei Jahre.

#### ♦ Anmerkungen zur Methode

Die Probenahme zur Einzelpflanzen-Analyse erfolgte nicht randomisiert, sondern systematisch. Für eine zufällige Probenahme wären weitaus größere Untersuchungsflächen erforderlich gewesen. MARKERT (1991:356f) erwähnt eine Mindestgröße von 40 x 40 m für eine von insgesamt vier erforderlichen Zonen einer Untersuchungsfläche. Da die standörtlichen Verhältnisse in Erlenbruchwäldern in der Regel kleinflächig wechseln (vergl. Kap. 3.2.1), sind bei derartigen Flächengrößen keine einheitlichen edaphischen und hydrologischen Bedingungen zu erwarten. Eine randomisierte Probenahme hätte daher die Erhebung von Standortparametern an jeder Probestelle vorausgesetzt und dadurch nicht nur den Arbeitsaufwand deutlich erhöht, sondern auch zu einer stärkeren Störung der Niedermoorboden in den nassen Bruchwäldern geführt. Außerdem wäre die Stichprobenzahl der unter suboptimalen Bedingungen vorkommenden, klonal wachsenden Arten wie *Mentha aquatica* im entwässerten Erlenwald bei einer zufallsverteilten Probenahme wesentlich geringer gewesen als bei systematischer Auswahl der Probenahmeflächen, da diese Arten hier nur sporadisch auftreten. Aus den genannten Gründen wurde eine systematische Probenahme trotz ihres methodischen Fehlers (z. B. WILDI 1986:33) vorgezogen.

#### 3.2.7 Untersuchung der Diasporenbank

Die Diasporenbankuntersuchungen erfolgten in 10 Erlenwäldern (s. Tab. 3). Dazu wurden im Frühjahr 1992 jeweils 20 zufällig verteilte Bodenproben mit Stechzylindern (Durchmesser 6 cm) bis in 4,5 cm Bodentiefe entnommen und zu einer Mischprobe zusammengefaßt. Die Gesamtmenge des

untersuchten Bodens beträgt pro Standort 2 l, die erfaßte Bodenoberfläche 28 cm<sup>2</sup>. An Standort WM1 wurden 3 l (3 x 10 Stechzylinder) entnommen und daraus jeweils 3 Mischproben (Bult, Übergang, Schlenke) hergestellt.

Die Bodenproben wurden im Trockenschrank bei 25° C getrocknet und anschließend in Keimschalen auf dampfsterilisierter Erde in 0,5 cm Schichtdicke ausgebracht. Die Keimschalen wurden im Freiland aufgestellt. Aufgelaufene Keimlinge wurden bestimmt und entfernt oder bis zur Bestimmbarkeit in Töpfe umgepflanzt. Anhand von Kontrollschalen mit dampfsterilisierter Erde erfolgte eine Erfassung des Diasporeneintrages aus der Umgebung. Die Versuchsdauer betrug ein Jahr. Gametophyten von Farnen und Schachtelhalmen wurden bei der Untersuchung nicht berücksichtigt, da die Bestimmung der einzelnen Arten aufgrund der teilweise langlebigen Prothallien einen größeren Untersuchungszeitraum erfordert hätte. Die Bestimmung der Keimlinge erfolgte nach CSAPODY (1968), die der Jungpflanzen nach ROTHMALER (1986). Die Ergebnisse werden als Diasporendichten je m<sup>2</sup> Bodenoberfläche dargestellt.

#### ♦ Anmerkungen zur Methode

Das minimale Probenvolumen zur Erfassung des Arteninventars wird von FISCHER (1987:43) mit 500 - 1200 cm<sup>3</sup> angegeben. Der genannte Autor betont allerdings, daß in Waldgesellschaften möglicherweise größere Probenvolumina vorzuziehen sind. Bei dem hier verwendeten Volumen von 2000 cm<sup>3</sup> ist zu erwarten, daß sich die meisten in der Diasporenbank vorhandenen Arten auch in den Bodenproben wiederfinden, zumal diese sich aus je 20 zufällig verteilten Einzelproben zusammensetzen. Die Erfassung des Arteninventars ist mit vielen kleinen Proben eher gewährleistet als mit wenigen großen (u. a. ROBERTS 1981).

Exakte Angaben zur Diasporendichte der einzelnen Arten sind allerdings nicht möglich. Hierfür wären größere Probenvolumina erforderlich gewesen, da Diasporen heterogen im Boden verteilt sind (vergl. z. B. HILL & STEVENS 1981:695ff; THOMPSON 1986:735ff; FISCHER 1987: 44). Untersuchungen von SCHÜTZ (mündl. Mitt.) bestätigen dies für den Oberboden eines Erlenbruchwaldes: Bei 15 Proben von jeweils einem Liter Bodenmaterial, welche sich aus je 8 Einzelproben zusammensetzten, ergab sich eine Streuung zwischen einem und 778 keimfähigen Samen.

Die Untersuchung beschränkte sich auf die oberen 4,5 cm des Bodens, so daß Diasporen aus tieferen Bodenschichten nicht erfaßt wurden. Allerdings nimmt die Diasporendichte in größeren Bodentiefen zumeist deutlich ab (vergl. z. B. MOORE & WEIN 1977:2411; HILL & STEVENS 1981:696). Da hier in der Regel keine Keimung stattfindet und die Wahrscheinlichkeit, daß keimfähige Diasporen aus tieferen Schichten an die Bodenoberfläche gelangen, in unbewirtschafteten Flächen gering ist, sind diese für die Vegetationsentwicklung von untergeordneter Bedeutung.

Die Artenzahlen der Diasporenbank sind unter anderem vom Probenahmezeitpunkt abhängig. Bei einer Probenahme im Frühjahr werden kältestratifizierte Diasporen miterfaßt, während Arten mit transienter Diasporenbank und einer Hauptkeimperiode im Herbst weitgehend fehlen. Zur vollständigen Erfassung der Diasporenbank ist daher eine zweimalige Probenahme im Frühjahr und im Herbst nötig. Auf eine Probenahme im Herbst wurde in dieser Arbeit verzichtet, da Arten, deren Diasporen im Herbst keimen und im folgenden Frühjahr bereits vollständig aus der Diasporenbank verschwunden sind, für Erlenwälder eher untypisch und ohne Bedeutung für deren Restitution sind.

Da mit den verschiedenen Keimungsmethoden (Freiland, Gewächshaus, Klimakammer) immer nur die unter den jeweiligen Bedingungen keimfähigen Diasporen erfaßt werden, dürften die tatsächlichen Artenzahlen und Diasporendichten in jedem Fall höher sein als die ermittelten. Für diese Arbeit wurde die Freilandmethode gewählt, welche am ehesten den natürlichen Verhältnissen entspricht.



## 4 Ergebnisse und Diskussion

### 4.1 Floristische und standörtliche Charakterisierung nordwestdeutscher Erlenwälder

#### 4.1.1 Ergebnisse der soziologisch-ökologischen Auswertung von Vegetationsaufnahmen und Standortdaten

##### 4.1.1.1 *Carici elongatae-Alnetum glutinosae* Schwick. 1933

(Erlenbruchwälder, Tab. 1: 1)

Erlenbruchwälder besiedeln als Verlandungs-Endstadien die Uferbereiche von Seen, sind in vermoorten Geländesenken zu finden oder kommen in Talniederungen als bachbegleitende Vegetation vor. Sie stocken in der Regel auf mehr oder weniger stark zersetzten, meso- bis eutrophen Niedermoor-torfen, die während eines Großteils des Jahres wassergesättigt sind und nur im Sommer kurzfristig trockenfallen können. Die Standortkombination aus erheblichem Wasserüberschuß und relativ günstigem Nährstoffhaushalt hat eine floristische Selbständigkeit der zur azonalen Vegetation zählenden Erlenbruchwälder zur Folge, welche über verschiedene Klimazonen hinweg eine ähnliche Artenzusammensetzung aufweisen.

Die vertikale Struktur von Erlenbruchwäldern besteht aus einer bis zwei Baumschichten, in denen neben Schwarzerlen häufig Moorbirken vorkommen, einer lückigen Strauchschicht und einer artenreichen Kraut- und Mooschicht. Die im Vergleich zu vielen Wäldern der Klasse *Querco-Fagetea* hohen Artenzahlen resultieren einerseits aus den relativ günstigen Lichtverhältnissen in Bodennähe, andererseits aus der Vielzahl verschiedener Kleinstandorte (trockenere Bulte aus Erlen-Stammfüßen, Bulte aus Seggenhorsten, ganzjährig oder zeitweilig wassergefüllte Schlenken, Totholz aus umgestürzten Bäumen), die Arten mit unterschiedlichen Standortansprüchen Lebensräume bieten. In den in Tab. 1 aufgeführten Erlenbruchwäldern sind bis zu 49 Arten zu finden, die mittlere Artenzahl beträgt 26.

Neben der Assoziationskennart *Carex elongata* ist das *Carici elongatae-Alnetum* durch überflutungstolerante Charakter- und Differentialarten des *Alnion* gekennzeichnet, welche größtenteils den Röhrichten und teilweise den Feuchtwiesen angehören (Tab. 1). Die häufigsten sind *Solanum dulcamara*, *Lycopus europaeus*, *Peucedanum palustre*, *Phragmites australis*, *Thelypteris palustris* und *Ribes nigrum*. Arten der Klasse *Querco-Fagetea* fehlen weitgehend; sie können höchstens vereinzelt auf grundwasserferneren Bulten auftreten.

Die folgende Untergliederung der Erlenbruchwälder in Subassoziationen dokumentiert Unterschiede im Basen- und Nährstoffhaushalt. Die weitere Unterteilung in Varianten belegt einen unterschiedlichen Wasserhaushalt. Mit Hilfe des vorliegenden Datensatzes schien eine weitergehende Differenzierung (wie z. B. von DÖRING-MEDERAKE 1991 durchgeführt) nicht sinnvoll, weil dadurch keine zusätzlichen standörtlichen Unterschiede zum Ausdruck gebracht werden konnten (vergl. Kap. 4.1.2.4).

##### 4.1.1.1.1 *Carici elongatae-Alnetum sphagnetosum*

(Torfmoos-Erlenbruchwälder, Tab. 1: 1.1)

In der Baumschicht des *Carici elongatae-Alnetum sphagnetosum* sind neben Schwarzerlen auch Moorbirken mit hoher Stetigkeit (Stetigkeitsklassen IV - V) vertreten. Sofern eine Strauchschicht vorhanden ist, besteht diese überwiegend aus *Frangula alnus* und Stockausschlägen von *Alnus glutinosa*. Die Krautschicht ist meist lückig, die Mooschicht dagegen flächendeckend entwickelt. Differentialarten der Subassoziation sind verschiedene Torfmoose (unter anderem *Sphagnum*

*fimbriatum*, *Sphagnum fallax*, *Sphagnum palustre*), sowie Kennarten der Klasse Scheuchzerio-Caricetea: *Menyanthes trifoliata*, *Potentilla palustris* und *Carex nigra*. Wie Abb. 3 zeigt, liegt der Schwerpunkt des Auftretens dieser Arten in nährstoffärmeren Torfen mit vergleichsweise weiten C/N-Verhältnissen ( $C/N > 16$  für alle Arten mit mindestens 8 Vorkommen). Die Scheuchzerio-Caricetea-Arten *Menyanthes trifoliata* und *Potentilla palustris* sind ebenso wie *Sphagnum squarrosum* in Tab. 1 mit geringer Stetigkeit vertreten, ihre standörtlichen Präferenzen lassen sich daher schwer abschätzen (vergl. Tab. 4). Da diese Arten aber nur bei Anwesenheit weiterer Torfmoose auftreten, wurden sie in den Differentialartenblock des Carici elongatae-Alnetum sphagnetosum aufgenommen.

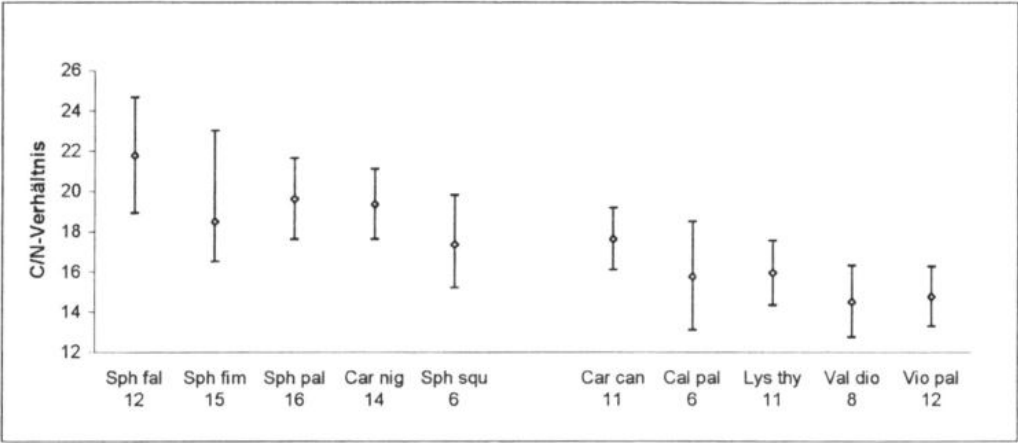


Abb. 3: Konfidenzintervalle bzw. Extremwerte und Mittelwerte der C/N-Verhältnisse verschiedener Arten (1. Zeile der Abszisse: abgekürzte Artnamen, 2. Zeile: Anzahl der Stichproben)

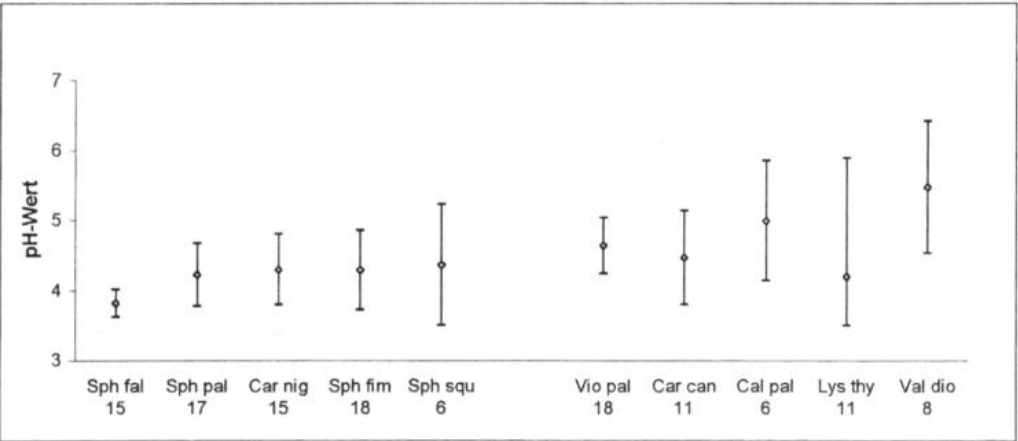


Abb. 4: Konfidenzintervalle bzw. Extremwerte und Mittelwerte der pH-Werte verschiedener Arten (1. Zeile der Abszisse: abgekürzte Artnamen, 2. Zeile: Anzahl der Stichproben)

In Abb. 4. ist zu erkennen, daß die genannten Arten gleichzeitig Säurezeiger sind. Im Vergleich zu den übrigen, in Tab. 1 auftretenden Arten der Klasse Scheuchzerio-Caricetea besiedeln sie basenärmere Standorte, die Konfidenzintervalle liegen zwischen pH 3,5 und pH < 5 (für die sporadisch auftretenden Arten *Menyanthes trifoliata*, *Potentilla palustris* und *Sphagnum squarrosum* läßt sich dies nicht nachweisen, vergl. Tab. 4).

Die aufgeführten Differentialarten kennzeichnen die Böden der Torfmoos-Erlenbruchwälder somit als schwach zersetzte, mäßig nährstoffreiche, saure Torfe.

Das Carici elongatae-Alnetum sphagnetosum läßt sich ebenso wie die übrigen Subassoziationen in zwei Varianten gliedern, welche sich in ihrer Grundwassercharakteristik unterscheiden. Diese Unterteilung wird im Anschluß an die Beschreibung aller Subassoziationen (Kap. 4.1.1.1.4) vorgenommen, weil für das 'sphagnetosum' nicht genügend Vegetationsaufnahmen mit zugehörigen Wasserstandsdaten vorlagen, um die floristische Gliederung ökologisch zu untermauern.

#### 4.1.1.1.2 Carici elongatae-Alnetum violetosum

(Tab. 1: 1.2)

Erlenbruchwälder, in denen keine Torfmoose vorkommen, die aber sporadisch auftretende mesotraphente Arten enthalten (*Viola palustris*, *Carex rostrata*, *Carex canescens*, *Lysimachia thyrsiflora*, *Valeriana dioica* und *Calla palustris*), vermitteln zwischen dem Carici elongatae-Alnetum sphagnetosum und dem im folgenden beschriebenen 'typicum'. Von den Differentialarten der Torfmoos-Erlenbruchwälder unterscheiden sich die genannten Arten durch ihre Bindung an stärker zersetzte Torfe mit engeren C/N-Verhältnissen (die Konfidenzintervalle erreichen Werte zwischen 13 und 19) sowie höheren pH-Werten (Abb. 4, Tab. 4). Die entsprechenden Vegetationsaufnahmen wurden deshalb nicht den Torfmoos-Erlenbruchwäldern zugeordnet, sondern in einer eigenen Subassoziation (Carici elongatae-Alnetum violetosum) zusammengefaßt. Aufgrund der geringen Stetigkeiten der genannten Arten ist diese Subassoziation gegenüber dem 'typicum' nur schwach differenziert. Vom 'sphagnetosum' unterscheidet sie sich nicht durch eigene Trennarten, sondern lediglich durch das Fehlen von Torfmoosen. Insgesamt erfüllen die erwähnten, mesotraphenten Arten somit nicht die für Differentialarten geforderten Kriterien (BERGMEIER et al. 1990:94ff, vergl. auch HÄRDTLE 1995:51ff). Trotzdem wurde die Aufstellung einer eigenen Subassoziation einer Untergliederung des 'sphagnetosum' oder des 'typicum' vorgezogen, um auf gleicher syntaxonomischer Ebene nach den jeweiligen Standortfaktoren (hier: Trophie) differenzieren zu können.

#### 4.1.1.1.3 Carici elongatae-Alnetum typicum

(Eutraphente Erlenbruchwälder, Tab. 1: 1.3)

Den im Carici elongatae-Alnetum typicum zusammengefaßten Erlenbruchwäldern fehlen die mesotraphenten Differentialarten der Torfmoos-Erlenbruchwälder und des Carici elongatae-Alnetum violetosum. *Betula pubescens* und *Frangula alnus* treten in der Baum- und Strauchschicht zurück, *Fraxinus excelsior* und *Prunus padus* nehmen zu. In der Krautschicht erreichen die Arten der Röhrichte und Feuchtwiesen, wie *Galium palustre*, *Cirsium palustre* oder *Caltha palustris*, höhere Stetigkeiten und Deckungen. Die Böden dieses Vegetationstyps sind stärker zersetzte, nährstoffreiche Niedermoortorfe.

• **Standörtliche Unterschiede zwischen dem *Carici elongatae*-Alnetum sphagnetosum und dem typicum**

Ein Vergleich der Konfidenzintervalle zwischen *Carici elongatae*-Alnetum sphagnetosum und typicum zeigt, daß bezüglich der untersuchten edaphischen Parameter (Humusgehalt, C/N-Verhältnis, pH-Wert: Abb. 5 - 7; Tab. 5) deutliche Unterschiede bestehen. Die Konfidenzintervalle der C/N-Verhältnisse in den Böden der typischen Subassoziation liegen mit Werten zwischen 13,5 und 15 niedriger als diejenigen in den Substraten der Torfmoos-Erlenbruchwälder (C/N: 16 - 19), die pH-Werte erreichen höhere Werte (im Mittel 5,8 im Vergleich zu 4,7) und die Anteile an organischer Substanz sind größer (durchschnittlich 62 % im Vergleich zu 81 %). Bei mäßig bis stark saurer Bodenreaktion sind die Torfe des 'sphagnetosum' somit durch eine geringere Stickstoffverfügbarkeit gekennzeichnet als diejenigen des 'typicum'. Ein Grund hierfür besteht in der unterschiedlichen Torfzusammensetzung der Böden beider Subassoziationen. Untersuchungen von MÖLLER (1970) zufolge besteht die torfbildende Vegetation des 'sphagnetosum' überwiegend aus meso- bis oligotraphenten Arten, die aufgrund ihrer weiten C/N-Verhältnisse schlechter zersetzbar sind als die Torfbildner nährstoffreicherer Standorte.

Der Vergleich zwischen Abb. 3 und 6 sowie Abb. 4 und 7 macht deutlich, daß die Konfidenzintervalle der Vegetationseinheiten hinsichtlich der genannten Parameter wesentlich geringere Spannen umfassen als die der einzelnen Trennarten der Torfmoos-Erlenbruchwälder. Die ermittelten Vegetationstypen lassen sich demnach ökologisch schärfer voneinander trennen als einzelne Differentialarten, ihr Indikator-Wert bezüglich der untersuchten Standortparameter ist größer.

Ob sich beide Subassoziationen auch bezüglich hydrologischer Parameter unterscheiden, kann anhand des vorliegenden Aufnahmемaterials nicht geklärt werden, da nicht genügend Stichproben von Torfmoos-Erlenbruchwäldern für statistische Untersuchungen zur Verfügung standen. In Abb. 8 sowie Abb. 10 ist aber zu erkennen, daß das Konfidenzintervall der mittleren Wasserstände in der typischen Subassoziation geringfügig niedriger liegt und Überflutungen seltener und kurzfristiger auftreten (für das 'sphagnetosum' wurden die Extremwerte angegeben).

• **Standörtliche Unterschiede zwischen dem *Carici elongatae*-Alnetum violetosum und den übrigen Subassoziationen**

Mit Hilfe der in Abb. 5 - 10 dargestellten Konfidenzintervalle läßt sich feststellen, inwieweit sich das *Carici elongatae*-Alnetum violetosum standörtlich vom 'sphagnetosum' und 'typicum' abgrenzen läßt und welcher der beiden Subassoziationen es hinsichtlich der untersuchten Standortparameter näher steht.

Die pH-Werte des 'violetosum' sind mit denen des 'sphagnetosum' vergleichbar, während die C/N-Verhältnisse und Humusgehalte denen des 'typicum' entsprechen. Bezüglich der mittleren Wasserstände, der maximalen Grundwasserstands-Schwankung und der Überflutungsdauer nimmt das 'violetosum' eine intermediäre Stellung zwischen beiden anderen Subassoziationen ein.

Die Bestände mit vereinzelt mesotraphenten Arten stehen somit den eutraphenten, typischen Erlenbruchwäldern näher. Trotzdem besteht im Säuregrad des Bodens ein standörtlicher Unterschied zum 'typicum'; die vereinzelt auftretenden Differentialarten haben also nicht ausschließlich Reliktcharakter.

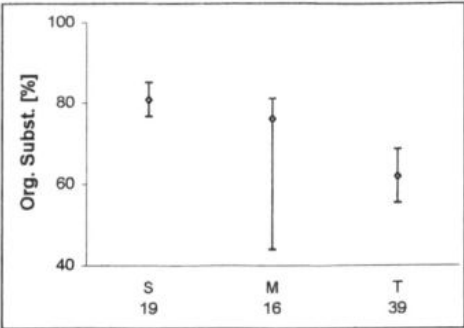


Abb. 5: Konfidenzintervalle und Mittelwerte der organischen Substanz des Oberbodens für die Subassoziationen der Erlenbruchwälder (Signifikante Unterschiede zwischen S und M, S und T; Irrtumswahrscheinlichkeit 5%)

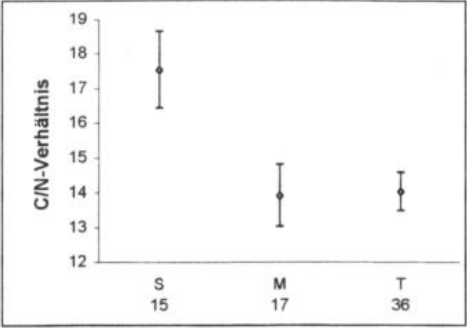


Abb. 6: Konfidenzintervalle und Mittelwerte der C/N-Verhältnisse des Oberbodens für die Subassoziationen der Erlenbruchwälder (Signifikante Unterschiede zwischen S und M, S und T; Irrtumswahrscheinlichkeit 5%)

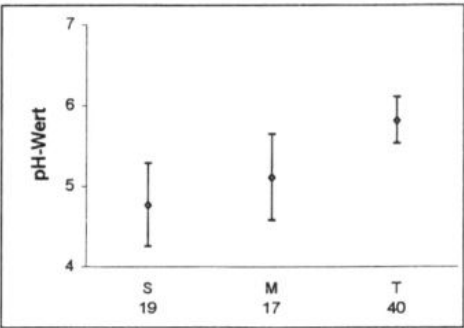


Abb. 7: Konfidenzintervalle und Mittelwerte der pH-Werte des Oberbodens für die Subassoziationen der Erlenbruchwälder (Signifikante Unterschiede zwischen S und T, M und T; Irrtumswahrscheinlichkeit 5%)

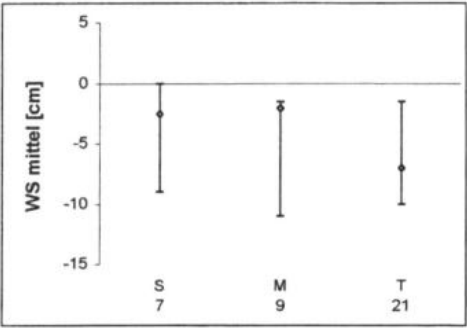


Abb. 8: Konfidenzintervalle und Mittelwerte des Grundwasserstands-Medians für die Subassoziationen der Erlenbruchwälder

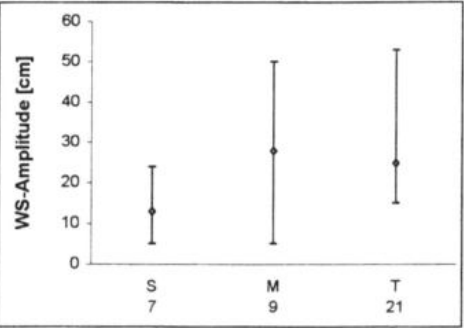


Abb. 9: Konfidenzintervalle und Mittelwerte der maximalen jährlichen Wasserstands-Amplitude für die Subassoziationen der Erlenbruchwälder

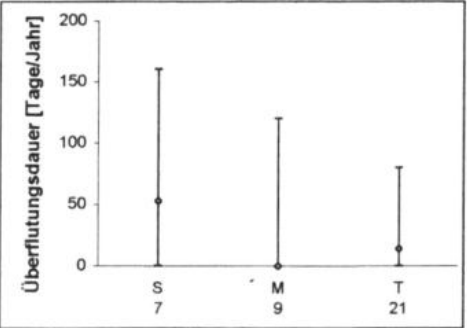


Abb. 10: Konfidenzintervalle und Mittelwerte der jährlichen Überflutungsdauer für die Subassoziationen der Erlenbruchwälder

Carici elongatae-Alnetum: S = sphagnetosum  
M = violetosum  
T = typicum

2. Zeile der Abszisse: Anzahl der Stichproben

4.1.1.1.4 Varianten der Subassoziationen des *Carici elongatae*-AlnetumVariante von *Cardamine amara*

(Tab. 1: 1.1.1, 1.2.1, 1.3.1)

Die in Tab. 1 zusammengefaßten Erlenbruchwälder lassen sich unabhängig von der Zugehörigkeit zu verschiedenen Subassoziationen in Bestände mit stark schwankenden Wasserständen, lang anhaltenden winterlichen Überschwemmungen und sommerlicher Abtrocknung und solche mit gleichmäßig hohen Wasserständen ohne größere jahreszeitliche Schwankungen gliedern. In letzteren deutet ein ausgeglichener Wasserhaushalt auf eine ganzjährige, oberflächennahe Wassernachlieferung hin. Derartige Bruchwälder befinden sich im Bereich von Helokrenen, entlang von Talsohlen kleiner Bachläufe oder als Verlandungsstadien an Seeufern, an denen Hangdruckwasser austritt. Sie lassen sich floristisch als Variante von *Cardamine amara* zusammenfassen. Die Trennarten dieser Variante (*Cardamine amara*, *Carex paniculata* und *Eupatorium cannabinum*) sind an gleichmäßig hohe Wasserstände mit Mittelwerten zwischen 14 und 18 cm u. F. (Abb. 11, Tab. 4) und geringe jährliche Wasserstands-Schwankungen gebunden (die Konfidenzintervalle erreichen Maximalwerte von weniger als 28 cm; Abb. 12, Tab. 4).

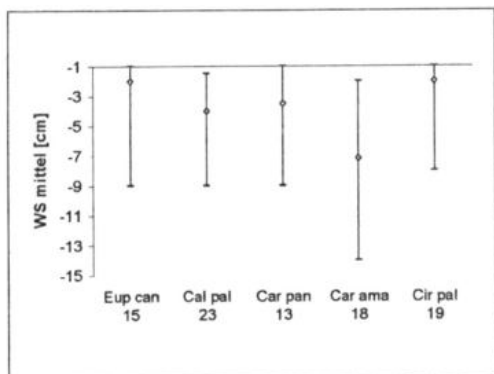


Abb. 11: Konfidenzintervalle und Mittelwerte des Grundwasserstands-Medians für verschiedene Arten (1. Zeile der Abszisse: abgekürzte Artnamen, 2. Zeile: Anzahl der Stichproben)

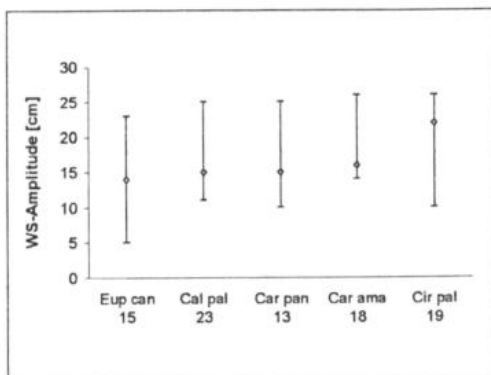


Abb. 12: Konfidenzintervalle und Mittelwerte der maximalen jährlichen Wasserstands-Amplitude für verschiedene Arten (1. Zeile der Abszisse: abgekürzte Artnamen, 2. Zeile: Anzahl der Stichproben)

Zu den in Tab. 1 auftretenden Arten, deren Konfidenzintervalle hohe mittlere Wasserstände (minimal 14 cm u. F.) und geringe Wasserstands-Schwankungen (maximal 26 cm) anzeigen, zählen neben *Cardamine amara*, *Eupatorium cannabinum* und *Carex paniculata* auch die Molinietaalia-Kennarten *Cirsium palustre* und *Caltha palustris* (Abb. 11, 12). Die Toleranzbereiche dieser Arten bezüglich der Standortparameter mittlerer Grundwasserstand und Wasserstands-Amplitude sind im Feuchtgrünland wesentlich größer als in Erlenbruchwäldern (SCHOLLE 1997, vergl. auch SCHRAUTZER & TREPEL 1997). Beide gehören zu einer Gruppe von Feuchtwiesenarten, die auch bei stärkerer Entwässerung und zunehmender Wechselfeuchte noch konkurrenzfähig ist. Sie wurden hier aus diesem Grund zwar nicht als Differentialarten für gleichmäßig hohe Wasserstände herangezogen, haben aber zusammen mit weiteren Röhricht- und Feuchtgrünland-Arten (unter anderem *Mentha aquatica*, *Myosotis palustris*, *Cirsium oleraceum*) innerhalb des *Carici elongatae*-Alnetum einen Schwerpunkt

in der Variante von *Cardamine amara*. Hier erreichen sie höhere Stetigkeiten und weisen auf eine günstigere Basen- und Nährstoffversorgung im Vergleich zur typischen Variante hin. Dies gilt für alle Subassoziationen der Erlenbruchwälder, besonders aber für die typische Subassoziation und das 'violetosum'. In diesen Vegetationseinheiten wurden die höchsten Artenzahlen der Erlenbruchwälder ermittelt (durchschnittlich 29 bzw. 33 Arten).

### Typische Variante

(Tab. 1: 1.1.2, 1.2.2, 1.3.2)

Die typische Variante besitzt keine eigenen Differentialarten. Sie ist durch das Fehlen der Trennarten der Variante von *Cardamine amara* gekennzeichnet, was auf stärker schwankende Wasserstände mit längerfristigen Überflutungen und sommerlicher Abtrocknung hindeutet. Die Artenzahlen sind mit durchschnittlich 22 ('sphagnetosum'), 27 ('violetosum') und 20 ('typicum') wesentlich geringer als die mittleren Artenzahlen der Variante von *Cardamine amara*.

### • Standörtliche Unterschiede zwischen der Variante von *Cardamine amara* und der typischen Variante

Für einen standörtlichen Vergleich zwischen Quell-Erlenwäldern der Variante von *Cardamine amara* und den Bruchwäldern der typischen Variante wurden alle Vegetationsaufnahmen der jeweiligen Varianten, unabhängig von den jeweiligen übergeordneten Subassoziation, zusammengefaßt (Abb. 13 - 18, Tab. 5). Signifikante Unterschiede bestehen bezüglich der maximalen jährlichen Wasserstands-Amplituden sowie der pH-Werte. Die Böden der Variante von *Cardamine amara* sind gegenüber den übrigen Bruchwäldern durch geringere Grundwasserstands-Schwankungen (im Mittel 17 cm im Vergleich zu 53 cm) durch höhere pH-Werte gekennzeichnet (pH: 5,5 - 6,1 im Vergleich zu pH: 4,5 - 5,3), was auf eine günstigere Basen- und Nährstoffversorgung durch den lateralen Wasserzustrom hindeutet. Die C/N-Verhältnisse und Humusgehalte lassen dagegen keine deutlichen Unterschiede zwischen den verschiedenen Varianten erkennen.



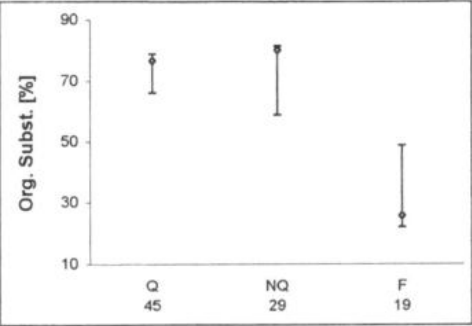


Abb. 13: Konfidenzintervalle und Mittelwerte der org. Substanz des Oberbodens für die Varianten der Erlenbruchwälder und die Erlen-Eschenwälder (Signifikanter Unterschied zwischen Q und F; Irrtumswahrscheinlichkeit: 5%)

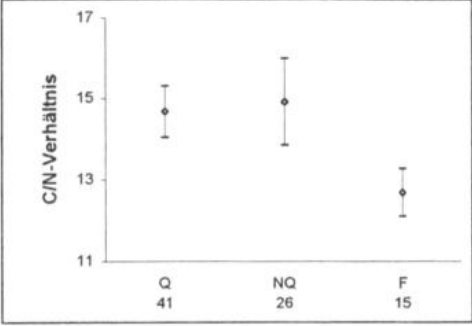


Abb. 14: Konfidenzintervalle und Mittelwerte der C/N-Verhältnisse des Oberbodens für die Varianten der Erlenbruchwälder und die Erlen-Eschenwälder (Signifikanter Unterschied zwischen Q und F; Irrtumswahrscheinlichkeit: 5%)

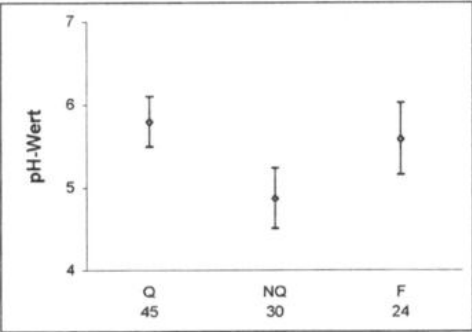


Abb. 15: Konfidenzintervalle und Mittelwerte der pH-Werte des Oberbodens für die Varianten der Erlenbruchwälder und die Erlen-Eschenwälder (Signifikanter Unterschied zwischen Q und NQ; Irrtumswahrscheinlichkeit: 5%)

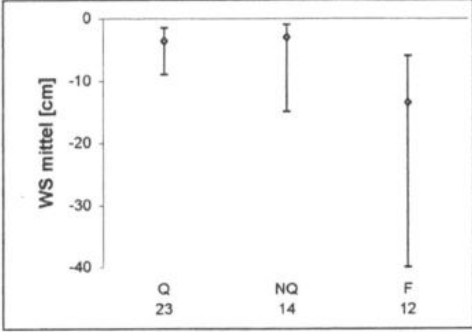


Abb. 16: Konfidenzintervalle und Mittelwerte des Grundwasserstands-Medians für die Varianten der Erlenbruchwälder und die Erlen-Eschenwälder (Signifikante Unterschiede zwischen Q und NQ, Q und F; Irrtumswahrscheinlichkeit: 5%)

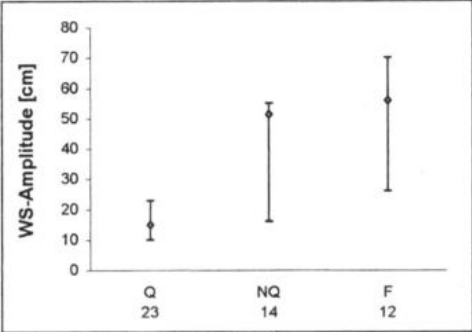


Abb. 17: Konfidenzintervalle und Mittelwerte der maximalen jährlichen Wasserstands-Amplitude für die Varianten der Erlenbruchwälder und die Erlen-Eschenwälder (Signifikante Unterschiede zwischen Q und NQ, Q und F; Irrtumswahrscheinlichkeit: 5%)

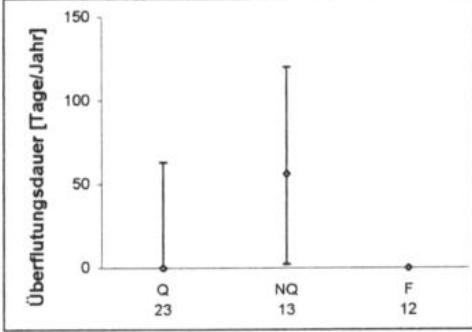


Abb. 18: Konfidenzintervalle und Mittelwerte der jährlichen Überflutungsdauer für die Varianten der Erlenbruchwälder und die Erlen-Eschenwälder (Signifikante Unterschiede zwischen Q und NQ, Q und F; Irrtumswahrscheinlichkeit: 5%)

Cariri elongatae-Alnetum: Q = Varianten von Cardamine amara  
NQ = Typische Varianten  
Alno-Fraxinetum: F

2. Zeile der Abszisse: Anzahl der Stichproben

#### 4.1.1.2 *Alnus glutinosa*-Gesellschaft

(Entwässerte Erlenwälder, Tab. 1: 2)

Mit der Entwässerung von Erlenbruchwäldern gehen gravierende standörtliche Veränderungen einher, welche umfangreiche Auswirkungen auf die Artenzusammensetzung haben. Neben Schwarzerlen, deren obere Wurzelbereiche häufig sichtbar sind ('Stelzwurzeln'), erinnern in entwässerten Erlenwäldern nur noch vereinzelte, schlechtwüchsige Helophyten (z. B. *Carex acutiformis*, vergl. Kap. 4.2.6.1.3) an die ursprüngliche Vegetation. Die Konkurrenzkraft der an hohe Grundwasserstände mit längerfristig wassergesättigten Böden angepaßten Alnion- und Röhricharten nimmt mit zunehmender Entwässerung ab. An ihrer Stelle können sich Störzeiger ausbreiten, die vor der Entwässerung höchstens vereinzelt, meistens auf den trockeneren Bulten vorhanden waren. Häufig handelt es sich dabei um mäßig nitrophile, bezüglich ihrer Basenversorgung anspruchslose Arten mit einem Verbreitungsschwerpunkt in Hecken, Waldsäumen oder -schlägen, wie *Rubus idaeus*, *Rubus fruticosus* agg. oder *Humulus lupulus*. Auch einige Klassenkennarten der Querco-Fagetea, wie *Anemone nemorosa*, *Milium effusum* oder *Stellaria holostea* finden auf den entwässerten Torfen geeignete Wuchsbedingungen. Die Artenzahl und Deckung der Baum- und Strauchschicht nimmt ebenfalls zu. Neben *Betula pubescens*, *Fraxinus excelsior* und *Sorbus aucuparia* ist *Prunus padus* mit höherer Stetigkeit vertreten. Die Gesamtartenzahlen sind im Vergleich zu naturnahen Beständen beträchtlich geringer (durchschnittlich 26 Arten im Carici elongatae-Alnetum, 18 in der *Alnus glutinosa*-Gesellschaft).

Aufgrund dieser floristischen Veränderungen (Ausfall der Differentialarten des Carici elongatae-Alnetum) lassen sich entwässerte Erlenwälder nicht mehr der Klasse Alnetea zuordnen. Sie werden als *Alnus glutinosa*-Gesellschaft zusammengefaßt und in den Verband Alno-Ulmion Br.-Bl. et Tx. ex Tchou 1948 (s. HÄRDITLE 1995:85) gestellt. Die *Alnus glutinosa*-Gesellschaft läßt sich in zwei Ausbildungen gliedern.

##### 4.1.1.2.1 Ausbildung von *Lonicera periclymenum*

(Tab. 1: 2.1)

Die Baumschicht der Ausbildung von *Lonicera periclymenum* ist neben Schwarzerlen durch größere Anteile von Moorbirken gekennzeichnet. In der Strauchschicht erreicht *Sorbus aucuparia* die höchsten Deckungswerte, außerdem sind *Prunus padus*, *Frangula alnus* und *Corylus avellana* mit nennenswerten Stetigkeiten vertreten. Trennarten gegenüber der Ausbildung von *Poa trivialis* sind neben dem Waldgeißblatt *Molinia caerulea*, *Dryopteris dilatata* und *Polytrichum formosum*. Typische Arten der Auenwälder kommen nur sporadisch vor; häufig rechtfertigt lediglich *Prunus padus* eine Zuordnung zum Verband Alno-Ulmion.

Die genannten Trennarten kennzeichnen basenarme Standorte (vergl. Abb. 19, Tab. 4). In einigen Beständen (vergl. Tab. 2, Aufn. 11) ist die Besiedlungsfähigkeit der versauerten Torfe so stark eingeschränkt, daß eine Krautschicht nur lückig ausgebildet ist. Die mittlere Artenzahl beträgt 16.

##### 4.1.1.2.2 Ausbildung von *Poa trivialis*

(Tab. 1: 2.2)

In der Ausbildung von *Poa trivialis* treten *Betula pubescens* und *Sorbus aucuparia* in der Baum- und Strauchschicht zugunsten von *Fraxinus excelsior* zurück. *Prunus padus* erreicht höhere Deckungsanteile. Die Krautschicht ist durch Nitrophyten wie *Urtica dioica*, *Poa trivialis* oder *Galium*

aparine geprägt, welche häufig Dominanzbestände bilden und auf eine intensive Mineralisation der entwässerten Torfe hindeuten. Zusammen mit typischen Arten der Erlen-Eschenwälder wie *Plagiomnium undulatum*, *Impatiens noli-tangere* oder *Crepis paludosa* zeigen sie eine im Vergleich zur *Lonicera periclymenum*-Ausbildung günstigere Basenversorgung an (vergl. Abb. 19, Tab. 4). Der gemeinsame Artenblock mit dem Verband Alno-Ulmion (vergl. Kap. 4.1.1.3) ist in dieser Ausbildung der *Alnus glutinosa*-Gesellschaft somit größer als in der oben beschriebenen.

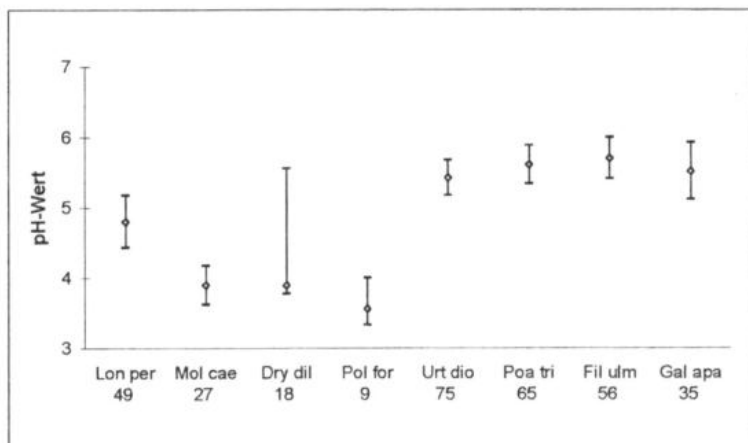


Abb. 19: Konfidenzintervalle und Mittelwerte der pH-Werte für verschiedene Arten (1. Zeile der Abszisse: abgekürzte Artnamen, 2. Zeile: Anzahl der Stichproben)

#### • Standörtliche Unterschiede zwischen der *Alnus glutinosa*-Gesellschaft und dem *Carici elongatae*-Alnetum sowie zwischen beiden Ausbildungen der *Alnus glutinosa*-Gesellschaft

Wie in Kap. 4.1.1.1 erläutert, zeichnen sich die Niedermoortorfe der Erlenbruchwälder durch wassergesättigte obere Bodenschichten und dadurch geringe Zersetzungs- und Mineralisationsraten aus, welche sich in relativ hohen Humusgehalten und teilweise weiten C/N-Verhältnissen niederschlagen. In den untersuchten Böden der *Alnus glutinosa*-Gesellschaft liegen die Grundwasserstände durchschnittlich um 27 cm niedriger als in den Erlenbruchwäldern (Abb. 23). Die Entwässerung löst pedogene Prozesse aus, welche zu umfangreichen Änderungen der physikalischen und chemischen Eigenschaften der Torfe führen. Der Verlust des Auftriebes bewirkt zusammen mit der Kompression durch das Eigengewicht zunächst eine Sackung der oberen Torfschichten, wodurch der Grobporenanteil ab-, und die Kapillarspannung zunimmt. Diese Verdichtung des Oberbodens führt zu einer Verminderung der Wasserspeicherkapazität des Torfkörpers, erkennbar an einer Erhöhung der maximalen jährlichen Grundwasserstandsschwankung von 23 cm (Mittelwert für das *Carici elongatae*-Alnetum) auf 55 bzw. 63 cm (Mittelwert für die *Alnus glutinosa*-Gesellschaft, Abb. 24, Tab. 5). Nach Belüftung der oberen Bodenschichten setzt eine verstärkte Mineralisation und Humifizierung des Torfkörpers ein. Dabei werden leicht abbaubare organische Substanzen in ihre mineralischen Bestandteile zerlegt und schwer abbaubare zu Huminstoffen oxidiert. Diese, in Abhängigkeit von der Entwässerungstiefe, dem Zersetzungsgrad der Torfe und deren Trophie unterschiedlich intensiv ablaufenden Umsetzungsprozesse führen zu einem erheblichen Torfschwund und schlagen sich neben der Abnahme der organischen Substanz in einer Verengung der C/N-Verhältnisse nieder.

Die im Gegensatz zum Carici elongatae-Alnetum (C/N: 14 - 15) weiteren C/N-Verhältnisse der *Lonicera periclymenum*-Ausbildung (C/N: 15 - 18, Abb. 21) scheinen einer verstärkten Torf-mineralisation nach Entwässerung zu widersprechen. Bei Betrachtung der einzelnen Subassoziationen der Erlenbruchwälder zeigt sich aber, daß nur die Böden der beiden Einheiten 'typicum' und 'violetosum' durch engere C/N-Verhältnisse gekennzeichnet sind als diejenigen der *Lonicera periclymenum*-Ausbildung, die Torfe des 'sphagnetosum' dagegen durch weitere (C/N: 16 - 19). Gleiches gilt für den Anteil an organischer Substanz im Boden.

Signifikant engere C/N-Verhältnisse als für die Bestände der *Lonicera periclymenum*-Ausbildung wurden für diejenigen der Ausbildung von *Poa trivialis* nachgewiesen (C/N: 13 - 14). Letztere unterscheiden sich von denen des Carici elongatae-Alnetum nur geringfügig. Wie der Vergleich mit den einzelnen Subassoziationen belegt, bestehen nur zum 'sphagnetosum' signifikante Unterschiede, zur typischen, eutraphenten Subassoziation (C/N: 14 - 15) und zum 'violetosum' (C/N: 13 - 15) dagegen nicht. Diese Ergebnisse korrelieren mit dem Anteil an organischer Substanz im Oberboden der verschiedenen Vegetationseinheiten.

Eine weitere Folge der Entwässerung ist die Versauerung der Torfe, welche einerseits auf eine ausbleibende Basennachlieferung durch das Grundwasser, andererseits auf eine Anreicherung mit Protonen aufgrund verschiedener, oxidativer Prozesse zurückzuführen ist. In erster Linie ist hier die Nitrifikation zu nennen (vergl. Kap. 4.2.3), daneben spielt die Oxidation von Eisen, Mangan und Schwefel bei der Versauerung der Böden eine Rolle (z. B. KAZDA et al. 1992). Deutliche Unterschiede im pH-Wert des Oberbodens bestehen allerdings nur zwischen der *Lonicera periclymenum*-Ausbildung (mittlerer pH-Wert: 3,5; Abb. 22) und dem Carici elongatae-Alnetum einschließlich aller Subassoziationen (mittlerer pH-Wert: 5,4). In den Böden der zur *Poa trivialis*-Ausbildung zugeordneten Bestände liegen die pH-Werte durchschnittlich bei 4,8 und somit nur geringfügig niedriger als in denen der Erlenbruchwälder. Wie die mittleren Grundwasserstände (Abb. 23) zeigen, sind die Standorte der *Poa trivialis*-Ausbildung im Mittel weniger stark entwässert als jene der Ausbildung von *Lonicera periclymenum*. Winterliche Wasserstände bis nahe an die Bodenoberfläche ermöglichen hier eine gelegentliche Basennachlieferung in die oberen Bodenschichten.

Die Konfidenzintervalle der verschiedenen Standortparameter belegen somit, daß nicht nur zwischen Erlenbruchwäldern und entwässerten Erlenwäldern, sondern ebenfalls zwischen beiden Ausbildungen der *Alnus glutinosa*-Gesellschaft deutliche standörtliche Unterschiede bestehen. Die Bestände der *Lonicera periclymenum*-Ausbildung besiedeln basenärmere Torfe mit weiteren C/N-Verhältnissen als diejenigen der Ausbildung von *Poa trivialis*.

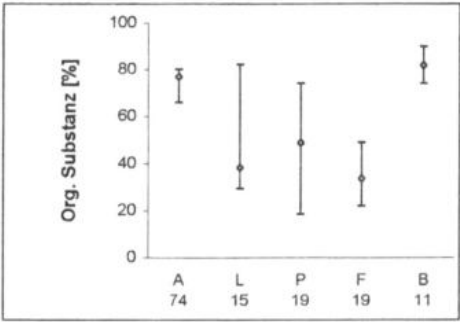


Abb. 20a: Konfidenzintervalle und Mittelwerte der organischen Substanz für die untersuchten Feuchtwälder

	A	L	P	F
L				
P	+			
F	+			
B	+	+	+	+

Abb. 20b: Signifikanztest der organischen Substanz für die untersuchten Feuchtwälder (+ = signifikant verschieden; Irrtumswahrscheinlichkeit: 5%)

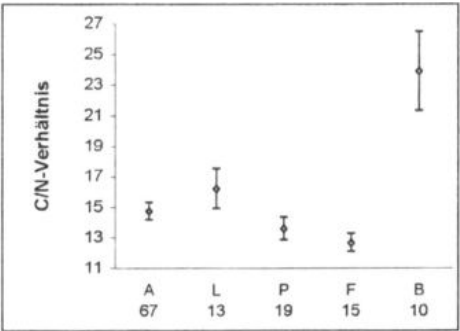


Abb. 21a: Konfidenzintervalle und Mittelwerte der C/N-Verhältnisse für die untersuchten Feuchtwälder

	A	L	P	F
L	+			
P		+		
F	+	+	+	
B	+	+	+	+

Abb. 21b: Signifikanztest der C/N-Verhältnisse für die untersuchten Feuchtwälder (+ = signifikant verschieden; Irrtumswahrscheinlichkeit: 5%)

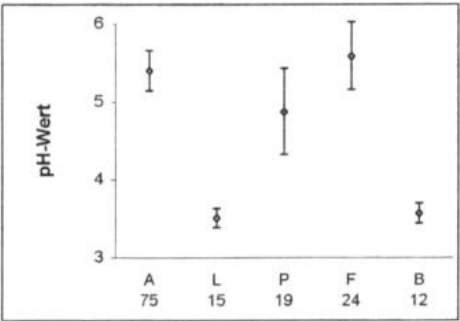


Abb. 22a: Konfidenzintervalle und Mittelwerte der pH-Werte für die untersuchten Feuchtwälder

	A	L	P	F
L	+			
P		+		
F			+	+
B	+	+	+	+

Abb. 22b: Signifikanztest der pH-Werte für die untersuchten Feuchtwälder (+ = signifikant verschieden; Irrtumswahrscheinlichkeit: 5%)

- A: *Carici elongatae*-Alnetum gesamt  
L: *Alnus glutinosa* -Gesellschaft, Ausbildung von *Lonicera periclymenum*  
P: *Alnus glutinosa* -Gesellschaft, Ausbildung von *Poa trivialis*  
F: Alno-Fraxinetum  
B: *Betula pubescens* -Gesellschaft

2. Zeile der Abszisse: Anzahl der Stichproben

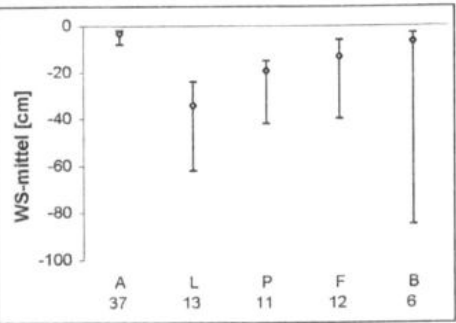


Abb. 23a: Konfidenzintervalle und Mittelwerte des jährlichen Grundwasserstands-Medians für die untersuchten Feuchtwälder

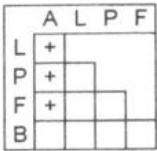


Abb. 23b: Signifikanztest des jährlichen Grundwasserstands-Medians für die untersuchten Feuchtwälder (+ = signifikant verschieden; Irrtumswahrscheinlichkeit: 5%)

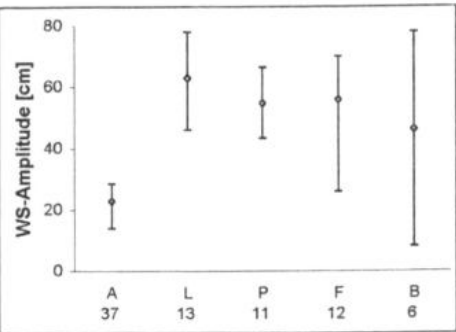


Abb. 24a: Konfidenzintervalle und Mittelwerte der maximalen jährlichen Wasserstands-amplitude für die untersuchten Feuchtwälder

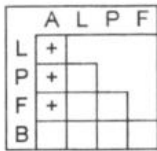


Abb. 24b: Signifikanztest der maximalen jährlichen Wasserstands-Amplitude für die untersuchten Feuchtwälder (+ = signifikant verschieden; Irrtumswahrscheinlichkeit: 5%)

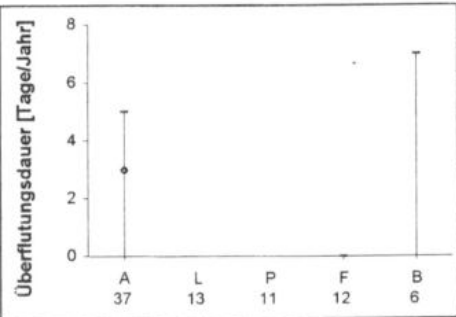


Abb. 25a: Konfidenzintervalle und Mittelwerte der jährlichen Überflutungsdauer für die untersuchten Feuchtwälder

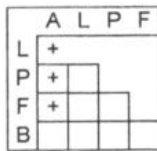


Abb. 25b: Signifikanztest der jährlichen Überflutungs-dauer für die untersuchten Feuchtwälder (+ = signifikant verschieden; Irrtumswahrscheinlichkeit: 5%)

- A: *Carici elongatae*-Alnetum gesamt  
L: *Alnus glutinosa* -Gesellschaft, Ausbildung von *Lonicera periclymenum*  
P: *Alnus glutinosa* -Gesellschaft, Ausbildung von *Poa trivialis*  
F: *Alno-Fraxinetum*  
B: *Betula pubescens* -Gesellschaft

2. Zeile der Abszisse: Anzahl der Stichproben

#### 4.1.1.3 Alno-Fraxinetum Mikyska 1943

(Erlen-Eschenwälder, Tab. 1: 3)

Ergänzend zu den bisher beschriebenen Vegetationseinheiten wurde das Alno-Fraxinetum in die Auswertung einbezogen, um die Abgrenzung der Erlenbruchwälder und ihrer Degenerationsstadien von den Erlen-Eschenwäldern zu verdeutlichen (zur umfassenden Bearbeitung dieses Vegetationstyps s. HÄRDTLE 1995).

Die Baumschicht der Erlen-Eschenwälder ist neben Schwarzerlen, die im Vergleich zum Carici elongatae-Alnetum und dessen Degenerationsstadien leicht zurückgehen, durch eine hohe Stetigkeit von Eschen gekennzeichnet. Häufigste Arten der Strauchschicht sind *Prunus padus*, *Corylus avellana* und *Fraxinus excelsior*. In der artenreichen Krautschicht sind Röhricht- und Feuchtwiesenarten wie *Galium palustre*, *Cirsium palustre*, *Mentha aquatica* und Quellflurelemente (z. B. *Chrysosplenium alternifolium*, *Cardamine amara*) vertreten, die eine Verwandtschaft mit der *Cardamine amara*-Variante des Carici elongatae-Alnetum anzeigen. Von diesen Erlenbruchwäldern läßt sich das Alno-Fraxinetum durch eine größere Anzahl von Querco-Fagetea-Arten sowie von Kenn- und Trennarten der Ordnung Fagetalia (z. B. *Lamium galeobdolon*, *Brachypodium sylvaticum*, *Equisetum sylvaticum*) abgrenzen. Es handelt sich hierbei größtenteils um Mineralbodenzeiger mit hohen Ansprüchen an die Nährstoffversorgung. Das Alno-Fraxinetum besiedelt im Gegensatz zum Carici elongatae-Alnetum in der Regel mineralische Naßböden (Anmoorquellengleye, Anmooroxigleye: HÄRDTLE 1995). Die Kenn- und Trennarten des Alnion fehlen daher weitgehend.

Mit durchschnittlich 34 Arten erreichen die in Tab. 1 zum Alno-Fraxinetum zusammengefaßten Vegetationsaufnahmen die höchste Artenzahl der untersuchten Waldgesellschaften. Nach HÄRDTLE (1995) zählt dieser Vegetationstyp zu den artenreichsten Waldgesellschaften Schleswig-Holsteins. In seinen Vegetationstabellen sind allein in der Krautschicht insgesamt 70 Arten mit der Stetigkeit III und höher vertreten.

#### • Standörtliche Unterschiede zwischen Alno-Fraxinetum und Carici elongatae-Alnetum, Variante von *Cardamine amara*

Das Alno-Fraxinetum läßt sich vom Carici elongatae-Alnetum, Variante von *Cardamine amara* durch niedrigere Gehalte an organischer Substanz (im Mittel 26 %) sowie engere C/N-Verhältnisse abgrenzen (Abb. 13, 14; zur Berechnung wurden alle Bestände der Variante von *Cardamine amara* unabhängig von ihrer Zugehörigkeit zu verschiedenen Subassoziationen herangezogen). Diese Ergebnisse belegen, daß die Erlen-Eschenwälder in der Mehrzahl der Fälle auf Mineralböden stocken, deren Humusgehalte definitionsgemäß unter 30 % liegen (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 1984). In den Niedermoortorfen der Erlenbruchwälder beträgt der Anteil an organischer Substanz dagegen im Durchschnitt 77 %. Auch die Grundwassercharakteristik beider Vegetationstypen unterscheidet sich deutlich. Die mittleren Wasserstände in den Böden der Erlen-Eschenwälder liegen wesentlich niedriger als in denen der *Cardamine amara*-Bruchwälder (bis zu 40 cm u. F. im Gegensatz zu 9 cm u. F.; Abb. 16). Überflutungen finden so gut wie nicht statt (Abb. 18) und die Amplituden der Wasserstände sind signifikant größer (Abb. 17). Das Auftreten von Quellflurelementen und Röhrichtarten trotz der niedrigeren Grundwasserstände in Erlen-Eschenwäldern ist durch die hohe Kapillarspannung der Gleye zu erklären, wodurch eine ausreichende Wasserversorgung im Oberboden gewährleistet ist.

Erlen-Eschenwälder (Alno-Fraxinetum) und Erlenbruchwälder wasserzügiger Standorte (Carici elongatae-Alnetum, Varianten von *Cardamine amara*) lassen sich somit trotz floristischer



Gemeinsamkeiten standörtlich deutlich voneinander unterscheiden. Lediglich hinsichtlich der pH-Werte gleichen sich beide Vegetationstypen (Abb. 15).

#### • Standörtliche Unterschiede zwischen Alno-Fraxinetum und *Alnus glutinosa*-Gesellschaft

Ein Vergleich der standörtlichen Amplitude des Alno-Fraxinetum mit derjenigen der Ausbildung von *Lonicera periclymenum* der *Alnus glutinosa*-Gesellschaft (Abb. 20 - 25, Tab. 5) bestätigt die in der Artenzusammensetzung zum Ausdruck gebrachte geringe standörtliche Ähnlichkeit zwischen beiden Vegetationseinheiten (vergl. Kap. 4.1.1.2.1). Bezüglich der pH-Werte, der C/N-Verhältnisse und der mittleren Wasserstände bestehen signifikante Unterschiede. Die Bestände des Alno-Fraxinetum besiedeln demnach basen- und nährstoffreichere Böden mit höheren Grundwasserständen als diejenigen der *Lonicera periclymenum*-Ausbildung.

Zwischen dem Alno-Fraxinetum und der *Poa trivialis*-Ausbildung der *Alnus glutinosa*-Gesellschaft ist die floristische und standörtliche Ähnlichkeit größer. Ein Grund dafür besteht in der vergleichsweise hohen Nährstoffverfügbarkeit der Böden beider Typen, welche allerdings auf unterschiedliche Weise zustandekommt: Im Alno-Fraxinetum durch einen nährstoffreichen A<sub>1</sub>-Horizont bzw. carbonatreiches Quellwasser, in der *Poa trivialis*-Ausbildung durch eine verstärkte Mineralisation der entwässerten Torfe. Die Oberböden der Erlen-Eschenwälder weisen daher signifikant engere C/N-Verhältnisse auf als diejenigen der *Poa trivialis*-Ausbildung. Außerdem liegen die pH-Werte in ersteren höher, da in der *Alnus glutinosa*-Gesellschaft eine entwässerungsbedingte Versauerung stattgefunden hat (s. Kap. 4.1.2.7).

#### 4.1.1.4 *Betula pubescens*-Gesellschaft

(Moorbirkenwälder, Tab. 1: 4)

Zur Abgrenzung der Torfmoos-Erlenbruchwälder und der entwässerten Erlenwälder der Ausbildung von *Lonicera periclymenum* von Moorbirkenwäldern wurden letztere in die Auswertung einbezogen.

Sie unterscheiden sich von Erlenbruchwäldern überwiegend durch das Ausfallen von Schwarzerlen. Auch die Kenn- und Trennarten des Alnion fehlen weitgehend. Die mittlere Artenzahl ist mit 14 von allen untersuchten Vegetationstypen die geringste. In der oft spärlich entwickelten Krautschicht sind vereinzelt Säurezeiger wie *Eriophorum vaginatum* oder *Vaccinium myrtillus* zu finden. Die einzige, mit hoher Stetigkeit und Deckung auftretende Art ist *Molinia caerulea*. *Dryopteris carthusiana* kommt zwar in fast allen Aufnahmen vor, erreicht aber nur eine mittlere Deckung von 0,4 %. Torfmoose wie *Sphagnum palustre* oder *Sphagnum fimbriatum* sind dagegen größtenteils mit hohen Artmächtigkeiten vertreten.

Eine Differenzierung in Entwässerungsstadien (vergl. SCHRAUTZER et al. 1991) wurde aufgrund der geringen Zahl von Vegetationsaufnahmen nicht durchgeführt. Die hydrologische Amplitude der hier bearbeiteten *Betula pubescens*-Gesellschaft ist dementsprechend groß (vergl. Abb. 23, 24, 25).

#### • Standörtliche Unterschiede zwischen dem *Carici elongatae*-Alnetum und der *Betula pubescens*-Gesellschaft

Zwischen beiden Vegetationseinheiten bestehen signifikante Unterschiede im Humusgehalt, im Säuregrad und der Nährstoffverfügbarkeit des Bodens (Abb. 20 - 22, Tab. 5). Die *Betula pubescens*-Gesellschaft kennzeichnet wesentlich schwächer zersetzte, basenärmere Torfe, selbst wenn lediglich das *Carici elongatae*-Alnetum sphagnetosum zum Vergleich herangezogen wird. Die mittleren C/N-Verhältnisse der Birkenbruchwälder betragen 24, diejenigen der Torfmoos-Erlenbruchwälder 17,5. Die pH-Werte liegen in den Beständen der *Betula pubescens*-Gesellschaft

mit durchschnittlich 3,4 ebenfalls niedriger als diejenigen der zum 'sphagnetosum' gezählten Bruchwälder (pH 4,8).

• **Standörtliche Unterschiede zwischen der *Alnus glutinosa*-Gesellschaft, Ausbildung von *Lonicera periclymenum* und der *Betula pubescens*-Gesellschaft**

Zwischen der *Betula pubescens*-Gesellschaft und der Ausbildung von *Lonicera periclymenum* der *Alnus glutinosa*-Gesellschaft bestehen floristische Gemeinsamkeiten. In beiden Vegetationstypen kommen neben Moorbirken Aushagerungszeiger wie *Frangula alnus*, *Molinia caerulea*, *Lonicera periclymenum* oder *Majanthemum bifolium* vor. Der standörtliche Vergleich ergibt dagegen signifikante Unterschiede zwischen beiden Vegetationstypen (Abb. 20 - 25, Tab. 5). Die *Betula pubescens*-Gesellschaft zeichnet sich durch höhere Humusgehalte sowie sehr viel weitere C/N-Verhältnisse aus. Bezüglich der pH-Werte bestehen keine signifikanten Unterschiede, ihre Spanne ist in beiden Gesellschaften nur gering (pH 3,3 - 3,6: *Lonicera periclymenum*-Ausbildung; pH 3,4 - 3,7: *Betula pubescens*-Gesellschaft).

**4.1.2 Diskussion der soziologisch-ökologischen Auswertung von Vegetationsaufnahmen und Standortdaten**

**4.1.2.1 Untergliederung des *Carici elongatae*-Alnetum in Subassoziationen**

Torfmoos-Erlenbruchwälder (*Carici elongatae*-Alnetum sphagnetosum) lassen sich floristisch eindeutig zusammenfassen und von nährstoffreicheren Beständen des *Carici elongatae*-Alnetum abgrenzen. Sie werden in der Literatur daher recht einheitlich beschrieben. Das *Carici elongatae*-Alnetum sphagnetosum ist unter anderem mit der Subassoziation von *Betula pubescens* (BODEUX 1955, LOHMEYER 1960, DIERSCHKE 1969, TÜXEN 1974), dem Alnetum sphagnosum (SCHWICKERATH 1944) oder dem Sphagno-Alnetum (PASSARGE & HOFMANN 1968, vergl. auch SOLINSKA-GORNICKA 1987, DINTER 1990) sowie der *Sphagnum*-Subassoziation (MÖLLER 1970, SEEWALD 1977) zu vergleichen. Da Torfmoose sich zur Beschreibung und Abgrenzung von eutraphenten Erlenbruchwäldern besser eignen als die Moorbirke, die nicht auf torfmoosreiche Bestände beschränkt bleibt (vergl. auch MÖLLER 1970, SEEWALD 1977, DINTER 1982, WEY 1988), wurde die Bezeichnung 'sphagnetosum' der nach DÖRING-MEDERAKE (1991) nomenklatorisch korrekten Bezeichnung 'Subassoziation von *Betula pubescens*' (s. BARKMAN et al. 1986) vorgezogen.

Die zur **Subassoziation von *Viola palustris*** zusammengefaßten Bestände werden bei SCHRAUTZER et al. (1991) den Torfmoos-Erlenbruchwäldern zugeordnet, wodurch sich allerdings deutliche floristische Unterschiede zu weitgehend naturbelassenen Erlenwäldern der von MÖLLER (1970) aufgestellten *Sphagnum*-Subassoziation ergeben: Die Anzahl und Stetigkeit der mesotraphenten Differentialarten ist geringer (5 Trennarten erreichen eine Stetigkeit von mindestens I, in der *Sphagnum*-Subassoziation dagegen 11 Arten), die Stetigkeit eutraphenter Phragmitetea-Arten dagegen höher. DINTER (1982:82f) beschreibt ebenfalls Torfmoos-Erlenbruchwälder, in denen sich durch Eutrophierung über nährstoffbelastetes Überflutungswasser die Azidität verringert und das C/N-Verhältnis verengt hat, so daß Torfmoose zurückgedrängt werden. WEY (1988) nennt für die quelligen Erlenwälder im Raum Trier eine Subassoziation von *Ranunculus repens*, welche in ihrer Trophie eine Mittelstellung zwischen den Torfmoos-Erlenbruchwäldern und einer eutraphenten Subassoziationen einnimmt, und in der unter anderem *Valeriana dioica* als Trennart vorkommt. DÖRING-MEDERAKE (1991) wertet die genannten Trennarten *Viola palustris*, *Calla palustris*, *Carex rostrata* und *Carex canescens* als Differentialarten der Torfmoos-Erlenbruchwälder bzw. ihrer Untereinheiten. Danach kennzeichnet *Viola palustris* allerdings quellige Standorte, *Calla palustris* leitet zur typischen Subassoziation über.

Erlenbruchwälder nährstoffreicherer Standorte (hier: **Carici elongatae-Alnetum typicum**) werden von verschiedenen Autoren zu unterschiedlichen Subassoziationen zusammengefaßt. BODEUX (1955) unterscheidet ein *Carici elongatae-Alnetum ranunculetosum* auf 'mittelmäßig reichen Substraten' von einem nährstoffreicheren 'symphytetosum'. MÖLLER (1970) stellt eine trennartenfreie Subassoziation (Terminalphase der Erlenbruchwälder bei der Verlandung von Seen), in der *Carex elongata* dominiert, einer Subassoziation von *Filipendula ulmaria* sowie einer weiteren Subassoziation von *Urtica* und *Phalaris* gegenüber. Die beiden letzten, zum reichen Flügel des *Carici elongatae-Alnetum* gehörenden Vegetationseinheiten unterscheiden sich bezüglich edaphischer (pH-Werte,  $\text{CaCO}_3$ -Gehalt) und hydrologischer Faktoren. Nach DIERSCHKE (1969) ist eine weitere Unterteilung der nicht zur torfmoosreichen Subassoziation gehörenden Erlenbruchwälder dagegen nur lokal möglich. DOING (1963), PASSARGE & HOFMANN (1968) und DINTER (1982) fassen alle eutraphenten Bestände zu Schwertlilien-Erlenbruchwäldern zusammen, DÖRING-MEDERAKE (1991) zu einer Subassoziationsgruppe von *Urtica dioica*. Die beiden zuletzt genannten Einheiten entsprechen der typischen Subassoziation der vorliegenden Arbeit, welche alle Erlenbruchwälder auf nährstoffreichen Standorten umfaßt.

#### 4.1.2.2 Untergliederung der Subassoziationen des *Carici elongatae-Alnetum* in Varianten

Quell-Erlenwälder werden unter anderem von MÖLLER (1970), TÜXEN & OHBA (1975), JANIESCH (1980), DINTER (1982), PETERS (1988), WEY (1988) und BRUNET (1991) beschrieben. Nach MÖLLER (1970) und DÖRING-MEDERAKE (1991) sind sie durch einen ganzjährig hohen Grundwasserstand von wenigen Zentimetern unter Flur gekennzeichnet und werden nie überflutet. Die letztgenannte Autorin faßt die Quellwälder des *Carici elongatae-Alnetum* zu einer Subassoziation zusammen, dem *cardaminetosum* (*amarae*) Meijer Drees 1936, welches durch die *Montio-Cardaminetea*-Arten *Cardamine amara* und *Chrysosplenium alternifolium* sowie *Crepis paludosa* und *Plagiomnium undulatum* gekennzeichnet ist. Als weitere Arten mit zum Teil nur geringen Stetigkeiten, die einen Schwerpunkt in Quell-Erlenwäldern haben, nennt sie *Valeriana dioica*, *Geranium robertianum*, *Ajuga reptans*, *Anemone nemorosa*, *Chrysosplenium oppositifolium* und *Equisetum arvense*. Die errechneten Konfidenzintervalle der jährlichen Grundwasserstands-Amplitude (Tab. 4) zeigen aber, daß von diesen Arten anhand des untersuchten Datensatzes nur *Cardamine amara* für geringe ausgeglichene Wasserstände kennzeichnend ist (< 26 cm, Abb. 12), alle anderen genannten Arten tolerieren jährliche Wasserstandsamplituden von mehr als 50 cm, darunter auch *Plagiomnium undulatum* und *Crepis paludosa*. *Equisetum arvense* und *Geranium robertianum* sind darüber hinaus auch bei mittleren Wasserständen von weniger als 60 cm u. F. noch zu finden, scheiden als Anzeiger wasserzügiger Standorte also ohnehin aus. Als Kennart der Quellfluren (*Montio-Cardaminetea*) sollte *Chrysosplenium alternifolium* in Erlenbruchwäldern ebenfalls auf Standorte mit gleichmäßigen Wasserständen beschränkt sein. Im vorliegenden Aufnahmемaterial umfaßt das Konfidenzintervall eine Amplitude von 53 cm. Hierfür kann, ebenso wie für die großen Wasserstands-Schwankungen der von *Crepis paludosa* oder *Plagiomnium undulatum* besiedelten Standorte, das Beharrungsvermögen dieser Arten nach Entwässerung sein, wie auch DÖRING-MEDERAKE (1991) vermutet. Aus diesem Grund wurden die genannten Arten nicht zur Differenzierung wasserzügiger Erlenbruchwälder herangezogen.

Die ermittelten Differentialarten der Variante von *Cardamine amara* (*Cardamine amara*, *Eupatorium cannabinum* und *Carex paniculata*) sind trotz ihrer Bindung an gleichmäßig hohe Wasserstände nur schwache Trennarten. Vor allem in wasserzügigen Torfmoos-Erlenbruchwäldern fehlen sie weitgehend (Tab. 1 enthält nur 5 Vegetationsaufnahmen dieses Vegetationstyps). Für das Auftreten von Quellzeigern, die an ihre Basenversorgung höhere Ansprüche stellen, dürften die

Standorte größtenteils zu sauer sein. Innerhalb des Carici elongatae-Alnetum sphagnetosum kennzeichnet das Vorkommen dieser Trennarten somit nicht nur gleichmäßig hohe Wasserstände, sondern zusätzlich höhere Basengehalte. Torfmoos-Erlenbruchwälder, in denen diese Arten vorkommen, dürften größtenteils durch Eutrophierung aus basenärmeren Beständen hervorgegangen sein (vergl. Kap. 4.1.2.7). DÖRING-MEDERAKE (1991) hat aus diesem Grund nur im eutrophen Bereich der Erlenbruchwälder (Subassoziationsgruppe von *Urtica dioica*) eine quellige Untereinheit abgetrennt.

Eine weitere Schwierigkeit bei der Differenzierung des Carici elongatae-Alnetum anhand der Wasserzügigkeit der Standorte besteht darin, daß gleichmäßig hohe Wasserstände im 'sphagnetosum' (wie auch in den anderen Subassoziationen) dadurch zustande kommen können, daß die Erlenwälder auf Schwingrasen stocken (z. B. Vegetationsaufnahmen am Fuhensee, vergl. auch DINTER 1982: 43), die mit steigendem und fallendem Grundwasserstand aufschwimmen und absinken. Die durch die genannten Trennarten angezeigten geringen jährlichen Amplituden der Grundwasserstände müssen in diesem Fall also trotz gleichmäßiger Wasserstände nicht zwangsläufig auf Wasserzügigkeit hinweisen.

Neben hydrologischen Merkmalen unterscheiden sich die beiden Varianten innerhalb der Erlenbruchwälder auch in ihrer Basenversorgung voneinander (Kap. 4.1.1.1.4). Höhere pH-Werte zeigen eine günstigere Basen- und Nährstoffversorgung durch den lateralen Wasserzustrom an (z. B. JANIESCH 1981:24). Die Größenordnung der zugeführten Nährstoffe kann sich in Abhängigkeit vom geologischen Untergrund unterscheiden (vergl. z. B. WEY 1988). MÖLLER (1970) ermittelte beispielsweise in Böden holsteinischer Quell-Erlenwälder im Altmoränengebiet geringere Carbonathärten (7,0 d°) als im Jungmoränengebiet (15,8 d°).

