

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

(AG. Floristik . . . von 1922)

Herausgegeben von K. Dierßen

Heft 43

**Produktionsbiologische Untersuchungen
zur Sukzession der Torfstichvegetation
in Schleswig-Holstein**

von
Silke Lütt

Kiel 1992

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

(AG. Floristik . . . von 1922)

Herausgegeben von K. Dierßen

Heft 43

**Produktionsbiologische Untersuchungen
zur Sukzession der Torfstichvegetation
in Schleswig-Holstein**

von
Silke Lütt

Kiel 1992

MOOR

Draußen der Wälder Wildnis.
Einsamkeit fiel in den Arm
dir. Und umschritt dich. Es schwand
grün deine Spur.

Sahst in das Beerengesträuch.
Kiefernrauch um die Schläfe
dicht. Als der Nebel fraß,
kamen die Rehe den Wildpfad.
Unter dem Hange
weckten sie ein umsummtes,
gilbendes Wasser.

Standen über dem Sand.
In der schwindenden, weiten
Helle, im Wehn,

da um die Büsche schon
aufwuchs die salzige Flut
Dunkelheit. Wohinaus
findet der Weg?

Wortlos treten wir schwanken,
durchfeuchteten Boden. Verwurzelung
spürend, aber unmächtig
der eigenen alten Bestimmung:
die Jahre anzunehmen, zu gehen.

Bleiben ist bitter, Verharren
tödlich. So müssen wir schwinden,
jener, der wir entstammen,
der seufzenden Erd,
in den Schoß.

Sie,
aus Ruh und Entteilen,
wird uns bewahren.

(Johannes Bobrowski)

Danksagung

Zu dem Entstehen dieser Arbeit haben zahlreiche Menschen beigetragen. Ihnen gilt mein herzlichster Dank.

Ohne meinen Lehrer Prof. Dr. K. Dierssen wäre das Fundament dieser Arbeit nie entstanden: er weckte bereits frühzeitig das Interesse an Mooren und brachte mir vor dem Mikroskop und bei so mancher feuchten 'Spürübung' das Wesen der Torfmoose und des faszinierenden Lebensraumes nah. Sein unerschütterliche Glaube an die weibliche Energie, Innovationskraft und nicht zuletzt auch das weibliche Durchhaltevermögen hat mich auch in 'schweren Tagen', bei der mühsamen, stupiden Tätigkeit des Torfmooschneidens, den Glauben an den Sinn dieser Arbeit bewahren lassen. Ihm gilt ein besonderes Dankeschön. Bereits im Planungsstadium des Projektes 'Torfstichsukzession' stieß ich bei Herrn Dr. Kuno Brehm, Vorstandsmitglied des Unabhängigen Kuratoriums Landschaft Schleswig - Holstein, auf ein reges Interesse an der Durchführung dieser Arbeit. Ohne sein Engagement wäre ein Beginn der Vorbereitungsarbeiten im Frühjahr 1989 nicht möglich gewesen. Zu einem Zeitpunkt, an dem die Projektfinanzierung durch die DFG noch höchst ungewiß war, half er mit beim Aufbau der Versuchsanlage im Fockbeker Moor und stellte großzügigerweise dem Projekt einen Fernthermographen zur Verfügung.

Bei meiner 'Moorgruppe', den lieben Kolleginnen und Kollegen aus dem eigenen Institut, aus der Wasserwirtschaft und der Geologie fand ich stets ein offenes Ohr für fachliche und menschliche Probleme. Der interdisziplinäre Austausch und die unbefangene Diskussionsbereitschaft verhalf mir zu manchen neuen Gedankengängen. Mein besonderer Dank gilt Herrn Friedel Lütke Twenhöven, der sich durch das Manuskript 'pflügte' und es nie an der notwendigen und sehr hilfreichen Deutlichkeit fehlen ließ. So manche Anregung und Bestärkung wurde mir durch Herrn Christian Wagner und Frau Christiane Plate zuteil. Beiden danke ich sehr herzlich.

Wichtige Ausichten über den 'Tellerrand' des eigenen Faches ermöglichte mir Herr Dr. H. Erlenkeuser, Institut für Kernphysik. Allein durch sein Entgegenkommen und sein fachübergreifendes Interesse konnten Altersdatierungen mit ^{210}Pb durchgeführt werden, die den Rahmen des DFG - Projektes weit überschritten, aber wertvolle Informationen erbrachten. Ihm bin ich großen Dank schuldig.

Dr. P. Pakarinen (Universität Helsinki) nahm an der Entstehung der Arbeit rege Anteil. Ihm verdanke ich zahlreiche Literaturtips, wertvolle Hinweise aus seiner eigenen Moorforschung und eine konstruktiv - kritische Durchsicht des ^{210}Pb - Manuskripts.

Die Pflicht der statistischen Überprüfung der Ergebnisse wurde mir durch die hilfreiche, geduldige und im Wortsinn 'unermüdliche' Unterstützung von Herrn Dr. U. Rempe, Institut für Haustierkunde, vereinfacht. Er half, der Masse der Wachstumsdaten 'Frau' zu werden und erleichterte mir die Interpretation der Daten. Für die Anwendung zahlreicher SAS - Prozeduren möchte ich mich herzlich bei Herrn Andreas Schmidt, Mathematisches Institut, bedanken. Sein Sachverstand und seine Ruhe halfen im Umgang mit einer komplexen Materie.

Den bisweilen aufregenden Umgang mit dem 'data logger' erleichterte mir Herr Dr. Burkhard Schroeter. Wenn ich nicht mehr weiter wußte, fand ich bei ihm immer ein offenes Ohr. Sehr herzlich bedanken möchte ich mich bei Sabine, Tenna und Sönke, meinen lieben LeidensgenossInnen beim mühsamen Schneiden oder Auswiegen des 9476-sten Torfmooses im Labor sowie beim Eingeben und Verarbeiten von Daten. Ihre Kooperationsbereitschaft als 'HIWIS' erleichterte so manchen Arbeitsgang.

Mein besonderer Dank gilt auch Frau Sabine Gliesmann und Frau Sigrid Bürner, die bei der Anfertigung von Graphiken halfen. Des weiteren danke ich sehr herzlich Frau Dr. E.D. Labchina, Universität Tomsk, für die Übersetzung russischer Originalliteratur. Auch der lieben 'Frau- und Mannschaft' der Abteilung für Vegetationskunde gilt mein herzlicher Dank. Sie halfen mir bei den vielen kleinen Widrigkeiten des wissenschaftlichen Alltages. Ganz erheblich erleichtert wurde er auch durch Frau H. Plähn, die mit Ruhe und Sachverstand so manche Verwaltungshürde nahm.

Nicht zuletzt möchte ich meinem Liebsten, Wegbegleiter und Weggeleiter Klaus Wöhler danken. Ohne sein Dazutun, seine geistige und moralische Unterstützung wäre diese Arbeit nicht angefangen und zuende geführt worden: Mit klammen Fingern und schmerzendem Rücken baute er Frühjahr 1989 mit mir die Versuchsanlagen im Wittenseer und Owschlager Moor auf. Dafür und für seine unerschütterliche Toleranz danke ich ihm sehr herzlich. Weder Säcke voller Sphagnen im sonst leeren Kühlschranks noch Moorwasserproben in der Tiefkühltruhe oder gemeinsame sonntägliche 'Stippvisiten' im Moor und Computerdschungel brachten ihn aus der Fassung.

Inhaltsverzeichnis

1	Einleitung	4
2	Vorstellung der Untersuchungsgebiete	7
3	Beschreibung der angewandten Methoden	16
3.1	Erschließung der Untersuchungsflächen	16
3.2	Methoden der Zersetzungsuntersuchungen	19
3.3	Methoden der Wachstumsuntersuchungen	21
3.4	Methoden der Altersdatierung mit ^{210}Pb	25
3.5	Bestimmung standortspezifischer Parameter	29
3.6	Bestimmung der Stickstoffgehalte	31
4	Witterungsverlauf 1989/90 und 1990/91	32
5	V Versuchsergebnisse und Einzeldiskussion	34
5.1	Die abiotischen Standortfaktoren	34
5.1.1	Zur Hydrologie der Untersuchungsflächen	34
5.1.1.1	Ergebnisse	34
5.1.1.2	Diskussion	38
5.1.2	Temperaturen in den Untersuchungsflächen	41
5.1.2.1	Ergebnisse	41
5.1.2.2	Diskussion	47
5.1.3	Die Nährstoffgehalte im Moorwasser	50
5.1.3.1	Die pH - Werte	50
5.1.3.2	Die korrigierte elektrolytische Leitfähigkeit	53
5.1.3.3	Die Natriumgehalte	55
5.1.3.4	Die Kaliumgehalte	55
5.1.3.5	Die Kalziumgehalte	57
5.1.3.6	Die Magnesiumgehalte	57
5.1.3.7	Die Ammoniumgehalte	59

5.1.3.8	Die Nitratgehalte	62
5.1.3.9	Die Phosphatgehalte	66
5.1.3.10	Gesamtdiskussion zu den Nährstoffgehalten im Moorwasser	67
5.1.4	Die Stickstoffgehalte der Sphagnum	72
5.2	Zersetzung auf sekundären Moorstandorten	78
5.2.1	Methodendiskussion	78
5.2.2	Einfluß von Meso- und Mikrofauna	81
5.2.2.1	Ergebnisse	81
5.2.2.2	Diskussion	81
5.2.3	Die Zersetzung der Zellulose	87
5.2.3.1	Ergebnisse	87
5.2.3.2	Diskussion	88
5.2.4	Die Zersetzung verschiedener Sphagnum	94
5.2.4.1	Ergebnisse	94
5.2.4.2	Diskussion	103
5.2.5	Düngungsexperiment im Felmer Moor	113
5.2.5.1	Die Stickstoffgehalte der gedüngten Sphagnum	114
5.2.5.2	Zersetzung der gedüngten Sphagnum: Ergebnisse	119
5.2.5.3	Diskussion	122
5.2.6	Intrinsische versus extrinsische Faktoren: Zusatzversuche	127
5.2.6.1	Die Wirkung der Stickstoffgehalte auf die Zersetzbarkeit	127
5.2.6.2	Die Wirkung der Standorteigenschaften auf die Zersetzbarkeit	129
5.2.6.3	Diskussion	130
5.3.	Wachstum und Produktion verschiedener Sphagnum	135
5.3.1	Ergebnisse	135
5.3.1.1	Die Längen- und Massenzuwächse von <i>S. fallax</i> , <i>S. magellanicum</i> und <i>S. cuspidatum</i> im <i>Erico-Sphagnetum magellanicum</i> der drei Moore	135
5.3.1.2	Zur Jahresperiodizität des Sphagnumwachstums	140
5.3.1.3	Jahreslängenzuwächse neun verschiedener Sphagnum im Vergleich	141

5.3.1.4	Die Produktivität der Sphagnen im Vergleich	144
5.3.1.5	Die Modellierung des Wachstums aus den gemessenen Parametern .	148
5.3.2	Methodendiskussion	151
5.3.3	Diskussion der Ergebnisse	153
5.4	Altersbestimmung neogener Torfe mit ^{210}Pb	168
5.4.1	Vorbemerkungen	168
5.4.2	Altersdatierung neogener Torfe: eine Methodenübersicht	168
5.4.3	Einige theoretische Aspekte der Datierung mit ^{210}Pb	170
5.4.4	Ergebnisse	171
5.4.5	Diskussion	187
6	Abschlußdiskussion	193
6.1	Bilanz aus Zersetzungs- und Wachstumsuntersuchungen	193
6.2	Bedeutung der artspezifischen Zersetzung und Produktivität für die Mikrotopographie	195
6.3	Sukzession der Torfstiche unter dem Gesichtspunkt der Artenkontrolle	200
6.4	Rezente Torfanreicherung in Akrotelm und Catotelm	210
6.5	Überlegungen zum Moorschutz aus produktions- biologischer Sicht	214
7	Zusammenfassung - Summary	220
8	Literaturverzeichnis	225
9	Anhang	250

1. Einleitung

Die schleswig-holsteinischen Hochmoorrester zeugen von einer seit Jahrtausenden währenden kleinbäuerlichen und später industriellen Torfnutzung. Mit einer heutigen Flächenausdehnung von ca. 5500 ha stellen sie lediglich armselige Substitute eines vormals landschaftsprägenden Lebensraumes dar, der bis vor etwa einhundert Jahren noch mehr als 45 000 ha umfaßte (EIGNER 1978).

Die reliefreichen, trophisch und hydrologisch heterogenen Restmoore beherbergen dennoch eine Vielzahl unterschiedlicher Kleinstlebensräume, die Refugien für seltene Organismengruppen geworden sind. Während prozentual Pfeifengrasfluren und sekundäre Birkenbruchwälder die größte Flächenausdehnung einnehmen (vgl. EIGNER 1978, EIGNER & SCHMATZLER 1980), findet sich in kleinbäuerlichen Handtorfstichen auf engstem Raum eine Vielzahl unterschiedlich weit fortgeschrittener Verlandungsstadien. Seit Aufgabe der Torfnutzung vollziehen sich hier Reparationsprozesse, die bisweilen auf die umgebenden Torfbänke übergreifen. Infolge positiver Stoffbilanzen reichern sich die ehemaligen Stiche mit Torfen an und bedingen so einen fortwährenden Wandel der Standortqualitäten. In Abhängigkeit von der Tiefe, Größe und Lage des Torfstiches im Restmoor vollzieht sich eine Entwicklung bis hin zur Neubildung von Hochmoor-Pflanzengemeinschaften (vgl. z.B. DIETZE 1981, BERTRAM 1988, PFADENHAUER et al. 1990). In nur wenigen Jahrzehnten wiederholt sich hier in Miniaturform eine autogene Sukzession, wie sie vor Jahrtausenden in meso- oder dystrophen Seen vonstatten ging.

Den Motor des sich selbst regulierenden, dynamischen Systems bilden die Sphagnen, die vermöge physiologischer und morphologischer Anpassungsmechanismen die Qualität ihrer Standorte maßgeblich bestimmen (z.B. OVERBECK & HAPPACH 1957, CLYMO 1963, BREHM 1968, 1971, BELLAMY & RIELEY 1967, SJÖRS 1950, 1983). Ihr Wachstum und ihre Zersetzung sind die stofflichen Grundlagen der Standortentwicklung. Beiden Prozessen kommt im regenerierenden Moorschutz eine vorrangige Bedeutung zu.

In Schleswig - Holstein wurden bereits 1983 in 34 Hochmooren Pflegemaßnahmen durchgeführt; für weitere 28 Restmoore bestehen konkrete Planungen (EIGNER & BRETSCHEIDER 1983). In weitaus größerem Umfang werden gestalterische Maßnahmen zur Wiederbelebung maschinell abgetorfte Moorflächen in Niedersachsen durchgeführt. EG- GELSMANN (1987) zufolge sollen hier in den nächsten Jahren 70 000 ha Restmoorfläche entwickelt werden.

Im Rahmen von Moorschutzprogrammen wurden in der Bundesrepublik und in den Niederlanden Forschungsprojekte initiiert, welche die Veränderung der Hydrologie (z.B. PROJECTGROEP DE GROOTE PEEL 1990, AUE 1991) und die Vegetationsentwicklung vor oder nach gestaltenden Eingriffen zum Gegenstand haben (z.B. WAGNER 1986, GROSSE-BRAUCKMANN & REIMANN 1989, REIMANN 1989, PFADENHAUER et al. 1990, PRECKER et al. 1990).

Untersuchungen über Torfbildungsprozesse an sekundären Standorten fehlen bislang. Sie sind notwendig, um die Wirkungen von Maßnahmen des restituierenden Naturschutzes besser einschätzen zu können (vgl. NIEMEYER 1982). Informationen über rezente Torfbildungsprozesse helfen zudem, Möglichkeiten und Grenzen des Moorschutzes zu veranschaulichen.

Moore sind definitionsgemäß Lebensräume mit positiven Kohlenstoffbilanzen. Ihre jährliche Stoffzufuhr liegt in der Regel unter jener eu- oder mesotropher Ökosysteme (vgl. BRADBURY & GRACE 1983). Hohe Torfbildungsraten sind das Resultat einer reduzierten Zersetzung

(vgl. CLYMO 1965). Sie macht in Mooren weniger als ein Drittel der Stoffverluste anderer Ökosysteme aus (ZOBEL 1988).

Als Ursachen für die reduzierte mikrobielle Aktivität an Moorstandorten werden lebensfeindliche chemische und physikalische Umweltparameter verantwortlich gemacht (vgl. CLYMO 1983, ZOBEL 1988).

Untersuchungen an wüchsigen Hochmoorstandorten Skandinaviens, Großbritanniens und Kanadas zeigten, daß der Abbau der Sphagnen im wesentlichen durch den Sauerstoffmangel der wassergesättigten Standorte, die niedrigen pH - Werte, die Nährstofflimitierung sowie durch das extreme Temperaturregime abgeschwächt wird (z.B. CLYMO 1965, CLYMO 1983, DICKINSON 1983, LAINE et al. 1984, LIEFFERS 1988).

Die Variation dieser Parameter in den Mikrohabitaten (Schlenke, Rasen, Bult) der Moorstandorte sowie im Akro- und Catotelm bedingt einen kleinräumigen Wechsel in der mikrobiellen Aktivität (CLYMO 1983).

Neben diesen standortimmanenten Faktoren tragen die geringen Nährstoffgehalte der Sphagnen (BARTSCH & MOORE 1985), insbesondere ihre niedrigen Stickstoffgehalte (COULSON & BUTTERFIELD 1978, CLYMO 1983) sowie ein ihnen eigener Zellwandchemismus, zu den geringen Massenverlusten bei (z.B. DICKINSON & MAGGS 1974, DICKINSON 1983, RUDOLPH & SAMLAND 1985). Die geringe mikrobielle Aktivität veranlaßte zahlreiche Autoren, von allelopathischen Effekten des Sphagnumsubstrates (ZOBEL 1988) oder gar antibiotischen Wirkungen zu sprechen (z.B. GIVEN & DICKINSON 1975, KÜSTER 1980, DICKINSON 1983).

Umfassende Untersuchungen existieren zum Wachstum der Sphagnen. Es variiert in Abhängigkeit von der geographischen Lage des Untersuchungsgebietes, vom Standort bzw. Kleinstandort, Klimaschwankungen und der untersuchten Spezies (z.B. PAKARINEN 1978a, WIEDER & LANG 1983, WALLEN et al. 1988).

Der Massen- und Längenzuwachs der Torfmoose ist in Schlenken und Rasen am höchsten und sinkt in der Regel zum Bult hin ab (z.B. OVERBECK & HAPPAH 1957, CLYMO 1970, CLYMO & REDDAWAY 1971, PAKARINEN 1978a, LUKEN & BILLINGS 1983, DIERSSSEN & DIERSSSEN 1984, GRIGAL 1985). In trockenen Jahren können die höchsten Zuwächse im Bultniveau auftreten (MOORE 1989a).

Die Vielgestaltigkeit der Torfschichtung und rezenten Oberflächenstrukturen regte in der Vergangenheit (z.B. WEBER 1902, v. POST & SERNANDER 1910, OSVALD 1923) und auch gegenwärtig (z.B. DIERSSSEN 1982, WALLEN et al. 1988, JOHNSON & DAMMAN 1991) Forscher und Forscherinnen zu immer neuen Überlegungen an, ohne daß zufriedenstellend detaillierte Erklärungen gefunden werden konnten (DIERSSSEN 1982, ZOBEL 1988). Die Kenntnisse über Autökologie, Wachstum und Zersetzung von Torfmoosen ermöglichen heute, generelle Entwicklungstendenzen von Moorökosystemen zu beschreiben und paläoökologische Befunde im groben nachzuvollziehen. Insbesondere fehlen bislang Angaben über die standörtlichen Konditionen der Zersetzung (ZOBEL 1988:428).

Obwohl die heutigen Torfbildungsprozesse in Torfstichen im Grundsatz mit historischen Verlandungsvorgängen vergleichbar sind, müssen graduelle Abweichungen für die kleinräumigen Subökosysteme angenommen werden. So ist davon auszugehen, daß die steigenden Stickstoff - Depositionsraten einen Einfluß auf das Wachstum und die Zersetzung der Torfmoose nehmen können. LÜTKE TWENHÖVEN (1992) konnte in Feldexperimenten nachweisen, daß *Sphagnum fallax* bei hohen aeolischen Ammonium- und Nitratangeboten mit

einer Produktionssteigerung reagiert, während *Sphagnum magellanicum* keine Stimulation bzw. bei hohen Nitrateinträgen sogar eine Hemmung des Wachstums erfährt. Die höhere Toleranz von *S. fallax* gegenüber schwefelsauren, stickstoff- und schwermetallhaltigen Depositionen zeigt sich sowohl in Labor- als auch in Feldexperimenten von FERGUSON & LEE (1978, 1983) und FERGUSON et al. (1984).

Die verstärkte Konkurrenzkraft des 'Moorubiquisten' führt zu einer Veränderung der Artensammensetzung der Phytocoenose und möglicherweise auch zu einer qualitativen Veränderung der Torfbildungsprozesse (vgl. LÜTKE TWENHÖVEN 1992). COULSON & BUTTERFIELD (1978) konnten nach Düngungsversuchen einen Anstieg des N - Gehaltes in *S. fallax* verzeichnen, der in einer besseren Zersetzbarkeit des Torfmoos - Substrates resultierte.

Darüber hinaus ist in teilabgetorften Restmooren mit einem Einfluß der mineralisierten Oberflächentorfe und des Mineralbodenwassers zu rechnen. So wurde durch BECKELMANN & BURGHARDT (1989) ein sommerlicher Ammoniumefflux aus stehengebliebenen Torfkörpern in Torfstiche festgestellt. Eine fehlende Isolation zum mineralischen Untergrund kann zu weiterem Nährstoffeintrag führen (BERTRAM 1988). Insbesondere in aufgestauten Moorresten ist auch mit Guanotrophierungseffekten zu rechnen (MÜLLER 1973, PAFFEN 1990). Noch unzureichend untersucht ist schließlich die Wirkung von Bunkerdeauflagen auf den Nährstoff- und Wasserhaushalt ursprünglich ombrotropher Lebensräume.

Der sich aus den oben skizzierten Problemen ergebende Forschungsbedarf veranlaßte die Verfasserin, im Rahmen des DFG - Forschungsprojektes 'Torfstichsukzession' die vorliegende Arbeit zu erstellen. Folgende Aspekte sollen bevorzugt behandelt werden:

Zunächst soll der Lebensraum 'Torfstich' mit Hilfe hydrologischer, klimatischer und trophischer Messungen charakterisiert werden. An neun verschiedenen Sphagnen, die ihre Vorkommen in diesen Torfstichen haben, werden parallel Wachstums- und Zersetzungsuntersuchungen durchgeführt. Dabei sollen Beziehungen des Wachstums und der Zersetzung zu den Standortqualitäten aufgezeigt werden. Akkumulationsberechnungen ermöglichen dann eine Einschätzung der Dynamik der Standorte, auch in Hinsicht auf den Indikatorwert der jeweiligen *Sphagnum*art. Zusätzlich durchgeführte Altersbestimmungen an Profilen einiger Torfstiche sollen eine weitergehende Einschätzung des zeitlichen Rahmens von Sukzessionsabläufen in Torfstichen erlauben.

Um den Einfluß steigender Stickstoff - Depositionen auf die Zersetzung der Torfe abschätzen zu können, werden gedüngte Torfmoose einem Zersetzungsexperiment unterworfen.

Sämtliche Teiluntersuchungen werden in Hinsicht auf ihren Beitrag zur Klärung genereller Wissensdefizite über Torfanreicherungen an Moorstandorten beleuchtet. Darüber hinaus sollen Torfbildungsprozesse an Sekundärstandorten exemplarisch dargestellt werden, nicht zuletzt, um Möglichkeiten zur Erhaltung und Restitution von Moorstandorten besser einschätzen zu können. Abschließend werden aus den Befunden Direktiven für den Naturschutz abgeleitet.

2. Vorstellung der Untersuchungsgebiete

Das Groß Wittenseer Moor

Das Groß Wittenseer Moor ist ein typisches Hochmoor der schleswig - holsteinischen Jungmoräne (siehe Abb.1 und 2). Mit einer Größe von nur 14,7 ha liegt es in einer von Grundmoränen umgebenen Talmulde ca. 2 km nördlich der Ortschaft Groß Wittensee (Tk 1524). Seine ursprüngliche Ausdehnung ist noch vollständig erhalten.

Der Torfkörper erreicht im Zentrum eine Mächtigkeit von ca. 4 m. Basal anstehende Seesedimente charakterisieren das Moor als ein Verlandungsmoor.

Trotz der Zerklüftung der ursprünglichen Mooroberfläche durch zahlreiche Handtorfstiche und daraus resultierender Sekundärprozesse (Entwässerung, Sackung) ist noch heute ein Anstieg des Moores zum Zentrum hin zu verzeichnen. Dieses morphologische Merkmal sowie die Zusammensetzung der Torfe kennzeichnen das Groß Wittenseer Moor als ein Plateauhochmoor mit Hochfläche, Randgehänge und Lagg.

Das Moor ist umgeben von intensiv genutzten Äckern und Grünlandereien. Lediglich die im Südosten und Norden unmittelbar an das Moor grenzenden Flächen werden extensiv als Weidegrünland bewirtschaftet. Im Norden wird das Groß Wittenseer Moor durch die Niederung der Osterbek begrenzt.

Anthropogene Eingriffe im Wittenseer Moor

Die Nutzungsgeschichte des Groß Wittenseer Moores läßt sich bis in das 18. Jahrhundert zurückverfolgen. Mit dem Inkrafttreten der Königlichen Einkoppelungsverordnung 1771 wurden die Moorparzellen verteilt und den "Hufnern" zur Brenntorfgewinnung zur Verfügung gestellt.

Ein heute als Wanderweg genutzter Torfabfuhrweg wurde bereits in jener Zeit angelegt. Gleichzeitig entstanden 'Schlitzgräben', die der Entwässerung dienten und die Parzellengrenzen markierten.

Eine Intensivierung des Abbaus erfolgte nach dem ersten Weltkrieg. Die akute Notlage der Bevölkerung führte nach dem 2. Weltkrieg - trotz des inzwischen erreichten Status als Naturschutzgebietes - zu einer erneuten Ausbeutung der Torflager.

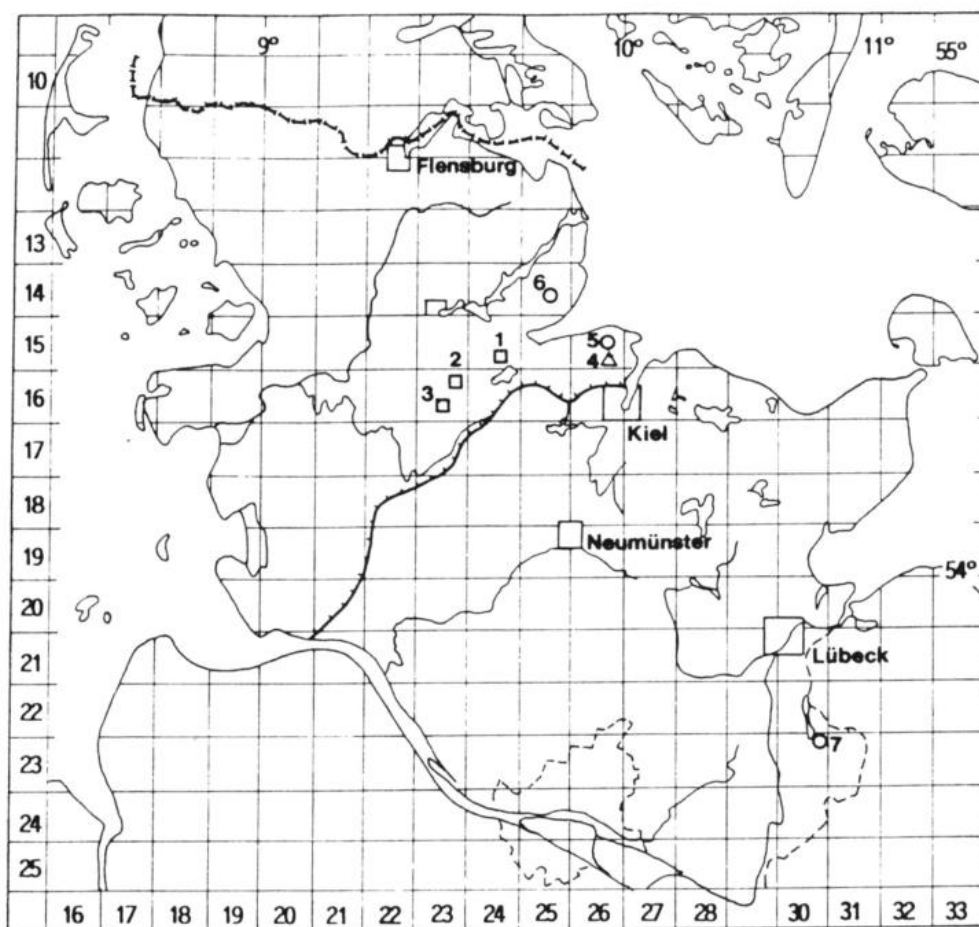
Die Nutzung der Torfe erfolgte nach Auskunft von Herrn FÜHRING¹ im Groß Wittenseer Moor stets als Backtorf: Der Torf (Weiß- oder Schwarztorf) wurde mit einer Gabel zerkleinert, in einem Bottich mit Wasser angerührt und anschließend mit einer Presse in Sodenform gebracht. Mit diesem Verfahren wurden vor allem im Nordteil des Moores bis Ende der fünfziger Jahre Brenntorfe gewonnen.

Kleinere, randliche Moorparzellen im Osten des Moores wurden als Weide oder zur Schilfgewinnung genutzt.

Im Jahre 1960 wurde die Moornutzung nach Auskunft von Herrn FÜHRING endgültig eingestellt.

Etwa zur gleichen Zeit wurde im Rahmen einer Flurbereinigung der Osterbek der umgebende Moorgaben ausgebaut. Seine Sohle liegt heute etwa 1,5 m unterhalb des Moorwasserspiegels und entwässert seitdem fortwährend das geschützte Restmoor.

¹ Herr Führung ist der Bürgermeister von Groß Wittensee und ehemals selbst Moornutzer. Für zahlreiche Auskünfte sei ihm sehr herzlich gedankt.



- 1 Wittenseer Moor
- 2 Owslager Moor
- 3 Fockbeker Moor
- 4 Felmer Moor
- 5 Kaltenhofer Moor
- 6 Großes Moor
- 7 Salemer Moor

- Untersuchungen zum Wachstum und zur Zersetzung der Torfmoose
Altersbestimmungen an neogenen Torfen mit ^{210}Pb
- Altersbestimmungen an neogenen Torfen mit ^{210}Pb
- △ Untersuchungen zur Zersetzung gedüngter Sphagnen

Abb. 1: Die Lage der Untersuchungsgebiete

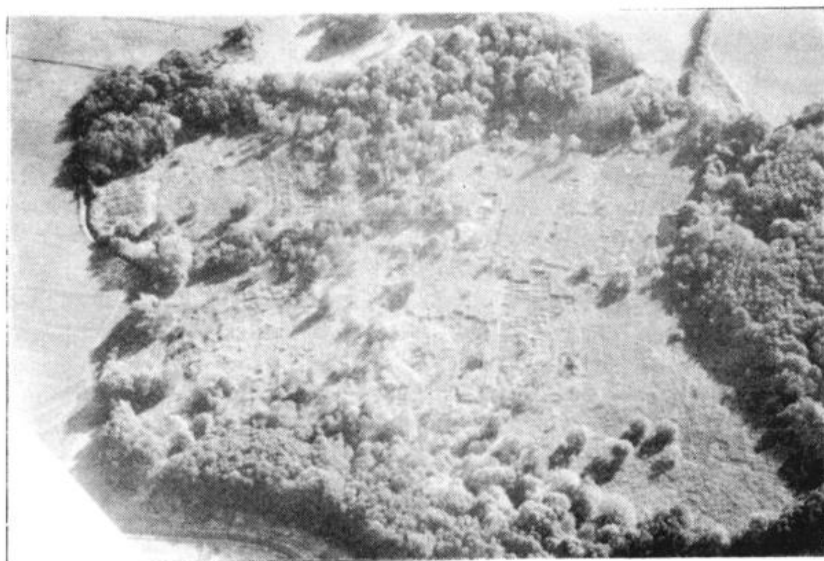


Abb. 2: Blick von Nordwesten (unterer Bildrand) auf das Groß Wittenseer Moor. Im Zentrum Regenerationskomplexe mit den Untersuchungsflächen

Zur Vegetation

Das Groß Wittenseer Moor ist randlich von einem Erlenbruch umgeben, der pflanzensoziologisch dem *Carici elongatae* - *Alnetum glutinosae*² zuzuordnen ist. Auf Standorten mit stärkerer Sedimentanreicherung geht dieser in den nährstoffarmen Flügel des Erlenbruchs, das *Carici elongatae* - *Alnetum glutinosae sphagnetosum*, über, das synsystematisch zum *Betuletum pubescentis* überleitet.

Infolge der Anlage randlicher Torfstiche Anfang des 20. Jahrhunderts und durch die Entwässerung des Moorkörpers durch den Randgraben wurde das ursprüngliche Lagg zerstört und der Aufwuchs der Gehölze gefördert.

Der eigentliche Hochmoorkörper weist neben den unterschiedlichsten Initialstadien und Regenerationskomplexen vor allem im Nordwesten großflächige Pfeifengras - Degenerationsstadien auf. Sie werden ostwärts von einer Zone jüngerer Torfstiche abgelöst, die größtenteils von der *Eriophorum angustifolium*-*Sphagnum fallax* - Gesellschaft eingenommen wird. Deren Bestände werden hier wie auch im Südosten des Moores von *Phragmites australis* Herden bedroht, die in die Stiche fortschreitend eindringen.

Besondere Erwähnung verdient ein *Eriophorum angustifolium*-*Sphagnum riparium* - Bestand im Osten des Moores. Er findet sich in einem von Mineralbodenwasser beeinflussten Torfstich

² Die pflanzensoziologische Zuordnung erfolgte, wenn nicht anders gekennzeichnet, in Anlehnung an die Rote Liste der Pflanzengesellschaften Schleswig-Holsteins (DIERSSEN et al. 1988)

mit speziellen mikroklimatischen Gegebenheiten: Die Rasen liegen, von hohen Torfbänken gesäumt, im Halbschatten von Schilfbeständen. Sie wurden als Untersuchungsfläche erschlossen.

Die Torfstiche im Zentrum des Moores werden von einem kleinflächigen Vegetationsmosaik oligotropher Untereinheiten der *Eriophorum angustifolium* - Gesellschaft, des *Sphagno - Rhynchosporium* (typische Subassoziation, vgl. DIERSEN & REICHEL 1988) und Initial- und Folgephasen des *Erico - Sphagnetum magellanicum* (*sphagnetosum cuspidati*, typische Ausbildung) eingenommen. Die wüchsigen Bestände nehmen im Wittenseer Moor³ die höchstgelegenen Moorpartien ein. Die Torfmächtigkeit beträgt bis zu 4 m. Zwei weitere Untersuchungsflächen wurden hier angelegt.

Auffällig sind die geringen Niveauunterschiede zwischen Torfstichrändern und den Schwingdecken der Torfstiche selbst. *Sphagnum rubellum* und *Sphagnum magellanicum* vermochten sich auf den Torfbänken auszubreiten und wandern von dort aus in die Schwingdecken ein.

Lediglich schwach torfbildende Bestände sind im Süden des Moores vorzufinden: Hier wurde flächig eine dünne Torfschicht von der ehemaligen Mooroberfläche abgetragen. Die Flächen werden heute von einem heidekrautreichen Abbaustadium des *Erico - Sphagnetum magellanicum* eingenommen.

Das Owschlager Moor

Vier Kilometer südwestlich der Ortschaft Owschlag liegt das Owschlager Moor (Tk 1623, siehe Abb.1). Es schließt östlich an flächig ausgebildete Weichsel-hochglaziale Außensander an (KAISER et al. 1989), die naturräumlich der schleswigschen Vorgeest zuzuordnen sind. Die unmittelbare Umgebung des Moores ist entsprechend reliefarm (5 - 15 m über NN); lediglich dünne Flugsande überdecken schwach ausgeprägte Schmelzwasserbildungen. Nur wenige Kilometer östlich der unmittelbar an das Moor angrenzenden Niederung der Oberen Sorge steigt das Relief stark an: mit fast 30 m erheben sich die Stauchmoränen der Hüttener und Duvenstedter Berge.

Die Untersuchungsflächen liegen im sogenannten Hedwisch Moor, einem moorgenetisch eigenständigen Moorkörper, der durch eine Binnendüne weichselzeitlicher Entstehung vom Owschlager Moor getrennt wurde und eine eigenständige Entwicklung nahm.

Bohreinschläge von MORDHORST (1990) lassen auf die Wurzelechtheit des Owschlager Moores schließen, eigene Bohrungen im Hedwisch Moor hingegen zeigen eine Entwicklung über Niedermoor- und Bruchwaldtorfe. Die abweichende Genese des Hedwisch Moores ist wahrscheinlich auf seine Versorgung mit quellig austretendem Druckwasser zurückzuführen, welches randlich aus der Düne austritt. Die Versorgung mit mineralstoffreichem Wasser führte dazu, daß das Hedwisch Moor im Gegensatz zum restlichen Owschlager Moor auf der Stufe des Übergangsmoores stehen blieb.

Diese orographische Besonderheit des Owschlager Moores wurde beim Bau der Landstraße

³ Hier und im folgenden Text wird das "Groß Wittenseer Moor" der Einfachheit halber als "Wittenseer Moor" bezeichnet.

Owschlag/Alt Duvenstedt und der Eisenbahnstrecke Hamburg/Flensburg ausgenutzt: beide verlaufen auf dem Dünenrücken. ⁴



Abb. 3: Blick von Westen auf das Owschlag Moor. Abgetrennt durch Eisenbahn und Landstraße, das Hedwisch Moor.

Über die Torfnutzung im Owschlag Moor

Das Owschlag Moor weist in Abhängigkeit von der Torfnutzung und -zehrung heute eine Torfmächtigkeit von 10 cm bis maximal 4 m auf (vgl. MORDHORST 1990).

Im Hedwisch Moor wurde eine maximale Torfmächtigkeit von weniger als 2 m festgestellt, die in Abhängigkeit vom Relief des Untergrundes auf wenige Zentimeter absinken kann. Im Zentrum des Hedwisch Moores tritt eine kiefernbestandene Sandinsel aus der Torfdecke hervor.

Neben der Stechtorf-Nutzung ist insbesondere im Hedwisch Moor, das im Volksmund auch "Segenmoor" genannt wurde, eine Backtorfnutzung bekannt.

Die Schwarztorfe des Moores wurden nach Angaben Einheimischer vornehmlich Ende des ersten Weltkrieges abgebaut. Vereinzelt erfolgte die Nutzung bis in die fünfziger Jahre.

Die Vegetation des Owschlag Moores

Entwässerung und Torfnutzung kennzeichnen das Restmoor. Molinia-bestandene Dämme markieren die ehemaligen Torfabfuhrdämme; vereinzelt auftretender Birken- und Kiefern-

⁴ Im folgenden Text wird der Moorteil "Hedwisch Moor" als "Owschlag Moor" bezeichnet, obgleich die abweichende Genese, Trophie und Hydrologie des Moorteiles zu berücksichtigen ist.

jungwuchs zeigt die fortschreitende Mineralisierung der Torfe an.

Dennoch finden sich in dem nur wenige Hektar großen Gebiet eine Vielzahl seltener Vegetationstypen in den Torfstichen, die in ähnlicher Vielfalt in kaum einem anderen Moor Schleswig-Holsteins anzutreffen sind.

Der Grund dafür ist in der Hydrologie des Moores zu suchen: Der Zustrom lateralen, mineralstoffreichen Druckwassers führte zu einer vergleichsweise langsamen Torfablagerung. Die Schwarztorfdecken wurden infolge der Torfnutzung bis auf wenige Dezimeter - teilweise auch vollständig - abgetragen. Die dadurch erfolgte Freilegung mineralstoffreicher Torfe bewirkte ebenso wie die lateral und aus dem Untergrund aufsteigenden Druckwässer eine Erhöhung der Nährstoffangebotes (vgl. Kap. 5.1.3).

Der dominierende Vegetationstypus der Torfstiche ist das *Erico - Sphagnetum typicum*. *Sphagnum magellanicum* in Begleitung von *Sphagnum papillosum* und *Sphagnum fallax* bildet dichte Torfmoosdecken, die regelmäßig von *Narthecium ossifragum* durchsetzt sind. Die Beinbrechllilie bildet gelegentlich dichte, streureiche Decken, die eine Verdrängung der lichtliebenden Torfmoose zur Folge haben.

Die Gesellschaft ist syngenetisch aus der *Eriophorum angustifolium* - Gesellschaft herzuleiten, die auch heute noch in einigen jüngeren Torfstichen vorzufinden ist. Als charakteristische Begleiter treten *Menyanthes trifoliata* und *Potentilla palustris* auf.

In schwach sauren, flachen Torfstichen der Randbereiche des Owschläger Moores findet sich das *Scorpidio - Utricularietum minoris*. Schwimmende Watten aus *Sphagnum auriculatum*, *Sphagnum cuspidatum* und *Drepanocladus exannulatus*, seltener auch *Scorpidium scorpioides*, sind von *Potamogeton polygonifolius*, *Juncus bulbosus* und gelegentlich auch *Chara vulgaris* durchsetzt. Die Gesellschaft tritt in enger Verzahnung mit der korrespondierenden Subassoziation des *Caricetum rostratae* und exemplarisch auch des *Caricetum limosae* auf.

Das Fockbeker Moor

Wenige Kilometer südwestlich des Owschläger Moores, getrennt durch die Sorgeniederung und durch einen geschlossenen, reliefreichen Dünengürtel Weichsel-spätglazialen Ursprungs, befindet sich das Fockbeker Moor (siehe Abb. 1, Tk 1623). Geschiebemergel - Ablagerungen an seinem Westrand und sandige Moränenaufschüttungen im Zentrum des Moores (Gehöft Knüll) kennzeichnen die westliche Maximalrandlage und Oszillationsstadien der weichseleiszeitlichen Vergletscherung (KAISER et al. 1989). Tiefenbohrungen im Fockbeker Moor (zitiert in KAISER et al. 1989) zeigten unter 2 m tiefem, wurzelechtem Hochmoortorf und einer dünnen Flugsanddecke ca. 26 m mächtige, weichseleiszeitliche Schmelzwassersande, die über einem wartheiszeitlich angelegten Rinnensystem zur Ablagerung gelangten.

Über die Nutzungsgeschichte des Fockbeker Moores

Das ursprünglich etwa 600 ha große Fockbeker Moor ist heute auf eine Restmoorfläche von ca. 190 ha zusammengeschrumpft (PFEIFER 1980, BREHM & PFEIFER 1982). Die drastische Flächenreduktion ist auf eine Summe von Einzelmaßnahmen zurückzuführen, die bis in das 17. Jahrhundert zurückreichen (siehe PFEIFER 1980, BREHM & PFEIFER 1982). Mit Hilfe alter Kartenausschnitte konnten BREHM & PFEIFER (1982) zeigen, daß eine künstliche Entwässerung durch den Fockbeker Moorgraben bereits 1830 erfolgte. Zur gleichen Zeit waren auch die großen Torfabfuhrwege schon angelegt.



Abb. 4: Blick von Nordosten auf das Fockbeker Moor. Auf Hochmoortorfen heute forst- und landwirtschaftliche Nutzung.



Abb. 5: Blick von Südosten auf die Aufstaufläche des Fockbeker Moores, die Anfang 1982 entstand (siehe Text).

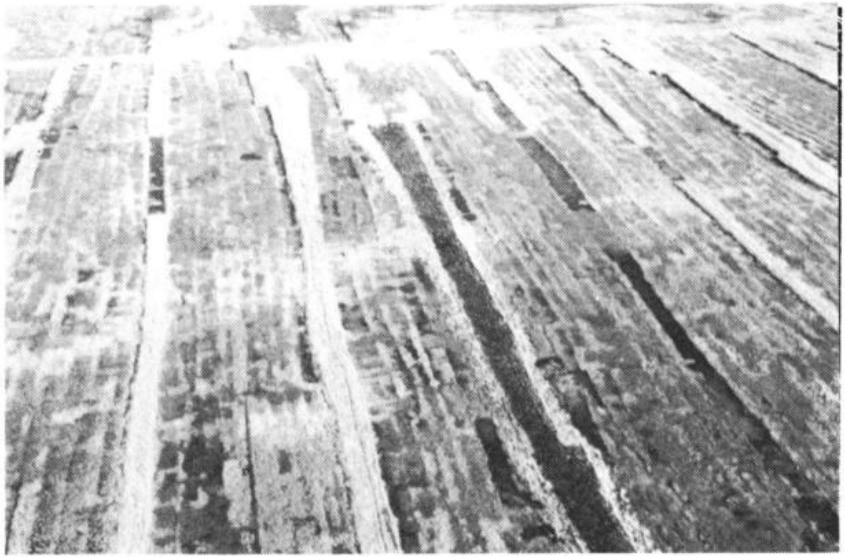


Abb. 6: Im Zentrum des Fockbeker Moores ergeben der gleichmäßige Wechsel von Torfabfuhrdämmen und Handtorfstichen aus der Höhe ein eigenwilliges Muster. Am rechten Rand des Bildes ist die Versuchsanlage zu erkennen.

Ein nahezu vollständiges Moordamm- und Entwässerungsnetz gibt eine Karte aus dem Jahre 1870 wieder. Torfstichsignaturen in weiten Teilen des Moores deuten auf einen intensiven Torfabbau; die Randpartien des Moores waren bereits in land- und forstwirtschaftliche Nutzfläche umgewandelt worden.

Eine weitere Intensivierung der Brenntorfnutzung fand unmittelbar nach dem 2. Weltkrieg statt. Im Südteil des Moores wurde der Torf im Handtorfstich bis auf den mineralischen Grund abgegraben; im Zentrum wurde er maschinell durch die Ahlmann - Carlshütte in großem Stil bis auf den Mineralgrund abgebaut (PFEIFER 1980).

Ende der fünfziger Jahre wurde der Abbau - bei einer gleichzeitigen Verstärkung der landwirtschaftlichen Moorkultivierung im Randbereich - allmählich eingeschränkt.

Die Vegetation des Fockbeker Moores

Die Vegetation des Fockbeker Moores spiegelt noch heute die lang andauernde Nutzungsgeschichte wider: In Abhängigkeit vom Alter der Torfstiche hat sich eine Vielzahl unterschiedlich weit fortgeschrittener Verlandungsstadien ausgebildet, eingerahmt durch ein dichtes Netz von Torfabfuhrwegen und Benthalm-bestandenen Torfdämmen (siehe Abb. 6). Seit Jahren bemüht sich eine regionale Naturschutzgruppe (Unabhängiges Kuratorium Landschaft Schleswig-Holstein), der fortschreitenden Entwässerung und Bewaldung Einhalt zu bieten. Alljährlich durchgeführte Entkusselungsmaßnahmen sorgen dafür, daß sich das Moor noch heute in einer nahezu baumfreien Weite erstreckt. Lediglich am nördlichen Moorrund und auf vereinzelt Torfdämmen ist ein sekundärer Moorbirkenwald ausgebildet.

Auf Anregung einer privaten Initiative (BREHM & PFEIFER 1982) wurde Ende 1981 / Anfang 1982 ein Teilstück des Fockbeker Moorgrabens verlegt und dieser dann angestaut.

Dadurch wurde der Abfluß des mooreigenen, nährstoffarmen Wassers auf einer Fläche von ca. 70 ha verhindert.

Die Maßnahme führte zu einem Anstau des Moorwassers in den südöstlich gelegenen Moorparzellen, der infolge eines von NW nach SO verlaufenden Gefälles des Untergrundes in den unmittelbar an den sogenannten Königsdamm angrenzenden Flächen eine Höhe von mehr als einem Meter erreicht.

Mündlichen Mitteilungen Herrn BREHMS und Herrn PFEIFERS zufolge dominierten in den überstauten Bereichen *Eriophorum angustifolium*, *Sphagnum fallax*, *Sphagnum fimbriatum*, *Molinia caerulea*, *Juncus effusus* und *Betula pubescens*.

Die aufgestauten Flächen westlich des Königsdamm werden heute partiell von mächtigen *Eriophorum angustifolium*-*Sphagnum fallax* - Schwingdecken eingenommen. Kleinere Torfbänke, die ursprünglich die stehengebliebenen Ränder der Handtorfstiche markierten, wurden überstaut und sind nicht mehr erkennbar (siehe Abb. 5). Die Schwingdecken wurden in die hier vorgestellten Untersuchungen einbezogen.

An wellenexponierten Standorten vermochten sich *Phragmites communis* und *Juncus effusus* anzusiedeln. Letztere bildet im Zentrum der Flächen einen dichten Bestand. Eine alljährlich in diesem Bestand brütende Lachmöwenkolonie trägt wesentlich zum Gedeihen der anspruchsvollen Flatterbinse bei.

Westwärts nimmt der Aufstau mit allmählichem Anstieg des geologischen Untergrundes ab. Niedrigere Wasserstände und eine geringere Wasserstandsamplitude begünstigen hier die Ausbildung der *Eriophorum vaginatum* - Gesellschaft.

An die Bestände des Scheidigen Wollgrases schließt sich eine ausgedehnte Zone kleiner Handtorfstiche an, wie sie auch im Zentrum und im Ostteil des Moores vorzufinden sind. In den Handtorfstichen findet sich in Abhängigkeit von Alter und Tiefe des Torfstiches eine Vielzahl unterschiedlicher Verlandungsgesellschaften: Neben phanerogamenarmen Initialstadien mit *Sphagnum cuspidatum* *submersum finden sich kleinfächige *Sphagno-Rhynchosporeten* in enger Korrespondenz zu Beständen der *Eriophorum angustifolium* - Gesellschaft (siehe Abb. 6). Auf bereits stärker konsolidierten, rezenten Torfdecken kommt das *Erico - Sphagnetum magellanici sphagnetosum cuspidati* sowie das *Erico - Sphagnetum magellanici typicum* vor. Die Torfmächtigkeit der Handtorfstiche ist gering. Sie variiert in Abhängigkeit von dem Alter der Torfstiche und der Höhe der Resttorfe. Letztere beträgt in der Regel wenige Dezimeter.

Zwei weitere Untersuchungsflächen wurden hier eingerichtet.

Das Felmer Moor

Da im Felmer Moor zwar Zersetzungsuntersuchungen sowie Messungen zu abiotischen Standortfaktoren, aber keine Torfmooswachstums - Untersuchungen gemacht wurden, soll es hier nur kurz beschrieben werden.

Wie das Wittenseer Moor so ist auch das Felmer Moor ein kleines, nur wenige Hektar großes Verlandungsmoor der Jungmoräne.

Es liegt ca. 10 km nordwestlich von Kiel im weichseleiszeitlichen Grundmoränengürtel und erreicht eine Torfmächtigkeit von mehr als 4 m. Das Hochmoor ist durch Entwässerung und Torfabbau gekennzeichnet.

Randlich ist es von einem sekundären Moorbirkenbruch umgeben. Die Torfstiche weisen unterschiedliche Stadien einer oligotrophen Verlandungsserie auf: neben *Sphagnum cuspidatum* - Watten vor allem die *Eriophorum angustifolium* - Gesellschaft und das *Erico - Sphagnetum magellanici*.

3 Beschreibung der angewandten Methoden

3.1 Erschließung der Untersuchungsflächen

Im März 1989 wurden im Wittenseer, Owschlager und Fockbeker Moor neun Versuchsfelder in ehemaligen Handtorfstichen erschlossen. Mit der Auswahl der Untersuchungsfelder wurden Moore unterschiedlicher Naturräume erfaßt: kleinflächige Hochmoore der Jungmoräne (Wittenseer Moor) sowie weitflächige Hochmoore der schleswig-holsteinischen Vorgeest (Owschlager und Fockbeker Moor). Alle drei Moore besitzen ein ähnliches Torfmoosarteninventar, unterschiedliche hydrologische Niveaus (Bult, Rasen, Schlenke) und in Abhängigkeit von Tiefe, Alter und geologischem Untergrund der Torfstiche unterschiedliche trophische Verhältnisse (oligo-, mesotroph, siehe Tab. 1).

Da das Wachstum und die Zersetzung der Torfmoose wesentlich durch die Mikrostruktur der Standorte geprägt wird (z.B. CLYMO 1983), wurden abbaubare, ca. 4 x 4 m große Tragegerüste aus Holz entwickelt, die ein Arbeiten auf den Untersuchungsflächen ermöglichten, ohne daß diese betreten werden mußten. Dazu wurden an den Eckpunkten der Untersuchungsflächen bis zu 4 m lange Bohlen in den mineralischen Untergrund getrieben. Die Zugänge zu den Untersuchungsflächen wurde durch den Aufbau von Bohlenwegen ermöglicht, die ebenfalls auf Pfählen errichtet wurden (siehe Abb. 7 - 8). Lediglich in Einzelfällen wurden diese durch Holzbretter ersetzt oder, falls feste Torfstichränder vorhanden waren, ganz weggelassen.

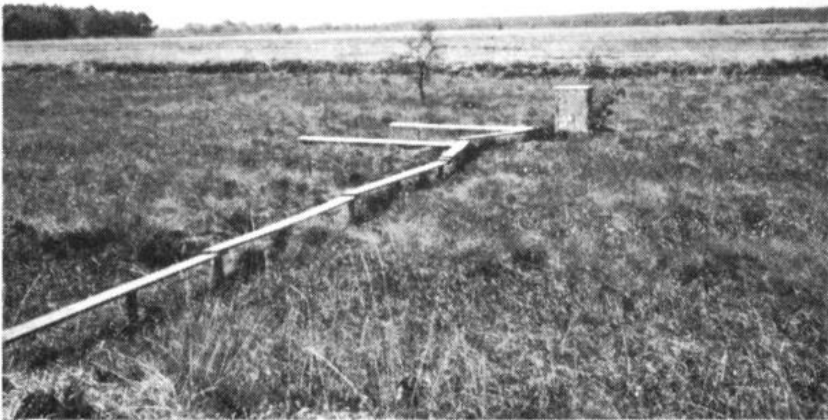


Abb. 7: Erschließung der Untersuchungsfläche U3 im Fockbeker Moor; rechts Meßanlage mit Fernthermographen.

Wachstums- und Zersetzungsuntersuchungen wurden bei insgesamt 9 Torfmoosarten vorgenommen. Die genaue Versuchsanordnung ist dem Versuchsplan zu entnehmen (Tab. 1). Die Vegetation der Untersuchungsflächen U1 und U2 im Wittenseer Moor, U1 und U2 im Owschlager Moor und U3 im Fockbeker ist dem *Erico - Sphagnetum magellanicum* zuzuordnen. Die Versuchsflächen U3 im Wittenseer Moor sowie U1 im Fockbeker Moor (*S. riparium* - Bestand, Aufstaufläche, vgl. Kap. 2) wurden in Beständen der *Eriophorum angustifolium* - Gesellschaft eingerichtet, die jeweils durch unterschiedliche Torfmoossynthesen gekennzeichnet sind. Bei der Fläche U3 im Owschlager Moor und U2 im Fockbeker Moor handelt es sich um primäre Verlandungsstadien, die im Owschlager Moor durch das *Scorpidio - Utricularietum minoris* und im Fockbeker Moor durch die *Sphagnum cuspidatum* - Gesellschaft eingeleitet werden. Pflanzensoziologische Aufnahmen der Untersuchungsflächen sind im Anhang einzusehen (siehe Anhangtab. 1a und 1b).

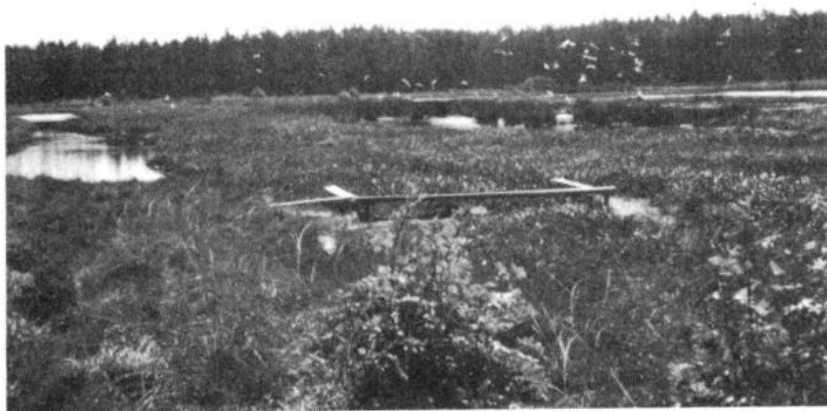


Abb. 8: Untersuchungsfläche U1 in der Aufstaufläche des Fockbeker Moores; im Hintergrund die Möwenkolonie.

Die im folgenden verwendeten Begriffe 'Schlenke', 'Rasen' und 'Bult' sind abweichend von SJÖRS (1948:61, 1983:81) wie folgt zu verstehen:

Als 'Schlenke' wird hier ein Mikrostandort mit einem mittlerer Winterwasserstand (1988/1989) von 0 cm definiert, als 'Rasen' Torfmoosdecken mit einem mittleren Winterwasserstand von -8 cm. Das 'Bultniveau' wurde auf einen mittleren Winterwasserstand von -15 cm festgelegt.

Die so vorgenommene Gliederung der Niveaus entspricht den realen Verhältnissen in wüchsigen Entwicklungsstadien der Torfstiche. Bult- und Schlenkenkomplexe der Hochmoorbulten - Gesellschaft sind zwar ausgebildet, im Vergleich zum Mikrorelief skandinavischer Moore jedoch als moderat zu betrachten.

Tab. 1: Versuchsplan für Zersetzungs- und Wachstumsmessungen

	Wittenseer Moor			Owslager Moor			Fockbeker Moor		
Untersuchungsfläche	U1	U2	U3	U1	U2	U3	U1	U2	U3
Gesellschaft	Erico-Sphagnetum magellanic	Erico-Sphagnetum magellanic	Eriophorum angustifolium-Ges.	Erico-Sphagnetum magellanic	Erico-Sphagnetum magellanic	Scorpidio-Utricularietum minoris	Eriophorum angustifolium-S. fallax	S. cuspidatum-Ges. Initialphase	Erico-Sphagnetum magellanic
Trophie	oligotroph	oligotroph	oligotroph	mesotroph	mesotroph	mesotroph	oligotroph	oligotroph	oligotroph
Herkunft d. Wassers	bedingt ombrotroph	bedingt ombrotroph	minerotroph	minerotroph	minerotroph	minerotroph	minerotroph	minerotroph	minerotroph
hydrol. Niveau Schlenke	S. cuspidatum S. fallax S. magellanicum	-	-	S. cuspidatum S. fallax S. magellanicum S. papillosum	S. fallax S. magellanicum S. papillosum	-	S. fallax	-	S. cuspidatum S. fallax S. magellanicum S. papillosum
Rasen	S. fallax S. magellanicum	-	S. riparium S. palustre	S. fallax S. magellanicum	S. fallax S. magellanicum	-	S. fallax	-	S. fallax S. magellanicum
Bult	S. fallax	S. magellanicum	S. fimbriatum	S. fallax S. magellanicum	-	-	-	-	S. fallax S. magellanicum
submers	-	-	-	-	-	S. auriculatum	-	S. cuspidatum	-

Die verschiedenen Wasserstufen korrespondieren mit der floristischen Untergliederung des *Erico-Sphagnetum magellanici* in Subassoziationen und Phasen, wie sie von DIERSSSEN (1982:206ff) für NW - Europa vorgenommen wurde. Gemäß DIERSSSEN sind die Bestände des Schlenkenniveaus dem *Erico-Sphagnetum magellanici sphagnetosum cuspidati* zuzuordnen, jene des Rasen- und Bultniveaus dem *Erico-Sphagnetum magellanici typicum*. Mit zunehmender Entfernung vom mittleren Moorwasserspiegel nimmt die Deckung der Ericaceen und Laubmoose zu. Die typische Phase der Rasen und niedrigen Bulte geht hier in eine Phase von *Polytrichum strictum* über (siehe Anhangtab. 1a). Darüber hinaus wurden initiale Verlandungsstadien mit submersem *S. cuspidatum* und *S. auriculatum* untersucht. Als Habitatangabe wurde hier stets 'submers' angefügt. Dieser Begriff wurde in Ermangelung einer passenderen Bezeichnung gewählt: weder 'Kolk' noch 'Blänke' beschreiben das hydrologische Niveau der Spezies korrekt.

In allen drei Mooren wurden insbesondere *Sphagnum magellanicum* und *Sphagnum fallax* in allen hydrologischen Niveaus (Bult, Rasen, Schlenke) untersucht; die anderen Arten jeweils in der für sie charakteristischen Wasserstufe.

Die Flächen U1 und U2 im Owschlag Moor unterscheiden sich lediglich in der Höhe der Resttorfmächtigkeiten. Die Fläche U2 wurde als Vergleichsfläche erschlossen, um die Schwankungen der untersuchten Parameter innerhalb eines Moores einschätzen zu können.

Die Untersuchungsfläche U1 im Fockbeker Moor diente zur Untersuchung der Auswirkungen von Wasserbewegung und Guanotrophierung auf Wachstum und Zersetzung von *S. fallax*. Sie liegt in einem großflächig aufgestauten Bereich des Moores nahe einer Lach- und Sturmmöwenkolonie. Der großflächige Wasserkörper wird von inselartigen *S. fallax* - Schwingdecken eingenommen (siehe Abb. 4 - 5).

3.2 Methoden der Zersetzungsuntersuchungen

Zur Untersuchung der Zersetzung der Torfmoosarten wurde die 'litter bag' Methode (CLYMO 1965) angewandt. Aus einer Nylon-Gaze (Firma Hydrobios) wurden 10 x 10 cm große Säckchen hergestellt. Das Ausschneiden der Beuteltaze erfolgt mittels eines Lötkolbens. Dadurch wurden die Ränder versiegelt und eine sekundäre Ablösung von Nylonfäden verhindert. Die Beutel wurden mit Polyethylen-Garn vernäht.

Es wurden zwei verschiedene Nylongazen verwendet: 250 μm und 21 μm Maschenweite. Durch einen quantitativen Ausschluß der Mesofauna bei der Verwendung der 21 μm Gaze ist es möglich, die Bedeutung von Mikroorganismen und Mesofauna für die Zersetzung am jeweiligen Standort einzuschätzen (z.B. COULSON & BUTTERFIELD 1978). Bei den 21 μm - Nylonbeuteln wurde ein Plastikstreifen mit in die Abschlußnaht genäht. Dieser Streifen wurde anschließend mit einem Folien-Schweißgerät eingeschmolzen, so daß die bei dem Nähen entstandenen Löcher versiegelt wurden. Damit war gewährleistet, daß keine Organismen mit einer Größe von $> 21 \mu\text{m}$ in die Beutel gelangen konnten. Bei der Auswahl der Maschengröße wurde berücksichtigt, daß Pilzhyphen diese Maschen noch ohne Beeinträchtigung passieren können.

Als Zersetzungsmaterial wurden die obersten 3 cm Torfmoosstämmchen (incl. der Äste) unterhalb des Köpfches verwendet. Dazu wurden Torfmoose von einem vergleichbaren Standort aus der unmittelbaren Nähe der Untersuchungsfläche eingeholt und von *Vaccinium* - Blättern, Ericaceenwurzeln und Astmoosen befreit.

Das sorgfältig ausgewählte Torfmoosmaterial wurde in die präparierten 'litter bags' gefüllt.

Diese wurden zugenäht und versiegelt und anschließend bis zur Gewichtskonstanz bei 65 °C getrocknet. Die Bestimmung des Trockengewichts erfolgte nach dem Abkühlen der Beutel im Exsikkator auf einer Analysenwaage.

Durch die Verwendung eines genormten Sphagnum - Abschnittes wird sichergestellt, daß weder Zersetzungsprozesse noch torfmoosinterne Translokationen ungleiche Ausgangsbedingungen erwirken, die einen Vergleich erschweren würden.

Damit die Beschleunigung der Zersetzung durch die Verwendungen grüner Stengelabschnitte eingeschätzt werden kann, wurden exemplarisch auch braune Torfmoosstengel eingesetzt. Dazu wurden 3 cm - Abschnitte verwendet, die aus 4 - 6 cm Tiefe stammen (incl. Kopf). Um den natürlichen Gegebenheiten dabei möglichst nahe zu kommen, wurden die Torfmoosköpfe nicht mit in die Untersuchungen einbezogen.

Zusätzlich wurden auch leere Beutel in die Untersuchungsflächen eingebracht, um die Gewichtsveränderung durch Verschmutzung der Nylongaze feststellen zu können.

Pro Standort wurden 10 Nylonbeutel in zwei Sets (Meßjahr 1989/1990 - 1990/1991) in die graue Schicht (5 cm Tiefe, lediglich in Fockbek U1 in 10 cm Tiefe) eingebracht. Dabei wurde darauf geachtet, daß die Zerstörung der Mikrostruktur möglichst gering gehalten wurde.

Ergänzend zum Sphagnumsubstrat wurden mit luftgetrockneter Zellulose gefüllte Nylonbeutel (Einwaage ca. 10 g) in die untersuchten Niveaus der Probestellen ausgebracht. Das standardisierte Material erleichtert den Vergleich von Zersetzungsaktivitäten unter Elimination der Variablen durch die Torfmoose selbst. Deutlichere Effekte der abiotischen Standortfaktoren sind ebenso zu erwarten wie eine im Vergleich zum Sphagnumsubstrat stärkere Zersetzungsaktivität. Die Zellulose ist dabei lediglich Energie- und Kohlenstoff - Lieferant der heterotrophen Mikroben; die nötigen Nährstoffe müssen aus der Luft, dem Moorwasser oder der Zersetzung des Pflanzenmaterials aufgenommen werden.

Da die Torfmoose selbst zu ca. 43 % aus Zellulose bestehen (PLANCK 1946:336), ist davon auszugehen, daß entsprechende Zersetzerpopulationen im Moor vorhanden sind.

Auf eine Beseitigung der mikrobiellen Biomasse wurde vor Bestimmung des Gewichtsverlustes verzichtet, da der zu erwartende Fehler im Vergleich zur Gewichtsabnahme unwesentlich ist. ROSSWALL et al. (1974, zit. in ROSSWALL 1974:326) ermittelten im Rahmen des IPB Tundra Biome Projekt einen Gewichtsanteil der mikrobiellen Biomasse von 0,3 bis 1,8 %.

Die mikrobielle Biomasse dürfte an den untersuchten Moorstandorten nicht wesentlich höher zu veranschlagen sein.

Nach UNGER (1960:46, 1962:457) ermöglicht die Färbung der Zellulose selbst eine qualitative Beurteilung der Zersetzergemeinschaften. Diese kann in Abhängigkeit von den abbauenden Organismen eine schwarze, graue, gelbe, grüne, rote oder gar violette Färbung annehmen. Da Angaben über die Zellulosefärbung an Moorstandorten in Abhängigkeit von Abbauintensität und Standortfaktor leider fehlen, war eine Interpretation der eigenen Zellulosefarben nicht möglich. Sie zeigten in unterschiedlicher Intensität eine Rot- oder Schwarzfärbung. Ein Zusammenhang der Färbung mit Abbauintensität und Standort war nicht ersichtlich.

Am 1. April 1990 und am 1. April 1991 wurden jeweils 5 Beutel pro Standort und Moos eingeholt, mit einer weichen Bürste von oberflächlich anhaftendem organischem Material und Wurzeln befreit und anschließend getrocknet. Nach der Bestimmung des Trockengewichts wurden die 'litter bags' geöffnet und die eingewachsenen Wurzeln aussortiert. Die Trockengewichtsabnahme wurde anschließend um die ermittelten Wurzeltrockengewichte korrigiert.

Methoden der Zusatzversuche

Um die Wirkung des N-Gehaltes der Torfmoose auf die Zersetzung von jener der Standorteigenschaften der Untersuchungsmoore zu trennen, wurden im März 1990 Torfmoose mit deutlich unterschiedlichen N-Gehalten in 'litter bags' (250 μm - Maschenweite) gefüllt und wechselseitig in die Untersuchungsmoore ausgebracht.

Das Transplantationsexperiment wurde mit *S. cuspidatum* (Schlenke), *S. fallax* (Rasen) und *S. magellanicum* (Rasen) durchgeführt. Bei diesen Arten waren zuvor in Abhängigkeit vom Untersuchungsmoor signifikante Unterschiede der N-Gehalte festgestellt worden (vgl. Kap. 5.1.4).

In einem weiteren Transplantationsexperiment wurde die Bedeutung der Standorteigenschaften untersucht. Dazu wurden im Dezember 1990 Stengelabschnitte der mesotraphenten Spezies *S. auriculatum*, *S. riparium* und *S. fimbriatum* für die Dauer von 10 Monaten in 250 μm Netzen ($n = 5$) an oligotrophen (Fockbeker Moor) und ombrotrophen Standorten (Wittenseer Moor) explantiert. Die Arten haben am Lagerungsstandort kein natürliches Vorkommen. Des weiteren wurden Stengelfraktionen von *S. magellanicum* an dem Wuchsort von *S. riparium* explantiert. Um torfmoosspezifische Eigenschaften von den Standortparametern trennen zu können, wurden parallel zu den Torfmoosen mit Zellulose gefüllte 'litter bags' ausgebracht.

Die statistische Auswertung

Die statistische Auswertung der Daten erfolgte mit dem Statistikprogramm SAS (SAS INSTITUTE INC. 1988). Es wurden multifaktorielle Varianzanalysen (Prozedur 'GLM', unbalanced ANOVA) gerechnet, um das Ausmaß der Varianz unterschiedlicher Faktoren zu überprüfen (vgl. SCHUEMER et al. 1990). Vereinzelt wurde das Wirkungsmaß 'eta' (BACKHAUS et al. 1987:61) bestimmt. Die Normalverteilung der Daten wurde zuvor mit dem 'Kolmogorov - Smirnov' - Test geprüft (SAS INSTITUTE INC. 1988). Die Varianzhomogenität als eine Voraussetzung der Varianzanalyse wurde mit Hilfe des Cochran - Schnelltests untersucht (LOZAN 1992:120). Da keine signifikanten Abweichungen von einer Normalverteilung und Varianzhomogenität gegeben waren, wurde auf eine Datentransformation verzichtet.

Multiple Mittelwertvergleiche wurden mit dem 'Duncan' - Test von SAS vorgenommen. Bei einem Vergleich zweier Mittelwerte wurden des weiteren t- Tests durchgeführt.

Beide Methoden, die Varianzanalyse wie auch der Duncan - Test, haben sich in ähnlichen Zersetzungsuntersuchungen bewährt (z.B. CLYMO 1965, BARTSCH & MOORE 1985, LUKEN & BILLINGS 1985, JOHNSON & DAMMAN 1991).

3.3 Methoden der Wachstumsuntersuchungen

Die Untersuchung des Torfmooswachstums wurde in Anlehnung an die 'capitulum correction method' (CLYMO 1970) durchgeführt. Abwandlungen der Methode gemäß LÜTKE TWENHÖVEN (1992:16) wurden übernommen: Zehn Torfmoose mit einer Länge von exakt 5 cm wurden mit einem Baumwollfaden zu einem Bündel zusammengefaßt. Alle Bündel wurden mit ca. 15 cm langen Baumwollfäden versehen, die in den Moorwasserhorizont eingeführt wurden, um den kapillaren Wasseraufstieg zu den implantierten Bündeln zu gewährleisten. Zum besseren Wiederfinden wurden die Bündel mit farbigen Kunststoffhalmen versehen. Die Sphagnen wurden aus der unmittelbaren Umgebung der jeweiligen Untersuchungsflächen

geholt. Die Entnahme erfolgte entsprechend den untersuchten hydrologischen Niveaus. Die fertiggestellten Bündel wurden am folgenden bzw. noch am selbigen Tag wieder in die Untersuchungsflächen implantiert, so daß die Torfmoose nie länger als 24 Stunden von ihrem natürlichen Standort entfernt waren.

Die Bündel wurden nach 3 Monaten wieder hereingeholt und in Einzelpflanzen zerlegt. Lediglich im Winter wurden die Bündel 6 Monate in den Untersuchungsflächen belassen. Die Verlängerung des Wachstumsintervalls war notwendig, um bei verlangsamtem Wachstum mit hinreichender Genauigkeit einen Zuwachs feststellen zu können. Die weitere Auswertung erfolgte entsprechend den Vorgaben von CLYMO (1970).

Der Versuchs - Zeitplan stellt sich im ganzen wie folgt dar:

1. Meßperiode: 1.04.89 - 30.6.89
2. Meßperiode: 1.07.89 - 30.9.89
3. Meßperiode: 1.10.89 - 31.3.90
4. Meßperiode: 1.04.90 - 30.6.90
5. Meßperiode: 1.07.90 - 30.9.90
6. Meßperiode: 1.10.90 - 31.3.91

In den Meßperioden 1, 4 und 5 wurde für jede Torfmoosvariante eine Köpfchen - Stämmcheneichkurve desselben Entnahmeortes erstellt.

Die Untersuchungen von LÜTKE TWENHÖVEN (1992) ergaben in Abhängigkeit von Mikrostandorten eine hohe Varianz des Torfmooswachstums. Zusätzlich auftretende, relativ hohe Verluste beim Wiederfinden und Auswerten der Proben veranlaßten die Verfasserin, pro Meßperiode mit mindestens fünf Parallelbündeln je Art zu arbeiten.

In Anpassung an die natürliche Wuchsdichte wurde bei der Wasserform von *S. auriculatum* eine andere Methode zur Messung des Wachstums angewandt: Der Stengel wurde 3 cm unterhalb des Köpfchens mit einem Faden markiert (vgl. CLYMO 1970). Bei der Auswertung wurden Längen- und Massenzuwachs (- 3 cm) bestimmt. Die Beprobung erfolgte ansonsten entsprechend dem oben wiedergegebenen Beprobungsplan.

Bei *Sphagnum fimbriatum* gelangte die 'Drahtmethode' (CLYMO 1970) zur Anwendung. Die Art baut hinreichend dichte Bulte auf, so daß die Wahrscheinlichkeit einer Verlagerung des kurbelartig geformten Drahtes gering ist. Zur Bestimmung des Längenwachstums wurde mit 3 Paralleldrähten gearbeitet. Die waagerechten Abschnitte der Drähte wurden im April 1989 in der Höhe des Köpfchens plziert. Die Messung des Längenzuwachses erfolgte jährlich mit einer speziell dazu angefertigten Glaskanüle mit einer scheibenförmigen Auflage zur Festlegung der Köpfchenhöhe und einer mm - Skalierung.

Um das Wachstum der gesamten Schwingdecke einschätzen zu können, wurden zusätzlich noch H- förmige Polyesterstäbe im Rasenniveau sämtlicher Untersuchungsflächen einnivelliert (vgl. LÜTKE TWENHÖVEN 1992).

Bei der Auswertung mußten jene Pflanzen eliminiert werden, deren Köpfchen sich im Verlauf der Meßperiode geteilt hatten. Eine eindeutige Bestimmung des Längenzuwachses war hier nicht möglich. Der Anteil der Sphagnen mit Innovationen wurde bestimmt.

Bei multiplen Vergleichen der Längen- und unkorrigierten Massenzuwächse der Sphagnen pro Meßquartal gelangten ein- und multifaktorielle Varianzanalysen (ANOVA) mit einer 'Backward Elimination' zur Anwendung. Die Programme erstellte Herr Dr. U. REMPE, Biometriker des Zoologischen Institutes der CAU Kiel. Um die Varianzhomogenität zu

gewährleisten, wurden die mittleren Längenzuwächse durch die weniger variablen Massenzuwächse gewichtet. Dieser Schritt war notwendig, weil die Varianz der Zuwächse mit zunehmendem Längenwachstum der Spezies anstieg. Eine Logarithmierung der Daten erwies sich daraufhin als unnötig.

Die Daten standortspezifischer Parameter wurden für *S. fallax* und *S. magellanicum* zur Erstellung eines **Wachstumsmodells** herangezogen. Mit dem multiplen Regressionsprogramm 'Mulogo' wurden Gleichungen ohne additive Konstante angepaßt:

$$1) \ Y^{\wedge} = b_0 * x_0 + b_1 * x_1 + b_2 * x_2 + b_p * x_p$$

Hierin sind x_0, x_1, \dots, x_p die Regressoren, $b_0, b_1, b_2, \dots, b_p$ die Regressionskoeffizienten. Die Regressoren sind Meßwerte der erfaßten Parameter (Wasserstände, pH - Werte, Temperaturen etc., Einheiten siehe Kap. 5.3.1). Die Regressionskoeffizienten b_0, b_1, \dots, b_p werden durch das Programm zahlenmäßig so erfaßt, daß zwischen dem nach Gleichung 1 aus den Regressoren errechneten Schätzwert y^{\wedge}_i und dem tatsächlich gemessenen Beobachtungswert y_i eine optimale Übereinstimmung besteht (Prinzip des kleinsten Quadrates).

Nach der Anpassung von Gleichung 1 wird im Rahmen der 'Backward Elimination' mit F - Tests jener Regressionskoeffizient gesucht, der am wenigsten signifikant ist. Dieser ist für die Passung des Modells entbehrlich, ebenso wie der zugehörige Regressor. Durch Ausschluß von Regressionskoeffizient und Regressor und Wiederholen wird Gleichung 1 schrittweise vereinfacht, bis alle verbleibenden Regressionskoeffizienten signifikant sind. Dieses allgemeine Rechenmodell wurde, bezogen auf die Wachstumsdaten, folgendermaßen spezifiziert:

Als Regressanden wurden y_1 = Länge und y_2 = unkorrigierter TM - Zuwachs eingesetzt. Die Schätzung erfolgte anhand sämtlicher Längen- und unkorrigierter Massenzuwächse von *S. fallax* und *S. magellanicum*, die im Verlauf der sechs Meßperioden in allen Untersuchungsflächen erhoben wurden (insgesamt 5033 Datensätze). Die Darstellung der Rechnungen beschränkt sich auf das Längenwachstum sowie die unkorrigierten Massenzuwächse. In einem weiteren Ansatz wurde der korrigierte Massenzuwachs geschätzt. Das multiple Bestimmtheitsmaß lag jedoch deutlich unter jenem der unkorrigierten Massenzuwächse. Auf eine Wiedergabe wird daher verzichtet. Als Regressoren wurden folgende Parameter benutzt:

- x_0 : mittlerer Wasserstand unter Flur
- x_1 : mittlerer pH - Wert
- x_2 : mittlere unkorrigierte elektrolytische Leitfähigkeit
- x_3 : Summe der Maximaltemperaturen an der Mooroberfläche
- x_4 : Summe der Minimaltemperaturen an der Mooroberfläche
- x_5 : Summe der Maximaltemperaturen in 5 cm Tiefe
- x_6 : Summe der Minimaltemperaturen in 5 cm Tiefe

Die Daten der Wasserstände, pH - Werte und Leitfähigkeiten wurden mit Ausnahme der Wintermonate (siehe Kap. 3.5) im Abstand von 2 Wochen erhoben. Die Temperaturmessun-

gen erfolgten stündlich. Ihre Werte wurden auf die Dauer der Meßperiode umgerechnet⁵. Wechselwirkungen zwischen den Regressoren wurden nicht berücksichtigt. In einem erweiterten Ansatz wurden die Ionenkonzentrationen der Standorte einbezogen.

Für die Wachstumsdaten des Owschlager Moores wurden die Temperaturen des Fockbeker Moores eingesetzt. Fehlwerte wurden linear interpoliert oder als 'missing value' behandelt. Die über zwei Monate fehlenden Daten des Wittenseer Moores wurden jenen des Fockbeker Moores gleichgesetzt.

Bei Einsetzen der Parameterwerte pro Meßperiode erhält man durch Multiplikation mit dem Regressionskoeffizienten einen gewichteten, arithmetischen Mittelwert des Längen- bzw. unkorrigierten Massenzuwachses in der Meßperiode.

Bei diesem Ansatz handelt es sich um ein stark vereinfachtes Wachstumsmodell, das lediglich dazu dienen kann, eine grobe Gewichtung der einflußnehmenden Faktoren vorzunehmen.

Berechnung der Produktivität

Für die flächenbezogene Auswertung der Zuwächse wurde die volumetrische Dichte der Sphagnen am jeweiligen Mikrostandort bestimmt (vgl. LÜTKE TWENHÖVEN 1992). Die Produktivität errechnet sich aus der volumetrischen Dichte der 1 cm - Stengelabschnitte pro dm² multipliziert mit dem Längenzuwachs (siehe Tabelle 40, vgl. z.B. CLYMO 1970, GRIGAL 1985).

Eine Korrektur um das ursprüngliche Köpfchengewicht gemäß der 'capitulum correction' Methode von CLYMO (1970) wurde aus den in Kapitel 5.3.2 dargelegten Gründen nicht durchgeführt.

Berechnung der Akkumulationsraten

Aus dem ursprünglichen Gewicht der 'litter bags' zum Zeitpunkt des Ausbringens (X_0) und ihrem Gewicht nach Verlauf eines Jahres (X_1) ergibt sich bei der Annahme einer empirisch vielfach belegten exponentiellen Beziehung von Massenverlust, verbleibender Masse und der Zeit (t , hier 1) die Zersetzungskonstante (k) nach (CLYMO 1983, CLYMO 1984, BARTSCH & MOORE 1985):

$$2) \quad -kt = \ln X_0/X_1$$

Bei einer konstanten jährlichen Zufuhr neogener Torfe und der Zersetzung eines konstanten Anteils der akkumulierten Masse errechnet sich die Akkumulationsrate (R) aus der Produktivität (P , g/m²J) und der Zersetzungskonstante (k) nach (CLYMO 1983, CLYMO 1984):

$$3) \quad R = P/k (1 - e^{-k})$$

⁵ Sämtliche Daten der Regressoren und Regressanden sowie die verwendeten Einlese- und Rechenprogramme sind im Botanischen Institut der Christian-Albrechts-Universität einzusehen.

3.4. Methoden der Altersdatierung mit ^{210}Pb

Mit Hilfe eines Russischen Kammerbohrers (Durchmesser 6 cm, Länge 100 cm) wurden 1989 und 1990 in sechs Hochmooren Schleswig - Holsteins (vgl. Abb. 1) im Rasenniveau des *Erico - Sphagnetum magellanici* sowie des *Ledo - Sphagnetum magellanici* Oberflächenprofile entnommen:

Profilkennzeichen	Untersuchungsgebiet	Vegetation
W1	Wittenseer Moor	<i>Erico-Sphagnetum magellanici</i>
O1	Owslager Moor	<i>Erico-Sphagnetum magellanici</i>
F1	Fockbeker Moor	<i>Erico-Sphagnetum magellanici</i>
K1	Salemer Moor	Primärphase des <i>Ledo-Sphagnetum magellanici</i>
K3	Salemer Moor	Primärphase des <i>Ledo-Sphagnetum magellanici</i>
L1	Salemer Moor	<i>Ledo-Sphagnetum magellanici</i>
G3	Großes Moor	<i>Erico-Sphagnetum magellanici</i>
C2	Kaltenhofer Moor	<i>Erico - Sphagnetum magellanici</i>

Eine makroskopische Ansprache der Torfe sowie des Humifizierungsgrades (nach v. POST) erfolgte bereits im Gelände.

Zur Bestimmung der Lagerungsdichte der Torfe wurden parallel zu den Profilen W1, O1 und F1 je zwei weitere Profile entnommen. Die Entnahme erfolgte ebenfalls mit Hilfe eines Russischen Kammerbohrers, der per Hand in die Torfe eingetrieben werden konnte. Der Bohrer schneidet bei einer anschließenden Drehung um 180° mit Hilfe einer geschärften Schneide halbkreisförmige Profile aus den Torfen.

Bei schwach konsolidierten, wasserreichen Torfen ist beim Emporziehen des nunmehr geschlossenen Bohrers mit einer Sackung der Torfe zu rechnen. Annähernd naturgetreue Lagerungsdichten sind jedoch bei den *Sphagnum magellanicum* - Torfen zu erwarten, die einen höheren Konsolidierungsgrad und geringeren Wassergehalt aufweisen.

Insgesamt ermöglicht die gewählte Methode eine zuverlässige Abschätzung von Veränderun-

gen der Torfdichte mit zunehmender Tiefe. Die Profile wurden in PVC - Halbrohren ins Labor transportiert, vermessen und gelagert.

Die Lagerungsdichte wurden wie folgt ermittelt: Die neogenen Torfe des Aufwuchses wurden in 2 cm dicke Scheiben zerlegt, bei 60 °C 48 Stunden getrocknet und nach dem Auskühlen im Exsikkator gewogen. Der Beprobungsabstand der jeweils 2 cm dicken Torfscheiben wurde in den Alttorfen auf 6 cm erhöht.

Dieser praxisorientierte Ansatz zur Bestimmung der Torfdichte wurde in Ermangelung einer besseren Methode gewählt. Konventionelle Methoden (vgl. SEGEBERG 1964) sind bei wassergesättigten, schwach konsolidierten Torfen nicht ohne erhebliche Fehler durchführbar. Probleme bei der Entnahme ungestörter Torfproben, die die Voraussetzung für die Bestimmung reproduzierbarer Lagerungsdichten sind, werden unter anderem von CLYMO (1983:166ff) diskutiert.

Für die Altersbestimmung wurden im Abstand von 10 bis maximal 20 cm 2 cm dicke Torfscheiben aus den Profilen geschnitten. Größere Holzstückchen wurden aus den Torfscheiben entfernt und die Torfe bei 60 °C getrocknet und staubfein gemahlen.

Zur Messung der Aktivität des ^{210}Pb in der homogenen Torfprobe wurde ein Lithium-gedrifteter Silikon - Halbleiterdetektor in planarer Ausführung verwendet. Die Signale des Detektors sind in ihrer Höhe der im Detektor abgegebenen Energie der registrierten Strahlung proportional.

Das Gerät wurde an einen Vielkanalanalysator (Typ ND 100 bzw. ND 66) angeschlossen, der die eingehenden, durch einen Vor- und Hauptverstärker verstärkten Impulse auf insgesamt 512 Kanälen registriert und gemäß ihrer Amplitude selektiert. Dadurch kann zwischen verschiedenen Gamma - Energien unterschieden und die Zählrate der verschiedenen Strahlungen getrennt bestimmt werden.

Die Meßdauer betrug jeweils eine Woche. Im Detektor wurde dabei rund 1/300 der Gesamtstrahlung registriert. Auf Parallelproben mußte aufgrund der langen Beprobungsdauer verzichtet werden.

Bei der beschriebenen Meßtechnik waren neben der Berücksichtigung der Zählkreisbeute folgende Einflüsse zu berücksichtigen:

Wenn Gammastrahlung die Materie durchdringt, kann sie in Wechselwirkung sowohl mit den Atomkernen als auch den Elektronenhüllen des Mediums treten. Die Intensitätsminderung der Strahlen ist eine Funktion der Absorberdicke und der Element-Zusammensetzung des Stoffes. Sie läßt sich durch das Absorptionsgesetz beschreiben.

Die Selbstabsorption der Torfe wurde mit einem künstlichen ^{210}Pb - Präparat bei verschiedenen Einwaagen des Probengefäßes gemessen. Dazu wurde das Probengefäß in einem definierten Abstand koaxial zu einem Radonpräparat im Strahlrohr gemessen.

Dadurch wurden sowohl die stofflichen Eigenschaften des Torfes wie auch die unterschiedliche Dichte des jeweiligen Probenmaterials berücksichtigt.

Ein weiterer Einfluß wird durch den sogenannten 'Geometrieeffekt' hervorgerufen. Dieser beschreibt die aus geometrischen Gegebenheiten der Meßapparatur und des Emittenten (Blendenweite des Detektors, Abstand der Probe vom Detektor, Form und Größe des Präparates) reduzierte Strahlungsaktivität.

Der Geometrieeffekt wurde mit Hilfe einer mit einem ^{210}Pb Standard angereicherten Torfprobe bestimmt. Das Probengefäß wurde mit einer dünnen Schicht des Torfes belegt und in variablen Abständen vor dem Detektor installiert.

Die Verwendung eines ^{210}Pb - Standards erlaubt zugleich, die absolute Zählkreisbeute zu bestimmen.

An die so erhobenen Daten wurden e - Funktionen angepaßt, die zur Berechnung eines Selbstabsorptions- und Geometrie Koeffizienten dienen.

Die gemessene Aktivität der Torfproben wurde unter Einbeziehung der Selbstabsorption und des Geometrie effektes durch die folgende, von Herrn Dr. H. Erlenkeuser hergeleitete Formel in die normierte Aktivität umgerechnet:

$$4) \quad A(x) = \frac{\alpha G + \sigma H}{1 - e^{-(G+H)}} A^{\wedge}$$

$A(x)$ = normierte Aktivität (cpm/g norm)

A^{\wedge} = gemessene Aktivität (cpm/g)

α = Selbstabsorptions - Koeffizient = $5,95 \times 10^{-2} \text{ g}^{-1}$

σ = Geometrie effekt - Koeffizient = $6,69 \times 10^{-1} \text{ cm}^{-1}$

H = Höhe des Torfes im Probengefäß (cm)

G = Nettoprobengewicht (g)

Das Alter der Torfe wurde aus den normierten Aktivitäten der Proben nach folgender Formel berechnet:

$$5) \quad A(x) = A(o) e^{-t/\tau}$$

$$6) \text{ bzw. } t = -\tau \frac{\ln A(x)}{\ln A(o)}$$

t = Alter, Jahre

$A(o)$ = Aktivität der Oberfläche zum Zeitpunkt $t(o)$

τ = $22,3/\ln 2 = 32,17$ - mittlere Lebensdauer des ^{210}Pb in Jahren

Nach dem Verfahren der kleinsten quadratischen Abweichung wurde eine Geradengleichung an die gemessenen normierten Aktivitäten angepaßt. Aus dem Schnittpunkt der y - Achse ergibt sich die Oberflächenaktivität der Torfe ($A(o)$). Durch die Verwendung der lokalen, individuell errechneten Oberflächenaktivität als Bezugspunkt der Datierung werden lokale, orographisch oder mikroklimatisch bedingte Aktivitätsunterschiede (vgl. Kap. 5.4.3) ausgeschaltet.

Die jährliche Aufwuchsrate (r) der Torfe ergibt sich unter der Annahme einer konstanten Sedimentation aus:

$$7) \quad r = x/t$$

r = jährliche Aufwuchs (cm/J)

x = Tiefe (cm)

t = Zeit (Jahre).

Durch Einsetzen von Gleichung 6 folgt

$$8) \quad x = -r \tau \frac{\ln A(x)}{\ln A(0)}$$

Die Aufwuchsrate (r) ergibt sich danach aus der Steigung der Geraden aus logarithmierter Aktivität und Tiefe nach:

$$9) \quad r = - \text{Steigung} / \tau ;$$

Die Aufwuchsrate wurde in Ermangelung quantitativ ausreichender Messungen als konstant vorausgesetzt und stellt eine Art mittlerer Aufwuchsrate dar, die unabhängig von der jeweiligen torfbildenden Vegetation ist.

Aus diesem Grund wurden mittlere Akkumulationsraten ($\text{g/cm}^2\text{J}$) auf der Basis der Lagerungsdichten der Profile durch Multiplikation des jährlichen Aufwuchses (cm/J) mit der mittleren Lagerungsdichte bestimmt. Diese beträgt $0,035 \text{ g/cm}^3$ und wurde aus den Lagerungsdichten der *Sphagnum magellanicum* - und *Eriophorum angustifolium* - Cuspidata - Torfe von insgesamt 6 Profilen berechnet. Da die Aschengehalte der untersuchten Torfe minimal sind, wurde auf die Einbeziehung eines diesbezüglichen Korrekturfaktors zur Berechnung der Akkumulationsrate verzichtet.

Die Validität der mittleren Akkumulationsrate wurde in einem weiteren Auswertungsansatz überprüft: Statt die normierten Aktivitäten gegen die Tiefe als eine Funktion des Alters aufzutragen, wurden sie gegen die Summe der Lagerungsdichten des jeweiligen Profils angeordnet. Eine Akkumulationsrate, welche die unterschiedliche Torfzusammensetzung der Profile berücksichtigt, errechnet sich dann entsprechend der Aufwuchsrate aus der Steigung der Geraden der normierten logarithmierten Aktivität und der Summe der Lagerungsdichten. Für die Profile des Salemer Moores, Großen Moores und Kaltenhofer Moores wurden keine individuellen Lagerungsdichten bestimmt. Da sie aber eine den Profilen des Wittenseer -, Owschlager - und Fockbeker Moores entsprechende Zusammensetzung aufweisen, wurden aus insgesamt 6 Profilen Mittelwerte für die jeweilige Torfzusammensetzung (*S. magellanicum* - Torf, *Eriophorum angustifolium*-Cuspidata - Torf) eingesetzt.

Bei einer Verlagerung der höchsten ^{210}Pb Aktivität in oberflächennahe Torfschichten wurde für die jeweilige Torfschicht eine relative Altersbestimmung der jeweiligen Torfe vorgenommen: Dabei wurde unter der Annahme eines konstanten Aufwuchses das Alter der Torfschicht aus der Tiefe und der Akkumulationsrate errechnet.

Der bei der Datierung mögliche Fehler wurde aus der Zählstatistik unter Berücksichtigung der Fehlerfortpflanzung errechnet nach:

$$10) \text{ absoluter Altersfehler} = \tau \frac{s}{A(x)}$$

Damit wird wohlgermerkt eine Fülle weiterer wirksamer Fehlerquellen nicht berücksichtigt, z.B. die Bestimmung der Oberflächenaktivitäten in Abhängigkeit von der Streuung der

Einzelwerte oder die auf die gemessenen Aktivitäten wirkenden geochemischen Prozesse. Die Anteile des 'supported' (minerogenen) ^{210}Pb in den sehr alten Resttorfen liegen unter dem Aufwuchs im Bereich des mittleren Fehlers der normierten Aktivität. Auf eine Einbeziehung des 'supported' ^{210}Pb in die Altersbestimmung wurde daher verzichtet. Dieser vereinfachte Auswertungsansatz bewirkt, daß die zur Datierung herangezogenen normierten Aktivitäten etwas zu hoch sind. Das tatsächliche Alter der Profile dürfte infolgedessen etwas niedriger sein, als aus den normierten Aktivitäten errechnet.

3.5 Bestimmung standortspezifischer Parameter

Die Bestimmung des Wasserstandes

Im März 1989 wurden in Schlenke, Rasen und Bult der Untersuchungsflächen 1,5 m lange, perforierte PVC - Röhren (vgl. INGRAM 1983) eingebracht. Der mooreigene Wasserstand wurde in den Röhren in 14-tägigem Abstand mit Hilfe eines Zollstockes abgelesen. Im Winter wurde das Meßintervall auf einen Monat erhöht. Zwischen den Messungen wurden die Röhren mit einem Korken verschlossen. Als Bezugspunkt der Wasserstände unter Flur dienten die Torfmoosköpfe.

Die Bestimmung der Leitfähigkeit und des pH-Wertes

Parallel zu den Wasserstandsmessungen wurden mit Hilfe eines tragbaren pH - Meters (Typ WTW pH 90) und eines Leitfähigkeits - Meßinstruments (Typ WTW LF 91) in den Meßröhren die Azidität und die Leitfähigkeit des Moorwassers erfaßt. Die Leitfähigkeit wurde entsprechend der gegebenen Wasserstoffionen-Konzentration korrigiert (SJÖRS 1950).

Die Bestimmung der Nährstoffgehalte im Moorwasser

Im Frühjahr, Sommer und Herbst 1990 wurden in den Untersuchungsflächen Wasserproben genommen, um die Nährstoffgehalte der Versuchsstandorte zu erfassen.

Da installierte Meßbrunnen in der Regel höhere Meßwerte aufweisen - bedingt durch Tierkadaver und Exkremente etc. (vgl. WARNKE-GRÜTTNER 1990:115) - wurden die Wasserproben mit Hilfe einer Pipette direkt aus der obersten Schicht des Moorwassers der drei hydrologischen Niveaus (Schlenke, Rasen, Bult) der Untersuchungsfläche entnommen. Die Probenentnahmestellen waren dabei stets durch Bohlenwege zu erreichen.

Die Pipetteninhalte wurden in sorgfältig mit aqua dest., dann mit Probenwasser gespülten PE - Flaschen zu einer Mischprobe vereinigt und in Kühltaschen ins Labor transportiert, wo die Wasserproben mit einer feinen Nylongaze gefiltert und anschließend eingefroren wurden.

Die Ammonium-, Nitrat- und Phosphatgehalte wurden an einem Technicon Autoanalyzer entsprechend der methodischen Anleitung des Herstellers photometrisch ermittelt (TECHNICON 1977).

Die Bestimmung der Ammoniumgehalte erfolgte gemäß der Indophenolmethode (oder auch 'Berthelotmethode'). Die Proben wurden im alkalischen Milieu mit Na-Salizylat, Na-Hypochlorit und Na-Nitroprussid versetzt, um die Bildung von Monochloramin einzuleiten. Die

photometrische Messung erfolgte bei 660 nm. Die untere Nachweisgrenze der Methode liegt bei 0,01 mg/l.

Da bei den Messungen kein Dialysator eingesetzt wurde, spielt bei der Abschätzung der Fehlerquellen die Huminstoffkonzentration der Proben eine entscheidende Rolle. Zur Bestimmung der durch Huminstoffe hervorgerufenen Eigenfärbung der Proben wurden exemplarische Messungen ohne eine vorherige Zugabe der Reagenzien durchgeführt. Die Trübung erwirkte dabei eine maximale Absorption von 0,3 %.

Auch Messungen zur Extinktion der Huminstoffe in Abhängigkeit von der Wellenlänge und vom pH-Wert zeigen bei hohen Wellenlängen eine geringe Beeinträchtigung (WAGNER 1992, in prep.): Bedingt durch die polare Konstitution der Huminstoffe im basischen Bereich absorbieren alkalisierte Moorwasserproben bei kurzen Wellenlängen (400 - 500 nm, Meßbereich Nesslers Reagenz 440 nm) stärker als saure Moorwasserproben. Erst bei Wellenlängen > 600 nm zeigen die Huminstoffe sowohl im alkalischen als auch im sauren Milieu eine geringe Absorption. Da die photometrische Messung bei 660 nm erfolgte, kann trotz einer Alkalisierung der Meßprobe eine Verfälschung der Ergebnisse weitgehend ausgeschlossen werden.

Die Ermittlung der **Nitrat**gehalte erfolgte nach vorheriger Reduktion mit Hydrazinsulfat in Anwesenheit von Cu-II-Sulfat und anschließender Azokopplung mit Sulfanilsäure und N-1-Naphtylethylendiaminhydrochlorid bei einer Wellenlänge von 520 nm.

Die untere Nachweisgrenze liegt bei 0,01 mg/l.

Zur Messung des Ortho - Phosphates wurde die 'P - Molybdänblau' - Methode von TECHNICON (1977) wie folgt abgewandelt:

Bei der Bestimmung von **Phosphat** als Molybdänblau-Komplex werden neben Orthophosphat auch hochmolekulare, kolloidale Molekülgrößenfraktionen bestimmt. In huminstoffreichen Moorwassern handelt es sich dabei überwiegend um Fe -III-Hydroxid-Fulvosäuren - Kolloide und deren Fragmente (STEINBERG & BALTES 1984).

Um eine Eigenextinktion dieser Komplexe zu verhindern, wurde der Messung ein Cellophan - Dialysator vorgeschaltet, der die hochmolekularen Komplexe herausfiltert. Durch die vorherige Zugabe von Schwefel- und Ascorbinsäure wurde allerdings ein Teil des kolloidal gebundenen Phosphates gelöst. Ähnliche Effekte werden in situ durch UV - Licht eingeleitet (FRANCKO & HEATH 1983). Die Verfügbarkeit polymer- und kolloidal gebundener Phosphate für Pflanzen wird in der Literatur kontrovers diskutiert (siehe FRANCKO & HEATH 1983, STEINBERG & BALTES 1984).

Die Extinktion des Molybdänblau - Komplexes wurde anschließend bei 660 nm gemessen. Die untere Nachweisgrenze beträgt 0,01 mg/l.

Die Bestimmung der **Alkali - und Erdalkalielemente** wurde flammenphotometrisch mit einem Atom-Absorptions-Spektrometer der Firma Perkin Elmer Typ PE 373 durchgeführt (Luft-Acetylen - Gemisch). Die Messung der Alkaliionen Natrium und Kalium erfolgte in einer 1% - igen Cäsiumlösung, die der Erdalkaliionen Magnesium und Kalzium in einer 0,5 % Lanthanolösung. Es wurden jeweils die Mittelwerte aus drei Parallelproben zur Auswertung herangezogen.

Temperaturmessungen an der Mooroberfläche und im Torfkörper

Bedingt durch die dem Projekt auferlegten finanziellen Beschränkungen, konnten die mikroklimatischen Untersuchungen lediglich in zwei Mooren vorgenommen werden. Die Wahl fiel auf das Wittenseer und das Fockbeker Moor, die aufgrund ihrer unterschiedlichen Lage und

Größe ein unterschiedliches Temperaturregime erwarten ließen. In beiden Mooren wurden die Meßgeräte im Rasenniveau des *Erico* - *Sphagnetum magellanicum* installiert.

Die Temperaturen wurden 1989/90 im Wittenseer Moor mit einem Squirrel - Datalogger (Grant, UK) aufgenommen. Der Meßbereich betrug dabei -30 bis +70 °C. Die Meßwerte der Thermistoren wurden stündlich abgefragt und im internen Speicher abgelegt.

Im April 1990 wurde der in einem wetterfesten PVC - Gehäuse im Torfkörper versenkte Datalogger mutwillig beschädigt, die Temperaturdaten der Monate Februar und März durch Herausschneiden der Batterie gelöscht. Dieser vandalistische Akt zwang die Verfasserin, das Gerät aus dem Moor zu entfernen.

Der Datalogger wurde in der Folgezeit bis April 1991 im nahen Felmer Moor installiert. Die großräumige, mechanische Absicherung der Untersuchungsflächen gewährleistete hier eine hinreichende Sicherheit der Gerätes und des Datenmaterials.

Da es sich bei beiden Mooren um kleine, in einer Senke gelegene Jungmoränen - Hochmoore handelt, sind große Ähnlichkeiten der Temperaturverhältnisse zu erwarten. Eine Übertragbarkeit der im Felmer Moor erhobenen Daten auf das Wittenseer Moor ist somit in Grenzen möglich.

Im Fockbeker Moor wurde ein Fernthermograph der Firma Thies eingesetzt. Das Gerät wurde mit drei Meßfühlern und einer Schreibtrommel für monatliche Meßintervalle ausgestattet.

In allen Mooren wurden die Temperaturen an der Torfmoosoberfläche, in 5 cm Tiefe und im Fockbeker Moor zusätzlich in 10 cm Tiefe registriert. Die Sensoren wurden gegen Aufheizung durch direkte Einstrahlung mit einer Aluminiumhaube geschützt. Die Meßfühler wurden so positioniert, daß eine Beschattung durch Ericaceen ausgeschlossen werden konnte. Um trotz des Einsetzens unterschiedlicher Geräte einen Vergleich der Temperaturverhältnisse zu ermöglichen, wurden entsprechend dem Verfahren des Deutschen Wetteramtes Schleswig aus den Tagesminimal- und Tagesmaximalwerten (Summe geteilt durch zwei) sogenannte Tagesmittel errechnet. Letztere wurden für die Berechnung von Temperatursummen herangezogen.

3.6 Bestimmung der Stickstoffgehalte

Die Gesamtstickstoffgehalte der Torfmoose wurden mit einem C/N -Analyser der Firma Hereaus entsprechend den methodischen Vorschriften des Geräteherstellers bestimmt. Die für die Zersetzungsuntersuchungen aufbereiteten Torfmoosstengel von 3 cm Länge wurden zuvor bei 60 °C getrocknet und mit einer Achatmühle homogenisiert. Lediglich bei *S. fallax* aus dem Fockbeker Moor (U1, Aufstaufläche) und bei den gedüngten Sphagnen des Felmer Moores wurde eine 2. Fraktion unterschieden: Im Fockbeker Moor wurden die distal anschließenden 5 cm Stengelabschnitte beprobt, im Felmer Moor distal anschließende 3 cm - Stengelabschnitte. Es wurde pro Variante in der Regel mit zwei Stichproben und zwei Parallelmessungen gearbeitet.

4 Witterungsverlauf 1989/90 und 1990/91

Der Untersuchungszeitraum weist zwei extrem unterschiedliche Untersuchungsjahre auf: Während das erste Untersuchungsjahr (April 1989 - 31. März 1990) durch eine außergewöhnlich heiße, trockene und sonnenscheinreiche Sommerperiode auffiel, war das folgende Untersuchungsjahr (April 1990 - 31. März 1991) extrem feucht und mild. Im Detail ergibt sich für das Kalenderjahr 1989 folgendes Bild: ⁶

Kalenderjahr 1989:

Die Sonne schien im Landesdurchschnitt 1723 Stunden (Vorjahr 1423, normal 1650), die sonnenreichsten Monate waren Mai, Juni und Juli.

Die Jahresmitteltemperatur war mit 9,6 °C (Vorjahr 9 °C, normal 8,2 °C) höher, was - ausgenommen die Monate August und November - auf allgemein mildere Temperaturen zurückzuführen ist.

Die Anzahl der Frosttage war im langjährigen Vergleich etwas niedriger.

Die mittlere Niederschlagshöhe lag mit 687 mm (Vorjahr 909 mm, normal 764) deutlich unter dem sonstigen Jahresdurchschnitt.

Das Jahr 1990 fiel hingegen in Schleswig - Holstein besonders niederschlagsreich aus: mit 946 mm lag die mittlere Niederschlagshöhe weit über dem Vorjahr und über dem langjährigen Mittel.

Die Sonne schien im Landesdurchschnitt nur 1605 Stunden.

Die Jahresmitteltemperatur betrug 9,7 °C und lag damit noch über dem Vorjahr. Wie im Vorjahr fiel der Winter deutlich zu mild aus, wobei insbesondere der Februar um 5,9 °C über dem langjährigen Durchschnitt lag.

Das Frühjahr 1991 war von Trockenheit und Kälte gekennzeichnet.

In den Tabellen 2 und 3 werden für den Untersuchungszeitraum die mittlere monatliche Lufttemperatur (°C) und die Niederschlags - Monatssummen (mm) wiedergegeben. Dabei wurde zur Ermittlung der Lufttemperaturen entsprechend der Verteilung der Meßstationen für das Wittenseer, Owschlager und Fockbeker Moor die Meßstation Hohn herangezogen, für das Felmer Moor hingegen die Station Kiel - Holtenau.

Bei den Niederschlagssummen konnten für das Wittenseer Moor die Daten der Regenmeßstation Groß Wittensee übernommen werden.

Ein Vergleich der Lage der Untersuchungs Moore in Abhängigkeit vom Verlauf der Isohyeten in Schleswig - Holstein (Meßperiode 1960 - 1990) stellt sich wie folgt dar:

Während das Fockbeker und Owschlager Moor in der Zone einer durchschnittlichen jährlichen Niederschlagssumme von 850 mm liegen, befindet sich das Wittenseer Moor zwischen der 850 mm und 800 mm Isohyete und das Felmer Moor auf der 750 mm Isohyete.

Wie gering regionale Differenzen der jährlichen Niederschlagssummen des Fockbeker-Owschlager- und Wittenseer Moores tatsächlich sind, zeigt die mittlere jährliche Niederschlagssumme der letzten 30 Jahre: Mit 843 mm liegt die Meßstation Groß Wittensee nur knapp unter den 856 mm von Rendsburg.

⁶ Sämtliche hier wiedergegebenen Daten wurden freundlicherweise vom Wetteramt Schleswig zur Verfügung gestellt.

Tab. 2: Mittlere monatliche Lufttemperatur (°C)

Ort / Jahr	J	F	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D
Hohn 1989				6,2	12,1	15,5	16,8	15,6	14,1	11,8	3,6	2,8
Holtenau				6,3	12,5	15,5	16,9	16,1	14,5	10,8	4,5	2,9
Hohn 1990	4,4	6,4	6,6	7,3	12,7	14,5	15,7	16,8	12,0	10,6	4,7	2,7
Holtenau	4,5	6,5	6,9	7,7	12,9	14,6	15,6	17,6	12,2	10,9	5,1	2,7
Hohn 1991	2,5	-1,5	5,8									
Holtenau	2,7	-0,9	5,9									

Tab. 3: Monatliche Niederschlagssummen (mm)

Ort / Jahr	J	F	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D
G. Wittensee 1989				80,9	14,7	37,6	89,5	147,5	29,8	85,1	14,4	80,4
Hohn				87,5	18,1	54,4	72,9	118,6	32,3	86,5	9,6	87,5
Holtenau				61,5	8,7	37,6	100,1	131,8	30,5	69,4	11,6	86,1
G. Wittensee 1990	105	109	80,1	48,6	33,0	107	77,7	83,4	174	72,2	141	77,9
Hohn	72,3	83,6	61,7	51,2	28,3	122	88,6	94,2	136,9	73,9	130	63,1
Holtenau	87,7	78,1	58,0	29,0	34,5	109	83,3	69,3	121,4	63,3	126,6	67,7
G. Wittensee 1991	73,9	37,5	39,9									
Hohn	61,3	37,3	30,4									
Holtenau	72,3	27,8	32,2									

5 Versuchsergebnisse und Einzeldiskussionen

5.1 Die abiotischen Standortfaktoren

5.1.1 Zur Hydrologie der Untersuchungsflächen

5.1.1.1 Ergebnisse

Die Jahresganglinien der Untersuchungsflächen auf Schlenken-, Rasen- und Bultniveau für das erste (April 1989 - April 1990) und zweite Untersuchungsjahr (April 1990 - April 1991) werden in den Abbildungen 9 - 12 wiedergegeben. Wichtige Kenngrößen der Wasserstände wurden in Tabelle 4 zusammengefaßt. Die Einzelmeßwerte sind im Anhang nachzuschlagen (Anhangtab. 2).

Das unterschiedliche Klima der beiden Untersuchungsjahre (vgl. Kap. 4) spiegelt sich im Verlauf der Jahresganglinien wider:

Die extreme Trockenheit im Sommer des ersten Untersuchungsjahres führt in allen Niveaus zu niedrigeren Tiefstwerten und insgesamt ausgeprägten Amplituden, das ausgeglichene milde und feuchte Klima des Folgejahres wird durch höhere Minimalwerte und geringere Amplituden gekennzeichnet (vgl. Tab. 4).

Im folgenden werden die Ergebnisse der drei hydrologischen Niveaus des *Erico-Sphagnetum magellanici* dargestellt (vgl. Abb. 9 - 10): Abgesehen vom Rasen- und Bultniveau des Felmer Moores sind im ersten Untersuchungsjahr im Fockbeker Moor die niedrigsten Jahresganglinien, die stärksten Amplituden und die niedrigsten arithmetischen Mittel zu verzeichnen.

Die Wasserstände sanken im Juli 1989 im Schlenkenniveau auf -28 cm, im Rasenniveau auf -29,5 cm und im Bultniveau auf ganze -38 cm herab. Bis zu 10 cm höhere Wasserstände waren zum gleichen Zeitpunkt in den Niveaus des Owschlager und Wittenseer Moores zu verzeichnen. Die insgesamt ausgeglichene und höchsten Wasserstände im ersten Untersuchungsjahr wurden im Wittenseer Moor ermittelt. Eine hinsichtlich der Wasserstandshöhe und der Amplitude intermediäre Stellung nimmt das Owschlager Moor ein.

Lediglich im Felmer Moor wurden im August 1989 noch tiefere Wasserstände im Rasen- und Bultniveau aufgenommen. Der Wasserpegel stand im Rasenniveau auf -31,5 cm, im Bultniveau gar bei -46 cm. Im Schlenkenniveau der Parallelfäche U2 des Owschlager Moor wurde im Vergleich zum Schlenkenniveau der Fläche U1 eine geringere Amplitude, niedrigere Tiefstwerte und ein niedrigeres arithmetisches Mittel festgestellt.

Im zweiten Untersuchungsjahr lagen die Tiefstwerte insgesamt 1,5 - 12 cm höher als im Vorjahr.

Im Schlenkenniveau wurden Ende August 1990 die niedrigsten Wasserstände bei -18 cm im Fockbeker und Felmer Moor festgestellt. Die Jahresgänge des Rasenniveaus im Fockbeker und Owschlager Moor zeigen einen weitgehend gleichartigen Verlauf. Lediglich Ende Mai wurde im Fockbeker Moor mit -25 cm ein tieferer Wasserstand aufgenommen.

Sehr ähnliche Jahresgänge wurden im zweiten Untersuchungsjahr auch für das Bultniveau des Wittenseer, Owschlager und Fockbeker Moores ermittelt: Das Fockbeker Moor fällt hier durch insgesamt recht hohe und ausgeglichene Wasserstände auf. Der Tiefstwert wurde mit -30 cm im Owschlager Moor erreicht.

Die Wasserganglinie des Bultniveaus im Felmer Moore verläuft deutlich unter den Ganglinien der drei genannten Moore und erreicht mit -37,5 cm Ende August ihren Tiefstpunkt.

Abb. 9: Jahresgänge der Wasserstände 1989/90 im Schlenken-, Rasen- und Bultniveau des *Erico-Sphagnetum magellanicum*

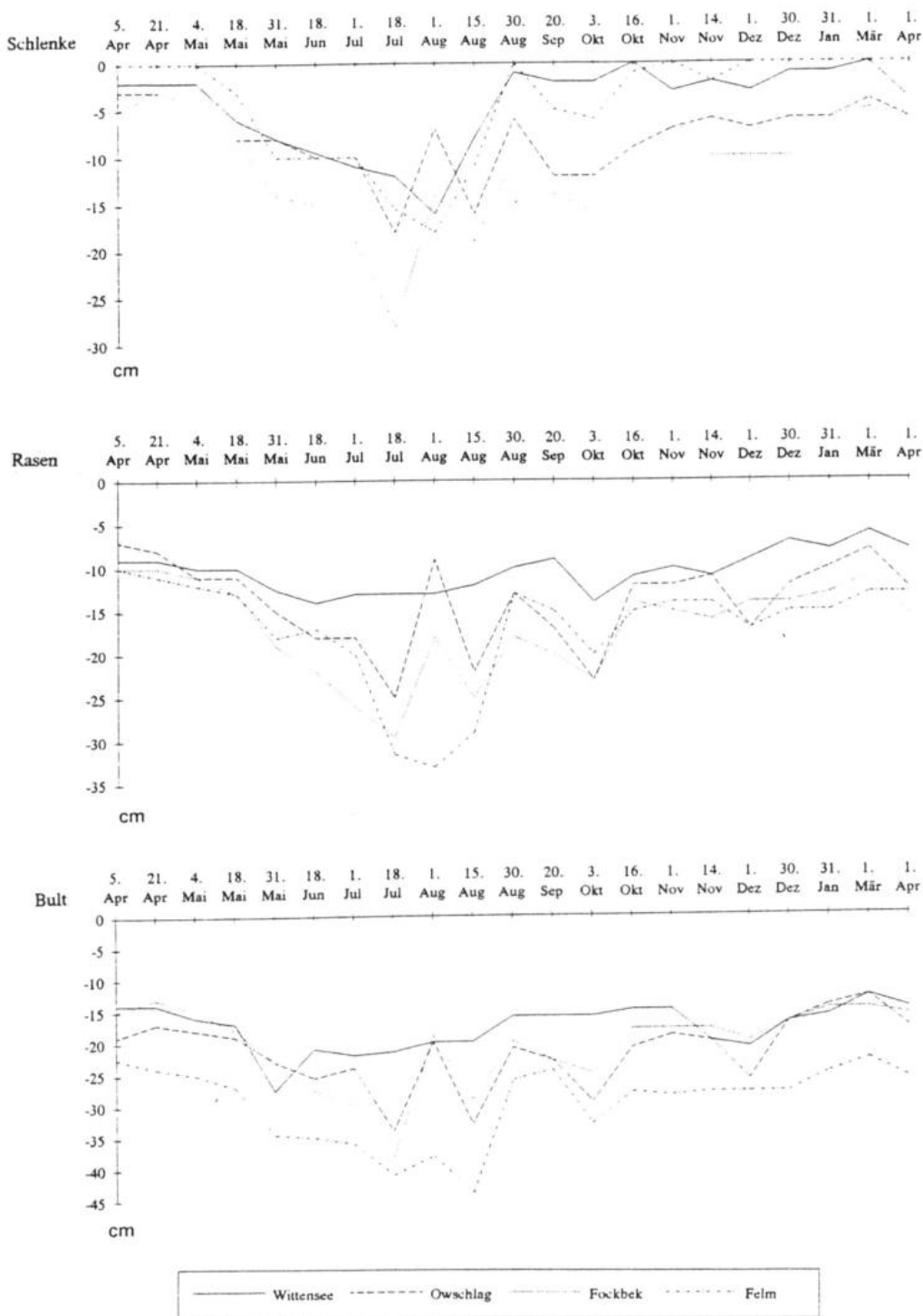
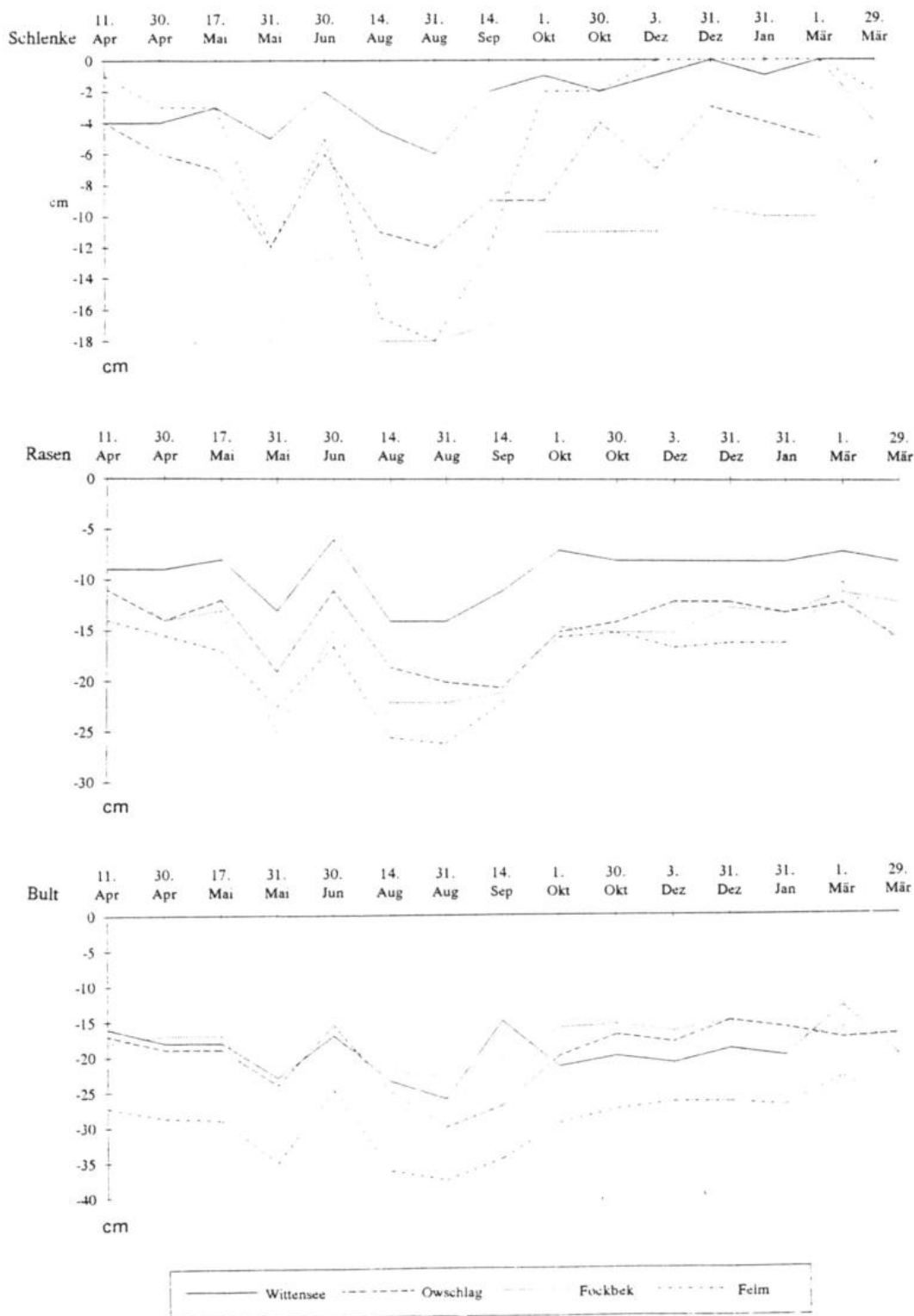


Abb. 10: Jahresgänge der Wasserstände 1990/91 im Schlenken-, Rasen- und Bultniveau des *Erico-Sphagnetum magellanicum*



Tab. 4: Wasserstand-Kenngrößen der Untersuchungsflächen 1989/90 und 1990/91

Untersuchungsmoor / Pflanzengesellschaft	Amplitude (cm)		Tiefstand (cm)		arithmetisches Mittel	
	1989/90	1990/91	1989/90	1990/91	1989/90	1990/91
Wittensee Schlenke (U1) Erico-Sphagnetum magellanicum	16	6	-16	-6	-3,9	-2,4
Owschlag Schlenke (U1) Erico-Sphagnetum magellanicum	16	9	-18	-12	-7,6	-6,8
Fockbeck Schlenke (U3) Erico-Sphagnetum magellanicum	25	15	-28	-18	-10,5	-11,7
Felm Schlenke Erico-Sphagnetum magellanicum	22,5	18	-22,5	-18	-5,6	-4,5
Wittensee Rasen (U1) Erico-Sphagnetum magellanicum	12,5	8	-19,5	-14	-10,3	-9
Owschlag Rasen (U1) Erico-Sphagnetum magellanicum	18	10,5	-25	-20,5	-13,5	-14,4
Fockbeck Rasen (U3) Erico-Sphagnetum magellanicum	19,5	15	-29,5	-27	-16,5	-17,4
Felm Rasen Erico-Sphagnetum magellanicum	21,5	16	-31,5	-26	-16,6	-17
Wittensee Bult (U2) Erico-Sphagnetum magellanicum	14,5	13	-27,5	-26	-17,4	-19,2
Owschlag Bult (U1) Erico-Sphagnetum magellanicum	21	15	-34	-30	-20,9	-19,3
Fockbeck Bult (U3) Erico-Sphagnetum magellanicum	25	13	-38	-28	-20	-18,5
Felm Bult Erico-Sphagnetum magellanicum	23,5	17,5	-46	-37,5	-30	-28,8
Wittensee Rasen (U3) Sphagnum riparium-Bestand	25	12	-29	-17	-13,2	-8,8
Owschlag Schlenke (U2) Erico-Sphagnetum magellanicum	8	11	-12	-14	-6,9	-8,3
Fockbeck Rasen (U1) Eriophorum angustifolium- Sphagnum fallax-Gesellschaft	25	18	-28	-25	-10,5	-18,4

Sehr unterschiedliche Jahresganglinien im ersten und zweiten Untersuchungsjahr sind auch für den *Sphagnum riparium* - Dominanzbestand im Wittenseer Moor zu verzeichnen (vgl. Abb. 11):

Der Wasserstand des Torfmoosrasens schwankte im ersten Untersuchungsjahr um 25 cm und erreichte im Juli 1989 mit -29 cm den absoluten Tiefpunkt des Untersuchungszeitraumes. Im Verlauf des zweiten Untersuchungsjahres hingegen blieb er ausgeglichen und sank im Sommer lediglich auf -17 cm herab.

Das arithmetische Mittel der Wasserstände lag an 8 von 15 Meßröhren im ersten Untersuchungsjahr etwas niedriger, an 7 Meßröhren wurden im zweiten Untersuchungsjahr niedrigere Werte errechnet (siehe Tab. 4). Niedrigere mittlere Wasserstände sind im zweiten Jahr im Schlenkenniveau des Fockbeker Moores, im Rasenniveau des Owschlager, Fockbeker und Felmer Moores sowie im Bultniveau des Wittenseer Moores festzustellen. Der Grund für das allmähliche Absinken der Wasserstände bei gleichzeitig moderater Amplitude in den genannten Flächen ist im sukzedanen Aufwachsen der Torfdecken zu sehen.

Auffällig niedrigere Wasserstände waren 1990/91 in der *Eriophorum angustifolium* - *Sphagnum fallax* - Gesellschaft zu verzeichnen (siehe Abb. 12).

5.1.1.2 Diskussion

In der Literatur finden sich zahlreiche Angaben über die Wasserstände unter Hochmoorgesellschaften (z.B. JENSEN 1961, DIERSSEN 1982, INGRAM 1983, DIERSSEN & DIERSSEN 1984, JECKEL 1986).

Die Literaturangaben zu Hochmoorbulten - Gesellschaften beziehen sich im nordwesteuropäischen Raum auf das *Erico* - *Sphagnetum magellanici* (INGRAM 1983, JECKEL 1986, WAGNER 1986) oder auf das floristisch nahestehende, in Schleswig - Holstein nicht oder nur fragmentarisch vorkommenden *Sphagnetum magellanici* sowie das *Ledo-Sphagnetum magellanici* der Mittelgebirge und Nordosteuropas (JENSEN 1961, NEUHÄUSL 1975, DIERSSEN & DIERSSEN 1984, LÜTT 1988).

Von sämtlichen AutorInnen wird der ausgeglichene hohe Wasserstand der Hochmoorgesellschaften hervorgehoben, der selbst in trockenen Sommern nicht unter -30 cm absinkt.

So wurden von JENSEN (1961:58ff) für das *Sphagnetum magellanici typicum* im Sommer Mittelwerte zwischen -11,5 und -20,5 cm ermittelt. NEUHÄUSL (1975) gibt für die gleiche Gesellschaft einen Mittelwert der Vegetationsperiode von -10 cm an. In ähnlichen Größenordnungen bewegen sich auch die Angaben von DIERSSEN & DIERSSEN (1984:181ff) und von LÜTT (1988:81ff) für das *Ledo* - *Sphagnetum magellanici*.

Von JECKEL (1986:197ff) werden für das *Erico* - *Sphagnetum magellanici* ganzjährig oberflächennahe Wasserstände und ein sommerlicher Tiefstwert von -14,7 cm angegeben.

Diese Angaben als Hintergrund verdeutlichen die torfmoosfeindlichen Wasserstände des Fockbeker und Felmer Moores und etwas weniger ausgeprägt auch des Owschlager Moores im Sommer 1989. Der in der Literatur angegebene Tiefstwert von -30 cm wird bereits vom Schlenken- und Rasenniveau erreicht, vom Bultniveau insbesondere im Fockbeker und Felmer Moor deutlich überschritten.

EGGELSMANN (1981) gibt für torfmoosreiche Hochmoorgesellschaften eine maximale Amplitude von 18 cm an.

Abb. 11: Jahresgänge der Wasserstände im *S. riparium* - Bestand (U3, Wittenseer Moor) im Vergleich

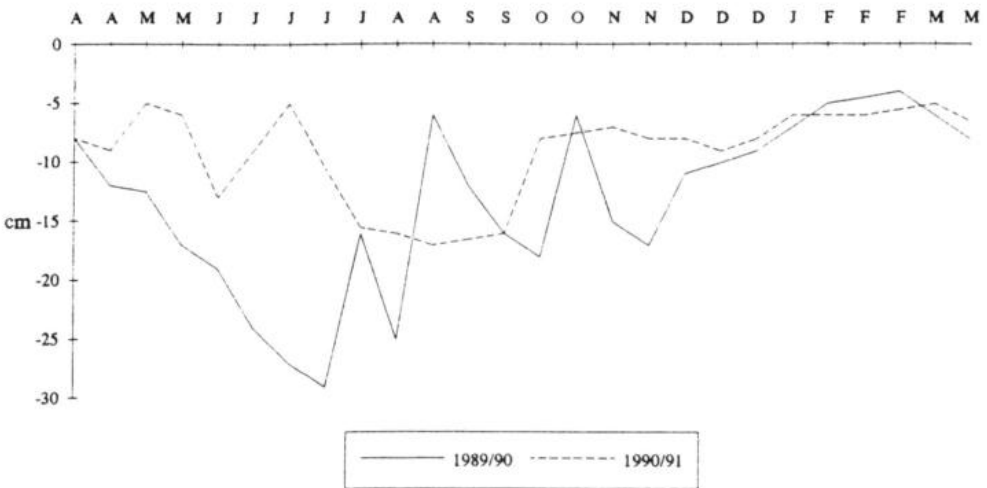
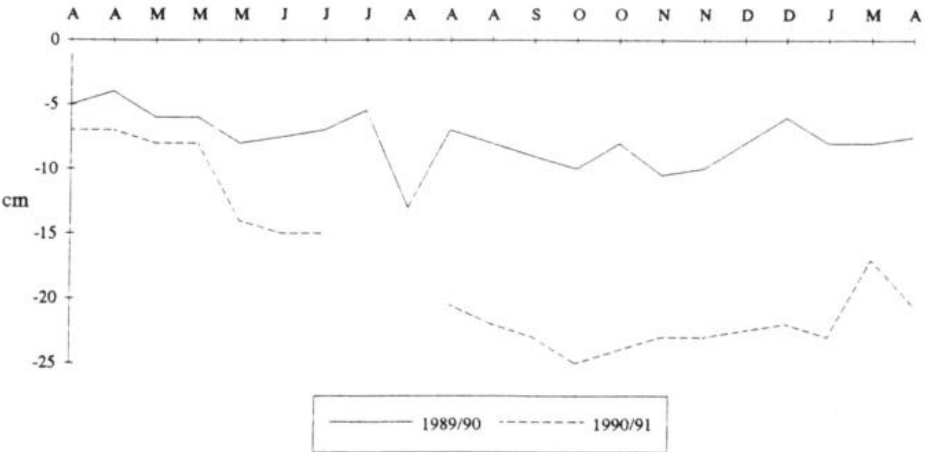


Abb. 12: Jahresgänge der Wasserstände in der *Eriophorum angustifolium*-*S. fallax* Schwingdecke des Fockbeker Moores (Aufstaufläche U1) im Vergleich



Auch dieser Grenzwert wird im Sommer 1989 bereits im Schlenkenniveau des Fockbeker Moores überschritten (vgl. Abb. 9). Lediglich die Kenngrößen des Wittenseer Moores entsprechen bereits im ersten Untersuchungsjahr den Angaben aus der Literatur. Der tiefe Randgraben des Moores scheint auf die Wasserstände der zentralen Torfstiche keinen negativen Einfluß zu haben.

Vergleichbar niedrige Wasserstände wurden von WAGNER (1986:43) für *Sphagnum magellanicum* - reiche Moorheidestadien gefunden: Er ermittelte einen Tiefststand von -37 cm bei einer Amplitude von 28 cm und einem arithmetischen Mittel von -20,1 cm.

Die eigenen Messungen des Folgejahres entsprechen, abgesehen vom Felmer Moor, den Angaben aus der Literatur.

Die Gründe für die unterschiedliche Wirkung der extrem trockenen Witterung im ersten Untersuchungsjahr auf die Wasserstände der *Erico-Sphagneteten* sind in der Topographie der Moore und der einzelnen Torfstiche, ihrem mineralischen Untergrund und ihren Resttorfmächtigkeiten sowie in dem unterschiedlichem Grad der anthropogenen Veränderungen des Gesamtwasserhaushaltes zu suchen (vgl. Kap. 6.5). Möglicherweise sind die niedrigen Wasserstände der Untersuchungsflächen im Felmer Moor auf die beginnende Birkeninvasion zurückzuführen, die infolge ihrer Evapotranspiration eine Absenkung des Wasserspiegels nach sich zieht.

Literaturangaben zur hydrologischen Charakteristik der *Sphagnum riparium* - Torfmoosrasen konnten bei DIERSEN (1982:234 und 1983a:16f) gefunden werden. Danach liegen die Wasserstände in Nord- und Mitteleuropa zwischen 5 und 20 cm unter Flur. Die Schwingdecken vollziehen passiv die Schwankungen des Wasserkörpers mit, die relativen Veränderungen des Wasserstandes bleiben somit gering. Die starke Absenkung der Wasserstände im Sommer 1989 liegt demnach außerhalb der charakteristischen Schwankungsamplitude der Torfmoossynusie (vgl. Kap. 6.3).

Kontrovers zu den bisher dargestellten Vegetationstypen verhalten sich die Wasserstände der *Eriophorum angustifolium-Sphagnum fallax* - Gesellschaft in der Aufstaufläche U1 des Fockbeker Moores: die Wasserstände sanken im ausgesprochen milden zweiten Untersuchungsjahr. Obgleich die Amplitude im ersten Untersuchungsjahr mit 25 cm (zu 18 cm im Folgejahr) ausgeprägter war, sank der mittlere Wasserstand im zweiten Jahr um 8 cm ab. Die massiven Schwingdecken folgten 1989/90 in etwa den Schwankungen des aufgestauten Wasserspiegels, so daß die Standorte selbst bei der extremen Trockenheit im Sommer 1989 nicht trocken fielen. Die Ursachen für die Absenkung der Wasserstände im zweiten Untersuchungsjahr sind in Zusammenhang mit der Produktivität von *S. fallax* und seiner beschränkten Wasserhalte- und Wasserhebefähigkeit zu sehen (siehe Kap. 5.3.3 und 6.3).

5.1.2 Temperaturen in den Untersuchungsflächen

5.1.2.1. Ergebnisse

Die unterschiedliche Topographie und Größe des Fockbeker Moores sowie des Wittenseer und Felmer Moores läßt folgende klimatische Unterschiede erwarten:

Die Lage des Fockbeker Moores in der reliefarmen, schleswigschen Vorgeest äußert sich in einer etwas größeren Niederschlagsmenge und in einem kontinuierlichen Austausch von kalten und warmen Luftmassen. Seine baumlose Weite (200 ha) bedingt jedoch auch seine Windexposition, die sich in hohen Sättigungsdefiziten der Luft niederschlägt.

Das Wittenseer und das Felmer Moor liegen in einer Geländesenke, in der sich bei Windstille die Kaltluft sammelt. Ganzjährige Frostgefahr und höhere Temperaturmaxima kennzeichnen das Klima der kleinen Moore. Die extremen Temperaturverhältnisse sind auf eine topographisch bedingte Hemmung des Luftaustausches zurückzuführen, die durch randliche Baumgürtel noch verstärkt wird.

Insgesamt sind im Fockbeker Moor etwas ausgeglichene Temperaturverhältnisse mit geringeren Temperaturschwankungen zu erwarten.

Diese allgemeinen, topographisch- und größenbedingten Klimaunterschiede der untersuchten Moore können durch extreme großklimatische Gegebenheiten und deren Wirkung auf den lokalen Wasserhaushalt stark modifiziert werden, wie die folgenden Ergebnisse zeigen. Ein Schwerpunkt der Ergebnis-Dokumentation liegt dabei auf der Darstellung der Temperatursummen und der Temperaturamplituden, da beide Parameter die klimatischen Eigenheiten von Moorökosystemen optimal wiedergeben. Sie werden nacheinander für die Mooroberfläche und die Torftemperaturen abgehandelt.

Temperatursummen

Die Abbildung 13a und 13b geben die monatlichen Temperatursummen in den beiden Untersuchungsjahren wieder. Die Daten sind im Anhang einzusehen (Anhangtab. 3). Beide Graphiken enthalten eine Fülle an Detailinformationen. Hier sollen lediglich die wesentlichen moor- und schichtenspezifischen Unterschiede herausgestellt werden.

Die Temperatursummen der Mooroberfläche im Fockbeker und Wittenseer bzw. Felmer Moor (vgl. Kap. 3.4) zeigen 1989/90 und 1990/91 einige grundlegende Differenzen: Im heißen Hochsommer 1989/90 ist mit 721 °C gegenüber 535 °C im Wittenseer Moor ein deutlicher Peak im Fockbeker Moor festzustellen. Im klimatisch milden Folgejahr hingegen liegen die Temperatursummen im Hochsommer mit 559 °C im Jungmoränenmoor deutlich über jenen des Geestmoores (469 °C).

Nahezu invers verhalten sich 1989/90 die Temperaturen unter Flur:

Hier liegen die Temperatursummen in 5 cm Tiefe im Fockbeker Moor in der Vegetationsperiode (ausgenommen Juli 1989) unter jenen des Wittenseer bzw. Felmer Moores. Die Differenzen zwischen Temperatursummen der Oberfläche und des Torfkörpers sind folglich im Fockbeker Moor ausgeprägter. Im Folgejahr sind die Temperatursummen im Torf des Fockbeker und Felmer Moores während der Vegetationsperiode ähnlich, im Winter liegen jene des Geestmoores allerdings etwas niedriger.

Ab September/Oktober liegen die Temperatursummen im Torf über jenen der Oberfläche. Erst mit Beginn der Vegetationsperiode steigen die Temperatursummen der Mooroberfläche wieder über jene des Torfes an.

Abb. 13a: Temperatursummen im Fockbeker und Wittenseer Moor im Vergleich

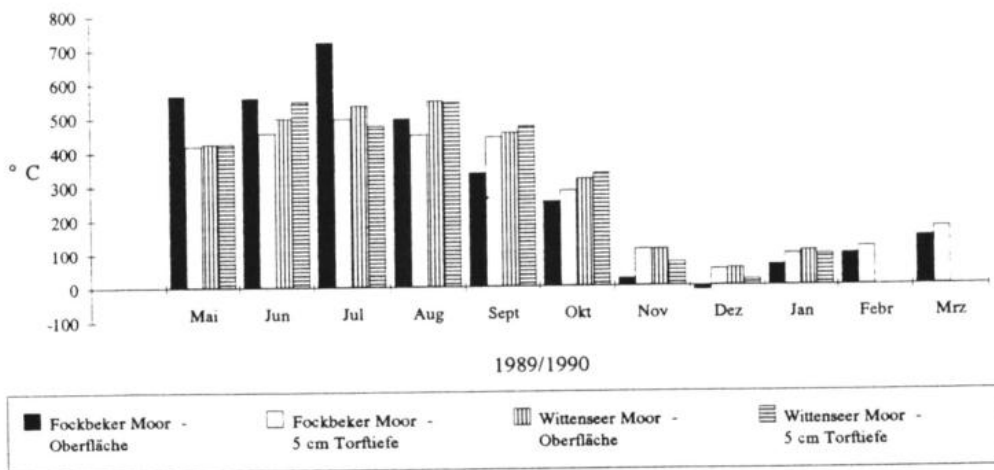
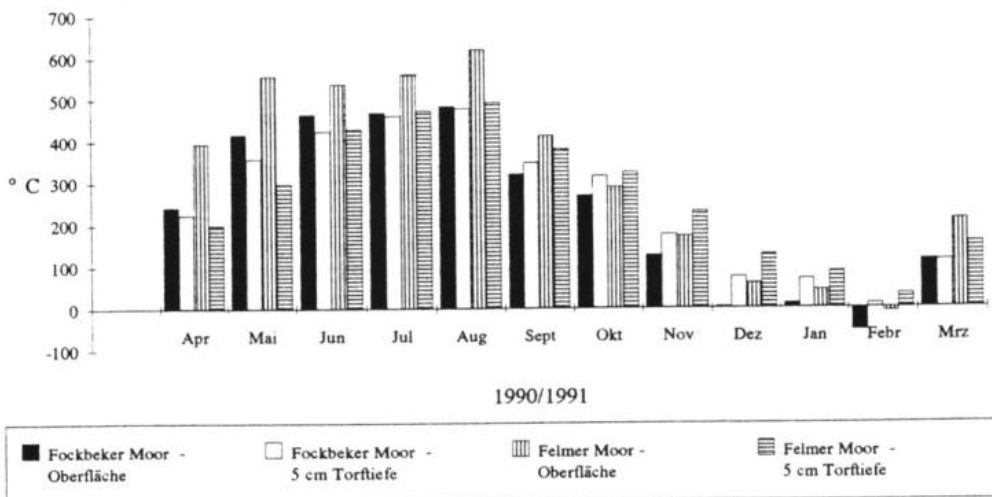


Abb. 13b: Temperatursummen im Fockbeker und Felmer Moor im Vergleich



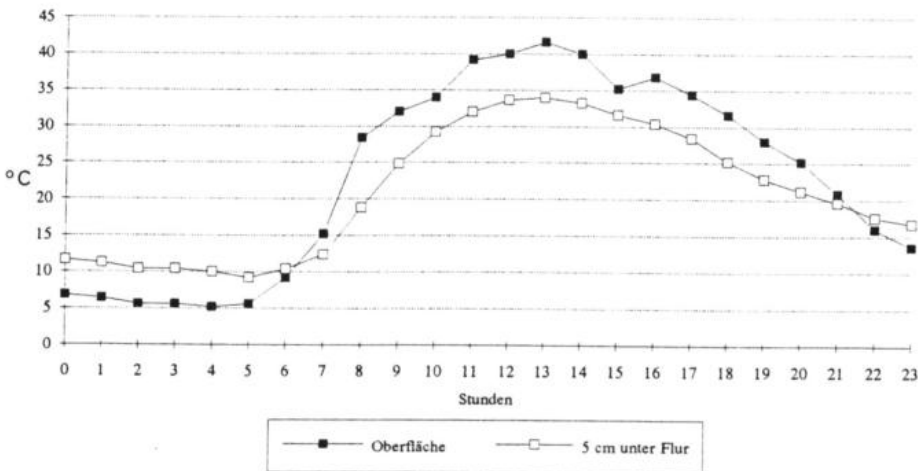
Tab. 5: Monatsmittelwerte Mai 1989 - März 1991 (°C)

1989/90	Fockbeker Moor		Wittenseer Moor	
	Oberfläche	5 cm Torftiefe	Oberfläche	5 cm Torftiefe
Mai	18,8	18,8	13,7	13,7
Juni	18,6	15,2	16,6	17,1
Juli	18,0	16,0	18,6	18,3
August	16,0	14,5	17,7	17,6
September	11,2	14,7	15,1	15,7
Oktober	8,4	9,5	10,9	10,5
November	0,8	3,7	3,7	2,4
Dezember	-0,5	1,6	1,7	1,6
Januar	2,0	3,0	3,4	3,0
Februar	3,3	4,1	m.v.	m.v.
März	4,6	5,5	m.v.	m.v.

1990/91	Fockbeker Moor		Felmer Moor	
	Oberfläche	5 cm Torftiefe	Oberfläche	5 cm Torftiefe
April	8,1	7,5	13,1	6,7
Mai	13,4	11,5	17,9	9,6
Juni	15,5	14,2	17,9	14,3
Juli	15,1	14,9	18,0	15,3
August	15,6	15,4	19,9	15,9
September	10,7	11,6	13,8	12,7
Oktober	8,7	8,7	10,2	10,9
November	4,2	5,9	5,7	7,7
Dezember	0,1	2,4	1,9	4,1
Januar	0,4	2,2	1,4	2,8
Februar	-1,9	0,4	-0,3	1,2
März	3,7	3,7	6,8	5,0

m. v.: missing value

Abb. 14: Temperaturgang im Wittenseer Moor am 7.7.89 an der Oberfläche und in 5 cm Tiefe



Diese jahreszeitlich bedingte Umkehrung in der Höhe der Temperatursummen spiegelt sich auch in den **Monatsmittelwerten** des Untersuchungszeitraumes wider (Tab. 5). Sie findet ihre Entsprechung im Temperaturtagesgang (Abb. 14): am Tage sind die Temperaturen der Mooroberfläche höher, während der Nacht jene im Torf.

Tagestemperatur - Amplituden

Mittlere Temperaturamplituden des gesamten Untersuchungszeitraumes werden in Tabelle 6 wiedergegeben. Für den gesamten Untersuchungszeitraum können folgende Unterschiede der mittleren Temperaturamplituden festgehalten werden: Im Mai, Juni und Juli sowie in den Wintermonaten 1989 traten die größten Temperaturamplituden an der Mooroberfläche im Fockbeker Moor auf. In 5 cm Tiefe konnten jedoch die größten mittleren Temperaturschwankungen im Wittenseer Moor ermittelt werden (Ausnahme: Mai 1989).

Im Untersuchungsjahr 1990 waren während der gesamten Untersuchungsperiode auf der Oberfläche und in 5 cm Tiefe die größten Amplituden im Felmer Moor zu verzeichnen.

Zur Verdeutlichung moorspezifischer Unterschiede wurden die Temperaturamplituden des Juli 1989 und 1990 gegenübergestellt (siehe Abb. 15 - 16).

Die Amplituden im Juli 1989 und Juli 1990 zeigen im Fockbeker und Wittenseer bzw. im Fockbeker und Felmer Moor entsprechend der großklimatischen Wetterlage in etwa den gleichen Verlauf. Die absolute Höhe der Amplituden ist jedoch in den Mooren unterschiedlich. Der Unterschied kann bis zu 10 °C betragen oder, wie es die Regel ist, nur 3 bis 4 °C ausmachen. Im Juli 1989 wurden höhere Amplituden über einen annähernd gleichen Zeitraum (14 Tage) im Fockbeker Moor wie im Wittenseer Moor ermittelt. Der mittlere Amplitudenwert im Juli liegt im Fockbeker Moor mit 33,6 °C jedoch deutlich höher als im Wittenseer Moor (24,0 °C).

Tab. 6: Mittlere Temperaturamplituden im Untersuchungszeitraum 1989 - 1991

1989/90	Wittenseer Moor		Fockbeker Moor	
	Oberfläche	5 cm unter Flur	Oberfläche	5 cm unter Flur
Mai	26,9	9,7	30,2	11,9
Juni	29,5	19,9	30,7	11,7
Juli	24,0	15,0	33,6	8,5
August	24,5	12,8	20,8	7,0
September	23,4	8,7	12,6	8,4
Oktober	14,6	3,8	10,3	3,6
November	13,1	1,8	7,1	1,8
Dezember	0,8	7,0	4,1	1,2
Januar	0,9	5,5	4,1	1,3
Februar	m. v.	m. v.	7,5	1,9
März	m. v.	m. v.	10,4	2,3
1990/91	Felmer Moor		Fockbeker Moor	
	Oberfläche	5 cm unter Flur	Oberfläche	5 cm unter Flur
April	26,2	13,3	18,0	4,1
Mai	33,2	12,4	22,3	5,8
Juni	17,9	4,2	12,8	3,4
Juli	26,0	5,4	11,6	2,8
August	23,1	3,7	11,1	3,7
September	13,7	2,3	7,0	1,7
Oktober	8,5	1,8	5,0	1,2
November	4,8	1,3	3,6	0,9
Dezember	3,4	1,3	1,2	0,5
Januar	5,0	0,9	1,8	0,6
Februar	3,7	1,5	2,1	0,3
März	10,3	1,5	7,2	1,2

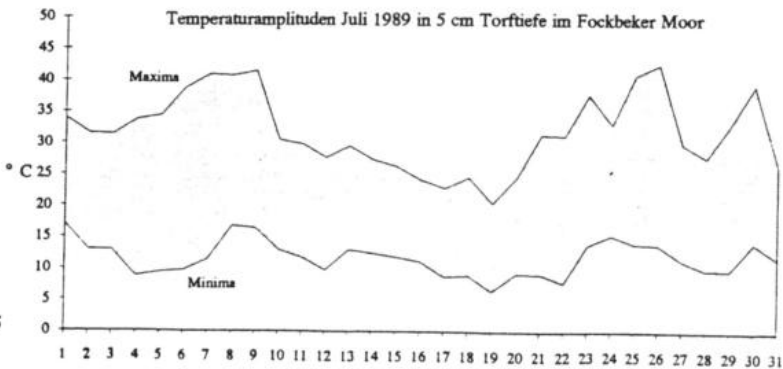
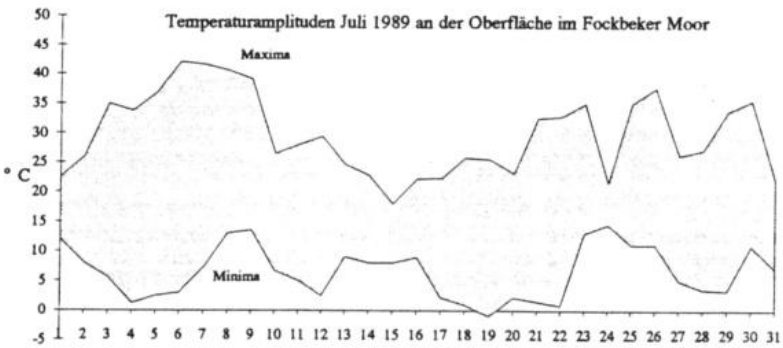
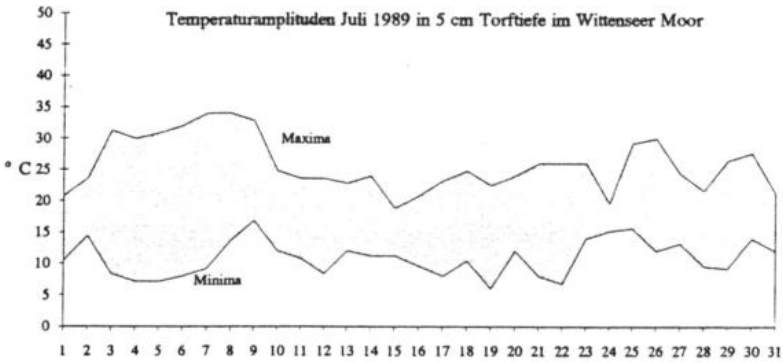
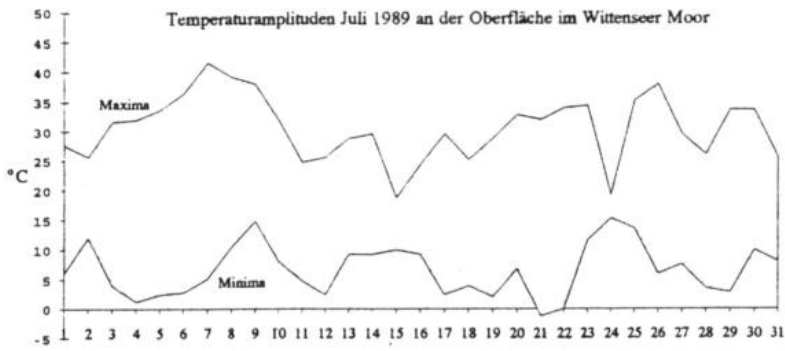


Abb. 15

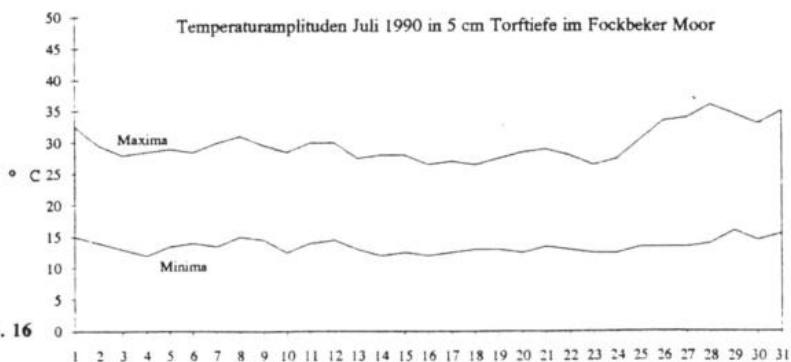
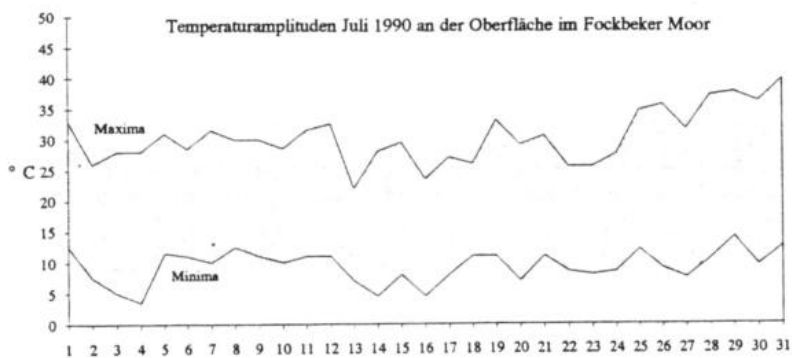
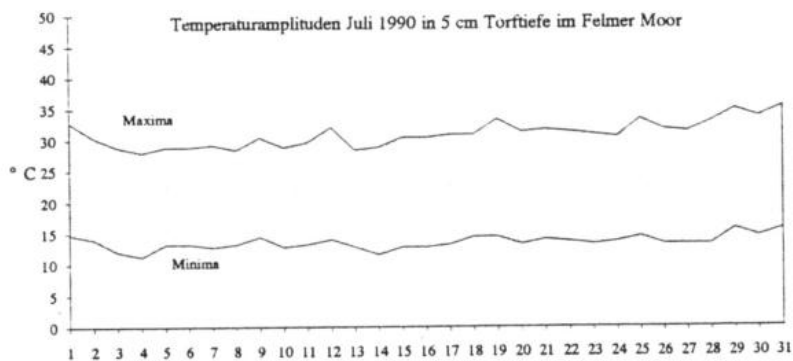
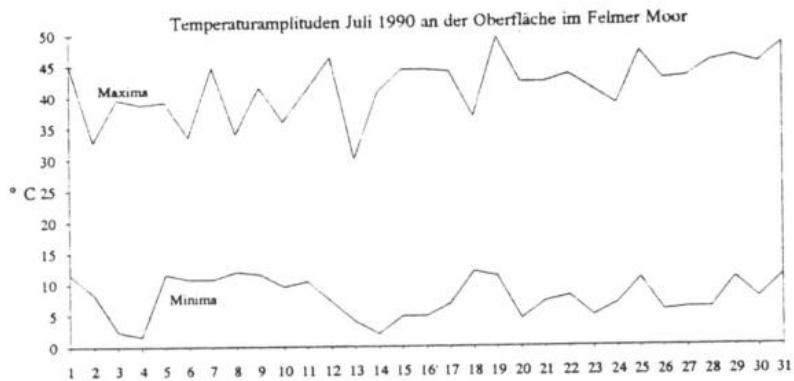


Abb. 16

Im Folgejahr 1990 wurden im Juli die größeren Temperaturschwankungen im Felmer Moor festgestellt. Die mittlere Temperaturamplitude liegt mit 26 °C zwar unter der Fockbeker Temperaturamplitude im Juli 1989, jedoch deutlich über jener des 2. Meßjahres mit 11,6 °C.

5.1.2.2 Diskussion

Die Temperaturen im Fockbeker und Wittenseer bzw. Felmer Moor lassen sich durch folgende Eigenheiten charakterisieren:

- extreme Oberflächentemperaturen sowie extreme Temperaturamplituden;
- geringe Eindringtiefen von Temperaturschwankungen in den Torfkörper;
- ganzjährig auftretende Fröste.

Die Ergebnisse stehen damit im Einklang mit mikroklimatischen Untersuchungen in Hochmooren von FIRBAS 1931, SCHMEIDL 1965, 1978, JENSEN 1961, HÖLZER 1977, BOHLMANN 1981 sowie DIERSEN & DIERSEN 1984.

Die klimatischen Extreme sind auf bodenphysikalische Eigenschaften des Torfes zurückzuführen, die vom Wasser- und Luftgehalt des Torfes abhängen: Je trockener der Torf ist, desto schlechter ist seine Wärmeleitfähigkeit, und desto niedriger seine Wärmekapazität (GEIGER 1961).

Die geringe Wärmeleitfähigkeit luftreicher Torfe führt bei einer schlechten Wasserversorgung und hohen Einstrahlungsenergien zu hohen Oberflächentemperaturen und einer extremen Temperaturamplitude. Die hohen Oberflächenenergien können zudem nur in geringem Maße an die unteren Torfschichten abgegeben werden. Umgekehrt werden bei niedrigen Oberflächentemperaturen nur geringe Wärmemengen aus den tieferen Torfschichten an die Oberfläche abgegeben, so daß die Frostgefahr an der Oberfläche besonders groß ist (vgl. BOHLMANN 1981:22). Wassergesättigte Torfkörper hingegen geben ihre Energie infolge ihrer besseren Wärmeleitfähigkeit an die umgebenden Torfschichten ab, was eine Absenkung der Temperaturhöhe und eine Nivellierung der Amplitude zur Folge hat.

Die hohen Temperatursummen und -amplituden im Fockbeker Moor 1989 sowie im Felmer Moor 1990 an der Mooroberfläche sind ebenso wie auch die geringen Temperatursummen und -amplituden in 5 cm Torftiefe auf dieses physikalische Phänomen zurückzuführen. Das gleiche Prinzip erklärt auch den in Abbildung 14 dargestellten Tagesgang der Temperatur, den Jahresgang der Temperatursummenkurven (Abb. 13) sowie die mit zunehmender Tiefe abnehmenden Temperaturen und Temperaturschwankungen (Abb. 15 und 16).

Wie im Kapitel 5.1.1 dargestellt wurde, waren im Sommer 1989 im Fockbeker Moor extrem niedrige Wasserstände zu verzeichnen. Das Wittenseer Moor zeigte gleichzeitig relativ ausgeglichene, hohe Wasserstände. Anders im Folgejahr: im Fockbeker Moor wurden ganzjährig in allen hydrologischen Niveaus ausgeglichene Wasserstände gemessen, die im Owschlager und Wittenseer Moor ihre Entsprechungen fanden. Lediglich das Felmer Moor wies im Rasen- und Bultniveau niedrigere Wasserstände auf.

Topographische Unterschiede modifizieren erst in zweiter Linie das individuelle Moorklima (siehe Kap. 5.1.2.1). Erst bei den moderaten Wasserständen des zweiten Untersuchungsjahres führte die stärkere Luftbewegung auf den offenen Flächen des Fockbeker Moores zu einer Verdunstungskühlung der oberflächennahen Luftschicht. Der geringere Luftaustausch in den Senken der Jungmoräne resultiert dann in einem extremeren Klima im Felmer bzw. Wittenseer Moor.

Einige Kenngrößen der Temperaturen in Abhängigkeit von der Torftiefe sind in Tabelle 7 zusammen mit Literaturdaten wiedergegeben. Sie wurden exemplarisch für den Monat Juli 1989 berechnet.

Die Untersuchungen von JENSEN (1961) und SCHMEIDL (1965) wurden im floristisch verwandten *Sphagnetum magellanici* durchgeführt, so daß auch ähnliche Wasserstände anzunehmen sind.

Die Daten aus dem Fockbeker Moor zeigen in Übereinstimmung zum Tagestemperturgang von JENSEN (1961:54ff) einen plötzlichen Temperatursprung von der Oberfläche zur Torftiefe von 5 cm. Mit zunehmender Tiefe sinken die Temperaturen jedoch kaum noch; die Amplituden nehmen ebenfalls nur noch geringfügig ab.

Angaben von HOMEN (1893, zitiert bei Overbeck 1975) zufolge sind Tagesschwankungen der Temperatur nur bis zu einer Tiefe von 25 cm registrierbar. Nach SCHMIDT (1925, zitiert bei GEIGER 1961) werden etwa 27 % der Strahlungsenergie an den Boden abgegeben. BROWN (1976:193) stellte in Torfmächtigkeiten von 0,25 m bis zu 2 m lediglich eine Abnahme der Temperaturmittelwerte von 10,8 auf 7,1 °C fest.

Die Abnahme der mittleren Temperaturen und der Temperaturamplituden in 5 cm Tiefe des Fockbeker Moores liegen infolge der Luftsättigung der Torfe deutlich über den Literaturangaben.

Die Angaben aus der Literatur wie auch die eigenen Befunde unterstreichen die isolierende Wirkung luftreicher Torfe.

Tab. 7: Literaturvergleich: Temperaturen an der Mooroberfläche sowie in 5 und 10 cm Tiefe

AutorIn	Niveau	mitt. Tagesmittel (°C)	mitt. Minimum (°C)	mitt. Maximum (°C)	abs. Minimum (°C)	abs. Maximum (°C)	mitt. Temp.amplitude
Schmeidl 1965 Chiemseemoore, Bayern; S. mag.-Bult	Oberfläche	23,6	7,2	39,9	3,5	41,1	32,6
	- 5 cm	20,1	12,8	27,4	11,0	28,6	14,7
Jensen 1961 Sonnenberger Moor, Harz; S. rubellum-Bult	Oberfläche	22,0	-	-	< 8,1	35,8	27,7
	- 5 cm	18,0	-	-	< 10,0	26	> 16,0
	- 10 cm	15,2	-	-	< 11,6	18,7	> 7,1
Lütt 1992 Wittenseer Moor S. mag.-Rasen	Oberfläche	18,6	6,6	30,6	-1,2	41,6	24,0
	- 5 cm	18,3	10,9	25,8	6	32,8	15,0
Lütt 1992 Fockbeker Moor S. mag.-Rasen	Oberfläche	23,3	6,5	40,1	-1	42	33,6
	- 5 cm	16	11,8	20,2	6,5	29,5	8,5
	- 10 cm	15	11,6	18,4	7	24	6,8

Meßzeiträume: Schmeidl, 13.7.-7.8.64; Jensen, 29.6.57; Lütt, Juli 1989;

Ein Vergleich der Extremtemperaturen und der maximalen Temperaturamplitude im Untersuchungszeitraum Juli 1989 mit Literaturangaben (Tab. 8) verdeutlicht das extreme Klima im Sommer 1989: Im Wittenseer Moor wurde ein Maximalwert von 41,6 °C ermittelt, im Fockbeker Moor gar von 42 °C (der absolute Höchstwert im Fockbeker Moor wurde am 21.6 mit 43 °C registriert). Ein annähernd gleich hohes Temperaturmaximum wurde lediglich von DIERSSSEN & DIERSSSEN (1984) im Schwarzwald konstatiert. Ähnlich hohe mittlere Temperaturamplituden wurden von SCHMEIDL (1965) in den süddeutschen Chiemseemooren gefunden (Tab. 8). Seine Angaben zur mittleren Tagesamplitude werden von der im Fockbeker Moor ermittelten Amplitude von 33,6 °C noch übertroffen.

Tab. 8 Extremtemperaturen an der Oberfläche des *Sphagnetum magellanici* und des *Erico - Sphagnetum magellanici* (*)

AutorIn	Meßzeit	Min (°C)	Max (°C)	max. Amplitude (°C)
Jansen 1961, Sonnenberger Moor, Harz	Juni 1957	0,1	33,3	33,6
Neuhäusl 1975, Hochmoore, CSSR	29.5.1956	12,0	30,8	28,02
Dierssen & Dierssen 1984, Hinterharzener Moor, Schwarzwald	1.7.1976	10,0	43,0	33,0
Bohlmann 1981*, Dosenmoor, Schleswig-Holstein	22.7.-26.7. 1981	5,9	30,1	24,2
Lütt 1992*, Wittenseer Moor, Schleswig-Holstein	Juli 1989	-1,2	41,6	36,4
Lütt 1992*, Fockbeker Moor, Schleswig-Holstein	Juli 1989	-1,0	42,0	39,0

Aus der Bedeutung des Wasserhaushaltes für die Temperaturen der Mooroberfläche und der Torfe ergeben sich grundlegende Unterschiede im Mikroklima der wassergefüllten Torfstiche, Schlenken und Bulte: wassergefüllte Torfstiche und Schlenken weisen insgesamt ein gemäßigtes, "ozeanisches" Klima auf, wohingegen in Bulten ausgeprägte Temperaturextreme und -schwankungen auftreten, die insgesamt ein "kontinentaleres" Kleinklima bewirken (FIRBAS 1931, JENSEN 1961, SCHMEIDL 1965, 1978). Klimatische Gradienten von Kolken und Schlenken zu Bulten werden von JENSEN (1961:54)) und MÜLLER (1973:185) mit Temperaturdaten belegt.

5.1.3 Nährstoffgehalte im Moorwasser der Untersuchungsflächen

Da die Hydrochemie eines Standortes neben biotischen Faktoren (Biomasseproduktion, mikrobielle Aktivität) wesentlich von der Tages- und Jahreszeit und klimatischen Gegebenheiten abhängt, kann eine dreimalige Probenentnahme pro Untersuchungsgebiet nur allgemeine Hinweise zur Trophie des Standortes liefern (vgl. GIES 1972, HÖLZER 1977) und bietet nur geringe Anhaltspunkte zu seiner Dynamik.

Weitergehende Betrachtungen zur Hydrochemie und ihrer Dynamik im Untersuchungsgebiet werden jedoch durch die im 14-tägigen Abstand erhobenen pH - Werte und Leitfähigkeitsmessungen ermöglicht.

5.1.3.1 Die pH - Werte

Die Jahresmittelwerte und Varianzbreite von pH - Werten und Leitfähigkeiten gibt Tabelle 9 wieder. Der Verlauf der pH - Werte im ersten Untersuchungsjahr ist für Schlenke, Rasen und Bult des *Erico-Sphagnetum magellanicum* in Abbildung 17 dargestellt. Die Daten beider Jahre sind im Anhang einzusehen (Anhangtab. 4a - 4d).

An den untersuchten Standorten wird mit pH - Werten von 3,5 - 5,9 eine Amplitude ermittelt, die sich von stark sauren bis zu mäßig sauren Verhältnissen erstreckt (vgl. Tab. 9). Die niedrigen pH - Werte werden durch freiwerdende organische Säuren bei der Zersetzung der Torfmoose (HEMOND 1980, KILHAM 1982, GORHAM et al. 1985) und durch den Kationenaustausch der Sphagnum hervorgerufen (BREHM 1968, 1970, 1971). Die Intensität der Austauschvorgänge hängt außer von der Evapotranspiration der Torfmoose, der Niederschlagstätigkeit und chemischen sowie mikrobiellen Umsetzungsprozessen wesentlich vom artspezifischen Polygalakturonsäure - Gehalt in den Zellwänden der Torfmoose ab (z.B. CLYMO 1973, HAYWARD & CLYMO 1983).

Der höhere Polygalakturonsäure - Gehalt der Bulttorfmoose ist als eine Anpassung an einen nährstoffarmen, von Niederschlagsereignissen abhängigen Nährstoffhaushalt zu sehen. Dieser Anpassungsmechanismus spiegelt sich in den etwas niedrigeren pH - Werten auf Bultniveau der Untersuchungsgebiete wider (vgl. Tab. 9 und Anhangtab. 4a - 4d).

Am augenscheinlichsten werden die pH - Differenzen auf Bult- und Schlenkenniveau im Owschlager Moor, wo der mittlere pH - Wert der Untersuchungsfläche im Bult bei 4,6 liegt, im Schlenkenniveau hingegen bei 5,3.

Neben den oben erwähnten Vorgängen kommt hier vor allem auch die geringere Beeinflussung durch minerogenes Wasser zum Tragen.

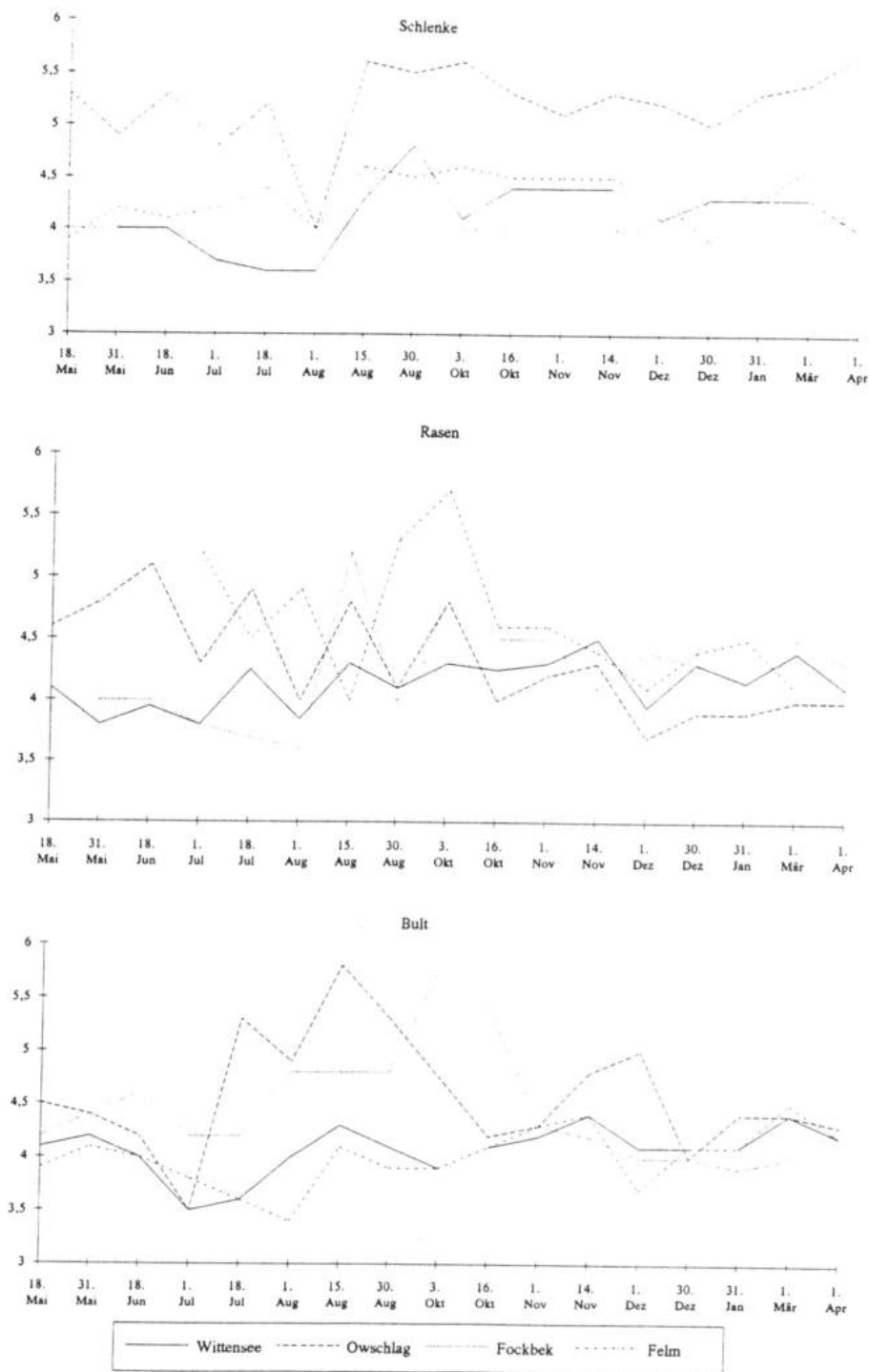
Daneben wirken O_2 - abhängige Nitrifikationsprozesse (z.B. HEMOND 1980) und protonenliefernde, jahreszeitliche Schwankungen der Ionenaufnahme der Pflanzen auf individuelle pH - Wertverläufe ein.

Generell ist ein Anstieg der pH - Werte im Sommer zu verzeichnen; besonders hohe Werte wurden im August 1989 aufgenommen (siehe Abb. 17). Der Erhöhung ging im Juli 1989 eine deutliche Absenkung der pH - Werte in sämtlichen Niveaus des *Erico-Sphagnetum magellanicum* voraus.

Im niederschlagsreicheren Frühjahr und im Herbst ist die Azidität entsprechend der Austauschfähigkeit der Torfmoose etwas niedriger.

Die deutliche Absenkung des pH - Wertes im Juli 1989 (siehe Abb. 17) korreliert mit extrem niedrigen Wasserständen (vgl. Kap. 5.1.1). Mit zunehmender Belüftung der Torfe steigt das Redoxpotential und initiiert protonenspendende Oxidationsprozesse von H_2S , Fe^{2+} und Mn^{2+} (PEARSALL & LIND 1941, vgl. auch LÜTT 1988:82).

Abb. 17: Jahresverlauf der pH - Werte im *Erico-Sphagnetum magellanici* 1989/90



Tab. 9 : Mittelwerte und Varianzbreite der pH - Werte und der korrigierten Leitfähigkeit (20°C, $\mu\text{S}/\text{cm}$) im Untersuchungszeitraum

Untersuchungsgebiet	April 1989 - April 1990		April 1990 - April 1991	
	pH- Wert	korr. Leitfähigkeit $\mu\text{S}/\text{cm}$	pH- Wert	korr. Leitfähigkeit $\mu\text{S}/\text{cm}$
Wittensee U1, Schlenke	4,1	55	4,1	62
	3,6 - 4,8	13 - 101	3,7 - 4,5	18 - 105
Wittensee U1, Rasen	4,1	62	4,1	54
	3,5 - 4,5	5 - 112	3,9 - 4,5	28 - 104
Wittensee U2, Bult	4,1	65	4	55
	3,5 - 4,4	8 - 117	3,7 - 4,4	28 - 73
Wittensee U3, S. riparium-Fläche, Rasen	4,1	79	4,1	75
	3,8 - 4,7	38 - 162	3,6 - 4,5	38 - 95
Owschlag U1, Schlenke	5,2	173	5,4	184
	4,8 - 5,7	118 - 223	5,2 - 5,8	137 - 278
Owschlag U1, Rasen	4,4	123	4,3	99
	3,9 - 5,7	41 - 199	4,1 - 5,2	62 - 146
Owschlag U1, Bult	4,6	127	4,5	108
	3,5 - 5,8	10 - 198	3,7 - 5,1	51 - 231
Owschlag U2, Schlenke	5	113	5	103
	4,1 - 5,6	90 - 128	4,2 - 5,9	69 - 126
Owschlag U3, S. auriculatum, submers	4,5	92	4,5	78
	3,9 - 4,9	77 - 125	3,8 - 5,5	48 - 106
Fockbek U1, Aufstaufläche, Rasen	4,2	71	4,1	58
	3,8 - 4,4	43 - 137	3,7 - 4,4	26 - 93
Fockbek U2, S. cuspidatum, submers	3,9	81	3,9	45
	3,7 - 4,2	44 - 109	3,54 - 4,4	3 - 76
Fockbek U3, Schlenke	4	81	4	54
	3,7 - 4,4	22 - 164	3,6 - 4,4	11 - 107
Fockbek U3, Rasen	4,2	76	4,1	63
	3,6 - 5,2	9 - 233	3,6 - 4,5	29 - 99
Fockbek U3, Bult	4,5	106	4	57
	3,9 - 5,8	28 - 180	3,5 - 4,3	14 - 94
Feim, Schlenke	4,3	115	4	75
	3,7 - 4,6	55 - 150	3,6 - 4,3	6 - 106
Feim, Rasen	4,6	118	4,2	95
	4,1 - 5,7	78 - 181	3,7 - 4,7	57 - 195
Feim, Bult	4	86	3,9	65
	3,6 - 4,5	53 - 113	3,6 - 4,2	27 - 147

Erst bei allmählich steigenden Wasserständen im August (vgl. Abb. 9, insbesondere Fockbeker Moor) puffern die infolge von Mineralisationsprozessen freiwerdenden Kationen die extreme Azidität. Ein Sommermaximum der pH - Werte wird auch von DIERSEN & DIERSEN (1984:186) und BERTRAM (1988:108) erwähnt.

Die mittleren pH - Werte von 4,1 des *Erico - Sphagnetum magellanici* im Wittenseer Moor (U1 und U2) entsprechen den Angaben aus der Literatur (Tab. 10). Die Bestände des Fockbeker (U3) und insbesondere des Owschlag Moor (U1 und U2) weisen etwas höhere pH - Werte auf. In beiden Geestmooren ist die Variabilität der pH - Werte deutlich erhöht, im Fockbeker Moor lediglich 1989/90 (siehe Tab. 9).

Deutlich höhere mittlere pH - Werte zeigt auch das *Scorpidio - Utricularietum minoris* (U3) im Owschlager Moor mit einem mittleren pH von 4,5. Er entspricht ebenso wie die mittleren pH - Werte der *Sphagnum cuspidatum* - Gesellschaft (Fockbek U2) von 3,9 und der *Eriophorum angustifolium - Sphagnum fallax* - Gesellschaft (Fockbek U1) von 4,2 den Literaturwerten (siehe Tab. 12), wenngleich die von BERTRAM (1988) und HÖLZER (1977) angegebenen Werte insgesamt etwas niedriger liegen.

5.1.3.2 Die korrigierte elektrolytische Leitfähigkeit

Die korrigierte elektrolytische Leitfähigkeit kennzeichnet die Summe der Mineralstoffionen bei 20°C abzüglich der Protonen. Sie wird wesentlich bestimmt von der Einflußnahme minerogenen Wassers, von der Niederschlagsqualität und -quantität und von der Vegetationsdecke selbst. Zunehmend wirken sich auch aeolische Einträge und somit die Intensität der Landwirtschaft in den umliegenden Gebieten auf die Leitfähigkeit von Moorwasser aus (vgl. BERTRAM 1988).

ZIMMERLI (1988:36) konnte an seinen Untersuchungen an Schwingrasen der Schweiz folgende Korrelationen ermitteln: Bei einem pH - Wert zwischen 5 und 7 steigt die unkorrigierte Leitfähigkeit kontinuierlich mit dem pH - Wert an; in diesem Bereich wird mit der Leitfähigkeit die Basensättigung erfaßt. Biologische und chemische Prozesse spielen bei der Aziditätsstufe eine untergeordnete Rolle. Bei pH - Werten von 3,5 - 5 hingegen steigt die Leitfähigkeit mit sinkendem pH - Wert. In diesem Bereich wird mit der Leitfähigkeit überwiegend die Konzentration der H^+ - Ionen gemessen. Erst die errechnete korrigierte Leitfähigkeit liefert hier ein brauchbares Maß für die Basensättigung (vgl. auch HÖLZER 1977).

Die niedrigsten korrigierten Leitfähigkeiten traten im Frühjahr 1990 in den bedingt ombrotrophen Flächen des Wittenseer Moores auf. Werte kleiner als 10 $\mu S/cm$ kennzeichnen hier eine geringe Basensättigung. Die Werte steigen hier wie auch an den anderen Meßpunkten im Jahresverlauf an. Nur wenig höher liegen die korrigierten Leitfähigkeiten in den Untersuchungsflächen des Fockbeker Moores. Auffällig hohe Meßwerte wurden hier und etwas weniger extrem auch in den anderen Mooren im August 1989 verzeichnet.

Der Verlauf der Leitfähigkeiten 1989/90 (siehe Abb. 18) in den hydrologischen Niveaus des *Erico-Sphagnetum magellanici* zeigt deutliche Übereinstimmungen mit jenem der pH - Werte (Abb. 17). Nach einem in Rasen und Schlenke ausgeprägten Minimum im Juli werden im August die Maximalwerte erreicht.

Abgesehen von hohen Leitfähigkeiten im Fockbeker Moor (und Felmer Moor) im Sommer 1989 weisen die Untersuchungsgebiete im Owschlager Moor eine höhere mittlere Leitfähigkeit und auch die größte Variabilität auf (siehe Tab. 9).

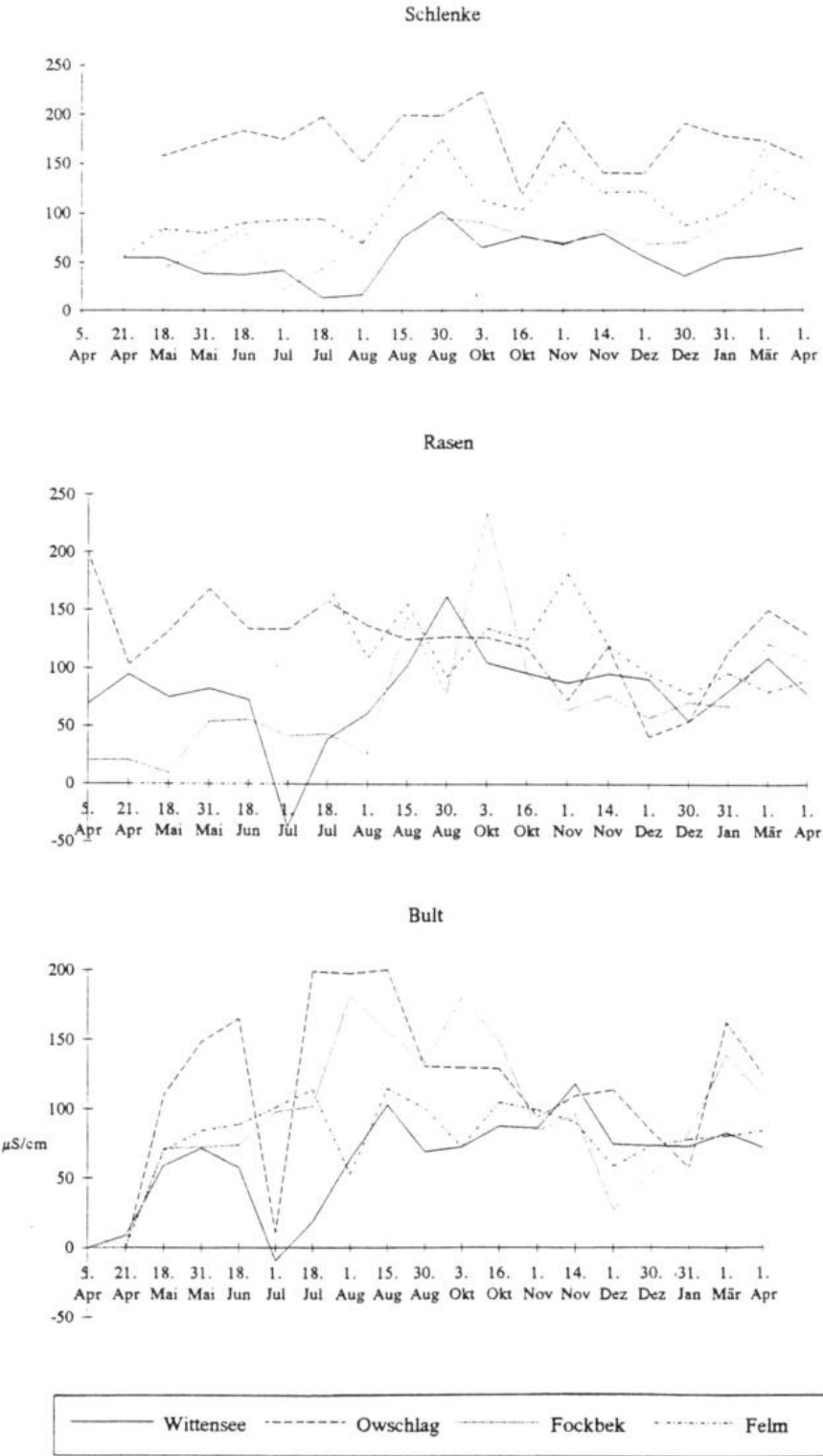
Im Schlenkenniveau der Parallelfäche U2 des Owschlager Moor sind geringere Mittelwerte und Varianzen des pH - Wertes und der Leitfähigkeit zu verzeichnen (vgl. Tab. 9).

Die Torfmächtigkeit ist hier mit mehr als 1,20 m weitaus höher als in der Untersuchungsfläche U1 mit nur 0,6 m. Offenbar wirkt sich die dickere Torfdecke mäßigend auf die Azidität und auf biologische und chemische Umsetzungsprozesse aus.

Im Literaturvergleich (Tab. 10 und 12) konnten für die aufgeführten Hochmoorstandorte und Gesellschaften gute bis sehr gute Übereinstimmungen ermittelt werden.

Ein Vergleich der korrigierten Leitfähigkeiten und der pH - Werte in den beiden Untersuchungsjahren 1989/90 und 1990/91 stellt sich wie folgt dar: Sowohl die pH - Werte als auch die korrigierten Leitfähigkeiten sind in beiden Jahren insgesamt recht ähnlich. Auffallende Abweichungen sind lediglich im Fockbeker Moor zu verzeichnen.

Abb. 18: Jahresverlauf der korrigierten Leitfähigkeiten ($\mu\text{S}/\text{cm}$) im *Erico-Sphagnetum magellanicum*



Die pH - Werte waren 1989/90 im *Erico - Sphagnetum magellanici* (U3) um mehr als 0,1 Einheiten höher, die Leitfähigkeitsamplitude sank von 224 $\mu\text{S}/\text{cm}$ 1989/90 auf 70 $\mu\text{S}/\text{cm}$ 1990/91 im Rasenniveau und von 152 auf 80 im Bultniveau.

5.1.3.3 Die Natriumgehalte

Die Natriumgehalte im Frühjahr, Sommer und Herbst 1990 sind in Abbildung 19 dargestellt. Die Mittelwerte und Varianzbreite der Natriumgehalte sowie sämtlicher hydrochemischer Parameter wurden in Tabelle 11 zusammengestellt.

Die Konzentrationen des Alkaliions in den Wasserproben entsprechen dem Niederschlags-Gradienten (vgl. Kap. 4) in Schleswig - Holstein wie auch dem jahreszeitlichen Niederschlagsverlauf (vgl. Tab. 3): Die atlantischen Hochmoore der Geest, das Fockbeker und das Owschlager Moor, weisen im Mittel höhere Natriumgehalte auf als die westlich in der Jungmoräne gelegenen Moore in Wittensee und Felm (vgl. GORHAM et al. 1985, VITT et al. 1990).

5.1.3.4 Die Kaliumgehalte

Die Abbildung 20 gibt die Kaliumkonzentrationen an den drei Meßterminen 1990 wieder: Die höchsten Werte treten in allen drei Mooren im Schlenkenniveau des *Erico - Sphagnetum magellanici* auf.

Die Konzentration der Schlenke im Owschlager Moor (U1) ist im Vergleich zu den entsprechenden Meßpunkten des Wittenseer, Felmer und Fockbeker Moores in der Regel um etwa das Doppelte erhöht. Lediglich im Sommer waren im Fockbeker Moor höhere Gehalte zu verzeichnen.

Der Jahresverlauf zeigt insgesamt höhere Kaliumkonzentrationen im Frühjahr und im Herbst. Kalium kann neben Stickstoff und Phosphor zu den limitierenden Elementen in Moorökosystemen (GOODMAN & PERKINS 1968) gehören. Dies gilt insbesondere für Phanerogamen, denen in den Torfen nur sehr geringe Kaliumvorräte zur Verfügung stehen.

Die Torfmoose hingegen werden durch den Evapotranspirationsstrom ausreichend mit Kalium versorgt (BREHM 1971, GIES 1972, LÖTSCHERT & GIES 1973).

Die im Vergleich zum Bult- und Rasenniveau erhöhten Kaliumgehalte in den Schlenken sind eventuell auf den Kaliumreichtum der Torfmoosköpfe zurückzuführen (vgl. BREHM 1971:292ff, PAKARINEN 1977:758). Die Kaliumionen der apikalen Austauscher befinden sich hier in unmittelbarem Kontakt zu den Protonen des Moorwassers und können bei einer Verschiebung des Ionengleichgewichts von den Austauschern verdrängt werden.

Ein Anstieg der Konzentration in Frühjahr und Herbst kann insbesondere im Frühjahr auf Auswaschungsprozesse zurückzuführen sein. Im Herbst begünstigt die Mineralisation abgestorbenen Pflanzenmaterials die Konzentrationserhöhung (vgl. DAMMAN 1988a:115, DAMMAN 1990:8).

Kalium kann als Indikator für eine Guanotrophierung herangezogen werden. So konnte MÜLLER (1973:201ff) eine Anreicherung von Kalium infolge der Mineralisierung von Tierkot an den Rändern viel besuchter Kolke feststellen.

In den Wasserproben der regelmäßig von Wasservögeln heimgesuchten Aufstaufläche U1 des Fockbeker Moores konnte allerdings keine Erhöhung der Kaliumwerte festgestellt werden.

Abb. 19: Natrium-Konzentrationen (mg/l) im Kapillarwasser der Untersuchungsgebiete

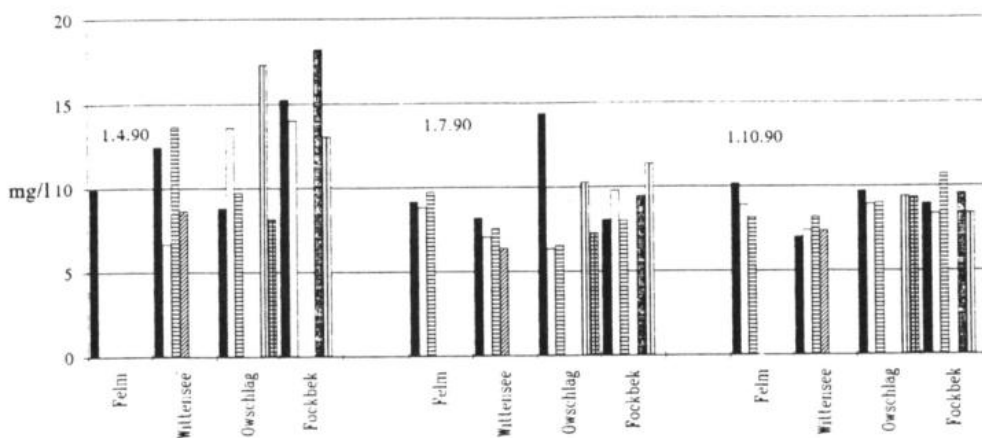
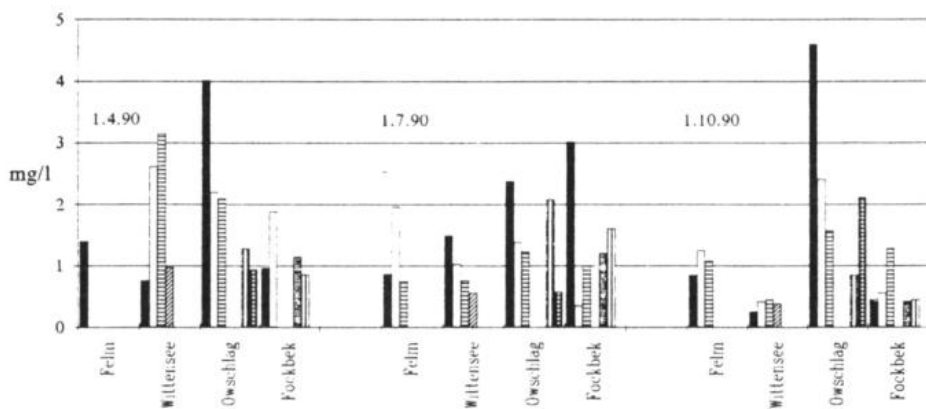


Abb. 20: Kalium - Konzentrationen (mg/l) im Kapillarwasser der Untersuchungsgebiete



Legende

■ Erico-Sphagnetum magellanici, Schlenke	▨ Erico-Sphagnetum magellanici, Owschlag Moor U2 (Parallelf.)
□ Erico-Sphagnetum magellanici, Rasen	▩ S. cuspidatum - Gesellschaft, Fockbeker Moor U2 (Initialphase)
▤ Erico-Sphagnetum magellanici, Bult	■ E. angustifolium-S. fallax - Ges., Fockbeker M. U1 (Aufstaufl.)
▦ S. riparium-Bestand, Witterseer Moor U3	▧ Scordio-Utricularietum minoris, Owschlag Moor U3

5.1.3.5 Die Kalziumgehalte

In der Regel konnten in den *Erico* - *Sphagneten* der Untersuchungsmoore die höchsten Kalziumgehalte im Schlenkenniveau ermittelt werden (siehe Abb. 21). Da die Sphagnum hier nur wenige Zentimeter über den Moorwasserspiegel hinausragen, werden die Erdalkalitionen hier lediglich über eine kurze 'Austauschersäule' geleitet (z.B. BREHM 1968, 1970, 1971) und das Regenwasser wird dadurch nicht vollständig gefiltert. Bei Mineralbodenwasser-Einfluß ist im Schlenkenniveau zudem die stärkste distale Beeinflussung zu veranschlagen. Die Werte liegen in allen Niveaus des Wittenseer und Fockbeker Moores unter 1,5 mg/l, im Rasen- und Bultniveau des Owschlager Moores hingegen unter 3 mg/l (siehe Tab. 11). Eklatant davon abweichende Kalziumgehalte wurden im Schlenkenniveau des Owschlager Moores ermittelt: der jährliche Mittelwert beträgt 9,4 mg/l. Die Konzentration steigt hier im Sommer noch auf 16,6 mg/l an.

Die Untersuchungsflächen des Owschlager Moores stehen demzufolge unter deutlichem Mineralbodenwassereinfluß (siehe Kap. 5.1.3.10).

Auch bezüglich des Kalziumgehaltes (vgl. S. 53) können im Schlenkenniveau der Parallelfläche U2 im Owschlager Moor ein niedrigerer Mittelwert (2,97 mg /l) und eine geringere Amplitude festgestellt werden (siehe Tab. 11).

Die Sonderstandorte U3 im Wittenseer und Owschlager Moor indizieren den Einfluß von Mineralbodenwasser: Die *S. riparium* - Fläche im Wittenseer Moor weist mittlere Konzentrationen von 2,2 mg/l auf. Dieser Mittelwert liegt allerdings deutlich unter den von DIERSSEN (1983a) angegebenen Werten (siehe Tab. 12).

Gute Übereinstimmungen zu Literaturangaben konnten für das *Scorpidio* - *Utricularietum minoris* gefunden werden: Die mittlere Kalziumkonzentration liegt wie von GORHAM (1956b) angegeben bei > 3 mg/l (siehe Tab. 12).

Die mittleren Konzentrationen der Flächen U1 (*Eriophorum angustifolium* - *Sphagnum fallax* - Gesellschaft, Aufstauffläche) und U2 (*Sphagnum cuspidatum* - Gesellschaft) des Fockbeker Moores liegen mit 1,2 mg/l im Bereich der Oligotrophie, wenngleich auch die Torfstiche bis auf den mineralischen Grund abgetorft wurden (vgl. Kap. 2). Die Unterschiedlichkeit der Konzentrationen in den mineralbodenwasserbeeinflussten Flächen des Owschlager und Fockbeker Moores verdeutlicht, wie entscheidend sich unterschiedliche Geologie und die Qualität des Grundwassers auswirken (GORHAM et al. 1985, VAN WIRDUM 1991).

5.1.3.6 Die Magnesiumgehalte

Die Schwankungsbreite der Magnesiumgehalte in den Untersuchungsflächen der Moore ist relativ gering: Mit Ausnahme der Flächen im Owschlager Moor wurden Mittelwerte von weniger als 1,5 mg/l gefunden (siehe Tab. 11).

Die Konzentrationen nehmen analog zu denen des Kalziums im Owschlager Moor vom Schlenkenniveau zum Bultniveau ab.

Wie bei der Kalziumkonzentration tritt im Owschlager Moor ein Maximum im Sommer im Schlenkenniveau auf.

Auch bezüglich der Magnesiumgehalte ist eine geringfügig niedrigere Konzentration in der benachbarten Fläche U2 festzuhalten.

Beim Vergleich der Meßergebnisse im Jahresverlauf kann eine geringfügige Konzentrationsabnahme im Herbst verzeichnet werden.

Abb. 21: Kalzium-Konzentrationen (mg/l) im Kapillarwasser der Untersuchungsgebiete

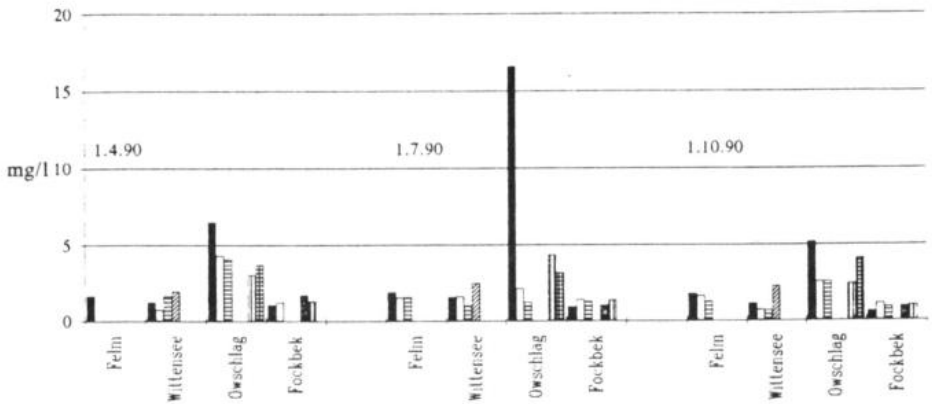
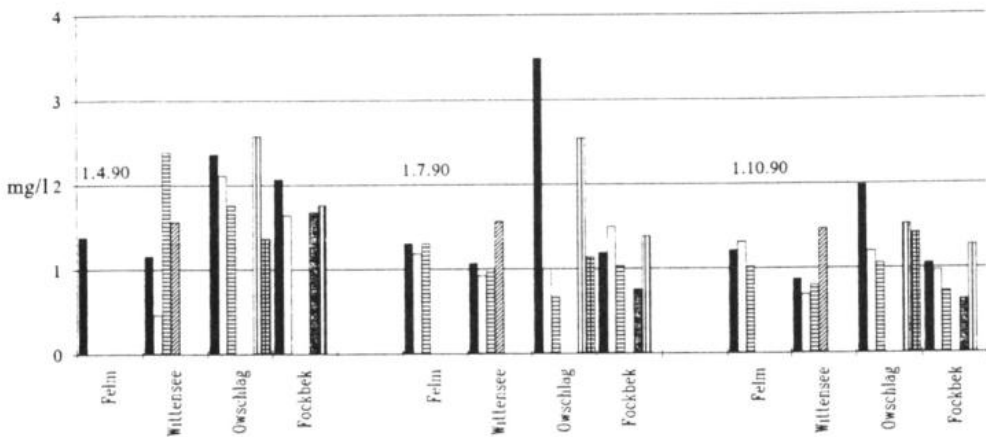


Abb. 22: Magnesium-Konzentrationen (mg/l) im Kapillarwasser der Untersuchungsgebiete



Legende

■ Erico-Sphagnetum magellanicum, Schlenke	▨ Erico-Sphagnetum magellanicum, Owschlag Moor U2 (Parallelfeld)
□ Erico-Sphagnetum magellanicum, Rasen	▩ S. cuspidatum - Gesellschaft, Fockbeker Moor U2 (Initialphase)
▤ Erico-Sphagnetum magellanicum, Bult	■ E. angustifolium-S. fallax - Ges., Fockbeker M. U1 (Aufstaufl)
▧ S. riparium-Bestand, Witterseer Moor U3	▦ Scirpido-Utricularietum minoris, Owschlag Moor U3

5.1.3.7 Die Ammoniumgehalte

Die Ammoniumgehalte der Hochmoorstandorte weisen eine erstaunliche Amplitude auf, liegen aber in der Regel unter 0,5 mg/l (siehe Abb. 23). Die Konzentrationen variieren in Abhängigkeit vom Mikrohabitat. Im Frühjahr 1990 wurden die höchsten Ammoniumgehalte im Rasenniveau des *Erico-Sphagnetum magellanici* gefunden, im Sommer und Herbst hingegen im Schlenken- oder Rasenniveau (Ausnahme: Felmer Moor). Die Bultstandorte waren ganzjährig durch geringere Ammoniumgehalte gekennzeichnet.

Die Maximalwerte wurden im Frühjahr 1990 im Rasen der Hochmoorbulten - Gesellschaft des Owschlagers Moores mit 0,77 mg/l und des Wittenseer Moores mit 0,9 mg/l erreicht (siehe Abb. 23). Das letztgenannte Meßergebnis überrascht um so mehr, als das Wittenseer Moor hinsichtlich aller bisher untersuchten Mineralgehalte die geringsten Werte zu verzeichnen hatte. Der hohe Wert wiederholte sich in den folgenden Sommer- und Herbstmeßperioden nicht: im Sommer verringerte sich die Konzentration um eine ganze Zehnerpotenz, im Winter sank sie gar auf 0,07 mg/l ab. Die Werte entsprechen im Sommer und Winter den im Felmer Moor erhobenen Daten (vgl. LÜTKE TWENHÖVEN 1992:88f).

In der Sommerperiode sind die Konzentrationen insgesamt etwas niedriger. Auffällig hohe Ammoniumwerte sind jedoch in der *Eriophorum angustifolium* - Gesellschaft der Aufstaufläche (0,67 mg/l) im Fockbeker Moor zu konstatieren.

Im Herbst 1990 wurden an nahezu allen Standorten niedrigere Ammoniumkonzentrationen ermittelt (vgl. Abb. 23).

Das Ammoniumangebot der hydrologischen Niveaus verändert sich im Jahresverlauf: Im Frühjahr scheinen die Bedingungen für eine hohe Ammoniumanreicherung im Rasenniveau günstiger zu sein, im Sommer mit sinkendem Wasserstand hingegen im Schlenkenniveau. Die deutlich niedrigeren Konzentrationen im Bultniveau sind wahrscheinlich ursächlich auf den stärkeren Ericaceenbewuchs der Bulte zurückzuführen. Möglicherweise nehmen ihre Feinwurzeln große Anteile des Ammoniums auf.

Zudem können günstigere Zersetzungsbedingungen im Rasen oder in abgetrockneten Schlenken das Ammoniumangebot lokal erhöhen (vgl. Kap. 5.2.4). Möglicherweise ist die sommerliche Absenkung der Ammoniumgehalte in den *Erico-Sphagnetum* im Zusammenhang mit hohen saisonalen Wachstumsraten der Sphagnum zu sehen (vgl. Kap. 5.3).

LÜTKE TWENHÖVEN (1992:89), WERNER (1990:42) und HÖLZER (1977:135) stellten im Jahresverlauf während der Sommermonate erhöhte Ammoniumgehalte in Hochmoorgesellschaften fest. Diese werden von den AutorInnen auf eine Aufkonzentrierung in Trockenphasen durch Verdunstung und eine höhere Nettomineralisation zurückgeführt.

BERTRAM (1988:115) hingegen konnte ein Sommerminimum für zahlreiche Gesellschaften der Torfstiche Niedersachsens nachweisen. Der Autor (1988: 115) fand in der 2. Jahreshälfte höhere Ammoniumkonzentrationen. Er erklärt dies mit einer reduzierten Ammoniumaufnahme durch die Vegetation und einer verstärkten Zufuhr toter organischer Substanz mit einer nachfolgenden erhöhten Mineralisierungsrate.

Das insgesamt uneinheitliche Bild vom Jahresverlauf der Ammoniumgehalte an einem Standort ergibt sich aus der Vielzahl der einflußnehmenden biotischen und abiotischen Faktoren und deren zahlreichen Wechselwirkungen:

Abb. 23: Ammoniumgehalte (mg/l) im Kapillarwasser der Untersuchungsgebiete

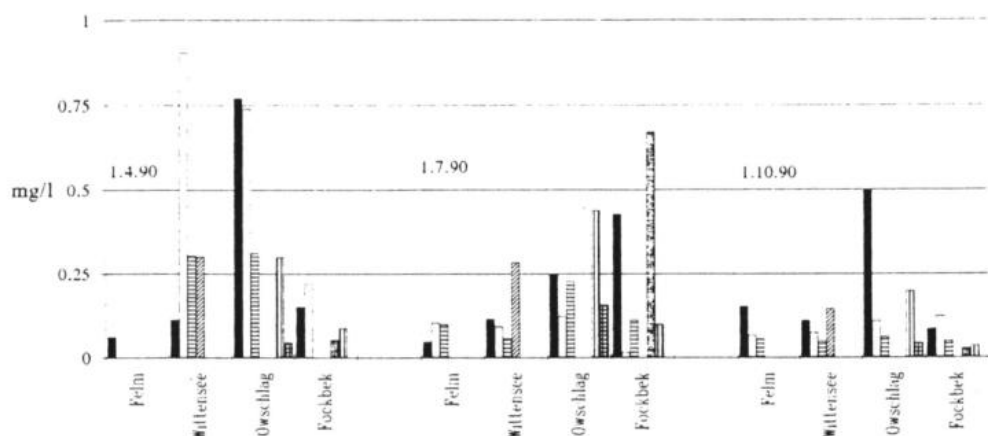
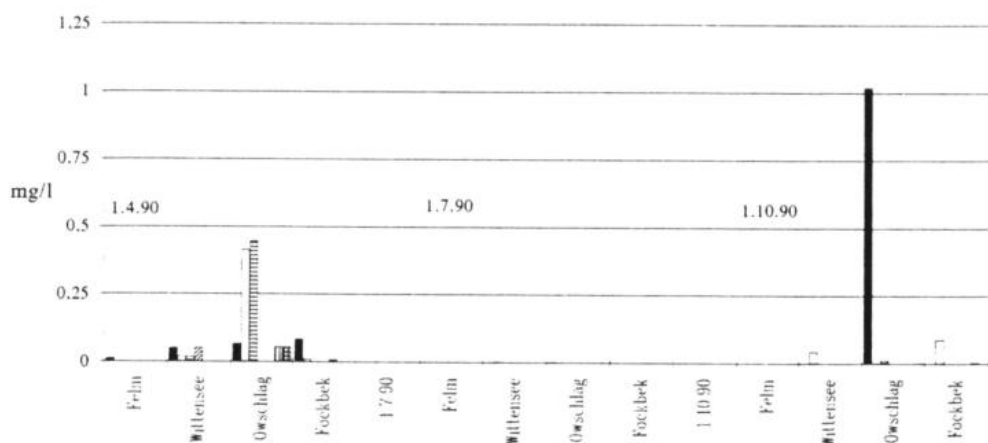


Abb. 24: Nitrat-Konzentrationen (mg/l) im Kapillarwasser der Untersuchungsgebiete



Legende

- | | |
|---|---|
| ■ Erico-Sphagnetum magellanici, Schlenke | ▨ Erico-Sphagnetum magellanici, Owschlag Moor U2 (Parallelf.) |
| □ Erico-Sphagnetum magellanici, Rasen | ▩ S. cuspidatum - Gesellschaft, Fockbeker Moor U2 (Initialphase) |
| ▤ Erico-Sphagnetum magellanici, Bult | ▧ E. angustifolium-S. fallax - Ges., Fockbeker M. U1 (Aufstaufl.) |
| ▦ S. riparium-Bestand, Wittenseer Moor U3 | ▩ Scordio-Utricularietum minoris, Owschlag Moor U3 |

- der Mineralisation des akrotelmatischen Torfsubstrates
- der Aufnahme durch Torfmoose und Ericaceen-Wurzeln
- Wasserstand, Höhe der Sphagnum über dem Wasserspiegel, Evapotranspiration, Temperatur und Azidität.

Die relativ moderaten Konzentrationsunterschiede der Hochmoorbulten - Gesellschaft im Frühjahr und Sommer sind möglicherweise auf das ganzjährig milde und feuchte Klima des Untersuchungsjahres 1990 zurückzuführen.

Externe Faktoren beeinflussen zudem das Ammoniumangebot: Im Frühjahr wurde in Witten-see wiederholt beobachtet, wie auf den angrenzenden, steil ansteigenden Grünländereien Gülle ausgebracht wurde. Die auffällig hohen Werte (0,9 mg/l) im Rasenniveau sind eventuell auf eine Kontamination mit anthropogen bedingten Ammoniumdepositionen zurückzuführen. Diese wurden im Schlenkenniveau verdünnt und von der Vegetation sofort aufgenommen. Im trockeneren Rasenniveau kann es zu einer Aufkonzentrierung gekommen sein. Meßergebnisse aus dem Bultniveau liegen leider für diese Meßperiode nicht vor, so daß eine Verifikation der Hypothese nicht möglich ist.

Auch beim Owschlager und Fockbeker Moor können im Frühjahr Gülledepositionen zu einer ephemeren Konzentrationserhöhung beigetragen haben. Die Lage der Moore im reliefarmen Geestsander und ihre Größe (insbesondere des Fockbeker Moores) führen jedoch zu einer weit weniger starken Beeinträchtigung.

Der im Sommer auftretende hohe Ammoniumgehalt der Aufstaupflähe U1 im Fockbeker Moor ist eventuell auf eine Guanotrophierung durch die angrenzende Möwen - Kolonie zurückzuführen.

Die Untersuchungen von MÜLLER (1973:212) zu Guanotrophierungseffekten an Kolken nordwestdeutscher Hochmoore ergaben eine bis zu dreifache Erhöhung der Ammoniumgehalte. Sie stehen im Einklang mit Ergebnissen von PAFFEN (1990:10), der in wiedervernässten, von Möwenkolonien besiedelten (4000 Paare) Bereichen des Grooten Peel (Niederlande) ebenfalls deutliche Ammonium- und Phosphatanreicherungen feststellte.

AUE (1985:111) konnte hingegen nach einem Besuch von ca. 500 Wasservögeln am Folgetag lediglich einen Anstieg der Kaliumgehalte in den Gräben und Kolken des Dosenmoores (Schleswig-Holstein) feststellen.

Bei einem Vergleich der Ammoniumgehalte mit überregionalen Moorwasseranalysen von Hochmoorstandorten (Tab. 10) sind sehr gute Übereinstimmungen mit amerikanischen und kanadischen Ergebnissen zu verzeichnen. Vergleiche der Konzentrationen norddeutscher Befunde werden durch methodische Unterschiede erschwert (vgl. LÜTKE TWENHÖVEN 1992:92f). Die Mittelwerte im *Erico - Sphagnetum magellanici* des Wittenseer Moores liegen niedriger als die von BERTRAM (1988) erhobenen Gehalte und entsprechen etwa jenen von LÜTKE TWENHÖVEN (1992). Bei Einbeziehung des Owschlager Moores würden sich die Unterschiede zu BERTRAM allerdings relativieren.

Eine hohe Kongruenz zu Literaturangaben besteht für die Ammoniumgehalte der *Sphagnum riparium* - Dominanzbestände und für die *Sphagnum cuspidatum* - Gesellschaft; deutlich geringer fallen jedoch die eigenen Befunde für das *Scorpidio - Utricularietum minoris* aus (vgl. Tab. 12).

5.1.3.8 Die Nitratgehalte

Nitrat konnte in Abhängigkeit von der Jahreszeit nur vereinzelt in den Untersuchungsflächen nachgewiesen werden: Während im Frühjahr in der Regel (Ausnahme: Fläche U2 im Fockbeker Moor, *S. cuspidatum* - Gesellschaft) in allen Untersuchungsflächen Nitrat festgestellt wurde, war im Sommer kein und im Herbst nur sporadisch Nitrat nachweisbar (siehe Abb. 24).

Die Konzentrationen liegen im Frühjahr und Herbst in Wittensee, Owschlag (U2, U3), Fockbek und Felm zwischen 0.001 und 0.088 mg/l; lediglich das Owschlag Moor fällt durch höhere Werte im Rasen und Schlenkenniveau heraus (0,4 mg/l). Der Maximalwert wurde im Herbst im Schlenkenniveau Owschlags registriert (1,02 mg/l).

Nitrat wurde in Mooren nur selten und in geringen Konzentrationen nachgewiesen (vgl. GORHAM 1956a, MÜLLER 1973, HÖLZER 1977, BERTRAM 1988, WERNER 1990, LÜTKE TWENHÖVEN 1992). Mikrobielle Reduktion, Denitrifikation und die Aufnahmetätigkeit der Vegetation (z.B. GORHAM et al. 1985) sowie eine bei niedrigen pH - Werten und Redoxpotentialen ausgeprägte chemische Unbeständigkeit von Nitrat (CAMPBELL 1970, zitiert bei LÜTKE TWENHÖVEN 1992:93) wirken einer Anreicherung entgegen.

BERTRAM (1988:113) und WERNER (1990:46) stellten ebenfalls erhöhte Nitratwerte im Frühjahr in Torfstichen und Kolken Norddeutschlands fest. Hohe Niederschlagsraten, eine klimatisch bedingte reduzierte Denitrifikation und eine noch geringe Aufnahmetätigkeit durch die höheren Pflanzen und Torfmoose führen im Frühjahr wie auch im Herbst zu einer leichten Konzentrationserhöhung.

Die Zufuhr von Nitrat im Hochmoor erfolgt im wesentlichen durch Staubeinwehung und durch nasse Depositionen. WERNER (1990:46) wies die Abhängigkeit der Nitratwerte im Moorwasser von unmittelbar vorangehenden Regenereignissen nach. Sie sind wahrscheinlich auch die Ursache für die geringen Nitratgehalte im Frühjahr und Herbst des Wittenseer Moores.

In Schleswig-Holstein konnten von BLUME et al. (1985:45) im Jahre 1984 mittlere $\text{NO}_3\text{-N}$ -Gehalte von 0,8 mg/l in nassen Depositionen ermittelt werden. Die Zufuhr der Niederschläge liegt also beträchtlich über den Gehalten des Moorwassers mit Ausnahme der Fläche U1 in Owschlag. Die relativ hohen Nitratgehalte im *Erico* - *Sphagnetum magellanicum* U1 kennzeichnen hier die Grundwasserbeeinflussung der Flächen.

Literaturangaben von BERTRAM (1988, vgl. Tab. 12) aus entsprechenden Vegetationstypen liegen allerdings noch höher als die eigenen Befunde. Der Autor stellte im Mai im *Erico-Sphagnetum magellanicum* Nitrat - Konzentrationen von 0,9 mg/l fest (BERTRAM 1988:113). Zum gleichen Zeitpunkt wurden im *Scorpidio* - *Utricularietum minoris* Werte von 0,3 - 0,7 mg/l NO_3 ermittelt, Konzentrationen, die deutlich über denen des Bestandes U3 im Owschlag Moor liegen.

Auch die für den *Sphagnum riparium* -Dominanzbestand im Wittenseer Moor (U3) ermittelten Nitratgehalte (0,022 mg/l) liegen weit unter den von DIERSEN (1983a:17) angegebenen Werten (3,95 mg/l).

Tab. 10: Hochmoorwasser-Analysen im Literaturvergleich

Autor/in	Müller	Schwintzer & Tomberlin	Vitt & Baylay	Gorham et al.	Bertram	Aue
Jahr	1973	1982	1984	1985	1988	1985
Ort	Niedersachsen N - Deutschland	Michigan N - USA	Ontario Kanada	Transekt N-Amerika	Niedersachsen N - Deutschland	Schl.-Holstein N - Deutschland
Moor	Ahlenmoor	Hochmoor	Hochmoor	Hochmoore	Torfästiche in Niedersachsen Rasen	Dosenmoor Hochmoor
hydr. Niveau bzw. Standort	Kolk	15-30cm	Schlenke	-	-	-
Probenentnahme	Oberflächenwasser	-	Oberflächenw.	Oberflächenw.	Meßbrunnen und Oberflächenw.	Meßbrunnen
Vegetation	-	-	S. fallax	-	Narthecio-S. mag. Erico-Sphagn. mag.	Moorheidestadium
pH	± SE/R	3,1-4	4 +/- 0,2	3,7-4,1	3,5-4,2	3,5-4,1
	x	3,6		4		
Leitf.	± SE/R	-	57 +/- 9	17,6	28-93	-
(µS/cm)	x				72	
Natrium	± SE/R	1,2-20,5	1,7 +/- 0,5		-	6,2-9
(mg/l)	x	8,6		1,2	2,2 +/- 2,8	7
Kalium	± SE/R	0,2-5,5	0,7 +/- 0,4		-	0,5-2,5
(mg/l)	x	1,2		0,9	0,2 +/- 0,18	1,2
Kalzium	± SE/R	0,5-4,1	2,3 +/- 0,8		-	1,0-2,2
(mg/l)	x	1,9		12	0,54 +/- 0,42	1,6
Magnesium	± SE/R	0,0-3,8	0,5 +/- 0,2		0,018-0,09	0,9-1,8
(mg/l)	x	1,4		0,5	-	1,3
Ammonium	± SE/R	0,1-3,1*	0,5 +/- 0,5	0,022 +/- 0,02	-	0,0-2,2
(mg/l)	x	1,5			0,0-1,03	0,0-2,2
Nitrat	± SE/R	-	33,7 +/- 51,8	-	0,89	-
(mg/l)	x			n.n.	<0,44	
Phosphat	± SE/R	0,0-0,7	0,33 +/- 0,56	-	n.n.	0,2-0,8
(mg/l)	x	0,14			0,0-0,2	0,3
					0,09	
Autor/in	Damman	Vitt et al.	Werner	Lütke-Twenhöfen	Lütt	Lütt
Jahr	1988a	1990	1990	1992	1992	1992
Ort	Neufundland	British Columbia Kanada	Schl.-Holstein N - Deutschland	Schl.-Holstein N - Deutschland	Schl.-Holstein N - Deutschland	Schl.-Holstein N - Deutschland
Moor	Hochmoor	ozeanische Deckenmoore	Dosenmoor Hochmoor	Felmer Moor Hochmoor, Torfst.	Wittensee Hochmoor, Torfst.	Fockbek Hochmoor, Torfst.
hydr. Niveau bzw. Standort	Acrotelm	-	Schlenken, Kolke Gräben, Torfst.	Schlenke	Bultniveau	Bultniveau
Probenentnahme	Lysimeter	Oberflächenw.	Oberflächenw.	Oberflächenw.	Oberflächenw.	Oberflächenw.
Vegetation	-	-	-	Erico-Sphagnetum magellanicum	Erico-Sphagnetum magellanicum	Erico-Sphagnetum magellanicum
pH	± SE/R	-	4,4-4,6	3,4-4,3	3,4-4,2	3,5 - 5,8
	x				3,8	4,3
Leitf.	± SE/R	-	82,3 +/- 13,8	65-182*	90-117*	14 - 180
(µS/cm)	x				101	82
Natrium	± SE/R	3,9 +/- 0,1	13,8 +/- 1,9	6-10	1,7-13,6	8 - 14
(mg/l)	x			7,5	8	10,9
Kalium	± SE/R	0,4 +/- 0,03	0,1 +/- 1,2	0,1-1,5	0,3-3,1	0,99 - 1,89
(mg/l)	x				1,2	1,38
Kalzium	± SE/R	0,35 +/- 0,04	0,4 +/- 0,08	1,4-4,4	1,8-4,9	0,87 - 1,27
(mg/l)	x				3,1	1,12
Magnesium	± SE/R	0,44 +/- 0,05	1,5 +/- 0,3	0,8-1,5	-	0,63-1,68
(mg/l)	x					1,02
Ammonium	± SE/R	0,03 +/- 0,01	-	1,1-5,6*	0,0-0,8	0,048 - 0,11
(mg/l)	x				0,3	0,09
Nitrat	± SE/R	-	-	0,0-0,2	-	0,0-0,018
(mg/l)	x					0,01
Phosphat	± SE/R	-	-	0,0-0,18	-	0,164-0,179
(mg/l)	x					0,17
						0,078 - 0,231
						0,1

*: Neßlers Reagenz

*: nicht korrigierte Leitfähigkeit

n. n.: nicht nachweisbar

(± SE: Standard Error; x: Mittelwerte; R: Varianzbreite).

Tab. 11: Mittelwerte und Varianzbreite der pH - Werte, korrigierten Leitfähigkeit (T = 20°C) und Ionengehalte im Moorwasser

Untersuchungsgebiete	pH	corr. Leitf. ($\mu\text{S/cm}$)	Na mg/l	K mg/l	Ca mg/l	Mg mg/l	NH ₄ mg/l	NO ₃ mg/l	PO ₄ mg/l
Wittensee U1, Schlenke	4,1 3,6 - 4,8	59 13 - 105	9,23 7,03 - 12,46	0,83 0,26 - 1,49	1,3 1,11 - 1,55	1,03 0,87 - 1,16	0,112 0,109 - 0,114	0,017 0 - 0,051	0,144 0,031 - 0,263
Wittensee U1, Rasen	4,1 3,5 - 4,5	58 5 - 112	7,08 6,72 - 7,42	1,35 0,42 - 2,61	1,02 0,71 - 1,59	0,69 0,46 - 0,92	0,357 0,074 - 0,904	0,022 0,001 - 0,043	0,148 0,077 - 0,186
Wittensee U2, Bult	4,1 3,5 - 4,4	60 8 - 117	9,82 7,6 - 13,66	1,45 0,45 - 3,14	1,12 0,69 - 1,64	1,4 0,8 - 2,39	0,137 0,049 - 0,305	0,006 0 - 0,018	0,174 0,164 - 0,179
Wittensee U3, S.rip.-Fläche, Rasen	4,1 3,6 - 4,7	77 38 - 162	7,49 6,42 - 8,66	0,63 0,38 - 0,967	2,21 1,96 - 2,44	1,53 1,46 - 1,56	0,244 0,144 - 0,302	0,022 0,359	0,213 0,153 - 0,304
Owschlag U1, Schlenke	5,3 4,8 - 5,9	179 118 - 278	10,98 8,82 - 14,38	3,67 2,38 - 4,61	9,42 5,18 - 16,61	2,61 1,98 - 3,49	0,506 0,251 - 0,77	0,359 0,056 - 1,02	0,169 0,119 - 0,195
Owschlag U1, Rasen	4,4 3,9 - 5,7	111 41 - 199	9,64 6,36 - 13,61	2 1,38 - 2,41	2,99 2,1 - 4,32	1,44 1 - 2,11	0,323 0,108 - 0,74	0,139 0 - 0,414	0,141 0,111 - 0,158
Owschlag U1, Bult	4,6 3,5 - 5,8	118 10 - 231	8,43 6,55 - 9,72	1,63 1,57 - 2,1	2,63 1,24 - 4,08	1,16 0,67 - 1,76	0,2 0,061 - 0,312	0,153 0 - 0,446	0,06 0,045 - 0,077
Owschlag U2, Schlenke	5 4,1 - 5,9	108 69 - 128	12,34 9,43 - 17,3	1,4 0,85 - 2,08	2,97 1,52 - 4,32	2,22 1,52 - 2,58	0,312 0,3 - 0,438	0,019 0 - 0,056	0,036 0,008 - 0,064
Owschlag U3, S. auri., submers	4,5 3,8 - 5,5	85 48 - 125	8,28 7,3 - 9,37	1,21 0,57 - 2,12	3,66 3,16 - 4,12	1,3 1,14 - 1,41	0,081 0,042 - 0,156	0,019 0 - 0,055	0,242 0,055 - 0,594
Fockbek U1, Aufstauff., Rasen	4,2 3,7 - 4,4	65 26 - 137	12,42 9,46 - 18,22	0,92 0,42 - 1,19	1,21 0,91 - 1,69	1,02 0,63 - 1,68	0,251 0,026 - 0,672	0,003 0 - 0,009	0,086 0,029 - 0,077
Fockbek U2, S. cusp., submers	3,9 3,5 - 4,4	63 3 - 109	10,96 8,42 - 13,06	0,97 0,44 - 1,6	1,22 1 - 1,37	1,47 1,27 - 1,76	0,18 0,088 - 0,354	0,002 0 - 0,005	0,225 0,0891 - 0,49
Fockbek U3, Schlenke	4 3,6 - 4,4	68 11 - 164	10,78 8,09 - 15,27	1,48 0,45 - 3,01	0,87 0,61 - 1,07	1,44 1,06 - 2,07	0,249 0,085 - 0,235	0,028 0 - 0,084	0,106 0,088 - 0,195
Fockbek U3, Rasen	4,2 3,6 - 5,2	70 9 - 233	10,73 8,39 - 14,02	0,85 0,35 - 1,64	1,25 1,13 - 1,4	1,37 0,97 - 1,64	0,166 0,155 - 0,22	0,033 0 - 0,088	0,165 0,078 - 0,299
Fockbek U3, Bult	4,3 3,5 - 5,8	82 14 - 180	10,93 8,03 - 14,02	1,38 0,99 - 1,89	1,12 0,87 - 1,27	1,13 0,73 - 1,64	0,126 0,048 - 0,111	0,003 0 - 0,01	0,142 0,078 - 0,231
Fdln, Schlenke	4,2 3,6 - 4,6	95 6 - 150	9,76 9,18 - 9,91	1,04 0,84 - 1,4	1,57 1,21 - 1,86	1,3 1,21 - 1,38	0,086 0,047 - 0,151	0 - 0,012	0,109 0,015 - 0,189
Fdln, Rasen	4,4 3,7 - 5,7	107 57 - 195	8,89 8,84 - 8,93	1,6 1,24 - 1,95	1,58 1,54 - 1,61	1,25 1,18 - 1,31	0,077 0,0651 - 0,103	0 0	0,185 0,144 - 0,226
Fdln, Bult	4 3,6 - 4,5	76 27 - 147	8,95 8,17 - 9,73	0,91 0,74 - 1,08	1,43 1,27 - 1,58	1,16 1,02 - 1,3	0,077 0,055 - 0,098	0 0	0,23 0,081 - 0,379

Tab. 12: Moorbwasseranalysen (mg/l) einiger Pflanzengesellschaften im Literaturvergleich (Mittelwerte und Streuungsmaße SE, R und s²)

Gesellschaft	AutorIn	pH	korr. Leitf. (µS/cm)	Na	K	Ca	Mg	NH ₄	NO ₃	PO ₄
Scorpidio - Utricularietum minoris	Gorham 1956b Niedermoore Lake District	4,95	57	5	0,42	3,2	-	-	-	-
	Bertram 1988 Torfsüchtige Niedersachsen	3,85 3,5 - 5	123 ± 66	-	-	-	-	1,16 ± 1,42	< 0,4 0,3 - 0,7*	0,045 - 0,13
	Lütt 1992 Torfsüchtig, Owschlag (U3)	4,5 3,8 - 5,5	85 48 - 125	8,28 7,3 - 9,37	1,21 0,57 - 2,12	3,66 3,16 - 4,12	1,3 1,14 - 1,41	0,081 0,042-0,156	0,019 0 - 0,055	0,242 0,055 - 0,594
	Gorham, 1956a Hochmoor, Lake District	4,3	75	6,4	2	1,8	-	-	-	-
	Hölzer 1977 Hochmoorkompl., Schwarzwald	3,56 s ² = 0,048	53,83 # 59,26	0,056 0,41	0,22 0,016	0,5 0,018	0,17 0,0023	ca. 0,09	-	-
Sphagnum cuspidatum Gesellschaft	Bertram 1988 Torfsüchtige Niedersachsen	3,65 3,4 - 4	62 ± 24	-	-	-	-	0,13 ± 0,39	< 0,4	0,005 ± 0,015
	Lütt 1992 Torfst., Fockbek (U2)	3,9 3,5 - 4,4	63 3 - 109	10,96 8,4 - 13,1	0,97 0,44 - 1,6	1,22 1 - 1,37	1,47 1,27 - 1,76	0,18 0,088-0,354	0,002 0 - 0,005	0,225 0,089 - 0,49
	Bertram 1988 Torfsüchtige Niedersachsen	3,6 3,3 - 4,1	92 ± 59	-	-	-	-	1,55 ± 2,19	< 0,4	0,08 ± 0,37
	Lütt 1992 Aufsaulf. U1, Fockbek	4,2 3,7 - 4,4	65 26 - 137	12,43 9,46-18,22	0,92 0,42 - 1,19	1,21 0,91 - 1,69	1,02 0,63 - 1,68	0,25 0,026-0,672	0,003 0 - 0,009	0,06 0,029 - 0,077
	Dierßen 1983a Torfst. u. Gräben Ostdeutschlands	-	-	2,53 1,5 - 3,4	0,92 0,7 - 1,2	7,55 6,1 - 8,9	0,98 0,6 - 1,6	0,36 0,18-0,52	3,95 2,6-5,4	0,67 0,3 - 1,4
S. riparium - Dominanz- bestände	Lütt Torfsüchtig Wittensee, U3	4,1 3,6 - 4,7	77 38 - 162	7,49 6,42 - 8,66	0,63 0,38 - 0,967	2,21 1,96 - 2,44	1,53 1,46 - 1,56	0,244 0,144-0,285	0,022 0 - 0,066	0,213 0,153 - 0,304
	Gorham 1956a Hochmoor, Lake District	4,2	45	3,5	0,12	2,2	-	-	-	-
	Bertram 1988 Torfsüchtige Niedersachsen	3,6 3,3 - 4,1	72 ± 41	-	-	-	-	0,39 ± 0,90	< 0,4 max. 0,9*	0,085 ± 0,18
	Lütt 1992 Wittenseer Moor U2	4,1 3,5 - 4,4	60 8 - 117	9,82 7,6 - 13,7	1,45 0,45 - 3,14	1,21 0,91 - 1,69	1,02 0,63 - 1,68	0,14 0,049-0,305	0,01 0 - 0,018	0,17 0,164 - 0,179

* episodisch # nicht korrigierte Leitfähigkeit

5.1.3.9 Die Phosphatgehalte

Auch die Phosphatgehalte der Moorwässer zeigen einen ausgeprägten Jahresgang (siehe Abb. 25). Die höchsten Konzentrationen an nahezu allen Standorten wurden in der Sommerperiode ermittelt. Die Intensität der Schwankung ist in Abhängigkeit vom untersuchten Vegetationstyp unterschiedlich stark ausgeprägt.

Die oligotrophen Hochmoorstandorte des Wittenseer, Fockbeker und Felmer Moores zeigen eine erstaunlich weite Amplitude mit Höchstwerten im Bultniveau (vgl. Tab. 11).

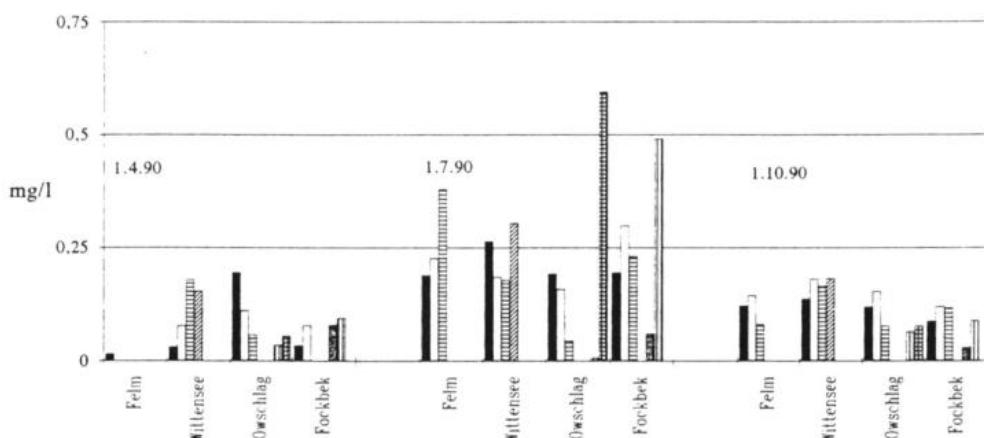
Demgegenüber weist das mineralstoffreiche *Erico - Sphagnetum magellanici* des Owschlagers Moores (U1) eine geringe Jahresamplitude und einen vom Schlenken- zum Bultniveau abnehmenden Gradienten auf.

Ungleich extremere Schwankungen wurden an den oligo- bis mesotrophen Sonderstandorten festgestellt. Hohe Phosphatpeaks sind hier insbesondere in den primären Verlandungsstadien zu verzeichnen: In der *Sphagnum cuspidatum* - Gesellschaft (U2) des Fockbeker Moores wurden Konzentrationen von 0,49 mg/l registriert, im *Scorpidio - Utricularietum minoris* sogar 0,59 mg/l.

Ganzjährig niedrig fallen hingegen die Phosphatgehalte in der *Eriophorum angustifolium - Sphagnum fallax* - Gesellschaft der Aufstaufläche U1 aus.

Die Phosphatkonzentration wird primär von der Akkumulation in der Vegetation und deren Zersetzung bestimmt (SCHWINTZER & TOMBERLIN 1982:1236).

Abb. 25: Phosphat-Konzentrationen (mg/l) im Kapillarwasser der Untersuchungsgebiete



Legende

- | | |
|---|--|
| ■ Erico-Sphagnetum magellanici, Schlenke | ▨ Erico-Sphagnetum magellanici, Owschlag Moor U2 (Parallelf.) |
| □ Erico-Sphagnetum magellanici, Rasen | ▩ S. cuspidatum - Gesellschaft, Fockbeker Moor U2 (Initialphase) |
| ▤ Erico-Sphagnetum magellanici, Bult | ■ E. angustifolium-S. fallax - Ges., Fockbeker M. U1(Aufstaufl.) |
| ▧ S. riparium-Bestand, Wittenseer Moor U3 | ▦ Scorpidio-Utricularietum minoris, Owschlag Moor U3 |

Remineralisationsvorgänge wie auch die Aufnahmetätigkeit durch die Pflanzen sind temperaturabhängige Prozesse und in der Sommerzeit besonders hoch. Die Prozesse werden in dieser Zeit zusätzlich durch 'Eindickungseffekte' überlagert.

Im Torfstich U2 des Fockbeker Moores wurde in den Sommermonaten eine starke Algenentwicklung beobachtet (vgl. BORCHERT 1988:90). Die Phosphatanreicherung in den Wasserproben könnte auf die Zersetzung der Algenwatten zurückzuführen sein. Ähnlich deutet WERNER (1990:50) sommerliche Maximalwerte in Gräben, Torfstichen und Kolken des Dosenmoores (Schleswig - Holstein). Diese Erklärung ist allerdings unbefriedigend und kann nur sekundärer Natur sein: Bereits die Bestandesentwicklung der Algen setzt eine höhere Phosphatzufuhr voraus. Möglicherweise wird der Torfstich durch die Mineralisation umgebender Torfbänke gespeist.

Die Remineralisierung von Hydrophyten (z.B. *Potamogeton polygonifolius*) und eine insgesamt erhöhte biologische Umsetzung könnten zum Sommerpeak des *Scorpidio - Utricularietum minoris* beigetragen haben. Die Hydrophyten wurzeln in der Regel in mineralisierten Torfrändern, so daß bei ihrer Zersetzung eine externe Phosphatquelle erschlossen wird.

Hohe Phosphatgehalte als Folge einer Guanotrophierung (vgl. PAFFEN 1990:10) konnten für die Aufstaufläche U1 des Fockbeker Moores nicht bestätigt werden.

Beobachtungen BERTRAMs (1988:125) zufolge sind höhere Phosphatgehalte in Torfstichen Niedersachsens dann nachweisbar, wenn bis zum mineralischen Untergrund abgetorft wurde. Der Autor vermutet, daß über das Grundwasser auch Phosphate aus landwirtschaftlichen Nutzflächen der Umgebung in die Torfstiche gelangen. Diese Beobachtung wird durch die hohen Phosphatgehalte der Initialstadien bestätigt: beide stehen unter Mineralbodenwasser-Zufuhr. Daß ein Mineralbodenwassereinfluß jedoch nicht zwangsläufig zu hohen Phosphatgehalten führt, belegen die Messungen in der Aufstaufläche. Offenbar hängt die Nachweisbarkeit stark von der Produktivität der bestandsbildenden Torfmoose ab (vgl. Kap. 5.3).

Im Literaturvergleich ergibt sich für die untersuchten Gesellschaften folgendes Bild: Etwas höhere mittlere Phosphatgehalte, jedoch ähnliche Amplituden wurden im Vergleich zu BERTRAM (1988) für das *Scorpidio - Utricularietum minoris*, für die *Sphagnum cuspidatum* - Gesellschaft und für das *Erico - Sphagnetum magellanici* gefunden, nahezu identische hingegen für die *Eriophorum angustifolium - Sphagnum fallax* - Gesellschaft. Die gemessenen Konzentrationen des *Sphagnum riparium* - Bestandes im Wittenseer Moor hingegen liegen deutlich unter den von DIERSEN (1983a) angegebenen Werten.

5.1.3.10 Gesamtdiskussion zu den Nährstoffgehalten im Moorwasser der Untersuchungsflächen

In die Beurteilung hydrochemischer Parameter gehen standortimmanente, externe und zeitliche Faktoren ein.

Als standortimmanente Faktoren sind biogene (z.B. rezente Vegetationsdecke, Artensammensetzung der Torfe, mikrobielle Aktivität) und räumliche Elemente (z.B. Lokalität, Lage des Torfstiches, Torfmächtigkeit, mineralischer Untergrund) zu nennen.

Externe Faktoren sind der Ionengehalt der Niederschläge, Niederschlagsmenge und - häufigkeit, aeolische Depositionen, Oberflächenwasserzufuhr und andere. Beide Elemente werden von der zeitlichen Komponente überlagert: dem Entwicklungsstadium des Torfstiches sowie tages- und jahreszeitlichen Schwankungen.

Eine exakte Abgrenzung ombro- und minerotropher Moorstandorte mit Hilfe hydrochemischer Parameter, wie sie insbesondere WITTING (1948) und MALMER & SJÖRS (1955) versucht haben, ist bisher nicht allgemein gültig gelungen. Die Mineralbodenwassergrenze wird in Nordwesteuropa etwa durch den Ca^{2+} -Gehalt von 1 mg/l wiedergegeben (DIERSSEN 1982:223).