Für die einander ähnelnden C/N-Verhältnisse und Humusgehalte in beiden Varianten der Erlenbruchwälder konnte keine Erklärung gefunden werden. Wird davon ausgegangen, daß in den mehr oder weniger ganzjährig wassergesättigten Böden der Variante von *Cardamine amara* aufgrund eines dauerhaft niedrigen Redoxpotentials die Mineralisationsbedingungen ungünstiger sind als in der durch stärker schwankende Grundwasserstände gekennzeichneten typischen Variante, dann müßte sich dies in weiteren C/N-Verhältnissen und höheren Humusgehalten niederschlagen. Wird dagegen für die Böden der Variante von *Cardamine amara* aufgrund von oberflächennahem, ständig nachfließendem, sauerstoffreichem Wasser von einem höheren Redoxpotential ausgegangen, dann müßte die Torfzersetzung im Gegensatz zur typischen Variante größer sein, erkennbar an engeren C/N-Verhältnissen und niedrigeren Humusgehalten. MÖLLER (1970) stellte im Oberboden von Quell-Erlenwäldern höhere Humifizierungsgrade fest als in anderen Bruchwald-Torfen, was er auf eine Sauerstoffnachlieferung durch das zufließende Wasser zurückführte. Nach Untersuchungen von THIEL (1995) kann das Grundwasser waldfreier Quellsümpfe relativ sauerstoffreich sein. Redoxpotentialmessungen von JANIESCH (1981:17) ergaben dagegen, daß die durch Quellaustritte hervorgerufene Wasserbewegung keinen Einfluß auf die Sauerstoffgehalte in der Bodenlösung der von ihm untersuchten Quellwälder hatte. Die Redoxpotentiale lagen zwischen -100 mV und -200 mV und stiegen nur bei Absinken der Wasserstände an. Auch PETERS (1988) ermittelte in einem zu den Erlen-Eschenwäldern gehörenden Quellwald auf Naßgley reduzierende Bedingungen im Oberboden. Nach seinen Untersuchungen hat ein steigender Grundwasserspiegel trotz des fließenden Quellwassers ein Absinken des Sauerstoffgehaltes im Boden zur Folge. Untersuchungen zur Stickstoff-Nettomineralisation von DÖRING-MEDERAKE (1991) und FINKE (1993; Kap. 4.2.3) sprechen ebenfalls gegen eine gute Sauerstoffversorgung in den Böden wasserzügiger Erlenbruchwälder, da hier nur geringe Nitrifikationsgrade ermittelt wurden. Der Mineralstickstoff dieser Bestände wird überwiegend in Form von Ammonium nachgeliefert. Die unterschiedlichen Ergebnisse verschiedener Autoren können teilweise methodisch

begründet sein, da es an wasserzügigen Standorten nur schwer möglich ist, die pflanzenverfügbaren Mengen an Nährstoffen und Sauerstoff zu messen, welche sich durch das nachfließende Wasser sowie Pflanzenentzug laufend ändern können. Insgesamt bleibt daher unklar, welche Standortfaktoren neben den gleichmäßig hohen Wasserständen für das Auftreten von Quellzeigern wie *Cardamine amara* verantwortlich sind, welche weiteren standörtlichen Bedingungen außer erhöhten Basengehalten mit der Wasserzügigkeit einhergehen und welche Bedeutung synergistische Effekte haben.

Die geschilderten Schwierigkeiten bei der floristischen und standörtlichen Abgrenzung wasserzügiger Standorte innerhalb der Erlenbruchwälder verdeutlichen, daß weitere Untersuchungen zur Wasserzügigkeit in Erlenbruchwäldern notwendig sind (z. B. über den Transport von Nährstoffen mit dem Quellwasser), um die Wechselwirkungen zwischen Standort und Vegetation exakter fassen zu können.

#### 4.1.2.3 Abgrenzung des Alno-Fraxinetum vom Carici elongatae-Alnetum, Variante von *Cardamine amara*

Nach HÄRDTLE (1995:102) ist eine Torfbildung in Erlen-Eschenwäldern nur bei ganzjährigem, oberflächennahem Sickerwassereinfluß denkbar. In diesem Fall treten die Mineralbodenzeiger des Alno-Fraxinetum zurück und Röhrichtarten nehmen zu (vergl. auch Vegetationstabellen von MÖLLER 1970, DIERSCHKE et al. 1987, DÖRING-MEDERAKE 1991). Derartige, floristisch und standörtlich zwischen Carici elongatae-Alnetum und Alno-Ulmion vermittelnde Quellwälder kommen nach dem Aufnahmestandard der genannten Autoren im nordwestdeutschen Tiefland häufiger vor. Ihre synsystematische Zuordnung zu höheren Syntaxa wird unterschiedlich gehandhabt. MÖLLER (1970, 1979) faßt die Quell-Erlenwälder als Chrysosplenio oppositifolii-Alnetum zusammen, welches er aufgrund seiner Affinität zur Klasse Querco-Fagetea zum Alno-Padion und damit in die Klasse Querco-Fagetea stellt. HÄRDTLE (1995:102) schlägt vor, derartige Bestände, soweit es die Artenverbindung rechtfertigt, dem Alno-Fraxinetum anzuschließen oder als ranglose Gesellschaft aufzufassen. DÖRING-MEDERAKE (1991) teilt die Quell-Erlenwälder nach floristischen Kriterien zwischen Carici elongatae-Alnetum und Alno-Ulmion auf. Bei der Differenzierung von Tab. 1, die viele Vegetationsaufnahmen von DÖRING-MEDERAKE (1991) enthält, wurde ähnlich vorgegangen, indem nur solche Vegetationsaufnahmen dem Alno-Fraxinetum zugeordnet wurden, die Kenn- und Trennarten der Querco-Fagetea und des Alno-Ulmion besitzen. Auf diese Weise ist auch eine standörtliche Differenzierung zwischen Erlen-Eschenwäldern und Erlenbruchwäldern der Variante von *Cardamine amara* möglich (vergl. Kap. 4.1.1.3).

#### 4.1.2.4 Problematik einer Untergliederung des Carici elongatae-Alnetum anhand anthropogen bedingter Veränderungen des Wasserhaushaltes

Da bereits leichte Entwässerungen der an hohe Wasserstände, ganzjährig feuchte Böden und längerfristige Überflutungen angepaßten Vegetation der Erlenbruchwälder zu Konkurrenzverschiebungen führen können (vergl. Kap. 4.2.6), scheint es sinnvoll, innerhalb der verschiedenen Subassoziationen der Erlenbruchwälder nasse von leicht entwässerten Beständen zu unterscheiden. Dazu müssen einerseits Trennarten für die nicht entwässerten Standorte, andererseits Entwässerungszeiger gefunden werden. Die von SCHRAUTZER et al. (1991) zur Differenzierung nasser, nicht entwässerter Bestände herangezogenen Röhrichtarten *Carex pseudocyperus*, *Calliergon cordifolium*, *Sparganium erectum*, *Typha latifolia*, *Cicuta virosa* und *Rumex hydrolapathum* erreichen in Tab. 1 (wie auch in anderen Vegetationstabellen von Bruchwäldern, z. B. bei SCHRAUTZER et al. 1991, DÖRING-MEDERAKE 1991, MÖLLER 1970) nur sehr geringe Stetigkeiten. Sie sind als Trennarten somit ungeeignet. Ein Grund für ihr sporadisches Auftreten kann in der Beschattung durch die Baumschicht liegen, welche die



Konkurrenzkraft dieser Arten stark herabsetzt. Diese Arten sind im Kontaktbereich zum Schilfröhricht häufiger zu finden, während ihre Abundanz mit zunehmendem Kronenschluß der Schwarzerlen stark abnimmt.

Eine hydrologische Differenzierung zwischen 'nassen' und leicht entwässerten Bruchwäldern sollte daher eher mit Hilfe von Entwässerungszeigern möglich sein, welche höhere Stetigkeiten erreichen und in den nicht entwässerten Beständen lediglich auf Bulten (Erlen-Stammfüßen) vorkommen. Nach SCHRAUTZER et al. (1991) zählen hierzu unter anderem *Rubus idaeus*, *Phalaris arundinacea*, *Urtica dioica*, *Plagiomnium undulatum*, *Angelica sylvestris*, *Dryopteris dilatata*, *Humulus lupulus*, *Ranunculus repens* und *Mnium hornum*. Eine solche Differenzierung setzt aber eine Kennzeichnung der Arten voraus, die ausschließlich auf Bulten vorkommen. Bei den der Literatur entnommenen Vegetationsaufnahmen wurde diese Trennung zwischen Bult- und Schlenkenarten nicht in jedem Fall durchgeführt. Trotzdem läßt sich für *Rubus idaeus*, *Phalaris arundinacea*, *Urtica dioica*, *Ranunculus repens* und *Mnium hornum* eine Tendenz zu 'trockeneren' Standorten innerhalb der Erlenbruchwälder erkennen (Abb. 26, bei der Berechnung blieben die gesondert gekennzeichneten Arten auf Bulten unberücksichtigt). Eine Abgrenzung leicht entwässerter von 'nassen' Standorten anhand dieser Arten ist somit zwar möglich, gibt aber aufgrund der teilweise fehlenden Markierung der Bultarten die realen Verhältnisse nicht wieder. Bei einer derartigen Gliederung würden fast alle Vegetationsaufnahmen als leicht entwässert eingestuft werden, selbst langfristig überflutete und zweifelsfrei nicht entwässerte.

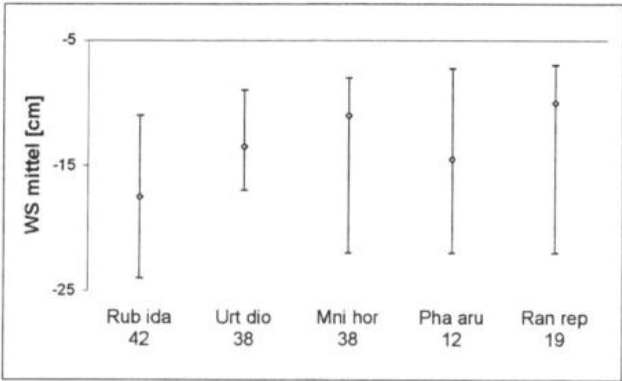


Abb. 26: Konfidenzintervalle und Mittelwerte des Grundwasserstands-Medians für verschiedene Arten (1. Zeile der Abszisse: Abgekürzte Artnamen, 2. Zeile: Anzahl der Stichproben)

Die Abwesenheit der genannten Entwässerungszeiger bedeutet zudem nicht zwangsläufig, daß keine Entwässerung stattgefunden hat. Da es sich bei den genannten Trennarten für leicht entwässerte Standorte überwiegend um eutraphente Arten handelt, ist eine hydrologische Differenzierung des mesotraphenten Carici elongatae-Alnetum sphagnetosum anhand dieser Arten nicht in jedem Fall möglich. DÖRING-MEDERAKE (1991) trennt nasse von trockeneren Standorten dieser Subassoziation daher mit Hilfe eigener Differentialarten (u.a. *Carex nigra*, *Sphagnum recurvum* agg., *Carex rostrata*, *Potentilla palustris*). Diese Arten erreichen allerdings, ebenso wie die von SCHRAUTZER et al. (1991) aufgeführten Nässezeiger, in Tab. 1 nur sehr geringe Stetigkeiten.

Ein weiteres Problem bei der Kennzeichnung von Entwässerungsstadien innerhalb der Erlenbruchwälder besteht in den unterschiedlichen Untersuchungszeiträumen, die bei der Berechnung mittlerer Wasserstände eine erhebliche Rolle spielen. In der vorliegenden Arbeit wurden überwiegend einjährige Wasserstandsmessungen zur Berechnung herangezogen. Lediglich für die Vegetationsaufnahmen von DÖRING-MEDERAKE (1991) und für die eigenen wurden Mittelwerte aus zwei Meßjahren errechnet. In Abhängigkeit von der Witterung konnten an vielen Standorten größere Unterschiede zwischen beiden Untersuchungsjahren festgestellt werden (vergl. z. B. Abb. 33). Zum Teil standen Bruchwälder, die im ersten Untersuchungsjahr nicht oder nur kurzzeitig überflutet wurden, im nächsten Jahr längerfristig unter Wasser. Da die Unterschiede der mittleren Wasserstände innerhalb des Carici elongatae-Alnetum zwischen 'nassen' und leicht entwässerten Erlenbruchwäldern ohnehin nur relativ gering sind, ist zu befürchten, daß witterungsbedingte Differenzen bereits ausschlaggebend für die Trennung zwischen nassen und leicht entwässerten Beständen sein können. Bei den eigenen Untersuchungen wurde außerdem beobachtet, daß in einem nicht entwässerten Wald (WM1, vergl. Kap. 4.2.1) bereits nach kurzer sommerlicher Abtrocknung Entwässerungszeiger wie *Urtica dioica* in den Schlenken auftraten, die im Herbst nach erneuter Überflutung wieder abstarben (vergl. Kap. 4.2.7.1.3). Eine Zuordnung zu nassen oder zu leicht entwässerten Erlenbruchwäldern scheint in derartigen Beständen also weniger von einer tatsächlichen Entwässerung als vom Aufnahmezeitpunkt abzuhängen.

Aus den beschriebenen Gründen wurde in dieser Arbeit auf eine Differenzierung der Erlenbruchwälder in nasse und leicht entwässerte Untereinheiten verzichtet.

#### 4.1.2.5 Syntaxonomische Zuordnung entwässerter Erlenwälder

Die syntaxonomische Zuordnung entwässerter Erlenwälder wird von verschiedenen Autoren unterschiedlich gehandhabt. Teilweise werden stärker entwässerte Bestände trotz geringer floristischer Ähnlichkeit im Verband Alnion belassen, wie beispielsweise der von GROSSER (1963) aufgestellte *Rubus*-Erlenbruch oder das Athyrio-Alnetum glutinosae (PASSARGE & HOFMANN 1968), teilweise wird auf eine syntaxonomische Zuordnung verzichtet (vergl. z. B. MÖLLER 1970:64ff, DINTER 1982:74ff, KAZDA 1992). DÖRING-MEDERAKE (1991) faßt entwässerte Erlenwälder zu einer ranglosen *Alnus glutinosa*-Gesellschaft zusammen. Nach ihren Untersuchungen beinhaltet aber auch das Pruno-Fraxinetum Bestände, die durch Entwässerung aus ehemaligen Bruchwäldern entstanden sind (vergl. auch DIERSCHKE et al. 1987). Eine Entwicklung entwässerter Erlenwälder (besonders der eutraphenten) zu Beständen, die dem Alno-Ulmion nahestehen, wurde von vielen Autoren beobachtet (u. a. MÖLLER 1970, SEEWALD 1977, DINTER 1982, SUCCOW 1988). KAZDA (1992) unterscheidet ein *Rubus idaeus*-Stadium auf saurem Boden (mittlerer pH-Wert: 3,1) von einem *Urtica dioica*-Stadium auf etwas basenreicherem Boden mit größerer Pufferkapazität (mittlerer pH-Wert: 3,6). Diese Entwässerungsstadien ähneln den beiden hier beschriebenen Ausbildungen der *Alnus glutinosa*-Gesellschaft.

#### 4.1.2.6 Syntaxonomische Zuordnung der Birkenbruchwälder

Die Stellung der Birkenbruchwälder im pflanzensoziologischen System ist umstritten. Sie werden teilweise der Klasse Vaccinio-Piceetea zugeordnet (z. B. ELLENBERG 1986, WILMANN 1989), teilweise der Klasse Alnetea (OBERDORFER 1987, ausführliche Beschreibung bei DÖRING-MEDERAKE 1991:58ff). Aufgrund ihrer floristischen Ähnlichkeit mit dem Carici elongatae-Alnetum sphagnetosum werden die Birkenbruchwälder hier als ranglose Gesellschaft in die Klasse Alnetea gestellt (*Betula pubescens*-Gesellschaft, vergl. auch SCHRAUTZER et al. 1991, DINTER 1982).



#### 4.1.2.7 Sukzessionsreihen im Zuge der Entwässerung und Eutrophierung von Erlen- und Birkenbruchwäldern

Um die syndynamischen Zusammenhänge zwischen verschiedenen Erlenbruchwald-Typen und ihren Entwässerungsstadien zu ermitteln, ist es notwendig, von einem räumlichen Nebeneinander auf ein zeitliches Nacheinander zu schließen, da die mit der Entwässerung einhergehenden floristischen Veränderungen in den seltensten Fällen direkt verfolgt werden können. Dies ist um so schwieriger, je stärker die Bestände bereits entwässert sind, weil die Anzahl gemeinsamer Arten zwischen Ausgangs- und Folgegesellschaften mit zunehmender Degeneration abnimmt. Ein weiteres Problem liegt in der Neigung entwässerter Bruchwälder zur Faziesbildung, welche zur Uniformierung von Beständen unterschiedlicher Trophie führt.

DÖRING-MEDERAKE (1991) ermittelte verschiedene Entwässerungsstadien der unterschiedlichen Bruchwald-Typen, indem sie die Vegetationsaufnahmen entwässerter Erlenwälder anhand der Anzahl noch vorkommender Alnion-Arten sowie des Auftretens von Differentialarten der einzelnen Subassoziationen in Gruppen zusammenfaßte. Dabei sind mit zunehmender Entwässerung (also einer Abnahme der Alnion-Arten) häufig keine einheitlichen Tendenzen bezüglich der Zu- oder Abnahme von Arten des Verbandes Alno-Ulmion, der Krautschicht-Deckung oder der Standortverhältnisse in den verschiedenen Vegetationseinheiten zu erkennen. Außerdem bleibt ein relativ großer Aufnahmeblock übrig, der aufgrund fehlender gemeinsamer Arten keiner Ausgangs-Subassoziation zugeordnet werden kann. Die Ableitung floristischer und standörtlicher Entwicklungstendenzen für die einzelnen Vegetationseinheiten der Erlenbruchwälder infolge von Grundwasserstandsabsenkungen ist anhand einer solchen Gliederung somit nur bedingt möglich.

Mit Hilfe der in dieser Arbeit durchgeführten Abgrenzung der *Alnus glutinosa*-Gesellschaft vom Alnion anhand des Fehlens von Trennarten sowie der durchgeführten Untergliederung in zwei Ausbildungen scheint es eher möglich zu sein, von Entwässerungsstadien auf die Ausgangsgesellschaften zu schließen. Dabei muß allerdings beachtet werden, daß die zugrundeliegenden Konfidenzintervalle der verschiedenen Standortparameter nicht die tatsächlichen standörtlichen Amplituden der Vegetationstypen wiedergeben, welche deutlich weiter sein können (vergl. Kap. 3.1.2). Eine Ableitung von Sukzessionsstadien anhand dieser Intervalle und der durchgeführten Signifikanztests hat daher lediglich generalisierenden Charakter.

Innerhalb des Carici elongatae-Alnetum ist ein tendenzielles Absinken der Grundwasserstände, eine deutliche Verringerung der C/N-Verhältnisse und Humusgehalte im Boden sowie ein Ansteigen der Basengehalte vom 'sphagnetosum' bis zum 'typicum' zu erkennen (Abb. 27). Diese Abfolge ist in erster Linie das Resultat einer unterschiedlichen Artenzusammensetzung der torfbildenden Vegetation und damit der Moorhydrologie. Zugleich kennzeichnet sie eine zunehmende Eutrophierung und eventuell leichte Entwässerung vom 'sphagnetosum' über das 'violetosum' bis zum 'typicum' (s. Kap. 4.1.1.1).

Außerhalb des Grundwasserbereiches hängt der pH-Wert nach KLÖTZLI (1969b:103) von den pedogenen Faktoren ab, die zur Bildung der Torfe geführt haben. Demnach muß sich die Folgegesellschaft der mesotraphenten, basenarmen Torfmoos-Erlenbruchwälder durch niedrigere Basengehalte im Boden auszeichnen als diejenige des 'typicum'. Da mit der Entwässerung der Torfe eine Versauerung (Kap. 4.1.1.2) und damit auch eine Nährstoffauswaschung verbunden ist (vergl. auch Kap. 4.2.3.2.2), kommt als Folgegesellschaft des 'sphagnetosum' nur die *Lonicera periclymenum*-Ausbildung in Frage. Sie ist durch signifikant geringere pH-Werte im Vergleich zum 'sphagnetosum' gekennzeichnet (Abb. 27). Für eine derartige Abfolge spricht auch, daß die Konfidenzintervalle der

C/N-Verhältnisse für das 'sphagnetosum' als einziger Subassoziation der Erlenbruchwälder höhere Werte ergeben als für die Ausbildung von *Lonicera periclymenum*. Die Entstehung dieses Entwässerungsstadiums aus einer anderen Subassoziation würde somit eine Verringerung der Stickstoffverfügbarkeit trotz Entwässerung voraussetzen. Eine weitere Ausgangsgesellschaft der *Lonicera periclymenum*-Ausbildung kann die *Betula pubescens*-Gesellschaft sein (s. u.). Hohe Stetigkeiten von *Betula pubescens* und *Frangula alnus* in der Baum- und Strauchschicht sprechen für die Entwicklung aus einer dieser Bruchwald-Gesellschaften.

Die Ausbildung von *Poa trivialis* dürfte dagegen aus dem Carici elongatae-Alnetum typicum hervorgegangen sein, dessen basenreichere Torfe aufgrund ihrer ausreichenden Pufferungskapazität nach Entwässerung nicht so stark versauern (vergl. Kap. 4.1.1.2). Die mineralisierten Nährstoffe werden hier langsamer und weniger stark ausgewaschen, so daß die Standortbedingungen in der *Poa trivialis*-Ausbildung insgesamt wesentlich günstiger sind als in der Ausbildung von *Lonicera periclymenum*.

Das Carici elongatae-Alnetum violetosum ist als Ausgangsgesellschaft der *Poa trivialis*-Ausbildung der *Alnus glutinosa*-Gesellschaft nur denkbar, wenn trotz Entwässerung keine Versauerung der Standorte stattgefunden hat, da bezüglich der pH-Werte zwischen den Ausgangsgesellschaften und der Folgegesellschaft keine Unterschiede bestehen (Abb. 27). Eine Entwässerung der Torfe ohne Versauerung ist aber aus den in Kap. 4.1.1.2 genannten Gründen schwer vorstellbar (s. auch Kap. 4.2.3.2.2). Das 'violetosum' dürfte daher größtenteils ein Übergangsstadium der Sukzession vom 'sphagnetosum' zum 'typicum' sein und keine direkte Ausgangsgesellschaft der entwässerten Erlenwälder.

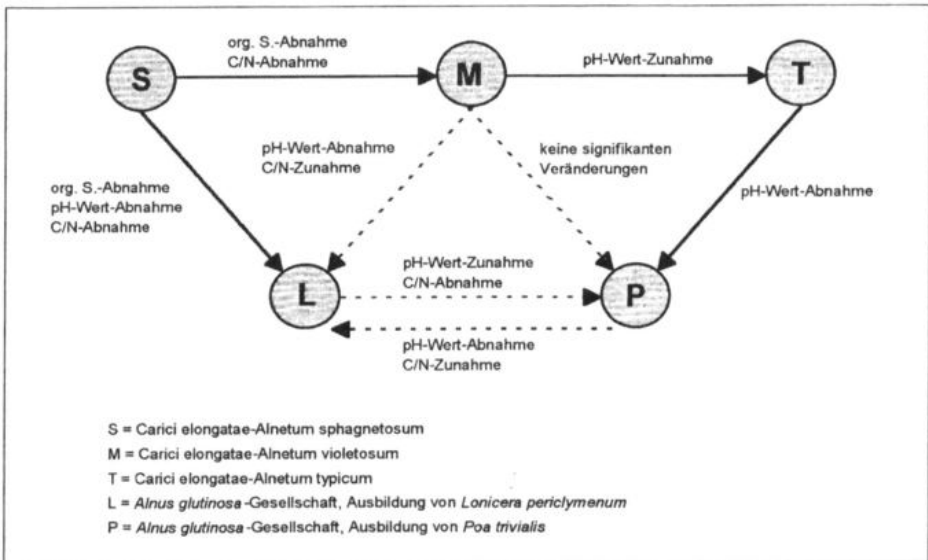


Abb. 27: Entwicklung von Erlenbruchwäldern infolge von allochthoner und autochthoner Eutrophierung und Entwässerung

In den meisten Beständen der *Alnus glutinosa*-Gesellschaft liegt die Entwässerung bereits viele Jahre zurück. Ob das heutige Erscheinungsbild dieser Wälder dem Sukzessionsendstadium bei der bestehenden Entwässerungstiefe entspricht, ist trotzdem fraglich, da die Mineralisierung der Torfe in

beiden Ausbildungen der *Alnus glutinosa*-Gesellschaft weiter fortschreitet (vergl. Kap. 4.2.3). Größere Veränderungen in der Baumschicht sind außerdem erst nach mehreren Jahrzehnten zu erwarten. Betrachtet man die Stetigkeit der unterschiedlichen Gehölzarten in Baum-, Strauch- und Krautschicht, fällt auf, daß eine Naturverjüngung der Schwarzerlen nur selten stattfindet. Dies wird auch durch andere Datensätze (z. B. MÖLLER 1970, SCHRAUTZER et al. 1991) belegt. Andere Baumarten zeigen dagegen eine stärkere Naturverjüngung. In der Ausbildung von *Lonicera periclymenum* sind dies vor allem Eichen, in der Ausbildung von *Poa trivialis* Eschen. Für die Ausbildung von *Lonicera periclymenum* ist daher eine Sukzession in Richtung Eichen-Mischwälder (Quercion) wahrscheinlich. BUCHWALD (1951) und SEEWALD (1977) vermuten ebenfalls eine Entwicklung der bodensauren Erlenwälder zu Birken-Stieleichen-reichen Erlenwäldern mit Quercion-Charakter, DINTER (1982:80) zu Pfeifengras-Eichen-Hainbuchenwäldern. Die Ausbildung von *Poa trivialis* dürfte sich dagegen weiter in Richtung Erlen-Eschenwälder entwickeln, sofern die Versauerung der Standorte keine größeren Ausmaße annimmt. Aufgrund der unterschiedlichen Substrate beider Vegetationstypen (vergl. Kap. 4.1.1.3) werden sich etliche, typische Arten des Verbandes Alno-Ulmion aber nicht einstellen können.

Als potentielle natürliche Vegetation (PNV) auf entwässerten Niedermoortorfen wird von HÄRDITLE (1989) für den Geestbereich Schleswig-Holsteins die *Alnus glutinosa*-Gesellschaft angegeben. Danach stellt eine aus entwässerten Torfmoos-Erlenbruchwäldern oder durch Entwässerung, Torfabbau und Eutrophierung aus Birkenbruchwäldern entstandene Pfeifengras-Ausbildung die potentielle natürliche Vegetation auf basenarmen Niedermoortorfen dar. Sie ist floristisch und standörtlich mit der *Lonicera periclymenum*-Ausbildung zu vergleichen. Bei einer günstigeren Nährstoffversorgung der entwässerten Torfe wird eine mit der *Poa trivialis*-Ausbildung vergleichbare Mädesüß-Ausbildung als potentielle natürliche Vegetation genannt.

Da die Bestände der Ausbildung von *Poa trivialis* im vorliegenden Datensatz tendenziell schwächer entwässert sind als die der Ausbildung von *Lonicera periclymenum* (Abb. 16), stellt sich weiterhin die Frage, ob erstere sich bei stärkerer Entwässerung in Richtung *Lonicera periclymenum*-Ausbildung entwickeln können, wenn die Standorte aufgrund des fehlenden Basennachschubs weiter versauern, bis sich die kennzeichnenden Nitrophyten nicht mehr behaupten können. Eine Entwicklung bis zur Stufe der *Lonicera periclymenum*-Ausbildung ist für den Großteil der Bestände aber wenig wahrscheinlich, weil diese durch signifikant weitere C/N-Verhältnisse gekennzeichnet sind als diejenigen der *Poa trivialis*-Ausbildung (Abb. 21) und die mit der Zeit fortschreitende Torfmineralisation zu einer Verengung der C/N-Verhältnisse führen müßte. Wie die in einem großen Bereich überlappenden Konfidenzintervalle der mittleren Wasserstände beider Ausbildungen zeigen, haben die hydrologischen Unterschiede insgesamt einen deutlich geringeren Einfluß auf die Entwicklung der verschiedenen Ausbildungen als die Ausgangssubstrate und damit die Pufferkapazität der Torfe. Vorstellbar ist aber, daß bei stärkerer Entwässerung basenreicherer Böden Brennesseln und ähnliche an eine ausreichende Wasser- und Basenversorgung gebundene Nitrophyten zurückgehen und Störzeiger wie *Rubus idaeus* oder *Rubus fruticosus* agg. sich weiter ausbreiten. Derartige Bestände mit relativ niedrigen Wasserständen, denen die meisten Trennarten der *Poa trivialis*-Ausbildung und alle Trennarten der *Lonicera periclymenum*-Ausbildung fehlen, sind im vorliegenden Datensatz in geringer Zahl vorhanden und wurden der Ausbildung von *Poa trivialis* zugeordnet.

Der umgekehrte Fall, eine Entwicklung der *Poa trivialis*-Ausbildung aus der *Lonicera periclymenum*-Ausbildung ist nur bei stärkerer Eutrophierung denkbar. Dabei müßte es aber zu einer Basenanreicherung im Oberboden kommen, was ebenfalls als unwahrscheinlich erachtet werden kann.

Als mögliche Ausgangsgesellschaften entwässerter Erlenwälder der Ausbildung von *Lonicera periclymenum* kommen neben Torfmoos-Erlenbruchwäldern (s.o.) auch Moorbirkenwälder in Frage (vergl. z. B. GOEBEL 1996:479). Diese Entwicklung setzt eine verstärkte Mineralisation der Torfe trotz niedriger pH-Werte voraus, wodurch sich der Anteil an organischer Substanz verringern und die Nährstoffverfügbarkeit erhöhen müßte. Tatsächlich wurden in Beständen der *Lonicera periclymenum*-Ausbildung trotz niedriger pH-Werte hohe Mineralisationsraten ermittelt (vergl. Kap. 4.2.3). Ob die beschriebene Entwicklung wahrscheinlich ist, kann durch einen Vergleich der hydrologischen Variationsbreiten beider Gesellschaften überprüft werden (hierfür standen zu wenige Vegetationsaufnahmen zur Verfügung). Untersuchungen von SCHRAUTZER et al. (1991) zufolge lassen sich die Moorbirkenwälder, analog zu Erlenwäldern, in 'nasse' und 'entwässerte' Einheiten gliedern. Eine Entwässerung von Birkenbruchwäldern muß also nicht zur Entwicklung der *Lonicera periclymenum*-Ausbildung führen, sondern kann bei fehlender allochthoner Eutrophierung auch die Entstehung entwässerter Birkenwälder bewirken, welche sich floristisch von der oben genannten Ausbildung unterscheiden.

## 4.2 Floristische und standörtliche Untersuchungen in ausgewählten Erlenwald-Beständen der Bornhöveder Seenkette und der Pohnsdorfer Stauung

### 4.2.1 Vegetationskundliche und standörtliche Beschreibung der Untersuchungsflächen

Insgesamt wurden 20 Erlenwaldbestände untersucht, von denen 9 dem *Carici elongatae*-Alnetum und 11 der *Alnus glutinosa*-Gesellschaft zuzuordnen sind (zur Lage der Flächen vergl. Abb. 1). Tab. 3 gibt einen Überblick über die jeweils durchgeführten Untersuchungen. Edaphische und hydrologische Standortparameter wurden in allen Flächen erhoben. Die Stickstoff-Nettomineralisation wurde in 9, die Diasporenbank in 10 und die Krautschicht-Phytomasse in 13 Beständen ermittelt. Für die Untersuchungen einzelner Arten wurden jeweils mindestens 3 Flächen ausgewählt.

Die Vegetationszusammensetzung der verschiedenen Bestände ist Tab. 2 zu entnehmen. Bei der folgenden Beschreibung der einzelnen Flächen bezüglich ihrer Vegetation, ihrer Grundwassercharakteristik und der edaphischen Parameter (Tab. 6) wird nach der in Kap. 4.1 vorgestellten Vegetationsgliederung vorgegangen.

#### 4.2.1.1 *Carici elongatae*-Alnetum sphagnetosum, Variante von *Cardamine amara*

**Untersuchungsfläche Wsq1:** Erlenbruch mit *Carex elongata*-Dominanz im Verlandungsbereich des Fuhlensees

(Tab. 2: Aufn. 1, Tab. 6)

Der Bestand befindet sich dicht am Übergang zwischen Bruchwald und Röhrichtzone. In diesem Bereich ist der Niedermoorboden als Schwingdecke ausgebildet und von einer mächtigen Muddeschicht unterlagert. Mit einer Deckung von 50 % ist die Baumschicht aus niedrigwüchsigen Birken und Erlen bereits etwas lichter als im übrigen Wald. Die aus *Salix cinerea* und *Frangula alnus* bestehende Strauchschicht erreicht dagegen mit 20 % eine vergleichsweise hohe Deckung. In der artenreichen Krautschicht dominiert *Carex elongata* mit dicht stehenden Horsten. Dazwischen ist *Sphagnum fimbriatum* mit geringer Deckung vertreten. Mit 44 Arten ist dieser Bestand der artenreichste aller untersuchten Waldbestände.

Der Wasserstand liegt bei einem Mittelwert von 0,4 cm u. F. etwa auf Flurniveau und schwankt jährlich nur um 5 cm (Abb. 28). Der Boden ist demnach ganzjährig wassergesättigt. Der Wassergehalt beträgt im Oberboden durchschnittlich 89 %, im zweiten Bodenhorizont sogar 91 %. Das

C/N-Verhältnis ist mit 16,3 im oberen Bodenhorizont vergleichsweise weit (es ist das weiteste aller untersuchten Bruchwald-Standorte) und kennzeichnet einen nur mäßig nährstoffreichen Torf. Entsprechend wurde mit durchschnittlich 86 % ein hoher Anteil an organischer Substanz festgestellt. Mittlere pH-Werte von 6,6 (H<sub>1</sub>) bzw. 6,8 (H<sub>2</sub>) deuten auf eine Eutrophierung des Standortes durch basenreiches Wasser hin, wodurch auch die geringe Torfmoos-Deckung erklärt wird (vergl. Kap. 4.1.2.7).

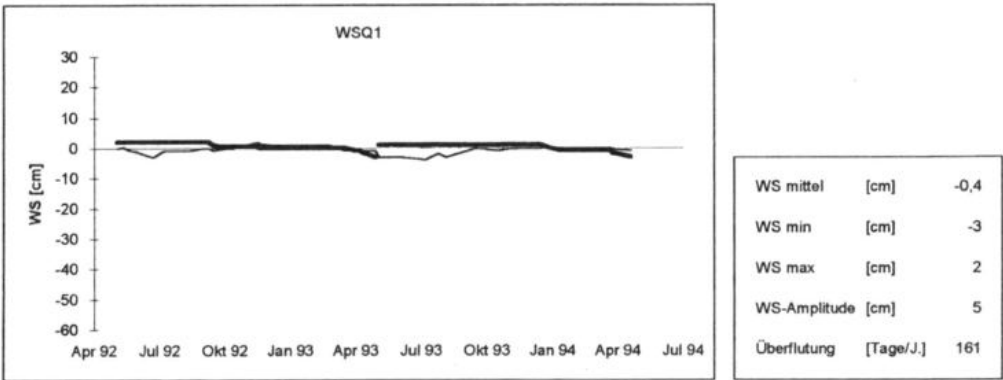


Abb. 28: Grundwassergang- und -dauerlinien der Untersuchungsfläche Wsq1

4.2.1.2 Carici elongatae-Alnetum violetosum, Variante von Cardamine amara

**Untersuchungsfläche WMQ1:** Erlenbruchwald mit schwacher Bult-Schlenkenstruktur im Verlandungsbereich des Fuhlensees

( Tab. 2: Aufn. 2, Abb. 30, Tab. 6)

Die inmitten des Waldgürtels um den Fuhlensee gelegene Untersuchungsfläche stockt auf tiefgründigem Niedermoor. Die Baumschicht erreicht hier eine Deckung von 70 % und besteht ausschließlich aus Schwarzerlen. *Betula pubescens* ist neben weiteren Arten (*Frangula alnus*, *Sorbus aucuparia*, *Prunus padus*) nur in der lückigen Strauchschicht vertreten. Das Wurzelgeflecht der Erlen bildet im Stammbereich flache Bulte. Dazwischen befinden sich wassergefüllte Schlenken, die zumindest zum Teil durch die herausgerissenen Wurzelteller umgestürzter Bäume entstanden sind. Die zwischen diesen beiden Kleinstandorten vorhandenen Übergangsbereiche werden von einem flachen, sehr lockeren Wurzelgeflecht durchzogen. In der artenreichen Krautschicht der Schlenken und Übergangsbereiche dominiert *Carex acutiformis*. Auf den Bulten erreicht *Dryopteris dilatata* die höchsten Deckungen.

Die räumliche Heterogenität dieses Bestandes erfordert eine getrennte Untersuchung der einzelnen Kleinstandorte, welche anhand von Höhenstufen voneinander abgegrenzt werden (s. FINKE 1993). Basis hierfür sind die gemessenen Grundwasserstände. Wie im gesamten Fuhlenseebereich schwanken diese hier nur geringfügig (die maximale jährliche Grundwasserstands-Amplitude beträgt 9 cm) und liegen ganzjährig nahe an der Bodenoberfläche. Der mittlere Wasserstand beträgt 2 cm u. F., wobei die Flurhöhe durch Mittelwertbildung aus 15 Höhen-Meßpunkten im Übergangsbereich bestimmt wurde. Insgesamt konnten 4 Höhenstufen ausgemacht werden (Abb. 29), die sich hydrologisch und edaphisch voneinander unterscheiden:

43% der Untersuchungsfläche werden von den bis zu 27 cm hohen Bulten mit Durchmessern von 30 - 150 cm eingenommen. Sie lassen sich jeweils in einen oberen und einen unteren Bereich trennen. Die mit insgesamt 9 % Flächenanteil recht kleinen obere Bultbereiche beginnen bei 11 cm ü. F. und sind nicht direkt grundwasserbeeinflusst. Die unteren Bultbereiche (ab 3 cm ü. F.) befinden sich ebenfalls oberhalb des höchsten gemessenen Grundwasserstandes, werden aber bereits stärker durch kapillaren Wasseraufstieg geprägt. Als Übergangsbereiche werden die im Bereich der Amplitude des Grundwasserstandes befindlichen Flächen bezeichnet, welche einen mit den Bulten vergleichbaren Flächenanteil erreichen (44 %). Mit 13 % an der Untersuchungsfläche beteiligt sind die dauerhaft wassergefüllten, bis zu 22 cm tiefen Schlenken.

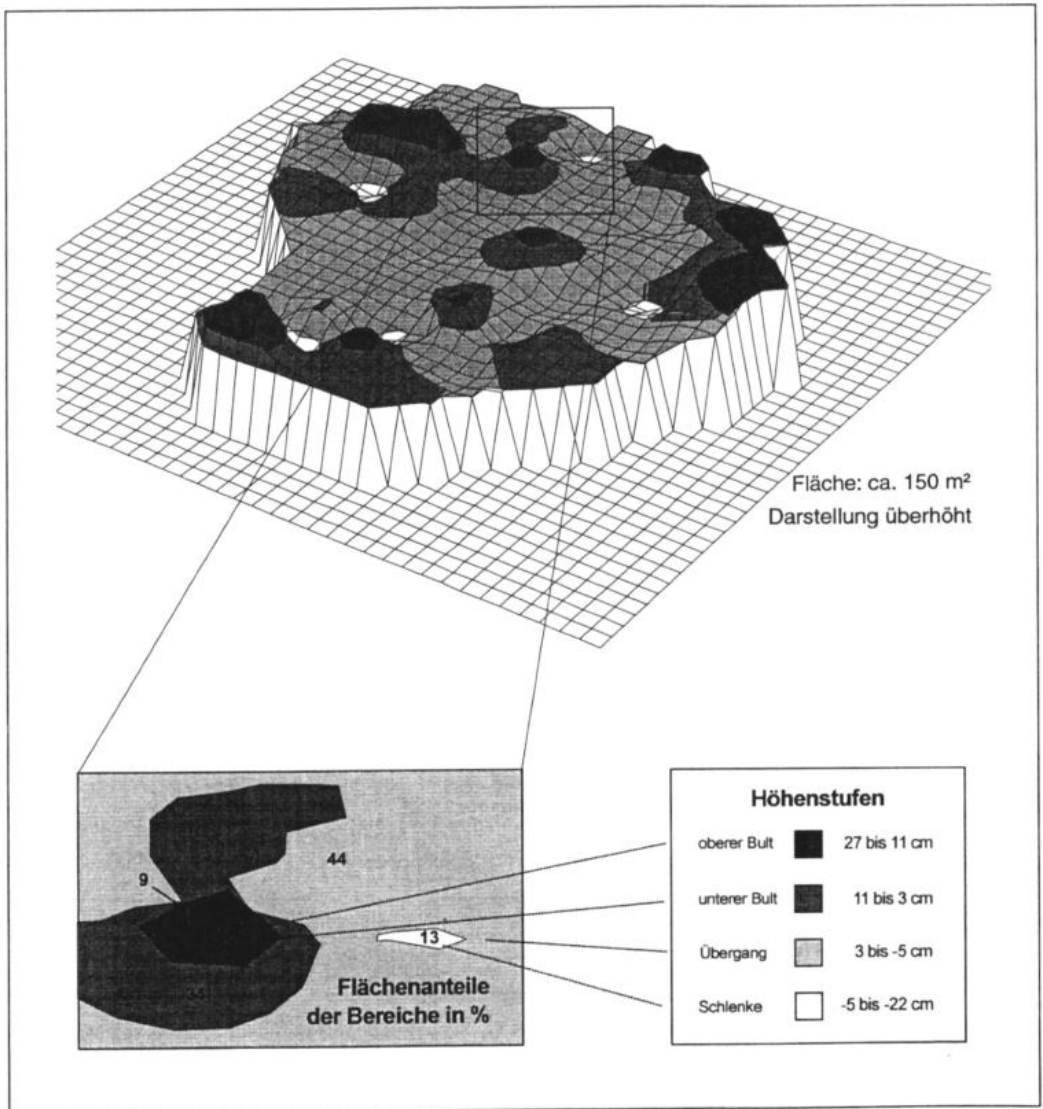


Abb. 29: Höhenstufen und Flächenanteile der verschiedenen Kleinstandorte der Untersuchungsfläche WMQ1



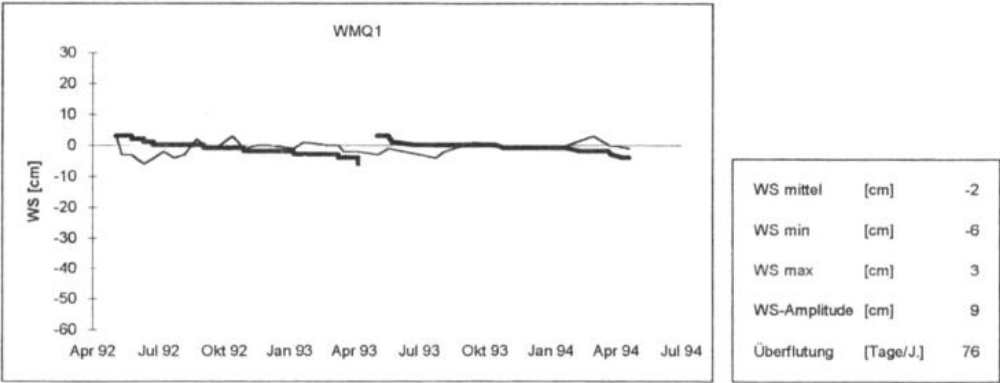


Abb. 30: Grundwassergang- und -dauerlinien der Untersuchungsfläche WMQ1

Die Wassergehalte der Böden nehmen von den Bulten bis zu den Schlenken zu (Tab. 6, vergl. auch Messungen von Finke, Tab. 7). Parallel dazu steigen die pH-Werte von den versauerten oberen Bultbereichen (pH 3,5) bis zu den Böden der Übergangs- und Schlenkenbereiche mit annähernd neutraler Bodenreaktion (pH 6,5) an. Die Torfzusammensetzung der Bultbereiche unterscheidet sich deutlich von derjenigen der übrigen Kleinstandorte, da der Boden hier von einem schwach zersetzten Wurzelfilz durchzogen ist, während die Übergangs- und Schlenkenbereiche aus stärker zersetztem Niedermoortorf bestehen. Die C/N-Verhältnisse werden daher von den Bulten zu den Übergangsbereichen enger und in den ständig wassergefüllten Schlenken wieder etwas weiter. Eine vergleichbare Abfolge zeigen die Humusgehalte.

Tab. 7: Wassergehalte der Oberböden verschiedener Kleinstandorte des Bestandes WMQ1 (nach FINKE 1993)

Kleinstandort	Wassergehalt: (Mittelwert aus 10 Stichproben vom 14.4.1993)	Variationskoeffizient
Oberer Bult	80,9	0,78
Unterer Bult	84,7	0,7
Übergang	89	0,69
Schlenke	91,3	0,63

Die verschiedenen Kleinstandorte lassen sich auch floristisch voneinander unterscheiden (Tab. 8). Auf den Bulten wird die Artenzahl vor allem durch niedrige pH-Werte begrenzt. Die hier vorkommenden Arten gehören überwiegend der Klasse Querco-Fagetea an. Auf die oberen Bultbereiche beschränkt sind lediglich *Anemone nemorosa*, *Oxalis acetosella* und *Frangula alnus*. In den unteren Bultbereichen und den Übergangsbereichen sind die Artenzahlen am größten (24 bzw. 23 Arten). Die günstigen Standortbedingungen (mittlere Feuchtegehalte, mittlere pH-Werte) der unteren Bultbereiche bieten sowohl den an trockenere Standorte angepassten Arten wie *Dryopteris dilatata* oder vielen Jungpflanzen von Bäumen als auch Bruchwald- und Röhrichtarten mit weiterer hydrologischer Amplitude ausreichende Lebensbedingungen. Bis auf *Deschampsia cespitosa* und *Crepis paludosa*, welche nur mit wenigen Exemplaren vertreten sind, gibt es keine Arten, die ausschließlich an diesen Kleinstandort gebunden sind. Die wassergesättigten Übergangsbereiche werden hauptsächlich von



Bruchwald-, Röhricht- und Feuchtwiesenarten wie *Lycopus europaeus*, *Eupatorium cannabinum* oder *Lysimachia thyrsiflora* besiedelt. In den ständig überfluteten, teilweise vegetationsfreien Schlenken ist die Artenzahl geringer. *Carex pseudocyperus* und *Calliergon cordifolium* sind ausschließlich hier zu finden.

Tab. 8: Verteilung der Vegetation des Bestandes WMQ1 auf verschiedene Kleinstandorte

Artenzahl	oberer Bult 15	unterer Bult 24	Übergang 23	Schlenke 6
<i>Oxalis acetosella</i>	x			
<i>Anemone nemorosa</i>	x			
<i>Frangula alnus</i> (ST)	x			
<i>Alnus glutinosa</i> (BS)	x	x		
<i>Betula pubescens</i> (ST / KS)	x	x		
<i>Prunus padus</i> (ST / KS)	x	x		
<i>Acer pseudoplatanus</i> (KS)	x	x		
<i>Dryopteris dilatata</i>	x	x		
<i>Circaea lutetiana</i>	x	x		
<i>Rubus idaeus</i>	x	x		
<i>Athyrium filix-femina</i>	x	x		
<i>Mnium hornum</i>	x	x		
<i>Brachythecium rutabulum</i>	x	x		
<i>Fraxinus excelsior</i> (KS)	x	x	x	
<i>Sorbus aucuparia</i> (ST / KS)	x	x	x	
<i>Deschampsia cespitosa</i>		x		
<i>Crepis paludosa</i>		x		
<i>Poa trivialis</i>		x	x	
<i>Solanum dulcamara</i>		x	x	
<i>Galium palustre</i>		x	x	
<i>Cirsium oleraceum</i>		x	x	
<i>Angelica sylvestris</i>		x	x	
<i>Peucedanum palustre</i>		x	x	
<i>Valeriana dioica</i>		x	x	
<i>Mentha aquatica</i>		x	x	x
<i>Carex acutiformis</i>		x	x	x
<i>Equisetum fluviatile</i>		x	x	x
<i>Cirsium palustre</i>			x	
<i>Caltha palustris</i>			x	
<i>Myosotis palustris</i>			x	
<i>Ribes nigrum</i>			x	
<i>Scutellaria galericulata</i>			x	
<i>Lycopus europaeus</i>			x	
<i>Epilobium palustre</i>			x	
<i>Lysimachia thyrsiflora</i>			x	
<i>Eupatorium cannabinum</i>			x	
<i>Carex paniculata</i>			x	
<i>Acrocladium cuspidatum</i>			x	x
<i>Carex pseudocyperus</i>				x
<i>Calliergon cordifolium</i>				x

### Untersuchungsfläche WMQ2: Erlenbruchwald im Verlandungsbereich des Fuhlensees

(Tab. 2: Aufn. 3, Tab. 6)

Diese Bestand liegt seeferner als die Untersuchungsfläche WMQ1. Bulte und Schlenken sind nicht oder nur angedeutet vorhanden. In der Baumschicht sind neben Schwarzerlen auch Moorbirken vertreten. Eine Strauchschicht fehlt weitgehend. Mit 32 Arten ist die Fläche im Gegensatz zu den oben beschriebenen (40 Arten) artenärmer. Die Artenzusammensetzung der Krautschicht entspricht etwa der von Standort WMQ1; allerdings ist hier zusätzlich *Thelypteris palustris* mit hoher Deckung vertreten.

Der Wasserstand liegt geringfügig niedriger als diejenigen der beschriebenen Standorte WSQ1 und WMQ1 (Abb. 31). Überflutungen finden nicht statt. Bei einem mittleren Wassergehalt von 87,5 % sind die obersten Bodenschichten ganzjährig grundwasserbeeinflusst.

Im oberen Bodenhorizont wurden während des gesamten Untersuchungszeitraums niedrigere pH-Werte (durchschnittlich 5,3) gemessen als in den Böden der seenäheren Bestände WSQ1 und WMQ1. Ein mittleres C/N-Verhältnis von 15,8 zeigt mäßig nährstoffreiche Bedingungen an. Der Anteil an organischer Substanz des Oberbodens beträgt 91 %.

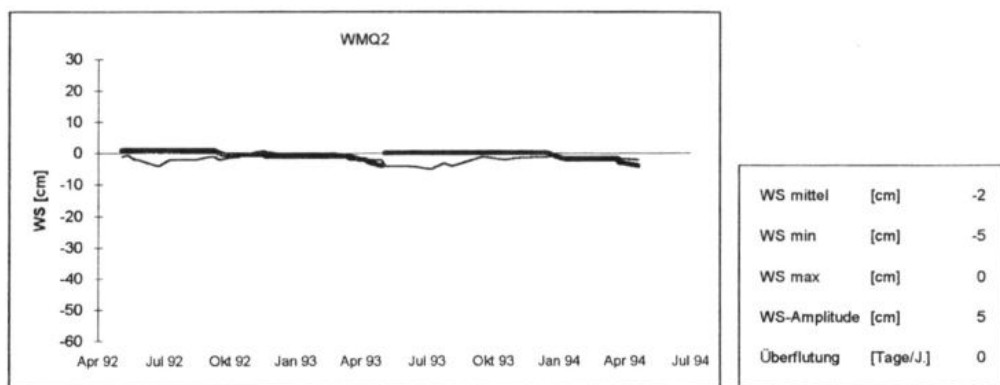


Abb. 31: Grundwassergang- und -dauerlinien der Untersuchungsfläche WMQ2

## 4.2.1.3 Carici elongatae-Alnetum violetosum, typische Variante

**Untersuchungsfläche WM1:** Erlenbruchwald mit ausgeprägter Bult-Schlenken-Struktur in einer Geländemulde nahe des Belauer Sees

(Tab. 2: Aufn. 4, Tab. 6)

Dieser Erlenbruchwald liegt in einer kleinen Geländesenke innerhalb eines Nadelholzforstes. Die gepflanzten, in der Vergangenheit niederwaldartig genutzten Schwarzerlen haben mächtige, bis zu 50 cm hohe Bulte entwickelt. Eine Strauchschicht fehlt. Auf den Bulten dominiert *Dryopteris dilatata*, in den tiefer gelegenen Bereichen erreichen *Carex acutiformis* und *Carex elongata* hohe Deckungen, wobei die Vorkommen der beiden Seggenarten sich gegenseitig ausschließen. Eine weitere Art der Schlenken ist *Carex canescens*. Insgesamt ist die Krautschicht dieses Bestandes artenärmer und lückiger als die der bisher beschriebenen. Als einzige aller in Erlenbruchwäldern angelegten Untersuchungsflächen enthält diese keine auf Wasserzügigkeit hinweisenden Arten.

Hydrologisch ist der Bestand durch eine weite Grundwasserstands-Amplitude von 93 cm gekennzeichnet (Abb. 32). Im Winter findet ein Überstau bis zu 32 cm statt, im Sommer fällt der Wasserstand bis auf maximal 61 cm u. F. ab, so daß der Boden für längere Zeit trocken fällt. Während dieser Zeit keimen auf dem zunächst stellenweise vegetationsfreien Boden etliche Pflanzen.

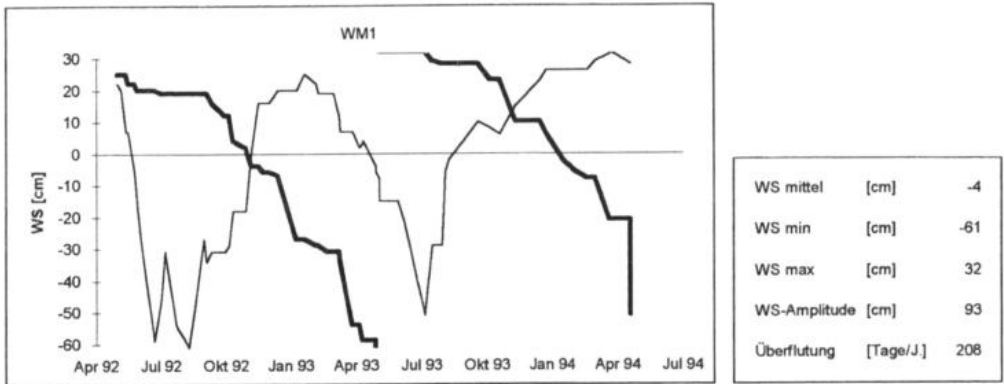


Abb. 32: Grundwassergang- und -dauerlinien der Untersuchungsfläche WM1

Aufgrund der ausgeprägten Bult-Schlenken-Struktur ist auch hier eine Untergliederung in Kleinstandorte erforderlich. Im Gegensatz zu dem auf Schwingdecken befindlichen Bestand WMQ1 muß die Abgrenzung aber teilweise nach anderen hydrologischen Kriterien erfolgen, da sowohl die Niveauunterschiede als auch die Grundwasserstands-Schwankungen wesentlich größer sind. Eine Differenzierung zwischen Übergangsbereichen und Schlenken anhand der maximalen Amplitude des Grundwasserstandes ist hier nicht möglich, da die gesamte Fläche während eines größeren Zeitraumes im Jahr trockenfällt. Als Flurniveau wurde der niedrigste Meßpunkt bestimmt.

Die Grenze zwischen Bulten und Übergangsbereichen entspricht der maximalen Überflutungshöhe und liegt bei 32 cm ü. F. (Abb. 33). Die Bulte nehmen mit 7 % der Gesamtfläche nur einen geringen Flächenanteil ein. Die Übergangsbereiche werden 20 cm über dem Flurniveau von den am tiefsten gelegenen Schlenken abgegrenzt. Im Gegensatz zum Erlenbruchwald WMQ1 markiert diese Grenze nicht den niedrigsten erreichten Grundwasserstand, sondern jene Geländehöhe, bei welcher die jährliche Überflutung weniger als 25 % des Jahres anhält. Die Übergangsbereiche werden somit nur kurzfristig überschwemmt. Ihr Flächenanteil beträgt 16 %. Die unterhalb von 20 cm ü. F. anschließenden Schlenken nehmen 77 % der Gesamtfläche ein und werden häufiger überflutet. An den am tiefsten gelegenen Stellen beträgt die jährliche Überflutungsdauer 126 Tage oder 60 %.

Die Begriffe Bult, Übergang und Schlenke werden somit in beiden Beständen für hydrologisch unterschiedliche Kleinstandorte benutzt. Am ehesten vergleichbar ist der Bultbereich (WM1) mit dem oberen Bultbereich (WMQ1); der Übergangsbereich (WM1) mit dem unteren Bultbereich (WMQ1), da beide durch kurzzeitige Überflutungen bzw. kapillaren Wasseraufstieg grundwasserbeeinflusst, aber nicht dauerhaft wassergesättigt sind, und der Schlenkenbereich (WM1) mit dem Übergangsbereich (WMQ1), da beide längerfristig wassergesättigt sind. Zu den ganzjährig wassergefüllten Schlenken im Bestand WMQ1 gibt es hier keinen vergleichbaren Kleinstandort.

Eine Unterteilung der Bulte in obere und untere Bereiche, wie im Bruchwald WMQ1 durchgeführt, ergab sich in der Untersuchungsfläche WM1 weder floristisch noch standörtlich.

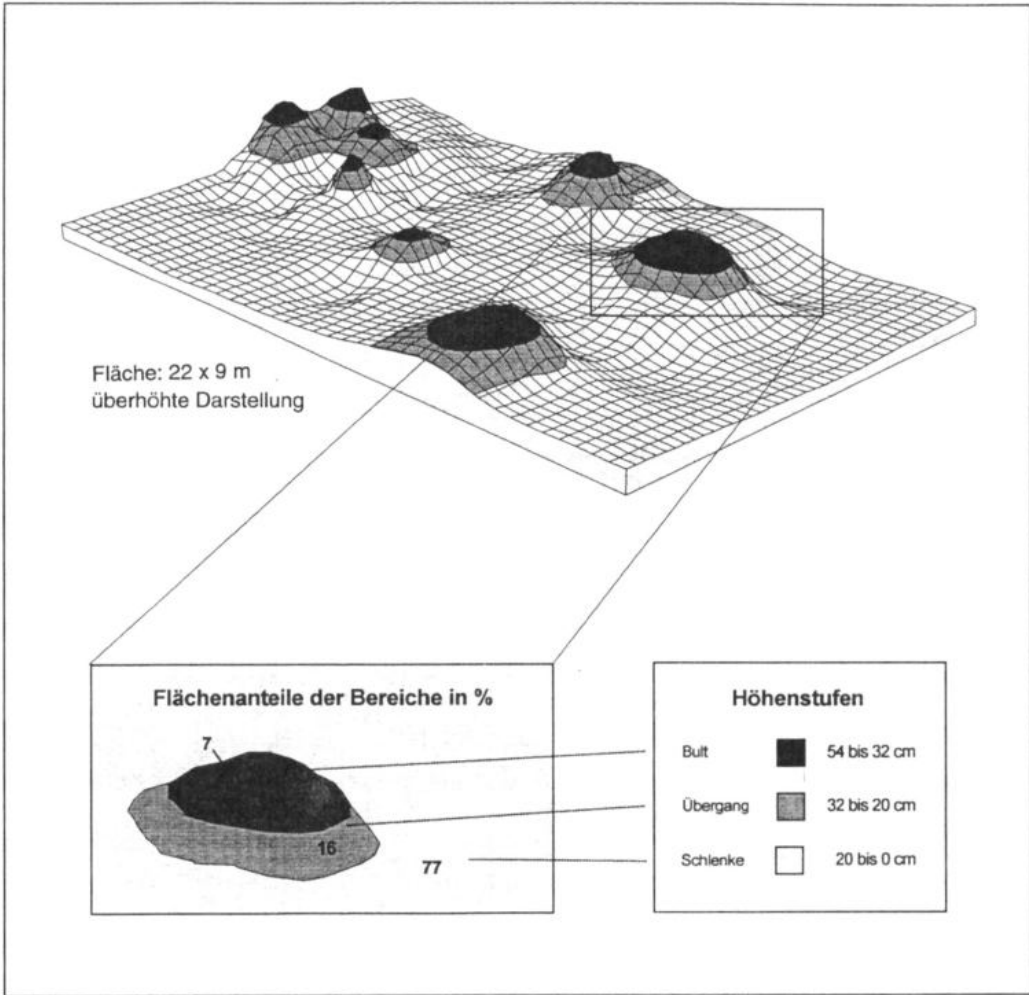


Abb. 33: Höhenstufen und Flächenanteile der verschiedenen Kleinstandorte der Untersuchungsfläche Wm1

Die beschriebene Gliederung der Fläche läßt sich anhand ansteigender Boden-Wassergehalte nachvollziehen. In den Bultbereichen liegt der Wassergehalt im Jahresmittel bei 71 %, in den Übergangsbereichen geringfügig (74 %) und in den Schlenken deutlich höher (86 %). Die insgesamt niedrigen pH-Werte korrelieren mit den Wassergehalten. Die oberen Bodenhorizonte der Bult- und Übergangsbereiche unterscheiden sich kaum (pH 3,3 bzw. 3,4). In den Schlenken wurden dagegen höhere pH-Werte (im Mittel 4,3 bzw. 4,9) gemessen. Von den Bulten bis zu den Schlenken ist eine deutliche Verengung der C/N-Verhältnisse zu beobachten. Im sauren, grundwasserfernen Boden der Bulte liegt das C/N-Verhältnis im Mittel bei 17,2 und der Anteil an organischer Substanz bei 95,6 %. Die ebenfalls sauren Oberböden der Übergangsbereiche sind bei einem C/N-Verhältnis von 15,5 und einem Humusgehalt von 83,4 % stärker mineralisiert. In den zeitweilig trockenfallenden Schlenken wurden die engsten C/N-Verhältnisse gemessen (durchschnittlich 13,5).

Tab. 9 zeigt die Zusammensetzung der Vegetation der drei Kleinstandorte. Auf die Bultbereiche beschränkt sind mit *Dryopteris dilatata*, *Mnium hornum*, *Oxalis acetosella* und *Humulus lupulus* 4 Arten der Krautschicht. Ausschließlich im Schlenkenbereich kommt nur *Solanum dulcamara* vor. Alle anderen Arten besiedeln sowohl die Schlenken als auch die Übergangsbereiche. Die häufigste Art der Übergangsbereiche ist *Carex elongata*, in den Schlenken erreichen *Carex elongata*, *Carex acutiformis* und *Solanum dulcamara* die höchsten Deckungen.

Tab. 9: Verteilung der Vegetation des Bestandes WM1 auf verschiedene Kleinstandorte

Artenzahl	Bult	Übergang	Schlenke
	5	13	14
<i>Alnus glutinosa</i> (BS)	x		
<i>Oxalis acetosella</i>	x		
<i>Mnium hornum</i>	x		
<i>Dryopteris dilatata</i>	x		
<i>Humulus lupulus</i>	x		
<i>Carex elongata</i>		x	x
<i>Juncus effusus</i>		x	x
<i>Calamagrostis canescens</i>		x	x
<i>Galium palustre</i>		x	x
<i>Cirsium oleraceum</i>		x	x
<i>Peucedanum palustre</i>		x	x
<i>Carex acutiformis</i>		x	x
<i>Carex canescens</i>		x	x
<i>Scutellaria galericulata</i>		x	x
<i>Epilobium palustre</i>		x	x
<i>Lysimachia vulgaris</i>		x	x
<i>Carex pseudocyperus</i>		x	x
<i>Solanum dulcamara</i>			x

#### 4.2.1.4 Carici elongatae-Alnetum typicum, Variante von *Cardamine amara*

**Untersuchungsfläche WTQ1:** Erlenbruchwald am Ufer des Bornhöveder Sees

(Tab. 2: Aufn. 5, Tab. 6)

Die Baumschicht des etwa 10 m vom Ufer des Bornhöveder Sees im Kontaktbereich zum Schilfröhricht gelegenen Bestandes erreicht eine Deckung von nur 40 %. In der Strauchschicht ist *Salix cinerea* mit einer Deckung von 20 % vertreten. Die Krautschicht besteht neben *Carex acutiformis* aus eutraphenten Röhrichtarten wasserzügiger Standorte wie *Carex paniculata*, *Sium erectum* und *Cardamine amara*.

Bei einem mittleren Wasserstand von 1,5 cm u. F. und einer maximalen Schwankung von 15 cm (Abb. 34) ist der Boden dieses seewasserbeeinflussten Bruchwaldes durchschnittlich 48 Tage im Jahr überflutet und nahezu ganzjährig wassergesättigt. Mittlere pH-Werte von 6,2 (H<sub>1</sub>) bzw. 6,6 (H<sub>2</sub>) belegen eine günstige Basenversorgung, für die vor allem der stark nährstoffbelastete Bornhöveder See verantwortlich sein dürfte. Das C/N-Verhältnis liegt bei 14,1. Der Niedermoorortorf ist von Sandlinsen durchzogen, daher wurde mit durchschnittlich 58 % ein vergleichsweise geringer Anteil an organischer Substanz im Boden ermittelt.

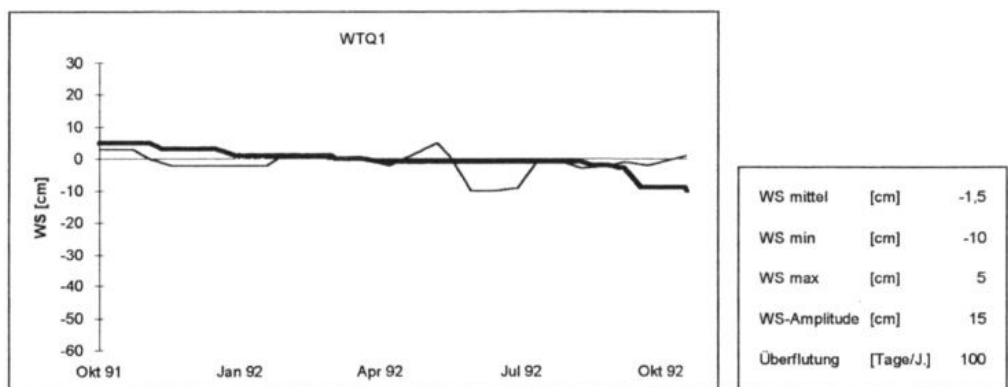


Abb. 34: Grundwassergang- und -dauerlinien der Untersuchungsfläche WTQ1

**Untersuchungsfläche WTQ2:** Erlenbruch im Verlandungsbereich des Fuhlensees  
(Tab. 2: Aufn. 6, Tab. 6)

Der Bestand WTQ2 befindet sich im Randbereich des Erlenbruchwaldes nahe des hangwärts gelegenen Alno-Fraxinetum. Er zeichnet sich durch hohe Wasserzügigkeit aus. In der artenreichen Krautschicht sind Montio-Cardaminetea-Arten wie *Cardamine amara* und *Chrysosplenium alternifolium* vertreten. Die relativ hohe Deckung von *Urtica dioica* (5 - 10 %) deutet auf eine günstige Nährstoffversorgung hin.

Der mittlere Wasserstand befindet sich nahe des Flurniveaus (2 cm u. F., Abb. 35), die maximale Amplitude des Wasserstandes ist mit 14 cm geringfügig größer als in den bisher beschriebenen, wasserzügigen Beständen am Fuhlensee. Trotzdem ist der Oberboden während eines Großteils des Jahres wassergesättigt. Die mittleren pH-Werte betragen 5 (H<sub>1</sub>) bzw. 6 (H<sub>2</sub>), die C/N-Verhältnisse sind mit 14,3 (H<sub>1</sub>) bzw. 14,5 (H<sub>2</sub>) im Vergleich zu den genannten Beständen etwas enger.

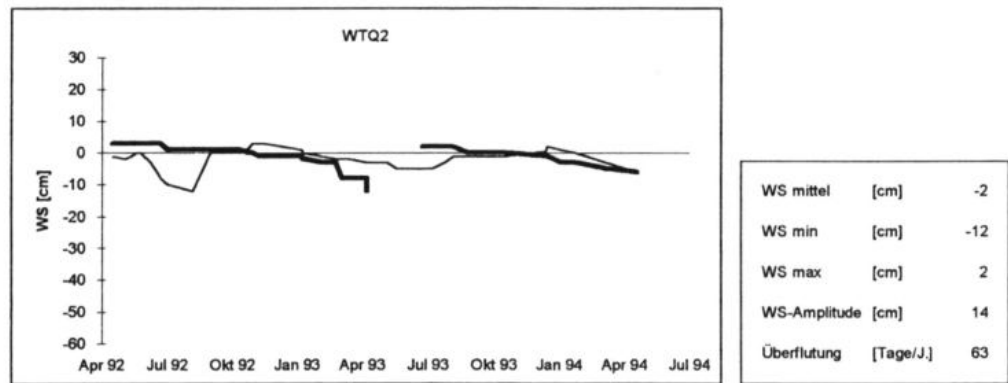


Abb. 35: Grundwassergang- und -dauerlinien der Untersuchungsfläche WTQ2

**Untersuchungsfläche WTQ3:** Erlenbruchwald am Ufer des Bornhöveder Sees

(Tab. 2: Aufn. 7, Tab. 6)

Diese Untersuchungsfläche liegt in der Nähe des Bestandes WTQ1, aber seeferner. Entsprechend ist eine stärkere Baumschicht und eine geringermächtigere Strauchschicht entwickelt. Die Zusammensetzung der Krautschicht ähnelt der des Bruchwaldes WTQ1, allerdings bestimmt hier *Filipendula ulmaria* mit einer Deckung von 40 % den Aspekt. Außerdem treten Nährstoffzeiger wie *Urtica dioica* und *Poa trivialis* auf.

Obwohl der Grundwasserstand bei einem Mittelwert von 11 cm u. F. (Abb. 36) niedriger liegt als jener im Bestand WTQ1 wurden hohe Wassergehalte bestimmt. Die pH-Werte entsprechen denen des Bestandes WTQ1, die C/N-Verhältnisse sind etwas weiter, die Humusgehalte im Oberboden geringfügig höher. Niedrige mittlere Humusgehalte von nur 5 % im unteren Bodenhorizont sind auf Sandeinspülungen zurückzuführen.

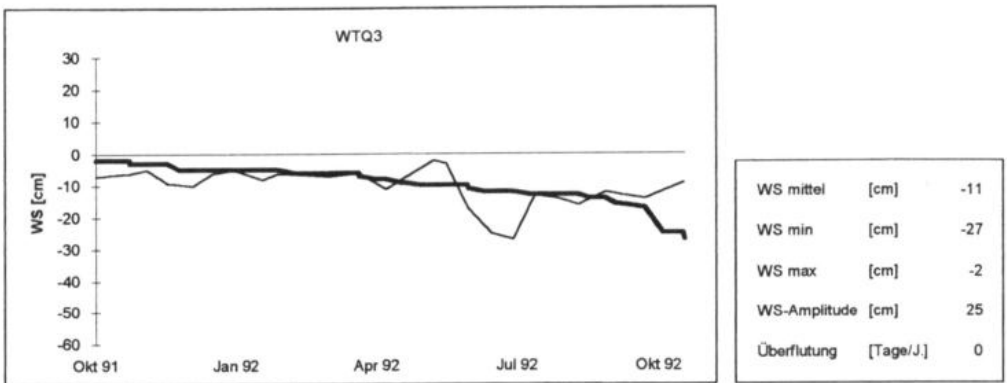


Abb. 36: Grundwassergang- und -dauerlinie der Untersuchungsfläche WTQ3

**Untersuchungsfläche WTQ5:** Erlenbruchwald im Catenabereich am Ufer des Belauer Sees

(Tab. 2: Aufn. 8, Abb. Tab. 6)

Der Bruchwald am Belauer See stockt ebenfalls auf geringmächtigem, von Sandlinsen durchsetztem Niedermoor. In dem relativ artenarmen Bestand (18 Arten), dem eine Strauchschicht fehlt, dominiert *Carex acutiformis* in der Krautschicht. Mit Ausnahme von *Glyceria maxima* erreichen alle weiteren Arten nur geringe Deckungen.

Hier wurden keine Wasserstandsmessungen durchgeführt, sondern die Daten von FINKE (1993) übernommen. Danach befindet sich der Grundwasserstand bei geringer Amplitude (maximal 22 cm, Abb. 37) langfristig nur wenige Zentimeter unter Flur, so daß der Oberboden fast ganzjährig wassergesättigt ist. Nur im Sommer sinkt der Wasserstand kurzfristig bis auf 20 cm u. F. ab. Der durchschnittliche Bodenwassergehalt liegt bei 83 %. Ein mittlerer pH-Wert von 5,8 kennzeichnet einen im Vergleich zu den ufernahen Erlenbruchwäldern am Bornhöveder See (WTQ1, WTQ3) basenärmeren Standort. Das C/N-Verhältnis liegt bei 15,8. Ein geringer Anteil an organischer Substanz (< 60 %) ist durch Sandeinspülungen zu erklären.



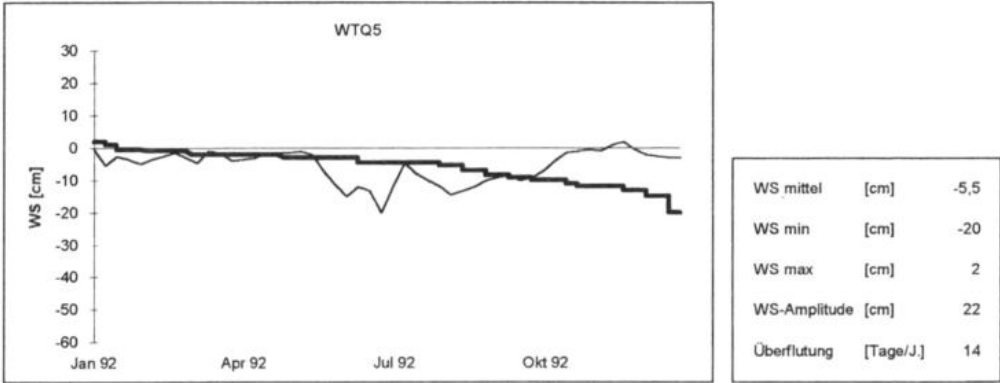


Abb. 37: Grundwassergang- und -dauerlinien der Untersuchungsfläche WTQ5

**Untersuchungsfläche WTQ6:** Erlenbruchwald am Ufer des Belauer Sees  
(Tab. 2: Aufn. 9, Tab. 6)

Dieser Bruchwald ist als breiter Saum entlang des Seeufers ausgebildet und folgt landeinwärts dem Schilfröhricht. Er befindet sich etwa 500 m nördlich des Bestandes WTQ5, dem er floristisch und standörtlich ähnelt. Die vergleichsweise hohe Artenzahl von 31 kommt unter anderem durch das Auftreten von Jungpflanzen mehrerer Baumarten zustande. Außerdem befinden sich im Bereich der Erlen-Stammfüße einige *Querco-Fagetea*-Arten (z. B. *Anemone nemorosa*).

Der Boden ist hier während der längsten Zeit des Jahres wassergesättigt, lediglich im Sommer sinkt der Wasserstand bis auf 23 cm u. F. ab (Abb. 38). Hohe pH-Werte und vergleichsweise enge C/N-Verhältnisse belegen eine günstige Basen- und Stickstoffverfügbarkeit. Aufgrund eingestreuter Sandlinsen ist der Anteil an organischer Substanz niedrig (durchschnittlich 30 % im Oberboden).

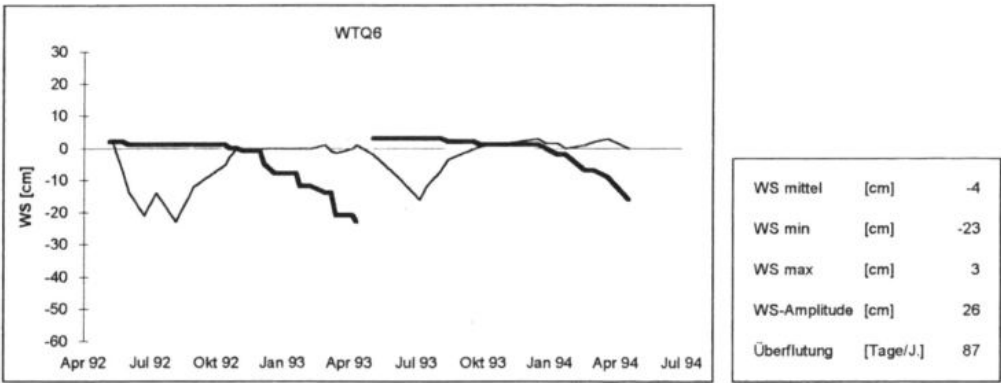


Abb. 38: Grundwassergang- und -dauerlinien der Untersuchungsfläche WTQ6

#### 4.2.1.5 *Alnus glutinosa*-Gesellschaft, Ausbildung von *Lonicera periclymenum*

**Untersuchungsfläche WL1:** Entwässerter Erlenwald in einer Geländesenke nahe des Schierensees  
(Tab. 2: Aufn. 10, Tab. 6)

Die Baumschicht dieses Bestandes wird zu gleichen Teilen von *Alnus glutinosa* und *Betula pubescens* gebildet. In der Strauchschicht erreichen *Prunus padus* und *Sorbus aucuparia* höhere Deckungen. Die Krautschicht bedeckt nur 20 % der Fläche und besteht überwiegend aus Entwässerungs- und Verhagerungszeigern wie *Lonicera periclymenum* oder *Moehringia trinervia*. Das Auftreten von *Mentha aquatica* zeugt vom ehemaligen Bruchwaldcharakter dieses entwässerten Erlenwaldes.

Der Wasserstand reicht bei einem mittleren Wert von 41 cm u. F. und einer maximalen Amplitude von 78 cm zeitweilig bis in den 2. Bodenhorizont (Abb. 39). Die mittleren Wassergehalte betragen 62 % ( $H_1$ ) bzw. 68 % ( $H_2$ ). Besonders im Oberboden macht sich die entwässerungsbedingte Versauerung bemerkbar, hier wurde ein durchschnittlicher pH-Wert von 3,3 ermittelt. Geringe Humusgehalte (im Mittel 38 bzw. 40 %) sind unter anderem auf die intensive Torfmineralisation zurückzuführen.

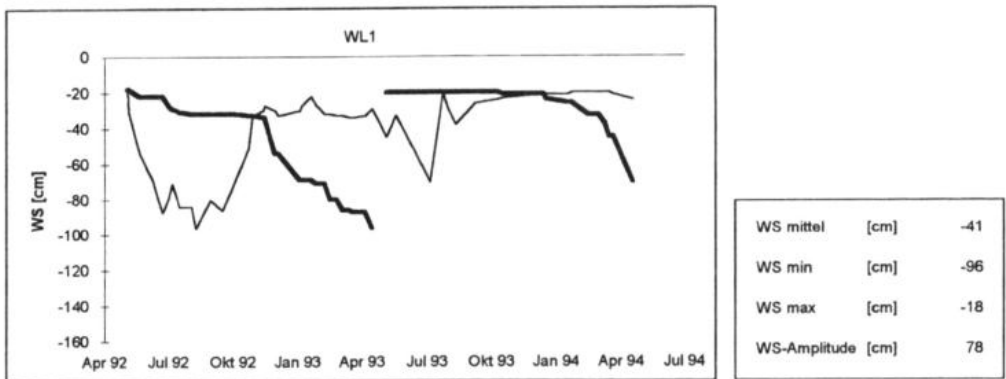


Abb. 39: Grundwassergang- und -dauerlinien der Untersuchungsfläche WL1

**Untersuchungsfläche WL2:** Entwässerter Erlenwald in einer Geländesenke nahe des Schierensees  
(Tab. 2: Aufn. 11, Abb. 40, Tab. 6)

In diesem Bestand in der Nähe des Schierensee-Zuflusses erreichen Moorbirken in der Baumschicht eine höhere Deckung als Schwarzerlen. Häufigste Arten der Strauchschicht sind *Sorbus aucuparia* und *Prunus padus*. Mit einer Gesamtdeckung von 20 % ist die Krautschicht hier ebenfalls lückig. Neben Arten der Klasse Querc-Fagetea sind hier unter anderem *Molinia caerulea* und *Avenella flexuosa* vertreten. *Polytrichum formosum* bildet ausgedehnte Moosteppiche. Bruchwald- und Röhrichtarten fehlen dagegen mit Ausnahme weniger *Carex acutiformis*-Vorkommen. Die Standortverhältnisse entsprechen bis auf höhere Humusgehalte denen des Bestandes WL1.