GORHAM (1967) und MOORE & BELLAMY (1974) geben für ombrotrophe / oligotrophe Verhältnisse atlantischer Hochmoore Kalziumkonzentrationen von < 2 mg/l und pH - Werte von 3 - 4 an. Schwach minerotrophe Verhältnisse liegen ihnen zufolge bei Kalziumgehalten von 2 - 5 mg/l und pH - Werten von 4 - 5 vor, deutlich minerotrophe bei 5 - 30 mg/l Ca^{2+} und pH - Werten von 5 - 7.

Die Untersuchungen von HÖLZER (1977) im Blindensee-Moor (Schwarzwald) verdeutlichen die regionale Gültigkeit einer Grenzziehung anhand der Kalziumgehalte im Moorwasser: Im Schwarzwald liegt die Grenze für minerotrophe Moorstandorte bei einem Kalziumgehalt von 0,45 mg/l. Dieser Wert wird allerdings auch an ombrotrophen Standorten erreicht oder sogar überschritten. Der Autor hält eine nachvollziehbare Abgrenzung von ombro- und minerotrophen Standorten eher bei einer Kombination mehrerer Faktoren für möglich. Neben pH - Wert, Kalzium- und Magnesiumkonzentrationen verwendet HÖLZER den Kalium- und Natriumgehalt zur Differenzierung von Niedermoor- und Hochmoorkomplexen.

Nach SCHWINTZER & TOMBERLIN (1982) sind neben pH - Wert und Ca^{2+} - Konzentration auch die Magnesiumgehalte, die Alkalinität und die Leitfähigkeit für die Trennung von Hoch- und Niedermooren geeignete Parameter. Stickstoff-, Phosphor- und Kaliumgehalte hingegen hängen primär von der Akkumulation in der Vegetation und deren Zersetzung ab und sind somit nicht als differenzierende Faktoren geeignet.

Regionalspezifische Grenzwerte sind auf sekundäre Moorstandorte nur bedingt anwendbar: Unter dem Einfluß des Menschen hat sich in abgetorften Mooren eine Vielzahl kleinflächig unterschiedlicher Mikrostandorte entwickelt. Faktoren- und Wirkungskomplexe sind hier schwer zu durchschauen. So werden noch wirksame Effektoren, wie ehemalige Torfbänke, inzwischen von neogenen Torfen überlagert und erschweren damit die Einschätzung der Zufuhr von Nährstoffen. Die in der Regel entwässerten und somit auch mineralisierten Torfe der Torfstichumgebung können zusätzlich als Nährstoffquelle wirken.

BECKELMANN & BURGHARD (1989) konnten experimentell mit Hilfe unterirdischer Keramikzellen eine laterale Stickstoff-, insbesondere Nitrat-, und Kationenzufuhr von erhöhten, stark mineralisierten Torfbänken in tiefergelegene Torfstiche nachweisen. Besonders im Frühjahr und Sommer wurde im Zuge der Austrocknung eine fortschreitende Mineralisation und Nitratfreisetzung in den Torfbänken festgestellt. Gleichzeitig wurde in den Torfstichen eine Erhöhung der Kalzium- und Eisengehalte konstatiert.

Hinsichtlich der Lage und Torfmächtigkeit als ombrotroph einzustufende Standorte können somit dem Einfluß mineralstoffreicheren Wassers unterliegen.

Folglich ist in Torfstichökosystemen selbst bei hohen Resttorfmächtigkeiten eine strukturell bedingte höhere Nährstoffzufuhr möglich.

Von den untersuchten Mooren können entsprechend den hydrochemischen Parametern lediglich die Flächen U1 und U2 (*Erica - Sphagnetum magellanici*) des Wittenseer Moores sowie die Untersuchungsfläche im Felmer Moor mit Einschränkungen als ombrotroph eingestuft werden. Gleichwohl sind auch hier im Vergleich zu internationalen Daten aus der Literatur (siehe Tab. 10) etwas höhere Kalium- und Kalziumgehalte zu verzeichnen. Die Kalziumkonzentrationen können im Wittenseer Moor Maximalwerte von 1,69 mg/l erreichen, im Felmer Moor wurden von LÜTKE TWENHÖVEN (1992) in trockenen Sommermonaten

sogar Werte von 4,9 mg/l ermittelt. Auch die Phosphatwerte erscheinen der Verfasserin relativ hoch; Vergleichswerte liegen in der Literatur jedoch kaum vor. Inwieweit die Konzentrationsunterschiede von Kalium und Phosphat auf eine stärkere Umsetzungsdynamik oder auf laterale Nährstoffzufuhr zurückzuführen sind, kann nicht beurteilt werden. Darüber hinaus kann eine methodisch bedingte Erhöhung nicht ganz ausgeschlossen werden (vgl. Kap. 3.5).

Die entsprechenden Untersuchungsflächen des Fockbeker Moores (U3) weichen nur unwesentlich von den Werten des Wittenseer und Felmer Moores ab (vgl. Tab. 11). Lediglich erhöhte pH - Werte und Leitfähigkeiten zeigen hier in trockenen Sommermonaten (insbesondere 1989) einen Mineralbodenwassereinfluß an.

Deutlich abweichende Kalziumgehalte, pH - Werte und Leitfähigkeiten sind für die Flächen U1 des Owschlagers Moores festzuhalten. Die Werte liegen im Rasen- und Bultniveau innerhalb der von GORHAM (1967) und MOORE & BELLAMY (1974) angegebenen Grenzen für schwach minerotrophe Standorte; das Schlenkenniveau ist mit einem mittleren Kalziumgehalt von 9,4 mg/l, einem mittleren pH - Wert von 5,3 und einer mittleren korrigierten Leitfähigkeit von 179 $\mu\text{S}/\text{cm}$ als deutlich minerotroph zu bezeichnen.

Ähnlich hohe Werte für das *Erico - Sphagnetum magellanici* wurden von MILES (1976) in fünf südünglischen Mooren gefunden: Der mittlere pH - Wert betrug 5,3, die mittlere Kalzium - Konzentration 8,2 mg/l. Die von dem Wissenschaftler untersuchten *Erico - Sphagneten* weisen eine hohe Stetigkeit von *Narthecium ossifragum* auf. Die Art kommt auch im Rasen- und Bultniveau des Owschlagers Moor mit höheren Deckungen vor. Sie erreicht in Schleswig - Holstein die östliche Grenze ihres Hochmoorökoareals (ALETSEE 1967). Ihr Verbreitungsschwerpunkt im Grenzareal liegt offenbar auf mesotrophen, deutlich mineralbodenwasserbeeinflußten Standorten (vgl. MÜLLER 1973:168, BORCHERT 1988:59).

Eine kontinuierliche Abnahme der Magnesium-, Kalzium- und Ammoniumgehalte vom Schlenken- zum Bultniveau ist im groben in den oligo- und ombrotrophen Flächen des Fockbeker, Wittenseer und Felmer Moores nachzuvollziehen. Sie ergibt sich aus der mit zunehmender Entfernung vom Wasserstand steigenden Effizienz des Ionenaustausches der Sphagnen sowie aus einer gleichgerichteten Abnahme des Mineralbodenwassereinflusses. Die fortschreitende Verarmung an Kationen und Phosphaten von Schlenke zu Bult wird insbesondere im Owschlagers Moor deutlich (vgl. Tab. 11).

Kleinstandörtlich variierende Nährstoffangebote von ombrotrophen Bult- und Schlenkenstandorten werden auch von DAMMAN (1978, 1986) und HÖLZER (1977) beschrieben. Danach sind Schlenken im allgemeinen nährstoffreicher als Bulte, die jeweiligen Elemente verhalten sich entsprechend der Retentionskraft des Torfes jedoch individuell unterschiedlich. DAMMAN (1978:487ff) führt die Nährstoffanreicherung in Schlenken primär auf Auswaschung aus gut durchlüfteten Bulttorfen zurück.

Unterschiede im Nährstoffangebot in Abhängigkeit vom Mikrohabitat werden noch um ein Vielfaches an mineralbodenwasserbeeinflußten Standorten verstärkt.

Extreme trophische Gradienten in einer Torftiefe von nur 50 cm stellten BELLAMY & RIELEY (1967) in einem englischen Übergangsmoor fest. Basenreiche Niedermoortorfe wurden durch eine lediglich 8 cm dicke *Sphagnum fuscum* - Torfschicht derart abgeschirmt, daß hydrochemische Parameter und Nährstoffgehalte der Torfe an der Oberfläche ombrotrophe Verhältnisse indizierten.

Bedingt durch die Filterfunktion gebildeter Torfschichten, durch eine begrenzte vertikale Leitfähigkeit der Torfe sowie durch Auswaschungsprozesse verarmt die oberflächennahe Torfschicht zunehmend (BELLAMY & RIELEY 1967, KARLIN & BLISS 1984).

Bulte können folglich als Miniaturökosysteme mit vom gesamten Moorökosystem abweichendem Nährstoffhaushalt betrachtet werden (BELLAMY & RIELEY 1967, KARLIN & BLISS 1984, GIGNAC 1989).

In welchem Ausmaß Torfablagerungen das minerogene Nährstoffangebot beeinflussen, zeigen die unterschiedlichen Nährstoffgehalte der Wasserproben der Schlenken U1 und U2 des Owschlager Moores. Die im Vergleich zur Untersuchungsfläche U1 doppelte Torfmächtigkeit (1,2 m) des Standortes äußert sich in geringeren mittleren pH - Werten, korrigierten Leitfähigkeiten und Mineralstoffgehalten sowie in reduzierten Amplituden der chemischen Parameter. Abweichend verhält sich lediglich die Ammoniumkonzentration mit einem deutlichen Sommerpeak (vgl. Tab. 11).

Die Bedeutung der Torfmächtigkeit unterstreicht auch DAMMAN (1986:115), der bei einer Torfaufage von 50 cm einen Einfluß mineralstoffreichen Grundwassers nachweist, der sich insbesondere in einer Erhöhung der Kalziumkonzentration bemerkbar macht.

Außer der Torfmächtigkeit wirken sich die Qualität des geologischen Untergrundes, die chemische Beschaffenheit des anstehenden Torfes und insbesondere die Grundwasserzusammensetzung und -bewegung auf die chemische Zusammensetzung des Moorwassers aus (z.B. KARLIN & BLISS 1984, DAMMAN 1988a).

Die Untersuchungsflächen U1 des Owschlager Moores und U3 des Fockbeker Moores weisen beide eine Torfmächtigkeit von nur 60 cm auf. Als rezente Vegetation findet sich auf beiden Flächen das *Erico-Sphagnetum magellanicum*.

Unterschiede werden weniger in der floristischen Zusammensetzung der neogenen Torfe als vielmehr in der Zusammensetzung des Resttorfkörpers deutlich: Während sich im Fockbeker Moor über Sanduntergrund ein wurzelechter Hochmoortorf bildete, entstand im Owschlager Moor über Sanden ein schilfreicher Niedermoortorf (vgl. Kap. 3).

Da die Torfe in beiden Fällen über nährstoffarmen Podsolon entstanden, ist als entscheidender Faktor für die unterschiedliche Artenzusammensetzung des Resttorfes sowie des Moorwassers die Bewegung des Grundwassers festzuhalten (vgl. DAMMAN 1986, auch MÜLLER 1973). Unklar bleibt, inwieweit in den Owschlager Flächen bei einer Torfmächtigkeit von 60 cm eine direkte Einflußnahme kalziumreichen Druckwassers stattfindet. Die Kalziumgehalte der Schlenken und primären Verlandungsstadien (*Scorpidio - Utricularietum minoris*, U3, vgl. Tab. 11) sind hier besonders hoch. Fragmentarisch taucht hier auch *Scorpidium scorpioides* auf, das als Indikator für druckwasserbeeinflusste, basenreiche Niedermoorstandorte gilt.

VAN WIRDUM (1991:71ff) konnte in abgetorften, von niedermoorartigen Schwingdecken besiedelten Moorresten der Niederlande keinen Zustrom von Grundwasser in den Moorkörper nachweisen, obgleich das Vorkommen von *Scorpidium scorpioides* auch dort noch Grundwassereinfluß indiziert.

Der Autor führt die rezente Vegetation auf in der Vergangenheit wirksame und im Torfkörper manifestierte basenreiche Wässer zurück.

Der Sonderstandort U3 des Wittenseer Moores, der *Sphagnum riparium* - Dominanzbestand, ist insgesamt als oligo - und schwach minerotroph zu bezeichnen. Die geringe Torfmächtigkeit (60 cm) über tonreichen Sedimenten spiegelt sich nur geringfügig in leicht erhöhten Kalziumgehalten wider (vgl. Tab. 11).

Als insgesamt oligotroph sind auch die Flächen U1 und U2 des Fockbeker Moores einzustufen:

In den Beständen der *Eriophorum angustifolium*- *S. fallax* - Gesellschaft der aufgestauten Bereiche des Fockbeker Moores konnte lediglich im Sommer eine Erhöhung der Ammonium-

konzentration nachgewiesen werden. Diese ist möglicherweise auf eine von Anfang April bis zum Spätsommer währende Guanotrophierung durch eine angrenzende Möwenkolonie zurückzuführen (vgl. MÜLLER 1973, PAFFEN 1990). Die *S. fallax* - Bestände setzen das erhöhte Ammoniumangebot im Jahresverlauf in Biomasse um, so daß bereits im Herbst kein Ammoniumüberschuß mehr nachzuweisen ist (vgl. Kap. 5.3). Eine Erhöhung der pH - Werte, der elektrolytischen Leitfähigkeit, der Kalium- und Kalziumkonzentration (MÜLLER 1973, AUE 1985) oder einer Phosphaterhöhung (PAFFEN 1990) konnte anhand der Meßergebnisse nicht bestätigt werden.

Das Ausmaß einer Guanotrophierung ist eine Funktion der Individuenzahl und der Entfernung zur Brutkolonie (vgl. PAFFEN 1990). Bei der im Fockbeker Moor ansässigen Kolonie handelt es sich um einen kleinen Bestand von unter 100 Individuen. Die geringe Beeinträchtigung der Wasserqualität ist wahrscheinlich auf die niedrige Populationsstärke zurückzuführen.

Die Anfang der achtziger Jahre durchgeführten Aufstaumaßnahmen haben hinsichtlich der hier untersuchten Elemente keine negativen Auswirkungen auf die Wasserqualität des Fockbeker Moores gezeigt.

Feld- und Laboruntersuchungen von BECKELMANN & BURGHARD (1989) bestätigen, daß der beim Aufstau stark mineralisierter Torfe ausgelöste Eutrophierungsschub nur ein ephemeres Ereignis darstellt. Bei fortgesetzter Überstauung verliert sich die Nährstoff-, insbesondere Stickstoffabgabe der mineralisierten Torfe.

Erhöhte Phosphat- und Kaliumwerte, wie sie als direkte Wirkung der Wasserbewegung in den Flächen infolge einer verstärkten Remineralisationsdynamik zu erwarten waren, konnten mit einer dreimaligen Probenentnahme nicht erfaßt werden. Aperiodische Schwankungen und eine starke Aufnahmetätigkeit durch die Torfmoose und Phanerogamen erschweren den Nachweis von kurzfristigen Nährstoffpeaks. Möglicherweise sind die geringen Konzentrationen auch ein Indiz für eine begrenzte Zersetzungstätigkeit in den *S. fallax* - Schwingrasen (vgl. Kap. 5.2.4).

5.1.4 Die Stickstoffgehalte der Sphagnen

Ergebnisse

Die N - Gehalte der 3 cm - Stengelabschnitte sind in den Tabellen 13 und 14 wiedergegeben. Bei mehr als einer Stichprobe wurden die Mittelwertsunterschiede mit einer einfaktoriellen Varianzanalyse hinsichtlich ihrer Signifikanz überprüft ($p = 0,05$).

Tab. 13 : N-Gehalte (mg/g TM) der Torfmoose im *Erico-Sphagnetum magellanicum*; Mittelwerte ($n = 2 - 4$) mit Varianzbreite sowie Einzelwerte;

Spezies / Niveau	Wittensee (U1, U2)	Owsschlag (U1, U2)	Fockbek (U3)
<i>S. cuspidatum</i> Schlenke	$9,6 \pm 1,2$	$10,8 \pm 0,2$	$12,1 \pm 1,4$
<i>S. fallax</i>			
Schlenke	7,0	9,3	10,2
Rasen	$5,9 \pm 0,2$	$8,4 \pm 0,6$	$6,3 \pm 0,2$
Bult	14,7	$7,6 \pm 0,2$	5,1
<i>S. magellanicum</i>			
Schlenke	$7,3 \pm 0,6$	$8,2 \pm 0,01$	7,3
Rasen	$6 \pm 0,4$	$8 \pm 0,7$	$6,1 \pm 0,2$
Bult	$5,9 \pm 0,2$	7,3	5,8
<i>S. papillosum</i>			
Schlenke	-	8,1	6,9

Das Zersetzungssubstrat der Sphagnen des *Erico-Sphagnetum magellanicum* (Tab. 13) enthält im Wittenseer Moor, mit Ausnahme von *S. fallax* / Bultniveau, insgesamt etwas niedrigere N - Gehalte.

Recht ähnliche Konzentrationen weisen *S. magellanicum* und *S. fallax* des Fockbeker Moores auf. Lediglich bei *S. fallax* im Schlenkenniveau und bei *S. cuspidatum* wurden hier etwas höhere Stickstoffgehalte ermittelt.

Die Stengelabschnitte von *S. magellanicum* und *S. papillosum* aus dem Owsschlag Moor enthalten in allen hydrologischen Niveaus deutlich höhere Stickstoffgehalte. Die Unterschiede zwischen den N - Gehalten des Rasenniveaus von *S. fallax* und *S. magellanicum* im Wittenseer- und Fockbeker Moor im Verhältnis zu den entsprechenden Spezies des Owsschlag Moores sind signifikant.

Eine Verifikation des hohen N - Gehaltes von *S. fallax* im Bultniveau des Wittenseer Moores war leider nicht möglich. Vergleichbare Daten aus dem Felmer Moor (vgl. Kap. 5.2.5.1) lassen darauf schließen, daß es sich bei diesem Meßergebnis um ein Artefakt handelt.

Mit zunehmender Entfernung vom mooreigenen Wasserstand nehmen die N - Gehalte von *S. fallax* und *S. magellanicum* ab. Parallelproben ließen sich aus finanziellen Gründen leider nicht in allen Fällen messen. Die Unterschiede konnten somit nicht auf ihre Signifikanz überprüft werden.

Das Schlenkentorfmoos *S. cuspidatum* enthält in allen drei Untersuchungsmooren deutlich höhere N - Konzentrationen als *S. fallax*, *S. magellanicum* und *S. papillosum*.

In den mesotraphenten Torfmoosen (Tab. 14) *S. riparium*, *S. palustre* und *S. fimbriatum* wurden erstaunlich niedrige N - Konzentrationen gemessen.

Auch in den *S. fallax* - Rasen nahe der Lachmöwenkolonie in der Untersuchungsfläche U1 des Fockbeker Moores wurden sehr niedrige N - Gehalte ermittelt. Diese sinken in der distal an die Fraktion I anschließenden Fraktion (braune, abgestorbene Stengelabschnitte) nur noch unwesentlich ab.

Die höchsten Stickstoff - Konzentrationen wurden in den submersen *S. auriculatum* und *S. cuspidatum* des Owschlagers und Fockbeker Moores registriert.

Tab. 14 : N-Gehalte der Torfmoose an Sonderstandorten;
Einzelwerte sowie Mittelwerte mit Varianzbreite;

Spezies	Moor	hydrol. Niveau	N (mg/g TM)
<i>S. rubellum</i>	Wittensee (U2)	Bult	6,7
<i>S. riparium</i>	Wittensee(U3)	Rasen	5,3
<i>S. palustre</i>	Wittensee (U3)	Rasen	6,5
<i>S. fimbriatum</i>	Wittensee (U3)	Bult	7,2
<i>S. auriculatum</i>	Owschlag (U3)	submers	15,4 ± 1,2
<i>S. cuspidatum</i>	Fockbek (U2)	submers	14,2
<i>S. fallax</i>	Fockbek U1) Aufstaufläche	Rasen	6,6
<i>S. fallax</i> braune Stengel- abschnitte	Fockbek U1) Aufstaufläche	Rasen	6,2 ± 1,1

Diskussion

Die Stickstoffgehalte der Torfmoose werden durch zahlreiche Parameter bestimmt. Als solche sind zu nennen:

- **Das Stickstoffangebot:** Qualität des Moorwassers (und seine Bewegung) und der Luft (MALMER & SJÖRS 1955, PAKARINEN 1977, PAKARINEN & TOLONEN 1977a, MALMER 1988, MALMER 1990);
- **hydrologisches Niveau:** Schlenke, Rasen, Bult (PAKARINEN, 1977, 1978a);
- **artspezifische Eigenschaften:** physiologische Dispositionen, z.B. Speicherefähigkeit in Form von Glutaminen, artspezifische Nitratreduktaseaktivitäten (DEISING 1987), inhärente Wachstumsraten, Oberflächeneigenschaften (PAKARINEN 1978a,b, MALMER 1988, MALMER 1990).

Des weiteren spielen die Jahreszeit der Probenentnahme (THÖNES & RUDOLPH 1983, BROCK & BREGMANN 1989, MALMER 1990) und die analysierte Torfmoosfraktion eine nicht unwesentliche Rolle.

Die im allgemeinen niedrigeren N - Konzentrationen von *S. fallax* und *S. magellanicum* im Wittenseer Moor entsprechen den trophischen Gegebenheiten eines ombrotrophen Moorstandortes.

Kleinstandörtliche Konditionen der Torfstiche (vgl. Kap. 5.1.3.10) und steigende Stickstoffdepositionen führen möglicherweise zu einer Nivellierung des N - Angebotes an minero- und ombrotrophen Moorstandorten bei insgesamt oligotrophen Nährstoffverhältnissen (vgl. Kap. 5.1.3.10).

So weisen die Fockbeker Torfmoose denn auch nur unwesentlich höhere N-Gehalte auf. Deutliche Unterschiede der N - Konzentrationen bestehen nur noch zu den Torfmoosen der minero- und mesotrophen Untersuchungsflächen im Owschlager Moor.

Diese Beobachtung wird durch Angaben in der Literatur unterstützt. Unterschiedliche Stickstoffgehalte gleicher Spezies in Abhängigkeit von der Trophie der Standorte werden auch von PAKARINEN & TOLONEN (1977a:29f) aus finnischen Hoch- und Niedermooren berichtet. Diese erwiesen sich bei einer statistischen Überprüfung jedoch als nicht signifikant (siehe Tab. 15).

MALMER (1990:60) stellte an 1984/85 gesammelten Torfmoosproben aus Nieder- und Hochmooren ähnliche N - Konzentrationen fest, wohingegen bei Probenmaterial derselben Standorte von 1954/55 deutliche Konzentrationsunterschiede zu verzeichnen waren.

In allen Untersuchungsflächen konnte bei *S. fallax* und *S. magellanicum* eine kontinuierliche Abnahme der N - Gehalte vom Schlenken- zum Bultniveau beobachtet werden. Stickstoffanalysen an einer Spezies in unterschiedlichen hydrologischen Niveaus fehlen in der Literatur bislang.

Trotz der größeren und rauheren Oberfläche von Bultstandorten scheint der vertikale Nährstofftransport von Bulten in die Schlenken ein höheres Stickstoffangebot in den Senken zu bewirken. Die Ammoniumuntersuchungen im Moorwasser der Mikrostandorte (Kap. 5.1.3.7) stützen diese These. Die erhöhte mikrobielle Aktivität im Rasenniveau und bedingt auch im Schlenkenniveau (vgl. 5.2.4) führt zudem zu einer verstärkten Mineralisation des Stickstoffs.

Effektive Translokationsmechanismen ermöglichen den Sphagnen einen Wiedereinbau des lebenswichtigen Elementes. Beide Prozesse, die vertikale Nährstoffzufuhr sowie die torfmoosinterne Remobilisierung, tragen zu einer Anreicherung des Stickstoffs in den Torfmoosen der Schlenkenstandorte bei. Eine interne Translokation von Nährelementen wurde bei Torfmoosen zwar bisher lediglich für Phosphat empirisch bewiesen (RYDIN & CLYMO 1989), sie wurde jedoch bereits vielfach auch für Stickstoff angenommen (vgl. MALMER & NIHLGÅRD 1980:85ff, MALMER 1988:116).

Ergänzend ist zu berücksichtigen, daß insbesondere in mesotrophen Schlenken (z.B. im Owschlager Moor) auch die Aktivität stickstofffixierender Blaualgen und Bakterien zu einer Erhöhung der Torfmoos-Stickstoffgehalte führen kann (GRANHALL & SELANDER 1973, zit. in MALMER 1988).

Dies könnte auch die vergleichsweise hohen N - Gehalte von *S. cuspidatum* und *S. auriculatum* erklären. Warum insbesondere die submers wachsenden Torfmoose trotz einer relativ hohen Produktivität hohe N - Konzentrationen aufweisen, kann derzeit nicht geklärt werden. Ein Aufwuchs von Mikroalgen könnte eine mögliche Ursache sein. Da die submers wachsenden Spezies nicht direkt den Niederschlägen ausgesetzt sind und sie einer unmittelbaren Konkurrenz zahlreicher Algen unterliegen, ist bei ihnen auch ein besonders effektiver Speichermechanismus anzunehmen. Darauf deutet auch das von PAFFEN (1990:37) festgestellte hohe

N - Akkumulationsvermögen von submersen *S. cuspidatum* - Watten bei einer Beregnung mit hohen Ammoniumkonzentrationen (Tab. 15). In der jüngst erschienenen experimentellen Arbeit von PAFFEN & ROELOFS (1991:67) belegen die beiden Wissenschaftler eine hohe Stickstoffanreicherung im Substrat von *S. cuspidatum* bei gleichzeitig hoher Kohlendioxidkonzentration im umgebenden Wasser.

Auch PAKARINEN (1978a:20) stellte in den Schlenkenmoosen *S. balticum* und *S. majus* höhere N - Konzentrationen fest als im Bulttorfmoos *S. fuscum*. Letzteres ähnelt mit Konzentrationen von 6,6 - 7,9 mg N/g TM⁷ dem bei *S. rubellum* ermittelten Wert von 6,7 mg N/g TM.

Daß nicht alle Schlenkentorfmoose zwangsläufig hohe N - Gehalte haben, zeigen die relativ niedrigen N - Gehalte des Schlenkenbewohners *S. papillosum*. Auch die mesotraphenten Torfmoose *S. riparium*, *S. palustre* und *S. fimbriatum* weisen trotz einer erhöhten Nährstoffversorgung ihrer Standorte (vgl. Kap. 5.1.3) geringe N - Gehalte auf. Hier zeigt sich, daß neben trophischen und hydrologischen Parametern auch artspezifische Unterschiede der Sphagnen in der Verwertung von Stickstoff existieren (vgl. Kap. 5.2.5.1 sowie LÜTKE TWENHÖVEN 1992:73).

Diese äußern sich in einer unterschiedlichen Reaktion auf ein episodisch auftretendes Überangebot von Stickstoff: Als unterschiedliche Strategien sind die bereits erwähnte N - Anreicherung sowie die Umsetzung des Stickstoffs in Biomassezuwachs zu nennen.

Sphagnen mit inhärent hohen Wachstumsraten, wie *S. fallax*, *S. riparium* und in geringerem Maße auch *S. palustre*, vermögen unter der Voraussetzung einer insgesamt ausreichenden Versorgung mit den Makronährelementen (Kalium und insbesondere Phosphat) und bei einer günstigen Wasserversorgung hohe N - Mengen in Phytomasse einzubauen und damit die interne Konzentration weitestgehend konstant zu halten.

Ein eindrucksvolles Beispiel dafür liefern die hochproduktiven *S. fallax* - Schwinggrasen in der Aufstauffläche U1 des Fockbeker Moores. Die hier im Sommer festgestellten Ammoniumpeaks schlagen sich nicht in einer Erhöhung des N - Gehaltes von *S. fallax* nieder.

Die 'braunen' bzw. verblichenen Torfmoosstengel der Spezies weisen hier lediglich geringfügig niedrigere N - Gehalte auf als die grünen Stengelabschnitte (siehe Tab. 14). Der Grund hierfür mag darin liegen, daß die distal an die 3 cm-Stengelabschnitte anschließenden 5 cm - Stengelabschnitte erst geringen Alters sind. Sie sind den eigenen Wachstumsmessungen zufolge lediglich drei Monate alt (vgl. Kap. 5.3.1). Translokationsprozesse dürften hier noch nicht abgeschlossen sein. Gleichzeitig ist jedoch noch nicht von einer Immobilisierung des Stickstoffs auszugehen. BROCK & BREGMANN zufolge (1989:48) ist noch nach 126 Tagen Inkubationszeit der ursprüngliche N - Gehalt im Torf explantierter *S. fallax* - Stengelabschnitte nahezu unverändert.

Eine Differenzierung der Wirkung von extrinsischen (z.B Trophie, Hydrologie) und intrinsischen Faktoren (Speicherfähigkeit von N, Wachstumsgeschwindigkeit etc.) ist bei der Analyse von N - Gehalten nur schwer durchzuführen. Da die Produktivität eines Torfmooses wesentlich auf die Stickstoff - Konzentration Einfluß nimmt, diese aber das Resultat beider Faktorenkomplexe ist, ist eine Vielzahl von Feld - und Kulturexperimenten mit hohem Stichprobenumfang nötig, um derartige Kausalannahmen mit einer ausreichenden empirischen Basis zu versehen.

⁷ Die Abkürzung TM steht hier und im folgenden für 'Trockenmasse'.

In Kapitel 5.3.3. und 6.3 wird für einige Sphagnen mit Hilfe der Produktivitäten eine grobe N - Bilanzierung vorgenommen. Sie bietet die Möglichkeit einer umrißhaften Faktorenabschätzung.

Abschließend sei auf die gute Deckung eigener Stickstoffanalysen mit den in der Literatur befindlichen Daten hingewiesen. Die Mehrzahl der Untersuchungen in der Literatur beschränkt sich leider auf ombro- bzw. oligotraphente Torfmoosarten. Die Daten wurden in der Tabelle 15 zusammengestellt.⁸

Auf die hier aufgelisteten Beregungsexperimente von MELZER et al. (1989) und PAFFEN (1990) wird in Kapitel 5.2.5.1 eingegangen.

⁸ Die in dieser Arbeit als 'S. fallax' bezeichnete Art wird von einigen WissenschaftlerInnen gemeinsam mit 'S. flexuosum' und 'S. angustifolium' der Sammelgruppe 'S. recurvum' zugeordnet. Des weiteren werden 'S. rubellum' und 'S. nemoreum' in Großbritannien als 'S. capillifolium' zusammengefaßt. Bei Literaturziten wird stets die Nomenklatur der AutorInnen verwendet.

Tab. 15: N- Gehalte (mg/g TM) verschiedener Torfmoose im Literaturvergleich
(Mittelwerte und Varianzen)

Spezies	AutorInnen	Untersuchungsort Standort	Torfmoos- Fraktion	N (mg/g TM)
S. magellanicum	Malmer & Sjörs 1955	Schweden Åkult Mire	grüne Fraktion	6,0 - 6,2
	Damman 1978	Südschweden Hochmoor	obersten 5 cm	9,8
	Ferguson et al. 1984	Great Britain Butterburn Flow	gesamte Pfl.	8,0
	Melzer et al. 1989	Düngungsexperiment mit Kulturen	keine Angaben	10,0 - 13,0*
	Paffen 1990	Niederlande Beregnungsversuche	keine Angaben	5 - 13*
	Lütke Twenhöven 1992	Groote Peel; Schlenke Schleswig - Holstein Felmer Moor	Köpfe	9,4 - 9,7
S. recurvum agg.	Pakarinen & Tolonen 1977a	Finnland; Hoch - und Niedermoore	grüne Fraktion	5,6 - 9,8
	Coulson & Butterfield 1978	Great Britain Deckenmoor	grüne Fraktion	6,7 - 8,7
	Ferguson et al. 1984	Great Britain Butterburn Flow	gesamte Pfl.	10,0
	Brock & Bregmann 1989	Niederlande Birkenbruch	obersten 4 cm (incl. Kopf)	8,1 - 20,7
	Paffen 1990	Niederlande Beregnungsversuche	keine Angaben	7,0 - 13,0*
	Lütke Twenhöven 1992	Groote Peel; Schlenke Schleswig - Holstein Felmer Moor	Köpfe	10,2 - 10,3
S. cuspidatum	Paffen 1990	Niederlande Beregnungsversuche	keine Angaben	5,0 - 24,0*
	Baker & Boatman 1989	Groote Peel; submers emers Great Britain Silver Flowe, ombrotroph minerotroph	Köpfe	11,0 - 23,0* 11,0 - 16,0 15,0 - 23,0
S. papillosum	Paffen 1990	Niederlande Beregnungsversuche	keine Angaben	10,0 - 13,0*
	Kivinen 1933, zit. in Pakarinen & Tolonen 1977a	Groote Peel; Bult Finnland Aapamoor	keine Angaben	5,8 - 10,1
S. rubellum	Ferguson et al. 1984	Great Britain Butterburn Flow	gesamte Pfl.	8,0
	Melzer et al. 1989	Düngungsexperiment mit Kulturen	keine Angaben	7,5 - 10,1*
	Paffen 1990	Niederlande Beregnungsversuche	keine Angaben	5,0 - 17,0*
		Groote Peel; Schlenke Bult		8,0 - 17,0 8,0 - 13,0
S. nemoreum	Pakarinen & Tolonen 1977a	Finnland Hochmoor	grüne Fraktion	5,0
S. palustre	Paffen 1990	Niederlande Beregnungsversuche	keine Angaben	4,0 - 16,0*
		Groote Peel; Schlenke		
S. riparium	Pakarinen & Tolonen 1977a	Finnland Niedermoore	grüne Fraktion	5,8 - 9,2

* Die Varianzen sind auf unterschiedlich konzentrierte N - Applikationen zurückzuführen.

5.2 Zersetzung auf sekundären Moorstandorten

5.2.1 Methodendiskussion

Zersetzungsleistungen von Mikroorganismen können entweder durch direkte Messungen des Substratabbaus oder durch Ermittlung der Atmungs- und Enzymintensität nachgewiesen werden (vgl. BEYER 1989).

Die gravimetrische Auswertung sogenannter 'litter bags' ist eine gängige Methode zur direkten Beurteilung mikrobieller und faunistischer Abbauvorgänge (CLYMO 1983:198).

Die Verwendung von 'litter bags' in Zersetzungsexperimenten speziell in Moorökosystemen bietet entscheidende Vorteile: aerobe und anaerobe Zersetzung werden summarisch über einen determinierten Zeitraum erfaßt. Da die mikrobielle Aktivität in wassergesättigten Torfen im Vergleich zu Mineralböden ohnehin reduziert ist (vgl. LATTER et al. 1967 zit. in COULSON & BUTTERFIELD 1978), können methodische Unschärfen durch die Be-
probung längerer Zeiträume minimiert werden.

Respirationsmessungen registrieren dissimilatorische Prozesse der gesamten Lebewelt; sie entsprechen folglich nicht unmittelbar der Zersetzungsaktivität. Zudem ergeben sich bei der Anwendung der Alkaliabsorptionsmethode (z.B. EDWARDS 1982) gerade in Mooren Probleme: Im anaeroben Milieu ist infolge der reduzierten Diffusionsrate eine Hemmung der Gasabgabe zu erwarten. Außerdem entstehen Abbauprodukte, wie Ethan, Propan und insbesondere Methan (z.B. BAKER-BLOCKER et al. 1977, SVENSSON & ROSSWALL 1984), die mit gängigen Absorptionsreagenzien nicht quantitativ erfaßt werden. Sie könnten lediglich gaschromatographisch ermittelt werden. Da Methan auch in fossilen Torfen in Form unterschiedlich großer 'Gasblasen' vorkommt (vgl. OVERBECK 1975), ist eine zeitliche Zuordnung ihrer Entstehung kaum möglich. Des weiteren sind eine Einflußnahme der Gas-auffangapparatur selbst auf die biotischen und abiotischen Standortbedingungen (insbesondere auf die Temperatur) und die Variation der Bodenatmung während des Tag - Nacht - Zyklus zu berücksichtigen (CLYMO 1983:198).

Die allgemeine Akzeptanz der 'litter bag' - Methode in der internationalen Moorforschung bietet zugleich die Möglichkeit eines umfassenden Literaturvergleichs.

Den erwähnten Vorteilen stehen Schwachpunkte der 'litter bag' - Methode gegenüber. Diese lassen sich im wesentlichen zwei Problemfeldern zuordnen.

Das erste Problemfeld folgt aus den Interaktionen der Beutel mit ihrer Umgebung. Im einzelnen sind dies

- eine gestörte Mikrostruktur der Standorte nach dem Ausbringen der 'litter bags';
- 'leaching' - Prozesse;
- Massenverluste / Massengewinne;
- physikalische Barrieren für die Zersetzerorganismen;
- Materialauswahl: Stimulation der Zersetzung durch die Verwendung grüner Stengelabschnitte;

Unmittelbar nach dem Ausbringen der Beutel in die obere Zone der grauen Schicht ist die Hydrologie der Mikrostandorte gestört, da die Struktur der Teppiche, Rasen und Bulte bei dem Eingriff leicht verändert wird. Diese Störung ist vorübergehend: bereits nach wenigen

Wochen zeigen die Torfmoose auch während Trockenphasen keine Beeinträchtigung des kapillaren Wasserhubes mehr.

Das Ausmaß der Auswaschungsprozesse ('leaching') auf die Massenreduktion hängt vom verwendeten Substrat und von der Niederschlagsmenge ab. COULSON & BUTTERFIELD (1978:634) stellten bei *Rubus chamaemorus* und *Calluna vulgaris* erhebliche Massenverluste nach einer siebentägigen Inkubation in Moorwasser fest (24,9 bzw. 13,8 %). Diese reduzierten sich bei *Eriophorum vaginatum* auf 4,6 %; bei *Sphagnum recurvum* war keine Auswaschung gravimetrisch nachweisbar. Der Grund für die geringen Auswaschungsverluste bei Sphagnen ist in ihrem niedrigen Anteil an wasserlöslichen Kohlenhydraten (2 - 4 % des TM) und Aschegehalten (< 2 % des TM) zu suchen (THEANDER 1954, JOHNSON & DAMMAN 1991). Folglich ist eine Beeinträchtigung der eigenen Meßergebnisse durch 'leaching' weitgehend auszuschließen.

Das Hauptproblem der 'litter bags' stellen die Massenverluste durch die Netzzwischenräume dar. Diese Gefahr steigt mit zunehmender Fraktionierung der Torfmoosstengel. Um das Problem zu minimieren, wurden jeweils die kleinstmöglichen Maschenweiten verwendet (250 μm / 21 μm). Die Gazen mit einer Maschenweite von 250 μm können weder von *S. cuspidatum* - noch von *S. rubellum* - Blättern passiert werden. Die verwendete Maschenweite liegt weit unter den von CLYMO (1965) und zahlreichen anderen Forschern (z.B. SONESON 1972, HEAL et al. 1978, BARTSCH & MOORE 1985) verwendeten Maschenweiten von 1 mm und mehr. Selbst bei solchen Maschenweiten konnte CLYMO nur geringe Massenverluste nachweisen (1965:754).

Auch die eigenen Ergebnisse deuten auf eine im Vergleich zu den tatsächlichen Zersetzungsverlusten nachrangige Bedeutung der Massenverluste: Die Massenverluste in 'litter bags' mit 21 μm Gaze, einer auch für Torfmoosbruchstücke nahezu unpassierbaren Maschenweite, waren nur unwesentlich niedriger (vgl. Kap. 5.2.2) als jene in Beuteln aus 250 μm Gaze.

Ein Massenzugewinn der Beutel, wie von CLYMO (1965:754) und JOHNSON & DAMMAN (1991:238) für Schlenkenstandorte beschrieben, konnte in keinem Fall festgestellt werden. Verunreinigungen der Netzgaze selbst wurden für sämtliche Standorte bestimmt. Sie lagen im Bereich der Wägungsungenauigkeit von 0,0002 g.

Fehler, die durch das Einwachsen von Wurzeln entstehen, wurden durch akribisches Aus-sortieren der 'litter bag' - Inhalte und Entfernen der Wurzeln von der Gaze weitestgehend reduziert. Das Gewicht der eingewachsenen Wurzeln betrug dabei auf Bultstandorten durchschnittlich 0,005 g, in Schlenken hingegen in der Regel nicht über 0,001 g. Ein derartiger Fehler wäre bei Massenabnahmen von durchschnittlich 0,3 g nach einem Jahr an den untersuchten Standorten auch dann vernachlässigbar gering, wenn er unberücksichtigt geblieben wäre.

Die Verwendung von Nylongazen kann den Beginn der Zersetzung verzögern. ST. JOHN (1980:131) konnte an Birkenholz eine stärkere Zersetzung feststellen, wenn es nicht durch Nylongaze abgeschirmt war. Bei dieser Versuchsvariante konnte zudem im Vergleich zu parallel eingesetzten 'litter bags' ein verstärkter Aufbau von Mycelien registriert werden.

Die Wirkung einer physikalischen Barriere nimmt wahrscheinlich mit kleiner werdenden Maschenweiten zu. Diese mögliche Fehlerquelle wurde von der Verfasserin in Kauf genommen. Die eigenen Versuchsergebnisse lassen jedoch vermuten, daß der von ST. JOHN festgestellte 'Barriereeffekt' der 'litter bags' vernachlässigbar ist: Der Vergleich der Zersetzungsaktivitäten von Beuteln mit Maschenweiten von 250 μm mit solchen einer Maschenweite von 21 μm (vgl. Kap. 5.2.2) ergab, daß selbst die Reduktion der Maschenweite auf

ein Zehntel kaum Einfluß auf die Abbauleistung der Organismen hat. Die Unterschiede der Zersetzung in Abhängigkeit von den verwendeten Nylongazen waren statistisch nicht signifikant (siehe Tab. 20).

Zu erörtern sind noch die Folgen der Materialauswahl. Durch die Verwendung grüner Torfmoosabschnitte werden die Abbauprozesse beschleunigt. Sie gehen über die natürliche Geschwindigkeit der Zersetzung im Akrotelm hinaus.

Dies wird in Kauf genommen, da der Beginn der Alterungsprozesse bzw. das Absterben der Sphagnen nicht genau festgelegt werden kann und sich bei einer wachstumsbedingten Verlagerung auch ständig verändert. Die Zone der maximalen mikrobiellen Aktivität ist somit methodisch nicht ganz exakt zu erfassen.

Zum Schluß sei der sogenannte 'Primäreffekt' angesprochen. Er beschreibt das vielfach beobachtete Phänomen, daß die Zufuhr organischer Substanz in den organischen Sedimenten des Bodens sowie auch in dem zugeführten Substrat selbst zu einer Stimulation der Zersetzungstätigkeit führt (PARNAS 1976:143). Dies läßt sich darauf zurückführen, daß die Zersetzung eine Funktion des mikrobiellen Wachstums ist (PARNAS 1975). Letzteres kann durch Kohlen- und Stickstoffquellen stimuliert werden, jedoch nur so lange, wie einer dieser oder andere Faktoren limitierend wirken. Insbesondere die Zufuhr von stickstoffreicherem organischem Torfmoossubstrat, wie es hier in Form der grünen Stengelfraktion inkubiert wurde, kann ein mikrobielles Wachstum initiieren (vgl. Kap. 3.2).

Der Prozeß ist auf die unmittelbare Phase nach dem Einsetzen der 'litter bags' beschränkt. Er dürfte insbesondere in Hochmooren rasch abklingen.

Ein zweites Problemfeld umfaßt Veränderungen, die sich auf das Subsystem 'litter bag' selbst beziehen. In Abhängigkeit von der Maschenweite werden in dem 'litter bag' Standortfaktoren verändert: So werden bei kleinen Maschenweiten 'grazing'-Effekte ausgeschlossen, das Kleinklima verändert und die Nährstoffverfügbarkeit durch Ausschluß der Mesofauna reduziert (vgl. ST. JOHN 1980, HÅGVAR 1988, HOUSE & STINNER 1987, McCLELLAN 1990). Die Auswertung der quantitativen Zersetzung der Sphagnen erfolgte aufgrund dessen mit Daten, welche durch die Wägung grobmaschiger Beutel ermittelt wurden. Die Auswirkungen der Maschenweite auf die Zersetzungsdynamik werden ausführlich in Kapitel 5.2.2 diskutiert.

5.2.2 Einfluß von Meso - und Mikrofauna auf die Zersetzung der Sphagnen

Der Anteil der Mesofauna an der Torfzersetzung kann durch die Verwendung unterschiedlicher Maschenweiten der 'litter bags' abgeschätzt werden. Da bei der Herstellung des Torfmoossubstrates makroskopisch erkennbare Tiere entfernt wurden und eine anschließende Trocknung bei 60 °C (ca. 48 St.) erfolgte, ist davon auszugehen, daß die Zersetzerpopulationen quantitativ nach der Explantation in die 'litter bags' eindringen mußten. Bei einer Maschenweite von 21 µm können lediglich Pilzhyphen, Bakterien, Protozoen und Nematoden in die Beutel einwandern, die gesamte Mesofauna (z.B. Oribatiden) wird ferngehalten. Die Makrofauna (z.B. Tipulidenlarven) wird von beiden Maschenweiten ausgeschlossen.

5.2.2.1 Ergebnisse

Die Ergebnisse der Versuchsansätze, für die sowohl 'litter bags' mit großer Maschenweite (250 µm) als auch solche kleiner Maschenweite (21 µm) angefertigt wurden, sind in den Abbildungen 26a - 26c zusammenfassend für beide Untersuchungsjahre dargestellt. Die Datensätze werden in Tabelle 16 und 17 wiedergegeben.

Die prozentualen Massenverluste beider Beuteltypen wurden einer multifaktoriellen Varianzanalyse unterzogen (GLM, 'unbalanced Anova' von SAS, siehe Tab. 20). Dabei zeigte sich, daß die Unterschiede der Massenverluste in den fein- und grobmaschigen 'litter bags' statistisch nicht signifikant sind.

Die Abbildungen 26a - 26c geben ein insgesamt heterogenes Bild: In einigen Versuchsvarianten sind in den feinmaschigen Beuteln im Vergleich zu den grobmaschigen geringfügigere Massenverluste zu konstatieren, in anderen hingegen sogar stärkere.

Lediglich im Schlenkenniveau des Owschlager und Fockbeker Moores sind nach dem Verlauf eines Jahres in den feinmaschigen 'litter bags' geringfügigere Reduktionen der Zersetzung zu verzeichnen (siehe Abb. 26b, 26c).

Im Wittenseer und Fockbeker Moor sind hingegen in zahlreichen Varianten mit engmaschigen Netzen deutlich höhere Abbauraten zu verzeichnen (siehe Abb. 26a - 26c).

Das zweite Untersuchungsjahr führte in einigen Versuchsvarianten zu einer Angleichung vorheriger Unterschiede in der Zersetzungsintensität der 21 bzw. 250 µm - Gaze (z. B. S. riparium im Wittenseer Moor), in anderen zu einer Verstärkung bereits nach einem Jahr vorhandener Massenverlust - Differenzen (z.B. S. magellanicum / Rasen im Owschlager Moor, siehe Abb. 26b).

5.2.2.2 Diskussion

Bei der Präparation des Zersetzungssubstrates wurden insbesondere im mesotrophen Owschlager Moor und in der Aufstauffläche U1 des Fockbeker Moores sowie im S. riparium - Rasen des Wittenseer Moores zahlreiche Organismen unterschiedlicher taxonomischer Zuordnung beobachtet (Oribatiden, Acaria, Chironomiden - und Tipulidenlarven). Zwischen den Torfmoosen des *Erico - Sphagnetum magellanicum* des Fockbeker und Wittenseer Moores wurden dagegen nur vereinzelt Larven und Milben wahrgenommen.

Diese Beobachtung zur Artenvielfalt der Invertebraten an den jeweiligen Untersuchungsstandorten schlägt sich kaum in den Zersetzungsdaten nieder.

Abb. 26a: Wittenseer Moor : Vergleich Netzgrößen / Zeiträume

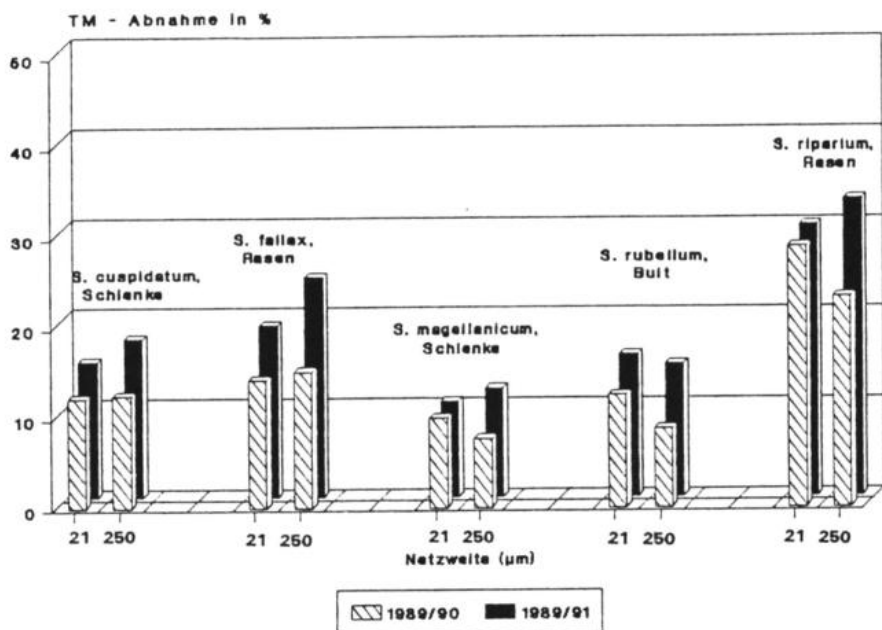


Abb. 26b: Owschlager Moor : Vergleich Netzgrößen / Zeiträume

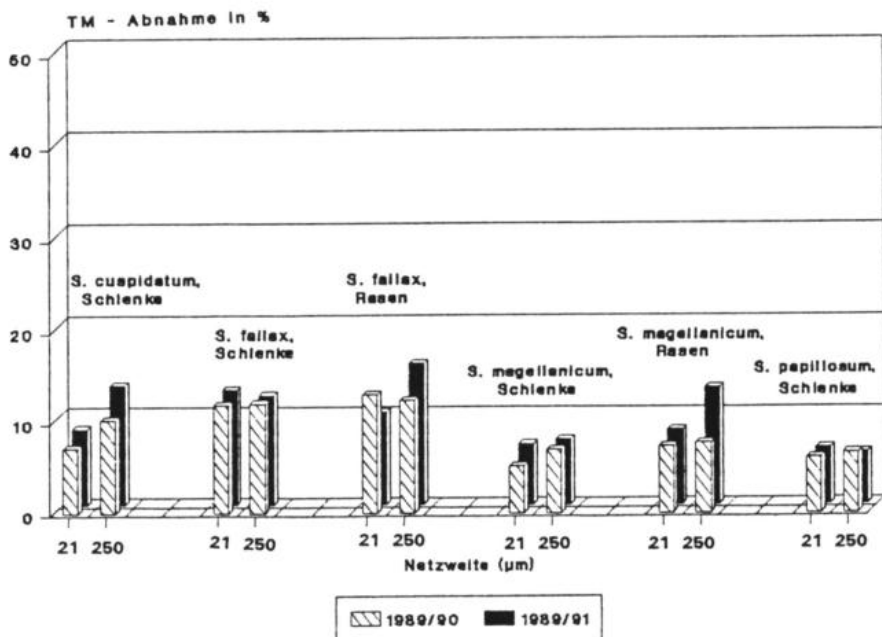
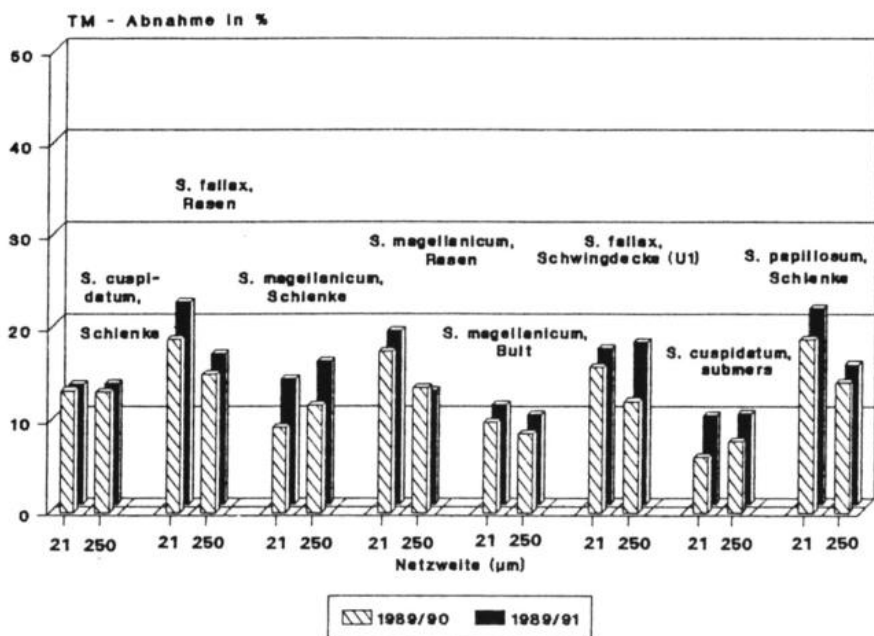


Abb. 26c: Fockbeker Moor : Vergleich Netzgrößen / Zeiträume



Zwar konnte insbesondere im Owschlager Moor bei Ausschluß der Mesofauna eine leichte Reduktion der Zersetzung festgestellt werden, die Unterschiede sind jedoch nicht höher als 3 % und liegen damit lediglich ein Drittel oder gar nur ein Fünftel unter den Massenverlusten der grobmaschigen Beutel. Der Anteil der Mesofauna an der Zersetzung der Torfmoose mesotropher Standorte beträgt demzufolge lediglich 20 - 30 %.

Die Zersetzung der Torfmoose in Schwingdecken und naturnahen Hochmoorgesellschaften scheint primär auf Mikroorganismen zurückzuführen zu sein. Offenbar kommt den Pilzen die vorrangige Destruentenrolle zu.

So konnten Pilzmycelien, die in die 'litter bags' hineingewandert waren und die Oberflächen des Torfsubstrates überzogen hatten, bereits zum Teil mit bloßem Augen und unter dem Binokular entdeckt werden.

Untersuchungen der Abbauerscheinungen bei sich zersetzenden Torfmoosen mit Licht- und Elektronenmikroskop (DICKINSON & MAGGS 1974, KARUNEN & KÄLVIÄINEN 1985, SIMON 1986) deuten ebenfalls auf die primäre Rolle der Pilze bei dem Abbau der Torfmoose. Dabei wurden vielfach Perforationen der Zellwände durch Pilzmycelien beobachtet. Direkte Fraßspuren wurden lediglich bei sekundären Zersetzungen an Weißtorfen unter Grünland nach vorheriger Entwässerung entdeckt (PUFFE & GROSSE-BRAUCKMANN 1963:165). Derartige Zersetzungserscheinungen nehmen bei Torfmoosblättern bis zu einer Tiefe von 30 cm allmählich zu; die Anzahl der Mycelien konzentriert sich allerdings in der obersten Torfschicht bis zu Tiefen von ca. 16 cm (DICKINSON & MAGGS 1974:1253). Offenbar übernehmen mit zunehmender Anaerobie zumindest teilweise die Bakterien die Zersetzungstätigkeit.

Auch zahlreiche Laboruntersuchungen deuten darauf, daß Sphagnen durch eine kleine

spezialisierte Gruppe von Mikroorganismen abgebaut werden (BURGEFF 1961, CHASTUKHIN 1967, KILBERTUS 1972, GIVEN & DICKINSON 1975).

Die im Moor aktiven mikrobiellen Zersetzer gehören unterschiedlichen taxonomischen Gruppen an. Neben aeroben Bakterien (Cytophaga, Cellvibrio) wird anaeroben Bakterien (Bacillus, Methobacterium, Clostridium) eine gewisse, wenn auch geringe katabolische Eigenschaft zugesprochen (vgl. z.B. KOX 1954, KÜSTER 1980). Eine weitaus größere Rolle spielen die Ascomyceten Penicillium, Mortierella und Verticillium und die Ericaceen-Symbionten sowie die Funghi imperfecti, z.B. Trichoderma (z.B. KOX 1954, BURGEFF 1961, READ 1983) beim Abbau der Torfe.

Auch den Basidiomyceten der Gattung Collybia (CHASTUKHIN 1967) und den bei SIMON (1986) und UNTIEDT-SIMON & MÜLLER (1987) beschriebenen sphagnicolen Arten, z.B. Lyophyllum palustre, Galerina paludosa und Hypholoma elongatum, wird eine Rolle als Destruenten der Torfe bzw. der Torfmoose zugesprochen.

Der Anteil der Ascomyceten und Basidiomyceten an der mikrobiellen Aktivität in Mooren wird von den genannten WissenschaftlerInnen unterschiedlich beurteilt. Auch fehlen quantitative vergleichende Untersuchungen unter Einbeziehung der Mycorrhizapilze bislang.

Unzureichendes Wissen existiert ferner über die Destruenten im anaeroben Milieu der Moorstandorte. Es ist anzunehmen, daß es sich dabei überwiegend um Bakterien (siehe oben) und Phycomyceten (z.B. Mucor und Saprolegnia) und eventuell auch Hefen handelt (vgl. SZEGI 1988:53ff).

Den Actinomyceten kommt LATTER et al. (1967) und KÜSTER (1980) zufolge in Hochmooren als Destruenten eine geringe Bedeutung zu.

Vergleichbare Zersetzungsuntersuchungen mit 'litter bags' unterschiedlicher Maschenweite an Hochmoorstandorten wurden bereits von COULSON & BUTTERFIELD (1978:635) durchgeführt. Die AutorInnen explantierten Sphagnum recurvum, Calluna vulgaris, Eriophorum vaginatum und Rubus chamaemorus in 800 µm, 200 µm und 20 µm Netzen an Deckenmoorstandorten in Moor House, Nordengland. Die Zersetzungsrate von Sphagnum recurvum und Eriophorum vaginatum war in den 'litter bags' beider Maschenweiten in etwa gleich, während die anderen Substrate in den weitmaschigen Netzen eine signifikant höhere Zersetzungsrate aufwiesen. An der Zersetzung von Calluna vulgaris und Rubus chamaemorus ist nach HEAL et al. (1978:156) Cognettia sphagnetorum, eine zu den Enchytraeiden gehörige Spezies, wesentlich beteiligt. Eine Besiedlung von Torfmoosen, Heidekraut, Wollgras und Moltebeere durch den Wurm im Verhältnis 1:2:4:7 entspricht in etwa auch den Zersetzungs-raten der Substrate. Die Habitat- und Nahrungsspezialisierung der Enchytraeide und der von COULSON & BUTTERFIELD untersuchten Mesofauna korreliert dabei mit den Stickstoffgehalten der Phanerogamen (vgl. auch SEASTEDT 1984).

Der Grad der Beteiligung der Mesofauna an der Zersetzung hängt demzufolge von der chemischen Zusammensetzung der Moose und Gefäßpflanzen in den Hochmoorgesellschaften ab.

Daneben spielen abiotische Standortparameter eine wesentliche Rolle (SEASTEDT 1984): Sowohl COULSON & BUTTERFIELD (1978:641ff) als auch KOSLOVSKAJA et al. (1978:109) stellen eine Erhöhung der Aktivität, der Biomasse und der Fruchtbarkeit nach einer Düngung von Hochmoorstandorten fest. CURRY et al. (1989:223) ermittelten in entwässerten und abgetorften Hochmooren eine Repression der Zersetzung von Salixblättern um 19 % bei der Verwendung feinmaschiger Gazen im Vergleich zu grobmaschigen.

Auch eine quantifizierende Auflistung der zersetzenden Invertebraten in entwässerten und nichtentwässerten Birkenbrüchern und in Hochmooren Sibiriens (KOSLOVSKAJA 1978 et al.:65) veranschaulicht die Veränderung der Bedeutung der Fauna bei einer Änderung der Standortparameter: Die mittlere Individuenzahl der obersten 10 cm Torf pro Quadratmeter steigt vom Hochmoor (3492) zum torfmoosreichen Birkenbruch (3624) leicht an. Bei einer Entwässerung des Birkenbruchs schnellte die Artenzahl auf 8481. Dabei erhöht sich besonders der Anteil der Oribatiden, der Dipteren und der Lumbriciden.

Die geringe Reduktion der Zersetzung bei Ausschluß der Mesofauna in den eigenen Untersuchungen ist folglich im wesentlichen auf die geringe Attraktivität des Torfmoossubstrates zurückzuführen sowie auf die für Mikroarthropoden unwirtlichen Lebensbedingungen der untersuchten Standorte.

Die Ursachen für die höheren Abbauraten der feinmaschigen Beutel sind als methodenbedingte Artefakte zu verstehen. Infolge des fehlenden 'grazing' der Mesofauna in den Beuteln feiner Maschenweite wachsen die Populationen der Mikroorganismen stärker heran und können so den fehlenden Abbau der Mesofauna zumindest teilweise kompensieren (vgl. HÅGVAR 1988:301).

Ferner beeinflusst die Maschenweite selbst den Abbau der Torfmoose: HOUSE & STINNER (1987:354) haben festgestellt, daß in 'litter bags' mit feiner Maschenweite höhere Feuchtigkeitsgehalte gemessen werden können. Diese können insbesondere in Trockenphasen das Mikroklima für die Zersetzungstätigkeit der Mikroben begünstigen. So wurden von St. JOHN (1980), SMITH & WALTON (1986) und LOUSIER & PARKINSON (1976, zitiert in St. JOHN 1980) in feinmaschigen 'litter bags' verstärkte Abbauraten festgestellt.

Dieser Effekt kommt denn auch bezeichnenderweise im Fockbeker Moor und in der Untersuchungsfläche U3 des Wittenseer Moores besonders zum Tragen. Wie bereits erwähnt, waren insbesondere die *Erico-Sphagnetes* des Fockbeker Moores und der *S. riparium* - Bestand des Wittenseer Moores im Sommer 1989 durch extrem niedrige Wasserstände gekennzeichnet (vgl. Kap. 5.1.1).

Tab. 16: Prozentuale TM - Abnahme der Torfmoose in den untersuchten Mooren, 25 µm -Netze, Vergleich 89/90 - 89/91

Untersuchungs- moor	1989/1990		1989/1991		1989/1990		1989/1991		1989/1990		1989/1991	
	<i>S. fallax</i> Schlenke	s	<i>S. fallax</i> Schlenke	s	<i>S. fallax</i> Rasen	s	<i>S. fallax</i> Rasen	s	<i>S. fallax</i> Schwingd. U1	s	<i>S. fallax</i> Schwingd. U1	s
Gr. Wittensee	-	-	-	-	14,08	1,5	18,96	1,8	-	-	-	-
Owschlag	11,83	0,9	12,57	1,2	12,98	1,7	10,05	0,9	-	-	-	-
Fockbek	-	-	-	-	18,90	4,2	22,05	1,7	15,83	4,1	17,01	-
	<i>S. magellanicum</i> Schlenke	s	<i>S. magellanicum</i> Schlenke	s	<i>S. magellanicum</i> Rasen	s	<i>S. magellanicum</i> Rasen	s	<i>S. magellanicum</i> Bult	s	<i>S. magellanicum</i> Bult	s
Gr. Wittensee	9,82	2,2	10,44	2,1	-	-	-	-	-	-	-	-
Owschlag	5,18	1,2	6,59	0,9	7,35	1,1	8,18	2,1	-	-	-	-
Fockbek	9,32	1,4	13,65	2,7	17,52	3,7	18,90	4,7	9,95	1,8	10,91	-
	<i>S. cuspidatum</i> Schlenke	s	<i>S. cuspidatum</i> Schlenke	s	<i>S. cuspidatum</i> submers	s	<i>S. cuspidatum</i> submers	s	<i>S. papillosum</i> Schlenke	s	<i>S. papillosum</i> Schlenke	s
Gr. Wittensee	12,03	0,5	14,99	1,1	-	-	-	-	-	-	-	-
Owschlag	7,14	2,5	8,31	1,7	-	-	-	-	6,11	0,7	6,18	-
Fockbek	13,31	4,2	13,08	4,0	6,09	1,6	9,74	1,2	18,90	4,2	21,40	-
	<i>S. rubellum</i> Bult	s	<i>S. rubellum</i> Bult	s	<i>S. riparium</i> Rasen	s	<i>S. riparium</i> Rasen	s				
Gr. Wittensee	12,32	3,1	15,62	5,1	28,78	3,5	30,03	3,6				
Owschlag	-	-	-	-	-	-	-	-				
Fockbek	-	-	-	-	-	-	-	-				

Tab. 17: Prozentuale TM - Abnahme der Torfmoose in den untersuchten Mooren, 250 µm Netze, Vergleich 89/90 - 89/91

Untersuchungs- moor	1989/1990		1989/1991		1989/1990		1989/1991		1989/1990		1989/1991	
	<i>S. fallax</i> Schlenke	s	<i>S. fallax</i> Schlenke	s	<i>S. fallax</i> Rasen	s	<i>S. fallax</i> Rasen	s	<i>S. fallax</i> Bult	s	<i>S. fallax</i> Bult	s
Gr. Wittensee	8,21	0,5	13,05	1,2	15	1,6	24,25	4,8	10,1	0,9	21,07	-
Owschlag	11,98	2,5	11,94	0,9	12,31	1,9	15,39	1,9	14,64	1,8	16,55	-
Fockbek	12,26	1,6	14,65	1,9	15,08	1,8	16,37	1,6	14,72	1,3	18,78	-
	<i>S. magellanicum</i> Schlenke	s	<i>S. magellanicum</i> Schlenke	s	<i>S. magellanicum</i> Rasen	s	<i>S. magellanicum</i> Rasen	s	<i>S. magellanicum</i> Bult	s	<i>S. magellanicum</i> Bult	s
Gr. Wittensee	7,60	1,6	11,95	3,2	11,66	2,6	16,84	2,9	8,36	2,1	12,8	-
Owschlag	6,95	1,4	7,10	1,3	7,7	1,8	12,76	4,6	9,56	0,6	9,53	-
Fockbek	11,77	1,2	15,58	4,5	13,61	1,1	12,37	3,5	8,66	1,5	9,84	-
	<i>S. cuspidatum</i> Schlenke	s	<i>S. cuspidatum</i> Schlenke	s	<i>S. cuspidatum</i> submers	s	<i>S. cuspidatum</i> submers	s	<i>S. papillosum</i> Schlenke	s	<i>S. papillosum</i> Schlenke	s
Gr. Wittensee	12,36	0,9	17,53	1,3	-	-	-	-	-	-	-	-
Owschlag	10,20	1,1	13,02	1,6	-	-	-	-	6,63	1,9	5,71	-
Fockbek	13,21	2,2	13,20	1,8	7,86	0,5	9,96	1,9	14,26	1,7	15,22	-
	<i>S. auriculatum</i> submers	s	<i>S. auriculatum</i> submers	s	<i>S. rubellum</i> Bult	s	<i>S. rubellum</i> Bult	s	<i>S. riparium</i> Rasen	s	<i>S. riparium</i> Rasen	s
Gr. Wittensee	-	-	-	-	8,69	2,2	14,59	1,9	23,11	1,8	32,91	-
Owschlag	13,14	1,7	16,09	0,6	-	-	-	-	-	-	-	-
Fockbek	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	<i>S. fimbriatum</i> Bult	s	<i>S. fimbriatum</i> Bult	s	<i>S. fallax</i> U1 Schwingd.	s	<i>S. fallax</i> U1 Schwingd.	s	<i>S. palustre</i> Rasen	s		
Gr. Wittensee	18,67	3,9	19,97	1,9	-	-	-	-	8,31	1,8	-	-
Owschlag	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Fockbek	-	-	-	-	12,17	1,4	17,66	2,6	-	-	-	-

* : Zersetzungszeitraum 1990/91

5.2.3. Die Zersetzung der Zellulose

5.2.3.1 Ergebnisse

Die prozentuale TM - Abnahme der Zellulose beider Untersuchungsjahre ist der Abbildung 27 zu entnehmen. Die Daten sind im Anhang einzusehen (siehe Anhangtab. 6).

Das Ausmaß der Zellulosezerstörung variiert im gesamten Untersuchungszeitraum zwischen 5,5 % im Bultniveau des *Erico-Sphagnetum magellanicum* im Wittenseer Moor und 37,3 % im Rasenniveau derselben Gesellschaft des Fockbeker Moores. Die prozentuale TM - Abnahme entspricht einer jährlichen Zersetzung von 0,7g - 4,7g Zellulose. Beide Extremwerte wurden im Untersuchungszeitraum April 1989/90 ermittelt.

Die Zersetzungsraten im Schlenken-, Rasen- und Bultniveau des *Erico - Sphagnetum magellanicum* der Untersuchungsmoore weisen einem t - Test zufolge für beide Untersuchungsperioden signifikante ($p = 0,05$) Unterschiede auf: Während im Fockbeker und im Owschlager Moor die stärkste mikrobielle Aktivität im Rasenniveau zu verzeichnen ist, findet sich diese im Wittenseer Moor im Schlenkenniveau. In allen drei Mooren ist im Bultniveau eine signifikant geringere Abbautätigkeit zu verzeichnen.

Im Untersuchungszeitraum 1989/90 wurden in allen hydrologischen Niveaus des *Erico - Sphagnetum magellanicum* im Wittenseer Moor die niedrigsten Abbauraten ermittelt. Die höchsten mikrobiellen Aktivitäten des Rasen- und Bultniveaus waren im gleichen Untersuchungszeitraum im Fockbeker Moor zu verzeichnen. Lediglich für das Schlenkenniveau wurde die höchste Abbautätigkeit im Owschlager Moor registriert.

Im Untersuchungsjahr 1990/91 wurden für das Rasen- und Bultniveau die höchsten Zersetzungsraten im Owschlager Moor festgestellt. Im Schlenkenniveau erreicht das Wittenseer Moor recht hohe Werte. Das Fockbeker Moor war in allen hydrologischen Niveaus durch eine signifikant niedrige Zersetzungstätigkeit gekennzeichnet.

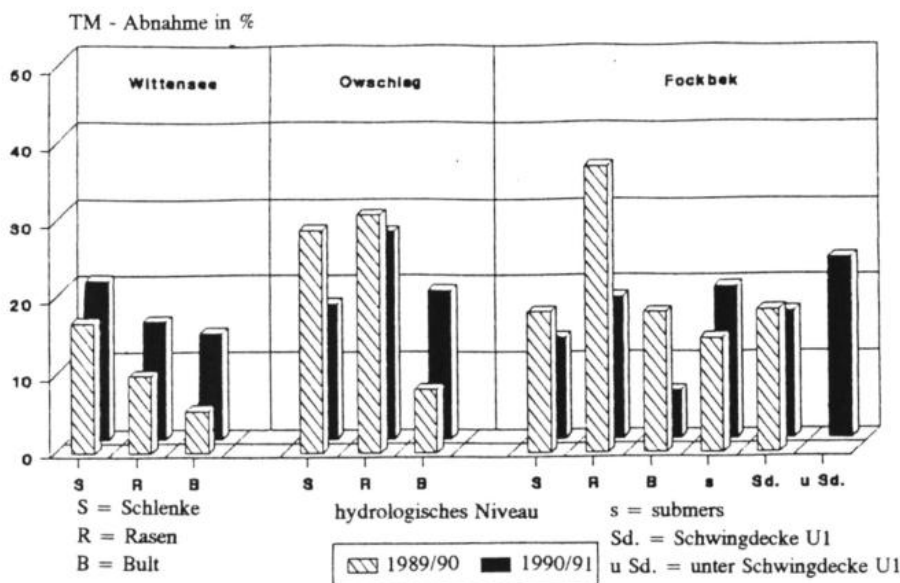
Insgesamt gesehen ist für das *Erico-Sphagnetum magellanicum* im Untersuchungsjahr 1989/90 eine stärkere Akzentuierung der Zersetzungstätigkeit in den drei hydrologischen Niveaus zu verzeichnen. Während im ersten Untersuchungsjahr die mittleren Massenverluste im Rasenniveau (26,0 %) am höchsten lagen und jene des Bultniveaus deutlich geringer waren (9,74 %), sind im Folgejahr die Unterschiede weniger stark ausgeprägt (20,2 % - 13,1 %). Insbesondere im Rasen- und Schlenkenniveau des Fockbeker Moores, aber auch im Owschlager Moor waren 1989/90 höhere Zersetzungsraten zu verzeichnen.

Auffällige Unterschiede konnten bei den Standardabweichungen der Zersetzungsraten beider Untersuchungsjahre festgestellt werden. Die Streuung der Zersetzungstätigkeit war 1989/90 höher als im Folgejahr (siehe Anhangtab. 6).

In der Untersuchungsfläche U1 des Fockbeker Moores sind in beiden Untersuchungsjahren relativ niedrige Zersetzungsraten zu vermerken (18,5 und 16,4 %). Auffällig ist die hohe Abbautätigkeit unter der *Eriophorum angustifolium*-S. fallax - Schwingdecke. Die 'litter bags' wurden mit Hilfe einer für diesen Zweck hergestellten Zange in 50 cm Tiefe unter die Torfdecke in den freien Wasserkörper deponiert. Obwohl sie sich damit ca. 35 cm unterhalb des mittleren Wasserspiegels befanden, wurde 1990/91 eine Abbaurate ermittelt, die etwas über jener des Akrotelms liegt.

Die *S. cuspidatum* - Gesellschaft der Untersuchungsfläche U2 des Fockbeker Moores zeigt während des gesamten Untersuchungsraumes moderate Zersetzungsraten, die mit 19,7 % im zweiten Jahr etwas höher als im Vorjahr 1989/90 liegen (14,9 %). Die Abbautätigkeit bewegt sich damit in gleicher Höhe wie jene der Schlenken des *Erico-Sphagnetum magellanicum*.

Abb. 27: TM - Abnahme der Zellulose
Vergleich 89/90 - 90/91



Die Ergebnisse lassen sich folgendermaßen zusammenfassen: Sehr hohe Massenverluste waren in beiden Untersuchungsjahren im *Erico-Sphagnetum magellanici* des Owschlagers Moores zu verzeichnen; sie wurden lediglich im ersten Untersuchungsjahr im Rasen- und Bultniveau von jenen des Fockbeker Moores übertroffen. Die Abbauraten im *Erico-Sphagnetum magellanici* waren im zweiten Untersuchungsjahr generell niedriger. Bezogen auf den Mikrostandort, wurden (gemittelt über alle Untersuchungs Moore) die höchsten Gewichtsreduktionen in beiden Jahren im Rasen festgestellt (23,1 %), gefolgt von jenen der Schlenken (19,0 %) und Bulte (11,4 %). Die Sonderstandorte (U1 und U2) des Fockbeker Moores weisen im Vergleich zu den Massenverlusten des *Erico-Sphagnetum magellanici* moderate Abbautätigkeiten auf.

5.2.3.2 Diskussion

Die vorgestellten Abbauraten lassen kaum eine Beziehung zu den jeweiligen Pflanzengesellschaften erkennen, wohl aber zu den abiotischen Standortfaktoren (vgl. BERG et al. 1975:264).

Die Ergebnisse einer zweifaktoriellen Varianzanalyse (Tab. 18) zeigen, daß sich die Varianz der prozentualen TM - Abnahme mit einer Reliabilität von mehr als 84 % durch die unabhängigen Variablen 'hydrologisches Niveau' und 'Moor' sowie deren Interaktionen erklären läßt. In der unabhängigen Variablen 'Moor' werden sämtliche die Moorstandorte differenzierenden Faktoren zusammengefaßt. Als solche dürften insbesondere der Wasserhaushalt, das Temperaturregime und die Trophie der Standorte in den Mooren eine Rolle spielen. Im ersten Jahr bewirken diese Faktoren eine Stimulation der mikrobiellen Aktivität im *Erico-Sphagnetum magellanici* des Fockbeker Moores, während die Zellulosezersetzung im Owschlag Moor in beiden Untersuchungsjahren gleichbleibend hoch ausfällt.

Tab. 18: Ergebnisse einer zweifaktoriellen Varianzanalyse mit den im Schlenken-, Rasen- und Bultniveau des *Erico-Sphagnetum magellanici* erhobenen prozentualen TM - Abnahmen ('ANOVA' von SAS); n = 45; dargestellt werden Haupteffekte und einfache Interaktionen; *** = p = 0.0001 (Irrtumswahrscheinlichkeit), r² = 0,84 (multiple Bestimmtheit); DF = Freiheitsgrade, 'Sum of Square' = Summe der Abweichungsquadrate, 'Mean Square' = mittlere Abweichungsquadrate, F-Wert = mittlere Abweichungsquadrate zwischen den Stichproben dividiert durch die mittleren Abweichungsquadrate innerhalb der Stichproben (siehe z.B. BORTZ 1985), eta² = Wirkungsmaß (BACKHAUS et al. 1987).

Untersuchungsjahr 1989/90

Klassifikation	DF	'Sum of Square'	'Mean Square'	F-Wert	eta ²
Moor	2	1477,9	738,9	35,5 ***	0,27
hydrologisches Niveau	2	2076,0	1038,0	48,5 ***	0,38
Moor x Niveau	4	1127,8	281,9	13,2 ***	0,20

Untersuchungsjahr 1990/91

Klassifikation	DF	'Sum of Square'	'Mean Square'	F	eta ²
Moor	2	569,3	284,6	41,7 ***	0,36
hydrologisches Niveau	2	386,8	193,4	28,4 ***	0,24
Moor x Niveau	4	364,1	91,0	13,4 ***	0,23

Im folgenden sollen die Zersetzungsergebnisse in ihrer Abhängigkeit von diesen Parametern dargestellt werden. Sie sind dabei immer als das Ergebnis einer Summe von jahreszeitlich variierenden abiotischen und einander gegenseitig beeinflussenden Parametern zu betrachten. Die Wirkung des einzelnen Faktors kann in Abhängigkeit von den Größen der anderen Faktoren individuell reagieren und sich bei gleicher Größe durch minimale Veränderung eines anderen Faktors fördernd oder hemmend auswirken. Dies gilt insbesondere für den Wasserhaushalt und die Temperatur der Standorte.

Der Grund hierfür ist in der Interaktion der Parameter sowie in ihrer nichtlinearen Wirkung zu suchen.

So fand SZEGI (1975, zit. in SZEGI 1988:96ff) bei Laboruntersuchungen unter Gleichsetzung sämtlicher einflußnehmender Parameter an Sandböden und Tschernosemen sowohl hinsichtlich der Feuchtigkeit des Substrates als auch hinsichtlich der Temperaturen Optimumkurven für die zellolytische Aktivität der Mikroorganismen. Bei mehr als 70 % der Wasserhaltekapazität der Böden oder bei mehr als 30 °C sank die Abbaugeschwindigkeit der Organismen wieder.

Die Wechselwirkungen von Wassergehalt und Temperatur auf die Kohlendioxidabgabe in subarktischen Moorkomplexen werden von SVENSSON (1980:241ff) mit Hilfe von Regressionsmodellen aufgezeigt. Die Kohlendioxidabgabe steigt dem Modell zufolge mit zunehmender Temperatur und zunehmendem Wassergehalt an; lediglich bei niedrigen Temperaturen bewirkt ein hoher Wassergehalt eine Absinken der Gasabgabe. Bei Temperaturen über 15 °C werden selbst bei Wassergehalten über der Wasserhaltekapazität von 2500 % TM noch positive Reaktionen auf einen Temperaturanstieg vorhergesagt.

Es ist anzunehmen, daß der Maximalwert der Gasabgabe bei hohen Temperaturen zwar höher liegt, ab einem gewissen Grad des Wasserüberschusses die Gasdiffusion allerdings durch die

im Vergleich zur Luft um den Faktor 0,0001 reduziert Diffusionsrate absinkt.

Für die Kleinstrukturen der Moore, die Schlenken, Rasen und Bulten, sind saisonal unterschiedliche Interaktionen von Temperatur und Wasserstand zu erwarten, die synergetisch oder antagonistisch wirken können. So können beispielsweise die Parameter Temperatur und Wasserstand in Bulten oder Schlenken in Abhängigkeit von der Jahreszeit unterschiedlich stark limitierend wirken: Bei Bulten ist im Frühjahr und Herbst infolge erhöhter Wasserstände trotz einer geringen Temperatur von einer fortschreitenden Zersetzung auszugehen. Obwohl die Temperatur im Sommer günstigere Zersetzungsbedingungen bietet, hemmen mit fortschreitender Trockenheit die niedrigen Wasserstände die Zersetzung. HEAL et al. (1978) beobachteten, daß unter 600% TM Wassergehalt Massenverluste organogener Sedimente bereits wieder eingeschränkt sind. In Schlenken und Rasen kann im Frühjahr und Herbst der Wasserstand trotz höherer Temperaturen limitierend wirken, im Sommer hingegen stimulierend. Im Vergleich zum Bult stärkere Wasser- und davon abhängig auch Temperaturschwankungen scheinen sich insbesondere im Rasen in einer generell verstärkten Zersetzungstätigkeit auszuwirken.

Ähnliche Wechselwirkungen spiegeln sich in den Ergebnissen wider: Im Fockbeker Moor konnten im Rasen- und Bultniveau des *Erico-Sphagnetum magellanici* im Untersuchungszeitraum 1989/90 höhere Zersetzungsraten bei der Zellulose ermittelt werden. Insbesondere im Bultniveau fällt jedoch die hohe Standardabweichung auf (siehe Anhangtab. 6). Die im Moor 1989/90 festgestellten hohen Temperatursummen (vgl. Kap. 5.1.2.1) wirken sich bei einer ausreichenden Wasserversorgung günstig auf die Zersetzung der Zellulose aus. Besonders im Bultniveau ist bei geringem Wassergehalt bereits von einer Hemmung der Zersetzung auszugehen: Extreme Spitzentemperaturen wie auch unzureichende Feuchtigkeit des Substrates können zu einer Hemmung der Mikroorganismen führen. Eine nur wenig unterschiedliche Positionierung der 'litter bags' führt dann bereits zu abweichenden Zersetzungs-raten.

Auch McCLELLAN (1990:1244) und ROSSWALL (1974:333) weisen auf eine extreme Variabilität der Zellulosezersetzung hin. Letzterer führt dies auf wenig organisierte Zersetzer-gemeinschaften, variable Mikrostandorte und auf eine schnelle Austrocknung der Zellulose bei gleichzeitig schneller Feuchtigkeitsaufnahme im Falle einer erhöhten Luftfeuchtigkeit zurück.

Das vergleichsweise feuchte und milde zweite Untersuchungsjahr bewirkte eine generelle Abnahme der mikrobiellen Aktivität sowie eine Nivellierung der Zersetzungsunterschiede in Schlenke, Rasen und Bult des Wittenseer, Owschlager sowie Fockbeker Moores. Die insgesamt reduzierte Zersetzungsaktivität wird durch eine Abnahme der mittleren prozentualen TM - Abnahme sämtlicher Niveaus von 18,9 % im Untersuchungsjahr 1989/90 auf 16,8 % im Untersuchungsjahr 1990/91 angezeigt.

Zwar ergab die zweifaktorielle Varianzanalyse auch für das zweite Untersuchungsjahr eine signifikante Wirkung des Parameters 'hydrologisches Niveau' (siehe Tab. 18), das Wirkungsmaß - angegeben durch die Größe ' η^2 ' - zeigt jedoch an, daß der Anteil der Varianz der prozentualen TM - Abnahme lediglich noch zu 24% im Vergleich zu 38 % des Vorjahres auf den Parameter 'hydrologisches Niveau' zurückzuführen ist.

Die insgesamt höheren Wasserstände des zweiten Untersuchungsjahres wirken sich hemmend im Schlenken und Rasenniveau und - mit Ausnahme des Fockbeker Moores - fördernd auf die Zersetzungsaktivität im Bultniveau aus.

Während die unterschiedlichen Abbauintensitäten der Zellulose in der Hochmoorbulten - Gesellschaft des Fockbeker und Wittenseer Moores auf hydrologische und thermische Inter-

aktionen zurückzuführen sind, erklären sich die kontinuierlich hohen Abbauraten der Owschlager Untersuchungsfläche aus der günstigen Nährstoffversorgung. Im thermisch und hydrologisch vorteilhaften Milieu des Rasens und im Sommer auch der Schlenke verursachen insbesondere der Kalziumgehalt sowie höhere pH - Werte und Leitfähigkeiten eine Förderung des mikrobiellen Abbaus (vgl. Kap. 5.1.3). Die trophischen Unterschiede nehmen mit zunehmender Entfernung vom mineralischen Untergrund ab und sind nur noch in abgeschwächter Form im Bultniveau wahrzunehmen. Diese Nährstoffverarmung in Kombination mit relativ niedrigen Wasserständen führte im ersten Untersuchungsjahr zu niedrigen Abbauraten im Bultniveau; im Folgejahr wirken stärkere Niederschläge bzw. die vergleichsweise hohen Wasserstände und die damit verbundene Nährstoffzufuhr aus Luft und Mineralboden förderlich auf die mikrobielle Aktivität.

Düngungsversuche mit Stickstoff und Kalziumkarbonat ergaben im Glenamoy bog in Irland, an Tundrastandorten in Stordalen (Abisko, Schweden) und in den Everglades in Florida eine signifikante Förderung der zellolytische Aktivität (ROSSWALL 1974:337, BERG et al 1975:266, MALTBY 1988: 147). Während die limitierende Wirkung des Stickstoffs an Moorstandorten unbestritten ist, wird die Bedeutung von Phosphat unterschiedlich bewertet. ROSSWALL et al. (1974) nehmen an, daß die Mikroorganismen durch einen höheren Anteil löslicher Phosphatverbindungen gehemmt werden. MALTBY (1988:147) hingegen stellte insbesondere an anaeroben Standorten der Everglades eine fördernde Wirkung von Phosphatzugaben auf die zellolytische Aktivität fest.

Auch die hohe prozentuale Zersetzung der Zellulose in den von LIEFFERS (1988, siehe Tab. 19) und KOSLOVSKAJA et al. (1978:141) untersuchten basenreichen Niedermooren deutet auf die fördernde Wirkung des Kalziums sowie der infolge erhöhter pH - Werte insgesamt verbesserten Nährstoffversorgung. Ähnlich lassen sich auch die vergleichsweise hohen Zersetzungsraten der von TUOMINEN (1981, siehe Tab. 19) untersuchten Moore deuten. Auffällig ist hier die geringere Zellulosezersetzung im Großseggen-Weißmoor im Vergleich zum Überschwemmungsmoor. Trotz der im Mittel recht hohen Wasserstände wirken sich die hohen Wasserstandsamplituden und die gute Nährstoffversorgung der Überschwemmungsmoore begünstigend auf die Zersetzung aus.

Auch der Zelluloseabbau der Sonderstandorte U1 (Aufstauffläche) und U2 (primäre Verlandungsphase) des Fockbeker Moores lassen sich als Funktion von Wasserhaushalt und Temperatur darstellen.

Die *Eriophorum angustifolium*-S. fallax - Schwingdecken (U1) folgen den Wasserständen der Aufstauffläche, so daß auch eine relativ gleichmäßige Temperatur der Oberflächentorfe anzunehmen ist. Ganzjährig ausgewogen hohe Wasserstände und damit auch Temperaturen schränken die mikrobielle Aktivität hier ein.

Die in der Sommerperiode im Moorwasser registrierten hohen Ammoniumkonzentrationen schlagen sich nicht in einer Erhöhung der Zellulosezersetzung nieder. Die Anreicherung mit Ammonium ist lediglich auf eine kurze Zeitspanne befristet, die zudem die intensivste Wachstumsphase der Torfmoose ist (vgl. Kap. 5.3.1). Diese können mit den Mikroorganismen um die episodisch auftretende N-Quelle konkurrieren.

Auch die *Sphagnum cuspidatum* - Gesellschaft der Untersuchungsfläche U2 folgt den Schwankungen des Wasserkörpers. Die 'litter bags' waren hier ganzjährig überstaut und milden Temperaturen ausgesetzt (vgl. Kap. 5.1.2.2). Die moderaten Zersetzungsraten dieser Untersuchungsfläche wie auch die hohe Zersetzungsaktivität unter der Schwingdecke U1 des Fockbeker Moores zeigen, daß die Zersetzung unter wassergesättigten Bedingungen nicht schon *per se* limitiert sein muß (vgl. MALTBY 1988:149). Entscheidend wirkt sich hier der

tatsächliche Sauerstoffgehalt des Wassers aus. Dieser wird infolge der Photosyntheseleistung zahlreicher Grünalgen und der Torfmoose selbst in den oberen drei Dezimetern eine aerobe mikrobielle Aktivität ermöglichen. In der Aufstaupflähe U1 wirkt sich insbesondere auch die Durchmischung der offenen Wasserflähen durch Wellenbewegung positiv auf Sauerstoffgehalte des gesamten Wasserkörpers aus (vgl. MÜLLER 1973:195). Dennoch erstaunt die im Vergleich zu den Schlenkenhabitaten des *Erico-Sphagnetum magellanici* nur geringfügig reduzierte oder gar gleichartige Abbauleistung. Möglicherweise wird der Wert der Massenverluste hier durch Auswaschungen künstlich erhöht.

Literaturangaben zur Wirkung von Wasser und Temperatur auf die Zellulosezersetzung sind vorwiegend im Rahmen von Tundrenforschungen erhoben worden und nur bedingt auf die eigenen Befunde übertragbar.

Tab. 19: Jährliche prozentuale Trockenmassenabnahme der Zellulose im Literaturvergleich

Autor, Jahr, Ort	Moortypus	Tiefe (cm)	% TM Abnahme
Laine et al. 1984, Finnland	Moorkomplex Lakkasuo:	-	53,6
	Reisemoor		23,7
	Bruchmoor		26,4
	Wollgras-Reisemoor		
Bartsch & Moore 1985, Québec, Kanada	Seggenreiches, z.T. bewaldetes	-	5,0
	Niedermoor		
Tuominen 1981 Finnland	S. fuscum-Reisemoor:	0 - 5	
	Schlenke		5,0
	Bult		23,0
	Überschwemmungsmoor	0 - 5	41,0
	Großseggen-Weißmoor	0 - 5	8,0
	Kleinseggen-Weißmoor	0 - 5	39,0
D'Sylva (unpubl., zit. Rosswall 1974) Great Britain	Deckenmoor	-	26,6 ± 6,8
Liefers 1988 Alberta, Kanada	Basenreiches, bewaldetes Nie-		
	dermoor		
	undrainiert	10	85,0 ± 12,8
	drainiert	10	89,5 ± 7,2
	undrainiert	30	48,6 ± 14,7
	drainiert	30	80,8 ± 13,1
Moore 1984 Québec, Kanada	flechtenreiche Fichtenwälder	-	12 - 20

Die fördernde Wirkung einer ausreichenden Feuchtigkeit und insbesondere auch der Temperatur wird von ROSSWALL (1974) betont, der eine Zunahme der zellolytischen Aktivität in Tundren mit zunehmend wärmerem, ozeanischem Klima feststellt. PARINKINA (unpubl., zit. in ROSSWALL 1974:332) stellte in der Tareya Tundra (UDSSR) in Bulten im Vergleich zu Rinnensystemen polygonaler Moore eine um 27 % erhöhte Zersetzung der Zellulose fest. Auch TUOMINEN (1981:131) konnte in finnischen Reisermooren stärkere Massenverluste in *Sphagnum fuscum* - Bulten als in Schlenken ermitteln (siehe Tab. 19).

Die mit abnehmendem Wasserstand zunehmende Zersetzung bei ROSSWALL et al. (1974) und TUOMINEN (1981) scheint den eigenen Befunden zu widersprechen. Die unterschiedliche Wirkung des hydrologischen Niveaus ist jedoch in Abhängigkeit von der großklimatischen Lage der Untersuchungsgebiete zu sehen. Die zitierten Untersuchungen wurden in der borealen Zone (TUOMINEN) und sogar oberhalb des Polarkreises (PARINKINA) durchgeführt. In beiden Untersuchungen wirkt sich die niedrige Jahrestemperatur bereits stärker hemmend auf die Zersetzungsaktivität der Mikroorganismen aus als die Trockenheit. Die sich schneller erwärmenden Bulte bieten unter diesen Bedingungen bessere Abbaubedingungen. Die Hierarchie hemmender Standortfaktoren ist folglich im Zusammenhang mit der großklimatischen Lage der Untersuchungsgebiete zu sehen.

LIEFFERS (1988:757f) stellte größere Massenverluste der in 10 cm und 30 cm Tiefe explantierten Zellulose in drainierten Niedermooren im Vergleich zu undrainierten fest; die Unterschiede waren allerdings lediglich in 30 cm Tiefe signifikant (siehe Tab. 19). Der Autor führt dies auf die höheren mittleren Temperaturen und stärkeren Temperaturschwankungen zurück, die eine unmittelbare Folge der niedrigeren Wasserstände sind. Die auch in 10 cm zu erwartende, stärkere Zersetzung auf der drainierten Fläche blieb aufgrund der geringen Niederschläge des Untersuchungsjahres aus.

Ein quantitativer Vergleich der ermittelten Abbauraten mit jenen anderer Ökosysteme verdeutlicht die insgesamt geringe mikrobielle Aktivität der untersuchten Moore.

Die in den Untersuchungsjahren 1989/90 und 1990/91 für die Moorstandorte ermittelten Abbauraten von 5,5 - 37,3 % pro Jahr liegen etwas über den von ROSSWALL (1974) zusammengestellten Zersetzungsdaten aus verschiedenen Ökosystemen der Tundrenregion. Diese belaufen sich auf minimale jährliche Abbauraten von 0,5 % in kontinentalen Tundren der UDSSR, Flechtenheiden der Hardangervidda und Palsamooren der UDSSR bis hin zu 14,5 - 41 % in degenerierten Mooren Großbritanniens. Bei den von ihm untersuchten Lebensräumen wurden die höchsten Abbauraten in atlantischen Grasheiden ermittelt. Sie liegen mit einer Abbaurate von bis zu 3,95 mg/Tag weit unter den von BEYER (1989:117) in Schleswig - Holstein festgestellten Raten von bis zu 58 mg/Tag im Koniferenforst oder gar bis zu 100 mg/Tag auf alternativ bewirtschaftetem Acker. Die höchste Abbaurate von 37,3 % im Rasenniveau des *Erico-Sphagnetum magellanici* des Fockbeker Moores entspricht einem absoluten Gewichtsverlust von ca. 12,9 mg/Tag. Im Mittel beträgt dieser während des gesamten Untersuchungszeitraumes im Bultniveau sämtlicher Moore jedoch lediglich ca. 3,9 mg/Tag. Die Abbauraten naturnaher Moorstandorte liegen damit unter den von WAGNER (1992 in prep.) ermittelten Abbauraten in Birkenbruch - Stadien degenerierter Moore.

5.2.4. Die Zersetzung verschiedener Sphagnen

5.2.4.1 Ergebnisse

Die Varianz der Zersetzung in Abhängigkeit von der Zersetzerpopulation, den untersuchten Torfmoosen, ihren Wuchsorten, Mikrostandorten und der Untersuchungsdauer wurde mit Hilfe einer multifaktoriellen Varianzanalyse auf signifikante Unterschiede untersucht (siehe Tab. 20).

Tab. 20: Multifaktorielle Varianzanalyse (GLM - Prozedur 'unbalanced Anova' des SAS -Programmes); n = 564 (Gesamtdaten sämtlicher 'litter bags' im Untersuchungszeitraum 1989 - 1991, $r^2 = 0,72$), Abkürzungen siehe Tab. 18, S. 89.

Klassifikation	DF	'Mean Square'	F	p
Spezies	8	549,7	58,12	0.0001
Moor	3	546,0	57,72	0.0001
Niveau	3	262,8	27,79	0.0001
Dauer x Moor	2	238,9	25,27	0.0001
Dauer	1	219,8	23,24	0.0001
Moor x Niveau	4	99,0	10,47	0.0001
Moor x Spezies	5	93,1	9,84	0.0001
Spezies x Niveau	5	89,2	9,43	0.0001
Netze	1	21,2	2,24	0.1352
Dauer x Spezies	7	20,0	2,12	0.0405
Dauer x Niveau	3	15,6	1,65	0.1769

Die Ergebnisse der Varianzanalyse zeigen, daß sich die Streuung der prozentualen TM - Abnahme mit einem Bestimmtheitsmaß von 72 % mit abnehmender Bedeutung auf die Variablen 'Spezies', 'Moor', 'Niveau' und 'Dauer' sowie deren einfache Interaktionen zurückführen läßt. Als nicht signifikant erwiesen sich die unterschiedlichen Netzgrößen (Klassifikation 'Netze', vgl. Kap. 5.2.2).

Entsprechende varianzstatistische Ergebnisse wurden auch bei Ausschluß der Daten der 21 μm - 'litter bags' sowie der Sonderstandorte für die Sphagnen des *Erico - Sphagnetum magellanici* ermittelt. Geringfügige Abweichungen waren lediglich bei der Gewichtung der Faktoren 'Moor' und 'Niveau' zu vermerken. Auf eine gesonderte Darstellung der statistischen Analysen wird deshalb hier verzichtet.

Die prozentuale TM - Abnahme in den 'litter bags' mit 250 μm - Gazen werden in den Abbildungen 28 - 30 zusammenfassend dargestellt. Während Abbildung 28 die Massenverluste der Torfmoose im *Erico-Sphagnetum magellanici* nach Untersuchungsgebieten geordnet wiedergibt, wurde in Abbildung 29 eine Ordnung nach Mikrohabitaten vorgenommen. Die Zersetzung der Sphagnen an Sonderstandorten ist in Abbildung 30 aufgeführt. Die Werte der Graphiken sind der Tab. 17 (S. 86) zu entnehmen.

Abb. 28: Zersetzung der Torfmoose im *Erico-Sphagnetum magellanicum*
(250 μm - Netze)

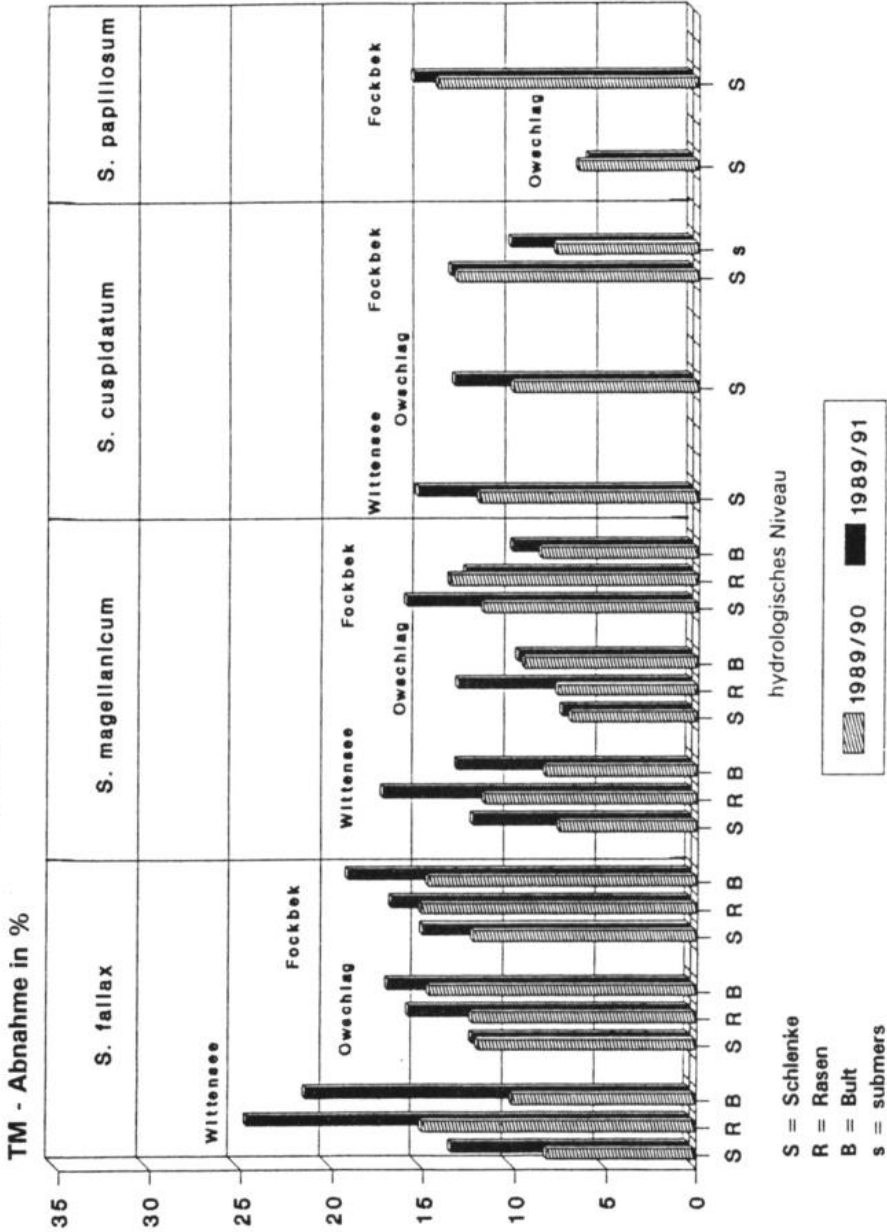


Abb. 29: Zersetzung der Sphagnen im *Erico-Sphagnetum magellanici*
in Abhängigkeit vom hydrologischen Niveau
(250 μ m - Netze)

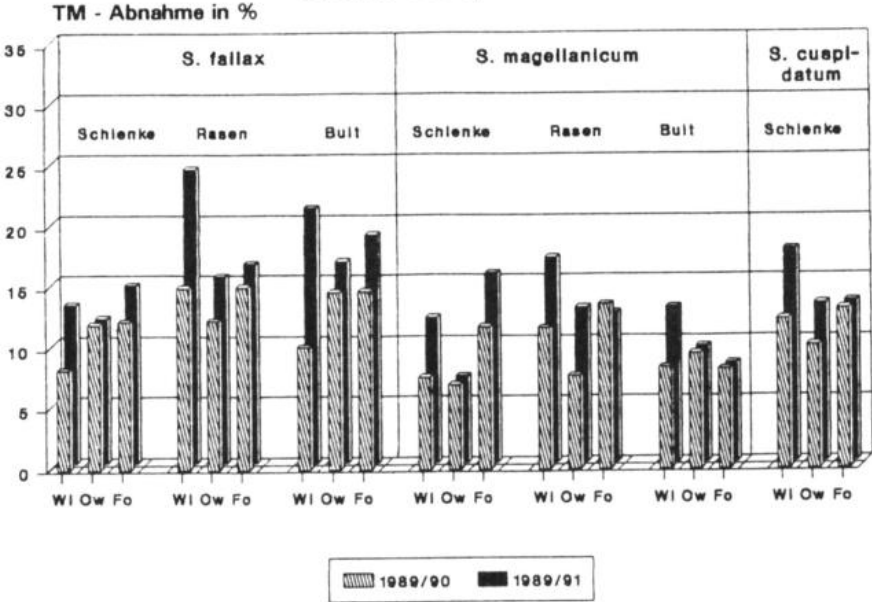
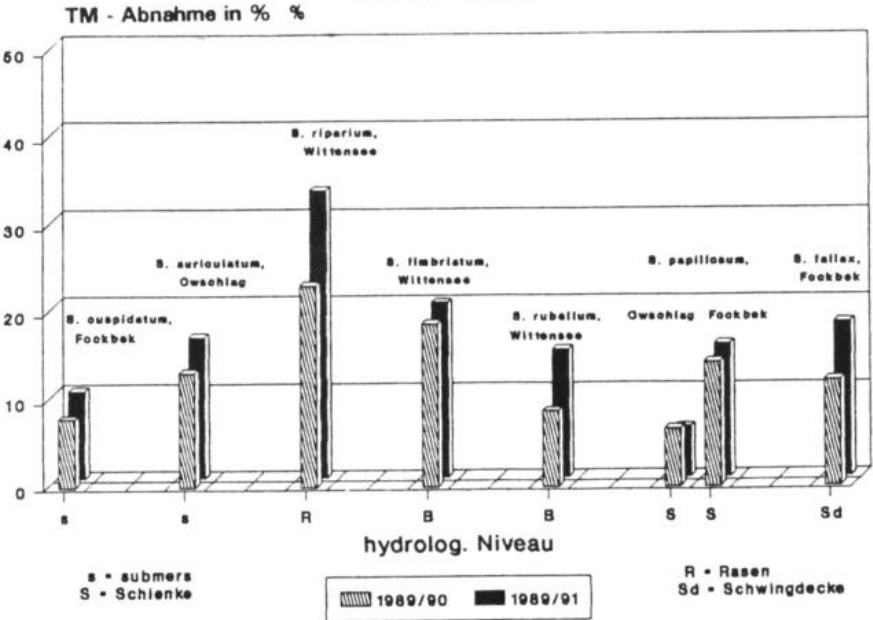


Abb. 30: Zersetzung der Sphagnen an den Sonderstandorten
(250 μ m - Netze)



Im folgenden sollen die jeweiligen Parameter in der Reihenfolge ihrer Bedeutung für die Zersetzung behandelt werden.

Der größte Anteil an der Gesamtstreuung der prozentualen TM - Abnahme ist auf die Verwendung **artspezifischer Substrate** zurückzuführen (88 %, $\eta^2 = 0,88$). Die prozentuale TM - Abnahme der Sphagnen in den 250 μm - Netzen schwankt nach einer Explantationsdauer von einem Jahr zwischen 6,6 % und 23,1 % (siehe Tab. 17, S. 86). Die niedrigsten prozentualen TM - Verluste wurden bei *S. papillosum* im *Erico-Sphagnetum magellanicum* des Wittenseer bzw. Owschlagers festgestellt, die höchsten bei *S. riparium* im Wittenseer Moor, gefolgt von *S. fimbriatum* und *S. fallax*. Erstaunlich niedrige Zersetzungsraten wurden bei *S. auriculatum* im Owschlagers Moor, bei *S. cuspidatum submersum* im Fockbeker Moor (U2) sowie beim *S. fallax* - Substrat der Aufstaufläche (U1) desselben Moores gefunden.

Unter Verwendung sämtlicher Zersetzungsdaten wurden mit Hilfe eines Duncan - Tests die in Tabelle 21 zusammengestellten signifikanten artspezifischen Unterschiede der prozentualen TM - Abnahme herausgearbeitet.

Sphagnen derselben Gruppe weichen in ihren prozentualen Massenverlusten nicht signifikant voneinander ab. Die Gruppen A, B, ... etc. unterscheiden sich signifikant von allen nachfolgenden Gruppen. Gehören Arten zu mehreren nachfolgenden Gruppen, so weisen auch deren Gruppenmitglieder nicht signifikante Zersetzungsunterschiede auf. Als Ergänzung werden in Tab. 22 paarweise die mittleren Zersetzungsdaten verglichen.

Die mit dem Duncan - Test ermittelte Reihenfolge der Gruppen mit signifikanten Unterschieden repräsentiert quasi die artspezifische 'Zersetzbarkeit' der Sphagnen, unabhängig von ihrem Standort.

Tab. 21: Signifikante Unterschiede der prozentuale TM - Abnahme zwischen den untersuchten Sphagnuspezies (Duncan - Test mit Gesamtdaten = 549 'litter bags', $p = 0,05$). Erklärung siehe Text.

Spezies	Mittelwert	n (Anzahl der 'litter bags'	Duncan Gruppe
<i>S. riparium</i>	28,3	20	A
<i>S. fimbriatum</i>	19,8	10	B
<i>S. fallax</i>	14,9	177	C
<i>S. auriculatum</i>	14,6	8	C D
<i>S. rubellum</i>	12,5	33	C D E
<i>S. cuspidatum</i>	12,2	84	D E
<i>S. papillosum</i>	11,8	40	E
<i>S. magellanicum</i>	10,7	188	E F

Der Duncan - Test wurde auch mit den 1989/90 und 1989/91 erhobenen Daten getrennt durchgeführt. Dabei zeigte sich, daß bei einer Versuchsdauer von einem Jahr lediglich *S. fallax* und *S. rubellum* eine niedrigere mittlere TM - Abnahme zeigten, ansonsten die Reihenfolge jedoch gleichblieb. Nicht mit in den Test einbezogen wurde *S. palustre*, von

dem lediglich Daten aus dem Jahr 1990/91 vorlagen.⁹ Die nach einem Jahr ermittelten Gewichtsverluste von 8,5 % lassen vermuten, daß *S. palustre* sich zwischen *S. cuspidatum* und *S. papillosum* einreihen ließe.

Tab. 22: Signifikante Unterschiede der TM - Abnahme der Sphagnumspezies entsprechend einem t - Test in der Reihenfolge ihrer Massenverluste ($p = 0,05 = *$)

Spezies - Vergleich	p	Spezies - Vergleich	p
<i>S. riparium</i> - <i>S. fimbriatum</i>	*	<i>S. fallax</i> - <i>S. rubellum</i>	*
<i>S. riparium</i> - <i>S. fallax</i>	*	<i>S. fallax</i> - <i>S. cuspidatum</i>	*
<i>S. riparium</i> - <i>S. auriculatum</i>	*	<i>S. fallax</i> - <i>S. papillosum</i>	*
<i>S. riparium</i> - <i>S. rubellum</i>	*	<i>S. fallax</i> - <i>S. magellanicum</i>	*
<i>S. riparium</i> - <i>S. cuspidatum</i>	*	<i>S. auriculatum</i> - <i>S. rubellum</i>	
<i>S. riparium</i> - <i>S. papillosum</i>	*	<i>S. auriculatum</i> - <i>S. cuspidatum</i>	
<i>S. riparium</i> - <i>S. magellanicum</i>	*	<i>S. auriculatum</i> - <i>S. papillosum</i>	*
<i>S. fimbriatum</i> - <i>S. fallax</i>	*	<i>S. auriculatum</i> - <i>S. magellanicum</i>	*
<i>S. fimbriatum</i> - <i>S. auriculatum</i>	*	<i>S. rubellum</i> - <i>S. cuspidatum</i>	
<i>S. fimbriatum</i> - <i>S. rubellum</i>	*	<i>S. rubellum</i> - <i>S. papillosum</i>	
<i>S. fimbriatum</i> - <i>S. cuspidatum</i>	*	<i>S. rubellum</i> - <i>S. magellanicum</i>	*
<i>S. fimbriatum</i> - <i>S. papillosum</i>	*	<i>S. cuspidatum</i> - <i>S. papillosum</i>	
<i>S. fimbriatum</i> - <i>S. magellanicum</i>	*	<i>S. cuspidatum</i> - <i>S. magellanicum</i>	*
<i>S. fallax</i> - <i>S. auriculatum</i>		<i>S. papillosum</i> - <i>S. magellanicum</i>	

Dem übergeordneten Faktor 'Spezies' sind in den aufgeführten Analysen standörtliche und habitatspezifische Zersetzungsschwankungen untergeordnet, die in den Balkendiagrammen der Abbildung 28 und 29 zum Ausdruck kommen. Dabei können für die Sphagnen im *Erico - Sphagnetum magellanici* der **Untersuchungsmoore** folgende Unterschiede festgestellt werden:

Im ersten Untersuchungsjahr sind bei zahlreichen Arten in den Mikrostandorten Schlenke, Rasen, Bult im Fockbeker Moor deutlich höhere Massenverluste zu verzeichnen (siehe Tab. 23a). In Abhängigkeit von der Art und vom Mikrostandort folgen das Wittenseer oder Owschlager Moor.

Anders die über zwei Jahre gelagerten 'litter bags' (siehe Tab. 23b). Hier sind in vielen Versuchsansätzen die höchsten Werte im Wittenseer Moor zu beobachten.

Bei einem statistischen Vergleich (Duncan - Test, $p = 0,05$) der parallel im Wittenseer, Owschlager und Fockbeker Moor ermittelten Massenverluste von *S. cuspidatum*, *S. fallax* und *S. magellanicum* (sämtliche Niveaus) zeigt sich denn auch, daß im Fockbeker Moor im Untersuchungsjahr 1989/90 insgesamt signifikant höhere Massenverluste auftraten (12,8 %), während sich das Wittenseer und Owschlager Moor in etwa die Waage hielten (10,7 % - 10,1 %).

Bei Ausdehnung der Beobachtungsdauer auf 2 Jahre (1989/91) sind mit 17,2 % die höchsten

⁹ Die parallel mit den hier geschilderten Versuchsvarianten explantierten *Sphagnum palustre* - 'litter bags' fielen leider dem bereits geschilderten Vandalismus auf den Versuchsflächen im April 1990 zum Opfer.

Gewichtsverluste der Torfmoose im *Erico - Sphagnetum magellanicum* des Wittenseer Moores festzustellen, gefolgt von jenen des Fockbeker Moores (14,4 %). Im Owschlager Moor sind hingegen mit TM - Verlusten von 11,1 % deutlich geringere mikrobielle Aktivitäten zu verzeichnen. Die mittleren prozentualen Gewichtsverluste sämtlicher Moore unterscheiden sich signifikant.

Tab. 23: Signifikante Unterschiede (Duncan - Test) der prozentualen TM - Abnahme verschiedener Spezies in Abhängigkeit vom Untersuchungsmoor (250 µm-Netze, * p = 0,05):

a) nach dem Verlauf eines Jahres

Untersuchungszeit: 1989/90	Wittensee-Owschlag	Wittensee-Fockbek	Fockbek-Owschlag
<i>S. cuspidatum</i>	12,4 - 10,2 *	12,4 - 13,2	13,2 - 10,2 *
<i>S. fallax</i>			
Schlenke	8,2 - 12,0 *	8,2 - 12,3 *	12,3 - 12,0
Rasen	15,1 - 11,5 *	15,1 - 15,1	15,1 - 11,5 *
Bult	10,1 - 14,6 *	10,1 - 14,7 *	14,7 - 14,6
<i>S. magellanicum</i>			
Schlenke	7,6 - 7,4	7,6 - 11,8 *	11,8 - 7,4 *
Rasen	11,7 - 7,8 *	11,7 - 13,6	13,6 - 7,8 *
Bult	8,4 - 9,6	8,4 - 8,7	8,7 - 9,6
<i>S. papillosum</i>			14,3 - 6,6 *

b) nach 2 Jahren

Untersuchungszeit: 1989/91	Wittensee-Owschlag	Wittensee-Fockbek	Fockbek-Owschlag
<i>S. cuspidatum</i>	17,5 - 13,0 *	17,5 - 13,2 *	13,2 - 13,0
<i>S. fallax</i>			
Schlenke	13,1 - 11,9	13,1 - 14,7 *	14,7 - 11,9 *
Rasen	24,3 - 11,1 *	24,3 - 16,4 *	16,4 - 11,1 *
Bult	21,1 - 16,6 *	21,1 - 18,8 *	18,8 - 16,5 *
<i>S. magellanicum</i>			
Schlenke	12,0 - 7,10 *	12,0 - 15,6 *	15,6 - 7,1 *
Rasen	16,8 - 13,0	16,8 - 12,4	12,4 - 13,0
Bult	12,8 - 9,50	12,8 - 9,80	9,80 - 9,50
<i>S. papillosum</i>			15,2 - 5,70 *

Die auf den Parameter 'Moor' zurückzuführenden Anteile an der Gesamtvarianz der Zersetzungsdaten sämtlicher Torfmoose berechnen sich nach den in Tab. 20 aufgeführten Ergebnissen der multifaktoriellen Varianzanalyse auf 23,8 % ($\eta^2 = 0,238$) und erklären neben den intrinsischen Faktoren der Spezies den größten Anteil der Varianz der Zersetzungsdaten. Da die prozentuale Zersetzung in Abhängigkeit von der Lagerungsdauer und vom jeweiligen Untersuchungsmoor signifikante Unterschiede zeigt (siehe Tab. 20), wurden die Gewichtsverluste der grobmaschigen 'litter bags' (250 µm Gaze) einer gesonderten Varianzanalyse mit Zweiwegklassifikation unterzogen (siehe Tab. 24).

Tab. 24: Zweifaktorielle Varianzanalyse (250 µm Netze) für die jeweiligen Untersuchungsmoore nach dem Verlauf eines Jahres sowie nach zwei Jahren; Abkürzungen siehe Tab. 18, S. 89.

a) Wittenseer Moor, prozentuale TM - Abnahme nach einem Jahr (1989/90), $n = 84$, $r^2 = 0,88$;

Klassifikation	DF	'Mean Square'	F - Wert	p
Spezies	5	231,9	73,1	0.0001
Niveau	2	127,9	40,3	0.0001
Spezies x Niveau	2	6,9	2,2	0.1181

b) Wittenseer Moor, prozentuale TM - Abnahme nach zwei Jahren (1989 - 1991), $n = 71$, $r^2 = 0,83$;

Klassifikation	DF	'Mean Square'	F - Wert	p
Spezies	6	374,8	38,78	0.0001
Niveau	2	195,7	20,25	0.0001
Spezies x Niveau	2	38,9	4,03	0.0228

c) Owschlager Moor, prozentuale TM - Abnahme nach einem Jahr (1989/90), $n = 55$, $r^2 = 0,67$;

Klassifikation	DF	'Mean Square'	F - Wert	p
Spezies	4	42,8	19,64	0.0001
Niveau	2	22,5	6,07	0.0046
Spezies x Niveau	2	1,5	0,41	0.6692

d) Owschlager Moor, prozentuale TM - Abnahme nach zwei Jahren (1989 - 1991), $n = 56$, $r^2 = 0,47$;

Klassifikation	DF	'Mean Square'	F - Wert	p
Spezies	4	96,4	7,28	0.0001
Niveau	2	37,9	2,86	0.0675
Spezies x Niveau	2	74,8	5,64	0.0064

e) Fockbeker Moor, prozentuale TM - Abnahme nach einem Jahr (1989/90), $n = 49$, $r^2 = 0,68$;

Klassifikation	DF	'Mean Square'	F - Wert	p
Spezies	3	18,9	7,02	0.0006
Niveau	3	32,3	11,97	0.0001
Spezies X Niveau	2	29,9	11,09	0.0001

f) Fockbeker Moor, prozentuale TM - Abnahme nach zwei Jahren (1989 - 1991), $n = 50$, $r^2 = 0,58$.