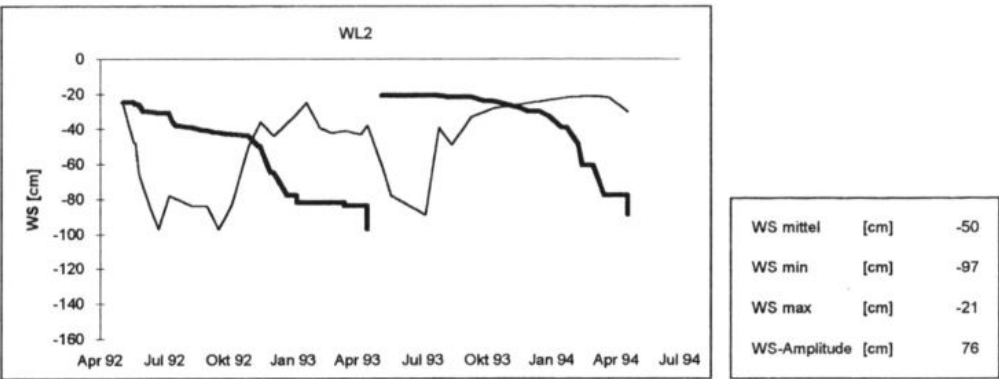


Abb. 40: Grundwassergang- und -dauerlinien der Untersuchungsfläche WL2

**Untersuchungsfläche WL3:** Entwässerter Erlenwald in einer Geländesenke nahe des Schierensees  
(Tab. 2: Aufn. 12, Tab. 6)

Die Untersuchungsfläche ist weiter vom Schierensee und seinem Zufluß entfernt als der Bestand WL2. Sie besitzt eine ähnliche Artenzusammensetzung, allerdings ist die Gesamtdeckung der Baumschicht mit 50 % geringer. Die Strauchschicht wird im wesentlichen von *Corylus avellana* gebildet. In der Krautschicht tritt *Rubus idaeus* faziesbildend auf. Daneben ist *Rubus fruticosus* agg. mit höherer Deckung vertreten.

Der Wasserstand liegt hier bei einem Mittelwert von 70 cm u. F. niedriger als in den beiden beschriebenen Untersuchungsflächen dieses Vegetationstyps (Abb. 41) und erreicht einen maximalen Wert von 40 cm u. F. Entsprechend wurden hier die niedrigsten Bodenwassergehalte aller untersuchten Bestände ermittelt (durchschnittlich 53,6 % in H<sub>1</sub> und 47,8 % in H<sub>2</sub>). Der pH-Wert liegt auch im unteren Bodenhorizont noch im stark sauren Bereich (pH 3,2).

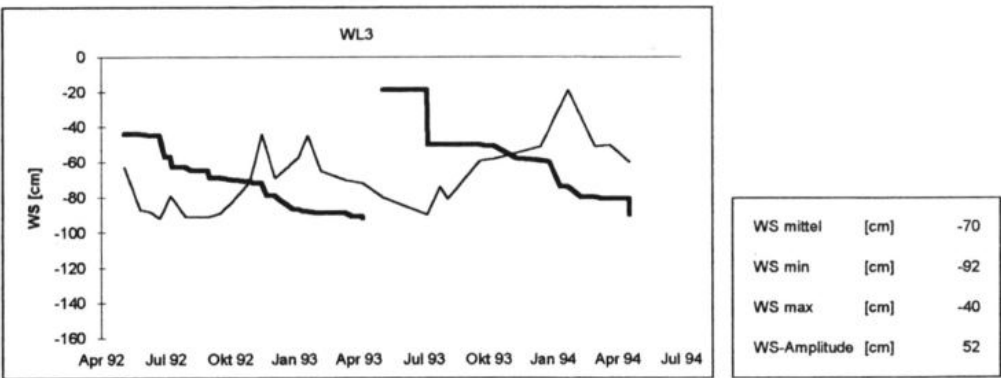


Abb. 41: Grundwassergang- und -dauerlinien der Untersuchungsfläche WL3

**Untersuchungsfläche WL4:** Entwässerter Erlenwald in einer Geländesenke nahe des Schierensees

(Tab. 2: Aufn. 13, Tab. 6)

Dieser Bestand befindet sich in der Nachbarschaft der Untersuchungsfläche WL3. Die Baumschicht aus Schwarzerlen, Moorbirken und Eschen ist mit 90 % Deckung wesentlich dichter; Kraut- und Moosschicht sind dagegen nur fragmentarisch entwickelt (15 % Deckung) und bestehen lediglich aus 4 Arten.

Die Grundwasserstands-Charakteristik (Abb. 42) entspricht weitgehend derjenigen des Bestandes WL3. Ein leicht erhöhter pH-Wert im unteren Bodenhorizont ist auf den zeitweilig etwas höheren Wasserstand zurückzuführen, der im Winter bis zu 31 cm u. F. reicht. Auch die Humusgehalte entsprechen etwa denen von Standort WL3. Mit durchschnittlich 19,8 ( $H_1$ ) bzw. 17,8 ( $H_2$ ) sind die C/N-Verhältnisse im Gegensatz zu allen anderen Beständen dieses Vegetationstyps wesentlich weiter.

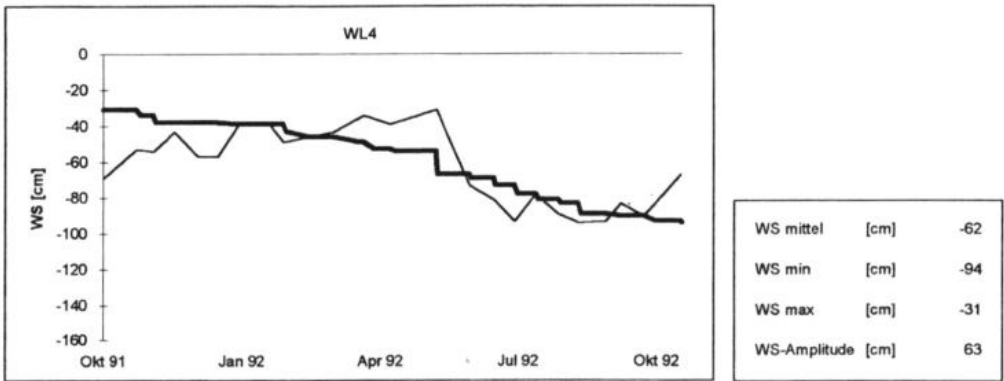


Abb. 42: Grundwassergang- und -dauerlinien der Untersuchungsfläche WL4

**Untersuchungsfläche WL5:** Entwässerter Erlenwald im Catenabereich am Ufer des Belauer Sees

(Tab. 2: Aufn. 14, Tab. 6)

Die Schwarzerlen dieses artenarmen Bestandes besiedeln den ehemaligen, vor der Seespiegelabsenkung vorhandenen Uferbereich des Belauer Sees. Die Untersuchungsfläche zeichnet sich durch eine gut entwickelte Strauchschicht, bestehend aus *Prunus padus* und *Sorbus aucuparia* sowie die Dominanz von *Dryopteris dilatata* in der Krautschicht aus. Insgesamt sind nur acht Arten vertreten.

Die hydrologischen Daten dieser Untersuchungsfläche wurden, ebenso wie für den Bestand WtQ5, von FINKE (1993) übernommen. Der mittlere Wasserstand liegt mit 29 cm u. F. vergleichsweise hoch und reicht zeitweise bis in den oberen Bodenhorizont (Abb. 43). Es resultieren Wassergehalte von mehr als 70 %. Trotz dieser besseren Wasserversorgung des Bodens wurden niedrige pH-Werte gemessen (durchschnittlich 3,4 bzw. 4,3). C/N-Verhältnisse von 16 ( $H_1$ ) bzw. 15 ( $H_2$ ) deuten auf eine weniger intensive Torfmineralisation als an den bisher beschriebenen Standorten dieses Vegetationstyps hin. Der Anteil an organischer Substanz im Oberboden beträgt im Mittel mehr als 70 %.

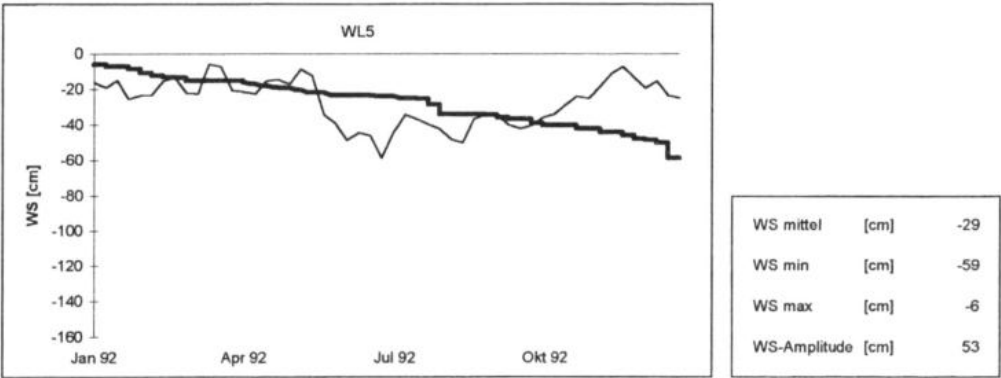


Abb. 43: Grundwassergang- und -dauerlinien der Untersuchungsfläche WL5

**Untersuchungsfläche WL6:** Entwässerter Erlenwald im Verlandungsbereich des Bornhöveder Sees (Tab. 2: Aufn. 15, Tab. 6)

Der Bruchwald befindet sich in einer von Entwässerungsgräben durchzogenen Niederung in der Nähe des Bornhöveder Sees. Die Schwarzerlen sind hier bei Stammdurchmessern von etwa 15 cm recht jung, bilden aber eine dichte Baumschicht mit einer Deckung von 70 %. Eine Strauchschicht fehlt. In der artenarmen Krautschicht dominiert *Rubus idaeus*, daneben sind nur wenige weitere Arten wie *Dryopteris dilatata* oder *Carex acutiformis* zu finden.

Von allen Beständen der *Lonicera periclymenum*-Ausbildung der *Alnus glutinosa*-Gesellschaft ist dies der am schwächsten entwässerte. Der Grundwasserstand bewegt sich zwischen 22 und 6 cm u. F. (Abb. 44), es resultieren hohe Wassergehalte. Zusammen mit pH-Werten im stark sauren Bereich (pH 3,4 bzw. 4,6) deuten diese Verhältnisse auf vergleichsweise basenarmes Grundwasser hin. Der untere Torfhorizont ist nur schwach zersetzt, wie ein C/N-Verhältnis von 20 belegt. Im Oberboden wurde ein mittleres C/N-Verhältnis von 14,2 bestimmt.

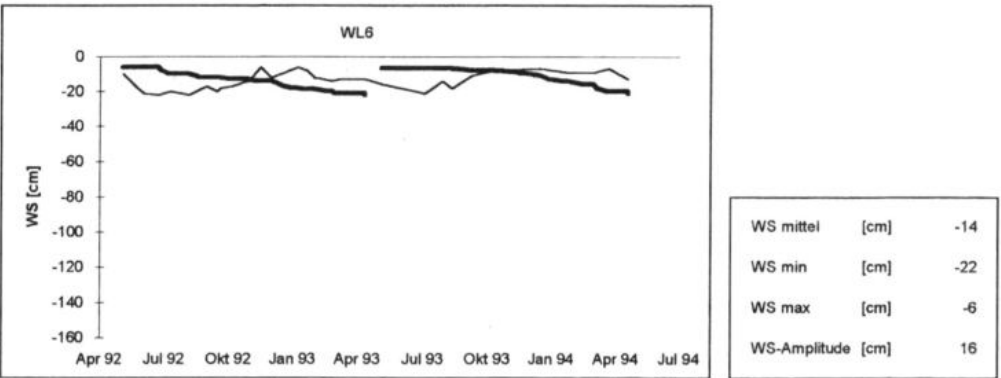


Abb. 44: Grundwassergang- und -dauerlinien der Untersuchungsfläche WL6

**Untersuchungsfläche WL7:** Entwässerter Erlenwald in der Pohnsdorfer Stauung

(Tab. 2: Aufn. 16, Tab. 6)

Die Fläche befindet sich in dem am stärksten entwässerten Bereich des Erlenwaldes in der Pohnsdorfer Stauung auf tiefgründigem Niedermoor. Die Baumschicht besteht hier ausschließlich aus Schwarzerlen. Eine Strauchschicht fehlt. Die artenarme Krautschicht zeichnet sich durch hohe Deckungen von *Dryopteris dilatata*, *Rubus idaeus* und *Rubus fruticosus* agg. aus. Außerdem zeugen wenige, schlechtwüchsige *Carex elongata*-Horste von der ursprünglichen Bruchwald-Vegetation. Auch *Phragmites australis* ist mit wenigen Sprossen vertreten.

Von der 1993 durchgeführten Wiedervernässung ist dieser Bereich des Erlenwaldes nicht betroffen. Während des gesamten Untersuchungszeitraumes bewegte sich der Grundwasserstand zwischen 39 und 150 cm u. F. (Abb. 45), erreichte also zu keiner Zeit den unteren Bodenhorizont. Vor dem Anstau betrug der mittlere Wasserstand 94 cm u. F., danach 67 cm u. F. Trotzdem wurden vergleichsweise hohe Wassergehalte gemessen (76 bzw. 80 %). Der mittlere pH-Wert des Oberbodens liegt mit 2,9 extrem niedrig. Relativ enge C/N-Verhältnisse von 14,6 bzw. 13,9 deuten an, daß trotzdem Torfmineralisation stattfindet.

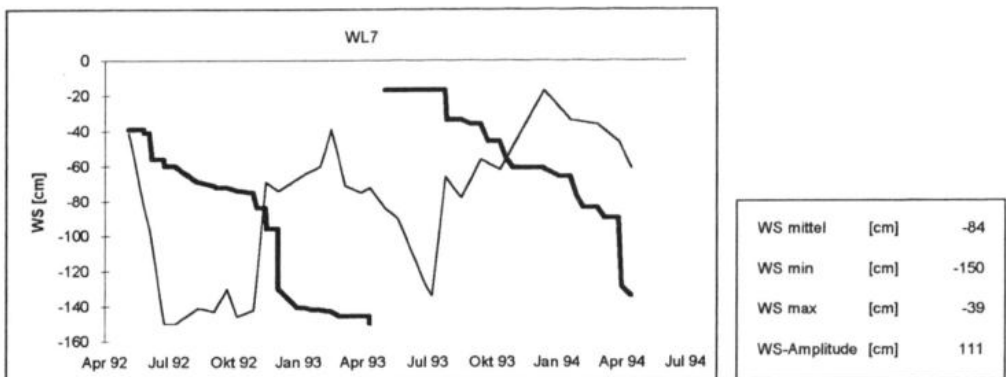


Abb. 45: Grundwassergang- und -dauerlinien der Untersuchungsfläche WL7

**4.2.1.6 *Alnus glutinosa*-Gesellschaft, Ausbildung von *Poa trivialis***

**Untersuchungsfläche Wp1:** Entwässerter Erlenwald in einer Geländesenke nahe des Bornhöveder Sees

(Tab. 2: Aufn. 17, Tab. 6)

Der Bestand befindet sich in einer kleinen, von einem Entwässerungsgraben durchzogenen Geländesenke in der Nähe des Bornhöveder Sees. Die Deckung von *Alnus glutinosa* betrug während des Untersuchungszeitraumes nur 40 %, da einige Bäume kleine, nekrotische Blätter besaßen. Dominante Art der Krautschicht ist *Urtica dioica*. Das Vorkommen von *Cardamine amara* weist auf Wasserzügigkeit und damit auf die Verwandtschaft zur Ausgangsgesellschaft, dem Carici elongatae-Alnetum typicum, Variante von *Cardamine amara* hin.

Bei einem winterlichen Höchststand von 2 cm u. F. und einem mittleren Wasserstand von 14 cm u. F. (Abb. 46) ist dies der Bestand mit den höchsten und gleichmäßigsten Wasserständen innerhalb des Vegetationstyps. Hierfür ist austretendes Hangdruckwasser verantwortlich. Die mittleren pH-



Werte befinden sich daher trotz der stärkeren sommerlichen Abtrocknung des Bodens im neutralen Bereich (pH 6,2 bzw. 6,0). Das C/N-Verhältnis liegt im Oberboden bei 16 und ist damit vergleichsweise weit.

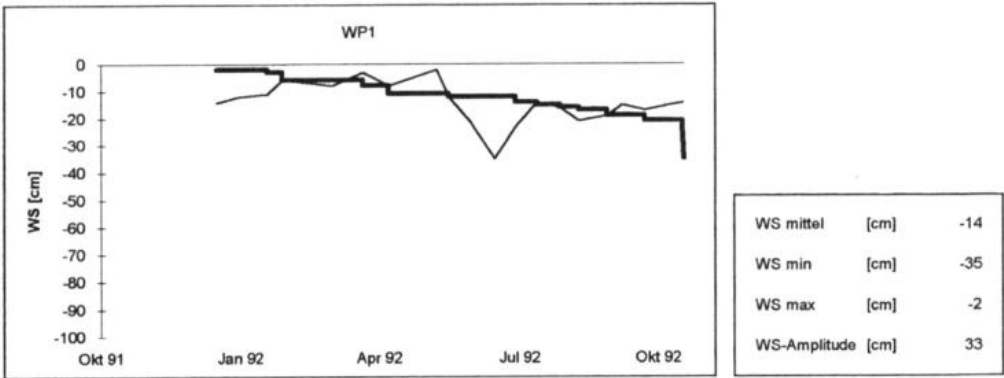


Abb. 46: Grundwassergang- und -dauerlinien der Untersuchungsfläche WP1

**Untersuchungsfläche WP2:** Entwässerter Erlenwald in einer Geländesenke nahe des Schierensees (Tab. 2: Aufn. 18, Tab. 6)

Der in einer von Entwässerungsgräben durchzogenen Niederung vorhandene Erlenwald grenzt an intensiv genutztes Feuchtgrünland. In der Baumschicht ist neben *Alnus glutinosa* auch *Fraxinus excelsior* vertreten. Im Gegensatz zu den übrigen Untersuchungsflächen dieses Vegetationstyps ist hier eine Strauchschicht aus Traubenkirschen und Grauerlen vorhanden. In der Krautschicht dominiert *Urtica dioica* mit einer Deckung von 60 %. Daneben können sich weitere Nitrophyten behaupten, unter ihnen *Poa trivialis*, *Stellaria nemorum* und *Aegopodium podagraria*. Außerdem kommen hier mit *Carex acutiformis* und *Cirsium oleraceum* reliktdäre Arten feuchterer Standorte vor.

Der Wasserstand liegt im Mittel bei 42 cm u. F. und schwankt zwischen 92 cm u. F. im Sommer und 9 cm u. F. im Winter (Abb. 47). Der mittlere pH-Wert beträgt im Oberboden 4,9. Der Boden zeichnet sich durch extrem enge C/N-Verhältnisse (durchschnittlich 11,4 bzw. 10,9) sowie mittlere Humusgehalte von 74,2 % (H<sub>1</sub>) bzw. 75,4 % (H<sub>2</sub>) aus.

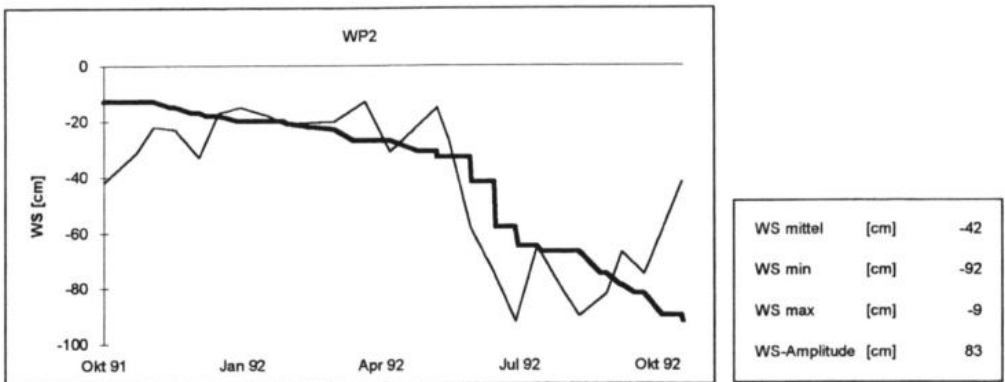


Abb. 47: Grundwassergang- und -dauerlinien der Untersuchungsfläche WP2

**Untersuchungsfläche WP3:** Entwässerter Erlenwald im Verlandungsbereich des Bornhöveder Sees (Tab. 2: Aufn. 19, Tab. 6)

Der Bestand befindet sich in der Nähe von Standort W1.6 am Rand des Erlenwaldes im Übergang zwischen Niedermoor und Gley. Unter der etwas lichtereren Baumschicht ist ein Brennessel-Dominanzbestand mit einer Deckung von 90 % ausgebildet. Mit insgesamt 6 Arten ist dieser Erlenwald der artenärmste aller untersuchten Waldbestände.

Der Wasserstand schwankt zwischen 51 und 2 cm u. F. (Abb. 48). Eine ausreichende Basenversorgung mit dem Grundwasser ist somit ebenso gewährleistet wie gute Mineralisationsbedingungen im Sommer. Die pH-Werte liegen im schwach sauren Bereich (pH 6,1 bzw. 5,2). Mit 10,1 bzw. 10,6 wurden im Boden dieser Fläche die engsten C/N-Verhältnisse aller untersuchten Bestände gemessen. Diese Werte deuten allerdings nicht nur eine intensive Mineralisation an, sondern sind zusätzlich auf geringe Humusgehalte zurückzuführen. Da der Anteil an organischer Substanz im Mittel unter 30 % liegt, läßt sich der Boden nicht mehr als Niedermoor bezeichnen. Der Bestand wurde trotzdem in die Untersuchungen mit einbezogen, da er sich in einem Übergangsbereich zwischen Mineralboden und Niedermoor befindet, der stellenweise höhere Humusgehalte aufweist.

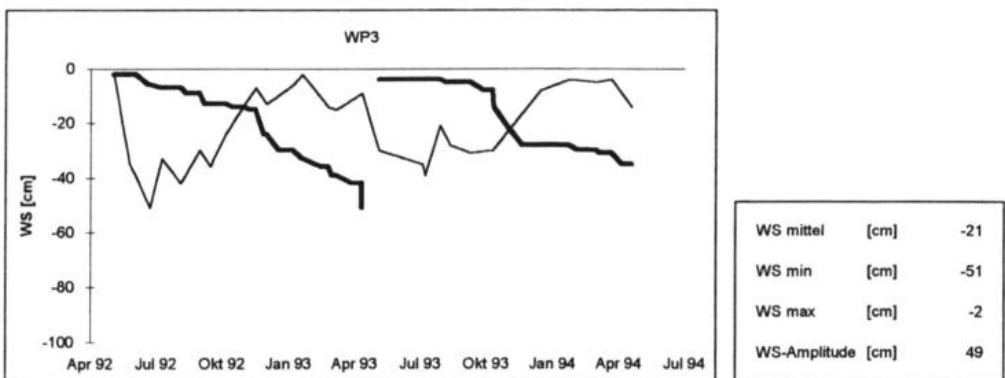


Abb. 48: Grundwassergang- und -dauerlinien der Untersuchungsfläche WP3

**Untersuchungsfläche WP4:** Entwässerter (1993 wiedervernässter) Erlenwald in der Pohnsdorfer Stauung

(Tab. 2: Aufn. 20, Tab. 6)

In diesem artenarmen Bestand auf bis zu 10 m mächtigem Niedermoor waren vor der Wiedervernäsung neben *Urtica dioica* mit einer Deckung von 90 % nur wenige weitere Nitrophyten vertreten. Die Artenzahl betrug insgesamt 10.

Der Wasserstand erreichte Werte zwischen 73 cm u. F. im Sommer und 1 cm u. F. im Winter (Abb. 49). Er entsprach damit hydrologisch etwa dem des Bestandes WP3. Die Standortverhältnisse waren bis auf höhere Humusgehalte weitgehend mit denen der beschriebenen Wälder dieses Vegetationstyps vergleichbar.

Erste Ansturmaßnahmen verhinderten bereits im Frühjahr 1993 ein Absinken des Wasserstandes. Der im Sommer 1993 erfolgte Grabenanstau bewirkte einen zusätzlichen Anstieg des Grundwasserspiegels um etwa 50 cm und damit eine sommerliche Überflutung. Daraufhin starb in kurzer Zeit die gesamte Krautschicht ab. Im gleichen Jahr kam es zu einem Umbrechen etlicher Schwarzerlen und damit gleichzeitig zu völlig veränderten Lichtverhältnissen. Im Laufe eines weiteren Jahres stellte sich eine neue Krautschicht aus Bruchwald- und Röhrichtarten sowie Wasserpflanzen ein (z. B. *Solanum dulcamara*, *Oenanthe aquatica*, *Iris pseudacorus*). Die Artenzahl betrug zu diesem Zeitpunkt 13 (vergl. Tab. 25). Nach der Wiedervernäsung wurden keine edaphischen Parameter mehr erhoben.

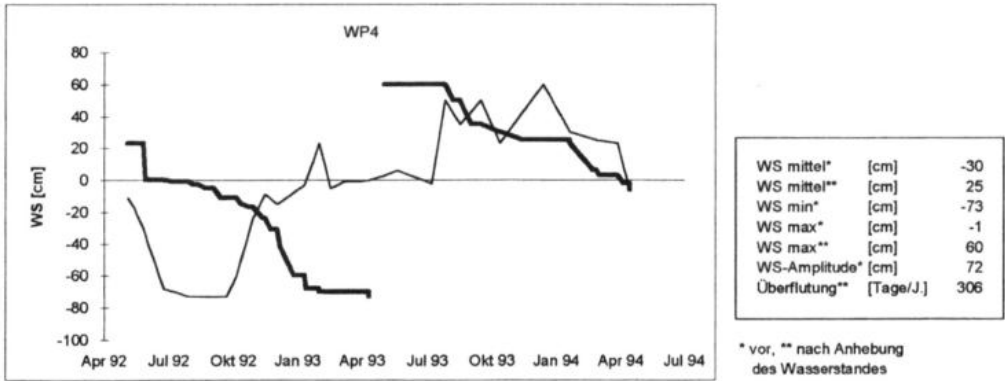


Abb. 49: Grundwassergang- und -dauerlinien der Untersuchungsfläche WP4

**4.2.2 Multivariater Vergleich der Untersuchungsflächen**

Mit Hilfe einer Kanonischen Korrespondenzanalyse (CCA) sollen die in Kap. 4.2.1 beschriebenen Untersuchungsflächen hinsichtlich ihrer Artenzusammensetzung und der untersuchten Standortfaktoren in einem Arbeitsschritt miteinander verglichen werden. Dabei soll geklärt werden, inwieweit sich die Zuordnung zu Vegetationstypen, welche in Kap. 4.1 anhand floristischer und ökologischer Kriterien mit univariaten Methoden ermittelt wurden, auch mit dieser multivariaten Methode nachvollziehen läßt.

In Abb. 50 sind die ersten beiden Ordinations-Achsen dargestellt. Zusammen beschreiben sie 41 % der Gesamtvarianz der Datenmatrix, die sich aus der Summe der Kanonischen Eigenwerte aller

Ordinationsachsen berechnet (s. u.). Die erste Achse ist zu 23 % an der Gesamtvarianz beteiligt, die zweite zu 18 %. Die Eigenwerte der nicht dargestellten 3. und 4. Achse beschreiben lediglich 13 % sowie 11 % der Varianz. Eine Erklärung der Gesamtvarianz des Datensatzes von nur 41 % anhand der ersten beiden Ordinationsachsen erscheint zunächst relativ gering. Dieses Ergebnis ist allerdings von der Anzahl der untersuchten Standortparameter abhängig. Je weniger Umweltvariablen in die Berechnung eingehen, desto größer ist der Anteil der ersten beiden Achsen an der Gesamtvarianz aller kanonischer Achsen, da sich die Anzahl der möglichen kanonischen Achsen aus derjenigen der Umweltparameter -1 berechnet. Eine Reduzierung der zur Berechnung herangezogenen Standortparameter hätte somit bei gleichem Datensatz eine bessere Erklärung der Gesamtvarianz anhand der ersten 4 Achsen bewirkt. Die prozentualen Anteile an der Gesamtvarianz sind daher nur relativ zueinander von Bedeutung (NEUMEISTER 1997).

Abb. 50 zeigt unterschiedlich lange Standortvektoren mit verschiedenen Winkeln zu den Projektionsachsen. Die Längen und Winkel dieser Vektoren ergeben sich aus der Projektion einer vierdimensionalen Darstellung in die Ebene und lassen Rückschlüsse auf die Bedeutung der jeweiligen Standortparameter für die Ordination zu. Je länger ein Vektor und je geringer sein Winkel zu einer Achse ist, desto größer ist sein Einfluß auf die Ordination dieser Achse. Sind die Vektoren dagegen mit geringen Längenunterschieden sternförmig um das Zentrum der Projektion verteilt, so haben sie keinen Einfluß auf die Ordination (NEUMEISTER 1997).

Der Einfluß der einzelnen Standortparameter auf die Verteilung der Bestände und Arten läßt sich ebenfalls durch Eigenwerte ausdrücken (Tab. 10). Bei ihrer Interpretation ist zu berücksichtigen, daß die verschiedenen Standortfaktoren in unterschiedlichem Maß miteinander korreliert sind (siehe Tab. 11). Die Eigenwerte geben die Einzelvarianz des jeweiligen Standortparameters zuzüglich der gemeinsamen Varianz aller mit diesem Faktor korrelierten Umweltfaktoren an. Das bedeutet, daß solche Standortparameter hohe Werte erhalten, die mit vielen anderen korrelieren, selbst wenn ihr eigener Anteil an der Ordination nur klein ist. Aus diesem Grund sind die in Tab. 10 aufgeführten Eigenwerte nur im Zusammenhang mit der Korrelationsmatrix interpretierbar.

Aus Tab. 10 und Abb. 50 ist zu erkennen, daß für die Differenzierung der untersuchten Erlenwälder in erster Linie die Faktoren pH-Wert und mittlerer Wasserstand verantwortlich sind. Zwischen beiden Parametern besteht eine enge Korrelation. Analog zu den Ergebnissen in Kap. 4.1.1 stellt sich hier somit der Grundwasserstand als wesentlicher Standortfaktor zur Differenzierung der Erlenwälder heraus. Das C/N-Verhältnis spielt dagegen ebenso wie der Anteil an organischer Substanz im Boden eine untergeordnete Rolle.

Die Verteilung der Untersuchungsstandorte in Abb. 50 ermöglicht eine räumliche Abgrenzung der Bestände des *Carici elongatae*-Alnetum von denen der *Alnus glutinosa*-Gesellschaft sowie eine Trennung beider Ausbildungen dieser Gesellschaft voneinander.

Die Bestände des *Carici elongatae*-Alnetum grenzen sich im wesentlichen durch hohe mittlere Wasserstände mit geringen Schwankungen und hohe pH-Werte von denen der *Alnus glutinosa*-Gesellschaft ab. Sie unterscheiden sich untereinander bezüglich dieser Faktoren nur geringfügig. Eine etwas größere Streuung innerhalb der Erlenbruchwälder besteht entlang der Standortvektoren C/N-Verhältnis, Humusgehalt und Überflutungsdauer (in abgestufter Wichtung). Die Amplitude reicht von den mesotraphenten Bruchwäldern WsQ1 und WmQ1 mit weiten C/N-Verhältnissen und hoher organischer Substanz bis zu den eutraphenten Beständen WtQ1 und WtQ5 mit engen C/N-Verhältnissen und geringen Humusgehalten. Aufgrund ihrer Lage vermitteln die zuletzt genannten Bestände bereits zur *Alnus glutinosa*-Gesellschaft, Ausbildung von *Poa trivialis*. Eine eindeutige räumliche Trennung

der verschiedenen Untereinheiten des *Carici elongatae*-Alnetum ist mit der verwendeten Methode nicht möglich, da zwischen den Beständen der verschiedenen Subassoziationen Überschneidungen bestehen.

Für die Abgrenzung der Bestände der *Lonicera periclymenum*-Ausbildung von denen des *Carici elongatae*-Alnetum sind hauptsächlich niedrige Wasserstände und niedrige pH-Werte verantwortlich. Im Vergleich zu den Erlenbruchwäldern verteilen sich die genannten entwässerten Erlenwälder auf einen größeren Raum, sind sich also, bezogen auf ihre Standortansprüche, untereinander unähnlicher. Diese standörtliche Varianz betrifft fast alle gemessenen Parameter, vor allem aber die jährliche Amplitude der Grundwasserstände. Am weitesten von den anderen Standorten entfernt befindet sich die Untersuchungsfläche WL5, welche sich durch relativ hohe, gleichmäßige Wasserstände auszeichnet (vergl. Abb. 43).

Die Bestände der *Poa trivialis*-Ausbildung liegen vergleichsweise eng zusammen und repräsentieren somit den bezüglich ihrer Standortansprüche einheitlichsten Vegetationstyp. Von den Erlenbruchwäldern unterscheiden sie sich hauptsächlich durch größere Schwankungen des Wasserstandes und enge C/N-Verhältnisse. Die mittleren Grundwasserstände und pH-Werte tragen dagegen kaum zur Differenzierung beider Vegetationseinheiten bei. Für die räumliche Abgrenzung von der *Lonicera periclymenum*-Ausbildung ist ebenfalls das C/N-Verhältnis von Bedeutung, während alle anderen Standortfaktoren sich in beiden Ausbildungen der *Alnus glutinosa*-Gesellschaft ähneln.

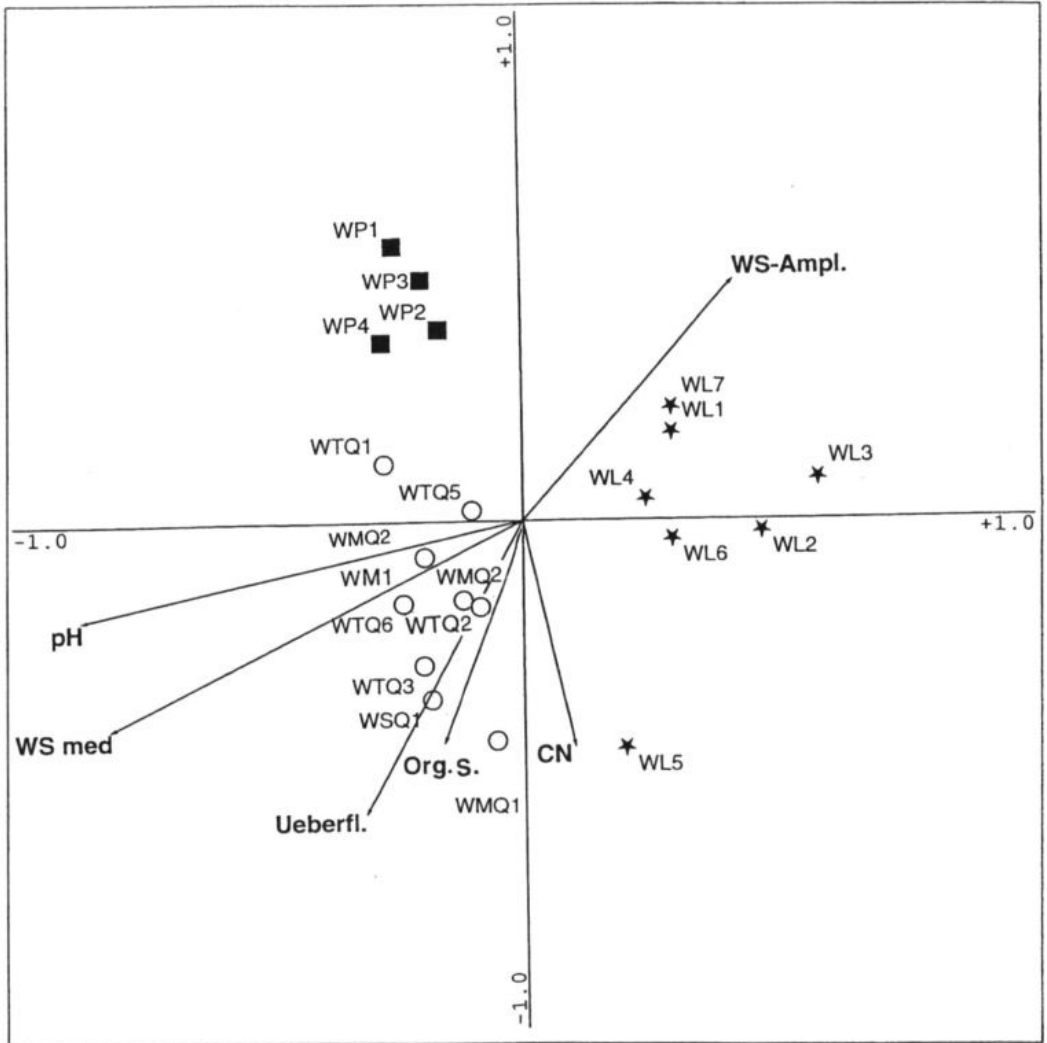


Abb. 50: Ordinationsergebnis der CCA für die untersuchten Bestände und deren Standortfaktoren

Zusammenfassend ist festzuhalten, daß sich mit Hilfe der CCA anhand des bearbeiteten Datensatzes sowohl die Erlenbruchwälder von den entwässerten Erlenwäldern, als auch die beiden Ausbildungen der *Alnus glutinosa*-Gesellschaft deutlich voneinander abgrenzen lassen. Dieses Ergebnis belegt die floristische und standörtliche Eigenständigkeit dieser drei Vegetationseinheiten. Einschränkend ist allerdings anzufügen, daß es auf einem kleinen und lokal begrenzten Datensatz beruht. Die nicht eindeutige Differenzierung des Carici elongatae-Alnetum in Subassoziationen und Varianten dürfte einerseits auf die standörtliche Ähnlichkeit dieser Untereinheiten, andererseits aber auch auf die geringe Stichprobenzahl zurückzuführen sein. Das 'sphagnetosum' ist nur mit einem, das 'violetosum' nur mit drei Beständen vertreten; die typischen Varianten fehlen mit einer Ausnahme (WM1). Ein weiterer Grund für die fehlende standörtliche Differenzierung innerhalb des Carici elongatae-Alnetum kann in einer unvollständigen Erfassung relevanter Standortfaktoren liegen. GÖNNERT (1989:175f) weist allerdings darauf hin, daß eine detailliertere Datenerhebung nicht unbedingt zu einer schärferen Abgrenzung verschiedener Vegetationstypen voneinander führen muß, da nicht jede Einzelheit der



Vegetation durch standörtliche Gegebenheiten erklärt werden kann. Nach seiner Auffassung darf der Anteil zufälliger, standortunabhängiger Vorgänge nicht unterschätzt werden. Dies gilt besonders für Bestände, deren Standorteigenschaften sich nur wenig unterscheiden.

Tab. 10: Eigenwerte der Standortvektoren

pH <sub>2</sub>	0.55
WS med	0.51
pH <sub>1</sub>	0.50
WS max	0.46
WS min	0.43
WS Amplitude	0.34
Ueberfl	0.30
CN <sub>1</sub>	0.27
CN <sub>2</sub>	0.27
Org <sub>1</sub>	0.22
Org <sub>2</sub>	0.18

Tab. 11: Korrelationsmatrix der Standortparameter

WS med	1											
WS Amp	-0.64	1										
WS min	0.87	-0.92	1									
WS max	0.93	-0.36	0.69	1								
Ueberfl	0.52	-0.3	0.46	0.57	1							
pH <sub>1</sub>	0.77	-0.68	0.79	0.64	0.47	1						
pH <sub>2</sub>	0.85	-0.71	0.83	0.69	0.51	0.92	1					
CN <sub>1</sub>	0.01	-0.25	0.15	-0.11	0.05	-0.06	0.14	1				
CN <sub>2</sub>	-0.01	-0.07	0.02	-0.08	-0.14	-0.03	-0.17	0.58	1			
Org <sub>1</sub>	0.32	-0.1	0.21	0.32	0.33	-0.01	0.25	0.14	0.12	1		
Org <sub>2</sub>	0.24	-0.04	0.13	0.25	0.31	-0.04	0.18	0.03	-0.08	0.83	1	
	WS med	WS Amp	WS min	WS max	Ueberfl	pH <sub>1</sub>	pH <sub>2</sub>	CN <sub>1</sub>	CN <sub>2</sub>	Org <sub>1</sub>	Org <sub>2</sub>	

In den folgenden Kapiteln soll anhand weiterer Untersuchungen der beschriebenen Bestände ein über die bisher dargestellten Ergebnisse hinausgehender Einblick in einzelne Prozesse und deren Wechselwirkungen gegeben werden, der zur genaueren Charakterisierung der Vegetationstypen hinsichtlich ihrer standörtlichen Amplitude, ihrer anthropogenen Beeinflussung und ihres Restitutionspotentials beitragen soll. In die multivariate Analyse wurden die folgenden Ergebnisse nicht einbezogen, da die jeweiligen Untersuchungen nicht an allen beschriebenen Standorten durchgeführt werden konnten und die Stichprobenzahl daher gering ist.

4.2.3 Stickstoff-Nettomineralisation

Für die Differenzierung der Pflanzengesellschaften spielt der Nährstoffgehalt im Boden eine entscheidende Rolle. Als quantitativ wichtigstem Pflanzennährstoff, der etwa 50 - 60 % der gesamten von Pflanzen aufgenommenen Ionenmenge ausmacht (z. B. KLÖTZLI 1969b:56), kommt dabei dem Stickstoff eine besondere Bedeutung zu. Aus diesem Grund wurde bereits für den standörtlichen Vergleich das C/N-Verhältnisse herangezogen, welches als (grobes) Maß für die biologische Aktivität im

Boden und den Nährstoffstatus der verschiedenen Erlenwälder gilt (vergl. Kap. 4.1.1). Deutlichere Hinweise auf die den Pflanzen zur Verfügung stehenden Stickstoffmengen gibt die Mineralisationsleistung der Mikroorganismen. Sie ist unter anderem von der Temperatur und dem Wasserhaushalt abhängig und steht in Wechselwirkung mit weiteren Standortfaktoren. Für die Pflanzen ist neben der Menge auch die Form des nachgelieferten Mineralstickstoffs von großer Bedeutung.

Der folgenden Beschreibung der Stickstoff-Nettomineralisation liegen Ergebnisse der Diplomarbeit von FINKE (1993) zugrunde. Die genannte Arbeit beinhaltet eine ausführliche Beschreibung und Diskussion der Stickstoffgehalte und der mineralisierten Stickstoffmengen in den Böden verschiedener Erlenwälder im Jahresverlauf, wovon hier die gemessenen Stickstoffgehalte auszugsweise erwähnt sowie die Jahressummen des mineralisierten Stickstoffs für einzelne Untersuchungsflächen miteinander verglichen werden. Insgesamt wurden neun Bestände untersucht, von denen vier dem *Caric elongatae*-Alnetum und fünf der *Alnus glutinosa*-Gesellschaft angehören. Letztere unterteilen sich in drei Erlenwälder der Ausbildung von *Lonicera periclymenum* und zwei der Ausbildung von *Poa trivialis* (s. Tab. 3). Im Bestand WMQ1 wurden die Bulte, Übergangsbereiche und Schlenken gesondert beprobt.

#### 4.2.3.1 Ergebnisse zur Stickstoff-Nettomineralisation

##### 4.2.3.1.1 Stickstoffgehalte

In allen Untersuchungsflächen und Bodenhorizonten wurde ganzjährig Mineralstickstoff nachgewiesen. Die Auflagehorizonte enthielten zeitweise bis zu  $800 \text{ mg N kg}^{-1}$  Trockenboden, die oberen Torfhorizonte zwischen 20 und  $200 \text{ mg N kg}^{-1}$  und die unteren Torfhorizonte 10 bis  $100 \text{ mg N kg}^{-1}$ . Die Stickstoffgehalte in den Torfhorizonten der entwässerten Erlenwälder sowie der Bultbereiche von Untersuchungsfläche WMQ1 lagen tendenziell höher als diejenigen in den Böden der Erlenbruchwälder und bestanden zu größeren Anteilen aus Nitrat. In den Bruchwaldtorfen (mit Ausnahme der Bultbereiche im Bestand WMQ1) wurde fast ausschließlich Ammonium nachgewiesen.

In zwei Beständen wurden ungewöhnlich hohe Werte gefunden: Im oberen Bodenhorizont des Bruchwaldes WTQ1, der während des gesamten übrigen Jahres Stickstoffgehalte von  $40 - 60 \text{ mg kg}^{-1}$  aufwies, wurde im November ein Ammonium-Peak von mehr als  $200 \text{ mg N kg}^{-1}$  festgestellt, der allochthonen Ursprungs sein dürfte. Der Auflagehorizont der Untersuchungsfläche WP1 enthielt im März bis zu  $800 \text{ mg N kg}^{-1}$ , wovon etwa die Hälfte aus Nitrat bestand, während hier im übrigen Jahr in allen untersuchten Bodenhorizonten nur geringe Stickstoffmengen in Form von Ammonium (bis zu  $50 \text{ mg N kg}^{-1}$  Substrat) auftraten.

##### 4.2.3.1.2 Jahressummen der Stickstoff-Nettomineralisation

Die Stickstoffversorgung der höheren Pflanzen ergibt sich aus der Stickstoff-Nettomineralisation, also aus der von Mikroorganismen produzierten Menge an Mineralstickstoff abzüglich des für deren eigenen Stoffwechsel benötigten sowie des humifizierten und denitrifizierten Anteils (vergl. z. B. RUNGE 1965:353f, ELLENBERG et al. 1986:289).

In Tab. 12 ist der während eines Jahres mineralisierte Stickstoff in  $\text{kg ha}^{-1}$  für alle untersuchten Bestände dargestellt. Neben den Mineralisationsraten der verschiedenen Bodenhorizonte sind die jeweiligen Anteile an gebildetem  $\text{NO}_3$  und  $\text{NH}_4$  sowie der Nitrifikationsgrad zu erkennen, also der prozentuale Anteil von  $\text{NO}_3$  am gesamten mineralisierten Stickstoff.

Tab. 12: Jahressummen der Stickstoff-Nettomineralisation in kg ha<sup>-1</sup> und Nitrifikationsgrad (aus FINKE 1993)

Carici elongatae-Alnetum																
Standort	WMQ1				WTQ1				WTQ3				WTQ5			
Boden-horizont	ges.	NO <sub>3</sub>	NH <sub>4</sub>	NG*	ges.	NO <sub>3</sub>	NH <sub>4</sub>	NG	ges.	NO <sub>3</sub>	NH <sub>4</sub>	NG	ges.	NO <sub>3</sub>	NH <sub>4</sub>	NG
L	4	0	4						0	0	0	0	13	3	10	23
H <sub>1</sub>	148	41	107		163	0	163	0	17	2	15	14	29	8	22	26
H <sub>2</sub>	0	0	0						18	7	11	41				
gesamt	152	41	111		163	0	163		35	10	26		43	11	32	

Alnus glutinosa -Gesellschaft, Ausbildung von Lonicera periclymenum																
Standort	WL2				WL4				WL5							
Boden-horizont	ges.	NO <sub>3</sub>	NH <sub>4</sub>	NG	ges.	NO <sub>3</sub>	NH <sub>4</sub>	NG	ges.	NO <sub>3</sub>	NH <sub>4</sub>	NG				
L	14	5	9	35	5	0	4	9	18	6	12	33				
Of	30	24	6	80	38	26	13	67								
H <sub>1</sub>	218	210	9	96	229	215	14	94	139	90	49	65				
H <sub>2</sub>	70	70	0	100	71	71	0	100	110	45	65	41				
gesamt	333	309	24		343	312	30		267	141	126					

Alnus glutinosa -Gesellschaft, Ausbildung von Poa trivialis																
Standort	WP1				WP2											
Boden-horizont	ges.	NO <sub>3</sub>	NH <sub>4</sub>	NG	ges.	NO <sub>3</sub>	NH <sub>4</sub>	NG								
L	6	0	6	0	1	0	1	18								
Of					37	32	5	87								
H <sub>1</sub>	28	1	27	4	333	329	3	99								
H <sub>2</sub>	23	5	18	23	127	127	0	100								
	57	6	51		497	488	9									

NG = Nitrifikationsgrad  
\* siehe Tab. 13

Die Mineralisationsraten der **Erlenbruchwälder** sind unterschiedlich hoch. Während in den etwas trockeneren Böden der Bestände WTQ3 und WTQ5 (vergl. Tab. 6) zwischen 35 und 43 kg N ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup> mineralisiert wurden, wovon etwa ein Drittel aus Nitrat bestand, wurden an den dauerhaft wassergesättigten Standorten WMQ1 und WTQ1 mit 152 und 163 kg N ha<sup>-1</sup> extrem hohe Nachlieferungs-raten ermittelt. Als Stickstoffform wurde hier fast ausschließlich Ammonium nachgewiesen; der Nitrifi-kationsgrad liegt zwischen 0 und 1 %.

Der Bultbereich des Bestandes WMQ1 weist eine jährliche Nettomineralisation von 122 kg N ha<sup>-1</sup> auf und vermittelt damit zu den entwässerten Erlenwäldern, denen er auch floristisch ähnelt (vergl. Kap. 4.2.1.2).

Die jährlichen Mineralisationsraten in den Böden der **Alnus glutinosa-Gesellschaft, Ausbildung von Lonicera periclymenum**, betragen zwischen 267 und 343 kg N ha<sup>-1</sup>. In den oberen Boden-horizonten ist eine Korrelation mit den Wassergehalten zu erkennen (vergl. Abb. 51): Mit der Abnahme der Bodenfeuchte steigt die Mineralstickstoff-Nachlieferung an. Als Stickstoffform überwiegt NO<sub>3</sub>; nur an Standort WL5, der sich durch deutlich höhere und gleichmäßigere Wasserstände als die beiden anderen auszeichnet, wurden vergleichbare Mengen von NO<sub>3</sub> und NH<sub>4</sub> gemessen.

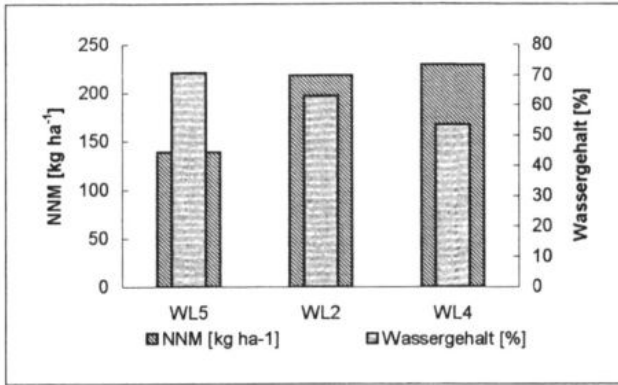


Abb. 51: Boden-Wassergehalte und Stickstoff-Nettomineralisation der oberen Bodenhorizonte (0 - 15 cm) verschiedener entwässerter Erlenwälder (aus FINKE 1993)

In den Böden der zur *Poa trivialis*-Ausbildung der *Alnus glutinosa*-Gesellschaft zählenden Bestände verläuft die Stickstoff-Nettomineralisation uneinheitlicher. Standort WP2 erreicht die höchste aller gemessenen Mineralisationsraten ( $497 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ ), Standort WP1 dagegen einen mit den Erlenbruchwäldern WTQ3 und WTQ5 vergleichbaren, sehr niedrigen Wert. Im Boden des Bestandes WP2 wird der Mineralstickstoff außerdem fast vollständig aufoxidiert (der Nitrifikationsgrad in den Torfhorizonten beträgt zwischen 90 und 100 %), während an Standort WP1 überwiegend Ammonium produziert wird.

#### 4.2.3.1.3 Kleinräumige Heterogenität der Stickstoff-Nettomineralisation

Für den kleinstandörtlichen Vergleich der Stickstoff-Nettomineralisation im Bult-Schlenken-Bestand WMQ1 wird statt der Jahressummen in  $\text{kg N ha}^{-1}$  die mittlere wöchentliche Mineralisationsleistung, bezogen auf Trockenboden, herangezogen, um eine von den Lagerungsdichten und den beprobten Horizonttiefen unabhängige Bezugsbasis zu erhalten. Aus diesem Grund wird auch die nur zeitweise inkubierte Laubstreu hier nicht berücksichtigt.

Tab. 13 zeigt, daß die wöchentliche Mineralisationsleistung der Bultbereiche etwa doppelt so hoch ist wie jene der anderen Kleinstandorte, die sich diesbezüglich nicht voneinander unterscheiden. Diese Ergebnisse korrelieren mit den pH-Werten, welche zwischen den Übergangsbereichen und den Schlenken ebenfalls kaum Unterschiede aufweisen. Auch die mittleren Wassergehalte unterscheiden sich zwischen beiden Kleinstandorten kaum (vergl. Kap. 4.2.1.2).

Bezüglich der Stickstoffform heben sich ebenfalls nur die Bulte von den anderen Kleinstandorten ab. Sie sind durch einen Nitrifikationsgrad von 76 % gekennzeichnet. In den Übergangsbereichen findet dagegen kaum Nitratbildung statt, in den Schlenken wird ausschließlich Ammonium nachgeliefert.

Anhand der Ergebnisse sind somit nur zwei Kleinstandorte deutlich voneinander zu unterscheiden, nämlich die Bulte und die übrigen Flächen. Begründet ist dies in dem schwach ausgeprägten Relief des Bestandes mit lediglich 8 cm Höhenunterschied zwischen Übergangsbereichen und Schlenken (vergl. Abb. 29).

Tab. 13: Stickstoff-Nettomineralisation und Bodenkenngrößen von Standort WMQ1 (aus FINKE 1993)

	Bult	Übergang	Schlenke
NNM (mg 100g <sup>-1</sup> Woche <sup>-1</sup> )	5	2,3	2,3
- Anteil NO <sub>3</sub>	3,8	0,02	0
- Anteil NH <sub>4</sub>	1,2	2,3	2,3
Nitrifikationsgrad	76	1	0
mittlerer Wassergehalt	81	87	89
mittlerer pH-Wert	3,5	6,7	6,5

Der im Vergleich zu den entwässerten Erlenwäldern geringe Nitrifikationsgrad der Bultbereiche erklärt das gemeinsame Vorkommen von Nitrophyten (z. B. *Rubus idaeus*) und Ammonophyten (z. B. *Carex acutiformis*) an diesem Kleinstandort (Tab. 8). Für die in den Übergangs- und Schlenkenbereichen vorkommenden Bruchwald-, Röhricht- und Feuchtwiesenarten ist NH<sub>4</sub> die fast alleinige Stickstoffquelle. Die floristischen Unterschiede zwischen den beiden zuletzt genannten Kleinstandorten dürften daher auf anderen Faktoren als der Stickstoffversorgung beruhen (vergl. hierzu die Ergebnisse der Einzelpflanzenuntersuchungen, Kap. 4.2.6).

4.2.3.2 Diskussion zur Stickstoff-Nettomineralisation

4.2.3.2.1 Ableitung der Stickstoff-Limitation für das Pflanzenwachstum

Die ganzjährig vorhandenen, hohen Mineralstickstoffgehalte in den Böden aller untersuchten Bestände belegen, daß Stickstoff dort zu keiner Zeit zum limitierenden Faktor für das Pflanzenwachstum wird. Statt dessen müssen andere wachstumsbegrenzende Faktoren vorhanden sein, die bewirken, daß der vorhandene Stickstoff nicht vollständig aufgenommen werden kann (zu entsprechenden Ergebnissen kommen u.a. KLÖTZLI 1969b und JANIESCH 1981:23). Waldökosysteme auf Niedermoorböden gelten allgemein nicht als stickstofflimitiert (BEESE & MATZNER 1986, zit. nach DÖRING-MEDERAKE 1991:94). Hierzu trägt neben dem großen Anteil an potentiell mineralisierbarem, organisch gebundenem Stickstoff in den Torfen (vergl. Kap. 4.2.5) die Stickstoff-Fixierung der symbiontischen Actinomyceten der Schwarzerlen sowie anthropogener Stickstoffeintrag bei.

Die Ergebnisse lassen vermuten, daß die Artenzusammensetzung von Erlenwäldern insgesamt weniger durch die Menge an Mineralstickstoff als vielmehr durch die zur Verfügung stehende Stickstoffform beeinflusst wird (vergl. Kap. 4.2.6). Dies läßt sich allerdings nur für die untersuchten Bestände auf mehr oder weniger nährstoffreichen Böden belegen und nicht für Torfmoos-Erlenbruchwälder, in denen keine Erhebungen zur Stickstoff-Nettomineralisation durchgeführt wurden.

4.2.3.2.2 Wechselwirkungen zwischen der Stickstoff-Nettomineralisation und verschiedenen, zur Differenzierung der Erlenwälder herangezogenen Standortfaktoren

Die Aktivität und Zusammensetzung der Mikroorganismen-Populationen und damit die Stickstoff-Nettomineralisation ist neben der Temperatur vom Wasserhaushalt und der chemischen Zusammensetzung der Torfe abhängig (vergl. ZÖTTL 1958:36, SCHEFFER 1994:67), beeinflusst diese aber auch.

Eine entscheidende Einflußgröße für die Mineralisationsintensität ist die **Wassersättigung** und damit das Redoxpotential der Böden. Nach Untersuchungen von KLÖTZLI (1969b:97) und RUNGE (1965:362) liegen die für die Stickstoffmineralisation optimalen Wassergehalte in Torfböden bei etwa

80 % der Feldkapazität. Die unerwartet hohen Mineralisationsraten in den untersuchten, ganzjährig wassergesättigten Böden der Standorte WMQ1 und WTQ1 (vergl. Kap. 4.2.1) lassen sich anhand dieser Literaturangaben nicht erklären. Eine positive Bilanz der Stickstoff-Nettomineralisation in ganzjährig wassergesättigten Böden wird zwar auch von anderen Autoren beschrieben (z. B. DÖRING-MEDERAKE 1991, JANIESCH 1981), allerdings sind die Stickstoffnachlieferungsraten in den jeweiligen Böden nur gering.

Die produzierte Stickstoffform hängt ebenfalls von der Wassersättigung ab. Aufgrund niedriger Redoxpotentiale ist die Oxidation der Stickstoffverbindungen in Naßböden gehemmt. Entsprechend wurde in den Böden der untersuchten Bruchwälder hauptsächlich Ammonium nachgewiesen, in denen der entwässerten Bestände dagegen überwiegend Nitrat.

Zusammenhänge zwischen dem C/N-Verhältnis im Boden und der Stickstoff-Nettomineralisation, die beispielsweise von EVERS (1961:62) oder SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL (1984:229) beschrieben werden, sind nur für die Bestände der *Lonicera periclymenum*-Ausbildung der *Alnus glutinosa*-Gesellschaft zu belegen. Besonders im unteren Bodenhorizont wurden hohe Mineralisationsraten bei engen C/N-Verhältnissen ermittelt. Insgesamt schwanken die Mineralisationsraten aber unabhängig von diesem Standortfaktor erheblich und erreichen außerdem zum Teil auch bei vergleichsweise weiten C/N-Verhältnissen (beispielsweise im Oberboden der Untersuchungsfläche W1.4) hohe Werte. Zu erklären ist dies unter anderem mit der insgesamt geringen C/N-Spanne der untersuchten Erlenwälder zwischen 10,9 und 19,8 (für Erlenbruchwälder zwischen 14,1 und 19,6). Alle Werte kennzeichnen nach SUCCOW (1988:31) eutrophe, kräftige ( $C/N > 13 - 20$ ) bis reiche ( $C/N > 10 - 13$ ) Torfe und damit günstige Mineralisationsbedingungen. Der kritische Grenzbereich, bei dem die Nettomineralisation stark absinkt, weil die Mikroorganismen den Mineralstickstoff überwiegend zum Aufbau eigener Körpersubstanz verbrauchen, befindet sich nach Angaben von KLÖTZLI (1969b:109) bei einem C/N-Verhältnis von über 25, nach PARNAS (1975, zit. nach VERHOEVEN et al. 1983) bei 20 - 25.

Eine weitere Schwierigkeit des Vergleiches zwischen der Stickstoff-Nettomineralisation und dem C/N-Verhältnis besteht nach KLÖTZLI (1969b:98) im unterschiedlich großen Anteil von Dauerhumus, der nicht oder nur schlecht mineralisierbar ist, dessen Stickstoffanteil aber in die Bestimmung des Gesamtgehaltes eingeht.

Aus den Untersuchungen geht somit hervor, daß das C/N-Verhältnis allenfalls eine sehr grobe Abschätzung der Stickstoffverfügbarkeit in den untersuchten Niedermoorböden erlaubt. Für die Differenzierung der verschiedenen Erlenwälder ist dieser Standortfaktor daher von untergeordneter Bedeutung, womit sich die Ergebnisse des multivariaten Vergleiches (Kap. 4.2.2) bestätigen. Bei der Interpretation der Ergebnisse ist allerdings zu berücksichtigen, daß die Werte der Stickstoff-Nettomineralisation aus methodischen Gründen (vergl. Kap. 3.2.4.3) vor allem in den Bruchwäldern zu hoch liegen können. Außerdem wurde nicht die gesamte Spannweite der in Kap. 4.1.1 beschriebenen Feuchtwälder untersucht. So fehlen Erhebungen im Carici elongatae-Alnetum sphagnetosum, welches sich unter anderem aufgrund weiter C/N-Verhältnisse von den anderen Subassoziationen unterscheidet (Kap. 4.2.1.1).

Niedrige pH-Werte führen nach den Ergebnissen von BÜCKING (1972:394) und SCHEFFER (1977, 1994) zu einer Hemmung der Mineralisation und besonders der Nitratbildung. Für die untersuchten Bestände konnte ein derartiger Zusammenhang nicht festgestellt werden. Die Erlenwälder der *Lonicera periclymenum*-Ausbildung der *Alnus glutinosa*-Gesellschaft mit pH-Werten von teilweise weniger als 3 im Oberboden erreichen bei einem Nitrifikationsgrad von nahezu 100 % sehr hohe Stickstoff-Nachlieferungsraten, wenngleich der höchste Wert für den weniger sauren Boden des



Bestandes Wp2 (*Poa trivialis*-Ausbildung der *Alnus glutinosa*-Gesellschaft) ermittelt wurde. Eine hohe Mineralisation und Nitrifikation in sauren Niedermoorböden beschreiben beispielsweise auch RUNGE (1965:379), KLÖTZLI (1969b:106), ELLENBERG (1977:10) und JANIESCH (1978:54). Den Untersuchungen von GÖNNERT (1989:71) zufolge ist weder die Ammonifikation noch die Nitrifikation eng mit dem pH-Wert korreliert, da in sauren Böden neben heterotrophen Organismen wie Pilzen und *Pseudomonas*-Arten auch säuretolerante *Nitrosomonas*-Arten als Nitrifikanten in Frage kommen, die beispielsweise im Moderhumus des Solling nachgewiesen wurden (ELLENBERG et al. 1986:290).

Die Oxidation von  $\text{NH}_4$  zu  $\text{NO}_3$  bewirkt ihrerseits eine pH-Wert-Erniedrigung (z. B. KLÖTZLI 1969b:97). In den untersuchten Beständen des Carici elongatae-Alnetum findet aufgrund geringer Nitrifikationsgrade und einer ständigen Basenzufuhr über das Grundwasser keine Bodenversauerung statt. Mit zunehmender Nitrifikation infolge absinkender Grundwasserstände nehmen die pH-Werte dagegen ab. Da die nachgelieferten Nitratmengen nicht vollständig von der Vegetation aufgenommen werden können, wird der überschüssige Anteil aus den oberen Bodenschichten ausgewaschen (vergl. z.B. KAZDA et al. 1992) und führt zu einer zusätzlichen Bodenversauerung. Die durch Torfentwässerung ausgelösten Prozesse können sich somit gegenseitig verstärken die Degeneration der Böden beschleunigen. Dies gilt in besonderem Maß für Bestände mit einer lückigen Krautschicht (z. B. Wl2). In Wäldern mit hoher Krautschicht-Phytomasse (z. B. Wp2) dürfte die Nitrataufnahme der Pflanzen der Bodenversauerung zumindest etwas entgegenwirken, wenngleich die Krautschicht im Vergleich zur Baum- und Strauchschicht nur einen geringen Anteil an der Aufnahme dieses Nährstoffes hat (vergl. Kap. 4.2.4, 4.2.5). An letzterer sind in entwässerten Beständen neben Schwarzerlen auch Baumarten beteiligt, die ihren Stickstoffbedarf vollständig aus dem Boden beziehen. Außerdem ist nach DIETERT (1992:26ff) das aktive Knöllchenvolumen der *Alnus-Frankia*-Symbiose in entwässerten Erlenwäldern wesentlich kleiner als in naturnahen Erlenbruchwäldern, die Schwarzerlen sind hier somit zu einem größeren Anteil an der Stickstoffaufnahme aus dem Boden beteiligt (vergl. Kap. 4.2.5).

Anhand der beschriebenen Prozesse werden die vielschichtigen Wechselwirkungen zwischen der Stickstoff-Nettomineralisation und verschiedenen Standortfaktoren sowie der Vegetation deutlich. Die durch Torfentwässerung eingeleiteten Prozesse können sich gegenseitig verstärken und zu einer Beschleunigung der Degradation der Torfe führen.

#### 4.2.3.2.3 Anomalien der Stickstoffmineralisation an einzelnen Untersuchungsstandorten

##### • Hohe Mineralstickstoffnachlieferung an den ganzjährig wassergesättigten Standorten WMQ1 (Übergang, Schlenke) und WTQ1

Ob den oben beschriebenen Ergebnissen ein methodischer Fehler zugrundeliegt (vergl. Kap. 3.2.4.3) oder tatsächlich so große  $\text{NH}_4$ -Mengen freigesetzt werden, ist unklar. Möglicherweise spielt die Nitrat-Ammonifikation durch heterotrophe Mikroorganismen eine Rolle, wobei allerdings die Herkunft des dazu benötigten Nitrates fraglich ist. In den Böden der beiden untersuchten Bestände wurden keine nennenswerten aktuellen Nitratgehalte nachgewiesen, sondern fast ausschließlich Ammonium. Denkbar ist auch eine Eutrophierung von Erlenbruchwäldern mit leicht abbaubaren organischen Stoffen (z. B. Gülle, Abwässer). Im Fuhlenseebereich wurde mehrfach ein starker Gülleintrag von einem angrenzenden Acker beobachtet. Der Bestand am Bornhöveder See (WTQ1) scheint ebenfalls einer Eutrophierung zu unterliegen, wie die zeitweilig hohen aktuellen Stickstoffgehalte (vergl. Kap. 4.2.3.1.1) vermuten lassen. Zu berücksichtigen ist hierbei auch der sogenannte 'priming effect' (SCHEFFER 1994:70), der eine Förderung der Mineralisation bei Düngung mit mineralischem Stickstoff bewirkt.

### • Mineralstickstoffnachlieferung im Bestand Wp1 im Vergleich zu Bestand Wp2

Der Erlenwald Wp2 kann floristisch und standörtlich (vergl. Kap. 4.2.1.6) als typischer Bestand der *Alnus glutinosa*-Gesellschaft, Ausbildung von *Poa trivialis* angesehen werden. Daher dürfte die Größenordnung der pro Jahr mineralisierten Stickstoffmenge ebenfalls als realistisch für diesen Vegetationstyp gelten.

Aufgrund des Vorkommens von *Cardamine amara* stellt die Untersuchungsfläche Wp1 dagegen einen Übergang zu Erlenbruchwäldern dar. Die Zuordnung dieses Bestandes zur *Alnus glutinosa*-Gesellschaft beruhte auf der floristischen Artenzusammensetzung, wobei *Cardamine amara* aufgrund der geringen Deckung von weniger als 5 % geringer bewertet wurde als die dominante Brennessel zusammen mit weiteren nitrophytischen Trennarten (vergl. Tab. 1, Kap. 4.1.1.2.2). Die Ergebnisse der Standortuntersuchungen (Kap. 4.2.1.6) sowie der Stickstoff-Nettomineralisation zeigen allerdings, daß der Bestand diesbezüglich eher dem *Carici elongatae*-Alnetum entspricht als der *Alnus glutinosa*-Gesellschaft. Der Indikatorwert von *Cardamine amara* für nasse Böden dürfte also größer sein als erwartet. Fraglich ist allerdings, wie die Nitrophyten mit der geringen Nitrat-Nachlieferung zurechtkommen. Eine Begründung hierfür können die hohen aktuellen Nitratgehalte im Auflagehorizont im März liefern (Kap. 4.2.3.1.1). Sie sind nicht durch Mineralisation zu erklären, da zur gleichen Zeit negative Nitrifikationsraten im Auflage-Horizont auftreten, also denitrifiziert oder immobilisiert wird (vergl. FINKE 1993). Bei einem Nitratreintrag von  $400 \text{ mg N kg}^{-1}$  Boden und Verlusten von etwa 50 mg bliebe zumindest zu diesem Zeitpunkt ein größerer pflanzenverfügbare Nitratanteil im Auflagehorizont übrig. Trotzdem ist davon auszugehen, daß zur Zeit der Untersuchung eine Störung des Standortes vorlag, wofür auch die nekrotischen Blätter vieler Erlen in diesem Bereich sprechen (vergl. Kap. 4.2.1.6). Die Nitrophyten wären in diesem Fall ein Relikt eines vorhergehenden Sukzessionsstadiums. Sie werden sich aber bei gleichbleibenden Wasserständen noch lange halten können, da sie über einen internen Nährstoffkreislauf verfügen, der sie weitgehend unabhängig vom Nährstoffangebot der Umgebung macht (vergl. Kap. 4.2.6.1.5).

#### 4.2.3.2.4 Vergleich der Stickstoff-Nettomineralisation verschiedener Feuchtwälder

In Tab. 14 sind die jährlichen Mineralisationsraten und Nitrifikationsgrade verschiedener Bruchwälder und ihrer Ersatzgesellschaften aufgeführt. Zusätzlich sind die Horizonttiefen sowie die jeweilige Versuchsdauer angegeben, sofern hierzu Daten vorlagen.

Ein Vergleich der Stickstoff-Nettomineralisation mit den Angaben anderer Autoren ist insofern schwierig, als häufig unterschiedliche Bodenhorizonte und -tiefen beprobt werden, die Versuchszeiträume unterschiedlich lang sind oder verschiedene Berechnungsgrundlagen benutzt werden.

Trotz dieser sowie methodischer Schwierigkeiten (vergl. Kap. 3.2.4.3) lassen sich folgende Tendenzen erkennen: In den naturnäheren, nicht entwässerten Bruchwäldern liegen die jährlichen Mineralisationsraten größtenteils unter  $100 \text{ kg N ha}^{-1}$ , in entwässerten dagegen zumeist deutlich darüber. Die niedrigsten Werte (meist unter  $50 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ , teilweise unter  $20 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ ) wurden in Birkenbruchwäldern, Torfmoos-Erlenbruchwäldern und 'nassen' Quell-Erlenwäldern ermittelt und lassen eine Stickstofflimitierung vermuten. Im *Carici elongatae*-Alnetum typicum wird dagegen tendenziell mehr Mineralstickstoff nachgeliefert. Zwischen leicht entwässerten, noch dem *Carici elongatae*-Alnetum zugeordneten und stark entwässerten Beständen der *Alnus glutinosa*-Gesellschaft sind keine deutlichen Unterschiede zu erkennen. Die jährlichen Mineralisationsraten dieser gestörten Erlenwälder erreichen häufig Werte von mehr als  $300 \text{ kg N ha}^{-1}$ , zum Teil sogar bis zu  $500 \text{ kg N ha}^{-1}$ .

Der Nitrifikationsgrad steigt in gleicher Reihenfolge an. In den nassen Böden der Birkenbruch- und Torfmoos-Erlenwälder sowie der quelligen Bestände steht den Pflanzen größtenteils Ammonium zur Verfügung, für die entwässerten Bestände sind dagegen hohe Nitrifikationsgrade bezeichnend.

Die in Tab. 14 angefügten Mineralisationsraten einiger ungedüngter Feuchtgrünland-Standorte zeigen, daß sich Erlenwälder und ihre Ersatzgesellschaften bezüglich der Stickstoffnachlieferung entsprechen.

Tab. 14: Stickstoff-Nettomineraliation in Niedermooren: Ergebnisse des Freiland-Brutversuches

	Autor	Vegetationstyp	Horizont-tiefe	Versuchs-dauer	NNM (kg ha <sup>-1</sup> a <sup>-1</sup> )	Nitrifikations-grad *
Birkenbruchwälder	3	Betuletum pubescentis	0-30	1 Jahr	17	9
	1	<i>Betula pubescens</i> -Gesellschaft	0-12	30 Wochen	55	21
Torfmoos-Erlenbruchwälder	1	Carici elongatae-Alnetum betuletosum	0-12	30 Wochen	79	25
	1	Carici elongatae-Alnetum betuletosum	0-12	30 Wochen	23	18
	3	Carici elongatae-Alnetum betuletosum	0-30	1 Jahr	39	41
Quell-Erlenwälder	1	Carici elongatae-Alnetum cardaminetosum	0-12	30 Wochen	9	8
	1	Carici elongatae-Alnetum cardaminetosum	0-12	30 Wochen	46	5
	3	Ribo sylvestris-Alnetum, nasse Variante	0-30	1 Jahr	17	41
	3	Ribo sylvestris-Alnetum typicum	0-30	1 Jahr	91	96
Erlenbruchwälder	3	Carici elongatae-Alnetum, Var. v. <i>Carex elata</i>	0-15	1 Jahr	20	44
	4	Carici elongatae-Alnetum	0-10	1 Jahr	29	100
	4	Carici elongatae-Alnetum	0-10	1 Jahr	60	59
	3	Carici elongatae-Alnetum typicum	0-30	1 Jahr	82	51
	3	Carici elongatae-Alnetum typicum	0-30	1 Jahr	160	46
	8	Carici elongatae-Alnetum typicum	0-30	1 Jahr	36	14/41
	8	Carici elongatae-Alnetum typicum	0-12	1 Jahr	43	26
	8	Carici elongatae-Alnetum violetosum	0-30	1 Jahr	152	**
	8	Carici elongatae-Alnetum typicum	0-12	1 Jahr	163	0
leicht entwässerte Erlenbruchwälder	3	Carici elongatae-Alnetum, Var. v. <i>Carex remota</i>	0-30	1 Jahr	342	66
	4	Himbeer-Erlenbruch, teilweise entwässert	0-10	1 Jahr	185	14
	4	Himbeer-Erlenbruch, teilweise entwässert	0-10	1 Jahr	132	28
	4	Himbeer-Erlenbruch, teilweise entwässert	0-10	1 Jahr	321	100
stärker entwässerte Erlenwälder	1	Rubus idaeus-Alnus glutinosa-Gesellschaft	0-12	27 Wochen	40	94
			12-17	27 Wochen	0	
	1	Rubus idaeus-Alnus glutinosa-Gesellschaft	0-12	30 Wochen	88	97
			12-17	27 Wochen	7	100
	2	Carici elongatae-Alnetum, trockener Kleinstandort	0-15	1 Jahr	500	66
	4	stark gestörter, vererdeter Erlenwald	0-10	1 Jahr	112	100
	4	stark gestörter, vererdeter Erlenwald	0-10	1 Jahr	192	75
	4	stark gestörter, vererdeter Erlenwald	0-10	1 Jahr	196	100
	4	stark gestörter, vererdeter Erlenwald	0-10	1 Jahr	254	93
	8	<i>Alnus glutinosa</i> -Ges., A. v. <i>Lonicera periclymenum</i>	0-30	1 Jahr	267	65/41
	8	<i>Alnus glutinosa</i> -Ges., A. v. <i>Lonicera periclymenum</i>	0-30	1 Jahr	333	80/96
	8	<i>Alnus glutinosa</i> -Ges., A. v. <i>Lonicera periclymenum</i>	0-30	1 Jahr	342	67/94
Niedermoor-grünland	8	<i>Alnus glutinosa</i> -Ges., A. v. <i>Poa trivialis</i>	0-30	1 Jahr	57	4/23
	8	<i>Alnus glutinosa</i> -Ges., A. v. <i>Poa trivialis</i>	0-30	1 Jahr	497	87/99
	6	Cirsio-Molinietum, naß	0-20	3 Jahre	0-65	
	5	Calthion palustris, naß	0-20	3 Jahre	20-95	
	6	Cirsio-Molinietum, drainiert	0-20	3 Jahre	130-220	
	5	Calthion palustris, drainiert	0-20	3 Jahre	290-450	
	7	Molinio-Arrhenatheretea-Basalgesellschaft	0-30	5 Jahre	215-564	
		1: DÖRING-MEDERAKE (1991)	* erste Zahl oberer,			
		2: JANIESCH (1978)	2. Zahl unterer Horizont			
		3: JANIESCH (1981)	** siehe Tab. 13			
		4: JANIESCH et al. (1991b)				
		5: GROOTJANS et al. (1985)				
		6: GROOTJANS et al. (1986)				
		7: SACH (1997)				
		8: FINKE (1993)				

Zusammenfassend ist festzuhalten, daß die Differenzierung der Erlenwälder in naturnähere (*Carici elongatae*-Alnetum) und durch Entwässerung geprägte Vegetationstypen (*Alnus glutinosa*-Gesellschaft) sich anhand unterschiedlicher Stickstoff-Nachlieferungsrate und Nitrifikationsgrade nachvollziehen läßt, da diese in erster Linie von den Wassergehalten der Böden abhängig sind (vergl. KLÖTZLI 1969b:113). Entwässerte Erlenwälder erreichen nach JANIESCH (1981:41) die höchsten Mineralisationsraten mitteleuropäischer Waldgesellschaften und sind bezüglich dieses Standortfaktors mit entwässerten, ungedüngten Grünlandbeständen auf Niedermoor vergleichbar. Die weitere Untergliederung der Erlenwälder in Subassoziationen oder Ausbildungen spiegelt sich dagegen höchstens andeutungsweise in unterschiedlichen Mineralstickstoff-Nachlieferungsrate und Nitrifikationsgraden wider. Dieses Ergebnis kann unter anderem in der geringen Anzahl von Untersuchungen zur Stickstoffnettomineralisation bei gleichzeitiger Dokumentation der Artenzusammensetzung begründet liegen. Nach BRIEMLE (1986, zit. nach DÖRING-MEDERAKE 1991:99) ist die Stickstoff-Nettomineralisation allerdings zum Aufzeigen feiner Standortunterschiede auch nicht geeignet.

#### 4.2.4 Oberirdische Phytomasse und Stickstoffgehalte der Krautschicht

Gegenstand der Abschnitte 5.2.1 bis 5.2.3 war die Charakterisierung der untersuchten Erlenwälder anhand ihrer Standortverhältnisse. Im folgenden sollen die Bestände bezüglich biotischer Merkmale (Phytomasse und deren Nährstoffgehalte) verglichen werden. Die Phytomasse ist der am exaktesten zu messende Parameter der Mengenverteilung einzelner Arten in einem Pflanzenbestand (DIERSSEN 1990:83) und zusammen mit den darin enthaltenen Nährstoffmengen ein Indikator für den Nährstoffstatus der Systeme.

Bei der Phytomasseerhebung wurde lediglich die Krautschicht berücksichtigt. Ihre Erfassung ist einerseits mit einem wesentlich geringeren Arbeitsaufwand verbunden als die der Baum- oder Strauchschicht, andererseits ist die Phytomasseproduktion der Krautschicht zur Indikation standörtlicher Unterschiede besser geeignet, weil sowohl die Artenzusammensetzung als auch die entsprechenden Artmächtigkeiten schneller und deutlicher auf standörtliche Veränderungen reagieren (vergl. Kap. 4.1.1). Da sich die organische Substanz der überwiegend einjährigen Pflanzenorgane in der Krautschicht zudem schnell umsetzt, kann sie einen erheblichen Anteil an der Primärproduktion und den Stoffflüssen der Wälder erreichen (EGGERT 1989:167).

##### 4.2.4.1 Ergebnisse zur oberirdischen Phytomasse und deren Stickstoffgehalten

Die standing crop-Erhebung erfolgte in 6 Beständen des *Carici elongatae*-Alnetum und in 8 Beständen der *Alnus glutinosa*-Gesellschaft (vergl. Tab. 3). Neben Arten mit einjährigen oberirdischen Organen (überwiegend Geophyten, Helophyten, Hemikryptophyten) besteht die Krautschicht der untersuchten Wälder auch aus Gehölzen (z. B. juvenile Bäume, Lianen, *Rubus*-Arten).

##### 4.2.4.1.1 Phytomasse der Bestände

In Abb. 52 ist die Krautschicht-Phytomasse aller untersuchten Erlenwälder, unterteilt nach einjährigen und mehrjährigen Anteilen, dargestellt. Tendenziell nimmt die Gesamtphytomasse von den Erlenbruchwäldern über die *Lonicera periclymenum*-Ausbildung der *Alnus glutinosa*-Gesellschaft bis zur *Poa trivialis*-Ausbildung zu.

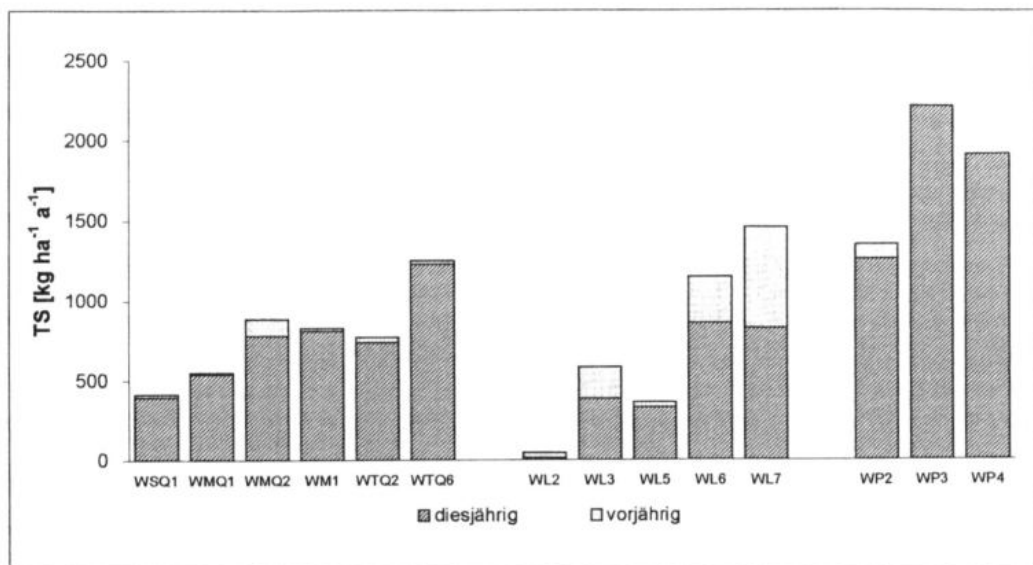


Abb. 52: Oberirdische Phytomasse der Krautschicht verschiedener Erlenwald-Bestände

Die Werte für das *Carici elongatae-Alnetum* liegen zwischen 412 und 1251 kg TS ha<sup>-1</sup>. Sie steigen mit der Trophie der Standorte an: Der einzige dem 'sphagnetosum' zugeordnete Bruchwald (WSQ1) enthält die geringste Krautschicht-Phytomasse, die Bestände des 'violetosum' weisen etwas höhere Werte auf und ein Bestand der typischen Subassoziation (WTQ6) erreicht den höchsten Wert.

Innerhalb der *Lonicera periclymenum*-Ausbildung der *Alnus glutinosa*-Gesellschaft treten größere Unterschiede auf. In zwei Beständen liegt die Krautschicht-Phytomasse höher als in den Erlenbruchwäldern (1149 sowie 1458 kg TS ha<sup>-1</sup>), in den übrigen dagegen niedriger. Im Erlenwald WL2 wurden lediglich 45 kg TS ha<sup>-1</sup> ermittelt. Dieser Wert liegt niedriger als die Phytomasse des hier vorkommenden Moores *Polytrichum formosum* (418 kg ha<sup>-1</sup>).

In den Beständen der *Poa trivialis*-Ausbildung wurden mit Trockensubstanzen zwischen 1353 und 2212 kg ha<sup>-1</sup> die höchsten standing crop-Werte aller untersuchten Standorte gemessen.

Die mehrjährigen Pflanzenorgane der Krautschicht-Phytomasse erreichen lediglich in den Beständen der *Lonicera periclymenum*-Ausbildung nennenswerte Anteile. Hier besteht teilweise mehr als ein Drittel der gesamten Trockensubstanz aus mehrjährigen Organen. Wird nur die einjährige Phytomasse der verschiedenen Bestände miteinander verglichen, dann erreicht dieser Vegetationstyp die niedrigsten Werte (zwischen 11 und 858 kg TS ha<sup>-1</sup>) und damit die geringste jährliche Krautschichtproduktion aller untersuchten Erlenwälder.

Die Phytomasse des Baumjungwuchses schwankt unabhängig vom Vegetationstyp zwischen 0 und 77 kg ha<sup>-1</sup>. Der durchschnittliche Anteil an der gesamten Krautschicht beträgt nur 3 % und ist damit vernachlässigbar gering.

#### 4.2.4.1.2 Anteile einzelner Arten an der Phytomasse der Bestände

Ein Vergleich der Gewichtsanteile der verschiedenen Arten (Abb. 53, Tab. 15) zeigt, daß wenige Arten den Großteil der Gesamtphytomasse der Krautschicht ausmachen (zu gleichen Ergebnissen für artenreiche Erlenwälder kommen u. a. AULAK 1970:421 und TRACZYK 1967). In den Erlenbruch-

wäldern stellt *Carex acutiformis* den überwiegenden Phytomasseanteil. *Carex elongata* erreicht in den Flächen WsQ1 und Wm1 ebenfalls höhere Werte. Weitere, mit einem Anteil von mehr als 5 % an der Krautschicht-Phytomasse beteiligte Arten sind *Solanum dulcamara*, *Eupatorium cannabinum*, *Mentha aquatica* sowie in einzelnen Beständen *Thelypteris palustris*, *Dryopteris dilatata*, *Dryopteris carthusiana*, *Urtica dioica* und *Athyrium filix-femina*.

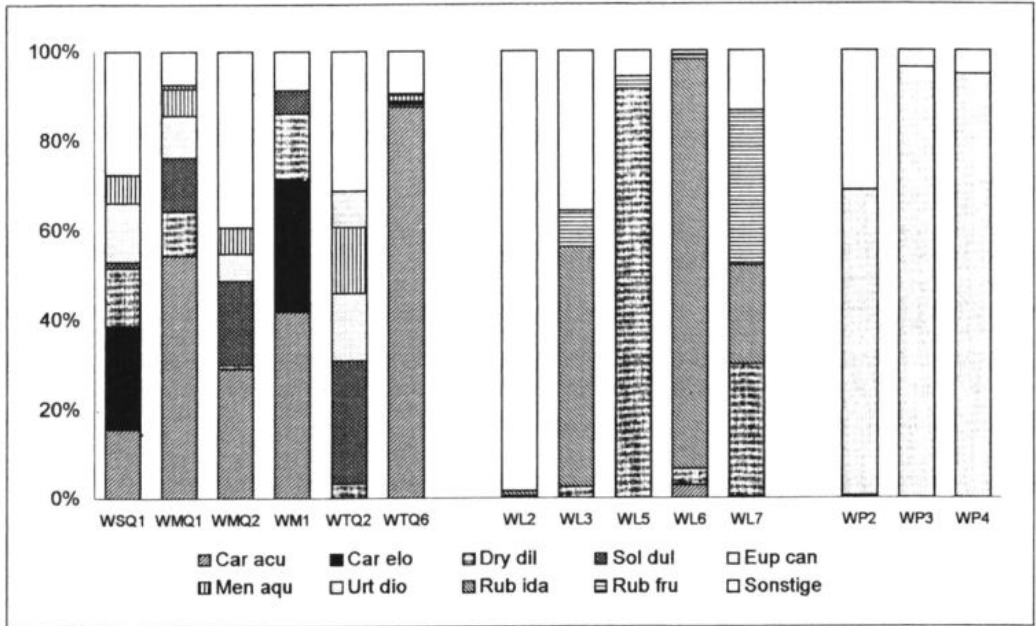


Abb. 53: Prozentuale Anteile einzelner Arten an der Krautschicht-Phytomasse verschiedener Erlenwald-Bestände (Artnamen abgekürzt)

Der überwiegende Anteil der Krautschicht-Phytomasse in den Beständen der *Lonicera periclymenum*-Ausbildung wird von *Rubus idaeus*, *Rubus fruticosus* agg. und *Dryopteris dilatata* gebildet. Mit einem Anteil von mehr als 5 % sind außerdem vereinzelt die Lianen *Lonicera periclymenum* und *Humulus lupulus* vertreten. Die Phytomasse der *Poa trivialis*-Ausbildung wird zu 70 - 95 % von *Urtica dioica* produziert. Alle weiteren vorkommenden Arten mit Ausnahme von *Stellaria nemorum* erreichen dagegen nur geringe Phytomasseanteile von weniger als 5 %.

#### 4.2.4.1.3 Stickstoffgehalte und -mengen der Phytomasse

Der Stickstoffanteil der Gesamt-Phytomasse beträgt in den Erlenwäldern der Ausbildung von *Lonicera periclymenum* durchschnittlich 1,6 % (hier treten allerdings Unterschiede von mehr als einem Prozent auf), in den Erlenbruchwäldern 1,8 % und in den Beständen der *Poa trivialis*-Ausbildung 2,2 % (Abb. 54, Tab. 16). Innerhalb des Carici elongatae-Alnetum fällt eine leichte Zunahme der Stickstoffgehalte in der Krautschicht mit der Trophie der Subassoziationen auf. Der niedrigste Wert (1,2 % der Phytomasse) wurde im Bestand WsQ1 (Carici elongatae-Alnetum sphagnetosum) ermittelt. Die Bruchwälder des 'violetosum' zeichnen sich durch höhere Stickstoffkonzentrationen aus (1,4 - 1,8 %), diejenigen des 'typicum' erreichen die höchsten Werte (1,8 - 2 %).



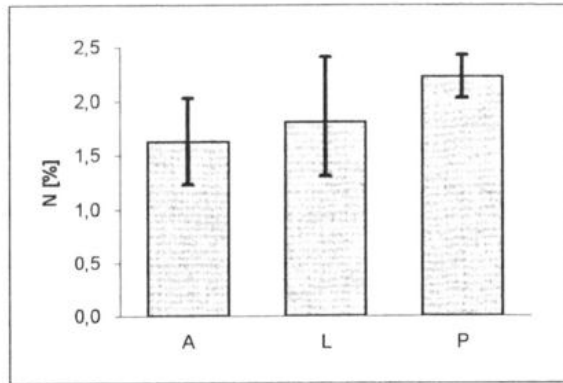


Abb. 54: Mittlere Stickstoffgehalte der Krautschicht-Phytomasse verschiedener Erlenwald-Typen sowie Maxima und Minima (A = *Carici elongatae*-Alnetum; L = *Alnus glutinosa*-Gesellschaft, Ausbildung von *Lonicera periclymenum*; P = - " -, Ausbildung von *Poa trivialis*)

Da in die Berechnung der Stickstoffmengen je Standort die jeweilige Krautschicht-Phytomasse eingeht, entsprechen die Unterschiede der Gesamtmengen dieses Elementes etwa den beschriebenen Phytomasse-Unterschieden zwischen den verschiedenen Beständen (Tab. 16). Insgesamt erreichen die Stickstoffmengen Werte zwischen einem und 54 kg ha<sup>-1</sup>.

#### 4.2.4.1.4 Kleinräumige Heterogenität der Phytomasse und der Stickstoffgehalte

Die Verteilung der oberirdischen Phytomasse auf die verschiedenen Kleinstandorte der Untersuchungsflächen WMQ1 und WM1 ist in Abb. 55 dargestellt. Im Bestand WMQ1 liegen die Werte zwischen 32 g TS m<sup>-2</sup> in den Schlenken und 58 g TS m<sup>-2</sup> in den Übergangsbereichen, die Phytomasse der Bultbereiche beträgt 39 bis 49 g m<sup>-2</sup>. Eine höhere Trockensubstanz sowie größere Differenzen zwischen den Kleinstandorten sind im Bruchwald WM1 zu erkennen. Hier wurde für die Bulte mit 189 g TS m<sup>-2</sup> ein mehr als doppelt so hoher Wert ermittelt als für die Schlenken (79 g TS m<sup>-2</sup>). Die Übergangsbereiche enthalten lediglich 66 g TS m<sup>-2</sup>. In den beiden Erlenbruchwäldern ist somit keine vergleichbare Abfolge der Krautschicht-Phytomasse von den Bulten bis zu den Schlenken erkennbar.

Die Trockensubstanz der Bulte bzw. der oberen Bultbereiche (Bestand WMQ1) wird überwiegend von *Dryopteris dilatata* gebildet; allerdings erreicht der Dornfarn in beiden Beständen eine unterschiedliche Produktivität (s. Kap. 4.2.6.1.4). In den unteren Bult- und Übergangsbereichen des Bestandes WMQ1 sind *Carex acutiformis*, *Solanum dulcamara* und *Eupatorium cannabinum* die wesentlichen Phytomassebildner, in den entsprechenden Bereichen des Bruchwaldes WM1 dagegen *Carex elongata*. Die Phytomasse der Schlenken wird in beiden Beständen im wesentlichen von *Carex acutiformis* gebildet, die Sumpfschilf erreicht wiederum im Bestand WM1 eine deutlich höhere Produktivität als im Bestand WMQ1. Als weitere Art mit hohem Phytomasseanteil ist *Carex elongata* in den Schlenken des Bestandes WM1 vertreten.

Die Stickstoffkonzentrationen der Krautschicht-Phytomasse beider Untersuchungsflächen zeigen eine gegensätzliche Abfolge. Im Bestand WMQ1 sinken sie von den Bulten bis zu den Schlenken ab, im Bestand WM1 steigen sie in gleicher Reihenfolge an.



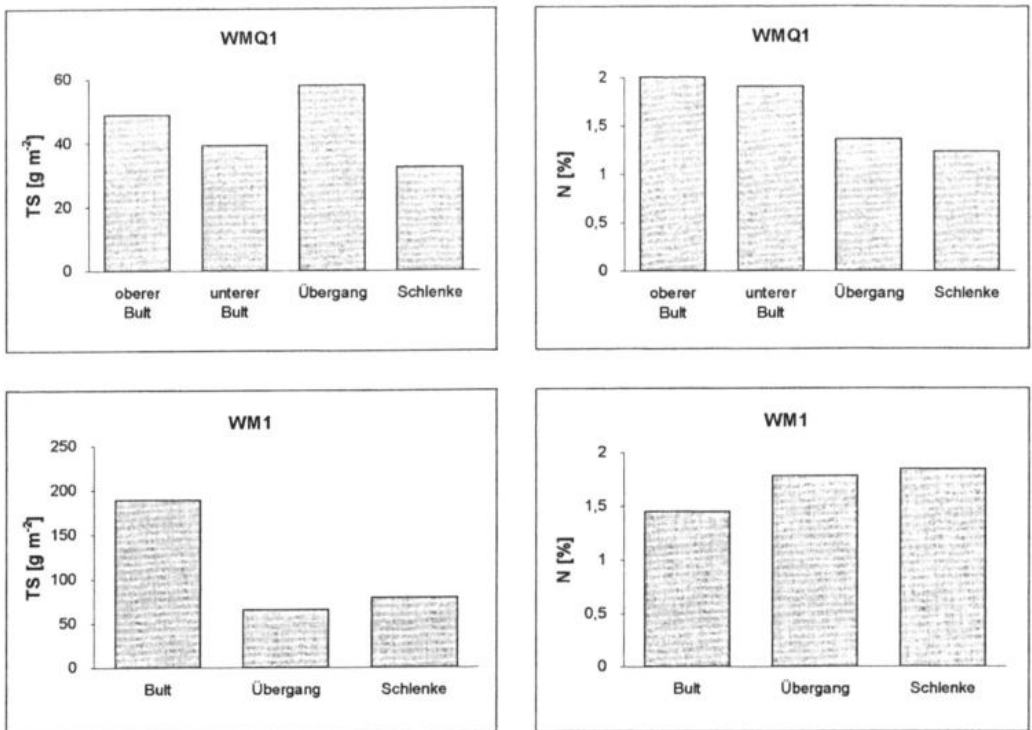


Abb. 55: Krautschicht-Phytomasse und deren Stickstoffgehalte der Kleinstandorte von Bestand WMQ1 und WM1

#### 4.2.4.2 Diskussion zur Krautschicht-Phytomasse und zu den Stickstoffgehalten

##### 4.2.4.2.1 Beziehungen zwischen Phytomasse, Artenzahl, Evenness und Stickstoffgehalten

###### • Auf Bestandsebene

Abb. 56 zeigt das Verhältnis der Artenzahl zur jährlich produzierten Trockenmasse. Erkennbar ist, daß sich das *Carici elongatae*-Alnetum sowie beide Ausbildungen der *Alnus glutinosa*-Gesellschaft voneinander abgrenzen lassen. Wird die *Lonicera periclymenum*-Ausbildung außer acht gelassen, dann ergibt sich eine negative Korrelation zwischen Phytomasse und Artenzahl, die Phytomasse steigt also mit abnehmender Artenzahl an. Die Erlenbruchwälder nehmen den Bereich höchster Artenzahlen bei relativ geringer Phytomasse ein, in den Wäldern der *Poa trivialis*-Ausbildung sind dagegen wenige Arten sehr produktiv. Zwischen diesen Extremen vermitteln die Bestände WtQ6 (relativ hohe Phytomasse) und Wp2 (relativ hohe Artenzahl). Die entwässerten Erlenwälder der *Lonicera periclymenum*-Ausbildung zeichnen sich durch niedrige Artenzahlen und eine ebenfalls niedrige einjährige Krautschicht-Phytomasse aus. Letztere erreicht maximal die Werte der Erlenbruchwälder. Innerhalb dieses Vegetationstyps kann Standort W1.2 als Extremstandort für die Krautschicht angesehen werden, den nur wenige, schwach produktive Arten besiedeln (vergl. Kap. 4.2.6.1).

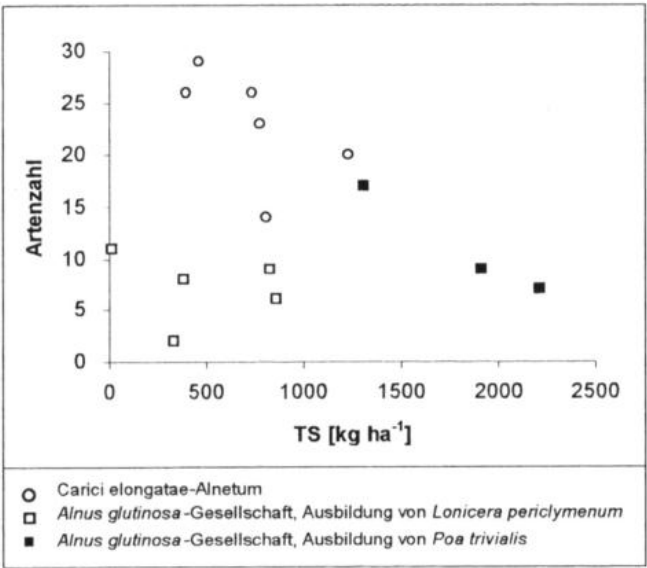


Abb. 56: Verhältnis zwischen Artenzahl und Phytomasse der Krautschicht

Ein ähnliches Bild ergibt sich, wenn statt der Artenzahl die Evenness der untersuchten Bestände mit der Phytomasse verglichen wird (Abb. 57). Die Evenness berücksichtigt die Artmächtigkeiten, ist aber unabhängig von der Artenzahl und gilt als Maß für die Gleichverteilung der Arten (zur Definition und Berechnung der Evenness s. HAEUPLER 1982). Insgesamt sinkt die Phytomasse mit zunehmender Gleichverteilung, nur in der *Lonicera periclymenum*-Ausbildung ist bei niedrigen Evennesswerten (unter 50) eine geringe Phytomasse vorhanden.

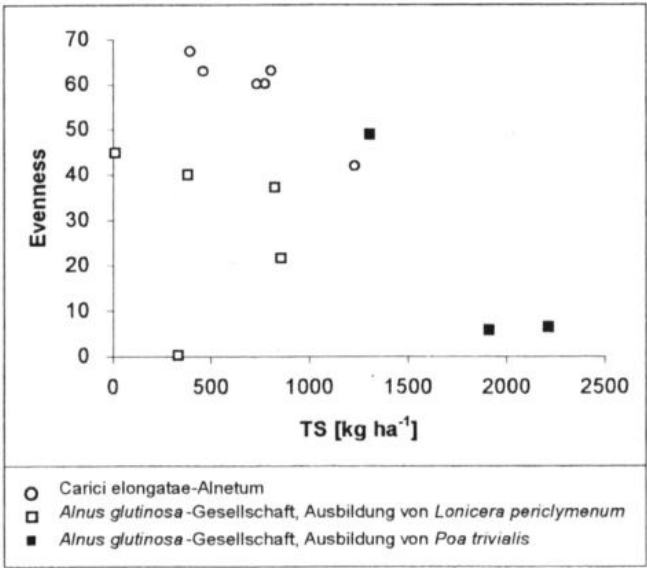


Abb. 57: Verhältnis zwischen Evenness und Phytomasse der Krautschicht

In der Krautschicht der untersuchten Bestände korreliert demnach die Artenzahl mit der Evenness, das heißt bei hohen Artenzahlen verteilen sich die Arten etwa gleichmäßig in der Fläche, bei niedrigen sind Dominanzbestände entwickelt.

Die genannten Zusammenhänge zeigen, daß sich die von GRIME (1979) beschriebene Beziehung zwischen Artenzahl und Phytomasse in der untersuchten Krautschichtvegetation von Erlenwäldern tendenziell wiederfindet. Danach führen die suboptimalen Standortverhältnisse (hohe Bodenfeuchte) im *Carici elongatae*-Alnetum zu einer relativ geringen Produktivität der vorkommenden Arten bei hohen Artenzahlen. Der überwiegende Anteil der Krautschicht-Phytomasse wird in den untersuchten Flächen zwar nur von wenigen Arten gebildet (s. Kap. 4.2.4.1.2), deren Konkurrenzkraft reicht aber zur vollständigen Verdrängung konkurrenzschwächerer Arten nicht aus. Für die hohen Artenzahlen dürfte auch die kleinräumige Nischendifferenzierung verantwortlich sein (vergl. Kap. 4.2.1, 4.2.3), welche Arten mit unterschiedlichen Standortansprüchen Lebensraum bietet. In der Krautschicht der entwässerten Erlenwälder der *Poa trivialis*-Ausbildung können sich aufgrund günstiger Standortbedingungen (geringere Vernässung, hohe Nährstoffverfügbarkeit) wenige, konkurrenzstarke Arten ausbreiten (vergl. Kap. 4.2.6.1.5). Es resultiert eine hohe Phytomasse bei geringer Artenzahl. Die *Lonicera periclymenum*-Ausbildung ist demgegenüber durch ungünstige Standortbedingungen (starke Bodenversauerung) gekennzeichnet, welche sich vor allem in abnehmenden Artenzahlen im Vergleich zur Ausgangsvegetation, den Bruchwäldern, niederschlagen. Die Bestände der *Lonicera periclymenum*-Ausbildung passen allerdings insofern am wenigsten in das Artenzahl / standing crop-Modell von GRIME (1979), als ihre Phytomasse stark streut und größtenteils derjenigen der Erlenbruchwälder gleicht. Außerdem ist zu berücksichtigen, daß hier lediglich die jährlich produzierte Phytomasse mit der Artenzahl verglichen wurde, während das Modell von GRIME (1979) auf den gesamten standing crop-Werten (inklusive Streu) beruht. Bei Einbeziehung der mehrjährigen Krautschicht-Phytomasse ergeben die Bestände der *Lonicera periclymenum*-Ausbildung ein noch uneinheitlicheres Bild und nähern sich teilweise denen der *Poa trivialis*-Ausbildung an, sofern sie höhere Gehölzanteile enthalten (WL6, WL7, nicht dargestellt).

Ein Vergleich der einjährigen Krautschicht-Phytomasse mit deren prozentualen Stickstoffgehalten (Abb. 58) ergibt bei Vernachlässigung der Bestände der *Lonicera periclymenum*-Ausbildung einen Anstieg der Stickstoffgehalte mit zunehmender Phytomasse. Die Erlenwälder der genannten Ausbildung erreichen dagegen bei vergleichsweise geringer Phytomasse tendenziell höhere Stickstoffgehalte als die Erlenbruchwälder. Zwischen beiden Vegetationstypen bestehen aber Überschneidungen.

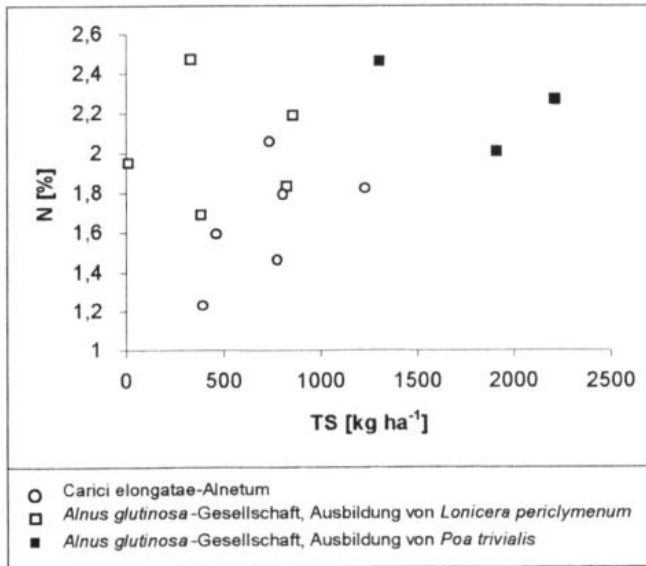


Abb. 58: Verhältnis zwischen Stickstoffgehalt und Phytomasse der Krautschicht

Die beschriebenen Zusammenhänge zwischen der Artenzahl, der Phytomasse und den Stickstoffgehalten lassen sich durch die folgende grobe Charakterisierung der Erlenbruchwälder und der beiden Ausbildungen der *Alnus glutinosa*-Gesellschaft zusammenfassen:

- ♦ Das *Carici elongatae*-Alnetum ist durch eine niedrige Krautschicht-Phytomasse mit vergleichsweise geringen Stickstoffgehalten bei hoher Artenzahl gekennzeichnet. Innerhalb dieses Vegetationstyps nehmen mit ansteigender Phytomasse die Artenzahlen ab, die Stickstoffgehalte dagegen zu. Eine steigende Nährstoffverfügbarkeit führt hier also zur Verringerung der Artenzahlen.
- ♦ In der Krautschicht der *Poa trivialis*-Ausbildung produzieren wenige Arten eine hohe Phytomasse, deren Stickstoffkonzentration ebenfalls hoch ist. Innerhalb dieses Vegetationstyps nehmen die Artenzahlen mit ansteigender Phytomasse ab.
- ♦ Die *Lonicera periclymenum*-Ausbildung der *Alnus glutinosa*-Gesellschaft zeichnet sich durch eine geringe bis mittlere jährliche Phytomasseproduktion mit vergleichsweise hohen Stickstoffkonzentrationen und niedrigen Artenzahlen aus.

Die Ergebnisse bestätigen die anhand der Untersuchungen der Stickstoffgehalte im Boden (Kap. 4.2.3.2.1) getroffenen Aussagen, wonach dieser Nährstoff allenfalls in Erlenbruchwäldern (insbesondere im *Carici elongatae*-Alnetum sphagnetosum) ein produktionsbegrenzender Faktor für die Krautschicht sein kann, in den entwässerten Beständen der *Alnus glutinosa*-Gesellschaft dagegen nicht.

In Verbindung mit den Untersuchungsergebnissen zu den Stickstoffgehalten im Boden (Kap. 4.2.3.1.1, an Standort WsQ1 wurden keine Untersuchungen durchgeführt) wird deutlich, daß eine eventuelle Stickstofflimitation des Pflanzenwachstums in den Beständen des 'violetosum' und des 'typicum' auf die zur Verfügung stehende Stickstoffform und nicht auf die Gesamtmengen zurückzuführen sein muß. In den Beständen der *Lonicera periclymenum*-Ausbildung wirken dagegen andere Faktoren als Stickstoff produktionsbegrenzend. Weiterhin bestätigt sich anhand der standing crop-

Untersuchungen die bereits in Kap. 4.2.2 dargestellte, floristische und standörtliche Heterogenität innerhalb der *Lonicera periclymenum*- Ausbildung.

#### • Auf der Ebene der Kleinstandorte

Innerhalb der Bestände WMQ1 und WM1 ist keine Korrelation zwischen der Phytomasse und der Artenzahl sowie den Stickstoffgehalten erkennbar. Im Bestand WMQ1 wurde die höchste Phytomasse ( $58,05 \text{ g m}^{-2}$ ) bei der zweithöchsten Artenzahl (23) in den Übergangsbereichen zwischen Bulten und Schlenken ermittelt, an Standort WM1 dagegen in den Bultbereichen ( $189,2 \text{ g m}^{-2}$ ) bei der niedrigsten Artenzahl (5). Die Stickstoffkonzentrationen erreichen in der Krautschicht des Bestandes WMQ1 ihre maximalen Werte (1,91 - 2,00 %) in den Bultbereichen, im Bestand WM1 dagegen in den Schlenken (1,85 %).

Diese Ergebnisse lassen sich mit den unterschiedlichen standörtlichen (vor allem hydrologischen) Bedingungen beider Erlenbruchwälder erklären (vergl. Kap. 4.2.1). Auf den grundwassernahen, oberen Bultbereichen des Bestandes WMQ1 finden Entwässerungszeiger und Quercus-Fagetum-Arten im Gegensatz zu den grundwasserferneren Bulten der Untersuchungsfläche WM1 keine optimalen Wachstumsbedingungen vor, so daß ihre Produktivität geringer ist. Höhere Stickstoffkonzentrationen in der Phytomasse sprechen aber für eine günstigere Stickstoffverfügbarkeit in den Böden als in denen der Bulte des Bestandes WM1, welche sich durch geringe Wassergehalte und vergleichsweise weite C/N-Verhältnisse auszeichnen (Tab. 6). In den Bultbereichen des Bruchwaldes WMQ1 scheint Stickstoff somit nicht limitierend auf die Phytomasseproduktion zu wirken, wie bereits die Untersuchungsergebnisse zur Stickstoff-Nettomineralisation (Kap. 4.2.3) vermuten ließen.

In den ganzjährig überfluteten Schlenken des Bestandes WMQ1 sind nur wenige Arten vertreten; einige Bereiche bleiben unbesiedelt. Es resultiert eine vergleichsweise geringe Phytomasse. Niedrige Stickstoffgehalte deuten auf eine schlechtere Verfügbarkeit dieses Nährstoffes hin. Dieses Ergebnis steht im Widerspruch zu den hohen gemessenen Mineralisationsraten (Kap. 4.2.3.1.2), welche allerdings ausschließlich auf Ammonifikation zurückzuführen sind. In den zeitweilig trockenfallenden Schlenken des Bestandes WM1 sind die Standortbedingungen für Bruchwaldarten wesentlich günstiger. Dies drückt sich neben einer höheren Artenzahl in einer höheren Phytomasse und Stickstoffkonzentration aus.

Insgesamt wird deutlich, daß sich die auf der Ebene von Vegetationstypen ermittelten Beziehungen zwischen Phytomasse, Artenzahl und Stickstoffkonzentrationen bei verändertem Maßstab (innerhalb von Beständen) nicht wiederfinden. Zu gleichen Ergebnissen kommen beispielsweise MOORE & KEDDY (1989) für größere, statistisch abgesicherte Datensätze. Sie konnten lediglich bei dem Vergleich unterschiedlicher Vegetationstypen (*regional scale*) eine Bestätigung des Grime'schen Modells vorfinden, innerhalb von Vegetationstypen (*local scale*) dagegen nicht. Ein Grund hierfür besteht darin, daß bei Betrachtung verschiedener Maßstäbe jeweils unterschiedliche Faktoren zum Tragen kommen, welche die Artenzahl und Phytomasse beeinflussen. Auf der Ebene der Bestände sind die in Kap. 4.1 und Kap. 4.2.1 - 4.2.3 beschriebenen Einflußgrößen wie Trophie und Entwässerungsgrad der Torfe für die Artenzusammensetzung, die Artenzahl, die Phytomasse und deren Stickstoffgehalte ausschlaggebend, auf der Ebene der Bult-Schlenken-Komplexe überwiegt der Einfluß der kleinräumigen Heterogenität (vergl. Kap. 4.2.3.1.3), welche sich in verschiedenen Beständen unterschiedlich darstellt.

#### 4.2.4.2.2 Vergleich der ermittelten Krautschicht-Phytomasse mit Erhebungen in anderen Feuchtwäldern sowie anderen Kompartimenten von Erlenwäldern

Die durchschnittliche, während eines Jahres produzierte oberirdische Krautschicht-Phytomasse liegt im *Carici elongatae*-Alnetum bei  $702 \text{ kg ha}^{-1}$ , in der *Lonicera periclymenum*-Ausbildung der *Alnus glutinosa*-Gesellschaft bei  $482 \text{ kg ha}^{-1}$  und in der *Poa trivialis*-Ausbildung bei  $1809 \text{ kg ha}^{-1}$ . Diese Werte erreichen ähnliche Größenordnungen wie die von TRACZYK (1967), TRACZYK & TRACZYK (1977) und AULAK (1970) ermittelten Daten zur Krautschicht-Produktion verschiedener Erlenbruch- und Erlen-Eschenwälder.

Tab.17: Oberirdische Produktion der Krautschicht verschiedener Feuchtwälder in Polen

Vegetationstyp	Krautschichtproduktion ( $\text{kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ )	Autor
<i>Carici elongatae</i> -Alnetum	945	TRACZYK (1967)
<i>Carici elongatae</i> -Alnetum	1.330	TRACZYK & TRACZYK (1977)
Alno-Ulmion	1.660	TRACZYK & TRACZYK (1977)
<i>Circae</i> -Alnetum	1.075	AULAK (1970)

Bezüglich des Anteils mehrjähriger Pflanzenorgane an der Krautschicht-Phytomasse von Erlenbruchwäldern sind die genannten Werte ebenfalls mit den eigenen Untersuchungsergebnissen vergleichbar, nach denen die Krautschicht überwiegend aus Pflanzenorganen besteht, die im Herbst vollständig absterben. Der von TRACZYK (1967) ermittelte Anteil mehrjähriger Phytomasse an der Gesamtkrautschicht eines Erlenbruchwaldes liegt bei weniger als 4 %, die eigenen Untersuchungen ergaben für die Bestände des *Carici elongatae*-Alnetum einen mittleren Wert von 4,7 %.

Die Krautschicht macht lediglich einen Bruchteil der Gesamt-Phytomasse von Wäldern aus. Um diesen Anteil abschätzen zu können, sind Kenntnisse über die Phytomasse der übrigen Kompartimente (Baum-, Strauch-, Moosschicht) notwendig.

Nach einer unter anderem auf Einzelbaumkartierungen und Jahrringanalysen basierenden Berechnung von MIDDELHOFF (1998) beträgt die oberirdische Trockenmasse der **Baumschicht** zweier Erlenwälder im Catena-Bereich am Belauer See 157 (Bestand WTQ5) sowie  $232 \text{ t ha}^{-1}$  (Bestand WL5). Der Unterschied zwischen beiden Untersuchungsflächen beruht auf dem unterschiedlichen Alter der Schwarzerlen, welches im entwässerten Bestand WL5 etwa 65 Jahre und im ufernahen Bruchwald WTQ5/6 45 Jahre beträgt (vergl. Kap. 4.2.1). Zwischen der Kraut- und der Baumschicht-Phytomasse ergibt sich anhand dieser Werte ein Verhältnis von annähernd 1:150 (WTQ5/6) bzw. 1:600 (WL5). Die Krautschichtanteile dürften in anderen Erlenbruchwäldern mit großem Totholzanteil (wie beispielsweise am Fuhlensee) allerdings höher liegen.

Über die Phytomasse der **Strauchschicht** liegen aus dem Untersuchungsgebiet keine Daten vor. Standing crop-Erhebungen der Strauchschicht verschiedener Wälder in Polen existieren von VOKOVA (1981). Danach beträgt die oberirdische Trockenmasse der Sträucher eines Erlenwaldes  $1785 \text{ kg ha}^{-1}$ . Dieser Wert ist etwa doppelt so hoch wie die mittlere Krautschicht-Phytomasse aller im Bornhöveder Raum untersuchten Erlenwälder.

Zur Phytomasse der **Moosschicht**, welche besonders in den Erlenbruchwäldern größere Anteile an der Gesamt-Phytomasse der Bestände haben dürfte, liegen keine Untersuchungen vor.

#### 4.2.4.2.3 Bedeutung der Krautschicht für die Stickstoffumsetzungen in Erlenwäldern

Im Vergleich zum jährlichen Laubfall von Bäumen und Sträuchern ist der Anteil der Krautschicht am Bestandesabfall gering. Untersuchungen von TRACZYK (1967) zufolge kann der jährliche Streufall von *Alnus glutinosa* in einem Erlenbruchwald eine sieben mal höhere Phytomasse erreichen als derjenige der Krautschicht. Die Untersuchungen der beiden Catena-Erlenwälder am Belauer See ergeben einen jährlichen Streufall der Baum- und Strauchschicht von etwa 4800 kg TS ha<sup>-1</sup> (MIDDELHOFF 1998). Dieser Wert liegt im Vergleich zur Krautschicht des Erlenbruchwaldes (1230 kg TS ha<sup>-1</sup>, ermittelt im Bestand WTQ6) etwa vier mal, im Vergleich zu derjenigen des entwässerten Bestandes WL5 (363 kg TS ha<sup>-1</sup>) etwa dreizehn mal höher.

Die jährlich mit der Laubstreu der Schwarzerlen anfallenden **Stickstoffmengen** betragen etwa 80 - 90 kg ha<sup>-1</sup> (MIDDELHOFF 1998). Dazu kommt der aus der Laubstreu anderer Baum- und Straucharten stammende Stickstoff, welcher nach Angaben von WETZEL et al. (1996) für den Erlenbruchwald (WTQ5) 10 kg N ha<sup>-1</sup> und für den entwässerten Bestand (WL5) 40 kg N ha<sup>-1</sup> beträgt (in den zuletzt genannten Wert geht ein Streueintrag aus angrenzenden Waldbeständen ein). Die Stickstoffmengen der Krautschicht (Ergebnisse von Untersuchungsfläche WTQ6) liegen zwischen 22 kg ha<sup>-1</sup> im Erlenbruchwald und 8 kg ha<sup>-1</sup> im entwässerten Erlenwald (Kap. 4.2.4.1). Diese, im August 1992 bestimmten Werte entsprechen allerdings nicht den im Herbst als Streu anfallenden Mengen, da Stickstoff teilweise in Speicherorgane zurückverlagert wird (vergl. Kap. 4.2.6.2). Für *Carex acutiformis* als Hauptbestandsbildner der Krautschicht des Erlenbruchwaldes wurde von August bis Oktober ein Abnahme der Stickstoffkonzentrationen in der lebenden Phytomasse von 1,9 % bis zu 1,6 % festgestellt. Der Stickstoffanteil in der Seggen-Streu betrug im Oktober nur 1 %. Die dominante Art des entwässerten Bestandes WL5, *Dryopteris dilatata*, zeigte dagegen zum Ende der Vegetationsperiode keine rückläufigen Stickstoffkonzentrationen in der Phytomasse, welche im Oktober bei durchschnittlich 2,6 % N lagen (unveröff. Daten). Unter Berücksichtigung dieser Ergebnisse lassen sich die im Herbst anfallenden Stickstoffmengen aus der Krautschicht mit 15 kg ha<sup>-1</sup> für den Erlenbruchwald und 8 kg ha<sup>-1</sup> für den entwässerten Bestand abschätzen. Der Anteil der Krautschicht an der gesamten, jährlich mit der Streu anfallenden Stickstoffmenge beträgt danach zwischen 6 % (WL5) und 15 % (WTQ5).

Da die Laubstreu der Schwarzerlen aufgrund ihres vergleichsweise engen C/N-Verhältnisses (nach eigenen Messungen: C/N: 22) schneller mineralisiert wird als die Seggenstreu mit weiterem C/N-Verhältnis (*Carex acutiformis*: C/N: 35 - 53), spielt sie für die kurzfristigen Nährstoffumsetzungen im ufernahen Erlenbruchwald eine entscheidendere Rolle. IRMLER (1995) stellte im Catena-Bruchwald WTQ5 eine Gewichtsabnahme der Laubstreu von 80 % innerhalb eines Jahres fest.

Im entwässerten Erlenwald WL5 dürfte die Krautschichtstreu dagegen schneller mineralisiert werden als die Seggenstreu des ufernahen Bruchwaldes. Für die oberirdische Phytomasse von *Dryopteris dilatata* wurde im Oktober ein C/N-Verhältnis von 17 bestimmt. Die Laubstreu wird in diesem Bestand dagegen aufgrund größerer Anteile von eingetragenen Eichen- und Buchenblättern vergleichsweise langsam zersetzt. Innerhalb eines Jahres nahm die Streumasse hier nur um 40 % ab (IRMLER 1995).

In den Beständen der *Poa trivialis*-Ausbildung der *Alnus glutinosa*-Gesellschaft dürfte die Bedeutung der Krautschicht für die Nährstoffumsetzungen der Systeme aufgrund höherer Produktionsraten



und höherer Stickstoffkonzentrationen in der Phytomasse größer sein als in den beiden Catena-Erlenwäldern.

#### 4.2.5 Bilanzierungsansätze zum Stickstoffhaushalt von Erlenwäldern

Die in Kap. 4.2.3 beschriebenen Stickstoff-Nettomineralisationsraten liefern ebenso wie die Stickstoffgehalte der Krautschicht-Phytomasse (Kap. 4.2.4) einen Beitrag zur Ermittlung des Stickstoffhaushaltes von Erlenwäldern. Erste Bilanzierungsansätze liegen von WETZEL et al. (1996) für die beiden Erlenwälder im Catena-Bereich des Hauptforschungsraumes der Bornhöveder Seenkette (Bestand WTQ5, WL5) vor. Die Stickstoff-Nettomineralisation blieb in diesen Ansätzen allerdings unberücksichtigt. Im folgenden werden die von WETZEL et al. (op. cit.) zusammengestellten Kenngrößen des Stickstoffhaushaltes deshalb durch die Ergebnisse zur Stickstoff-Nettomineralisation sowie zu den Stickstoffmengen in der Krautschicht ergänzt (hierfür wird auf die Ergebnisse von Untersuchungsfläche WTQ6 zurückgegriffen). Auf dieser Basis ist es möglich, eine Abschätzung der Quellen- oder Senkenfunktion bezüglich des untersuchten Elementes in beiden Beständen vorzunehmen. Mit Hilfe dieser Bilanzierungsansätze und der in Kap. 4.2.3.1 beschriebenen Untersuchungsergebnisse zur Stickstoff-Nettomineralisation können außerdem Vermutungen über den Stickstoffhaushalt anderer Erlenwald-Typen angestellt werden, zu welchen keine über die in den Kapiteln 4.2.3 und 4.2.4 beschriebenen Ergebnisse hinausgehenden Daten vorliegen. Dies ist insofern von Bedeutung, als die beiden, im Rahmen des Ökosystemforschungsprojektes untersuchten Bestände lediglich zwei von mehreren Vegetationstypen der Erlenwälder repräsentieren (*Carici elongatae*-Alnetum typicum und *Alnus glutinosa*-Gesellschaft, Ausbildung von *Lonicera periclymenum*) und die entsprechenden Stickstoffbilanzen daher keine generalisierenden Aussagen über das *Carici elongatae*-Alnetum sowie seine Entwässerungsstadien zulassen.

Der Stoffhaushalt läßt sich in die Teilprozesse **Einträge**, **Umsetzungen** und **Austräge** gliedern. Stickstoffeinträge erfolgen in Erlenbruchwäldern über atmosphärische Deposition sowie die Fixierung von Luftstickstoff durch Mikroorganismen, Austräge über Auswaschung und gasförmige Stickstoffverluste. Zu den Umsetzungen gehört neben der Aufnahme durch Pflanzen, dem Streufall und der Mineralisation auch die Festlegung von Stickstoff in verholzter Phytomasse sowie die Akkumulation dieses Elements im Boden. Beide zuletzt genannten Prozesse bewirken einen vorübergehenden Stickstoffentzug aus dem Stoffkreislauf. Eine Netto-Festlegung im Holz setzt allerdings voraus, daß sich die Schwarzerlen in ihrer Wachstumsphase befinden; eine nennenswerte Torfakkumulation ist in Erlenbruchwäldern, den Sukzessionsendstadien auf Niedermoortorfen, bei gleichbleibenden hydrologischen Verhältnissen unwahrscheinlich (z. B. SUCCOW 1988:167).

#### • Stickstoffhaushalt des Bestandes WTQ5

Im ufernahen Bruchwald WTQ5 beträgt die Stickstoffaufnahme der Pflanzen nach WETZEL et al. (1996)  $140 \text{ kg ha}^{-1}$ . In diesen Wert geht bereits ein geschätzter Krautschichtanteil ein. Eine Aufschlüsselung der Pflanzenaufnahme mit Hilfe der Ergebnisse von MIDDELHOFF (1998) ergibt einen Anteil von  $90 - 100 \text{ kg N ha}^{-1}$  für *Alnus glutinosa* und etwa  $15 \text{ kg N ha}^{-1}$  für die Strauchschicht. Für die Krautschicht liegen nur Angaben zu den oberirdischen Stickstoffgehalten vor (vergl. Kap. 4.2.4). Werden die unterirdischen Anteile mit dem gleichen Betrag veranschlagt (vergl. Kap. 4.2.6.2), dann ergibt sich ein Wert von  $44 \text{ kg N ha}^{-1}$ . Da es sich bei den in der Phytomasse bestimmten Stickstoffkonzentrationen aber nicht ausschließlich um aufgenommenen, sondern zu einem gewissen Teil auch um intern verlagerten Stickstoff handelt (vergl. Kap. 4.2.6.2), dürfte dieser Wert zu hoch liegen. Die durch Translokation aus Speicherorganen bereitgestellten Stickstoffmengen können große Anteile an den Gesamtstickstoffgehalten erreichen. Unter der Annahme, daß die Translokation von

Stickstoff 50 % des Gesamtgehaltes der Krautschicht ausmacht (vergl. Kap. 4.2.6.2), verbleibt eine jährliche Netto-Stickstoffaufnahme der Krautschicht von  $22 \text{ kg N ha}^{-1}$  und damit ein Gesamtbetrag von abgerundet  $125 - 135 \text{ kg N ha}^{-1}$  (vergl. Abb. 59).

Den Schwarzerlen stehen nach DITTERT (1992) insgesamt  $65 \text{ kg N ha}^{-1}$  aus der Luft durch die Stickstofffixierung der *Alnus-Frankia*-Symbiose zur Verfügung. Die verbleibenden, jährlich von den Pflanzen aufgenommenen  $60 - 70 \text{ kg N ha}^{-1}$  müssen demnach aus dem Boden stammen. Da an diesem Standort eine Nettomineralisation von etwa  $30 \text{ kg N ha}^{-1}$  (fünfjähriges Mittel, s. LEITUNGSGREMIUM 1997) bestimmt wurde, ergibt sich ein Defizit von  $30 - 40 \text{ kg N}$ , welches durch die atmosphärische Deposition ausgeglichen wird. Diese beträgt nach BRANDING (1996) ca.  $30 \text{ kg N ha}^{-1}$ .

Von dem in die organische Substanz eingelagerten Stickstoff werden nach WETZEL et al. (1996)  $15 \text{ kg}$  in der Phytomasse der Bäume und Sträucher festgelegt. Zu dieser Zahl ist der Stickstoffanteil am Zuwachs der Wurzeln und Rhizome der Krautschicht zu addieren, welcher aufgrund fehlender Untersuchungen nur geschätzt werden kann und mit rund  $5 \text{ kg ha}^{-1}$  veranschlagt wird. Von den insgesamt  $125 - 135 \text{ kg}$  aufgenommenem Stickstoff verbleiben danach  $15 - 20 \text{ kg}$  in der Phytomasse.

Der Bestandesabfall wurde von WETZEL et al. (1996) mit  $140 \text{ kg N ha}^{-1}$  veranschlagt, weil zu den in Kap. 4.2.4.2.3 erwähnten Stickstoffmengen der Erlenlaubstreu weitere  $50 \text{ kg N ha}^{-1}$  von *Phragmites australis* (s. SCHIEFERSTEIN 1996) gezählt wurden. Die Dominanz von *Phragmites australis* erstreckt sich aber nur auf einen kleinen Bereich des Bruchwaldes im Kontakt zum angrenzenden Schilfröhricht. Für die Krautschicht des gesamten Catena-Bruchwaldes, in der *Carex acutiformis* bestandsbildend auftritt (vergl. Kap. 4.2.1, der Krautschicht-Anteil von *Phragmites australis* ist in den untersuchten Erlenbruchwäldern allgemein nur gering), ist der genannte Wert nicht repräsentativ. Wird demgegenüber der ermittelte Stickstoffgehalt der Krautschicht des Bestandes WTQ6 herangezogen, dann ergibt sich für den Bestandesabfall des ufernahen Bruchwaldes insgesamt eine Stickstoffmenge von  $105 - 115 \text{ kg N ha}^{-1}$  (vergl. Kap. 4.2.4.2.3).

Da die Nettomineralisation dieser mit der Streu anfallenden Stickstoffmenge nur  $30 \text{ kg N ha}^{-1}$  beträgt (s.o.) und zusätzlich  $20 \text{ kg N ha}^{-1}$  durch Streufall in den See verloren gehen (WETZEL et al. 1996), verbleibt ein Überschuß von  $55 - 65 \text{ kg N ha}^{-1}$ . Die genannten Autoren schreiben diese Menge der gasförmigen Entweichung als  $\text{N}_2\text{O}$  und  $\text{N}_2$  aus dem System zu, da in diesem Bestand weder eine Stickstoffauswaschung noch eine Torfakkumulation ermittelt wurde. Letzteres Ergebnis basiert auf Untersuchungen zum Streuabbau von IRMLER (1995, vergl. Kap. 4.2.4.2.3), welche sich allerdings nur auf Erlenlaub beziehen. Die überwiegend aus Sumpfschilf bestehende Krautschichtstreu dürfte langsamer abgebaut werden und damit eventuell einen Beitrag zur Erklärung der Stickstoff-Überschüsse leisten. Möglicherweise ist die Festlegung von Stickstoff in verholzten Rhizomen und Wurzeln auch weitaus größer als angenommen. Mit einer größeren Festlegung wäre eine Verringerung der Stickstoffmenge in der Streu und damit ein niedrigerer überschüssiger Stickstoffbetrag verbunden. Bei einer Bilanzierung des Stickstoffhaushaltes ist außerdem zu beachten, daß hier jeweils Mittelwerte aus verschiedenen Jahren eingehen. Die einzelnen Beträge sind in Abhängigkeit von verschiedenen Rahmenbedingungen wie beispielsweise der Witterung starken Schwankungen unterworfen. Für die Stickstoff-Nettomineralisation wurden innerhalb von 5 Jahren Werte zwischen  $14$  und  $47 \text{ kg N ha}^{-1}$  ermittelt. Ein Vergleich der Mittelwerte verschiedener Pool-Größen ist daher zwangsläufig mit größeren Ungenauigkeiten behaftet.

Insgesamt verändert sich die von WETZEL et al. (1996) erstellte Stickstoffbilanz bei Einbeziehung der Nettomineralisation und der Stickstoffmengen in der Krautschicht kaum; lediglich die internen Größen verschieben sich geringfügig. Trotz der bestehenden Schwierigkeiten und Datenlücken läßt sich

erkennen, daß der untersuchte Erlenbruchwald insgesamt etwas mehr Stickstoff aufnimmt als abgibt. Aufgrund der Festlegung dieses Elementes im Holz der wachsenden Bäume stellt er somit eine fortwährende Stickstoffsinke dar, in der nicht nur große Mengen an Stickstoff im Torf gespeichert vorliegen, sondern auch eine Festlegung dieses Elementes im Holz stattfindet. Ähnliche Verhältnisse dürften auch in den anderen untersuchten Erlenbruchwäldern bestehen, sofern es sich um wachsende Bestände handelt. Für die Bult-Schlenken-Standorte stellt sich die Stickstoffbilanz allerdings komplizierter dar, da die Mineralisationsraten auf den grundwasserfernen Bulten höhere Werte annehmen (vergl. Kap. 4.2.3.1.3). Ob diese mit einer Torfakkumulation in ganzjährig wassergefüllten Schlenken korrespondieren, konnte im Rahmen der durchgeführten Untersuchungen nicht geklärt werden. Zur Beantwortung dieser Frage sind weitere Erhebungen in Erlenwäldern mit Bult-Schlenken-Struktur nötig.

#### • Stickstoffhaushalt des Bestandes W15

Mit der Entwässerung verändern sich die einzelnen Pool-Größen des Stickstoffhaushaltes erheblich. Im entwässerten Bestand W15 beträgt die Aufnahme der Pflanzen nach WETZEL et al. (1996)  $135 \text{ kg N ha}^{-1}$ . Unter Einberechnung der Daten von MIDELHOFF (1998) und der Krautschicht-Mengen ergibt sich eine etwas höhere Pflanzenaufnahme ( $140 - 150 \text{ kg N ha}^{-1}$ ). Diese unterteilt sich in  $90 - 100 \text{ kg N ha}^{-1}$  für die Baumschicht,  $35 \text{ kg N ha}^{-1}$  für die Strauchschicht und abgerundet  $15 \text{ kg N ha}^{-1}$  für die Krautschicht. Da eine Stickstofftranslokation bei *Dryopteris dilatata* in diesem Bestand höchstens in geringem Umfang stattfindet (vergl. Kap. 4.2.4.2.3) wurde sie bei der Berechnung nicht berücksichtigt.

Dieser Stickstoffaufnahme steht eine Luftstickstoff-Fixierung von  $45 \text{ kg N/ha}$  (DITTERT 1992) sowie eine atmosphärische Deposition von  $35 \text{ kg N ha}^{-1}$  (BRANDING 1996) gegenüber. Beide Eintragsgrößen stellen zusammen bereits mehr als die Hälfte des geschätzten Stickstoffbedarfes für die Pflanzen. Den übrigen Teil liefert die Stickstoff-Nettomineralisation (s.u.).

Die Festlegung von Stickstoff in der Phytomasse erreicht nach WETZEL et al. (1996) einen Wert von  $10 \text{ kg ha}^{-1}$ . Nach Addition der vermuteten Stickstoff-Festlegung in den unterirdischen Organen der Krautschicht ergibt sich eine Größenordnung von  $15 \text{ kg ha}^{-1}$ . Die Streumengen liegen in diesem Bestand höher als im ufernahen Erlenbruchwald, ihre Stickstoffgehalte betragen einschließlich der Krautschicht etwa  $130 - 140 \text{ kg ha}^{-1}$ . Neben leicht mineralisierbarer Laubstreu von *Alnus glutinosa*, *Sorbus aucuparia*, *Prunus padus* sowie *Dryopteris dilatata* sind daran auch schwerer zersetzbare Eichen- und Buchenblätter beteiligt. Da diese nicht aus dem Erlenwald stammen, sondern von angrenzenden Systemen eingetragen werden, müssen sie in der Bilanz korrekterweise als Eintrag gezählt werden.

Ein Vergleich des Bestandesabfalls ( $130 - 140 \text{ kg N ha}^{-1}$ ) mit der Nettomineralisation ( $200 \text{ kg N ha}^{-1}$ ) zeigt, daß insgesamt weitaus größere Mengen an Stickstoff mineralisiert werden als die jährlich anfallende Streu nachliefert. Dieses Ungleichgewicht wird durch die nur langsam verlaufende Zersetzung der Streuauflage noch verstärkt. Nach Angaben von WETZEL et al. (1996) akkumulieren hier aufgrund geringer pH-Werte und weiter C/N-Verhältnisse jährlich  $5 \text{ kg N ha}^{-1}$ . Obwohl die Stickstoff-Nettomineralisation nur einen Teil der Bruttomineralisation ausmacht, ergibt sich anhand der genannten Beträge ein jährlicher Substratverlust von etwa  $65 - 75 \text{ kg N ha}^{-1}$ , welcher auf die Mineralisation des entwässerten Torfes zurückzuführen ist.

Wird von der gesamten im System vorhandenen Stickstoffmenge ( $\text{N}_2$ -Fixierung, Deposition, Mineralisation) der von den Pflanzen aufgenommene Anteil abgezogen, dann bleiben  $130 - 140 \text{ kg N ha}^{-1}$  übrig. Dieser Mineralstickstoff wird nur zu einem geringen Teil ausgewaschen ( $5 \text{ kg N ha}^{-1}$ , WETZEL

et al. 1996). Für den Verbleib der restlichen Menge kommen lediglich gasförmige Verluste in Frage. Diese wurden von den genannten Autoren mit  $60 \text{ kg N ha}^{-1}$  angegeben, müssen aber bei Einbeziehung der Nettomineralisation in die Stickstoffbilanz deutlich höher liegen. Dies trifft selbst dann zu, wenn ein hoher Methodenfehler bei der Bestimmung der Stickstoff-Nettomineralisation von 20 % angenommen wird (vergl. WESTPHAL 1995, Kap. 3.2.4.3). Allerdings muß hier, ebenso wie für den Bestand WTQ5 (s.o.), mit größeren Ungenauigkeiten bei der Ermittlung der Stickstoffaufnahme durch die Pflanzen gerechnet werden, zumal die Beträge für die gut entwickelte Strauchschicht des entwässerten Bestandes WL5 nur Schätzwerte darstellen.

Die Ergebnisse belegen, daß das System 'entwässertes Erlenwald' trotz einer Festlegung von rund  $15 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$  im Holz und in den Auflagehorizonten im Vergleich zum Erlenbruchwald eine erhebliche Stickstoffquelle darstellt. Seit der Grundwasserstands-Absenkung hat der Torfschwund hier zu einem Höhenverlust von etwa 60 cm geführt. FINKE (1993) ermittelte im Boden des Bestandes WL5 einen bei der vorhandenen Entwässerungstiefe potentiell mineralisierbaren Stickstoff-Pool von  $19200 \text{ kg ha}^{-1}$ . Dieser Wert zeigt, daß bei unverändertem Wasserstand auch in den nächsten Jahren (beziehungsweise Jahrzehnten) mit hohen Mineralisationsraten und klimarelevanten Stickstoffemissionen in Form von  $\text{N}_2\text{O}$  zu rechnen ist, zumal die Entstehung von  $\text{N}_2\text{O}$  gegenüber der Denitrifikation zu  $\text{N}_2$  in sauren Böden gefördert wird.

Ein Vergleich des beschriebenen, entwässerten Catena-Erlenwaldes mit den anderen untersuchten Beständen der *Alnus glutinosa*-Gesellschaft zeigt, daß die Stickstoff-Nettomineralisation an Standort WL5 vergleichsweise geringe Werte annimmt (vergl. Kap. 4.2.3). In den stärker entwässerten Böden anderer untersuchter Erlenwälder der *Lonicera periclymenum*-Ausbildung (WL2, WL4, s. Abb. 40, 42) liegen die Mineralisationsraten mit mehr als  $300 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$  ebenso wie die Gesamtmengen an potentiell mineralisierbarem Stickstoff mit mehr als  $40000 \text{ kg N ha}^{-1}$  (FINKE 1993) sehr viel höher. In diesen Systemen ist daher mit noch weitaus größeren jährlichen Stickstoffausträgen als im Bestand WL5 zu rechnen, welche durch eine geringe Produktivität der Krautschicht (Kap. 4.2.4) eher verstärkt als abgeschwächt werden dürften. Neben gasförmigen Stickstoffverlusten in Form von  $\text{N}_2\text{O}$  und  $\text{N}_2$  spielt hier vermutlich auch die Auswaschung in das Grundwasser eine größere Rolle als im Bestand WL5, der sich durch eine besondere hydrologische Situation (LEITUNGSGREMIUM 1992) auszeichnet.

In dem der *Poa trivialis*-Ausbildung der *Alnus glutinosa*-Gesellschaft zugeordneten Erlenwald WP2 wurde eine Stickstoff-Nettomineralisation von etwa  $500 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$  und ein potentiell mineralisierbarer Stickstoff-Pool von  $67000 \text{ kg N ha}^{-1}$  berechnet (FINKE 1993, Kap. 4.2.3). Diese Werte liegen mehr als doppelt so hoch wie die für den Bestand WL5 ermittelten. Trotzdem die Krautschicht hier stärker an der systeminternen Stickstoffumsetzung beteiligt ist (vergl. Tab. 16), sind daher für den Bestand WP2 weitaus höhere Stickstoffausträge zu erwarten als für die beschriebenen Erlenwälder der *Lonicera periclymenum*-Ausbildung. Ob dies für alle Erlenwälder der *Poa trivialis*-Ausbildung der *Alnus glutinosa*-Gesellschaft oder nur für den untersuchten Bestand zutrifft, bleibt unklar. Zu berücksichtigen ist hierbei auch, daß in den genannten, entwässerten Erlenwäldern im Gegensatz zum Catena-Bestand WL5 mit veränderten Eintragsgrößen zu rechnen ist, die nicht bestimmt wurden. So dürfte die Stickstofffixierung der *Alnus-Frankia*-Symbiose größtenteils geringere Ausmaße annehmen als im Bestand WL5, weil in der Baumschicht neben Schwarzerlen weitere Baumarten vorkommen (vergl. Tab. 2).

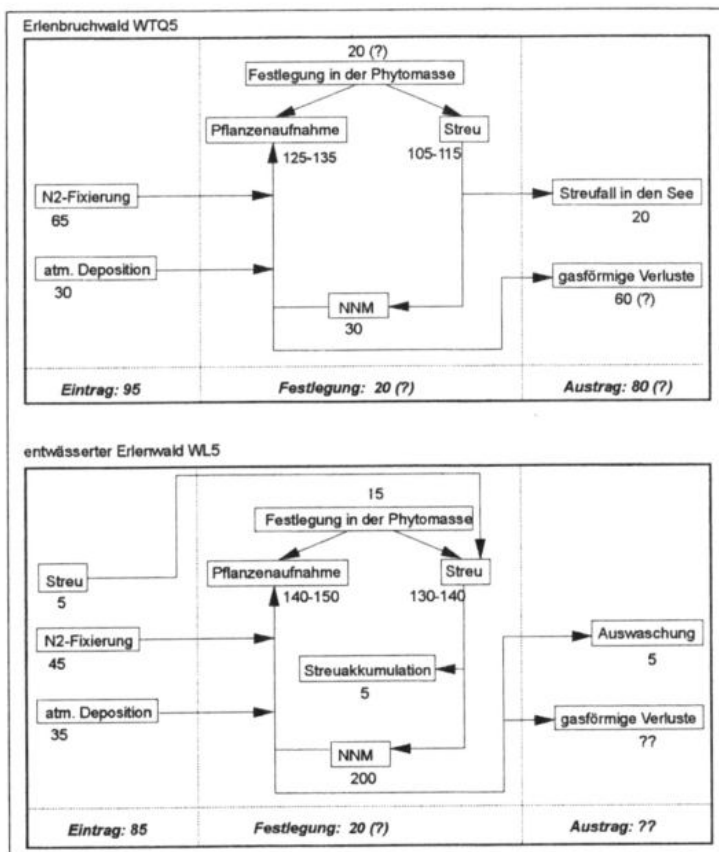


Abb. 59: Stickstoffhaushalt zweier Erlenwälder (nach WETZEL et al. 1996, verändert)

#### 4.2.6 Produktivität und Standortamplitude einzelner Arten

Für einen Vergleich verschiedener Erlenwälder hinsichtlich ihrer Phytomasse-Produktion ist neben der Gesamt-Phytomasse der Krautschicht (Kap. 4.2.4) auch die Produktivität einzelner Arten von Bedeutung. Untersuchungen zur Phytomasseentwicklung einzelner Arten an verschiedenen Standorten im Jahresverlauf liefern nicht nur differenziertere Aussagen über den Einfluß der Krautschicht auf den Stoffhaushalt der Systeme (vergl. Kap. 4.2.4.2.3) als einmalige standing crop-Erhebungen, sondern auch über die Abhängigkeit der jeweiligen Populationen von hydrologischen und edaphischen Standortfaktoren. Zwar geben die Stetigkeiten und mittleren Deckungsgrade der in Tab. 1 aufgeführten Arten bereits Auskunft über den Schwerpunkt und die Amplitude ihres Vorkommens innerhalb der bearbeiteten Feuchtwälder; sie lassen aber keine Aussagen über ihr Beharrungsvermögen gegenüber Standortveränderungen zu. So läßt sich beispielsweise nicht erkennen, ob Bruchwaldarten, die in entwässerten Erlenwäldern vorkommen, im Rückgang begriffene Entwicklungsrelikte darstellen oder hier längerfristig überlebensfähig sind. Untersuchungen der Populationsdichte und Stoffproduktion, welche nach ERNST (1982:53) ein geeigneter Faktor zur Ermittlung der Anpassung an Standortfaktoren ist, sollen daher im folgenden zur Abschätzung der Vitalität einzelner Arten in verschiedenen Erlenwäldern dienen.

Da die Produktivität der Arten unter anderem von den pflanzenverfügbaren Nährstoffen in der Bodenlösung abhängt (z. B. AERTS et al. 1992:653), können Analysen der Nährelemente Stickstoff,



Phosphor und Kalium in der Phytomasse Hinweise über eine eventuelle Nährstofflimitation geben, welche die Produktivität und damit die Vitalität der betrachteten Arten beeinflusst. Auf dieser Basis werden die standörtlichen Schwerpunkte und Amplituden der jeweiligen Arten in Erlenwäldern abgeschätzt. Die Ergebnisse sollen zum besseren Verständnis der Sukzessionszusammenhänge infolge der Entwässerung und Eutrophierung von Erlenbruchwäldern beitragen.

Hierbei ist zu berücksichtigen, daß anhand von Untersuchungen am Standort lediglich Aussagen über die synökologischen Amplituden der Arten gemacht werden können. Ob die Vitalität einer Art entlang eines Standortgradienten aufgrund physiologischer Gegebenheiten (wie zum Beispiel der fehlenden Fähigkeit zur Reduktion von Nitrat) abnimmt oder Ausdruck einer schwächeren Konkurrenzskraft gegenüber benachbarten Arten ist, läßt sich anhand der Untersuchungen nicht klären. Mit Hilfe von Literaturdaten können hierzu lediglich Vermutungen angestellt werden.

Die Ableitung des jeweiligen standörtlichen Schwerpunktes basiert auf einer geringen Anzahl von Untersuchungen und ist daher lediglich als Hinweis zu betrachten. Vor allem die suboptimalen Standorte einer Art konnten häufig nicht mit einbezogen werden, weil hierfür die erforderliche Anzahl von Pflanzen zu gering war. So umfassen die Untersuchungen von *Urtica dioica* zwar drei Parallelstandorte der *Poa trivialis*-Ausbildung der *Alnus glutinosa*-Gesellschaft, aber nur einen Erlenbruchwald, obwohl die Art in diesem Vegetationstyp insgesamt hohe Stetigkeiten erreicht (vergl. Tab. 1).

#### 4.2.6.1 Ergebnisse und Diskussion der Untersuchung einzelner Arten

##### 4.2.6.1.1 *Carex elongata*

Die Untersuchungen wurden in drei Erlenwäldern durchgeführt, welche sich hydrologisch stark voneinander unterscheiden: Der Boden des Bestandes Wsq1 ist ganzjährig wassergesättigt, im Bruchwald Wm1 wechseln winterliche Überflutungen mit sommerlicher Abtrocknung und Bestand Wl7 zeichnet sich durch starke Entwässerung aus. In der Untersuchungsfläche Wm1 besiedelt die verlängerte Segge sowohl die Übergangs- als auch die Schlenkenbereiche, welche getrennt voneinander untersucht wurden.

*Carex elongata* gehört zu den vergleichsweise kleinwüchsigen Hemikryptophyten mit horstförmigem Wuchs. Als Kennart der Erlenbruchwälder ist sie an schattige (Lichtzahl nach ELLENBERG et al. 1991: 4) und feuchte Standorte (Feuchtezahl nach ELLENBERG et al. 1991: 9) angepaßt. GRIME et al. (1988) stellen diese Art wie viele Bruchwald- und Röhrichtarten zu den Konkurrenz-Streß-Strategen, welche bei leicht eingeschränkter Wuchskraft im Vergleich zu den reinen Konkurrenz-Strategen ungünstigere (hier nassere) Standorte besiedeln können. Die generative Fortpflanzung erfolgt mit Hilfe von Kletten- Wind- oder Selbstausbreitung (Tab. 28, Kap. 4.2.7). eine vegetative Vermehrung findet lediglich innerhalb der einzelnen Horste statt.

Im Carici elongatae-Alnetum erreicht *Carex elongata* Stetigkeiten zwischen II und IV (Tab. 1) und eine mittlere Deckung von 10 bis 26 %. Die höchste Dominanz tritt in den nährstoffärmeren Subassoziationen auf. Mit geringerer Stetigkeit und Deckung kommt die Art aber auch in entwässerten Erlenwäldern sowie im Alno-Fraxinetum vor.

Wie etliche Seggen-Arten bildet *Carex elongata* im Herbst kleine Sprosse, die in einem blattlosen Stadium bei Längen von 1 - 2 cm überwintern (vergl. z. B. PERSSON 1975:62, BERNHARD & SOLSKY 1977, SOUKUPOVA 1988:55ff, BEDFORD et al. 1988:68ff, BERNHARD et al. 1988:127). In den untersuchten Beständen vermehrten diese sich bis zum Blühzeitpunkt im darauffolgenden Mai (nur ein Teil der Sprosse bildete Blüten) um mehr als das Doppelte und starben im Verlauf eines weiteren Jahres

vollständig wieder ab (Abb. 60). Vom Herbst bis zum folgenden Frühjahr waren also zwei zeitweilig phänologisch unterscheidbare Altersklassen vorhanden.

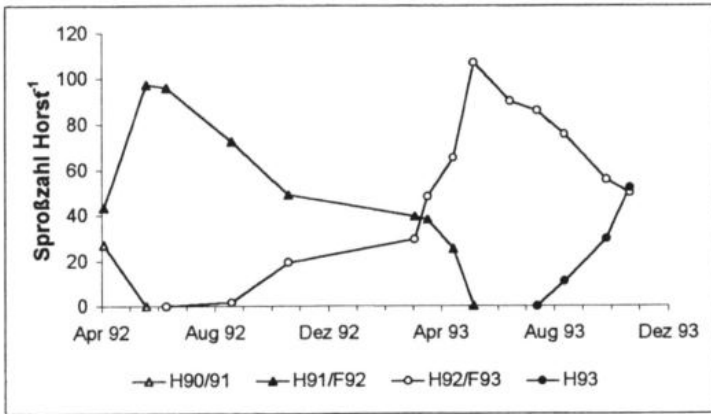


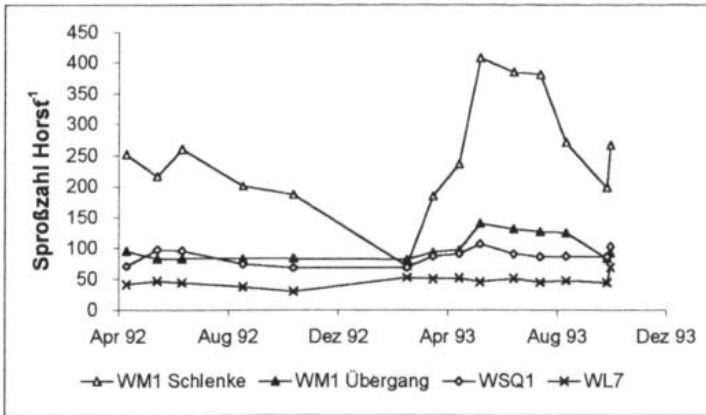
Abb. 60: Jahreszeitliche Veränderung der Sproßdichte verschiedener Altersklassen von *Carex elongata* je Horst im Bestand Wsq1

### Horst- und Sproßdichte

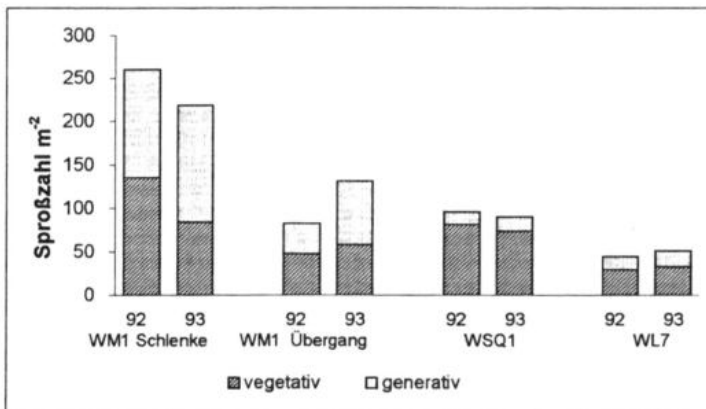
Die **Anzahl der *Carex elongata*-Horste** in einer Fläche von 100 m<sup>2</sup> beträgt in den untersuchten Erlenbruchwäldern 72 (Wsq1) sowie 86 (Wm1, Tab. 18). In dem durch eine Bult-Schlenken-Struktur gekennzeichneten Bestand Wm1 konzentrieren sich die Seggen-Horste auf die kleinflächigen Übergangsbereiche: Hier liegt ihre Anzahl je Quadratmeter bei 3,1, in den großflächigen Schlenken dagegen nur bei 0,5. Der entwässerte Erlenwald (Wl7) enthält lediglich 6 *Carex elongata*-Horste in der gesamten Untersuchungsfläche. Die Unterschiede zwischen mittlerem Durchmesser und Höhe zeigen die gleiche Tendenz wie die Anzahl der Horste: Der Bruchwald Wsq1 erreicht einen mittleren, der Bult-Schlenken-Bestand Wm1 den höchsten und der entwässerte Erlenwald Wl7 den niedrigsten Wert. Allerdings sind die größeren *Carex elongata*-Horste nicht in den Übergangsbereichen, sondern in den Schlenken des Bestandes Wm1 zu finden.

Der **Jahresverlauf der Sproßdichte** je Horst (Abb. 61) läßt deutliche Unterschiede zwischen den Beständen und den Kleinstandorten erkennen. In den Schlenken des Bruchwaldes Wm1 liegt die Sproßdichte mit maximal 408 Trieben je Horst nicht nur mehr als doppelt so hoch wie in den anderen Untersuchungsflächen, sondern ist im Jahresverlauf außerdem größeren Schwankungen unterworfen. Gleiches gilt für den Vergleich beider Untersuchungsjahre. Geringe Unterschiede bestehen zwischen den Horsten der Übergangsbereiche des Bruchwaldes Wm1 und denen des Bestandes Wsq1. Am entwässerten Standort Wl7 wurden mit maximal 50 Trieben je Horst die niedrigsten Sproßdichten je Horst ermittelt.



Abb. 61: Jahreszeitliche Veränderung der mittleren Sproßdichte von *Carex elongata* je Horst

Ein Vergleich der Anzahl **vegetativer und generativer Sprosse** der *Carex elongata*-Horste im Juni beider Untersuchungsjahre (Abb. 62) zeigt, daß im Bruchwald WM1 zum Teil mehr als die Hälfte der Horste (48 % - 62 %) aus generativen Trieben besteht. Im Bestand WSQ1 nehmen die reproduktiven Sprosse dagegen nur 15 - 16 % der Gesamtzahl ein, der überwiegende Teil bleibt steril. Im entwässerten Erlenwald (WL7) liegt der Anteil generativer Sprosse an der Gesamtsproßzahl zwischen 17 % und 33 % und damit höher als im Bestand WSQ1.

Abb. 62: Anteil vegetativer und generativer Sprosse von *Carex elongata* je Horst im Juni 1992 und 1993 in verschiedenen Erlenwäldern

### Phytomasse

In Abb. 63 ist die oberirdische Phytomasseentwicklung der **Einzelssprosse** im Verlauf zweier Jahre zu erkennen. Auffällig sind zunächst die Unterschiede zwischen beiden Jahren: 1993 wurden in allen Beständen niedrigere mittlere Sproßgewichte gemessen als im Vorjahr. Die geringste Differenz der maximalen Sproßgewichte zwischen beiden Untersuchungsjahren wurde im Bruchwald WSQ1 ermittelt (1992: 0,18 g, 1993: 0,17 g). Zwischen den verschiedenen Untersuchungsflächen sind dagegen geringere Unterschiede in der Phytomasse der Sprosse zu erkennen. Die maximalen Gewichte werden im Juli oder August erreicht und liegen zwischen 0,1 und 0,26 g. Die winterlichen Werte

(0,02 - 0,06 g) ergeben sich aus den noch nicht vollständig abgestorbenen Sprossen des Vorjahres und den im Herbst neu gebildeten Trieben.