Klassifikation	DF	'Mean Square'	F - Wert	p
Spezies	3	53,2	7,46	0.0004
Niveau	3	9,79	1,37	0.2648
Spezies x Niveau	2	61,4	8,61	0.0008

Die getrennte statistische Bearbeitung der Datensätze vermittelt zusätzliche Informationen über die weitere Faktorenhierarchie in den jeweiligen Mooren: Während im Wittenseer Moor in beiden Untersuchungsperioden signifikante Unterschiede der Klassifikationen 'Spezies' und 'Niveau' (Schlenke, Rasen, Bult) bestehen, reduzieren sich diese im Owschlager Moor auf 'Spezies' und im Fockbeker Moor in der ersten Untersuchungsperiode auf 'Niveau'. In der zweiten Untersuchungsperiode werden hier keine signifikanten, klassenspezifischen Unterschiede mehr erzielt.

Demzufolge spielen im Fockbeker Moor im Gegensatz zu den beiden anderen Untersuchungsmooren im Untersuchungsjahr 1989/90 artspezifische Faktoren eine schwächere Rolle. Diese drücken sich erst in Interaktion mit dem hydrologischen Niveau aus. Diese Faktorenhierarchie wird erst bei Einbeziehung des Folgejahres aufgelöst. Lediglich kleinstandörtliche Unterschiede der Hydrologie und des Klimas tragen statistisch abgesichert zur Varianz der Zersetzung bei, sowie Faktoren, die mit der Zweiwegklassifikation nicht mehr erfaßt werden. Als solche sind zu nennen: die unter dem Terminus 'Moor' zusammengefaßten abiotischen Standortparameter sowie die Lagerungsdauer. Die Erweiterung des Beobachtungszeitraumes auf zwei Jahre führte dabei in allen Mooren, besonders ausgeprägt allerdings im Owschlager und Fockbeker Moor, zu einer Abnahme des Bestimmtheitsmaßes des mathematischen Modells.

Zudem deuten die abnehmenden F - Werte der Klassifikation 'Niveau' bei einer Versuchsdauer von 2 Jahren auf eine Nivellierung der Zersetzungsunterschiede in Abhängigkeit von dem hydrologischen Niveau.

Um die Variabilität der Zersetzung gleicher Sphagnum an pflanzensoziologisch vergleichbaren Standorten innerhalb des gleichen Moores zu testen, war im Owschlager Moor eine zweite Untersuchungsfläche (U2) im *Erico - Sphagnetum magellanici* angelegt worden. Die Gewichtsverluste zeigten eine Schwankung von wenigen Prozent und lagen damit im Bereich der statistisch erlaubten Fehleramplitude.

Trotz der art- und moorspezifisch unterschiedlichen Bedeutung des **Mikrostandortes** für die Zersetzung weisen die Ergebnisse der statistischen Auswertung auf einen nicht unbeträchtlichen Anteil der Habitate an der Gesamtvarianz ($\eta^2 = 0,16$ bzw. ca. 16 % der Streuung). Niveauspezifische signifikante Unterschiede lassen sich unter Einbeziehung sämtlicher Daten nach der Versuchsdauer von einem Jahr mit einem Duncan - Test ($p = 0,05$) profilieren: In allen Mooren konnte die höchste (signifikant unterschiedliche) mikrobielle Aktivität im Rasenniveau festgestellt werden (13,4 %). Keine signifikanten Unterschiede bestehen hingegen zwischen den Gewichtsverlusten der Bulte (11,1 %) und denen der Schlenken (10,5 %). Statistisch abgesichert sind auch die insgesamt niedrigen Gewichtsverluste der submersen Standorte (7,8 %).

Die gleiche Reihenfolge (Rasen > Bult bzw. Schlenke > submers) ergibt sich bei einer Analyse der über zwei Jahre erhobenen Zersetzungsdaten.

Auch hier zeigt eine getrennte Untersuchung der über zwei Jahre explantierten 'litter bags' eine Verschiebung der mikrobiellen Aktivität in Abhängigkeit vom Mikrostandort: Der t - Test indiziert dann keine signifikanten Unterschiede zwischen der Zersetzung auf Bult- und Rasenstandorten mehr. Nicht signifikante Unterschiede bestehen des weiteren zwischen den Massenverlusten der Schlenken und der submersen Standorte.

Bezogen auf habitatspezifische Massenverluste im *Erico-Sphagnetum magellanici* lassen sich unabhängig vom Untersuchungsmoor folgende mittlere Massenverluste formulieren:

Tab. 25: Mittlere prozentuale Massenverluste in den Mikrohabitaten des *Erico-Sphagnetum magellanicum*

Dauer Habitat	nach einem Jahr			nach 2 Jahren		
	Schlenke	Rasen	Bult	Schlenke	Rasen	Bult
<i>S. fallax</i>	10,8	13,9	13,1	10,0	17,3	18,8
<i>S. magellanicum</i>	9,0	11,0	8,9	11,6	14,1	10,7

Bereits deutlich geringere Bedeutung für die Zersetzung der Torfmoose kommt dem hier als 'Dauer' bezeichneten Parameter zu. Zwar ist die auf ein oder zwei Jahre Lagerungsdauer zurückzuführenden Varianz statistisch signifikant (siehe Tab. 20), ausgedrückt in prozentualen TM - Verlusten belaufen sich die Unterschiede jedoch nur auf wenige Prozent. So wurden über alle Daten, gemittelt in der Untersuchungsperiode 1989/90, Gewichtsverluste von 11,9 % errechnet, für den Zeitraum von zwei Jahren (1989/91) 14,5 %. Die Massenverluste pro Zeiteinheit nehmen demnach im zweiten Untersuchungsjahr deutlich ab. Eine überdurchschnittlich hohe Zersetzungsaktivität ist im zweiten Jahr lediglich im Witten-seer Moor zu beobachten. Mit Ausnahme der *S. fimbriatum* - Substrate konnten hier bei allen Versuchsansätzen signifikante Unterschiede zwischen den Verlusten nach einem und nach zwei Jahren festgestellt werden (t - Test).

Die artspezifische Zersetzbarkeit

Die geschilderten Ergebnisse unterstreichen die Bedeutung artspezifischer Substrateigenschaften für die Zersetzung der Torfe.

Bei der Sektion *Cymbifolia*¹⁰ fällt eine generelle Zersetzungsresistenz auf, die bereits in der Literatur angenommen wurde (KOSLOVSKAJA et al. 1978:145). Als besonders zersetzungsresistente Art ist *S. magellanicum* zu erwähnen. Dieser Befund deckt sich mit zahlreichen Beobachtungen aus der Paläoökologie, wurde allerdings bislang nicht empirisch belegt. *S. magellanicum* gilt neben *S. papillosum* und ursprünglich auch *S. imbricatum* als der Haupttorfbildner nordwesteuropäischer Hochmoore (z.B. OVERBECK 1975, GROSSE-BRAUCKMANN 1968, 1969). Auch *S. palustre*, eine Art mesotropher Standorte, ist vielfach in fossilen Torfen eines Übergangsmoor - Stadiums oder am Randgehänge der Hochmooren nachzuweisen (GROSSE-BRAUCKMANN 1968, 1969, SCHWAAR 1984).

Eine im Vergleich zu den *Cymbifolien* höhere Zersetzbarkeit wurde bei der Sektion *Cuspidata* festgestellt. Dieser Befund deckt sich mit Ergebnissen aus Makrofossilanalysen von JOHNSON et al. (1990). Bei den *Cuspidaten* wurde die geringste Zersetzbarkeit bei *S. cuspidatum* gefunden. Bei dem standörtlich ähnlich eingenischten, jedoch stärker euryöken *S. fallax* hingegen wurden relativ hohe Massenverluste aufgezeigt. Die stärkste Zersetzbarkeit sämtlicher untersuchter Torfmoose wurde bei dem mesotraphenten *S. riparium* gefunden.

Ein ähnlich weite Amplitude in der Zersetzbarkeit der Arten zeigt sich in der Sektion *Acutifolia*: Als relativ zersetzungsresistent erweist sich *S. rubellum*, deutlich bessere Zersetzeigenschaften besitzt hingegen das euryöke *S. fimbriatum*.

Die submerse Form des *S. auriculatum*, als Vertreter der Sektion *Subsecunda*, kennzeichnet eine moderate Zersetzbarkeit. Diese ist allerdings zumindest partiell auf die Anaerobie der untersuchten Standorte zurückzuführen (siehe unten).

Die Eigenschaft 'Zersetzbarkeit' scheint demnach nur begrenzt sektionsspezifisch wirksam zu sein.

Bezogen auf die Vergesellschaftung der Sphagnen lassen sich folgende Aussagen treffen: Die typischen Sippen des *Erico-Sphagnetum magellanici*, *S. magellanicum*, *S. papillosum*, *S. rubellum* sowie *S. cuspidatum* für die Schlenkenbereiche lassen generell eine relativ geringe Zersetzbarkeit erkennen. *S. fallax*, das in der Assoziation zwar stet, jedoch naturgemäß in geringer Deckung vorkommt, zeichnet sich bereits durch deutlich höhere Zersetzbarkeit aus. In diesem produktionsbiologischen Charakteristikum ähnelt die Spezies eher den Arten der Niedermoorgesellschaften, zu denen auch *S. auriculatum*, *S. riparium* und *S. fimbriatum* gehören.

Die inhärente Zersetzbarkeit der Sphagnen kann sowohl morphologische als auch biochemische Gründe haben.

Offensichtlich spielt der Stickstoffgehalt der Spezies, ein für den Abbau durch Mikroorganismen allgemein als wichtig angesehener Parameter, für ihre Zersetzung eine untergeordnete Rolle. Eine Korrelation der Reihenfolge ihrer Zersetzbarkeit mit den Stickstoffkonzentrationen (vgl. Kap. 5.1.4) ist nicht nachweisbar: *S. riparium* und *S. fimbriatum*, für die vergleichsweise niedrige N -Gehalte bestimmt wurden, zeigen eine hohe Zersetzbarkeit.

¹⁰ Die Sektion '*Cymbifolia*' wird hier synonym zur heute systematisch korrekten Bezeichnung '*Sphagnum*' verwendet.

Tab. 26: Literaturangaben zur prozentualen TM - Abnahme verschiedener Torfmoosarten

Spezies	AutorIn	Untersuchungsort	Tiefe (cm)	TM - Abnahme 1 Jahr	TM - Abnahme 2 Jahre
<i>S. magellanicum</i>	Rocheft et al. 1990*	Lake Area, Kanada,	10	18,0	21,0
<i>S. papillosum</i>	Clymo 1965	oligotro. Niedermoor; Nordengland, Deckenmoor, Rasenniveau	0 - 10	8,0	
<i>S. recurvum</i> agg.	Sonesson 1972	Stordalen, Nordschweden,	0 - 10	5,4	
	Coulson & Butterfield 1978	Schlenke Nordengland, Deckenmoor	-	14,0	
	Brock & Bregmann 1989	Niederlande, Birkenbruch	ca. 5	17,6	
<i>S. angustifolium</i>	Rocheft et al. 1990*	Lake Area, Kanada,	10	25,0	24,0
<i>S. balticum</i>	Sonesson 1972	oligotro. Niedermoor; Stordalen, Nordschweden,	0 - 10	5,7	
	Rosswall et al. 1975	Rasen Stordalen, Nordschweden	0,5 - 5	4,3	7,8
	Koslovskaja et al. 1978	Westasibirien, Übergangsmoor	-	2,5	15,0
<i>S. cuspidatum</i>	Clymo 1965	Nordengland, Deckenmoor, Schlenke	0 - 10	15,0	
	Johnson & Damman 1991	Südschweden, Schlenke	-	20,3	
<i>S. riparium</i>	Sonesson 1972	Stordalen, Nordschweden, Schlenke	0 - 10	7,3	
<i>S. lindbergii</i>	Sonesson 1972	Stordalen, Nordschweden, Schlenke	0 - 10	10,5	
	Rosswall et al. 1975	Stordalen, Nordschweden, Schlenke	0,5 - 5	7,1	19,3
	Bartsch & Moore 1985	Québec, Kanada, seggenreiche Übergangsmoore	-	6,4 - 10,8	
<i>S. capillifolium</i>	Clymo 1965	Nordengland, Deckenmoor, Bult	0 - 10	16,0	
<i>S. fuscum</i>	Sonesson 1972	Stordalen, Nordschweden, Bult	0 - 10	0,3	
	Rosswall et al. 1975	Stordalen, Nordschweden, Bult	0,5 - 5	5,4	
	Rocheft et al. 1990*	Lake Area, Kanada,	10	12,0	16,0
	Johnson & Damman 1991	oligotro. Niedermoor Südschweden, Bult	-	13,6	15,1
<i>S. warnstorffii</i>	Lieffers 1988	Alberta, Kanada, basenreiches Niedermoor, undrainiert	10 30 10 30	21,3 15,5 22,2 19,9	

* Daten wurden in 14 und 26 Monaten erhoben

Moderate Massenverluste lassen hingegen *S. cuspidatum* *submersum (U2, Fockbeker Moor) und *S. auriculatum* *submersum (U3, Owschlager Moor) erkennen, in deren Substraten hohe N - Gehalte bestimmt wurden.

Auch bei gleichen Arten unterschiedlicher Moore mit signifikant unterschiedlichen N - Konzentrationen läßt sich keine Übereinstimmung mit ihren Massenverlusten belegen: So wurden bei *S. magellanicum* und *S. fallax* im Rasenniveau des Owschlager Moores sowie bei *S. cuspidatum* im Vergleich zu ihren Parallelen im Wittenseer und Fockbeker Moor zwar deutlich höhere Stickstoffgehalte vermerkt; diese trugen jedoch nicht zu einer Erhöhung der Massenverluste bei. In allen Fällen konnten im Owschlager Moor nach einer einjährigen Versuchsdauer signifikant niedrigere Massenverluste festgestellt werden (vgl. Tab. 17, 23).

Auch die in der Literatur angegebenen Zersetzungsraten unterschiedlicher Sphagnen (Tab. 26) lassen sich unter dem Aspekt einer artspezifischen Zersetzbarkeit interpretieren:

Bereits CLYMO (1965) stellte bei *S. capillifolium* und *S. cuspidatum* im Vergleich zu *S. papillosum* um den Faktor 2 erhöhte Massenverluste fest. Ein etwas geringeres, aber vergleichbares Verhältnis stellten JOHNSON & DAMMAN (1991) für *S. cuspidatum* und *S. fuscum* fest, das in Nordwesteuropa zu den Haupttorfbildnern gehört.

Die Vergleichsmöglichkeiten zu den eigenen Daten sind jedoch aufgrund geographischer, klimatischer und interkorrelierender, standortspezifischer Abweichungen einzelner Arten eingeschränkt. Mit zunehmender geographischen Breite fällt die Zersetzung der jeweiligen Arten aus klimatischen Gründen ab (siehe z.B. SONESSON 1972, ROSSWALL et al. 1975). Artspezifische Unterschiede der Zersetzung kommen demzufolge schwächer zum Ausdruck. Eine stärkere Akzentuierung der spezifischen Zersetzbarkeit zeigt sich hier erst nach dem zweiten Jahr (siehe ROSSWALL 1975). So weisen *S. riparium* und *S. lindbergii*, die in den Schlenken des Moorkomplexes bei Stordalen (Nordschweden) oligotrophe bis mesotrophe Standorte besiedeln, nach dem ersten Jahr keine markant höheren Massenverluste auf.

Die Angaben zu den Gewichtsverlusten von *S. fallax* bzw. *S. recurvum* aus den Niederlanden (BROCK & BREGMANN 1989) und Nordengland (COULSON & BUTTERFIELD 1978) stimmen gut mit den eigenen Befunden überein. Bemerkenswert ist auch hier wiederum die Unabhängigkeit des Zersetzungsmaßes von den untersuchten Standorten (Deckenmoor - mesotropher Birkenbruch - Torfstich).

Obwohl die eigenen Befunde wie auch die Literaturangaben eine weitgehende Autonomie der Zersetzbarkeit einer Spezies von dem untersuchten Moorstandort nahelegen, läßt sich diese Folgerung aus dem beschriebenen Versuchsdesign nicht endgültig belegen: Die untersuchten Torfmoose wurden jeweils an ihrem natürlichen Standort explantiert. Eine Einflußnahme der Standortqualität ist folglich nicht auszuschließen. Eine abschließende Beurteilung der Bedeutung intrinsischer Faktoren für die Zersetzung der Sphagnen war erst durch die Durchführung weiterer Versuche möglich (siehe Kap. 5.2.5 und 5.2.6).

Die Zersetzung in Abhängigkeit von den Untersuchungsmooren und von den Mikrohabitaten

Der bei den Torfmoosen nach einem Jahr zu verzeichnende Massenschwund fällt erwartungsgemäß etwas niedriger aus als bei der parallel explantierten Zellulose.

Abweichend vom Zellulosesubstrat konnten im Owschlager Moor im Vergleich zu den Parallelen des Wittenseer und Fockbeker Moores trotz der deutlich höheren Kalziumgehalte, pH - Werte und Leitfähigkeiten des Schlenken- und Rasenniveaus keine höheren Gewichts-

verluste bei den Torfmoosen des *Erico-Sphagnetum magellanici* festgestellt werden (siehe Tab. 17, 23, Abb. 28).

Auch die *S. fallax* - Substrate der Aufstauffläche (U1) des Fockbeker Moores lassen trotz des im Sommer erhöhten Ammoniumangebotes (vgl. Kap. 5.1.3.7) keinen verstärkten Abbau erkennen.

Eine enge Beziehung zwischen der Zersetzung der Zellulose und der Standorttrophie, wie die eigenen Befunde sowie zahlreiche Literaturangaben nahelegen, existiert offenbar nicht in gleicher Weise für die Zersetzung des Torfmoossubstrates.

In Einklang mit dieser These stehen auch die Ergebnisse von BARTSCH & MOORE (1985:1243), die keine Unterschiede bei der Zersetzung von *S. lindbergii* in oligo- und eutrophen Niedermooren feststellten.

Die bedingte Relevanz der Standorttrophie bei der Zersetzung der Sphagnen ist allerdings nicht auf die gesamte Phytocoenose übertragbar, wie die Ergebnisse der Zellulosezersetzung vermuten lassen. So sind die Massenverluste von Niedermoortorfen als ganzes gesehen ungleich höher als jene der Hochmoortorfe (KOSLOVSKAJA et al. 1978:89ff). Ferner ist der Erhaltungszustand der Phanerogamenreste reicher, schwach saurer Standorte generell geringer als jener von Gefäßpflanzen nährstoffarmer und saurer Standorte (GROSSE-BRAUCKMANN 1964:34). Die stärkere Humifikation der Niedermoortorfe ist der hier vertretenen Theorie zufolge auf die gute Zersetzbarkeit der assoziierten Phanerogamen zurückzuführen sowie auf eine damit synergetisch interagierende Nährstoffverfügbarkeit.

Für *Scheuchzeria palustris* und *Eriophorum spec.* geben KOSLOVSKAJA et al. (1978:92, 116; Angaben beziehen sich auf Verluste frischen Materials an der Mooroberfläche) nach einem Jahr einen Gewichtsschwund von 40 % und 39 % an. Bei nicht weiter differenzierten Kräutern, Seggen und Birkenblättern waren nach 330 Tagen bereits 68,0 %, 50,0 % bzw. 69,1 % der Ausgangsmasse verschwunden. Die AutorInnen führen die stärkere Torfzehrung auf das höhere Stickstoff- und insbesondere auch das Ca - Angebot des Phytodetritus und des Standortes zurück (KOSLOVSKAJA et al. 1978:141f). GROSSE-BRAUCKMANN (1964:34) begründet das Fehlen von Erlenblättern in Bruchwaldtorfen in ähnlicher Weise mit der höheren Nährstoffverfügbarkeit und der geringeren Azidität der Erlen - Standorte.

Im Einklang damit stehen Respirationsdaten von SVENSSON & ROSSWALL (1984:347), die in einem nordschwedischen Moorkomplex einen ansteigenden Gradienten des gesamten Kohlenstoffverlustes von ombrotrophen Bultstandorten zu mesotrophen Schlenken feststellten.

Trotz der vorgestellten Befunde ist eine generelle Beziehung von Torfmooszersetzung und Standorttrophie nicht ganz auszuschließen. Denkbar wäre beispielsweise eine partielle Aufhebung der geringen Zersetzbarkeit von Sphagnen bei einer wesentlich verbesserten Nährstoffversorgung. So ist möglicherweise das Fehlen von *S. squarrosum* in fossilen Torfen (GROSSE-BRAUCKMANN 1964:34) auf die standortbedingte Aufhebung einer substrat-eigenen Nähr- oder Kohlenstofflimitierung zurückzuführen (vgl. Kap. 5.2.6).

In ungleich stärkerem Maße als das Nährstoffangebot nehmen die Hydrologie und davon abhängig die Temperatur Einfluß auf den Torfmoosabbau der untersuchten Standorte.

In Übereinstimmung mit den Daten der Zellulosezersetzung konnte im ersten Untersuchungsjahr (1989/90), abgesehen vom Schlenkenniveau des Owschlagers Moores, die stärkste mikrobielle Aktivität bei den Sphagnen des *Erico-Sphagnetum magellanici* im Fockbeker Moor (U3) ermittelt werden. Hier sind im Vergleich zum Owschlager und Wittenseer Moor bei *S. cuspidatum*, *S. magellanicum*, *S. fallax* und *S. papillosum* die höchsten Gewichtsverluste festzustellen. Auffällig hohe Massenverluste traten hier insbesondere im Schlenken- und

Rasenniveau auf. Wie im Kapitel 5.1.1 und 5.1.2 dargelegt, war das Fockbeker Moor im gleichen Jahr durch außergewöhnlich niedrige Wasserstände und durch ein extremes Temperaturregime gekennzeichnet: neben Extremwerten im Schlenken- und Rasenniveau (< 30 cm) wurde 1989/90 hier die stärkste Amplitude sowie das niedrigste arithmetische Mittel der Wasserstände registriert. Da die Hydrologie der Standorte auch die Temperaturverhältnisse entscheidend bestimmt, konnten entsprechend hohe Temperatursummen und -amplituden an der Mooroberfläche ermittelt werden. In 5 cm Tiefe, dem eigentlichen Zersetzungshorizont, wurden allerdings im Wittenseer Moor mit Ausnahme des Monats Mai etwas höhere Temperatursummen und -amplituden gemessen. Der Grund für die extremere Temperaturschichtung im Fockbeker Moor ist in der geringen Wärmeleitfähigkeit trockener, luftreicher Torfe zu suchen. Da im *Erico-Sphagnetum magellanicum* des Wittenseer Moor trotz der extremen Trockenheit der Sommermonate ausgeglichen hohe Wasserstände herrschten, konnte die tagsüber einstrahlende Wärme an die tieferen Schichten weitergeleitet werden.

Aus dem geschilderten Zusammenhang ergibt sich, daß die niedrigen Wasserstände des Fockbeker Moores der wesentliche Grund für die beobachteten hohen Zersetzungsraten sind. Eine Beschleunigung der mikrobiellen Aktivität insbesondere in den naturgemäß wasser-gesättigten Habitaten, nämlich den Schlenken und Rasen, scheint plausibel. Das krasse Ansteigen der pH - Werte der Mikrohabitate im Fockbeker Moor kann zusätzlich zu einer Stimulierung der Mikroorganismen beigetragen haben (siehe Abb. 17).

Diese Korrelation wurde experimentell von DELAUNE et al. (1981:533) belegt. Die AutorInnen stellten an mit Tracern geimpften alluvialen Sedimenten des Mississippi eine maximale mikrobielle Aktivität bei hohen Redoxpotentialen (500 mV) und einem auf 6,5 erhöhten pH - Wert fest.

Trockenheit, verbunden mit einer starken Sonneneinstrahlung, führte in den Sommermonaten insbesondere im Fockbeker Moor zu einem Absterben von zahlreichen Astblättern der Köpfchen oder gar ganzer Köpfchen. Bei einsetzenden Regenfällen im Spätsommer können die beim Absterben der Zellen freiwerdenden leicht löslichen Kohlehydrate und Nährstoffe zu einer zusätzlichen Erhöhung der mikrobiellen Aktivität geführt haben.

Ähnliche Effekte beschreiben SOULIDES & ALLISON (1961:292) und WYNN-WILLIAMS (1982:11) an unterschiedlichen organogenen Substraten. So führt WYNN-WILLIAMS die gesteigerte mikrobielle Aktivität in antarktischen Laubmoostorfen im Frühjahr auf infolge von Frostschäden freiwerdende Kohlenhydrate sowie auf die Austrocknung der Torfe zurück. SOULIDES & ALLISON (1961:292ff) zufolge ist auch der unregelmäßige Wechsel von Austrocknen und Bewässern ein Stimulans für die Zersetzung organischer Substrate. Eine hohe Amplitude der Wasserstände, wie sie im Fockbeker Moor festgestellt wurde, und über mehrere Wochen während Niedrigwasserstände fördern folglich im besonderen Maße die Torfzehrung.

Im Einklang mit der gravierenden Wirkung der niedrigen, schwankenden Wasserstände der Untersuchungsfläche U3 des Fockbeker Moores auf die Zersetzung der Sphagnum fallen die Massenverluste der S. fallax - Schwingdecke (U1) der Aufstaufläche in beiden Untersuchungsperioden niedrig aus. Die trotz der extremen Witterung im Sommer 1989 gleichmäßig hohen Wasserstände der Untersuchungsfläche (vgl. Kap. 5.1.1.1) schränken die Aktivität der Mikroorganismen ein. Dies zeigte sich übereinstimmend am Zellulose- und am Torfmoossubstrat.

Auch die fördernde Wirkung der Temperatur auf die mikrobielle Aktivität der Moore wurde in der Literatur vielfach beschrieben (z.B. COLLINS et al. 1978, CLYMO 1983, PROZOROVA 1988).

Folglich kann davon ausgegangen werden, daß auch der Torfmoosabbau im Wittenseer Moor im Vergleich zu kühleren Jahren eine Beschleunigung erfahren hat. Offenbar wirkt sich bei hohen Wasserständen die zersetzungsfördernde Temperatur nur bedingt aus, wie die im Vergleich zum Fockbeker niedrigen, im Vergleich zum Owschlager Moor jedoch relativ hohen Zersetzungsraten im Wittenseer Moor vermuten lassen.

Eine Stimulation der Mikroorganismen durch niedrige Wasserstände kann hier zu den hohen Gewichtsverlusten des *S. riparium* - Substrates beigetragen haben: Der Wasserstand sank im Juli 1989 auf -29 cm ab, was zum Kollabieren des Bestandes führte. Das Absterben zahlreicher *S. riparium* - Köpfe bewirkte zudem, den Sphagnen des *Erico-Sphagnetum magellanicum* im Fockbeker Moor vergleichbar, eine Zufuhr löslicher Kohlenhydrate und Nährstoffe, die verstärkt einen Aufbau von Zersetzerpopulationen ermöglichten.

Die Ergebnisse der Zersetzung nach zwei Jahren sind primär Folge der bereits im Vorjahr wirkenden Standortfaktoren, die allerdings durch den Einfluß der im Folgejahr wirkenden abiotischen Parameter überformt wurden. Da sich die Zersetzung im zweiten Untersuchungs-jahr mit eingeschränkter Intensität fortsetzt (siehe S. 112), und sich Substratmenge und -qualität verändern, ist ein Vergleich der Zersetzungsdaten beider Untersuchungsperioden nur mit Vorbehalt möglich.

Die für das zweite Untersuchungsjahr ermittelten Massenverluste der Zellulose helfen allerdings, die Wirkung der beiden klimatisch unterschiedlichen Untersuchungsjahre zu differenzieren. Das vergleichsweise milde und feuchte Untersuchungsjahr 1990/91 bewirkte bei der Zellulose insgesamt eine Reduktion der mikrobiellen Aktivität, insbesondere in dem thermisch und hydrologisch jetzt ausgewogenen Fockbeker Moor (vgl. Kap. 5.2.3). Zudem konnte an dem Vergleichssubstrat eine Nivellierung der Unterschiede zwischen den Mikrohabitaten Schlenke, Rasen und Bult sowie eine Förderung der Zersetzung auf dem trockenen Bultstandort beobachtet werden.

Ähnlich ausgleichende Wirkungen des moderaten hydrothermischen Regimes sind für die Torfmoossubstrate anzunehmen und werden durch die Ergebnisse der zweifaktoriellen Varianzanalyse nahegelegt (siehe Tab. 24): Während 1989/90 im Wittenseer und Owschlager Moor im Vergleich zum Fockbeker Moor signifikant niedrigere Massenverluste registriert wurden, änderte sich bei Einbeziehung des Folgejahres die Reihenfolge - mit signifikant höheren mikrobiellen Aktivitäten im Wittenseer Moor - gefolgt vom Fockbeker und Owschlager Moor. Auch die Ergebnisse der zweifaktoriellen Varianzanalyse deuten auf eine essentielle Bedeutung der Hydrologie für den Torfmoosabbau im Fockbeker Moor während des ersten Untersuchungsjahres. Bei Erweiterung der Versuchsdauer um das Jahr 1990/91 ist dem Parameter 'Niveau' nur noch eine zufällige Wirkung auf die Varianz beizumessen.

Die ausgeglichenen Wasserstände und Temperaturen des *Erico-Sphagnetum magellanicum* wirken im Fockbeker und Owschlager Moor im zweiten Untersuchungsjahr offenbar mäßigend auf die Zersetzung der Sphagnen sowie auf niveauspezifische Abbaudifferenzen.

Die Gründe für die hohen Massenverluste der oligotraphenten Sphagnen im Wittenseer Moor bei der Verlängerung der Versuchsdauer um ein zweites Jahr können unterschiedlicher Natur sein. Die Untersuchungsfläche wurde im Frühjahr 1990 von unbekannten Tätern z. T. geplündert und demoliert. Die verbliebenen 'litter bags' wurden eingeholt und ausgewertet. Die dabei vorgenommene Säuberung und Trocknung dürfte bei einer anschließenden erneuten Ausbringung der 'litter bags' zu einer nicht unerheblichen Verfälschung des tatsächlichen mikrobiell bedingten Gewichtsverlustes geführt haben. Die Torfmoossubstrate des Owschlager und Fockbeker Moores blieben hingegen während der gesamten Versuchsdauer

ununterbrochen an ihrem Standort und wurden nur einmal der Auswertungsprozedur unterzogen.

Zusätzlich ist zu bedenken, daß die Untersuchungsfläche selbst infolge des Betretens durch den/die Täter eine Störung erfahren hat. Die Trittschäden waren zwar dem Augenschein nach gering, eine Störung insbesondere der Hydrologie ist jedoch nicht auszuschließen. Die Massenverluste der Torfmoose des Wittenseer Moores sind folglich mit Vorbehalt zu bewerten und fallen aller Wahrscheinlichkeit nach zu hoch aus.

Gleichwohl ist auch die Gewichtsabnahme der Zellulose im Wittenseer Moor im Untersuchungsjahr 1990/91 erstaunlich hoch. Möglicherweise wirkt, bedingt durch seine Lage in einer Senke, in klimatisch durchschnittlichen Jahren das extremere Temperaturregime der Jungmoränenmoore (höhere Temperatursummen und - amplituden) generell stimulierend auf die mikrobielle Aktivität. Die im Vergleich zum Wittenseer Moor noch höheren Gewichtsverluste des Fockbeker Moores im Vorjahr stellten sich danach als die Folge einer Destabilisierung des Wasserhaushaltes im Fockbeker Moor dar. Das im Vergleich zur Jungmoräne atlantischere Klima der Vorgeest wirkt sich erst in Kombination mit einem moderaten Wasserregime fördernd auf die Torfakkumulation aus.

Auch nach Literaturquellen vermochten die Parameter Wasserstand respektive Wassergehalt und Temperatur einen großen Teil der bei Respiationsuntersuchungen an Torfen auftretenden Varianz aufzudecken. Da die Respiration der Mikroorganismen selbst den anteilig größten Part (in subarktischen Torfen ca. 67 %) zur Kohlendioxidemission beiträgt, sind die Ergebnisse mit Bedacht auf die Zersetzungaktivität übertragbar (vgl. SVENSSON & ROSSWALL 1984:344).

Bereits REINERS (1968:476f) modellierte die Interaktionen von Temperatur, Wassergehalt und Respiration an Bruchwaldtorfen Minnesotas und konnte damit 70 - 90 % der Variation aufdecken. 69 % der Streuung des Kohlendioxid - Effluxes vermochte SVENSSON (1980: 241) an ombrotrophen subarktischen Moorstandorten durch die Regressoren Wassergehalt der Torfe und Temperatur zu klären. In mesotrophen Schlenken verursacht SVENSSON zufolge (1976, zitiert in SVENSSON & ROSSWALL 1984:347) allein der Wassergehalt bereits 80 - 90 % der Variation der Methanabgabe. In einer Fortführung von Respiationsuntersuchungen an hydrologisch und trophisch unterschiedlichen Moorstandorten Nordschwedens stellten SVENSSON & ROSSWALL (1984:344) bei wassergesättigten Torfen eine positive Korrelation von Temperatur und Methanabgabe an mesotrophen Standorten ($r = 0,6 - 0,78$) sowie für Temperatur und Kohlendioxidabgabe an ombrotrophen Standorten ($r = 0,88$) fest.

Direkte Messungen von Massenverlusten an Standorten mit unterschiedlichem Temperaturregime wurden für Sphagnen von CLYMO (1965) durchgeführt, im Rahmen eines großklimatischen Vergleichs für Zellulose von ROSSWALL (1974). Darin zeigte sich in Übereinstimmung mit den Respiationsmessungen mit steigender Temperatur ein wachsender Massenverlust. Die im Mittel um 4 - 5 °C höheren Temperaturen in Südengland resultieren CLYMO (1965:749ff) zufolge in einem Anstieg der mittleren prozentualen Massenverluste von *S. papillosum* und *S. capillifolium* von 12.2 % in Moor House (Nordengland) auf 13.6 % in Thursley bog (Südengland). Der gleiche Autor betont an anderer Stelle (CLYMO 1984: 635) die Bedeutung der Temperaturfluktuation für die Zersetzung.

Saisonal unterschiedlich positive und negative Korrelationen des Parameters Wassergehalt bzw. Wasserstand ermittelten KOWALENKO et al. (1978:418) an minerogenen Böden und WYNN-WILLIAMS (1982:6ff) an Torfen der Antarktis. Die negative Wirkung des Faktors Wasser bei einem Überangebot ergibt sich aus einer im Vergleich zur Luft um den Faktor 0.0001 reduzierten Diffusionsrate der Gase im Wasser, die dem mikrobiellen Bedarf nicht

mehr gerecht wird (CLYMO 1983:202). Die saisonal positiven oder negativen Korrelationen der Parameter Wasserstand, bzw. Wassergehalt und Temperaturen hängen damit sowohl von physikalischen und kinetischen Gesetzmäßigkeiten (z.B. Q_{10} - Wert enzymatischer Reaktionen) als auch vom untersuchten Mikrostandort selber ab. Ebenso wie sie eine Differenzierung der Abbauleistungen in den jeweiligen Mooren erwirkten, beeinflussten sie auch die Varianz der mikrobiellen Aktivität in Abhängigkeit vom **Mikrohabitat** und von der Untersuchungsdauer 1989/90 und 1989/91.

So lassen die Ergebnisse der Zellulosezerstörung sowie die Befunde des Torfmoosabbaus in Abhängigkeit vom individuellen Wasserhaushalt der Moore für beide Versuchszeiten (ein Jahr und zwei Jahre) eine unterschiedliche Bedeutung des Parameters 'Niveau' erkennen (siehe Tab. 24). Während nach dem ersten Untersuchungsjahr insbesondere im Fockbeker Moor ein hoher Einfluß der kleinstandörtlichen Hydrologie wahrzunehmen ist, verliert sie bei Einbeziehung des Folgejahres in allen Mooren an Wirksamkeit.

Infolgedessen zeigt auch ein unmittelbarer Vergleich der Abbauleistungen von Initialstadium, Schlenke, Rasen und Bult (unabhängig von der Torfmoosart) eine in beiden Untersuchungsperioden abweichende Wirkung, die sich aus dem Zusammenspiel von Wasserstand und Temperatur ergibt. Nach dem Untersuchungsjahr 1989/90 war eine statistisch abgesicherte Differenzierung der Massenverluste in Initialstadien der Verlandung, Schlenke, Rasen und Bult zu verzeichnen. Die Zersetzungsdaten von zwei Jahren lassen keine statistisch abgesicherten Unterschiede zwischen Rasen und Bultniveau sowie Schlenke und Initialstadium mehr erkennen. Die nach abnehmenden Massenverlusten geordnete Reihenfolge

Rasen > Bult > Schlenke > submers

ergibt sich dennoch übereinstimmend aus den Datensätzen der Torfmoossubstrate beider Lagerungszeiten.

Analog zu den jährlich erhobenen Massenverlusten der Zellulose lassen sich für die Zersetzung der Torfmoose folgende habitatspezifische Abhängigkeiten formulieren: Während sich im trockenen und heißen ersten Untersuchungsjahr die relativ hohen Wasserstände der Rasen fördernd auf die Zersetzung der Torfmoose auswirken, werden die niedrigen Wasserständen der Bulte, verbunden mit dem 'kontinentale Kleinklima', in einer Hemmung der Zersetzung wirksam. Im zweiten Untersuchungsjahr hingegen resultieren hohe Wasserstände des Rasens und milde Temperaturen in einer schwachen Hemmung, sie fördern allerdings den Abbau auf den dann klimatisch günstigeren Bulten.

Neben einer vorteilhaften Sauerstoffzufuhr im Rasen- und Bultniveau kann auch die Besiedlung durch Phanerogamen direkt und indirekt die Zersetzung beeinflussen. So beschreibt WALLEN (1986:56) stimulierende Effekte von Wurzelexsudaten, die vom Feinwurzelsystem der Ericaceen in das Akrotelm abgegeben werden. Desgleichen kann sich die mikrobielle Aktivität durch die Abbautätigkeit der Mykorrhizapilze erhöhen (BURGEFF 1961). Dies kann ein Grund für die von DIERSSEN & DIERSSEN (1984:197ff) in Mooren des Schwarzwaldes konstatierten hohen Zersetzungsraten im Bultniveau sein.

In Einklang damit stehen die im Vergleich zu den Zellulosedaten relativ niedrigen Massenverluste im Schlenkenniveau des *Erico-Sphagnetum magellanicum*. Trotz der klimatischen Ausgewogenheit und der verbesserten Nährstoffversorgung der Schlenken führt ihre Anaerobie in beiden Untersuchungsjahren in unterschiedlichem Maße zu einer Hemmung des Sphagnenabbaus. Die niedrigen Sauerstoffgehalte und Redoxpotentiale, verbunden mit gleichmäßig niedrigen pH - Werten, verursachen auch eine Einschränkung des mikrobiellen Abbaus der submersen *S. cuspidatum* - Watten.

Obwohl die Gewichtsverluste der Sphagnum in Abhängigkeit vom Niveau im wesentlichen mit jenen der Zellulose übereinstimmen, fallen insgesamt etwas geringere Gewichtsverluste der Torfmoossubstrate an den trockenen Bultstandorten auf. Sie sind möglicherweise auf die hohe Hygroskopie der Zellulose zurückzuführen (vgl. ROSSWALL 1974:332).

In den Untersuchungsflächen U2 des Fockbeker Moores und U3 des Owschlager Moores sind eventuell für die *S. cuspidatum* bzw. *S. auriculatum* - Watten sowie für die Zelluloseexplantate durch 'leaching' verursachte Massenverluste zu veranschlagen (vgl. KOSLOVSKAJA et al 1978:79). Sie sind zwar den von COULSON & BUTTERFIELD (1978:634) durchgeführten Versuchen zufolge auch nach einer Inkubationszeit von 7 Tagen für *S. recurvum* noch nicht nachweisbar. Bei einer Explantationsdauer von einem oder zwei Jahren können aber mit Kurzzeitexperimenten nicht nachweisbare Effekte dennoch eine Rolle spielen und die Massenverluste höher erscheinen lassen. Allerdings ist zu vermerken, daß an denselben Standorten auch Massenzuwächse von Mikroalgen besonders hoch sein können, so daß sich beide Effekte kompensieren können.

Eine größere Rolle dürfte die Auswaschung bei den mineralstoffreicheren Phanerogamen nasser Standorte spielen (vgl. DAY 1983).

Abweichend zu den Bulten, Rasen und eingeschränkt auch den Schlenken des *Erico-Sphagnetum magellanici* ist für die Initialgesellschaften der Torfstichverlandung ein anaerober Katabolismus mit dem Endprodukt Methan anzunehmen.

Der Anteil des Methans am gesamten Gasefflux beträgt CLYMO & REDDAWAY (1971:189) zufolge in Abhängigkeit vom Nässegrad der von ihnen untersuchten Deckenmoorstandorte in Moor House 2 bis 13 %. Auf einen ähnlichen, saisonal schwankenden Betrag kommen SVENSSON & ROSSWALL (1984:342ff) für ombro- und oligotrophe Standorte eines nordschwedischen Moorkomplexes; die Methanabgabe steigt allerdings auf mesotrophen Standorten um ein Vielfaches an. Insbesondere in den Sommermonaten konnten hier Methanabgaben von bis zu 56,8 % festgestellt werden. Ähnlich nasse, allerdings oligotrophe Schlenken gaben lediglich maximal 18,5 % Methan ab. Auch BAKER-BLOCKER et al. (1977:245ff) stellten in basenreichen Sümpfen Michigans eine enge positive Korrelation von Methanproduktion mit Alkalinität und Temperatur fest.

Überträgt man die zitierten Befunde auf die eigenen Standorte, so ist anzunehmen, daß die Methanabgabe lediglich im recht mineralstoffreichen *Scorpidio-Utricularietum minoris* (U3) des Owschlager Moores sowie im geringeren Maße für die *S. cuspidatum* - Watten von Bedeutung sein kann.

Unabhängig von der Zusammensetzung der Gase der Kohlenstoffabgabe in Mooren ist der Gesamtverlust der Mikrostandorte von Interesse. Direkte Vergleichsdaten aus 'litter bag' - Versuchen mit gleichen Sphagnumsubstraten, aber unterschiedlichen natürlichen Mikrohabitaten fehlen in der Literatur.

Hinweise für die essentielle Bedeutung des Faktors Wassers für die geringe Zersetzung in Mooren ergeben sich lediglich aus Angaben über die Zersetzung organischer Substanz in Abhängigkeit von der Explantationstiefe. So fand CLYMO (1965:749) an der Mooroberfläche (0 - 10 cm), in der Höhe des Wasserspiegels (6 - 18 cm) und in 75 cm Tiefe bei Sphagnumsubstraten einen Zersetzungsgradienten von 13:9:2. Vergleichbare Gradienten fanden auch HEAL et al. (1978) bei Tensionsmessungen an Zellulosestreifen in Abhängigkeit von der Torftiefe. Selbst bei drainierten Niedermooren Kanadas fand LIEFFERS (1988:757f) bei *S. warnstorfii* - Substrat in 30 cm Tiefe geringere Massenverluste (siehe Tab. 26). Seine Ergebnisse verdeutlichen, daß die reduzierte mikrobielle Reduktion in tieferen Torfschichten auch auf die geringeren Temperatursummen und -schwankungen zurückzuführen ist.

Ergänzend sei auf die artspezifische Wirkung des Mikrohabitats auf die Zersetzung der Torfmoose hingewiesen. Seine Bedeutung für die Varianz der Zersetzung wird bereits durch die signifikanten Unterschiede der Interaktion 'Spezies x Niveau' kenntlich (siehe Tab. 20). Ein Vergleich der Zersetzung von *S. fallax* und *S. magellanicum* in Schlenke, Rasen und Bult zeigt dann auch divergente Massenverluste in Abhängigkeit vom Mikrohabitat: Während die Zersetzung von *S. fallax* mit Ausnahme des Wittenseer Moores vom Schlenken - zum Bultniveau zunimmt (siehe Abb. 28), ist bei *S. magellanicum* in allen drei Mooren die niedrigste Zersetzung im Bultniveau festzustellen. Die Gründe für diese Abweichungen sind eventuell biochemischer Natur oder liegen in einer unterschiedlichen Hydrothermik der jeweiligen Bultstandorte. Eine insgesamt etwas geringere Bultenhöhe bei *S. fallax* kann in Kombination mit einer stärkeren Wärmetranslokation der wenig dichten Kuppen bereits eine erhöhte mikrobielle Aktivität erwirken, insbesondere in milden und feuchten Jahren.

Die Zersetzung nach einem und nach zwei Jahren

Die höchsten Massenverluste sämtlicher Sphagnen waren bereits nach einem Jahr festzustellen. Die Ausdehnung der Versuchsdauer auf ein zweites Jahr führte im Vergleich zu den Massenverlusten nach einem Jahr zu einer Erhöhung des Gesamtmassenverlustes um durchschnittlich 2,6 %. Die Zersetzung des Torfmoossubstrates erfolgt im zweiten Jahr demzufolge mit erheblich reduzierter Intensität.

Deutliche mikrobielle Abbauleistungen sind nach zweijähriger Versuchsdauer lediglich bei *S. fallax* und *S. riparium* im Wittenseer Moor zu beobachten. Die Massenreduktion steigt, bezogen auf die Abnahme nach einem Jahr, etwa um weitere 10 % Prozent an.

Aus bereits erwähnten Gründen ist anzunehmen, daß die im Vergleich zu allen anderen Mooren bei sämtlichen Torfmoosen des Wittenseer Moores auftretenden hohen Massenverluste im zweiten Versuchsjahr ein Artefakt darstellen (siehe S. 108f).

Insgesamt setzt sich der Abbau im zweiten Jahr in sämtlichen Mooren bei *S. fallax* etwas intensiver fort als bei *S. magellanicum*. Insbesondere auf Bultstandorten von *S. magellanicum* sind geringe Massenverluste zu vermerken. Ähnlich geringe Substratverluste stellten JOHNSON & DAMMAN (1991:238) für *S. fuscum* - Bulten nach einer Explantationsdauer von 22 Monaten im Vergleich zu 10 Monaten fest.

Die Massenverluste gegen die Zeit aufgetragen, ergäbe bereits nach zwei Jahren einen annähernd exponentiellen Kurvenverlauf. Die Zersetzung der untersuchten Torfmoose folgt damit einem von JENNY et al. (1949) aufgestellten und später von zahlreichen Autoren verfeinerten exponentiellen Zersetzungsmodell (vgl. WIEDER & LANG 1982, CLYMO 1983, CYLMO 1984) mit anfänglich hohen Zersetzungsraten und einer allmählichen Reduktion des Abbaus. Die Abnahme der mikrobiellen Aktivität ergibt sich dabei aus den abnehmenden Substratmengen und den steigenden Gehalten an schwer zersetzbaren Substanzen (vgl. WIEDER & LANG 1982).

5.2.5 Düngungsexperiment im Felmer Moor: Zersetzung in Abhängigkeit von Stickstoffgaben

In diesem Experiment soll der Einfluß normierter Stickstoffangebote auf die Zersetzung von *S. fallax* und *S. magellanicum* an sekundären Hochmoorstandorten untersucht werden. Ziel ist eine Abschätzung der Auswirkung von steigenden Stickstoffdepositionsraten auf die Torfbildung regenerierender Hochmoore.

Die verwendeten Torfmoose wurden zuvor im Rahmen eines zweijährigen Düngungsexperimentes von LÜTKE TWENHÖVEN (1992) in einem Torfstich des Felmer Moores (siehe Abb. 1) mit unterschiedlich hohen Stickstoffgaben behandelt, um den Einfluß von Ammonium- und Nitratdepositionen auf das Wachstum von *S. fallax* und *S. magellanicum* zu erforschen.

Einige Beobachtungen des Autors (1992:138f) lassen auf eine Veränderung der Mineralisationsvorgänge schließen. Nitratreinträge führten im Gegensatz zu Ammoniumeinträgen, Freilandregen und an Stickstoff verarmten Niederschlägen zu keinem Höhenzuwachs der Torfmoosdecke. Nach LÜTKE TWENHÖVEN hatten sich die Niveauunterschiede im Mikrorelief dieser Beregnungsfläche verringert. Um zu prüfen, ob dieses Phänomen auf eine infolge der Nitratdüngung gesteigerte Zersetzungsaktivität zurückzuführen ist - oder aber die Bildung von *S. magellanicum* - Bulten in der 'Minimalvariante' auf einer geringeren Zersetzungsdynamik beruht, wurden die mit Stickstoff angereicherten bzw. 'ausgehungerten' Torfmoose im März 1989 quantitativ abgeerntet und einem Zersetzungsversuch unterworfen. Die Torfmoospflanzen wurden unterhalb des Köpfchens in eine 3 cm - Stengelfraktion sowie exemplarisch in eine Fraktion der folgenden 3 cm braunen Stengelabschnitte zerteilt. Beide Fraktionen wurden in 250 μm 'litter bags' explantiert. Zuvor wurden die Stickstoffgehalte beider Fraktionen bestimmt.

Die vier überdachten Untersuchungsflächen im Felmer Moor wurden in den Vegetationsperioden 1987 und 1988 mit folgenden Beregnungslösungen behandelt:

'Minimalvariante':	12 μM Nitrat und 6 μM Ammonium
'Nitratregen'- Variante:	300 μM Nitrat und 131 μM Ammonium
'Ammoniumregen'- Variante:	59 μM Nitrat und 372 μM Ammonium
Kontrolle:	Freilandniederschlag (im Mittel 62 - 71 μM Nitrat und 80 - 84 μM Ammonium)

Zusätzlich wurden zwei weitere, unbedachte Untersuchungsflächen (Durchmesser 40 cm) in der Vegetationsperiode 1988 wöchentlich mit einem Liter einer 1 mM Ammonium- bzw. 1 mM Nitratlösung begossen. Diese Varianten werden im folgenden als 'hochdosierte' Ammonium- bzw. Nitratvariante bezeichnet.

Die Konzentrationen an nicht N-haltigen Ionen waren in allen Varianten gleich. Sie entsprachen den vom Bodenkundlichen Institut der Universität Kiel während des Jahres 1985 in der Nähe von Kiel bestimmten durchschnittlichen Gehalten im Regenwasser. Als Gegenionen für die zusätzlich applizierten N - Verbindungen fungierten Natrium- bzw. Chloridionen. Alle Regenlösungen wurden vor der Ausbringung auf einen pH - Wert von 4,5 eingestellt.

Eine detaillierte Beschreibung der Versuchskonstruktion gibt LÜTKE TWENHÖVEN (1992:9ff).

Die Konzentrationen der Regenlösungen richten sich bei der 'Minimalvariante' nach 1888 in

Neuseeland gemessenen Gehalten des Regenwassers. Sie entsprechen somit anthropogen wenig beeinflussten Niederschlägen. Die Stickstoffgehalte der 'Nitrat'- und 'Ammonium'- Variante wurden in Anlehnung an die Anfang und Mitte der achtziger Jahre in der Bundesrepublik und in den Niederlanden gemessenen Niederschlagsgehalte festgesetzt (siehe LÜTKE TWENHÖVEN 1992:14).

Bei einer gesamten Niederschlagsmenge von 451 mm in der Vegetationsperiode 1988 und 511 mm in der Vegetationsperiode 1987 entsprechen die applizierten Stickstoffgehalte folgenden flächenbezogenen Depositionsraten:

'Minimalvariante': 0,76 - 0,8 kg NO₃-N/ha, 0,38 - 0,4 NH₄-N/ha;
 'Nitrat'-Variante: 18,9 - 21,5 kg NO₃-N/ha, 8,3 - 9,37 kg NH₄-N/ha;
 'Ammonium'- Variante: 3,7 - 4,2 kg NO₃-N/ha, 23,5 - 26,6 kg NH₄-N/ha;
 Kontrolle: 3,9 - 5,08 kg NO₃-N/ha, 5,1 - 6,0 kg NH₄-N/ha;

Auf die hochdosierten Nitrat - und Ammoniumvarianten wurden insgesamt 34,6 kg N/ha ausgebracht.

Bei sämtlichen Varianten sind zusätzlich die Depositionsraten des Winters 1987/88 und 1988/89 zuzuschlagen. Diese liegen für das Winter - Halbjahr 1987/88 bei 4,92 kg NH₄-N/ha und 3,47 kg NO₃-N/ha (LÜTKE TWENHÖVEN 1992:78).

5.2.5.1 Die Stickstoffgehalte der gedüngten Sphagnen

Ergebnisse

Die Stickstoffgehalte der grünen Stengelabschnitte von *S. fallax* und *S. magellanicum* wurden in Tabelle 27 zusammengestellt. Bei mehr als 2 Parallelproben konnten die Unterschiede in einer einfachen Varianzanalyse mit einer 'Backward Elimination' auf Signifikanz (p= 0.05) untersucht werden:

Tab. 27: N-Gehalte (mg/g TM) der Sphagnen im Felmer Moor im April 1989 (n=1-3)

D1= Minimalvariante
 D3= Kontrolle, überdacht
 D5= Kontrolle, nicht überdacht
 D2= Nitratregen
 N= hochdosierte Nitratdüngung

D4= Ammoniumregen
 A= hochdosierte Ammoniumdüngung
 D3 Stgbr.= braune Stengelabschnitte

Variante	S. fallax			S. magellanicum		
	Schlenke	Rasen	Bult	Schlenke	Rasen	Bult
D1	-	3,79 ± 0,31	-	4,27 ± 0,04	5,84 ± 1,31	3,86 ± 0,08
D3	7,03 ± 0,01	8,77 ± 0,87	7,69	-	6,38 ± 0,003	7,05 ± 0,37
D5	-	6,22 ± 0,64	4,74 ± 0,2	6,11 ± 0,13	5,9 ± 0,28	4,74 ± 0,09
D2	-	-	5,89 ± 0,49	-	6,96 ± 0,22	6,79 ± 0,1
N	-	7,27	-	9,75	9,36 ± 0,59	7,87 ± 0,09
D4	6,17 ± 0,44	7,77	2,72 ± 0,11	-	5,69 ± 0,17	7,5 ± 0,72
A	-	-	-	5,05	10,56	7,91 ± 0,012
D3 Stgbr	-	2,97 ± 0,03	2,71 ± 0,01	-	4,19 ± 0,14	4,38 ± 0,08.

Bei beiden Spezies können in allen untersuchten Niveaus der Minimalvariante (D1) signifikant niedrigere Stickstoffgehalte ermittelt werden. Weniger einheitlich stellen sich die N - Gehalte beider Torfmoosarten in den Surplus - Varianten dar:

Lediglich bei *S. magellanicum* kann in den grünen Stengelabschnitten des Rasenniveaus der hochdosierten Nitrat- und Ammoniumvarianten bezogen auf die Kontrollen eine signifikante Erhöhung der N - Konzentrationen festgestellt werden. Keine Stickstoffanreicherungen im Vergleich zu den Kontrollen sind hingegen für *S. fallax* zu verzeichnen. Im Bultniveau ist sogar eine signifikante Reduktion der N - Gehalte zu beobachten.

Bei beiden Spezies weisen die braunen Stengelabschnitte der unter Freilandregen gewachsenen Torfmoose signifikant niedrigere N - Gehalte auf als die entsprechende Variante der grünen Stengelabschnitte.

Diskussion

Die auf die Stickstoffgehalte der Torfmoose einwirkenden Parameter wurden bereits in Kapitel 5.1.4 diskutiert. Hier soll die Wirkung der Stickstoffapplikation im Vordergrund stehen.

Das vorhandene Datenmaterial zeigt, daß die Wirkung der verschiedenen N - Applikationen auf die Stickstoffkonzentration der Torfmoose von der Torfmoosart, vom hydrologischen Niveau sowie von der verwendeten Stickstoffform abhängt. Die ermittelten Unterschiede waren jedoch nur zum Teil signifikant. Eine mögliche Ursache dafür ist in einer nivellierenden Wirkung der Stickstoffdepositionen im Winterhalbjahr zu suchen. Die Dächer der Untersuchungsflächen wurden zum Ende der Vegetationsperiode abgebaut. Da die Nitratreduktaseaktivität der Torfmoose von dem N - Ernährungszustand der Torfmoose bzw. vom intrazellularen N - Gehalt abhängen, ist davon auszugehen, daß bei einer verbesserten Stickstoffzufuhr infolge einer erhöhten Enzymaktivität bereits nach kurzer Zeit zumindest teilweise eine Nivellierung erfolgte (vgl. WOODIN et al. 1985, LEE & WOODIN 1988). Gleichwohl decken sich die Befunde mit den bereits von LÜTKE TWENHÖVEN (1992:72ff) gemachten Beobachtungen: Der Autor konnte in den Köpfen beider Arten am Ende der ersten Vegetationsperiode in der Minimalvariante signifikant niedrigere N - Gehalte feststellen. Insbesondere nach der zweiten Untersuchungsperiode wurden in den Köpfen beider Arten unter der 'Ammoniumregen'- und Nitratregen'- Variante eine Erhöhung festgestellt. Das Ausmaß der Erhöhung und die Wirkung der Stickstoffform waren jedoch auch hier unterschiedlich: Während eine Nitratdüngung bei *S. magellanicum* eine Erhöhung des N - Gehaltes um 25 % bewirkte, erzielte eine Düngung mit Ammonium lediglich eine Erhöhung um ca. 12 %. Bei *S. fallax* hingegen wurden unter 'Nitrat' - Regen keine und unter 'Ammonium' - Regen eine Anreicherung von Stickstoff um 50 % erzielt. Der Autor selbst spricht dem letztgenannten hohen Wert jedoch eine geringe Validität zu.

Eine Anreicherung von Stickstoff in den grünen Stengelabschnitten von *S. magellanicum* spiegelt sich insbesondere nach einer Applikation von Nitrat in den eigenen Befunden wider. Der Grund für die fehlende Konzentrationserhöhungen in den grünen Stengeln von *S. fallax* ist in der bereits im Kapitel 5.1.4 diskutierten unterschiedlichen Strategie des produktiven Torfmooses zu suchen: Ein überhöhtes Stickstoffangebot führt kaum oder lediglich kurzfristig zu einer Speicherung. In dem insgesamt sehr milden Winterhalbjahr 1988/89 vermochten die Torfmoose bei gleichzeitig optimalen Wasserständen den Stickstoff in Phytomasse umzusetzen. So ist anzunehmen, daß eine Stickstoffanalyse der gleichen Fraktion, im Sommer 1988 durchgeführt, ein wesentlich akzentuierteres Bild geliefert hätte: das stark poikilohydrate *S.*

fallax wies zu dieser Zeit in den höheren Niveaus ein hydrologisch bedingt reduziertes Wachstum auf (vgl. LÜTKE TWENHÖVEN 1992:43).

Eine winterliches Wachstum der *S. fallax* - Bulte (vgl. Kap. 5.3) nach einer kurzfristigen Speicherung des Ammonium - Stickstoffs kann auch ein Grund für die niedrigen N - Gehalte der *S. fallax* - Pflanzen in der 'Ammonium' - Variante sein.

Auch für die Bultstandorte von *S. magellanicum* kann eine, wenn auch vergleichsweise niedrige Wachstumsrate im Winter und Frühjahr 1988/89 angenommen werden. Die geringen Erhöhungen der N - Gehalte nach unterschiedlich dosierten Stickstoffapplikationen kann hierdurch jedoch nur teilweise erklärt werden.

Offen muß auch die Frage nach der unterschiedlichen Wirkung der beiden Stickstoffkomponenten bleiben. Hier können unterschiedliche Aufnahmearten von Nitrat und Ammonium in Kombination mit einer unterschiedlichen Wasserhaltekapazität eine Rolle spielen. LÜTKE TWENHÖVEN (1992:104ff) konnte für *S. fallax* eine im Vergleich zu *S. magellanicum* wesentlich höhere Aufnahmegeschwindigkeit von Nitrat feststellen. Geringer fielen hingegen die Unterschiede in der Aufnahmetätigkeit von Ammonium aus. Auch BAYLEY et al. (1987:201) fanden bei dem nahe verwandten *S. angustifolium* eine im Vergleich zu *S. magellanicum* erhöhte Nitrataufnahme - Effizienz. Da es sich bei beiden Untersuchungen um Laborversuche mit Torfmoosköpfen und Stengelabschnitten handelt, sind die Ergebnisse nur bedingt auf das Aufnahmeverhalten beider Torfmoose in den unterschiedlichen hydrologischen Niveaus zu übertragen, zumal in situ auch die Bultdicke der jeweiligen Torfmoosdecke eine Rolle spielen dürfte.

Literaturangaben über die N - Gehalte der Torfmoose in Abhängigkeit von Stickstoffapplikationen liegen seit Ende der siebziger Jahre vor (siehe Tab. 15, S. 77). Ein direkter Vergleich der Stickstoffkonzentrationen innerhalb der Torfmoose wird jedoch durch die Verwendung unterschiedlicher Torfmoosfraktionen oder fehlende Angaben über das analysierte Substrat erschwert. Da innerhalb der Torfmoospflanzen ein steiler Gradient der Stickstoffkonzentrationen existiert (z.B. PAKARINEN 1977, 1978a, MALMER & NIHLGÅRD 1980, MALMER 1988), können mangelnde Hintergrundinformationen zu einer Fehlinterpretation verleiten.

Bei verschiedenen Spezies konnten in Gelände- und Kulturexperimenten Korrelationen der Stickstoffgehalte mit einer N - Zufuhr nachgewiesen werden (FERGUSON et al. 1984, VOIGT & JOHNSEN 1987, MELZER et al. 1989, PAFFEN 1990).

Bereits COULSON & BUTTERFIELD (1978:638ff) stellten nach einer Düngung von *S. recurvum* agg. mit 10 g N/m² in zwei aufeinanderfolgenden Jahren auf Versuchsflächen nordenglischer Deckenmoore eine Erhöhung des N - Gehaltes um 13 % bis maximal 55 % fest.

Auch FERGUSON et al. (1984:110) konnten bei Explantaten von *S. recurvum*, *S. magellanicum*, *S. capillifolium* und *S. imbricatum* in die unterschiedlich stark von Stickstoffdepositionen belasteten Regionen North Wales und South Pennines bei allen Spezies nach 18 Monaten einen Anstieg der N - Gehalte feststellen. Dieser fiel am höchsten bei *S. recurvum* aus (17,7 mg/g TM). *S. capillifolium* zeigte im gleichen Zeitraum den geringsten Anstieg von 5,3 mg/g TM. Eine geringe N - Akkumulation bei *S. rubellum* stellten auch MELZER et al. (1989:24) fest: Bei einem 46 - tägigen Düngungsexperiment mit Konzentrationen von 100 - 1000 µM Nitrat konnte kein Konzentrationsanstieg von Stickstoff nachgewiesen werden. Bei *S. magellanicum* hingegen zeigt sich eine zeitlich und graduell begrenzte N - Akkumulation.

Ergänzende, zum Teil allerdings abweichende Daten liefern JÄPPINEN (1987) und PAFFEN

(1990). In der Untersuchung von JAPPINEN (1987:18f) wurde nach einer Zufuhr von 100 kg NPK - Dünger in finnischen Kiefern- und Fichtenwäldern bei *S. angustifolium* und stärker noch bei *S. papillosum* eine Erhöhung der N - Gehalte um bis zu 50 % festgestellt. Die Unterschiede waren jedoch nicht immer signifikant.

PAFFEN (1990:37ff) fand bei Versuchen an künstlichen 'Miniaturohochmooren' nach einer Verregnung von 505 μM Ammonium und 3,4 μM Nitratlösung über einen Zeitraum von einem Jahr relativ niedrige N - Anreicherungen bei *S. magellanicum*, mäßig starke bei *S. palustre*, *S. papillosum* und *S. flexuosum* sowie eine starke Aufkonzentrierung bei *S. rubellum* (siehe Tab. 15, S. 77). Die stärkste Anreicherung wurde bei dem submersen *S. cuspidatum* festgestellt. Die Anreicherungen im Schlenken- und Rasenniveau fielen - in Übereinstimmung mit den eigenen Befunden - etwas höher aus.

Für die hohen N - Gehalte der von PAFFEN untersuchten Spezies kann neben artspezifischen Unterschieden im Umgang mit N - Angeboten eine unterschiedlich stark ausgeprägte Hemmung des Wachstums verantwortlich gemacht werden. Während bei *S. magellanicum* die hohen N - Einträge bereits zu einer Wachstumseinbuße führten, setzte *S. flexuosum* diese in Biomassezuwachs um und zeigte darüberhinaus eine N - Akkumulation.

Auch FERGUSON et al. (1984) machten bei *S. recurvum* in den Southern Pennines parallel zu kontinuierlichen N - Anreicherungen eine Förderung des Wachstums aus.

Diese Ergebnisse scheinen zunächst im Widerspruch mit den eigenen Befunden zu stehen. Die Freilandeinträge in den Southern Pennines oder auch der von PAFFEN applizierten Stickstoffmengen zeigen jedoch, daß diese wesentlich höheren Depositionsraten entsprechen. So wurden in den Southern Pennines ca. 43 kg N/ha/J gemessen. Die von PAFFEN applizierten Konzentrationen entsprechen bei einer Niederschlagsmenge von 700 mm einer Depositionsrate von ca. 43 kg/ha/J. Auch die von COULSON & BUTTERFIELD (1978) aufbrachten N - Gehalte von 100 kg/ha in zwei aufeinanderfolgenden Jahren übersteigen bei weitem die im Felmer Moor durchschnittlich applizierten Stickstoffmengen von 20,2 kg $\text{NO}_3\text{-N}$ /ha/J oder den 25,1 kg/ha/J $\text{NH}_4\text{-N}$. Selbst die hochdosierten Ammonium- und Nitratvarianten liegen mit 34,6 kg/ha/J deutlich unter den Depositionsraten der zitierten Literatur. Es ist anzunehmen, daß auch produktive Torfmoose wie *S. fallax* nicht unbegrenzt Stickstoffeinträge in Biomassezuwachs umsetzen können. MALMER (1990:63) nimmt bei ausreichenden N - Angeboten eine Limitierung des Wachstums durch Phosphat an. Unter diesen Umständen scheint auch *S. fallax* Stickstoff zu akkumulieren.

Bei supraoptimalen N - Angeboten treten zudem physiologische Mechanismen in Kraft, die einer weiteren N - Anreicherung entgegenwirken. So nehmen WOODIN et al. (1985) und LEE & WOODIN (1988) eine Hemmung der Nitratreduktaseaktivität bei hohen internen Stickstoffgehalten an.

Insgesamt gesehen stimmen die eigenen Befunde mit den Ergebnissen aus der Literatur darin überein, daß die N - Gehalte außer von artspezifischen Dispositionen, ihrer Produktivität und der Zeitdauer des Eintrages auch von der applizierten Stickstoffmenge abhängen. Angaben über die Wirkung unterschiedlicher Stickstoffformen fehlen allerdings weitestgehend.

Bei den erwähnten Variablen ist zudem eine Interaktion mit dem jeweiligen Mikrostandorten (submers, Schlenke, Rasen, Bult) zu berücksichtigen.

Die signifikant niedrigeren Stickstoffkonzentrationen in der 'Minimalvariante' von LÜTKE TWENHÖVEN stimmen gut mit Ergebnissen von MALMER (1988) und MALMER (1990) überein. So konnten bereits 1988 N - Gehalte von *S. magellanicum* mit regional unter-

schiedlichen Depositionsraten korreliert werden. Bei der gleichen Art wurden 1990 bei einem Vergleich der N - Gehalte von Proben aus den Jahren 1957/58 mit solchen von 1979 und 1982 ein signifikanter Anstieg mit zunehmenden jährlichen Depositionsraten nachgewiesen. Die niedrigen N - Gehalte der 'Minimalvariante' resultieren somit aus Stickstoffangeboten, die den Bedarf der Spezies nicht überschreiten. Hier erweist sich Stickstoff noch als ein das Wachstum limitierender Faktor (vgl. MALMER 1990:58, LÜTKE TWENHÖVEN 1992:42ff).

Die Stickstoffgehalte in der braunen, abgestorbenen Fraktion von *S. fallax* und *S. magellanicum* enthalten lediglich noch ca. 50 % der ursprünglichen Konzentration der entsprechenden grünen Stengelabschnitte. Die Reduktion entspricht dem von PAKARINEN (1977, 1978a), THÖNES & RUDOLPH (1983), MALMER (1988 und 1990) gefundenen vertikalen Gradienten. Ein Vergleich mit den höheren Gehalten der braunen Stengelabschnitte der Untersuchungsfläche U1 des Fockbeker Moores bringt zudem das insgesamt höhere Alter der Fraktionen zum Ausdruck (vgl. Kap. 5.1.4).

5.2.5.2 Zersetzung der gedüngten Sphagnen: Ergebnisse

Die prozentuale Trockenmassenabnahmen von *S. fallax* und *S. magellanicum* werden in den Abbildungen 31 - 33 dargestellt. Die Werte sind im Anhang einzusehen (Anhangtab. 7). Die Daten wurden nach den unabhängigen Variablen 'Spezies', 'Düngungsvarianten', 'hydrologisches Niveau' und 'Versuchsdauer' klassifiziert und mit einer multifaktoriellen Varianzanalyse unter Berücksichtigung der Interaktionen auf signifikante Unterschiede untersucht.

Tab. 28: Ergebnisse einer multifaktoriellen Varianzanalyse ('unbalanced Anova', GLM des SAS - Programms) mit einfachen Interaktionen, $r^2 = 0,82$; Abkürzungen siehe Tab. 18, S. 89.

Parameter	DF	'Mean Square'	F - Wert	p
Spezies	1	1101,7	292,5	0.0001
Dauer	1	92,2	24,5	0.0001
Niveau x Düngung	9	91,4	24,3	0.0001
Dauer x Spezies	1	63,1	16,7	0.0001
Spezies x Niveau	1	31,4	8,3	0.0044
Düngung	6	29,3	7,8	0.0001
Spezies x Düngung	4	29,0	7,71	0.0001
Niveau	2	20,21	5,4	0.0054
Dauer x Niveau	2	0,532	0,14	0.0001

In Übereinstimmung mit den in Kapitel 5.2.4 dargestellten Zersetzungsuntersuchungen zeigt sich auch hier eine signifikant höhere TM - Abnahme von *S. fallax* im Vergleich zu *S. magellanicum*. Die Unterschiede sind unabhängig von den Düngungsvarianten auf den hydrologischen Niveaus Schlenke, Rasen und Bult ausgeprägt. Die starke Wirkung des Parameters 'Spezies' spiegelt sich in den hohen F - Werten wider (siehe Tab. 28).

Im Vergleich dazu geringe Wirkungen wurden für die Dauer des Zersetzungsexperimentes sowie für die unterschiedlichen hydrologischen Niveaus und die Düngungsvarianten ermittelt.

Die unterschiedliche Dauer des Zersetzungsexperimentes (ein oder zwei Jahre) führt lediglich bei *S. fallax* zu deutlichen Steigerungen der TM - Abnahme. Hier wurden im zweiten Untersuchungsjahr zusätzliche TM - Abnahmen von durchschnittlich 2,8 % registriert. Bei *S. magellanicum* konnte nur vereinzelt eine über die Dauer eines Jahr hinausgehende Gewichtsreduktion festgestellt werden.

Signifikante Unterschiede der Massenreduktion finden sich bei den unterschiedlichen Torfmoos - Fraktionen: Sowohl bei *S. fallax* als auch bei *S. magellanicum* wurde in den braunen Stengelabschnitten im Vergleich zu den grünen Stengelabschnitten der entsprechenden Variante eine Abnahme des Gewichtsverlustes um 35 bzw. 58 % beobachtet.

Die Wirkung der unterschiedlichen Düngungsapplikationen stellt sich für **S. fallax** wie folgt dar:

Bei der 'Minimalvariante' (D1) konnte trotz signifikant niedriger N - Gehalte im Vergleich zur Kontrolle (D3 und D5) keine Hemmung der Zersetzungsaktivität beobachtet werden.

S. fallax

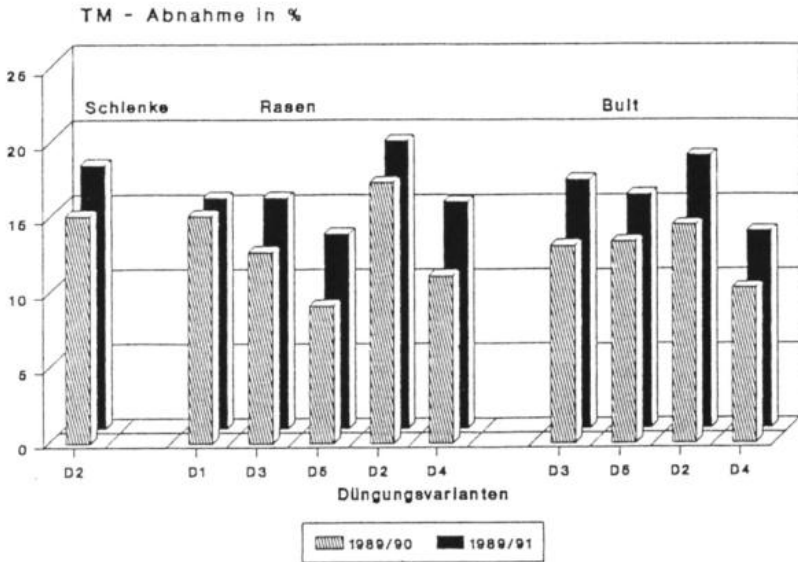


Abb. 31: Prozentuale Trockenmassenabnahme von *S. fallax* nach einem und nach zwei Jahren in Abhängigkeit vom Mikrostandort und der Düngungsvariante. D1 = Minimalvariante, D3 = Kontrolle überdacht, D5 = Kontrolle nicht überdacht, D2 = Nitratregen, N = hochdosierte Nitratdüngung, D4 = Ammoniumregen, A = hochdosierte Ammoniumdüngung; n = 3 - 5.

S. magellanicum

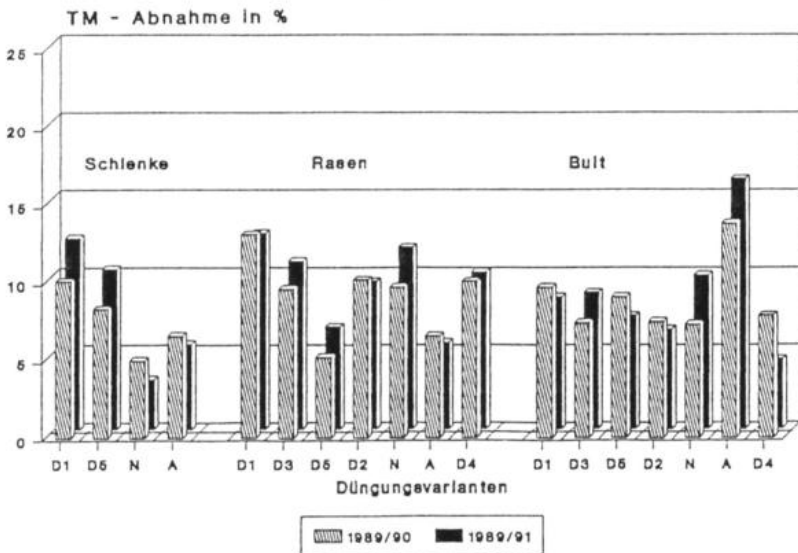


Abb. 32: Prozentuale Trockenmassenabnahme von *S. magellanicum* nach einem und nach zwei Jahren in Abhängigkeit vom Mikrostandort und der Düngungsvariante. Beschriftung siehe Abb. 31; n = 3 - 5.

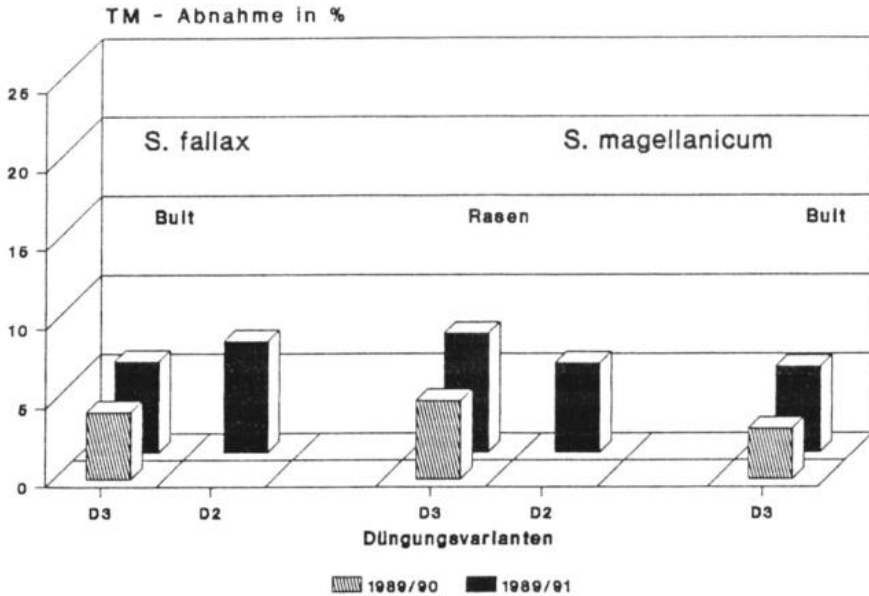


Abb. 33: Prozentuale Trockenmassenabnahme der braunen Stengelabschnitte (4. - 6. cm unterhalb des Köpfchens) von *S. fallax* und *S. magellanicum* nach einem und nach zwei Jahren in Abhängigkeit vom Mikrohabitat und Düngungsvariante. Beschriftung siehe Abb. 31; n = 3 - 5.

Auch die Torfmoose, die während der Vegetationsperioden 1987 und 1988 dem 'Nitrat' - Regen (D2) und 'Ammonium' - Regen (D4) ausgesetzt waren, zeigen im Vergleich zu den Kontrollen keine signifikante Förderung der Gewichtsabnahme, wenngleich auch im Rasen und im Bultniveau eine leichte Zersetzungsbeschleunigung der Nitratvariante festzustellen ist. Die prozentuale TM - Abnahme des Substrates der Ammoniumvariante liegt entweder innerhalb der Schwankungsbreite (Rasenniveau) oder etwas unterhalb der Gewichtsreduktion der Kontrollen (Bultniveau).

Folgende Befunde wurden für *S. magellanicum* ermittelt:

In seinen Torfen konnte trotz signifikant niedriger N - Gehalte der 'Minimalvariante' (D1) in keinem hydrologischen Niveau eine Reduktion der mikrobiellen Aktivität beobachtet werden. Im Gegenteil, sowohl im Schlenken- als auch im Rasenniveau überschreitet die Zersetzung in den litter bags der 'Minimalvariante' jene der hochdosierten Nitrat- und Ammoniumdüngung (N, A).

Die 'Nitrat' - (D2) und die 'Ammonium' - Variante (D4) wie auch die hochdosierten Applikationen beider Stickstoffvarianten (N, A) weisen im Rasenniveau im Vergleich zu den Kontrollen keine Unterschiede auf, die über das Maß der kleinräumlichen Varianz hinausgehen (vgl. D3, D5 im Rasenniveau). Die im vorangehenden Kapitel beschriebene signifikante Erhöhung der N - Gehalte im Rasenniveau nach einer hochdosierten Nitratdüngung resultiert nicht in einer Erhöhung der Zersetzungsaktivität.

Lediglich im Bultniveau fällt eine stark erhöhte Zersetzungsaktivität nach der hochdosierten Ammoniumapplikation (A) auf. Die Validität dieser Angabe wird jedoch als gering einge-

schätzt: Sowohl der hohe statistische Fehler (siehe Anhangtab. 7) als auch die geringe Datenanzahl ($n = 3$) schließen einen Artefakt nicht aus. Die Repräsentativität des Wertes wird zudem durch eine Besiedlung des Mikrostandortes mit Ameisen in Frage gestellt. Die mikrobielle Aktivität kann hier durch eine Mazerierung des Torfsubstrates bei der Darmpassage oder aber durch das Vorhandensein von tierischem Kot eine Stimulation erfahren haben (KOSLOVSKAJA et al. 1978:125ff, McLACHLAN et al. 1979). Eine direkte und indirekte Beschleunigung der Zersetzung durch Ameisen erwähnen auch LUKEN & BILLINGS (1985:1505). Als eine indirekte Folgewirkung der Besiedlung ist die Störung der Bultstruktur und die damit beeinträchtigte Hydrologie anzusehen.

Die Ergebnisse der Zersetzungsuntersuchungen lassen sich folgendermaßen zusammenfassen: Sowohl bei *S. fallax* als auch bei *S. magellanicum* konnten in den 'litter bags' der 'Minimalvariante' (D1) trotz signifikant niedriger N - Gehalte keine Hemmung der Zersetzung ausgemacht werden. Obwohl die Varianzanalyse eine mehr als zufällige Einflußnahme der Düngung nahelegt, weisen die Ergebnisse eine Inkonsistenz in der Wirkungsrichtung in Abhängigkeit vom hydrologischen Niveau und der untersuchten Spezies auf. Während *S. fallax* in allen untersuchten Niveaus nach einer Nitratdüngung eine gewisse Zersetzungsbeschleunigung erfährt, ist bei *S. magellanicum* keine Wirkung, allenfalls einer Hemmung im Schlenkenniveau festzustellen.

Die Düngung mit Ammonium verursacht bei *S. fallax* im Bultniveau eine leichte Hemmung. Im Schlenken- und Rasenniveau ergibt sich jedoch keine Wirkung auf die Zersetzungsaktivität. Bei *S. magellanicum* zeichnet sich nach der Behandlung mit Ammonium im Schlenken- und Rasenniveau ebenfalls eine leichte Hemmung ab.

5.2.5.3 Diskussion

Zunächst gilt es zu rekapitulieren, welche Effekte mit dem Versuchsdesign untersucht werden können.

Da die eigentliche Düngung der Untersuchungsflächen Ende November abgeschlossen wurde, sind lediglich solche Effekte zu überprüfen, die langfristiger Natur sind: ein veränderter Chemismus im Torfmoossubstrat, wobei hier lediglich der Stickstoffgehalt analysiert wurde. Auch eine Veränderungen der mikrobiellen Aktivität kann abgeschätzt werden, sofern diese aufgrund eines veränderten chemischen Milieus langfristiger Natur ist oder sich im Sinne einer positiven Rückkopplung durch eine Veränderung der chemischen Torfzusammensetzung aktuell noch ausdrückt.

So wurde von NAPLEKOVA (1965, zitiert in SZEGI 1988:104) in Kulturversuchen bei Bakterien eine Hemmung der zellolytischen Aktivität bei der Zufuhr von Ammoniumchlorid und Ammoniumsulfat als Stickstoffquellen beobachtet. Die Autorin führt das Phänomen auf eine 'physiologische Versauerung' zurück.

Da insbesondere im anaeroben Schlenkenniveau die Bedeutung der bakteriellen Zersetzung zunimmt, ist vor allem hier eine toxische Wirkung des verabreichten Ammoniumchlorids zu erwägen. Ein Zusammenhang der geringen Zersetzung von *S. magellanicum* im Schlenken- und Rasenniveau mit der Applikation relativ hochdosierter Ammoniumchlorid - Gaben (A) ist zwar prinzipiell möglich, erscheint aber eher unwahrscheinlich.

Aussagen über die Dauer der hemmenden Wirkungen von Ammoniumchlorid sind der Verfasserin bislang nicht bekannt.

SÖDERSTÖM et al. (1983:1501) konnten noch nach 3 - 5 Jahren eine Reduktion der mikrobiellen Aktivität auf Podsolen unter Koniferenforsten nachweisen, nachdem nur ein einziges

Mal 150 kg/ha $\text{NH}_4\text{NO}_3\text{-N}$ appliziert wurde. Demnach kann nicht gänzlich ausgeschlossen werden, daß die über einen Zeitraum von zwei Vegetationsperioden ausgebrachten Ammoniumchloride und Natriumnitrate unabhängig von den chemischen Veränderungen im Torfmoossubstrat selbst nach Beendigung der Düngung eine hemmende Wirkung auf die mikrobielle Aktivität ausüben.

Allerdings wird das nicht gleichgerichtete Zersetzungsmuster von *S. fallax* und *S. magellanicum* durch diese Auslegung nicht erklärt. Bei einer Simulation des 'Sauren Regens' über kanadischen Niedermoorparzellen konnten ROCHEFORT et al. (1990:1993) zudem keine Reduktion der Torfzehrung nach einer mehrjährigen Applikation von 46 kg/ha/J Natriumnitrat feststellen.

Im ganzen gesehen sind die Erklärungen für die Varianz der Massenverluste derzeit noch unbefriedigend.

Die eingangs geschilderten Beobachtungen von LÜTKE TWENHÖVEN (1992), denen zufolge das ausgeprägte Mikrorelief der 'Minimalvariante' eventuell auf eine geringe Zersetzungsaktivität zurückzuführen sei, das geringe Relief und der geringe Höhenzuwachs der 'Nitratvariante' hingegen auf eine gesteigerte Mineralisation, werden durch die eigenen Ergebnisse nicht bestätigt.

Die im vorangehenden Kapitel herausgearbeiteten signifikanten Unterschiede der N - Gehalte von *S. magellanicum* und *S. fallax* korrelieren nicht mit einer entsprechend niedrigeren oder höheren Zersetzungsaktivität der 'Minimalvariante' und der 'Surplusvarianten'.

Die 'Zersetzbarkeit' von *S. magellanicum* und *S. fallax* stellt sich vielmehr als eine art-spezifische Eigenschaft dar, die nicht primär vom N - Gehalt der Torfmoose abhängt. Dieses Ergebnis deckt sich mit den in Kapitel 5.2.4 dargestellten Befunden, steht aber im Widerspruch zu der bislang für viele Systeme akzeptierten Auffassung, daß die Zersetzung organischer Substanzen entscheidend vom N - Gehalt abhängt.

So wurde von COULSON & BUTTERFIELD (1978:639) bei *S. recurvum* und *Eriophorum vaginatum* eine signifikante positive Korrelation der Zersetzungsrate mit den N - Gehalten festgestellt. Den Zersetzungsuntersuchungen war eine Düngung von Deckenmoorparzellen mit 100 kg N/ha in zwei aufeinanderfolgenden Jahren vorausgegangen, die zu signifikanten Erhöhungen der Stickstoffgehalte (13 -34 % bei *S. recurvum*, 31 - 31 % bei *E. vaginatum*) führten. Die Akkumulation von bis zu 78 % Phosphor (bezogen auf die Kontrolle) hingegen führte zu einer Retardierung der Zersetzung um 32 %.

Auch KOSLOVSKAJA et al. (1978:109) berichten von einer Steigerung der Zersetzungsaktivität an Sphagnum- und *Eriophorum vaginatum* - Torfen nach einer Düngung von Moorparzellen mit 60 kg/ha NPK - Dünger in oligotrophen Mooren Sibiriens.

In oligotrophen Kiefern - Seggenmooren Finnlands wurde hingegen bei einer Aufbringung von NPK - Düngern kaum eine Erhöhung der Bodenatmung festgestellt, wohl aber bei der Verwendung von PK - Dünger und Harnstoff (SILVOLA 1988:30f). Die Respiration konnte bei einer zusätzlichen Applikation von Holzasche noch wesentlich gesteigert werden. Keine fördernde Wirkung unterschiedlicher Düngervarianten auf die Bodenatmung wurde dagegen in mesotrophen Seggen - Kiefernmooren und in Fichtenmooren ausgemacht.

Neben den zitierten Untersuchungen in Moorökosystemen gibt es weitere Untersuchungen aus dem agrar- oder forstwissenschaftlichen Bereich, die eine Förderung der mikrobiellen Aktivität infolge einer N - Zufuhr dokumentieren (siehe SÖDERSTRÖM et al. 1983).

Die bislang geschilderten Felduntersuchungen werden durch Laborexperimente ergänzt. Sehr umfangreiche Untersuchungen wurden von MARTIN & HOLDING (1978:113ff) an Torfen eines britischen Deckenmoores durchgeführt. Sie ermittelten eine Steigerung der Bakterienzahl

und ihrer Aktivität bei einer Zufuhr von Natriumglutamat, Ammoniumchlorid, Natriumnitrat, Kalium-, Strontium-, Kalzium- und Magnesiumchlorid sowie Natriumdihydrogenphosphat bei gleichzeitiger Versorgung mit Glucose. Ein Natriumnitrat - Angebot ohne gleichzeitige Glucosezufuhr zeigt keine stimulierenden Effekte. Auch bei der Versuchsvariante mit Natriumdihydrogenphosphat konnte nur ein verzögerter Anstieg der Bakterienzahl und -aktivität beobachtet werden.

Diese Ergebnisse lassen sich jedoch nur bedingt auf das Freiland übertragen: In einem ergänzenden Geländeversuch konnte lediglich bei der Zufuhr von Natriumglutamat ein zehnfacher Anstieg der Bakterienzahl im Deckenmoortorf beobachtet werden.

Divergierende Labor- und Geländebeobachtungen machten auch LUKEN & BILLINGS (1985:309f). Während in einem subarktischen mit *Picea mariana* bewaldetem Moor keine Förderung der Bodenatmung nach einer Düngung mit 100 g/m² Saccharose und/oder 5 g/m² NH₄NO₃-N ausgemacht werden konnte, wurden im Labor signifikant fördernde Effekte durch Saccharose- und/oder Stickstoffzufuhr auf die Respiration von Torfsuspensionen nachgewiesen. Ergänzend wurde die Wirkung eines Phosphorangebotes überprüft. Es zeigte sich, daß nach einer zeitlichen Verzögerung eine zusätzlich zu Saccharose und Stickstoff verabreichte Phosphorgabe zu einer signifikanten Förderung des Kohlendioxid - Effluxes führte.

Zu ähnlichen Ergebnissen gelangt WYNN - WILLIAMS (1982) mit Laborexperimenten an Torfen der Antarktis. Die Zufuhr von Glukose bewirkte hier ebenfalls eine Stimulierung der Respiration. Im Einklang mit diesem Resultat stehen seine Geländebeobachtungen (siehe S. 107).

Direkt mit dem eigenen Versuch vergleichbar sind die bereits 1965 von CLYMO durchgeführten Zersetzungsexperimente mit *S. papillosum*: In 'litter bags' eingenähte Torfmoosstengel - Abschnitte wurden hier mit 15 mg Natriumsulfat, Natrium- und Kalziumnitrat, Kalziumsulfat, Kaliumdihydrogenphosphat, Kalziumhydrogenphosphat und Peptonen behandelt und in Thursley bog, Südengland, ausgebracht. Nach einem Jahr wurden zwar etwas größere Verluste bei den mit Nährlösung behandelten 'litter bags' festgestellt. Die Unterschiede waren jedoch im Vergleich zu den Verlusten an unbehandelten Torfmoosköpfchen gering und statistisch nicht signifikant (CLYMO 1965:752).

Auch die in jüngster Zeit von ROCHEFORT et al. (1990:1993) erhobenen Geländeuntersuchungen zur Wirkung des 'Sauren Regens' auf die Zersetzung von *S. magellanicum*, *S. angustifolium* und *S. fuscum* in kanadischen Niedermooren decken sich mit den eigenen Befunden: Das Forschungsteam konnten selbst nach einer viereinhalbjährigen Applikation von 46 kg/ha/J Natriumnitrat und 18 kg/ha/J Sulfat keine Einflußnahme des 'Sauren Regens' auf die Zersetzung feststellen.

Neben diesen an Moorstandorten oder Torfen gewonnenen Befunden existieren zahlreiche Resultate aus Feld- und Laborexperimenten der Agrar- und Forstwissenschaft (siehe z.B. KOWALENKO et al. 1978, SÖDERSTRÖM et al. 1983, TITUS & MALCOLM 1987), die eine Hemmung der Mikroben nach Stickstoff- oder kombinierten Düngerapplikationen belegen.

Die dargestellten Literaturbefunde liefern ein verwirrendes und zum Teil widersprüchliches Bild. Sie lassen jedoch eine Grundtendenz erkennen: Je nachdem, ob mineralische oder organische Stickstoffquellen verwendet werden oder in welchen Kombinationen die Applikation erfolgte, wird eine Förderung oder eine Hemmung erreicht. Eine Addition von Stickstoff ohne eine daraus resultierende Aktivierung der Zersetzerpopulationen in Mooren deutet darauf, daß Stickstoff für diese nicht der limitierende Faktor sein kann. Die mehrfach empirisch belegte Stimulation der Respiration in Torfen bei gleichzeitiger Zufuhr von Glukose oder einer kombinierten Zufuhr in Form von Glutamat (WYNN - WILLIAMS 1982,

MARTIN & HOLDING 1978) verweist auf die primäre Bedeutung einer verfügbaren Kohlenstoffquelle in Torfen. Diese wurde bereits von WAKSMAN & STEVENS (1928) und WAKSMAN & PURVIS (1932) angenommen.

Insbesondere für Mikropilze wurde eine potentielle Kohlenstofflimitierung nachgewiesen, wohingegen bei degradierenden Bakterien vielmehr eine Kohlenstoff- und Stickstofflimitierung belegt wurde (BÄÄTH et al. 1978).

Auch theoretische Modelle zur Zersetzung (PARNAS 1975, BOSATTA & BERENDSE 1984) berücksichtigen die Bedeutung von ausgewogen konzentrierten Nährstoffen, insbesondere Stickstoff, und verfügbaren Kohlenstoffen in Zersetzungsprozessen. Eine konzentrierte Düngung nur eines Elementes zieht die limitierende Wirkung eines anderen Elementes nach sich. Im Einklang damit stehen die Beobachtungen, daß Phosphat, allein verabreicht, hemmend auf die Zersetzung der Torfmoose wirkt (COULSON & BUTTERFIELD 1978), kombiniert mit Stickstoff oder einem Kohlenhydrat verabreicht, mit einer zeitlichen Verzögerung jedoch die mikrobielle Aktivität stimuliert (vgl. MARTIN & HOLDING 1978, LUKEN & BILLINGS 1985).

DAMMAN (1988b:295) geht davon aus, daß in Hochmoortorfen zwar sowohl das Stickstoff- als auch das Kohlenstoffangebot begrenzt verfügbar sind, beide Elemente jedoch nicht limitierend wirken, da die mikrobielle Aktivität aufgrund ungünstiger chemisch - physikalischer Umweltfaktoren (niedrige Temperaturen, niedriger pH - Wert, geringe Nährstoffverfügbarkeit) unter einem limitierenden Bedarf gehalten werden. Der Autor begründet diese These mit der Beobachtung, daß in Tundren und Koniferenforsten bei C/N - Verhältnissen von bis zu 167 noch eine meßbare Mineralisation stattfindet. Zudem ergibt ein Vergleich der Stickstoffimmobilisation in Hochmoorprofilen Nordamerikas, Neuseelands, Tasmaniens und der Macquarie Inseln einen deutlichen Ozeanitätsgradienten: Der Niederschlagsreichtum der maritimen Regionen führt zu einer Anreicherung von Na, Mg, Cl und gelegentlich auch Ca und K bei gleichzeitig hohen N - Immobilisationsraten. Der Autor sieht in diesem Zusammenhang eine kausale Beziehung. Insbesondere die erhöhten Mg - Gehalte werden als Stimuli für eine verstärkte Phosphatase -Aktivität in zersetzenden Torfen interpretiert.

Diese Erwägung erscheint plausibel: Bereits die Laboruntersuchungen von MARTIN & HOLDING (1978, siehe oben) belegen einen stimulierenden Effekt der bivalenten Kationen auf die Bakterienzahl und deren Aktivität. Die beiden Wissenschaftler führen das Phänomen auf eine Erhöhung des pH - Wertes und auf Aufhebungen von Enzymhemmungen zurück, die wiederum in einer erhöhten Verfügbarkeit von Kohlenstoff, Stickstoff und Phosphor resultieren.

Derartige enzymatischen Zusammenhänge werden auch von MATHUR & LEVESQUE (1980:160) bestätigt. Sie fanden eine signifikante Korrelation der Phosphataseaktivität mit der Zersetzung. Zusammenhänge zahlreicher chemischer Parameter (unter anderem auch N-, P-, und Kationengehalte) unterschiedlicher Torfprofile konnten allerdings weder für die Phosphataseaktivität noch für die Zersetzung statistisch abgesichert werden.

Dennoch überzeugt der unterstellte Zusammenhang von Kationeneinträgen und Zersetzungsaktivität: Auch der hohe Humifikationsgrad der Deckenmoortorfe Großbritanniens und Irlands (z.B. MOORE et al. 1975) spricht für eine derartige Korrelation. Gleichwohl darf dabei nicht vergessen werden, daß auch das milde Klima der ozeanischen Region zu einer Erhöhung der mikrobiellen Aktivität beitragen kann.

Auch SILVOLA (1988) betont die Bedeutung der Mikroelemente für die Zersetzung. Seine bereits erwähnte Untersuchung in finnischen Mooren bestätigt dies: die Applikation von

Holzaschen zusätzlich zu PK - Dünger und Harnstoff führte zu einer weiteren Zersetzungsbeschleunigung.

Es bleibt ein kritischer Einwand: Die Zersetzungsuntersuchungen im Owschlager Moor ergaben trotz deutlich höherer Kationengehalte im Moorwasser keine Erhöhung der Massenverluste. Zusätzlich durchgeführte Zersetzungsversuche (siehe Kap. 5.2.6) sollen helfen, eine abschließende Gewichtung des Faktorenkomplexes 'Stickstoffgehalt - Nährstoffangebot' vorzunehmen.

Abschließend lassen sich die eigenen Befunde vor dem Hintergrund der Literaturangaben folgendermaßen zusammenfassen: Es konnte bei den applizierten Stickstoffmengen weder eine eindeutige Hemmung noch eine Stimulation der sich zum Teil signifikant im N - Gehalt unterscheidenden Torfmoose nachgewiesen werden. Damit kann die N - Konzentration in Hinsicht auf die Torfmooszersetzung nicht als der limitierende Faktor bewertet werden. Die stimulierenden oder hemmenden Effekte des Stickstoffs hängen von den Konzentrationen der gesamten auf die Zersetzung wirkenden Nährstoffe und insbesondere von der Menge der verfügbaren Kohlenstoffe ab.

Eine direkte, fördernde Wirkung aeolischer Stickstoffdepositionen auf die Zersetzung ist nicht zu befürchten, solange der mikrobielle Bedarf durch andere fehlende Nährelemente unter dem Niveau einer potentiellen Limitierung liegt.

Ändern sich an einem derzeit im Gleichgewicht befindlichen chemischen Milieu jedoch auch andere Größen, so ist eine indirekte Förderung der Torfzehrung (siehe Kap. 6.5, S. 220) nicht auszuschließen.

5.2.6 Intrinsische versus extrinsische Faktoren: Zusatzversuche

5.2.6.1 Die Wirkung des Stickstoffgehaltes auf die Zersetzbarkeit

Dieser Transplantationsversuch soll helfen, die Wirkung des Stickstoffgehaltes der Sphagnum auf die Zersetzbarkeit von jener der Standorteigenschaften der Untersuchungsmoore zu unterscheiden.

Bei Versuchsbeginn zeigten die Torfmoose folgende Unterschiede im N - Gehalt: Die Substrate von *S. cuspidatum* aus dem Fockbeker - und Owschlager Moor weisen signifikant höhere N - Gehalte auf als jene des Wittenseer Moores. Die Stickstoffkonzentrationen von *S. fallax* und *S. magellanicum* des Wittenseer - und Fockbeker Moores unterscheiden sich kaum, sind jedoch signifikant niedriger als die Gehalte der *S. magellanicum* - Torfe aus dem Owschlager Moor (vgl. Tab. 13, S. 72).

Die unterschiedlichen Standortfaktoren der Untersuchungsmoore sind ausführlich im Kapitel 5.1 dargestellt. Das Experiment wurde im Untersuchungsjahr 1990/91 durchgeführt, welches sich durch ein gleichmäßig mildes Klima vom Vorjahr unterschied. Bei ganzjährig relativ ausgeglichenen Wasserständen war insbesondere von einer Wirkung der unterschiedlichen Nährstoffangebote der Standorte auszugehen. Diese waren durch die Bestimmung von sieben Nährelementen und ergänzt durch Bohrungen im Wittenseer Moor als ombrotroph, im Fockbeker Moor als oligotroph und im Owschlager Moor als mesotroph klassifiziert worden.

Entsprechend den oben aufgeführten Unterschieden im Stickstoffgehalt der Torfmoossubstrate sowie der Standorttrophie wurden folgende Versuchshypothesen formuliert:

- Die signifikant höheren Stickstoffgehalte von *S. cuspidatum* im Fockbeker und Owschlager Moor sowie von *S. fallax* und *S. magellanicum* im Owschlager Moor führen unabhängig von den Standorten zu einer verstärkten Zersetzung des Substrates.
- trophisch günstige Standortbedingungen im Owschlager Moor und im geringeren Maße auch im Fockbeker Moor können unabhängig vom N - Gehalt zu einer Stimulierung der Zersetzung führen.

Ergebnisse

Die prozentualen Trockenmassenabnahmen nach dem Verlauf eines Jahres wurden in Tabelle 29 zusammengestellt.

Die Ergebnisse einer zweifaktoriellen Varianzanalyse zeigen, daß die Nullhypothesen zu den oben formulierten Hypothesen nicht verworfen werden können (siehe Tab. 30).

Für *S. cuspidatum* des Fockbeker - und Owschlager Moores sowie für *S. fallax* und *S. magellanicum* des Owschlager Moores konnte in keinem Untersuchungsmeer eine signifikant höhere Zersetzung nachgewiesen werden. Auch führte der mesotrophe Standort 'Owschlager Moor' in keinem Fall zu einer verstärkten mikrobiellen Aktivität.

Bei einer weiteren Varianzanalyse unter Einbeziehung sämtlicher Daten ergab sich analog zu den Ergebnissen aller bisher vorgestellten Zersetzungsuntersuchungen ein deutlicher und statistisch signifikanter Effekt der Klassifikation 'Spezies'.

Tab. 29: Prozentuale TM - Abnahme der Sphagnumsubstrate in Abhängigkeit von Herkunft und Standort nach einem Jahr (n = 5)

Spezies	Herkunft	Standort	prozentuale TM - Abnahme \pm SE
<i>S. cuspidatum</i>	Wittensee	Wittensee	10,2 \pm 0,44
	Wittensee	Owschlag	11,7 \pm 0,22
	Wittensee	Fockbek	10,9 \pm 1,26
	Owschlag	Owschlag	12,7 \pm 1,25
	Owschlag	Wittensee	8,90 \pm 0,64
	Owschlag	Fockbek	10,2 \pm 0,38
	Fockbek	Fockbek	7,60 \pm 0,63
	Fockbek	Wittensee	6,90 \pm 0,37
	Fockbek	Owschlag	7,70 \pm 0,69
<i>S. fallax</i>	Wittensee	Wittensee	14,1 \pm 0,97
	Wittensee	Owschlag	12,3 \pm 0,43
	Wittensee	Fockbek	13,2 \pm 0,3
	Owschlag	Owschlag	12,3 \pm 0,69
	Owschlag	Wittensee	12,0 \pm 0,59
	Owschlag	Fockbek	14,1 \pm 0,73
	Fockbek	Fockbek	13,5 \pm 0,35
	Fockbek	Wittensee	13,7 \pm 0,35
	Fockbek	Owschlag	10,5 \pm 0,75
<i>S. magellanicum</i>	Owschlag	Owschlag	6,10 \pm 0,41
	Owschlag	Fockbek	12,5 \pm 0,41
	Fockbek	Fockbek	12,3 \pm 0,34
	Fockbek	Owschlag	10,0 \pm 0,35

Auch die Klassifikation 'Herkunft' zeigt signifikante Unterschiede (siehe Tab. 30). Der Grund dafür kann in nicht erfaßten, aber einflußnehmenden chemischen Parametern der Torfmoose liegen. Diese sind aber offenbar nicht in den Gehalten der Makronährstoffe des Torfmoossubstrates zu suchen: Die Substrate des minerotrophen Owschlag Mooren weisen keine höhere Zersetzung auf als jene der bedingt ombrotrophen Standorte des Wittenseer Mooren.

Tab. 30: Ergebnisse der dreifaktoriellen Varianzanalyse (GLM 'unbalanced Anova' des SAS - Programmes) mit dem gesamten Datensatz (n=110), $r^2 = 0,80$; Abkürzungen siehe Tabelle 18, S. 89.

Klassifikation	DF	'Mean Square'	F-Wert	p > F
Spezies	2	253,48	53,33	0,0001
Spezies x Herkunft	2	35,01	22,10	0,0001
Spezies x Standort	3	29,15	18,40	0,0001
Herkunft	2	19,95	12,60	0,0001
Standort	2	7,70	4,86	0,0098
Spezies x Herkunft x Standort	4	6,01	3,79	0,0020
Standort x Herkunft	2	6,01	3,79	0,0066

5.2.6.2 Die Wirkung der Standorteigenschaft auf die Zersetzung

In diesem Transplantationsversuch soll die Wirkung oligo- und ombrotropher Standorte auf die Zersetzung mesotraphenter Torfmoosarten untersucht werden bzw. die Wirkung mesotropher Standorte auf die Zersetzung oligotraphenter Arten. Die verwendeten Sphagnen kommen naturgemäß nicht an den Explantationsstandorten vor (vgl. Kap. 3.2). Folgende Hypothesen wurden aufgestellt:

- Trophische Standortparameter haben keinen oder einen geringen Einfluß auf die Zersetzung der Torfmoose. Die 'Zersetzbarkeit' der Torfmoose ist eine inhärente Eigenschaft, die unabhängig vom Standort zum Ausdruck kommt.
S. magellanicum dürfte demzufolge auch an mesotrophen Standorten eine gleichbleibend geringe Zersetzung aufweisen, die mesotraphenten Arten hingegen an oligo- bzw. ombrotrophen Standorten eine gleichbleibend hohe Zersetzung.
- Die Zellulose als Indikatorsubstrat für die potentielle mikrobielle Aktivität zeigt an oligo- und ombrotrophen Standorten eine geringere Zersetzung als an mesotrophen Standorten.

Ergebnisse

Die prozentualen Trockenmassenabnahmen der Substrate nach 10 Monaten wurden in Tabelle 31 zusammengestellt. Die ermittelten Daten bestätigen die oben formulierten Hypothesen. Die mesotraphenten Arten S. riparium und S. auriculatum und die oligotraphenten Arten S. cuspidatum und S. magellanicum weisen unabhängig von der Standorttrophie eine annähernd gleiche Zersetzungsrate auf. Im Gegensatz dazu korreliert die Gewichtsabnahme der Zellulose mit der Standorttrophie: je nährstoff- bzw. sauerstoffreicher der Standort, desto höher ist der Massenverlust. Lediglich S. fimbriatum zeigt ein etwas abweichendes Verhalten: die Massenverluste sind in der ombrotrophen Untersuchungsfläche schwach signifikant niedriger als in der minerotrophen Untersuchungsfläche.

Tab. 31: TM - Verluste (%) der wechselseitig explantierten Substrate. Signifikante Unterschiede in Abhängigkeit vom Standort (t - Test) wurden folgendermaßen gekennzeichnet: * p = 0,05, ** p = 0,01, *** p = 0,001.

Substrat	Untersuchungsfläche oligo- bzw. ombrotroph	Untersuchungsfläche mesotroph
<i>S. cuspidatum</i>	Fockbek, U2 18,55 ± 0,4	Fockbek, windexponierte Aufstaufl. 19,60 ± 0,98
Zellulose	13,51 ± 1,0	25,42 ± 1,02 ***
<i>S. auriculatum</i>	Fockbek, U2 12,36 ± 1,04	Owschlag, U3 12,98 ± 0,79
Zellulose	13,02 ± 0,84	18,94 ± 0,57 **
<i>S. magellanicum</i>	Wittensee U1 10,91 ± 0,30	Wittensee U3 9,99 ± 0,59
<i>S. riparium</i>	21,28 ± 1,49	22,86 ± 1,10
<i>S. fimbriatum</i>	14,05 ± 0,89	17,88 ± 0,70 *
Zellulose	11,31 ± 0,43	38,35 ± 1,01 ***

5.2.6.3 Diskussion

Die geschilderten Zusatzversuche verdeutlichen die essentielle Wirkung intrinsischer Faktoren bei der Zersetzung von Torfmoosen.

Im Einklang mit den Zersetzungsergebnissen des Hauptexperimentes (vgl. 5.2.4.2) und des Düngungsexperimentes im Felmer Moor (vgl. Kap. 5.2.5) konnte keine Korrelation der Massenverluste mit dem N-Gehalt der Sphagnum nachgewiesen werden.

Die von COULSON & BUTTERFIELD (1978) formulierte Hypothese, der zufolge die Zersetzbarkeit der Sphagnum bei einer Erhöhung des internen Stickstoffgehaltes steigt (vgl. Kap. 5.2.5), wird demnach weder durch das Düngungsexperiment im Felmer Moor noch durch die hier erörterten Befunde bestätigt.

Die Ergebnisse zur Wirkung der Standortfaktoren, insbesondere der Trophie, unterstreichen die geringe Wirkung extrinsischer Parameter auf die Zersetzbarkeit der Sphagnum.

Die erhöhte Sauerstoff- und Nährstoffanreicherung im wellenbewegten Wasser der Aufstaufläche im Fockbeker Moor wirkt sich nicht begünstigend auf die Zersetzung von *S. cuspidatum* aus, wohl aber auf die Zersetzung der Zellulose (siehe Tab. 31). In Übereinstimmung damit sind die Zersetzungsraten der mesotrophent Arten *S. auriculatum* und *S. riparium* an oligo- und ombrotrophen Standorten nicht niedriger: eine Nährstofflimitierung oder eine andersartige Mikrobienzusammensetzung wirken sich hier nicht hemmend auf die Zersetzung aus.

Die geringe Wirkung des Nährstoffangebotes zeigte sich bereits im Hauptexperiment (Kap. 5.2.4): Im Owschlag Moor konnte trotz höherer Leitfähigkeiten, pH - Werte und Kationengehalte im Vergleich zum Fockbeker und Wittenseer Moor keine verstärkte Zersetzung festgestellt werden. Im Einklang mit den Befunden des Zusatzversuches (vgl. Anhangtab. 6 - Tab. 31) indizierten die Massenverluste der Zellulose jedoch eine generell erhöhte mikrobielle Aktivität an den mesotrophen Standorten.

In zahlreichen Veröffentlichungen (z.B. PAKARINEN 1977, PAKARINEN 1978a, PAKA-

RINEN & TOLONEN 1977a, AULIO 1980 und 1982) werden positive Korrelationen des Kationengehaltes der Torfmoossubstrate und des Moorwassers belegt. Torfmoosmaterial aus Niedermooren weist signifikant höhere Kationengehalte auf als jenes aus Hochmooren (PAKARINEN & TOLONEN 1977a:30, AULIO 1982:95). Ferner wird ein artspezifisches Anreicherungsvermögen (AULIO 1982) sowie eine Nährstoffakkumulation in Abhängigkeit vom Wasserstand diskutiert (CLYMO 1963, DAMMAN 1978). Unabhängig von den Ursachen für eine unterschiedliche Nährstoffanreicherung werden bei Schlenkentangmoosen generell höhere Nährstoffgehalte ermittelt.

Es kann folglich davon ausgegangen werden, daß die Torfmoossubstrate der mesotrophen Standorte (Owslager Moor U3, Wittenseer Moor U3, windexponierte Aufstaufläche) neben höheren N-Gehalten generell auch höhere Kationengehalte aufweisen. Dennoch konnte weder am natürlichen Standort, also bei gleichzeitig hohem Nährstoffangebot, noch bei den Transplantationsversuchen im Wittenseer oder Fockbeker Moor eine variable Zersetzbarkeit nachgewiesen werden. Auch der in Kapitel 5.2.4 dargelegte Zersetzungsgradient der Mikrohabitate (Rasen > Bult bzw. Schlenke > submers) korreliert nicht mit den Nährstoffgehalten der Sphagnum.

Die Zersetzbarkeit der untersuchten Torfmoose ist demzufolge nicht primär von dem Nährstoffangebot am Standort oder den Nährstoffgehalten des Substrates selbst abhängig. Sie ist vielmehr eine artspezifische Eigenschaft, die nur in begrenztem Ausmaß bei einer Erhöhung der Nährstoffverfügbarkeit ansteigt.

Die in diesen Zusatzversuchen gewonnenen Ergebnisse bestätigen die anhand der Befunde des Düngungsexperimentes (siehe Kap. 5.2.5.3) vorgenommene Beurteilung: Die geringe Zersetzbarkeit der Sphagnum ist weder allein auf eine Stickstofflimitierung noch auf die beschränkte Nährstoffverfügbarkeit am Mikrostandort zurückzuführen. Dem geringen Angebot an verfügbaren Kohlenstoffen kommt damit eine Bedeutung zu, die in ihrer Tragweite bisher nicht erkannt wurde.

Die Unterschiede der Zersetzungsraten von Torfmoosarten sind demzufolge das Resultat eines divergierenden Zellwandchemismus. Ihr Zersetzungsgrad hängt von einer individuell am Mikrostandort vorliegenden Limitierungssituation ab, die zudem einer zeitlichen Veränderung unterworfen ist.

In welchen Ausmaß eine Erhöhung der Kationen- oder Phosphatkonzentrationen eine Kohlenstofflimitierung aufzuheben vermag, kann nicht abschließend beurteilt werden. Die Nährstoffverfügbarkeit der untersuchten Standorte (insbesondere im Owslager Moor) kann unterhalb eines Schwellenwertes liegen. Grundsätzliche Zusammenhänge zwischen Ozeanitätsgrad und Humifikation der Torfe (DAMMAN 1988b) sind dennoch nicht auszuschließen, beschränken sich möglicherweise aber auf die Humifikation der Gefäßpflanzen (vgl. Kap. 5.2.5.3).

Die Modifikabilität der intrinsisch determinierten Zersetzbarkeit scheint bei den Torfmoosarten unterschiedlich stark ausgeprägt zu sein. Bei *S. cuspidatum* mesotropher Standorte wurde im Vergleich zu Substrat oligotropher Standorte eine etwas stärkere Zersetzung ermittelt als bei *S. magellanicum* - Material unterschiedlicher Herkunft: *S. cuspidatum* - Substrat der Aufstaufläche weist unabhängig vom Ausbringungsort (nativer Standort, Torfstich U2, Fockbeker Moor) etwas höhere Massenverluste auf als jenes aus dem Torfstich selbst (vgl. Tab. 17 - Tab. 31).

Jüngst veröffentlichte Ergebnisse von JOHNSON & DAMMAN (1991) unterstreichen die Bedeutung intrinsischer Faktoren für die Zersetzbarkeit der Sphagnum. In ähnlichen Transplantationsversuchen zeigte *S. cuspidatum* unabhängig von der Tiefe und vom Mikrostandort

(Schlenke - Bult) eine signifikant höhere Zersetzungsrates als *S. fuscum* (JOHNSON & DAMMAN 1991:236ff). Die AutorInnen nehmen an, daß die intrinsischen Faktoren der Torfmooszersetzung in Hochmooren aufgrund der limitierten Nähr- und Kohlenstoffquellen besonders deutlich hervortreten.

Umfangreiche Laborexperimente von MARTHUR & LEVESQUE (1980) an 22 Hochmoorprofilen deuten auf die Relevanz komplexer biochemischer Faktoren: Bei der Konstanthaltung der Parameter Sauerstoffgehalt und Feuchtigkeit konnten trotz der Bestimmung von 25 Kennwerten (Gehalte an Makro- und Mikroelementen sowie physikalische Parameter) keine signifikanten Zusammenhänge zwischen Degradierung der Torfe und den Parametern ermittelt werden (MARTHUR & LEVESQUE 1980:157).

Unter den intrinsischen Faktoren, die für die Unterschiede der Zersetzbarkeit der Torfmoose verantwortlich zu machen sind, ist besonders ihr Gehalt an aromatischen Kohlenwasserstoffen, polymerisierten Lipiden und deren individuelle Zusammensetzung zu erwähnen sowie die bisher ungenügend beschriebene Gruppe der antibiotischen Wirkstoffe (siehe KÜSTER 1980).

Hohe Ligningehalte, die bei zahlreichen Gefäßpflanzen zu einer hohen Zersetzungsresistenz führen (vgl. MEENTEMEYER 1977), können bei Torfmoosen nicht nachgewiesen werden (siehe NIMZ & TUTSCHEK 1977).

Allerdings sind an Torfmoosen eine Reihe charakteristischer Zellwandkomponenten isoliert worden (siehe RUDOLPH & JÖHNK 1982, KÄLVIÄINEN & KARUNEN 1984), denen antimikrobielle Eigenschaften zugesprochen werden (siehe z.B. KOX 1954, KHAN 1959, WOLTERS 1964a,b, GIVEN & DICKINSON 1975, DICKINSON & MAGGS 1974).

Die WissenschaftlerInnen führen diese auf das bereits 1899 von CZAPEK aus *S. magellanicum* isolierte 'Sphagnol' zurück. Das wiederholte Anführen des 'Sphagnols' als des entscheidenden zersetzungsresistenten Stoffes in der Sphagnumzellwand auch in neueren Veröffentlichungen verwundert um so mehr, als bereits 1967 das 'Sphagnol' von RUDOLPH & ENGMANN sowie ENGMANN (1972 a,b) als ein Artefakt erkannt wurde. RUDOLPH (1972) wies die von CZAPEK erhaltenen Kristalle als Natriumformiat aus.

Unter Fortführung und Ausweitung ihrer Arbeiten gelang es TUTSCHEK et al. (1973), ein kristallines Phenol aus den Zellwänden der Sphagnen zu isolieren: die 'Sphagnumsäure'. Bei insgesamt 61 untersuchten Bryophyten konnten RUDOLPH & SAMLAND (1985:745) die Sphagnumsäure nur in den 31 untersuchten Sphagnumarten nachweisen. Die Konzentration der Sphagnumsäure nimmt ihren Untersuchungen zufolge innerhalb der Torfmoose basalwärts ab und korreliert negativ mit den Peroxidaseaktivitäten. Das Enzym ist ebenfalls in den Zellwänden der Sphagnen eingelagert und vermag in vitro die Sphagnumsäure abzubauen (WÄCHTER 1984).

Neben saisonalen Schwankungen der Sphagnumsäure - Konzentrationen wurden in den 31 untersuchten Torfmoosen sehr unterschiedliche Mengen der aromatischen Carbonsäure nachgewiesen.

RUDOLPH & SAMLAND (1985:748) sehen in den hohen Konzentrationen der Sphagnumsäure und anderen phenolischen Komponenten in der Zellwand der Sphagnen einen Hinweis dafür, daß diese Substanzen zumindest teilweise für die Zersetzungsresistenz der Torfmoose verantwortlich sind.

Auch WILSCHKE (1989:44ff) ermittelte qualitative und quantitative Unterschiede im Phenolmuster der Torfmoosarten. Neben der mengenmäßig dominierenden Sphagnumsäure und ihrem Abbauprodukt Hydroxybutenolid isolierte der Autor p - Hydroxybenzoesäure, p - Cumarsäure und Zimtsäure sowie apolare, bisher nicht identifizierbare Inhaltsstoffe in unterschiedlichen Mengen.

Die von RUDOLPH & SAMLAND (1985) ermittelten Sphagnumsäure - Konzentrationen korrelieren im wesentlichen mit der in Kapitel 5.2.4.1 dargestellten Reihenfolge der Zersetzbarkeit der Torfmoosarten: je höher der Sphagnumsäuregehalt, desto niedriger die Zersetzbarkeit der Art.

Wie die Tabelle 32 zeigt, werden diese Zusammenhänge auch durch die Ergebnisse von WILSCHKE im ganzen bestätigt. Allerdings wurde für *S. magellanicum*, neben *S. palustre* die Art mit der geringsten Zersetzbarkeit, von RUDOLPH & SAMLAND 1985 ein deutlich höherer Gehalt an Sphagnumsäure festgestellt. Möglicherweise deutet dieser Unterschied auf eine hohe kleinräumliche Heterogenität der Gehalte.

Tab. 32: Konzentrationen der Sphagnumsäure nach RUDOLPH & SAMLAND (1985) und WILSCHKE (1989) in den hier untersuchten Sphagnumarten, g/100 mg TM.

Spezies	Rudolph & Samland 1985	Herkunft Datum	Wilschke 1989	Herkunft Datum
<i>S. magellanicum</i>	74	Kaltenhofer Moor, Okt. 1973	26,3	Kaltenhofer Moor 29.10.1987
<i>S. palustre</i>	90	Vollstedter See Okt. 1973	63,3	Kaltenhofer Moor 29.10.1987
<i>S. papillosum</i>	18	Lebrader Moor Sept. 1982	-	-
<i>S. cuspidatum</i>	36	Dosenmoor Sept. 1977	33,4	Fermenterkultur
<i>S. fallax</i>	30	Kaltenhofer Moor, Sep. 1982	8,6	Fermenterkultur
<i>S. riparium</i>	22	Kaltenhofer Moor, Jun. 1983	-	-
<i>S. rubellum</i>	42	Wurzacher Ried Okt. 1977	9,8	Kaltenhofer Moor 29.10.1987
<i>S. fimbriatum</i>	40	Vollstedter See Sept. 1977	56,6	Kaltenhofer Moor 29.10.1987
<i>S. subsecundum</i>	6	Lebrader Moor Sep. 1982	-	-

Bemerkenswert ist auch der Zusammenhang mit einer von WILSCHKE (1989:46f) ermittelten unterschiedlichen phenolischen Vielfalt der Torfmoosarten: So fand der Autor bei *S. fimbriatum*, einer Art, die sich in der hier vorgestellten Untersuchung als leicht zersetzbar erwies, eine geringere Anzahl an unterschiedlichen phenolischen Verbindungen.

Die biologische Bedeutung der Sphagnumsäure und ihrer Abbauprodukte in den Zellwänden der Torfmoose wird von den oben zitierten AutorInnen unterschiedlich beurteilt:

Nach WÄCHTER (1984:53ff) ist bei pH-Werten von 3,5 - 3,7 und Konzentrationen von 2,5 mM Sphagnumsäure eine signifikant reduzierte Keimungsrate bei *Phycomyces* - Sporen festzustellen. Gram - positive Bakterien (z.B. *Bacillus cereus* var. *mycoides*) regierten bei einer Sphagnumsäurekonzentration von 13,1 mM mit deutlichen Wachstumshemmungen. Die Autorin interpretiert ihre Ergebnisse als ein Indiz für eine "nicht unbedeutende antimikrobielle Wirkung " der Sphagnumsäure (WÄCHTER 1984:58), unterstreicht allerdings den

"orientierenden Charakter " ihrer Experimente. Ihrer Meinung nach darf die antimikrobielle Wirkung der Sphagnumsäure nicht isoliert betrachtet werden, sondern muß als ein System "Sphagnumsäure/weitere phenolische Zellwandkomponenten - Peroxidase - Abbauprodukt(e)" (WÄCHTER 1984:66f) verstanden werden. Dabei kommt möglicherweise der Entstehung von Chinonen bei der Oxidation der Phenole durch die Peroxidase eine Bedeutung zu. Bei dieser Stoffgruppe wurden ebenfalls antimikrobielle Wirkungen festgestellt.

WILSCHKE (1989:110f) hingegen relativiert die antimikrobielle Wirkung der Sphagnumsäure. Sie entfaltet ihre hemmende Wirkung erst bei Konzentrationen, die im Haftwasser der Schlenkentangmoose nicht vorkommen. Diese liegen im Bereich weniger Mikromol. In Untersuchungen von WILSCHKE (1984) und den bereits beschriebenen Experimenten von WÄCHTER (1984) wurde eine Hemmung der Mikroben bei Konzentrationen der Sphagnumsäure erst im Millimol -Bereich beobachtet.

Die Bedenken erscheinen gerechtfertigt; sie sind jedoch nicht direkt auf die Hemmwirkung im Substrat selbst vorkommender Gehalte an Sphagnumsäure übertragbar. Dennoch sind die aromatischen Carbonsäuren allein wahrscheinlich nicht für die Zersetzungsresistenz der Sphagnum verantwortlich.

Offenbar tragen auch polymerisierte Lipide zur Herabsetzung der Zersetzbarkeit der Torfmoose bei. Nach KÄLVIÄINEN & KARUNEN (1984:265ff) bewirkt diese Stoffgruppe eine mechanische Festigung der Zellwände. Im Gegensatz zu den löslichen Lipiden steigt ihr Gehalt mit zunehmender Tiefe und steigendem Alter der Torfe an. In Analogie zu den aromatischen Carbonsäuren (z.B. TUTSCHEK et al. 1978) konzentrieren sich die polymerisierten Lipide in den Torfmoosblättern. Zudem beschränken sich die Phenole in den Stengeln auf die Zentralzylinder. Eine derartige Kompartimentierung steht im Einklang mit elektronenmikroskopischen Befunden: Während in alten Torfen lediglich die Blätter und Zentralzylinder der Torfmoose unversehrt sind (KOX 54, KARUNEN & EKMAN 1982), weisen die parenchymatischen Gewebe der Stengel schon in wenigen Zentimeter tiefen Torfen Struktur-schäden auf (DICKINSON & MAGGS 1974).

KÄLVIÄINEN & KARUNEN (1984:266) konnten bei den von ihnen untersuchten *S. fuscum* und *S. papillosum* leicht unterschiedliche Konzentrationen der polymerisierten Lipide sowie eine unterschiedliche Monomerenzusammensetzung feststellen.

Somit können die ermittelten artspezifischen Unterschiede in der Zersetzbarkeit der Torfmoossubstrate auf die Phenolgehalte und -muster wie auch auf unterschiedliche Gehalte und eine unterschiedliche Zusammensetzung der polymerisierten Lipide zurückgeführt werden. Angesichts der hier vorgestellten Befunde - der geringen Wirkung der Stickstoff- und Kationengehalte der Torfmoose sowie des Nährstoffangebotes am Standort auf die Zersetzbarkeit der Torfmoose - erscheinen weiterführende vergleichende Untersuchungen zum Sekundärstoffwechsel der unterschiedlichen Sphagnumarten wünschenswert.

5.3 Wachstum und Produktion verschiedener Sphagnen

5.3.1 Ergebnisse

5.3.1.1 Die Längen- und Massenzuwächse von *S. fallax*, *S. magellanicum* und *S. cuspidatum* im *Erico-Sphagnetum magellanici* der drei Moore

Eine multifaktorielle Varianzanalyse mit den Variablensätzen der Längen - und Massenzuwächse¹¹ von *S. cuspidatum*, *S. fallax* und *S. magellanicum* auf sämtlichen Niveaus ergab in abnehmender Bedeutung signifikante Unterschiede für die Klassifikationen 'Spezies', 'Niveau', 'Moor' und 'Meßperiode'.

Die mit weitem Abstand größte Streuung der Zuwächse ist dabei auf die Klassifikation 'Spezies' zurückzuführen. Die artspezifischen Unterschiede im Längenwachstum sind insbesondere zwischen *S. fallax* und *S. magellanicum* ausgeprägt, jene zwischen *S. fallax* und *S. cuspidatum* im *Erico-Sphagnetum magellanici* sind weit weniger deutlich, aber dennoch signifikant. Artspezifische Massenzuwächse der drei Spezies sind weit weniger herausgebildet, in der Regel bei *S. magellanicum* und *S. fallax* jedoch höher als bei *S. cuspidatum*.

Die Explantation der Wachstumsbündel in die **Mikrohabitate** Schlenke, Rasen und Bult des *Erico-Sphagnetum magellanici* wirkte sich insbesondere bei *S. fallax* auf das Wachstum der Sphagnen aus (vgl. auch Tab. 33). Mit zunehmender Entfernung vom Wasserstand nimmt der Längen und Massenzuwachs des Torfmooses signifikant ab. Weniger unterschiedlich sind die Zuwächse von *S. magellanicum* in den Mikrohabitaten. Insbesondere im zweiten Jahr nivellieren sich hier die Wachstumsunterschiede. Die höchsten Längen- und Massenunterschiede werden von beiden Spezies im Schlenkenniveau erreicht.

Tab.33: Mittlerer Jahreslängenzuwachs von *S. fallax* und *S. magellanicum* in Abhängigkeit vom Mikrorelief (Mittelwerte der Jahreszuwächse in allen Untersuchungsmooren, n = 1 - 3; einfaktorielle Varianzanalyse mit 'Backward Elimination', p = 0,05 = *).

Spezies	Schlenke	Rasen	Bult	p = 0,05
<i>S. fallax</i>				
1989/90	6,75	4,74	2,90	*
1990/91	7,42	6,06	4,64	*
<i>S. magellanicum</i>				
1989/90	3,49	2,22	1,24	*
1990/91	4,35	3,63	3,60	

Signifikante Unterschiede zwischen dem Torfmooswachstum der **Untersuchungsmoore** sind insbesondere im Frühjahr und Sommer 1989 festzustellen (siehe Abb. 34 - 36 sowie Anhangtabellen 8 - 9):

¹¹ Als Massenzuwachs wird hier der mittlere, unkorrigierte Trockenmassenzuwachs pro Pflanze bezeichnet (mg TM / Pflanze, siehe S. 152).

Abb. 34a: Längenwachstum der Sphagnen im *Erico-Sphagnetum magellanici* des Wittenseer Moores im Jahresverlauf 1989/90

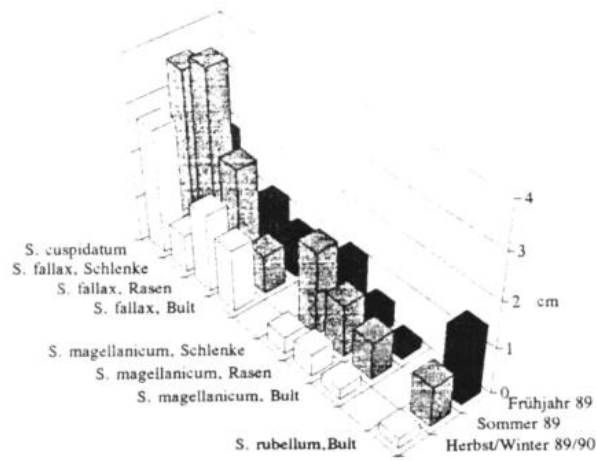


Abb. 34b: Längenwachstum der Sphagnen im *Erico-Sphagnetum magellanici* des Wittenseer Moores im Jahresverlauf 1990/91

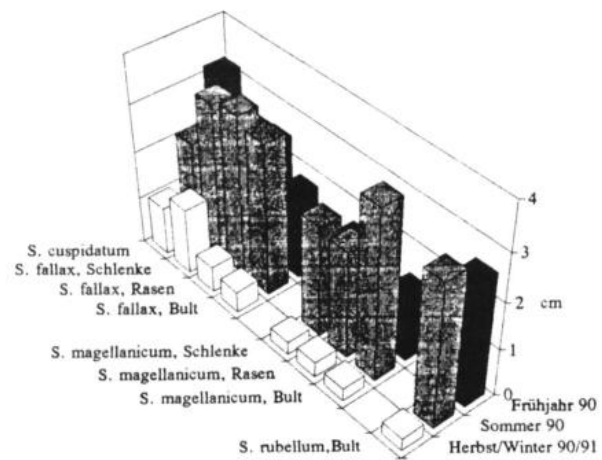


Abb. 35a: Längenwachstum der Sphagnen im *Erico-Sphagnetum magellanici* des Owschlager Moores (Mittelwerte aus U1 und U2) im Jahresverlauf 1989/90

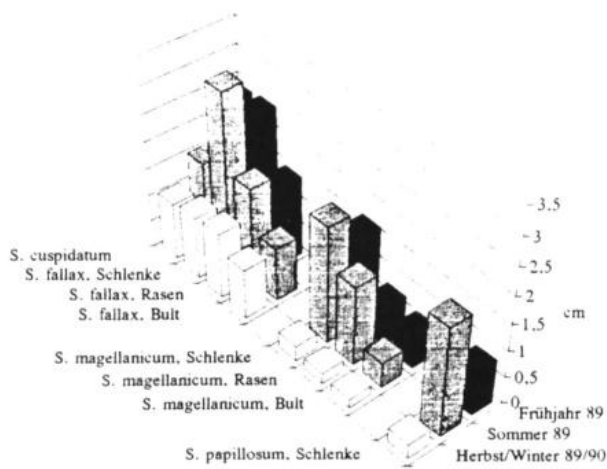


Abb. 35b: Längenwachstum der Sphagnen im *Erico-Sphagnetum magellanici* des Owschlager Moores (Mittelwerte aus U1 und U2) im Jahresverlauf 1990/91

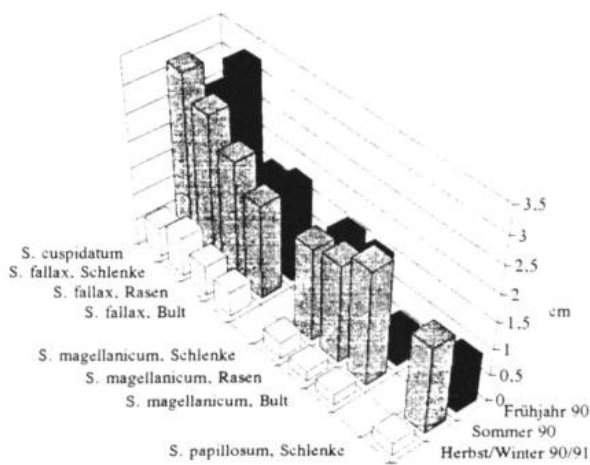


Abb. 36a: Längenwachstum der Sphagnen im *Erico-Sphagnetum magellanici* des Fockbeker Moores im Jahresverlauf 1989/90

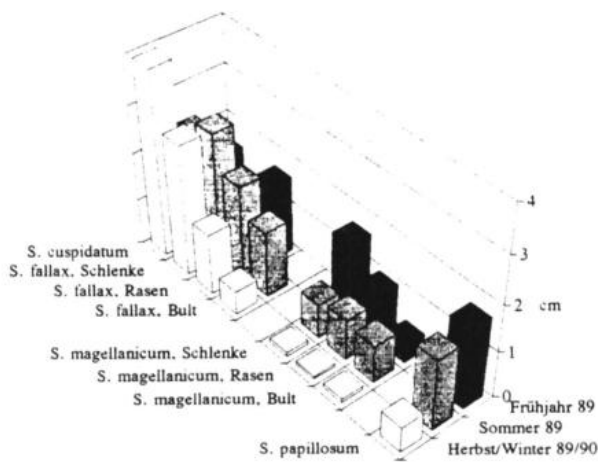


Abb. 36b: Längenwachstum der Sphagnen im *Erico-Sphagnetum magellanici* des Fockbeker Moores im Jahresverlauf 1990/91

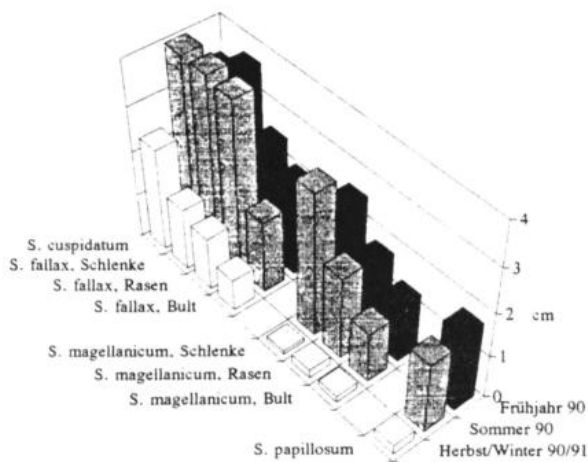


Abb. 37a: Längenwachstum der Sphagnen an Sonderstandorten der Untersuchungsmoore im Jahresverlauf 1989/90

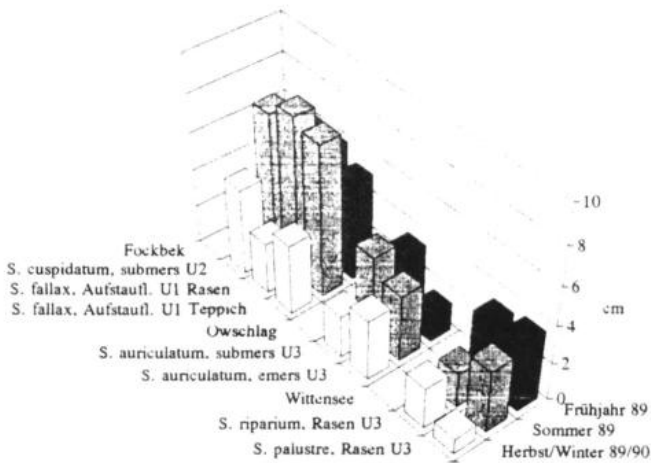
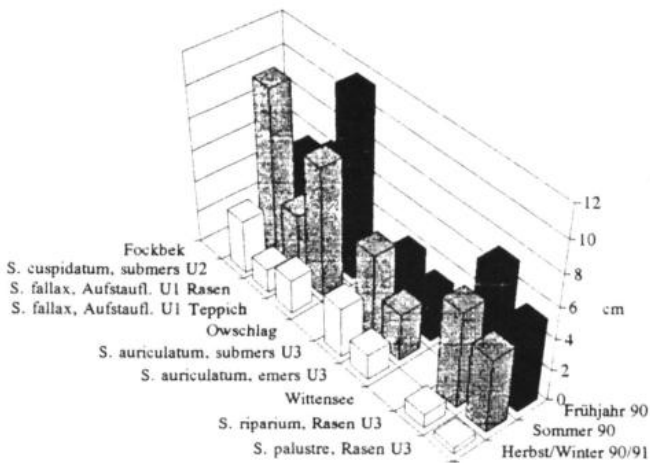


Abb. 37b: Längenwachstum der Sphagnen an Sonderstandorten der Untersuchungsmoore im Jahresverlauf 1990/91



Bei *S. fallax* sind im Vergleich zum Schlenken- und Rasenniveau des Wittenseer Moores signifikant niedrigere Zuwächse im Owschlag Moor und insbesondere auch im Fockbeker Moor festzustellen. Während der mittlere Längenzuwachs von *S. fallax* im Schlenken- und Rasenniveau des Wittenseer Moores bei 3,98 cm bzw. 2,32 cm liegt, fallen diese im Owschlag Moor auf 3,15 bzw. 1,74 und im Fockbeker Moor bis auf 2,7 cm respektive 1,99 cm ab. Ein gleichartiger Gradient zeichnet sich auch in den Massenzuwächsen von *S. fallax* im Schlenken und Rasenniveau ab (Schlenke: Wittensee 67 mg, Owschlag 47 mg, Fockbek 35 mg, Rasen: Wittensee 61 mg, Owschlag 36 mg, Fockbek 29 mg). Auch hier sind die Unterschiede zwischen den Mooren signifikant, im Schlenkenniveau für *S. fallax* allerdings nicht zwischen Owschlag Moor und Fockbeker Moor. Eine signifikante Reduktion des Massenzuwachses im Rasenniveau ist im Fockbeker Moor bereits im Frühjahr zu verzeichnen, obgleich die Längenzuwächse keine entsprechende Minimierung erkennen lassen (Wittensee 48 mg, Owschlag 52 mg, Fockbek 34 mg).

Im Bultniveau sind für *S. fallax* zwar höhere Längenzuwächse im Fockbeker als im Wittenseer oder Owschlag Moor zu verzeichnen; der Massenzuwachs ist jedoch im Wittenseer Moor gewichtiger (Wittensee 27 mg, Owschlag 25 mg, Fockbek 22 mg).

Differenzierter stellen sich die moorspezifischen Unterschiede im Längen- und Massenzuwachstum für *S. magellanicum* dar. Hier sind im Sommer 1989 signifikant höhere mittlere Längenzuwächse (2,12 bzw. 1,47 cm) im Schlenken- und Rasenniveau des Owschlag Moores zu verzeichnen, gefolgt vom Wittenseer Moor (1,8 cm und 1,12 cm). Auffallend niedriger liegen die mittleren Zuwächse im Fockbeker Moor mit 0,74 cm in den Schlenken und 0,88 cm im Rasen. Nahezu gleich sind die Zuwächse im Bultniveau der Untersuchungs-moore.

Bezogen auf die Massenzuwächse ergibt sich für das Schlenkenniveau im Frühjahr und Sommer 1989 ein entsprechender Gradient mit signifikant abnehmenden Massenzuwächsen vom Owschlag Moor zum Fockbeker Moor (Frühjahr: Owschlag 58 mg, Wittensee 46 mg, Fockbek 43 mg, Sommer: Owschlag 44 mg, Wittensee 44 mg, Fockbek 35 mg). Im Rasen- und Bultniveau sind im Frühjahr 1989 lediglich die Unterschiede zum Owschlag Moor noch statistisch gesichert.

Ein im Vergleich zum Wittenseer und Owschlag Moor reduzierter Längen- und Massenzuwachs von *S. cuspidatum* ist im Fockbeker Moor bereits im Frühjahr ausgeprägt. Der Schlenkenbewohner weist im Sommer 1989 ein statistisch gesichertes niedrigeres Längenzuwachstum im Fockbeker und Owschlag Moor auf als im Wittenseer Moor. Dennoch liegen die Massenzuwächse im Owschlag Moor noch über jenen der anderen Moore (Owschlag 48 mg, Wittensee 46 mg, Fockbek 35 mg).

Die im Owschlag Moor angelegten Parallelfächen im *Erico-Sphagnetum magellanici* ergaben sehr gute Übereinstimmungen in den Massenzuwächsen mit tendenziell etwas höheren Werten in der Untersuchungsfläche U1 sowie eine gute bis mäßige Übereinstimmung bei den Längenzuwächsen. Letztere zeigten zum Teil signifikant höhere Zuwächse in der Fläche U2.

5.3.1.2 Zur Jahresperiodizität des Sphagnenwachstums

Die drei Meßperioden der Wachstumsuntersuchungen entsprechen in etwa den Jahreszeiten Frühling (1.4. - 30.6.), Sommer (1.7. - 30.9.) sowie Herbst und Winter (1. 10. - 31.3.). Die Längenzuwächse der jeweiligen Sphagnen pro Meßperiode werden in den Abbildungen 34 bis 37 wiedergegeben.

Im Frühjahr und Sommer 1989 waren im *Erico-Sphagnetum magellanici* sämtlicher Moore

sowie insbesondere auch bei dem *S. riparium* - Bestand des Wittenseer Moores im Vergleich zu den entsprechenden Meßperioden des Folgejahres signifikant niedrigere Wachstumsraten festzustellen. Konträr verhalten sich hingegen die Herbst/Winterquartale. Hier sind in allen Mooren im zweiten Untersuchungsjahr signifikant niedrigere Zuwächse zu verzeichnen.

Die Unterschiede der Längen- und Massenzuwächse zwischen den Frühjahrs- und Sommermeßperioden der jeweiligen Jahre sind unterschiedlich stark ausgeprägt. Während im Wittenseer und im Owschlager Moor im ersten Untersuchungsjahr während der Sommermonate im Vergleich zum Frühjahr ein höheres Wachstum von *S. fallax*, *S. magellanicum* und *S. papillosum* zu beobachten war, war dieses im Fockbeker Moor in der gleichen Periode bei *S. magellanicum* und *S. papillosum* niedriger als im Frühjahr des gleichen Jahres. Auch das quartalspezifische Wachstum von *S. cuspidatum* verhält sich 1989/90 im Fockbeker Moor anders als im Wittenseer und Owschlager Moor. Während in den zuletzt genannten Mooren das stärkste Wachstum bei *S. cuspidatum* im Sommer bzw. im Frühjahr auftrat, stellt sich dieses im Fockbeker Moor erst in der Herbst/Winterperiode ein.

Ein im Vergleich zu den Frühlings- und Sommerquartalen signifikant reduziertes, aber dennoch fortgesetztes Wachstum ist bei allen Spezies während der Herbst- und Wintermonate zu beobachten. Ein generell geringes Wachstum während des Herbst-/Winterquartals kennzeichnet *S. magellanicum* sämtlicher Moore, ein ausgeprägtes Herbst-/Winterwachstum ist hingegen bei den übrigen Schlenkenbewohnern und submersen Spezies zu beobachten. Bei *S. cuspidatum* *emersum des Wittenseer und Owschlager Moores, *S. cuspidatum* *submersum des Fockbeker Moores (U2) sowie bei *S. auriculatum* *emersum und *submersum des Owschlager Moores sinkt das Längenwachstum im ersten Untersuchungsjahr auf nur ca. 50 % des Sommerwachstums ab, in den kühleren Herbst- und Wintermonaten des Folgejahres hingegen bis auf weniger als 25 %. Ähnlich verhält es sich auch bei *S. riparium* und *S. fallax*, bei denen insbesondere in der Herbst-/Winterperiode 1989/90 ein relativ hoher Zuwachs registriert wurde. Ungewöhnlich hoch ist, ähnlich dem *S. cuspidatum* *emersum, der Zuwachs von *S. fallax* in den Schlenken des Fockbeker Moores im Herbst/Winter 1989/90.

Zusammenfassend kann festgestellt werden, daß bei der Mehrzahl der Sphagnen ein Wachstumspeak während des Sommerquartals zu verzeichnen ist. Mit Ausnahme von *S. magellanicum* ist bei zahlreichen Arten, insbesondere den Schlenkenbewohnern, ein beträchtliches Wachstum während der Herbst- und Wintermonate zu beobachten. Abweichungen von diesem Muster werden insbesondere für das Fockbeker Moor im ersten Untersuchungsjahr ermittelt.

5.3.1.3 Die Jahreslängenzuwächse neun verschiedener Sphagnen im Vergleich

Die in den jeweiligen Mooren und bei den jeweiligen Sphagnen unterschiedlich ausgeprägten Wachstumsdepressionen im Frühjahr und Sommer 1989 führen bei der Mehrzahl der Versuchsvarianten im Vergleich zum Folgejahr zu signifikant niedrigeren Jahreslängenzuwächsen im Untersuchungsjaar 1989/90 (vgl. Tab. 34). Die Unterschiede sind bei *S. fallax* und *S. magellanicum* sämtlicher Niveaus des Fockbeker Moores beträchtlich.

Lediglich *S. cuspidatum* des Wittenseer Moores und *S. papillosum* des Owschlager Moores zeigen 1989/90 ein signifikant größeres Wachstum.

Tab. 34: Jahreslängenzuwachs (cm) der Torfmoose. Signifikante Unterschiede (t-Test) zwischen den Untersuchungsjahren wurden mit einem * (p=0.05), ** (p=0.01), *** (p=0.001) gekennzeichnet

	1989/90	±SE	n	1990/91	±SE	n	p
Wittenseer Moor							
<i>S. cuspidatum</i>	8,24	0,28	87	6,32	0,17	138	***
<i>S. fallax</i> , Schlenke	4,78	0,21	90	7,13	0,21	128	
<i>S. fallax</i> , Rasen	5,17	0,14	150	6,46	0,19	125	***
<i>S. fallax</i> , Bult	2,99	0,09	169	5,49	0,18	117	***
<i>S. magellanicum</i> , Schlenke	3,3	0,09	119	4,25	0,07	165	***
<i>S. magellanicum</i> , Rasen	2,14	0,06	157	3,64	0,09	138	***
<i>S. magellanicum</i> , Bult	1,24	0,03	120	5,24	0,15	121	***
<i>S. rubellum</i>	2,6	0,12	82	5,92	0,15	105	***
Owslager Moor (Mittelwerte aus U1 und U2)							
<i>S. cuspidatum</i>	4,99	0,15	112	6,2	0,19	131	***
<i>S. fallax</i> , Schlenke	6,76	0,17	242	6,73	0,13	278	
<i>S. fallax</i> , Rasen	4,42	0,1	240	4,37	0,09	267	
<i>S. fallax</i> , Bult	1,91	0,1	88	4	0,11	148	
<i>S. magellanicum</i> , Schlenke	4,09	0,08	260	3,62	0,07	275	
<i>S. magellanicum</i> , Rasen	2,41	0,05	251	3,55	0,07	272	***
<i>S. magellanicum</i> , Bult	1,23	0,04	129	2,92	0,08	141	***
<i>S. papillosum</i> , Schlenke	3,11	0,06	219	2,77	0,05	152	***
Fockbeker Moor							
<i>S. cuspidatum</i>	7,78	0,25	118	9,64	0,3	111	***
<i>S. fallax</i> , Schlenke	5,5	0,2	87	9,08	0,25	125	
<i>S. fallax</i> , Rasen	4,94	0,14	127	7,6	0,22	144	***
<i>S. fallax</i> , Bult	1,9	0,1	78	4,44	0,12	170	
<i>S. magellanicum</i> , Schlenke	2,47	0,07	133	5,9	0,15	128	***
<i>S. magellanicum</i> , Rasen	1,95	0,05	140	3,83	0,11	126	***
<i>S. magellanicum</i> , Bult	1,26	0,04	148	2,62	0,07	116	***
<i>S. papillosum</i>	3,82	0,12	108	3,59	0,09	156	
Sonderstandorte							
Fockbek							
<i>S. cuspidatum</i> , submers U2	18,41	0,61	99	19,77	0,49	146	
<i>S. fallax</i> , Aufstaufl. U1 Rasen	17,09	0,55	116	11,94	0,35	104	***
<i>S. fallax</i> , Aufstaufl. U1 Teppich	16,92	0,52	111	21,99	0,65	146	***
Owslager							
<i>S. auriculatum</i> , submers U3	10,08	0,45	56	12,52	0,43	86	***
<i>S. auriculatum</i> , emers U3	8,17	0,28	110	7,78	0,24	98	
Wittensee							
<i>S. riparium</i> , Rasen U3	7,41	0,22	156	14,41	0,29	126	***
<i>S. palustre</i> , Rasen U3	7,8	0,2	156	10,41	0,21	141	***
<i>S. fimbriatum</i>	2,2	0,14	3	3,9	0,21	3	***

kursivierte Angaben im Untersuchungsjahr 1989/90 sind exklusive des Frühjahrsquartals

Als Datenbasis für einen artspezifischen Vergleich (Tab. 35) wurde der mittlere Jahreszuwachs der Sphagnen 1989/90 und 1990/91 gewählt (siehe Tab. 34). Die Zuwächse der Sphagnen, die in allen Untersuchungsmooren vorkommen, wurden gemittelt. Für *S. fallax* und *S. magellanicum* wurden dabei jeweils die Daten des Rasenniveaus herangezogen, bei den übrigen Sphagnen die Zuwächse ihrer natürlichen Mikrostandorte.

Die Unterschiede der Jahreszuwächse der Sphagnen sind aufgrund der Verwendung der Jahreszuwächse relativ grob gehalten ($n = 1 - 4$). Da die Varianz der Zuwächse mit zunehmendem Längenwachstum steigt (vgl. Tab. 34), ist die Varianzhomogenität als Voraussetzung der Varianzanalyse nur bedingt gegeben. Da die Varianzanalyse gegenüber Verletzungen ihrer Voraussetzungen relativ robust ist (BORTZ 1985:346f), sind ihre Ergebnisse dennoch verwendbar; auf eine feine Aufgliederung wurde allerdings verzichtet.

Tab. 35: Mittlerer Längenzuwachs (cm) der Sphagnen in den Untersuchungsjahren ($n = 1 - 4$, siehe Text); Spezies mit signifikant unterschiedlichen Zuwächsen (nach einfaktorieller Varianzanalyse mit 'Backward Elimination') werden verschiedenen Gruppen zugeordnet ($p = 0,05$).

Spezies	1989/90	Gruppe	Spezies	1990/91	Gruppe
<i>S. magellanicum</i>	2,1	A	<i>S. papillosum</i>	3,0	A
<i>S. fimbriatum</i>	2,2	A	<i>S. magellanicum</i>	3,6	A
<i>S. rubellum</i>	2,6	A	<i>S. fimbriatum</i>	3,9	A
<i>S. papillosum</i>	3,8	B	<i>S. fallax</i>	5,7	A
<i>S. fallax</i>	4,7	B	<i>S. rubellum</i>	5,9	A
<i>S. cuspidatum</i> *emersum	7,0	C	<i>S. cuspidatum</i> *emersum	7,0	A
<i>S. riparium</i>	7,4	C	<i>S. auriculatum</i> *emersum	7,8	A
<i>S. palustre</i>	7,8	C	<i>S. palustre</i>	10,4	B
<i>S. auriculatum</i> *emersum	8,2	C	<i>S. auriculatum</i> *submersum	12,5	B
<i>S. auriculatum</i> *submersum	10,8	C	<i>S. riparium</i>	14,4	B
<i>S. fallax</i> Aufstaufläche	17,0	D	<i>S. fallax</i> Aufstaufläche	16,9	B
<i>S. cuspidatum</i> *submersum	18,4	D	<i>S. cuspidatum</i> *submersum	19,8	B

Während 1989/90 insgesamt vier Gruppen mit signifikant unterschiedlichem Längenwachstum ermittelt wurden (langsamwüchsig: A, mäßig langsamwüchsig: B, schnellwüchsig: C und sehr schnellwüchsig: D), reduzieren sich diese im Folgejahr auf nur zwei Gruppen mit gleitenden Übergängen zwischen mäßig langsam wachsenden zu sehr schnell wachsenden Sphagnen. Bei der Mehrzahl der Sphagnenspezies kann 1990/91 ein stärkeres Wachstum festgestellt werden. Besonders auffällige Wachstumssteigerungen um ca. 45 % sind bei *S. rubellum* und *S. riparium* zu vermerken.

Die Gruppe der oligotraphenten Cymbifolia - Sphagnen (*S. magellanicum* und *S. papillosum*) ist insgesamt durch niedrige Längenzuwächse gekennzeichnet. Lediglich das mesotraphente *S. palustre* zeigt gute Wüchsigkeit.

Ein ähnlich geringes Längenwachstum weist die Gruppe der Acutifolia auf. Insgesamt deutlich höhere Wuchsleistungen erbringen die Sphagnen der Sektionen Cuspidata und in geringerem Maße auch der Sektion Subsecunda. Das Wachstum von *S. cuspidatum* und *S. fallax* variiert in Abhängigkeit vom Standort: Während *S. cuspidatum* und *S. fallax* im *Erico-Sphagnetum magellanici* der Moore im Schlenkenniveau noch einen annähernd gleichen Zuwachs von 6 - 7 cm erkennen lassen (siehe Tab. 34), ist das Längenwachstum von *S.*

fallax im Rasenniveau (siehe Tab. 33) signifikant niedriger.

Eine deutlich höhere Wüchsigkeit erreichen beide Arten an den Sonderstandorten U1 und U2 des Fockbeker Moores. Hier bildet *S. fallax* (U1) gemeinsam mit *Eriophorum angustifolium* mächtige Schwingdecken in ehemaligen Handtorfstichen, deren Wasserstand über einen Meter angestaut wurde. Innerhalb dieser Schwingdecken wurden in Abhängigkeit von der Nähe zum Wasserstand zwei verschiedene Mikrohabitate unterschieden (Rasen- und Teppichniveau). Im Untersuchungsjahr 1990/91 ist während der Frühjahrs- und Sommermeßperiode im Rasenniveau eine auffällige und statistisch signifikante Reduktion des Längenwachstums um ca. 4 cm zu registrieren, wohingegen das Teppichniveau ein gleichbleibend hohes Längenwachstum aufzeigt (siehe Abb. 37a und 37b).

5.3.1.4 Die Produktivität der Sphagnen im Vergleich

Die Jahresproduktionen der Torfmoose wurden in Tabelle 36 zusammengestellt.

Tab. 36: Produktivität (g/m²J) der Sphagnen im *Erico-Sphagnetum magellanic* und an Sonderstandorten in den Jahren 1989/90 und 1990/91

Wittenseer Moor	1989/90	1990/91
<i>S. fallax</i> , Schlenke	-	342
<i>S. fallax</i> , Rasen	243	304
<i>S. fallax</i> , Bult	137	253
<i>S. magellanicum</i> , Schlenke	185	238
<i>S. magellanicum</i> , Rasen	122	207
<i>S. magellanicum</i> , Bult	77	325
<i>S. cuspidatum</i>	288	221
<i>S. rubellum</i> , Bult	203	462
Owslager Moor		
<i>S. fallax</i> , Schlenke	277	276
<i>S. fallax</i> , Rasen	222	219
<i>S. fallax</i> , Bult	-	156
<i>S. magellanicum</i> , Schlenke	274	243
<i>S. magellanicum</i> , Rasen	137	202
<i>S. magellanicum</i> , Bult	75	178
<i>S. cuspidatum</i>	394	490
<i>S. papillosum</i> , Schlenke	193	172
Fockbeker Moor		
<i>S. fallax</i> , Schlenke	-	463
<i>S. fallax</i> , Rasen	203	312
<i>S. fallax</i> , Bult	-	147
<i>S. magellanicum</i> , Schlenke	161	384
<i>S. magellanicum</i> , Rasen	103	203
<i>S. magellanicum</i> , Bult	73	152
<i>S. cuspidatum</i>	249	308
<i>S. papillosum</i> , Schlenke	229	215
Sonderstandorte		
Wittenseer Moor		
<i>S. riparium</i>	333	648
<i>S. palustre</i>	250	333
<i>S. fimbriatum</i>	95	168
Owslager Moor		
<i>S. auriculatum</i> , emers	343	327
<i>S. auriculatum</i> , submers	171	213
Fockbeker Moor		
<i>S. cuspidatum</i> , submers	313	336
<i>S. fallax</i> , Aufstaufl., Rasen	769	537
<i>S. fallax</i> , Aufstaufl., Teppich	761	990

Bei Einbeziehung der volumetrischen Dichte der Sphagnen am natürlichen Standort verändert sich die anhand des Längenwachstums ermittelte Reihenfolge der Wüchsigkeit. Die in Tabelle 37 dargestellte Gruppierung erfolgt hier, wie bei den Längenzuwächsen beschrieben.

Die auffälligen Unterschiede im Längenwachstum von Cuspidaten und Cymbifolien gleichen sich im flächenbezogenen Zuwachs an. Gleichwohl sind die jährlichen Produktionen von *S. fallax* und *S. cuspidatum* im Vergleich zu *S. magellanicum* oder *S. papillosum* des *Erico-Sphagnetum magellanicum* höher.

Die höchste Produktivität konnte in beiden Jahren bei *S. fallax* in den Aufstauflächen des Fockbeker Moores ermittelt werden.

Auffallend niedrige Produktionen kommen den submersen *S. cuspidatum* und insbesondere auch *S. auriculatum* zu.

Bezogen auf die jeweiligen **Mikrohabitate** der Hochmoorbulten - Gesellschaft ergeben sich für das Jahr 1989/90 annähernd gleiche Produktionen für die in Schlenken konkurrierenden *S. papillosum*, *S. fallax* und *S. cuspidatum*. Letztere ist lediglich im Owschlager Moor durch eine gleichbleibend hohe Produktivität gekennzeichnet. Im feuchten Jahr 1990/91 überragt die Produktivität von *S. fallax* im Wittenseer und Fockbeker Moor jene von *S. cuspidatum* und *S. papillosum*.

Im Rasenniveau wurde 1989/90 und 1990/91 in sämtlichen Mooren eine höhere Produktivität für *S. fallax* als für *S. magellanicum* ermittelt. Annähernd gleichen Stoffzuwachs besitzen die Spezies lediglich im Owschlager Moor.

Im Bultniveau wurde 1989/90 und 1990/91 die höchste Produktivität bei *S. rubellum* registriert, mit deutlichem Abstand gefolgt von *S. magellanicum* und *S. fallax*.

Tab. 37: Produktivität (g/m²J) der Sphagnen in den Untersuchungsjahren (n = 1-4). Sphagnen mit signifikant unterschiedlichen Mittelwerten (nach einfaktorieller Varianzanalyse mit 'Backward Elimination') wurden verschiedenen Gruppen zugeordnet.

Spezies	1989/90	Gruppe	Spezies	1990/91	Gruppe
<i>S. fimbriatum</i>	95	A	<i>S. fimbriatum</i>	168	A
<i>S. magellanicum</i>	125	A	<i>S. papillosum</i>	186	A
<i>S. auriculatum</i> *submersum	171	A	<i>S. magellanicum</i>	203	A
<i>S. rubellum</i>	203	A	<i>S. auriculatum</i> *submersum	213	A
<i>S. papillosum</i>	205	A	<i>S. fallax</i>	263	A
<i>S. fallax</i>	207	A	<i>S. auriculatum</i> *emersum	327	A
<i>S. palustre</i>	250	A	<i>S. palustre</i>	332	A
<i>S. cuspidatum</i> *emersum	313	B	<i>S. cuspidatum</i> *submersum	336	A
<i>S. cuspidatum</i> *submersum	313	B	<i>S. cuspidatum</i> *emersum	340	A
<i>S. riparium</i>	333	B	<i>S. rubellum</i>	462	A
<i>S. auriculatum</i> *emersum	343	B	<i>S. riparium</i>	648	B
<i>S. fallax</i> , Aufstau- fläche	765	C	<i>S. fallax</i> Aufstau- fläche	763	B

Ein Vergleich der Produktivität der Sphagnen im *Erico-Sphagnetum magellanicum* der drei Untersuchungsmoore ergibt folgendes Bild (siehe Abb. 38a und 38b):

Im Meßjahr 1989/90 wurde für *S. fallax* im Rasenniveau die höchste Produktivität im Wittenseer Moor (243 g/m²J) errechnet, gefolgt vom Owschlager Moor (222 g/m²J) und Fockbeker Moor (203 g/m²J).

Abb. 38a: Vergleich der Produktivität ($\text{g/m}^2\text{J}$) der Sphagnen im *Erico-Sphagnetum magellanici* der Untersuchungsmoore im Meßjahr 1989/90

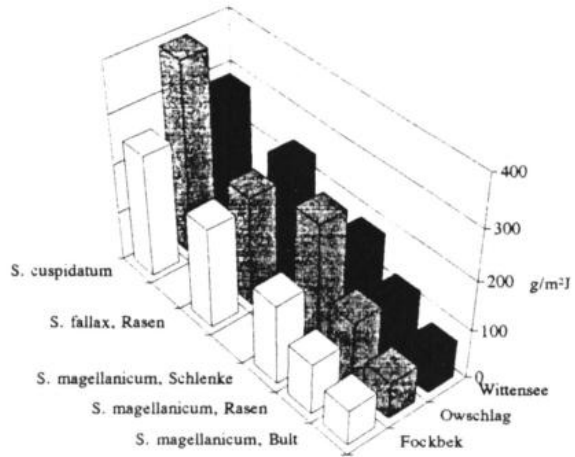
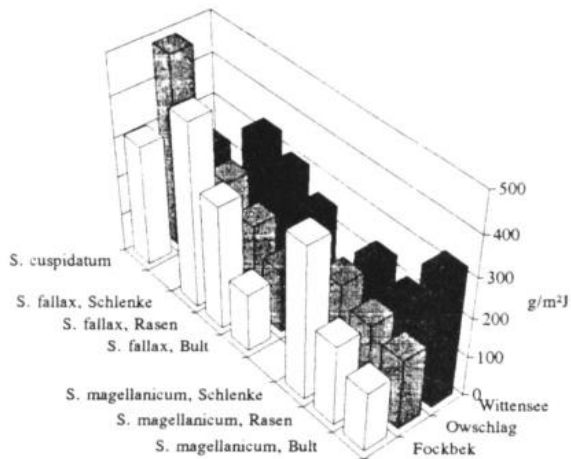


Abb. 38b: Vergleich der Produktivität ($\text{g/m}^2\text{J}$) der Sphagnen im *Erico-Sphagnetum magellanici* der Untersuchungsmoore im Meßjahr 1990/91



Für *S. magellanicum* hingegen wurden im Schlenken- und Rasenniveau deutlich höhere Produktivitäten im Owschlag (274 und 137 g/m²J) als im Wittenseer Moor (185 und 122 g/m²J) festgestellt. Ein geringeres flächenbezogenes Wachstum wurde in den entsprechenden Niveaus des Fockbeker Moores ermittelt (161 und 103 g/m²J).

Eine ähnliche Abfolge ist auch bei *S. cuspidatum* zu erkennen: hohe Produktivitäten im Owschlag (394 g/m²J), deutlich niedrigere im Wittenseer Moor (288 g/m²J) und Fockbeker Moor (249 g/m²J).

Die Produktivität von *S. magellanicum* im Bultniveau ist dagegen 1989/90 in allen drei Mooren nahezu gleich.

Das Folgejahr 1990/91 bringt bei der Mehrzahl der Sphagnum des Wittenseer und Fockbeker Moores höhere Produktivitäten. Die größten Produktionssteigerungen von mehr als 50 % sind bei *S. magellanicum* in allen Mikrohabitaten des Fockbeker Moores festzustellen.

Dem Vorjahr in etwa entsprechende Produktionen sind für *S. fallax* und *S. magellanicum* im Owschlag Moor zu beobachten.

Der flächenbezogene Zuwachs der Mikrohabitats im *Erico-Sphagnetum magellanicum* sämtlicher Untersuchungs Moore wurde in Tabelle 38a zusammengestellt. Für das Schlenkenniveau wurden die Produktivitäten von *S. fallax*, *S. magellanicum*, *S. cuspidatum* und *S. papillosum* berücksichtigt, im Rasen - und Bultniveau lediglich von *S. fallax* und *S. magellanicum*. Bei Einbeziehung von *S. rubellum* in das Bultniveau erhöht sich die Produktivität der Bulte 1989/90 auf 113 g/m²J und im Untersuchungsjahr 1990/91 auf 239 g/m²J. Die habitatspezifischen Produktionsunterschiede sind 1989/90 zwischen allen Niveaus signifikant, im Folgejahr hingegen lediglich die Unterschiede zum Schlenkenniveau.

Tab. 38a: Produktivitäten der Mikrohabitats im *Erico-Sphagnetum magellanicum* sämtlicher Moore. Signifikant unterschiedliche Mittelwerte (nach einfaktorieller Varianzanalyse mit 'Backward Elimination') wurden verschiedenen Gruppen zugeordnet (p = 0.05, n = 4 - 11).

Habitat	1989/90 g/m ² J	Gruppe	1990/91 g/m ² J	Gruppe
Schlenke	250	A	305	A
Rasen	172	B	241	B
Bult	91	C	201	B

Eine Zusammenstellung der Produktivitäten sämtlicher untersuchter Standorte in Abhängigkeit von den Mikrohabitats ist der Tabelle 38b zu entnehmen. Aufgrund der hohen art-spezifischen Varianz der flächenbezogenen Zuwächse sind die Unterschiede der Mittelwerte nur im ersten Jahr signifikant.

Tab. 38b Produktivitäten der Mikrohabitate sämtlicher untersuchter Standorte. Signifikant unterschiedliche Mittelwerte (nach einfaktorieller Varianzanalyse mit 'Backward Elimination') wurden verschiedenen Gruppen zugeordnet (n = 2 - 13, p = 0.05).

Habitat	1989/90 g/m ² J	Gruppe	1990/91 g/m ² J	Gruppe
Schlenke	305	A	359	A
Rasen	265	A	329	A
submers	242	A	275	A
Bult	110	B	230	A

5.3.1.5 Die Modellierung des Wachstums aus den gemessenen Parametern

In einem Rechenansatz unter Einbeziehung der Nährstoffgehalte zeigte sich, daß das Längenwachstum von *S. fallax* durch hohe Ammoniumkonzentrationen gefördert wird. *S. magellanicum* wurde schwächer stimuliert. Der Parameter trug allerdings nicht signifikant zur Passung des Modells bei und wurde aufgrund dessen vom Rechenprogramm eliminiert.

Da die Modellierung unter Einbeziehung der Nährgehalte auf einer kleinen Datenbasis der Regressoren beruht, sind Fehlinterpretationen nicht auszuschließen. Infolgedessen werden hier lediglich die Rechenmodelle aus den Parametern Temperatur, Wasserstand, pH - Werte und Leitfähigkeiten vorgestellt, die über zwei Jahre stündlich, bzw. vierzehntägig erhoben wurden.

Dieser vereinfachte Ansatz reichte bereits aus, um 83 % der Varianz der Massenzuwächse und 60,5 % der Varianz bei den Längenzuwächsen zu erklären. Die Reliabilität des Modells war damit nur um 1 % schlechter als bei der Berücksichtigung der Ionenkonzentrationen.

Für den Längenzuwachs wurden folgende Gleichungen ermittelt:

$$LW_{fall} = 0,3378 \text{ Wass} - 0,1709 \text{ pH} - 0,1901 \text{ Leit} + 0,0186 \text{ Tmax}_o + 0,02533 \text{ Tmin}_i - 0,01667 \text{ Tmax}_i$$

$$LW_{mag} = 0,0745 \text{ Wass} + 0,0558 \text{ pH} + 0,1311 \text{ Leit} + 0,0123 \text{ Tmax}_o - 0,0018 \text{ Tmin}_i + 0,0213 \text{ Tmin}_o$$

Bei 5022 Freiheitsgraden wurde eine multiple Bestimmtheit (r^2) von 0,605 erreicht. Sämtliche in den Gleichungen enthaltenen Regressoren sind signifikant.

Der unkorrigierte Trockenmassenzuwachs des Torfmoosindividuums (vgl. S. 152) ergibt sich aus:

$$TM_{\text{fall}} = 3,953 \text{ Wass} + 1,643 \text{ pH} - 3,525 \text{ Leit} + 0,111 \text{ Tmax}_0 + 0,052 \text{ Tmin}_0 - 0,0846 \text{ Tmin}_t + 0,092 \text{ Tmax}_t$$

$$TM_{\text{mag}} = 3,953 \text{ Wass} + 1,643 \text{ pH} + 6,701 \text{ Leit} + 0,111 \text{ Tmax}_0 + 0,052 \text{ Tmin}_0 - 0,0846 \text{ Tmin}_t - 0,0292 \text{ Tmax}_t$$

Die multiple Bestimmtheit (r^2) der Schätzung beträgt 0,830.

Die Summen der Temperaturmaxima und -minima lassen sich zu mittleren Temperatursummen ($= \text{Tmin} + \text{Tmax}$ geteilt durch 2) an der Mooroberfläche bzw. in 5 cm Tiefe umrechnen. Dazu werden die Regressionskoeffizienten entsprechend ihren Vorzeichen verrechnet.

In den Gleichungen sind:

- LW_{fall} bzw. LW_{mag}: Längenzuwachs von *S. fallax* bzw. *S. magellanicum* (cm);
 TM_{fall} bzw. TM_{mag}: unkorrigierter Trockenmassenzuwachs eines *S. fallax*- bzw. *S. magellanicum*-Torfmooses (mg TM / Pflanze);
 Wass: der mittlere Wasserstand pro Meßperiode (Dezimeter unter Flur), z.B. '-0,1'¹²;
 pH: der mittlere pH - Wert pro Meßperiode, z.B. '4,0';
 Leit: die mittlere unkorrigierte Leitfähigkeit pro Meßperiode, geteilt durch 100, z.B. '0,8';
 Tmax₀: Summe der Temperaturmaxima (° C) in der Meßperiode, geteilt durch 10, z.B. '230';
 Tmin₀: Summe der Temperaturminima (° C) in der Meßperiode, geteilt durch 10, z.B. '10';
 Tmax_t: Summe der Temperaturmaxima (° C) 5 cm unter Flur, geteilt durch 10, z.B. '130';
 Tmin_t: Summe der Temperaturminima (° C) 5 cm unter Flur, geteilt durch 10, z.B. '70';

Die artspezifischen Unterschiede in den Gleichungen zur Modellierung des **Längenwachstums** lassen sich folgendermaßen zusammenfassen: Das Extensionswachstum von *S. fallax* variiert im stärkeren Maße als jenes von *S. magellanicum* in Abhängigkeit von der Höhe des Wasserstandes. Ferner wirken sich höhere pH - Werte und Leitfähigkeiten auf das Wachstum von *S. fallax* negativ aus, auf das Wachstum von *S. magellanicum* hingegen positiv. Die Höhe der maximalen Temperatursummen wirkt bei *S. fallax* in einem stärkeren Maße fördernd als bei *S. magellanicum*.

Eine Stimulation des Wachstums von *S. magellanicum* durch höhere Leitfähigkeiten zeigt sich insbesondere auch bei der Schätzung des unkorrigierten **Massenzuwachses**. Die Höhe des Wasserstandes, der pH - Wert und die Summe der Temperaturmaxima an der Mooroberfläche wirken sich bei beiden Arten gleichermaßen fördernd aus.

In nachfolgenden Vereinfachungsschritten beider Rechenansätze, der Schätzung des Längen-

¹² Die Beispielwerte stammen aus der ersten Meßperiode 1989 (1. April - 1. Juli). Es errechnet sich bei Einsetzen in die Gleichungen ein Längenzuwachs von 3,02 cm für *S. fallax*, bzw. 3,25 cm für *S. magellanicum*. Dabei ist ein hoher Fehler von ca. 40 % einzubeziehen. Für die Massenzuwächse ergeben sich 35 mg/TM für *S. fallax* und 28 mg/TM für *S. magellanicum*.

und des Massenzuwachses, wurden die pH - Werte, die Leitfähigkeiten, der Wasserstand sowie die Temperatursummen in der Reihenfolge abnehmender Signifikanzen schrittweise eliminiert. Die Summe der maximalen Temperaturen an der Mooroberfläche als alleiniger Regressor vermochte noch 43 % der Variation des Längenzuwachses zu erklären und sogar 80 % der Variation des Massenzuwachses.

Die Leitfähigkeit als Ausdruck des Nährstoffangebotes zeigte ihre Bedeutung insbesondere als Regressor für die Höhe des Massenzuwachses von *S. magellanicum*. Der Parameter wurde erst im Anschluß an die Elimination des Regressors 'Wasserstand' aus der Gleichung genommen. Als nicht unwichtig für die Schätzung der Zuwächse erwies sich zudem die Summe der maximalen Temperatursummen im Torf. Diese repräsentiert möglicherweise die Dauer einer Erwärmungsphase.

Zusammenfassend ergibt sich folgendes Bild: Die Summe der maximalen Oberflächentemperaturen erweist sich als der entscheidend einflußnehmende Parameter auf die Höhe der Zuwächse, gefolgt vom Wasserstand oder den Leitfähigkeiten. Der pH - Wert sowie die anderen Temperaturvariablen, ausgenommen der Summe der maximalen Temperaturen im Torf, sind weniger geeignete Regressoren zur Modellierung des Wachstums.

5.3.2 Methodendiskussion

Die von CLYMO (1970) entwickelte 'capitulum correction'- Methode gehört zu den anerkannten Meßmethoden für Untersuchungen zum Wachstum von Torfmoosen.

Bei ihrer Anwendung können gleichzeitig Längen- und Massenzuwachs festgestellt werden, wobei der Massenzuwachs des Torfmooses mittels einer linearen Regression um das Gewicht des ursprünglichen Köpfchens korrigiert werden kann.

Diese in der Theorie überzeugende Methode zeigte in der Praxis einige Unwägbarkeiten, die die Verfasserin zu einer Abwandlung bewogen. Es zeigte sich, daß die vorausgesetzte Beziehung des Köpfchengewichts zu dem Gewicht der darauf folgenden 3 cm Stengelabschnitte nicht bei allen Arten gleich eng ausfällt. So konnten bei *S. magellanicum*, *S. papillosum*, *S. palustre*, *S. cuspidatum* und *S. rubellum* trotz Elimination von Extremwerten nur niedrige Regressionskoeffizienten ermittelt werden (siehe Tab. 39).

Tab. 39: Regressionskoeffizienten der linearen Beziehung Köpfchengewicht als Funktion der 3cm Stengelabschnitte unterhalb des Köpfchens

	Frühjahr 1989	Sommer 1990	Herbst 1990
Wittensee	r^2	r^2	r^2
<i>S. cuspidatum</i> , Schlenke	0,52	0,73	0,69
<i>S. fallax</i> , Schlenke	0,74	0,66	0,50
<i>S. fallax</i> , Rasen	0,82	0,60	0,64
<i>S. fallax</i> , Bult	0,78	0,78	0,82
<i>S. magellanicum</i> , Schlenke	0,42	0,49	0,60
<i>S. magellanicum</i> , Rasen	0,20	0,46	0,69
<i>S. magellanicum</i> , Bult	0,51	0,68	0,71
<i>S. riparium</i> , Rasen	0,76	0,85	0,78
<i>S. palustre</i> , Rasen	0,36	0,78	0,76
<i>S. rubellum</i> , Bult	0,65	0,42	0,35
Öwtschlag			
<i>S. cuspidatum</i> , Schlenke	0,85	0,64	0,68
<i>S. fallax</i> , Schlenke	0,65	0,76	-
<i>S. fallax</i> , Rasen	0,54	0,55	0,75
<i>S. fallax</i> , Bult	-	0,73	0,82
<i>S. magellanicum</i> , Schlenke	0,54	0,39	0,57
<i>S. magellanicum</i> , Rasen	0,41	0,51	0,72
<i>S. magellanicum</i> , Bult	0,41	0,61	0,71
<i>S. papillosum</i> , Schlenke	-	0,45	0,36
<i>S. auriculatum</i> , emers	0,12	0,41	-
<i>S. auriculatum</i> , submers	-	0,60	-
Fockbek			
<i>S. cuspidatum</i> , Schlenke	0,54	0,46	0,66
<i>S. fallax</i> , Schlenke	0,75	0,74	0,70
<i>S. fallax</i> , Rasen	0,65	0,80	0,66
<i>S. fallax</i> , Bult	0,79	0,83	0,74
<i>S. magellanicum</i> , Schlenke	0,22	0,79	0,50
<i>S. magellanicum</i> , Rasen	0,52	0,71	0,65
<i>S. magellanicum</i> , Bult	0,53	0,56	0,62
<i>S. papillosum</i> , Schlenke	0,42	0,73	0,47
<i>S. cuspidatum</i> , Schlenke, U2	0,52	0,60	0,52
<i>S. fallax</i> , Rasen U1	0,74	0,73	0,66

Eine hohe Reliabilität des linearen Modells konnte lediglich bei *S. fallax* und *S. riparium* gefunden werden. Zu ähnlichen Feststellungen gelangen auch WIEDER & LANG (1983:282) und LÜTKE TWENHÖVEN (1992:16f).

Die qualitativ zum Teil ungenügenden Schätzungen des ursprünglichen Köpfchengewichts wurden in der vorliegenden Arbeit noch aus einem weiteren Grund in ihrer Validität eingeschränkt: Das Verhältnis der Gewichte von Köpfchen und Stengel unterliegt einem starken

zeitabhängigen Wandel (vgl. CLYMO 1970). Die Eichgeraden wurden aus arbeitstechnischen Gründen aber nur für drei Meßperioden bestimmt¹³. Da das Klima und insbesondere die Hydrologie der Kleinstandorte in beiden Untersuchungsjahren jedoch sehr unterschiedlich ausfielen, ist eine Übertragbarkeit der Eichgeraden nur bedingt gewährleistet. So ist beispielsweise davon auszugehen, daß die Ende Juni 1989 gesammelten *S. magellanicum* - Pflanzen ein quantitativ anderes Verhältnis von Köpfchen und 3 cm - Stengel aufweisen als die Ende März 1989 oder im Juni 1990 gesammelten Pflanzen. Eine Schätzung des Köpfchens würde das tatsächliche Köpfchengewicht weit unterschreiten, da mit zunehmend niedrigen Wasserständen das Extensionswachstum eingeschränkt wird (vgl. CLYMO 1970, CLYMO 1973, HAYWARD & CLYMO 1983).

Aus den genannten Gründen wurden für die statistischen Auswertungen das Längenwachstum und die unkorrigierten Massenzuwächse ($g\ TM / \text{Pflanze}$, ohne Subtraktion des ursprünglichen Köpfchengewichts) herangezogen.

Der Schwerpunkt der Datendarstellung wurde auf das Längenwachstum der Sphagnen gelegt. Diesem Parameter wird als Ausdruck der interspezifischen Konkurrenz durch simples 'Überwachsen' der Sphagnen eine besondere Bedeutung beigemessen.

Die Produktivität der Sphagnen wurde im Sinne einer Gleichbehandlung der Spezies aus ihren Längenzuwächsen und der volumetrischen Dichte von 1 cm - Stengelabschnitten (incl. Blättern) errechnet (siehe Tab. 40), die individuell für jedes Mikrohabitat ermittelt wurden. Dadurch wird der bei der 'capitulum correction method' einzusetzende Parameter 'Pflanzen/dm²' umgangen, der eine ausgesprochen hohe Streuung aufweist (vgl. CLYMO 1970:38ff, WIEDER & LANG 1983:14), und die am Standort angetroffene Variabilität unterschiedlich kräftiger Torfmoosindividuen bleibt berücksichtigt (vgl. LÜTKE TWENHÖVEN 1992:16ff). Die so ermittelten flächenbezogenen Zuwächse wurden damit auf die gleiche Weise erhoben, wie in der 'cranked wire' - Methode von CLYMO (1970) beschrieben, und sind mit etwa 95 % aller in der Literatur wiedergegebenen Produktionsdaten (siehe Tab. 41a und 41b) direkt vergleichbar.

Die Berechnung der Produktion beruht auf der engen Korrelation von Längen- und Massenzuwachs, kann allerdings durch Etiolierungswachstum infolge Beschattung oder fluktuierenden Wasserstandserhöhung eine Verfälschung erfahren. Nach HAYWARD & CLYMO 1983:845ff) und CLYMO (1973:855) tritt diese Form des Wachstums durch Wassereinschlagerung insbesondere bei *S. recurvum* und *S. rubellum* auf; bei *S. papillosum* wurde es nicht beobachtet. In der Tat konnte bei dem Vergleich der Zuwächse von *S. magellanicum*, *S. fallax* und *S. cuspidatum* in den drei Untersuchungsmooren wiederholt ein Abweichen von Längen- und Massenzuwächsen beobachtet werden (vgl. Kap. 5.3.1). So ließen sich Vitalitätseinbußen im Fockbeker Moor an den Massenzuwächsen bereits im Frühjahr erkennen, wohingegen das Längenwachstum in der Regel erst im Sommerquartal eine Beeinflussung widerspiegelt. Offenbar reagiert das Längenwachstum viel plastischer auf kurzfristige Veränderungen der Umweltfaktoren, wie z. B. auf Regenereignisse, als der Massenzuwachs. Die ermittelten Produktivitätsdifferenzen zwischen den Mooren, die auf der Messung des Längenwachstums beruhen, stellen somit Mindestdifferenzen dar und liegen unter den tatsächlichen Produktivitätsunterschieden.

¹³ Das Erstellen der Eichgeraden pro Meßperiode erforderte das Schneiden, Wiegen und Trocknen von ca. 3000 entasteten Stengeln und Köpfchen und ist somit mit einem beträchtlichen Arbeitsaufwand verbunden.

Tab. 40: Anzahl und volumetrische Dichte der Torfmoose pro dm²

Wittenseer Moor			Anzahl der Pflanzen/ dm ² ± SE	volumetrische Dichte (g/dm ³ pro cm Pflanze) ± S.E.
S. fallax	U1	Schlenke	135 ± 11	0,48 ± 0,08
		Rasen	126 ± 6	0,26 ± 0,00
		Bult	148 ± 7	0,46
S. magellanicum	U1	Schlenke	90 ± 2	0,56 ± 0,00
		Rasen	128 ± 12	0,57 ± 0,09
		Bult	111 ± 5	0,62 ± 0,06
S. cuspidatum	U1	Schlenke	210 ± 6	0,35 ± 0,02
S. palustre	U3	Rasen	108 ± 6	0,32 ± 0,04
S. fimbriatum	U3	Bult	220 ± 7	0,43 ± 0,17
S. riparium	U3	Rasen	101 ± 14	0,45 ± 0,05
S. rubellum	U2	Bult	350 ± 52	0,78 ± 0,08
Owslager Moor				
S. fallax	U1 + U2	Schlenke	131 ± 18	0,41 ± 0,04
		Rasen	134 ± 13	0,5 ± 0,07
		Bult	109 ± 12	0,39 ± 0,02
S. magellanicum	U1 + U2	Schlenke	82 ± 14	0,67 ± 0,02
		Rasen	107 ± 15	0,57 ± 0,05
		Bult	87 ± 3	0,61 ± 0,06
S. auriculatum	U3	submers	28 ± 21	0,17 ± 0,08
		emers	90 ± 7	0,42 ± 0,03
S. papillosum	U1 + U2	Schlenke	89 ± 14	0,62 ± 0,07
S. cuspidatum	U1	Schlenke	238 ± 11	0,79 ± 0,15
Fockbeker Moor				
S. fallax	U3	Schlenke	138 ± 21	0,51 ± 0,04
		Rasen	140 ± 7	0,41 ± 0,03
		Bult	100 ± 4	0,33 ± 0,02
S. fallax	U1	Rasen	146 ± 13	0,45 ± 0,03
S. magellanicum	U3	Schlenke	117 ± 14	0,65 ± 0,01
		Rasen	127 ± 7	0,53 ± 0,05
		Bult	130 ± 8	0,58 ± 0,05
S. papillosum	U3	Schlenke	90 ± 6	0,60 ± 0,03
S. cuspidatum	U2	submers	51 ± 14	0,17 ± 0,03
	U3	emers	142 ± 20	0,32 ± 0,05

5.3.3 Diskussion der Ergebnisse

Vergleich der Wachstumsmessungen mit Literaturangaben

Untersuchungen zum Wachstum von Torfmoosen liegen hauptsächlich aus Skandinavien, Großbritannien und in etwas geringerer Anzahl auch aus Kanada und den Vereinigten Staaten vor. Die hieraus entnommenen Angaben zum vertikalen und flächenbezogenen Wachstum vergleichbarer oder den eigenen Untersuchungen entsprechender Sippen wurden in Tabelle 41a und Tabelle 41b zusammengetragen.

Wachstumsdaten von Sphagnen in schleswig-holsteinischen Mooren werden von OVERBECK & HAPPACH (1957), WANDTNER (1981) und LÜTKE TWENHÖVEN (1992) angegeben. Die Daten wurden in Torfstichen erhoben, sind also wie die eigenen Untersuchungen reprä-

sentativ für sekundäre Moorstandorte.

Die Produktionsangaben von OVERBECK & HAPPACH (1957) und WANDTNER (1981) stimmen mit den eigenen Daten gut überein, jene von LÜTKE TWENHÖVEN (1992) liegen etwas höher. Die wesentlichen Ursachen liegen in differierenden Methoden, in Witterungsunterschieden und abweichenden kleinstandörtlichen Bedingungen.

Methodisch direkt mit den eigenen Daten vergleichbar sind jene von OVERBECK & HAPPACH und WANDTNER. Dennoch liegen die Längenzuwächse und Produktionen von OVERBECK & HAPPACH (1957) für *S. recurvum* und *S. riparium* etwas höher. Wahrscheinlich wurden ihre Messungen an Initialstadien der Torfstichsukzession durchgeführt (z.B. *Eriophorum angustifolium* - Gesellschaft). Der Wuchsort von *S. riparium* im Wittenseer Moor kann bereits als hydrologisches Grenzhabitat angesehen werden.

Beiden Spezies (OVERBECK & HAPPACH 1957, LUKEN & BILLINGS 1983, LINDHOLM & VASANDER 1990, PEDERSEN 1975, WIEDER & LANG 1983, GRIGAL 1985) werden im Einklang mit den eigenen Befunden Spitzenproduktivitäten zugesprochen. Selbst in der nordschwedischen Tundra erreicht *S. riparium* im Hochsommer noch Zuwächse von ca. 1 cm/Woche (SONESSON et al. 1980), die mit einer theoretischen Produktivität von 2500 g/m²J korrespondiert (CLYMO & HAYWARD 1983:276). Vergleichbar hohe Produktivitäten werden in Skandinavien und Nordamerika lediglich noch von *S. lindbergii* erreicht, das auf ähnlichen Standorten siedelt (SONESSON & JOHANSSON 1973, BARTSCH & MOORE 1985).

Die an *S. cuspidatum*, *S. magellanicum*, *S. papillosum* und *S. rubellum* erhobenen Zuwächse lassen sich gut in einen Ozeanitätsgradienten einordnen mit zunehmendem Wachstum der Sphagnum in Nord - Süd und Ost - West Richtung (PAKARINEN 1978a, WIEDER & LANG 1983). Daneben sind jedoch methodische Unterschiede zu berücksichtigen, die eine Variation der Zuwächse von bis zu 100 % hervorrufen können (vgl. CLYMO 1970:42) sowie eine Beprobung unterschiedlicher Mikrohabitate und Moorökosysteme.

Die Bedeutung individueller Habitateigenschaften für die Produktivität einer Art wird bei den eigenen Ergebnissen insbesondere an *S. fallax* kenntlich, dessen Produktivität in Abhängigkeit von der untersuchten Pflanzengesellschaft um 100 % schwankt (siehe Tab. 36).

Produktionsdaten für *S. palustre*, *S. fimbriatum* und *S. auriculatum* fehlen in der Literatur. GERLACH (1983) stellte an *S. palustre* an unterschiedlichen Meßstationen im Nord - Schwarzwald ein Längenwachstum von maximal 2,2 cm im Zeitraum Juni - November fest. HULME & BLYTH (1982) geben für *S. auriculatum* ein jährliches Längenwachstum von ca. 3,8 cm in Kolken des Silver Flow - Moorkomplexes (Großbritannien) an.

Die Wirkung der abiotischen Standortfaktoren

Das Wachstum der Sphagnum in Hochmoorökosystemen hängt von einer Vielzahl miteinander interagierender Standortfaktoren ab. Als solche sind im wesentlichen die Hydrologie (z.B. CLYMO 1973, HAYWARD & CLYMO 1983), die Trophie (z.B. CLYMO 1973, SONESSON et al. 1980), klimatische Parameter (Temperatur, Sonneneinstrahlung, z.B. CLYMO 1970, ILOMETS 1982) und eine genetisch fixierte Disposition (z.B. LUKEN 1985) zu nennen. Die Relevanz dieser Faktoren kommt in den varianzanalytisch als signifikant getesteten Klassifikationen 'Spezies', 'Niveau', 'Moor' und 'Meßperiode' sowie in dem Wachstumsmodell zum Ausdruck.

), 41a: Jährliches Längenwachstum (cm/J) und Produktion (g/m²J) verschiedener Sphagnen im Literaturvergleich

Arten	Autor	Untersuchungsort	Niveau	Methode	Längenwachstum cm/J	Produktion g/m²J
S. recurvum	Clymo & Reddaway 1971	N.- England	Schlenke	capitulum correction	1,23	ca. 420
		Moor House	Rasen		0,34	ca. 300
		Deckenmoor	Bult		0,28	ca. 130
	Overbeck & Happach 1957	Nordeutschland	Schlenke	Zelluloidzylinder	11,6	490 - 670
		Kaltenhofer Moor				
S. fallax	Wieder & Lang 1983	W.-Virginia, USA	Teppich	capitulum correction	ca. 7,0	610
		Big Run Bog				
	Pedersen 1975	S.- Norwegen	Rasen	Zelluloidzylinder	14,72	501
	Brock & Bregman 1989	nährstoffarmes Niedermoor				
		Niederlande	-	Gesamtgw. - durchschn. Startgewicht	16,3 - 32,1	977 - 985
Lütke Twenhöven 1992		Birkenbruch	Schlenke	capitulum correction	5,5	587 - 818 *
	Norddeutschland	Rasen	(abgewandelt)		410 *	
		Torfstich, Hochmoor	Bult			221 - 509 *
S. angustifolium	Ilomets 1982	Estland	Schlenke	Färbung	2,4	260
		Nigula bog			0,9 - 3,6	110 - 260
		Männikjärve bog				
	Luken & Billings 1983	Alaska	Schlenke	cranked wire	2,23	17,4 - 65,2
		bewaldete & unbewaldete Hochmoore				
	Grigal 1985	Minnesota	Schlenke	cranked wire Band	13,1(±13)	520
		kl. Moränenhochmoor			9,1 (±14)	370
	Bartsch & Moore 1985	gr. Plateauhochmoor				
		Kanada, Québec		cranked wire		
	Moore 1989a	nährstoffreiches Niedermoor	Bult		1,12 ± 0,42	72,8 ± 30,6
Übergangsmoor		Rasen		0,4 ± 0,34	19,2 ± 6,5	
Kanada, Québec		Schlenke	cranked wire	0,4 - 1,7	29 - 127	
Rochefort et al. 1990	nährstoffarmes Niedermoor					
	Kanada, Ontario	Schlenke	cranked wire	0,2 - 0,39	97 - 198	
	Niedermoor					
Lindholm & Vasander 1990	S.-Finnland	Schlenke	Drahtnetz	0,2 - 0,4	150 - 340	
	Moorkomplex					
S. flexuosum	Pedersen 1975	S.- Norwegen	Rasen	Zelluloidzylinder	6,34 - 7,31	303 - 354
S. pulchrum	Overbeck & Happach 1957	nährstoffarmes Niedermoor				
		Nordeutschland	Bult	Zelluloidzylinder	3,5	252 - 347
S. nageellanicum	Chapman 1965	Kaltenhofer Moor				
		N.- England	-	Längenw. x Dichte	1,0 - 1,8	50 - 100
	Pedersen 1975	S.- Norwegen	Rasen	Zelluloidzylinder	0,95	70
		nährstoffarmes Niedermoor				
	Damman 1978	S. - Schweden	-	cranked wire	0,8	105
		Hochmoor				
	Aaby & Jacobsen 1979	Dänemark	Bult	innate markers	2,03	654
		Draved Mose				
	Wandtner 1981	Norddeutschland	Bult	cranked wire		
		Salemer Moor			2,6 - 4	176 - 285
Tetenhusener Moor				2,0 - 4,3	264 - 367	
Ilomets 1982	Satrupholmer Moor			3,5 - 5,4	199 - 246	
	Estland	Schlenke	Färbung	1,8	243	
	Nigula bog			1,2 - 2,9	150 - 410	
Luken & Billings 1983	Männikjärve bog					
	Alaska	Bult	cranked wire	0,56 - 0,81	7,9 - 16,1	
	bewaldete & unbewaldete Hochmoore					

Tab. 41b: Jährliches Längenwachstum (cm/J) und Produktion (g/m²/J) verschiedener Sphagnum im Literaturvergleich

Spezies	Autor	Untersuchungsort	Niveau	Methode	Längenwachstum cm/J	Produktion g/m ² /J
<i>S. magellanicum</i>	Wieder & Lang 1983	W-Virginia, USA Big Run Bog	Teppich	capitulum correction	ca. 5,9	540
	Grigal 1985	Minnesota kl. Moränenhochmoor gr. Plateauhochmoor	Bult	cranked wire	3,9 (±4%) 3,6	320 300
	Wallen et al. 1988	S. - Schweden Hochmoor	Rasen	cranked wire	1,4 - 2,2	50 - 70
	Rocheft et al. 1990	Kanada, Ontario Niedermoer		cranked wire	0,11 - 0,34	52 - 240
	Lindholm & Vasander 1990	S.-Finnland Moorkomplex	Schlenke	Drahtnetz	0,8 - 2,0	210 - 230
	Lütke Twenhöven 1992	Norddeutschland Torfstich, Hochmoor	Schlenke Rasen Bult	capitulum correction (abgewandelt)	4,6 4,3 2,1	579 - 674 * 501 - 704 * 228 *
<i>S. papillosum</i>	Chapman 1965	N.- England		Längenw. x Dichte	1,03 - 1,33	64,8 - 444,4
	Clymo & Reddaway 1971	N.- England Moor House Deckenmoor	Rasen	capitulum correction	4,3	320
	Pedersen 1975	S.- Norwegen nährstoffarmes Niedermoer	Teppich u. Rasen	Zelluloidzylinder	0,83 - 3,14	68 - 157
	Ilomets 1976	Komi, Estland zit. in Lindholm & Vas. 1990	-		2,5 - 5,4	330 - 490
	Lindholm & Vasander 1990	S.-Finnland Moorkomplex	Schlenke	Drahtnetz	2,5 - 3,2	260 - 380
<i>S. cuspidatum</i>	Grebenschtschikowa	Sowjetunion zit. in Overbeck & Happach 1957	Schlenke		7,1	110 - 210
	Clymo 1970	N.- England Moor House Deckenmoor	Schlenke	capitulum correction	4,0 - 4,8	790
	Clymo & Reddaway 1971	N.- England Moor House Deckenmoor	Schlenke	capitulum correction	1,21	ca. 420
	Pedersen 1975	S.- Norwegen nährstoffarmes Niedermoer	Schlenke	Zelluloidzylinder	11,9	263
<i>S. rubellum</i>	Overbeck & Happach 1957	Nordeutschland Kaltenhofer Moor	Bult	Zelluloidzylinder	3,3	212 - 261
	Clymo & Reddaway 1971	N.- England Moor House Deckenmoor	Bult	capitulum correction	0,8	ca. 180
	Clymo & Reddaway 1974	N.- England Moor House Deckenmoor	Bult	cranked wire	1 - 3,9	130
<i>S. capillifolium</i>	Moore 1989a	Kanada, Quebec nährstoffarmes Niedermoer	Bult	cranked wire	0,7 - 0,9	79 - 69
<i>S. riparium</i>	Overbeck & Happach 1957	Nordeutschland Kaltenhofer Moor	Schlenke	Zelluloidzylinder	28,5	ca. 1000
	Luken & Billings 1983	Alaska Thermokarst- Basin	Schlenke	cranked wire	7,45 ± 0,16	141,5 ± 15,6
	Bartsch & Moore 1985	Kanada, Quebec nährstoffarmes Niedermoer		cranked wire		
		nährstoffreiches Niedermoer	Rasen		0,3 ± 0,18	14,4 ± 2,6
	Lindholm & Vasander 1990	S.-Finnland Moorkomplex	Schlenke	Drahtnetz	0,18 ± 0,15 3,4 - 5,4	8,6 ± 1,3 150 - 340

Die Bedeutung der Zuwächse für die interspezifische Konkurrenz der Sphagnen wird in der Abslußdiskussion thematisiert. Im folgenden sollen insbesondere die Wirkungen der unter der Klassifikation 'Moor' subsummierten Parameter Hydrologie und Trophie, die Abhängigkeit des Wachstums vom Mikrorelief sowie der Einfluß der Jahreszeit diskutiert werden.

Das Wachstum der Sphagnen in den **Untersuchungsmooren** fällt in beiden Jahren unterschiedlich aus. Die Wachstumssteigerung beträgt bei *S. riparium* und *S. rubellum* nahezu 100 %, bei der Mehrzahl der Sphagnen ca. 50 %. Eine Wachstumsreduktion um ca. 35 % erfährt *S. fallax* im Rasenniveau der Aufstauffläche U1 des Fockbeker Moores. Ähnliche, weniger drastische Variationen zwischen den Wachstumsmessungen von zwei verschiedenen Jahren werden auch von MOORE (1989a) und WALLEN et al. (1988) angegeben. Sie sind wie in den eigenen Untersuchungen auf Witterungsunterschiede der Meßjahre zurückzuführen. Das Ausmaß der Wirkung von Meßjahren mit unterschiedlicher Witterung auf das Wachstum der Sphagnen kennzeichnet den sekundären Charakter der drei untersuchten Moore und ist bezeichnend für den Grad ihrer anthropogenen Beeinträchtigung.

Die Reaktion der Sphagnen hängt in erster Linie von ihrer artspezifischen Sensitivität gegenüber Wasserstreß sowie vom besiedelten Mikrohabitat ab (vgl. HAYWARD & CLYMO 1983, TITUS & WAGNER 1984, RYDIN 1985).

Die witterungsbedingten Unterschiede der beiden Untersuchungsjahre schlugen sich 1989/90 in höheren Temperatursummen und -mitteln, weiteren Temperaturamplituden und in niedrigeren Wasserständen nieder. Starke Unterschiede im Temperaturregime und in der Hydrologie beider Jahre sind insbesondere für das Fockbeker Moor zu verzeichnen und verursachten hier eine besonders deutliche Variation der Wachstumsraten.

Wie in Kapitel 5.1.1 dargelegt, wurden im *Erico-Sphagnetum magellanici* des Fockbeker Moores im Juli 1989 in allen Niveaus extrem niedrige Wasserstände (Schlenke: -28 cm, Rasen - 29,5 cm, Bult - 38 cm) aufgenommen, wohingegen die Wasserstände im Owschlager und insbesondere im Wittenseer Moor zur gleichen Zeit um bis zu 10 cm höher lagen. Auffallend niedrige Wasserstände von - 29 cm wurden hier lediglich in den *S. riparium* - Dominanzbeständen (U3) gemessen.

Gleichzeitig wurden im Fockbeker Moor Temperaturspitzenwerte an der Mooroberfläche von 42 °C registriert sowie im Vergleich zum Wittenseer Moor im Durchschnitt um 3 °C höhere Tagesmittel. Zwar konnten auch im Wittenseer Moor im Sommer 1989 hohe Temperaturen gemessen werden; die Sphagnen waren jedoch aufgrund der relativ hohen Wasserstände keiner andauernden Austrocknung ausgesetzt. Die Auswirkungen von Wasserstreß in Kombination mit hohen Einstrahlungen und Spitzentemperaturen waren im *Erico-Sphagnetum magellanici* des Fockbeker Moores wie auch im *S. riparium* - Bestand (U3) des Wittenseer Moores fatal: bei zahlreichen Sphagnen, insbesondere bei *S. riparium*, *S. fallax* und *S. cuspidatum* konnte ein Verbrennen zahlreicher Torfmoosköpfchen beobachtet werden, das im Wittenseer Moor zu einem Bestandeszusammenbruch führte. Nur wenige *S. riparium* - Bündel konnten durch das Versetzen in geschützte Randbereiche der Untersuchungsfläche gerettet werden. In ähnlicher Weise wird von LANGE (1973, zitiert in PEDERSEN 1975:282) ein Absterben von Sphagnen in Island bei Temperaturen > 42 °C in trockenen Frühjahren beschrieben.

Die Längen- und Massenzuwächse der bestandsbildenden Sphagnen beider Untersuchungsflächen sind in der Sommerperiode 1989 denn auch deutlich niedriger als im Sommer 1990, der im Vergleich zum Vorjahr feuchter und milder ausfiel. Die Wasserstände beider Flächen lagen im Sommer 1990 etwa 10 cm über den Werten des Vorjahres. In Übereinstimmung mit

einer Nivellierung der niveauspezifischen Wasserstandsunterschiede gleichen sich auch die Wachstumsraten der Sphagnum des *Erico-Sphagnetum magellanicum* in den drei Untersuchungs- mooren im Meßjahr 1990/91 aneinander an.

Die Ergebnisse der Wachstumsmessungen in der Hochmoorbulten - Gesellschaft des Fockbe- ker Moores und in den *S. riparium* - Beständen des Wittenseer Moores lassen im Sommer 1989 zwar eine deutliche Einschränkung erkennen, sind in ihrem Ausmaß allerdings weit weniger prägnant, als die makroskopischen Beobachtungen vermuten ließen (vgl. Abb. 34 - 37). Eine Wachstumshemmung in den Sommermonaten wäre bei einer kürzeren Beprobungs- dauer offensichtlicher gewesen; ein Einbeziehen von Monaten mit weniger extremer Wit- terung in die Meßperioden (April/Mai, bzw. September) führte zu einer Nivellierung der Wachstumseinbußen.

Die Unterschiede der Wachstumsraten zwischen den Mooren sind bei *S. fallax* vornehmlich im Schlenkenniveau ausgeprägt, werden im Rasenniveau geringer und fehlen im Bultniveau. Insbesondere im Rasenniveau von *S. fallax* wie auch bei *S. cuspidatum* zeigen sich auch im Owschlager Moor auf der Untersuchungsfläche U1 im Längenwachstum Einbußen, die sich allerdings nicht in gleicher Weise im Massenzuwachs niederschlagen. Sie korrelieren auch hier mit Wasserständen, die im Vergleich zur Parallelfäche U2 und zum Wittenseer Moor im Sommer deutlich niedriger waren (vgl. Abb. 9, S. 35).

Bei *S. magellanicum* sind im Schlenkenniveau und Rasenniveau des Fockbeker Moores im Vergleich zu den Parallelen des Wittenseer und Owschlager Moores starke Wachstums- reduktionen zu verzeichnen. Der Schlenkenbewohner *S. papillosum* zeigt hingegen auf der gleichen Untersuchungsfläche im trockenen Sommer 1989 ein stärkeres Wachstum als im Folgesommer. Ziemlich konstant fällt das Wachstum von *S. magellanicum* in beiden Som- merperioden auf den Bulten des Fockbeker Moores aus. Wachstumseinbußen im Sommer 1989 sind nicht festzustellen.

Die Gründe für die unterschiedlichen Reaktionen von koexistierenden Sphagnum in ein und demselben Mikrohabitat sind in den unterschiedlichen morphologischen und physiologischen Anpassungen der Spezies an Wasserstreß sowie in artspezifischen Anpassungsgeschwindigkei- ten zu suchen. Ferner ist auch eine Beeinflussung des artspezifischen Verhaltens durch eine individuelle Sensitivität gegenüber Schadstoffdepositionen nicht auszuschließen.

In Kultur- und Feldexperimenten konnten TITUS et al. (1983) und TITUS & WAGNER (1984) nachweisen, daß *S. fallax* im Vergleich zu *S. nemoreum* bei niedrigeren Wassergehal- ten eine höhere Nettophotosynthese aufweist. Diese physiologische Anpassung des Schlenken- und Rasenbewohners an sommerliche Wasserstandsschwankungen ermöglicht ihm auch in Trockenphasen bei relativ niedrigen Wassergehalten, eine graduell positive Kohlenstoffbilanz aufrecht zu erhalten (vgl. ANDRUS 1986:422). Diese Befunde erklären die Beobachtung von GREEN (1968:49), der bei *S. fallax* und *S. cuspidatum* bei Wassermangel eine längere Überlebensfähigkeit im Vergleich zu *S. papillosum* und *S. imbricatum* feststellte. Die Ursachen der längeren Überlebensdauer des Schlenkenbewohners liegen in einer flexiblen, aneinander angeglichenen Antwort von Photosynthese und Dunkelatmung. So beobachteten WAGNER & TITUS (1984:185) bei einer Wiedervernässung von *S. fallax* bereits nach wenigen Tagen eine apparente Photosynthese; *S. nemoreum* erholte sich im Vergleich dazu nur langsam.

Neben dieser physiologischen Anpassung an wechselnde Wasserstände können das Exten- sionsvermögen und ein geringerer Lichtbedarf von *S. fallax* zu einer Nivellierung von Wachstumseinbußen beigetragen haben. So stellten CLYMO (1973:854ff) und HAYWARD & CLYMO (1983:850ff) bei hohen Wasserständen einen starken Längenzuwachs ohne

gleichzeitigen Massenzugewinn fest. Dieses Vermögen ist zweifelsohne ein Konkurrenzvorteil gegenüber assoziierten Cymbifolien, bei denen ein ähnliches Vermögen nicht nachgewiesen werden konnte. HAYWARD & CLYMO (1983:851) ermittelten zudem ein Zuwachsoptimum der Cuspidate bei schwach reduzierten Lichtverhältnissen, eine Fähigkeit, die ihr auch ein Dominieren in schattigen Birkenbruchwäldern ermöglicht.

Auffallend stark bleibt dennoch das Längenwachstum von *S. fallax* im Bultniveau des Fockbeker Moores im Sommer 1989. Möglicherweise wirkt sich hierin wie auch im Rasenniveau eine kommensalische Nutzung des Wasserretentionsvermögens und des Kapillarsystems der *S. magellanicum* - Polster aus, die hier die Rasen und Bulte aufbauen. Ähnliche Effekte werden von RYDIN (1985:3) für *S. balticum* in *S. fuscum* - Bulten Skandinaviens beschrieben. Möglicherweise kann auch die Besiedlung mit Zwergsträuchern im Rasen- und Bultniveau zu einer Verminderung des Wasserstress beitrugen haben. So wird auch von OVERBECK & HAPPACH (1957:344) berichtet, daß Unterschiede im Wachstum von *S. recurvum* in Abhängigkeit von der Tiefe des Wasserstandes auftreten, niedrige Wasserstände allerdings bei einem Verdunstungsschutz durch *Calluna* - Sträucher kompensiert werden können. Für die Richtigkeit dieser Hypothese spricht auch, daß der Längenzuwachs von *S. fallax* im Bultniveau des Fockbeker Moores noch über jenem des Wittenseer Moores liegt, der Massenzuwachs jedoch im Wittenseer Moor höher ist. Der starke Längenzuwachs entspricht folglich einem Etiolement (vgl. CLYMO 1973:855).

Die Wachstumsergebnisse der Sektionen *Cymbifolia* und *Acutifolia* sind das Resultat einer anderen Anpassungsstrategie an Wasserstreß. Kraft der Effektivität ihres Wasserkapillarsystems und des Wasserretentionsvermögens (OVERBECK & HAPPACH 1957, GREEN 1968, TITUS & WAGNER 1984, WAGNER & TITUS 1984, RYDIN 1985, RYDIN & McDONALD 1985) sind sie in der Lage, ihren Wassergehalt auch in Trockenphasen recht konstant zu halten und eine apparente Photosynthese zu betreiben. Dies ist in ihrer Morphologie und vor allem ihrer Wuchsdichte begründet und spiegelt sich in den unterschiedlichen volumetrischen Dichten der *Cymbifolia* und *Acutifolia* im Vergleich zu den Cuspidaten wider (vgl. Tab. 40, vgl. GREEN 1968, CLYMO 1973, PAKARINEN 1978a, LUKEN & BILLINGS 1983, LUKEN 1985).

Das 'Ziel' der Strategie von *Cymbifolia* und *Acutifolia* ist die Vermeidung von Wasserverlust, so daß eine Absenkung der Wassergehalte bis zur Assimilationshemmung in situ selten vorkommt. Die Erholung der Photosynthese nach künstlich herbeigeführten Austrocknungen ist bei jenen Sphagnum bezeichnenderweise partiell und langsam (WAGNER & TITUS 1984:185).

Das Aufrechterhalten einer internen Wasserbalance ist die Ursache für die vergleichsweise hohe Produktivität der *S. rubellum* - (Wittenseer Moor) und *S. magellanicum* - Bulte des Fockbeker Moores im Sommer 1989 und erklärt auch das auffallend starke Wachstum von *S. papillosum* in den Schlenken (siehe Tab. 36).

In Übereinstimmung damit sinkt die Konkurrenzkraft von *S. papillosum* in milden, feuchten Sommermonaten, in denen seine Lichtzufuhr durch das schnelle Wachstum von *S. fallax* bedroht ist. Diese Interpretation deckt sich mit Vermutungen von HULME & BLYTH (1982:288ff) bezüglich der Konkurrenzsituation von *S. papillosum*, *S. cuspidatum* und *S. auriculatum* in den Schlenken britischer Deckenmoore.

Unklar bleibt, warum *S. magellanicum* im Rasen- und Schlenkenniveau nicht ähnlich wie *S. papillosum* von der reduzierten Vitalität der konkurrierenden Cuspidata - Torfmoose profitiert. Möglicherweise wurde bei ihnen das Wasserretentionsvermögen überschritten, so daß sich der photosynthetische Apparat erst langsamer als jener der Cuspidaten erholte. Weitere

Gründe werden in Kapitel 6.3 diskutiert.

Die starke Produktionssteigerung von *S. riparium* um nahezu 100 % im Untersuchungsjahr 1990/91 (siehe Tab. 36) erklärt sich ebenfalls aus den Witterungsunterschieden der beiden Meßjahre und ihren extremen Auswirkungen auf die Wasserbalance der Standorte. So sanken die Wasserstände im Juli 1989 hier bis auf -29 cm ab und führten, wie erwähnt, zum Zusammenbruch des Bestandes. Im Folgejahr lagen die Wasserstände zur gleichen Zeit bei -17 cm und wiesen während des gesamten Jahresverlaufes eine im Vergleich zum Vorjahr geringere Amplitude auf. Eine Wachstumsreduktion bei *S. riparium* mit zunehmender Entfernung vom Wasserstand wird auch von LINDHOLM & VASANDER (1990:154) beobachtet. Moderater sind hingegen die Reaktionen von *S. palustre* und *S. fimbriatum*, die in unmittelbarer Nähe siedelten.

Ein geradezu inverses Wachstumsverhalten ist für die Schwingdecke U1 der Aufstaufläche im Fockbeker Moor zu beobachten (siehe Tab. 35 und 36). Hier ist in sämtlicher Meßperioden des trockenen Untersuchungsjahres 1989/90 für das beprobte Teppich- und Rasenniveau ein konstant hohes Wachstum zu verzeichnen. Die *S. fallax*-Decken der Aufstaufläche folgen ebenso wie die submersen *S. cuspidatum* und *S. auriculatum* den Schwankungen des Wasserspiegels und sind auch im Hochsommer keinem Wasserstreß ausgesetzt. Im feuchten und milden Untersuchungsjahr 1990/91 hingegen liegen die Wasserstände des Rasenniveaus im Mittel deutlich unter den Vorjahreswerten (-10,5 cm : 1989/90, -18,4 cm : 1990/91, siehe Abb. 12 und Tab. 4). Die *S. fallax*-Rasen reagieren darauf mit Wachstumseinbußen von ca. 5 cm/Jahr.

Die Ursache für die Absenkung der Wasserstände ist in dem allmählichen Aufsetzen der Schwingdecke als Resultat einer fortschreitenden Verlandung zu suchen. Die physikalischen Kenngrößen der Cuspidata-Torfe, die letztlich auf die stärkere Zersetzung der Cuspidatorfe zurückzuführen sind, resultieren in einer geringeren hydraulischen Konduktivität (vgl. BOELTER 1965). Die geringe volumetrische Dichte der *S. fallax*-Rasen (siehe Tab. 40) und die spezielle Morphologie der Cuspidaten sind nicht dazu geeignet, den Wasserstand weit über das Niveau des Grundwassers anzuheben (z.B. OVERBECK & HAPPACH 1957, INGRAM 1983).

Die Ergebnisse unterstreichen die Abhängigkeit des Sphagnumwachstums von einer ganzjährig ausgeglichenen Hydrologie des Standortes. Die enge Beziehung von Wachstum und ausreichender Wasserversorgung wird vielfach in der Literatur beschrieben.

OVERBECK & HAPPACH (1957:342f) stellten in Torfstichen des Kaltenhofer Moores (Schleswig - Holstein) im Hochsommer (Juli/August) einen Wachstumsstillstand bei *S. recurvum*, *S. riparium* und *S. magellanicum* fest. Auch PEDERSEN (1975:282) beobachtete während der Sommermonate in einem norwegischen Niedermoor Wachstumseinbußen bei *S. magellanicum*, *S. papillosum* und insbesondere bei *S. fallax* und setzte diese mit niedrigen Wasserständen in Beziehung. Aus Jugoslawien, das bereits klimatisches Grenzgebiet für Hochmoorökosysteme ist, werden hochsommerliche Wachstumsreduktionen bei *S. papillosum* angegeben (GABERSCIK & MARTINCIC 1987:107ff). MURRAY et al. (1989:258ff) konstatierten bei verschiedenen Sphagnen in den Tundren Alaskas eine Depression des Wachstums im Hochsommer, insbesondere an exponierten, nicht von Weiden geschützten Standorten. Die künstliche Zufuhr von Wasser auf derart wasserlimitierten Standorten führte zu signifikanten Wachstumsstimulationen.

Produktionsunterschiede zwischen zwei Jahren von bis zu 88 % sind von MOORE (1989a:1204) in verschiedenen Niedermoores Kanadas bei dem Schlenkenbewohner *S. angu-*

stifolium registriert worden. Die Bultbewohner *S. fuscum* und *S. capillifolium* hingegen zeigten in den beiden klimatisch sehr unterschiedlichen Untersuchungsjahren keine Unterschiede in ihrem Wachstum. Die schleswig-holsteinischen Bultstandorte von *S. magellanicum* und *S. rubellum* zeigten zwar eine relativ zum Schlenken- und Rasenniveau schwächere Einflußnahme der Trockenheit, die hohen Wasserstände des Folgejahres führten jedoch zu einer deutlichen Erhöhung des Wachstums (siehe Tab. 34 und 36). Diese Stimulation durch eine bessere Wasserversorgung ist eventuell auf das moderate Mikrorelief der eigenen Untersuchungsflächen zurückzuführen, das sich auch in der pflanzensoziologischen Zuordnung des Habitats ausdrückt (siehe Anhangtab. 1, vgl. DIERSEN 1982:207f). Die hohen *S. capillifolium* - und insbesondere *S. fuscum* -Bulte Kanadas und Skandinaviens stellen in einem viel stärkeren Maße eigenständige und ausbalancierte Mikroökosysteme dar als die hiesigen Kleinstbulte und behaupten nicht zuletzt wegen ihrer hohen volumetrischen Dichte eine weitgehende Autonomie gegenüber Witterungseffekten (LINDHOLM 1979, LUKEN 1985).

Neben dem Wasserstand trägt das unterschiedliche Nährstoffangebot in den Untersuchungsflächen zur Klärung moorspezifischer Schwankungen der Wachstumsergebnisse bei. Wachstumsdaten von Standorten unterschiedlichen Nährstoffangebotes wurden für *S. fallax*, *S. magellanicum* und *S. cuspidatum* ermittelt (vgl. Tab. 1). Insbesondere die Massenzuwächse von *S. magellanicum* und *S. cuspidatum* im Owschlager Moor lassen eine statistisch signifikante Förderung durch die Zufuhr von Mineralbodenwasser erkennen. Die im Vergleich zum Wittenseer und Fockbeker Moor bessere Versorgung seiner Hochmoorbulten - Gesellschaft mit Kalium, Magnesium, Kalzium und bedingt auch mit Stickstoff führte hier insbesondere im Untersuchungsjahr 1989/90 zu hohen Produktivitäten (vgl. Kap. 5.1.3). Diese Förderung des Wachstums von *S. magellanicum* durch höhere Kationenangebote spiegelt sich auch im Wachstumsmodell wider (vgl. Kap. 5.3.1.5).

Der Produktionsvorsprung war im zweiten Untersuchungsjahr allerdings nicht zu beobachten. Hier wurden auch im Fockbeker und Wittenseer Moor ähnlich hohe Stoffgewinne für *S. magellanicum* verzeichnet.

Möglicherweise wird in feuchten Jahren mit höherer Niederschlagstätigkeit die Nährstofflimitierung der Hochmoorbultengesellschaften im Wittenseer und Fockbeker Moor über den Mineralstoffinput der Niederschläge kompensiert. Dies wiederum hieße, daß der Nährstoffbedarf von *S. magellanicum* bei einer ausreichenden Niederschlagstätigkeit durch die Luft gedeckt wird. Neben der Bedeutung einer aeolischen N - Zufuhr sind gleichermaßen auch Düngereinträge (insbesondere Kalzium und Magnesium) zu erwägen. Für die Richtigkeit einer solchen Deutung spricht, bezogen auf eine externe Mineralstoffzufuhr, das Ergebnis eines Beregnungsexperimentes in der Tundra Alaskas: Bei einer künstlichen Verregnung von Mineralbodenwasser an wasserzügigen, beschatteten Standorten konnte bei verschiedenen Torfmoosarten keine Wachstumsbeschleunigung erzielt werden (MURRAY et al. 1989:261). Ein Überangebot von Nährstoffen führt bei vielen Torfmoosarten demnach zu keiner weiteren Steigerung des Wachstums. Die Reaktion der Spezies hängt vom Bedarf und einem inhärenten Wachstumsvermögen ab.

Einfache Überschlagsrechnungen zum jährlichen N - Verbrauch der Sphagnen klären über den Bedarf auf: Die in Kapitel 5.1.4 dargestellten Stickstoffgehalte der Arten, multipliziert mit den in Tabelle 36 aufgeführten Produktivitäten, ergeben den jährlichen Stickstoffverbrauch. Dieser liegt für *S. magellanicum* im Durchschnitt unter 20 kg/ha/J und entspricht damit etwa der derzeitigen atmosphärischen Depositionsrates in Schleswig - Holstein (BLUME et al. 1985, vgl. Kap. 6.3). Eine Sättigung des N - Bedarfs wird bei *S. magellanicum* folglich allein durch externe N - Zufuhren erreicht. Dieser Sachverhalt wird ausführlich von

LÜTKE TWENHÖVEN (1992:130) dargelegt. Seine Düngungsexperimente belegen darüber hinaus eine Wachstumsreduktion bei *S. magellanicum* nach Beregnung mit experimentell stickstoffreduzierten Niederschlägen (vgl. Kap. 5.2.5) und signifikant höhere Zuwächse bei Freilandregen (LÜTKE TWENHÖVEN 1992:46).

Auf eine fehlenden Nährstofflimitierung deuten auch die Beregnungsexperimente von ROCHEFORT et al. (1990:1991), die trotz einer exogenen Stickstoffzufuhr bei *S. fuscum* und *S. magellanicum* auf mesotrophen Standorten im Gegensatz zu den oligotrophen keine Stimulation der Produktivität feststellen konnten.

Andere Torfmoosarten, insbesondere *S. fallax*, können ein Überangebot von Stickstoff in einen Biomassezugewinn umsetzen (vgl. Kap.5.1.4 und 5.2.5.1). Aeolische Stickstoffzufuhren bestimmen somit die Produktivität der Torfmoosarten mit. Die eigenen Wachstumsergebnisse sind demnach auch das Resultat artspezifischer Sensitivitäten gegenüber supraoptimaler Stickstoffzufuhr, ohne daß diese Reaktionen im Detail analysiert werden können. Der bisherige Kenntnisstand zur Reaktion der hier untersuchten (oder nah verwandten) Arten auf eine externe Stickstoffzufuhr soll im folgenden kurz dargestellt werden. Vor diesem Hintergrund soll vornehmlich die hohe Produktivität von *S. fallax* im *Erico-Sphagnetum magellanicum* und an dem Sonderstandort gedeutet werden.

In Kulturexperimenten an Miniatur - Hochmoorökosystemen stellte PAFFEN (1990:34ff) eine Wachstumshemmung bei *S. magellanicum*, *S. rubellum* und *S. palustre* nach einer mehr als zwei Jahre währenden Applikation von 505 μM Ammonium fest, was bei jährlichen 700 mm Niederschlag einer Deposition von 49,5 kg/ha/J $\text{NH}_4\text{-N}$ entspricht. Bei gleichen Konzentrationen wurde bei *S. flexuosum* noch eine Stimulation des Zuwachses beobachtet. Bei einer Verdünnung der Ammoniumkonzentration auf 255 μM reagierte *S. magellanicum* ebenfalls noch mit Wachstumssteigerungen; *S. rubellum* und *S. papillosum* zeigten hingegen in der Minimalvariante von 55 μM das höchste Wachstum. Eine hohe Sensitivität gegen Nitratkonzentrationen von 103 μM (ca. 10 kg/ha/J) wird für *S. magellanicum* beschrieben. Die Ergebnisse des Forschers decken sich im wesentlichen mit jenen von LÜTKE TWENHÖVEN (1992:46ff), der bei *S. magellanicum* ebenfalls eine Wachstumshemmung bei einer Applikation von Nitrat in der Höhe von 300 μM feststellte. Die Zufuhr von Ammonium in Konzentrationen von 372 μM erwirkte bei seinen Feldexperimenten keine Stimulation des Wachstums, jedoch auch keine Hemmung, wie sie von RUDOLPH & VOIGT (1986) bei In-vitro-Experimenten bereits ab Konzentrationen von 225 μM beobachtet wurde.

In Übereinstimmung mit den Ergebnissen von PAFFEN konnte LÜTKE TWENHÖVEN für *S. fallax* eine Förderung des Wachstums bei hohen Nitrat- und Ammoniumzufuhren (300 μM Nitrat, 372 μM Ammonium) nachweisen. Selbst eine kombinierte Verabreichung von schwefelsauren und stickstoffhaltigen Lösungen führten weder in Laborversuchen von FERGUSON & LEE (1978:156) noch bei Transplantation in die hochbelasteten Southern Pennines (FERGUSON & LEE 1983:582ff) zu einer Beeinträchtigung des Wachstums bei *S. fallax*. Auch ROCHEFORT et al. (1990:1991) konnten bei einer Simulation von 'Saurem Regen' (46 kg/ha/J Nitrat, 18 kg/ha/J Sulfat) an oligo- und mesotrophen Niedermoorstandorten Kanadas eine Stimulation der Produktion von *S. angustifolium* konstatieren, die allerdings nach drei Jahren nachließ.

MELZER et al. (1989:43) kommen anhand ihrer Wachstumsmessungen an *S. magellanicum* und *S. cuspidatum* bei unterschiedlich hohen Nitratbelastungen zu dem Schluß, daß hohe Nitratbelastungen (ab 500 μM) bei konstanter Zufuhr sich nachteilig auf die Entwicklung der Sphagnen auswirken. Hohe Nitratkonzentrationen (1000 und 2000 μM) bewirkten insbesondere bei *S. cuspidatum* nach anfänglich verstärktem Wachstum eine deutliche Schädigung. Sowohl Ammonium als auch Nitrat hemmten das Wachstum des Schlenkenbewohners bei

Konzentrationen von je 100 μM in Laborexperimenten von PRESS et al. (1986), wobei Ammonium sich in höherem Maße schädigend auswirkte als Nitrat. Keine nachteiligen Effekte auf das Wachstum von *S. cuspidatum* *submersum wurden hingegen in den Kulturexperimenten von PAFFEN (1990:34) bei höheren Konzentrationen von 505 μM ermittelt. Bei gleichzeitiger Verabreichung von Kohlendioxid wirkte die Stickstoffzufuhr sogar fördernd auf das Wachstum.

Die Fortführung der Kulturexperimente zum Wachstum von *S. cuspidatum* bei unterschiedlichen Ammonium- und Kohlendioxidgehalten durch PAFFEN & ROELOFS (1991) bestätigte, daß sich eine Wachstumsförderung der Spezies lediglich bei gleichzeitig hohen Kohlendioxid - Konzentration einstellt. Die Autoren geben zu bedenken, daß der Grund für die uneinheitliche Wirkung von Stickstoffgaben in der Literatur auf Unterschiede im Kohlendioxidgehalt der Standorte bzw. Kulturmedien zurückzuführen sein könnte.

Diese Hypothese verdient zumindest für das Wachstum der submersen Sphagnen Beachtung. Sie sind auf Kohlendioxid als Kohlenstoffquelle angewiesen (BAIN & PROCTOR 1989, zitiert in PAFFEN & ROELOFS 1991:68), werden durch das Gas im Auftreiben ihrer Watten gefördert (PAFFEN & ROELOFS 1991:68) und in ihrer vegetativen Reproduktivität angeregt (BAKER & BOATMANN 1985, 1989).

Eine Förderung der Wuchsleistung von *S. fallax* durch hohe Ammoniumkonzentrationen zeichnet sich auch in den eigenen Untersuchungen ab. Diese drückte sich auch in der Höhe der Regressionskoeffizienten eines Wachstumsmodells aus, ließ sich allerdings nicht statistisch absichern (vgl. S. 148). Dennoch ist die überragende Produktivität der Spezies im *Erico-Sphagnetum magellanicum* und insbesondere in der Aufstaufläche des Fockbeker Moores in Zusammenhang mit einer artspezifischen Reaktion auf hohe aeolische Stickstoffzufuhren zu sehen. Die Strategie, das Überangebot in Biomassezufuhr umzusetzen, manifestiert sich in dem sehr viel höheren jährlichen Bedarf der Spezies. Dieser liegt in der Hochmoorbulten-Gesellschaft etwa bei 30 kg/ha/J und steigt in der *Eriophorum angustifolium* - Gesellschaft auf bis zu 60 kg/ha/J an (vgl. Kap. 6.3). Die in der Aufstaufläche aufgenommenen hohen sommerlichen Ammoniumgehalte tragen wesentlich zur Produktivität des Ubiquisten bei. Die zeitlich begrenzte Anreicherung des Ammoniums ist hier im wesentlichen auf die Ansiedlung von mooruntypischen Möwenkolonien zurückzuführen (vgl. Kap. 5.1.3.7). Eine Hemmung des Wachstums von *S. fallax* und *S. cuspidatum* beschränkt sich auf den unmittelbaren Umkreis (ca. 10 m) der Kolonie.

In Kulturexperimenten mit Nährlösung aus Möwenkot (PAFFEN 1990:83) reagierte *S. cuspidatum* bis zu Phosphatkonzentrationen von 4,8 μM mit einer Steigerung des Längenzuwachses, wohingegen bei *S. fimbriatum* nach einer Düngung mit Nährlösungen aus Gänsekot eine Hemmung mit steigender Phosphatkonzentration zu verzeichnen ist. Bei beiden Arten wurden im Grooten Peel (Niederlande) enge Korrelationen zwischen Chlorophyll-, Stickstoff- und Phosphatgehalten und der Entfernung zur Möwenkolonie festgestellt. Bei einer Entfernung von 500 m zur Lachmöwenkolonie (ca. 4000 Paare) waren keine Effekte mehr zu erkennen.

Eine Förderung oder Hemmung der untersuchten *S. cuspidatum* - Watten im Fockbeker Moor (U2) durch eine Guanotrophierung oder aeolische Stickstoffdepositionen ist an den eigenen Daten nicht zu belegen.

Die Bedeutung des Nährstoffangebotes für das Wachstum der Torfmoose hängt außer vom jährlichen Verbrauch durch Stoffproduktionen und artspezifischen Sensitivitäten gegenüber aeolischen Stickstoffzufuhren von einer Palette physiologisch bisher wenig analysierter Anpassungsmechanismen ab. Diese äußern sich in einer Habitatsnischung entlang trophischer

Gradienten (z.B. VITT & SLACK 1984). Dabei kommt nach CLYMO (1973) der Höhe des pH - Wertes und insbesondere dem Kalziumgehalt eine Bedeutung zu. Die höchsten Wachstumsleistungen wurden in Laborexperimenten bei fehlender interspezifischer Konkurrenz in Meßreihen von pH 3.5, 5.5, 7.5 und Kalziumkonzentrationen von 0.05, 0.5 und 5 mequival/l bei einem pH von 5.5 und Kalziumkonzentrationen von 0.05 beobachtet (CLYMO 1973:856ff). Lediglich die naturgemäß auf mesotrophen Standorten siedelnden *S. squarrosum*, *S. subsecundum* und *S. fimbriatum* zeigten ein höheres Kalziumoptimum.

Eine vergleichbar mittlere Azidität und moderate Kationenangebote förderten offenbar das Wachstum von *S. cuspidatum* und *S. magellanicum* in den *Erico-Sphagnetum* des Owschlagers Moores (vgl. S. 135f).

Die basenreicheren Initialstadien werden hier allerdings von *S. auriculatum* eingenommen, das analog zu *S. subsecundum* möglicherweise ein etwas höheres Kalziumoptimum hat als *S. cuspidatum*. Hohe Produktivitäten (vgl. Tab. 36) korrelieren hier mit höheren Kalzium- und Magnesiumangeboten am Standort (vgl. Kap. 5.1.3).

Kausale Beziehungen zwischen der Trophie des Standortes und der Produktivität der Torfmoose sind in Feldexperimenten aufgrund der zahlreichen einflußnehmenden Faktoren allerdings nur schwer zu belegen. So erklären die Ergebnisse zum Nährstoffgehalt des Moorwassers in der *S. riparium* - Fläche (vgl. Kap. 5.1.3) nur bedingt die hohe Produktivität der Art im zweiten Untersuchungsjahr. Wachstumsexperimente in Kulturgefäßen mit *S. riparium* unterstreichen jedoch eine enge Beziehung zwischen Wachstumsleistung und Mineralstoffangebot (SONESSON et al. 1980). Bei *S. riparium* wurde vielfach eine Besiedlung mit stickstofffixierenden Blaualgen beobachtet (siehe SONESSON et al. 1980). Möglicherweise tragen sie ebenso wie aeolische Stickstoffzufuhren zu der hohen Produktivität des Torfmooses bei. Darüber hinaus geben die Ergebnisse der Zersetzungsexperimente Hinweise für die Lebensstrategie der Spezies (siehe Kap. 6.3).

Außer den Produktionsdifferenzen in Abhängigkeit von hydrologischen oder trophischen Parametern können keine generellen Unterschiede im Zuwachs des Wittenseer, Owschlagers und Fockbeker Moores festgestellt werden. Der unterschiedliche Typus der Untersuchungsmoore - das Fockbeker (und Owschlager) Moor als Vertreter eines typischen Plateauhochmoores oder das Wittenseer Moor als typisches Kleinsthochmoor der Moränenlandschaft - wirkt sich primär in unterschiedlichen klimatischen Gegebenheiten der Moorstandorte aus (vgl. Kap. 5.1.2). Die bei ausgewogenen Wasserständen höheren Temperaturen des Jungmoränenmoores schlugen sich im Untersuchungsjahr 1990/91 dennoch nicht in höheren Zuwächsen der Sphagnum im Wittenseer Moor nieder. Die fördernde Wirkung hoher Temperatursummen auf das Wachstum der Torfmoose wird jedoch durch die Jahresperiodizität und das erstellte Wachstumsmodell eindeutig belegt (siehe S. 140 und S. 148f).

Besonders enge Beziehungen waren im Wachstumsmodell zwischen der Höhe der Temperatursummen an der Mooroberfläche und dem Massenzuwachs festgestellt worden. Diese positive Korrelation war zwischen Längenwachstum und Höhe deutlich schwächer. Da die Produktionsberechnungen auf Messungen des Längenzuwachses beruhen (vgl. Kap. 5.3.2), zeigt sich hierin eventuell eine methodische Schwäche.

Möglicherweise würden erst langfristige Untersuchungen eine tendenziell höhere Produktivität im Wittenseer Moor aufzeigen. Beziehungen zwischen klimatischen bzw. moortypologischen Unterschieden und Produktivitäten werden von GRIGAL (1985:1206) angeführt. Der Autor ermittelte in einem kleinen Hochmoor der kanadischen Moränenlandschaft höhere Produktivitäten als in einem offenen Plateauhochmoor der Ebene. Auch CLYMO (1970) konstatierte in Thursley Bog (Südengland) im Vergleich zum Deckenmoor Moor House (Nord-

england) für zahlreiche Sphagnen höhere Produktivitäten (CLYMO 1970:36). Offenbar wirken sich die im Mittel um 4 °C höheren Sommertemperaturen förderlicher auf das Wachstum aus als die höhere Niederschlagsrate und die höhere Anzahl an Regentagen in Moor House.

Auch die unterschiedlichen abiotischen Standortfaktoren der **Mikrohabitate** tragen innerhalb ein und desselben Moores zu einem erheblichen Anteil zur Variation des Wachstums der Torfmoose bei.

Die eigenen Ergebnisse ergaben ein signifikant abnehmendes Längenwachstum der Sphagnen von Schlenken zum Bultniveau. Die Schlenkenspezies *S. auriculatum*, *S. cuspidatum*, *S. riparium* und *S. fallax* zeigen ein deutlich höheres Längenwachstum als die typischen Bultbewohner *S. rubellum* und *S. magellanicum*. Ein entsprechender Gradient wurde von zahlreichen Wissenschaftlern in den unterschiedlichsten Moortypen nachgewiesen (z.B. OVERBECK & HAPPACH 1957, CHAPMAN 1965, CLYMO 1970, CLYMO & REDDAWAY 1971, PAKARINEN 1978a, PEDERSEN 1975). Die habitatspezifischen Unterschiede sind, bezogen auf die Produktivität der Sphagnen, weit weniger deutlich, als ihr vertikales Wachstum vermuten läßt.

Der Grund liegt in dem niedrigeren Masse/Längen - Verhältnis der Schlenkenbewohner, das sich in einer zum Längenwachstum inversen volumetrischen Dichte widerspiegelt (siehe Tab. 40, vgl. CLYMO & REDDAWAY 1971:186).

Besonders augenfällig ist der Unterschied zwischen Längenwachstum und Produktion bei den submersen Sphagnen. Ihre geringe Wuchsdichte ist der Preis für ein Leben an lichtreduzierten Standorten mit potentiell Kohlendioxidmangel.

Die Gründe für die bessere Wüchsigkeit der Sphagnen an Schlenkenstandorten sind vielfältig: OVERBECK & HAPPACH (1957:359) führen die überragende Schnellwüchsigkeit der Schlenkenmoose auf den lockeren Stand des Rasens (vgl. Tab. 40) zurück, der auch tieferen Ästchen ausreichende Lichtzufuhr bietet, um eine hohe assimilatorische Leistung zu erbringen. JOHANNSSON & LINDER (1980:186) belegen diese Hypothese mit Messungen der Photosyntheseaktivität. Die beiden Autoren führen die höhere Produktivität des Schlenkenmooses *S. balticum* im Vergleich zu jener des Bultmooses *S. fuscum* zudem auf eine generell höhere Photosyntheserate des Schlenkenmooses zurück.

Darüber hinaus begünstigen hohe Wasserstände und das im Vergleich zu den Bulten verbesserte Nährstoffangebot der Schlenken (vgl. Kap. 5.1.3) sowie winterlich hohe Temperatursummen das Wachstum (siehe oben).