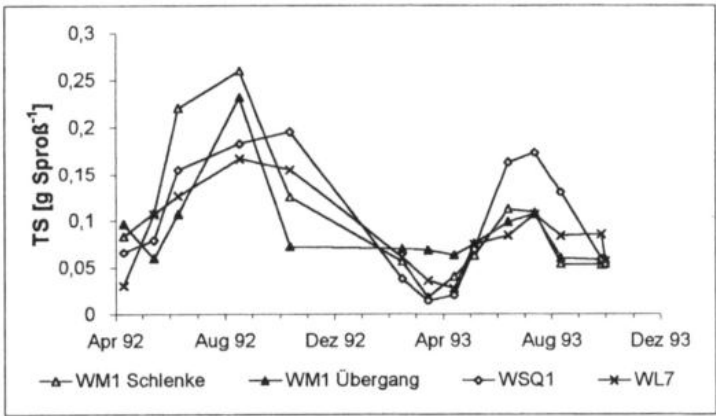


Abb. 63: Jahreszeitliche Veränderung der Trockenmasse von *Carex elongata*-Sprossen in verschiedenen Erlenwäldern

Für die in Abb. 64 dargestellten unterschiedlichen **Phytomasseverläufe der Horste** in den verschiedenen Beständen sind somit weniger die Einzelgewichte der Sprosse als die Sproßzahlen verantwortlich. Das höchste Gewicht pro Seggenhorst wurde in den Schlenkenbereichen der Untersuchungsfläche WM1 festgestellt (bis zu 57,4 g). Die Werte der Übergangsbereiche dieser Fläche (19,3 g) ähneln denen des Bestandes WSQ1 (14,9 g). Im Erlenwald WL7 wurde mit maximal 7,1 g je Horst die niedrigste Phytomasse ermittelt.

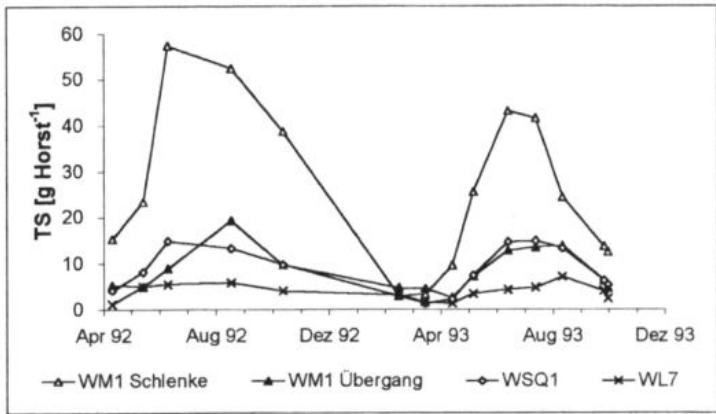


Abb. 64: Jahreszeitliche Veränderung der Trockenmasse von *Carex elongata*-Horsten in verschiedenen Erlenwäldern

Die **unterirdische Phytomasse** der Seggen-Horste erreichte im Oktober 1993 in allen Beständen höhere Werte als die oberirdische (Abb. 65), welche zu diesem Zeitpunkt bereits teilweise abgestorben war. Sie ist aber auch größer als die maximale jährliche oberirdische Phytomasse der Horste (vergl. Abb. 64).

Der Anteil der Wurzeln machte in den Erlenbruchwäldern (WM1, Wsq1) im Oktober 1993 zwischen 80 % und 90 % der Gesamt-Phytomasse aus, im Bestand WL7 dagegen nur 66 %.

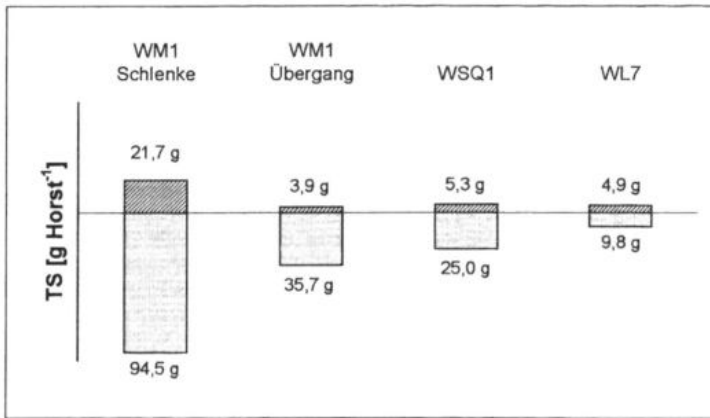


Abb. 65: Ober- und unterirdische Trockenmasse von *Carex elongata*-Horsten in verschiedenen Erlenwäldern

#### Nährstoffkonzentrationen in der Phytomasse

Die prozentualen Anteile der Nährelemente N, P und K an der oberirdischen Phytomasse schwanken im Jahresverlauf erheblich. Für einen Vergleich der verschiedenen Bestände bzw. Kleinstandorte werden die durchschnittlichen Nährstoffkonzentrationen der in Altersklassen (Herbst 91 / Frühjahr 92; Herbst 92 / Frühjahr 93) unterteilten Pflanzen angegeben (Abb. 66 - 68).

Die prozentualen **Stickstoff**gehalte in der Phytomasse von *Carex elongata* lagen 1993 in allen Untersuchungsflächen um etwa 0,4 % höher als im Vorjahr. Im Bestand WM1 (hier besonders in den Schlenken) wurden mit 2,37 % und 2,66 % die höchsten Werte festgestellt, die niedrigsten dagegen in den Pflanzen des Waldes Wsq1. Sie lagen hier 1992 im Jahresdurchschnitt unter 1,5 %.

Ein ähnliches Bild ergeben die mittleren **Phosphorgehalte** der Pflanzen, die allerdings nur im entwässerten Erlenwald WL7 im zweiten Untersuchungsjahr anstiegen, während sie im Bult-Schlenken-Bestand WM1 abfielen und in der Fläche Wsq1 gleich blieben. Die höchsten Phosphorkonzentrationen wurden in den Schlenken des Bestandes WM1 mit 0,21 % sowie 0,26 % ermittelt, die niedrigsten im Bruchwald Wsq1 mit nur 0,1 %.

Bezüglich der **Kalium**gehalte in der Phytomasse von *Carex elongata* ergibt sich ein etwas anderes Bild: Sie erreichten im Bestand WL7 1993 einen deutlich höheren Anteil an der Phytomasse (2,15 %) als in den übrigen Flächen. Die niedrigsten Konzentrationen wurden wiederum in den Pflanzen des Bestandes Wsq1 gemessen.

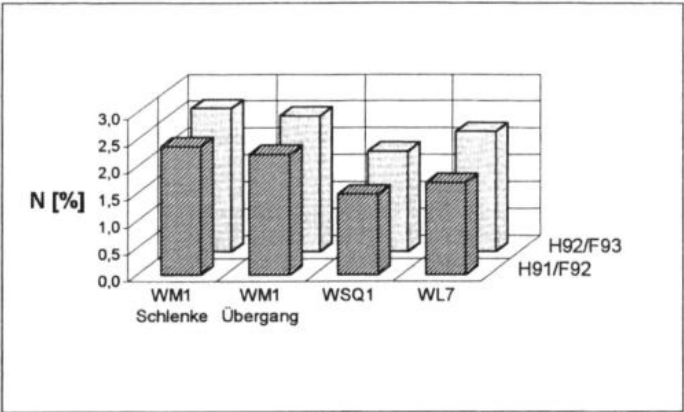


Abb. 66: N-Gehalte der Trockenmasse einzelner Altersklassen von *Carex elongata* im Jahresmittel 1992 und 1993 in verschiedenen Erlenwäldern

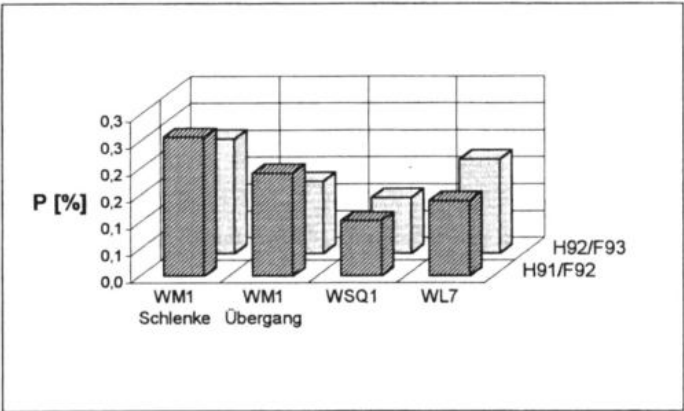


Abb. 67: P-Gehalte der Trockenmasse einzelner Altersklassen von *Carex elongata* im Jahresmittel 1992 und 1993 in verschiedenen Erlenwäldern

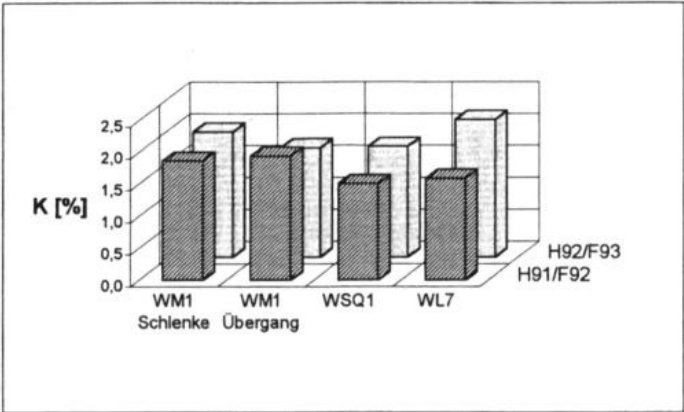


Abb. 68: K-Gehalte der Trockenmasse einzelner Altersklassen von *Carex elongata* im Jahresmittel 1992 und 1993 in verschiedenen Erlenwäldern

## Flächenbezogene Phytomasse und Nährstoffmengen

Auf die Fläche bezogen ergeben sich für *Carex elongata* maximale jährliche Phytomassen zwischen 4 (W17), 107 (Wsq1) und 245 kg ha<sup>-1</sup> (Wm1, Tab. 18). Sie wurden in den verschiedenen Untersuchungsjahren zu unterschiedlichen Zeiten (zwischen Juni und August) erreicht. Im Bestand Wsq1 und W17 wurden in beiden Jahren gleich hohe Werte ermittelt, im Bruchwald Wm1 dagegen 1993 eine um 48 kg ha<sup>-1</sup> niedrigere Phytomasse als 1992.

Die Nährelementmengen in der Phytomasse von *Carex elongata* zeigen in den verschiedenen Untersuchungsflächen (und -jahren) die gleiche Tendenz wie die Phytomasse. Mit 4,5 kg N ha<sup>-1</sup> liegen die durchschnittlichen Stickstoffmengen im Bestand Wm1 dreimal so hoch wie im Bestand Wsq1 und etwa 100 mal höher als im Bestand W17 (0,04 kg ha<sup>-1</sup>). Bezüglich der Phosphormengen sind die Differenzen zwischen den Untersuchungsflächen noch größer, die Kaliummengen weisen dagegen geringere Unterschiede auf und liegen in den Pflanzen des Bestandes W17 zeitweilig relativ hoch.

Tab. 18: Jährliche Maximalwerte der Deckung, Anzahl der Horste, Phytomasse und Nährstoffmengen von *Carex elongata* (\*: Für die flächenhafte Berechnung wurden zusätzlich Daten über junge (kleine) Horste erhoben)

Bestand	WSQ1		WM1*						WL7	
			Gesamtfläche		Übergangsbereiche		Schlenken			
Flächengröße	100m <sup>2</sup>		100m <sup>2</sup>		15,7m <sup>2</sup>		77,5m <sup>2</sup>		100m <sup>2</sup>	
Deckung [%]	30		40						1	
Horstzahl	72		86		49 (davon 19 kleine)		37 (davon 5 kleine)		6	
Horstdurchm. [cm]	46				57 (kleine: 24)		62 (kleine: 24)		41	
Horsthöhe [cm]	42				46 (kleine: 39)		59 (kleine: 39)		33	
Jahr	1992	1993	1992	1993	1992	1993	1992	1993	1992	1993
Monat	6	7	8	7	8	7	8	7	8	8
Phytomasse [kg ha <sup>-1</sup> ]	107,3	107,3	244,5	197,0	463,8	380,1	221,1	177,5	3,6	4,4
N-Mengen [kg ha <sup>-1</sup> ]	1,34	1,30	4,46	4,12	8,75	9,39	4,25	3,42	0,04	0,06
P-Mengen [kg ha <sup>-1</sup> ]	0,09	0,07	0,40	0,21	0,69	0,35	0,38	0,15	0,00	0,01
K-Mengen [kg ha <sup>-1</sup> ]	1,64	1,83	2,40	2,45	5,74	5,26	1,93	2,26	0,05	0,01

## Abschätzung des standörtlichen Schwerpunktes und der Standortamplitude

Die höchste Vitalität erreicht *Carex elongata* im wechsellässigen Erlenbruchwald Wm1 mit zeitweiliger Überflutung und sommerlicher Abtrocknung. Ein Vergleich dieses Bestandes (ohne Berücksichtigung der unterschiedlichen Kleinstandorte) mit dem wasserzügigen Torfmoos-Erlenbruchwald Wsq1 ergibt zwar kaum Unterschiede hinsichtlich der Deckung und Anzahl der Horste, die Gesamt-Phytomasse von *Carex elongata* ist an Standort Wm1 aber deutlich höher. Gleiches gilt für den Anteil generativer Sprosse (vergl. Kap. 4.2.7) sowie die Nährstoffkonzentrationen in den Pflanzen, insbesondere für Stickstoff und Phosphor. Die hohen Gehalte dieser Elemente lassen auf eine gute Pflanzenverfügbarkeit im Substrat des Bestandes Wm1 schließen.

Innerhalb dieses Bruchwaldes bieten die Schlenken günstigere Wuchsbedingungen für *Carex elongata* als die Übergangsbereiche. Sowohl die Phytomasse der Horste als auch deren Nährstoffkonzentrationen erreichen hier höhere Werte. Die gemessenen Stickstoffgehalte entsprechen den von JANIESCH (1981:64) für *Carex elongata* angegebenen Werten für einen Erlenbruchwald. Eine Erklärung für den Konkurrenzvorteil dieser Art in zeitweilig überfluteten Böden, in denen die Nitrat- und Ammoniumverfügbarkeit starken jahreszeitlichen Schwankungen unterliegt, besteht darin, daß

sie Ammonium und Nitrat etwa gleich gut verwerten kann, also weder ein ausgesprochener Ammono- noch Nitrophyt ist (JANIESCH 1981). Für die vergleichsweise hohen Phosphorkonzentrationen in der Phytomasse kann eine verstärkte Phosphatlöslichkeit aufgrund wechselnder Redoxpotentiale im Oberboden verantwortlich sein (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 1984:246).

Eine etwas geringere Wuchskraft erreichen die einzelnen *Carex elongata*-Horste in den Übergangsbereichen. Hier dürfte den Pflanzen überwiegend Nitrat als Stickstoffquelle zur Verfügung stehen, da der Boden längerfristig trockenfällt. Vergleichsweise weite C/N-Verhältnisse deuten demgegenüber auf insgesamt niedrige Mineralisationsraten hin (vergl. Kap. 4.2.3.2.2). Ein mittlerer pH-Wert von 3,4 läßt zudem auf eine ungünstigere Basenversorgung schließen. Geringere Phosphorkonzentrationen in der Phytomasse können auf eine verminderte Verfügbarkeit dieses Nährstoffes aufgrund der stärkeren Festlegung in Form von Eisen III-Phosphaten bei höheren Redoxpotentialen zurückzuführen sein. Dies hätte auch eine schlechtere Eisenversorgung der in den Übergangsbereichen wachsenden Pflanzen im Vergleich zu denen in den Schlenken zur Folge. *Carex elongata* ist zwar nach JANIESCH (1981) im Gegensatz zu Ammonophyten (s. Kap. 4.2.6.1.3) dazu in der Lage, auch dreiwertiges Eisen zu verwerten, wird aber in der Phytomasseproduktion durch Fe-II gefördert. Die trotz der beschriebenen ungünstigeren Wuchsbedingungen größere Zahl von *Carex elongata*-Horsten in den Übergangsbereichen im Vergleich zu den längerfristig überfluteten Schlenken kann darauf zurückzuführen sein, daß bei hohem Diasporenpotential (vergl. Kap. 4.2.7) die Etablierungschancen der Jungpflanzen in den Übergangsbereichen aufgrund der hier nur kurzfristigen Überflutung günstiger sind. Die Schlenken bieten dieser Seggenart dagegen nur dort Etablierungsmöglichkeiten, wo erhöhte Bereiche wie umgestürzte Bäume vorhanden sind. Letzteres erklärt die oft linienförmige Anordnung der *Carex elongata*-Horste in den Schlenken. Älteren Seggenhorsten scheint die Überflutung nicht mehr zu schaden, da sie kleine "Bulte" ausbilden, welche auch im Winter über die Wasseroberfläche hinausragen. Eine bevorzugte Ansiedlung dieser Art im Übergang zwischen Bultbereichen und wassergefüllten Schlenken sowie die Bildung eigener Bulte in den Schlenken wird auch von DÖRING (1987:363f) beschrieben.

Bezogen auf die Flächen der einzelnen Kleinstandorte ergibt sich für *Carex elongata* in den Übergangsbereichen somit trotz schlechterer Standortbedingungen eine höhere Gesamt-Phytomasse.

Im Torfmoos-Erlenbruch Wsq1, der sich neben seiner Nährstoffarmut durch ganzjährige Wassersättigung auszeichnet, zeigt *Carex elongata* eine geringere Phytomasse und Reproduktivität (vergl. Kap. 4.2.7) sowie niedrigere Nährstoffgehalte als in der Untersuchungsfläche Wm1. Sofern überhaupt eine nennenswerte Mineralisation stattfindet, steht den Pflanzen hier ausschließlich Ammonium als Stickstoffquelle zur Verfügung (vergl. Kap. 4.2.3.1). Ein weites C/N-Verhältnis im Boden deutet ebenso wie der vergleichsweise geringe Stickstoffgehalt in der oberirdischen Phytomasse (1,5 - 1,9 %) auf einen Mangel an diesem Nährstoff hin. Pflanzenverfügbares Phosphat scheint trotz ganzjährig niedriger Redoxpotentiale ebenfalls nur in geringen Mengen im Boden vorhanden zu sein, wie die niedrigen Phosphorkonzentrationen in den Pflanzen andeuten. Gleiches gilt für Kalium. Da die Standortbedingungen der Untersuchungsfläche sich, soweit nachvollziehbar, seit vielen Jahren kaum verändert haben dürften, scheint die Konkurrenzkraft dieser Art aber trotz der vergleichsweise geringen Reproduktivität für ein längerfristiges Fortbestehen auszureichen.

Der entwässerte Erlenwald Wl7 stellt für *Carex elongata* einen Grenzstandort dar, wie bereits an der geringen Anzahl und Phytomasse der Horste erkennbar ist. Die vermutlich aufgrund von Wassermangel und niedriger pH-Werte stark verminderte Vitalität der Art kann durch eine vergleichsweise günstige Verfügbarkeit von Phosphor und Kalium im Boden, erkennbar an höheren Konzentrationen dieser Elemente in den Pflanzen als in denen des Bestandes Wsq1, nicht kompensiert werden. Ein hohes

Stickstoffangebot in Form von Nitrat (vergl. Kap. 4.2.3) stärkt die Konkurrenzkraft der Segge nicht, da sie diesen Nährstoff im Vergleich zu nitrophytischen Arten weniger gut aufnehmen kann (vergl. JANIESCH 1981). Die Stickstoffgehalte in der Phytomasse liegen hier höher als im Torfmoos-Erlenbruchwald WsQ1, aber niedriger als im Bruchwald Wm1, in welchem den Pflanzen sowohl Nitrat als auch Ammonium zur Verfügung stehen dürfte (s.o.). Der im Vergleich zu Standort WsQ1 höhere Anteil reproduktiver Sprosse (34 - 37 % der Gesamt-Phytomasse der Horste) zeigt aber, daß die Art sich hier zumindest potentiell noch vermehren kann. Dies wird auch am Vorhandensein keimfähiger Samen im Boden deutlich (Kap. 4.2.7). Die im Vergleich zu den Bruchwäldern geringen Wurzelanteile an der Gesamt-Phytomasse müssen kein Beleg für eine geschwächte Vitalität sein, sondern können in der günstigen Nährstoffverfügbarkeit des Standortes begründet liegen (vergl. Kap. 4.2.6.2). Die Grundwasser-Absenkung des Erlenwaldes in Pohnsdorf liegt bereits etliche Jahre zurück. Daher ist davon auszugehen, daß diese Kennart der Bruchwälder auch auf entwässerten, sauren Niedermoorböden längerfristig überlebensfähig ist. Für eine Neubesiedelung derartiger grundwasserferner Standorte ist ihre Konkurrenzkraft aber selbst bei vorhandenem Diasporenpotential nicht ausreichend, wie die Bultbereiche des Erlenbruchwaldes Wm1 zeigen, in denen *Carex elongata* trotz unmittelbarer Nähe hierzu nicht vorkommt (vergl. Kap. 4.2.7).

Innerhalb der untersuchten Bestände liegt der Schwerpunkt von *Carex elongata* somit in zeitweilig wassergesättigten Böden (winterlich überflutete Bruchwälder oder Übergangsbereiche zwischen Bulten und Schlenken). Bei ganzjähriger Wassersättigung und geringer Nährstoffverfügbarkeit zeigt diese Art trotz hoher Deckung (also einer hohen Horstdichte, vergl. Tab. 18) eine deutlich verminderte Wuchskraft. Auf entwässerten Böden kann sie mit vereinzelt Horsten bei stark eingeschränkter Vitalität viele Jahre überdauern, sich aber nicht ausbreiten.

#### 4.2.6.1.2 *Mentha aquatica*

Die Untersuchungen wurden in zwei wasserzügigen Erlenbruchwäldern unterschiedlicher Trophie (Bestände des Carici elongatae-Alnetum violetosum und typicum) durchgeführt (WMQ1, WTQ2). Im Bult-Schlenken-Bestand (WMQ1) besiedelt die Wasserrinde sowohl die Schlenken- als auch die Übergangs- und unteren Bultbereiche. Letztere wurden hier zusammengefaßt, da sie bezüglich der Dichte und Phytomasse der Art keine Unterschiede aufwiesen. Dritter Standort ist der entwässerte Erlenwald WL2, in dem nur wenige, kleinwüchsige Exemplare von *Mentha aquatica* vorkommen.

Wie viele andere Röhrichtarten gehört die Wasserrinde zu den Rhizompflanzen und ist je nach Standort als Hemikryptophyt oder Helophyt zu bezeichnen. Als mäßig schattentolerante Art (Lichtzahl nach ELLENBERG et al. 1991: 7) kommt sie in Erlenbruchwäldern mit hoher Stetigkeit vor, erreicht aber nur selten Deckungen von mehr als 20 % (vergl. Tab. 1). Innerhalb des Carici elongatae-Alnetum hat sie ihren Schwerpunkt in den Varianten von *Cardamine amara* (Stetigkeit III), fehlt aber weitgehend im 'sphagnetosum'. In der *Alnus glutinosa*-Gesellschaft ist die Wasserrinde nur sporadisch vertreten, im Alno-Fraxinetum dagegen häufiger (Stetigkeit II). Die Fortpflanzung erfolgt überwiegend vegetativ über die Klonierung von Rhizomen, aber auch generativ mit hydrochorer Ausbreitung. Nach GRIME et al. (1988) ist *Mentha aquatica* als Konkurrenz-Ruderal-Strategie dazu in der Lage, gestörte Standorte (wie beispielsweise kurzfristig trocken fallende Bruchwaldböden) zu besiedeln.

Die untersuchten Populationen von *Mentha aquatica* bilden jeweils im Herbst etliche Sproßknospen aus, welche dem Rhizom entspringen, deren Längenwachstum (und damit die Bildung oberirdischer Triebe) aber erst im folgenden Frühling beginnt. Daher ist jeweils nur eine Altersklasse erkennbar.



### Sproßdichte

Die erst im April sichtbar werdenden oberirdischen Triebe von *Mentha aquatica* erreichen im Mai ihre maximale Dichte (Abb. 69). Danach verringert sich ihre Anzahl wieder; lediglich in den Schlenken bleibt sie bis zum Juli konstant.

Die höchste Sproßdichte wurde im Bestand WTQ2 mit maximal 24 Pflanzen je Quadratmeter erreicht, gefolgt von den Übergangsbereichen des Bult-Schlenken-Standortes WMQ1 mit 18 Sprossen. Zwischen diesen und den Schlenken bestehen nur geringe Unterschiede. Insgesamt wurden 1993 an Standort WMQ1 etwas mehr Pflanzen gezählt als im Vorjahr. Der entwässerte Erlenwald enthält maximal 0,02 Individuen je Quadratmeter.

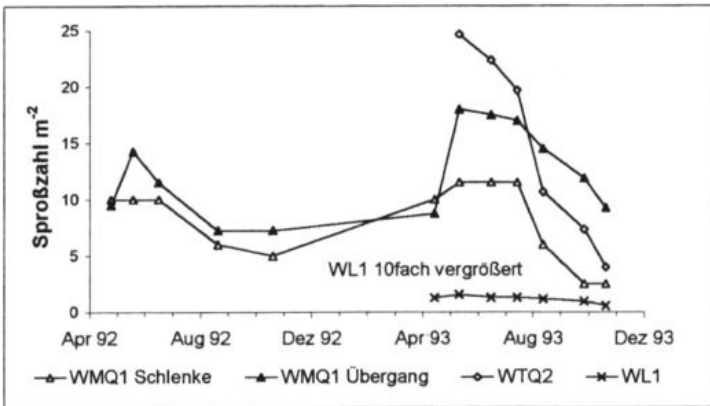


Abb. 69: Jahreszeitliche Veränderung der Sproßdichte von *Mentha aquatica* in verschiedenen Erlenwäldern

Der Blütezeitpunkt von *Mentha aquatica* fällt mit der maximalen oberirdischen Phytomasse der Pflanzen (s. u.) zusammen. Ein Vergleich der Anzahl **generativer und vegetativer Pflanzen** (Abb. 70) zeigt, daß die meisten Triebe steril bleiben. Trotzdem sind Unterschiede zwischen den Beständen erkennbar. Der Anteil blühender Sprosse nimmt von den Übergangsbereichen des Bruchwaldes WMQ1 (17,9 %) über dessen Schlenken (8,3 %) bis zur Untersuchungsfläche WTQ2 (6,8 %) ab. Im entwässerten Erlenwald bleibt die Wassermintze steril.

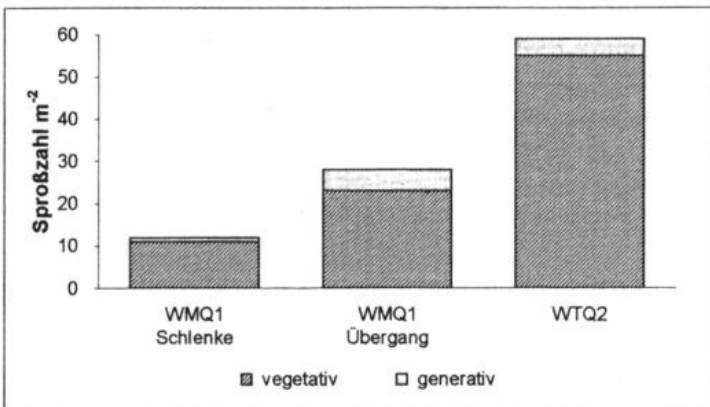


Abb. 70: Anteil vegetativer und generativer Sprosse von *Mentha aquatica* im August 1992 in verschiedenen Erlenwäldern

## Phytomasse

Ihre **maximale jährliche Phytomasse** erreichen die einzelnen Sprosse von *Mentha aquatica* jeweils im August (Abb. 71). Insgesamt entsprechen die Unterschiede der Sproßgewichte in den verschiedenen Beständen denen der Sproßdichte. Die höchste Sproß-Phytomasse wurde im Erlenbruchwald WTQ2 mit maximal 1,2 g festgestellt, die niedrigste im entwässerten Bestand mit maximal 0,18 g.

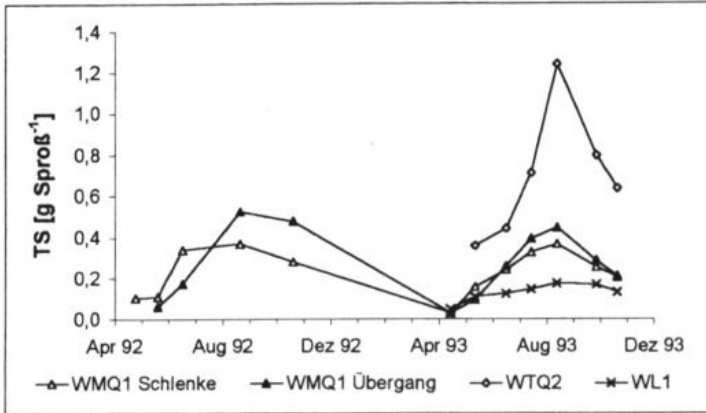


Abb. 71: Jahreszeitliche Veränderung der oberirdischen Trockenmasse von *Mentha aquatica* in verschiedenen Erlenwäldern

Abb. 72 zeigt das Verhältnis zwischen **ober- und unterirdischer Phytomasse** im Oktober 1993. Obwohl zu diesem Zeitpunkt bereits der überwiegende Teil der Triebe abgestorben war, machen die Rhizome und Wurzeln nur in zwei Beständen (WMQ1 Schlenke, WTQ2) einen größeren Anteil an der Gesamt-Phytomasse aus als die oberirdischen Organe. In den Übergangsbereichen (WMQ1) sind die Rhizome und Wurzeln zu 46 % an der Gesamt-Phytomasse beteiligt, im entwässerten Bestand nur zu 36 %. Ein Vergleich der im Oktober erhobenen Rhizom- und Wurzelgewichte mit der maximalen jährlichen Sproß-Phytomasse ergibt für alle Bestände ein Überwiegen der oberirdischen Anteile.

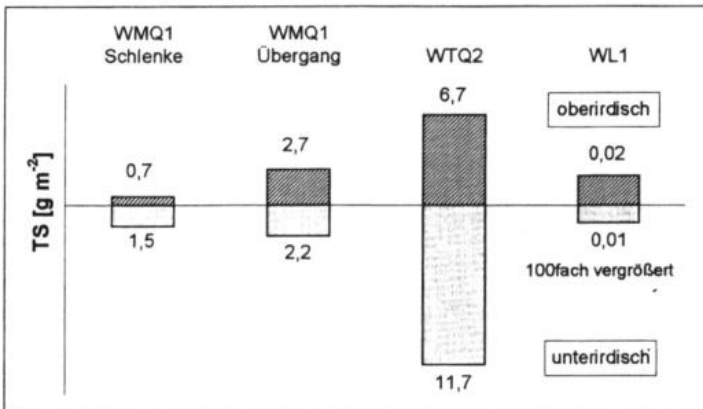


Abb. 72: Ober- und unterirdische Trockenmasse von *Mentha aquatica* im Oktober 1993 in verschiedenen Erlenwäldern

Nährstoffkonzentrationen in der Phytomasse

Die mittleren **Stickstoff**konzentrationen der Rhizome von *Mentha aquatica* (Abb. 73, 74) liegen in allen Untersuchungsflächen niedriger als diejenigen der oberirdischen Phytomasse. Letztere erreichen im entwässerten Erlenwald mit durchschnittlich 3,1 % die höchsten Werte aller untersuchten Bestände. Zwischen den Kleinstandorten des Bult-Schlenken-Bestandes WMQ1 sind nur geringe Unterschiede erkennbar. Hier betrug der mittlere Stickstoffgehalt der Pflanzen 1993 zwischen 2,2 und 2,4 % N und lag damit höher als im Vorjahr. Mit weniger als 1,5 % erreichen die Pflanzen der Untersuchungsfläche WTQ2 die geringsten Werte. Hier wurden dagegen sowohl ober- als auch unterirdisch die höchsten **Phosphorkonzentrationen** (> 0,2 %) nachgewiesen. Sie liegen im Gegensatz zu allen anderen Beständen in den Rhizomen höher als in den Sprossen. Die Pflanzen der Schlenken von Untersuchungsfläche WMQ1 enthalten insgesamt geringfügig mehr Stickstoff als diejenigen der entsprechenden Übergangsbereiche. Die größte Diskrepanz zwischen Sprossen und Rhizomen besteht im Bestand WL1. Hier machen die Phosphorkonzentrationen der Rhizome nur die Hälfte des Wertes der oberirdischen Phytomasse aus.

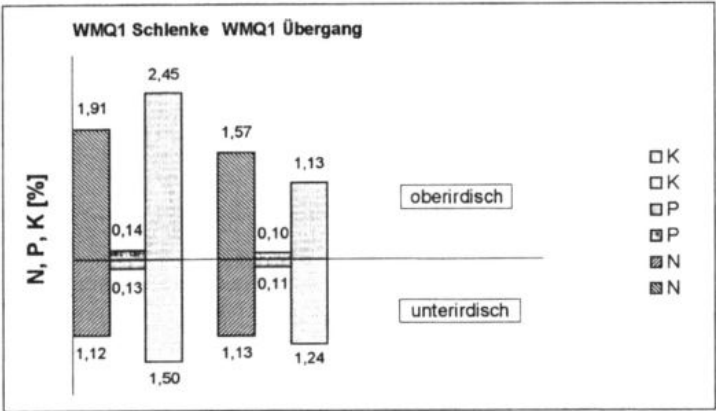


Abb. 73: N-, P- und K-Gehalte der Trockenmasse von *Mentha aquatica* im Jahresmittel 1992 in verschiedenen Erlenwäldern

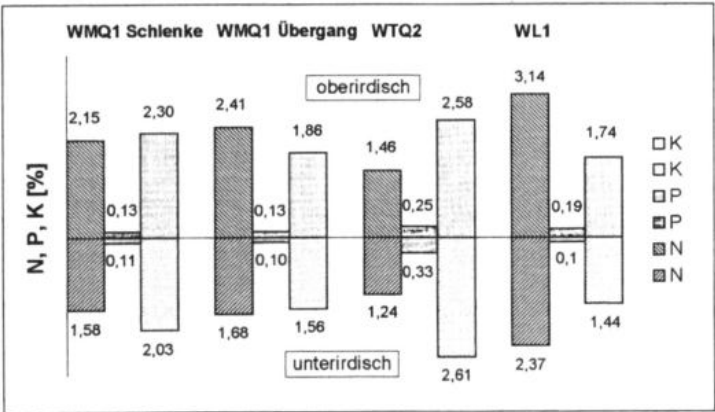


Abb. 74: N-, P- und K-Gehalte der Trockenmasse von *Mentha aquatica* im Jahresmittel 1993 in verschiedenen Erlenwäldern

Die **Kaliumkonzentrationen** von *Mentha aquatica* erreichen mit mehr als 2,5 % im Bruchwald WTQ2 höhere Werte als in den anderen Untersuchungsflächen. In den Schlenken des Bestandes WMQ1 wurden höhere Werte ermittelt als in den Übergangsbereichen, welche mit denen der Pflanzen im Bestand WL2 vergleichbar sind.

Insgesamt zeigen die Nährstoffkonzentrationen der Rhizome und Wurzeln von *Mentha aquatica* in den verschiedenen Beständen die gleichen Tendenzen wie diejenigen der Sprosse.

### Flächenbezogene Phytomasse und Nährstoffmengen

Die maximale oberirdische Phytomasse von *Mentha aquatica* je Flächeneinheit wird zwischen Juli und August erreicht (Tab. 19). Zu diesem Zeitpunkt ist die Sproßdichte bereits rückläufig, die Phytomasse der Einzelsprosse steigt dagegen teilweise noch an.

Im wasserzügigen Erlenbruchwald ohne Bult-Schlenken-Struktur (WTQ2) liegt die maximale oberirdische Phytomasse mit 140 kg ha<sup>-1</sup> etwa viermal so hoch wie diejenige im Bult-Schlenken-Bestand WMQ1, in welchem die Übergangsbereiche höhere Werte erreichen als die Schlenken. Die geringste Phytomasse wurde im entwässerten Erlenwald WL2 mit lediglich 0,2 kg ha<sup>-1</sup> bestimmt.

Obwohl sich die Sproßgewichte im Bestand WMQ1 in beiden Untersuchungsjahren nur geringfügig voneinander unterscheiden, ergeben sich aufgrund der verschiedenen Sproßdichten deutliche Differenzen in der Gesamt-Phytomasse beider Jahre (1992: 32,6 kg ha<sup>-1</sup>, 1993: 57,1 kg ha<sup>-1</sup>).

Entsprechend der Phytomasse liegen die Nährstoffmengen im Bestand WTQ2 am höchsten. 2,3 kg N ha<sup>-1</sup> stehen 0,4 bzw. 1,2 kg im Bult-Schlenken-Bestand sowie 0,2 kg im entwässerten Erlenwald gegenüber. Noch größer ist der Unterschied zwischen beiden Beständen bezüglich der Phosphor- und Kaliummengen.

Tab. 19: Jährliche Maximalwerte der Deckung, Sproßzahl, Phytomasse und Nährstoffmengen von *Mentha aquatica*

Bestand	WMQ1						WTQ2	WL2
	Gesamtfläche		Schlenken		Übergangs- und untere Bultbereiche			
Flächengröße	100m <sup>2</sup>		13m <sup>2</sup>		78m <sup>2</sup>		100m <sup>2</sup>	100m <sup>2</sup>
Deckung [%]	7,5		7,5		12,5		20	2
Jahr	1992	1993	1992	1993	1992	1993	1993	1993
Monat	8	7	8	7	8	7	7	8
maximale Sproßzahl je m <sup>2</sup>	6	15	6	12	7	17	20	0,20
Phytomasse [kg ha <sup>-1</sup> ]	32,6	57,1	22,2	37,7	38,1	66,9	139,8	0,2
N-Mengen [kg ha <sup>-1</sup> ]	0,39	1,20	0,33	0,72	0,44	1,42	2,31	5,2 · 10 <sup>-4</sup>
P-Mengen [kg ha <sup>-1</sup> ]	0,05	0,03	0,02	0,02	0,03	0,06	0,36	3,5 · 10 <sup>-5</sup>
K-Mengen [kg ha <sup>-1</sup> ]	0,33	1,09	0,36	0,79	0,37	1,27	4,17	3,9 · 10 <sup>-4</sup>

### Abschätzung des standörtlichen Schwerpunktes und der Standortamplitude

Die Untersuchungen zeigen, daß die Wuchsbedingungen für *Mentha aquatica* im langfristig wasser-gesättigten Boden des nährstoffreichen Erlenbruchwaldes WTQ2 am günstigsten sind. Hohe Sproßdichten korrelieren hier mit einer hohen Phytomasse der Einzelsprosse. Die geringen Stickstoffkonzentrationen in der ober- und unterirdischen Phytomasse dürften Ausdruck einer geringen Stickstoff-Mineralisation sein. Der pflanzenverfügbare Stickstoff reicht aber für eine vergleichsweise hohe

Phytomasseproduktion der Wasserrinze aus. Als Röhrichtart dürfte sie an eine geringe Stickstoff- und vor allem Nitratverfügbarkeit angepaßt sein. Das Vorkommen von *Urtica dioica* in diesem Bestand deutet allerdings auf einen gewissen Nitratanteil im Boden hin (vergl. Kap. 4.2.6.1.5). Den Untersuchungen von LEE & STEWART (1987) zufolge ist die Nitratreduktase-Aktivität bei *Mentha aquatica* zwar etwa 7 mal geringer als die von *Urtica dioica*, aber höher als bei Ammonophyten. Die Wasserrinze ist also dazu in der Lage, neben Ammonium auch Nitrat aus dem Boden aufzunehmen.

Die Versorgung mit Phosphor und Kalium scheint im wasserzügigen Bestand WTQ2 wesentlich günstiger zu sein als in den anderen Untersuchungsflächen. Eventuell werden diese Nährstoffe mit dem Handdruckwasser eingebracht. Insgesamt liegen die Nährstoffgehalte in den Rhizomen höher als in den Sprossen, was für eine effektive Nährstoffspeicherung spricht (vergl. Kap. 4.2.6.2).

Schlechtere Wuchsbedingungen für *Mentha aquatica* als im beschriebenen Bestand herrschen im Bult-Schlenken-Erlenbruch des Carci elongatae-Alnetum violetosum (WMQ1). Dieser ist durch vergleichbare hydrologische Bedingungen, hohe Ammonifikationsraten (vergl. Kap. 4.2.3) und eine geringere Nährstoffverfügbarkeit gekennzeichnet, erkennbar an niedrigeren Phosphor- und Kaliumkonzentrationen in der Phytomasse. Innerhalb der Fläche bestehen allerdings größere Unterschiede. In den ganzjährig überfluteten Schlenken erreichen die einzelnen Sprosse zwar eine ähnlich hohe Phytomasse wie in den etwas trockeneren Übergangsbereichen, ihre Dichte ist aber ebenso wie ihr generativer Anteil geringer. Vergleichbare Stickstoffgehalte sowie etwas höhere Phosphor- und Kaliumgehalte in den Pflanzen deuten darauf hin, daß die Wuchsbedingungen von *Mentha aquatica* in den Schlenken weniger durch die untersuchten Nährstoffe als durch andere Faktoren limitiert werden. Hierzu kann auch eine unzureichende morphologische und anatomische Anpassung an ganzjährige höhere Überflutung zählen (beispielsweise mangelhafte Sauerstoffversorgung der ganzjährig überfluteten Rhizome durch Aerenchyme).

Im entwässerten Erlenwald der Ausbildung von *Lonicera periclymenum* (WL2) ist die Vitalität von *Mentha aquatica* deutlich geschwächt. Die wenigen vorhandenen Pflanzen erreichen nur eine geringe Phytomasse und bleiben steril. Hierfür scheinen die drei untersuchten Närelemente nicht verantwortlich zu sein, wie ihre vergleichsweise großen durchschnittlichen Anteile an der Phytomasse zeigen. Ein relativ geringer unterirdischer Anteil spricht ebenfalls für eine ausreichende Nährstoffversorgung. Die Stickstoffkonzentrationen in der Phytomasse korrelieren mit der intensiven Stickstoff-Mineralisation (Kap. 4.2.3). Für das Wachstum der Wasserrinze dürfte neben Wassermangel der niedrige pH-Wert limitierend wirken (die Reaktionszahl von *Mentha aquatica* liegt bei 7, ELLENBERG et al. 1991). Ob sich die Wasserrinze an diesem Standort längerfristig behaupten kann, ist aus den genannten Gründen fraglich.

Innerhalb der untersuchten Erlenwälder liegt der standörtliche Schwerpunkt von *Mentha aquatica* somit auf nährstoffreichen Substraten mit zeitweiliger oder ganzjähriger Wassersättigung ohne dauerhafte Überflutungen. Die Amplitude der Art in Richtung höherer Wasserstände ist recht weit. Bei Entwässerung und Bodenversauerung nimmt ihre Konkurrenzkraft dagegen stark ab. Im Bestand WL2 konnte *Mentha aquatica* eventuell nur aufgrund fehlender Raumkonkurrenz durch andere Arten bis heute überdauern.

#### 4.2.6.1.3 *Carex acutiformis*

Die Untersuchung von *Carex acutiformis* erfolgte in sechs Beständen, von denen drei den Erlenbruchwäldern (WMQ1, WM1, WTQ6) und drei der *Alnus glutinosa*-Gesellschaft angehören (WL2, WL6, WP2, vergl. Tab. 2). In der Untersuchungsfläche WMQ1 besiedelt die Art Schlenken,

Übergangs- sowie untere Bultbereiche (letztere unterscheiden sich bezüglich der Dichte und Phytomasse von *Carex acutiformis* nicht und wurden daher für die Untersuchung dieser Art zusammengefaßt). Im Bestand WM1 erreicht die Sumpfssegge dagegen nur in den Schlenken beträchtliche Artmächtigkeiten (vergl. Tab. 9). Die Übergangsbereiche werden hier lediglich zur flächenhaften Berechnung der jährlich erreichten Phytomasse und der Nährstoffgehalte (Tab. 20) herangezogen.

Die zu den ausläuferbildenden Röhrcharten zählende Sumpfssegge, welche von GRIME et al. (1988) den Konkurrenz-Streß-Strategen zuzuordnen ist, entwickelt in Erlenbruchwäldern oft Dominanzbestände. Ihre mittlere Deckung beträgt hier mehr als 20 % (Tab. 1). In der eutraphenten, typischen Subassoziation des Carici elongatae-Alnetum erreicht die Sumpfssegge ihre höchste Stetigkeit (III); ihr Vorkommen erstreckt sich aber über nahezu alle bearbeiteten Vegetationstypen.

Die generative Fortpflanzung der von ELLENBERG et al. (1991) als Lichtpflanze (Lichtzahl 7) eingestuften Sumpfssegge ist an höhere Beleuchtungsstärken gebunden. In Wäldern erfolgt die Fortpflanzung überwiegend vegetativ über die Klonierung von Rhizomen (GRIME et al. 1988). Die untersuchten Bestände enthalten nur sporadisch blühende Pflanzen und Keimlinge (vergl. Kap. 4.2.7).

Ebenso wie *Carex elongata* entwickelt auch *Carex acutiformis* im Herbst kleine überwinternde Triebe ohne entfaltete Blätter, deren Anzahl sich bis zum folgenden Frühjahr um etwa das Doppelte vermehrt und die sich als eigene Altersklasse abgrenzen lassen. Abb. 75 zeigt dies am Beispiel von Standort WtQ6. Diese Winter-Sprosse konnten allerdings nicht in allen Untersuchungsflächen und -jahren in vergleichbarer Größenordnung nachgewiesen werden. In einem Bestand wurden sie erst im Frühjahr sichtbar. In diesem Fall ist *Carex acutiformis* als Geophyt (Helophyt) zu bezeichnen, ansonsten, ebenso wie *Carex elongata*, als Hemikryptophyt.

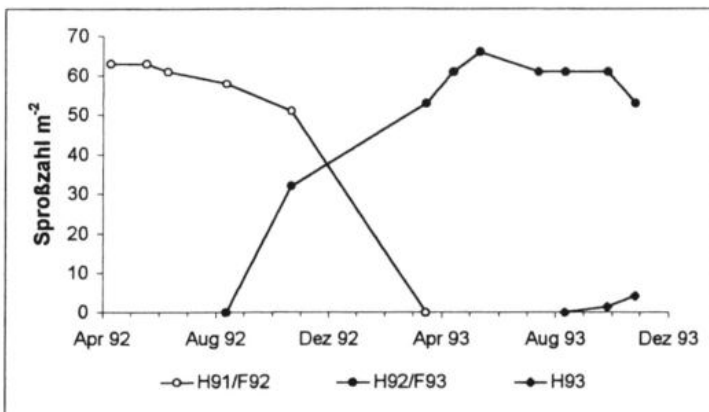


Abb. 75: Jahreszeitlicher Verlauf der Sproßdichte verschiedener Altersklassen von *Carex acutiformis* im Bestand WtQ6

## Sproßdichte

Mit durchschnittlich 65 Individuen je Quadratmeter erreicht die Sproßdichte von *Carex acutiformis* in Fläche WtQ6 einen etwa doppelt so hohen Wert wie in den anderen Bruchwäldern (Abb. 76). In den Schlenken des Bestandes WM1 liegt sie zwischen 10 und 30 Individuen je Quadratmeter, im wasserzügigen Erlenbruchwald WMQ1 geringfügig niedriger. Hier sind keine deutlichen Unterschiede zwischen beiden Kleinstandorten erkennbar.

Die Anzahl der *Carex acutiformis*-Sprosse in den drei entwässerten Erlenwäldern beträgt maximal drei je Quadratmeter. Der niedrigste Wert (0,02 - 0,03 Sprosse  $\text{m}^{-2}$ ) wurde im Bestand WL2 ermittelt.

Der besonders im Bestand WTQ6 deutliche herbstliche Anstieg der Sproßdichte ist auf die Entwicklung neuer Triebe zurückzuführen. In den Übergangsbereichen des Bruchwaldes WMQ1 war der Zuwachs der Einzelsprosse im Oktober 1992 geringer als die Absterberate der alten, daher sank die Sproßdichte in diesem Zeitraum ab. Im Erlenwald WL2 konnten 1992 keine Herbst-Triebe nachgewiesen werden.

Mit Ausnahme von Standort WL2 ist in allen Beständen ein leichter Anstieg der Sproßdichte im zweiten Untersuchungsjahr zu erkennen (s. Kap. 4.2.6.2).

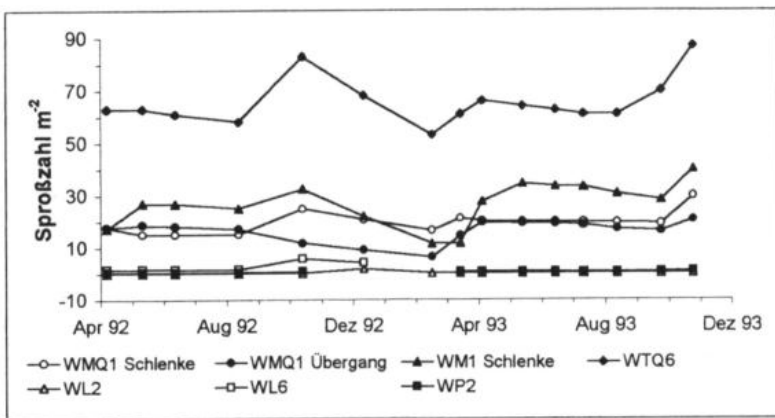


Abb. 76: Jahreszeitliche Veränderung der mittleren Sproßdichte von *Carex acutiformis* in verschiedenen Erlenwäldern

### Phytomasse

Bezüglich der Phytomasse-Entwicklung von *Carex acutiformis* im Jahresverlauf sind keine eindeutigen Unterschiede zwischen Erlenbruchwäldern und ihren Entwässerungsstadien erkennbar (Abb. 77). Mit Ausnahme der Bestände WMQ1 (Übergang) und WL2 differieren die Sproßgewichte der untersuchten Flächen nur geringfügig. Sie erreichten im August 1992 Maximalwerte zwischen 1,8 g (WM1) und 2,1 g (WL6). In den Übergangsbereichen des Bruchwaldes WMQ1 betrug das maximale Sproßgewicht zu diesem Zeitpunkt 1,5 g, im entwässerten Erlenwald WL2 lediglich 0,6 g. 1993 erreichten die Pflanzen teilweise bereits im Juli ihr maximales Gewicht, welches in den Flächen WMQ1 (Schlenken), WTQ6 und WP2 aber um 0,4 g, 0,6 g sowie 0,5 g niedriger lag als im Vorjahr.



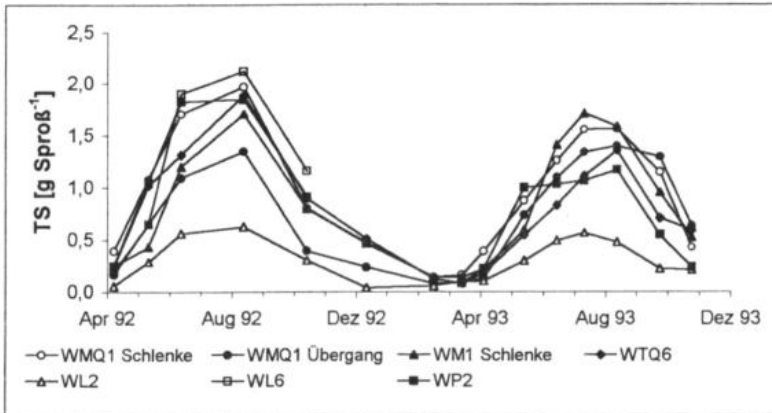


Abb. 77: Jahreszeitliche Veränderung der oberirdischen Trockenmasse von *Carex acutiformis* in verschiedenen Erlenwäldern

### Nährstoffkonzentrationen

Abb. 78, 79 und 80 zeigen die durchschnittlichen Konzentrationen von Stickstoff, Phosphor und Kalium in der Phytomasse der in Altersklassen (Herbst 91 / Frühjahr 92; Herbst 92 / Frühjahr 93) unterteilten Pflanzen. Die Altersklasse 'Herbst 1993' (H 93) ist nicht abgebildet, da sie nur ein- bis zweimal beprobt wurde und daher keine Jahresmittelwerte existieren.

Die mittleren jährlichen **Stickstoffkonzentrationen** von *Carex acutiformis* betragen zwischen 1,5 % und 2,7 % der Phytomasse. Sie lagen in fast allen Beständen 1993 höher als im Vorjahr. Zwischen den verschiedenen Erlenbruchwäldern sind mit Ausnahme des Bestandes WM1, welcher sich durch vergleichsweise hohe Stickstoffkonzentrationen in der Altersklasse H92 / F93 auszeichnet, keine auffälligen Unterschiede zu erkennen. Die Sprosse der beiden entwässerten Erlenwälder WL2 und WP2 zeichnen sich gegenüber denen der Erlenbruchwälder (mit Ausnahme der Fläche WM1) durch leicht erhöhte Stickstoffkonzentrationen aus, diejenigen des entwässerten Bestandes WL6 dagegen durch niedrigere.

Bezüglich der mittleren **Phosphorkonzentrationen** in der *Carex acutiformis*-Phytomasse sind deutlichere Differenzen zwischen den verschiedenen Beständen und Altersklassen erkennbar. Die höchsten Werte (0,23 - 0,30 %) wurden wiederum im Bruchwald WM1 ermittelt. Hier zeigt die Altersklasse H92 / F93 gegenüber der vorjährigen aufgrund höherer Frühjahrswerte (maximal 0,7 % im Vergleich zu 0,4 % im Vorjahr, nicht dargestellt) einen deutlichen Anstieg. Auch der entwässerte Bestand WP2 zeichnet sich durch vergleichsweise hohe Phosphorkonzentrationen aus (0,24 % N). In den Übergangsbereichen der Untersuchungsfläche WMQ1 wurden geringere Werte ermittelt als in den Schlenken. Erstere gleichen denen des Bruchwaldes WTQ6. In beiden entwässerten Erlenwäldern der Ausbildung von *Lonicera periclymenum* enthält *Carex acutiformis* nur geringe Phosphorkonzentrationen in der Phytomasse.

**Kalium** hat mit Ausnahme des Bestandes WL6 einen Anteil von 1,5 bis 2,5 % an der Phytomasse der Sumpfsegge. In den Schlenken des Bruchwaldes WMQ1 wurden die höchsten Konzentrationen ermittelt, in den Übergangsbereichen etwas geringere. Innerhalb der entwässerten Erlenwälder erreicht die Fläche WL2 vergleichsweise hohe, die Fläche WL6 dagegen mit 1,2 - 1,4 % die niedrigsten Werte. Die Unterschiede zwischen den Untersuchungsjahren sind gering.

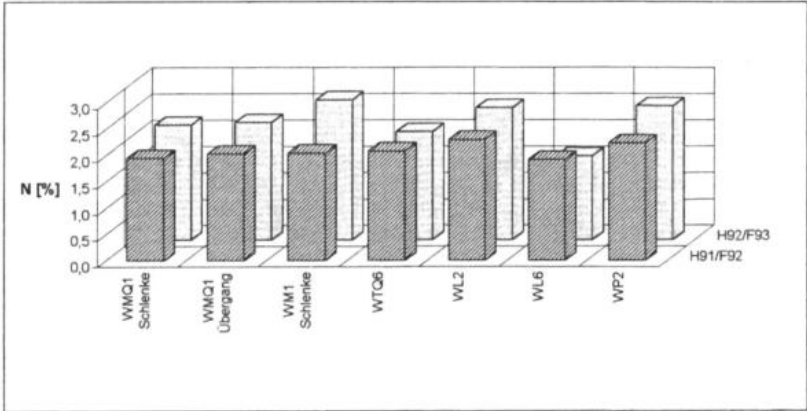


Abb. 78: N-Gehalte der Trockenmasse verschiedener Altersklassen von *Carex acutiformis* im Jahresmittel 1992 und 1993 in verschiedenen Erlenwäldern

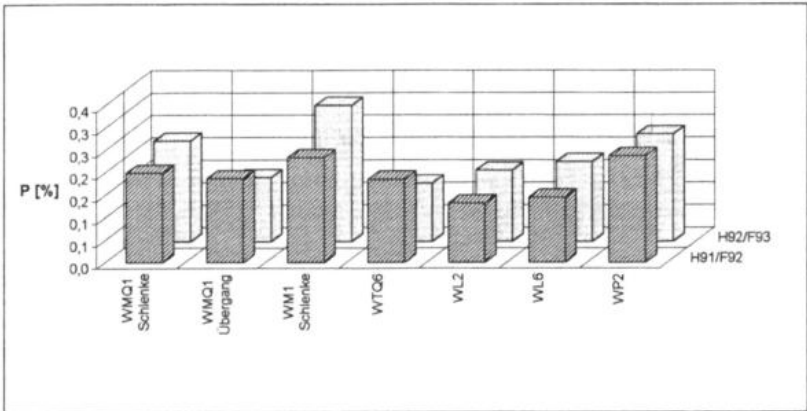


Abb. 79: P-Gehalte der Trockenmasse verschiedener Altersklassen von *Carex acutiformis* im Jahresmittel 1992 und 1993 in verschiedenen Erlenwäldern

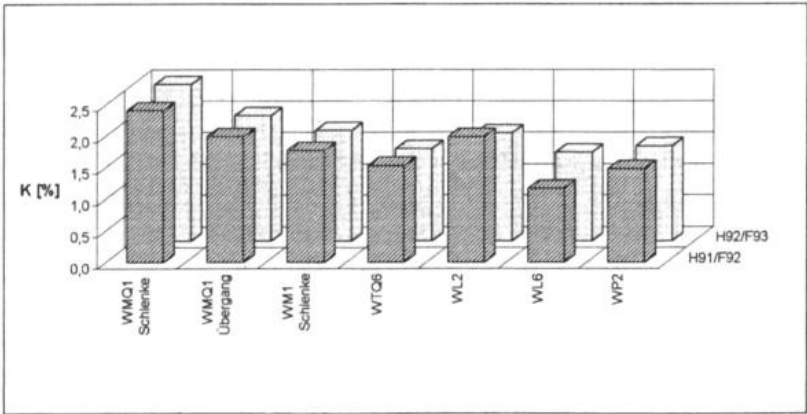


Abb. 80: K-Gehalte der Trockenmasse verschiedener Altersklassen von *Carex acutiformis* im Jahresmittel 1992 und 1993 in verschiedenen Erlenwäldern

**Flächenbezogene Phytomasse und Nährstoffmengen**

Die maximale oberirdische Phytomasse von *Carex acutiformis* je Flächeneinheit wurde 1992 in allen Untersuchungsflächen im August erreicht, im Folgejahr dagegen teilweise bereits im Juli (Tab. 20). In den meisten Beständen lagen die Werte 1993 im Vergleich zum Vorjahr trotz geringerer Einzelsproßgewichte höher, weil insgesamt mehr Triebe gebildet wurden. Ausnahmen sind die Flächen WTQ6 und WL2, in denen 1993 sowohl geringere Einzelsproßgewichte als auch geringere Sproßdichten ermittelt wurden als 1992.

Mit etwa 800 - 1000 kg TS ha<sup>-1</sup> erreicht die jährliche Phytomasse von *Carex acutiformis* im Erlenbruchwald WTQ6 die mit Abstand höchsten Werte, gefolgt vom Bult-Schlenken-Bestand WM1 (ca. 350 - 450 kg ha<sup>-1</sup>) und dem wasserzügigen Erlenbruchwald WMQ1 (ca. 200 - 230 kg ha<sup>-1</sup>). Innerhalb der beiden letztgenannten Bruchwälder bestehen aber größere Unterschiede zwischen den einzelnen Kleinstandorten: In den Schlenken von Fläche WM1 beträgt die Phytomasse mehr als 400 kg ha<sup>-1</sup>, auf die Übergangsbereiche fällt lediglich ein Anteil von etwa 100 kg ha<sup>-1</sup>. Im Bruchwald WMQ1 sind die Unterschiede zwischen den Kleinstandorten dagegen nur gering.

Die maximale jährliche Phytomasse der Sumpfschilf beträgt in den entwässerten Erlenwäldern zwischen 0,12 und 33,1 kg ha<sup>-1</sup>.

Tab. 20: Jährliche Maximalwerte der Deckung, Sproßzahl, Phytomasse und Nährstoffmengen von *Carex acutiformis*

Bestand	WMQ1						WM1					
	Gesamtfläche		Schlenken		Übergang		Gesamtfläche		Schlenken		Übergangsbereiche	
Flächengröße	100m <sup>2</sup>		13m <sup>2</sup>		78m <sup>2</sup>		100m <sup>2</sup>		77,5m <sup>2</sup>		15,7m <sup>2</sup>	
Deckung [%]	30 30		40 60		40 40		30 30		90 90		<1 <1	
Jahr	1992	1993	1992	1993	1992	1993	1992	1993	1992	1993	1992	1993
Monat	8	7	8	7	8	7	8	7	8	7	8	7
max. Sproßzahl je m <sup>2</sup>	15	20	15	20	17	18	20	27	25	33	5	7
Phytomasse [kg ha <sup>-1</sup> ]	217,6	232,3	295,6	305,3	229,7	246,9	344,6	458,1	426,8	567,3	89,0	118,3
N-Mengen [kg ha <sup>-1</sup> ]	2,89	5,13	3,58	6,44	3,11	5,51	6,48	12,52	8,02	15,50	1,67	3,23
P-Mengen [kg ha <sup>-1</sup> ]	0,28	0,30	0,43	0,56	0,29	0,29	0,41	0,85	0,51	1,05	0,11	0,22
K-Mengen [kg ha <sup>-1</sup> ]	4,28	3,82	6,03	8,37	4,49	3,50	2,79	6,58	3,46	8,14	0,72	1,70

Bestand	WTQ6		WL2		WL6		WP2	
	100m <sup>2</sup>		100m <sup>2</sup>		100m <sup>2</sup>		100m <sup>2</sup>	
Flächengröße	100m <sup>2</sup>		100m <sup>2</sup>		100m <sup>2</sup>		100m <sup>2</sup>	
Deckung [%]	60 60		<1 <1		3 3		3 3	
Jahr	1992	1993	1992	1993	1992	1993	1992	1993
Monat	8	8	8	8	8	8	8	8
max. Sproßzahl je m <sup>2</sup>	58	61	0,03	0,02	1,56	0,34	0,56	0,56
Phytomasse [kg ha <sup>-1</sup> ]	1096,2	827,6	0,19	0,12	33,1	6,3	6,6	6,6
N-Mengen [kg ha <sup>-1</sup> ]	20,43	15,74	0,004	0,315	0,40	0,11	0,17	0,17
P-Mengen [kg ha <sup>-1</sup> ]	1,50	0,90	0,00019	0,00020	0,03	0,01	0,01	0,01
K-Mengen [kg ha <sup>-1</sup> ]	18,36	12,41	0,00353	0,00222	0,12	0,09	0,12	0,12

Die Nährstoffmengen verteilen sich entsprechend der Phytomasse auf die einzelnen Bestände. In den Erlenbruchwäldern sind maximal 3 - 20 kg Stickstoff, 0,3 - 1,5 kg Phosphor und 3 - 18 kg Kalium in

den Pflanzen gebunden. In den entwässerten Erlenwäldern liegen die entsprechenden Werte um mehr als das Hundertfache niedriger.

### Abschätzung des standörtlichen Schwerpunktes und der Standortamplitude

*Carex acutiformis* erreicht bei langfristiger Wassersättigung des Bodens, kurzer sommerlicher Abtrocknung bis zu wenigen Zentimetern unter Flur sowie pH-Werten nahe des neutralen Bereiches (WTQ6) die höchste Vitalität. Nach Untersuchungen von JANIESCH (1981, 1991) ist die Art an wassergesättigte Böden optimal angepaßt. Sie gehört den Ammonophyten an, welche Ammonium als Stickstoffquelle besser ausnutzen können als Nitrat, da ihre Nitratreduktaseaktivität selbst bei hohen Substratkonzentrationen im Boden nur gering ist. Außerdem werden diese Arten durch hohe Gehalte an reduziertem Eisen-II in der Bodenlösung nicht geschädigt, sondern in ihrer Stoffproduktion sogar gefördert. Darüber hinaus sind sie dazu in der Lage, über ihr Aerenchym Sauerstoff aus den Wurzeln in den Boden abzugeben und damit in der Rhizosphäre oxidative Bedingungen zu schaffen (vergl. auch MÜLLER et al. 1994). Untersuchungen von MÜLLER & JANIESCH (1993) an einer weiteren, als ammonophytisch geltenden Art (*Carex pseudocyperus*) ergaben eine maximale Nitratreduktaseaktivität in bei sehr geringen Nitratmengen im Boden, welche im Rhizosphärenbereich wassergesättigter Böden anfallen können. *Carex pseudocyperus* scheint somit eine effektive Strategie zur Ausnutzung geringer Nitratmengen entwickelt zu haben. Möglicherweise gilt dies auch für andere 'Ammonophyten', wie *Carex acutiformis*.

Die gemessenen, vergleichsweise geringen Phosphorkonzentrationen der Sumpfschilf im Bestand WTQ6 (minimal 0,05 %, maximal 0,18 %) sind mit den von KONINGS et al. (1992) für *Carex acutiformis* in einem produktiven Seggenried ermittelten Werten (0,1 - 0,65 %) vergleichbar. Sie belegen, daß die Sumpfschilf relativ geringe Mengen dieses Nährelementes benötigt, um eine hohe Produktivität zu erreichen. Der stellenweise niedrige Humusgehalt in dem von Sandlinsen durchzogenen Niedermoorboden der Untersuchungsfläche WTQ6 schwächt die Produktivität der Sumpfschilf nicht. Kudo & ITO (1988:251) konnten für *Phragmites australis* in einem Sandboden mit Torfanteilen nachweisen, daß die Rhizome sich im nährstoffreicheren Torf konzentrieren. Eventuell ist dies bei *Carex acutiformis* ebenso.

Bei sommerlicher Abtrocknung des Bodens sowie niedrigeren pH-Werten (WM1) nimmt die Sproßdichte und damit die Phytomasseproduktion von *Carex acutiformis* insgesamt etwa um die Hälfte ab. In einigen Bereichen der Schlenken ist die Art allerdings mit hoher Sproßdichte vertreten, während sie in anderen völlig fehlt. Als Ursache für die insgesamt geringere Produktivität kommen zeitweilig günstige Nitrifikationsbedingungen in Frage, welche die Konkurrenzkraft von *Carex elongata* (Kap. 4.2.6.1.1) gegenüber *Carex acutiformis* fördern könnten. Ein Vergleich der mittleren Stickstoffgehalte beider Arten im Bestand WM1 ergibt für *Carex elongata* höhere Werte als für *Carex acutiformis*. Trotzdem liegen die Stickstoffkonzentrationen in der Phytomasse der Sumpfschilf hier deutlich höher als im produktiveren Bestand WTQ6, was auf ein vergleichsweise günstiges Stickstoffangebot hindeutet. Gleiches gilt für die übrigen untersuchten Nährelemente. Höhere Phosphorgehalte in der Phytomasse der Pflanzen von Standort WM1 im Vergleich zu den für die übrigen Bruchwälder ermittelten Konzentrationen dieses Nährstoffes können mit den niedrigen pH-Werten im Boden zusammenhängen, da die Phosphatlöslichkeit mit abnehmendem pH-Wert steigt (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 1984:246). Die schwächere Konkurrenzkraft der Sumpfschilf in den Schlenken des Bestandes WM1 im Vergleich zum Bruchwald WTQ6 ist also mit den Nährstoffkonzentrationen der Phytomasse nicht zu erklären. Den Untersuchungen von JANIESCH (1981, 1986) zufolge lassen allerdings zumindest die Stickstoffkonzentrationen von Ammonophyten kaum Rückschlüsse auf ihren

Stickstoffwechsel zu, da eine zunehmende Nitraternährung zu einer Anreicherung von  $\text{NO}_3$  in der Phytomasse führt, welches aber nur in geringem Maß zur Bildung von Proteinen genutzt werden kann.

Mit der Abnahme des Grundwassereinflusses in den Übergangsbereichen des Bestandes WM1 sinkt die Wuchskraft der Sumpfsegge soweit, daß sie hier größtenteils von *Carex elongata* ersetzt wird. Auf den grundwasserferneren Bulten fehlt *Carex acutiformis* völlig.

Die vergleichsweise geringe Sproßdichte und Phytomasse von *Carex acutiformis* trotz ganzjährig hoher Wasserstände und hoher Ammonifikationsraten (vergl. Kap. 4.2.3) im Bestand WMQ1 läßt sich mit den erwähnten physiologischen Anpassungsmechanismen der Art nicht erklären. Auch die pH-Werte und C/N-Verhältnisse im Boden sowie die Nährstoffkonzentrationen in der Phytomasse bieten keinen Anhaltspunkt für eine ungünstigere Nährstoffverfügbarkeit im Vergleich zum Bruchwald WTQ6, womit die geringere Produktivität im Bestand WMQ1 zu erklären wäre. Ob hierfür Trophieunterschiede zwischen beiden Bruchwäldern verantwortlich sind, die mit den Untersuchungen nicht erfaßt wurden, bleibt somit unklar. Eventuell spielen auch ungünstigere Lichtverhältnisse in der Krautschicht eine Rolle. Zwar wurden in beiden Beständen gleiche Baumschicht-Deckungen ermittelt (Tab. 2). Im bestandesinneren des Bruchwaldes WTQ6, der sich an einem Seeufer in direkter Nachbarschaft zum angrenzenden Schilfröhricht befindet, steigt die Beleuchtungsstärke aber mit zunehmender Nähe zum See an.

Innerhalb des Bestandes WMQ1 erreicht *Carex acutiformis* in den Schlenken bei vergleichbarer Sproßdichte höhere Einzelsproßgewichte als in den Übergangsbereichen, scheint also durch ganzjährige Überflutung eher in ihrer Wuchskraft gefördert als geschwächt zu werden. Hierfür dürfte neben der weitgehend fehlenden Konkurrenz durch andere Arten ein vergleichsweise hohes Angebot an Phosphor und Kalium verantwortlich sein, wie die höheren Konzentrationen dieser Elemente in der Phytomasse zeigen.

Die Entwässerung der Erlenbruchwälder bewirkt zunächst eine deutliche Reduktion der Sproßdichte von *Carex acutiformis*. Die Einzelsproßgewichte erreichen dagegen zumindest in den Beständen WP2 und WL6 ähnliche Werte wie die in den Erlenbruchwäldern gemessenen. Vergleichsweise hohe Stickstoffkonzentrationen in den Pflanzen des Bestandes WP2 belegen zusammen mit hohen Phosphorgehalten eine ausreichende Nährstoffversorgung. Die Stickstoffkonzentrationen der oberirdischen Phytomasse von *Carex acutiformis* entsprechen denen des Erlenbruchwaldes WM1, obwohl der Nitrifikationsgrad im entwässerten Bestand WP2 90 % beträgt (vergl. Kap. 4.2.3). Diese Ergebnisse deuten an, daß die geringere Produktivität der Sumpfsegge im Bestand WP2 weniger auf einen Mangel an Nährstoffen als auf eine geschwächte Konkurrenzkraft im Vergleich zu Nitrophyten zurückzuführen ist.

In dem der *Lonicera periclymenum*-Ausbildung der *Alnus glutinosa*-Gesellschaft zugeordneten Erlenwald WL6 erreicht die Phytomasse von *Carex acutiformis* ähnliche Werte wie im Bestand WP2; die Sproßdichte liegt etwas höher. Geringere Konzentrationen der drei untersuchten Nährelemente in den Pflanzen deuten aber auf eine ungünstigere Nährstoffverfügbarkeit hin, welche unter anderem auf intensivere Auswaschungsprozesse dieser Nährstoffe aus dem basenarmen Oberboden (mittlerer pH-Wert: 3,4; Tab. 6) zurückzuführen sein dürfte. Als limitierender Faktor für das Pflanzenwachstum kommt vor allem Kalium in Frage, welches hier die geringsten Konzentrationen in der Phytomasse aufweist.

Der tiefgreifenderen Absenkung des Grundwasserstandes (mittlerer Wasserstand: 50 cm u. F., s. Kap. 4.2.1.5), gekoppelt mit einer stärkeren Bodenversauerung (pH 3 im Oberboden; Tab. 6) im

Bestand W1.2 vermag *Carex acutiformis* nur mit deutlich eingeschränkter Wuchskraft zu widerstehen. Neben der Sproßdichte fallen hier auch die Einzelsproßgewichte gegenüber allen anderen Beständen deutlich ab. Vergleichsweise hohe Stickstoffkonzentrationen in den Pflanzen deuten ein ausreichendes Stickstoffangebot an und korrelieren mit einer intensiven Torfmineralisation. Geringe Phosphorgehalte in der Phytomasse sprechen dagegen für einen Mangel an diesem Nährelement im Vergleich zu den Pflanzen in den weniger stark entwässerten Erlenwäldern Wp2 und W1.6. Die Untersuchungen von JANIESCH (1981) belegen, daß Ammonophyten wie *Carex acutiformis* die Fähigkeit zur Reduktion des Eisens fehlt, welches in entwässerten Böden überwiegend in oxidiert Form vorliegt, aber nur in reduzierter Form aufgenommen werden kann. Mit der Verringerung der Eisenverfügbarkeit bei zunehmender Entwässerung sinkt auch das Phosphatangebot, da die gelösten Phosphate sich mit den Eisenoxiden verbinden. Hohe Phosphorkonzentrationen in der Phytomasse ammonophytischer *Carex*-Arten sind den Laboruntersuchungen von JANIESCH (1981) zufolge mit hohen Gehalten an reduziertem Eisen im Nährmedium gebunden. Daher ist zu vermuten, daß auch die Sumpfschilf im Bestand W1.2 an Eisenmangel leiden. Neben der ungünstigen Nährstoffversorgung dürfte sich außerdem das im Vergleich zur Untersuchungsfläche W1.6 geringere Lichtangebot im Bestandesinneren negativ auf das Wachstum von *Carex acutiformis* auswirken.

Insgesamt bestätigen die Untersuchungen von *Carex acutiformis* die anhand der Stetigkeit in Tab. 1 ermittelte weite standörtliche Amplitude dieser Art innerhalb von Erlenwäldern. Ihre höchste Vitalität erreicht die Sumpfschilf in den ganzjährig wassergesättigten Böden der Bruchwälder bei schwach saurer Bodenreaktion. Sie kann sich aber ohne Produktivitätseinbußen der Einzelsprosse selbst in entwässerten Beständen, bei geringen Basengehalten und ungünstiger Nährstoffversorgung behaupten, wenngleich mit geringer Sproßdichte. Erst ein Zusammentreffen aller genannten Faktoren schwächt auch die Phytomasseproduktion der Einzelsprosse. Die Überdauerung von *Carex acutiformis* im Bestand W1.2 dürfte, wie bereits für *Mentha aquatica* vermutet, mit der fehlenden Raumkonkurrenz durch andere Arten zusammenhängen.

Eine Neubesiedlung entwässerter Erlenwälder kann selbst bei vorhandenem Diasporenpotential (wie in Fläche W1.6 nachgewiesen, vergl. Kap. 4.2.7) und fehlender Raumkonkurrenz durch andere Arten für *Carex acutiformis* aufgrund ungünstiger Standortbedingungen als unwahrscheinlich erachtet werden.

Ein Vergleich der *Carex acutiformis*-Phytomasse in Erlenwäldern mit der in unbeschatteten Beständen zeigt, daß diese Art in den untersuchten Wäldern weit von ihren Optimalstandorten entfernt ist. Ihre oberirdische Phytomasse beträgt in einer brachgefallenen Feuchtwiese  $6400 \text{ kg ha}^{-1}$  (SACH 1998), in einem *Carex acutiformis*-Dominanzbestand  $2441 \text{ kg ha}^{-1}$  (PFADENHAUER & LÜTKE TWENHÖVEN 1986), in anderen Großschilfniedern zwischen  $6300 \text{ kg ha}^{-1}$  (PEARSALL & GORHAM 1956:199) und  $8000 \text{ kg ha}^{-1}$  (VERHOEVEN et al. 1983), teilweise sogar mehr als  $11400 \text{ kg ha}^{-1}$  (AERTS et al. 1992:655). In letzterem Bestand wurden mehr als 500 Sprosse pro Quadratmeter und damit mehr als acht mal so viele wie in dem bezüglich der Sumpfschilf produktivsten Erlenbruchwald gezählt.

#### 4.2.6.1.4 *Dryopteris dilatata*

*Dryopteris dilatata* wurde an vier Standorten untersucht, von denen zwei der *Lonicera periclymenum*-Ausbildung der *Alnus glutinosa*-Gesellschaft angehören (W1.5, W1.7). Weitere Untersuchungsflächen sind die Bulte der beiden Erlenbruchwälder WMQ1 und WM1.

Der Dornfarn gehört zu den hochwüchsigen Hemikryptophyten und gilt als schatten- und säuretolerant sowie nässeempfindlich (ELLENBERG et al. 1991). Innerhalb der in Tab. 1 bearbeiteten



Feuchtwälder erreicht er in der *Lonicera periclymenum*-Ausbildung der *Alnus glutinosa*-Gesellschaft seine höchste Stetigkeit und bildet häufig Dominanzbestände, wie die hohe mittlere Deckung belegt. Aufgrund seiner hohen Produktivität bei suboptimalen Standortverhältnissen wird *Dryopteris dilatata* von GRIME et al. (1988) zu den Konkurrenz-Streß-Strategen gestellt. In Erlenbruchwäldern ist der Farn hauptsächlich auf den trockeneren Bulten vertreten. Seine Ausbreitung erfolgt über die Rhizome sowie zahlreiche Sporen (mehr als 13 Mio. je Wedel, GRIME et al. 1988).

*Dryopteris dilatata* bildet nicht nur zu Beginn der Vegetationsperiode, sondern bis in den Herbst hinein immer wieder neue Wedel, während die alten teilweise absterben. Das Längenwachstum dieser Farnwedel hält bis in den August hinein an. Es lassen sich daher verschiedene Größenklassen voneinander unterscheiden, wie beispielhaft für die Population des Bestandes W15 dargestellt ist (Abb. 81). Hier kommen bis in den Oktober hinein neue Farnwedel hinzu. Bei einem Vergleich von Monatsmittelwerten der Wedelgewichte verschiedener Bestände ist daher zu berücksichtigen, daß sich diese jeweils aus unterschiedlichen Altersklassen zusammensetzen.

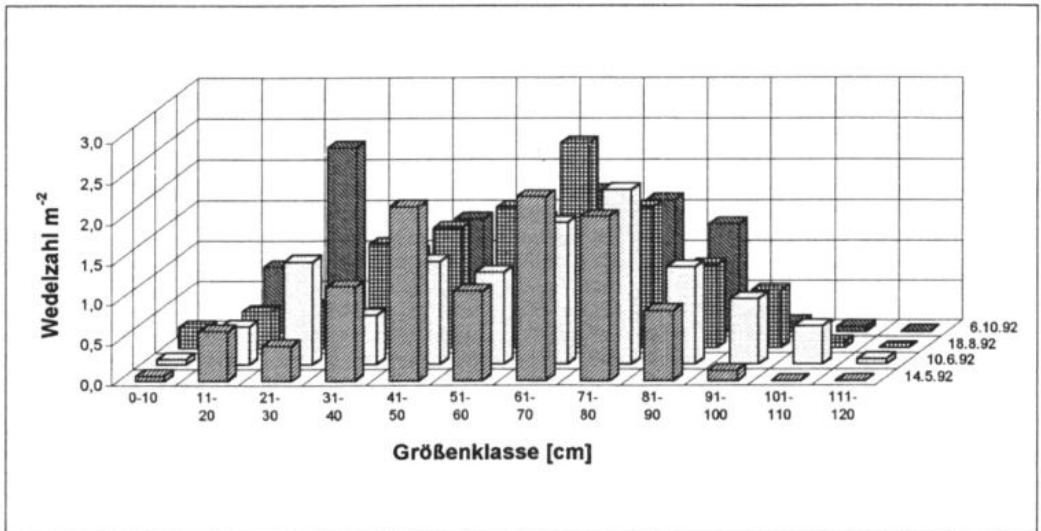


Abb. 81: Jahreszeitliche Veränderung der Sproßdichte verschiedener Größenklassen von *Dryopteris dilatata* im Bestand W15

### Phytomasse der Einzelpflanzen

Die durchschnittliche Phytomasse der einzelnen Farnwedel nimmt von Mai bis Juni zunächst stark zu und bleibt dann in allen Beständen mehr oder weniger konstant (Abb. 82), da einerseits die einzelnen Wedel weiter wachsen, andererseits aber etliche neue Wedel hinzukommen, die das Durchschnittsgewicht reduzieren. Auf den Bulten des Bruchwaldes WM1 wurde die höchste Phytomasse je Wedel ermittelt (bis zu 3 g), auf denen der Untersuchungsfläche WMQ1 die niedrigste (1,3 g). Die Maximalwerte der beiden entwässerten Erlenwälder unterscheiden sich kaum.



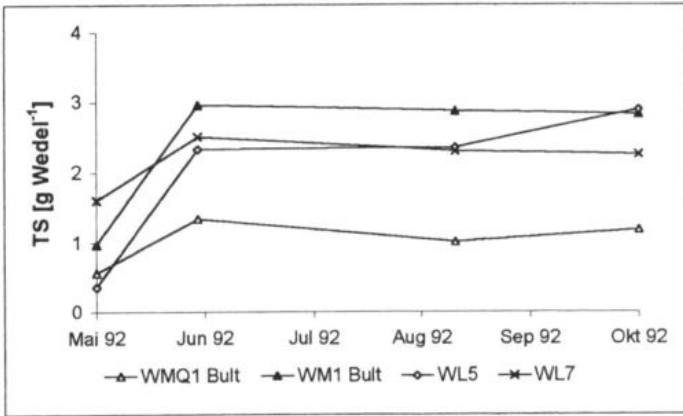


Abb. 82: Jahreszeitliche Veränderung der oberirdischen Trockenmasse von *Dryopteris dilatata* in verschiedenen Erlenwäldern

Ein Vergleich der Anzahl von Wedeln mit und ohne Sporangien (Abb. 83) zeigt, daß der Anteil der Sporophylle 65 - 80 % der gesamten Wedelzahl beträgt. In den Erlenbruchwäldern liegt dieser Wert etwas höher als in den entwässerten Beständen.

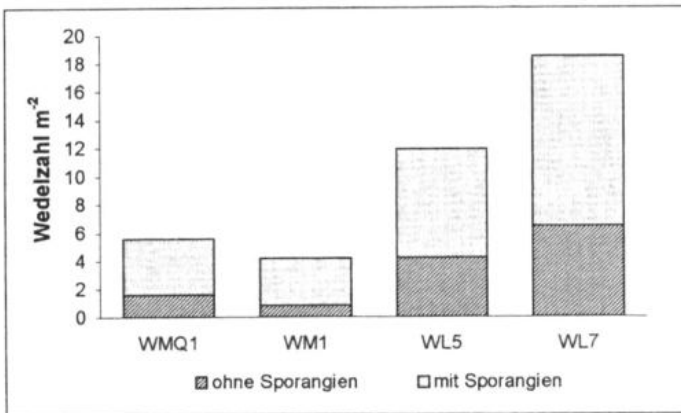


Abb. 83: Anteil der Sporo- und Trophophylle von *Dryopteris dilatata* im August 1992 in verschiedenen Erlenwäldern

### Nährstoffkonzentrationen

Bezüglich der durchschnittlichen **Stickstoff**-, **Phosphor**- und **Kalium**konzentrationen in der Phytomasse unterscheiden sich die Pflanzen der verschiedenen Bestände nur geringfügig voneinander (Abb. 84). Auffällig sind lediglich die vergleichsweise niedrigen Stickstoff- und Phosphorgehalte der Pflanzen auf den Bulten des Bruchwaldes WMQ1 sowie die niedrigen Kaliumkonzentrationen in den Wedeln des Bestandes WM1 (Bulte). Im entwässerten Erlenwald WL7 liegen die Kaliumkonzentrationen von *Dryopteris dilatata* dagegen mit 2,5 % etwas höher als in den übrigen Flächen.

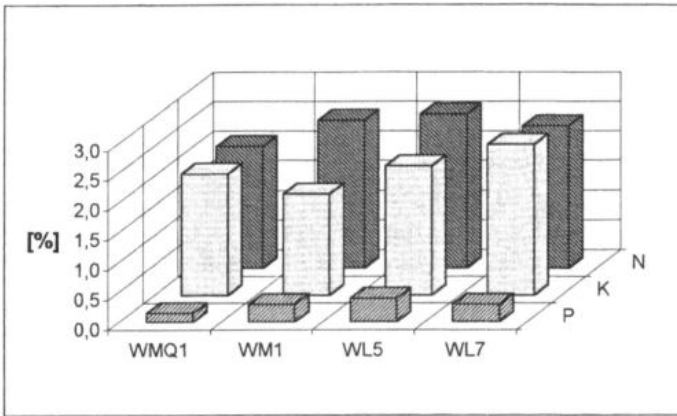


Abb. 84: N-, P- und K-Gehalte der Trockenmasse von *Dryopteris dilatata* im Jahresmittel 1992 in verschiedenen Erlenwäldern

### Flächenbezogene Phytomasse und Nährstoffmengen

Auf die gesamten Untersuchungsflächen bezogen steigt die maximale jährliche Phytomasse des Dornfarns vom Erlenbruchwald WMQ1 (ca. 50 kg ha<sup>-1</sup>) über die Bestände WM1 und WL5 bis zum entwässerten Erlenwald WL7 (> 400 kg ha<sup>-1</sup>) um das Achtfache an (Tab. 21). Ähnliches gilt auch für die Nährelementmengen mit Ausnahme von Kalium, welches in den Pflanzen des Bestandes WM1 den geringsten Wert aufweist.

Werden lediglich die Flächenanteile der Bulte (WMQ1, WM1) zur Berechnung herangezogen, dann enthält der Bruchwald WM1 mit Abstand die höchste *Dryopteris dilatata*-Phytomasse (1747 kg ha<sup>-1</sup>), da hier die höchste Farnwedeldichte gemessen wurde. Dieser Wert dürfte allerdings überhöht sein, weil der Flächenanteil der Bultbereiche anhand einer Projektion auf die Ebene errechnet wurde, die Bulte hier aber bis zu 54 cm hoch sind (Kap. 4.2.1.3) und daher real größere Flächen einnehmen. Im Bestand WMQ1 erreichen die Farne demgegenüber auch bei ausschließlicher Berücksichtigung der Bultflächen geringere Phytomassen als diejenigen der entwässerten Bestände.

Tab. 21: Jährliche Maximalwerte der Deckung, Sproßzahl, Phytomasse und Nährstoffmengen von *Dryopteris dilatata*

Bestand	WMQ1		WM1		WL7	WL5
	gesamt	Bulte	gesamt	Bulte		
Flächengröße	100m <sup>2</sup>	43m <sup>2</sup>	100m <sup>2</sup>	6,8m <sup>2</sup>	100m <sup>2</sup>	100m <sup>2</sup>
Deckung [%]	7,5	30	20	80	40	60
Jahr	1992	1992	1992	1992	1992	1992
Monat	8	8	8	8	8	8
Wedelzahl je m <sup>2</sup>	6	13	4	61	18	12
Phytomasse [kg ha	56,1	130,4	120,5	1747,0	434,0	273,5
N-Mengen [kg ha <sup>-1</sup> ]	0,78	1,82	1,69	24,50	7,52	6,75
P-Mengen [kg ha <sup>-1</sup> ]	0,05	0,12	0,12	1,81	0,91	1,18
K-Mengen [kg ha <sup>-1</sup> ]	0,89	2,06	0,85	12,31	9,80	6,08

### Abschätzung des standörtlichen Schwerpunktes und der Standortamplitude

Innerhalb der untersuchten Bestände steigt die Produktivität von *Dryopteris dilatata* mit sinkendem Wasserstand und abnehmendem pH-Wert an. Sie erreicht auf den grundwasserfernen Bulten der Untersuchungsfläche WM1, deren höchste Bereiche mehr als 35 cm über dem mittleren Wasserstand liegen, ihr Maximum: Hier wurde die höchste Dichte und das höchste Einzelgewicht der Wedel ermittelt. Die vergleichsweise niedrigen Kaliumanteile an der Phytomasse deuten auf eine schlechtere Verfügbarkeit dieses Elementes im Vergleich zu den Farnen in den anderen Flächen hin. Das Vorkommen des Dornfarns beschränkt sich in diesem Bestand allerdings auf die nur 7 % der Gesamtfläche einnehmenden Bulte. Flächenhafte Dominanzbestände bildet die Art dagegen im stark entwässerten Erlenwald WL7 auf extrem saurem Boden (mittlerer Wasserstand: -74 cm, pH-Wert 2,9; Kap. 4.2.1.5, Tab. 6). Hier ist die Phytomasse und Dichte der einzelnen Wedel zwar etwas geringer als auf den Bulten des Bestandes WM1 (eventuell bedingt durch die Konkurrenz um Nährstoffe und Licht zwischen den verschiedenen, mit höheren Deckungen vorkommenden Arten *Dryopteris dilatata*, *Rubus idaeus* und *Rubus fruticosus* agg.). Bezogen auf die gesamte Untersuchungsfläche erreichen die Farnwedel aber eine deutlich höhere Phytomasse. Vergleichsweise hohe Kaliumgehalte in den Pflanzen (vergl. Kaliumgehalte von *Carex elongata* am gleichen Standort, Kap. 4.2.6.1.1) deuten eine Eutrophierung an. Etwas geringer ist die Gesamt-Phytomasse des Dornfarns im entwässerten Erlenwald WL5, in welchem der Wasserstand höher liegt als im Bestand WL7.

Auf den flachen Bulten des Erlenbruchwaldes WMQ1, die sich maximal 25 cm über den mittleren Wasserstand erheben und durch ganzjährig hohe Wassergehalte gekennzeichnet sind, erreicht *Dryopteris dilatata* innerhalb der untersuchten Bestände die geringste Wuchskraft. Niedrige Stickstoff- und Phosphorkonzentrationen in der Phytomasse deuten an, daß der Dornfarn unter den gegebenen hydrologischen Verhältnissen den anderen vorkommenden Arten in der Konkurrenz um die Aufnahme diese Nährstoffe unterlegen ist.

Insgesamt belegen die Ergebnisse, daß die Vitalität von *Dryopteris dilatata* in Böden mit höheren Wassergehalten stark abnimmt und eine Bevorzugung saurer Böden erkennbar ist. Inwieweit die Produktivität von *Dryopteris dilatata* in basenreicheren Böden abnimmt, konnte nicht überprüft werden, da der Farn in den untersuchten Beständen der Ausbildung von *Poa trivialis* nicht vorkommt. Die in Kap. 4.1.1 dargestellten Konfidenzintervalle bezüglich des pH-Wertes (Abb. 19) verdeutlichen aber eine im Vergleich zu den anderen Differentialarten der *Lonicera periclymenum*-Ausbildung der *Alnus glutinosa*-Gesellschaft weitere Amplitude dieser Art.

#### 4.2.6.1.5 *Urtica dioica*

Die Brennessel wurde in vier Erlenwäldern untersucht, von denen drei der *Poa trivialis*-Ausbildung der *Alnus glutinosa*-Gesellschaft angehören und durch die Dominanz von *Urtica dioica* geprägt sind (WP2, WP3, WP4). Im Bestand WP4 konnten die Untersuchungen nur bis zum August 1993 durchgeführt werden, weil die Brennesseln nach Überflutung der Fläche innerhalb kurzer Zeit abstarben. Die vierte Untersuchungsfläche ist ein wasserzügiger Erlenbruchwald der typischen Subassoziation (WTQ2).

Die nitrophytische Brennessel gehört nach GRIME et al. (1988) zu den reinen Konkurrenzstrategen, die unter günstigen standörtlichen Voraussetzungen ein starkes Ausbreitungsvermögen besitzen. Mit Hilfe ihres ausdauernden, weitverzweigten Rhizom- und Wurzelsystems ist sie dazu in der Lage, dichte Bestände zu bilden und dem Boden große Mengen an Nährstoffen zu entziehen sowie intern zu verlagern. Als mäßig schattentolerante Art mit Schwerpunkt in frischen und feuchten Böden

besiedelt *Urtica dioica* häufig nährstoff-, vor allem nitratreiche Feuchtwälder. Nach GREIGH-SMITH (1948) sind dies sogar ihre einzigen natürlichen Standorte. Innerhalb der bearbeiteten Feuchtwälder (Tab. 1) ist die Brennessel in allen Vegetationstypen mit Ausnahme des Carici elongatae-Alnetum sphagnetosum und der *Lonicera periclymenum*-Ausbildung der *Alnus glutinosa*-Gesellschaft mit hoher Stetigkeit (III - IV) vertreten, erreicht aber in der *Poa trivialis*-Ausbildung der *Alnus glutinosa*-Gesellschaft ihre höchste Stetigkeit (V) sowie den höchsten Deckungsgrad (16,3 %).

Die Fortpflanzung dieser anemogamen Art erfolgt überwiegend vegetativ, da die Keimung der Samen offenen Boden und ein großes Lichtangebot voraussetzt (GREIGH-SMITH 1948, OLSEN 1921). Beides ist in den untersuchten Erlenwäldern nicht in ausreichendem Maß vorhanden.

Die Rhizome von *Urtica dioica* bilden im Herbst etliche kleine, beblätterte Triebe, deren weiteres Wachstum bis zum kommenden Frühjahr stagniert. In den Untersuchungsflächen überwintern diese Herbst-Triebe größtenteils in der Streuschicht und werden erst zum Wachstumsbeginn im kommenden Frühling oberirdisch sichtbar. Die Brennessel ist somit als Hemikryptophyt zu bezeichnen.

### Sproßdichte

Die Sproßdichte von *Urtica dioica* war zu Beginn der Untersuchungen im April 1992 bereits rückläufig (Abb. 85; im Folgejahr erreichte sie größtenteils bereits im März ihr Maximum). In den drei entwässerten Beständen wurden zu diesem Zeitpunkt zwischen 146 und 184 Sprosse je Quadratmeter gezählt, im Erlenbruchwald dagegen nur 7. Bis zum Juni nahm die Sproßdichte auf weniger als die Hälfte ab und blieb danach bis zum Ende der Vegetationsperiode etwa konstant. Der herbstliche Anstieg im Bestand WP4 ist durch die neu gebildeten Triebe (s.o.) zu erklären, welche hier im Gegensatz zu denen der übrigen Flächen über die Streuschicht hinauswuchsen. Die winterliche Überflutung (s. Abb. 49) führte hier allerdings zum Absterben der Herbst-Triebe, deren Anzahl daher im folgenden Frühling geringer war als in den beiden übrigen Flächen der *Poa trivialis*-Ausbildung. Der jährliche Maximalwert der Sproßdichte wurde dementsprechend später erreicht und lag außerdem im Vergleich zum Vorjahr niedriger. In den Flächen WP2 und WTQ2 wurde 1993 ebenfalls eine niedrigere Sproßdichte ermittelt als 1992, im Bestand WP3 dagegen eine höhere.

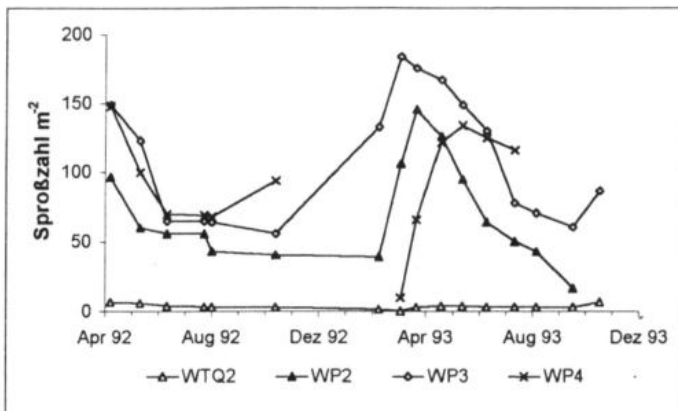


Abb. 85: Jahreszeitliche Veränderung der Sproßdichte von *Urtica dioica* in verschiedenen Erlenwäldern

Der Anteil generativer Triebe an der Gesamtsproßdichte schwankt zwischen beiden Untersuchungsjahren beträchtlich (Abb. 86). In den entwässerten Erlenwäldern lag er 1992 zwischen 38 %

und 45 %, während 1993 in den Flächen WP4 und WP3 nur 21 %, im Bestand WP2 dagegen 65 % der Sprosse blühten. Im Erlenbruchwald (WTQ2) kamen nur 1992 generative Pflanzen vor.

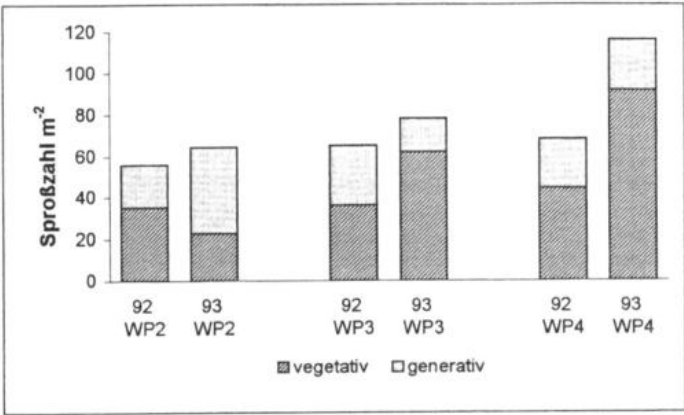


Abb. 86: Anteil vegetativer und generativer Sprosse von *Urtica dioica* im Juli 1992 und 1993 in verschiedenen Erlenwäldern

Phytomasse

Ebenso wie die Sproßdichte unterscheidet sich der Phytomasseverlauf nicht nur zwischen den untersuchten Beständen, sondern auch zwischen beiden Untersuchungsjahren (Abb. 87). Das maximale Sproßgewicht der Pflanzen wurde mit einer Ausnahme zwischen Juli und August ermittelt. Die höchsten Werte erreichten die Brennesseln des Bestandes WP3 (bis zu 3,7 g). Sie lagen 1993 um 0,5 g niedriger als 1992. Im Erlenwald WP4 betrug die maximale Phytomasse der Brennesseln im ersten Untersuchungsjahr 2,7 g, im Folgejahr nur noch 2 g. Umgekehrt verhielt sich *Urtica dioica* im Bestand WP2: Hier lag die Phytomasse der Sprosse im zweiten Untersuchungsjahr mit 2,7 höher als im ersten (1,7 g). Die niedrigsten Werte (zwischen 1,3 g und 2 g) wurden im Erlenbruchwald WTQ2 gemessen.

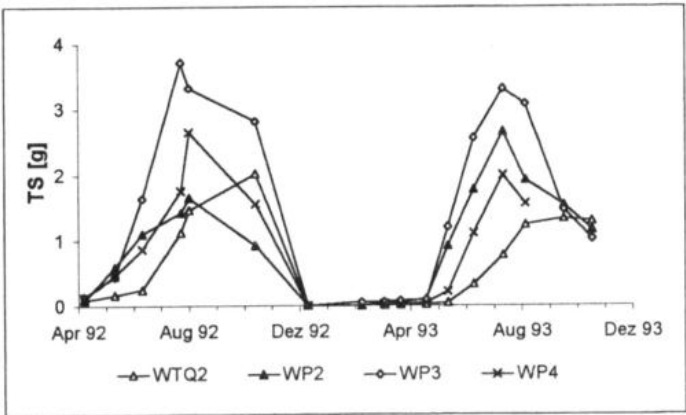


Abb. 87: Jahreszeitliche Veränderung der oberirdischen Trockenmasse von *Urtica dioica* in verschiedenen Erlenwäldern

Der **unterirdische Phytomasseanteil** von *Urtica dioica* im Herbst 1993 konnte nur in drei Flächen ermittelt werden, da die Pflanzen des Bestandes WP4 infolge der Wiedervernässungsmaßnahmen zu diesem Zeitpunkt bereits abgestorben waren. In den entwässerten Erlenwäldern haben die Rhizome und Wurzeln einen Anteil von 56 - 61 % an der Gesamt-Phytomasse (Abb. 88), im Bruchwald lediglich von 40 %. Ein Vergleich der Rhizom- und Wurzelgewichte mit der maximalen jährlichen oberirdischen Phytomasse (Tab. 22) zeigt, daß letztere in allen Flächen deutlich höher liegt. Vorausgesetzt, die Rhizom- und Wurzelphytomasse unterliegt geringfügigeren jahreszeitlichen Schwankungen als diejenige der Sprosse, so befindet sich zum Zeitpunkt maximalen Sproßwachstums (Juni bis August) der größere Gewichtsanteil der Brennesseln in den oberirdischen Organen. Hierfür sprechen auch Untersuchungen von OLSEN (1921), nach denen neue Rhizome überwiegend im Spätsommer oder Herbst gebildet werden. Bei der Probenahme im Oktober mußten daher etwa die jährlichen Maximalwerte erfaßt worden sein.

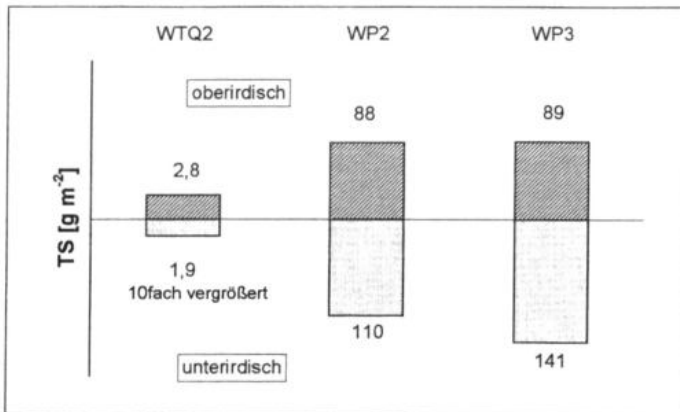


Abb. 88: Ober- und unterirdische Trockenmasse von *Urtica dioica* im Oktober 1993 in verschiedenen Erlenwäldern

### Nährstoffkonzentrationen

Die Nährstoffgehalte liegen in allen Brennesselbeständen und für alle untersuchten Elemente in der oberirdischen Phytomasse höher als in der unterirdischen (Abb. 89, 90). Mit wenigen Ausnahmen ist außerdem ein Anstieg der Werte im zweiten Untersuchungsjahr erkennbar.

Die **Stickstoffkonzentrationen** der Pflanzen nehmen vom Bestand WP2 über die Flächen WP3 und WP4 bis zum Erlenbruchwald WTQ2 ab. Sie machen maximal 3,6 % bis 4,2 % (WP2), minimal 2,7 % bis 3 % (WTQ2) der Phytomasse aus.

Bezüglich der **Phosphorkonzentrationen** von *Urtica dioica* sind insgesamt größere Unterschiede zwischen den Untersuchungsflächen erkennbar. Die höchsten Werte erreicht der entwässerte Erlenwald WP3 mit 0,34 % bis 0,44 % der oberirdischen und 0,20 % bis 0,25 % der unterirdischen Phytomasse, die niedrigsten (0,21 % - 0,24 % oberirdisch, 0,1 % unterirdisch) wurden im Bestand WP4 ermittelt. Der Erlenbruchwald WTQ2 nimmt eine Mittelstellung ein.

Letzteres gilt auch für die **Kaliumgehalte**, welche in den Pflanzen des Bestandes WP4 mit 1,6 % (Sprosse) und 0,5 - 0,8 % (Rhizome und Wurzeln) niedrigere Werte erreichen als in denen des Erlenbruchwaldes. Die höchsten Kaliumgehalte wurden in Fläche WP2 mit bis zu 2,7 % in den ober- und 1,3 % in den unterirdischen Organen ermittelt.

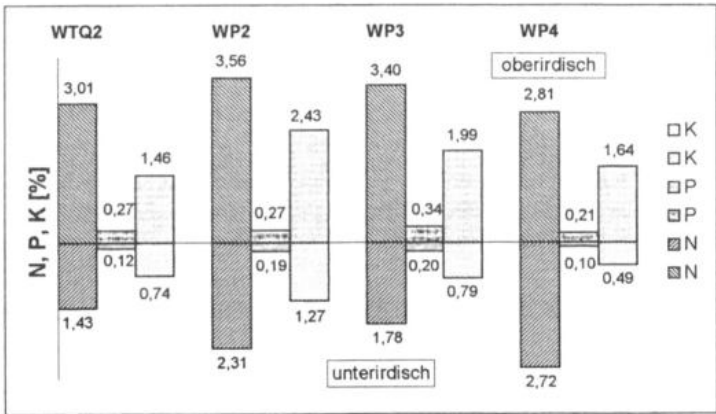


Abb. 89: N-, P-, K-Gehalte der Trockenmasse von *Urtica dioica* im Jahresmittel 1992 in verschiedenen Erlenwäldern

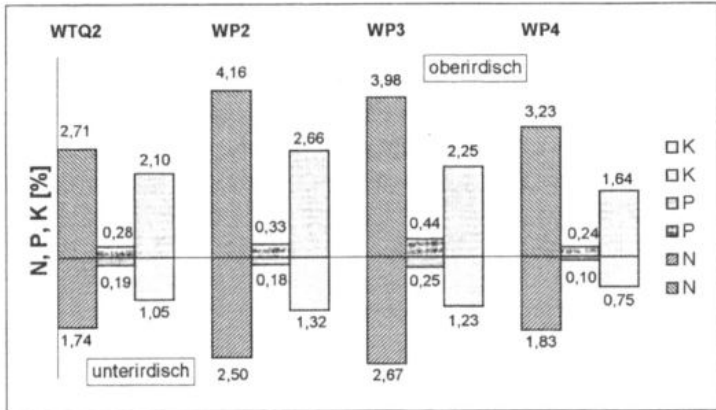


Abb. 90: N-, P-, K-Gehalte der Trockenmasse von *Urtica dioica* im Jahresmittel 1993 in verschiedenen Erlenwäldern

### Flächenbezogene Phytomasse und Nährstoffmengen

Der Zeitpunkt der maximalen oberirdischen Phytomasse fällt größtenteils mit dem maximalen Einzelsproßgewicht der Pflanzen zusammen und liegt zwischen Juli und August.

Die höchsten Werte wurden im Bestand WP3 ermittelt. Im zweiten Untersuchungsjahr lag die Produktion hier aufgrund einer höheren Sproßdichte trotz geringerer Einzelsproßgewichte mit mehr als 3000 kg ha<sup>-1</sup> um etwa ein Drittel höher als 1992 (s. Tab. 22). Gleiches gilt für den Erlenwald WP4, in dem *Urtica dioica* mit Maximalwerten um 2000 kg ha<sup>-1</sup> am zweitproduktivsten war. Die größten Unterschiede zwischen beiden Untersuchungsjahren wurden im Bestand WP2 festgestellt. 1992 betrug die *Urtica dioica*-Phytomasse hier maximal 927 kg ha<sup>-1</sup>, im Folgejahr dagegen aufgrund einer höheren Sproßdichte und höherer Einzelsproßgewichte fast doppelt so viel (1715 kg ha<sup>-1</sup>). Der Erlenbruchwald (WTQ2) erreichte als einziger Bestand 1993 eine niedrigere Gesamt-Phytomasse als 1992 (45 kg ha<sup>-1</sup> im Vergleich zu 62 kg ha<sup>-1</sup>).



Der Phytomasse entsprechend liegen die Nährstoffmengen im Erlenwald WP3 höher als an den anderen Beständen des gleichen Vegetationstyps (s. Tab. 22). Dies trifft in besonderem Maß für Stickstoff, in nur geringem Maß für Kalium zu.

Tab. 22: Jährliche Maximalwerte der Deckung, Sproßzahl, Phytomasse und Nährstoffgehalte von *Urtica dioica*

Bestand	WP2		WP3		WP4		WTQ2	
Flächengröße	100m <sup>2</sup>		100m <sup>2</sup>		100m <sup>2</sup>		100m <sup>2</sup>	
Deckung [%]	40	40	60	80	80	80	8	8
Jahr	1992	1993	1992	1993	1992	1993	1992	1993
Monat	8	7	7	6	8	7	8	8
Sproßzahl je m <sup>2</sup>	56	64	65	130	68	116	3	3
Phytomasse [kg ha <sup>-1</sup> ]	926,8	1715,0	2420,5	3338,9	1808,1	2313,9	62,1	44,7
N-Mengen [kg ha <sup>-1</sup> ]	23,5	57,7	103,6	96,6	64,5	44,5	1,6	0,8
P-Mengen [kg ha <sup>-1</sup> ]	0,9	4,4	9,3	8,4	7,0	3,9	0,2	0,1
K-Mengen [kg ha <sup>-1</sup> ]	15,7	43,5	56,0	56,3	53,9	30,7	1,0	0,7

### Abschätzung der Standortamplitude

Alle untersuchten Erlenwälder der *Poa trivialis*-Ausbildung der *Alnus glutinosa*-Gesellschaft bieten günstige Wuchsbedingungen für die Brennessel. Ihre Dominanzbestände erreichen hier eine hohe Produktivität und enthalten große Stickstoffmengen (bis zu 100 kg ha<sup>-1</sup>). Da *Urtica dioica* diesen Nährstoff nur in Form von Nitrat aufnehmen kann (nach GREIGH-SMITH 1948 wirkt NH<sub>4</sub> auf diese Art toxisch), ist für alle Böden eine hohe Nitrifikation anzunehmen (an Standort WP2 wurde diese nachgewiesen, vergl. Kap. 4.2.3). Innerhalb der drei Untersuchungsflächen sind dennoch größere Unterschiede in der Vitalität von *Urtica dioica* festzustellen.

Ihre höchste Produktivität erreicht die Brennessel im Bestand WP3 bei einer Entwässerungstiefe von durchschnittlich 21 cm u. F., einer günstigen Stickstoffverfügbarkeit (C/N-Verhältnis: 10,1) und neutraler Bodenreaktion. Der Boden enthält einen hohen mineralischen Anteil (vergl. Kap. 4.2.1.6). Hier wurde die größte Sproßdichte (bis zu 180 Sprosse m<sup>-2</sup>) und die höchste Phytomasse der Einzelsprosse ermittelt. Auch der Anteil der Rhizome und Wurzeln an der Gesamt-Phytomasse sowie die Stickstoff-, Phosphor- und Kaliumkonzentrationen erreichen hohe Werte. Hinsichtlich des pH-Wertes befindet sich *Urtica dioica* hier nach Angaben von REIF et al. (1985) an einem Optimalstandort. Diesen Autoren zufolge ist die Standortamplitude der Brennessel bezüglich der Bodenreaktion sehr eng und liegt im neutralen bis schwach sauren Bereich. Ein Grund hierfür ist in der pH-Abhängigkeit der Nitratreduktase-Aktivität zu suchen, wie JANIESCH (1973:484) für eine andere nitrophytische Art feststellen konnte.

Eine geringere Produktivität zeigt *Urtica dioica* in den Beständen WP4 und WP2, deren Böden sich durch höhere Humusgehalte und niedrigere pH-Werte im Vergleich zur Untersuchungsfläche WP3 auszeichnen.

Zwischen diesen beiden Flächen bestehen wiederum größere Unterschiede in der Wuchskraft der Brennessel: Trotz ähnlicher Sproßgewichte erreicht die oberirdische Phytomasse im Bestand WP4 deutlich höhere Werte, da die Sproßdichte von *Urtica dioica* zum Zeitpunkt der maximalen Phytomasse der Einzelsprosse (August 1992, Juli 1993) hier höher lag als im Bestand WP2.

Die untersuchten edaphischen und hydrologischen Parameter bieten keine Erklärung für diese unterschiedliche Produktivität, sie unterscheiden sich (abgesehen von der Vernässung der Fläche Wp4 im zweiten Untersuchungsjahr) nur geringfügig (Tab. 6). Auch die gemessenen Nährstoffgehalte in der Phytomasse begründen die geringere Stoffproduktion der Brennessel im Bestand Wp2 nicht, da sie hier höhere Werte erreichen als im Bestand Wp4 und damit auf eine bessere Nährstoffverfügbarkeit im Boden hinweisen. Höhere Stickstoffkonzentrationen in den Pflanzen von Bestand Wp2 dürften mit einer intensiveren Mineralisation aufgrund etwas niedrigerer Wasserstände zusammenhängen. Ein möglicher Grund für die größere Wuchskraft von *Urtica dioica* im Bestand Wp4 kann in der geringeren Beschattung der Krautschicht liegen (die Deckung der Bäume und Sträucher beträgt hier 50 %, in der Fläche Wp2 dagegen 70 % (Baumschicht) bzw. 10 % (Strauchschicht), Tab. 2). Untersuchungen von REIF et al. (1985) zufolge zeigt *Urtica dioica* in beschatteten Beständen eine enge Bindung an Böden mit guter Stickstoffverfügbarkeit, während die Standortamplitude bezüglich der Nährstoffversorgung mit zunehmender Beleuchtungsstärke weiter wird. Dies erklärt auch die hohe Phytomasseproduktion der Brennessel im Bestand Wp4 im zweiten Untersuchungsjahr trotz späten Wachstumsbeginns und geringerer Einzelsproßgewichte. Die winterliche Überflutung führte hier aufgrund des Umstürzens vieler Bäume zu einem erhöhten Lichtangebot in der Krautschicht. Sie hatte ebenso wie die hohen Wasserstände in der darauffolgenden Vegetationsperiode keinen negativen Einfluß auf die Produktivität von *Urtica dioica*. Erst die Überflutung im Juli 1993, also während der Vegetationsperiode, führte zum raschen Absterben der Pflanzen.

Eine wesentlich schlechtere Wuchskraft als in den entwässerten Beständen entwickelt die Brennessel im wasserzügigen Erlenbruchwald. Hierfür ist weniger das Einzelsproßgewicht als die Sproßdichte verantwortlich. *Urtica dioica* scheint auf ungünstige Standortverhältnisse in erster Linie mit einer Verringerung der Sproß- und Rhizomdichte zu reagieren. Ihre geringe Produktivität dürfte hier auf eine eingeschränkte Nitrifikation (eventuell verbunden mit der toxischen Wirkung von Ammonium, s.o.) zurückzuführen sein. Die aus der Bodenlösung aufgenommenen Nitratmengen verteilen sich auf wenige Pflanzen, welche nur geringfügig niedrigere Konzentrationen dieses Elements in der Phytomasse enthalten als diejenigen der entwässerten Bestände. Auch die relativ niedrigen Rhizom- und Wurzelanteile an der Gesamt-Phytomasse deuten auf ein unzureichendes Anpassungsvermögen von *Urtica dioica* an wassergesättigte Böden hin. Eine Ansiedelung der Brennessel unter den beschriebenen Standortbedingungen ist somit unwahrscheinlich. Ihr Vorkommen dürfte daher auf eine Keimung und Etablierung unter ehemals günstigeren standörtlichen Verhältnissen (z. B. niederschlagsarme Jahre oder ein größeres Lichtangebot durch umgestürzte Bäume, deren in die Luft ragende Wurzelballen gleichzeitig als Substrat dienen können) zurückzuführen sein. Da die Diasporendichte von *Urtica dioica* in den Böden der Erlenbruchwälder hoch ist (vergl. Kap. 4.2.7), kann die Art derartige, günstige Keimungsbedingungen ausnutzen.

Die Untersuchungsergebnisse bestätigen die von REIF et al. (1985) ermittelte, relativ weite Standortamplitude von *Urtica dioica* in Erlenwäldern bezüglich des Feuchtegehaltes im Boden. Im langfristig wassergesättigten Bruchwald-Boden ist die Produktivität der Brennessel zwar geschwächt, ihr Beharrungsvermögen ohne Produktionseinbußen nach Anhebung der Wasserstände bis auf Flurniveau ist jedoch groß. Erst sommerliche Überflutungen führen zum raschen Absterben der Pflanzen.

Ein Vergleich der ermittelten Gesamt-Phytomasse (maximal 3339 kg ha<sup>-1</sup>) mit der von SACH (1998) in einem Feuchtgrünlandbestand (4860 kg ha<sup>-1</sup>) oder von DAPPER (1966) für einen Ruderalstandort nachgewiesenen von 9090 kg ha<sup>-1</sup> verdeutlicht allerdings, daß *Urtica dioica* in den genannten baumfreien Beständen wesentlich günstigere Wuchsbedingungen vorfindet als in entwässerten Erlenwäldern.

#### 4.2.6.1.6 Vergleich der Produktivität der untersuchten Arten

In Tab. 23 sind Deckung, maximale Phytomasse und Nährstoffmengen für alle untersuchten Arten und Standorte nach steigender Produktivität aufgelistet. Hierfür wurden Durchschnittswerte aus beiden Untersuchungsjahren errechnet.

Tab. 23: Phytomasse der untersuchten Arten in allen Flächen (Mittelwerte aus 2 Untersuchungsjahren)

Artname	Standort	TS [kg ha <sup>-1</sup> a <sup>-1</sup> ]
<i>Carex acutiformis</i>	W1.2	0,16
<i>Mentha aquatica</i>	W1.2	0,2
<i>Carex elongata</i>	W1.7	4
<i>Carex acutiformis</i>	W1.2	6,3
<i>Carex acutiformis</i>	W1.6	32
<i>Mentha aquatica</i>	WMQ1	45
<i>Urtica dioica</i>	WM1	53
<i>Dryopteris dilatata</i>	WMQ1	56
<i>Carex elongata</i>	WSQ1	107
<i>Dryopteris dilatata</i>	WM1	121
<i>Mentha aquatica</i>	W1Q2	140
<i>Carex elongata</i>	WM1	221
<i>Carex acutiformis</i>	W1.1	222
<i>Dryopteris dilatata</i>	W1.5	274
<i>Carex acutiformis</i>	W1.1	401
<i>Dryopteris dilatata</i>	W1.7	434
<i>Carex acutiformis</i>	W1.6	462
<i>Urtica dioica</i>	WP2	1 321
<i>Urtica dioica</i>	WP4	2 061
<i>Urtica dioica</i>	WP3	2 280

Die Phytomasse-Produktion der einzelnen Arten- und Standorte umfaßt Werte zwischen 0,2 und etwa 3000 kg ha<sup>-1</sup>. Tendenziell nimmt die produzierte Phytomasse von *Urtica dioica* über *Dryopteris dilatata* bis zu den beiden Bruchwaldarten *Mentha aquatica* und *Carex elongata* ab, selbst wenn die Standorte außer acht gelassen werden, in denen die zuletzt genannten Arten mit geringer Vitalität vorkommen. Die Produktivität von *Carex acutiformis* streut dagegen bei Betrachtung aller Untersuchungsflächen über den gesamten Bereich und ist bei Vernachlässigung der entwässerten Erlenwälder nach derjenigen von *Urtica dioica* am zweithöchsten. Dieser Vergleich zeigt, daß die untersuchten kennzeichnenden Arten der Erlenbruchwälder und ihrer Entwässerungsstadien sich unabhängig von den Standorten ihres Vorkommens in ihrer Produktivität unterscheiden. Hierfür sind größere Differenzen in der morphologisch-anatomischen Konstitution der Arten verantwortlich. Für *Carex acutiformis* als steter Begleitart gilt dies nicht. Die Sumpfsegge scheint also eine größere Plastizität bezüglich ihrer Wuchshöhe, Produktivität und damit Vitalität in Abhängigkeit von den Standortbedingungen zu besitzen als die anderen untersuchten Arten. An günstigen Standorten erreicht sie eine ähnlich hohe Produktivität wie *Urtica dioica*, an ungünstigeren geht die jährlich produzierte Phytomasse bis auf 0,16 kg ha<sup>-1</sup> und damit den kleinsten gemessenen Wert zurück.

#### 4.2.6.2 Diskussion zur Auswahl, Bedeutung und Aussagekraft der erhobenen Parameter

##### • Phytomasse der Einzelsprosse im Vergleich zur Produktivität

Die untersuchten Arten gehören alle zu den Krypto- oder Hemikryptophyten mit klonalem Wachstum (vergl. STÖCKLIN 1992). Bei der Abschätzung der Vitalität anhand ihrer oberirdischen Stoffproduktion ist zwischen der Phytomasse der einzelnen Sprosse und der Gesamt-Produktivität zu unterscheiden, welche sich aus der Multiplikation von Sproßgewicht und Sproßdichte errechnet. Wird die Phytomasse der Einzelpflanzen zugrundegelegt, dann ergeben sich für alle Arten in einem Großteil der Untersuchungsflächen günstige Wuchsbedingungen. Ausnahmen sind wenige Extremstandorte wie der entwässerte Erlenwald W12 für die Bruchwaldarten *Carex acutiformis* und *Mentha aquatica* sowie der Erlenbruchwald WM1 für *Dryopteris dilatata*. Die Einzelsproßgewichte der untersuchten Arten sind daher lediglich ein grobes Maß zur Beurteilung von Vitalitätsunterschieden. Auf eine Verschlechterung der Standortbedingungen reagieren die Arten zunächst mit einer Reduzierung ihrer Sproßdichte, bevor auch die Einzelgewichte abnehmen (vergl. URBANSKA 1992:141).

Wird dagegen die aus den Einzelsproßgewichten und der Sproßdichte errechnete Produktivität als Vitalitätsparameter betrachtet, so ergeben sich größere Differenzen. Mit der Entwässerung nimmt die Sproßdichte von *Carex acutiformis*, *Carex elongata* und *Mentha aquatica* stark ab, diejenige der Entwässerungszeiger dagegen zu. Eine Ausnahme bildet *Dryopteris dilatata* im Bruchwald WM1, sofern lediglich die Fläche der Bultbereiche zugrunde gelegt wird. Die Bulte sind hier standörtlich mit den entwässerten Erlenwäldern der *Alnus glutinosa*-Gesellschaft zu vergleichen (Tab. 6), nehmen aber nur geringe Flächen ein.

Die Produktivität der Arten spiegelt nicht nur zwischen Bruchwäldern und entwässerten Erlenwäldern, sondern auch zwischen verschiedenen Vegetationstypen innerhalb dieser beiden Einheiten standörtliche Unterschiede wider, wie beispielsweise für *Carex elongata* in unterschiedlichen Subassoziationen und Varianten des Carici elongatae-Alnetum gezeigt wurde. Die Untersuchung von *Urtica dioica* in drei Beständen der *Poa trivialis*-Ausbildung der *Alnus glutinosa*-Gesellschaft läßt erkennen, daß selbst innerhalb eines Vegetationstyps größere Differenzen in der Phytomasseproduktion auftreten können.

Eine negative Korrelation zwischen Sproßdichte und Einzelsproßgewicht, wie beispielsweise von GORHAM & BERNHARD (1975, zit. nach BERNHARD et al. 1988:137) für verschiedene *Carex*-Arten festgestellt wurde, tritt in den untersuchten Erlenwäldern nicht auf. Hohe Einzelgewichte gehen hier in der Regel mit einer hohen Sproßdichte einher und zeigen günstige Standortbedingungen an. Eine Verringerung der Sproßgewichte mit steigender Dichte, das heißt eine Selbstauflichtung (vergl. z. B. URBANSKA 1992:296ff) ist erst bei sehr hohen Sproßdichten und damit einer Erhöhung der intra-individuellen Konkurrenz zu erwarten. Wie der Vergleich der Phytomasse-Produktion von *Urtica dioica* und *Carex acutiformis* in den untersuchten Flächen mit unbeschatteten Beständen (Seggenrieder, Ruderaler Säume) zeigt, liegt die maximal mögliche Sproßdichte dieser Arten um ein Vielfaches höher als diejenige in den Erlenwäldern.

##### • Verhältnis generativer zu vegetativen Pflanzen

Als Anhaltspunkt für die Reproduktivität der Arten dient hier der Anteil fertiler Sprosse zur Hauptblütezeit. Da die generative Fortpflanzung aber nicht von der Anzahl fertiler Sprosse, sondern von der Anzahl gebildeter, keimfähiger Samen abhängt, kann auf diese Weise lediglich eine grobe Abschätzung der generativen Reproduktion erfolgen. Zusätzlich wurde daher die Diasporenbank der jeweiligen Arten herangezogen (Kap. 4.2.7).

Eine Abschätzung der Vitalität anhand des Anteils blühender Pflanzen ist nur für Arten sinnvoll, die sich überwiegend generativ fortpflanzen. Bei polykormonbildenden Arten mit großem vegetativen Ausbreitungsvermögen wie *Urtica dioica* oder *Carex acutiformis* ist die Anzahl fertiler Sprosse von untergeordneter Bedeutung. Hier kann die Blüten- und Fruchtzahl in verschiedenen Jahren stark variieren, wie beispielsweise OLSEN (1921) für *Urtica dioica* belegte. Weiterhin ist die Blühintensität der meisten untersuchten Arten aufgrund der Beschattung durch die Baumschicht vermindert. Der Anteil generativer Sprosse spiegelt bei ihnen in erster Linie das jeweilige Lichtangebot wider. Eine Ausnahme ist *Carex elongata*. Als Kennart der Erlenbruchwälder ist diese Segge an Beschattung angepaßt. Daher gibt der Anteil blühender Sprosse hier zusammen mit den Untersuchungen der Diasporenbank am ehesten einen Hinweis auf die Vitalität der Art.

#### • Verhältnis zwischen ober- und unterirdischer Phytomasse

Als weiterer Vitalitätsparameter wurde für drei Arten (*Carex elongata*, *Mentha aquatica*, *Urtica dioica*) das Verhältnis zwischen ober- und unterirdischer Phytomasse ermittelt. Nach AERTS et al. (1992:653) verschiebt sich das Sproß/Wurzel-Verhältnis bei Nährstoffarmut zugunsten der Wurzeln, weil durch ein größeres Wurzelsystem eine höhere Absorptionskapazität erreicht wird (vergl. auch VEERKAMP & KUIPER 1982:242, KONINGS et al. 1992:193). Für *Carex elongata* und *Mentha aquatica* wurden in ganzjährig wassergesättigten Böden, in denen die Stickstoffverfügbarkeit relativ gering sein dürfte, die höchsten unterirdischen Anteile an der Gesamt-Phytomasse ermittelt, für *Urtica dioica* dagegen der niedrigste. Die Fähigkeit zur Adaptation an eine geringe Nährstoffverfügbarkeit mit Hilfe der Entwicklung eines ausgedehnten Wurzelsystems ist somit nur bei den beiden an wassergesättigte Böden angepaßten Arten vorhanden und korreliert hier nicht mit einer verringerten oberirdischen Produktion. Ein hoher unterirdischer Phytomasseanteil ist nach den vorliegenden Untersuchungsergebnissen sogar häufig mit einer hohen Gesamt-Phytomasse verbunden (vergl. z. B. *Carex elongata* in den Schlenken des Bestandes WM1, *Urtica dioica* im Bestand WP3). Umgekehrt ist die Produktivität von Arten mit niedrigem unterirdischen Anteil oft geschwächt (vergl. z. B. *Carex elongata* im Bestand WL7). Für die untersuchten Arten ist somit zu folgern, daß ein hoher unterirdischer Phytomasseanteil tendenziell eine große Wuchskraft anzeigt.

#### • Nährstoffkonzentrationen in der Phytomasse

Bei einer Abschätzung der Vitalität der Pflanzen anhand ihrer Nährstoffkonzentrationen muß folgendes beachtet werden:

Die prozentuale Verteilung der Pflanzennährstoffe ist in gewissen Grenzen art- beziehungsweise gattungsspezifisch. KONINGS et al. (1992:194) konnten für drei an unterschiedlichen Standorten untersuchte *Carex*-Arten, die sich in ihren Nährstoffkonzentrationen unterschieden, keinen Zusammenhang zwischen den Stickstoff- und Phosphorgehalten in der Phytomasse und der Verfügbarkeit dieser Elemente in der Bodenlösung feststellen. Die eigenen Untersuchungen ergeben teilweise ebenfalls eine Artspezifität der Nährstoffgehalte in den Pflanzen, beispielsweise liegen die Stickstoffgehalte in der Phytomasse von *Urtica dioica* generell höher als die der anderen Arten. In den meisten Fällen bestehen aber innerhalb einer Art an verschiedenen Standorten größere Unterschiede als zwischen verschiedenen Arten, wenngleich die Differenzen der Nährelementanteile in der Phytomasse der einzelnen Arten insgesamt nur gering sind (für Stickstoff maximal 1,5 % (*Mentha aquatica*), für Phosphor maximal 0,26 % (*Dryopteris dilatata*) und für Kalium maximal 1,3 % (*Carex acutiformis*)).

Bei zunehmendem Streß kann es zu einer Anhäufung einzelner Nährstoffe in schlecht wachsenden Individuen kommen (INGESTAD 1981, zit. nach ERNST 1982:53). Die Nährstoffe werden zwar von den Pflanzen aufgenommen, aber nicht zur Produktion von Phytomasse verwendet (vergl. JANIESCH 1986;



s. Kap. 4.2.6.1.3). KONINGS et al. (1992) sowie AERTS et al. (1992) ermittelten in den Blättern von schwach produktiven Seggen häufig höhere prozentuale Nährstoffanteile als in produktiveren. Die hier untersuchten, an eine geringe Stickstoffverfügbarkeit angepaßten Bruchwald- und Röhrichtarten erreichen in entwässerten Beständen bei geringer Produktivität ebenfalls hohe Stickstoffkonzentrationen (z. B. *Mentha aquatica* im Bestand W11).

Vergleichsweise niedrige Konzentrationen eines Nährstoffes in schlechtwüchsigen Arten müssen dagegen kein Hinweis auf einen Mangel an diesem Element im Boden sein, sondern deuten lediglich auf eine für die jeweilige Art ungünstige Nährstoffform hin (z. B. Ammonium für Nitrophyten).

Eine weitere Schwierigkeit bei der Abschätzung der Nährstoffverfügbarkeit für einzelne Arten anhand der jeweiligen Konzentrationen in der Phytomasse stellt der für klonal wachsende Pflanzen typische interne Nährstoffkreislauf dar. Über das Ausmaß der Rückverlagerungen existieren in der Literatur verschiedene Angaben. Nach DENNY (1987:11f) werden bis zu 50 % der jährlich in der oberirdischen Phytomasse lokalisierten Stickstoff- und Phosphormengen von *Carex*-Arten aus dem Rhizom bereitgestellt. Kalium wird nach diesen Angaben dagegen kaum intern verlagert, da es einer starken Auswaschung aus den Pflanzen unterliegt. KONINGS et al. (1992:191) ermittelten eine Retranslokation von 44 % Stickstoff und 67 % Phosphor für *Carex acutiformis* sowie ähnliche Werte für mesotraphente Seggenarten (*Carex rostrata*, *Carex diandra*). Für Kalium werden keine Angaben gemacht, weil die entsprechenden Konzentrationen, vermutlich aufgrund von Auswaschungsverlusten, stark schwanken. GRANÉLI (1990, zit. nach SCHIEFERSTEIN 1997) zufolge werden bei *Phragmites australis* 55 % des Stickstoff-, 75 % des Phosphor- und 80 % des Kaliumanteiles aus den oberirdischen Organen in die Rhizome zurückverlagert. Für dieselbe Art gibt HOCKING (1989, zit. nach SCHIEFERSTEIN 1997) eine Größenordnung der Rückverlagerung von 60 % für die genannten Elemente an. Das Ausmaß der Translokation von Nährstoffen läßt sich anhand ihrer Konzentrationen in den verschiedenen Pflanzenteilen allerdings schlecht abschätzen, da sich während der Verlagerung auch die jeweiligen Phytomasseanteile ändern (vergl. PFADENHAUER & LÜTKE TWENHÖVEN 1986). Eine quantitative Ermittlung der Nährstofftranslokation setzt daher die Bestimmung ihrer Mengen und damit die Erhebung der unterirdischen Phytomasse voraus.

Aus den genannten Gründen dienen die Nährstoffkonzentrationen in der Phytomasse bei der Abschätzung der standörtlichen Amplitude der untersuchten Arten lediglich als ergänzender Parameter.

#### • Einfluß der Witterung auf die Produktivität

Die für alle untersuchten Arten ermittelten, geringeren Sproßgewichte im zweiten Untersuchungsjahr (1993), lassen sich mit niedrigeren Temperaturen in der ersten Hälfte dieses Jahres erklären. Geringere Niederschläge im gleichen Zeitraum dürften sich dagegen höchstens in den entwässerten Erlenwäldern auf das Erreichen eines bestimmten Einzelsproßgewichtes auswirken. Die maximale Phytomasse der Einzelsprosse scheint somit weniger von den edaphischen Standortbedingungen als vom Witterungsverlauf des jeweiligen Jahres abzuhängen. Für *Carex acutiformis* konnte anhand von fünfjährigen Untersuchungen eine Abhängigkeit der maximalen Phytomasse der Sprosse von der Temperatursumme des ersten Jahresdrittels festgestellt werden (LEITUNGSGREMIUM 1995). Zu ähnlichen Ergebnissen kommen verschiedene Autoren (u. a. SOUKUPKOVA 1988:58, SOLANDER 1983). Den Untersuchungen von BERNHARD et al. (1988:135) zufolge stellt die Temperatur den wichtigsten Standortfaktor für das Wachstum von Seggen dar. Auch GORHAM (1974) ermittelte für Pflanzen der gleichen Gattung eine Korrelation zwischen der maximalen Phytomasse und der höchsten Monatstemperatur.

Trotz niedrigerer Einzelsproßgewichte erreichte die Gesamt-Phytomasse der untersuchten Arten im zweiten Untersuchungsjahr größtenteils höhere Werte als im ersten, weil die Sproßdichte deutlich

zunahm. Auch dieses Phänomen kann mit der Witterung zusammenhängen, da es bei unterschiedlichen edaphischen und hydrologischen Verhältnissen auftrat. Nach PERSSON (1975:62) fördern hohe Herbsttemperaturen zusammen mit häufigen Niederschlägen die Bildung der Herbst-Sprosse. Ein Vergleich der Witterung des letzten Jahresdrittels zwischen 1991 (Altersklasse H91 / F92) und 1992 (Altersklasse H92 / F93) zeigt allerdings keine deutlichen Unterschiede in der Temperatur und außerdem im Herbst 1991 höhere Niederschlagssummen als im Folgejahr.

Insgesamt belegen die Untersuchungen, daß die maximal erreichte Phytomasse einer Art von Jahr zu Jahr großen Schwankungen unterliegen kann (vergl. z. B. *Urtica dioica* im Bestand Wp2) und daher anhand von ein- bis zweijährigen Untersuchungen nur generalisierende Aussagen zu ihrer Produktivität gemacht werden können.

#### 4.2.7 Diasporenbank

Neben der aktuellen Vegetation sind die im Boden befindlichen, keimfähigen Diasporen Bestandteil des Artenpools eines Pflanzenbestandes. Kenntnisse über die Diasporenbank der untersuchten Erlenwälder ergänzen daher die in Kap. 4.1.1 und 4.2.1 dargestellten Ergebnisse zur Artenzusammensetzung der Vegetation. Sie liefern außerdem Informationen zur Reproduktivität der untersuchten Einzelarten (Kap. 4.2.6.1.1, 4.2.6.1.5). Darüber hinaus können mit Hilfe von Diasporenbankuntersuchungen Hinweise auf das Restitutionspotential entwässerter Erlenwälder infolge von Wiedervernässungsmaßnahmen gegeben werden.

Im Einzelnen soll hier anhand von Diasporenbankuntersuchungen überprüft werden,

- ob Zusammenhänge zwischen dem Entwässerungsgrad, dem Vegetationstyp und der Diasporenbank der verschiedenen Erlenwälder bestehen;
- inwieweit die Böden der entwässerten Erlenwälder noch keimfähige Samen vorhergehender Sukzessionsstadien enthalten, die in der aktuellen Vegetation nicht mehr vorkommen;
- welche Bedeutung die Diasporenbank für die Restitution von Erlenbruchwäldern hat.

##### 4.2.7.1 Ergebnisse der Diasporenbankuntersuchungen

Die Untersuchungen wurden an 11 Standorten durchgeführt, die sich in 6 Erlenbruchwäldern sowie 5 entwässerte Erlenwälder aufteilen (vergl. Tab. 3).

Die Untersuchungsergebnisse sind in Tab. 24 zusammengefaßt, in der für jeden Standort die Deckung der in der aktuellen Vegetation vorkommenden Arten (nach LONDO 1975) und deren Diasporendichte je Quadratmeter angegeben ist. Außerdem ist vermerkt, welche Arten im Untersuchungszeitraum geblüht und gefruchtet haben. Arten, die mit fertilen Exemplaren in der Nachbarschaft der Untersuchungsflächen vorkommen, in den Flächen selbst aber fehlen, sind gesondert gekennzeichnet, sofern sie in der Diasporenbank nachgewiesen wurden. Arten der Pteridophyta und Bryophyta werden in der Tabelle nicht aufgeführt.

Die Diasporenbank aller zusammengefaßten Untersuchungsflächen setzt sich insgesamt aus 52 Arten zusammen, von denen 16 zu den Kenn- und Trennarten des Alnion gehören. Die häufigste Art ist *Juncus effusus* (13787 Diasporen m<sup>-2</sup>), gefolgt von *Urtica dioica* (6829 Diasporen m<sup>-2</sup>) und *Poa trivialis* (6428 Diasporen m<sup>-2</sup>). Diasporendichten von 1000 bis 5000 m<sup>-2</sup> werden von 5 Arten erreicht, zu denen *Carex elongata*, *Alnus glutinosa* und *Eupatorium cannabinum* gehören. 19 Arten, darunter 6 Differentialarten der Erlenbruchwälder (*Galium palustre*, *Mentha aquatica*, *Carex elata*,



*Cardamine amara*, *Oenanthe aquatica*, *Carex canescens*) sind mit 100 bis 1000 Diasporen  $m^{-2}$  vertreten. 24 Arten kommen mit weniger als 100 Diasporen  $m^{-2}$  nur sehr vereinzelt in der Diasporenbank vor, zu ihnen gehören 8 weitere Alnion-Arten.

#### 4.2.7.1.1 Artenzahlen und Diasporendichten verschiedener Artengruppen

In Abb. 91 ist die Diasporendichte verschiedener Artengruppen dargestellt. Neben Charakter- und Differentialarten der Erlenbruchwälder, mesotraphenten Arten und Nitrophyten wurden Phanerophyten zu einer Artengruppe zusammengefaßt. Arten der Gattung *Juncus* sind gesondert aufgeführt, da sie oft einen Großteil der Diasporenbank ausmachen. Alle übrigen vorkommenden Arten wurden zu den Sonstigen gezählt (vergl. Tab. 24).

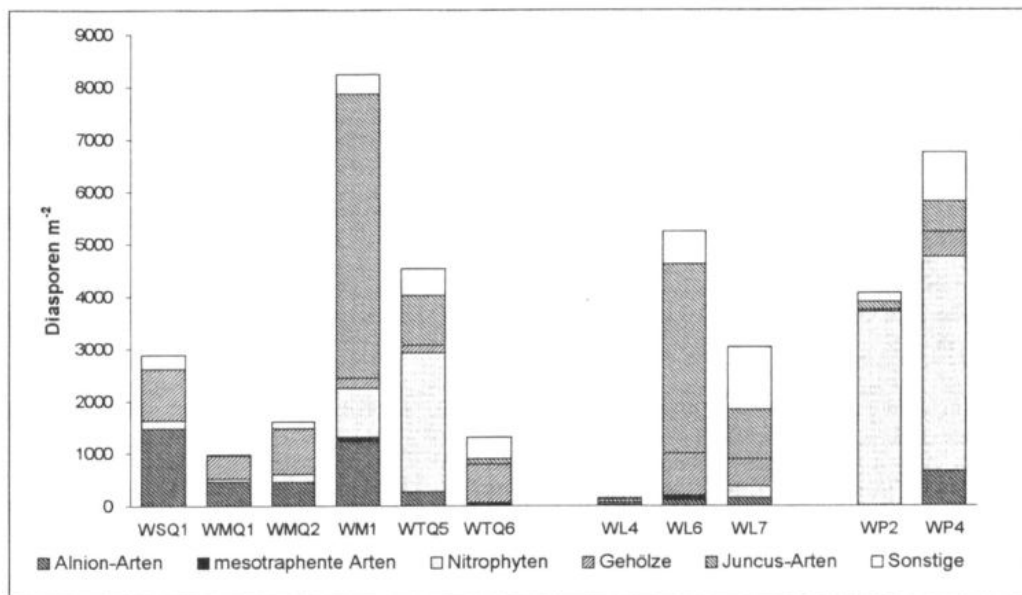


Abb. 91: Anteile verschiedener Artengruppen an der Diasporenbank der untersuchten Bestände

Die Gesamtdichte der Diasporen ist an den verschiedenen Standorten unterschiedlich hoch. Den höchsten Wert erreicht der durch Bulte und Schlenken gekennzeichnete Erlenbruchwald WM1 mit 8326 (vergl. Kap. 3.2.7), den niedrigsten der stark entwässerte Erlenwald WL4 mit 141 Diasporen  $m^{-2}$ .

Zwischen den verschiedenen Vegetationstypen sind die Unterschiede in der Diasporendichte ebenso groß wie zwischen den einzelnen Standorten jeweils eines Vegetationstyps. Anhand der vorliegenden Untersuchungen läßt sich somit kein Zusammenhang zwischen Diasporendichte und Vegetationstyp feststellen.

Die an der Diasporenbank beteiligten Artengruppen verteilen sich ebenfalls heterogen auf die verschiedenen Untersuchungsflächen. Kenn- und Trennarten der Erlenbruchwälder (**Alnion-Arten**) sind an den meisten Standorten nur mit geringer Diasporendichte vertreten. Lediglich im Bruchwald WSQ1 stellen sie 51 % der Gesamtmenge an Diasporen. Die höchsten Werte erreichen zwei Erlenbruchwälder, in denen *Carex elongata* auch in der Vegetation mit nennenswerter Deckung vorkommt (WSQ1: 1468 Diasporen  $m^{-2}$ , WM1: 1228 Diasporen  $m^{-2}$ ). Diese Art stellt in den genannten

Flächen zwischen 32 % und 85 % der Alnion-Diasporen. Von den restlichen in der Diasporenbank nachgewiesenen Alnion-Arten spielen lediglich *Eupatorium cannabinum*, *Galium palustre* und *Mentha aquatica* quantitativ eine Rolle, sie sind mit mehr als 500 Diasporen  $\text{m}^{-2}$  vertreten. In den Böden der Untersuchungsflächen WTQ5, WTQ6, WL6, WL4 und WL7 liegt die Dichte der Alnion-Diasporen unter 150  $\text{m}^{-2}$ , im Bestand WP2 wurden keine Diasporen von Alnion-Arten gefunden. Dieses Ergebnis zeigt einerseits, daß auch in Erlenbruchwäldern (WTQ5, WTQ6) mit einer typischen Krautschicht sehr geringe Mengen von Alnion-Arten in der Diasporenbank vorkommen können. Andererseits sind in den meisten untersuchten entwässerten Erlenwäldern, denen eine Bruchwald-Krautschicht weitgehend fehlt, Diasporen dieser Arten im Boden enthalten.

Insgesamt wurden bis zu 7 Alnion-Arten je Standort in der Diasporenbank nachgewiesen. Den höchsten Wert erreicht der mesotraphente Erlenbruchwald Wsq1, in welchem mehr als die Hälfte der Arten in der Diasporenbank aus Alnion-Arten besteht. In den meisten Untersuchungsflächen macht diese Gruppe ein Fünftel bis ein Drittel der Gesamtartenzahl aus.

Diasporen einer **mesotraphenten Art** (*Carex canescens*) wurden nur in geringer Anzahl in den Böden zweier Untersuchungsflächen (WM1: 77 Diasporen  $\text{m}^{-2}$ , WL6: 71 Diasporen  $\text{m}^{-2}$ ) nachgewiesen. Im Bruchwald WM1 befinden sich fertile Pflanzen von *Carex canescens* auch in der Krautschicht, während diese Art in der aktuellen Vegetation und in der Nähe des vor etwa 20 Jahren entwässerten Bestandes WL6 nicht vorkommt. Nach GRIME et al. (1988) gehört *Carex canescens* zu den Arten mit persistenter Diasporenbank. Da bislang aber keine Untersuchungen zur Überlebensdauer der Diasporen dieser Art vorliegen, läßt sich nicht klären, ob es sich um eine reliktdäre Art der ehemaligen Bruchwaldvegetation handelt oder nicht.

Der Torfmoos-Erlenbruchwald Wsq1 enthält, ebenso wie die zum Carici elongatae-Alnetum violetosum gehörenden Bestände WMQ1 und WTQ2, keine Diasporen mesotraphenter Arten. Dies kann darin begründet sein, daß die Differentialarten des 'sphagnetosum' zum größten Teil aus Torfmoosen bestehen. Außerdem kommen *Lysimachia thyrsiflora* und *Valeriana dioica* als weitere Trennarten der Torfmoos-Erlenbruchwälder in der aktuellen Vegetation nur mit geringen Artmächtigkeiten vor und bleiben darüber hinaus größtenteils steril.

Diasporen **nitrophytischer Arten** wurden in den Böden aller Untersuchungsflächen nachgewiesen, wenngleich in unterschiedlicher Dichte. Besonders hoch ist der Nitrophytenanteil in der *Poa trivialis*-Ausbildung der *Alnus glutinosa*-Gesellschaft (3694 sowie 4085 Diasporen  $\text{m}^{-2}$ ). Hier stellt *Urtica dioica* als dominante Art in der Vegetation den überwiegenden Anteil, obwohl in den Untersuchungsflächen kaum Brennessel-Keimlinge beobachtet wurden. Der zu den Bruchwäldern zählende Bestand WTQ5 enthält ebenfalls viele Nitrophyten-Diasporen, an denen *Poa trivialis* den größten Anteil hat. Sie sind vermutlich aus dem unmittelbar benachbarten Feuchtgrünland in die Fläche gelangt. Die geringste Anzahl von Nitrophyten in der Diasporenbank (35 sowie 18 Diasporen  $\text{m}^{-2}$ ) erreichen zwei Erlenwälder der *Lonicera periclymenum*-Ausbildung der *Alnus glutinosa*-Gesellschaft (WL4, WL6), in deren Nachbarschaft *Urtica dioica* und *Poa trivialis* vorkommen.

Diasporen von **Gehölzen** sind in fast allen untersuchten Flächen zu finden. Den überwiegenden Anteil machen Schwarzerlen und Weiden aus. *Betula pubescens*, *Alnus incana* und *Crataegus monogyna* sind nur vereinzelt vertreten. Der hohe Anteil an *Salix*-Diasporen in den Erlenwäldern Wsq1, WTQ2, WL6 und WTQ6 ist auf die Nähe zu ausgedehnten Weidensäumen zurückzuführen.

Die Gattung **Juncus** ist mit hoher Diasporendichte vertreten, sofern *Juncus effusus* in der aktuellen Vegetation der Bestände oder der direkten Nachbarschaft vorkommt (WM1, WL6). Die meisten *Juncus effusus*-Diasporen wurden für den Bruchwald WM1 nachgewiesen (bis zu 5297 Diasporen  $\text{m}^{-2}$ ).

oder 97 % der Diasporendichte dieser Artengruppe), in der diese Art reichlich blüht und fruchtet. Die beiden anderen an der Diasporenbank beteiligten Binsen-Arten (*Juncus articulatus*, *Juncus bufonius*) treten in der Vegetation der Untersuchungsflächen nicht auf und sind in der Diasporenbank nur vereinzelt vorhanden.

Die Gruppe der **Sonstigen** besteht aus 22 Arten. Neben *Carex acutiformis* und *Calamagrostis canescens*, von denen nur einzelne Diasporen nachgewiesen wurden, sowie den Entwässerungszeigern *Rubus fruticosus* agg., *Humulus lupulus* und *Moehringia trinervia* zählen überwiegend Arten des Wirtschaftsgrünlandes zu dieser Gruppe, die in der aktuellen Vegetation der Erlenwälder keine Rolle spielen (Tab. 24). Ihre Diasporen dürften aus angrenzendem Grünland eingetragen worden sein. Von den erstgenannten Arten sind *Moehringia trinervia* und *Rubus fruticosus* agg. für die Diasporenbank der entwässerten Standorte WL6, WP4 von quantitativer Bedeutung. Beide Arten sind hier auch Bestandteil der aktuellen Vegetation (teilweise in der direkten Nachbarschaft der Untersuchungsfläche). Als einziger Entwässerungszeiger wurde *Rubus fruticosus* agg. mit wenigen Diasporen auch in einem Erlenbruchwald (WTQ2) nachgewiesen, in dessen Nachbarschaft die Art an Erlenstammfüßen vorkommt.

#### 4.2.7.1.2 Anzahl von Alnion-Arten in der aktuellen Vegetation und der Diasporenbank

In Abb. 92 ist die Anzahl von Bruchwaldarten in der Vegetation (V) sowie deren generativer Anteil (G), die Artenzahl dieser Gruppe in der Diasporenbank (D) sowie der Anteil gemeinsam vorkommender Bruchwaldarten in Vegetation und Diasporenbank (D + V) abgebildet (zu den Alnion-Arten wurden in dieser Darstellung auch mesotraphente Differentialarten sowie *Carex acutiformis* gezählt). Insgesamt nehmen die Werte in der genannten Reihenfolge ab.

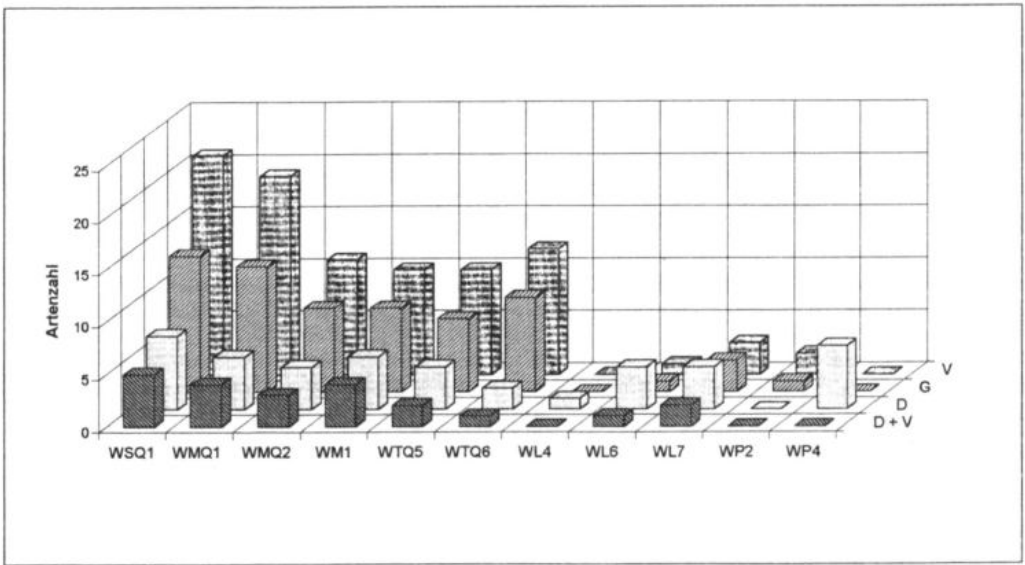


Abb. 92: Anzahl von Alnion-Arten in aktueller Vegetation und Diasporenbank (V = Vegetation, G = generativer Anteil von V, D = Diasporenbank)

Im Gegensatz zur Gesamtartenzahl sowie zur Anzahl fertiler Arten sind bezüglich der Artenzahlen der Diasporenbank keine deutlichen Unterschiede zwischen *Carici elongatae*-Alnetum und *Alnus*

*glutinosa*-Gesellschaft zu erkennen. In den Erlenbruchwäldern ist die Artenzahl der Diasporen wesentlich geringer als die Anzahl blühender Arten in der aktuellen Vegetation; es kommen bis zu 5 gemeinsame Arten vor. Die entwässerten Erlenwälder enthalten dagegen zum Teil mehr Diasporen als Alnion-Arten in der Vegetation; dementsprechend sind nur wenige gemeinsame Arten vorhanden.

Die meisten Bruchwaldarten in Vegetation und Diasporenbank enthält der Torfmoos-Bruchwald WsQ1, dicht gefolgt von Fläche WMQ1. Diese Erlenbruchwälder am Fuhlensee können somit bezüglich ihres Arteninventars als die "naturnächsten" betrachtet werden. Die übrigen untersuchten Bestände des Carici elongatae-Alnetum unterscheiden sich in der Anzahl von Alnion-Arten in Vegetation und Diasporenbank nur wenig. Mit 2 Arten erreicht der Bruchwald WTQ6 die geringste Anzahl von Bruchwaldarten in der Diasporenbank. Die entwässerten Erlenwälder zeigen ein uneinheitlicheres Bild. In Untersuchungsfläche W1.4, die keine Bruchwaldarten in der aktuellen Vegetation enthält, ist lediglich *Carex acutiformis* in der Diasporenbank vertreten. Die Sumpfsegge kommt in der Nachbarschaft der Untersuchungsfläche vereinzelt vor. Die Untersuchungsfläche W1.6, welche sich in unmittelbarer Nähe zu einer bruchwaldbestandenen Senke befindet, enthält mehr Alnion-Arten in der Diasporenbank als in der aktuellen Vegetation. Gleiches gilt für den Erlenwald W1.7, in dem trotz starker Entwässerung (Abb. 45) noch 3 Bruchwaldarten in der Vegetation vorkommen, die mit wenigen Exemplaren blühen und fruchten (vergl. Kap. 4.2.6.1.1). Der zur *Poa trivialis*-Ausbildung zählende Erlenwald Wp2 enthält 2 Alnion-Arten mit geringen Deckungen in der aktuellen Vegetation. In der Diasporenbank sind dagegen keine zu finden. In der Untersuchungsfläche Wp4 befand sich vor der Wiedervernässung keine Bruchwaldart in der aktuellen Vegetation, in der Diasporenbank wurden mehrere nachgewiesen (vergl. Kap. 4.2.7.1.4). Auch diese Fläche befindet sich in der Nähe zu einem nassen Erlenbruchwald.

#### 4.2.7.1.3 Kleinräumige Heterogenität der Diasporendichte

Im Erlenbruchwald WM1 wurden die verschiedenen Kleinstandorte (vergl. Kap. 4.2.1.3) getrennt beprobt. Die Übergangsbereiche enthalten mit 13404 die weitaus meisten Diasporen je  $m^2$ , in den Bultbereichen wurden die wenigsten gefunden (2051 Diasporen  $m^{-2}$ , Abb. 93).

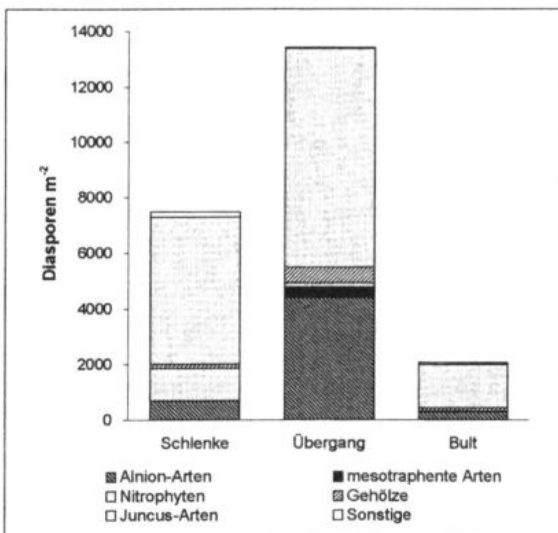


Abb. 93: Anteile verschiedener Artengruppen an der Diasporenbank der Kleinstandorte

Diasporen von **Alnion-Arten** sind in den Übergangsbereichen mit 4386 m<sup>-2</sup> vertreten. Sie bestehen zum überwiegenden Teil (97 %) aus *Carex elongata*-Karyopsen. In den Schlenkenbereichen wurden nur 460 Diasporen m<sup>-2</sup> gefunden. Auch auf den Bulten wurden wenige Diasporen von *Carex elongata* nachgewiesen. Die Verlängerte Segge ist hier zwar nicht Bestandteil der Vegetation (Kap. 4.2.1.3), einzelne Blütenstände von Pflanzen aus dem Übergangsbereich können aber bis auf die Bulte ragen.

**Nitrophyten-Diasporen** sind überwiegend in den Schlenken vertreten, in der aktuellen Vegetation treten sie nicht auf. Samen von **Gehölzen** und von **Juncus-Arten** erreichen in den Übergangsbereichen die höchste Dichte, obwohl die einzige in der Vegetation vertretene Art, *Juncus effusus*, nur in den Schlenken vorkommt.

Der größte Teil der Diasporenbank der Übergangsbereiche besteht aus Arten mit schwimmfähigen Samen oder Früchten (vergl. Tab. 28). Die hohe Diasporendichte an diesem Kleinstandort läßt sich dadurch erklären, daß die auf der Wasseroberfläche schwimmenden und vom Wind verdrifteten Diasporen sich im Grenzbereich zu den Bulten sammeln und ablagern, ähnlich wie in Spülsäumen (vergl. KLEINSCHMIDT & ROSENTHAL 1995). In den Übergangsbereichen finden viele Arten auch die besten Keimungs- und Etablierungsbedingungen, da der Boden während der Vegetationsperiode trocken fällt, aber ganzjährig hohe Wassergehalte aufweist (siehe Abb. 33).

In Schlenken und auf Bulten lagern sich dagegen viele Diasporen ab, die nicht schwimmfähig sind (z. B. von *Poa trivialis* und *Urtica dioica*). Es handelt sich teilweise um windverbreitete Diasporen von Arten, die in der aktuellen Vegetation fehlen. Die geringere Diasporendichte der Schlenken im Vergleich zu den Übergangsbereichen kann neben dem Verdriften von Diasporen auch auf die Reduzierung der Samenbank durch sommerliche Keimung zurückzuführen sein, da viele Jungpflanzen die langanhaltende, hohe Überflutung im kommenden Winter nicht überleben und daher selbst nicht zur Auffüllung der Diasporenbank beitragen können.

#### 4.2.7.1.4 Veränderungen der Krautschichtvegetation eines entwässerten Erlenwaldes nach Anhebung des Wasserstandes

In Tab. 25 sind die Ergebnisse der 1992 durchgeführten Diasporenbankuntersuchung sowie die Entwicklung der Vegetation des Standortes WP4 nach einer 1993 durchgeführten Wiedervernässung dargestellt.