Physiologische Disposition der Arten, konkurrenzbedingte Wuchsdichten und abiotische Standortfaktoren resultieren in folgendem Wachstumsgradienten, der nach abnehmender Produktivität der Mikrostandorte geordnet wurde:

Schlenke > Rasen > submers > Bult

Die Literaturangaben zur Produktivität von Kleinstandorten in Norddeutschland, Großbritannien, Skandinavien und Kanada stimmen trotz unterschiedlicher Artenzusammensetzung weitestgehend mit dem ermittelten Produktivitätsgradienten der Mikrohabitate überein (z.B. OVERBECK & HAPPACH 1957, CLYMO & REDDAWAY 1971, PEDERSEN 1975, PAKARINEN 1978a, LUKEN & BILLINGS 1983, DIERSSEN & DIERSSEN 1984, GRIGAL 1985, WALLEN et al. 1988). Lediglich bei extremer Trockenheit infolge klimatischer Schwankungen oder nach einer künstlichen Entwässerung von Moorstandorten wurde

von MOORE (1989a) und von SAARINEN (1933, zitiert in PAKARINEN 1978a:20), eine höhere Produktivität an *S. fuscum* - bzw. *S. capillifolium* - Bulten festgestellt.

Ein habitatspezifischer Gradient ist auch bei einer Besiedlung durch ein und dieselbe Art ausgeprägt, wie die Zuwächse von *S. fallax* und *S. magellanicum* zeigen, die in Schlenke, Rasen und Bult ihre natürlichen Vorkommen haben. Er ist im trockenen Untersuchungsjahr 1989/90 deutlicher ausgebildet als im ausgewogen feuchten Untersuchungsjahr 1990/91 und variiert artspezifisch. Die selbst in feuchten Jahren im Vergleich zu *S. magellanicum* relativ niedrigen Produktivitäten von *S. fallax* auf Bultstandorten kennzeichnen diese als ein Grenzhabitat dieser Art. Die weitere hydrische Habitatamplitude von *S. magellanicum* kommt auch im Wachstumsmodell zum Ausdruck (siehe S. 148f).

Für beide Spezies wurden die höchsten Produktivitäten dennoch übereinstimmend im Schlenkenniveau gefunden. Das Maximum des Stoffgewinns kann sich in feuchten Jahren bei *S. magellanicum* bis auf das Bultniveau verlagern, wie die Werte des Wittenseer Moores im Untersuchungsjahr 1990/91 zeigen. In Übereinstimmung mit dieser Beobachtung konnten WALLÉN et al. (1988:73) das Photosyntheseoptimum von *S. magellanicum* bei einem Wasserstand von -10 cm feststellen. Ähnliche ökophysiologische Untersuchungen liegen für *S. fallax* bislang leider nicht vor.

Die **Jahresperiodizität** des Wachstums bei Torfmoosen wird OVERBECK & HAPPACH zufolge (1957:353ff) im Gegensatz zum Wachstum der Phanerogamen ausschließlich exogen gesteuert.

Die AutorInnen konnten im Kaltenhofer Moor (Norddeutschland) ein Ansteigen des Wachstums im Frühsommer feststellen, gefolgt von einer Wachstumsdepression im Hochsommer sowie ein allmähliches Ausklingen des Wachstums im Oktober /November. Lediglich die Schlenkenmoose zeigen ein ganzjähriges Wachstum. Ein derartiges Wachstumsverhalten entspricht jenem der Sphagnen des Fockbeker Moores im Untersuchungsjahr 1989 und ist auf eine gestörte Hydrologie der Standorte zurückzuführen. Bei ausgeglichenen Wasserständen wirken die hohen Temperatursummen des Hochsommers offensichtlich stimulierend auf das Wachstum (vgl. ILOMETS 1982:110, siehe S. 148f).

CLYMO (1970:37), HULME & BLYTH (1982:288) sowie DIERSSSEN & DIERSSSEN (1984:197) beschreiben analog zu den Verhältnissen 1989/90 im Wittenseer und Owschlagger Moor und dem einheitlichen Wachstumsmuster sämtlicher Moore im Jahre 1990/91 ein Wachstumspeak der Sphagnen im Hochsommer.

CLYMO sowie HULME & BLYTH betonen das ganzjährige Wachstum der Kolkmoose (*S. cuspidatum* und *S. auriculatum*), wohingegen bei den rasen- und bultbildenden Spezies das Wachstum auf die Vegetationsperiode beschränkt bleibt (vgl. auch LINDHOLM 1990:71).

Die Gründe für das ganzjährige Wachstum der Kolk- und Schlenkensphagnen sind primär auf das milde 'atlantische' Winterklima der Mikrostandorte zurückzuführen.

Die eigenen Befunde sowie jene der Literatur korrelieren im wesentlichen mit Untersuchungen zur diurnalen und saisonalen Periodizität der Photosynthese bei Torfmoosen in schwedischen Moorkomplexen (JOHANNSSON & LINDER 1980): Das Maximum der Photosynthese wird in der Mittagszeit und im August erreicht.

In klimatisch bedingten Grenzregionen von Hochmooren hingegen ist nach GABERSCIK & MARTINCIC (1987:107ff) das Längenwachstum im August bereits weitestgehend abgeschlossen. Die Autoren konnten zudem eine Diachronie von Wachstum und Nettophotosyntheseoptimum feststellen: während das Wachstum von *S. papillosum* in einem Hochmoor bei Ljubljana im Frühjahr die Höchstwerte erreicht und im Hochsommer bereits wieder reduziert

ist, gelangt die Assimilation des Kohlendioxids erst im Hochsommer ins Optimum. Die Baustoffe für das Wachstum werden den Wissenschaftlern zufolge durch Remobilisierungen der in unterschiedlichen Bereichen des Torfmooses gespeicherten Reservestoffe (z.B. Lipide) und durch Translokationen der bei Abbauprozessen in senescentem Sphagnummaterial freiwerdenden Kohlenstoffe zur Verfügung gestellt (vgl. CLYMO & RYDIN 1989).

Das ermittelte **Wachstumsmodell** zeichnet die jahreszeitliche Abhängigkeit des Torfmooswachstums nach. Allein die Höhe der Temperatursummen vermochte im Jahresverlauf 80 % der Varianz der Massenzuwächse erklären. Die Bedeutung der Temperatur ergibt sich aus der Verwendung der gesamten Wachstumsdaten zweier Meßjahre inklusive der Wintermonate. Die Höhe des Wasserstandes spielt, bezogen auf das gesamte Jahr, eine untergeordnete Rolle. Bei einer Einschränkung der Wachstumsdaten auf die Sommermonate nähme seine Relevanz deutlich zu.

Wahrscheinlich könnte bei der Verwendung einer anderen Wasserstandsgröße (z.B. Anzahl der Tage mit einer bestimmten Mindestwasserstandshöhe) sein Einfluß noch stärker zum Ausdruck gebracht werden.

Mit einer derartig berechneten 'akkumulierten Feuchtigkeit' konnte LINDHOLM (1990) den größten Teil der Wachstumsvariation von *S. fuscum* erklären. Die Jahreszeit zeigte allerdings einen ebenso starken Einfluß. Die Temperatursummen erklärten ebenfalls einen erheblichen Anteil der Wachstumsschwankungen (LINDHOLM 1981, 1990). Die stärkere Gewichtung des hydrologischen Parameters in dem Modell von LINDHOLM ergibt sich auch aus der Einschränkung der Datensätze auf die Vegetationsperiode.

Nur 5 - 70 % der Varianz konnte MOORE (1989a:1205) mit Hilfe von Daten einer nahegelegenen Wetterstation (Temperaturen, Niederschläge und Sonneneinstrahlung) erklären. Die große Reststreuung seiner mathematischen Modelle ergibt sich aus dem abweichenden Temperaturregime des Moorstandortes.

In Kulturexperimenten fanden SONESSON et al. (1980:199ff) bei optimaler Wasserversorgung eine enge Beziehung ($r = 0,98$) zwischen der elektrolytischen Leitfähigkeit und dem Längen- und Massenzuwachs von *S. riparium*. Der Einstrahlung oder Temperatur kam in diesem zeitlich auf die Sommermonate befristeten Experiment nur eine nachrangige Rolle bei der Klärung der Gesamtstreuung des Wachstums zu. Im Einklang mit den eigenen Ergebnissen stellten die Autoren eine engere Beziehung der Wachstumsdaten zu den Leitfähigkeiten fest als zu den pH - Werten und Nährstoffgehalten des Wassers. Die zahlreichen Interkorrelationen zwischen den Ionengehalten, der Temperatur und dem pH - Wert erschweren bei einer kleinen Datenmenge die Anpassung des linearen Modells.

Die artspezifische Modellierung der Zuwächse von *S. fallax* und *S. magellanicum* ist deshalb nur mit Bedacht zu interpretieren.

Die Modelle kennzeichnen dennoch *S. fallax* als Spezies, die besonders hohe (Längen-) Zuwächse an wasserreichen, mäßig elektrolytreichen, aber sauren (ammoniumreichen) Standorten hat. *S. magellanicum* hingegen erreicht die höchsten Massenzuwächse an mäßig sauren, etwas elektrolytreicheren Standorten unterschiedlicher Nässe.

5.4 Altersbestimmung neogener Torfe mit ^{210}Pb

5.4.1 Vorbemerkungen

Die Vermehrung des Wissens über die aktuellen Prozesse der Torfbildung in den 'Keimzellen' degenerierter Restmoore, den Torfstichen, ist ein wesentliches Ziel dieser Arbeit. Das Datieren junger Torfe stellt ein methodisches Problem dar. Die hier dargelegten Untersuchungen sollen als eine im zeitlichen und finanziellen Rahmen des Projektes mögliche Annäherung an das Notwendige verstanden werden.

Die Ergebnisse dienen zur Abschätzung der Dynamik der aktuellen Torfbildungsprozesse. Gleichzeitig sollen jedoch auch die Grenzen der Methode bei organogenen Sedimenten deutlich gemacht werden, um Desiderate für zukünftige Forschungsansätze aufzuzeigen.

In Abschnitt 5.2 und 5.3 dieser Arbeit wurden die jährliche Zersetzung sowie die Stoffanreicherung an der Mooroberfläche ermittelt. Beide Prozesse betreffen die Dynamik an der Mooroberfläche und können zur Berechnung von Oberflächen - Torfakkumulationsraten herangezogen werden. Die Anreicherung von Torfen an der Oberfläche beschreibt allerdings noch nicht die tatsächliche Torfbildung. Diese ist abhängig von der Menge der Phytomasse, die das Catotelm erreicht. Der Aufenthalt der Phytomasse im Akrotelm und die Summe der in dieser Zeit auf sie wirkenden abiotischen und biotischen Faktoren beeinflussen entscheidend die Torfanreicherung im chemisch und biologisch weitestgehend 'inerten' Catotelm. Die qualitative und quantitative Veränderung der Phytomasse entzieht sich einer direkten Messung. Sie kann lediglich aus tiefenbezogenen Altersbestimmungen an Torfen erschlossen werden. Ein Vergleich der Torfanreicherung an der Oberfläche mit Akkumulationsraten, die über mehrere Dezimeter Tiefe gemittelt wurden, soll in Kapitel 6.4 vorgenommen werden.

5.4.2 Altersdatierung neogener Torfe: eine Methodenübersicht

Im folgenden sollen die bislang erprobten Methoden zur Datierung von Torfen kurz vorgestellt werden. Im Vordergrund steht dabei ihre Anwendbarkeit für neogene Torfe.

- Biostratigraphische Techniken:

Die **Pollenanalyse** stellt eine vielfach erprobte und bewährte Methode zur Datierung von Torfen der letzten Jahrtausende dar. Die Datierung neogener Torfe mit Hilfe einer kultur- bzw. agrargeschichtlichen Einordnung palynologischer Diagramme der Cerealien und des Buchweizens wird beispielsweise von JOOSTEN (1984, 1985, 1986) dargestellt. Die Anwendung der Methode erfordert eine regionale Kalibrierung der palynologischen Daten mit kultur- bzw. agrarhistorischen Angaben. Da derartige Vorarbeiten für Schleswig - Holstein nicht existieren, konnte diese präzise Datierung aufgrund der geringen Zeitvorgaben der vorliegenden Arbeit nicht angewendet werden.

Möglichkeiten für eine kolorimetrische Bestimmung von Jahreszuwächsen anhand von 'innate time markers' (CLYMO 1970:16), wie sie von einigen WissenschaftlerInnen Nordamerikas, Skandinaviens und der UdSSR genutzt wird, fehlen aufgrund des ausgeglichen subozeanischen Klimas bei den rotgefärbten Torfmoosen Schleswig - Holsteins. Als morphogene Zeitmarken bieten sich zudem markant abgegrenzte Jahreszuwächse der Gattung *Polytrichum* (CLYMO 1970:16), Höhenverlagerungen

von Sympodialtrieben bei *Trichophorum cespitosum* (WEBER 1902:2) sowie die Verlagerung von Blattrossetten bei *Drosera rotundifolia* an (BERTSCH 1925, zitiert in OVERBECK 1975:270).

Dendrologische Untersuchungen in Kombination mit der Bestimmung des Abstandes der Mooroberfläche vom Wurzelhals verschieden alter Bäume ermöglichen in baumreichen Mooren eine relativ grobe Datierung der letzten Jahrzehnte (BORG-GREVE 1889, BERTSCH 1925, HEIKURAINEN 1953, zitiert in OVERBECK 1975:270). Neuere Untersuchungen von OHLSON & DAHLBERG (1991) demonstrieren die grundsätzliche Eignung dieser Methode zur Berechnung von Aufwuchsraten an bewaldeten Moorstandorten.

- **Geomagnetische Datierung:** Eine vor allem von englischen Wissenschaftlern (OLD-FIELD et al. 1978, OLDFIELD 1981) propagierte Technik ermöglicht eine diskrete Datierung rezenter Torfe (ca. ab 1860) durch die Ausnutzung magnetischer Eigenschaften von industriellen und urbanen Mineraldepositionen. Durch die Messung der magnetischen Suszeptibilität und 'saturated isothermal remanent magnetization' (IRM) werden die Mineralgehalte der Torfe bestimmt. Es handelt sich dabei in der Regel um Fe_3O_4 , das durch die Verbrennung fossiler Brennstoffe in die Atmosphäre gelangt und sich u.a. in ombrotrophen Torfen niederschlägt. Die Variabilität der Meßergebnisse ist standortspezifisch und nicht zwangsläufig mit saisonalen und singulären historischen Ereignissen zu korrelieren (LIVETT 1988:99). Die Deutung der Daten setzt eine genaue Einbeziehung klimageschichtlicher wie auch kulturhistorischer Daten sowie Kenntnisse über geochemische Umsetzungsprozesse voraus. Die Anwendung der Methode bei Untersuchungen in den Niederlanden brachte keine reproduzierbaren Ergebnisse (JOOSTEN 1991, mdl. Mittlg.).

- **Radiometrische Methoden:** Hier ist zwischen Datierungen mit anthropogenen und natürlichen Radionukliden zu unterscheiden.

Die bei Kernwaffentests seit 1954 und mit besonderer Stärke in den Jahren 1963 - 1964 emittierten Radionuklide ^{137}Cs , ^{239}Pu , ^{240}Pu , ^{90}Sr , ^3H und ^{55}Fe wurden als diskrete Referenzmarken in Torfprofilen verwendet (AABY & JACOBSEN 1979, OLDFIELD et al. 1979, OLSON 1983, CLYMO & DUCKETT 1986). Seit jüngster Zeit sind auch die Emittenten des Atomkraftwerk - Unfalls in Tschernobyl 1986 nutzbar (siehe S. 171f), wurden allerdings zur Altersdatierung von Torfprofilen bisher nicht herangezogen.

Die oben aufgeführten WissenschaftlerInnen mußten eine in Abhängigkeit vom Standort variable Anreicherung der Radionuklide an der Oberfläche der Torfe oder in oberflächennahen Schichten feststellen. Die Remobilisierung der genannten Radionuklide und insbesondere des häufig zur Datierung verwendeten ^{137}Cs erfolgt in Abhängigkeit von der Bioturbation, von der Diffusion, von Massenflüssen (bedingt durch die Zersetzung der Torfe) und von aktiven Aufnahmeprozessen durch die Moorpflanzen und führt zu unpräzisen Datierungen mit in der Regel zu niedrigen Altersangaben (siehe auch PAKARINEN & TOLONEN 1977b). Lediglich OLSON (1983) kommt durch die Einbeziehung von Diffusions-, Advektions- und Resorptionsraten in die Altersbestimmung zu befriedigenden Meßergebnissen.

Das vielfach zur Datierung verwendete natürliche Radionuklid ^{14}C ist aufgrund seiner langen Halbwertszeit ($5,7 \times 10^3$ J) für die Datierung neogener Torfe (OVERBECK 1975:387) nicht geeignet: Eine statistische Schwankung von typischen 0,5 - 1 %

entspricht bei rezenten Torfproben einem Fehler von 40 - 80 Jahren (vgl. auch LIVETT 1988:96). Auf stark verschmutzten Standorten kommt zudem die als "Suess - Effekt" bekannte Verdünnung der natürlichen ^{14}C Konzentration durch die Verbrennung fossiler Kohlenstoffe zum Tragen (z.B. ERLLENKEUSER et al. 1974, zitiert in LIVETT 1988:96).

Zur Gruppe der natürlichen Radionuklide gehört auch das ^{210}Pb , eines der Zerfallsprodukte des ^{238}U . ^{210}Pb entsteht nicht bei Atombomben - Explosionen; seine Bildung ist allein auf die natürliche Zerfallsreihe des ^{238}U zurückzuführen. Diese Eigenschaft wie auch seine Halbwertszeit von 22,3 Jahren ermöglicht die Verwendung des ^{210}Pb für eine kontinuierliche Datierung innerhalb der letzten 150 Jahre (WILLKOMM 1976:198).

Die Technik wurde in zahlreichen geochemischen Untersuchungen an marinen und limnischen Sedimenten sowie an Eis eingesetzt. AABY et al. (1979), MALMER & HOLM (1984) und CLYMO et al. (1990) verwendeten ^{210}Pb zur Datierung von Torfen. Sie bestimmten nach der vollständigen Oxidation der Torfe und Extraktion bzw. Abscheidung der Radionuklide die harte β - Strahlung des in der Zerfallsreihe folgenden ^{210}Bi oder die α - Strahlung des Tochterisotops ^{210}Po .

Der quantitative Aufschluß des ^{210}Pb in organogenen Sedimenten bzw. in Sedimenten mit hohen organischen Anteilen ist bisher jedoch methodisch ungenügend gelöst (ERLENKEUSER, mdl. Mittlg.). Bei einer trockenen Veraschung ist mit erheblichen und stark schwankenden Konzentrationsverlusten zu rechnen (GLOOSCHENKO et al. 1981), die nur bedingt durch den Einsatz von Ausbeutetracern berücksichtigt werden können. Die nasse Veraschung durch starke Oxidationsmittel erfordert einen erheblichen apparativen Aufwand und wirft bei der Herstellung des Zählpräparates große Probleme auf.

Der in dieser Arbeit angewandte direkte Nachweis des ^{210}Pb anhand der Gammastrahlung ermöglicht eine Abschätzung der Aktivitäten ohne eine aufwendige Präparation der Probe.

5.4.3 Einige theoretische Aspekte der Datierung mit ^{210}Pb

Die Landoberfläche der Erde enthält etwa $3 \times 10^{-6} \text{ g/g } ^{238}\text{U}$, das mit einer Halbwertszeit von $4,5 \times 10^9$ Jahren zerfällt (WILLKOMM 1976:195). Aus einem Folgeprodukt, ^{222}Rn , entsteht über eine Reihe kurzlebiger Radionuklide das ^{210}Pb .

Ein Teil des im Boden gebildeten Radons diffundiert in die Atmosphäre, wo es rasch zerfällt (Halbwertszeit 3,82 Tage). Das entstandene ^{210}Pb wird durch Niederschläge der Erdoberfläche zugeführt, wo es in den Sedimenten, im Eis und in biogenen Substraten nachweisbar ist.

Die Datierung der jeweiligen Sedimente beruht auf dem Zerfall der in dem zu datierenden Material enthaltenen radioaktiven Isotope. Ihr Gehalt nimmt entsprechend der Halbwertszeit des ^{210}Pb (22,26 Jahre) unter Bildung stabiler Tochterisotope ständig ab. Nach dem radioaktiven Zerfallsgesetz klingt die Konzentration des ^{210}Pb und damit auch seine Aktivität exponentiell mit der Zeit ab.

Die Datierung der Sedimente wird durch eine Bestimmung der Aktivitäten des ^{210}Pb in Abhängigkeit von der Tiefe ermöglicht (vgl. Kap. 3.4). Unter der Annahme einer konstanten Zufuhr von 'unsupported' (auf den atmosphärischen Ausfall zurückzuführendem) ^{210}Pb und einer konstanten Sedimentationsrate nimmt dabei die Aktivität der Radionuklide mit zuneh-

mender Tiefe exponentiell ab und ermöglicht dadurch eine Datierung der jeweiligen Sedimentschicht. Der Anteil des sogenannten 'supported' (aus Staubeinwehung und Mineralbodenwasser herrührendem) ^{210}Pb an der Gesamtaktivität kann zuvor bestimmt und abgezogen werden.

Die Gammastrahlung des Blei 210 entsteht bei seinem radioaktiven β - Zerfall. Sie ist die Folge einer energetischen Anregung des Atomkerns bei einer α - oder β - Umwandlung. Der Folgekern wird in angeregtem Zustand gebildet und gibt die Überschußenergie in Form energiereicher, kurzweiliger elektromagnetischer Strahlungen ab. Bei ^{210}Pb liegt diese Energie bei 46,5 keV, das heißt im Bereich üblicher Röntgenstrahlenenergien. Etwa 4 % der ^{210}Pb - Zerfälle führen zur Emission eines solchen 46,5 keV - Quants.

Eine örtlich sowie jahreszeitlich unterschiedliche Niederschlagsstätigkeit (Kontinentaleffekt) bedingt eine lokal unterschiedliche ^{210}Pb - Aktivität im Sediment (GEYH 1980:72f), die bei der Datierung zu berücksichtigen ist.

Die praktischen Konsequenzen aus den hier dargelegten methodischen Hintergründen finden sich im Design der von mir verwendeten Technik der Altersbestimmung, wie sie in Kapitel 3.4 vorgestellt wurde.

Für Nordeuropa wurde eine atmosphärische Ausfallrate von ca. 0,5 dpm/cm² ermittelt (KRISHNASWAMI & LAL 1978, zitiert in ERLÉNKEUSER & PEDERSTAD 1984).

In Torfen ist mit ähnlich hohen Aktivitäten zu rechnen. Das hohe Retentionsvermögen der Torfe (vgl. GORHAM 1958:1524, LÖTSCHERT & WANDTNER 1982, MALMER 1988) ermöglichte in zahlreichen Untersuchungen den Nachweis einer steigenden Schwermetalldeposition seit Beginn der industriellen Revolution (z.B. PAKARINEN 1977, 1978b).

KIRCHHOFF (1989) nutzt diese Eigenschaft der Torfmoose für das Biomonitoring von Schwermetallen in Schleswig - Holstein.

5.4.4 Ergebnisse

Profil Wittenseer Moor (W1)

Die Abbildungen 39a - 39d geben exemplarisch Ausschnitte aus dem Impulshöhenhäufigkeits - Spektrum (kurz: Gammaspektrum) unterschiedlich tief entnommener Torfproben des Wittenseer Moores wieder.

Bei Energien von ca. 31,8 keV, 36,2 keV sowie bei ca. 46,5 keV sind Strahlungspeaks von unterschiedlicher Höhe zu erkennen.

Der weit stärker ausgeprägte Peak auf dem niedrigeren Energieniveau (31,8 keV) sowie der kleine Peak bei 36 keV sind den Zerfällen des ^{137}Cs zuzuordnen. Die Anzahl der registrierten Zerfälle dieser Nuklide nimmt mit zunehmender Probentiefe stark ab. Bereits in 45 cm Tiefe (W1/45, Abb. 39c) zeichnet sich kein Peak des ^{137}Cs mehr ab.

Der etwas kleinere Peak im Energiebereich um 46,5 KeV entspricht den Zerfällen des ^{210}Pb . Er nimmt mit steigender Torftiefe ab. In 45 cm Tiefe ist lediglich ein schwacher Strahlungspeak ausgeprägt. Die Torfprobe W1/100 (Abb. 39d), die aus dem im Untergrund des Aufwuchses anschließenden Alttorf stammt, zeigt nur noch ein amorphes Strahlungsspektrum.

Die Peaks des ^{137}Cs sind auf die Emission durch nukleare Waffentests (v.a. USA, UdSSR, Großbritannien) in den Jahren 1954 - 1963 sowie auf den Atomkraftwerk - Unfall im April 1986 in Tschernobyl zurückzuführen. Es ist anzunehmen, daß die Probe des Torfmoos - Lebendmaterials (W1/5, Abb. 39a) überwiegend mit Emittenten des Atomkraftwerk - Unfalls angereichert ist, aufgrund der Mobilität des ^{137}Cs ist jedoch auch eine Mischung der Radionu-

klide unterschiedlicher Herkunft und zeitlicher Zuordnung möglich. Ihre Trennung wäre nur anhand der Registrierung anderer begleitender Radionuklide möglich, wie z.B. des kurzlebigen ^{134}Cs . Diese Methode wurde von TAYLOR et al. (1988) zur Ermittlung der Radionuklidgehalte in Moosen und Flechten Kanadas angewandt. Die Autoren konnten einen Anstieg des ^{137}Cs um 14 - 19 % über die durch die Atomwaffentests der 60er- Jahre bedingten Gehalte feststellen. Leider ist eine Bestimmung des ^{134}Cs im Bereich der hier genutzten Gammaenergien nicht möglich.

Die Strahlungspeaks des ^{137}Cs und des ^{210}Pb wurden in Abbildung 39b optisch hervorgehoben. Die mittelgraue Rasterung im Energiebereich von 46 KeV entspricht dem zur Festlegung der Linienintensität benutzten Bereich, die anschließende hellgraue Rasterung zeigt die Festlegung der Hintergrundintensität. Letztere wird durch Höhenstrahlung und nicht abgeschirmte Umgebungsstrahlen hervorgerufen. Die Aktivität des Hintergrundes wurde bei der Auswertung von der Linienintensität subtrahiert. Durch die Division mit der Zählzeit und dem Probengewicht sowie durch die Einbeziehung der Eichmessungen ergibt sich daraus die normierte Aktivität (cpm/g norm).

Die ermittelten normierten Aktivitäten der Torfproben des Wittenseer Moores sowie aller übrigen Moore wurden gemeinsam mit Profilen der Torfzusammensetzung, des Humifizierungsgrades sowie der Lagerungsdichte in den Abbildungen 40 - 47 zusammengestellt.

Das Profil W1 (siehe Abb. 40) wurde in einem flachgründigen Torfstich im Zentrum des Wittenseer Moores gezogen. Die neogenen, nach Beendigung des Torfstiches gewachsenen Torfe (Aufwuchs) weisen eine Höhe von 45 cm auf. Sie werden im Untergrund von stark zersetzten Hochmoortorfen abgelöst, deren Humifizierungsgrad mit zunehmender Tiefe wieder abnimmt. Die Hochmoortorfe erreichen an dieser Stelle des Moores eine Mächtigkeit von ca. 3 m. Die Lage des Profils an der höchsten Stelle der Moores sowie die anstehenden Torflagen im Untergrund schließen eine Einflußnahme minerogenen Wassers aus. Die Anreicherung der Torfproben mit in situ gebildetem 'supported' ^{210}Pb aus dem Untergrund ist auszuschließen, lediglich das Einwehen von Staubpartikeln führt zu einer geringfügigen Erhöhung der initialen Aktivität.

Die Vegetation des Torfstichs regenerierte sich ohne das Durchlaufen eines Schwingdecken - Stadiums. Das ombrotrophente *Sphagnum magellanicum* bildete gemeinsam mit *Eriophorum vaginatum* primäre Torfe, die apikal von reinen *Sphagnum magellanicum* - Torfen (in Zusammensetzung mit geringen Mengen an Ericaceen - Wurzeln, Hölzern und Blätter) abgelöst wurden.

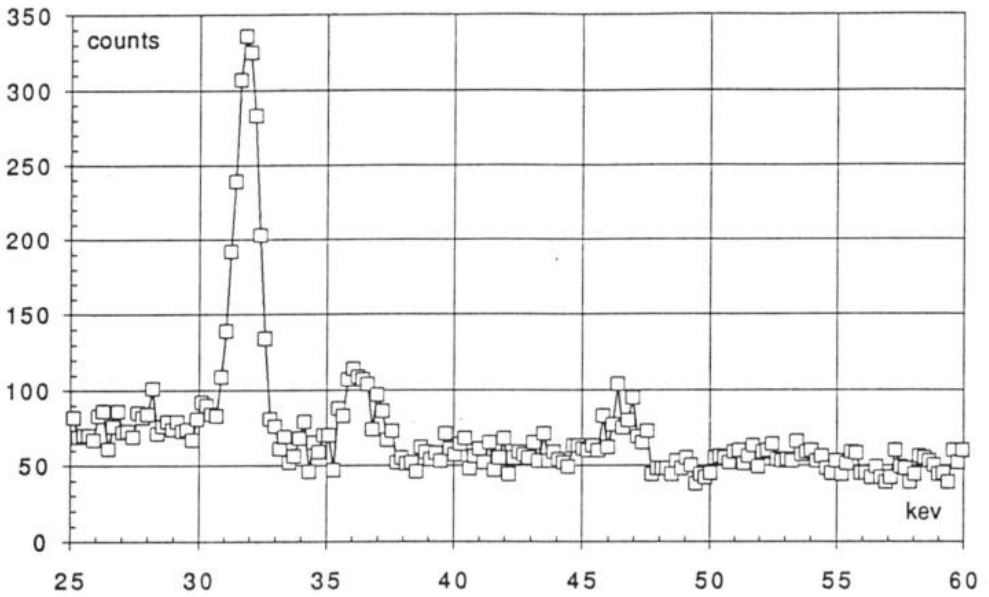
Die Lagerungsdichte und der Zersetzungsgrad der Torfe steigen wie in allen anderen Profilen mit zunehmender Tiefe kontinuierlich an. Beim Übergang zum Alttorf ist ein deutlicher Sprung zu erkennen.

Die normierten Aktivitäten fallen mit zunehmender Tiefe linear ab und lassen sich durch die errechnete Gerade (siehe Tab. 42) gut modellieren. Das errechnete Alter von 64 Jahren weist einen akzeptablen absoluten Altersfehler von 10 Jahren auf (siehe Tab. 43).

Im Untergrund (W1/99) wurden hier wie auch in allen Mooren nur geringe Aktivitäten registriert.

Die Aufwuchsrate der neogenen Torfe beträgt 0,64 cm/J, was bei einer mittleren Lagerungsdichte von 0,035 g/cm³ einer jährlichen Trockengewichts - bezogenen Akkumulationsrate von 217 g/m²J entspricht (siehe Tab. 42).

ND66, 10037, W1/5



ND66, 10038, W1/21

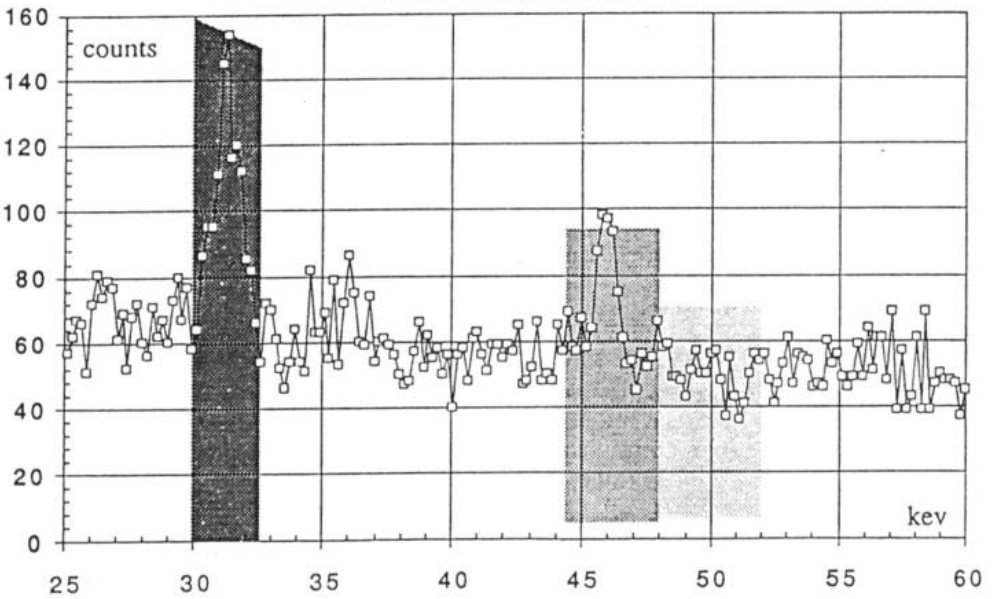


Abb. 39a,b:

Gammaspektrum zweier Torfproben des Wittenseer Moores aus 5 cm und 21 cm Tiefe (Probe W1/5 u. W1/21). Die grauen Raster kennzeichnen die Linienintensität des Cs 137 (30 - 32,5 keV) und des Pb 210 (44,4 - 48 keV). Das helle Raster gibt die Intensität des Hintergrundes wieder.

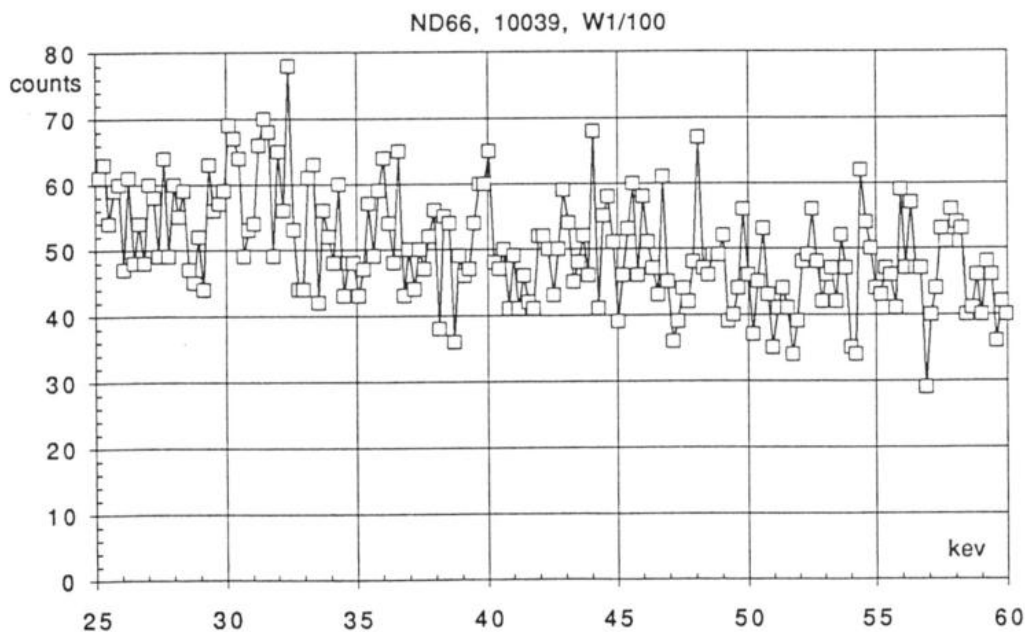
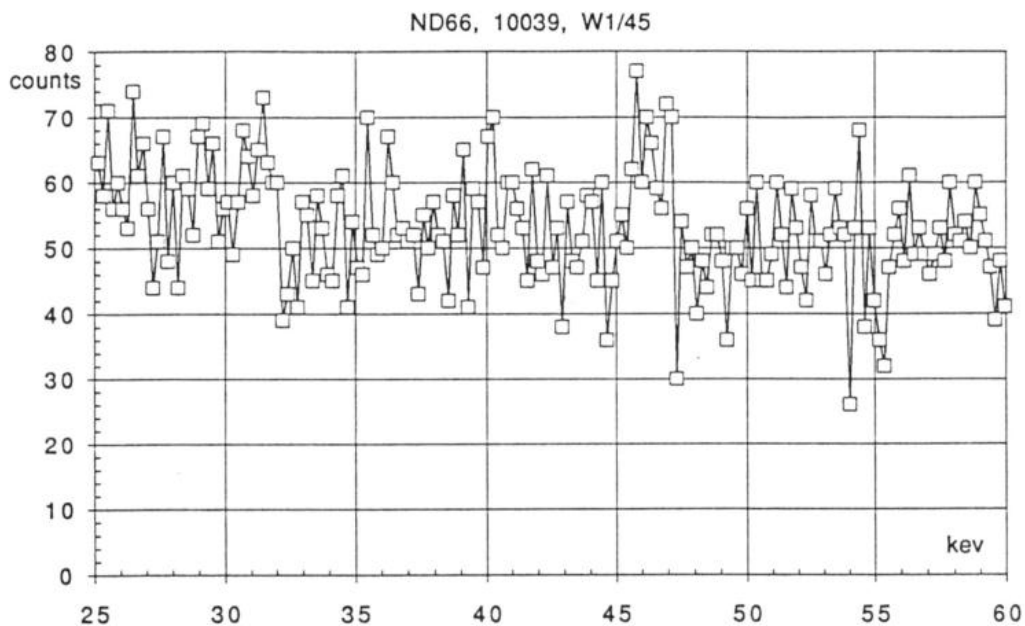


Abb. 39c,d:

Gammastrahlenspektrum zweier Torfproben des Wittenseer Moores aus 45 cm und 100 cm Tiefe (W1/45 und W1/100). Bei der Probe W1/100 handelt es sich um eine wesentlich ältere Torfprobe aus dem Untergrund des Torfstiches.

Werden die normierten Aktivitäten statt gegen die Tiefe gegen die summierten Lagerungsdichten aufgetragen, so ergibt sich ein etwas niedrigeres Alter und eine etwas höhere Akkumulationsrate von 397,64 g/m²J für das gleiche Profil (siehe Tab. 44). Die aus der Steigung der Geraden errechnete Akkumulationsrate (siehe Kap. 3.4) berücksichtigt die unterschiedliche Dichte und Artenzusammensetzung des Torfprofils und ergibt einen repräsentativeren Wert als die aus der mittleren Lagerungsdichte berechnete Akkumulationsrate.

Nach Aussagen eines ehemaligen Moornutzers, Herrn Führung aus der Ortschaft Groß Wittensee, wurde dieser Torfstich wie auch andere des gleichen Moorbereiches bis Ende des ersten Weltkrieges genutzt. Diese Angabe stimmt unter Einbeziehung des absoluten Altersfehlers gut mit dem ermittelten Alter überein.

Das Owschlager Moor (O1)

Das Profil O1 wurde einem großen Torfstich (nahe der Untersuchungsfläche U2, vgl. Tab. 1) im Zentrum des Owschlager Moores entnommen. In einer Tiefe von 51 cm geht der Aufwuchs in stark humifizierten Schwarztorf über. Die Mächtigkeit des Schwarztorfes beträgt etwa einen Meter. Basal wurden über sandigem Sediment ca. 20 cm Bruchwald- und Niedermoororf registriert. Die Abschirmung des neogenen Torfes durch eine 1,2 m dicke Schwarztorfschicht läßt auch hier eine Einflußnahme von 'supported' ²¹⁰Pb ausschließen.

Abb. 40 - 47: Darstellung der Artenzusammensetzung, des Humifikationsgrades (nach v. POST), der Lagerungsdichte (g/cm³) und der normierten Aktivität des ²¹⁰Pb in den untersuchten Profilen. Für die Profile des Salemer und Kaltenhofer Moores sowie des Großen Moores (Abb. 43 - 47) wurde eine mittlere, artenspezifische Lagerungsdichte veranschaulicht. Die Aktivitäten der Meßproben wurden halblogarithmisch dargestellt. Zusätzlich wurde der Standardfehler der Zählstatistik s (siehe Tab. 43) aufgetragen. Die gestrichelte Linie kennzeichnet den Altorf.










Legende		lebende Torfmoossschicht
		S. magellanicum - Torf
		stark durchwurzelte oder holzreiche Torfe
		S. papillosum - Torf
		Eriophorum angustifolium-Cuspidata - Torf
		reiner Cuspidata - Torf
		Eriophorum vaginatum - Torf
		Altorf
		Bunkerde

Abb. 40: Profil Wittenseer Moor (W1)

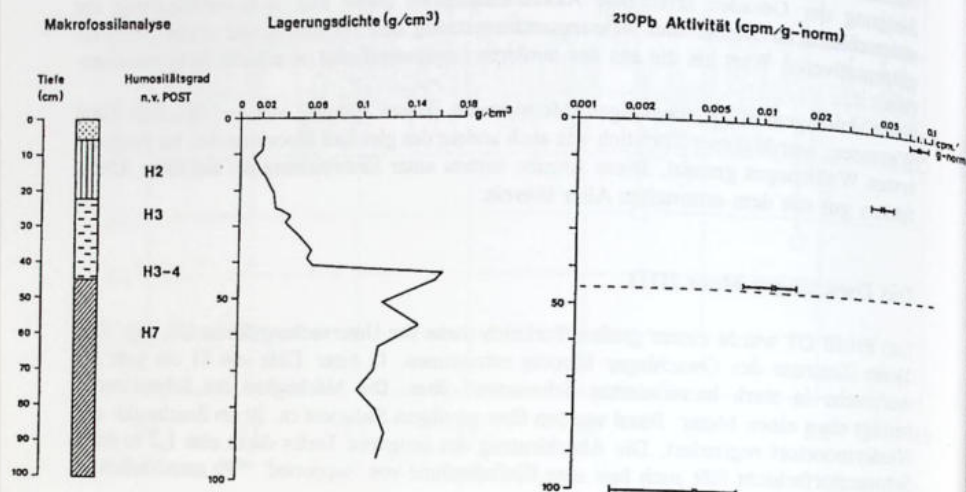
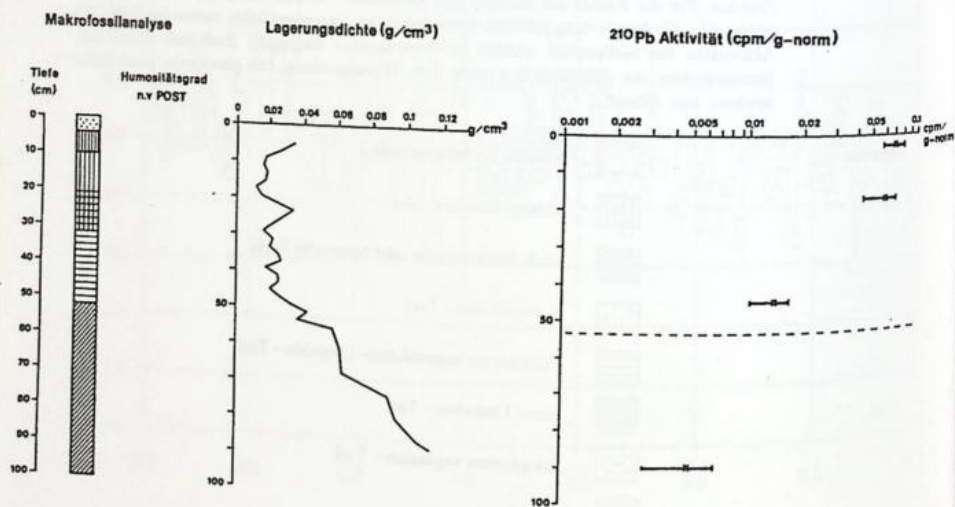


Abb. 41: Profil Owschlager Moor (O1)



Das Profil (Abb. 41) zeigt die Stratigraphie des Owschlager Moors. Die Humositätsgrade H2 bis H7 sind über die Tiefe von 0 bis 100 cm aufgetragen. Die Lagerungsdichte steigt von ca. 0.01 g/cm³ bei der Oberfläche auf über 0.1 g/cm³ bei 100 cm Tiefe an. Die ²¹⁰Pb-Aktivität ist im obersten Bereich (0-20 cm) hoch und fällt dann stark ab, mit einer deutlichen Sprunghöhe bei ca. 45 cm Tiefe.

Tab. 42: Altersbest.

Profil	Tiefe cm
Wittenseer Moor (W1)	2,5 20 44 99
Owschlager Moor (O1)	2,5 19 50 99
Fockbecker Moor (F1)	2,5 20 39 68
Salemer Moor (K1)	2,5 10 20 34
Salemer Moor (K3)	2,5 12 20 31 44 99
Salemer Moor (L1)	2,5 19 38 59
Großes Moor (G3)	2,5 16 29 40 51 99
Kaltenhofer Moor (C2)	2,5 14 24 35 55

* relative Altersbest.

Das Profil (Abb. 41) zeigt eine Regeneration über ein Schwingdecken - Stadium mit *Eriophorum angustifolium* und Torfmoosen der Sektion *Cuspidata*, dem schon frühzeitig *Eriophorum vaginatum* - Bulte beigemischt waren.

Das Profil der Lagerungsdichte weist apikal leicht erhöhte Werte auf. Diese sind auf die dichten Wurzelfilze der Beinbrechllilie, *Narthecium ossifragum*, zurückzuführen, die Bestandteil der rezenten Vegetation ist. Die mit zunehmender Tiefe steigende Dichte der Torfe ist insgesamt etwas variabler, was auf die quantitativ unterschiedliche Einlagerung der Wollgräser - Bestandteile der Torfscheiben zurückzuführen ist. Der Übergang zu den Alttorfen in 52 cm Tiefe zeichnet sich durch einen allmählichen Anstieg der Dichte ab. Durch das über den Alttorfen anstehende Wasserbett wird den Alttorfen eine dünne muddenartige Sedimentschicht aufgelagert und die Konsistenz der Alttorfe herabgesetzt.

Tab. 42: Alterbestimmung und Berechnung der Akkumulationsraten mit Pb 210 - Aktivitäten

Profil	Tiefe cm	A(x) cpm/g norm	Steigung	y-Schnitt. A(o) cpm/g	Alter (J)	Tiefe cm	ln A(x)	Steigung	y-Schnitt.	Aufwuchsrate cm/J
Wittenseer Moor (W1)	2,5	0,0837	-0,0017	0,0860	0,86	2,5	-2,48	-20,48	-45,73	0,64
	20	0,0481		0,0860	18,69	20	-3,03			
	44	0,0119		0,0860	63,63	44	-4,43			
	99	0,0048					-5,34			
Owslager Moor (O1)	2,5	0,0665	-0,0012	0,0730	3,00	2,5	-2,71	-26,44	-63,37	0,82
	19	0,0566		0,0730	8,19	19	-2,87			
	50	0,0134		0,0730	54,53	50	-4,31			
	99	0,0048								
Fockbecker Moor (F1)	2,5	0,0399	-0,0009	0,0520	8,50	2,5	-3,22	-13,98	-31,05	0,43
	20	0,0526		0,0520	46,51	20	-2,95			
	39	0,0075		0,0520	62,29	39	-4,89			
	68	0,0031								
Salemer Moor (K1)	2,5	0,0379	-0,0012	0,0442	4,93	2,5	-3,27	-9,09	-21,23	0,28
	10	0,0359		0,0442	6,69	10	-3,33			
	20	0,0213		0,0442	23,48	20	-3,85			
	34	0,002		0,0442	99,58	34	-6,21			
Salemer Moor (K3)	2,5	0,0365	-0,0007	0,0466	7,86	2,5	-3,31	-26,02	-70,76	0,81
	12	0,0573		0,0466	14,81	12	-2,86			
	20	0,0256		0,0466	19,27	20	-3,67			
	31	0,0177		0,0466	31,14	31	-4,03			
	44	0,0195		0,0466	54,40	44	-3,94			
	99	0,0075								
Salemer Moor (L1)	2,5	0,0601	-0,0007	0,0525	2,12	2,5	-2,81	-37,92	-107,88	1,18
	19	0,0259		0,0525	22,73	19	-3,65			
	38	0,0234		0,0525	26,00	38	-3,76			
	59	0,0138		0,0525	42,98	59	-4,28			
Großes Moor (G3)	2,5	0,0416	-0,0003	0,0483	4,79	2,5	-3,18	-22,83	-51,57	0,71
	16	0,0577		0,0483	22,54	16	-2,85			
	29	0,0278		0,0483	40,85	29	-3,58			
	40	0,0386		0,0483	56,34	40	-3,25			
	51	0,0097								
	99	0,0072								
Kaltenhofer Moor (C2)	2,5	0,0381	-0,0006	0,0318	1,88	2,5	-3,27	-42,84	-141,24	1,33
	14	0,0231		0,0318	10,28	14	-3,77			
	24	0,0156		0,0318	22,91	24	-4,16			
	39	-0,0087		0,0318	29,32	55	-4,22			
	55	0,0147		0,0318	41,35					

* relative Altersbestimmung aus der Tiefe und der Aufwuchsrate unter der Annahme eines konstanten Aufwuchses

Tab. 43: Berechnung des absoluten Altersfehlers

Profil	Tiefe cm	A(x) cpm/g norm	Alter (J)	s	Absolute Altersfehler
Wittenseer Moor (W1)	2,5	0,0837	0,86	0,0122	4,69
	20	0,0481	18,69	0,007	4,68
	44	0,0119	63,63	0,0038	10,27
	99	0,0048		0,0031	
Owschlager Moor (O1)	2,5	0,0665	3,00	0,0095	4,60
	19	0,0566	8,19	0,0126	7,16
	50	0,0134	54,53	0,003	7,20
	99	0,0048		0,002	
Fockbecker Moor (F1)	2,5	0,0399	8,50	0,01	8,06
	20	0,0526	* 46,01	0,0053	3,24
	39	0,0075	62,29	0,0033	14,15
	68	0,0031		0,0011	
Salemer Moor (K1)	2,5	0,0379	4,93	0,0077	6,54
	10	0,0359	6,69	0,007	6,27
	20	0,0213	23,48	0,0063	9,52
	34	0,002	99,58	0,0007	11,26
Salemer Moor (K3)	2,5	0,0365	7,86	0,0079	6,96
	12	0,0573	* 14,84	0,0055	3,09
	20	0,0256	19,27	0,0075	9,42
	31	0,0177	31,14	0,0047	8,54
	44	0,0195	* 54,40	0,0079	13,03
	99	0,0075		0,0031	
Salemer Moor (L1)	2,5	0,0601	* 2,12	0,0282	15,09
	19	0,0259	22,73	0,0071	8,82
	38	0,0234	26,00	0,0068	9,35
	59	0,0138	42,98	0,0076	17,72
Großes Moor (G3)	2,5	0,0416	4,79	0,0086	6,65
	16	0,0577	* 22,54	0,009	5,02
	29	0,0278	* 40,85	0,009	10,41
	40	0,0386	* 56,34	0,0084	7,00
	51	0,0097		0,005	
	99	0,0072		0,0039	
Kaltenhofer Moor (C2)	2,5	0,0381	* 1,88	0,0081	6,84
	14	0,0231	10,28	0,0045	6,27
	24	0,0156	22,91	0,0055	11,34
	39	-0,0087	* 29,28	0,0071	-26,25
	55	0,0147	* 41,35	0,0075	16,41

Die Aktivitätsmessungen ergeben hier wie bei allen folgenden Profilen eine im Vergleich zum Wittenseer Moor geringere Oberflächenaktivität (siehe Tab. 42). Diese sinkt mit zunehmender Tiefe erst allmählich ab. Die Datierung ergab ein Alter von 55 Jahren mit einem absoluten Altersfehler von 7 Jahren (vgl. Tab. 43). Die mittlere Aufwuchsrate beträgt 0,82 cm/Jahr. Sie entspricht einer mittleren Akkumulationsrate von 287 g/m²J. Die Datierung auf der Basis der Lagerungsdichten ergab ein entsprechendes Alter (56 Jahre). Die auf die individuelle Lagerungsdichte bezogene Akkumulationsrate liegt mit 192,8 g/m²J deutlich unter der mittleren Akkumulationsrate (vgl. Tab. 44).

Der Grund für diese Abweichung ist in dem höheren Anteil wasserhaltiger Cuspidata- und Eriophorum angustifolium - Torfe zu suchen, aus denen die Sphagnum magellanicum - Torfe hervorgingen (siehe Abb. 41). Diese besitzen eine geringere Lagerungsdichte von etwa 0,024 g/cm³ und liegen damit weit unter der mittleren Lagerungsdichte von 0,035 g/cm³.

Tab. 44: Mittlere Akkumulationsraten, bezogen auf eine mittlere Lagerungsdichte von $0,035 \text{ g/cm}^3$ (*Sphagnum magellanicum*- und *Eriophorum angustifolium*-*Cuspidata* - Torfe, $n = 75$) sowie Akkumulationsrate, bezogen auf die individuelle Lagerungsdichten der Profilzusammensetzung.

Profil	Aufwuchsrate (cm/J)	mittlere Akkumulations- rate $\text{g/m}^2\text{J}$	Akkumula- tionsrate bezogen auf individ. Lagerungsdichte $\text{g/m}^2\text{J}$
Wittenseer Moor (W1)	0,64	224,0	397,64
Owslager Moor (O1)	0,82	287,0	192,80
Fockbeker Moor (F1)	0,43	150,5	171,58
Salemer Moor (K1)	0,28	98,0	99,25
Salemer Moor (K3)	0,81	283,5	292,70
Salemer Moor (L1)	1,18	413,0	386,38
Großes Moor (G3)	0,71	248,5	248,16
Kaltenhofer Moor (C2)	1,33	465,5	468,22

Nach Angaben eines Mooranwohners wurden die Torfstiche etwa bis Ende des ersten Weltkrieges genutzt. Die mit ^{210}Pb durchgeführte Datierung ergibt demzufolge eine etwas zu niedrige Altersangabe. Ein Grund dafür kann in der starken Durchwurzelung der oberen Torfschicht mit *Narthecium ossifragum* liegen. An der Blattoberfläche deponierte Radionuklide können von der Pflanzen aufgenommen und in die Wurzeln verlagert werden. Die Streu der Beinbrechillie ist zudem relativ leicht zersetzbar (vgl. HEAL et al. 1978), so daß in den Oberflächentorfen mit Verlagerungsprozessen zu rechnen ist. Für die Richtigkeit dieser Hypothese sprechen die relativ hohen Aktivitäten der Torfproben in 20 cm Tiefe. Ein weiterer Grund kann in einer relativ hohen Staubfracht aus den angrenzenden Äckern liegen, die zu einer Erhöhung des 'supported' ^{210}Pb führt.

Das Fockbeker Moor (F1)

Das Profil F1 stammt aus großflächig abgetorften Bereichen im Zentrum des Fockbeker Moores. Es wurde unmittelbar neben der Untersuchungsfläche U3 entnommen. Die Gesamtorfmächtigkeit beträgt hier nur 69 cm. Die Höhe des Aufwuchses umfaßt 40 cm. Somit dienen hier lediglich 39 cm stark zersetzter Alttorf als Abschirmung zum sandigen Sediment. Die Einflußnahme von minerogenem 'supported' ^{210}Pb ist hier nicht auszuschließen. Ähnlich wie im Owslager Moor ist die Verlandung des Torfstiches durch ein *Eriophorum angustifolium* - *Cuspidata* - Stadium eingeleitet worden. Seine Torfe weisen nur eine geringfügig höhere Lagerungsdichte auf als die apikalen *Sphagnum magellanicum* - *Sphagnum papillosum* - Torfe (siehe Abb. 42).

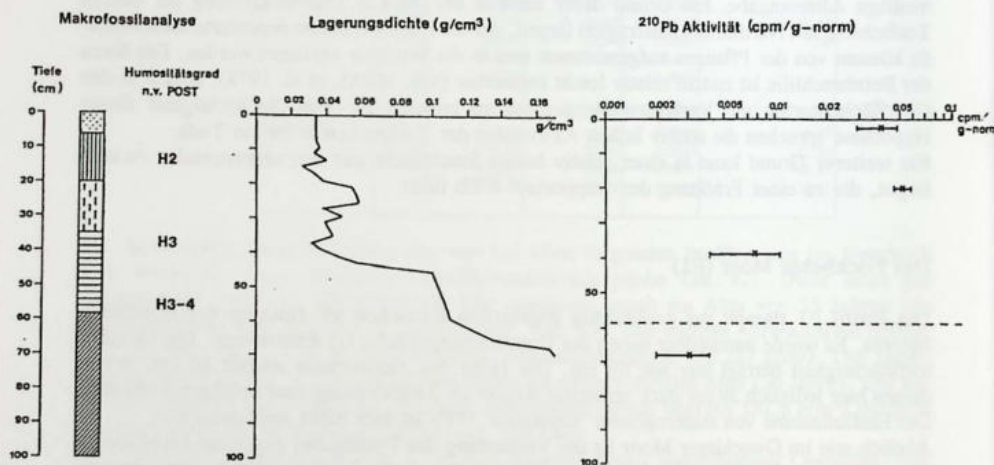
In 40 cm Tiefe nimmt die Lagerungsdichte zu, bedingt durch die starke Humifikation und Kompaktierung des deutlich abgegrenzten Alttorfes.

Abweichend von den bisher beschriebenen Profilen weisen die Aktivitätsmessungen in 21 cm Tiefe eine höhere Aktivität auf als an der Oberfläche. Die Aktivitäten des Untergrundes (Probe F1/68, Tab. 42) sind trotz der möglichen Einflußnahme des 'supported' ^{210}Pb vernachlässigbar gering. Die Altersbestimmung ergab, bezogen auf die Tiefe, ein Alter von 62 Jahren, bezogen auf die Lagerungsdichte, 64 Jahre für den Aufwuchs des Torfstiches. Der absolute Datierungsfehler liegt mit 14 Jahren etwas höher als bei den bisherigen Datierungen. Der jährliche Zuwachs beträgt 0,43 cm pro Jahr, die jährliche mittlere Akkumulationsrate 147 $\text{g/m}^2\text{J}$. Diese liegt bei Einbeziehung der individuellen Torfdichten des Profils bei 172 $\text{g/m}^2\text{J}$.

Die Modellierung der Geraden zur Altersbestimmung erfolgte hier wie bei allen anderen Profilen unter Einbeziehung sämtlicher Aktivitätsmessungen des Aufwuchses. Da aufgrund der erhöhten Aktivität in 21 cm Tiefe die errechnete initiale Aktivität zum Zeitpunkt t_0 relativ hoch ist, kann die Datierung - bei Annahme einer Verlagerung von Radionukliden der Oberfläche - ein etwas zu niedriges Alter ergeben.

Die realen Aufwuchs- und Akkumulationsraten dürften folglich etwas niedriger zu veranschlagen sein.

Abb. 42: Profil Fockbeker Moor (F1)



Auch über den Abbau des Fockbeker Moores liegen mündliche Angaben der Mooranrainer aus der Ortschaft Fockbek vor. Ihnen zufolge wurde die Parzelle bis Ende des Ersten Weltkrieges intensiv genutzt. Vereinzelt wurden neue Torfstiche im Zweiten Weltkrieg angelegt. Diese weisen vielfach noch heute ein Schwingdecken - Stadium auf, so daß für den untersuchten Torfstich ein höheres Alter anzunehmen ist. Das ermittelte Alter von 62 - 64 Jahren ergibt bei Berücksichtigung der oben aufgeführten Vorbehalte eine gute Übereinstimmung mit einem Ausklingen der Nutzung gegen Ende des Ersten Weltkrieges. Die erhöhte normierte Aktivität in 21 cm Tiefe läßt verschiedene Erklärungshypothesen zu (vgl. Tab. 42). Da eine Verlagerung der Aktivitätspeaks in oberflächennahe Torfschichten ebenfalls in den im Anschluß beschriebenen Profilen K3 und G3 auftritt, sollen die möglichen Ursachen zusammenhängend im Anschluß an den Ergebnisteil diskutiert werden.

Das Salemer Moor

Die Profile K1 und K3 (Abb. 43, 44) wurden dem sogenannten 'Kahlen Moor' des 'subkontinentalen' Hochmoores entnommen. Der volkstümliche Name bezieht sich auf das Fehlen der Bewaldung mit *Pinus sylvestris*, der Waldkiefer, die sich bereits in weiten Bereichen des primär baumfreien Hochmoores ausgebreitet hat (vgl. LÜTT 1988).

Das Kahle Moor gehört zu den am höchsten aufgewölbten Bereichen des Moores. Unter neogenen Torfen von mehreren Dezimetern Mächtigkeit schließen sich ca. 2 m mächtige Hochmoortorfe an.

Beide Profile lassen die Entwicklung des Primärstadiums des *Ledo-Sphagnetum magellanici* aus den Schwingdecken der *Eriophorum angustifolium* - Gesellschaft erkennen. Beim Profil K1 fallen stark durchwuzelte, holzreiche Torfe unterhalb der Oberfläche auf sowie ein in der Humifikation und Zusammensetzung abweichendes Torfband, das dem Alttorf aufgelagert ist. Es handelt sich dabei um sogenannte 'Bunkerde' (vgl. Kap. 2). Sie ist etwas schmaler auch im Profil K3 zu erkennen.

Obgleich beide Profile nahe aneinanderliegenden Torfstichen entnommen wurden, ergab die Datierung mit ^{210}Pb ein sehr unterschiedliches Alter. Für den Aufwuchs des Profils K1 wurde ein Alter von 100 Jahren bzw. ,bezogen auf die Lagerungsdichte, 97 Jahren ermittelt, für den des Profils K3 hingegen lediglich 55 Jahre. Für das Profil K1 wurde nur eine geringe Schwankung von etwa 11 Jahren errechnet, für das Profil K3 eine etwas höhere stärkere Schwankung von etwa 13 Jahren (vgl. Tab. 43). Entsprechend unterschiedlich sind auch die Akkumulationsraten von 0,28 cm/Jahr für K1 und 0,81 cm/Jahr für K3. Bei einer mittleren Lagerungsdichte von 0,035 g/cm³ entsprechen die Aufwuchsraten einer jährlichen Torfakkumulation von 98 g/m²J für das Profil K1 und 283,5 g/m²J für das Profil K3, bezogen auf die Lagerungsdichte 99,3 g/m²J und 292,7 g/m²J.

Eine direkte Einflußnahme der Bunkerde auf die Verlandung der Profile K1 und K3 läßt sich weder aus der Artenzusammensetzung des Profils (siehe Abb. 43 und 44) noch aus den ermittelten Akkumulationsraten ableiten.

Die bereits für das Fockbeker Moor erwähnten Folgen der Verlagerung des Aktivitätspeaks in oberflächennahe Torfschichten auf die Altersdatierung können auch für das Profil K3 zutreffen. Sie lassen eine zu niedrige Altersberechnung nicht ausschließen.

Abb. 43: Profil Salemer Moor (K1)

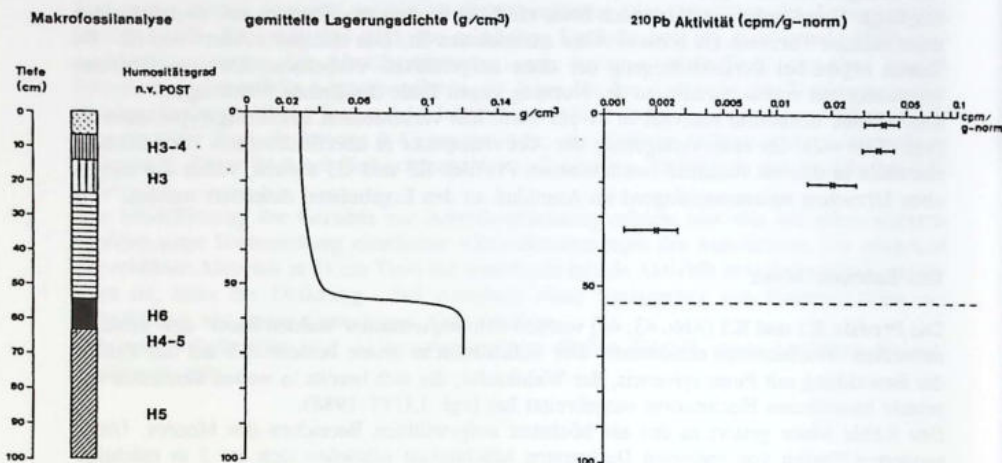
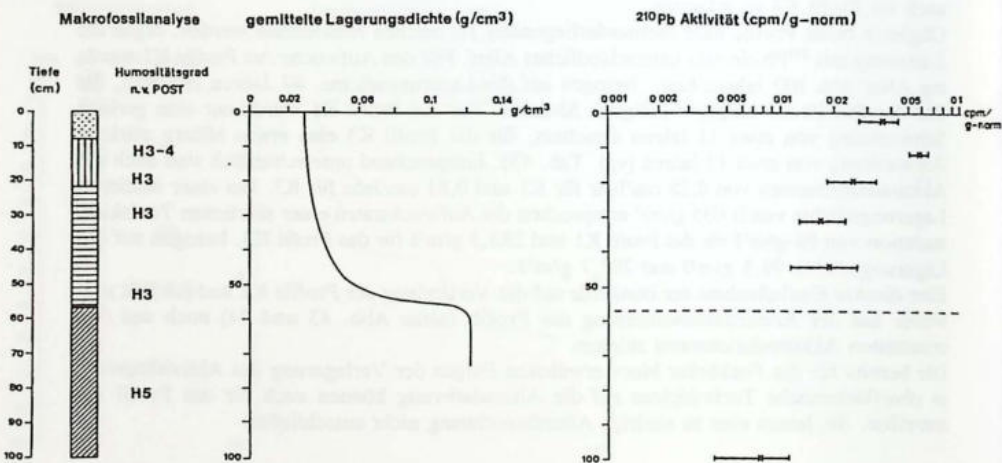


Abb. 44: Profil Salemer Moor (K3)



Auffällig ist die trotz der lokalen Nähe beider Profile unterschiedliche Höhe der Aktivität. Im Profil K1 wurde mit 0,0379 cpm/g norm die höchste Aktivität an der Oberfläche ermittelt, im Profil K3 hingegen mit 0,0573 cpm/g norm in 12 cm Tiefe.

Ein ungleiches Alter zweier nebeneinanderliegender Torfstiche mit nahezu gleicher rezenter Vegetation und gleicher Aufwuchshöhe ist vorstellbar. Die Dynamik der Wiederbesiedlung kann kleinstandörtlich stark variieren und zu unterschiedlichen Akkumulationsraten führen (PAKARINEN & TOLONEN 1977b, AABY & JACOBSEN 1979, ZUREK 1984, OHLSON & DAHLBERG 1991).

Einen Hinweis auf die geringere Torfbildung im Torfstich des Profils K1 geben die Makrofossilien: Die starke Durchwurzelung und Holzanreicherung im oberflächennahen Horizont spricht für eine verlangsamte Torfbildung als Folge einer Ausbreitung der Zwergsträucher *Vaccinium uliginosum* und *Ledum palustre* sowie der Waldkiefer. Diese kann beispielsweise durch ein trockeneres Jahr initiiert worden sein. Kleinstandörtliche Unterschiede im Wasserregime, die Nähe zum Torfstichrand und eine unterschiedlich weit fortgeschrittene Konsolidierung des Torfes können in zwei benachbarten Torfstichen bei Klimaschwankungen eine unterschiedliche starke Beeinflussung des Torfwachstums mit positiven Rückkoppelungen bewirken.

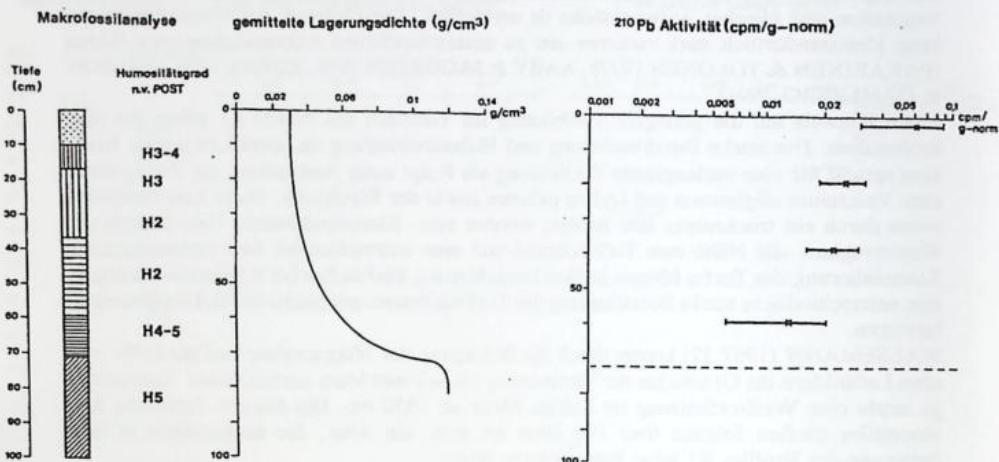
WALSEMANN (1967:32) konnte durch die Befragung der Mooranrainer und mit Hilfe von alten Luftbildern die Geschichte der Torfnutzung im Salemer Moor nachzeichnen. Demzufolge setzte eine Weißtorfnutzung im Kahlen Moor ab 1850 ein. Die ältesten Torfstiche des Moorteiles dürften folglich über 100 Jahre alt sein, ein Alter, das insbesondere in der Datierung des Profils K1 seine Entsprechung findet.

Mehr als 150 Jahre weit läßt sich die Torfnutzung im großflächig abgetorften "Toten Moor" des Salemer Moores zurückverfolgen. Der Moorteil wird heute flächendeckend vom Sumpfporst - Kiefernbruch eingenommen. Nur vereinzelt werden die Kiefernbestände lichter. Das Auftreten von Heidekräutern und *Sphagnum magellanicum* kennzeichnen hier ein etwas jüngeres Entwicklungsstadium. Das hier entnommene **Profil L1** läßt anhand der Großreste auf eine Verlandung durch eine *Eriophorum angustifolium* - Schwingdecke schließen (siehe Abb. 45). Ihre Torfe werden durch eine ca. 1,3 m mächtige Schicht aus Hochmoortorfen vom mineralischen Untergrund abgeschirmt.

Der 74 cm hohe Aufwuchs des Torfstiches wurde mit beiden Auswertungsansätzen auf ein Alter von 43 Jahren datiert, der absolute Altersfehler beträgt hier 18 Jahre. Die Torfbildungsrate ist mit 1,18 cm/Jahr entsprechend hoch. Sie entspricht einer mittleren jährlichen Akkumulation von 413 g/m²J. Auch hier ist aufgrund der Entstehung der rezenten Vegetation aus einer *Eriophorum angustifolium* - Gesellschaft die auf die individuelle Lagerungsdichte bezogene Akkumulationsrate mit 386,4 g/m²J etwas niedriger.

Trotz der lichten Kieferbewaldung entspricht der Aktivitätspeak von 0,0601 cpm/g norm an der Profiloberfläche den Werten aus dem unbewaldeten Kahlen Moor (Profile K1 und K3). Eine Depositionsminderung scheint bei der vorliegenden Bewaldungsdichte nicht gegeben zu sein.

Abb. 45: Profil Salemer Moor (L1)



Das Kaltenhofer Moor

Die Datierung des Profiles C2 läßt eine ähnlich schnelle Verlandung des Torfstiches im Kaltenhofer Moor vermuten. Der 56 cm hohe Aufwuchs wurde auf ca. 41 Jahre datiert, was bei einer konstanten Torfbildung einer Aufwuchsrates von 1,33 cm/Jahr und einer mittleren Akkumulationsrate von 465,5 g/m²J entspricht. Letztere stimmt hier mit der dichtespezifischen Akkumulationsrate überein.

Die Altersbestimmung ist hier aufgrund des relativ hohen absoluten Datierungsfehlers von 16 - 26 Jahren relativ ungenau.

Die Entwicklung des Torfstiches verlief abweichend von den bisher vorgestellten Profilen nicht zum *Erico - Sphagnetum magellanicum* (siehe Abb. 46). Noch heute dominiert *S. fallax* in den Schwingdecken. Seine Rasen werden vereinzelt von Heidekräutern und eingewehten *Betula pubescens* - Blättern durchsetzt.

Aufgrund dieser Abweichungen ist der auf die Lagerungsdichte bezogene Akkumulationsrate kein höherer Informationswert beizumessen. Da Daten über die Lagerungsdichte stärker konsolidierter *S. fallax* - Torfe nicht vorliegen, können beide Berechnungen der Akkumulationsraten hier nur orientierend sein.

Der Torfstich wurde lediglich zum Abbau von Weißtorfen genutzt. Unterhalb des Aufwuchses schließen Hochmoortorfe von mehr als einem Meter Mächtigkeit an. Eine Anreicherung der neogenen Torfe mit in situ gebildetem ²¹⁰Pb ist, abgesehen von den Luftfrachten, auszuschließen.

Abb. 46: Profil Kaltenhofer Moor (C2)

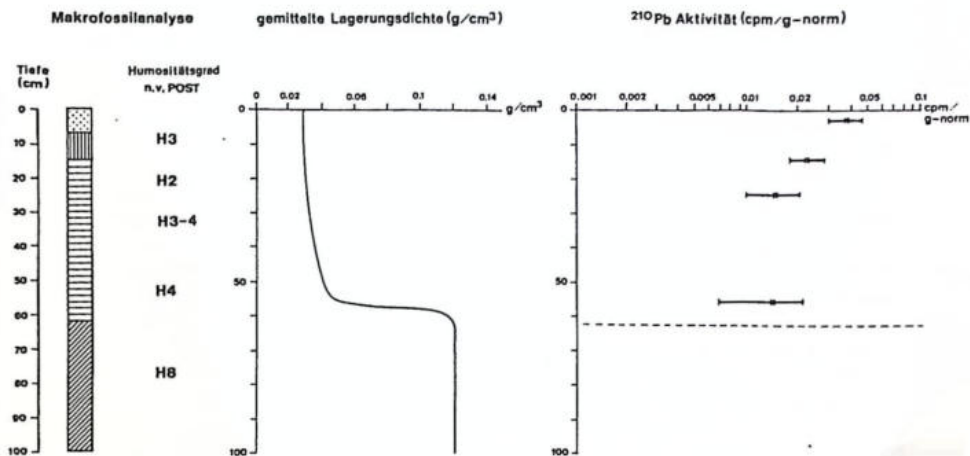
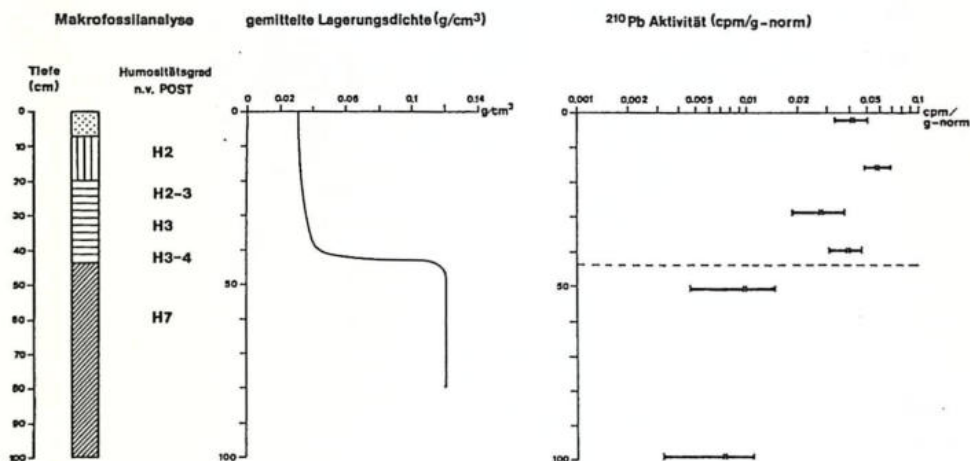


Abb. 47: Profil Großes Moor (G3)



Trotz der relativ großen Schwankungsbreite der Altersangabe stimmt die Datierung relativ gut mit den von WAGNER durchgeführten Recherchen zur Geschichte des Torfstiches überein (vgl. WAGNER, in prep.). Für die Torfstiche der Zentralfläche des Kaltenhofer Moores ist nach Aussagen Ortskundiger von einer Torfnutzungsaufgabe um die Jahrhundertwende auszugehen. Da Hochmoore in der Regel vom Zentrum ausgehend abgetorft wurden, ist die Randlage des beprobten Torfstiches mit einem geringeren Alter kongruent (WAGNER, mdl. Mittlg.).

Das Große Moor (G3)

Das Profil G3 wurde dem Südwestrand der Zentralfläche des Großen Moores entnommen. Die Makrofossilien des Profils lassen eine den Profilen O1 und F1 entsprechende Entwicklung zum rezenten *Erica - Sphagnum magellanicum* rekonstruieren (siehe Abb. 47). Die Schwingdeckentorfe liegen in 42 cm Tiefe den Alttorfen auf. Diese weisen einen hohen Anteil an *Myrica gale* - Holzstückchen auf und erreichen eine Mächtigkeit von über einem Meter.

Die gemessenen Aktivitäten des Profils G3 lassen nur schwerlich eine Datierung zu. Die Altersbestimmung auf ca. 56 Jahre erfolgte hier mittels der relativen Datierung unter Einbeziehung der Akkumulationsraten. Die Fehlerberechnung ergibt eine Datierungsamplitude von bis zu 10 Jahren (Tab. 43).

Nach einem Aktivitätspeak in 16 cm Tiefe sinken die Aktivitäten nur sehr langsam ab. Die basale Schicht des Aufwuchses weist mit Aktivitäten von 0,0386 cpm/g norm noch eine beträchtliche Höhe auf. Ein Grund dafür kann eine starke Einflußnahme von 'minerogenem' ^{210}Pb atmosphärischen Ursprungs sein. Ähnlich hohe Aktivitäten in den basalen Bereichen des Aufwuchses wurden auch bei einem hier nicht vorgestellten Profil des Großen Moores registriert.

Das Phänomen ist somit nicht als reines Zufallsprodukt abzuhandeln.

Die Aktivitäten im Untergrund (100 cm Tiefe) lassen keine Einflußnahme des 'supported' ^{210}Pb vermuten.

Mündliche Quellen über das Alter des Torfstiches liegen leider nicht vor.

Bei der Datierung junger Torfe ergeben sich Probleme, die zum großen Teil immanenter Natur sind: Das Wachstum der Torfmoose selbst bedingt den Aufbau eines binären Torfsystems aus Akrotelm und Catotelm. Bei der Altersbestimmung von Oberflächentorfen werden beide Torfsysteme wie auch ihre 'Nahtstellen' erfaßt: die oberen 20 - 30 cm des durch Wasserstandsschwankungen sowie biologische und chemische Umsetzungsprozesse gekennzeichneten Akrotelms wie auch das daran anschließende, stets wassergesättigte Catotelm. Dies ist bei der Interpretation der Ergebnisse zu berücksichtigen.

Die Berechnung der Aufwuchs- und Akkumulationsraten der hier vorgestellten Untersuchung geht von der Annahme einer konstanten Akkumulation aus. Diese Vorstellung entspricht den natürlichen Gegebenheiten nur annähernd. Die Abbildungen 40 - 47 zeigen die unterschiedlichen Entwicklungsstadien der Torfstichvegetation. Aus den produktionsbiologischen Untersuchungen der Kapitel 5.2.4 und 5.3.1 wird deutlich, daß das Wachstum und die Zersetzung der jeweiligen Torfmoosarten sehr unterschiedlich sind. Trotz einer erhöhten Zersetzungsrate der Cuspidata - Torfe ist aufgrund ihrer hohen Produktivität und der hohen Produktivität von *Eriophorum angustifolium* von einer schnelleren Torfbildung im Schwingdeckenstadium auszugehen. Die in der Sukzession folgenden *Sphagnum magellanicum* - Torfe hingegen wachsen und zersetzen sich langsamer (vgl. Kap. 5.2.4 und 5.3.1). Die initialen Aktivitäten der Torfe waren während ihrer Entwicklung folglich nicht gleich. Die *Eriophorum angustifolium* - Cuspidata - Torfe dürften eine geringere initiale Aktivität besessen haben als die *Sphagnum magellanicum* - Torfe. Die nach Gleichung 6 durchgeführte Berechnung des Alters kann folglich zu einer Unterschätzung des tatsächlichen Alters führen (siehe Kap. 3.4, S. 27).

APPLEBY & OLDFIELD (1978) entwickelten für die Datierung von Sedimenten mit unterschiedlichen Sedimentationsraten das 'constant rate of supply'- Modell (crs). Beim Vergleich des crs - Modells mit dem in der Literatur vielfach angewandten Modell der 'constant initial concentration' (cic) fanden OLDFIELD et al. (1979:42f) bei Hochmoorprofilen gute Übereinstimmungen mit Altersangaben der ^{14}C Datierung. Die Berechnung des Alters nach dem cic - Modell ergab eine Unterschätzung des Alters. Zu gleichen Ergebnissen kommen auch EL-DAOUSHY et al. (1982:430f). Bei der Gegenüberstellung von Ergebnissen einer ^{210}Pb -Datierung (crs - Modell) mit jenen der 'moss increment' Methode, der ^{14}C -Methode wie auch palynologischen Befunden zweier finnischer Hochmoorprofile wurden nahezu identische Alter ermittelt. Die Anwendung des cic - Modells hingegen ergab ein zu niedriges Alter. Da die ^{14}C -Datierung, wie bereits erwähnt, bei kleinen Zeiträumen einen nicht unbeträchtlichen Meßfehler aufweist, erhebt sich jedoch generell die Frage nach der Vergleichbarkeit beider Datierungsmethoden.

Ein Vergleich des hier zugrundeliegenden Modells der 'constant concentration' (ERLENKEUSER & PEDERSTAD 1984:140, ERLÉNKEUSER 1985:27ff) mit dem Modell der 'constant rate of supply' erscheint aufgrund des geringen Datenmaterials der vorgestellten Untersuchungen noch nicht sinnvoll. Er muß detaillierten Untersuchungen mit einem subtileren methodischen Ansatz vorbehalten bleiben.

Eine gleichmäßig distinkte Verteilung der Aktivitäten konnte nicht in allen Profilen gefunden werden. Die Profile F1, K3 und G3 weisen ihre Aktivitätspeaks in 20, 12 und 16 cm Tiefe auf. Bei Einbeziehung des Fehlers aus der Zählstatistik (siehe Tab. 43) zeigt sich jedoch, daß diese Abweichung innerhalb der 95,45 % Wahrscheinlichkeit des Auftretens liegen. Sie

können somit noch als erlaubte Abweichungen der Zählstatistik interpretiert werden.

Dennoch ist auffällig, daß diese Abweichungen offenbar nur in einer bestimmten Zone der Torfprofile auftreten. Im folgenden soll eine vorsichtige Deutung dieses Trends vorgenommen werden, obgleich eine Überprüfung seiner statistischen Signifikanz weiteren Untersuchungen vorbehalten bleiben muß.

Die Profile mit den Aktivitätspeaks unterhalb der Oberfläche unterscheiden sich weder in ihrer Vegetation noch in ihrer Entwicklungsgeschichte von den anderen Profilen. Auch ihre Humifikation und Lagerungsdichte vermögen diese Abweichung nicht zu klären. Abgesehen von leicht erhöhten Zersetzungsgraden in allen Profilen des Salemer Moores und einer etwas erhöhten Lagerungsdichte an der Oberfläche des Owschlagler Moores sind keine wesentlichen Unterschiede der Profile zu verzeichnen.

Drei Deutungsmöglichkeiten des Phänomens bieten sich an:

- Wurzeln der Heidekräuter und Cyperaceen wurden bei der Probennahme nicht aussortiert. Bei einer pflanzeninternen Verlagerung aufgenommener Radionuklide kann die wurzelreiche Torfschicht unmittelbar unter der Oberfläche angereichert werden. Der Aktivitätspeak stellte somit ein methodisches Artefakt dar.
- Bei einer konstanten Depositionsrate der Radionuklide kann eine Beschleunigung der Torfakkumulation der Grund für die 'Verdünnung' der Aktivitäten an der Oberfläche sein.
- Die Radionuklide können in Abhängigkeit von den Standortfaktoren eine unterschiedliche Mobilität haben.

Da es sich bei allen Profilstandorten - mit Ausnahme des Profils O1 - um etwa gleich stark von Phanerogamen eingenommene Standorte handelt, ist die Wahrscheinlichkeit des Auftretens eines methodischen Fehlers bei allen Profilen gleich groß. Methodisch bedingte Artefakte können somit nicht der Grund für die lediglich in drei Profilen registrierte Verlagerung sein.

Zudem wurden Aktivitätspeaks von ^{210}Pb unterhalb der Torfoberfläche auch bei ^{210}Pb - Datierungen an Hochmoorprofilen Schwedens (MALMER & HOLM 1984) und Nordamerikas entdeckt (HEMOND 1980).

Eine über mehrere Jahre währende beschleunigte Torfbildung durch *Sphagnum magellanicum* ist kaum vorstellbar (vgl. Kap. 5.3.3). Hohe stickstoff- und schwefelsaure Depositionen führen derzeit zu einer Wachstumshemmung der Art (FERGUSON & LEE 1983, LÜTKE TWENHÖVEN 1992). Als Folge einer mäßigen Zufuhr von Nährstoffen ist allerdings eine begrenzte Förderung des Wachstums denkbar. Diese läßt sich jedoch kaum aus den hier vorgestellten Daten ableiten, da die besagten Profile aus unterschiedlichen Torfmoosen aufgebaut sind, die ein individuelles Wachstumsverhalten zeigen. Die in dieser Arbeit vorgestellten Wachstumsuntersuchungen verdeutlichen, daß *S. magellanicum* im Gegensatz zu einigen Spezies der Sektion *Cuspidata* keine Art ist, die eine günstige Wasser- und Nährstoffversorgung in ein verstärktes Längenwachstum umsetzt. Erhöhte Produktivität äußert sich bei der Spezies eher in einer höheren Trockenmasseproduktion. Eine schnelle wachstumsbedingte Verlagerung von Radionukliden ist vielmehr bei *S. fallax* zu erwarten, das wesentlich zum Aufbau der distal an die *S. magellanicum* - Torfe anschließenden *Eriophorum angustifolium*-*Cuspidata* - Torfe beitrug (vgl. Kap. 5.3.1).

Vorstellbar ist hingegen eine standortabhängige Mobilität der ^{210}Pb - Radionuklide im Torf. Sie ist von zahlreichen Faktoren abhängig, die in ursächlicher Beziehung zueinander stehen:

- Die Radionuklide konkurrieren wie alle anderen Kationen um die Bindung an die Austauschplätze der Zellwände, die eine art- und standortspezifische Eigenschaft

der Torfmoose sind (vgl. CLYMO 1963, BREHM 1968 und 1971, AULIO 1982, KIRCHHOFF 1989).

- Die Bindung an die Austauscherplätze kann bei veränderten Nährstoffverhältnissen, pH - Werten und Redoxpotentialen im Torf wieder gelöst werden. Derartige Prozesse können insbesondere die Folge von Wasserstandsschwankungen sein (DAMMAN 1978).
- Die intra- und extracellulär gebundenen Bleiionen (KIRCHHOFF 1989:44f) können in Form molekularer Zersetzungsprodukte der organischen Substanz ausgewaschen werden bzw in der Zone der Wasserstandsschwankungen migrieren (AABY et al. 1979:59).

In der Literatur wird die Mobilität von Blei in Torfen kontrovers diskutiert. Von zahlreichen Autoren wird im Vergleich zu anderen Nährionen und Schwermetallen die starke Bindung des Bleis an die Austauscherplätze der Torfmoose betont (z.B. RÜHLING & TYLER 1970, LÖTSCHERT & WANDTNER 1982, KHAN & FRANKLAND 1983). Beziehungen zwischen der Verteilung des Bleis im Torf zur Aufnahme durch Pflanzen sowie zu Auswaschungsprozessen ließen sich in den Untersuchungen von LEE & TALLIS (1973) nicht bestätigen. KIRCHHOFF (1989:182) konnte bei Applikationsversuchen mit bleihaltiger Lösung Korrelationen zwischen der vertikalen Verteilung des Bleis im Jahresverlauf und den aus der Literatur bekannten Wachstumsraten feststellen. Bei einem Vergleich der Pb - Gehalte in der mobilen Phase (als Ion oder als Komplex) mit der immobilisierten Phase eines Hochmoortorfes kommt HEMOND (1980:517) zu dem Schluß, daß lediglich 0,1 % des Bleis mobil sind.

Gleichwohl ermittelten PAKARINEN (1977, 1978b), WANDTNER (1981) und MALMER (1988) eine tiefenvariable Anreicherung der Bleigehalte in abgestorbenen Bereichen der Torfmoose, die nicht allein durch Wachstum oder steigende Schwermetalldepositionen zu erklären ist.

So lassen DAMMANs (1978:484, siehe auch EUROLA & HOLAPPA 1985:103ff) Untersuchungen zur Verteilung von Schwermetallen und Nährionen in Bult- und Schlenkentorfen auf eine gewisse Mobilität durch Auswaschung, niedrigere pH - Werte und höhere Redoxpotentiale schließen. Er konnte in Schlenkentorfen eine 3 - 5 fache Bleikonzentration in der oberflächennahen Torfschicht feststellen.

Diese Befunde decken sich mit Untersuchungsergebnissen von OLDFIELD et al. (1979:43), die bei der Datierung mit ^{210}Pb in Schlenkentorfen vierfach erhöhte Aktivitäten feststellten. Diskrepanzen der radiometrischen Datierung mit palynologischen Befunden werden von ihnen auf einen vertikalen Transport der Radionuklide zurückgeführt. Auch MALMER & HOLM (1984) stellten bei der Datierung schwedischer Moorprofile mit ^{210}Pb in einigen Fällen eine Anreicherung der Radionuklide in bis zu 20 cm Tiefe fest. Sie ist MALMER & HOLM (1984:179) zufolge ein Ausdruck der Zersetzungsaktivität im oberen Bereich des Akrotelms. In diesem Bereich des Torfkörpers fanden AABY et al. (1979:59) hohe Anteile semimobiler, kolloidaler oder an organische Partikel gebundener Bleifractionen.

In gleicher Tiefe fand auch HEMOND (1980:516) eine Anreicherung von ^{210}Pb - Radionukliden.

Der Aktivitätspeak in 20, 12 und 16 cm Tiefe der Profile F1, K3 und G3 ließe sich somit durch biogene und chemische Umsetzungsprozesse im Akrotelm erklären.

Die unterschiedlich hohen Aktivitäten der Profile K1 und K3 des Salemer Moores können auf mikrotopographisch bedingte Transporte zurückzuführen sein. Unterschiedliche Depositionsraten werden auch durch eine unterschiedliche Rauheit der Oberflächen und durch unterschiedliche Wachstumsgeschwindigkeiten der Torfmoose verursacht (vgl. MALMER &

HOLM 1984:178). Letztere spiegeln sich in den unterschiedlichen Datierungen beider Profile wider.

Die Mobilität der Radionuklide beschränkt sich jedoch auf die Verweildauer der Torfe im Akrotelm. Sowie die Torfe in das Catotelm übertreten, ist eine Mobilität aufgrund der fehlenden Wasserstandsschwankungen, des niedrigen Redoxpotentials und der minimalen Zersetzungstätigkeit nahezu auszuschließen.

Das Catotelm beginnt im Rasenniveau der untersuchten Torfstiche bei einer Tiefe von etwa 25 cm. Die durchschnittliche Verweildauer der Torfe im Akrotelm bei einer mittleren Wachstumsrate von 0,7 cm/Jahr beträgt im Rasenniveau ca. 36 Jahre. Im Bultniveau ist sie etwas höher, im Schlenkenniveau weit niedriger zu veranschlagen. Eine reproduzierbare Datierung mit ^{210}Pb ist demnach erst bei Torfen möglich, die dieses Mindestalter überschritten haben, denn trotz Mobilität im Akrotelm ist die Rate, mit der die Torfe in das inerte Catotelm übergehen, bei gleichbleibendem Wasserstand konstant (vgl. MALMER & HOLM 1984).

Die aus den ^{210}Pb Aktivitäten ermittelten Aufwuchsraten schwanken zwischen 0,28 und 1,33 cm/Jahr. Der Mittelwert von 0,78 cm/Jahr ist somit etwa um eine Zehnerpotenz höher als die von BRAMRYD (1979:299) angegebene mittlere, weltweite Torfaufwuchsrate. Diese fluktuiert zwischen 0,01 cm in kalten Tundraregionen bis zu 0,2 cm in den produktiven Sümpfen der Everglades. Für Tiefland - Hochmoore ermittelte ZUREK (1984:74) anhand von 44 Profilen eine mittlere Aufwuchsrate von 0,07 cm/J, die in estonischen oder irischen Hochmooren bis auf 0,13 cm/J ansteigen kann. Diese Angaben beziehen sich auf Langzeit - Wachstumskurven und sind nur bedingt mit den untersuchten Profilen zu vergleichen.

In Tabelle 45 wurden Literaturangaben zur Akkumulation von Oberflächentorfen zusammengestellt. Sie verdeutlichen die Varianz der Torfbildungsraten in Abhängigkeit vom Moortypus und seiner individuellen Geschichte, von klimatischen Gegebenheiten, aber auch von der angewandten Datierungsmethode.

Sehr gute Übereinstimmungen wurden mit den Ergebnissen von JOOSTEN (1985) an einem Torfstich des Peels in den Niederlanden sowie mit OLSONs (1983) und HEMONDs (1980) Untersuchungen an nordamerikanischen Hochmooren erzielt. Ihre Aufwuchsraten und trockengewichtsbezogenen Akkumulationsraten liegen wie die eigenen Befunde deutlich über dem Durchschnitt.

OLSON (1983:83f) und HEMOND (1980:516) geben keine Begründung für die Höhe der von ihnen ermittelten Daten. Anders JOOSTEN (1985:309), der eine beschleunigte Torfbildung ab 1930 auf vermehrt auftretende Moorbrände zurückführt. Der Autor nimmt an, die freiwerdenden Nährstoffe würden sich in einer erhöhten Produktivität von *Sphagnum papillosum* und *Molinia caerulea* äußern.

Die Verfasserin sieht die Gründe für die Dynamik der Torfbildung in den untersuchten Torfstichen dagegen vielmehr in dem noch jungen Entwicklungsstadium der Subökosysteme. Ihre Kleinheit begünstigt ebenso wie das gemäßigte Mikroklima das Torfwachstum. Die Entwässerung mineralisierter Torfbänke in unmittelbarer Nachbarschaft fördert die Nährstoffversorgung der Schwingdecken aufbauenden Vegetation, insbesondere auch der Torfmoose. Auch die Wirkung zunehmender, aeolischer Mineralstoff- und Stickstoffdepositionen der letzten Jahrzehnte kann in Kombination mit einer günstigen Wasserversorgung wachstumssteigernd wirken. Die optimale Wasserversorgung dürfte allerdings der maßgebliche Faktor beim Aufbau der Torfe sein. Die durch humifizierte Torfe der Umgebung bedingte hydrologische 'Isolation' der Torfstiche schafft Bedingungen, die viel eher der Verlandung kleiner, dystropher Gewässer entsprechen als den üblichen Bedingungen in Hochmooren.

Tab. 45: Mittelwerte und Amplitude errechneter Akkumulationsraten aus Torfdatierungen im Literaturvergleich

* c1c - Modell; ** c1s - Modell

Autor	Lokalität	Methode	Profiltiefe cm	Aufwuchsrate cm/J	Akkumulationsrate g/m ² /J
Joosten 1985	Niederlande Torfstich i. Peelgebiet Hochmoor	Pollendatierung	60	0,44 - 0,56	240 - 488
Olson 1983	nordöstl. Nordamerika 12 Hochmoore	Cs 137	50	1,03 0,4 - 2	140 - 560
		Pb 210 *	50	0,86 0,75 - 0,9	-
		Pb 210 **	50	0,6 0,5 - 0,8	-
		moss increment	50	1,3 1,09 - 1,54	-
Ilomets 1982	Nigula Bog. Westestland Plateauhochmoor	C 14	60	0,09 - 0,11	11 - 82
Hemond 1980	Thoreau's Bog Massachusetts	Pb 210 *	72	0,43	180
Aaby et al. 1979	SW Dänemark Draved Mose Hochmoorschlenke	Pb 210 **/ C 14	50	0,76	-
Aaby & Jacobsen 1979	SW Dänemark Draved Mose Hochmoorbult	C 14	50	0,076 0,05 - 0,09	-
Mattson & Koutler - Andersson, 1955	Schweden Ramsa - Hochmoor	Pollendatierung	70	0,074	40 - 50
Stewart et al. 1972	Manitoba, USA Hochmoor	C 14	200	0,03	26,8
Pakarinen & Tolonen 1977b	S - Finnland S. fuscum - Bult Hochmoor	moss increment	50	0,5 0,2 - 2	113 50 - 240
Tolonen 1979	S - Finnland Laaviosuo	moss increment	50 - 95	0,113	58,2
Zoltai & Johnson 1985	Rocky Mountains Alberta bewaldetes Hochmoor	C 14 und vulkanische Aschen als Referenzmarken	115	0,049	31,3
	Übergangsmoor		135	0,06	44,8
Labchina & Bijachartschuk 1986	Westibirien Mitteltaiga Hochmoore & Übergangsmoore	Meteoritenstaub als Referenzmarke	50	0,4 - 1	-

Ein sicherlich interessanter, regionaler Vergleich der Torfakkumulationsraten in schleswig-holsteinischen Mooren ist mit den sechs untersuchten Profilen nicht zu leisten. Die Vielzahl der auf die Torfakkumulation wirkenden Faktoren sowie die oben geschilderten Probleme bei der Datierung mit ^{210}Pb setzen eine Altersbestimmung an zahlreichen Parallelprofilen sowie geringere Probenabstände voraus. Die bisher durchgeführten Untersuchungen zeigen jedoch, daß innerhalb ein und desselben Moores bereits eine starke Varianz zu erwarten ist.

Die Aufwuchs- und Akkumulationsraten wurden für das gesamte Profil errechnet. Eine horizontspezifische Berechnung des Aufwuchses in Abhängigkeit von der Torfzusammensetzung und seiner spezifischen Lagerungsdichte war aufgrund der geringen Datenmenge nicht möglich. Die mit zunehmender Tiefe steigende Verdichtung und Zersetzung der Torfe wird lediglich bei der Einbeziehung der spezifischen Lagerungsdichten des Profils berücksichtigt. Insofern ist die Wertigkeit der aus den jeweiligen Lagerungsdichten errechneten Akkumulationsraten insbesondere für die Profile des Wittenseer, Owschlagers und Fockbeker Moores höher einzuschätzen, da für sie die Lagerungsdichten individuell bestimmt wurden.

Die größten Unterschiede der Aufwuchs- und Akkumulationsraten sind zwischen Akrotelm und Catotelm zu erwarten. So verringert sich eine Akkumulationsrate von 1 cm pro Jahr an der Mooroberfläche in 50 cm Tiefe auf nur 1 mm, bleibt dann allerdings relativ konstant (CLYMO 1983). Bei Torfen von mehreren Metern Mächtigkeit wirkt die Kompaktierung zunehmend reduzierend, wie die geringen Akkumulationsraten tiefer Profile in Tabelle 45 verdeutlichen.

Die in den Abbildungen 40 - 47 veranschaulichten Lagerungsdichten der Profile W1, O1 und F1 verdeutlichen diesen Effekt. Die mit zunehmender Tiefe steigenden Lagerungsdichten sind auf die ansteigende Humifikation und die steigende Kompaktierung der Torfe zurückzuführen (vgl. z.B. TOLONEN 1979:285). Beide Prozesse sind eine Funktion der Artenzusammensetzung und der Mächtigkeit der Torfe. Ihre Werte stimmen gut mit den aus der Literatur bekannten Angaben überein, obgleich sie im Mittel ($0,035 \text{ g/cm}^3$) etwas niedriger liegen. Dies war aufgrund ihres geringen Alters und der bisher wenig fortgeschrittenen Kompaktierung zu erwarten. Die niedrigsten Werte wurden für die *Sphagnum magellanicum* - Torfe ($0,03 \text{ g/cm}^3$, $n = 67$) ermittelt, geringfügig höhere für die *Eriophorum angustifolium*-*Cuspidata* - Torfe ($0,04 \text{ g/cm}^3$, $n = 51$). Letztere weisen jedoch in Abhängigkeit von der Konsolidierung der Schwingdecke eine hohe Schwankungsamplitude auf.

Die Literaturangaben variieren zwischen $0,03 \text{ g/cm}^3$ bei *Sphagnum fuscum* - Torfen (PAKARINEN & TOLONEN 1977b:22, ZOLTAI & JOHNSON 1985:1079) und $0,09 \text{ g/cm}^3$ für holzreiche *Sphagnum* - Torfe (AABY & JACOBSEN 1979:27, ZOLTAI & JOHNSON 1985:1079) und Schlenkentorfe (TOLONEN 1979:289).

CLYMO (1984:616) gibt als mittleren Wert für schwach zersetzte Hochmoortorfe eine Lagerungsdichte von $0,05 \text{ g/cm}^3$ an.

Zusammenfassend folgt, daß bei sechs von sieben Profilen mit zunehmender Tiefe abnehmende Aktivitäten eine Altersbestimmung ermöglichten. Die ermittelten Alter entsprechen in fünf Fällen (W1, O1, F1, K1, C2) in etwa den Angaben von Zeugen. Die Kongruenz erhöht sich, wenn man einbezieht, daß das tatsächliche Alter um ca. 20 % unterschätzt gewesen sein kann. Aus dem so ermitteltem Alter der untersuchten Torfstiche ergibt sich eine mittlere jährliche Aufwuchshöhe von $0,78 \text{ cm/Jahr}$ bzw. eine Akkumulationsrate von $271 \text{ g/m}^2\text{J}$ (respektive $277 \text{ g/m}^2\text{J}$ für die dichtespezifischen Akkumulationsraten).

6 Abschlußdiskussion

6.1 Bilanz aus Zersetzungs- und Wachstumsmessungen: intrinsische versus extrinsische Faktorenkomplexe

Bei den Zersetzungsuntersuchungen wurden die intrinsischen, artspezifischen Eigenschaften der Sphagnum als der wesentliche, das Maß der Zersetzung bestimmende Faktorenkomplex herausgearbeitet. Niveauspezifische und moorspezifische Unterschiede der Zersetzung gleicher Arten erwiesen sich ebenfalls als signifikant; ihre Wirkung war jedoch im Vergleich zu den artspezifischen Eigenschaften zweit- und dritrangig.

Das Wachstumspotential der Sphagnum stellte sich ebenfalls als eine im wesentlichen inhärente Disposition dar, die in ihrer Ausprägung allerdings in stärkerem Maße als die Zersetzung von den abiotischen Standortparametern modifiziert wird.

Als Ursache des Primates artspezifischer Eigenschaften bei der Zersetzung der Torfsubstrate wurde ein komplexer Zellwandchemismus diskutiert, der sich in einer geringen Verfügbarkeit an abbaubaren Kohlenstoffen äußert (vgl. Kap. 5.2.5 und 5.2.6).

Korrelationen zum Stickstoffgehalt der Substrate konnten nicht gefunden werden (vgl. Kap. 5.2.4 und 5.2.5). Die N - Gehalte werden als das Resultat artspezifischer Reaktionen auf supraoptimale Stickstoffangebote bewertet (vgl. Kap. 5.1.4 und 5.2.5.1).

Als unterschiedliche Strategien wurden die Umsetzung in Biomassezuwachs (z.B. von *S. fallax*, *S. cuspidatum*) und die Speicherung von Stickstoff (z.B. bei *S. magellanicum*) einander gegenübergestellt.

Die Zersetzung der Sphagnum im *Erico-Sphagnetum magellanicum* erwies sich im Vergleich zu standörtlich anders eingemischten Sphagnum als moderat. Sie schwankte zwischen 8,9 % (*S. magellanicum*, Bult, siehe Tab. 25) und 13,9 % (*S. fallax*, Rasen) nach einem Jahr. Die im Mittel höchsten Massenverluste waren bei *S. fallax* zu verzeichnen. Die Zersetzung war bei *S. magellanicum* wie auch bei *S. fallax* im Rasenniveau am stärksten, gefolgt vom Bultniveau bei *S. fallax* und vom Schlenken- bzw. Bultniveau bei *S. magellanicum*. Unterschiede in der Zersetzung auf den beiden Extremstandorten waren für *S. magellanicum* nahezu inexistent.

Deutlich höhere Massenverluste waren bei den mesotraphen *S. riparium* (23,1 %), *S. fimbriatum* (18,7 %) und *S. auriculatum* (13,1 %) zu verzeichnen (siehe Tab. 17, S. 86).

Als extrinsische Faktoren wurden die Parameter Wasserstand, Temperatur und Trophie untersucht. Die Gewichtung dieser Faktoren nach der Intensität ihrer Einflußnahme auf die mikrobielle Aktivität ergab eine primäre Einflußnahme des Wasserstandes, gefolgt von der Temperatur und der Trophie. Die Bedeutung der 'Trophie' erwies sich dabei als erstaunlich nebenrangig. Diese Faktorenhierarchie zeigte sich sowohl bei moorspezifischen als auch bei habitatspezifischen Zersetzungsdaten.

So wurden die größten Massenverluste 1989/90 im Fockbeker Moor registriert, das in diesem Zeitraum durch extrem niedrige Wasserstände, eine große Amplitude der Wasserstände und hohe Temperaturen gekennzeichnet war. Im Folgejahr wurden trotz eines ausgeglichenen Wasserregimes höhere Zersetzungsdaten im Wittenseer Moor konstatiert, das in klimatisch durchschnittlichen Jahren als Jungmoränenmoor etwas extremere Temperaturverhältnisse aufweist als die großen Plateauhochmoore der Geest.

Im Owschlager Moor konnte trotz des höheren Nährstoffangebots keine Förderung der mikrobiellen Aktivität nachgewiesen werden. Die geringe Einflußnahme des Nährstoffangebotes wurde in Transplantationsversuchen bestätigt (Kap. 5.2.6.2).

An nassen oligotrophen Standorten (Schlenken und primäre Verlandungsstadien, z.B. U2 Fockbeker Moor) ist die Zersetzung aufgrund der Anaerobie und des niedrigen Redoxpotentials gehemmt. Der Rasen bietet infolge des kontinuierlichen Sauerstoffangebotes bei gleichzeitig ausreichender Feuchtigkeit und hohen Temperaturen optimale Zersetzungsbedingungen. Das Zersetzungsmaß auf den Bulten hängt primär vom Klima ab: in feuchten Jahren wirkt sich die Sauerstoffverfügbarkeit günstig auf die mikrobielle Aktivität aus, in trockenen Jahren, insbesondere bei *S. magellanicum*, hingegen hemmend. Die Besiedlung des aeroben Mikrohabitates durch Phanerogamen kann erheblich zur Förderung der mikrobiellen Aktivität beitragen.

Auch das **Wachstumsverhalten** der Sphagnen weist generelle artspezifische Unterschiede auf: Während die Cuspidaten, insbesondere *S. fallax*, ein plastisch auf kurzfristige Umweltveränderungen reagierendes Extensionswachstum zeigen, sind die Cymbifolien primär durch Massenzuwächse und eine begrenzten Modifikabilität gekennzeichnet. Eine auffallend hohe Sensitivität gegenüber Wasserstreß wurde bei *S. magellanicum* festgestellt, wohingegen *S. papillosum* hohe Resistenzen zeigte (vgl. Kap. 5.3).

Eine Gewichtung der abiotischen Faktoren nach der Intensität ihrer Einflußnahme während der Sommermonate stellt sich bezogen auf das Wachstum folgendermaßen dar: Ein ausgewogener Wasserhaushalt erweist sich auch hier als der entscheidende Parameter, gefolgt von dem Nährstoffangebot und den Temperaturen.

Das Wachstum der Sphagnen während der gesamten Jahres wird allerdings wesentlich durch die Jahresperiodizität der Temperaturen bestimmt. Auch hier spiegelt sich die Hierarchie im Wachstumsverhalten der Sphagnen in den Untersuchungsmooren wie auch in den Mikrohabitaten wider.

In Abhängigkeit vom Mikrohabitat wurden im *Erico-Sphagnetum magellanici* bei *S. fallax* und *S. magellanicum* Wachstumsgradienten festgestellt. Bei beiden Arten konnte mit zunehmender Entfernung zum Wasserstand eine Abnahme der Längen- und Massengewinne festgestellt werden. Die Steilheit des Gradienten war bei *S. fallax* allerdings stärker ausgeprägt.

Während das Längenwachstum von *S. cuspidatum* und *S. fallax* im gleichen Mikrohabitat um 50 - 100 % höher ausfiel als jenes von *S. papillosum* und *S. magellanicum*, waren die Produktivitätsunterschiede moderater. Recht ähnliche Produktivitäten konnten in den mesotrophen Untersuchungsflächen des Owschlagers Moores für *S. magellanicum* und *S. fallax* ermittelt werden. Auch *S. cuspidatum* erreichte hier im Vergleich zu den anderen Moorflächen die höchste Produktivität. Das Wachstum der Torfmoose ließ in den beiden Untersuchungsjahren eine starke Varianz erkennen. Im Untersuchungsjahr 1989/90 waren insbesondere im Fockbeker Moor starke Wachstumseinbußen zu verzeichnen.

Die Biomassenzuwächse der Sphagnen im *Erico-Sphagnetum magellanici* fielen im Vergleich zu jenen der Sonderstandorte U1 des Fockbeker Moores und U3 des Wittenseer Moores gemäßigt aus. Sie betrugen 1989/90 in Abhängigkeit von Spezies und Mikrohabitat 73 g/m²J (*S. magellanicum* - Bult im Fockbeker Moor) bis 394 g/m²J (*S. cuspidatum*, Owschlagers Moor) und stiegen im Folgejahr auf 147 g/m²J (*S. fallax* - Bult Owschlagers Moor) bis 490 g/m²J (*S. cuspidatum*, Owschlagers Moor).

Die höchsten Produktivitäten wurden für *S. fallax* in der Aufstaupflähe U1 ermittelt (990 g/m²J), gefolgt von *S. riparium* (648 g/m²J, siehe Tab. 36, S. 144).

6.2 Bedeutung der artspezifischen Zersetzung und Produktivität für die Mikrotopographie

Die Stoffgewinne und die Nährstoffrückführung bei der Zersetzung der Sphagnen entscheiden maßgeblich über die Dynamik der besiedelten Standorte. Die kontinuierliche 'Oligotrophierung' (SJÖRS 1950, 1983) und Versauerung ihrer Standorte (z.B. CLYMO 1963, BREHM 1968, 1971), gepaart mit einem enormen Wasserhalte- und Wasserhebevermögen, resultiert im Aufbau eines ombrotrophen Ökosystems mit eigenem Wasserhaushalt. Diese von den Sphagnen selbst herbeigeführte und damit 'autogene' Sukzession (im Sinne von CLEMENTS 1905, 1916, siehe ZOBEL 1988:417) bestimmt in gleicher Weise die räumliche Anordnung einzelner Arten entlang ökologischer Gradienten (DURY & NISBET 1973).

Die Sphagnen nehmen unterschiedlich weite Nischen entlang des Schlenken - Bulten - Gradienten ein (vgl. DIERSSEN 1982, DIERSSEN & DIERSSEN 1984, VITT & SLACK 1984, RYDIN 1985, GIGNAC et al. 1991). Beim Prozeß der Einnischung sind im wesentlichen zwei Selektionsmechanismen zu unterscheiden: die inhärente Produktivität der Arten als Ausdruck der Konkurrenzkraft sowie physiologische und morphologische Anpassungen an Wasserstreß (RYDIN 1985:1ff, WALLEN et al. 1988:70ff).

Zwar erreichen auch Bultentorfmoose (*S. rubellum*, *S. fuscum*) ihre höchste Produktivität an Schlenkenstandorten (CLYMO & REDDAWAY 1971:188, SONESSON & JOHANSSON 1973:24); sie werden jedoch von konkurrenzkräftigeren Schlenkenbewohnern auf trockenere Bultstandorte abgedrängt. Die hydrophilen Sphagnen können diese Mikrohabitate aufgrund fehlender Anpassungsmechanismen nicht erfolgreich verteidigen (vgl. Kap. 5.3.3).

Eine inhärente Produktivität der Sphagnumart entscheidet damit maßgeblich über die Ansiedlung der Spezies im Verhältnis zum Wasserstand. Da das Ausmaß der Zersetzung eigenen Befunden zufolge ebenfalls eine artspezifische Eigenschaft ist (vgl. Kap. 5.2.4 - 5.2.6), liegt der Gedanke nahe, daß auch die Genese von Feinstrukturen in Mooren primär einer Artenkontrolle unterliegt (vgl. JOHNSON & DAMMAN 1991).

Erst die Interaktionen von Längenwachstum, Massenzuwachs, Zersetzung, Anordnung im Raum und morphologisch bedingten Struktureigenschaften der Spezies entscheiden über die Höhe des tatsächlichen Aufwachsens und damit über den Höhenvorteil gegenüber anderen Arten. Allein aus den Wachstumsuntersuchungen läßt sich noch nicht die Vorherrschaft von *S. fallax* über *S. magellanicum* in Schlenken und Rasen folgern. Gerade diese Sippe zeigte höhere Zersetzungsdaten, die hinsichtlich eines Konkurrierens um Raum und Licht ein Negativum darstellen. Eine Netto - Höhenbilanz kann aus den gewonnenen Wachstums- und Zersetzungsdaten nicht gewonnen werden; in diese gehen auch strukturelle Eigenschaften der Torfe ein, die mathematisch nur schwer zu fassen sind. Dennoch soll aus den Grunddaten der Versuch einer Abschätzung vorgenommen werden.

In den **Schlenken** der untersuchten *Erico-Sphagnetten* siedeln *S. cuspidatum*, *S. fallax* und *S. magellanicum* auf gleichem Niveau. Bezogen auf das Längenwachstum und die Produktivität ergibt sich ein Zuwachsgradient mit Höchstwerten bei *S. cuspidatum*, etwas niedrigeren Werten bei *S. fallax* und um bis zu 100 % niedrigeren Zuwächsen bei *S. magellanicum* (siehe Tab. 34 und 36, S. 142 und S. 144). *S. magellanicum* befindet sich hier zweifelsohne an einem Grenzhabitat und im ständigen Kampf um eine ausreichende Lichtversorgung. Es vermag dennoch in Schlenken zu transgredieren, weil seine Längenausdehnung, bezogen auf eine vertikale Ausdehnung im Raum, weniger beeinträchtigt ist als bei den Cuspidaten, die infolge eines negativen Geotropismus orthotrop wachsende Stämmchen aufweisen (OVERBECK & HAPPACH 1957:356). Gleichzeitig ergaben die Zersetzungsuntersuchungen

einen im Vergleich zu *S. cuspidatum* (11,9 % TM) und *S. fallax* (10,8 % TM) reduzierten Massenverlust (9 %, vgl. Tab. 25), so daß in einer Nettobilanz der tatsächliche Aufwuchs des *S. magellanicum* - Teppichs weniger niedrig ausfällt, als die Zuwächse der Cuspidaten vermuten lassen. Bei den Cuspidaten ist zudem eine strukturell bedingte stärkere Sackung der Torfe zu veranschlagen, insbesondere bei niedrigen Wasserständen. Das für *S. magellanicum* Gesagte läßt sich direkt auf die Situation des Schlenkenbewohners *S. papillosum* übertragen. Mit zunehmender Entfernung vom Wasserstand steigt die Konkurrenzkraft von *S. magellanicum*. WALLÉN et al. (1988) konnten in Kulturexperimenten ein Photosyntheseoptimum der Spezies bei einem Wasserstand von -10 cm feststellen.

Im **Rasenniveau** vergrößert sich allmählich die Zersetzungsspanne von *S. magellanicum* und *S. fallax* (11,0 - 13,9 % TM nach einem Jahr, 14,1 - 17,3 % TM nach zwei Jahren; vgl. Tab. 25) bei gleichzeitig reduziertem Längenwachstum beider Arten. Die reichen Niederschläge 1990/91 bewirken im Rasenniveau eine Annäherung des Längenwachstumsverhältnisses von *S. fallax* und *S. magellanicum* (1 : 2.2 1989/90 und 1 : 1.7 1990/91), wohingegen im Schlenkenniveau keine Veränderung des Verhältnisses zu verzeichnen ist (1 : 1.7 1989/90 und 1 : 1.7 1990/91).

Beide Prozesse, Vergrößerung der Zersetzungsspanne und Abnahme des Längenzuwachsvverhältnisses, setzen sich im **Bultniveau** fort. Die Zersetzung beträgt hier für *S. magellanicum* nur 8,9 % nach einem Jahr respektive 10,7 % TM nach 2 Jahren und steigt bei *S. fallax* auf 13,1 % TM nach einem Jahr respektive 18,8 % TM nach zwei Jahren an. Das Längenzuwachsvverhältnis beläuft sich 1989/90 hier auf 1 : 1.8 im Meßjahr 1989/90 bzw. 1 : 1.3 im Folgejahr. Es ist wahrscheinlich, daß zumindest in feuchten Jahren der Netto - Aufwuchs von *S. magellanicum* bereits im Rasenniveau höher ist als jener von *S. fallax*, um dann schließlich im Bultniveau dessen Konkurrenz entronnen zu sein.

In Anbetracht der zahlreichen einflußnehmenden Faktoren fällt es schwer, eine räumliche Vorstellung von relief- und artbezogenen Torfbildungsprozessen zu gewinnen. Der Höhenzugewinn eines Mikrohabitates hängt immer ab von der dominierenden Art, dem Ausgang des interspezifischen Konkurrenzkampfes, klimatischen Schwankungen und von der betrachteten Zeitspanne.

Dazu ein massenbezogenes Rechenexempel: Aus den Produktivitäten und Zersetzungsraten wurden die jährlichen Akkumulationsraten der Arten in Abhängigkeit von ihren Standorten berechnet (siehe Tab. 46). Die Grundlage ist ein exponentielles Akkumulationsmodell (vgl. Kap. 3.3), in dem zahlreiche Vereinfachungen impliziert sind (CLYMO 1983:209f). Es wird weder die Zweiteilung des Torfkörpers in Akrotelm und Catotelm berücksichtigt noch die Höhe des Wasserstandes oder die Linearität des Zersetzungskoeffizienten k in Abhängigkeit von der Tiefe.

Da hier allerdings die Akkumulationsraten von nur einem Jahr berechnet wurden, wiegen diese Vorbehalte weniger schwer. Die Zersetzungskonstante k geht bei diesem Modell gemeinsam mit der Zeit als Exponent ein.