1992 bestand die Krautschicht aus einem artenarmen *Urtica dioica*-Dominanzbestand (vergl. Kap. 4.2.1.6). Mit 2635 Diasporen m<sup>-2</sup> spiegelte sich die Dominanz der Brennessel auch in der Diasporenbank wider, die zu 61 % aus Nitrophyten bestand. 5 Arten dieser Gruppe kamen gleichzeitig in der Vegetation und der Diasporenbank vor, eine Art (*Galeopsis tetrahit* agg.) mit wenigen Keimlingen ausschließlich in der Diasporenbank, 2 weitere (*Galium aparine*, *Ranunculus repens*) mit geringer Deckung nur in der aktuellen Vegetation.

Die Diasporenbank bestand zu 10 % aus Alnion-Arten, die in der aktuellen Vegetation des entwässerten Standortes nicht vorkamen. Einige davon (*Galium palustre*, *Carex elongata*, *Lycopus europaeus*) sind in einem benachbarten Bruchwald Bestandteil der Vegetation. *Oenanthe aquatica* und *Peucedanum palustre* wurden dagegen weder in der Untersuchungsfläche noch in der Nachbarschaft gefunden.

Nach der Anhebung des Wasserstandes (vergl. Abb. 49) stellte sich innerhalb einer Vegetationsperiode eine völlig neue Krautschicht ein. Alle zuvor in der Diasporenbank nachgewiesenen Alnion-Arten konnten sich in der Fläche etablieren, nachdem die Brennesseln abgestorben waren (vergl.

Kap. 4.2.6.1.5). Die Neubesiedlung der Fläche erfolgte hier also zunächst aus der vorhandenen Diasporenbank. Die Keimung und Etablierung der Arten wurde durch günstige hydrologische Bedingungen und die fehlende Lichtkonkurrenz durch die Brennesseln möglich. Dabei dürfte für die Keimung der genannten Arten die Aufhebung der erzwungenen Dormanz aufgrund des größeren Lichteinfalls von entscheidender Bedeutung sein, der nicht nur durch das Absterben der Brennesseln zustande kam, sondern auch durch eine abnehmende Baumschichtdeckung (im Verlauf der Wiedervernässung stürzten hier einige Bäume um). Für die Etablierung der Alnion-Arten spielt vermutlich eine Verschiebung der Konkurrenzverhältnisse infolge der erhöhten Wasserstände die größere Rolle.

Eine Reihe von Alnion-Arten, die nicht Bestandteil der Diasporenbank waren, stellte sich zusätzlich innerhalb eines Jahres nach der Wiedervernässung ein. Dabei handelt es sich um Arten, die an anderer Stelle des Erlenwaldes oder im angrenzenden Feuchtgrünland noch vorkommen und durch Wasserausbreitung von Diasporen in die Fläche gelangt sein können. *Iris pseudacorus* besitzt schwimmfähige Früchte, die eine Ausbreitung aus anderen Bereichen des Erlenwaldes in die Untersuchungsfläche ermöglichen (vergl. Tab. 28), *Lemna minor* wird als gesamte Pflanze auf der Wasseroberfläche transportiert. Die Samen von *Solanum dulcamara* sind nicht schwimmfähig und können über Exkremente von Tieren in die Untersuchungsfläche gelangt sein. Wahrscheinlicher ist für diese Art jedoch eine Besiedelung der Fläche mit Hilfe von Sproßabschnitten, welche mit dem Wasser von solchen Bereichen des Erlenwaldes verdriftet wurden, in denen diese Art in der Krautschicht vorkommt. *Ribes nigrum* wächst in der Nähe der Untersuchungsfläche und muß durch endozoochore Verbreitung der Samen oder ebenfalls über vegetative Ausbreitungsstadien in die Fläche gelangt sein. Die anemochore Verbreitung von *Cirsium palustre*-Achänen aus dem angrenzenden Feuchtgrünland in den vernäßten Erlenwald dürfte durch die teilweise fehlende Baumschicht (s.o.) gefördert worden sein. Eine weitere Ausbreitungsmöglichkeit für diese Art ist ebenfalls die Verdriftung der Achänen mit dem Wasser. Im Gegensatz zu den genannten Arten konnte *Phragmites australis* mit Hilfe von Rhizomen aus nahegelegenen Gräben in die vernäßte Fläche gelangen, sobald die Konkurrenzverhältnisse dies zuließen.

Bereits ein Jahr nach der Anhebung der Wasserstände war die Krautschicht des zuvor als *Alnus glutinosa*-Gesellschaft, Ausbildung von *Poa trivialis* angesprochenen Bestandes dem Caricelongatae-Alnetum typicum zuzuordnen. Trotz der erhöhten Wasserstände, die zu langfristigen Überflutungen führten (Abb. 49), war in dieser Fläche eine Ansiedlung von Alnion-Arten möglich, da sich durch Erlen-Stammfüße und Seggenbulte genügend trockenere Bereiche fanden. Die Baumschichtdeckung ging hier aufgrund umgestürzter Bäume auf 40 % zurück, so daß ein sehr lichter Erlenbruchwald entstand.

Tab. 25: Vegetation und Diasporenbank des Bestandes WP4

		Diasporen m <sup>-2</sup>	aktuelle Vegetation				
Datum (Monat.Jahr)		4.92	8.92	7.93	6.94	9.94	
Artenzahl		20	10	8	13	11	
Gehölze	Alnus glutinosa BS	.	5	4	4	.	
	Salix spec.	477	.	.	.	.	
Entwässerungs- zeiger	1 Urtica dioica	2635	9	7	.	.	
	Poa trivialis	1415	.1	1+	.	.	
	Moehringia trinervia	318	.1	.	.	.	
	Geum urbanum	88	.1	.	.	.	
	Stellaria nemorum	18	.1	.	.	.	
	2 Galium aparine	.	.2	1-	.	.	
	Ranunculus repens	.	.1	.4	.2	.	
	Glechoma hederacea	.	.	.2	.	.	
	Impatiens noli-tangere	.	.	.1	.	.	
	3 Galeopsis tetrahit agg.	18	.	.	.	.	
Alnion-Arten	1 Oenanthe aquatica	230	.	.	.	.4	
	Galium palustre	265	.	.	.4	.1	
	Carex elongata	124	.	.	.4	.	
	Peucedanum palustre	18	.	.	.	.2	
	Lycopus europaeus	18	.	.1	.4	.	
	2 Iris pseudocorus	.	.	.	2	2	
	Solanum dulcamara	.	.	.	.1	.1	
	Cirsium palustre	.	.	.	.1	.	
	Ribes nigrum	.	.	.	.1	.1	
	Phragmites australis	.	.	.	.	.1	
	Lemna minor	.	.	.	.2	7	
Sonstige	1 Juncus effusus	566	.	.	.4	.4	
	2 Juncus bufonius	18	.	.	.	.	
	Ranunculus sceleratus	18	.	.	.	.	
	Taraxacum officinale	53	.	.	.	.	
	Rorippa palustris	424	.	.	.	.	
	Cerastium holosteoides	18	.	.	.	.	
	Rubus fruticosus	18	.	.	.	.	
	3 Lysimachia vulgaris	.	.	.	.4	.1	
	Dryopteris carthusiana	.	.2	.	.	.	
	Calamagrostis canescens	.	.	.	1-	.1	
	Phalaris arundinacea	.	.1	.	.	.	
1 Vegetation und Diasporenbank							
2 nur Vegetation							
3 nur Diasporenbank							



#### 4.2.7.2 Diskussion zur Diasporenbank-Untersuchung

##### 4.2.7.2.1 Vergleich der Diasporenbanken verschiedener Erlenwälder und anderer Niedermoorgesellschaften

Mit durchschnittlich 3522 Diasporen je Quadratmeter (Extremwerte: 141, 8326) ist deren Dichte in den untersuchten Beständen größer als in anderen Feuchtwäldern (Tab. 26), aber kleiner als in vielen waldfreien Feuchtgebieten auf Niedermoorböden. Besonders hohe Diasporendichten wurden in verschiedenen genutzten Feuchtgrünlandbeständen (ca. 40000 - 85000 Diasporen m<sup>-2</sup>; WRIEDT 1991) und Feuchtgrünlandbrachen ermittelt (bis zu 100000 Diasporen m<sup>-2</sup>; JENSEN 1995).

Tab. 26: Diasporendichten verschiedener Feuchtgebiete

	Anzahl der Diasporen m <sup>-2</sup>	Boden- tiefe	Lokalität	Autor
<b>Feuchtwälder</b>				
Fichtenbestand auf Torf	65 - 230	10 cm	Groß- britannien	HILL & STEVENS (1981)
Lärchenbestand auf Torf	320 (220 - 420)	10 cm	Kanada	MOORE & WEIN (1977)
Flußauenwald	276 (76 - 611)	10 cm	Florida	TITUS (1988, zit. nach LECK et al. 1989)
Bruchwälder/Weiden- gebüsche	690 (200 - 1500)	5 cm	Nieder- lande	VAN DER VALK & VERHOEVEN (1988)
Erlenbruchwälder	2619 (700 - 5267)	5 cm	Schleswig- holstein	GILGES (1996)
Erlenwälder	3522 (141 - 8326)	4,5 cm	Schleswig- Holstein	eigene Untersuchungen
<b>Baumfreie Niedermoorvegetation</b>				
Kleinseggen- und Kopfbinsenrieder	593 (244 - 956)	12 cm	Alpen- vorland	PFADENHAUER & MAAS (1987)
Kleinseggenrieder (quaking fen)	920 (400 - 2200)	5 cm	Nieder- lande	VAN DER VALK & VERHOEVEN (1988)
Pfeifengraswiesen	2410 (2001 - 2668)	12 cm	Alpen- vorland	PFADENHAUER & MAAS (1987)
Verlandungszonen von Seen	2843 (695 - 9043)		Iowa	VAN DER VALK & DAVIS (1976)
Futterwiesen	2500 - 11600	12 cm	Alpen- vorland	PFADENHAUER & MAAS (1987)
Feuchtgrünland	11480 - 24000	4,5 cm	Schleswig- holstein	SACH (1998)
Feuchtwiesenbrachen	16256 - 100338	8 cm	Schleswig- holstein	JENSEN (1995)
Feuchtwiesen (Calthion)	41900 - 848000	10 cm	Schleswig- holstein	WRIEDT (1991)

Auch bezüglich der Anzahl der an der Diasporenbank beteiligten Arten bestehen erhebliche Unterschiede zwischen den verschiedenen Vegetationstypen, obwohl die aktuelle Vegetation von Erlenbruchwäldern, Feuchtwiesen und Röhrichten viele gemeinsame Arten der Klasse Phragmitetea sowie der Ordnung Molinietales enthält. Mit durchschnittlich 12 Arten entspricht die Diasporenbank der

untersuchten Erlenwälder den von BEATTY (1991) bearbeiteten 'floodplain forests'. VAN DER VALK & VERHOEVEN (1988) konnten in Bruchwäldern dagegen 31 Arten nachweisen. Die Diasporenbank von Feuchtgrünlandbeständen besteht aus bis zu 60 Arten.

Eine Ursache für die geringeren Diasporendichten und Artenzahlen in der Diasporenbank von Erlenwäldern liegt in der in der Beschattung durch die Baumschicht, die neben einem verminderten Lichtangebot auch geringere Temperaturen an der Bodenoberfläche bewirkt (SCHÜTZ unveröff.). Viele Phragmitetea-Arten bleiben daher in Erlenbruchwäldern steril oder entwickeln seltener und in geringerer Anzahl Blüten und Früchte als in Röhrichtbeständen. Dies zeigt auch ein Vergleich der prozentualen Häufigkeit generativer Phasen gemeinsam vorkommender Arten in einem Bruchwald des Bornhöveder Seengebietes mit einem angrenzenden Schilfröhrichtbestand (LEITUNGSGREMIUM 1998). Danach beträgt das Verhältnis zwischen der Gesamtartenzahl und der Anzahl fertiler Arten im Röhrichtbestand 1,9, in der Krautschicht des Erlenbruchwaldes dagegen 2,9 (Mittelwert aus 4 Untersuchungsjahren). Von den gemeinsam vorkommenden und im Röhricht fertilen Arten *Peucedanum palustre*, *Phragmites australis*, *Solanum dulcamara* und *Carex acutiformis* bleiben die ersten beiden im Erlenbruch steril, die letzten zeigen eine wesentlich geringere Blühhäufigkeit (Tab. 27).

Tab. 27: Häufigkeit generativer Phasen gemeinsam vorkommender Arten im Erlenbruchwald Wtq5 und im angrenzenden Röhrichtbestand (Ergebnisse phänologischer Untersuchungen; Angabe der Blühhäufigkeit in %, bezogen auf 4 Vegetationsperioden)

	Erlenbruchwald	angrenzender Röhrichtsaum
<i>Mentha aquatica</i>	100	100
<i>Peucedanum palustre</i>	0	100
<i>Solanum dulcamara</i>	75	100
<i>Phragmites australis</i>	0	100
<i>Carex acutiformis</i>	25	100

Viele Röhrichtarten, die sich in Erlenbruchwäldern nicht oder nur eingeschränkt generativ fortpflanzen, sind zu einer effektiven vegetativen Vermehrung (größtenteils über Rhizome, vergl. Kap. 4.2.6.1.2, 4.2.6.1.3) fähig. Neben *Carex elongata* sind nur wenige weitere Bruchwaldarten zur räumlichen Ausbreitung auf generative Fortpflanzung angewiesen (s. Tab. 28). *Carex elongata*, *Ribes nigrum* und *Caltha palustris* beenden ihre generative Entwicklung bereits vor dem Kronenschluß der Erlen im Frühjahr, während die übrigen Arten später blühen und fruchten. Anhand der vorliegenden Untersuchungen kann *Carex elongata* als einzige 'echte' Erlenbruchwaldart bezeichnet werden, die an die Verhältnisse im Erlenbruchwald optimal angepaßt ist, da die beiden anderen Arten nicht in der Diasporenbank nachgewiesen wurden, während in Wäldern mit *Carex elongata*-Vorkommen hohe Diasporendichten dieser Art zu verzeichnen sind.

Ein weiterer Grund für die geringen Dichten und Artenzahlen in der Diasporenbank der untersuchten Flächen besteht darin, daß die Krautschicht der Erlenwälder im Gegensatz zu Feuchtgrünland- und Röhrichtbeständen mehr Arten der Klasse Pteridophyta enthält, welche hier nicht berücksichtigt wurden.

#### 4.2.7.2.2 Bedeutung der Diasporenbank für die Restitution von Erlenwäldern

In einigen entwässerten Erlenwäldern kommen keimfähige Diasporen von Alnion-Arten vor, auch wenn diese Arten in der aktuellen Vegetation fehlen. Reste eines biotischen Potentials sind in diesen Flächen somit noch vorhanden. Das Vorkommen dieser Diasporen ist unabhängig vom Vegetationstyp (Ausbildung von *Lonicera periclymenum* oder von *Poa trivialis*).

Wie die Entwicklung des Bestandes Wp4 nach Anhebung der Wasserstände zeigt, kann die Ansiedlung einer bruchwaldtypischen Krautschicht nach Wiederherstellung der entsprechenden Standortverhältnisse auf folgende Weise erfolgen:

- aus der vorhandenen Diasporenbank;
- durch überwiegend hydrochor verbreitete Diasporen, die während der Wiedervernässung eingetragen werden.

Eine Diasporenbank bruchwaldtypischer Arten kann in entwässerten Erlenwäldern vorhanden sein,

- wenn in der aktuellen Vegetation noch reliktläre Bruchwaldarten mit fertilen Exemplaren vorkommen, die zur Auffüllung der Diasporenbank beitragen;
- wenn langlebige Diasporen der Ausgangsvegetation im Boden überdauern können;
- wenn ein Diasporeneintrag aus Flächen erfolgt, in denen diese Arten noch vorkommen (aus benachbarten Beständen oder Flächen, zu denen eine hydrologische Verbindung besteht).

Von allen untersuchten, entwässerten Erlenwäldern enthält nur die Untersuchungsfläche W1.7 noch Alnion-Arten in der aktuellen Vegetation (*Carex elongata*, *Carex elata*). Die Diasporendichte dieser Arten ist hier allerdings gering. Aus Tab. 1 ist ersichtlich, daß Alnion-Arten in entwässerten Erlenwäldern insgesamt nur selten und mit geringer Deckung vorkommen. Die Untersuchung verschiedener Bruchwaldarten (*Carex elongata*, *Mentha aquatica*, *Carex acutiformis*) bestätigt deren geringe Vitalität und Reproduktivität in entwässerten Erlenwäldern (vergl. Kap. 4.2.6). Somit ist zu vermuten, daß der Anteil von Bruchwaldarten an der Diasporenbank entwässerter Erlenwälder allgemein nur gering ist (vergl. hierzu Untersuchungen von JANIESCH et al. 1991a).

Viele Alnion-Arten sind durch eine persistente Diasporenbank gekennzeichnet (Tab. 28). Da die Entwässerung der untersuchten Erlenwälder aber mindestens 20 Jahre zurückliegt (die Flächen wurden größtenteils bereits in den 50er Jahren entwässert, vergl. Kap. 2.3), ist eine Überdauerung keimfähiger Diasporen aus der Zeit vor der Entwässerung eher unwahrscheinlich. ERLANDSON (1987, zit. nach LECK et al. 1989:336f) konnte in Feuchtgebieten, deren Entwässerung mehr als 30 Jahre zurücklag, zwar immer noch Reste einer 'wetland'-Diasporenbank nachweisen, stellte aber eine deutliche Abnahme der Artenzahl mit der Dauer der Entwässerung fest. Die Lebensdauer von Diasporen ist bislang nur für wenige Arten untersucht worden. Unter den hier betrachteten Alnion-Arten wird die längste für *Phragmites australis* mit 5 Jahren angegeben (vergl. Tab. 28).

Die Diasporen von Bruchwaldarten in entwässerten Erlenwäldern müssen also größtenteils aus benachbarten Flächen eingetragen worden sein. Da ihre Ausbreitungsstrecken in der Regel sehr gering sind (z. B. VERKAAR et al. 1983, MÜLLER-SCHNEIDER 1986, POSCHLOD & JORDAN 1992, JENSEN 1995), ist ein Eintrag nur aus der direkten Nachbarschaft, oder für hydrochor verbreitete Diasporen aus Bruchwäldern und Röhrichtarten möglich, zu denen eine hydrologische Verbindung besteht. Tatsächlich wurden Diasporen von Alnion-Arten nur in den bearbeiteten Untersuchungsflächen gefunden, in deren Nachbarschaft noch Bruchwaldreste oder zumindest Röhrichtarten vorkommen. Dies ist der Fall, wenn beispielsweise Quellaustritte oder Torfstiche in der Nähe vorhanden sind, wenn den

Erlenwäldern seewärts ein artenreicher Röhrichtgürtel vorgelagert ist oder wenn in Entwässerungsgräben Röhrichtarten vorkommen.

Mehr als die Hälfte der Alnion-Arten der Untersuchungsfläche Wp4, die sich nach der Wiedervernässung eingestellt haben, stammt nicht aus der Diasporenbank, sondern kann erst während der Anhebung des Wasserstandes von außen eingetragen worden sein. Obwohl im Rahmen der Untersuchungen nur die Wiedervernässung eines einzigen Erlenwaldes beobachtet werden konnte, unterstreicht dieses Ergebnis die oben dargestellte Bedeutung einer räumlichen oder hydrologischen Verbindung zu Flächen, in denen die Zielarten vorkommen. Auf die Bedeutung hydrologischer Vernetzungen sowie periodischer Überschwemmungen für den Diasporeneintrag bei der Restitution von Feuchtgebieten weisen unter anderem VAN DER VALK & VERHOEVEN (1988) sowie KLEINSCHMIDT & ROSENTHAL (1995) hin.

Der Erfolg einer Ausbildung bruchwaldtypischer Phytocoenosen nach Anhebung der Wasserstände ist somit um so wahrscheinlicher,

- je kürzer der Zeitraum seit der Entwässerung ist,
- je schwächer die Standorte entwässert wurden und je häufiger sporadische Überflutungen vorkommen, die zur Auffüllung der Diasporenbank durch hydrochore Verbreitung von Früchten und Samen beitragen können;
- je größer die räumliche Nähe zu Vegetationstypen ist, die Zielarten enthalten;
- je artenreicher diese sind;
- je ausgeprägter die hydrologische Verbindung zwischen degenerierten und Ziel-Vegetationstypen ist.

Eine Abschätzung der Restitutionspotentiale entwässerter Erlenwälder setzt aus den genannten Gründen die Erfassung der Vegetation angrenzender Flächen sowie des Grabensystems voraus.

Die getroffenen Aussagen gelten in erster Linie für eutraphente Erlenbruchwälder. Wie die Untersuchungen belegen, ist das biotische Potential mesotraphenter Erlenbruchwälder in deren Entwässerungsstadien mit einer Ausnahme nicht mehr vorhanden. Selbst in dem zum 'sphagnetosum' gehörenden Bruchwald Wsq1 tragen die vorhandenen, mesotraphenten Differentialarten nicht zur Auffüllung der Diasporenbank bei, da auch dieser Bestand bereits einer Eutrophierung unterliegt (vergl. Kap. 2.3). Die Entwicklung einer für mesotraphente Erlenbruchwälder (*Carici elongatae*-*Alnetum violetosum* bzw. *sphagnetosum*) typischen Krautschicht nach Wiedervernässung der entsprechenden Degenerationsstadien ist somit hinsichtlich des biotischen Potentials als unwahrscheinlich zu erachten.

## 5 Naturschutzaspekte

### ♦ Gefährdung und Schutzstatus von Bruchwäldern in Schleswig-Holstein

Als potentielle natürliche Vegetation auf meso- bis eutrophen Niedermoortorfen (HÄRDTLE 1989) dürften Bruchwälder neben Röhrichten und Großseggenriedern ehemals einen großen Teil der Landesfläche Schleswig-Holsteins besiedelt haben, welche zu etwa 8 % aus Niedermooren besteht (TREPEL 1996). Entwässerungsmaßnahmen und Rodungen im Zuge der Landgewinnung bewirkten bis in dieses Jahrhundert hinein einem erheblichen Rückgang der Bruchwälder, beeinträchtigten den Wasser- und Nährstoffhaushalt der meisten verbliebenen Bestände aber nur geringfügig. Die mit der landwirtschaftlichen Intensivierung der vergangenen Jahrzehnte verbundenen, umfangreichen Meliorationen führten zusammen mit einem steigenden Nährstoffeintrag zur Vernichtung eines Großteils der noch vorhandenen Bruchwälder.

Das Ausmaß dieses Rückgangs wird anhand einer von TREPEL (1996:20) aufgestellten Statistik deutlich: Danach befinden sich heute nur noch knapp 20 % der ursprünglichen Niedermoorfläche oder 1,6 % der Landesfläche Schleswig-Holsteins in einem ökologisch wertvollen Zustand. Bruchwälder sind daran mit 5000 ha oder 0,3 % der Landesfläche beteiligt.

Untersuchungen von HÄRDTLE (1989) belegen, daß in vielen Niederungen nicht einmal mehr potentiell Erlenbruchwälder existieren können. Zu ähnlichen Ergebnissen kommt auch SCHOLLE (1997) für Bereiche des Bornhöveder Seengebietes.

Nach einer im Bornhöveder Seengebiet erfolgten Flächenbilanzierung nehmen die für diesen Naturraum spezifischen und daher, bezogen auf Schleswig-Holstein, überdurchschnittlich vertretenen Erlenbruchwälder lediglich 9 % der gesamten Niedermoorfläche ein (Abb. 94). Entwässerte Erlenwälder erreichen dagegen einen Anteil von 19 %. Nur auf 3 % der Niedermoorfläche befinden sich Erlenwälder, die keine oder nur eine geringe Störung des Wasser- und Nährstoffhaushaltes aufweisen (Carici elongatae-Alnetum sphagnetosum und violetosum). Die Bestände des stärker anthropogen beeinflussten Carici elongatae-Alnetum typicum stellen 6 % der von Niedermoorböden eingenommenen Fläche dar. Den mit 12 % größten Anteil machen die Erlenwälder der *Poa trivialis*-Ausbildung der *Alnus glutinosa*-Gesellschaft aus.

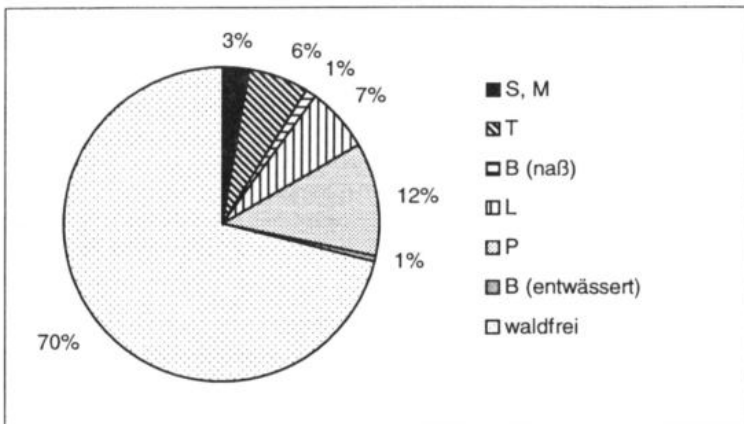


Abb. 94: Anteile verschiedener Bruchwaldgesellschaften an der von Niedermoorböden eingenommenen Fläche im Bornhöveder Seengebiet (S = Carici elongatae-Alnetum sphagnetosum, M = - " - violetosum, T = - " - typicum, L = *Alnus glutinosa*-Gesellschaft, Ausbildung von *Lonicera periclymenum*, P = - " -, Ausbildung von *Poa trivialis*, B = *Betula pubescens*-Gesellschaft)

Diese Ergebnisse belegen den hohen Gefährungsgrad von Erlenbruchwäldern in Schleswig-Holstein. Mesotraphente Bestände des *Carici elongatae*-Alnetum sphagnetosum bzw. violetosum können als sehr stark bis stark gefährdet angesehen werden (vergl. SCHRAUTZER et al. 1991), eutraphente als gefährdet. Die Bestände der *Alnus glutinosa*-Gesellschaft gelten derzeit als nicht gefährdet, sie breiten sich auf Kosten der Erlenbruchwälder weiter aus. Von den in Erlenbruchwäldern häufigen Arten stehen mehrere auf der Roten Liste der gefährdeten Pflanzen in Schleswig-Holstein (MIERWALD & BELLER 1990), unter anderem *Dryopteris cristata* und *Dryopteris thelypteris*. Erlenbruchwälder sind nicht nur als Lebensraum spezialisierter Phyto- und Zoocenosen (vergl. NÖTZOLD 1996) von Bedeutung, sondern spielen auch für den Stoffhaushalt der Landschaft eine wichtige Rolle. Sie können beispielsweise eine Senkenfunktion für Kohlenstoff- oder Stickstoff erfüllen, da in den Niedermoortorfen sowie der Vegetation große Mengen an Stickstoff (vergl. Kap. 4.2.3) und Kohlenstoff (z. B. ESCHENBACH et al. 1997) gebunden sind. Die mit der Entwässerung einhergehenden physikalischen und chemischen Veränderungen der Torfe (vergl. SCHOLLE & SCHRAUTZER 1993, SCHRAUTZER & TREPEL 1996) bewirken eine Umwandlung der Systeme von Nährstoffsinken zu Nährstoffquellen (Kap. 4.2.5, vergl. TREPEL 1996). Die Intensität der Stickstoffbelastung hängt einerseits von der jeweiligen Torfzusammensetzung, andererseits von der Entwässerungstiefe ab (vergl. Kap. 4.2.5). Entwässerte Erlenwälder zeichnen sich somit neben einer veränderten Artenzusammensetzung und einer verringerten Arten-Diversität (Kap. 4.2.4.2.1, vergl. auch NÖTZOLD 1996) auch durch eine erhebliche Umweltbelastung mit Nährstoffen aus, die in das Grundwasser gelangen (vergl. z. B. KADZDA et al. 1992:287) oder als klimawirksame Gase in die Atmosphäre entweichen können (vergl. z.B. AUGUSTIN et al. 1996).

Nach §15a des Landesnaturschutzgesetzes sind Erlenbruchwälder vor einer Beseitigung, Beschädigung, erheblichen Beeinträchtigung oder Veränderung des charakteristischen Zustandes geschützt. Wie die oben aufgeführten Zahlen belegen, ist eine Sicherung von Erlenbruchwäldern anhand dieser gesetzlichen Bestimmung aber nicht gewährleistet, da großflächige landschaftliche Veränderungen wie Entwässerung und Eutrophierung von Niederungen weiterhin auf sie einwirken. Unbestimmte Rechtsbegriffe wie die sogenannte 'Landwirtschaftsklausel' (§1 Abs. 3 des Bundesnaturschutzgesetzes), welche der ordnungsgemäßen Land- und Forstwirtschaft eine zentrale Bedeutung für die Erhaltung der Kultur- und Erholungslandschaft zuweist, bislang unzureichend ausgeschöpfte rechtliche Möglichkeiten zum Schutz der Biotope sowie eine fehlende Überwachung des Zustandes und einer eventuellen Beeinträchtigung geschützter Wälder (vergl. KOOPMANN 1995) tragen weiterhin dazu bei, daß die derzeitigen Schutzbestimmungen häufig unwirksam bleiben.

#### ♦ Schutz- und Entwicklungsmöglichkeiten

Aus den beschriebenen Gründen ergibt sich die Notwendigkeit eines umfassenden Schutzkonzeptes, welches neben den Aspekten des biotischen auch jene des abiotischen Ressourcenschutzes beinhaltet. Dabei sollte das Augenmerk nicht ausschließlich auf die **Erhaltung** der bestehenden Erlenbruchwald-Systeme ausgerichtet sein, sondern als weiteres Naturschutzziel auch die **Restitution** (vergl. Kap. 4.2.7.2.2) einbeziehen. Besondere Aufmerksamkeit sollte der Förderung der natürlichen Dynamik von Bruchwäldern gewidmet werden. STURM (1993) nennt als Ziel eines Waldnaturschutzes die Gewährleistung der Dynamik des Ökosystems Wald mit all ihren charakteristischen Eigenarten und Prozessen in all ihren Raum- und Zeiteinheiten. Diesem Ansatz liegt die Annahme zugrunde, daß 'die Lebensraumtypen einer jeden Waldgesellschaft mit ihren spezifischen und schützenswerten Tier- und Pflanzenarten durch natürliche Prozesse immer wieder neu entstehen und als Kontinuum auch auf der gesamten Waldfläche zur Verfügung stehen' (STURM 1993:182f).



Im folgenden soll kurz auf verschiedene Maßnahmen im Hinblick auf die genannten Naturschutzziele eingegangen werden.

Voraussetzung für die gesetzlich festgeschriebene **Erhaltung** von Bruchwäldern ist die Verhinderung einer Entwässerung. Zusätzlich muß, vor allem in mesotraphenten Beständen, der allochthone Nährstoffeintrag reduziert werden. Letzteres läßt sich höchstens bezogen auf punktuelle Nährstoffquellen verwirklichen, bezogen auf diffuse Einträge über atmosphärische Deposition (vergl. Kap. 4.2.5) sowie lateralen Zustrom mit eutrophiertem Wasser aber kaum. Die Perspektiven zur Erhaltung mesotraphenter Torfmoos-Erlenbruchwälder sind daher wesentlich ungünstiger als diejenigen zur Erhaltung eutraphenter Bestände. Um so wichtiger ist der langfristige Schutz dieser verbliebenen, mesotraphenten Systeme, sofern sie bislang allenfalls einer geringfügigen Eutrophierung unterliegen. Dabei ist vor allem zu berücksichtigen, daß sich die noch vorhandenen Bruchwaldreste innerhalb größerer Niederungen befinden, welche als Gesamtheit zu betrachten sind. Schutzgebietgrößen müssen sich daher nach dem hydrologischen Einzugsgebiet, der Topographie, Größe und Nutzung der jeweiligen Niederungen richten und sollten nicht pauschal festgelegt werden. Zwischen den Schutzgebieten und landwirtschaftlich genutzten Flächen müssen ausreichend große Pufferzonen bestehen. EGGELSMANN (1989) spricht von der Notwendigkeit einer Errichtung hydrologischer Pufferzonen. Eine Möglichkeit der Erhaltung von Erlenbruchwäldern bieten die in Schleswig-Holstein seit 1982 bestehenden Naturwaldreservate (vergl. HÄRDLE 1995:302ff), in denen die zur charakteristischen Vegetation Schleswig-Holsteins gehörenden Bruchwälder bislang kaum vertreten sind.

Dem Naturschutzziel **Restitution** (sowie im Einzelfall auch Erhaltung) kann durch eine Wiedervernässung erlenwaldbestandener Niederungen nähergekommen werden (vergl. Kap. 4.2.7.2.2). Gleichzeitig strebt diese Maßnahme eine Nährstoffretention an und trägt zur Förderung der natürlichen Dynamik bei. Über die Folgen einer Wiedervernässung von Niedermooren liegen bislang allerdings zu wenige wissenschaftliche Dokumentationen vor, um die Auswirkungen auf Phyto- und Zoocenosen sowie den Stoffhaushalt abschätzen zu können. Die vorhandenen Arbeiten (z. B. BLANKENBURG 1988, HENNINGS 1996, HELLBERG 1995, KOERSELMANN & VERHOEVEN 1995, AUGUSTIN et al. 1997) beziehen sich außerdem meist auf Niedermoorgrünland und nicht auf Bruchwälder. Daher wird hier auf die Beobachtungen der durch Grabenanstau wiedervernässten Pohnsdorfer Stauung zurückgegriffen.

Aufgrund der mit der Entwässerung einhergehenden, irreversiblen Veränderung der physikalischen und chemischen Eigenschaften der Torfe ist die Wiederherstellung der ursprünglichen Standortverhältnisse mit Hilfe einer Anhebung der Wasserstände nicht möglich. Da die Entwässerung unter anderem eine Sackung der Torfe um mehrere Dezimeter bewirkt, führt eine erneute Anhebung des Wasserspiegels auf das ursprüngliche Niveau zu einer Überflutung der ehemals im Grundwasserschwankungsbereich befindlichen Bodenoberfläche.

Die durch Wiedervernässung angestrebte Ansiedlung bruchwaldtypischer Phyto- und Zoocenosen hängt unter anderem vom biotischen Potential ab, welches neben der aktuellen Vegetation auch die Diasporenbank sowie die hydrologische Verbindung zu Flächen mit spezifischem Arteninventar beinhaltet (vergl. Kap. 4.2.7.2.2). Darüber hinaus setzt die Entwicklung einer Erlenbruchwald-Krautschicht eine Beschattung durch die Baumschicht voraus. Fehlt diese weitgehend, dann können sich bruchwaldtypische Arten (z. B. *Carex elongata*) selbst bei vorhandenem biotischen Potential nicht dauerhaft etablieren, da sie von lichtbedürftigeren Röhricharten verdrängt werden. Die Schwarzerlen finden im vernässten Boden aber nur schlechten Halt und sind daher verstärkt windbruchgefährdet. In der Pohnsdorfer Stauung stürzten innerhalb eines Jahres nach der Anhebung der Wasserstände die meisten Bäume in den dauerhaft überfluteten Bereichen um. Die Baumschichtdeckung sank hier



stellenweise auf weniger als 10 %. Während die verbliebenen Schwarzerlen aufgrund mangelnder physiologischer Anpassungsfähigkeit an die Standortveränderungen größtenteils abstarben, bildeten die umgestürzten Bäume Stockausschläge mit guter Vitalität. Es ist anzunehmen, daß die sich neu bildenden Wurzeln umgestürzter Erlen im Gegensatz zum vorhandenen Wurzelwerk unter anderem durch die Entwicklung von Aerenchymen (vergl. GILL 1975:89ff) zu einer ausreichenden Sauerstoffversorgung der Pflanzen fähig sind und somit ein Wachstum im überstauten Boden ermöglichen, sofern keine Schädigung durch die mit dem niedrigen Redoxpotential zusammenhängende, erhöhte Eisen- und Mangan-Mobilität auftritt (wie z. B. JONES & ETHERINGTON 1970 für *Erica cinerea* nachweisen konnten). Die Untersuchung dieser Elemente in den Blättern verschiedener Schwarzerlen der Pohnsdorfer Stauung (WÖTZEL, unveröff.) gaben hierfür allerdings keine Anhaltspunkte. Umgestürzte Bäume in vernäßten Erlenwäldern können somit zur Etablierung eines neu entstehenden Bruchwaldes beitragen.

Die Entwicklung einer mehr oder weniger geschlossenen Baumschicht dürfte allerdings in den meisten Fällen eine zusätzliche Ansiedelung von Schwarzerlen voraussetzen. Eine Keimung und Etablierung von *Alnus glutinosa* ist aber an zeitweilig abtrocknende Böden gebunden und daher in den dauerhaft überfluteten Bereichen erst nach erneutem Torfwachstum und damit der Erhöhung der Geländeoberfläche denkbar. In diesem Zusammenhang ist fraglich, ob und in welchen Zeiträumen sich die torfbildende Vegetation wieder einstellen kann, welche ehemals zur Entwicklung von Erlenbruchwäldern geführt hat. Hier ist zwischen mesotrophen und eutrophen Bruchwäldern zu unterscheiden:

- ♦ Die Bestände des Carici elongatae-Alnetum typicum stocken überwiegend auf Schilf- oder Seggentorf (vergl. z. B. MÖLLER 1970). Eine Ausbreitung von *Phragmites australis* ist in den überfluteten unbeschatteten Bereichen zwar wahrscheinlich (und wurde in der Pohnsdorfer Stauung stellenweise beobachtet), die Geschwindigkeit und Intensität der Zersetzung abgestorbener Pflanzenteile und damit auch der Akkumulation organischer Substanz hängt aber unter anderem vom Nährstoffgehalt des Wassers ab. Dieser liegt heute in der Regel deutlich höher als zur Zeit der ehemaligen Torfbildung.
- ♦ Eine Ansiedlung der für die Entstehung mesotropher Erlenbruchwälder (Carici elongatae-Alnetum sphagnetosum) verantwortlichen, torfbildenden Vegetation (unter anderem Arten der Klasse Scheuchzerio-Caricetea und verschiedene Moose) in überfluteten Flächen ist dagegen wesentlich unwahrscheinlicher, da sie eine vorhergehende Aushagerung der mineralisierten Torfe sowie die Wiedervernässung mit nährstoffarmem Wasser voraussetzt.

Nach Wiedervernässung entwässerter Erlenbruchwälder ist in dauerhaft überfluteten Bereichen also zunächst mit der Ausbreitung von Röhrichtbeständen mit eingestreuten Stockausschlägen umgestürzter Erlen zu rechnen. Innerhalb welcher Zeiträume sich daraus erneut typische Erlenbruchwälder entwickeln werden, ist bislang ebenso unklar, wie die Frage, ob eine Entwicklung mesotropher Bestände heute überhaupt noch möglich ist.

Da sich Erlenwälder unter anderem aufgrund unterschiedlicher Sackungsvorgänge der Torfe meistens nicht auf einheitlichem Flurniveau befinden, wird eine Anhebung der Wasserstände in der Regel nur zu einer partiellen Vernässung und den damit verbundenen, beschriebenen Folgen für die Vegetation und den Stoffhaushalt führen. Besonders in Gebieten mit stärkerem Relief wie im östlichen Hügelland Schleswig-Holsteins ist bei einer Wiedervernässung damit zu rechnen, daß verschiedene Bereiche mit unterschiedlichen Überflutungszeiträumen entstehen, so daß sich insgesamt ein Mosaik aus verschiedenen, kleinräumig wechselnden Sukzessionsstadien von Erlenwäldern entwickeln kann (vergl. Kap. 4.2.7.1.4). Es resultiert eine deutliche Erhöhung der Dynamik und Diversität im

Vergleich zu entwässerten Beständen, aber auch im Vergleich zu einigen Bruchwäldern, wie zum Beispiel gleichaltrigen *Alnus glutinosa*-Beständen an den Ufern von Seen mit künstlich reguliertem Wasserstand.

Inwieweit Wiedervernässungsmaßnahmen auch dem Naturschutzziel einer Nährstoffretention entsprechen, ist vom Grad der Entwässerung, von der Höhe und den Schwankungen des sich einstellenden Wasserstandes, dem Nährstoffgehalt des Bodens, der Produktivität der Gebiete sowie der Methode der Wiedervernässung (vergl. z. B. HENNINGS 1996) und damit dem Nährstoffgehalt und der Konzentration gelöster und partikulärer Substanzen im zuströmenden Wasser abhängig. Die Mineralisation der gesackten und verdichteten Torfe dürfte mit zunehmender Anhebung der Wasserstände verringert und der Stickstoffaustrag über das Grundwasser damit reduziert werden. Zumindest anfänglich ist aber mit starken Emissionen von klimawirksamem  $N_2O$  zu rechnen (AUGUSTIN 1997). Außerdem kann die Verringerung der Redoxpotentiale in den Torfen zu einer erhöhten Phosphat- und Schwermetalllöslichkeit führen (s. o.), allerdings wird diese bei Zufuhr basenreichen Grundwassers durch ansteigende pH-Werte teilweise kompensiert (z. B. KOERSELMANN & VERHOEVEN 1995).

Mit der zunehmend unrentabler werdenden landwirtschaftlichen Nutzung ertragsschwacher Böden, zu denen die entwässerten, gesackten und wechselfeuchten Niedermoorböden gehören, steigen die Chancen einer Erhaltung und Restitution eutropher Bruchwälder in Schleswig-Holstein insgesamt an, da sich diese in der Regel kleinflächig inmitten landwirtschaftlich genutzter Flächen befinden. Um die Folgen von Wiedervernässungsmaßnahmen für Erlenwälder besser abschätzen zu können und daraus fundierte Handlungskonzepte entstehen zu lassen, sind für die praktische Naturschutzplanung Untersuchungen zur Veränderung der Biozöosen, der Hydrologie und des Stoffhaushaltes erforderlich.

## 6 Zusammenfassung

In der vorliegenden Arbeit wurde auf der Basis einer floristischen und standörtlichen Gliederung der Erlenbruchwälder und ihrer Entwässerungsstadien in Nordwestdeutschland eine Charakterisierung der einzelnen Vegetationstypen hinsichtlich verschiedener abiotischer und biotischer Merkmale vorgenommen. Dazu wurden Untersuchungen in 20 Erlenwäldern durchgeführt, welche überwiegend im Bornhöveder Seengebiet liegen.

Die soziologisch-ökologische Gliederung von Erlenwäldern Nordwestdeutschlands erfolgte anhand eines größeren Datensatzes aus Vegetationsaufnahmen und verschiedenen edaphischen (Humusgehalt, pH-Wert, C/N-Verhältnis) sowie hydrologischen Meßwerten, welchem neben eigenen Erhebungen verschiedene Literaturangaben zugrunde liegen. Zur Abgrenzung der Erlenwälder von verwandten Feuchtwäldern wurden auch Moorbirkenwälder und Erlen-Eschenwälder in diesen Datensatz einbezogen. Die nach floristischer Ähnlichkeit gegliederten Vegetationsaufnahmen wurden an Standortparameter geeicht, so daß floristisch und ökologisch voneinander zu unterscheidende Vegetationstypen resultierten. Diese Vorgehensweise ermöglicht eine Ableitung von Sukzessionsreihen im Zuge der Entwässerung und Eutrophierung von Bruchwäldern. Demnach entwickelt sich das Carici elongatae-Alnetum sphagnetosum nach Eutrophierung (und eventuell leichter Entwässerung) zum Carici elongatae-Alnetum typicum. Zwischenstufe dieser Entwicklung ist das Carici elongatae-Alnetum violetosum. Eine stärkere Entwässerung der Torfmoos-Erlenbruchwälder führt zur Entstehung von Beständen, welche als *Lonicera periclymenum*-Ausbildung der *Alnus glutinosa*-Gesellschaft zusammengefaßt und dem Verband Alno-Ulmion als ranglose Gesellschaft zugeordnet wurden. Entwässerungsbedingte Folgegesellschaft der eutraphenten Erlenbruchwälder (Carici elongatae-Alnetum typicum) ist die *Poa trivialis*-Ausbildung der *Alnus glutinosa*-Gesellschaft.

Anhand von speziellen Untersuchungen in einzelnen Erlenwaldbeständen des Bornhöveder Seengebietes war es möglich, über die beschriebene Charakterisierung hinausgehende Erkenntnisse über die Veränderung der Systeme infolge von anthropogener Beeinflussung zu gewinnen.

Eine multivariate Analyse der untersuchten Bestände hinsichtlich ihrer Artenzusammensetzung sowie verschiedener edaphischer und hydrologischer Kenngrößen bestätigt die floristische und standörtliche Eigenständigkeit der beiden erwähnten Entwässerungsstadien von Erlenbruchwäldern (Ausbildung von *Lonicera periclymenum* und von *Poa trivialis*). Außerdem verdeutlicht sie den unterschiedlich starken Einfluß verschiedener Standortfaktoren auf die Differenzierung der einzelnen Vegetationstypen.

Untersuchungen zur Stickstoff-Nettomineralisation belegen, daß dieses Nährelement in den Beständen des Carici elongatae-Alnetum violetosum und typicum sowie in den entwässerten Erlenwäldern der *Alnus glutinosa*-Gesellschaft kein limitierender Faktor ist. Vielmehr entscheidet die Form des zur Verfügung stehenden Mineralstickstoffs über die Artenzusammensetzung der Krautschicht. Eine intensive Mineralisation der entwässerten Torfe führt in beiden Ausbildungen der *Alnus glutinosa*-Gesellschaft zu hohen Nitrat-Überschüssen, deren Größenordnung mit den Mineralisationsraten von Feuchtgrünlandbeständen auf Niedermoortorfen vergleichbar ist. Für die unterschiedliche Artenzusammensetzung beider Entwässerungsstadien von Erlenbruchwäldern scheint die Mineralstickstoff-Nachlieferung nicht ausschlaggebend zu sein.

Die Erlenbruchwälder sowie beide Ausbildungen der *Alnus glutinosa*-Gesellschaft unterscheiden sich in ihrer oberirdischen Krautschicht-Phytomasse und deren Stickstoffgehalten voneinander. Innerhalb des Carici elongatae-Alnetum ist eine standing crop-Zunahme sowie ein Ansteigen der Stickstoffgehalte in der Phytomasse vom sphagnetosum über das violetosum bis zum typicum zu erkennen,

welches die mit Hilfe der soziologisch-ökologischen Gliederung ermittelte Zunahme der Trophie in der gleichen Reihenfolge bestätigt. Die Untersuchungsergebnisse lassen eine Charakterisierung der Erlenbruchwälder und ihrer Entwässerungsstadien hinsichtlich der Beziehungen zwischen Produktivität, Diversität und Stickstoffgehalten der Krautschicht zu. Außerdem untermauern sie ein Ergebnis der multivariaten Analyse, nach dem die *Lonicera periclymenum*-Ausbildung der *Alnus glutinosa*-Gesellschaft einen floristisch und standörtlich heterogeneren Vegetationstyp darstellt als die Ausbildung von *Poa trivialis*. Die ermittelte Größenordnung der Krautschicht-Phytomasse in Erlenwäldern entspricht den in der Literatur angegebenen Werten für vergleichbare Vegetationstypen. Mit Hilfe weiterer, im Rahmen des Projektes 'Ökosystemforschung im Bereich der Bornhöveder Seenkette' durchgeführter Untersuchungen in zwei Erlenwaldbeständen konnte die Bedeutung der Krautschicht für die Stoffumsetzungen dieser Systeme aufgezeigt werden.

Mit Hilfe der Ergebnisse zur Stickstoff-Nettomineralisation und zu den Stickstoffgehalten der Krautschicht der beiden Erlenwälder im Catena-Bereich des Hauptforschungsraumes war eine Ergänzung der bestehenden Bilanzierungsansätze für die untersuchten Erlenwälder im Catena-Bereich möglich. Danach zeichnet sich der als *Carici elongatae*-*Alnetum typicum* anzusprechende Erlenbruchwald durch eine geringfügige Akkumulation von Stickstoff im Holz der wachsenden Schwarzerlen aus. Der zur *Alnus glutinosa*-Gesellschaft, Ausbildung von *Lonicera periclymenum* gehörende, entwässerte Erlenwald stellt dagegen aufgrund der fortwährenden Torfmineralisation eine erhebliche Stickstoffquelle und damit eine Belastung der Umwelt dar. Eine Übertragung dieser Ergebnisse auf die anderen untersuchten, entwässerten Erlenwälder legt die Vermutung nahe, daß die von diesen Systemen ausgehende Stickstoffbelastung noch wesentlich größere Ausmaße annimmt als die für den Catena-Erlenwald errechnete. Bezüglich der untersuchten Parameter kann der Catena-Bestand daher nicht als repräsentativ für die im Bereich der Bornhöveder Seenkette vorkommenden, entwässerten Erlenwälder gelten.

Zwei der untersuchten Erlenbruchwälder zeichnen sich durch eine unterschiedlich stark ausgeprägte Bult-Schlenken-Struktur aus. Die verschiedenen Untersuchungen wurden hier in einzelnen Kleinstandorten durchgeführt, welche zuvor nach floristischen und standörtlichen Kriterien voneinander abgegrenzt worden waren. Dabei stellte sich eine ausgeprägte Heterogenität bezüglich aller untersuchten Parameter sowohl innerhalb eines Bestandes als auch zwischen beiden Erlenbruchwäldern heraus. Die Bultbereiche zeigen hinsichtlich verschiedener Faktoren und Prozesse wie der Stickstoff-Nettomineralisation Ähnlichkeit mit den entwässerten Erlenwäldern. Die auf Bestandesebene ermittelten Beziehungen zwischen Produktivität, Diversität und Stickstoffkonzentration in der Phytomasse finden sich auf der Ebene der Bult-Schlenken-Komplexe nicht wieder. Je nach Betrachtungsmaßstab scheinen somit unterschiedliche Faktoren zum Tragen zu kommen, welche das Zusammenwirken der an der Phytocoenose beteiligten Arten beeinflussen.

Zusätzlich zur Erhebung der beschriebenen abiotischen und biotischen Parameter wurden Untersuchungen zur Produktivität einzelner, für verschiedene Vegetationseinheiten der Erlenwälder bedeutender Arten durchgeführt. Sie liefern genauere Aussagen über die Standortansprüche, -schwerpunkte und -amplituden dieser Arten als die standing crop-Methode und ermöglichen einen Einblick in die mit den standörtlichen Veränderungen einhergehenden Verschiebungen der Konkurrenzverhältnisse in der Krautschicht von Erlenwäldern. Die Kennart der Erlenbruchwälder, *Carex elongata*, ist demnach durch eine recht weite Standortamplitude und ein großes Beharrungsvermögen nach Entwässerung gekennzeichnet; ihre höchste Produktivität erreicht die Art aber auf zeitweilig überfluteten Böden. Der standörtliche Schwerpunkt von *Mentha aquatica* als Differentialart der Erlenbruchwälder liegt in ganzjährig wassergesättigten Bereichen; bei Entwässerung nimmt die Vitalität der

Wasserrinne deutlich ab. Die Untersuchung von *Carex acutiformis* belegt eine weite Standortamplitude dieser Art, welche einen Schwerpunkt in wassergesättigten Böden hat, sich aber auch in stark entwässerten Beständen behaupten kann und selbst bei extrem ungünstigen Standortbedingungen fähig ist, längerfristig zu überdauern. *Dryopteris dilatata* als Differentialart der *Lonicera periclymenum*-Ausbildung der *Alnus glutinosa*-Gesellschaft ist an entwässerte Böden sowie an die Bultbereiche in Erlenbruchwäldern gebunden und bevorzugt saure Substrate. Obwohl *Urtica dioica* zu den Differentialarten der *Poa trivialis*-Ausbildung der *Alnus glutinosa*-Gesellschaft gehört, ist diese nitrophytische Art durch eine recht weite hydrologische Amplitude und ein großes Beharrungsvermögen nach Anhebung der Wasserstände gekennzeichnet.

Untersuchungen zur Diasporenbank ergaben keinen Zusammenhang zwischen der Anzahl keimfähiger Diasporen, der Anzahl der daran beteiligten Arten und der aktuellen Vegetation der verschiedenen Typen von Erlenwäldern. Die Größenordnung der Diasporendichte entspricht derjenigen anderer Feuchtwälder und liegt im Vergleich zu waldfreien Niedermoorgesellschaften niedriger. Ein Grund hierfür besteht darin, daß viele Arten ihre generativen Phasen aufgrund ungünstiger Lichtverhältnisse reduzieren. Die meisten in Erlenwäldern vorkommenden, größtenteils der Klasse Phragmitetea angehörenden Arten bleiben in Erlenwäldern steril oder blühen und fruchten nur sporadisch. Als 'echte' Bruchwaldart, welche in ihrem Jahresrhythmus an die Lichtverhältnisse in Erlenbruchwäldern angepaßt ist, kann nach diesen Untersuchungsergebnissen lediglich *Carex elongata* gelten.

Zusammen mit Untersuchungen in einem 1993 wiedervernässten Erlenwald läßt sich anhand der vorliegenden Ergebnisse die Bedeutung der Diasporenbank für eine Restitution von Erlenwäldern abschätzen. Mit Ausnahme von Beständen, die in räumlichem Kontakt zu Erlenbruchwäldern oder Röhrichten stehen, weisen die entwässerten Erlenwälder keine nennenswerten Anteile von Bruchwaldarten in der Diasporenbank auf. Das Vorhandensein eines Diasporenreservoirs dieser Zielarten scheint aber für Entwicklung typischer Bruchwälder aus ihren Entwässerungsstadien auch nicht obligatorisch zu sein. Nach einer Wiedervernässung können mit dem Überflutungswasser Diasporen von Bruchwald- und Röhricharten in die Flächen eingetragen werden, sofern eine hydrologische Verbindung zu Vegetationstypen besteht, in deren Vegetation diese Arten vorkommen.

Die beschriebenen Untersuchungsergebnisse erlauben im Zusammenhang mit Kenntnissen über die derzeitigen, von Erlenwäldern eingenommenen Flächenanteile auf Niedermoorböden eine Einschätzung des Gefährdungsgrades und der Schutzwürdigkeit unterschiedlich stark gestörter Erlenwälder in Schleswig-Holstein. Außerdem stellen sie die Bedeutung von Erlenbruchwäldern für die Nährstoffretention heraus. Ein auf dieser Basis skizziertes Schutzkonzept beinhaltet neben Maßnahmen zur Erhaltung der verbliebenen Erlenbruchwälder auch die erwähnte Restitution entwässerter Bestände mit Hilfe von Wiedervernässungsmaßnahmen, welche eine Förderung der Dynamik in Erlenwäldern sowie eine Funktionsumkehr der Systeme von Nährstoffquellen zu -senken bewirken kann. Die Auswirkungen von Grundwasserstands-Anhebungen auf die Systeme sind von verschiedenen Faktoren wie der Höhe der sich einstellenden Wasserstände oder der Nährstoffgehalte im Wasser abhängig. Eine Rückentwicklung mesotraphenter Erlenbruchwälder dürfte ungleich schwieriger zu erreichen sein als die Entstehung eutraphenter Bestände. Über die Auswirkungen von Wiedervernässungsmaßnahmen auf entwässerte Erlenwälder liegen bislang kaum Untersuchungen vor. Kenntnisse über die damit einhergehenden abiotischen und biotischen Veränderungen werden aber dringend benötigt, weil derartige Maßnahmen Bestandteil der Naturschutzplanung Schleswig-Holsteins sind.



## 7 Literatur

- AERTS, R., H. DE CALUWE & H. KONINGS (1992): Seasonal allocation of biomass and nitrogen in four *Carex* species from mesotrophic and eutrophic fens as affected by nitrogen supply. -J. Ecol. 80: 653-664.
- AUGUSTIN, J., W. MERBACH, W. SCHMIDT & E. REIMING (1996): Effekt of Changing Temperature and Water Table on Trace Gas Emission from Minerotrophic Mires. - Angew. Bot. 70. Göttingen.
- AULAK, W. (1970): Studies on herb layer production in the Circaeo-Alnetum Oberd. 1953 association. -Ecol. Pol. 18: 411-427.
- BARKMAN, J.J., J. MORAVEC & S. RAUSCHERT (1986): Code der pflanzensoziologischen Nomenklatur. -Vegetatio 67 (3): 162-176.
- BEATTY, S. W. (1991): Colonization dynamics in a mosaic landscape: the buried seed pool. -J. Biogeography 18: 553-563.
- BEDFORD, B.L., N. R. RAPPAPORT & J. M. BERNHARD (1988): A life history of *Carex lasiocarpa* Ehrh. ramets. -Aquatic Botany 30: 63-80.
- BERGMEIER, E., W. HÄRDITLE, U. MIERWALD, B. NOWAK & C. PEPPLER (1990): Vorschläge zur syntaxonomischen Arbeitsweise in der Pflanzensoziologie. -Kieler Notizen 20: 92-103.
- BERNARD, J.M. & B. A. SOLSKY (1977): Nutrient cycling in a *Carex lacustris* wetland. -Can. J. Bot. 55: 630-638.
- BERNHARD, J.M., D. SOLANDER & J. KVET (1988): Production and nutrient dynamics in *Carex* wetlands. -Aquatic Botany 30: 125-148.
- BLANKENBURG, J. (1988): Zur Problematik der Wiedervernässung von land- und torfwirtschaftlich genutzten Flächen. -Z. f. Kulturtechnik und Flurber. 29: 332-334. Berlin, Hamburg.
- BÖCKER, R. (1978): Vegetations- und Grundwasserverhältnisse im Landschaftsschutzgebiet Tege-ler Fliesstal (Berlin West). -Verh. Bot. Ver. Prov. Brandenburg 114: 164 S. Berlin.
- BODEUX, A. (1955): Alnetum glutinosae. -Mitt. flor. -soz. Arbeitsgem. N.F. 5: 114-137. Stolzenau.
- BORNKAMM, R., A. EGGERT, M. KÜPPERS, B. SCHMIDT & J. STÖCKLIN (1991): Liste populationsbiologisch relevanter Begriffe. -In: Populationsökologie der Pflanzen 351 S. Basel, Boston, Berlin.
- BRANDING, A. (1996): Die Bedeutung der atmosphärischen Deposition für die Feucht- und Agrarökosysteme der Bornhöveder Seenkette. - EcoSys Suppl. 14, 117 S. Kiel.
- BRAUN-BLANQUET, J. (1964): Pflanzensoziologie. Grundzüge der Vegetationskunde. -3. Aufl., 865 S. Berlin, Wien, New York.
- BROCKMANN, D. (1987): Vegetationseinheiten kleiner Fließgewässer und ihre Bewertung am Beispiel der Wellsau/Neuwührener Au bei Kiel. -Diplomarb. TU Berlin: 103 S.
- BRUNET, J. (1991): Die Vegetation der Erlenbruchwälder in Schonen (Südschweden). -Tuexenia 11: 269-291.
- BUCHWALD, K. (1951): Wald- und Forstgesellschaften der Revierförsterei Diensthoop, Forstamt Syke b. Bremen. -Angew. Pflanzensoz. 1: 5-72. Stolzenau.
- BÜCKING, W. (1972): Zur Stickstoffversorgung von südwestdeutschen Waldgesellschaften. -Flora 161: 383-400. Jena.
- CSAPODY, V. (1968): Keimlingsbestimmungsbuch der Dicotyledonen. -Budapest.
- DAPPER, H. (1966): Zur Stoffproduktivität der Großen Brennessel (*Urtica dioica* L.) an einem Ruderalstandort. -Verh. Bot. Ver. Prov. Brandenburg 103: 54-64. Berlin.

- DENNY, P. (1987): Mineral cycling by wetland plants - a review. -Arch. Hydrobiol. Beih. Ergebn. Limnol. 27: 1-25. Stuttgart.
- DIERSCHKE, H. (1969): Natürliche und naturnahe Vegetation in den Tälern der Böhme und Fintau in der Lüneburger Heide. -Mitt. flor. -soz. Arbeitsgem. N.F. 14: 377-397.
- DIERSCHKE, H. (1988): Methodische und syntaxonomische Probleme bei der Untersuchung und Bewertung nasser Mikrostandorte in Laubwäldern. -In: BARKMAN, J. J. & K. V. SYKORA (Hrsg.): Dependent plant communities: 43-57. Wageningen.
- DIERSCHKE, H. (1994): Pflanzensoziologie. Grundlagen und Methoden. 683 S. Stuttgart.
- DIERSCHKE, H., U. DÖRING & G. HÜNERS (1987): Der Traubenkirschen-Erlen-Eschenwald (Pruno-Fraxinetum Oberd. 1953) im nordöstlichen Niedersachsen. -Tuexenia 7: 367-379.
- DIERSSEN, K. (1990): Einführung in die Pflanzensoziologie (Vegetationskunde). -241 S. Darmstadt.
- DINTER, W. (1982): Waldgesellschaften der Niederrheinischen Sandplatten. -Diss. Bot 64: 111 S. Vaduz.
- DINTER, W. (1990): Aufbau und Gliederung der Erlenwälder im Suderbergland. -Tuexenia 10: 409-418. Göttingen.
- DITTERT, K. (1992): Die stickstofffixierende Schwarzerle-*Frankia*-Symbiose in einem Erlenwald der Bornhöveder Seenkette. -EcoSys Suppl. 5: 98 S. Kiel.
- DOING, H. (1963): Übersicht der floristischen Zusammensetzung, der Struktur und der dynamischen Beziehungen niederländischer Wald- und Gebüschgesellschaften. -Meded. Landbouwhogeschool 63 (2): 1-60. Wageningen.
- DÖRING, U. (1987): Zur Feinstruktur amphibischer Erlenbruchwälder. -Tuexenia 7: 347-366. Göttingen.
- DÖRING-MEDERAKE, U. (1991): Feuchtwälder im nordwestdeutschen Tiefland; Gliederung - Ökologie - Schutz. -Scripta Geobot. 19: 122 S. Göttingen.
- EGGELSMANN, R. (1989): Wiedervernässung und Regeneration von Niedermoor. -Telma 19: 27-41.
- EGGERT, A. (1989): Zur saisonalen Kohlenstoff- und Stickstoffdynamik der Krautschichtvegetation eines submontanen Kalkbuchenwaldes. -Verh. Ges. für Ökologie XVII: 167-176.
- EHRENDORFER, F. (1973): Liste der Gefäßpflanzen Mitteleuropas. 2. Aufl.: 318 S. Stuttgart.
- EIGNER, J. (1988): NSG "Fuhlensee und Umgebung" - ein verlandender See in der Bornhöveder Seenkette. -In: Die Naturschutzgebiete im Kreis Plön und in der Stadt Kiel: 7 S.
- ELLENBERG, H. (1977): Stickstoff als Standortfaktor, insbesondere für mitteleuropäische Pflanzengesellschaften. -Oecol. Plant 12 (1): 1-22.
- ELLENBERG, H. (1986): Vegetation Mitteleuropas und der Alpen. -989 S. Stuttgart.
- ELLENBERG, H., R. MAYER & J. SCHAUERMANN (1986): Ökosystemforschung: Ergebnisse des Solling-Projektes 1966-1986. 488 S. Stuttgart.
- ELLENBERG, H., H. E. WEBER, R. DÜLL, V. WIRTH, W. WERNER & D. PAULISSEN. (1991): Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. -Scripta Geobot. 18: 284 S. Göttingen.
- ERNST, W. H. O. (1982): Ökologische Anpassungsstrategien an Bodenfaktoren. -Ber. Deutsche Bot. Gesellschaft 96: 49-71.
- ESCHENBACH, C., U. MIDDELHOFF, W. STEINBORN, J. WÖTZEL, W. KUTSCH & L. KAP-PEN (1997): Von Einzelprozessen zur Kohlenstoffbilanz eines Erlenbruchs im Bereich der Bornhöveder Seenkette. -EcoSys-Suppl. 20: 121-132.
- EVERS, F. H. (1961): Funktion und Abhängigkeiten der Mineralstickstoffnachlieferung in Waldböden. -Mitt. Ver. Forstl. Standortkunde u. Forstpflanzenzüchtung: 61-65. Stuttgart.



- FINKE, S. (1993): Untersuchungen zur Stickstoff-Netto-Mineralisation in verschiedenen Erlenwaldtypen im Bereich der Bornhöveder Seenkette. -Diplomarb. Univ. Kiel: 126 S.
- FISCHER, A. (1987): Untersuchungen zur Populationsdynamik am Beginn von Sekundärsukzessionen. -Diss. Bot. 110: 234 S. Berlin, Stuttgart.
- FRAHM, J.-P. & W. FREY (1983): Moosflora. -522 S. Stuttgart.
- FUKAREK, F. (1961): Die Vegetation des Darß und ihre Geschichte. -Pflanzensoziol. 12: 321 S.
- GARNIEL, A. (1988): Morphogenetische Entwicklung im Bereich der Bornhöveder Seenkette. -Interne Mitteilungen Ökosystemforsch. Bornh. Seenkette 2: 40-52. Kiel.
- GERLACH, A. (1973): Methodische Untersuchungen zur Bestimmung der Stickstoffmineralisation. -Scripta Geobot. 5: 115 S.
- GERLACH, A. (1978): Zur Bestimmung der Stickstoff-Nettomineralisation in mehr oder minder nassen Böden. -Oecol. Plant. 13 (2): 163-174.
- GILGES, I. (1996): Vegetation und Samenbank in Erlenbruchwäldern Schleswig-Holsteins. -Diplomarb. Univ. Kiel: 107 S.
- GILL, C. J. (1975): The ecological significance of adventitious rooting as a response to flooding in woody species with special reference to *Alnus glutinosa* (L.) Gaertn. -Flora 164: 87-97.
- GOEBEL, W. (1996): Klassifikation überwiegend grundwasserbeeinflusster Vegetationstypen. -Schriftenr. d. Verb. für Wasserwirtschaft und Kulturbau e.V. (DVWK), 112: 491 S. Bonn.
- GÖNNERT, T. (1989): Ökologische Bedingungen verschiedener Laubwaldgesellschaften des Nordwestdeutschen Tieflandes. -Diss. Bot. 136: 224 S. Berlin, Stuttgart.
- GORHAM, E. (1974): The relationship between standing crop in sedge meadows and summer temperature. -J. Ecol. 62: 487-492.
- GREIGH-SMITH, P. (1948): *Urtica dioica* L. -In: Biological flora of the British isles. -J. Ecol. 36: 343-351.
- GRELL, H. (1988): Synökologische Untersuchungen der Vegetation des Obereidertales südlich Flintbek. -Diplomarb. Univ. Kiel: 84 S.
- GRIME, J. P. (1979): Plant strategies and vegetation processes. - 222 S. London.
- GRIME, J. P., J. G. HODGSON & R. HUNT (1988): Comparative Plant ecology: a functional approach to common British species. - 742 S. London.
- GROOTJANS, A. P., P. C. SCHIPPER & H. J. VAN DER WINDT (1985): Influence of drainage on N-mineralization and vegetation response in wet meadows. I: *Calthion palustris* stands. -Acta Oecol. Plant. 6: 403-417.
- GROOTJANS, A. P., P. C. SCHIPPER & H. J. VAN DER WINDT (1986): Influence of drainage on N-mineralization and vegetation response in wet meadows: II: *Cirsio-Molinietum* stands. -Acta Oecol. Plant. 7: 3-14.
- GROSSE, W. & P. SCHRÖDER (1984): Oxygen Supply of roots by gas transport in alder trees. -Zeitung für Naturforschung 39c: 1186-1188.
- GROSSER, K. H. (1963): Moor- und Bruchwaldgesellschaften. -Wiss. Abh. 56 (1): 123-165. Berlin.
- GROSSER, K. H. (1965): Vegetationskomplexe und Komplexgesellschaften in Mooren und Sümpfen. -Feddes Repert. Beih. 142: 208-216. Berlin.
- HAEUPLER, H. (1982): Evenness als Ausdruck der Vielfalt in der Vegetation. -Untersuchungen zum Diversitäts-Begriff. -Diss. Bot. 65: 268 S. Vaduz.
- HÄRDTLE, W. (1989): Potentielle natürliche Vegetation. - Ein Beitrag zur Kartierungsmethode am Beispiel der Topographischen Karte 1623 Owschlag. -Mitt. Arbeitsgem. Geobot. in Schleswig-Holst. u. Hamb. 40: 72 S. Kiel.

- HÄRDTLE, W. (1995): Vegetation und Standort der Laubwaldgesellschaften (Querco-Fagetea) im nördlichen Schleswig-Holstein. -Mitt. Arbeitsgem. Geobot. in Schleswig-Holst. u. Hamb. 48: 441 S. Kiel.
- HELLBERG, F. (1995): Entwicklung der Grünlandvegetation bei Wiedervernässung und periodischer Überflutung. -Diss. Bot. 243: 271 S. Berlin, Stuttgart.
- HEMPRICH, G. (1991): Landschaftsökologische Untersuchungen im Bereich des Belauer Sees und des Schmalensees. - Diplomarb. Univ. Kiel: 67 S.
- HENNINGS, H.H. (1996): Zur Vernäßbarkeit von Niedermoorböden. -Diss. Universität Göttingen.
- HILL, M. O. & P. A STEVENS (1981): The density of viable seed in soils of forest plantations in upland Britain. -J. Ecol. 69: 693-709.
- HORMANN, A. (1983): Vegetationskundliche Untersuchungen am Ahrensee. -Diplomarb. Univ. Kiel: 108 S.
- HÜNERS, G. (1983): Verbreitung und pflanzensoziologische Gliederung von Feuchtwäldern im nordöstlichen Niedersachsen. -In: DÖRING-MEDERAKE, U. (1991): Feuchtwälder im nord-westdeutschen Tiefland; Gliederung - Ökologie - Schutz. -Scripta Geobot. 19: 122 S. Göttingen.
- IRMLER, U. (1995): Veränderungen in der Zusammensetzung der Streu fauna während des Abbaus von Erlenstreu. -Mitt. Dt. Bodenkundl. Ges. 76: 623-626.
- JANIESCH, P. (1973): Beitrag zur Physiologie der Nitrophyten - Nitratspeicherung und Nitratassimilation bei *Anthriscus sylvestris* Hoffm. -Flora 162: 479-491.
- JANIESCH, P. (1978): Ökophysiologische Untersuchungen von Erlenbruchwäldern. I. Die edaphischen Faktoren. -Oekol. Plant. 13: 43-57. Paris.
- JANIESCH, P. (1980): Standortfaktoren in Quell-Erlenwäldern und pflanzensoziologische Gliederung. -Ber. Intern. Sympos. Epharmonie Rinteln 1987: 265-274. Vaduz.
- JANIESCH, P. (1981): Ökophysiologische Untersuchungen an *Carex*-Arten aus Erlenbruchwäldern. -Habilitationsschr. Univ. Münster: 123 S.
- JANIESCH, P. (1986): Bedeutung einer Ernährung von *Carex*-Arten mit Ammonium oder Nitrat für deren Vorkommen in Feuchtgesellschaften. -Abh. Westf. Museum Naturkde 48 (2/3): 341-354. Münster.
- JANIESCH, P. (1991): Ecophysiological adaptations of higher plants in natural communities to waterlogging. -in: ROZEMA, J. & A. C. VERKLEIJ: Ecological responses to Environmental Stresses: 50-60. Kluwer academic publ. Netherlands.
- JANIESCH, P., C. MELLIN, R. v. LEMM & D. WOLF (1991a): Die Aktivierung von Samenbanken ehemaliger Feuchtwiesen und -wälder als Grundlage für Renaturierungen. -Verh. Ges. f. Ökologie 20 (1): 347-351. Freising-Weihenstephan.
- JANIESCH, P., C. MELLIN & E. MÜLLER (1991b): Die Stickstoff-Netto-Mineralisation in naturnahen und degenerierten Erlenwäldern als Kenngröße zur Beurteilung des ökologischen Zustandes. -Verh. Ges. für Ökologie 20 (1): 353-359. Freising-Weihenstephan.
- JENSEN, K. (1995): Untersuchungen zum biotischen Potential von Feuchtgrünlandbrachen. -Diplomarb. Univ. Kiel: 95 S.
- JONES, H. E. & J. R. ETHERINGTHON (1970): Comparative studies of plant growth and distribution in relation to waterlogging. I: The survival of *Erica cinerea* L. and *Erica tetralix* L. and its apparent relationship to iron and manganese uptake in waterlogged soil. -J. Ecol. 58: 487-496.
- KAISER, T. & A. ROLOFF (1991): Die Waldgesellschaften des Schweinebruches bei Celle unter besonderer Berücksichtigung der im Wasserhaushalt gestörten Feuchtwälder. -Braunsch. naturkd. Schr. 3 (4): 947-970. Braunschweig.

- KAZDA, M., G. VERBÜCHELN, M. LUWE & S. BRANS (1992): Auswirkungen von Grundwasserabsenkungen auf Erlenbruchwälder am Niederrhein. -Natur und Landschaft 67 (3): 283-287.
- KESEL, R. (1995): Anwendung multivariater Methoden in der Analyse vegetations- und tierökologischer Daten. Kursscript, unveröff.
- KLEINSCHMIDT, C. & G. ROSENTHAL (1995): Samenbankpotential und Diasporenverdriftung in überschwemmten Feuchtwiesen. -Kieler Notizen zur Pflanzenkunde in Schleswig-Holst und Hamburg 23: 40-45. Kiel.
- KLÖTZLI, F. (1969a): Die Grundwasserbeziehungen der Streu- und Moorwiesen im nördlichen Schweizer Mittelland. -Beitr. geobot. Landesaufn. Schweiz 52: 296 S.
- KLÖTZLI, F. (1969b): Zur Ökologie schweizerischer Bruchwälder unter besonderer Berücksichtigung des Waldreservates Moos bei Birmersdorf und des Katzenses. -Ber. Geobot. Inst. ETH, Stift. Rübel 39: 56-123.
- KLUGE, W. & L. THEESEN (1995): Wasserstands- und Wasserhaushaltsmodelle für Uferökotone. -EcoSys 4: 179-194. Kiel.
- KÖLBEL, A., K. DIERSSEN, H. GRELL & K. VOSS (1990): Zur Veränderung grundwasserbeeinflusster Niedermoor- und Grünland-Vegetationstypen des norddeutschen Tieflandes - Konsequenzen für 'Extensivierung' und 'Flächenstillegung'. -Kieler Notizen zur Pflanzenkunde in Schleswig-Holst. u. Hamburg 20 (2): 67-89.
- KOERSELMANN, W. & J. T. A. VERHOEVEN (1995): Eutrophication of fen ecosystems; external and internal nutrient sources and restoration strategies. In: WHEELER, B.D., S.C. SHAW, W. J. FOIJT & R. A. ROBERTSON (Hrsg.): Restoration of Temperate Wetlands: 91-112.
- KONINGS, H., J. T. A. VERHOEVEN & R. DE GROOT (1992): Growth characteristics and seasonal allocation patterns of biomass and nutrients in *Carex* species growing in floating fens. -Plant and Soil 147: 183-196.
- KOOPMANN, A. (1995): Eine GIS-gestützte Auswertung ökosystemarer Daten und rechtlicher Vorgaben zur Ausweisung von Vorrangflächen für den Naturschutz im Bereich der Bornhöveder Seenkette. -Diplomarb. Univ. Kiel: 87 S.
- KUDO, G. & K. ITO (1988): Rhizome Development of *Phragmites australis* in a Reed Community. -Ecol. Res. 3: 239-252.
- LECK, M. A., V. T. PARKER & R. L. SIMPSON (1989): Ecology of Soil Seed Banks. 462 S.
- LEE, J.A. & G. R. STEWART (1987): Ecological aspects of nitrogen assimilation. -Advanc. in Bot. Research 6: 1-43.
- LEITUNGSGREMIUM (1992): Ökosystemforschung im Bereich der Bornhöveder Seenkette. Arbeitsbericht 1988-1991. -EcoSys 1: 338 S.
- LEITUNGSGREMIUM (1995): Auswirkungen einer Temperaturerhöhung auf die Ökosysteme der Bornhöveder Seenkette. -EcoSys 2: 246 S.
- LEITUNGSGREMIUM (1998): Ökosystemforschung im Bereich der Bornhöveder Seenkette. Arbeitsbericht 1992-1995. -EcoSys, in prep.
- LINTHURST, R. A. & R. J. REIMOLD (1987): The evaluation of methods for estimating the net aerial primary productivity of estuarine angiosperms. -J. of applied Ecol. 15: 919-931.
- LOHMEYER, W. (1960): Zur Kenntnis der Erlenwälder in den nordwestlichen Randgebieten der Eifel. -Mitt. flor. -soz. Arbeitsgem. NF 8:209-221. Stolzenau/Weser.
- LONDO, G. (1975): Dezimalskala für die vegetationskundliche Aufnahme von Dauerquadraten. - In: TÜXEN, R. (Hrsg.): Sukzessionsforschung: 616- 617.
- MARKERT, B. (1991): Die repräsentative Probenahme pflanzlicher Matrices als Grundvoraussetzung für Stoffflußbetrachtungen in Ökosystemen. -Verh. Ges. für Ökologie XIX/III: 349-361.

- MIDDELHOFF, U. (1998): Bestimmung der unterirdischen Phytomasse und Feinwurzelndynamik in einem Erlenwald im Bereich der Bornhöveder Seenkette. Diss. Univ. Kiel in prep.
- MIERWALD, U. (1988): Die Vegetation der Kleingewässer landwirtschaftlich genutzter Flächen. -Mitt. Arbeitsgem. Geobot. in Schleswig-Holst. u. Hamb. 39: 286 S. Kiel.
- MIERWALD, U. & J. BELLER (1990): Rote Liste der Farn- und Blütenpflanzen Schleswig-Holsteins. -Landesamt Naturschutz Landschaftspfl. Schleswig-Holstein. 64 S.
- MÖLLER, H. (1970): Soziologisch-ökologische Untersuchungen in Erlenwäldern Schleswig-Holsteins. - Mitt. Arb.gem. Flor. Schlesw.-Holst. u. Hamb. 19: 109 S. Kiel.
- MÖLLER, H. (1979): Das Chrysosplenio oppositifolii-Alnetum glutinosae (Meij.-Drees 1936), eine neue Alno-Padion-Assoziation. Mitt. Flor. -soz. Arbeitsgem. N.F. 21: 167-180.
- MOORE, J. M. & R. W. WEIN (1977): Viable seed populations by soil depth and potential site recolonization after disturbance. -Can. J. Bot. 55: 2408-2412.
- MOORE, R. J. & P. A. KEDDY (1989): The relationship between species richness and standing crop in wetlands: the importance of scale. -Vegetatio 79: 99-106.
- MÜLLER, E. & P. JANIESCH (1993): In vivo nitrate reductase activity in *Carex pseudocyperus* L.: The influence of nitrate - ammonium concentration ratios and correlation with growth. -J. of Plant Nutrition 16 (7): 1357-1372.
- MÜLLER, E., B. P. ALBERS & P. JANIESCH (1994): Influence of  $\text{NO}_3^-$  and  $\text{NH}_4^+$  nutrition on fermentation, nitrate reductase activity and adenylate energy charge of roots of *Carex pseudocyperus* L. and *Carex sylvatica* Huds. exposed to anaerobic nutrient solutions. -Plant and Soil 166: 221-230.
- MÜLLER-SCHNEIDER, P. (1986): Verbreitungsbiologie der Blütenpflanzen Graubündens. -Ver. Geob. Inst. Stift. Rübel 85: 1-263.
- NEUMEISTER, S. (1997): Methoden zur Ableitung abiotischer Standortansprüche in der Vegetationskunde am Beispiel von Niedermooren und Feuchtwiesen. Diplomarb. Univ. Kiel.
- NEWBOULD, P. J. (1967): Methods for Estimating the Primary Production of Forests. -342 S. Oxford.
- NÖTZOLD, R. (1996): Die Kurzflügel- und Laufkäfergemeinschaften (Staphylinidae und Carabidae) des Bodens verschiedener Erlenbruchbiotope und ihre Abhängigkeit von Standortfaktoren. -In: HEYDEMANN, B., W. HOFNANN & U. IRMLER (Hrsg.): Ökologie von Erlenwäldern. -Faun.-Ökologie Mitt. Suppl. 20: 118 S. Neumünster.
- OBERDORFER, E. (1987): Süddeutsche Wald- und Gebüschgesellschaften im europäischen Rahmen. -Tuexenia 7: 459-468.
- OLSEN, C. (1921): The ecology of *Urtica dioica*. -J. Ecol. 9: 1-18. Cambridge.
- PASSARGE, H. & G. HOFMANN (1968): Pflanzengesellschaften des norddeutschen Flachlandes II. -Pflanzensoz. 16: 298 S. Jena.
- PASSARGE, H. (1965): Zur Frage der Probestflächenwahl bei Gesellschaftskomplexen im Bereich der Wasser- und Verlandungsvegetation. -Feddes Repert. Beih. 142: 203-208. Berlin.
- PEARSALL, W. H. & E. GORHAM (1956): Production ecology I. Standing crops of natural vegetation. -Oikos 7, II: 194-201. Copenhagen.
- PERSSON, H. (1975): Deciduous woodland at Andersby, Eastern Sweden: Field-layer and below-ground production. - Acta Phytogeogr. Suec. 62: 71 S.
- PETERS, U. (1988): Pflanzenökologische und bodenkundliche Untersuchungen an Quellwaldstandorten in Bochum. -Diss. Bot. 122: 211 S. Berlin, Stuttgart.
- PFADENHAUER, J. (1993): Vegetationsökologie - ein Scriptum -. 301 S., Eching.

- PFADENHAUER, J. & F. LÜTKE TWENHÖVEN (1986): Nährstoffökologie von *Molinia coerulea* und *Carex acutiformis* auf baumfreien Niedermoores des Alpenvorlandes. -Flora 178: 157-166.
- PFADENHAUER, J. & D. MAAS (1987): Samenpotential in Niedermoorböden des Alpenvorlandes bei Grünlandnutzung unterschiedlicher Intensität. -Flora 179: 85-97.
- PIOTROWSKI, J. (1991): Quartär- und hydrogeologische Untersuchungen im Bereich der Bornhöveder Seenkette, Schleswig-Holstein. -Berichte Reports. Geol.-Paläont. Inst. Univ. Kiel 43.
- POLLOK, R. (1988): Vegetationskundliche Untersuchungen im Naturschutzgebiet Duvenstedter Brook. -Diplomarb. Univ. Kiel: 86 S.
- POSCHLOD, P. & S. JORDAN (1992): Wiederbesiedelung eines aufgeforsteten Kalkmagerrasenstandortes nach Rodung. -Z. Ökol. u. Natursch. 1: 119-139.
- REICHELT, G. & O. WILMANN (1973): Vegetationsgeographie. -Praktische Arbeitsweisen: 212 S. Braunschweig.
- REIF, A., M. TECKELMANN & E.-D. SCHULZE (1985): Die Standortamplitude der Großen Brennessel (*Urtica dioica*) - eine Auswertung vegetationskundlicher Aufnahmen auf der Grundlage der Ellenbergischen Zeigerwerte. -Flora 176: 365-382.
- ROBERTS, H. A. (1981): Seed banks in soils. -In: COAKER, T. H. (Hrsg.): Advances in applied Biology 6: 1-55.
- ROTHMALER, W. (1986): In: SCHUBERT, R. & W. VENT (Hrsg.): Exkursionsflora für die Gebiete der DDR und BRD 4, 6. Aufl.: 811 S. Berlin.
- RUNGE, M. (1970): Untersuchungen zur Bestimmung der Mineralstickstoff-Nachlieferung am Standort. -Flora B 159: 233-257.
- RUNGE, M. (1965): Untersuchungen über die Mineralstickstoff-Nachlieferung an nordwestdeutschen Waldstandorten. -Flora 155: 353-386.
- SACH, W. (1998): Floristische und nährstoffökologische Untersuchungen degradiert Grünland-Systeme in Schleswig-Holstein. EcoSys Suppl. Bd. 24 in press: 233 S.
- SACHS, L. (1984): Angewandte Statistik. Anwendung statistischer Methoden. -6. Aufl. Berlin, Heidelberg, New York, Tokyo.
- SCAMONI, A. (1954): Die Waldvegetation des Unterspreewaldes. -Arch. Forstwesen 3: 122-162 u. 230-260. Berlin.
- SCAMONI, A. & H. PASSARGE (1959): Gedanken zu einer natürlichen Ordnung der Waldgesellschaften. -Archiv Forstw. 8 (5): 386-462.
- SCHAEFFER, B. (1977): Stickstoff- und Phosphorverlagerung in nordwestdeutschen Niederungsböden und Gewässerbelastung. -Geol. Jb. F. 4: 203-221.
- SCHAEFFER, B. (1994): Zur Stoffdynamik von Niedermoores. -NNA-Berichte 7 (2): 57-73.
- SCHAEFFER, F. & P. SCHACHTSCHABEL, P. (1984): Lehrbuch der Bodenkunde. -11 Aufl.: 442 S. Stuttgart.
- SCHIEFERSTEIN, B. (1997): Ökologische und molekularbiologische Untersuchungen an Schilf (*Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steud.) im Bereich der Bornhöveder Seen. -EcoSys Suppl. Bd 22: 143 S. Kiel.
- SCHLEUSS, U. (1992): Böden und Bodenschaften einer Norddeutschen Moränenlandschaft - Ökologische Eigenschaften, Vergesellschaftung und Funktionen der Böden im Bereich der Bornhöveder Seenkette. -EcoSys Suppl. 2: 185 S.
- SCHOLLE, D. (1991): Vegetationskundliche Untersuchungen in Bornhöved und deren Auswertung mit Hilfe eines Geographischen Informationssystems (GIS). Diplomarb. Univ. Saarland: 66 S.

- SCHOLLE, D. (1997): GIS-gestützte Zusammenführung vegetationskundlicher, bodenkundlicher und nutzungsbezogener Daten zu einem landschaftsökologischen Indikationsverfahren. -Eco-Sys Suppl. Bd. 21: 201 S.
- SCHOLLE, D. & J. SCHRAUTZER (1993): Zur Grundwasserdynamik unterschiedlicher Niedermoor-Gesellschaften Schleswig-Holsteins. -Z. Ökol. u. Natursch. 2 (1): 11-22.
- SCHRAUTZER, J., W. HÄRDTE, G. HEMPRICH & C. WIEBE (1991): Zur Synökologie und Synsystematik gestörter Erlenwälder im Gebiet der Bornhöveder Seenkette (Schleswig-Holstein). Tuexenia 11: 293-307. Göttingen.
- SCHRAUTZER, J. & M. TREPEL (1997): Wechselwirkungen zwischen bodenphysikalischen Parametern, Grundwasserdynamik und der Vegetationszusammensetzung in unterschiedlich stark genutzten Niedermoor-Ökosystemen. -Feddes Repertit. 108:119-137.
- SCHÜTZ, W. (1995): Keimungsökologie von 5 horstbildenden *Carex*-Arten nasser Standorte. -Verh. Ges. für Ökologie, 24: 155-160.
- SCHWICKERATH, M. (1944): Das Hohe Venn und seine Randgebiete. -Pflanzensoz. Jena: 278 S.
- SEEWALD, C. (1977): Wald- und Grünlandgesellschaften im Drömling. -Diss. Bot. 41: 93 S. Vaduz.
- SOLANDER, D. (1983): Biomass and shoot production of *Carex rostrata* and *Equisetum fluviatile* in unfertilized subarctic lakes. -Aquatic Botany 15: 349-366.
- SOLINSKA-GORNICKA, B. (1987): Alder (*Alnus glutinosa*) carr in Poland. -Tuexenia 7: 329-346.
- SOUKUPOVA, L. (1988): Short life-cycles in two wetland sedges. -Aquatic Botany 30: 49-62.
- STÖCKLIN, J. (1992): Umwelt, Morphologie und Wachstumsmuster klonaler Pflanzen - eine Übersicht. -Bot. Helv. 102: 3-21.
- STURM, K. (1993): Prozeßschutz - ein Konzept für naturgerechte Waldwirtschaft. -Z. Ökol. u. Naturschutz 2: 181-192.
- SUCCOW, M. (1988): Landschaftsökologische Moorkunde. -340 S. Jena.
- TER BRAAK, C. J. F. (1987): Ordination. -In: JONGMANN, R. H. G., C. J. F. TER BRAAK & O.F.R. VAN TONGEREN (Hrsg.): Data analysis in community and landscape ecology. -Pudoc, Wageningen.
- THIEL, H. (1995): Quellsümpfe im oberen Lopautal, Lüneburger Heide. -Dipl. Univ. Göttingen: 125 S.
- THOMPSON, K. (1986): Small-scale heterogeneity in the seed bank of an acid grassland. -J. Ecol. 74: 733-738.
- THOMPSON, K. & J. P. GRIME (1979): Seasonal Variation in the seed banks of herbaceous species in ten contrasting habitats. -J. Ecol. 67: 893-921.
- TRACZYK, H. & T. TRACZYK (1967): Tentative estimation of the production of herb layer. -Ecol. Pol. A, 15: 823-835.
- TRACZYK, T. (1967): Studies on herb layer production estimate and the size of plant fall. -Ecol. Pol. A, 15: 837-867.
- TRACZYK, T. & H. TRACZYK (1977): Structural characteristics of Herb layer and its Production in more important forest communities in Poland. -Ecol. Pol. 25, 3: 359-378.
- TREPEL, M. (1996): Niedermoore in Schleswig-Holstein, gegenwärtiger Zustand und Entwicklungsmöglichkeiten - eine Literaturstudie. Polykopie: 74 S. Kiel.
- TÜXEN, R. (1974): Das Lahrer Moor. Pflanzensoziologische Beschreibung eines emsländischen Naturschutzgebietes. Mitt. flor. -soz. Arbeitsgem. N.F. 17: 39-68. Todenmann.
- TÜXEN, R. & T. OHBA (1975): Zur Kenntnis der Bach- und Quellerlenwälder (Stellario-Alnetum und Ribo sylvestri-Alnetum). -Beitr. naturk. Forsch. Süddtschl. 34: 387-397. Karlsruhe.



- URBANSKA, K. M. (1992): Populationsbiologie der Pflanzen: Grundlagen, Probleme, Perspektiven. 374 S. -Stuttgart, Jena.
- VAN DER VALK, A. G. & C. B. DAVIS (1976): The seed banks of prairie glacial marshes. -Can. J. Bot. 54: 1832-1838.
- VAN DER VALK, A. G. & J. T. A. VERHOEVEN (1988): Potential role of seed banks and under-story species in restoring quaking fens from floating forests. -Vegetatio 76: 3-13.
- VEERKAMP, M. T. & P. J. KUIPER (1982): The uptake of potassium on growth of *Carex* species from swamp habitats varying from oligotrophic to eutrophic and comparison of physiological reactions of *Carex* to P stress and K stress. -Physiol. plant. 55: 242-246.
- VERBÜCHELN, G., R. KRECHEL & R. WITTIG (1990): Die erlenreichen Waldgesellschaften der Schwalm-Nette-Platten und ihrer Randgebiete. Mit einer Übersicht der niederrheinischen Erlenwälder. -Tuexenia 10: 419-432. Göttingen.
- VERHOEVEN, J. T. A., S. VAN BEEK, M. DEKKER & W. STORM (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: 25-33. Berlin.
- VERKAAR, H. J., A. J. SCHENKEVELD & M. P. VAN DE KLASHORST (1983): The Ecology of Short-lived Forbs in Chalk Grasslands: Dispersal of Seeds. -New. Phytol. 95: 335-344.
- VOOKOVA, B. (1981): Overground layer biomass in the forest ecosystems of the Male Karpaty in mab areas, Transektion I. -Ecol. Pol. 36, 7: 531-538.
- WESTPHAL, P. (1995): Vergleich zweier Methoden zur Bestimmung der Stickstoff-Netto-Mineralisation in Böden. -Diplomarb. Univ. Kiel, 87 S.
- WETZEL, H., C. WACHENDORF, C.-G. SCHIMMING, U. SCHLEUSS, B. MOGGE, W. KLU-GE, O. DILLY & H. P. BLUME (1996): Structures and functions of peat ecosystems with different use in Northern Germany. -10th International Peat Congress Vol. 4, 107-112.
- WEY, H. (1988): Die Vegetation von Quellgebieten im Raum Trier und ihre Beeinflussung durch land- und forstwirtschaftliche Bodennutzung der Einzugsgebiete. -Diss. Bot. 125: 170 S. Berlin, Stuttgart.
- WIEBE, C. (1991): Vegetationskundliche Untersuchungen am Fuhensee und Schierensee (Bornhöveder Seenkette). -Diplomarb. Univ. Kiel, 54 S.
- WILDI, O. (1986): Analyse vegetationskundlicher Daten. - Veröff. des Geobot. Inst. ETH Stift. Rübel 90, 226 S., Zürich.
- WILMANN, O. (1989): Ökologische Pflanzensoziologie. -4. Aufl.: 378 S. Stuttgart.
- WÖTZEL, J. (1997): Anpassungen der Schwarzerle (*Alnus glutinosa*) an ein Wachstum unter anaeroben Bodenbedingungen: Ausmaß und Wirkungen der O<sub>2</sub>-Abgabe an die Rhizosphäre. -126 S. Stuttgart.
- WRIEDT, S. (1991): Vegetationskundliche Untersuchungen im Schwentinetal unter besonderer Berücksichtigung des Samenpotentials ausgewählter Gesellschaften. -Diplomarb. Univ. Kiel: 68 S.
- WULF, M. (1992): Vegetationskundliche und ökologische Untersuchungen zum Vorkommen gefährdeter Pflanzenarten in Feuchtwäldern Nordwestdeutschlands. -Diss. Bot. 185: 246 S. Berlin, Stuttgart.
- ZÖTTL, H. (1958): Die Bestimmung der Stickstoffmineralisation im Waldhumus durch den Brutversuch. -Z. f. Bodenkunde 81 (126): 35-50.



## Anhang

- Tab. 1: Vegetation der Erlenwälder, Erlen-Eschenwälder und Moorbirkenwälder:  
Stetigkeitstabelle  
(Faltblatt hinter Tab. 24)
- Tab. 2: Vegetation der Untersuchungsflächen  
(Faltblatt hinter Tab. 1)
- Tab. 3: Übersicht über die Untersuchungsflächen und die jeweils durchgeführten Untersuchungen
- Tab. 4: Konfidenzintervalle bzw. Extremwerte und Mittelwerte der untersuchten Standortparameter für verschiedene Arten
- Tab. 5: Konfidenzintervalle, Extremwerte und Mittelwerte der untersuchten Standortparameter für die verschiedenen Vegetationseinheiten
- Tab. 6: Edaphische Meßwerte der Untersuchungsflächen in zwei Bodenhorizonten
- Tab. 15: Prozentuale Anteile einzelner Arten an der Krautschicht-Phytomasse der untersuchten Erlenwälder
- Tab. 16: Krautschicht-Phytomasse und Stickstoffgehalte der untersuchten Erlenwälder
- Tab. 24: Vegetation und Diasporenbank der Untersuchungsflächen
- Tab. 28: Lebensform- und Diasporenbanktypen von Bruchwald- und Röhrichtarten  
(Faltblatt hinter Tab. 2)

Tab.3: Übersicht über die Untersuchungsflächen und die jeweiligen Untersuchungen

lfd. Nummer	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20
Bezeichnung	WSQ1	WMQ1	WMQ2	WM1	WTQ1	WTQ2	WTQ3	WTQ5	WTQ8	WL1	WL2	WL3	WL4	WL5	WL6	WL7	WP1	WP2	WP3	WP4
Vegetationstyp *	1.1	1.2.1	1.2.1	1.2.2	1.3	1.3	1.3	1.3	1.3	2.1	2.1	2.1	2.1	2.1	2.1	2.1	2.2	2.2	2.2	2.2
Standortuntersuchungen:																				
Wasserstände	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
pH-Werte	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
C/N-Verhältnisse	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Organische Substanz	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Lagerungsdichte		x			x		x	x			x		x	x			x	x		
NINM		x			x		x	x			x		x	x			x	x		
Biologische Untersuchungen:																				
standing crop	x	x	x	x		x			x		x	x		x	x	x		x	x	x
Diasporenbank	x	x	x	x				x	x				x		x	x		x		x
Einzelarten:	x			x												x				
<i>Carex elongata</i>																				
<i>Carex acutiformis</i>		x		x					x		x							x		
<i>Mentha aquatica</i>		x				x				x										
<i>Urtica dioica</i>						x												x	x	x
<i>Dryopteris dilatata</i>																				

\* 1.1 Carici elongatae-Alnetum sphagnetosum  
1.2 Carici elongatae-Alnetum, Subassoziation von Viola palustris  
1.2.1 Variante von *Cardamine amara*  
1.2.2 Typische Variante  
1.3 Carici elongatae-Alnetum typicum  
2.1 *Alnus glutinosa*-Gesellschaft, Ausbildung von *Lonicera periclymenum*  
2.2 *Alnus glutinosa*-Gesellschaft, Ausbildung von *Poa trivialis*

Tab. 4: Konfidenzintervalle bzw. Extremwerte sowie Mittelwerte der untersuchten Standortparameter für verschiedene Arten

	organische Substanz				pH-Wert				C/N-Verhältnis			
	Ko. u.	Mittel.	Ko. o.	Anzahl	Ko. u.	Mittel.	Ko. o.	Anzahl	Ko. u.	Mittel.	Ko. o.	Anzahl
Calla palustris	19,30	74,80	90,60	6	4,14	5,00	5,86	6	13,10	15,78	18,50	6
Carex canescens	75,87	81,92	87,97	11	3,80	4,47	5,14	11	16,10	17,64	19,17	11
Carex nigra	74,36	80,17	85,97	15	3,79	4,30	4,81	15	17,62	19,36	21,11	14
Carex rostrata	58,70	72,74	90,60	5	3,70	4,32	5,12	5	15,80	17,50	18,60	4
Lysimachia thyrsiflora	66,40	77,23	88,05	11	3,50	4,20	5,89	11	14,35	15,95	17,56	11
Menyanthes trifoliata	66,60	80,47	89,00	3	4,00	4,93	6,60	3	16,50	21,20	25,80	3
Potentilla palustris	64,60	79,17	89,00	3	3,70	4,43	5,40	3	15,80	18,57	21,10	3
Sphagnum fallax	73,20	79,00	84,70	15	3,62	3,82	4,01	15	18,91	21,78	24,65	12
Sphagnum fimbriatum	78,20	82,88	87,55	18	3,72	4,29	4,86	18	16,50	18,50	23,00	15
Sphagnum palustre	79,39	83,43	87,47	17	3,78	4,22	4,67	17	17,62	19,64	21,66	16
Sphagnum squarrosum	71,90	80,05	85,70	6	3,50	4,37	5,23	6	15,20	17,35	19,80	6
Sphagnum subsecundum	48,17	68,26	80,30	5	3,80	4,08	4,46	5				
Valeriana dioica	10,70	81,50	91,10	8	4,54	5,48	6,42	9	12,74	14,53	16,31	8
Viola palustris	58,70	80,10	81,00	18	4,24	4,64	5,04	19	13,29	14,78	16,26	12

	WS-mittel				WS-Amplitude				WS min			
	Ko. u.	Mittel.	Ko. o.	Anzahl	Ko. u.	Mittel.	Ko. o.	Anzahl	Ko. u.	Mittel.	Ko. o.	Anzahl
Caltha palustris	-9	-4	-2	23	11	15	25	23	-27	-17	-12	23
Cardamine amara	-14	-7	-2	18	14	16	26	18	-35	-19	-13	18
Carex paniculata	-9	-4	-1	13	10	15	25	13	-27	-18	-10	13
Cirsium palustre	-8	-2	-1	19	10	22	26	19	-27	-20	-12	19
Eupatorium cannabinum	-9	-2	-1	15	5	14	23	15	-23	-12	-8	15
Ajuga reptans	-22	-14	-7	10	14	52	59	10	-70	-53	-20	10
Anemone nemorosa	-25	-14	-9	25	33	54	65	25	-74	-56	-46	25
Chrysosplenium alternifolium	-17	-7	-4	7	5	14	53	7	-68	-17	-12	7
Chrysosplenium oppositifolium	-10	-6	1	3	5	27	70	3	-68	-27	-4	3
Crepis paludosa	-18	-9	-6	19	11	49	57	19	-70	-51	-17	19
Equisetum arvense	-62	-4	-1	8	3	12	57	8	-100	-17	-4	8
Geranium robertianum	-114	-8	-3	8	5	42	56	8	-125	-46	-12	8
Plagiomnium undulatum	-14	-9	-7	16	11	46	53	16	-56	-48	-17	16
Valeriana dioica	-10	-3	0	7	5	5	50	7	-68	-8	-3	7

	WS-max				Überflutungsdauer			
	Ko. u.	Mittel.	Ko. o.	Anzahl	Ko. u.	Mittel.	Ko. o.	Anzahl
Caltha palustris	-2	1	2	23	0	14	80	23
Cardamine amara	-3	-2	2	18	0	0	0	18
Carex paniculata	-3	2	3	13	0	14	100	13
Cirsium palustre	-1	1	2	19	0	2	63	19
Eupatorium cannabinum	-5	-1	2	15	0	0	63	15
Ajuga reptans	-13	-1	2	10	0	0	31	10
Anemone nemorosa	-13	-2	0	25	0	0	0	25
Chrysosplenium alternifolium	-10	-3	2	7	0	0	63	7
Chrysosplenium oppositifolium	-3	0	1	3	0	58	143	3
Crepis paludosa	-7	-3	0	19	0	0	0	19
Equisetum arvense	-7	-2	1	8	0	18	61	8
Geranium robertianum	-69	-3	3	8	0	0	14	8
Plagiomnium undulatum	-5	-3	2	16	0	0	14	16
Valeriana dioica	-7	2	4	7	0	120	161	7

	pH-Wert				C/N-Verhältnis			
	Ko. u.	Mittel.	Ko. o.	Anzahl	Ko. u.	Mittel.	Ko. o.	Anzahl
Lonicera periclymenum	4,44	4,81	5,17	49	13,99	15,09	16,19	48
Molinia caerulea	3,62	3,90	4,18	27	18,13	20,11	22,08	49
Dryopteris dilatata	3,78	3,90	5,56	18	14,01	14,69	15,37	50
Polytrichum formosum	3,33	3,56	4,00	9	14,71	17,29	19,86	51
Urtica dioica	5,17	5,43	5,68	75	13,13	13,55	13,97	52
Poa trivialis	5,34	5,61	5,89	65	13,35	13,85	14,35	53
Filipandula ulmaria	5,40	5,70	6,00	56	13,22	13,73	14,24	54
Galium aparine	5,11	5,51	5,92	35	13,27	13,90	14,53	55

	WS-mittel				WS-Amplitude			
	Ko. u.	Mittel.	Ko. o.	Anzahl	Ko. u.	Mittel.	Ko. o.	Anzahl
Mnium hornum ohne Bulte	-22	-11	-8	38	43	53	63	38
Phalaris arundinacea	-22	-15	-7	12	16	36	56	12
Ranunculus repens ohne Bulte	-22	-10	-7	19	22	47	54	19
Rubus idaeus ohne Bulte	-24	-18	-11	42	28	49	54	42
Urtica dioica	-17	-14	-9	38	26	48	54	38

Tab. 5: Konfidenzintervalle und Extremwerte sowie Mittelwerte der untersuchten Standortparameter für die verschiedenen Vegetationseinheiten

	organische Substanz						pH-Wert						C/N-Verhältnis					
	Min.	Ko. u.	Mittel.	Ko. o.	Max.	Anzahl	Min.	Ko. u.	Mittel.	Ko. o.	Max.	Anzahl	Min.	Ko. u.	Mittel.	Ko. o.	Max.	Anzahl
S	58,7	76,7	80,9	85,1	90,6	19	3,5	4,3	4,8	5,3	7,3	19	14,9	16,4	17,5	18,6	21,3	15
M	10,7	43,9	76,1	81,0	93,3	16	3,1	4,6	5,1	5,6	6,7	17	10,3	13,0	13,9	14,8	18,1	17
T	20,9	55,6	62,2	68,8	87,2	39	3,7	5,5	5,8	6,1	7,2	40	11,5	13,5	14,0	14,6	19,6	36
Q	10,7	65,9	76,7	78,8	93,3	45	3,7	5,5	5,8	6,1	7,3	45	11,5	14,0	14,7	15,3	21,3	41
NQ	19,3	58,7	80,3	81,4	90,6	29	3,1	4,5	4,9	5,2	6,8	30	10,3	13,8	14,9	16,0	19,8	26
A	10,7	65,9	77,2	80,3	93,9	74	3,1	5,1	5,4	5,7	7,3	75	10,3	14,2	14,8	15,3	21,3	67
L	18,2	29,3	38,4	82,3	93,0	15	3,2	3,4	3,5	3,6	3,7	15	13,2	14,9	16,2	17,6	21,0	13
P	9,6	18,4	48,8	74,2	88,3	19	3,4	4,3	4,9	5,4	6,9	19	10,1	12,9	13,6	14,4	15,9	19
F	12,3	22,0	25,8	48,8	79,2	19	3,4	5,2	5,6	6,0	7,2	24	10,8	12,1	12,7	13,3	15,0	15
B	54,1	74,1	82,0	90,0	93,4	11	3,3	3,4	3,6	3,7	4,0	12	17,9	21,3	23,9	26,5	30,2	10

	WS-mittel						WS-Amplitude						WS min					
	Min.	Ko. u.	Mittel.	Ko. o.	Max.	Anzahl	Min.	Ko. u.	Mittel.	Ko. o.	Max.	Anzahl	Min.	Ko. u.	Mittel.	Ko. o.	Max.	Anzahl
S	-9	-9	-3	0	0	7	5	5	13	24	55	7	-18	-34	-18	-7	-3	7
M	-15	-11	-2	-2	2	9	3	5	28	50	93	9	-61	-54	-26	-5	-1	9
T	-22	-10	-7	-2	0	21	10	15	25	53	89	21	-74	-49	-23	-17	-9	21
Q	-22	-9	-4	-2	2	23	3	10	15	23	89	23	-74	-23	-17	-12	-1	23
NQ	-18	-15	-3	-1	2	14	10	16	52	55	93	14	-61	-55	-46	-23	-7	13
A	-22	-8	-3	-2	2	37	3	14	23	29	93	37	-74	-34	-22	-17	-1	37
L	-74	-62	-34	-24	-14	13	16	46	63	78	111	13	-150	-100	-92	-60	-22	13
P	-46	-42	-19	-15	-14	11	24	43	55	66	83	11	-95	-92	-62	-50	-25	11
F	-144	-40	-13	-6	-1	12	5	26	56	70	96	12	-125	-88	-64	-46	-4	12
B	-85	-85	-7	-3	-1	6	8	8	46	78	97	6	-144	-144	-41	-12	-9	6

	WS max						Überflutungsdauer					
	Min.	Ko. u.	Mittel.	Ko. o.	Max.	Anzahl	Min.	Ko. u.	Mittel.	Ko. o.	Max.	Anzahl
S	-7	-7	2	6	20	7	0	0	53	161	185	7
M	-1	-3	0	4	32	9	0	0	0	120	302	9
T	-7	-1	2	3	15	21	0	0	14	80	200	21
Q	-7	-3	1	2	15	23	0	0	0	63	302	23
NQ	-7	1	3	5	32	13	0	2	57	120	208	14
A	-7	-1	3	5	32	37	0	0	14	61	302	37
L	-40	-31	-15	-9	-6	13	0	0	0	0	0	13
P	-29	-24	-4	-1	-1	11	0	0	0	0	0	11
F	-69	-14	-2	0	2	12	0	0	0	0	143	12
B	-47	-47	-2	7	8	6	0	0	18	99	106	6

- S = *Carici elongatae*-Ainetum sphagnetosum  
M = *Carici longatae*-Ainetum violetosum  
T = *Carici elongatae*-Ainetum typicum  
Q = *Carici elongatae*-Ainetum, Variante von *Cardamine amara* aller Subassoziationen  
NQ = *Carici elongatae*-Ainetum, typische Variante aller Subassoziationen  
A = *Carici elongatae*-Ainetum gesamt  
L = *Alnus glutinosa*-Gesellschaft, Ausbildung von *Lonicera periclymenum*  
P = *Alnus glutinosa*-Gesellschaft, Ausbildung von *Poa trivialis*  
F = *Alno-Fraxinetum*  
B = *Betula pubescens*-Gesellschaft

**Tab. 6: Edaphische Meßwerte der Untersuchungsflächen in zwei Bodenhorizonten (H1, H2)**

Bestand	Klein-standort	Wassergehalt (Vol.%)				pH-Wert				CN-V-Verhältnis				Organische Substanz (%)			
		Std abw (%)		H1		H2		H1		H2		H1		H1		H2	
		Mittelwert										Mittelwert		Mittelwert			
WSQ1		88,9	90,7	0,8	0,1	6,6	6,8	3,1	3,4	16,3	14,2	2,2	0,9	86,0	79,0	0,5	10,6
WMQ1	Bult	81,2	86,2	1,1	3,4	3,5	6,0	4,3	9,8	15,8	15,8	16,2	16,6	93,3	93,2	2,1	
WMQ1	Übergang	87,2	87,7	1,6	1,6	6,7	6,6	3,4	1,6	14,3	14,9	4,3	3,1	85,2	85,1	2,0	1,1
WMQ1	Schlenke	89,2		3,7		6,5		8,9		14,7		1,3		87,5	86,0	3,1	
WMQ2		87,5	89,4	1,4	2,1	5,3	6,3	6,3	6,1	15,8	14,7	2,5	0,5	91,1	86,8	3,4	3,1
WM1	Bult	71,1		8,6		3,3	4,9	7,1	31,6	17,2	15,5	10,5	0,8	95,6	91,4	0,9	7,3
WM1	Übergang	73,6		12,8		3,4	3,6	8,7	0,0	15,5		3,8		83,4			
WM1	Schlenke	86,2	86,5	6,8	1,7	4,3	4,9	6,2	4,2	13,5	15,1	2,6	0,3	87,8	79,7	8,9	2,7
WTQ1		89,6		3,2		6,2	6,6	1,8	4,7	14,1		4,9		57,9		25,8	
WTQ2		84,9	87,5	3,0	1,4	5,0	6,0	24,5	10,1	14,3	14,5	7,0	2,5	87,2	80,7	2,8	3,4
WTQ3		80,5	63,4	4,7	28,3	6,1	6,1	1,9	3,0	15,4	19,6	2,3	24,3	65,9	5,0	26,8	37,0
WTQ5		83,2		4,1		5,8		3,1		15,8		3,1		58,2		25,3	
WTQ6		66,7	30,2	5,2	11,6	6,3	6,4	3,2	2,4	14,3	14,0	0,8	1,3	29,7	5,0	18,2	44,8
WL1		62,4	67,7	0,8		3,3	4,2	0,8	0,0					38,4	40,1	1,8	
WL2		63,0	66,9	9,4	9,0	3,0	3,5	3,8	15,1	15,0	18,5	0,8	1,8	67,8	65,5	16,9	1,8
WL3		53,6	47,8	8,6	4,4	3,1	3,2	3,5	1,7	13,2	13,8	5,7	0,6	36,9	28,8	7,6	33,2
WL4		53,4	48,8	15,7	12,4	3,2	4,6	2,6	20,9	19,8	17,8	6,3	11,3	31,1	18,8	1,8	22,5
WL5		70,5	73,8	8,2	17,6	3,4	4,3	4,3	17,2	16,0	15,0	8,8	5,6	72,6	40,8	30,8	58,8
WL6		85,6	86,4	3,4	0,5	3,4	4,6	2,1	20,0	14,2	20,0	1,1	2,8	89,6	86,2	5,4	3,4
WL7		75,7	80,1	0,5	1,5	2,9	3,9	2,4	21,9	14,6	13,9	11,9	4,3	85,7	77,9	4,9	8,2
WP1		74,1	80,9	5,6	2,6	6,2	6,0	1,4	3,2	15,9	15,4	7,9	3,8	39,9	65,8	16,5	11,4
WP2		73,2	77,5	5,5	2,6	4,9	5,2	18,0	5,7	11,4	10,9	1,6	8,9	74,2	75,4	1,0	2,9
WP3		37,4	32,5	11,9	12,1	6,1	5,2	16,4	20,4	10,1	10,6	12,2	12,0	9,6	6,2	21,4	21,0
WP4		80,6	88,3	0,6	1,6	4,5	5,9	6,3	3,1	13,3	14,2	5,2	0,8	88,3	87,5	1,6	1,0

Tab. 15: Prozentuale Anteile einzelner Arten an der Krautschicht-Phytomasse der untersuchten Erlenwälder

	WSQ1	WMQ1	WMQ2	WM1	WTQ2	WTQ6	WL2	WL3	WL5	WL6	WL7	WP2	WP3	WP4
<i>Athyrium filix-femina</i>						9,34								
<i>Carex acutiformis</i>	15,56	54,47	29,07	41,89		87,59	0,42			2,88		0,46		
<i>Carex elongata</i>	23,19			29,72							0,24			
<i>Deschampsia cespitosa</i>									6,90					
<i>Dryopteris carthusiana</i>						7,29								
<i>Dryopteris dilatata</i>	12,97	9,90	1,00	14,65	3,45	0,60	0,17	2,57	91,55	3,74	29,76			
<i>Eupatorium cannabinum</i>	13,18	9,36	6,16		15,11	0,40								
<i>Humulus lupulus</i>											9,03			
<i>Lonicera periclymenum</i>									10,22					
<i>Mentha aquatica</i>	6,21	5,93	5,81		14,84	1,46								
<i>Rubus fruticosus</i> agg.						0,25		8,07	2,64	1,12	34,43			
<i>Rubus idaeus</i>	0,06	0,87	0,05			0,01	1,05	53,77	0,01	91,40	22,22	0,06		
<i>Solanum dulcamara</i>	1,36	12,05	18,78	5,08	27,51	0,22								
<i>Stellaria nemorum</i>												9,63		
<i>Thelypteris palustris</i>			22,45											
<i>Urtica dioica</i>					8,06							68,53	96,24	94,70



Tab. 16: Krautschicht-Phytomasse und Stickstoffgehalte der untersuchten Erlenwälder

Unter- suchungs- fläche	Ernte- datum	Krautschicht gesamt			Krautschicht einjährig			Krautschicht vorjährig		
		TS [kg ha <sup>-1</sup> ]	N-Menge [kg ha <sup>-1</sup> ]	N %	TS [kg ha <sup>-1</sup> ]	N-Menge [kg ha <sup>-1</sup> ]	N %	TS [kg ha <sup>-1</sup> ]	N-Menge [kg ha <sup>-1</sup> ]	N %
WSQ1	5.8.92	412,38	4,95	1,2	394,52	4,86	1,2	17,9	0,1	0,5
WMQ1	13.8.92	467,9	7,6	1,6	461,7	7,4	1,6	6,2	0,2	3,7
WMQ2	5.8.92	882,7	12,1	1,4	776,8	11,3	1,5	105,9	0,8	0,7
WM1	17.8.92	814,8	14,6	1,8	806,7	14,4	1,8	8,1	0,2	2,2
WTQ2	13.8.92	769,6	15,2	2,0	734,9	15,1	2,1	34,7	0,1	0,3
WTQ6	11.8.92	1251,3	22,57	1,8	1228,9	22,42	1,8	22,5	0,1	0,7
WL2	4.8.92	45,2	0,6	1,3	11,1	0,2	2,0	34,1	0,4	1,0
WL3	7.8.92	580,3	9,2	1,6	383,9	6,5	1,7	196,4	2,7	1,4
WL5	14.8.92	362,5	8,8	2,4	331,9	8,2	2,5	30,6	0,6	1,8
WL6	12.8.92	1148,8	23,7	2,1	858,3	18,8	2,2	290,5	5,0	1,7
WL7	6.8.92	1458,2	25,0	1,7	826,7	15,1	1,8	631,5	9,9	1,6
WP2	10.8.92	1352,5	32,6	2,4	1305,9	32,1	2,5	46,6	0,4	1,0
WP3	3.8.92	2211,9	50,1	2,3	2211,9	50,1	2,3			
WP4	19.8.92	1909,8	38,3	2,0	1909,8	38,3	2,0			

**Tab. 28: Lebensform- und Diasporenbanktypen von Bruchwald- und Röhrichtarten**

	in der Diasporenbank nachgewiesen	Regenerations- Strategie GRIME et al. 1988	Ausbreitungs- typ (Rothmaler 1986)	Schwimm- fähigkeit der Samen (GRIME et al. 1988)	Dauerhaftigkeit der Samen- Bank (GRIME et al. 1988)
<i>Galium palustre</i>	x	V,Bs	eww	x	4
<i>Mentha aquatica</i>	x	V,Bs	h	x	74
<i>Cirsium palustre</i>	x	W,Bs	aew	-	73
<i>Peucedanum palustre</i>	x		hw	x	2
<i>Carex elongata</i>	x		esw	x	3/4 *
<i>Lycopus europaeus</i>	x	V,Bs	s	x	4
<i>Carex elata</i>	x		esw	x	2
<i>Eupatorium cannabinum</i>	x	W	aew		?
<i>Carex paniculata</i>	x		ehsw	x	3
<i>Cardamine amara</i>	x	V,?Bs	esw	x	3
<i>Carex pseudocyperus</i>	x		ehsw	x	4 *
<i>Myosotis palustris</i>	x		h		73
<i>Typha spec.</i>	x	W,V,Bs	w	x	73/4
<i>Veronica beccabunga</i>	x	V,Bs	wash		4
<i>Oenanthe aquatica</i>	x		es		
<i>Solanum dulcamara</i>		(V),S	v	-	72
<i>Phragmites australis</i>		V,W	w		?
<i>Caltha palustris</i>		V,?S	h	x	2
<i>Scutellaria galericulata</i>		V,?	esw		?
<i>Epilobium palustre</i>		(V),W,?Bs	hs	-	73
<i>Valeriana officinalis</i>		V,S	w		72
<i>Ribes nigrum</i>			v	-	
<i>Lythrum salicaria</i>		Bs	e		74
<i>Cirsium oleraceum</i>			aew		
<i>Glyceria maxima</i>		V,Bs	eh		3
<i>Iris pseudacorus</i>		V,?	hw	x	?
<i>Angelica sylvestris</i>		?S	hw	x	72
<i>Sium erectum</i>					
<i>Carex canescens</i>	x	Bs	esw	x	73/4
<i>Valeriana dioica</i>			w		
<i>Lysimachia thyrsiflora</i>			s		
<i>Carex acutiformis</i>	x	V,?	ehsw	x	?
<i>Alnus glutinosa</i>	x				2

**Regenerationsstrategie:**

S: jährliche Regeneration durch Samen

Sv: jährliche Regeneration durch vegetative Ausbreitungsstadien,

die unabhängig von der Mutterpflanze sind

V: laterale vegetative Ausbreitung, bei der eine Verbindung zur Mutterpflanze länger bestehen bleibt

(V): zwischen Sv und V

W: Regeneration durch viele, weitausgebreitete Samen

Bs: persistente Diasporenbank

**Ausbreitungstyp:**

a: Ausbreitung durch Ameisen

e: Kletten

h: Wasserausbreitung

s: Selbstausbreitung

v: Ausbreitung durch Verdauung

w: Windausbreitung

**Dauerhaftigkeit der Diasporenbank:**

1: transient, sofort keimend

2: transient, vollständige Keimung in der nächsten Vegetationsperiode

3: persistent, der Großteil keimt sofort

4: persistent, ein kleiner Teil keimt sofort

\*: nach SCHÜTZ (1995)

## MITTEILUNGEN DER ARBEITSGEMEINSCHAFT GEOBOTANIK IN SCHLESWIG-HOLSTEIN UND HAMBURG e.V.

Folgende Hefte sind noch lieferbar:

- 24, 1974 CLAUSEN, W., Zur Geschichte und Vegetation ostholsteinischer Stockausschlagwälder, 125 S., DM 8,20
- 25, 1975 USINGER, H., Pollenanalytische und stratigraphische Untersuchungen an zwei Spätglazialvorkommen in Schleswig-Holstein, 183 S., DM 16,80
- 26, 1976 MÖLLER, H., Soziologisch-ökologische Untersuchungen der Sandküstenvegetation an der schleswig-holsteinischen Ostsee, 166 S., DM 25,30
- 27, 1976 KLINGER, P.-U., Bearbeitung der mitteleuropäischen *Sphagna cuspidata*..., 59 S., DM 4,50
- 28 a,b 1977 SCHREITLING, K.-Th., Wir bestimmen Laubbäume im Winter,  
1997 Wir bestimmen Bäume im Sommer, 80 S., DM 7,00
- 29, 1978 MARTENSEN, H.-O. u. W. PROBST, Synoptische *Rubus*-Flora für Nordwestdeutschland und Nordeuropa, 144 S., DM 10,80
- 31, 1981 RAABE, E.W., Über die Vegetation des Vorlandes an der östlichen Nordseeküste, 124 S. und farbige Vegetationskarte, DM 20,80
- 32, 1982 RAABE, E.W., C. BROCKMANN u. K. DIERSSEN, Verbreitungskarten ausgestorbener, verschollener und sehr seltener Gefäßpflanzen in Schleswig-Holstein, 317 S., DM 30,00
- 33, 1984 DIERSSEN, K., Zur Flora u. Vegetation Schleswig-Holsteins und angrenzender Gebiete - Dem Andenken an E.W. RAABE gewidmet, 315 S., DM 34,00
- 35, 1985 GULSKI, M., Landschaftsökologische Untersuchungen im Hellbachtal (Kreis Herzogtum Lauenburg), 109 S., DM 10,80.
- 36, 1986 JANSEN, W., Flora des Kreises Steinburg, 403 S., DM 34,00
- 37, 1987 ALTROCK, M., Vegetationskundliche Untersuchungen am Vollstedter See unter besonderer Berücksichtigung der Verlandungs-, Niedermoor- und Feuchtgrünland-Gesellschaften, 128 S., DM 15,50.

- 43, 1992 LÜTT, S., Produktionsbiologische Untersuchungen zur Sukzession der Torfstichvegetation in Schleswig-Holstein, 272 S., DM 20,00
- 44, 1992 LÜTKE TWENHÖVEN, F., Untersuchungen z. Wirkung stickstoffhaltiger Niederschläge auf die Vegetation von Hochmooren, 172 S., DM 20,00
- 46, 1994 ZIMMER, D., Erfassung der Flechtenflora der Stadt Kiel sowie ihre Auswertung unter immissionsökologischen Aspekten, 140 S., DM 15,00
- 47, 1994 WAGNER, Chr., Zur Ökologie der Moorbirke *Betula pubescens* EHRH. in Hochmooren Schl.-Holsteins unter besonderer Berücksichtigung von Regenerationsprozessen in Torfstichen, 182 S., DM 20,00
- 49, 1995 DANNENBERG, A., Die Ruderalvegetation der Klasse *Artemisietea vulgaris* in Schleswig-Holstein, 142 S., DM 15,00
- 50, 1996 DIERSSSEN, K., Bestimmungsschlüssel der Torfmoose in Norddeutschland, 86 S., DM 15,00
- 51, 1996 WOLFRAM, Chr., Die Vegetation des Bottsandes, 111 S., DM 15,00
- 52, 1997 KIEHL, K., Vegetationsmuster in Vorlandsalzwiesen in Abhängigkeit von Beweidung und abiotischen Standortfaktoren, 172 S., DM 15,00
- 53, 1998 MARTENSEN, H.-O., 25 Jahre *Rubus*-forschung in Norddeutschland, 60 S., DM 10,00
- 54, 1998 ROMAHN, K. S., Die Vegetation der Kremper und Nordoer Heide, 148 S., DM 15,00
- 55, 1998 KIECKBUSCH, J. J., Vegetationskundliche Untersuchungen am Südufer der Schlei, 136 S., DM 12,00

Die Preise gelten für Mitglieder der AG Geobotanik, für Studierende und für den Buchhandel. Sie entsprechen den reinen Herstellungskosten.

Anschrift der Arbeitsgemeinschaft:

Arbeitsgemeinschaft Geobotanik in Schleswig-Holstein und Hamburg e.V.  
 Neue Universität, Biologiezentrum N 41a, D-24098 Kiel 1.



Tab. 1: Ertragsbilder, Ertrags-Eckdaten und Moorflächen

Spalte	Anzahl der Aufnahmen	mögliche Artenzahl	1				2				3				4						
			1.1	1.2	1.3	1.4	2.1	2.2	2.3	2.4	3.1	3.2	3.3	3.4	4.1	4.2	4.3	4.4			
VADU Alton	Carex elongata	BS	26,8	110,0	1	8,8	IV	12,5	11	9,3	11	17,8	11	10,1	1	2,0	1	1,4	1	1,3	
	Carex elongata	KS	1,3	11	0,5	1,6	11	1,5	11	6,8	11	6,8	11	0,2	1	0,2	1	1,4	1	1,3	
	Lycopodium obscurum	BS	2,2	11	7,7	11	12,5	11	10,2	11	10,2	11	10,2	11	0,2	1	0,2	1	1,4	1	1,3
	Lycopodium obscurum	KS	1,3	11	0,5	1,6	11	1,5	11	6,8	11	6,8	11	0,2	1	0,2	1	1,4	1	1,3	
	Prunella vulgaris	BS	1,3	11	0,5	1,6	11	1,5	11	6,8	11	6,8	11	0,2	1	0,2	1	1,4	1	1,3	
	Prunella vulgaris	KS	1,3	11	0,5	1,6	11	1,5	11	6,8	11	6,8	11	0,2	1	0,2	1	1,4	1	1,3	
	Thymus praecox	BS	1,3	11	0,5	1,6	11	1,5	11	6,8	11	6,8	11	0,2	1	0,2	1	1,4	1	1,3	
	Thymus praecox	KS	1,3	11	0,5	1,6	11	1,5	11	6,8	11	6,8	11	0,2	1	0,2	1	1,4	1	1,3	
	Valeriana officinalis	BS	1,3	11	0,5	1,6	11	1,5	11	6,8	11	6,8	11	0,2	1	0,2	1	1,4	1	1,3	
	Valeriana officinalis	KS	1,3	11	0,5	1,6	11	1,5	11	6,8	11	6,8	11	0,2	1	0,2	1	1,4	1	1,3	
d 1.1 gegen 1.2: 1.3	Sphagnum limbatum	BS	1,9	11	6,0	11	11,4	11	11,4	11	11,4	11	11,4	11	11,4	11	11,4	11	11,4	11	11,4
	Sphagnum limbatum	KS	1,9	11	6,0	11	11,4	11	11,4	11	11,4	11	11,4	11	11,4	11	11,4	11	11,4	11	11,4
	Carex lasiocarpa	BS	1,9	11	6,0	11	11,4	11	11,4	11	11,4	11	11,4	11	11,4	11	11,4	11	11,4	11	11,4
	Carex lasiocarpa	KS	1,9	11	6,0	11	11,4	11	11,4	11	11,4	11	11,4	11	11,4	11	11,4	11	11,4	11	11,4
	Sphagnum subsecundum	BS	1,9	11	6,0	11	11,4	11	11,4	11	11,4	11	11,4	11	11,4	11	11,4	11	11,4	11	11,4
	Sphagnum subsecundum	KS	1,9	11	6,0	11	11,4	11	11,4	11	11,4	11	11,4	11	11,4	11	11,4	11	11,4	11	11,4
	Menyanthes trifoliata	BS	1,9	11	6,0	11	11,4	11	11,4	11	11,4	11	11,4	11	11,4	11	11,4	11	11,4	11	11,4
	Menyanthes trifoliata	KS	1,9	11	6,0	11	11,4	11	11,4	11	11,4	11	11,4	11	11,4	11	11,4	11	11,4	11	11,4
	Forsetia pubescens	BS	1,9	11	6,0	11	11,4	11	11,4	11	11,4	11	11,4	11	11,4	11	11,4	11	11,4	11	11,4
	Forsetia pubescens	KS	1,9	11	6,0	11	11,4	11	11,4	11	11,4	11	11,4	11	11,4	11	11,4	11	11,4	11	11,4
d 1.2 gegen 1.3	Valeriana officinalis	BS	1,9	11	6,0	11	11,4	11	11,4	11	11,4	11	11,4	11	11,4	11	11,4	11	11,4	11	11,4
	Valeriana officinalis	KS	1,9	11	6,0	11	11,4	11	11,4	11	11,4	11	11,4	11	11,4	11	11,4	11	11,4	11	11,4
	Valeriana officinalis	BS	1,9	11	6,0	11	11,4	11	11,4	11	11,4	11	11,4	11	11,4	11	11,4	11	11,4	11	11,4
	Valeriana officinalis	KS	1,9	11	6,0	11	11,4	11	11,4	11	11,4	11	11,4	11	11,4	11	11,4	11	11,4	11	11,4
	Valeriana officinalis	BS	1,9	11	6,0	11	11,4	11	11,4	11	11,4	11	11,4	11	11,4	11	11,4	11	11,4	11	11,4
	Valeriana officinalis	KS	1,9	11	6,0	11	11,4	11	11,4	11	11,4	11	11,4	11	11,4	11	11,4	11	11,4	11	11,4
	Valeriana officinalis	BS	1,9	11	6,0	11	11,4	11	11,4	11	11,4	11	11,4	11	11,4	11	11,4	11	11,4	11	11,4
	Valeriana officinalis	KS	1,9	11	6,0	11	11,4	11	11,4	11	11,4	11	11,4	11	11,4	11	11,4	11	11,4	11	11,4
	Valeriana officinalis	BS	1,9	11	6,0	11	11,4	11	11,4	11	11,4	11	11,4	11	11,4	11	11,4	11	11,4	11	11,4
	Valeriana officinalis	KS	1,9	11	6,0	11	11,4	11	11,4	11	11,4	11	11,4	11	11,4	11	11,4	11	11,4	11	11,4
d 2.1 gegen 2.2	Dryopteris dilatata	BS	8,8	11	0,2	11	8,8	11	0,2	11	8,8	11	0,2	11	8,8	11	0,2	11	8,8	11	0,2
	Dryopteris dilatata	KS	8,8	11	0,2	11	8,8	11	0,2	11	8,8	11	0,2	11	8,8	11	0,2	11	8,8	11	0,2
	Polypodium vulgatum	BS	8,8	11	0,2	11	8,8	11	0,2	11	8,8	11	0,2	11	8,8	11	0,2	11	8,8	11	0,2
	Polypodium vulgatum	KS	8,8	11	0,2	11	8,8	11	0,2	11	8,8	11	0,2	11	8,8	11	0,2	11	8,8	11	0,2
	Polypodium vulgatum	BS	8,8	11	0,2	11	8,8	11	0,2	11	8,8	11	0,2	11	8,8	11	0,2	11	8,8	11	0,2
	Polypodium vulgatum	KS	8,8	11	0,2	11	8,8	11	0,2	11	8,8	11	0,2	11	8,8	11	0,2	11	8,8	11	0,2
	Polypodium vulgatum	BS	8,8	11	0,2	11	8,8	11	0,2	11	8,8	11	0,2	11	8,8	11	0,2	11	8,8	11	0,2
	Polypodium vulgatum	KS	8,8	11	0,2	11	8,8	11	0,2	11	8,8	11	0,2	11	8,8	11	0,2	11	8,8	11	0,2
	Polypodium vulgatum	BS	8,8	11	0,2	11	8,8	11	0,2	11	8,8	11	0,2	11	8,8	11	0,2	11	8,8	11	0,2
	Polypodium vulgatum	KS	8,8	11	0,2	11	8,8	11	0,2	11	8,8	11	0,2	11	8,8	11	0,2	11	8,8	11	0,2
d 2.2 gegen 2.1	Urtica dioica	BS	8,8	11	0,2	11	8,8	11	0,2	11	8,8	11	0,2	11	8,8	11	0,2	11	8,8	11	0,2
	Urtica dioica	KS	8,8	11	0,2	11	8,8	11	0,2	11	8,8	11	0,2	11	8,8	11	0,2	11	8,8	11	0,2
	Urtica dioica	BS	8,8	11	0,2	11	8,8	11	0,2	11	8,8	11	0,2	11	8,8	11	0,2	11	8,8	11	0,2
	Urtica dioica	KS	8,8	11	0,2	11	8,8	11	0,2	11	8,8	11	0,2	11	8,8	11	0,2	11	8,8	11	0,2
	Urtica dioica	BS	8,8	11	0,2	11	8,8	11	0,2	11	8,8	11	0,2	11	8,8	11	0,2	11	8,8	11	0,2
	Urtica dioica	KS	8,8	11	0,2	11	8,8	11	0,2	11	8,8	11	0,2	11	8,8	11	0,2	11	8,8	11	0,2
	Urtica dioica	BS	8,8	11	0,2	11	8,8	11	0,2	11	8,8	11	0,2	11	8,8	11	0,2	11	8,8	11	0,2
	Urtica dioica	KS	8,8	11	0,2	11	8,8	11	0,2	11	8,8	11	0,2	11	8,8	11	0,2	11	8,8	11	0,2
	Urtica dioica	BS	8,8	11	0,2	11	8,8	11	0,2	11	8,8	11	0,2	11	8,8	11	0,2	11	8,8	11	0,2
	Urtica dioica	KS	8,8	11	0,2	11	8,8	11	0,2	11	8,8	11	0,2	11	8,8	11	0,2	11	8,8	11	0,2
V + DVI Fraxino-Alnetum	Chrysanthemum leucanthemum	BS	8,8	11	0,2	11	8,8	11	0,2	11	8,8	11	0,2	11	8,8	11	0,2	11	8,8	11	0,2
	Chrysanthemum leucanthemum	KS	8,8	11	0,2	11	8,8	11	0,2	11	8,8	11	0,2	11	8,8	11	0,2	11	8,8	11	0,2
	Erigeron annuus	BS	8,8	11	0,2	11	8,8	11	0,2	11	8,8	11	0,2	11	8,8	11	0,2	11	8,8	11	0,2
	Erigeron annuus	KS	8,8	11	0,2	11	8,8	11	0,2	11	8,8	11	0,2	11	8,8	11	0,2	11	8,8	11	0,2
	Galium aparine	BS	8,8	11	0,2	11	8,8	11	0,2	11	8,8	11	0,2	11	8,8	11	0,2	11			

Tab. 1: Fortsetzung

<b>1 Carici-elongatae-Alnetum</b>	<b>2 Alnus glutinosa-Gesellschaft</b>
1.1 sphagnetosum	2.1 Ausbildung von <i>Lonicera periclymenum</i>
1.1.1 Variante von <i>Cardamine amara</i>	2.2 Ausbildung von <i>Poa trivialis</i>
1.1.2 typische Variante	<b>3 Alno-Fraxinetum</b>
1.2 violetosum	<b>4 Betula pubescens-Gesellschaft</b>
1.2.1 Variante von <i>Cardamine amara</i>	
1.2.2 typische Variante	
1.3 typicum	
1.3.1 Variante von <i>Cardamine amara</i>	S: Stetigkeitsklassen
1.3.2 typische Variante	De: mittlere Deckung [%]: 0.0 = 0.01 %

Außerdem in:

**Spalte 1:** *Pinus sylvestris* BS II, *Picea abies* BS I, *Salix caprea* ST I, *Eriophorum angustifolium* II, *Lemna trisulca* I, *Carex canescens* (Bult) I, *Valeriana dioica* (Bult) I, *Eupatorium cannabinum* (Bult) I, *Cirsium palustre* (Bult) I, *Cardamine nemorosa* I, *Poa trivialis* (Bult) I, *Lysimachia vulgaris* (Bult) I, *Eurhynchium stockesii* I, *Lemna minor* I, *Cicuta virosa* I, *Polygonum hydropiper* I, *Hydrocotyle vulgaris*, *Equisetum palustre* I, *Stum erectum* I, *Sphagnum spec.* I, *Lonicera periclymenum* (Bult) I, *Deschampsia cespitosa* (Bult) I;  
**Spalte 2:** *Pinus sylvestris* BS +, KS +, *Picea abies* KS +, *Salix spec.* ST +, *Carex echinata* I, *Osmunda regalis* +, *Anthoxanthum odoratum* +, *Carex panicea* +, *Hottonia palustris* +, *Stum latifolium* +, *Festuca rubra* +, *Calyptogeia sphagnicola* +, *Lysimachia thyrsiflora* (Bult) +, *Peucedanum palustre* (Bult) +, *Avenella flexuosa* (Bult) I, *Cardamine nemorosa* +, *Eurhynchium praelongum* +, *Plagiothecium spec.* I, *Lysimachia nemorum* +, *Pellia epiphylla* +, *Leucobryum glaucum* +, *Agrostis canina* I, *Hydrocotyle vulgaris* I, *Rumex sanguineus*, *Sphagnum spec.* I;  
**Spalte 3:** *Acer pseudoplatanus* KS I, *Anthoxanthum odoratum* +, *Heracleum spondyleum* +, *Calliergon cordifolium* +, *Callitriche spec.* +, *Thelypteris phaeopteris* +, *Stellaria alsine* +, *Cirsium vulgare* (Bult) +, *Angelica sylvestris* (Bult) +, *Anemone nemorosa* (Bult) +, *Circaea lutetiana* (Bult) +, *Crepis paludosa* (Bult) +, *Geum rivale* (Bult) +, *Pellia epiphylla* +, *Leucobryum glaucum* +, *Cicuta virosa* +, *Ranunculus flammula* +, *Rumex acetosa* I, *Epilobium spec.* +, *Stellaria media* +, *Oenanthe aquatica* +, *Rumex hydrolapathum* +, *Stachys palustris* +, *Viburnum opulus* (Bult) +, *Equisetum palustre* I, *Chrysosplenium oppositifolium* +, *Oxalis acetosella* (Bult) I, *Dryopteris dilatata* (Bult) +, *Deschampsia cespitosa* (Bult) +;  
**Spalte 4:** *Acer platanoides* ST +, KS +, *Alnus incana* BS +, *Alisma plantago-aquatica* +, *Juncus conglomeratus* +, *Humulus lupulus* (Bult) I, *Sparganium erectum* +, *Lemna minor* +, *Impatiens parviflora* +, *Ranunculus flammula* +, *Rumex acetosa* I, *Galeopsis bifida* +, *Oenanthe aquatica* I, *Polygonum hydropiper* +, *Calystegia sepium* I, *Stachys palustris* +, *Oxalis acetosella* (Bult) +, *Dryopteris dilatata* (Bult) +;  
**Spalte 5:** *Carpinus betulus* KS r, *Salix spec.* ST r, *Sambucus racemosa* ST r, *Equisetum arvense* +, *Eurhynchium stockesii* +, *Cardamine nemorosa* I, *Oxyrhynchium praelongum* I, *Sparganium erectum* I, *Valeriana procurrens* r, *Lemna minor* +, *Circaea intermedia* x *alpina* r, *Pellia epiphylla* +, *Cicuta virosa* +, *Ranunculus flammula* +, *Galeopsis speciosa* +, *Epilobium spec.* +, *Polygonum minus* +, *Rumex hydrolapathum* r, *Polygonum hydropiper* r, *Plagiomnium cuspidatum* +, *Lychnis flos-cuculi* +, *Acer pseudoplatanus* ST r, *Populus spec.* BS, r, *Alnus incana* BS, r, *Plagiomnium ellipticum* r, *Epilobium parviflorum* +, *Riccia fluitans* +, *Ribes sylvestris* r, *Epilobium adenocaulon* +, *Plagiomnium spec.* +, *Lysimachia nummularia* r, *Epilobium hirsutum* +, *Lemna minor* r, *Heracleum spondyleum* r, *Stellaria uliginosa* r, *Aklaria petiolata* r, *Mentha x verticillata* r, *Geum spec.* r, *Rorippa islandica* r, *Conocephalon conicum* r, *Carex riparia* r, *Carex elongata* (Bult) r, *Lycopus europaeus* (Bult) r, *Cardamine amara* (Bult) r, *Carex remota* (Bult) r, *Mentha aquatica* (Bult) r, *Scutellaria galericulata* (Bult) r, *Anemone nemorosa* (Bult) +, *Circaea lutetiana* (Bult) r, *Urtica dioica* (Bult) r, *Galeopsis tetrahit* (Bult) r, *Festuca gigantea* (Bult) r, *Lysimachia vulgaris* (Bult) r, *Viburnum opulus* (Bult) r, *Holcus lanatus* (Bult) +, *Plagiomnium spec.* (Bult) r, *Taraxacum officinale* (Bult) r, *Ranunculus acris* (Bult) r, *Rumex sanguineus* r, *Ribes rubrum* +, *Equisetum palustre* I, *Stum erectum* I, *Oxalis acetosella* +, *Lonicera periclymenum* (Bult) I, *Dryopteris dilatata* (Bult) r, *Deschampsia cespitosa* (Bult) r;  
**Spalte 6:** *Salix caprea* ST +, *Acer platanoides* KS +, *Chiloscyphus polyanthos* +, *Eurhynchium swartzii* +, *Rorippa amphibia* +, *Plagiomnium rostratum* +, *Cladopodiella fluitans* +, *Thalictrum flavum* +, *Cerastium holosteoides* +, *Cardamine nemorosa* +, *Sparganium erectum* +, *Valeriana procurrens* +, *Impatiens parviflora* +, *Galeopsis bifida* I, *Rumex hydrolapathum* +, *Stachys palustris* +, *Plagiomnium cuspidatum* +;  
**Spalte 7:** *Pinus sylvestris* BS +, *Sambucus racemosa* ST +, *Acer pseudoplatanus* KS I, *Prunus spinosa* ST +, *Plagiomnium ellipticum* +, *Carex nigra* +, *Pteridium aquilinum* +, *Digitalis purpurea* +, *Oxyrhynchium praelongum* +, *Plagiothecium spec.* +, *Agrostis canina* +, *Polygonum minus* +, *Dicranella heteromalla* I;  
**Spalte 8:** *Carpinus betulus* BS r, ST r, *Acer pseudoplatanus* ST +, KS r, *Populus spec.* BS r, *Alnus incana* BS r, KS r, *Silene dioica* r, *Hedera helix* r, *Lamium maculatum* r, *Aulacomnium androgynum* r, *Fallopia convolvulus* r, *Tetraphis pellucida* r, *Polygonum spec.* r, *Cuscuta europaea* r, *Anthoxanthum odoratum* r, *Carex caespitosa* r, *Circaea intermedia* x *alpina* r, *Impatiens parviflora* r, *Galeopsis speciosa* r, *Galeopsis bifida* r, *Stellaria media* r, *Dryopteris filix-mas* r, *Ribes rubrum* II;  
**Spalte 9:** *Carpinus betulus* ST +, KS +, *Salix caprea* ST r, *Salix spec.* ST r, *Acer platanoides* KS +, *Acer pseudoplatanus* ST r, KS +, *Populus tremula* BS r, KS r, *Populus canadensis* ST +, *Listera ovata* +, *Silene dioica* r, *Osmunda regalis* r, *Ribes sylvestris* r, *Hepatica nobilis* +, *Eurhynchium swartzii* r, *Hedera helix* r, *Viola riviniana* r, *Sparganium erectum* +, *Cardamine flexuosa* +, *Lysimachia nummularia* r, *Fissidens taxifolius* +, *Dactylis glomerata* +, *Veronica chamaedrys* r, *Scrophularia nodosa* r, *Corydalis claviculata* r, *Plagiocchia asplenoides* r, *Poa nemorensis* r, *Senecio spec.* r, *Sparganium spec.* r, *Senecio aquaticus* r, *Poa pratensis* r, *Cephalanthera longifolia* r, *Epilobium montanum* r, *Mentha arvensis* r, *Ranunculus lanuginosus* r, *Carex sylvatica* r, *Teucrium scorodonia* r, *Rhizomnium punctatum* r, *Phyteuma nigra* r, *Glyceria plicata* r, *Thuidium tamariscinum* r, *Luzula spec.* r, *Sanicula europaea* r, *Primula elatior* r, *Anemone ranunculoides* r, *Equisetum arvense* r, *Eurhynchium stockesii* I, *Galium odoratum* I, *Cardamine nemorosa* +, *Plagiothecium spec.* r, *Valeriana procurrens* +, *Eurhynchium stratum* I, *Lysimachia nemorum* I, *Circaea intermedia* x *alpina* +, *Pellia epiphylla* r, *Taraxacum officinale* +, *Platanthera chlorantha* I, *Atrichum undulatum* I, *Lamlastrum montanum* I, *Pulmonaria obscura* +, *Polygonum minus* +, *Scrophularia nodosa* r, *Dryopteris filix-mas* +, *Rumex sanguineus* +, *Ribes rubrum* I, *Chrysosplenium oppositifolium* I, *Viola reichenbachiana* I, *Carex sylvatica* +, *Veronica montana* +;  
**Spalte 10:** *Pinus sylvestris* BS II, ST I, KS I, *Cephalozia bicuspidata* +, *Drepanoladus fluitans* +, *Trientalis europaea* +, *Leucobryum glaucum* I, *Agrostis canina* +, *Dicranella heteromalla* +, *Erica tetralix* I, *Eriophorum vaginatum* I, *Sphagnum spec.* +, *Salix spec.* ST +, *Populus tremula* BS +, ST +, KS +, *Betula pendula* BS I, ST +, *Pohlia nutans* I, *Epilobium angustifolium* +, *Chiloscyphus polyanthos* +, *Vaccinium oxococcus* I, *Heracleum spondyleum* I, *Vaccinium vitis-idaea* +, *Sphagnum girgensohnii* +, *Picea abies* ST I, KS I, *Vaccinium myrtillus* I.

**Spalte 1:** DÖRING-MEDERAKE (1991): 4 Aufn. + 1 Aufn. aus Bornhöved;  
**Spalte 2:** DINTER (1982): 7 Aufn., DÖRING-MEDERAKE (1991): 9 Aufn.;  
**Spalte 3:** DÖRING-MEDERAKE (1991): 6 Aufn., SCHOLLE (1991): 1 Aufn. + 1 Aufn. aus Bornhöved;  
**Spalte 4:** JANIESCH (1978): 1 Aufn., HORMANN (1983): 1 Aufn., POLLOK (1988): 1 Aufn., DÖRING-MEDERAKE (1991): 5 Aufn. + 1 Aufn. aus Bornhöved;  
**Spalte 5:** HÜNERS (1983): 1 Aufn., DINTER (1982): 5 Aufn., HORMANN (1983): 1 Aufn., GRELL (1988): 1 Aufn., DÖRING-MEDERAKE (1991): 21 Aufn., SCHOLLE (1991): 2 Aufn. + 6 Aufn. aus Bornhöved;  
**Spalte 6:** DÖRING-MEDERAKE (1991): 8 Aufn., JANIESCH (1978): 2 Aufn., DINTER (1982): 1 Aufn., BÖCKER (1978): 1 Aufn., POLLOK (1988): 1 Aufn., HORMANN (1983): 3 Aufn.;  
**Spalte 7:** DINTER (1982): 2 Aufn., DÖRING-MEDERAKE (1991): 6 Aufn., SCHOLLE (1991): 1 Aufn. + 7 Aufn. aus Bornhöved und Pohnsdorf;  
**Spalte 8:** HORMANN (1983): 1 Aufn., GRELL (1988): 1 Aufn., POLLOK (1988): 1 Aufn., DÖRING-MEDERAKE (1991): 15 Aufn. + 4 Aufn. aus Bornhöved und Pohnsdorf;  
**Spalte 9:** DINTER (1982): 4 Aufn., HORMANN (1983): 2 Aufn., POLLOK (1988): 3 Aufn., DÖRING-MEDERAKE (1991): 16 Aufn., WULF (1992): 5 Aufn.;  
**Spalte 10:** DINTER (1982): 2 Aufn., POLLOK (1988): 1 Aufn., DÖRING-MEDERAKE (1991): 10 Aufn.

	1980	1985	1990	1995	2000	2005	2010	2015	2020
Population	167,000	175,000	185,000	195,000	205,000	215,000	225,000	235,000	245,000
GDP	\$1.2 billion	\$1.5 billion	\$1.8 billion	\$2.1 billion	\$2.4 billion	\$2.7 billion	\$3.0 billion	\$3.3 billion	\$3.6 billion
Unemployment rate	12%	11%	10%	9%	8%	7%	6%	5%	4%
Inflation rate	5%	6%	7%	8%	9%	10%	11%	12%	13%
Fiscal deficit	\$0.1 billion	\$0.2 billion	\$0.3 billion	\$0.4 billion	\$0.5 billion	\$0.6 billion	\$0.7 billion	\$0.8 billion	\$0.9 billion
Public debt	\$0.5 billion	\$0.8 billion	\$1.1 billion	\$1.4 billion	\$1.7 billion	\$2.0 billion	\$2.3 billion	\$2.6 billion	\$2.9 billion
Foreign investment	\$0.1 billion	\$0.2 billion	\$0.3 billion	\$0.4 billion	\$0.5 billion	\$0.6 billion	\$0.7 billion	\$0.8 billion	\$0.9 billion
Export growth	5%	6%	7%	8%	9%	10%	11%	12%	13%
Import growth	4%	5%	6%	7%	8%	9%	10%	11%	12%
Trade balance	\$0.1 billion	\$0.2 billion	\$0.3 billion	\$0.4 billion	\$0.5 billion	\$0.6 billion	\$0.7 billion	\$0.8 billion	\$0.9 billion
Current account	\$0.1 billion	\$0.2 billion	\$0.3 billion	\$0.4 billion	\$0.5 billion	\$0.6 billion	\$0.7 billion	\$0.8 billion	\$0.9 billion
Capital account	\$0.1 billion	\$0.2 billion	\$0.3 billion	\$0.4 billion	\$0.5 billion	\$0.6 billion	\$0.7 billion	\$0.8 billion	\$0.9 billion
Balance of payments	\$0.1 billion	\$0.2 billion	\$0.3 billion	\$0.4 billion	\$0.5 billion	\$0.6 billion	\$0.7 billion	\$0.8 billion	\$0.9 billion
Government revenue	\$0.5 billion	\$0.6 billion	\$0.7 billion	\$0.8 billion	\$0.9 billion	\$1.0 billion	\$1.1 billion	\$1.2 billion	\$1.3 billion
Government expenditure	\$0.6 billion	\$0.7 billion	\$0.8 billion	\$0.9 billion	\$1.0 billion	\$1.1 billion	\$1.2 billion	\$1.3 billion	\$1.4 billion
Central bank assets	\$0.5 billion	\$0.6 billion	\$0.7 billion	\$0.8 billion	\$0.9 billion	\$1.0 billion	\$1.1 billion	\$1.2 billion	\$1.3 billion
Central bank liabilities	\$0.5 billion	\$0.6 billion	\$0.7 billion	\$0.8 billion	\$0.9 billion	\$1.0 billion	\$1.1 billion	\$1.2 billion	\$1.3 billion
Monetary base	\$0.5 billion	\$0.6 billion	\$0.7 billion	\$0.8 billion	\$0.9 billion	\$1.0 billion	\$1.1 billion	\$1.2 billion	\$1.3 billion
M2 money stock	\$1.0 billion	\$1.2 billion	\$1.4 billion	\$1.6 billion	\$1.8 billion	\$2.0 billion	\$2.2 billion	\$2.4 billion	\$2.6 billion
Interest rate	10%	11%	12%	13%	14%	15%	16%	17%	18%
Exchange rate	1:1	1:1	1:1	1:1	1:1	1:1	1:1	1:1	1:1
Real GDP growth	5%	6%	7%	8%	9%	10%	11%	12%	13%
Consumer price index	100	105	110	115	120	125	130	135	140
Industrial production index	100	105	110	115	120	125	130	135	140
Construction output	100	105	110	115	120	125	130	135	140
Retail sales	100	105	110	115	120	125	130	135	140
Wholesale trade	100	105	110	115	120	125	130	135	140
Manufacturing output	100	105	110	115	120	125	130	135	140
Agriculture output	100	105	110	115	120	125	130	135	140
Services output	100	105	110	115	120	125	130	135	140
Healthcare output	100	105	110	115	120	125	130	135	140
Educational services	100	105	110	115	120	125	130	135	140
Government services	100	105	110	115	120	125	130	135	140
Transportation services	100	105	110	115	120	125	130	135	140
Information services	100	105	110	115	120	125	130	135	140
Leisure services	100	105	110	115	120	125	130	135	140
Food services	100	105	110	115	120	125	130	135	140
Housing services	100	105	110	115	120	125	130	135	140
Utilities services	100	105	110	115	120	125	130	135	140
Professional services	100	105	110	115	120	125	130	135	140
Business services	100	105	110	115					



Tab. 24: Vegetation und Diasporenbank der Untersuchungsflächen  
(ohne Pteridophyta und Bryophyta)

fl. Nr. Standort	1		2		3		4		5		6		7		8		9		10		11	
	WSQ1		WMQ1		WMQ2		WM1		WTQ5		WTQ6		WL4		WL6		WL7		WP2		WP4	
	V	D	V	D	V	D	V	D	V	D	V	D	V	D	V	D	V	D	V	D	V	D
1 Alnus glutinosa	*3	902	*7	407	*5	601	*6	144	*7	141	*7	428	*2		*7	743	*6	460	*3		*5	477
Betula pubescens	*2		*2	18	*3			55					*2				B	18				
Alnus incana																			*4	39		
Crataegus monogyna	.2					35					.1	101				18		18				
2 Sorbus aucuparia	.2		.2		.1						.1		1-		.1		.1					
Fraxinus excelsior	.1		.2		.2						.1		*4						*4			
Prunus padus			.2						.2				.2						*1-			
Quercus robur					.1						.1						.1					
Fraxinus alnus	.1		.1										.1									
Acer pseudoplatanus			.1		.1						.1											
Corylus avellana													2				.1					
Salix cinerea	*1+																					
Fagus sylvatica	.1																					
3 Salix spec.		89		18		230						151				36		18				
Populus spec.												59										
V/DV Ahlon																						
1 Galium palustre	.1		.1				*1	137	.1		.1											B 265
Mentha aquatica	*1-	495	*1-	18	*2	195			*4	212	*1+	17										
Cirsium palustre	*2	18	*2						*4		.1				B	18						
Peucedanum palustre	*1		*1				.2		*2													18
Carex elongata	*4	477					*3	1039									*2	71			B	124
Lycopus europaeus	*4	18	*2								*1-										B	18
Carex elata																	*2	53				
Eupatorium cannabinum	*1+	407	*1-	371	*1-	212		14			*2											
Carex paniculata			*4	18					*4	18	*4											
Cardamine amara	B	35	B	18	*2	18												18				
Carex pseudocyperus			.1				*1	36							B	18						
Myosotis palustris			.2			18			.2		B	12										
2 Solanum dulcamara	*4		*2		*3		*1-		*4		*2											
Phragmites australis	*1-				.2				*2		*4						*1					
Caltha palustris	*2		*1		*1						*4											
Scutellaria galericulata	*1		*1		*1		*1				*1											
Epilobium palustre	*2		*1				*1				*1											
Angelica sylvestris	*2		*4																			
Valeriana officinalis	.4				.1																	
Ribes nigrum	.2		.4																			
Lythrum salicaria	.1																					
Cirsium oleraceum	.2		.2																			
Glyceria maxima									1-													
3 Typha spec.	B	18					B	2	B	18												
Veronica beccabunga										18												
Oenanthe aquatica																						230
mesotraphente Arten																						
1 Carex canescens							*2	77														
2 Valeriana dioica	.4		.4		*4																	
Lysimachia thyrsiflora	.2		.1		.1																	
3 Carex nigra															B	71						
nitrophytische Arten																						
1 Poa trivialis		124	*4	35	*2	159	B	98	B	2582	B	50	B	35			B	71	*1-	904	*1	1415
Urtica dioica		35		18			B	835	*1	71		B	21		B	18	B	88	*6	2790	*9	2635
Ranunculus repens									.2										*1	59		.1
Geum rivale	.1				.1																	
Stellaria nemorum																	.1		*1+	79	*1	18
Geum urbanum																						*1
2 Filipendula ulmaria	.1				1-																	
Crepis paludosa			.1		*1																	
Impatiens noli-tangere																			*1			
Festuca gigantea											*1								*1			
Galium aparine																						*2
Glechoma hederacea																			*1-			
Ranunculus ficaria																			*1			
Aegopodium podagraria																			1-			
3 Galeopsis tetrahit agg.																						B 18
Silene dioica																	B	71				
Sonstige																						
1 Carex acutiformis	*2		*3	35	*3		*3		*3		*6		B	18	*4	71			*4			
Calamagrostis canescens	.2						.4				.2						B	35				
Rubus fruticosus					B	35					.2				*4	407		53			B	18
Juncus effusus					18		*1-	5297	*2	672		108			*1	3625		B	831		B	566
Humulus lupulus							*2	5									*1-	53	.1			
Moehringia trinervia																	*1	690			*1	318
Epilobium spec.		124																				
2 Rubus idaeus	.1		.4		.2						.2				*8		*3		*4			
Lysimachia vulgaris	.4				.1		.2				.1				*2		.1					
Lonicera periclymenum	.1				.1						.1		.4				1-					
Circaea lutetiana			*1		*1						.1								*1			
Oxalis acetosella			.1				.1				.1											
Anemone nemorosa			*1		*1						*1											
Deschampsia cespitosa			.2										.2								.1	
Phalaris arundinacea																			.2			
Viburnum opulus	.1																					
Euonymus europaea					.1				.1													
Stachys sylvatica																			*1			
Polygonatum multiflorum													.4									
3 Taraxacum officinale		141		18		88					B	333				124	B	124			B	53
Juncus bufonius										53				71				124		138		18
Juncus articulatus							140			230										20		
Ranunculus sceleratus										106										20		18
Poa annua							82									18						
Holcus lanatus										B	336		B	18								
Cerastium holosteoidees										B	53										B	18
Cirsium arvense																		B	124			
Epilobium adnatum							6													88		
Epilobium obscurum																						
Veronica spec.							274															
Lolium perenne									B	18												
Cardamine pratensis												24				71						
Poa pratensis																	B	18				
Rorippa palustris																					B	424
Summe Diasporen	1981		566		1008		8326		4366		876		141		4492		2564		4048		6189	

V = Aktuelle Vegetation; Deckung nach LONDO  
D = Anzahl der Diasporen/m2

1 = Vegetation + Diasporenbank  
2 = Vegetation  
3 = Diasporenbank

\* = fertile Arten  
B = benachbart