Die Leserin oder der Leser möge sich ein reliefreiches *Erico-Sphagnetum magellanici* mit den bestandesbildenden *S. cuspidatum*, *S. fallax*, *S. magellanicum* und *S. rubellum* vorstellen. Ihre Deckungsanteile werden folgendermaßen festgesetzt:

Schlenke: 50 % *S. cuspidatum*, 40 % *S. fallax* und 10 % *S. magellanicum*; Rasen: 60 % *S. magellanicum*, 40 % *S. fallax*; Bult: 90 % *S. magellanicum* und 10 % *S. fallax*.

Tab. 46: Akkumulationsraten ($\text{g/m}^2\text{J}$) der Sphagnen im *Erico-Sphagnetum magellanicum* und an den Sonderstandorten

Wittenseer Moor	Zersetzungskonstante k	Akkumulationsrate ($\text{g/m}^2\text{J}$) 1989/90	Akkumulationsrate ($\text{g/m}^2\text{J}$) 1990/91
<i>S. cuspidatum</i>	0,13	270	207
<i>S. fallax</i> , Schlenke	0,09	-	327
<i>S. fallax</i> , Rasen	0,16	224	280
<i>S. fallax</i> , Bult	0,11	130	239
<i>S. magellanicum</i> , Schlenke	0,08	178	229
<i>S. magellanicum</i> , Rasen	0,12	115	195
<i>S. magellanicum</i> , Bult	0,09	74	311
<i>S. rubellum</i> , Bult	0,09	194	441
Owslager Moor			
<i>S. cuspidatum</i>	0,11	374	464
<i>S. fallax</i> , Schlenke	0,13	260	259
<i>S. fallax</i> , Rasen	0,01	221	217
<i>S. fallax</i> , Bult	0,16	-	144
<i>S. magellanicum</i> , Schlenke	0,03	270	239
<i>S. magellanicum</i> , Rasen	0,08	132	194
<i>S. magellanicum</i> , Bult	0,10	71	170
<i>S. papillosum</i> , Schlenke	0,07	186	166
Fockbeker Moor			
<i>S. cuspidatum</i>	0,14	232	288
<i>S. fallax</i> , Schlenke	0,13	-	434
<i>S. fallax</i> , Rasen	0,16	187	287
<i>S. fallax</i> , Bult	0,16	-	136
<i>S. magellanicum</i> , Schlenke U3	0,13	151	360
<i>S. magellanicum</i> , Rasen	0,15	96	189
<i>S. magellanicum</i> , Bult	0,09	70	145
<i>S. papillosum</i> , Schlenke	0,15	213	200
Sonderstandorte			
Wittenseer Moor			
<i>S. riparium</i> , Rasen	0,27	292	569
<i>S. palustre</i> , Rasen	0,08	240	320
<i>S. fimbriatum</i> , Bult	0,17	87	154
Owslager Moor			
<i>S. auriculatum</i> , submers	0,14	160	198
Fockbeker Moor			
<i>S. cuspidatum</i> , submers	0,08	300	323
<i>S. fallax</i> , Aufstaufl. Rasen	0,13	721	504

Setzt man nun die Akkumulationsraten des Wittenseer Moores¹⁴ ein (Tab. 46) so ergibt sich für Schlenke, Rasen und Bult im Jahr 1989/90 ein Verhältnis von 257 : 160 : 80 $\text{g/m}^2\text{J}$ und für 1990/91 das Verhältnis 257 : 229 : 177 $\text{g/m}^2\text{J}$. Setzt man allerdings die Akkumulations-

¹⁴ Für den Fehlwert *S. fallax*, Schlenke, wurde der Wert des Owslager Moores eingesetzt;

raten von *S. rubellum* mit 100 % für das Bulthabitat ein, so ändert sich das Verhältnis stark zugunsten der Zugewinne des Bultes (siehe Tab. 46): 257 : 160 : 203 g/m²J im ersten Untersuchungsjahr und 257 : 229 : 462 g/m²J im zweiten Untersuchungsjahr. Dieses einfache Beispiel verdeutlicht, in welchem Maße die Art und Witterungsveränderungen über die Zugewinne des Mikrohabitats entscheiden.

Das Bild wird noch vielgestaltiger, wenn die zeitliche Dimension einbezogen wird: Aufgrund der höheren Zersetzung von *S. fallax* ändert sich die Akkumulationsdifferenz von *S. fallax* und *S. magellanicum* im Rasenniveau in ihrem Mengenverhältnis zueinander, bezogen auf die Daten von 1989/90, wie folgt: während nach einem Jahr das Verhältnis etwa 2 : 1 ist, sinkt es bereits nach 10 Jahren auf 1,7 : 1 und in 100 Jahren auf 1,5 : 1.

Das Beispiel verdeutlicht die Komplexität wirkender Mechanismen bei Reliefbildungsvorgängen. In Abhängigkeit von der Abundanz der Spezies im Mikrohabitat, von Wasserhaushalt, Klima und Zeit lassen sich diverse Kombinationen durchspielen, wobei bereits die Bildung einer Feinstruktur die Entstehung einer anderen zur Folge haben kann (vgl. DIERSEN 1982:60). Erst differenzierte computerunterstützte Modelle auf der Basis artspezifischer Produktions- und Zersetzungsdaten ermöglichen eine annähernde Beschreibung der kleinräumigen Dynamik in torfmoosdominierten Phytocoenen.

Als Quintessenz kann dennoch formuliert werden: die stärkste Torfanreicherung (im Sinne einer massenbezogenen Größe) ist unabhängig von der Spezies in den **Schlenken** zu verzeichnen. Sie ergibt sich aus den hohen Produktivitäten der Sphagnum bei gleichzeitig eingeschränkter Zersetzung. Der Höhenzuwachs der Schlenken hängt dabei von der bestandsbildenden Art ab, von ihrer räumlichen Lagerung und den artspezifischen Sackungseigenschaften. Die größte interspezifische Dynamik ist allerdings im **Rasen** zu erwarten: Hier ist die Zersetzung am stärksten - artspezifische Zersetzungsunterschiede wirken folglich am nachhaltigsten - bei gleichzeitig hoher Wachstumsvariabilität und erstarkter Konkurrenzkraft von *S. magellanicum*. Der Höhenzuwachs der Rasen im Verhältnis zu den Schlenken variiert in Abhängigkeit von den Parameterkombinationen (Spezies, Klima etc.), wird allerdings in durchschnittlichen Jahren etwas niedriger sein als jener der Schlenken. Die **Bulte** sind die Habitate der geringsten Veränderung mit geringer Torfanreicherung und den niedrigsten Höhenzuwachsen.

In feuchten Jahren sind insbesondere im Rasen und bedingt auch in der Schlenke hohe Aufwüchse zu verzeichnen, die zu einer Nivellierung des Mikroreliefs beitragen. Allerdings wurde in dem feuchten Meßjahr 1990/91 im Wittenseer Moor auch ein vermehrter Zuwachs von *S. rubellum* und *S. magellanicum* auf Bulten ermittelt. Gleichzeitig verschiebt sich das habitatspezifische Zersetzungsmaximum vom Rasen- zum Bultniveau. Die Folge ist im Vergleich zu den Bulten ein relativer Höhenzugewinn der Schlenken und insbesondere der Rasen.

Eine stärkere Akzentuierung des Mikroreliefs infolge von Trockenheit (OVERBECK 1975:330, WEBER 1902) läßt sich aus den eigenen Daten nur bedingt ableiten, da das Wachstum der Bultbewohner ebenfalls eingeschränkt war, insbesondere bei *S. magellanicum*. Die Schlenken- und begrenzt auch die Rasenbewohner zeigten zwar beträchtliche Zuwächse, zersetzten sich allerdings auch etwas stärker. Eine nach Trockenphasen häufig beobachtete optische Verschärfung der Feinstrukturen kann auch die Folge einer teilweise reversiblen Sackung der Schlenkentorfe sein.

Diese Betrachtungen sollen nicht als Kontrapunkt zu den bisher formulierten Reliefbildungstheorien gesehen werden; sie stellen vielmehr eine produktionsbiologische Ergänzung eines komplexen Phänomens dar, das bereits eine Vielzahl von Wissenschaftlern und Wissen-

schaftlerinnen fesselte. Hier soll nur in aller Kürze auf die wichtigsten Theorien eingegangen werden. Die Fülle der Literaturbefunde wird von ZOBEL (1988:426ff) in einem Review zusammengetragen.

Die klassische Theorie der mikrotopographischen Torfbildungsprozesse wurde bereits von v. POST & SERNANDER (1910) entwickelt und später von OSVALD (1923) zur Theorie eines zyklischen Bult - Schlenken - Regenerationskomplexes ausgebaut. Die Theorie besagt, daß die Schlenken in einem stärkeren Maße Torfe akkumulieren als die Bulte und infolgedessen allmählich zu Bulten aufwachsen, so wie vice versa die Bulte zu Schlenken werden. Stratigraphische Untersuchungen von WALKER & WALKER (1961) oder auch CASPARIE (1969) konnten die Bult - Schlenken - Zyklizität nicht belegen. Im Gegenteil, die Standorte schienen nach nassen 'Jugendstadien' kontinuierlich zu trockeneren Standorten zu werden und dann in einem sogenannten 'Reifestatus' konstant niedrigere Torfbildungsraten zu bewahren. Der aperiodische Wechsel von Schlenken- und Rasentorfen oder Bult- und Rasentorfen veranlaßten WALKER & WALKER, einen 'verkürzten Regenerationszyklus' anzunehmen. Zu ähnlichen Folgerungen gelangten auch BOATMAN & TOMLINSON (1973) nach stratigraphischen Untersuchungen in Silver Flow, Großbritannien. Ein Wechsel von trockenen und nassen 'Phasen' wird BARBER (1981) zufolge allein durch die Veränderung des Klimas bestimmt.

Neuere stratigraphische Untersuchungen von SVENSSON (1988) in einem südschwedischen Hochmoor weisen auf eine kontinuierliche Entwicklungstendenz von nassen zu trockenen Moorstandorten. Lokale Ausbreitungen von Schlenken oder Bulten konnten ebenso beobachtet werden wie ein gelegentliches Persistieren der Schlenken. Die Gründe für die Varianz der Torfabfolgen sieht SVENSSON (1988:56f) in lokalhydrologischen Gegebenheiten und klimatischen Abweichungen während der Bildung der Torfe.

Die hier vorgestellten Torfbildungsraten korrespondieren mit den stratigraphischen Befunden von WALKER & WALKER (1961), CASPARIE (1969) und SVENSSON (1988), die als Grundmuster das allmähliche Aufwachsen der Schlenken zu trockeneren Standorten formulieren. Die Variationen des Trends ergeben sich durch Klimaveränderungen, interspezifische Konkurrenz, artspezifische Zersetzungs Vorgänge und die dadurch verursachten kleinräumigen Veränderungen der Entwässerung (vgl. WALLEN et al. 1988:75). Der Motor kleinräumiger Veränderungen ist danach ein exogen stimulierter Wandel in der Abundanz unterschiedlich produktiver und zersetzbarer Torfmoosarten.

Allerdings muß an dieser Stelle kritisch eingeräumt werden, daß nicht die Sphagnen allein zur Genese der Feinstrukturen beitragen. Auch die Phanerogamen vermögen durch die Stimulation der Zersetzung, durch die Verdrängung von Sphagnen oder die Steigerung der Evapotranspiration einen Sukzessionswandel einzuleiten (vgl. CASPARIE 1969:170, DIERSSEN 1982:59).

Stoffbilanzen von Sphagnen sind in der Literatur kaum zu finden. Der Verfasserin ist lediglich eine Arbeit von CLYMO & REDDAWAY (1971) bekannt, in der Wachstums- und Zersetzungsuntersuchungen parallel durchgeführt wurden. Die Wissenschaftler konstatierten in dem schottischen Deckenmoor 'Moor House' die höchsten Produktivitäten im Teppichniveau, gefolgt von Kolken und Bulten. Die Massenverluste, gemessen als Methan- und Kohlendioxidflux, waren hingegen am stärksten in den Kolken, gefolgt von den Bulten und Teppichen. Die Nettogewinne der Teppiche überstiegen um 50 % jene der Kolke und waren im Vergleich zum Bultstandort um mehr als das Doppelte erhöht.

Die von CLYMO & REDDAWAY (1971) gewonnenen Daten stehen damit im Einklang mit den eigenen Befunden. Ihr Teppichhabitat entspricht in etwa dem Übergang der hier als

Schlenken und Rasen bezeichneten Standorte. Die im Vergleich zu den Teppichen höheren Gasverluste im Kolk sind primär auf die von den Autoren angewandte Methode zurückzuführen. Der Gasefflux repräsentiert Verluste einer undefinierten Tiefe und dürfte, bezogen auf das Volumen des Akrotelms, niedriger zu veranschlagen sein.

Zu einem anderen Ergebnis gelangt MOORE (1989b:160) bei einer Kohlenstoffbilanzierung anhand der Produktivitäten und Gasverluste von *Menyanthes trifoliata*, *Trichophorum cespitosum* und *Chamaedaphne calyculata* in Blänken ('pools'), Strängen und Flarken in einem Niedermoor bei Québec, Kanada. Während sich in der Blänke Stoffverluste und Gewinne die Waage hielten (-2 g/m^2 Kohlenstoff), waren in den Flarken Kohlenstoffverluste (-13 g/m^2 Kohlenstoff) und in den Strängen Kohlenstoffgewinne (38 g/m^2 Kohlenstoff) zu verzeichnen. Hieraus wird deutlich, wie sehr die Kohlenstoffbilanz eines Standortes von den bestandesbildenden Phanerogamen oder Sphagnen bestimmt wird.

6.3 Sukzession der Torfstiche unter dem Gesichtspunkt der Artenkontrolle

Die Bilanzierung von Zersetzungs- und Wachstumsverhalten ermöglicht eine Differenzierung unterschiedlicher 'Stoffwechsel - Charaktere' bei den Torfmoosarten: Arten, die schneller wachsen, zersetzen sich schneller, langsam wachsende Sippen hingegen weisen eine geringere Zersetzbarkeit auf.

Die Ökonomie beider Artengruppen ist nahezu invers: Während die Wüchsigkeit der Cuspidaten eine starke Remobilisierung interner Nährstoffe voraussetzt, kommen die langsamwüchsigen Sphagnen mit einer geringeren Nährstoffrückführung aus. Ein schneller 'turnover' der Cuspidaten stünde damit einem 'haushaltenden' Stoffkreislauf gegenüber. Beide Strategien sind Anpassungen an limitierte Nährstoffressourcen.

Effiziente interne Stoffrückführungen wären die physiologischen Grundlagen einer derartigen Strategie. Akropetale Translokationen von Kohlenstoff und Phosphor wurden von RYDIN & CLYMO (1989) für die Gattung 'Sphagnum' in Tracer - Experimenten nachgewiesen.

Von besonderem Interesse sind die Stoffbilanzen von *S. fallax* und *S. magellanicum*. Sie sollen einer weitergehenden Analyse unterzogen werden. Der Ubiquist *S. fallax* erwies sich mit Ausnahme seiner Standorte im Owschlag Moor als der bessere Torfbildner im Schlenken- und Rasenniveau. Zwar ließ sich mit zunehmender Entfernung vom Wasserstand eine abnehmende Vitalität und eine steigende Zersetzbarkeit feststellen. Das Längenwachstum und die Plastizität von *S. fallax* im Wachstumsverhalten (vgl. Kap. 5.3) ließen es aber selbst bei extremer Trockenheit die Konkurrenzkraft bewahren. Die flexible Reaktion assimilatorischer und dissimilatorischer Prozesse in Abhängigkeit vom Wasserangebot kennzeichnet die Art als Schlenkenbewohner, war in ihrem Ausmaß allerdings unerwartet.

OVERBECK & HAPPACH (1957:393f) ziehen aus Kultur- und Feldexperimenten zum Wachstum und Wasserhaushalt der Sphagnen den Schluß, daß bei knapper Wasserversorgung *S. recurvum* das Wachstum einstellt, *S. magellanicum* - Bulte dagegen vermöge ihres großen Wasservorrates, ihrer Wasserhebefähigkeit und der geringen Verdunstung von Trockenphasen in ihrem Wachstum weniger betroffen sind. Insbesondere die Ränder von Bulten können ihr Wachstum fortsetzen. Diese Vorstellung deckt sich mit Ergebnissen zahlreicher Kulturversuche zum Wasserstreß der Cymbifolien und Cuspidaten (GREEN 1968, HAYWARD & CLYMO 1983, CLYMO & HAYWARD 1983). Eine Ausbreitung von *S. papillosum* nach Trockenheit beschreiben HULME & BLYTH (1982:288) für *S. papillosum* an Kolken schottischer Deckenmoore. Die Art demonstrierte auch in den eigenen Untersuchungen eine geringe Beeinflußbarkeit des Wachstums durch Wasserstreß.

S. magellanicum hingegen zeigte im Fockbeker Moor 1989/90 eine hohe Sensitivität gegenüber Wasserstreß. Möglicherweise sind die Ursachen in dem noch jungen Entwicklungsstadium der Phytocoenose zu suchen. *S. magellanicum* siedelt hier auf verdichteten Cuspidata - Torfen und kann infolgedessen nur begrenzt Wasser aus tieferen Schichten beziehen. Ein bislang weniger erforschter Grund kann auch in einer erhöhten Austrocknungsanfälligkeit von *S. magellanicum* liegen, die ihre Ursachen in den steigenden Stickstoff- und schwefelsauren Depositionen hat.

PAFFEN (1990:48) erwähnt in der Auswertung seiner Kulturexperimente an Miniatur-Hochmoorökosystemen eine erhöhte Vitalitätsminderung der Spezies bei Wasserstreß sowie eine verstärkte Rotfärbung, die er auf morphologische Veränderungen infolge von Stickstoffapplikationen zurückführt. Diese wurden über 2 ½ Jahre in Konzentrationen bis zu 505 $\mu\text{M/l}$ NH_4 und 103,4 $\mu\text{M/l}$ NO_3 über die Sphagnenrasen versprüht, was bei 700 mm/ Jahr einer Depositionsrate von 49,5 kg/ha/J $\text{NH}_4\text{-N}$ und 10,1 kg/ha/J $\text{NO}_3\text{-N}$ entspricht. Ähnlich hohe Stickstoffdepositionen sind in Schleswig - Holstein nur episodisch und lokal nachweisbar. Sie liegen im Durchschnitt noch unter 20 kg N/ha/J (vgl. BLUME et al. 1985). Auch MELZER et al. (1989:34) berichten von morphologischen Veränderungen und einer verstärkten Rotfärbung bei *S. magellanicum* infolge hoher Nitratdüngungen (500 und 1000 μM).

Die überragende Produktivität von *S. fallax* (vgl. Tab. 36) im *Erico-Sphagnetum magellanicum* kann als Indiz für eine infolge hoher Depositionsraten gesteigerte Konkurrenzkraft bewertet werden. Die Ergebnisse der Konkurrenzexperimente von LÜTKE TWENHÖVEN (1992) nach unterschiedlich konzentrierter Stickstoffzufuhr legen einen derartigen Zusammenhang nahe (vgl. Kap. 5.3.3). Mesotrophie, im Sinne einer ausgewogenen Kationenzusammensetzung, führt nicht zu einer Förderung von *S. fallax*. Diese Einschätzung wird auch durch die Ergebnisse der multiplen Regression nahegelegt (siehe Kap. 5.3.1.5). Wie die Wachstumsergebnisse des Owschlager Moores zeigten, wurden hier höhere Produktivitäten bei *S. cuspidatum* und zumindest ähnlich hohe Produktivitäten bei *S. magellanicum* ermittelt.

Auch die zunehmende Entfernung vom Wasserstand resultierte in einer Einschränkung der Produktivität von *S. fallax*. Hier bewies *S. magellanicum* erwartungsgemäß die bessere morphologische und physiologische Anpassung. Diese Beobachtung veranlaßt zu der Annahme, daß *S. magellanicum* wahrscheinlich in Zukunft eine starke Habitatsbeschränkung erleiden wird, ähnlich dem Schicksal von *S. imbricatum* in Großbritannien. GREEN (1968:55ff) vermutet, daß die enge Einnischung des ursprünglich in allen Mikrostandorten verbreiteten *S. imbricatum* auf eine Veränderung der interspezifischen Dominanzverhältnisse zurückzuführen ist. Die Ursache dafür sieht der Autor in einer Verstärkung von toxischen Umwelteinflüssen. Zu ähnlichen Schlußfolgerungen gelangt auch LÜTKE TWENHÖVEN (1992:138) anhand seiner Untersuchung zur habitatspezifischen Reaktion von *S. fallax* und *S. magellanicum* auf Stickstoffdepositionen. - Die Frage einer direkten Strukturschädigung von *S. magellanicum* durch aeolische Schadstoffzufuhren bedarf einer weiteren experimentellen Überprüfung.

Unabhängig von den quantitativen Beiträgen der jeweiligen Sphagnenspezies ist die Qualität der jeweiligen Torfe für die Entwicklung der Standorte von Bedeutung. Diese äußert sich in ihren hydraulischen und trophischen Eigenschaften.

S. magellanicum übernimmt in der Sukzession der Torfstiche eine Schlüsselfunktion: Es löst die von *S. cuspidatum* oder *S. fallax* aufgebauten primären Schwingdecken ab und leitet die Entwicklung des *Erico-Sphagnetum magellanicum* ein. Gelegentlich korrespondiert *S. magellanicum* in der ersten Phase der Hochmoorbulten - Gesellschaft mit *S. pillosum*. Bei gleich-

zeitiger Invasion von *S. rubellum*- oder *S. magellanicum* - Bulten der Torfstichränder ist infolge der hohen hydraulischen Leitfähigkeit der *Cymbifolia* - Torfe eine allmähliche Anhebung des zuvor torfsticheigenen Wasserstandes über seine räumliche Begrenzung hinaus möglich. Die sich schließende Torfmoosdecke kann dann als Keimzelle für eine kleinräumige Regeneration wirken und auf umliegende Flächen übergreifen.

Die gute hydraulische Leitfähigkeit der *Cymbifolia* - Torfe wird wesentlich durch ihre geringe Zersetzbarkeit bestimmt. Die großporigen, lockeren Torfe ermöglichen einen kapillaren Anschluß der Bulte bis in einige Dezimeter Tiefe. Die einmalige Ansiedlung einer zersetzungsresistenten Art beeinflusst somit in einem Prozeß der positiven Rückkopplung die zukünftige Entwicklung.

In entsprechend negativer Weise ist aus syngenetischer Sicht *S. fallax* zu bewerten. Seine akkumulierten Torfe sind kompakt und etwas stärker zersetzt. Ein Transgredieren von *S. fallax* - Rasen über das Niveau des Torfstiches hinaus ist nur bei einem Aufstau des gesamten Moorwasserstandes möglich. Die bessere Zersetzbarkeit des *S. fallax* - Substrates impliziert zudem eine bessere Nährstoffverfügbarkeit am Mikrostandort.

Mineralisierungsexperimente von LÜTKE TWENHÖVEN (1992:101) belegen für *S. fallax* eine N - Freisetzung von 10,54 kg N/ha, für *S. magellanicum* hingegen nur 2,43 kg N/ha in einer Vegetationsperiode, obwohl beide Arten keine signifikanten Unterschiede des N - Gehaltes aufwiesen.

Die Mineralisation erreicht ihr Maximum im Sommer (LÜTKE TWENHÖVEN 1992:101), bei niedrigen Wasserständen und episodisch eingeschränktem Wachstum der Sphagnen. Diese Faktorenkombination begünstigt das Ansiedeln von Gefäßpflanzen, die durch die Abgabe von Wurzelexsudaten die mikrobielle Aktivität noch zu stimulieren vermögen.

Derartige Interaktionen von Wachstum, Zersetzung und Freisetzungen von Nährstoffen spiegeln sich in der Entwicklung der Aufstaufläche (U1) des Fockbeker Moores wider. Die *S. fallax* - Schwingdecken weisen eine sehr hohe Produktivität auf und resultieren in entsprechend hohen Akkumulationsraten (vgl. Tab. 46) und Aufwuchshöhen (vgl. Abb. 48). Veranschlagt man N - Gehalte von 6,6 mg/ g TM (vgl. Kap. 5.1.4), so werden im jährlichen Zuwachs bereits Stickstoffmengen festgelegt, die einer Zufuhr von 59,4 kg/ha/J entsprechen. Dieser Bedarf wird aus atmosphärischer Deposition, Mineralisationsprozessen in den umgebenden Torfbänken, Guanotrophierung durch die Möwenkolonie (vgl. Kap. 5.1.3.7) und einer effektiven Retranslokation gedeckt.

Der Aufstau der Flächen erfolgte Anfang 1982 (vgl. Kap. 2). Die zügig voranschreitende Verlandung ließ die Schwingdecken seitdem zu einer Mächtigkeit von mehr als 50 cm aufwachsen. Die 1989/90 registrierte Aufwuchshöhe von ca. 9,5 cm/J entsprach also, eine gewisse Kompaktierung einbezogen, dem Durchschnitt der vorangegangenen Jahre.

Im zweiten Meßjahr wurden trotz günstiger klimatischer Verhältnisse Wachstumseinbußen im Rasenniveau konstatiert, die mit abnehmenden Wasserständen auf der Fläche korrelierten (vgl. Tab. 36 - Abb. 12). Im gleichen Jahr konnte auf der Untersuchungsfläche und in angeschlossenen Dauerquadraten¹⁵ eine verstärkte Ausbreitung von *Eriophorum angustifolium* sowie eine Ansiedlung von *Molinia caerulea* beobachtet werden: bei einer Reduktion des jährlichen N - Bedarfes durch ein reduziertes Wachstum der *S. fallax* - Bestände werden Stickstoffressourcen frei, die eine Ansiedlung der Phanerogamen begünstigen.

¹⁵ Die an zahlreichen sekundären Moorstandorten erhobenen Ergebnisse von Dauerquadratuntersuchungen werden hier nicht vorgestellt. Ihre Darstellung bleibt späteren Veröffentlichungen vorbehalten.

Die Entwicklung der Schwingdecke befindet sich momentan an einem Scheidepunkt: das Aufsetzen (vgl. Kap. 5.3.3) auf dem mineralischen Untergrund führt zu einer Absenkung der Wasserstände, was wiederum eine Wachstumshemmung bei gleichzeitiger Förderung der Zersetzung nach sich zieht.

Die Wachstumshemmung der *S. fallax* - Rasen ist gleichzeitig eine Voraussetzung für eine potentielle Ansiedlung von *S. magellanicum*, das zuvor aufgrund der enormen Produktivität der Schwingdecken keine Überlebenschance hatte. Es wäre im Konkurrenzkampf, insbesondere um Licht, unterlegen gewesen.

Offen bleibt, ob eine erst jetzt ermöglichte Ansiedlung von *Cymbifolia* - Torfmoosen die Sukzession zum Birkenbruch abzuwenden vermag. Der sinkende Konkurrenzdruck durch *S. fallax* geht einher mit einer steigenden Vitalität der Phanerogamen, die in zunehmendem Maße ein Ansiedeln des lichthungrigen *S. magellanicum* verwehren.

Für den restituierenden Moorschutz sind insbesondere auch die **Primärphasen der Torfstichverlandung** von Interesse. Diese werden an oligotrophen Standorten in der Regel von *S. cuspidatum* *submersum eingeleitet. Die Zersetzungsuntersuchungen im Torfstich U2 des Fockbeker Moores zeigten, daß weder Auswaschungsprozesse noch assimilierende Algenpopulationen zu einer Beschleunigung der Zersetzung führen. An den Initialstandorten wurde die geringste mikrobielle Aktivität sämtlicher untersuchter Habitate registriert. Der Grund liegt auf der Hand: die Anaerobie der mikroklimatisch und trophisch ausgewogenen Mikrostandorte vereitelt stärkere Massenverluste. Die Anreicherung des Sauerstoffs infolge von Wasserbewegung und assimilierenden Algen ist in kleinen Torfstichen offenbar auf wenige Zentimeter unterhalb der Wasserlamelle begrenzt. MÜLLER (1973:195) konnte bei Sauerstoffmessungen in Schlenken und Kolken des Wester- und Ahlenmoores (NW - Deutschland) oft bereits in 5 cm Tiefe keinen Sauerstoff mehr nachweisen. Auch die relativ hohe Produktion submerser Cuspidaten (vgl. Tab. 36) spricht für eine zügige Verlandung der Standorte. Dennoch wird in der Literatur gelegentlich eine langsame Verlandung wasserreicher Torfstiche oder Blänken konstatiert (z.B. NIEMEYER 1982, BOATMAN 1977).

Der Grund für die unterschiedliche Verlandungsdynamik wassergefüllter Blänken ist möglicherweise in der Populationsbiologie submerser Sphagnen zu suchen. BOATMAN (1977:125) macht die im Vergleich zu oligotrophen Standorten reduzierte Fähigkeit der Arten, in ombrotrophen Habitaten Innovationen zu bilden, verantwortlich für das Unvermögen, geschlossene Decken zu formen. Das winterliche Absinken der Populationen führt zudem zu Verlusten, die bei einer Nährstofflimitierung nicht durch Innovationsbildung kompensiert werden können.

Grundsätzlich kann das Wachstum submerser Torfmoose durch unzureichende Licht- und Kohlendioxidzufuhr begrenzt sein. Bei geringem Durchmesser der Oberfläche und großer Tiefe ist aufgrund zyklischer Verlagerungen mit höheren winterlichen Verlustraten zu rechnen. Seitlich hoch aufragende Torfbänke können zudem den Einfallswinkel des Lichtes einschränken.

Die jüngst veröffentlichten experimentellen Ergebnisse von PAFFEN & ROELOFS (1991, siehe Kap. 5.3.3) geben zu der Vermutung Anlaß, daß die Kohlendioxidkonzentration im Wasser ganz wesentlich zur Ausbildung geschlossener Teppiche durch *S. cuspidatum* beiträgt. Die Kohlendioxidkonzentrationen im Wasser variieren in Abhängigkeit von der mikrobiellen Aktivität der Standorte. Sie können an oligo- und insbesondere an ombrotrophen Standorten wachstumslimitierende Gehalte annehmen.

Möglicherweise ist eine mangelhafte oder ausbleibende Besiedlung in maschinell gestalteten 'Blänken' in Moor - Regenerationsprojekten auf eine unzureichende Kohlendioxid - Ver-

sorgung der Standorte zurückzuführen¹⁶. Wie die eigenen Befunde zeigen, ist selbst die Zersetzung an oligotrophen, aquatischen Standorten relativ gering. Bei einer Weißtorfunterlage von einigen Dezimetern könnte sie noch niedriger zu veranschlagen sein. Hier wären weitere Forschungen wünschenswert.

Nachfolgend sollen die neun untersuchten Sphagnenspezies vor dem Hintergrund der Zersetzungs- und Wachstumsergebnisse vorgestellt werden. Kenndaten (moorunspezifisch) zum jährlichen Längenwachstum (LW) und zur Produktivität (P) beider Untersuchungsjahre (1989/90 - 1990/91) werden ebenso zusammengestellt wie die prozentuale Zersetzungsrate nach einem Jahr (Z).

Dabei soll ihre Konkurrenzkraft eingeschätzt und der Stellenwert einzelner Arten in der Sukzession der Torfstiche erörtert werden.

S. fallax (Klinggr.) Klingr. 1880 - **S. magellanicum** Brid. Musc. Rec. II, 1798

Zu diesen Arten wurde bereits vieles geschrieben (vgl. Kap. 6.2); hier soll das Bild lediglich noch abgerundet werden.

Die eigene Arbeit sowie jüngere Forschungsprojekte (i.e. LÜTKE TWENHÖVEN 1992) haben sich vorrangig *S. fallax* gewidmet, weil von vielen Forschern und Forscherinnen eine generelle Ausbreitung der Art in Hochmooren beobachtet wurde (z.B. TALLIS 1973:565, TÜXEN 1983:428, VOIGT & JOHNSON 1987:41). Experimentelle Feld- und Laborexperimente bewiesen zudem die im Vergleich zu *S. magellanicum* höhere Resistenz gegenüber schwefelsauren, stickstoff- und schwermetallhaltigen Depositionen (FERGUSON & LEE 1978, 1983, FERGUSON et al. 1984, LÜTKE TWENHÖVEN 1992).

Auch die eigenen Befunde belegen im *Erico-Sphagnetum magellanicum* ein höheres Längenwachstum sowie eine höhere Produktivität und Modifikabilität von *S. fallax* im Schlenken- und Rasenniveau (*S. fallax*, Rasen: LW 4,4 - 7,6 cm/J, P 203 - 312 g/m²J, Z 11 - 15 %; *S. magellanicum*, Rasen: LW 1,95 - 3,6 cm/J, P 103 - 207 g/m²J, Z: 7,7 - 13,6 % TM; vgl. Kap. 6.2).

Die im Rahmen der ²¹⁰Pb - Datierung dargestellten Profile (siehe Abb. 40 - 47) zeigen dabei, daß *S. fallax* in den letzten Jahrzehnten durchaus als Wegbereiter einer Sukzession zur Hochmoorbulten - Gesellschaft (vgl. NIEMEYER 1982:89) fungieren konnte. Die Ablösung der Cuspidaten durch *S. magellanicum* oder *S. papillosum* kann allerdings unterschiedlich schnell vonstatten gehen. So wurde mit Hilfe der ²¹⁰Pb - Datierungen ein Zeitraum von 15 - 75 Jahren für den Wechsel der Abundanzen ermittelt (vgl. Abb. 40 - 47 und Tab. 42), wobei der Durchschnitt bei 25 - 30 Jahren anzusetzen ist.

Die im Verlauf zweier Jahre mit unterschiedlicher Witterung erhobenen Wachstumsmessungen veranlassen die Verfasserin jedoch, die Wahrscheinlichkeit einer initialen Ansiedlung von *S. magellanicum* in reinen *S. fallax* - Beständen als eher gering zu betrachten. Sie steigt allerdings mit zunehmender Entfernung vom Wasserstand und infolgedessen reduzierter Wachstumsgeschwindigkeit von *S. fallax*.

Eine entscheidende Rolle spielt offensichtlich das vegetative Ausbreitungsvermögen der Arten. Auch gegenwärtig kann eine Transgression der *S. magellanicum* - Bulte, ausgehend von Torfstichrändern, beobachtet werden. Die seitlichen Ränder schieben sich allmählich in die *S. fallax* oder *S. cuspidatum* - Teppiche hinein. Sehr viel seltener ist hingegen eine

¹⁶ Die Verfasserin denkt dabei insbesondere an oberflächlich abgebaute Hochmoorflächen (z.B. im Nienwohlder Moor), die nach maschineller Gestaltung aufgestaut wurden.

Neuansiedlung der Cymbifolie zu beobachten. Die Fähigkeit, Innovationen zu bilden, ist bei *S. magellanicum* weitaus stärker ausgeprägt als bei *S. fallax*. So konnte bei etwa 8 - 24 % der explantierten *S. magellanicum* - Exemplare nach der dreimonatigen Exposition eine beginnende oder bereits vollzogene 'Teilung' des Köpfchens beobachtet werden, bei *S. fallax* hingegen zeigte sich diese lediglich bei 2 - 6 % und sank mit zunehmender Entfernung zum Wasserstand. Bei *S. magellanicum* auf Bultstandorten konnte bisweilen bei mehr als 50 % der Explantate eine Innovation beobachtet werden. LANE (1977) und CLYMO (1970) fassen die von ihnen insbesondere an Bultsphagnum beobachtete Innovationsbildung als eine morphologische Anpassung an trockene Standorte auf. Für die Konkurrenzkraft der Cymbifolie ist diese genetisch fixierte und standörtlich modifizierte Fähigkeit (vgl. BAKER & BOATMAN 1989) nicht zu unterschätzen. Möglicherweise liegt in diesem vegetativen Ausbreitungsvermögen der Schlüssel für aktuell nach wie vor zu beobachtende Transgressionen von *S. magellanicum* in *S. fallax* - Teppiche hinein, die aus den Wachstumsmessungen kaum zu erklären sind. Dieser Aspekt sollte in zukünftigen Forschungsprojekten einer genauen Analyse unterzogen werden.

S. papillosum Lindb., Acta Soc. Sc. Fenn., 1882

Bei der Art konnte eine Korrelation des Wachstumsverhaltens in trockenen Jahren mit dem experimentell belegten Wasserspeicher - und Wasserhebevermögen ermittelt werden (GREEN 1968, CLYMO & HAYWARD 1983, HAYWARD & CLYMO 1983): eine Beeinträchtigung durch Trockenheit war nicht feststellbar (LW 2,8 - 3,8 cm/J, P 193 - 215 g/m²J, Z 6,6 - 14,2 % TM).

Dieses Vermögen prädestiniert *S. papillosum* in Norddeutschland für Standorte mit schwankenden Wasserständen oder Staunässe: Schlenken, insbesondere auch gestörte Standorte (z.B. sekundäre *Sphagno* - *Rhynchosporeten*) oder Torfstichsäume an offenen Wasserflächen. Zu diesem Bild paßt im subozeanischen Bereich auch sein Verbreitungsschwerpunkt in Feuchtheiden (vgl. ELLENBERG 1978). Syngenetisch löst die Spezies *S. fallax*- respektive *S. cuspidatum* - Teppiche ab (vgl. Abb. 42) und leitet zu *S. magellanicum* - Bulten über. Gelegentlich ist auch eine Bultbildung zu beobachten.

Seine geringe Zersetzbarkeit und die Struktur der von ihm gebildeten Torfe kann eine Anhebung des Wasserstandes und trophische Verarmung der Standorte zur Folge haben.

Die wie bei *S. magellanicum* zu verzeichnende Fähigkeit zur vegetativen Transgression ermöglicht der Spezies eine Wahrung ihrer Standorte gegenüber *S. fallax*. Eine Kapselbildung tritt bei *S. papillosum* wie auch bei *S. magellanicum* außerordentlich selten auf, so daß eine Ausbreitung der Art primär vegetativ erfolgt (POSCHLOD 1990:192).

Möglicherweise reagiert die Spezies weniger sensibel auf aeolische schwefelsaure oder stickstoffsaurer Depositionen als *S. magellanicum*. Eigene Makrofossiluntersuchungen zeigten in fossilen Torfen ein verstärktes Auftreten der Sippe nach Moorbränden. Auch die Verlagerung der *S. papillosum* - Verbreitungsschwerpunkte von ombrotrophen Standorten auf den Britischen Inseln und Norwegen auf minerotrophe Standorte in subkontinentalen Regionen Finnlands (DIERSSEN 1982:205) oder Ostdeutschlands (LÜTT 1988:10) spricht für einen höheren Nährstoffbedarf der Spezies. Sie ist in diesem Sinne eher als 'Kulturfolger' anzusehen als *S. magellanicum*. PAFFEN (1990:41) stellte allerdings in Kulturversuchen bei *S. papillosum* eine höhere Vitalitätsbeeinträchtigung bei Ammoniumdüngung fest als bei *S. magellanicum*. Letztere zeigt eine höhere Sensitivität gegenüber Nitratdepositionen.

S. cuspidatum Hoffm. 1795

Die Spezies ist gemeinsam mit *S. fallax* der häufigste Primärbesiedler oligotropher bis schwach mesotropher Moorstandorte.

In der Literatur wird sowohl das zeitliche Nebeneinander beider Spezies (z.B. LÜTT 1988, BORCHERT 1988) als auch ihre wechselseitige Vikarianz als Ausdruck eines Konkurrenzverhältnisses (MEYER 1988:33) und syngenetischer Aufeinanderfolge (z.B. MÜLLER 1973:183, DIETZE 1981:193) beschrieben.

Aus den hier dargestellten produktionsbiologischen Daten kann derzeit keine generelle Verdrängung von *S. cuspidatum* durch *S. fallax* geschlossen werden (LW 5,0 - 9,6 cm/J, P 249 - 490 g/m²J, Z 10,2 - 13,2 %). OVERBECK & HAPPACH (1957:360f) beschreiben in Konkurrenzversuchen ein 'Hinwegwälzen' von *S. fallax* über *S. cuspidatum*, in Parallelversuchen vermochte jedoch *S. cuspidatum* zu dominieren. Die AutorInnen nehmen an, daß das Dominieren der einen oder anderen Art von ihrer Abundanz in der näheren Umgebung abhängt.

Bemerkenswert ist die Beobachtung, daß *S. cuspidatum* in den Schlenken des Fockbeker Moores eine geringere Beeinträchtigung gegen Wasserstreß zeigte als *S. fallax*. Möglicherweise zeigt sich hierin eine noch bessere physiologische Anpassung an die Lebensbedingungen der Schlenke.

Die relativ geringe Zersetzbarkeit seiner Substrate schränkt die Verfügbarkeit von Makroelementen ein. *S. cuspidatum* - Teppiche sind damit ein hydrologisch und trophisch unwirtliches Keimbett für Phanerogamen. Syngenetisch kann in oligotrophen Torfstichen eine Ablösung durch *S. papillosum* oder *S. magellanicum* folgen, an nährstoffreicheren Standorten durch *S. fallax* oder seltener durch *S. palustre*.

Eine Abschätzung der Entwicklung seiner Standorte allein aufgrund seines Vorhandenseins ist nicht möglich.

Auch für die Initialphase der Verlandung durch *S. cuspidatum* *submersum (LW 18,4 - 19,7 cm/J, P 313 - 336 g/m²J, Z 7,9 % TM) ist die Fähigkeit zur Bildung von Innovationen von zentraler Bedeutung (siehe Kap. 5.3.3, vgl. BOATMAN 1977, BAKER & BOATMAN 1989, 1990). Die Anteile der Explantate submerser Spezies mit Innovationen stieg im Vergleich zu denen emerser Pflanzen um ca. 50 %.

S. rubellum Wils. 1855

Das zarte, rotgefärbte *S. rubellum* der Sektion *Acutifolia* besiedelt in den *Erico-Sphagneten* in der Regel trockenere Habitate, z.B. Bultstandorte oder Moorheidestadien auf stehengebliebenen Torfbänken, transgrediert aber gelegentlich in das Rasenniveau der Schwingdecken hinein. Das physiologische Optimum der Spezies stimmt nach bisherigem Kenntnisstand weitestgehend mit ihrem ökologischen Optimum überein: WALLEN et al. (1988:73) ermittelten ein Photosyntheseoptimum bei einem Wasserstand von -20 cm (vgl. auch GIGNAC et al. 1991). Die hohe Wuchsdichte der von *S. rubellum* aufgebauten Bulte gewährleistet auch in Trockenperioden eine weitestgehende Aufrechterhaltung der Assimilation (CLYMO & HAYWARD 1983, HAYWARD & CLYMO 1983). Das nach den Cymbifolien häufigste Auftreten von Innovationsbildungen fördert den dichten Wuchs der Art (vgl. CLYMO 1970).

In Übereinstimmung damit ergaben die Wachstumsmessungen im trockenen Meßjahr 1989/90 eine vergleichsweise geringe Beeinträchtigung (LW 2,6 - 5,9 cm/J, P 203 - 462 g/m²J, Z 8,7 % TM). Die geringe Zersetzbarkeit der Torfe von *S. rubellum* läßt auf eine lange Persi-

stanz der eingenommenen Habitate schließen. Seine Habitatbeschränkung läßt seine Rolle in der Entwicklung hochmoorähnlicher Standorte im norddeutschen Raum im Vergleich zu jener der Cymbifolien eher als begrenzt erscheinen. Zu einer identischen Einschätzung gelangt auch CASPARIE (1969:177) anhand von Großrestanalysen an Profilen des Bourtanger Moores (Niederlande). Im Einklang damit stehen auch Makrofossil - Befunde von HÖLZER & HÖLZER (1988:25), denen zufolge *S. rubellum* in fossilen Torfen vornehmlich nach Moorbränden auftrat, also auf ausgetrockneten bzw. staunassen, \pm nährstoffarmen, sauren Moorstandorten.

Die Vorkommen der stenöken Art sind in Norddeutschland auf oligo - bzw. ombrotrophe Standorte beschränkt. ANDRUS (1986:417) betont die geringe pH - Amplitude (3,6 - 4,2) der Art. Gemeinsam mit *S. papillosum* bevorzugt die Spezies Standorte ohne Schatten (VITT & SLACK 1984).

Obleich *S. rubellum* derzeit in norddeutschen Restmooren noch regelmäßig vorkommt, ist überregional ein allmählicher Rückgang der Art zu verzeichnen, der von VOIGT & JOHNSON (1987:41) ursächlich auf eine Verdrängung durch *S. fallax* zurückgeführt wird. PAF-FEN (1990:41) beschreibt eine im Vergleich zu *S. magellanicum* stärkere Wachstumsreduktion bei hohen Ammoniumgaben.

***S. riparium* Aongstr. 1864**

Die Spezies gehört zu den Sphagnen mit deutlichem Verbreitungsschwerpunkt in der borealen Nadelwaldzone. In Mitteleuropa wird die Art seltener und beschränkt sich vornehmlich auf disjunkte Vorkommen in der montanen und subalpinen Stufe (DIERSSEN 1983a:9).

Die bevorzugten Standorte von *S. riparium* - Hochmoorsäume, Kolke, Moorseen sowie Waldsümpfe - kennzeichnen die Spezies als ausgesprochen hygrophil (vgl. DIERSSEN 1982:234).

Südlichere Vorkommen der Art in Mitteleuropa finden sich bevorzugt in kühlen Gebirgslagen, Kaltluftseen, Karen und Geländemulden. Vielfach wirkt an solchen Wuchsorten eine Beschattung durch Bäume einer Erwärmung der Standorte entgegen (DIERSSEN 1983a:17). Offensichtlich weicht die boreale Art an ihrer südlichen Verbreitungsgrenze verstärkt auf klimatisch gemäßigte Standorte aus, die auch im Sommer ein temperates Klima und ausgeglichene Wasserstände garantieren.

Die Tendenz, das Risiko einer zunehmenden Erwärmung durch schattige, luftfeuchte Standorte zu kompensieren, fällt bereits bei den norddeutschen Vorkommen der Art auf. Hier siedelt die *Cuspidate* in mehr oder minder beschatteten Torfstichen der Jungmoränenhochmoore, seltener auch im Lagg oder in der Verlandungszone dystropher Seen (LÜTT 1988:32, LÜTT 1990:Tab. 2).

Die Beschattung des Bestandes im Wittenseer Moor vermochte im Sommer 1989 nicht die extreme Trockenheit und Hitze auszugleichen, die zu einem Zusammenbruch des Bestandes führte.

Der Bestand bewies eine außerordentliche Regenerationskraft (vgl. Tab. 36) und gelangte bereits im Folgejahr zu enormen Produktivitäten (LW 7,4 - 14,4 cm/J, P 333 - 648 g/m²J, Z 23,1 % TM).

Die parallel registrierte hohe Zersetzungsrate von *S. riparium* deutet auf eine ähnliche Lebensstrategie wie von *S. fallax*: hohe Wachstumsraten, hohe Nährstoffaufnahme-raten und hohe Mineralisationen der aufgebauten Torfe. Die stärkere Zersetzung der borealen Spezies weist allerdings auf eine engere soziologische Anbindung an Seggenrieder mesotropher Moorstandorte (vgl. DIERSSEN 1983a:11f).

Die Sukzession von *S. riparium* - Standorten erfolgt aufgrund der geringen Torfbildung und des effektiven Nährstoff - 'turnovers' relativ langsam.

LINDHOLM & VASANDER (1990:149) konnten nach jährlichen Netto - Höhenzuwächsen von bis zu 5 cm/J im dritten Jahr eine Sackung der Decke auf Höhen feststellen, die dem Vorjahr gegenüber niedriger lagen. Offensichtlich handelt es sich dabei um eine hydrologisch bedingte Autoregulation der Schwingdecke. Bei einer wachstumsbedingten Entfernung vom Wasserstand erfolgt bei der Überschreitung eines Grenzwerts eine Hemmung des Wachstums bei gleichzeitiger Förderung der Zersetzung. Die dadurch initiierte Sackung gewährleistet eine vorübergehende Verbesserung der Wasserzufuhr bis zur erneuten Wachstumshemmung. Die geringe aber dennoch vonstatten gehende Erhöhung der Torflage gebietet nach einigen Jahrzehnten allerdings eine Auflösung der Rückkoppelung und ermöglicht dann Ohrweiden und Moorbirken die Ansiedlung.

S. riparium und *S. fallax* vikariieren im subkontinentalen Bereich Norddeutschlands: In Mecklenburg - Vorpommern nimmt *S. riparium* in seiner Verbreitung zu und bildet, wie *S. fallax* in Schleswig - Holstein, produktive Schwingdecken in aufgestauten Hochmoorresten (vgl. PRECKER et al. 1990:346).

Die Standorte von *S. riparium* dürften aufgrund der Ähnlichkeit zur Habitatsnischung von *S. fallax* in Schleswig - Holstein und Niedersachsen keine Ausweitung erfahren. Auch wenn steigende aeolische Nährstoff - Frachten sein Vorkommen potentiell begünstigen, ist es, klimatisch bedingt, in der Region im Konkurrenzkampf mit *S. fallax* unterlegen.

***S. auriculatum* Schimp. 1857**

Das mesotraphente *S. auriculatum* hat einen atlantischen bis subatlantischen Verbreitungsschwerpunkt und besiedelt in Norddeutschland Heidetümpel, Torfstiche und in jüngster Zeit auch Weichwasserseen.

Die Spezies besiedelt ARTS (1990:25) zufolge Standorte, die im Vergleich zu jenen von *S. cuspidatum* höhere pH - Werte, eine höhere Alkalinität, Konduktivität sowie höhere Kalzium-, Mangan- und Ammoniumkonzentrationen aufweisen. Die eigene Standortcharakteristik (siehe Kap.5.1.3) bestätigt seine Angabe.

In Torfstichen Norddeutschlands treten submerse Formen des 'Kuhhornmooses' in der Regel vergesellschaftet auf mit *Juncus bulbosus*, *Drepanocladus exannulatus*, seltener mit *S. cuspidatum* *submersum im *Scorpidio-Utricularietum minoris* oder in gefäßpflanzenfreien submersen Beständen.

Das Längenwachstum der submersen Subseconde fällt ebenso wie die Produktivität geringer aus als bei der submersen Cuspidate (LW 10,1 - 12,5 cm/J, P 171 - 213 g/m²J, Z 13,1 % TM).

Ihre höhere Zersetzbarkeit bedingt eine insgesamt reduzierte Torfbildungsrate. Das Vermögen zur Bildung von Innovationen war allerdings bei der mesotraphenten Spezies etwas häufiger zu beobachten.

Es ist anzunehmen, daß der ungleich filigranere Wuchs der Cuspidate eine effektivere Lichtausnutzung gewährleistet. An trophisch - klimatischen Grenzstandorten besitzt *S. cuspidatum* offensichtlich eine höhere Konkurrenzkraft. Im Zusammenhang damit ist ihr Verbreitungsschwerpunkt in atlantisch getönten Restmooren norddeutscher Sanderlandschaften zu sehen.

STABENOW (1988:47) beobachtete in Heidetümpeln des Gildehauser Venns eine Verdrängung der Subseconde durch das azidophytischere *S. cuspidatum*. Die Autorin sieht hierin einen Zusammenhang mit depositionsbedingten Versauerungsprozessen.

Ausweichstandorte erobert sich die Spezies in nährstoffarmen Weichwasserseen der Niederlande, wo sie wiederum zum Rückgang der Strandlingsgesellschaften beiträgt (vgl. z.B. ARTS 1990:29).

Weitaus produktiver sind die syngenetisch aus den Initialstadien hervorgehenden Schlenkenstandorte der Spezies (LW 8,2 - 7,8 cm/J, P 343 - 327 g/m²J). Da bereits die submerse Form beträchtliche Stoffverluste aufwies, ist bei einer besseren Sauerstoffversorgung, analog zu den Befunden bei *S. cuspidatum*, eine recht hohe Rückführung von Nährstoffen anzunehmen. Die bessere Nährstoffverfügbarkeit der *S. auriculatum* - Torfe schafft die Voraussetzung für eine Ansiedlung der Helophyten *Menyanthes trifoliata*, *Potentilla palustris* und hochwüchsiger Cyperaceen (*C. rostrata*, *C. lasiocarpa*). Die bedingte Zersetzbarkeit von *S. auriculatum* und die quantitative Remineralisation der Helophyten - bis zu 80 % nach drei Jahren (MOORE 1989b) - bedingen eine relativ langsame Torfbildung und Nährstoffverarmung der Teppiche. Initialen von *S. magellanicum* und *S. papillosum* können dennoch auch hier beobachtet werden, wahrscheinlicher ist allerdings die Sukzession zum primären Birkenbruch.

In jüngster Zeit wurde wiederholt eine Vergrasung mäßig nasser *S. auriculatum* - Teppiche mit *Calamagrostis canescens* beobachtet (LÜTT 1988:31, vgl. auch JESCHKE et al. 1989), die ursächlich auf aeolische Eutrophierungsprozesse zurückzuführen ist.

***S. palustre* L. Sp. Pl. 1753**

S. palustre besiedelt Standorte unterschiedlicher Azidität und Leitfähigkeit (ANDRUS 1986:417). Der beprobte Standort im Wittenseer Moor ließ sich hinsichtlich seiner Nährstoffgehalte als oligo - bis schwach mesotroph kennzeichnen (vgl. Kap. 5.1.3).

Die Spezies siedelt hier am Rande von *S. fallax*- und *S. riparium*-Rasen und zeigte erstaunliche Wuchsleistungen. Diese lagen zwar in ihrer Längenausdehnung mit 7,8 - 10,4 cm/J (P 250 - 333 g/m²J) unter jener der Cuspidaten, die geringen Massenverluste (Z 8,3 % TM), das ausgeprägte Vermögen zur Bildung von Innovationen und die geringe Kompaktierung der Torfe gewährleistet dennoch ein Existenz an der Seite hochproduktiver Arten.

Die dichten Rasen der Cymbifolie bilden in Torfstichen das Folgestadium von *S. cuspidatum*-, *S. fallax*- oder *S. papillosum* - Schwingdecken (BORCHERT 1988:41). Die geschilderte oligotrophe Verlandungsserie kann ebenso wie die von LÜTT (1988:28) beschriebene Sukzession mesotropher Kleinseggenrieder mit *S. palustre* als Terminalstadium eine Entwicklung gehölzdominierter Bestände einleiten.

In Bruchwäldern hat die Spezies ihren Verbreitungsschwerpunkt. Es ist anzunehmen, daß sie, ähnlich wie für *S. squarrosum* experimentell nachgewiesen, einen niedrigeren Lichtkompensationspunkt hat als die Cuspidaten und *S. papillosum* (HARLEY et al. 1989).

Im letzten Jahrzehnt wurde *S. palustre* gemeinsam mit *S. molle* und *S. fimbriatum* wiederholt auf mineralisierten, wiedervernässten Hochmoortorfen beobachtet (z.B. WAGNER 1986:97). Die blanken Hochmoortorfe setzten eine physiologische und morphologische Anpassung an Staunässe und schwankende Wasserstände voraus. Letztere ist in Form einer Austrocknungsresistenz sowie hoher Wasserhebe- und Wasserhaltefähigkeit bei *S. palustre* experimentell nachgewiesen worden (GREEN 1968).

Der Indikationswert der Spezies ist nicht unstrittig. Während vegetationskundliche Arbeiten (z.B. LÜTT 1988, BORCHERT 1988) eine Entwicklung zum Birkenbruch annehmen lassen, unterstreichen Makrofossiluntersuchungen an fossilen Torfen seine Bedeutung für eine sukzessive Überleitung zur Bildung von Übergangsmoor- bzw. Hochmoortorfen (z.B. GROSSE-BRAUCKMANN 1968, 1969, SCHWAAR 1984).

S. fimbriatum Wils. 1846

S. fimbriatum hat sein natürliches Vorkommen in Erlenbruchwäldern, Weidengebüschern sowie an Kolkrändern (vgl. MÜLLER 1973:159ff). Als Sekundärstandorte besiedelt *S. fimbriatum* staunasse, mineralisierte Hochmoortorfe (vgl. *S. palustre*), Ränder mesotropher Torfstiche und seltener auch - schwingdeckenbildend - die Torfstiche selbst. PAFFEN (1990:80ff) zufolge findet sich *S. fimbriatum* gemeinsam mit *S. cuspidatum* auf guanotrophierten Standorten aufgestauter Moorreste. Seine Vitalität zeigt sich erstaunlicherweise bei Kulturexperimenten mit Vogeldung stärker beeinträchtigt als *S. cuspidatum*.

Die produktionsbiologischen Untersuchungen an der Art wurden an leicht beschatteten Bultstandorten am Rande eines Torfstiches im Wittenseer Moor vorgenommen. Die Ergebnisse sprechen für eine geringe Rolle der Art als Torfbildner an sekundären Standorten (LW 2,2 - 3,9 cm/J, P 95 - 168 g/m²J, Z 18,7 % TM).

Seine geringe Produktivität und hohe Zersetzbarkeit lassen seine Bulte als geeignetes Keimbett für Gehölze und hochmoorfremde Gefäßpflanzen erscheinen. CLYMO (1973) findet in Wachstumsexperimenten mit Kulturgefäßen die physiologische Anpassung der Art an höhere pH - Werte und Kalziumkonzentrationen bestätigt.

Die Konkurrenzkraft der Art kann aufgrund der eigenen Befunde als gering eingeschätzt werden. Langfristig ist eine Verdrängung der Art durch Gefäßpflanzen anzunehmen (z.B. *Calamagrostis canescens* und mesotraphente Cyperaceen).

S. fimbriatum findet seine Nische als Primärbesiedler auf gestörten und/oder schattigen, trockenen oder wechselfeuchten, nährstoffreichen Standorten. Diese Habitatbeschreibung kann begrenzt auch von *S. palustre* erfüllt werden, das jedoch basenärmere Standorte vorzieht.

Eine derartige Parameterkombination ist mit der hohen generativen Reproduktionskraft von *S. fimbriatum* vereinbar (vgl. ANDRUS 1986:423) und unterstreicht den 'ruderalen' Charakter der Art.

6.4 Rezente Torfanreicherung in Akrotelm und Catotelm

Die aus Produktivität und Zersetzung errechneten 'akrotelmatischen' Akkumulationsraten sind nicht direkt mit den in Kapitel 5.4.4 dargestellten, über Akrotelm und Catotelm 'gemittelten' Akkumulationsraten' vergleichbar. Bei letzteren wurde nicht nach Sphagnenarten unterschieden. Die Profile enthielten zudem Makrofossilien von *Eriophorum angustifolium*, *Eriophorum vaginatum* und Ericaceen. Die anteilige Bedeutung der Phanerogamen an Torfakkumulationsraten kann allerdings bei den primären Verlandungsstadien als relativ gering eingeschätzt werden.

Das Verhältnis von Oberflächen - Akkumulationsraten und Anreicherungen im Catotelm wird wesentlich von der Dauer des Aufenthaltes der neogenen Torfe im Akrotelm bestimmt (CLYMO 1983:210). Sie hängt von der Wachstumsgeschwindigkeit der Sphagnen sowie vom untersuchten Mikrohabitat ab.

Es ist anzunehmen, daß Jahreszugewinne in den untersuchten Schlenkenstandorten bereits nach spätestens 2 Jahren, bei Rasenstandorten nach maximal 5 Jahren und bei Bultstandorten nach ca. 15 Jahren in das Akrotelm eintreten. Dabei wird ein Aufwuchs der Schlenkendecken von maximal 5 cm pro Jahr, der Rasen um ca. 2 cm und der Bulte um 0,5 - 1 cm veranschlagt. Die Grundlage dieser Schätzungen sind Messungen der Aufwuchsrates im Rasenniveau (siehe Abb. 48) und die beobachtete Verlagerung der 'litter bags' nach einer Explanta-

tionsdauer von 2 Jahren. Diese Zeit reichte bei der produktiven Schwingdecke U1 des Fockbeker Moores aus, um eine vollständige Verlagerung ins Catotelm zu gewährleisten.

Derartige Geschwindigkeiten sind nicht zu vergleichen mit den für Großbritannien und Skandinavien ermittelten Aufgehalten im Akrotelm: CLYMO (1984:617) nimmt im Mittel ca. 24 Jahre an. Die Ursachen für die hier veranschlagten kurzen Aufenthalte der Oberflächenproduktion im Akrotelm sind in den insgesamt geringeren Reliefunterschieden zwischen Rasen und Bulten und in den hochmooratypischen Verlandungsbedingungen regenerierender Standorte zu suchen (vgl. S. 190).

Die aus Wachstums- und Zersetzungsdaten ermittelten Akkumulationsraten der Schlenkenmoose dürften folglich vielmehr jener Rate entsprechen, die im 'inerten' Catotelm ankommt. Die Altersdatierung mit ^{210}Pb ergab eine mittlere Akkumulationsrate von $271 \text{ g/m}^2\text{J}$. Dieser Wert korrespondiert eingedenk der erwähnten Vorbehalte gut mit den aus Wachstums- und Zersetzungsdaten berechneten Akkumulationsraten der Schlenken- und Rasenbewohner (vgl. Tab. 46).

Die 'gemittelten' Akkumulationsraten wurden über unterschiedliche Verlandungsstadien summiert, die primäre Cuspidatentorfe bis hin zu *S. magellanicum* - Torfen umfaßt (siehe Abbildungen 40 - 47). Die artspezifischen Akkumulationsraten belegen, daß die primären Verlandungsgesellschaften eine stärkere Torfbildung aufweisen als die insgesamt etwas weniger wüchsigen Stadien mit *S. papillosum* und *S. magellanicum*. Der Wert von $271 \text{ g/m}^2\text{J}$ stellt somit ein Mittel aus höheren und niedrigeren Akkumulationsraten dar, die einander abwechselten.

Die höheren Akkumulationsraten der Cuspidaten sind auch mit der auffällig hohen mittleren Akkumulationsrate von $466 \text{ g/m}^2\text{J}$ aus dem Kaltenhofer Moor kongruent. Die Verlandung des beprobten Torfstichs erfolgte hier allein durch *S. cuspidatum*, das später von *S. fallax* verdrängt wurde.

Damit ist für die Verlandung sekundärer Moorstandorte insgesamt eine hohe primäre Geschwindigkeit zu veranschlagen, die sich bei abnehmenden Produktivitäten der folgenden Phasen verlangsamt. Allerdings ist auch hier von einer großen Variabilität in Abhängigkeit von den abiotischen und biotischen Parametern auszugehen (vgl. OHLSON & DAHLBERG 1991).

Das Verhältnis von oberflächennahen Stoffanreicherungen und langfristig akkumulierten Torfen schwankt in Abhängigkeit von der Artenzusammensetzung, der Höhe des Wasserstandes, der betrachteten Zeitdauer sowie Verdichtungsvorgängen in den Torfen. CLYMO (1983:210) geht davon aus, daß, bezogen auf geologische Zeiträume, nur etwa $1/5 - 1/10$ der Netto-Primärproduktion in das Catotelm eingeht. Die Schätzung der Akkumulationsraten verschiedener Autoren Skandinaviens und der UdSSR umfaßt eine Schwankungsbreite von $4 - 33 \%$ der Primärproduktion (ZOBEL 1988:421).

Den eigenen Befunden vergleichbare Kurzzeit - Akkumulationsraten berechneten STEWART & READER (1972:256) in kanadischen *Ledo-Sphagneten*: nach einem Jahr reicherten sich 73% der Netto-Primärproduktion an. Letztere umfaßt $1942 \text{ g/m}^2\text{J}$ und setzt sich anteilig zu 70% aus Ericaceen und zu 30% aus Torfmoosen zusammen. Da die Zersetzungsrate der Ericaceen im Vergleich zu den Sphagnen sehr viel höher ist ($7 - 39 \%$ TM), steigt der Anteil der Sphagnen an der vertorfenden Substanz nach einigen Jahren im Verhältnis zu ihren Anteilen an der Netto-Primärproduktion.

Bei einer Berechnung von Akkumulationsraten an einem ^{14}C - datierten Profil desselben Moores gelangen die Autoren zu jährlichen Akkumulationsraten von $28,6 \text{ g/m}^2\text{J}$. Die Diskrepanz dieser Rate zu der Oberflächen - Akkumulationsrate von $1428 \text{ g/m}^2\text{J}$ ist erheblich.

Hier zeigen sich in aller Deutlichkeit die Wirkungen unterschiedlicher zeitlicher Bezugsgrößen, die Summe der im Akrotelm und Catotelm einflußnehmenden Faktoren sowie die zeitliche Modifikabilität von Mehrkomponenten - Torfen (Sphagnen - Ericaceen). Torfanreicherungen an der Mooroberfläche sind zudem kein zuverlässiges Indiz für ein Wachstum des gesamten Moorkörpers. Mit zunehmendem Wachstum des Catotelms steigt auch das Ausmaß der Bedeutung schwer erfaßbarer Zersetzungsvorgänge im Catotelm selbst. Der anaerobe Zersetzungskoeffizient beträgt zwar nur ein Hundertstel bis zu einem Tausendstel des aeroben Zersetzungskoeffizienten (vgl. CLYMO 1983, 1984), bezogen auf geologische Zeiträume reicht dieser Betrag allerdings aus, um die oberflächennahen Stoffgewinne zu kompensieren (CLYMO 1984:606ff) und damit einen Stillstand des Moowachstums zu bewirken.

In Abbildung 48 wurden die jährlichen Aufwuchsraten von *S. magellanicum* im *Erico - Sphagnetum magellanicum* aufgetragen. Ihre Größe ergibt sich aus dem Längenwachstum, der Zersetzung und der bereits nach einem Jahr zu verzeichnenden Kompaktierung. Sie stellt somit eine höhenbezogene Nettobilanz des Mikrostandortes dar, die sich aus den Zersetzungs- und Wachstumseigenschaften der Spezies selbst und den Zersetzungs- und Sackungsvorgängen des anschließenden Torfkörpers ergibt. Zum Vergleich wurde die Höhenbilanz der *S. fallax* - Schwingdecken im Fockbeker Moor (U1) angefügt.

Während in beiden Untersuchungsjahren im Wittenseer Moor Aufwuchsraten von 2 cm ermittelt wurden, variieren jene des Fockbeker Moores mit 1,1 cm 1989/90 und 2,1 cm 1990/91. Die höchsten Höhenzuwächse wurden im *Erico-Sphagnetum magellanicum* in beiden Jahren im Owschlager Moor registriert (2,3 bzw. 3,0 cm). Dieser Höhenzuwachs- Gradient für 1989/90

Owschlager Moor > Wittenseer Moor > Fockbeker Moor

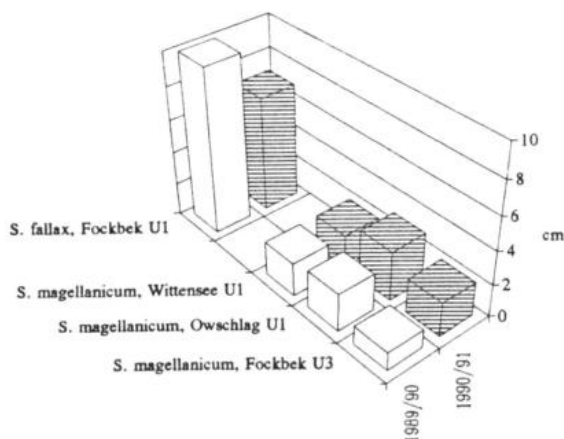
bzw. für 1990/91

Owschlager Moor > Fockbeker Moor > Wittenseer Moor

stimmt mit den Zersetzungs- und Wachstumsergebnissen der drei Moore (vgl. Kapitel 5.2.4 und 5.3) überein.

Die hohe positive Energiebilanz des Owschlager Moores ergibt sich aus einer Förderung der Torfmoosproduktivität infolge der verbesserten Nährstoffversorgung bei extrinsisch unbeeinflusster Zersetzungsaktivität. Die vergleichsweise niedrigen Zuwächse im Untersuchungsjahr 1989/90 des Fockbeker Moores sind auf die niedrigen Wasserstände zurückzuführen, die eine Zersetzungsförderung bei gleichzeitiger Hemmung des Torfmooswachstums verursachten. Die Abwandlung des Gradienten in dem feuchten Meßjahr 1990/91 mit niedrigen Aufwüchsen im Wittenseer Moor kann eventuell ein Indiz für insgesamt etwas niedrigere Torfbildungsraten in der Jungmoräne sein (vgl. Kap. 5.3.3). Das extremere, insgesamt wärmere Klima der geschützten Moorsenken fördert zwar das Wachstum der Sphagnen, stimuliert aber in viel stärkerem Maße die Zersetzung (vgl. S. 109 bzw. S. 164). Diese Hypothese bedarf allerdings einer weiteren Verifikation.

Abb. 48: Aufwuchshöhe von *S. magellanicum* (Rasen) der Untersuchungsmoore sowie von *S. fallax* (Rasen) in der Aufstaufläche des Fockbeker Moores



Literaturangaben zum Höhenzuwachs von Hochmoorbulten - Gesellschaften existieren von DIETZE (1981:194) aus dem Altwarmbüchener Moor bei Niedersachsen. Die Autorin stellte mittels Blattrosetten - Verlagerung von *Drosera rotundifolia* in den Jahren 1977 bis 1980 einen mittleren Aufwuchs von 1,44 cm/J fest. Ebenfalls 1,4 cm/J konstatierte SAARINEN (1933, zitiert bei PAKARINEN 1978a:20) an Bultstandorten eines kürzlich drainierten Hochmoores. Die Schlenken hingegen zeigten dann lediglich einen Aufwuchs von 0,6 cm. Weitere, an Phanerogamen der Moorstandorte erhobene Zuwachsdaten (vgl. Kap. 5.4.2) sind bei OVERBECK (1975:270) nachzulesen. Sie schwanken zwischen 2 - 6 cm/J Aufwuchs an der Mooroberfläche. OHLSON & DAHLBERG (1991:374) geben aus unterschiedlichen Mooren Schwedens Aufwuchshöhen von 1 - 3 cm/J an.

Neuere, nach Torfmoosarten differenzierte Zuwächse werden von LINDHOLM & VASANDER (1990:149) aus einem südfinnischen Moorkomplex geliefert. Hier seien einige aufgeführt:

<i>S. magellanicum</i> , Teppich:	0,8 - 3,0 cm/J
<i>S. papillosum</i> , Schlenke:	1,4 - 4,1 cm/J
<i>S. angustifolium</i> , Schlenke:	1,1 - 3,4 cm/J
<i>S. flexuosum</i> , Schlenke:	0,3 - 4,1 cm/J
<i>S. riparium</i> , Schlenke:	0,3 - 5,5 cm/J

Die Daten geben die enorme Varianz der Netto - Höhenzuwächse schon auf kleinstem Raum (50 x 50 cm) wieder (vgl. auch OHLSON & DAHLBERG 1991).

Die mittels ^{210}Pb errechnete, über mehrere Dezimeter gemittelte Aufwuchsrate von durch-

schnittlich 0,78 cm/J paßt eingedenk der mit zunehmendem Alter steigenden Kompression der Torfe recht gut zu den hier angegebenen Oberflächenzuwächsen.

Eine auffällige Kongruenz besteht insbesondere auch im Verhältnis der moorspezifischen Aufwüchse zueinander. Auch hier zeigt das Fockbeker Moor die niedrigsten Stoffgewinne, gefolgt vom Wittenseer und dem Owschlager Moor (vgl. Tab. 42 - 43).

6.5 Überlegungen zum Moorschutz aus produktionsbiologischer Sicht

Die Ergebnisse der Zersetzungs- und Wachstumsuntersuchungen verdeutlichen die Notwendigkeit eines ausgewogenen Wasserhaushaltes für die Torfbildungsprozesse an sekundären Standorten.

Die niedrigen Wasserstände und ihre weite Schwankungsamplitude im *Erico-Sphagnetum magellanicum* des Fockbeker Moores verursachte eine signifikante Hemmung des Sphagnumwachstums sowie eine signifikante Förderung der Zersetzung. Folgen sind geringere Akkumulationsraten (siehe Tab. 46) und niedrige Aufwuchshöhen (siehe Abb. 48).

Der extreme Wasserhaushalt der Flächen im Fockbeker Moor ergibt sich aus seiner tiefgründigen Abtorfung sowie der Lage in einer reliefarmen, entwässerten Sanderlandschaft: Das besagte Moor gehört zu den wurzelechten Hochmooren Schleswig - Holsteins. Die neogenen Torfe des Torfstiches U3 erreichen eine Höhe von maximal 45 cm. Unter den großporigen, wasserspeichernden Torfen findet sich eine bis zu 30 cm mächtige Schicht stark zersetzten Hochmoortorfs (vgl. Kap. 2), die direkt dem großporigen Sand aufliegt. Die Resttorfmächtigkeit liegt weit unter dem für eine Hochmoorregeneration von BLANKENBURG & KUNTZE (1987) empfohlenen Wert von mindestens 0,5 m. Erst diese Mindest-Schwarztorfmächtigkeit gewährleistet im norddeutschen Raum einen ausreichenden Versickerungsschutz, der die Voraussetzung für eine positive Wasserbilanz ist.

Die Versickerungsverluste hängen jedoch auch im starken Maße vom Grundwasserdruck im liegenden Mineralboden des Torfstiches und der Umgebung ab: Je niedriger die Grundwasserdruckfläche liegt, desto höher sind die Verlustraten (vgl. BLANKENBURG 1991:26). Die Umgebung des Fockbeker Moor wird landwirtschaftlich stark genutzt (siehe Abb. 4). Die Absenkung des Wasserpotentials in den Flächen infolge einer großflächig angelegten Drainage führt in trockenen Jahren zwangsläufig zum Aufbau eines Wasserpotential-Gradienten, der in einer Infiltration des Resttorfkörpers resultiert.

Ein hohes Wasserpotential im Moor selbst, im Fockbeker Moor durch das Aufstauen noch gefördert, in Kombination mit niedrigen Wasserpotentialen des Umlandes, einer geringen Resttorfmächtigkeit und im Untergrund anstehenden grobporigen Sanden begünstigen sommerliche Infiltrationsprozesse.

Ähnlich den Verhältnissen in der Versuchsfläche U3 des Fockbeker Moores wird auch die geringe Resttorfmächtigkeit des *S. riparium* - Standortes im Wittenseer Moor - sie beträgt maximal 25 cm - und die geringe Gesamttorfmächtigkeit von 60 cm zur Destabilisierung des sommerlichen Wasserstandes beigetragen haben (vgl. Abb. 11). Der 2 m tiefe Randgraben des Moores bewirkt den Aufbau eines Wasserpotential - Gradienten, dem die geringe Resttorfschicht und der stark zersetzte neogene Torf nicht standhalten können. Auch hier sind geringe Akkumulationsraten im Untersuchungsjahr 1989 die Folge (vgl. Tab. 46).

Aus diesen Ausführungen ergibt sich die dringende Notwendigkeit einer Integration des landwirtschaftlichen Umfeldes in den Moorschutz (vgl. z.B. KUNTZE & EGGELSMANN 1981:93, DIERSSEN 1989:33).

Um eine Beeinträchtigung der Torfbildungsprozesse in tiefgründigen Torfstichen wurzelechter Hochmoore auch in trockenen Jahren zu verhindern, sollten ausreichende hydrologische Schutzzonen vorgesehen werden. EGGELSMANN (1981:126ff) und KUNTZE & EGGELSMANN (1982:99ff) geben als Erfahrungswerte eine Mindestbreite von 120 - 150 m für flache Hochmoore über Feinsand und nur 80 - 100 m für abgetorfte Hochmoore an. Die Autoren gehen dabei allerdings von einem unbeeinträchtigten, weitgehend selbständigen Grundwasserregime, fehlendem Kontakt zum Grundwasser im Mineralboden und einer mächtigen Schwarztorfschicht aus. Diese Voraussetzungen sind bei Torfstichen nicht unbedingt gegeben.

Wie die eigenen Wasserstandsdaten vermuten lassen, reicht die Resttorfmächtigkeit der Handtorfstiche bei hohen Wasserpotentialgradienten nicht aus, um Infiltrationsprozesse zu verhindern. Die tatsächlich zu fordernde hydrologische Schutzzone dürfte bei tiefgründig abgetorften Hochmooren in Sanderlandschaften mindestens 200 - 350 m betragen, wie KUNTZE & EGGELSMANN (1982:101) sie für Niedermoore über Sand fordern.

Ferner ist im Sinne einer qualitativen Torfbildung, also der Entstehung von Torfen mit hohem Wasserspeicher- und Wasserhebevermögen (siehe Kap. 6.3), eine Reduktion aeolischer und lokaler Nährstoffeinträge erforderlich. Die Ergebnisse der Düngungsexperimente im Felmer Moor (vgl. Kap. 5.2.5) lassen bei den jetzigen Stickstoffdepositionen zwar keine Stimulation der Zersetzung vermuten, der negative Einfluß hoher Stickstoffzufuhr ist jedoch indirekter Natur: er äußert sich in einer Verschiebung der interspezifischen Konkurrenz zugunsten von *S. fallax* (LÜTKE TWENHÖVEN 1992:133ff). Eine Förderung der Konkurrenzkraft von *S. fallax* hat zwar höhere Stoffgewinne im Schlenken- und Rasenniveau zur Folge. Die Initialisierung eines positiven Rückkoppelungsmechanismus verschlechtert jedoch die Ansiedlungschancen für *S. magellanicum* und kann damit die Sukzession zur Hochmoorbulten - Gesellschaft verhindern oder zumindest verzögern.

Die höheren Mineralisationsraten der Spezies begünstigen zudem die Ansiedlung von Phanerogamen (siehe Kap. 6.3, vgl. LÜTKE TWENHÖVEN 1992:100ff).

Bei fortgesetzt hohen Stickstoffzufuhren ist darüber hinaus eine indirekte oder direkte Förderung der Ericaceen und Cyperaceen zu erwarten. Bei supraoptimalen Stickstoffzufuhren reicht das Retentionsvermögen der Sphagnumköpfe nicht aus, die zur Verfügung stehenden N - Mengen aufzunehmen (LEE & WOODIN 1988:144f). Die Folge sind erhöhte Phytomassezuwächse zuvor N - limitierter Gefäßpflanzen. LÜTKE TWENHÖVEN (1992:64ff) konnte in seinen Feldexperimenten bei hoher Ammoniumzufuhr eine signifikante Steigerung des Biomassezuwachses von *Vaccinium oxycoccos* feststellen. Auch PAFFEN (1990:48) mußte in seinen Experimenten an 'Miniatur-Hochmoorökosystemen' nach Stickstoffzufuhr eine Ausbreitung von *Vaccinium oxycoccos*, *Eriophorum vaginatum* und *Molinia caerulea* registrieren. Diese Verschiebung in der Artenzusammensetzung in der Phytocoenose kann sich indirekt auch in geringeren Torfbildungsraten niederschlagen: die Phanerogamen (ausgenommen stark ligninhaltige Teile) weisen höhere Zersetzungsraten auf (vgl. 5.2.4.2) und bewirken überdies durch die Abgabe von Wurzelexsudaten und den Besitz der Mykorrhizapilze eine Steigerung der Torfmoosabbaus.

MALMER (1990) konstatiert in schwedischen Mooren im Vergleich zu den Phanerogamen bereits eine Abnahme der Deckungsanteile der Sphagnen. Ähnliche Beobachtungen lassen TÜXEN (1983) von einer 'Vergreisung' der Moorstandorte sprechen.

Daran knüpft sich unweigerlich die Forderung nach großräumigen Pufferzonen, die eine Steuerung der Hydrologie, Nährstoffausbreitung und Nutzung umgebender Flächen ermögli-

chen. Sämtliche Maßnahmen sind überdies langfristig nur dann erfolgversprechend, sofern umweltgerechte Formen der Industrie, Verkehrsplanung und Landwirtschaft entwickelt werden.

Die hier vorgestellten Ergebnisse ermöglichen eine generelle Beurteilung torfbildungsfördernder Standortqualitäten.

Die Zersetzungs- und Wachstumsuntersuchungen zeigen, daß der Hydrologie der Standorte die größte Bedeutung zukommt, gefolgt von der Trophie und dem Kleinklima. Die letztgenannten Faktoren werden dabei wesentlich vom Wasserhaushalt diktiert (vgl. Kap. 5.1). Darüber hinaus ist eine Einflußnahme der Torfstichgröße und seiner Tiefe zu veranschlagen (vgl. FRÜH & SCHRÖTER 1904, MÜLLER 1973, vgl. auch Kap. 6.3).

Es erhebt sich die Frage, inwieweit beim bisherigen Stand der Kenntnis eine Klassifikation der Torfstiche ihrem Regenerationspotential entsprechend möglich ist. Als wesentliche Größe wurde in den Zersetzungs- und Wachstumsmessungen ein ausgeglichener hoher Wasserstand herausgearbeitet, der typisch für Schlenkenstandorte ist (siehe Tab. 4, S. 37). Hier sind die höchsten Produktivitäten und die niedrigsten Zersetzungsraten ermittelt worden. Die geringe Mächtigkeit des Akrotelms gewährleistet zudem den quantitativen Eingang der Oberflächen-Stoffgewinne in das Catotelm.

Neben der bereits geschilderten Abhängigkeit des torfsticheigenen Wasserstandes vom Wasserhaushalt des landschaftlichen Umfeldes scheint die Lage des Torfstiches im Moor für die Variation der Wasserhaushaltsgrößen von Bedeutung. So führte bereits WEBER (1902) die grundsätzlich an intakten Hochmooren zu beobachtende Abfolge von schwach zersetzten Torfen auf dem Hochplateau und steigender Zersetzung und Kompaktierung der Torfe am Randgehänge auf die Wirkung des Wasserhaushaltes zurück.

Die auf intakten Hochmoorstandorten zu verzeichnenden charakteristischen Wasserstandsdifferenzen (z.B. ausgeglichene, mäßig hohe Wasserstände auf dem Plateau - starke Schwankungen im Randgehänge, vgl. INGRAM 1983) lassen sich jedoch nicht auf den Wasserhaushalt der Torfstiche übertragen. Dieser wird vielmehr durch kleinräumig wechselnde vertikale Zu- und Abflüsse geprägt, die in Abhängigkeit von der Höhe der Bänke und ihrer Wasserhaltefähigkeit variieren. Sekundäre Größen: Reliefunterschiede, Humifikationsgrad und Grad der Be- oder Entwässerung der umliegenden Flächen bestimmen den Wasserhaushalt der Torfstiche.

Gleichmäßig hohe Wasserstände als Voraussetzung für eine optimale Torfbildung können in Torfstichen des Zentrums eines Hochmoorplateaus ebenso gegeben sein wie in Randlagen. Zu sehr ähnlichen Folgerungen gelangt AUE (1991) anhand hydrologischer Untersuchungen im wiedervernässten Dosenmoor (Schleswig - Holstein). In einem hydrologischen Bewertungssystem, das sich an der Höhe des mittleren Grundwasserstandes, der Mächtigkeit des Akrotelms und der Amplitude des Grundwasserstandes orientiert (vgl. EIGNER & SCHMATZLER 1991), ordnet der Autor flache Torfstiche und Schwingrasen in unterer Geländestufe zur Klasse sekundärer Hochmoorstandorte mit optimaler Regenerationsfähigkeit (AUE 1991:83 und 161).

Selbst bei Einbeziehung der Nährstoffverfügbarkeit als weiterem Parameter für eine günstige Torfbildung läßt die Individualität des Lebensraumes 'Torfstich' keine generelle Einschätzung der Stoffgewinne in Abhängigkeit von seiner Lage im Hochmoor zu. Hohe sommerliche Nährstoffeinträge aus trockenen Torfbänken des Umfeldes (vgl. Kap. 5.1.3.10, BECKELMANN & BURGHARD 1989) beeinflussen ebenso wie seine Tiefe und die Artenzusammensetzung der angestochenen Torfe das lokale Nährstoffangebot. Die eigenen Befunde (vgl.

Kap. 5.3.3) sowie die Ergebnisse von LÜTKE TWENHÖVEN (1992) deuten zudem darauf hin, daß aeolische Zufuhren standortimmanente trophische Eigenschaften kompensieren können.

Unzureichende Informationen existieren bislang über den Einfluß von Größe und Tiefe der Torfstiche auf Torfbildungsprozesse. Die Akkumulationsraten und Aufwüchse von *S. fallax* in der Aufstaufläche U1 (Gesamtgröße ca 20 ha, Aufstauhöhe > 0,5 m) deuten auf eine relativ geringe Einflußnahme beider Größen. Auch die Ergebnissen der ^{210}Pb - Untersuchung (siehe Abb. 40 - 47) lassen auf nachrangige Wirkungen beider Parameter schließen. So stammt beispielsweise das Profil aus dem Owschlag Moor aus einem großen und tiefen Torfstich (ca. 40 x 10 m), in dem maschinell Bactorf angefertigt wurde. Seine Akkumulationsraten liegen dennoch über dem Durchschnitt.

Allerdings variiert die Gleichmäßigkeit der Verlandungsvorgänge in großen Torfstichen. So ist in der Aufstaufläche die Ausbildung netzartiger, in Abhängigkeit vom Wind- und Wellenschutz in Form und Mächtigkeit variierender Schwingdecken zu beobachten. Die Ränder der Schwingdecken werden von dichten Säumen aus *Eriophorum angustifolium* umrahmt, die die flächige Ausbreitung der Torfmoosrasen verlangsamen. Die bemerkenswert hohen Zersetzungsraten der Zellulose unter der Schwingdecke (vgl. Kap. 5.2.3) kennzeichnen die bessere Sauerstoff- und Nährstoffversorgung der Ränder. Obwohl langfristig ein allmähliches Schließen der Decken zu erwarten ist, führt die Wellenbewegung hier zu einer Verlangsamung einer flächigen Verlandung.

Zusammenfassend läßt sich sagen, daß eine Typisierung der Torfstiche hinsichtlich ihrer Eignung für eine rezente Torfbildung nach 'Lage im Moor', 'Größe' und 'Tiefe' aufgrund der hohen Variabilität der Standortfaktoren nur bedingt möglich ist. Die Qualitäten des Lebensraums 'Torfstich' ergeben sich individuell aus der Summe der Wirkungen lokaler abiotischer und biotischer Standortfaktoren und der Nutzungsgeschichte. Seine Wertigkeit hängt dabei im starken Maße von den Strukturen und der 'biologischen Ausstattung' seiner Umgebung ab.

Insgesamt belegen die bisherigen Befunde die hohe Restitutionsfähigkeit dieser sekundären Moorstandorte. Den ganz oder teilweise von höheren Flächen eingeschlossenen Torfstichen wird auch in sommerlichen Trockenphasen eine kontinuierliche Versorgung mit Wasser - bedingt auch mit Nährstoffen - zuteil, die einer Wiederbesiedlung förderlich sind.

Nicht unterzubewerten ist auch der klimatische Schutz der Torfbänke: Im Windschatten kann das anstehende Wasser Temperaturen halten, die ein ganzjähriges Wachstum der Sphagnum ermöglichen (vgl. Kap. 5.3.3).

Diese abiotischen Parameter schaffen allerdings nur einen günstigen Rahmen für eine erfolgreiche Initialisierung der Verlandung. Eingeleitet wird sie erst durch die Wiederbesiedlung mit Sphagnum. Eine unterschiedliche Bedeutung wird in diesem Zusammenhang der Bunkerde beigemessen.

PFADENHAUER & KINBERGER (1985:43), EGGELSMANN (1987:67), POSCHLOD (1990:279) und PFADENHAUER et al. (1990:31) sehen in ihrem Vorhandensein sogar eine Voraussetzung für die Entwicklung einer torfbildenden Vegetation in Torfabbaugebieten, die bis zu Niedermoortorfen oder zum mineralischen Untergrund abgebaut wurden.

Die Altersdatierung mit ^{210}Pb wurde an Profilen mit und ohne Bunkerdeauflage durchgeführt. Unterschiede in ihrer Sukzession ergeben sich weder aus den Großresten noch aus den Akkumulationsraten. Die Profile K1 und K3 des Salemer Moores, die basal eine Bunkerdeschicht aufweisen, lassen in ihren Torfbildungsprozessen keine Abweichungen geschweige denn Akzelerationen erkennen (vgl. Kap. 5.4.4).

Zahlreiche Probebohrungen sowie Makrofossilanalysen in den unterschiedlichsten Hochmoorresten Schleswig - Holsteins ergaben ein kleinräumiges Nebeneinander von Stichen, denen eine basale Bunkerdeschicht aufgelagert war, und solchen ohne Aufschüttungen des Abraumes. Die Aufwuchshöhe und die Artenzusammensetzung ließen dabei weder eine qualitative noch eine quantitative Einflußnahme der stark zersetzten Alttorfe erkennen.¹⁷

Nach Aussagen ehemaliger Moornutzer wurden die heidekrautreichen Oberflächentorfe häufig als Einstreu oder zur Bedeckung von Dachfirsten verwendet. Zwar war bereits in der Jagd- und Forstverordnung von 1784 festgeschrieben, daß nach Vollendung des Torfstechens der Abraum zwecks Neubildung des Torfes wieder in den Stich zu werfen sei, zahlreiche erboste Schriften aufsichtführender Forstleute geben dennoch Zeugnis von einem frevelhaften Ausschachten der Torfkörper und einer Verwahrlosung der ordnungsgemäßen Abbaukultur (MAGER 1937:227ff).

Die Kulturversuche von CLYMO & DUCKETT (1986), POSCHLOD & PFADENHAUER (1989) und POSCHLOD (1990) zur Regenerationsfähigkeit von Sphagnen aus lebenden und seneszenten Sproß- oder Aststückchen beweisen, daß selbst scheinbar abgestorbene Sphagnum - Bruchstücke noch zur Regeneration ganzer Individuen befähigt sind. Selbst Torfe, die mehr als 30 Jahre alt waren und in 30 cm Tiefe lagerten, können bei Licht- und Wasserzufuhr austreiben (CYLMO & DUCKETT 1986:590ff). Unzureichende Kenntnis besteht derweil über die Dauer des Keimungsvermögens von Sporen. CLYMO & DUCKETT (1986:610) halten eine 'Halbwertszeit' von 5 - 10 Jahren nicht für unmöglich.

Anhand von Diasporenfallen auf mehr oder weniger vegetationslosen Frästorfflächen konnte POSCHLOD (1990:193) eine Luftverfrachtung von Sproßteilen beobachten. Eine anemochore Fernverfrachtung regenerationsfähiger Sphagnumteile hält der Autor für ebenso wahrscheinlich wie eine nautochore Verbreitung.

Eine Wiederbesiedlung der Torfstiche kann diesen Literaturbefunden zufolge theoretisch aus freigelegten subrezenten Torfen, aus einwehenden oder eingeschwemmten Sphagnumteilen der Umgebung oder generativ über die Einwaschung von Sporen erfolgen.

Verlandungsprozesse in bäuerlich abgebauten Torfstichen können nach Ansicht der Verfasserin lediglich Hinweise für die Flächenentwicklung industriell ausgeräumter Moorderivate geben. Eine direkte Übertragung der an Handtorfstichen gewonnenen Einsichten über Sukzessionsabläufe auf ausgeräumte, großflächige Industriebrachen ist nur bedingt möglich. Sie darf vor allem nicht, wie gelegentlich zu beobachten, den Anschein eines universell gültigen Entwicklungsmodells bekommen. Ein derartiges Vorgehen hieße, die Grenzen einer empirisch fundierten Sukzessionsforschung zu überschreiten.

Das gelegentliche Vorhandensein einer Bunkerde in Handtorfstichen kann nicht als Garant für eine Entwicklung hochmoorähnlicher Phytocoenen in 'Leegmooren' gewertet werden. Sie kann allenfalls bei Mangel an Phanerogamen - Diasporenreservoir im Umfeld der Torfabbauflächen eine Wiederansiedlung von Ericaceen oder Cyperaceen beschleunigen. Diese sind, zumindest in Schleswig - Holstein, in der Regel in Form eines Handtorfstich - Saumes an industriell abgetorften Hochmooren vorhanden.

Das Gesagte verdeutlicht darüber hinaus die Bedeutung von Refugialstandorten, von denen ausgehend eine Wiederbesiedlung stattfinden kann. Dies können benachbarte Handtorfstiche

¹⁷ Die Makrofossilanalysen und Untersuchungen zur Zusammensetzung der aktuellen Vegetation werden hier nicht weiter vorgestellt. Sie sollen zukünftigen Veröffentlichungen vorbehalten bleiben.

oder stehengebliebene, mehr oder weniger feuchte Torfbänke mit Sphagnumpopulationen sein (vgl. Kap. 6.3).

Die geschilderten Befunde kennzeichnen Handtorfstiche als sekundäre Moorstandorte mit hohen jährlichen Stoffgewinnen. Ihre hydrologischen, trophischen und klimatischen Standortfaktoren bieten optimale Voraussetzungen für rezente Torfbildungsprozesse. Dabei ist der Torfstich als Lebensraum nicht losgelöst von den ihn umgebenden Strukturen zu betrachten. Erst das Nebeneinander unterschiedlich alter Torfstiche und stehengebliebener Torfbänke schafft die hydrologischen, klimatischen und populationsdynamischen Voraussetzungen einer Wiederbesiedlung mit einer torfbildenden Vegetation.

Ergänzt man die Kriterien für einen sinnvollen Hochmoorschutz: Repräsentativität, Seltenheit von Lebensgemeinschaften, Vielgestaltigkeit und andere mehr (siehe DIERSSSEN 1983b, 1989) um jene ureigenste Ausdrucksform eines Moores - die Fähigkeit, selbstregulativ Torfe zu bilden -, so sollte den Handtorfstichen in Zukunft größeres Interesse gewidmet werden, als ihnen aus vegetationskundlicher und populationsdynamischer Sicht ohnehin schon zukommt.

In den Handtorfstichen liegt das eigentliche Potential für eine Förderung und Konservierung hochmoortypischer, torfbildender Pflanzengesellschaften, weniger in kostenintensiven Bewässerungen ursprünglicher Hochmooroberflächen. Leitlinien zur Pflege und Entwicklung degenerierter Hochmoorreste sollten sich in Zukunft stärker an kulturhistorisch gewachsenen, extensiven Nutzungsformen orientieren als bisher geschehen.

7 Zusammenfassung

In verschiedenen Torfstichen dreier Hochmoorreste Schleswig-Holsteins, im Wittenseer, Owschlager und Fockbeker Moor, wurden Untersuchungen zur rezenten Torfbildung vorgenommen. Die Torfstiche wurden anhand der Parameter Hydrologie, Trophie und Temperatur beschrieben. Die Ergebnisse der abiotischen Standortfaktoren wurden zu Zersetzungs- und Produktionsdaten neun verschiedener Sphagnen in Beziehung gesetzt. Sämtliche Sphagnen wurden dabei an ihrem natürlichen Standort untersucht.

Die Versuchsdurchführung erfolgte in den Meßjahren 1989/90 und 1990/91 (jeweils von 1. April bis zum 31. März). Die unterschiedliche Witterung der beiden Jahre - trockene und heiße Frühjahrs- und Sommermonate 1989 und ein feuchter, milder Sommer 1990 - zeichnete sich deutlich in der Hydrologie und dem Temperaturhaushalt der Untersuchungsflächen ab. Insbesondere im Fockbeker Moor waren im Sommer 1989 in den Mikrohabitaten des *Erico-Sphagnetum magellanici* extrem niedrige Wasserstände und hohe Wasserstandsamplituden registriert worden. Die Dehydrierung der Oberflächentorfe führte zu Temperatursummen und -amplituden in dem offenen Geestmoor, die jene des geschützten Jungmoränenmoores (Wittenseer Moor) deutlich überschritten.

Im Folgejahr konnten bei insgesamt hohen Wasserständen moderate Temperaturverhältnisse für das Fockbeker Moor ermittelt werden.

Die dreifach durchgeführten Moorwasseranalysen bestätigten die unterschiedliche Trophie der gewählten Hochmoorbulten - Standorte: Jene des Owschlager Moores zeigten deutlich höhere Kationen- und Ammoniumgehalte, jene des Fockbeker und Wittenseer Moores unterschieden sich allerdings trotz unterschiedlicher Resttorfmächtigkeit nur geringfügig.

Guanotrophierungseffekte infolge einer Besiedlung mit Möwen waren in der Aufstaufläche U1 des Fockbeker Moores lediglich an sommerlich hohen Ammoniumgehalten zu erkennen.

Anhand unterschiedlicher Netzgrößen (21 µm und 250 µm Maschenweite) bei einer Zersetzungsuntersuchung mit 'litter bags' konnte belegt werden, daß die Zersetzung der Sphagnen an sekundären Hochmoorstandorten primär durch die Mikrofauna erfolgt.

Bei parallel explantierten Zellulosesubstraten zeigten sich Korrelationen zu hydrologischen und trophischen Parametern: Niedrige Wasserstände im *Erico-Sphagnetum magellanici* des Fockbeker Moores führen zu hohen Stoffverlusten. Gleichbleibend hohe Massenverluste wurden in den mesotrophen Flächen des Owschlager Moores registriert. Die Zellulosezerstörung hängt demzufolge wesentlich von den abiotischen Standortfaktoren ab.

Die Zersetzungsuntersuchungen an Sphagnen belegten hingegen den primären Einfluß intrinsischer Faktoren. Die artspezifische Zersetzungsdisposition der Spezies entscheidet maßgeblich über das Ausmaß der jährlichen Massenverluste.

Folgende, nach abnehmenden Massenverlusten geordnete Reihenfolge wurde ermittelt:

S. riparium > *S. fimbriatum* > *S. fallax* > *S. auriculatum* > *S. rubellum* > *S. cuspidatum* > (*S. palustre*) > *S. papillosum* > *S. magellanicum*

Innerhalb der artspezifischen Disposition variiert die Zersetzung in Abhängigkeit von den hydrologischen und klimatischen Größen der Torfstiche. Ein höheres Nährstoffangebot der Standorte (Owschlager Moor) wirkte sich auf die Massenverluste der Sphagnen nicht fördernd aus.

In Übereinstimmung mit den Massenverlusten der Zellulose wurden bei den Sphagnen hohe

Massenreduktionen im Rasen und niedrige in Bult und Schlenke ermittelt. Die niedrigste mikrobielle Aktivität wurde auf ganzjährig wassergesättigten Standorten der Initialphase der Verlandung gefunden.

Eine Korrelation des Zersetzungsmaßes mit den Stickstoffgehalten des Torfmoossubstrates wurde nicht konstatiert. Bei einem Zersetzungsexperiment mit gedüngtem Sphagnumsubstrat ließ sich keine stärkere mikrobielle Aktivität durch höhere N - Gehalte stimulieren. Dieser Befund wurde in einem weiteren Transplantationsexperiment bestätigt. Eine direkte Förderung der Zersetzung von Torfmoosen bei einer erhöhten aeolischen N - Zufuhr ist nicht zu befürchten, solange der mikrobielle Bedarf durch andere fehlende Nährelemente (insbesondere den verfügbaren Kohlenstoff) unter dem Niveau einer potentiellen Limitierung gehalten wird.

Zusatzversuche mit Transplantaten mesotropher Arten auf ombrotrophen Standorten respektive oligotropher Arten auf minerotrophen Standorten bestätigten einen geringen Einfluß abiotischer Standortfaktoren auf die Zersetzung. Als Ursache der artdetinierten Zersetzbarkeit werden biochemische Unterschiede der Zellwandeinlagerungen diskutiert.

Auch das Wachstum der Sphagnum erwies sich primär als eine inhärente Eigenschaft der jeweiligen Art, zeigte allerdings auch deutlich positive Korrelationen zur Höhe des Wasserstandes, zur Nährstoffversorgung und zur Höhe der Temperatursummen. So resultierten niedrige Wasserstände im Fockbeker Moor in einer Wachstumshemmung, bessere Nährstoffzufuhr im Owschlager Moor und in der Aufstaufläche des Fockbeker Moores hingegen in einer Förderung des Sphagnumwachstums.

Die Spezies *S. fallax* erwies sich als streßtoleranter Konkurrenzstrategie, *S. magellanicum* hingegen als sensitiv gegenüber Wasserstreß und in ihrem Wachstumsverhalten deutlich weniger flexibel. Die Produktivitäten der Spezies ließen die folgende, nach abnehmender Höhe geordnete Reihenfolge zu:

S. fallax > *S. riparium* > *S. cuspidatum* > *S. palustre* > *S. auriculatum* > *S. rubellum* > *S. papillosum* > *S. magellanicum* > *S. fimbriatum*

Die höchste Produktivität konnte in den Sommermonaten im Schlenkenniveau festgestellt werden, die niedrigste im Bultniveau.

Aus den Parametern 'mittlerer Wasserstand', 'mittlerer pH - Wert', 'mittlere Leitfähigkeit' und 'Höhe der Summe aus Minimal- und Maximaltemperatur' wurde für *S. fallax* und *S. magellanicum* ein Wachstumsmodell erstellt, das bis zu 83 % der Varianz erklärt.

Altersdatierungen mit ^{210}Pb an den neogenen Torfen acht verschiedener Torfstiche in unterschiedlichen Mooren Schleswig - Holsteins vermittelten Einsichten in zeitliche Dimensionen der Torfstichverlandung. Unter der Voraussetzung eines konstanten Wachstums wurde ein mittlerer jährlicher Zuwachs von 0,78 cm/J und eine mittlere Akkumulationsrate von 271 g/m²J errechnet.

Aus den Zersetzungsraten und Produktionen der neun Sphagnum wurden nach einem exponentiellen Modell Akkumulationsraten bestimmt. Diese werden als Basis für die Entwicklung einer artkontrollierten Sukzessionstheorie herangezogen. Die Dynamik oder Stagnation in der Entwicklung von Hochmoormikrostandorten ergeben sich dieser Theorie zufolge aus artspezifischen Zersetzungs- und Wachstumsgrößen, die Ausdruck einer unterschiedlichen Lebensstrategie sind. Infolge arteigener physikalischer Verrottungseigenschaften (räumliche Lage-

rung, hydraulische Leitfähigkeit etc.) resultieren daraus Veränderungen der Hydrologie, welche wiederum in Form einer Rückkopplung auf die Artenzusammensetzung wirkt. Anhand eines Rechenbeispiels wird die Multidirektionalität der Entwicklung eines Feinreliefs verdeutlicht.

Die Sukzessionen in Torfstichen werden unter dem Gesichtspunkt der Artenkontrolle diskutiert.

Es folgt eine Synopsis zur Lebensstrategie und zum Indikationswert der neun untersuchten Sphagnen hinsichtlich der Entwicklung der Standorte.

Aus den produktionsbiologischen Ergebnissen abzuleitende Direktiven für den Naturschutz werden formuliert. Sie zeigen die Notwendigkeit einer Integration des landschaftlichen Umfeldes in den Moorschutz.

Die erfolgreiche Neubildung von Torfen in ehemaligen Handtorfstichen kennzeichnet diese als Subökosysteme mit Leitbildfunktion für zukünftige Regenerationsprojekte.

Summary

Investigations of the recent peat growth were carried out in several peasant peat pits of three remaining raised bogs - the Wittenseer, Owschlager and Fockbeker Moor - in Schleswig-Holstein, northern Germany. The pits were characterized by the parameters of hydrology, temperature and nutrient state. The results of the abiotic variables were related to measurements of decomposition, growth in length and production of nine *Sphagnum* species, which naturally grow in the investigation sites.

The climate of the years 1989/90 and 1990/91 differed markedly between the two years and effected the hydrology and the temperature of the sites. In hot spring and summer 1989/90 infiltration processes dropped the water level in the large Fockbeker Moor of the broad, flat plain (Geest) and increased the sums of temperatures at the surface peat. In the wet and mild following year higher temperatures could be found in the small bog of the hilly glacial moraines (Jungmoräne).

Analyses of the water chemistry of the experimental sites indicated different nutrient states of the regenerated *Erico-Sphagnetum magellanici*: high concentrations of several cations could be found in the Owschlager Moor, the concentration of the water from Wittenseer and Fockbeker Moor showed no distinctions, although the altitude of the remaining peat differs considerably.

Effects of guanotrophy by seagulls in a rewetted site of the Fockbeker Moor were registered only in summer times by high concentrations of ammonium.

By using different mesh sizes of litter bags (21 μm and 250 μm) it could be proved, that the decomposition of *Sphagnum* in peat pits is primarily a result of microorganisms.

The decay of cellulose substratum showed a strong relation to environmental parameters: Low water levels 1989/90 in the Fockbeker Moor led to high mass losses. Continuously high microbial activities could be found for the mesotrophic Owschlager Moor.

In contrast, the decomposition of *Sphagnum* substratum proved to be primarily an intrinsic property of each species. The following gradient, arranged in the order of declining mass losses, could be established:

S. riparium > *S. fimbriatum* > *S. fallax* > *S. auriculatum* > *S. rubellum* > *S. cuspidatum* > (*S. palustre*) > *S. papillosum* > *S. magellanicum*

Within the specific disposition of the species the decay can be modified by water level and the temperature regime but not by the nutrient supply.

In accordance with the results of the cellulose experiments high mass losses of *Sphagnum* were found in lawn sites and lower ones in hollows and hummocks. The lowest microbial activity was recorded in water saturated initial phases of revegetation (*S. cuspidatum* - Gesellschaft).

A correlation between the range of decomposition and the N - content of the *Sphagnum* substratum could not be found.

An artificial application of up to 34,6 kg/ha/y N-NH₄ or N-NO₃ within two years did not improve the decomposition of *S. magellanicum* and *S. fallax*. Reciprocal transplantation experiments confirmed this result: A higher N - content of the substratum does not stimulate the microbial activity. Increasing N - depositions will not accelerate the *Sphagnum* decay as long as the microbial need is due to lacking nutrients (especially available carbon) kept under the level of a potential limiting.

Additional reciprocal transplantation experiments with species from mesotrophic sites to ombrotrophic sites respectively species from oligotrophic to mesotrophic sites verified the small effects of abiotic parameters to the *Sphagnum* decomposition. As causes of a species controlled decay biochemical differences are discussed.

Like the decomposition the growth of *Sphagnum* species proved to be primarily an inherent property of the species but it is highly influenced by the water level, the nutrient supply and the temperature. The dropping of the water level 1989/90 in the Fockbeker Moor resulted in an inhibition of growth, the higher nutrient supply in the Owschlager Moor and in the rewetted pit of the Fockbeker Moor in a stimulation of *Sphagnum* growth.

Individual species reaction to stress (i.e. N - deposition, water stress) are discussed. *S. fallax* turned out to be a stress tolerant competitor, *S. magellanicum* showed to be sensitive to water stress and in its growth less adaptable. The productivity of species gave the following gradient, arranged in the order of declining productivity:

S. fallax > *S. riparium* > *S. cuspidatum* > *S. palustre* > *S. auriculatum* > *S. rubellum* > *S. papillosum* > *S. magellanicum* > *S. fimbriatum*

The highest productivity was found in the summer season and at hollow microsites, the lowest in winter times and on hummock microsites.

Multiple regression analyses were applied to estimate growth parameters for one season. The results emphasized the importance of temperature for explaining the variance of growth parameters ($r^2 = 0,83$).

The dating of eight profiles of regeneration peat with ²¹⁰Pb offered insights to the temporal dimension of the revegetation in peat pits. Under the premise of a constant growth the increment of the peat is 0,78 cm/y and the accumulation rate 271 g/m²y.

With a simple exponential model accumulation rates at the surface were determined by the dates of decomposition and production. These accumulation rates were used to develop a species controlled theory of succession. According to this theory, the dynamic and stagnation of the succession of microsites follows the species controlled decomposition and growth parameters, which are a function of different life strategies. As a result of species specific peat properties (i.e. hydraulic conductivity, spatial density etc.) the hydrology changes, which leads back to the species composition.

An arithmetical sum shows the multidirectionality of the succession at microsites in raised bogs.

Implications for the succession of the peat pits are discussed.

It follows a synopsis of the life strategies of the nine *Sphagnum* species with respect to their indication value for the development of the sites.

Consequences for the protection of remaining raised bogs are mentioned. It is shown, that the integration of the surroundings is an unalterable necessity.

The successful regeneration of peat in peasant pits characterized them as subecosystems, which can act as examples for bog regeneration projects in the future.

8. Literatur

- AABY, B. / J. JACOBSEN / O.S. JACOBSEN (1979): Pb-210 dating and lead deposition in the ombrotrophic peat bog Draved Mose, Denmark. - Danm. Geol. Unders. Arbog 1978, 45-68.
- AABY, B. / J. JACOBSEN (1979): Changes in biotic conditions and metal deposition in the last millennium as reflected in ombrotrophic peat in Draved Mose, Denmark. - Danm. Geol. Unders. Arbog 1978, 5-43.
- ALETSEE, L. (1967): Begriffliche und floristische Grundlagen zu einer pflanzengeographischen Analyse der europäischen Regenwassermoorstandorte. - Beitr. Biol. Pflanzen 43 (2), 119-283.
- ANDRUS, R.E. (1986): Some aspects of Sphagnum ecology. - Can. J. Bot. 64, 416-426.
- APPLEBY, P.G. / F. OLDFIELD (1978): The calculation of lead-210 dates assuming a constant rate of supply of unsupported ^{210}Pb to the sediment. - Catena 5 (1), 1-8.
- APPLEBY, P.G. / F. OLDFIELD / R. THOMPSON, P. HUTTUNEN / K. TOLONEN (1979): ^{210}Pb dating of annually laminated lake sediments from Finland. - Nature 280, 53-55.
- ARTS, G.H.P. (1990): Aquatic Bryophyta as indicators of water quality in shallow pools and lakes in the Netherlands. - Ann. Bot. Fenn. 27, 19-32.
- AUE, B. (1985): Wasserhaushalt unberührter und regenerierender Hochmoore und seine qualitativen Probleme, ergänzt durch eigene Untersuchungen zur Trophie des Moorwassers im Regenerationsmodell 'Dosenmoor' bei Neumünster. - Diplomarbeit, C.-A.-Universität, unveröff. Polykopie, 122 S., Kiel.
- AUE, B. (1991): Hydrologische Untersuchungen an vernähten Hochmoorstandorten im Dosenmoor bei Neumünster. - Dissertation, C.-A.-Universität, Polykopie, 201 S., Kiel.
- AULIO, K. (1980): Nutrient accumulation in Sphagnum mosses. I. A multivariate summarization of the mineral element composition of 13 species from an ombrotrophic raised bog. - Ann. Bot. Fenn. 17, 307-314.
- AULIO, K. (1982): Nutrient accumulation in Sphagnum mosses. II. Intra- and interspecific variation in four species from ombrotrophic and minerotrophic habitats. - Ann. Bot. Fenn. 19, 93-101.
- BÅÅTH, E. / U. LOHM / B. LUNDGREN / T. ROSSWALL / B. SÖDERSTRÖM / B. SOHLENIUS / A. WIREN (1978): The effect of nitrogen and carbon supply on the development of soil organism populations and pine seedings: a microcosm experiment. - Oikos 31, 153-163.

- BACKHAUS, K. / B. ERICHSON / W. PLINKE / C. SCHUCHARD-FISCHER / R. WEIBER (1987): Multivariate Analysemethoden. - 4. Aufl., 404 S., Springer, Berlin.
- BAKER, R.G. / D.J. BOATMAN (1985): The effect of carbon dioxide on the growth and vegetative reproduction of *Sphagnum cuspidatum* in aqueous solutions. - *Bryol.* 13, 399-406.
- BAKER, R.G. / D.J. BOATMAN (1989): The relationship between some morphological and chemical features of *Sphagnum cuspidatum* Ehrh. and physical characteristics of the environment. - *New Phytol.* 113, 471-480.
- BAKER, R.G. / D.J. BOATMAN (1990): Some effects of nitrogen, phosphorus, potassium and carbon dioxide concentration on the morphology and vegetative reproduction of *Sphagnum cuspidatum* Ehrh. - *New Phytol.* 116, 605-611.
- BAKER-BLOCKER, A. / T.M. DONAHUE/ K.H. MANCY (1977): Methane flux from wetland areas. - *Tellus* 29, 245 - 250.
- BARBER, K.E. (1981): Peat stratigraphy and climatic change. - A.A. Balkema, Rotterdam.
- BARTSCH, M. / T.R. MOORE (1985): A preliminary investigation of primary production and decomposition in four peatlands near Schefferville, Québec. - *Can. J. Bot.* 63, 1241-1248.
- BAYLEY, S.E. / D.H. VITT / R.W. NEWBURY / K.G. BEATY / R. BEHR / C. MILLER (1987): Experimental acidification of a *Sphagnum*-dominated peatland: first year results. - *Can. J. Fisch. Aquat. Sci.* 44 (Suppl. 1), 194-205.
- BECKELMANN, U. / W. BURGHARDT (1989): Regeneration of bogs - obtainment of oligotrophy at the example of Burlo-Vardingholter Venn, Northrhine-Westphalia, FRG. - DGMT - Tagung 1989, Tagungsbericht.
- BELLAMY, D.J. / J. RIELEY (1967): Some ecological statistics of a miniature bog. - *Oikos* 1, 33-40.
- BERG, B./ L. KÄRENLAMPI / A.K. VEUM (1975): Comparisons of decomposition rates measured by means of cellulose. - In: WIELGOLASKI, F.E. (ed.): Fennoscandian Tundra ecosystems. Part 1: Plants and microorganisms. 261-267, Springer, Berlin.
- BERTRAM, R. (1988): Pflanzengesellschaften der nordniedersächsischen Moore und die Abhängigkeit dieser Vegetationseinheiten von der Wasserqualität. - *Diss. Bot.* 126, 192 S., Berlin.
- BEYER, L. (1989): Nutzungseinfluß auf die Stoffdynamik schleswig-holsteinischer Böden. Humusdynamik u. mikrobielle Aktivität. - *SchrR. Inst. Pflanzenern. Bodenk. C.-A. Universität Kiel* 6, 197 S., Kiel.

- BLACK, W.A.P. / W.J. CORNHILL / F.N. WOODWARD (1955): A preliminary investigation on the chemical composition of Sphagnum-moss and peat. - J. Appl. Chem. 5, 484-492.
- BLANKENBURG, J. (1991): Die Hydrologie wiedervernässter Hochmoore. - Mitt. NNA 2 (1), 23-27.
- BLANKENBURG, J. / H. KUNTZE (1987): Moorkundlich - hydrologische Voraussetzungen der Wiedervernässung von Hochmooren. - Telma 17, 51 - 58.
- BLUME, H.-P / J. LAMP / C.-G. SCHIMMING / D. WIESE / M. ZINGK (1985): Bodenbelastung aus der Luft? - SchrR. Agrarw. Fak. C.-A.-Universität 67, 44-51, Kiel.
- BOATMAN, D.J. (1977): Observations on the growth of Sphagnum cuspidatum in a bog pool on the Silver Flowe National Nature Reserve. - J. Ecol. 65, 119-126.
- BOATMAN, D.J. / R.W. TOMLINSON (1973): The Silver Flowe. I. Some structural and hydrological features of Brishie bog and their bearing pool formation. - J. Ecol. 61, 653-666.
- BOELTER, D.H. (1965): Hydraulic conductivity of peats. - Soil Sci. 4 (100), 227 - 231.
- BOHLMANN, H. (1981): Das Mikroklima des Hochmoores unter besonderer Berücksichtigung von Untersuchungen an Pflanzenstandorten im Dosenmoor (Schleswig - Holstein). - Staatsexamensarbeit, C.-A.-Universität, unveröff. Polykopie, 110 S., Kiel.
- BORCHERT, A. (1988): Vegetationsverhältnisse des Naturschutzgebietes 'Hechtmoor' - ihre Veränderung in den letzten 25 Jahren als Grundlage der bisherigen Naturschutzeffizienz. - Gutachten Landesamt NatSchutz u. LandschPflege S.-H., unveröff. Polykopie, 120 S., Kiel.
- BORTZ, J. (1985): Lehrbuch der Statistik. - 2. Aufl., 898 S., Springer, Berlin.
- BOSATTA, E. / F. BERENDSE (1984): Energy of nutrient regulation of decomposition: implications of the mineralisation - immobilization response to perturbations. - Soil. Biol. Biochem. 16, 63-67.
- BRADBURY, I.K. / J. GRACE (1983): Primary production in wetlands. - In: J.A.P. GORE (ed.): Mires: swamp, bog, fen and moor. Ecosystems of the world 4A. 285-310, Elsevier, New York.
- BRAMRYD, T. (1979): The conservation of peatland as global carbon accumulators. - Proc. Int. Symp. on classification of Peat and Peatlands. Hyytiäkä, Finland, S. 297 - 305.
- BRAUN-BLANQUET, J. (1964): Pflanzensoziologie. - 3. Aufl., 865 S., Wien.
- BREHM, K. (1968): Die Bedeutung des Kationenaustausches für den Kationengehalt lebender Sphagnen. - Planta 79, 324-345.

- BREHM, K. (1970): Kationenaustausch bei Hochmoorsphagnen: Die Wirkung von an den Austauscher gebundenen Kationen in Kulturversuchen. - Beitr. Biol. Pflanzen 47, 91-116.
- BREHM, K. (1971): Ein Sphagnum-Bult als Beispiel einer natürlichen Ionenaustauschersäule. - Beitr. Biol. Pflanzen 47, 287-312.
- BREHM, K. / G. PFEIFER (1982): Kann unseren Mooren noch geholfen werden? - Rendsb. Jb. 1982, 147-182.
- BROCK, T.C.M. / R. BREGMAN (1989): Periodicity in growth, productivity, nutrient content and decomposition of *Sphagnum recurvum* var. *mucronatum* in a fen woodland. - Oecologia 80, 44-52.
- BROWN, J.M. (1976): Peat temperature regime of a Minnesota bog and the effect of canopy removal. - J. Appl. Ecol. 13, 189-194.
- BURGEFF, H. (1961): Mikrobiologie des Hochmoores mit besonderer Berücksichtigung der Ericaceen-Pilz-Symbiose. - G. Fischer, Stuttgart.
- CASPARIE, W.A. (1969): Bult- und Schlenkenbildung in Hochmoortorf (Zur Frage des Moorwachstum - Mechanismus). - Vegetatio 19, 146-180.
- CHAPMAN, S.B. (1965): The ecology of Coom Rigg Moss, Northumberland. - J. Ecol. 53, 371-384.
- CHASTUKHIN, V.Y. (1967): The micromycetes and their role in the dynamics of the vegetation in the course of drainage. - Botaniceskij Zurnal 52, 214-222.
- CLYMO, R.S. (1963): Ion exchange in *Sphagnum* and its relation to bog ecology. - Ann. Bot., 27 (106), 309-324.
- - - (1965): Experiments on the breakdown of *Sphagnum* in two bogs. - J. Ecol. 53, 187-223.
- - - (1970): The growth of *Sphagnum*: methods of measurement. - idem. 58, 13-49.
- - - (1973): The growth of *Sphagnum*: some effects of environment. - idem. 61, 849-869.
- - - (1974): Growth rate of *Sphagnum rubellum* on Pennine blanket bog. - idem. 62, 191-196.
- - - (1978): A model of peat bog growth. - In: HEAL, O.W. / F.D. PERKINS (eds.): Production ecology of british moors and montane grasslands. 187-223, Springer, Berlin.
- - - (1983): Peat. - In: A.J.P. GORE (ed.): Mires: swamp, bog, fen and moor. Ecosystems of the world 4A. 159-224. Elsevier, New York.

- - - (1984): The limits to peat bog growth. - Phil. Trans. R. Soc. Lond. B 303, 605-654.
- - - / J.G. DUCKETT (1986): Regeneration of Sphagnum. - New Phytol. 102, 589-614.
- - - / P.M. HAYWARD (1983): The Sphagnum ecology. - In: A.J. SMITH (ed.): Bryophyte ecology. Chapman and Hall, London, S. 229-289.
- - - / E.J.F. REDDAWAY (1971): Productivity of Sphagnum (bog moss) and peat accumulation. - Hydrobiologia 12, 181-192.
- - - / E.J.F. REDDAWAY (1974): Growth rate of Sphagnum rubellum Wils. on Pennine blanket bog. - J. Ecol. 62, 191-196.
- - - / F. OLDFIELD / P.G. APPLEBY / G.W. PEARSON / P. RATNESAR / N. RICHARDSON (1990): The record of atmospheric deposition on a rainwater-dependent peatland. - Phil. Trans. R. Soc. Lond. B 327, 331-338.
- COLLINS, V.G. / B.T D'SYLVA / P.M. LATTER (1978): Microbial populations in peat. In: HEAL, O.W. / D.F. PERKINS (eds.): Production ecology of british moors and montane grasslands. - Springer, Berlin, S. 94-112.
- COULSON, J.C. / J. BUTTERFIELD (1978): An investigation of the biotic factors determining the rates of plant decomposition on blanket bog. - J. Ecol. 66, 631-650.
- CURRY, J.P. / K.E. BOYLE / E.P. FARRELL (1989): The invertebrate fauna of reclaimed cutaway peat in central Ireland and its influence on soil fertility and plant growth. - Agric. Ecosystems Environm. 27, 217-225.
- CZAPEK, F. (1899): Zur Chemie der Zellmembranen bei den Laub- und Lebermoosen. - Flora 86, 361-381.
- DAMMAN, A.W.H. (1978): Distribution and movement of elements in ombrotrophic peat bogs. - Oikos 30, 480-495.
- DAMMAN, A.W.H. (1986): Hydrology, development and biogeochemistry of ombrogenous peat bogs with special reference to nutrient relocation in a western Newfoundland bog. - Can. J. Bot. 64, 384-394.
- DAMMAN, A.W.H. (1988a): Spatial and seasonal changes in water chemistry and vegetation in an ombrogenous bog. - In: VERHOEVEN, J.T.A. / G.W. HEIL / M.J.A. WERGER (eds.): Vegetation structure in relation to carbon and nutrient economy. 107-119, SPB Academic Publishing, The Hague.
- DAMMAN, A.W.H. (1988b): Regulation of nitrogen removal and retention in Sphagnum bogs and other peatlands. - Oikos 51, 291-305.
- DAMMAN, A.W.H. (1990): Nutrient status of ombrotrophic peat bogs. - Aquilo Ser. Bot. 28, 5-14.

- DAY, F.P. (1983): Effects of flooding on leaf litter decomposition in Microcosms. - *Oecologia* 56, 180-184.
- DEISING, H. (1987): Physiological and biochemical investigations on nitrate reduction in the Bryophyte *Sphagnum*. - Dissertation, C.-A.-Universität, Polykopie, Kiel.
- DELAUNE, R.D. / C.N. REDDY / W.H. PATRICK (1981): Organic matter decomposition in soil as influenced by pH and redox conditions. - *Soil Biol. Biochem.* 13, 533-534.
- DICKINSON, C.H. (1983): Micro-organisms in peatland. - In: P. GORE (ed.): *Mires: swamp, bog, fen and moor. General Studies, Ecoscosystem of the world 4A*, 225-245, Elsevier, New York.
- DICKINSON, C.H. / G.H. MAGGS (1974): Aspects of decomposition of *Sphagnum* leaves in an ombrotrophic mire. - *New Phytol.* 6, 73, 1254-1257.
- DIERSSEN, B. / K. DIERSSEN (1984): Vegetation und Flora der Schwarzwaldmoore. - *Beih. Veröff. NatSch. LandschPfl.* 39, 519 S., Karlsruhe.
- DIERSSEN, K. (1981): Regeneration von Hochmooren - Zielsetzungen, Möglichkeiten, Erfahrungen. - *Natur u. Landschaft* 56 (2), 48-50.
- DIERSSEN, K. (1982): Die wichtigsten Pflanzengesellschaften der Moore NW-Europas. - *Conservatoire et Jardin Botaniques*, 382 S., 172 Abb., 57 Tab. u. Ktn., Genève.
- DIERSSEN, K. (1983a): Zur Verbreitung und Soziologie von *Sphagnum riparium* Ångstr. in Mitteleuropa. - *Andrias* 2, 9-22.
- DIERSSEN, K. (1983b): Ziele und Grenzen des Naturschutzes von Moor-Ökosystemen. - *Telma* 13, 223-238.
- DIERSSEN, K. (1989): Schutzstrategien zur Erhaltung der Moore. - *Österr. Ges. Natur-Umweltschutz. Torf- u. Torfersatzprodukte* - Wien. 1, 29-42.
- DIERSSEN, K. / H. REICHELT (1988): Zur Gliederung des *Rhynchosporion albae* W. Koch 1926 in Europa. - *Phytocoenologia* 16 (1), 37-104.
- DIERSSEN, K. (unter Mitarbeit von H. v. GLAHN, W. HÄRDTLE, H. HÖPER, U. MIERWALD, S. SCHRAUTZER, A. WOLF) (1988): Rote Liste der Pflanzengesellschaften Schleswig-Holsteins. - *SchriftenR. Landesamt NatSch. LandschPfl. S.-H.* 6, 157 S., Kiel.
- DIETZE, G. (1981): Beobachtungen zur Neubildung von Hochmoor-Pflanzengemeinschaften im Altwarmbüchener Moor (Landkreis Hannover). - *Telma* 11, 189-195.
- DRURY, W.H. / I.C.T. NISBET (1973): Succession. - *J. Arnold* 54, 331-368.

- EDWARDS, N.T. (1982): The use of soda-lime for measuring respiration rates in terrestrial systems. - *Pedobiol.* 23, 321-330.
- EGGELSMANN, R. (1981): Ökohydrologische Aspekte von anthropogen beeinflussten und unbeeinflussten Mooren Nordwestdeutschlands. - Dissertation, Universität Oldenburg, Polykopie, 175 S., Oldenburg.
- EGGELSMANN, R. (1987): Ökotechnische Aspekte der Hochmoorregeneration. - *Telma* 17, 59-94.
- EIGNER, J. (1978): Erfassung der Moore in Schleswig - Holstein aus der Sicht des Naturschutzes. - *Telma* 5, 227-239.
- EIGNER, J. / A. BRETSCHNEIER (1983): Zielsetzung und Stand des Moorschutzes in Schleswig - Holstein. - *Telma* 13, 239 - 249.
- EIGNER, J. / E. SCHMATZLER (1980): Bedeutung, Schutz und Regeneration von Hochmooren. - In: ERZ, W. (Hg.): *Naturschutz Aktuell* Nr. 4., Kilda, 77 S., Greven.
- EIGNER, J. / E. SCHMATZLER (1991): Handbuch des Moorschutzes. - In: ERZ, W. (Hg.): *Naturschutz Aktuell* Nr. 4., Kilda, 158 S., Greven.
- EL-DAOUSHY, F. / K. TOLONEN / R. ROSENBERG (1982): Lead-210 and moss increment dating of two finnish Sphagnum Hummocks. - *Nature* 296, 429-431.
- ELLENBERG, H. (1978): *Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen in ökologischer Sicht.* - Ulmer, 981 S., Stuttgart (2. Aufl.).
- ENGMANN, B. (1972a): Beitrag zur Klärung des Czapekschen Sphagnolbegriffes. - *Biochem. Physiol. Pfl.* 163, 93-102.
- ENGMANN, B. (1972b): Untersuchungen der mit Millons Reagenz anfärbbaren Substanzen der Sphagnenzellwand. - *Biochem. Physiol. Pfl.* 163, 200-15.
- ERLENKEUSER H. / K. PEDERSTAD (1984): Recent sediment accumulation in Skagerrak as depicted by ^{210}Pb -dating. - *Norsk Geol. Tidssk.* 64, 135-152.
- ERLENKEUSER, H. (1985): Distribution of ^{210}Pb with depth in core GIK 15530-4 from the Skagerrak. - *Norsk Geol. Tidssk.* 65, 27-34.
- EUROLA, S. / K. HOLAPPA (1985): The Finnish mire system. - *Aquilo Ser. Bot.* 21, 101-110.
- FERGUSON, P. / J.A. LEE (1978): Effects of sulphur pollutants on the growth of Sphagnum species. - *Environmental Pollution* 16, 151-162.
- FERGUSON P. / J.A. LEE (1980): The effects of bisulphite and sulphate on the growth of Sphagnum in the field. - *Environmental Pollution* 21 A, 59-71.

- FERGUSON, P. / J.A. LEE (1983): Past and present sulphur pollution in the southern Pennines. - *Atmospheric Environment*, 17, 1131-1137.
- FERGUSON, P. / R.N. ROBINSON / M.C. PRESS / J.A. LEE (1984): Element concentration in five *Sphagnum* species in relation to atmospheric pollution. - *J. Bryol.* 13, 107-114.
- FIRBAS, F. (1931): Untersuchungen über den Wasserhaushalt der Hochmoorpflanzen. - *Wiss. Bot.* 74, 459-696.
- FRANCKO, D.A. / R.T. HEATH (1983): Abiotic uptake and photodependent release of phosphate from high-molecular-weight humic-iron complexes in bog lakes. - In: CHRISTMAN, R.F. / E.T. GJESSING (eds.): *Aquatic and terrestrial humic materials*: 467-480, Ann Arbor Sci. Publ., Michigan, U.S.A.
- FRÜH, J. / C. SCHRÖTER (1904): Die Moore der Schweiz mit Berücksichtigung der gesamten Moorfrage. - *Beiträge Geologie dSchweiz, Geotech. Serie, III Lieferung*, Franke, 751 S., Bern.
- GABERSCIK, A. / A. MARTINCIC (1987): Seasonal dynamics of net photosynthesis and productivity of *Sphagnum papillosum*. - *Lindbergia* 13, 105-110.
- GEIGER, R. (1961): Das Klima der bodennahen Luftschicht. - 4. Aufl., Braunschweig
- GERLACH, H. (1983): Über die Klimaabhängigkeit des *Sphagnum*wachstums im Nord-Schwarzwald. - Staatsexamensarbeit Universität Stuttgart, unveröff. Polykopie.
- GEYH, M.A. (1980): Einführung in die Methoden der physikalischen und chemischen Altersbestimmung. - Wissenschaftliche Buchgesellschaft, Darmstadt.
- GIES, T. (1972): Die Vegetation und Ökologie des Schwarzen Moores (Rhön) unter besonderer Berücksichtigung des Kationengehaltes. - *Diss. Bot.* 20, 184 S., Berlin.
- GIGNAC, L.D. (1989): Mineral content of mire surface water and hummock-forming *Sphagnum* species in peatland of western Canada. - *Lindbergia* 15, 151-160.
- GIGNAC, D. / D.H. VITT / S.C. ZOLTAI / S. BAYLEY (1991): Bryophyte response surfaces along climatic, chemical, and physical gradients in peatlands of western Canada. - *Nova Hedw.* 53 (1-2), 27-71.
- GIVEN, P.H. / C. DICKINSON (1975): Biochemistry and microbiology of peats. - In: E.A. PAUL / C. DICKINSON / D. McLAREN (eds.): *Soil Biochemistry*, 3., 23-212, Marcel Dekker, New York.
- GLOOSCHENKO, W.A. / J.A. CAPOBIANCO / T. MAYER / M. GREGORY (CANADA) (1981): A comparison of wet and dry ashing methods for elemental analysis of peat and mosses. - *Proc. 6th Int. Peat Congr., Duluth, Minnesota, USA*, 551-553.

- GOODMAN, G.T. / D.F. PERKINS (1968): The role of mineral nutrients in Eriophorum communities. IV: Potassium supply as a limiting factor in E. vaginatum community. - J. Ecol. 56, 685-699.
- GORHAM, E. / J.A. JANSSENS / G.A. WHEELER / P.H. GLASER (1987): The natural and anthropogenic acidification of peatlands. - In: HUTCHINSON, T.C. / K.M. MUMA (eds.): Effects of atmospheric pollutants on forests, wetlands and agricultural ecosystems. 493-512, Springer, Berlin.
- GORHAM, E. (1956a): On the chemical composition of some waters from the Moor House Nature Reserve. - J. Ecol. 44, 375-382.
- GORHAM, E. (1956b): The ionic composition of some bog and fen waters in english Lake District. - J. Ecol. 44, 142-152.
- GORHAM, E. (1958): Accumulation of radioactive fall-out by plants in the english Lake District. - Nature 181, 1523-1524.
- GORHAM, E. (1967): Some chemical aspects of wetland ecology. - Annual Muskeg Res. Conf. Proc. 12, 20-38.
- GORHAM, E. / ST.J. EISENREICH / J. FORD / M.V. SANTELMANN (1985): The chemistry of bog waters. - In: STAMM, W. (ed.): Chemical processes in lakes. 339-363, New York, Wiley.
- GREEN, B.H. (1968): The factors influencing the spatial and temporal distribution of Sphagnum imbricatum Hornsch. ex Russ. in the British Isles. - J. Ecol. 56, 47-58.
- GRIGAL, D.F. (1985): Sphagnum production in forested bogs of northern Minnesota. - Can. J. Bot. 63, 1202-1207.
- GROSSE-BRAUCKMANN, G. (1964): Zur Artenzusammensetzung von Torfen. (Einige Befunde und Überlegungen zur Frage der Zersetzlichkeit und Erhaltungsfähigkeit von Pflanzenresten). - Ber. Dtsch. Bot. Ges. 26, 22-37.
- GROSSE-BRAUCKMANN, G. (1968): Einige Ergebnisse einer vegetationskundlichen Auswertung botanischer Torfuntersuchungen, besonders im Hinblick auf Sukzessionsfragen. - Acta Bot. Neerl. 17 (1), 59-63.
- GROSSE-BRAUCKMANN, G. (1969): Zur Zonierung und Sukzession im Randgebiet eines Hochmoores. - Vegetatio 17, 33-49.
- GROSSE-BRAUCKMANN, G. / S. REIMANN (1989): Restmoor- und Leegmoorflächen des Roten Moores in der Rhön: Ausgangszustand, Renaturierungsmaßnahmen und einige vorläufige Befunde und Überlegungen. - Telma Beih. 2, 37-65.
- HÄGVAR, S. (1988): Decomposition studies in an easily-constructed microcosm: Effects of microarthropods and varying soil pH. - Pedobiologia 31, 293-303.

- HARLEY, P.C. / J.D. TENHUNEN / K.J. MURRAY / J. BEYERS (1989): Irradiance and temperature effects on photosynthesis of tussock tundra *Sphagnum* mosses from foothills of the Philip Smith Mountains, Alaska. - *Oecologia* 79, 251-259.
- HARPER, S.H.T. (1989): A critical comparison of methods to monitor the decay rate of straw in field soils. - *J. Soil Sci.* 40, 675-683.
- HAYWARD, P.M. / R.S. CLYMO (1983): The growth of *Sphagnum*: experiments on, and simulation of, some effects of light flux and water-table depth. - *J. Ecol.* 71, 845-863.
- HEAL, O.W. / P.M. LATTER / G. HOWSON (1978): A study of the rates of decomposition of organic matter. - In: HEAL, O.W. / F.D. PERKINS (eds.): *Production ecology of british moors and montane grasslands*. 136-159, Springer, Berlin.
- HEMOND, H.F. (1980): Biogeochemistry of Thoreau's Bog Concord, Massachusetts. - *Ecol. Monogr.* 50 (4), 507-523.
- HEMOND, H.F. (1983): The nitrogen budget of Thoreau's Bog. - *Ecology* 64 (1), 99-109.
- HOLLAND, E.A. / D.C. COLEMAN (1987): Litter placement effects on microbial and organic matter dynamics in an agroecosystem. - *Ecology* 68 (2), 425-433.
- HÖLZER, A. (1977): Vegetationskundliche und ökologische Untersuchungen im Blindensee-Moor bei Schonach (Mittlerer Schwarzwald) unter besonderer Berücksichtigung des Kationengehaltes. - *Diss. Bot.* 36, 195 S., Berlin.
- HÖLZER, A. / A. HÖLZER (1988): Untersuchungen zur jüngeren Vegetations- und Siedlungsgeschichte im Blindsee-Moor (Mittlerer Schwarzwald). - *Carolina* 46, 23-30.
- HOUSE, G.J. / R.E. STINNER (1987): Decomposition of plant residues in notillage agroecosystems: influence of litterbag mesh size and soil arthropods. - *Pedobiologia* 30 (5), 351-360.
- HULME, P.D. / A.W. BLYTH (1982): The annual growth period of some *Sphagnum* species on the Silver Flowe National Nature Reserve, south-west Scotland. - *J. Bryol.* 12, 287-292.
- ILOMETS, M. (1982): The productivity of *Sphagnum* communities and the rate of peat accumulation in estonian bogs. - *Eston. Contrib. Intern. Biol. Progr.* 9, 102-116.
- INGRAM, H.A.P. (1983): Hydrology. - In: A.J.P. GORE (ed.): *Mires: swamp, bog, fen and moor. General Studies, Ecosystem of the world 4A*. 37-158, Elsevier, New York.
- JÄPPINEN, J.-P. (1987): Effects of drainage and fertilization on nitrogen and phosphorus contents of mosses in two drained peatland forests. - *Suo* 38 (1), 13-22.
- JECKEL, G. (1986): Grundwasser-Ganglinien unter verschiedenen Pflanzengesellschaften in nordwestdeutschen Heidemooren. - *Tuexenia* 6, 195-204.

- JENNY, H. / S.P. GESSEL / F.T. BINGHAM (1949): Comparative study of decomposition rates of organic matter in temperate and tropical regions. - Soil Sci. 68, 419-432.
- JENSEN, U. (1961): Die Vegetation und Ökologie des Sonnenberger Moores im Oberharz und ihre ökologischen Bedingungen. - NatSch.LandschPfl. Nieders. 1, 85 S., Hanau.
- JESCHKE, E. / E. LANGE / W. WESTHUS (1989): Zur Vegetationsgeschichte und zur Genese der Torflager im Naturschutzgebiet "Sonder" - nördliches Thüringer Becken. - Flora 183, 177-188.
- JOHANSSON, L.-G. / S. LINDER (1980): Photosynthesis of Sphagnum in different microhabitats on a subarctic mire. - In: SONESSON, M. (ed.): Ecology of a subarctic mire. Ecol. Bull. 30, 181-190, Stockholm.
- JOHNSON, L.C. / A.W.H. DAMMAN (1991): Species-controlled Sphagnum decay on a south swedish raised bog. - Oikos 61, 234-242.
- JOHNSON, L.C. / A.W.H. DAMMAN / N. MALMER (1990): *Sphagnum* macrostructure as an indicator of decay and compaction in peat cores from an ombrotrophic South Swedish peat bog. - J. Ecol. 78, 633-647.
- JONES, H.E. / A.J.P. GORE (1978): A simulation of product and decay in a blanket bog. - In: HEAL, O.W. / F.D. PERKINS (eds.): Production ecology of british moors and montane grasslands. 160-186, Springer, Berlin.
- JOOSTEN, H. (1984): Recent landscape development from 'year to year' deduced from regeneration peat. - Utrecht: Laboratory of Paleobotany and Palynologie, University of Utrecht; Netherland Posterguide for the 6th Intern. Palynological Conf., 12 S., Calgary.
- JOOSTEN, H. (1985): A 130 year micro- and macrofossil record from regeneration peat in former peasant peat pits in the Peel, the Netherlands: A palaeoecological study with agricultural and climatical implications. - Paleogeography, Paleoclimatology, Paleoecology 49, 277-312.
- JOOSTEN, H. (1986): Moore sind historische Archive: Ein Vergleich von Daten aus natürlichen und kulturellen Gedächtnissen. - Telma 16, 159-168.
- KAISER, K. / H.-P. MÜHMEL-HORN / M. WALTHER (1989): Spätglaziale und holozäne Dünen im Rendsburger Staatsforst beiderseits des mittleren Sorgetales zwischen Tetenhusen/Föhrden und Krummenort (Schleswig-Holstein). - Meyniana 41, 97-152.
- KÄLVIÄINEN, E. / P. KARUNEN (1984): On the growth, senescence and decay resistance of Sphagnum mosses. - Proc. 7.th Int. Peat Congr. Dublin, IV, 263-275.
- KARLIN, E.F. / L.C. BLISS (1984): Variation in substrate chemistry along microtopographical and waterchemistry gradients in peatland. - Can. J. Bot. 62, 142-153.

- KARUNEN, P. / R. EKMAN (1982): Age-dependent content of polymerized lipids in *Sphagnum fuscum*. - *Physiol. Plant.* 54, 162-166.
- KARUNEN, P. / E. KÄLVIÄINEN (1985): Senescence and post-mortem changes in ultra structure of *Sphagnum fuscum* (Klinggr.) Schleich leaf cells. - *New Phytol.* 100, 419-427.
- KAZDA, J. (1978): Vermehrung von Mykobakterien in der grauen Schicht der *Sphagnum*-Vegetation. - *Zbl. Bakt. Hyg. I. Abt. Orig. B.* 166, 463 S.
- KHAN, D.H. / B. FRANKLAND (1983): Effect of cadmium and lead on radish plants with particular reference to movement of metals through soil profile and plant. - *Plant and Soil* 70, 335-345.
- KHAN, R.P. (1959): Inhibition of *Pythium butleri* and *P. ultimum* colony size by an agent extracted from *Sphagnum*-moss. - *Phytopathology* 49, 542 S.
- KILBERTUS, G. (1972): Role of microorganisms in the decomposition of mosses. - *Symp. Biol. Hung.* 11, 125-127.
- KILHAM, P. (1982): The biogeochemistry of bog ecosystems and the chemical ecology of *Sphagnum*. - *Michigan Botan.* 21, 159-168.
- KIRCHHOFF, M. (1989): Untersuchungen zur Umweltbelastung durch Schwermetalle: Akkumulation, Deposition, Verteilung und physiologische Wirkung auf Sphagnen. - Dissertation, C.-A.-Universität, Polykopie, Kiel.
- KOSLOVSKAJA, L.S. / W.M. MEDWEDEVA / N.I. PJAWTSENKO (1978): Dynamik der organischen Stoffe im Torfbildungsprozeß. - *Orig. in russisch*, 172 S., Leningrad.
- KOWALENKO, C.G. / K.C. IVARSON / D.R. CAMERON (1978): Effect of moisture content, temperature and nitrogen fertilisation on carbon dioxide evolution from field soils. - *Soil. Biol. Biochem.* 10, 417-423.
- KOX, E. (1954): Der durch Pilze und aerobe Bakterien veranlaßte Pektin- und Celluloseabbau im Hochmoor unter besonderer Berücksichtigung des *Sphagnum*-Abbaus. - *Arch. Mikrobiol.* 26, 111-140.
- KUNTZE, H. / R. EGGELSMANN (1982): Zur Schutzfähigkeit nordwestdeutscher Moore. - *Inf. NatSchutz LandschPflege* 3, 93-111, Wardenburg.
- KÜSTER, E. (1980): Mikrobiologie von Moor und Torf - In: K. GÖTTLICH: Moor- und Torfkunde. 196-230, E. Schweitzerbart, Stuttgart.
- LABCHINA, E.D. / P.A. BLJACHARTSCHUK (1986): Bestimmung der Tiefe der Torfschicht 1908 im Zusammenhang mit der Entdeckung des Turguser Meteoriten. - In: J.A. DOGOW (Hg.): Kosmische Stoffe und Erde. *Orig. in russisch*. 80-86, Naoko, sibirische Abteilung, Novosibirsk.

- LAINE, J. / H. MANNERKOSKI / M.R. STARR / C.J. WESTMAN (1984): Factors affecting peat microbiological activity in virgin Finnish mire sites. - Proc. 7th Int. Peat Congress, Dublin, 1, 268-278.
- LANE, D. M. (1977): Extent of vegetative reproduction in eleven species of *Sphagnum* from northern Michigan. - Michigan Bot. 16, 83-89.
- LATTER, P.M. / J.B. CRAGG / O.W. HEAL (1967): Comparative studies on the microbiology of four moorland soils in the Northern Pennines. - J. Ecol. 55, 445-464.
- LEE, J.A. / J.H. TALLIS (1973): Regional and historical aspects of lead pollution in Britain. - Nature 245, 216-218.
- LEE, J.A. / S.J. WOODIN (1988): Vegetation structure and the interception of acidic depositions by ombrotrophic mires. - In: J.T.A. VERHOEVEN / G.W. HEIL / M.J.A. WERGER (eds.): Vegetation structure in relation to carbon and nutrient economy. S. 137-147, SPB Academic Publishing, The Hague.
- LEVESQUE, M.P. / S.P. MATHUR (1979): A comparison of various means of measuring the degree of decomposition of virgin peat materials in the context of their relative biodegradability. - Can. J. Soil Sci. 59, 397-400.
- LIEFFERS V.J. (1988): *Sphagnum* and cellulose decomposition in drained and natural areas of an Alberta peatland. - Can. J. Soil Sci. 68, 755-761.
- LINDHOLM, T. / H. VASANDER (1990): Production of eight species of *Sphagnum* at Suurisuo mire, southern Finland. - Ann. Bot. Fenn. 27, 145-157.
- LINDHOLM, T. (1979): Annual height growth of some hummock mosses in southern Häme. - (Orig. Finnish with Engl. summary). Suo 30, 13-16.
- LINDHOLM T. (1981): Growth rhythm of *Sphagnum fuscum* in the Laaviosuo bog, southern Finland. - Suo 34 (3-4), 115-118.
- LINDHOLM, T. (1990): Growth dynamics of the peat moss *Sphagnum fuscum* on hummocks on a raised bog in southern Finland. - Ann. Bot. Fenn. 27, 67-78.
- LIVETT, E.A. (1988): Geochemical monitoring of atmospheric heavy metal pollution: theory and applications. - Advances Ecol. Res. 18, 65-113.
- LÖTSCHERT, W. / R. WANDTNER (1982): Schwermetallakkumulation im *Sphagnetum magellanici* aus Hochmooren der Bundesrepublik Deutschland. - Ber. Dtsch. Bot. Ges. 95, 341-351.
- LÖTSCHERT, W. / T. GIES (1973): Untersuchungen über den Kationenhaushalt in Hochmooren I. Abstufungen in den Vegetationskomplexen. - Flora 162, 215-243.

- LOZAN, J.L. (1992): Angewandte Statistik für Naturwissenschaftler. - Pareys Studententext 74, 237 S., Berlin.
- LUKEN, J.O. (1985): Zonation of Sphagnum mosses: interactions among shoot growth, growth form, and water balance. - *Bryol.* 88 (4), 374-379.
- LUKEN J.O. / W.D. BILLINGS (1983): Changes in bryophyte production associated with a thermokarst erosion cycle in a subarctic bog. - *Lindbergia* 9, 163-168.
- LUKEN, J.O. / W.D. BILLINGS (1985): The influence of microtopographic heterogeneity on carbon dioxide efflux from a subarctic bog. - *Holarctic Ecol.* 8, 306-312.
- LUKEN, J.O. / W.D. BILLINGS / K.M. PETERSON (1985): Succession and biomass allocation as controlled by Sphagnum in an alaskan peatland. - *Can. J. Bot.* 63, 1500-1507.
- LÜTKE TWENHÖVEN, F. (1992): Untersuchungen zur Wirkung stickstoffhaltiger Niederschläge auf die Vegetation von Hochmooren. - Dissertation, C.-A.-Universität, Polykopte, 142 S., Kiel.
- LÜTT, S. (1988): Vegetationskundliche Untersuchungen im Salemer Moor unter besonderer Berücksichtigung des Naturschutzes. - Diplomarbeit, C.-A.-Universität, unveröff. Polykopte, 110 S., Kiel.
- LÜTT, S. (1990): Die Vegetation der Schwarzen Kuhle. - *Kieler Notizen* Jg. 20 (2), 66 S., Kiel.
- MAGER, F. (1937): Entwicklungsgeschichte der Kulturlandschaft des Herzogtums Schleswig in historischer Zeit. II. Entwicklungsgeschichte der Kulturlandschaft auf der Geest und im Östl. Hügelland des Herzogtums Schleswig seit der Verkoppelungszeit. - Veröff. Schl.-Holst. Univ.ges. 25 (2), Heimat & Erbe, 484 S., Kiel.
- MALMER, N. (1988): Patterns in the growth and the accumulation of inorganic constituents in the Sphagnum cover on ombrotrophic bogs in Scandinavia. - *Oikos* 53, 105-120.
- MALMER, N. (1990): Constant or increasing nitrogen concentrations in Sphagnum mosses on mires in Southern Sweden during the last few decades. - *Aquilo Ser. Bot.* 28, 57-65.
- MALMER, N. / J. SJÖRS (1955): Some determinations of elementary constituents in mire plants and peats. - *Bot. Not.* 108, 46-80.
- MALMER, N. / E. HOLM (1984): Variation in the C/N-quotient of peat in relation to decomposition rate and age determination with ²¹⁰Pb. - *Oikos* 43 (2), 171-182.
- MALMER, N. / B. NIHLGÅRD (1980): Supply and Transport of mineral nutrients in a subarctic mire. - In: SONESSON, M. (ed): Ecology of a subarctic mire. 63-95, *Ecol. Bull.* 30, Stockholm.

- MALTBY, E. (1988): Use of cotton strip assay in wetland and upland environments - an international perspective. - ITE Sympos., Inst. Terrestrial Ecology, Natural Environment Research Council, 1988, No. 24, 140-154, Cambridge.
- MARTIN, N.J. / J. HOLDING (1978): Nutrient availability and other factors limiting microbial activity in the blanket bog. - In: HEAL, O.W. / D.F. PERKINS (eds.): Production ecology of british moors and montane grasslands. 113-135, Springer, Berlin.
- MATHUR, S.P. / M.P. LEVESQUE (1980): Relationship between acid phosphatase activities and decomposition rates of twenty-two virgin peat materials. - Commun. Soil Sci. Plant Anal., 11 (2), 155-162.
- MATTSON, S. / E. KOUTLER-ANDERSSON (1955): Geochemistry of raised bog. - Kungl. Lantbrukshögskolasns Annaler 21, 321-366.
- McLACHLAN, A.J. / J.L. PEARCE / J.A. SMITH (1979): Feeding interaction and cycling of peat in a bog lake. - J. Anim. Ecol. 48, 851-861.
- McCLELLEN, M.H. / B.T. BORMAN / K.JR. CROMACK (1990): Cellulose decomposition in southeast alaskan forests: effects of pit and mound microrelief and burial depth. - Can. J. Forest. Res. 20, 1242-1246.
- MEENTEMEYER, V. (1978): Macroclimate and lignin control of litter decomposition rates. - Ecology 59 (3), 465-472.
- MELZER, A. / S. BRAUN / R. KAISER / S. ZIMMERMANN (1989): Ökophysiologische Untersuchungen zur Nitratbelastung und Nitratbelastbarkeit von Hochmooren. - Unveröff. Projekt-Abschlußbericht, 48 S., München.
- MEYER, S. (1988): Floristisch-vegetationskundliche Untersuchungen zur Schutzwürdigkeit des Hymenmoores im Landkreis Cuxhaven. - Diplomarbeit, Universität Bremen, unveröff. Polykopie, 102 S., Bremen.
- MILES, J. (1976): The growth of *Narthecium ossifragum* in some southern english mires. - J. Ecol. 64, 849-857.
- MOORE, T.R. (1984): Litter decomposition in a subarctic spruce-lichen woodland, eastern Canada. - Ecology 65 (1), 299-308.
- MOORE, T.R. (1989a): Growth and net production of *Sphagnum* at five fen sites, sub-arctic eastern Canada. - Can. J. Bot. 67, 1203-1207.
- MOORE, T.R. (1989b): Plant production, decomposition, and carbon efflux in a subarctic patterned fen. - Arctic Alpine Res. 21, 156-162.
- MOORE, P.D. / D.J. BELLAMY (1974): Peatlands. - Springer, Berlin.

- MOORE, P.D. / P. DOWDING / B. HEALY (1975): Glenamoy, Ireland. - In: ROSS-WALL, T. / O.W. HEAL (eds.): Structure and function of Tundra ecosystem. Ecol. Bull. (Stockholm) 20, 321-343.
- MORDHORST, H. (1990): Pflege- und Entwicklungsplan für das Owschlager Moor. - Gutachten Amt Land- Wasserwirtschaft, Kiel, unveröff. Polykopie, Kiel.
- MULDJAROV, E.J. / E.D. LABCHINA (1986): Datierung der oberen Torfschichten zur Untersuchung der kosmischen Aerosole. - Orig. in russisch, J.A. Dogow. Naoko, sibirische Abteilung, Novosibirsk, S. 75-84.
- MÜLLER, K. (1973): Ökologische und vegetationsgeschichtliche Untersuchungen an Niedermoorpflanzen-Standorten des ombrotrophen Moores unter besonderer Berücksichtigung seiner Kolke und Seen in NW-Deutschland. - Beitr. Biol. Pflanzen 49, 147-235.
- MURRAY, K.J. / J.D. TENHUNEN / J. KUMMEROW (1989): Limitations on Sphagnum growth and net primary production in the foothills of the Philip Smith Mountains, Alaska. - Oecologia 80, 256-262.
- NEUHÄUSL, R. (1975): Hochmoore am Teich Vélke Dárko. - Vegetace CSSR 9, Academia, 267 S., Prag.
- NIEMEYER, F. (1982): Hochmoorregeneration, Auswertung von Literatur und Erfahrungsberichten im Hinblick auf die Wiederbelebung der Hochmoorbiozönose (Fauna und Flora) des nordwestdeutschen Flachlandes. - Gutachten erstellt Nieders. Landesverwaltungsamt Naturschutz, Landschaftspflege, Vogelschutz, 181 S., unveröff. Polykopie.
- NIMZ, H.H. / R. TUTSCHEK (1977): Kohlenstoff-13-NMR-Spektren von Ligninen, 7. - Holzforschung 31, 101-106.
- OHLSON, M. / B. DAHLBERG (1991): Rate of peat increment in hummock and lawn communities on swedish mires during the last 150 years. - Oikos 61, 369-378, Copenhagen.
- OLDFIELD, F. / R. THOMPSON / K.E. BARBER (1978): Reports: Changing atmospheric fallout of magnetic particles recorded in recent ombrotrophic peat sections. - Science 199, 679-680.
- OLDFIELD, F. / K. TOLONEN / R. THOMPSON (1981): History of particulate atmospheric pollution from magnetic measurements in dated finnish peat profiles. - Ambio 10 (4), 185-188.
- OLDFIELD, F. / J.A. DEARING / R. THOMPSON / S. GARRET-JONES (1978): Some magnetic properties of lake sediments and their possible links with erosion rates. - Polskie Archivum Hydrobiol. 25 (1/2), 321-331.

- OLDFIELD, F. / P.G. APPLEBY / R.S. CAMBRAY / J.D. EAKINS / K.E. BARBER / R.W. BATTARBEE / G.R. PEARSON / J.M. WILLIAMS (1979): ^{210}Pb , ^{137}Cs and ^{239}Pu profiles in ombrotrophic peat. - *Oikos* 33 (1), 40-45.
- OLSON, E.T. (1983): The distribution and mobility of Cesium-137 in Sphagnum bogs of northeastern North America. - Thesis, Graduate School, Univ. of Maine, 92 S., Orono.
- OSVALD, H. (1923): Die Vegetation des Hochmoores Komosse. - *Sven. Växtsociol. Sälls. Handl.* 1, 1-436.
- OVERBECK, F. (1975): Botanisch - geologische Moorkunde. - Wachholtz, 719 S., Neumünster.
- OVERBECK, F. / H. HAPPACH (1957): Über das Wachstum und den Wasserhaushalt einiger Hochmoorsphagnen. - *Flora* 144, 335-402.
- PAFFEN, B.G.P. (1990): Onderzoek naar de mogelijkheden van hoogveen-regeneratie in "De Groote Peel". - In: VAKGROEP AQUATISCHE OECOL. EN BIOGEOL. KATHOLIEKE UNI. NIJMEGEN (ed.): Endrap. Minist. an Landbouw, Natuurbeheer en Visserij, Proj.nr. 6369. 71 S., Nijmegen.
- PAFFEN, B.G.P. / J.G.M. ROELOFS (1991): Impact of carbon dioxide and ammonium on the growth of submerged Sphagnum cuspidatum. - *Aquat. Bot.* 40, 61-71.
- PAKARINEN, P. (1977): Element contents of Sphagna: variation and its sources. - *Bryoph. Bibl.* 13, 751-762.
- PAKARINEN, P. (1978a): Production and nutrient ecology of three Sphagnum species in southern finnish raised bogs. - *Ann. Bot. Fenn.* 15, 15-26.
- PAKARINEN, P. (1978b): Distribution of heavy metals in the Sphagnum layer of bog hummocks and hollows. - *Ann. Bot. Fenn.* 15, 287-292.
- PAKARINEN, P. / K. TOLONEN (1977a): Nutrient contents of Sphagnum mosses in relation to bog water chemistry in northern Finland. - *Lindbergia* 4, 27-33.
- PAKARINEN, P. / K. TOLONEN (1977b): On the growth rate and dating of surface peat. - *Suo* 28 (1), 19-24.
- PARNAS, H. (1975): Model of decomposition of organic material by microorganisms. - *Soil Biol. Biochem.* 7, 161-169.
- PARNAS, H. (1976): A theoretical explanation of the priming effect based on microbial growth with two limiting substrates. - *Soil. Biol. Biochem.* Vol. 8, 139-144.
- PEDERSEN, A. (1975): Growth measurements of five Sphagnum species in south Norway. - *Norwegian J. Bot.* 22, 277-284.

- PEARSALL W.H. / E.A. LIND (1941): A note on a Connemara bog type. - J. Ecol. 29, 62-68.
- PFADENHAUER, J. (1985): Torfabbau und Vegetationsentwicklung im Kulbinger Filz (Region Südostbayern). - Ber. ANL 9, 37-44.
- PFADENHAUER, J. (1988): Pflege- und Entwicklungsmaßnahmen in Mooren des Alpenvorlandes. - Nat. Landsch. 63 (7/8), 327-334.
- PFADENHAUER, J. / C. SIUDA, / C. KRINNER (1990): Ökologisches Entwicklungskonzept Kendlmühlfilzen. - Schr. Bayer. Landesamt UmweltSch. 91, 61 S., München.
- PFEIFER, G. (1980): Das Fockbeker Moor gestern, heute - und morgen? - Rendsb. Jb. 1980, 96-121.
- PLANK, N. (1946): The nature of cellulose in Sphagnum. - Am. J. Bot. 33, 335-337.
- POSCHLOD, P. (1989): Untersuchungen zur Diasporenbank der Bunkerde am Beispiel der Kollerfilze (Rosenheimer Becken; Alpentorfwerk Raubling). - Telma Beih. 2, 295-311.
- POSCHLOD, P. (1990): Vegetationsentwicklung in abgetorften Hochmooren des bayrischen Alpenvorlandes unter besonderer Berücksichtigung standortkundlicher und populationsbiologischer Faktoren. - Diss. Bot. 152, 331 S., Berlin.
- POSCHLOD, P. / J. PFADENHAUER (1989): Regeneration vegetativer Sproßteilchen von Torfmoosen. - Eine vergleichende Studie an neun Sphagnum-Arten. - Telma 19, 77-88.
- POST, L.V. / R. SERNANDER (1910): Pflanzenphysiologische Studien auf Torfmooren in Närke. - XI. INT. GEOL. CONGR. Excursion guide 14 (A7). Stockholm.
- PRECKER, A. / H.D. KNAPP (unter Mitarbeit von E. MATHYL, T. SCHOKNECHT, M. WEBER und W. WIEHLE) (1990): Das Teufelsmoor bei Horst, Kr. Rostock - landeskulturelle Nachnutzung eines industriell abgetorften Regenmoores. - Gleditschia 18, 309-365.
- PRESS, M.C. / J. HENDERSON / J.A. LEE (1985): Arylsulphatase activity in peat in relation to acidic deposition. - Soil Biol. Biochem. 17, 99-103.
- PRESS, M.C. / S.J. WOODIN / J.A. LEE (1986): The potential importance of an increased atmospheric nitrogen supply to the growth of ombrotrophic Sphagnum species. - New Phytol. 103, 45-55.
- PROJECTGROEP DE GROOTE PEEL (1990): Technische maatregelen ter verbetering van de waterhuishouding in de Groote Peel en hun effecten. - Ministerie van Landbouw, Natuurreeher en Visserij, 65 S., Utrecht.
- PROZOROVA, M.T. (1988): Influence of moisture and temperature on the mineralisation rate of peat. - Sov. J. Ecol. (engl. Translation) 19 (2), 69-72.

- PUFFE, D. / G. GROSSE-BRAUCKMANN (1963): Mikromorphologische Untersuchungen an Torfen. - Z. Kulturtechn. 3, 159-188.
- READ, D.J. (1983): The biology of mycorrhiza in the Ericales. - Can. J. Bot. 61, 985-1004.
- READER, R.J. / J.M. STEWART (1972): The relationship between netto primary production and accumulation of peatland in southeastern Manitoba. - Ecology 53, 1024-1037.
- REICHELT, G. / O. Wilmanns (1973): Vegetationsgeographie. Praktische Arbeitsweisen. - 212 S., Braunschweig.
- REIMANN, S. (1989): Entwicklung des Wasserhaushaltes und der Hochmoorvegetation im Zuge der Renaturierungsmaßnahmen im Roten Moor (Hohe Rhön). - Telma Beih. 2, 77-98.
- REINERS, W.A. (1968): Carbon dioxide evolution from the floor of three Minnesota forests. - Ecology 49, 471-483.
- ROCHEFORT, L. / D.H. VITT / S.E. BAYELY (1990): Growth, production and decomposition dynamics of sphagnum under natural and experimentally acidified conditions. - Ecology 71, 1990, 1986-2000.
- ROSSWALL, T. (1974): Cellulose decomposition studies on the Tundra. - In: HOLDING, A.J. et al. (eds.): Soil Organisms and Decomposition in Tundra. 325-430, Tundra Biome Steering Committee, Stockholm.
- ROSSWALL, T. / B. BERG / H. LUNDKVIST (1974): Use of cellulose in field decomposition experiments. - Swedish IBP Tundra Biome Project Technical Report 16, 109-121.
- ROSSWALL, T. / A.K. VEUM / L. KÄRENLAMPI (1975): Plant litter decomposition at Fennoscandian Tundra sites. - In: WIELGOLASKI, F.E. (ed.): Fennoscandian Tundra Ecosystems. Part 1: Plant and Microorganism. 268-278, Springer, Berlin.
- RUDOLPH, H. (1972): Identifikation der Czapek'schen Sphagnolkristalle. - Biochem. Physiol. Pfl. 163, 110-112.
- RUDOLPH, H. / B. ENGMANN (1967): Neue Ergebnisse zur Konstitution des Sphagnols. - Ber. Dtsch. Bot. Ges. 80, 114-118.
- RUDOLPH, H. / A. JÖHNK (1982): Physiological aspects of phenolic compounds in the cell walls of Sphagna. - Hattori Bot. Lab. 53, 37-45.
- RUDOLPH, H. / U. VOIGT (1986): Effect of $\text{NH}_4\text{-N}$ and $\text{NO}_3\text{-N}$ on growth and metabolism of *Sphagnum magellanicum*. - Physiol. Plant. 66, 339-343.
- RUDOLPH, H. / J. SAMLAND (1985): Occurrence and metabolism of Sphagnum acid in the cell walls of Bryophytes. - Phytochemistry 24 (4), 745-749.

- RÜHLING, A. / G. TYLER (1970): Sorption and retention of heavy metals in the wood land moss *Hylocomium splendens* (Hedw.) Br. et Sch. - *Oikos* 21, 92-97.
- RYDIN, H. (1985): Coexistence of *Sphagnum* species in relation to physical environment and competition. - *Acta Uppsal.* 799, 1-13.
- RYDIN, H. / A.J.S. McDONALD (1985): Photosynthesis in *Sphagnum* at different water contents. - *J. Bryol.* 13, 579-584.
- RYDIN, H. / R.S. CLYMO (1989): Transport of carbon and phosphorus compounds about *Sphagnum*. - *Proc. R. Soc. Lond. B* 237, 63-84.
- SAS INSTITUTE INC. (1988): SAS/STAT™ User's Guide, Release 6.03 Edition. - Cary, NC: SAS Institute Inc., 1028 S.
- SCHMEIDL, H. (1965): Oberflächentemperaturen in Hochmooren. - *Wetter Leben* 17 (5-6), 87-97.
- SCHMEIDL, H. (1978): Ein Beitrag zum Mikroklima der Hochmoore. - *Telma* 8, 83-107.
- SCHWAAR, J. (1984): Torfbildende subfossile Pflanzengesellschaften im Wilden Moor bei Sellstedt, Krs. Cuxhaven. - *Telma* 14, 89-100.
- SCHUEMER, R. / G. STRÖHLEIN / J. GOGOŁOK (1990): SAS; Datenverarbeitung und statistische Auswertung mit SAS. Band II: Komplexe statistische Analyseverfahren. - Fischer, 437 S., Stuttgart.
- SCHWINTZER, Chr.R. / Th.J. TOMBERLIN (1982): Chemical and physical characteristics of shallow ground waters in northern Michigan bogs, swamps and fens. - *Amer. J. Bot.* 69 (8), 1231-1239.
- SEASTEADT, T. R. (1984): The role of microarthropods in decomposition and mineralisation process. - *Am. Rev. Entomol.* 29, 25-46.
- SEGEBERG, H. (1964): Zur Bestimmung der Lagerungsdichten (Vol. % der festen Substanz) von Moor- und Anmoorböden. - *Z. Kulturtechn. Flurber.* 1, 40-54.
- SILVOLA, J. (1988): The effect of drainage and fertilization on carbon output and nutrient mineralisation of peat. - *Suo* 39 (1-2), 27-37.
- SIMON, E. (1986): Zur Biologie sphagnicoler Basidiomyceten. - Dissertation, C.-A.-Universität, Polykopy, 192 S., Kiel.
- SJÖRS, H. (1948): Myrvegetation i Bergsalagen. - *Acta phytogeogr. Suec.* 21, 299 S., Uppsala.
- SJÖRS, H. (1950): On the relation between vegetation and electrolytes in north swedish mire waters. - *Oikos* 2, 241-258.

- SJÖRS, H. (1983): Mires of Sweden. - In: GORE, A.J.P. (ed.): Mires: swamp, bog, fen and moor. Regional Studies, Ecosystems of the world 4B. 69-74, Elsevier New York.
- SMITH, M.J. / D. H. WALTON (1986): Decomposition of grass and moss litter in sub-antarctic tundra. - *Pedobiol.* 29, 193-200.
- SÖDERSTRÖM, B. / E. BÅÅTH / B. LUNDGREN (1983): Decrease in soil microbial activity and biomasses owing to nitrogen amendments. - *Can. J. Microbiol.* 29, 1500-1600.
- SONESSON, M. (1972): Studies on production and turnover of Bryophytes of Stordalen 1972. - Technical Report No 14, International Biological Programme, Swedish Tundra Biome Project.
- SONESSON, M. / S. JOHANSSON (1973): Bryophyte growth, Stordalen 1973. - International Biological Programm, Swedish Tundra Biome Project, Technical report No. 16.
- SONESSON, M. / S. PERSSON / K. BASILIER / T.-A. STENSTRÖM (1980): Growth of Sphagnum riparium angstr. in relation to some environmental factors in the Stordalen Mire. - In: SONESSON, M. (ed.): Ecology of a subarctic mire. 191-207, *Ecol. Bull.* 30, Stockholm.
- SOULIDES, D.A. / F.E. ALLLISON (1961): Effect of drying and freezing soils on carbon-dioxide production, available mineral nutrients, aggregation and bacterial population. - *Soil Sci.* 91 (5), 291-298.
- STABENOW, B. (1988): Vegetationskundliche Untersuchungen im NSG Gildehauser Venn in Hinblick auf den Naturschutz. - Diplomarbeit, C.-A.-Universität, unveröff. Polykopie, 75 S., Kiel.
- ST. JOHN, T.V. (1980): Influence of litterbags on growth of fungal vegetative structures. - *Oecologia* 46, 130-132.
- STEINBERG, Chr. / G.F. BALTES (1984): Influence of metal compounds on Fulvic Acid/Molybdenum Blue reactive phosphate associations. - *Arch. Hydrobiol.* 100, 61-71, Stuttgart.
- STEWART, J.M. / R. READER (1972): Some considerations of production: accumulation dynamics in organic terrain. - *Proc. 4 th Int. Peat Congr.*, Otaniemi, Finland, S. 247-258.
- SVENSSON, B.H. (1980) Carbon dioxide and methane fluxes from the ombrotrophic parts of a subarctic mire. - In: SONESSON, M. (ed.): Ecology of a subarctic mire. 235-250, *Ecol. Bull.* 30, Stockholm.
- SVENSSON, B.H. / ROSSWALL, T. (1984): In situ methan production from acid peat in plant communities with different moisture regimes in a subarctic mire. - *Oikos* 43, 341-350.

- SVENSSON, G. (1988): Fossil plant communities and regeneration pattern on a raised bog in Southern Sweden. - J. Ecol. 76, 41-59.
- SZEGI, J. (1988): Cellulose decomposition and soil fertility. - Akadémia Kiadó, 185 S., Budapest.
- TALLIS, J.H. (1973): The terrestriation of lake basins in north Cheshire, with special reference to the development of a 'Schwingmoor' structure. - J. Ecol. 61, 537-567.
- TAYLOR, H.W. / J. SVOBODA / G.H.R. HENRY / R.W. WEIN (1988): Post-Chernobyl ^{134}Cs and ^{137}Cs levels at some localities in Northern Canada. - Arctic 41 (4), 293-296.
- THEANDER, O. (1954): Studies on Sphagnum peat. III. A quantitative study on the carbon-hydrate constituents of Sphagnum mosses and Sphagnum peat. - Acta Chem. Scand. 8, 989-1000.
- THÖNES, S. / H. RUDOLPH (1983): Untersuchungen der freien Aminosäuren und des N-Gehaltes von Sphagnum magellanicum Brid. - Telma 13, 201-210.
- TITUS, B.D. / D.C. MALCOLM (1987): The effect of fertilization on litter decomposition in clearfelled spruce stands. - Plant and Soil 100, 297-322.
- TITUS, J.E. / D.J. WAGNER (1984): Carbon balance for two Sphagnum mosses: water balance resolves a physiological paradox. - Ecology 65 (6), 1765-1774.
- TITUS, J.E. / D.J. WAGNER / M.D. STEPHENS (1983): Contrasting water relations of photosynthesis for two Sphagnum mosses. - Ecology 64 (5), 1109-1115.
- TOLONEN, K. (1977): On dry matter accumulation and bulk density values in three south finnish raised bogs. - Suo 28, 1-8.
- TOLONEN, K. (1979): Peat as a renewable resource: long term accumulation rates in northeuropean mires. - Proc. Int. Peat Symp., Hyytiälä, Finland, 282-296.
- TOLONEN, K. (1980): On the regeneration of north european bogs. II. Stratigraphic records from Germany, Denmark and South-Sweden. - Proc. 6th Int. Peat Congr. (Duluth. Minn.), 119-125.
- TUOMINEN, L. (1981): Decomposition of cellulose in the peat of some pine bogs and fens (Orig. finnish with engl. summary). - Suo 32, 130-133.
- TUTSCHEK, R. / H. RUDOLPH / P.H. WAGNER / R. KREHER (1973): Struktur eines kristallinen Phenols aus der Zellwand von S. magellanicum. - Biochem. Physiol. Pflanz. 164, 461-464.
- TUTSCHEK, R. / H. RUDOLPH / L. ASMUSSEN / U. ALTENA (1978): Anatomisch histochemische Untersuchungen der Zellwand von Sphagnum magellanicum Brid. - Rev. Bryol. Lichenol. 44 (3), 319-330.

- TÜXEN, J. (1983): Die Schutzwürdigkeit der niedersächsischen Kleinstmoore im Hinblick auf ihre Vegetation. - *Tüxenia* 3, 423-435.
- UNGER, H. (1960): Der Zellulosetest, eine Methode zur Entwicklung der zellolytischen Aktivität des Bodens in Feldversuchen. - *Z. Pflanzenern., Düngung Boden.* 91, 44-52.
- UNGER, H. (1962): Ermöglicht der Zellulosetest neben der Erfassung quantitativer Unterschiede gleichzeitig qualitative Aussagen? - *Zbl. Bakteri.* 2, 116, 457-458.
- UNTIED-SIMON, E. / K. MÜLLER (1987): Untersuchungen der Basidiomycetenflora eines sphagnumreichen Moores Nordwest-Deutschlands. - *Telma* 17, 231-262.
- VAN WIRDUM, J. (1991): Vegetation and hydrology of floating rich fens. - Dissertation, 310 S., Amsterdam.
- VITT, D.H. / S. BAYLEY (1984): The vegetation and water chemistry of four oligotrophic basin mires in northwestern Ontario. - *Can. J. Bot.* 62, 1485-1500.
- VITT, D.H. / N.G. SLACK (1984): Niche diversification of *Sphagnum* relative to environmental factors in northern Minnesota peatlands. - *Can. J. Bot.* 62, 1409-1430.
- VITT, D.H. / D.G. HORTON / N. MALMER (1990): *Sphagnum*-dominated peatlands of hyperoceanic British Columbia coast: Patterns in surface water chemistry and vegetation. - *Can. J. Forest. Res.* 20, 696-711.
- VOIGT, A. / I. JOHNSON (1987): Environmental impact on ombrotrophic bogs in northwestern Europe. - EEC Projekt, ENV 891 Denmark, 61 S., Roskilde.
- WÄCHTER, D. (1984): Untersuchungen zum *Sphagnum*abbau durch Peroxidasen. - Dissertation, C.-A.-Universität, Polykopie, 80 S., Kiel.
- WAGNER, Chr. (1986): Auswirkungen des Entkusselns auf den Wasserhaushalt und die Vegetation (besonders der Torfmoose) in den verschiedenen Degenerationsstadien des entwässerten Hochmoores und des Zwischenmoores. - Gutachten des schles.-holst. Minist. Ern., Landwirtschaft und Forsten, unveröff. Polykopie, 116 S., Kiel.
- WAGNER, D.J. / J.E. TITUS (1984): Comparative desiccation tolerance of two *Sphagnum* mosses. - *Oecologia* 62, 182-187.
- WAKSMAN, S.A. / K.R. STEVENS (1928): Contribution to the chemical composition of peat. II. Chemical composition of various peat profiles. - *Soil Sci.* 26, 239-251.
- WAKSMAN, S.A. / E.R. PURVIS (1932): The microbiological population of peat. - *Soil Sci.* 34, 95-114.
- WALKER D. / P.M. WALKER (1961): Stratigraphy evidence of regeneration in some Irish bogs. - *J. Ecol.* 49, 169-185.

- WALLEN, B. (1986): Above and below ground dry mass of the three main vascular plants on hummocks on a subarctic peat bog. - *Oikos* 46, 51-56.
- WALLEN, B. / U. FALKENGREN-GERUP / N. MALMER (1988): Biomass, productivity and relative rate of photosynthesis of *Sphagnum* at different water levels on a south swedish peat bog. - *Holarctic Ecol.* 11, 70-76.
- WALSEMANN, E. (1967): Floristisch - soziologische Bestandsaufnahme des Salemer Moores als Grundlage zur Beurteilung von Schutzwürdigkeit und Sicherheitsmaßnahmen. - Diplomarbeit, TU Hannover, unveröff. Polykopia, 249 S., Kiel.
- WANDTNER, R. (1981): Indikatoreigenschaften der Vegetation von Hochmooren der Bundesrepublik Deutschland für Schwermetallimmission. - *Diss. Bot.* 59, Berlin.
- WARNKE-GRÜTTNER R. (1990): Ökologische Untersuchungen zum Nährstoff- und Wasserhaushalt in Niedermooren des westlichen Bodenseegebiets. - *Diss. Bot.* 148, 214 S., Berlin.
- WEBER, C.A. (1902): Über die Vegetation und Entstehung des Hochmoores von Augstun im Memeldelta. - *Parey*, 252 S., Berlin.
- WERNER, S. (1990): Untersuchungen zur Entwicklung der Kieselalgen (Diatomeen) - Flora als Begleituntersuchung über die Auswirkung des Regenerationsvorhabens im NSG Dosenmoor. - Gutachten Amt. Land- u. Wasserwirtschaft, Itzehoe, unveröff. Polykopia, Kiel.
- WIEDER, R.K. / G.E. LANG (1982): A critique of the analytical methods used in examining decomposition data obtained from litter bags. - *Ecology* 63 (6), 1636-1642.
- WIEDER, R.K. / G.E. LANG (1983): Net primary production of the dominant bryophytes in a *Sphagnum*-dominated wetland in west Virginia. - *Bryologist* 86 (3), 280-286.
- WIEDER, R.K. / G.E. LANG (1985): Peat and water chemistry at Big Run Bog, a peatland in the Appalachian Mountains of West Virginia, USA. - *Biogeochemistry* 1, 277-302.
- WILLKOMM, H. (1976): Altersbestimmung im Quartär. - *Thiemig*, 276 S., München.
- WILSCHKE, J. (1989): Untersuchungen zur Biosynthese und zum enzymatischen Abbau der Sphagnensäure. - Dissertation, C.-A.-Universität Kiel, Dissertationsdruck, 126 S., Darmstadt.
- WITTING, M. (1948): Preliminärt meddelande om fortsatta kationbestämningar i myrvatten sommaren 1947. - *Sv. Bot. Tidsskr.* 42, 116-134.
- WOLTERS, B. (1964a): Die Verbreitung antifungalischer Eigenschaften bei Moosen. - *Planta* 62, 88-96.

- WOLTERS, B. (1964b): Die Verbreitung antifungaler Eigenschaften bei Moosen. - Aus dem Pharmakognostischen Inst. d. Techn. Hochschule, Braunschweig.
- WOODIN, S.J. / M.C. PRESS / J.A. LEE (1985): Nitrate reductase activity in *Sphagnum fuscum* in relation to wet deposition of nitrate from the atmosphere. - *New Phytol.* 99, 381-388.
- WOODIN, S.J. / C.U. STUDHOLME / J.A. LEE (1987): Effects of acid deposition on peatlands. - In: R. PERRY / R.M. HARRISON / G.N.B. BELL / J.N. LESTER J.N. (ed.): *Acid Rain: scientific and technical advances.* 554-561, Selper Ltd., London.
- WYNN-WILLIAMS, D.D. (1982): Simulation of seasonal changes in microbial activity of maritime antarctic peat. - *Soil Biol. Biochem.* 14, 1-12.
- ZIMMERLI, S. (1988): Vegetation und Standort von Schwingrasen in der Schweiz. - *Veröff. Geobot. Inst. ETH, Stftg. Rübel* 102, 105 S., Zürich.
- ZOBEL, M. (1988): Autogenic succession in boreal mires - a review. - *Fol. Geobot. Phytotax.* 23 (4), 417-445.
- ZOLTAI, S.C. / J.D. JOHNSON (1985): Development of a treed bog island in a minerotrophic fen. - *Can. J. Bot.* 63 (4-6), 1076-1085.
- ZUREK, S. (1984): Organic matter accumulation in european peatlands (on the basis of ^{14}C data). - *Proceed. 7th Int. Peat Congress 1984, Dublin*, 68-87.

9. Anhang

Tabellenverzeichnis

Anhangtab. 1a:	Vegetationstabelle des <i>Erico-Sphagnetum magellanici</i>
Anhangtab. 1b:	Vegetationstabelle der Sonderstandorte
Anhangtab. 2a:	Wasserstände im Untersuchungsjahr 1989/90
Anhangtab. 2b:	Wasserstände im Untersuchungsjahr 1990/91
Anhangtab. 3:	Temperatursummen in den Untersuchungsjahren
Anhangtab. 4a:	pH - Werte und korrigierte Leitfähigkeit 1989/90
Anhangtab. 4b:	pH - Werte und korrigierte Leitfähigkeit 1989/90
Anhangtab. 4c:	pH - Werte und korrigierte Leitfähigkeit 1990/91
Anhangtab. 4d:	pH - Werte und korrigierte Leitfähigkeit 1990/91
Anhangtab. 5a:	Nährstoffgehalte im Moorwasser 1990
Anhangtab. 5b:	Nährstoffgehalte im Moorwasser 1990
Anhangtab. 5c:	Nährstoffgehalte im Moorwasser 1990
Anhangtab. 6:	Prozentuale TM - Abnahme der Zellulose 1989/90 und 1990/91
Anhangtab. 7:	Zersetzung in Abhängigkeit vom N - Angebot: Düngungsexperiment
Anhangtab. 8:	Mittlerer Längenzuwachs der Sphagnum in den Meßperioden
Anhangtab. 9:	Mittlere unkorrigierte Massenzuwächse der Sphagnum in den Meßperioden

Anhangtab. 1a, b: Die Vegetation der Untersuchungsflächen

W = Wittenseer Moor

F = Fockbeker Moor

O = Owschlager Moor

U1, 2, 3 = Kennzeichnung der Untersuchungsfläche (siehe Tab. 1)

Anhangtab. 1a: Vegetationstabelle des *Erico-Sphagnetum magellanicum*1: *Erico-Sphagnetum magellanici sphagnetosum cuspidati*; Schlenke

2: *Erico-Sphagnetum magellanici* typicum, typische Phase; Rasen

3a: *Erico-Sphagnetum magellanicum* typicum, typische Phase, Ericaceen-reiche Variante; Bult

3b: *Erico-Sphagnetum magellanici* typicum, Phase von *Polytrichum strictum*; Bult

[illegible]

Anhangtab. 1b: Vegetationstabelle der Sonderstandorte

- 1: *Sphagnum cuspidatum* - Gesellschaft
 2: *Scorpidio-Utricularietum minoris*
 3a: *Eriophorum angustifolium* - Gesellschaft, Ausbildung von *S. fallax*
 3b: *Eriophorum angustifolium* - Gesellschaft, Ausbildung von *S. riparium*
 4: *Eriophorum angustifolium* - Gesellschaft, Fazies von *Sphagnum palustre*
 5: *Eriophorum angustifolium* - Gesellschaft, Fazies von *Sphagnum fimbriatum*

	1	2	3a	3b	4	5
Aufnahme Nr.	1	2	3	4	5	6
Moor	F	O	F	W	W	W
Untersuchungsfläche	U2	U3	U1	U3	U3	U3
Fläche m ²	1	2	1	1	0,25	0,25
Deckung Phanerogamen %	5	30	10	10	15	10
Deckung Kryptogamen %	80	50	100	100	100	90
Artenzahl	2	8	3	4	4	6
<u>D1</u> <i>Sphagnum cuspidatum</i>	5	-	-	-	-	-
<u>Ch</u> <i>Utricularia minor</i>	-	2a	-	-	-	-
<u>D2</u> <i>Eriophorum angustifolium</i>	1	1	2a	2a	2a	1
<u>d1</u> <i>Sphagnum fallax</i>	-	-	5	-	+	+
<u>d2</u> <i>Sphagnum riparium</i>	-	-	-	5	-	-
<u>d3</u> <i>Sphagnum palustre</i>	-	-	-	-	5	2a
<u>d4</u> <i>Sphagnum fimbriatum</i>	-	-	-	-	-	4
<u>Begleiter</u>						
<i>Calliergon stramineum</i>	-	-	-	+	+	-
<i>Sphagnum auriculatum</i>	-	3	-	-	-	-
<i>Potentilla palustris</i>	-	+	-	-	-	-
<i>Potamogeton polygonifolius</i>	-	2b	-	-	-	-
<i>Equisetum fluviatile</i>	-	+	-	-	-	-
<i>Juncus bulbosus</i>	-	+	-	-	-	-
<i>Drepanocladus exannulatus</i>	-	1	-	-	-	-
<i>Molinia caerulea</i>	-	-	r	-	-	-
<i>Phragmites australis</i>	-	-	-	r	-	-
<i>Agrostis canina</i>	-	-	-	-	-	+
<i>Aulacomnium palustre</i>	-	-	-	-	-	2a

D = Differentialart der Assoziation

Ch = Charakterart der Assoziation

d = Differentialart der Untereinheiten

dp = Differentialart der Phase

V, O und K = Verbands-, Ordnungs- und Klassenkennarten

Die Aufnahmen wurden nach der Methode von BRAUN - BLANQUET (1964) erstellt, unter Verwendung der verfeinerten Schätzskala von REICHELTE & WILMANN (1973).

Anhangtab. 2a: Wasserstände unter Flur (cm) im 1. Untersuchungsjahr (April 89-April 90)

Datum	Wittensee				Owschlag				Fockbek				Felmer Moor		
	U1 S	U1 R	U2 B	U3 R	U1 S	U1 R	U1 B	U2 S	U1 R	U3 S	U3 R	U3 B	D1 S	D3 R	D3 B
5. Apr	-2	-9	-14	-8	-3	-7	-19	-10	-5	-5	-10	-15	-3	-10	-22,5
21. Apr	-2	-9	-14	-12	-3	-8	-17	-6	-4	-3	-10	-13	-1	-11	-23,8
4. Mai	-2	-10	-16	-12,5	-4	-11	-18	-6,5	-6	-4	-11	-15	-1	-12	-24,8
18. Mai	-6	-10	-17	-17	-8	-11	-19	-8	-6	-8	-13	-18	-8	-13	-27,8
31. Mai	-8	-12,5	-27,5	-19	-8	-15	-23	-10	-8	-14	-19	-23	-7,5	-18	-34,3
18. Jun	-9,5	-14	-21	-24	-10	-18	-25,5	-9	-7,5	-15	-22	-27,5	-8,5	-17	-36,3
1. Jul	-11	-13	-22	-27	-10	-18	-24	-8	-7	-19	-26	-30	-11	-20	-36,5
18. Jul	-12	-13	-21,5	-29	-18	-25	-34	-10	-5,5	-28	-29,5	-38	-22,5	-31,5	-41,5
1. Aug	-16	-13	-20	-16	-7	-9	-20	-5	-13	-14	-18	-19	-21	-33	-40,5
15. Aug	-8	-12	-20	-25	-16	-22	-33	-7	-7	-19	-25	-29	-18	-29	-46
30. Aug	-1	-10	-16	-6	-6	-13	-21	-4	-8	-10	-18	-20	-1	-13	-28
20. Sep	-2	-9	-16	-16	-12	-17	-23	-8	-9	-14	-20	-23	-5,5	-15	-23,3
3. Okt	-2	-14	-16	-18	-12	-23	-29,5	-11	-10	-16	-23	-25	-10	-20	-35
16. Okt	0	-11	-15	-6	-9	-12	-21	-6	-8	-10	-14	-18	-4	-15	-28,5
1. Nov	-3	-10	-15	-15	-7	-12	-19	-7	-10,5	-7	-15	-18	-4	-14	-30,3
14. Nov	-2	-11	-20	-17	-6	-11	-20	-10	-10	-10	-16	-18	-4	-14	-30
1. Dez	-3	-9	-21	-11	-7	-17	-26	-6	-8	-10	-14	-20	-6,5	-17	-30,5
30. Dez	-1	-7	-17	-9	-6	-12	-17	-4	-6	-10	-14	-17	-0,5	-15	-29,5
31. Jan	-1	-8	-16	-5	-6	-10	-14,5	-5	-8	-6	-13	-15	0	-15	-25,5
1. Mär	0	-6	-13	-4	-4	-8	-13	-4	-8	-5	-11	-15	0	-13	-24
1. Apr	-4	-8	-15	-8	-6	-12,5	-18	-6	-7,5	-6	-15,5	-16	-1	-13	-27,5

S: Schlenke; R: Rasen; B: Bult

Anhangtab. 2b: Wasserstände unter Flur (cm) im 2. Untersuchungsjahr (April 90 - April 91)

Datum	Wittensee				Owschlag				Fockbek				Felmer Moor		
	U1 S	U1 R	U2 B	U3 S	U1 R	U1 S	U1 B	U2 S	U1 R	U3 B	U3 R	U3 S	D1 S	D3 R	D3 B
11. Apr	-4	-9	-16	-9	-11	-4	-17	-3	-7	-18	-10	-5	-1	-14	-27,3
30. Apr	-4	-9	-18	-5	-14	-6	-19	-6	-8	-17	-14	-9	-3	-15,5	-28,8
17. Mai	-3	-8	-18	-6	-12	-7	-19	-6	-8	-17	-13	-8	-3	-17	-29
31. Mai	-5	-13	-23	-13	-19	-12	-24	-10	-14	-28	-25	-18	-12	-22,5	-35
30. Jun	-2	-6	-17	-5	-11	-6	-15,5	-9	-15	-17,5	-15	-12	-5	-16,5	-24,8
14. Aug	-4,5	-14	-23,5	-16	-18,5	-11	-25	-12,5	-20,5	-22	-22	-18	-16,5	-25,5	-36,3
31. Aug	-6	-14	-26	-17	-20	-12	-30	-14	-22	-23	-22	-18	-18	-26	-37,5
14. Sep	-2	-11	-15	-16	-20,5	-9	-27	-12	-23	-20	-21	-17	-12	-22	-34,5
1. Okt	-1	-7	-21,5	-8	-15	-9	-20	-9	-25	-16	-14,5	-11	-2	-15,5	-29,5
30. Okt	-2	-8	-20	-7	-14	-4	-17	-9	-23	-15,5	-15	-11	-2	-15	-27,5
3. Dez	-1	-8	-21	-9	-12	-7	-18	-8	-22,5	-16,5	-15	-11	0	-16,5	-26,5
31. Dez	0	-8	-19	-6	-12	-3	-15	-7	-22	-15	-12,5	-9,5	0	-16	-26,5
31. Jan	-1	-8	-20	-6	-13	-4	-16	-8	-23	-18	-13	-10	0	-16	-27
1. Mär	0	-7	-13	-5	-12	-5	-17,5	-5	-17	-16	-11	-10	0	-10	-23
29. Mär	-4	-8	-20	-8	-15,5	-9	-17	-15,5	-20,5	-20	-12	-13	-2	-16	-28

S: Schlenke; R: Rasen; B: Bult

Anhangtab. 3: Temperatursummen (°C) in den Untersuchungsjahren

1989/90	Fockbeker Moor Oberfläche	Fockbeker Moor 5 cm unter Flur	Wittenseer Moor Oberfläche	Wittenseer Moor 5 cm unter Flur
Mai	565,3	418,4	423,6	423,8
Juni	558,5	455,0	497,6	546,6
Juli	721,4	496,0	535,0	475,0
August	496,2	448,2	547,6	542,6
September	336,6	441,3	452,6	471,6
Oktober	251,9	284,2	317,6	332,9
November	23,0	109,5	110,2	71,0
Dezember	-14,0	50,5	52,0	18,4
Januar	61,5	94,3	104,2	93,0
Februar	93,8	113,8	m. v.	m. v.
März	143,4	169,5	m. v.	m. v.
1990/1991	Fockbeker Moor Oberfläche	Fockbeker Moor 5 cm unter Flur	Felmer Moor Oberfläche	Felmer Moor 5 cm unter Flur
April	241,8	223,5	393,6	200,2
Mai	416,3	357,3	555,4	297,0
Juni	464,3	424,5	537,4	428,4
Juli	468,5	461,0	559,0	475,0
August	483,6	478,4	617,8	492,2
September	320,3	347,8	412,8	380,0
Oktober	268,3	314,8	288,6	324,0
November	125,8	175,5	171,4	231,5
Dezember	3,9	73,7	59,8	128,6
Januar	11,5	68,8	42,4	86,6
Februar	-53,5	10,0	-9,6	32,8
März	114,3	113,8	211,0	155,6

Anhangtab. 4a: pH-Werte und korrigierte Leitfähigkeit (20°C, $\mu\text{S/cm}$) im April 1989 - April 1990

Datum	Wittensee		Wittensee		Wittensee	
	U1 Schlenke pH	korrr. Leitf. ($\mu\text{S/cm}$)	U1 Rasen pH	korrr. Leitf. ($\mu\text{S/cm}$)	U2 Bult pH	korrr. Leitf. ($\mu\text{S/cm}$)
5. Apr	-	-	3,9	39,08	-	-
21. Apr	-	-	3,5	5,23	3,6	8,36
18. Mai	4	54,50	4,1	43,68	4,1	59,18
31. Mai	4	38,50	3,8	20,99	4,2	71,49
18. Jun	4	37,50	3,95	48,53	4	57,50
1. Jul	3,7	42,15	3,8	34,49	3,5	-9,77
18. Jul	3,6	13,36	4,25	65,72	3,6	18,36
1. Aug	3,6	16,36	3,85	59,59	4	63,50
15. Aug	4,3	74,71	4,3	72,21	4,3	102,71
30. Aug	4,8	101,85	4,1	54,18	4,1	69,18
20. Sep	-	-	-	-	-	-
3. Okt	4,1	65,18	4,3	56,21	3,9	72,08
16. Okt	4,4	76,06	4,25	80,22	4,1	87,18
1. Nov	4,4	69,06	4,3	70,21	4,2	85,49
14. Nov	4,4	79,06	4,5	112,22	4,4	117,06
1. Dez	4,1	55,18	3,95	50,03	4,1	74,18
30. Dez	4,3	35,71	4,3	75,71	4,1	73,18
31. Jan	4,3	53,71	4,15	74,49	4,1	72,18
1. Mär	4,3	56,71	4,4	86,06	4,4	82,06
1. Apr	4	64,50	4,1	47,18	4,2	71,49
Mittelwert	4,14	54,95	4,11	61,87	4,05	65,30
s	0,32	22,84	0,30	21,48	0,26	31,39

Datum	Wittensee		Owschlag		Owschlag	
	U3 Rasen pH	korrr. Leitf. ($\mu\text{S/cm}$)	U1 Schlenke pH	korrr. Leitf. ($\mu\text{S/cm}$)	U1 Rasen pH	korrr. Leitf. ($\mu\text{S/cm}$)
5. Apr	3,9	69,08	-	-	5,7	199,35
21. Apr	3,8	94,49	-	-	3,7	103,15
18. Mai	4,2	74,49	5,3	158,37	4,6	131,84
31. Mai	4,4	82,06	4,9	170,91	4,8	167,85
18. Jun	4,2	72,49	5,3	183,37	5,1	133,42
1. Jul	3,3	-36,89	4,8	174,85	4,3	133,71
18. Jul	3,8	38,49	5,2	197,95	4,9	157,91
1. Aug	3,9	61,08	4	151,50	4	136,50
15. Aug	4,7	102,52	5,6	199,18	4,8	124,85
30. Aug	4,4	162,06	5,5	198,97	4,1	127,18
20. Sep	-	-	-	-	-	-
3. Okt	4,6	104,84	5,6	223,18	4,8	126,85
16. Okt	-	-	5,3	118,37	4	117,50
1. Nov	4	87,50	5,1	192,42	4,2	72,49
14. Nov	4,7	95,52	5,3	140,37	4,3	118,71
1. Dez	4,2	90,49	5,2	139,95	3,7	41,15
30. Dez	3,9	54,08	5	190,75	3,9	54,08
31. Jan	4	80,50	5,3	177,37	3,9	115,08
1. Mär	3,9	109,08	5,4	172,71	4	150,50
1. Apr	4	77,50	5,7	154,35	4	129,50
Mittelwert	4,11	78,86	5,21	173,21	4,36	123,24
s	0,36	39,05	0,39	26,80	0,54	37,18

Datum	Owschlag		Owschlag		Owschlag	
	U1 Bult pH	korrr. Leitf. ($\mu\text{S/cm}$)	U2 Schlenke pH	korrr. Leitf. ($\mu\text{S/cm}$)	U3 pH	korrr. Leitf. ($\mu\text{S/cm}$)
5. Apr	-	-	4,6	121,84	4,3	99,71
21. Apr	-	-	4,1	100,18	4,4	87,06
18. Mai	4,5	109,72	5	113,75	4,5	91,72
31. Mai	4,4	148,06	4,9	139,91	4,4	82,06
18. Jun	4,2	164,49	5,2	114,95	4,3	76,71
1. Jul	3,5	10,23	5,2	109,95	4,3	66,71
18. Jul	5,3	198,37	5,4	128,71	3,9	54,08
1. Aug	4,9	196,91	4,2	102,49	-	-
15. Aug	5,8	199,48	5	124,75	4,7	101,52
30. Aug	5,3	130,37	4,3	90,71	4,2	93,49
20. Sep	-	-	-	-	-	-
3. Okt	-	-	5,6	114,18	4,9	97,91
16. Okt	4,2	128,49	4,6	96,84	4,8	125,85
1. Nov	4,3	93,71	5,1	103,42	4,5	98,72
14. Nov	4,8	108,85	5,5	118,97	4,8	94,85
1. Dez	5	112,75	4,5	119,72	4,5	87,72
30. Dez	4	83,50	5,3	111,37	4,3	76,71
31. Jan	4,4	57,06	5,3	110,37	4,5	107,72
1. Mär	4,4	161,06	5,4	110,71	4,5	119,72
1. Apr	4,3	123,71	5,3	113,37	4,6	100,84
Mittelwert	4,58	126,67	4,97	112,96	4,47	92,40
s	0,57	52,04	0,46	11,60	0,24	17,43

Anhangtab. 4b: pH-Werte und korrigierte Leitfähigkeit (20°C, $\mu\text{S}/\text{cm}$) im April 1989 - April 1990

Datum	Fockbek U1 Rasen pH	corr. Leitf. ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	Fockbek U2 pH	corr. Leitf. ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	Fockbek U3 Schlenke pH	corr. Leitf. ($\mu\text{S}/\text{cm}$)
5. Apr	-	-	-	-	-	-
21. Apr	3,9	49,08	-	-	-	-
18. Mai	3,9	65,08	4	43,50	4	44,50
31. Mai	4,1	66,18	4	86,50	4	60,50
18. Jun	4,2	51,49	4,1	54,18	4,7	83,52
1. Jul	3,8	51,49	3,9	109,08	3,7	22,15
18. Jul	4,4	101,06	3,8	95,49	3,7	43,15
1. Aug	3,8	66,49	3,9	125,08	3,8	72,49
15. Aug	4,5	70,72	4	144,50	4,4	151,06
30. Aug	4,3	65,71	3,9	68,08	3,8	94,49
20. Sep	-	-	-	-	-	-
3. Okt	4,2	91,49	4	87,50	4	90,50
16. Okt	4,2	49,49	3,9	65,08	4	77,50
1. Nov	4,4	58,06	4,2	75,49	4,4	67,06
14. Nov	4,2	70,49	3,8	50,49	4	83,50
1. Dez	4,3	71,71	3,7	43,15	4	68,50
30. Dez	4,3	42,71	-	-	4,3	69,71
31. Jan	4,2	84,49	3,9	74,08	4,2	87,49
1. Mär	4	137,50	4	107,50	4,1	164,18
1. Apr	4,1	87,18	3,9	69,08	4,1	94,18
Mittelwert	4,16	71,14	3,94	81,18	4,07	80,85
s	0,21	22,97	0,12	29,30	0,27	34,95

Datum	Fockbek U3 Rasen pH	corr. Leitf. ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	Fockbek U3 Bult pH	corr. Leitf. ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	Feim Schlenke pH	corr. Leitf. ($\mu\text{S}/\text{cm}$)
5. Apr	-	-	-	-	-	-
21. Apr	3,7	20,15	-	-	3,7	55,15
18. Mai	3,7	9,15	4,2	71,49	3,9	84,08
31. Mai	4	53,50	4,4	72,06	4,2	79,49
18. Jun	4	55,50	4,6	73,84	4,1	90,18
1. Jul	3,8	41,49	4,2	97,49	-	-
18. Jul	3,7	43,15	4,2	101,49	4,4	94,06
1. Aug	3,6	26,36	4,8	180,85	4	69,50
15. Aug	5,2	143,95	4,8	154,85	4,6	126,84
30. Aug	4	78,50	4,8	132,85	4,5	174,72
20. Sep	-	-	-	-	-	-
3. Okt	4,8	233,85	5,8	179,48	4,6	112,84
16. Okt	4,5	95,72	5,4	148,71	4,5	102,72
1. Nov	4,5	63,72	4,3	83,71	4,5	149,72
14. Nov	4,1	76,18	4,2	95,49	4,5	120,72
1. Dez	4,4	57,06	4	27,50	4,3	121,71
30. Dez	4,3	70,71	4	52,50	3,9	87,08
31. Jan	3,9	67,08	3,9	82,08	4,3	98,71
1. Mär	4,5	121,72	4	137,50	4,6	129,84
1. Apr	4,3	106,71	4,3	108,71	4,1	109,18
Mittelwert	4,17	75,81	4,46	105,92	4,28	115,20
s	0,43	52,48	0,52	43,74	0,28	27,31

Datum	Feim Rasen	corr. Leitf. ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	Feim Bult pH	corr. Leitf. ($\mu\text{S}/\text{cm}$)
5. Apr	-	-	-	-
21. Apr	-	-	-	-
18. Mai	-	-	3,9	70,08
31. Mai	-	-	4,1	84,18
18. Jun	-	-	4	88,50
1. Jul	-	-	-	-
18. Jul	5,2	172,95	3,6	113,36
1. Aug	4,5	108,72	3,4	52,62
15. Aug	4,9	155,91	4,1	114,18
30. Aug	4	92,50	3,9	100,08
20. Sep	-	-	-	-
3. Okt	5,3	134,37	3,9	72,08
16. Okt	5,7	124,35	4,1	104,18
1. Nov	4,6	181,84	4,3	98,71
14. Nov	4,6	119,84	4,4	90,06
1. Dez	4,4	95,06	3,7	58,15
30. Dez	4,1	78,18	4,1	73,18
31. Jan	4,4	96,06	4,1	77,18
1. Mär	4,5	79,72	4,5	79,72
1. Apr	4,1	90,18	4,2	83,49
Mittelwert	4,64	117,67	4,02	85,93
s	0,51	34,65	0,32	19,62

Anhangtab. 4c: pH- Werte und korrigierte Leitfähigkeit (20°C, $\mu\text{S}/\text{cm}$) im April 1990 - April 1991

Moor hydr. Niveau Datum	Wittensee		Wittensee		Wittensee	
	U1 Schlenke pH	korrr. Leitf. ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	U1 Rasen pH	korrr. Leitf. ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	U2 Bult pH	korrr. Leitf. ($\mu\text{S}/\text{cm}$)
11. Apr	4,2	60,49	4,1	54,18	4,1	73,18
30. Apr	4	69,50	4	50,50	4	64,50
17. Mai	3,7	18,15	4	67,50	3,8	28,49
31. Mai	4,5	104,72	4,5	104,72	4,4	59,06
30. Jun	4,1	64,18	4,3	49,71	4	54,50
14. Aug	-	-	-	-	-	-
31. Aug	3,9	69,08	4,2	74,49	3,8	68,49
14. Sep	4	85,50	4	62,50	3,7	48,15
1. Okt	4,1	58,18	4	36,50	3,8	54,49
30. Okt	-	-	-	-	-	-
3. Dez	4,3	59,71	4,2	59,49	4	69,50
31. Dez	4,2	48,49	4	27,50	3,9	54,08
31. Jan	4,1	49,18	3,9	30,08	3,8	56,49
1. Mär	4,3	53,71	4,3	43,71	4	39,50
19. Mär	4,3	58,71	4,3	45,71	4,1	39,18
Mittelwert	4,13	61,51	4,14	54,35	3,95	54,59
s	0,20	19,33	0,17	19,73	0,18	12,62

Moor hydr. Niveau Datum	Wittensee		Owschlag		U1 Rasen	
	U3 Rasen pH	korrr. Leitf. ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	U1 Schlenke pH	korrr. Leitf. ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	pH	korrr. Leitf. ($\mu\text{S}/\text{cm}$)
11. Apr	4	82,50	5,5	168,97	4,1	126,18
30. Apr	4	94,50	5,4	163,71	4	70,50
17. Mai	3,7	38,15	5,2	175,95	4	93,50
31. Mai	4,5	58,72	5,5	158,97	4,5	145,72
30. Jun	4,1	70,18	5,5	136,97	4,3	75,71
14. Aug	-	-	-	-	-	-
31. Aug	4,8	149,85	5,3	194,37	5,2	116,95
14. Sep	4,5	112,72	5,4	162,71	4,2	104,49
1. Okt	3,6	42,36	5,6	195,18	4,1	97,18
30. Okt	-	-	-	-	-	-
3. Dez	4,2	84,49	5,4	186,71	4	61,50
31. Dez	4,1	63,18	5,5	277,97	4,5	116,72
31. Jan	4	66,50	5,4	258,71	4,4	112,06
1. Mär	3,6	46,36	5,2	167,95	4,3	76,71
19. Mär	3,8	59,49	5,8	139,48	4,3	91,71
Mittelwert	4,07	74,54	5,44	183,67	4,30	99,15
s	0,35	29,78	0,15	40,08	0,31	23,37

Moor hydr. Niveau Datum	Owschlag		U2 Schlenke		U3, submers	
	U1 Bult pH	korrr. Leitf. ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	pH	korrr. Leitf. ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	pH	korrr. Leitf. ($\mu\text{S}/\text{cm}$)
11. Apr	4,8	105,85	5,9	114,59	4,8	105,85
30. Apr	4,1	51,18	5	112,75	4,3	89,71
17. Mai	4,2	79,49	5,1	109,42	4	70,50
31. Mai	4	162,50	4,7	125,52	4,5	82,72
30. Jun	5,1	82,42	4,9	100,91	4,8	69,85
14. Aug	-	-	-	-	-	-
31. Aug	4,2	129,49	4,2	109,49	3,8	48,49
14. Sep	3,7	231,15	5	115,75	4,2	74,49
1. Okt	4,9	107,91	5,1	103,42	4,1	78,18
30. Okt	-	-	-	-	-	-
3. Dez	4,9	84,91	5	91,75	4,4	69,06
31. Dez	5,1	104,42	4,8	68,85	4,5	74,72
31. Jan	5	105,75	4,8	73,85	4,4	70,06
1. Mär	4,3	75,71	4,6	106,84	4,6	79,84
19. Mär	4,4	87,06	5,6	105,18	5,5	93,97
Mittelwert	4,52	108,30	4,98	102,95	4,45	77,50
s	0,45	44,14	0,41	15,56	0,41	13,44

Anhangtab. 4d: pH- Werte und korrigierte Leitfähigkeit (20°C, $\mu\text{S/cm}$) im April 1990 - April 1991

Moor hydr. Niveau Datum	Fockbek U1		Fockbek U2		Fockbek U3 Schlenke	
	pH	korrr. Leitf. ($\mu\text{S/cm}$)	pH	korrr. Leitf. ($\mu\text{S/cm}$)	pH	korrr. Leitf. ($\mu\text{S/cm}$)
11. Apr	4,1	89,18	3,9	69,08	4,4	107,06
30. Apr	4,4	75,06	3,5	22,23	3,6	11,36
17. Mai	3,7	46,15	3,8	75,49	3,8	41,49
31. Mai	4	62,50	4,4	-	4	90,50
30. Jun	4,25	51,72	3,9	84,08	4,2	72,49
14. Aug	-	-	-	-	-	-
31. Aug	3,6	33,36	3,6	38,36	3,7	55,15
14. Sep	4,3	82,71	3,9	76,08	3,9	67,08
1. Okt	3,6	26,36	3,6	3,36	3,5	14,23
30. Okt	-	-	-	-	-	-
3. Dez	4,3	45,71	3,8	13,49	3,9	27,08
31. Dez	4	56,50	3,96	44,36	4	51,50
31. Jan	4,1	62,18	3,9	38,08	4	58,50
1. Mär	3,9	34,08	4,1	53,18	4,2	55,49
19. Mär	4,4	93,06	3,9	27,08	4,4	53,06
Mittelwert	4,05	58,35	3,87	45,41	3,97	54,23
s	0,27	20,85	0,22	25,38	0,27	26,27

Moor hydr. Niveau Datum	Fockbek U3 Rasen		Fockbek U3 Bult		Felm Schlenke	
	pH	korrr. Leitf. ($\mu\text{S/cm}$)	pH	korrr. Leitf. ($\mu\text{S/cm}$)	pH	korrr. Leitf. ($\mu\text{S/cm}$)
11. Apr	4,3	92,71	4,3	93,71	4	97,50
30. Apr	3,9	51,08	3,8	50,49	4,3	93,71
17. Mai	3,9	67,08	4	57,50	3,9	64,08
31. Mai	4,4	74,06	4,1	93,18	3,9	94,08
30. Jun	4,1	62,18	4,1	80,18	4,2	106,49
14. Aug	-	-	-	-	-	-
31. Aug	3,6	33,36	3,6	43,36	4	-
14. Sep	4,2	99,49	4,2	78,49	3,6	6,36
1. Okt	3,6	34,36	3,5	14,23	3,8	75,49
30. Okt	-	-	-	-	-	-
3. Dez	3,8	28,49	3,9	14,08	3,9	59,08
31. Dez	4,5	65,72	4,3	62,71	4,2	81,49
31. Jan	4,4	66,06	4,2	48,49	4,1	82,18
1. Mär	4,1	52,18	4	47,50	3,7	59,15
19. Mär	4,5	91,72	4,1	52,18	3,9	80,08
Mittelwert	4,10	62,96	4,01	56,63	3,96	74,98
s	0,31	22,09	0,24	24,45	0,19	25,28

Moor hydr. Niveau Datum	Felm Rasen		Felm Bult	
	pH	korrr. Leitf. ($\mu\text{S/cm}$)	pH	korrr. Leitf. ($\mu\text{S/cm}$)
11. Apr	4,3	106,71	4,2	86,49
30. Apr	4,3	101,71	4	92,50
17. Mai	4	73,50	4	72,50
31. Mai	4	106,50	4	146,50
30. Jun	4,3	93,71	3,9	80,08
14. Aug	-	-	-	-
31. Aug	3,6	195,36	3,6	27,36
14. Sep	3,7	72,15	3,7	58,15
1. Okt	4	77,50	3,7	45,15
30. Okt	-	-	-	-
3. Dez	4,6	111,84	4,2	58,49
31. Dez	4,7	68,52	4,1	35,18
31. Jan	4,6	98,84	4,1	44,18
1. Mär	4	56,50	3,6	35,36
19. Mär	4,2	70,49	3,8	58,49
33428,93	4,18	94,87	3,92	64,65
100,86	0,32	13,70	0,21	30,74

Anhangtab. 5a: Nährstoffgehalte (mg/l) im Moorwasser 1990

Natrium	1.4.90	1.7.90	1.10.90	Mittelwert	s
Wittensee U1, Schlenke	12,46	8,21	7,03	9,23	2,86
Wittensee U1, Rasen	6,72	7,1	7,42	7,08	0,35
Wittensee U2, Bult	13,66	7,6	8,21	9,82	3,34
Wittensee U3, S. riparium, Rasen	8,66	6,42	7,4	7,49	1,12
Owschlag U1, Schlenke	8,82	14,38	9,73	10,98	2,98
Owschlag U1, Rasen	13,61	6,36	8,96	9,64	3,67
Owschlag U1, Bult	9,72	6,55	9,01	8,43	1,66
Owschlag U2, Schlenke	17,3	10,3	9,43	12,34	4,31
Owschlag U3, S. auriculatum, submers	8,17	7,3	9,37	8,28	1,04
Fockbek U1, Aufstaufläche, Rasen	18,22	9,46	9,57	12,42	5,03
Fockbek U2, S. cuspidatum, submers	13,06	11,39	8,42	10,96	2,35
Fockbek U3, Schlenke	15,27	8,09	8,97	10,78	3,92
Fockbek U3, Rasen	14,02	9,78	8,39	10,73	2,93
Fockbek, U3, Bult	14,02	8,03	10,73	10,93	3,00
Felm, Schlenke	9,91	9,18	10,2	9,76	0,53
Felm, Rasen	-	8,84	8,93	8,89	0,06
Felm, Bult	-	9,73	8,17	8,95	1,10
Kalium	1.4.90	1.7.90	1.10.90	Mittelwert	s
Wittensee U1, Schlenke	0,755	1,492	0,257	0,83	0,62
Wittensee U1, Rasen	2,613	1,02	0,42	1,35	1,13
Wittensee U2, Bult	3,143	0,756	0,448	1,45	1,48
Wittensee U3, S. riparium, Rasen	0,967	0,554	0,38	0,63	0,30
Owschlag U1, Schlenke	4,011	2,38	4,605	3,67	1,15
Owschlag U1, Rasen	2,201	1,383	2,406	2,00	0,54
Owschlag U1, Bult	2,098	1,223	1,568	1,63	0,44
Owschlag U2, Schlenke	1,28	2,082	0,846	1,40	0,63
Owschlag U3, S. auriculatum, submers	0,934	0,568	2,116	1,21	0,81
Fockbek U1, Aufstaufläche, Rasen	1,142	1,199	0,418	0,92	0,44
Fockbek U2, S. cuspidatum, submers	0,854	1,604	0,442	0,97	0,59
Fockbek U3, Schlenke	0,964	3,013	0,454	1,48	1,35
Fockbek U3, Rasen	1,64	0,348	0,549	0,85	0,70
Fockbek, U3, Bult	1,888	0,987	1,276	1,38	0,46
Felm, Schlenke	1,4	0,863	0,842	1,04	0,32
Felm, Rasen	-	1,956	1,242	1,60	0,50
Felm, Bult	-	0,743	1,076	0,91	0,24
Kalzium	1.4.90	1.7.90	1.10.90	Mittelwert	s
Wittensee U1, Schlenke	1,24	1,55	1,11	1,30	0,23
Wittensee U1, Rasen	0,75	1,59	0,71	1,02	0,50
Wittensee U2, Bult	1,64	1,03	0,69	1,12	0,48
Wittensee U3, S. riparium, Rasen	1,96	2,44	2,24	2,21	0,24
Owschlag U1, Schlenke	6,48	16,61	5,18	9,42	6,26
Owschlag U1, Rasen	4,32	2,1	2,55	2,99	1,17
Owschlag U1, Bult	4,08	1,24	2,56	2,63	1,42
Owschlag U2, Schlenke	3,02	4,36	1,52	2,97	1,42
Owschlag U3, S. auriculatum, submers	3,7	3,16	4,12	3,66	0,48
Fockbek U1, Aufstaufläche, Rasen	1,69	1,03	0,91	1,21	0,42
Fockbek U2, S. cuspidatum, submers	1,28	1,37	1	1,22	0,19
Fockbek U3, Schlenke	1,07	0,93	0,61	0,87	0,24
Fockbek U3, Rasen	1,23	1,4	1,13	1,25	0,14
Fockbek, U3, Bult	1,23	1,27	0,87	1,12	0,22
Felm, Schlenke	1,64	1,86	1,21	1,57	0,33
Felm, Rasen	-	1,54	1,61	1,58	0,05
Felm, Bult	-	1,58	1,27	1,43	0,22

Anhangtab. 5b: Nährstoffgehalte (mg/l) im Moorwasser 1990

Magnesium	1.4.90	1.7.90	1.10.90	Mittelwert	s
Wittensee U1, Schlenke	1,16	1,07	0,87	1,03	0,15
Wittensee U1, Rasen	0,46	0,92	0,69	0,69	0,23
Wittensee U2, Bult	2,39	1,01	0,8	1,40	0,86
Wittensee U3, S. riparium, Rasen	1,56	1,56	1,46	1,53	0,06
Owschlag U1, Schlenke	2,37	3,49	1,98	2,61	0,78
Owschlag U1, Rasen	2,11	1	1,2	1,44	0,59
Owschlag U1, Bult	1,76	0,67	1,06	1,16	0,55
Owschlag U2, Schlenke	2,58	2,55	1,52	2,22	0,60
Owschlag U3, S. auriculatum, submers	1,36	1,14	1,41	1,30	0,14
Fockbek U1, Aufstaufläche, Rasen	1,68	0,76	0,63	1,02	0,57
Fockbek U2, S. cuspidatum, submers	1,76	1,38	1,27	1,47	0,26
Fockbek U3, Schlenke	2,07	1,19	1,06	1,44	0,55
Fockbek U3, Rasen	1,64	1,49	0,97	1,37	0,35
Fockbek, U3, Bult	1,64	1,03	0,73	1,13	0,46
Felm, Schlenke	1,38	1,3	1,21	1,30	0,09
Felm, Rasen	-	1,18	1,31	1,25	0,09
Felm, Bult	-	1,3	1,02	1,16	0,20
Ammonium	1.4.90	1.7.90	1.10.90	Mittelwert	s
Wittensee U1, Schlenke	0,112	0,114	0,109	0,112	0,00
Wittensee U1, Rasen	0,904	0,0915	0,074	0,357	0,47
Wittensee U2, Bult	0,305	0,056	0,049	0,137	0,15
Wittensee U3, S. riparium, Rasen	0,302	0,285	0,144	0,244	0,09
Owschlag U1, Schlenke	0,77	0,251	0,498	0,506	0,26
Owschlag U1, Rasen	0,74	0,121	0,108	0,323	0,36
Owschlag U1, Bult	0,312	0,228	0,061	0,200	0,13
Owschlag U2, Schlenke	0,3	0,438	0,198	0,312	0,12
Owschlag U3, S. auriculatum, submers	0,045	0,156	0,042	0,081	0,06
Fockbek U1, Aufstaufläche, Rasen	0,054	0,672	0,026	0,251	0,37
Fockbek U2, S. cuspidatum, submers	0,088	0,098	0,354	0,180	0,15
Fockbek U3, Schlenke	0,235	0,427	0,085	0,249	0,17
Fockbek U3, Rasen	0,22	0,155	0,122	0,166	0,05
Fockbek, U3, Bult	0,22	0,111	0,048	0,126	0,09
Felm, Schlenke	0,061	0,047	0,151	0,086	0,06
Felm, Rasen	-	0,098	0,055	0,077	0,03
Felm, Bult	-	0,098	0,055	0,077	0,03
Nitrat	1.4.90	1.7.90	1.10.90	Mittelwert	s
Wittensee U1, Schlenke	0,051	0	0	0,017	0,03
Wittensee U1, Rasen	0,021	0,001	0,043	0,022	0,02
Wittensee U2, Bult	0,018	0	0	0,006	0,01
Wittensee U3, S. riparium, Rasen	0,066	0	0	0,022	0,04
Owschlag U1, Schlenke	0,056	0,002	1,02	0,359	0,57
Owschlag U1, Rasen	0,414	0	0,002	0,139	0,24
Owschlag U1, Bult	0,446	0	0,012	0,153	0,25
Owschlag U2, Schlenke	0,056	0	0	0,019	0,03
Owschlag U3, S. auriculatum, submers	0,055	0	0,001	0,019	0,03
Fockbek U1, Aufstaufläche, Rasen	0,009	0	0	0,003	0,01
Fockbek U2, S. cuspidatum, submers	0	0	0,005	0,002	0,00
Fockbek U3, Schlenke	0,084	0	0	0,028	0,05
Fockbek U3, Rasen	0,01	0	0,088	0,033	0,05
Fockbek, U3, Bult	0,01	0	0	0,003	0,01
Felm, Schlenke	0,011	0	0	0,004	0,01
Felm, Rasen	-	0	0	0,000	0,00
Felm, Bult	-	0	0	0,000	0,00

Anhangtab. 5c: Nährstoffgehalte (mg/l) im Moorwasser 1990

Phosphat	1.4.90	1.7.90	1.10.90	Mittelwert	s
Wittensee, U1 Schlenke	0,031	0,263	0,137	0,144	0,12
Wittensee, U1 Rasen	0,077	0,186	0,181	0,148	0,06
Wittensee, , U2 Bult	0,179	0,179	0,164	0,174	0,01
Wittensee, S. riparium-Bst., Rasen	0,153	0,304	0,182	0,213	0,08
Owschlag U1, Schlenke	0,195	0,192	0,119	0,169	0,04
Owschlag U1, Rasen	0,111	0,158	0,153	0,141	0,03
Owschlag U1, Bult	0,057	0,045	0,077	0,060	0,02
Owschlag U2, Schlenke	0,035	0,008	0,064	0,036	0,03
Owschlag U3, S. auriculatum, submers	0,0551	0,594	0,077	0,242	0,31
Fockbek U1, Aufstaufläche, Rasen	0,079	0,061	0,029	0,056	0,03
Fockbek U2, S. cuspidatum, submers	0,095	0,49	0,0891	0,225	0,23
Fockbek U3, Schlenke	0,034	0,195	0,088	0,106	0,08
Fockbek U3, Rasen	0,0782	0,299	0,119	0,165	0,12
Fockbek, U3, Bult	0,0782	0,231	0,117	0,142	0,08
Felm, Schlenke	0,0154	0,189	0,122	0,109	0,09
Felm, Rasen	-	0,226	0,144	0,185	0,06
Felm, Bult	-	0,379	0,081	0,230	0,21

Anhangtab. 6: Vergleich der Zellulose-Zersetzung (% TM) in den Untersuchungsjahren 1989/90 und 1990/91

Moor	1989/1990		1990/1991		1989/1990		1990/1991	
	Schlenke	s	Schlenke	s	Rasen	s	Rasen	s
Wittensee	16,89	0,9	20,60	1,8	10,07	2,0	15,36	1,9
Owschlag	29,06	5,6	17,58	3,8	31,00	11,6	27,01	0,7
Fockbek	18,32	4,6	13,19	1,5	37,29	5,1	18,33	3,0
	1989/1990		1990/1991		1989/1990		1990/1991	
	Bult	s	Bult	s	submers	s	submers	s
Wittensee	5,51	1,5	13,75	2,0	-	-	-	-
Owschlag	8,20	3,1	19,25	4,7	-	-	-	-
Fockbek	18,20	12,8	6,22	1,2	14,87	2,4	19,74	2,3
	1989/1990		1990/1991		1989/1990		1990/1991	
	Ul Schwingd.	s	Ul Schwingd.	s	unter Schwgd.	s	unter Schwgd.	s
Wittensee	-	-	-	-	-	-	-	-
Owschlag	-	-	-	-	-	-	-	-
Fockbek	18,48	2,9	16,41	3,5	-	-	23,43	2,7

Anhangtab. 7: Zersetzung (%TM-Verlust, \pm SE) in Abhängigkeit vom N-Angebot: Düngungsexperiment im Felmer Moor

S. fallax						
Dünger- variante	Schlenke		Rasen		Bult	
	89 - 90	89 - 91	89 - 90	89 - 91	89 - 90	89 - 91
D1	-	-	15,2 \pm 0,8	15,5 \pm 1,3	-	-
D3	-	-	12,8 \pm 0,8	15,5 \pm 1,2	13,2 \pm 0,6	16,7 \pm 1,3
D5	-	-	9,2 \pm 1,1	13,0 \pm 0,8	13,5 \pm 1,2	15,7 \pm 0,7
D4	-	-	11,2 \pm 1,2	15,2 \pm 1,2	10,4 \pm 0,4	13,2 \pm 1,2
A	-	-	-	-	-	-
D2	15,2 \pm 0,9	17,7 \pm 0,7	17,5 \pm 0,4	19,3 \pm 0,1	14,6 \pm 0,4	18,3 \pm 1,0
N						
S. magellanicum						
Dünger- variante	Schlenke		Rasen		Bult	
	89 - 90	89 - 91	89 - 90	89 - 91	89 - 90	89 - 91
D1	10,1 \pm 0,8	12,3 \pm 0,6	13,1 \pm 1,7	12,6 \pm 0,7	9,7 \pm 2,2	8,5 \pm 0,6
D3	-	-	9,6 \pm 0,6	10,8 \pm 1,0	7,4 \pm 0,9	8,8 \pm 1,3
D5	8,3 \pm 0,9	10,3 \pm 0,7	5,2 \pm 0,6	6,6 \pm 0,7	9,1 \pm 0,5	7,3 \pm 1,3
D4	-	-	10,1 \pm 0,7	10,1 \pm 1,0	7,0 \pm 0,4	4,5 \pm 0,6
A	6,6 \pm 0,2	5,5 \pm 0,5	6,6 \pm 0,2	5,6 \pm 0,5	13,8 \pm 0,9	16,1 \pm 1,0
D2	-	-	10,2 \pm 1,5	9,5 \pm 0,2	7,5 \pm 0,7	6,4 \pm 0,8
N	5,0 \pm 0,4	3,2 \pm 0,6	9,7 \pm 0,4	11,7 \pm 0,6	7,3 \pm 0,4	9,9 \pm 0,9
S. fallax, br. Stengelabschnitte						
Dünger- variante	Schlenke		Rasen		Bult	
	89 - 90	89 - 91	89 - 90	89 - 91	89 - 90	89 - 91
D3	-	-	-	-	4,3 \pm 0,4	5,7 \pm 0,7
D2	-	-	-	-	-	7,0 \pm 0,4
S. magellanicum, br. Stengelabschnitte						
Dünger- variante	Schlenke		Rasen		Bult	
	89 - 90	89 - 91	89 - 90	89 - 91	89 - 90	89 - 91
D3	-	-	5,0 \pm 0,1	7,5 \pm 0,7	-	5,4 \pm 0,8
D2	-	-	-	5,6 \pm 1,0	-	-

D1 = Minimalvariante

D4 = Ammoniumvariante

D2 = Nitratvariante

D = überdachte Kontrolle A = Ammoniumdüngung, hochdos. Konz.

N = Nitratdüngung, hochdos. Konz.

- = nicht überdachte Kontrolle (siehe Text)

Anhangtab. 8: Mittlerer Längenzuwachs (cm) der Sphagnen in den Meßperioden

Wittensee	F 89	S 89	H/W 89/90	JZW	SE	n	F 90	S 90	H/W 90/91	JZW	SE	n
S. cuspidatum	1,91	3,62	2,71	8,24	0,28	87	3,20	2,10	1,02	6,32	0,17	138
S. fallax, Schlenke	-	3,98	0,80	4,78	0,21	90	2,46	3,27	1,40	7,13	0,21	128
S. fallax, Rasen	1,18	2,32	1,67	5,17	0,14	150	2,50	3,41	0,55	6,46	0,19	125
S. fallax, Bult	0,83	0,83	1,33	2,99	0,09	169	1,81	3,24	0,44	5,49	0,18	117
S. magellanicum, Schlenke	1,14	1,80	0,36	3,30	0,09	119	1,62	2,36	0,27	4,25	0,07	165
S. magellanicum, Rasen	0,55	1,12	0,47	2,14	0,06	157	1,05	2,27	0,32	3,64	0,09	138
S. magellanicum, Bult	0,20	0,81	0,23	1,24	0,03	120	1,38	3,60	0,26	5,24	0,15	121
S. rubellum	1,50	0,88	0,22	2,60	0,12	82	2,60	3,06	0,26	5,92	0,15	105
Owslager Moor												
S. cuspidatum	2,41	1,53	1,05	4,99	0,19	131	2,47	3,17	0,56	6,20	0,19	131
S. fallax, Schlenke	2,46	3,15	1,15	6,76	0,13	278	3,26	2,73	0,74	6,73	0,13	278
S. fallax, Rasen	1,49	1,74	1,21	4,44	0,09	267	1,59	2,22	0,56	4,37	0,09	267
S. fallax, Bult	-	0,99	0,92	1,91	0,11	148	1,78	1,77	0,45	4,00	0,11	148
S. magellanicum, Schlenke	1,64	2,16	0,29	4,09	0,07	275	1,58	1,73	0,31	3,62	0,07	275
S. magellanicum, Rasen	0,74	1,47	0,20	2,41	0,07	272	1,54	1,82	0,19	3,55	0,07	272
S. magellanicum, Bult	0,60	0,47	0,16	1,23	0,08	141	0,59	2,13	0,20	2,92	0,08	141
S. papillosum, Schlenke	0,82	2,03	0,26	3,11	0,05	152	0,91	1,63	0,23	2,77	0,05	152
Fockbeker Moor												
S. cuspidatum	1,53	2,31	3,94	7,78	0,25	118	3,31	4,00	2,33	9,64	0,3	111
S. fallax, Schlenke	-	2,71	2,79	5,50	0,2	87	3,69	3,98	1,41	9,08	0,25	125
S. fallax, Rasen	1,66	1,99	1,29	4,94	0,14	127	2,50	3,89	1,21	7,60	0,22	144
S. fallax, Bult	-	1,41	0,49	1,90	0,1	78	2,07	1,66	0,71	4,44	0,12	170
S. magellanicum, Schlenke	1,65	0,74	0,08	2,47	0,07	133	2,55	3,27	0,08	5,90	0,15	128
S. magellanicum, Rasen	1,01	0,88	0,06	1,95	0,05	140	1,76	1,89	0,18	3,83	0,11	126
S. magellanicum, Bult	0,38	0,80	0,08	1,26	0,04	148	1,33	1,15	0,14	2,62	0,07	116
S. papillosum	1,75	1,53	0,54	3,82	0,12	108	1,77	1,61	0,21	3,59	0,09	156
Sonderstandorte												
Wittensee												
S. riparium, Rasen U3	3,41	1,85	2,15	7,41	0,22	156	7,37	6,13	0,91	14,41	0,29	126
S. palustre, Rasen U3	3,70	3,30	0,80	7,80	0,2	156	5,27	4,75	0,39	10,41	0,21	141
S. fimbriatum				2,2	0,14	3				3,9	0,21	3
Owslager												
S. auriculatum, submers U3	3,50	4,37	2,21	10,08	0,45	56	4,02	5,37	3,13	12,52	0,43	86
S. auriculatum, emers U3	1,50	3,48	3,19	8,17	0,28	110	3,17	3,01	1,60	7,78	0,24	98
Fockbek												
S. cuspidatum, submers U2	6,16	7,70	4,55	18,41	0,61	99	5,64	10,72	3,41	19,77	0,49	146
S. fallax, Aufstaufl. U1 Ras.	5,92	8,48	2,69	17,09	0,55	116	6,47	3,95	1,52	11,94	0,35	104
S. fallax, Aufstaufl. U1 Schl	5,18	8,05	3,69	16,92	0,52	111	11,58	8,25	2,16	21,99	0,65	146

F 89 = Frühjahr 1989, S 89 = Sommer 1989, H/W 89/90 = Herbst/Winter 1989/90, JZW = Jahreszuwachs

F 90 = Frühjahr 1990, S 90 = Sommer 1990, H/W 90/91 = Herbst/Winter 1990/91, JZW = Jahreszuwachs;

Anhangtab. 9: Mittlere unkorrigierte Massenzuwächse der Sphagnen (mg TM/Pflanze) in den Meßperioden

Wittenseer Moor	F 89	s	S 89	s	H/W 89/90	s	F 90	s	S 90	s	H/W 90/91	s
S. cuspidatum	46	0,01	33	0,01	31	0,01	26	0,01	38	0,01	20	0,0
S. fallax, Schlenke	-	-	67	0,01	26	0,01	62	0,02	55	0,01	28	0,0
S. fallax, Rasen	48	0,05	61	0,02	27	0,03	45	0,04	47	0,01	27	0,0
S. fallax, Bult	21	0,01	27	0,01	28	0,01	24	0,01	28	0,01	20	0,0
S. magellanicum, Schlenke	46	0,01	44	0,01	24	0,00	47	0,01	39	0,01	19	0,0
S. magellanicum, Rasen	41	0,01	25	0,01	22	0,01	29	0,01	26	0,01	17	0,0
S. magellanicum, Bult	26	0,01	28	0,01	19	0,01	27	0,01	25	0,01	14	0,0
S. rubellum	10	0,01	11	0,00	16	0,02	11	0,00	8	0,00	6	0,0
Owslager Moor												
S. cuspidatum	48	0,01	32	0,01	35	0,01	31	0,01	27	0,01	14	0,0
S. fallax, Schlenke	50	0,01	47	0,01	30	0,01	40	0,02	30	0,01	18	0,0
S. fallax, Rasen	52	0,01	36	0,01	22	0,01	29	0,01	28	0,01	15	0,0
S. fallax, Bult	-	-	25	0,01	23	0,01	28	0,01	23	0,01	18	0,0
S. magellanicum, Schlenke	58	0,01	44	0,01	24	0,01	43	0,01	33	0,01	22	0,0
S. magellanicum, Rasen	37	0,01	33	0,01	19	0,01	39	0,01	35	0,01	14	0,0
S. magellanicum, Bult	56	0,01	25	0,01	20	0,01	36	0,01	30	0,01	16	0,0
S. papillosum, Schlenke	41	0,01	47	0,01	19	0,01	36	0,01	32	0,01	17	0,0
Fockbeker Moor												
S. cuspidatum	35	0,01	34	0,01	35	0,01	32	0,01	30	0,01	21	0,0
S. fallax, Schlenke	-	-	35	0,01	23	0,01	54	0,01	54	0,01	25	0,0
S. fallax, Rasen	34	0,01	29	0,01	24	0,01	29	0,01	46	0,01	20	0,0
S. fallax, Bult	-	-	22	0,01	23	0,01	26	0,01	25	0,01	20	0,0
S. magellanicum, Schlenke	43	0,01	35	0,01	25	0,01	28	0,01	28	0,01	16	0,0
S. magellanicum, Rasen	36	0,01	29	0,01	22	0,01	37	0,01	30	0,01	17	0,0
S. magellanicum, Bult	31	0,01	28	0,01	21	0,01	26	0,01	22	0,01	9	0,0
S. papillosum, Schlenke	46	0,01	44	0,01	24	0,01	40	0,01	30	0,01	14	0,0
Sonderstandorte												
Wittensee												
S. riparium, Rasen	42	0,01	39	0,01	32	0,01	69	0,03	36	0,02	25	0,0
S. palustre, Rasen	35	0,02	27	0,01	29	0,01	41	0,02	47	0,01	20	0,0
Owslager Moor												
S. auriculatum, emers U3	29	0,01	40	0,02	41	0,02	27	0,01	28	0,01	20	0,0
S. auriculatum, submers U3	11	0,04	58	0,05	42	0,01	54	0,02	52	0,02	40	0,0
Fockbeker Moor												
S. cuspidatum, submers U2	37	0,01	34	0,01	23	0,01	29	0,01	33	0,01	17	0,0
S. fallax, Aufstaufl. U1 Teppich	55	0,02	53	0,01	30	0,01	50	0,01	50	0,40	25	0,0
S. fallax, Aufstaufl. U1 Rasen	53	0,02	70	0,01	25	0,01	41	0,01	40	0,01	19	0,0

F 89 = Frühjahr 1989, S 89 = Sommer 1989, H/W 89/90 = Herbst/Winter 1989/90
F 90 = Frühjahr 1990, S 90 = Sommer 1990, H/W 90/91 = Herbst/Winter 1990/91

**MITTEILUNGEN DER ARBEITSGEMEINSCHAFT GEOBOTANIK
IN SCHLESWIG-HOLSTEIN UND HAMBURG e.V.**

Folgende Hefte sind noch lieferbar:

- 11, 1963 SCHREITLING, K.-Th., Im Spülsaum der nordwestdeutschen Flachküste, 105 S., DM 6,00
- 23, 1973 FRAHM, J.-P. und E. WALSEMANN, Nachträge zur Moosflora von Schleswig-Holstein, 205 S., DM 10,20
- 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
- 28a 1977 SCHREITLING, K.-Th., Wir bestimmen Laubbäume im Winter, 47 S., DM 4,00
- 28b 1977 SCHREITLING, K.-Th. Wir bestimmen Bäume im Sommer, 28 S., DM 2,40
- 29, 1978 MARTENSEN, H.-O. u. W. PROBST, Synoptische *Rubus*-Flora für Nordwestdeutschland und Nordeuropa, 144 S., DM 10,80
- 30, 1979 CHRISTENSEN, E. und J. WESTDÖRP, Flora von Fehmarn, 262 S., DM 13,40
- 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. DIERSSSEN, Verbreitungskarten ausgestorbener, verschollener und sehr seltener Gefäßpflanzen in Schleswig-Holstein, 317 S., DM 30,00
- 33, 1984 Zur Flora und Vegetation Schleswig-Holsteins und angrenzender Gebiete - Dem Andenken an E.W. RAABE gewidmet, 315 S., DM 34,00

- 34, 1984 HÄRDTLE, W., Vegetationskundliche Untersuchungen in Salzwiesen der ostholsteinischen Ostseeküste, 142 S., DM 10,30.
- 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-, Nieder-moor- und Feuchtgrünland-Gesellschaften, 128 S., DM 15,50.
- 38, 1988 SCHRAUTZER, J., Pflanzensoziologische und standörtliche Charakteristik von Seggenriedern und Feuchtwiesen in Schleswig-Holstein, 189 S., DM 37,50.
- 39, 1988 MIERWALD, U., Die Vegetation der Kleingewässer landwirtschaftlich genutzter Flächen. Eine pflanzensoziologische Studie aus Schleswig-Holstein, 286 S., DM 30,00.
- 40, 1989 HÄRDTLE, W., Potentielle natürliche Vegetation. Ein Beitrag zur Kartierungsmethode am Beispiel der Topographischen Karte 1623 Owschlag, 72 S., DM 25,00.
- 41, 1990 AEY, W., Historisch-ökologische Untersuchungen an Stadtökotopen Lübecks. Floristisch-vegetationskundliche und bodenkundliche Untersuchungen unterschiedlich alter Stadtbereiche. 230 S., DM 22,00
- 42, 1992 JACOBSEN, P., Flechten in Schleswig-Holstein: Bestand, Gefährdung und Bedeutung als Bioindikatoren. 234 S., DM 13,50

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-2300 Kiel 1.